

R-99-59

Djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall

Preliminär säkerhetsanalys

Svensk Kärnbränslehantering

December 1999

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 5864

SE-102 40 Stockholm Sweden

Tel 08-459 84 00
+46 8 459 84 00

Fax 08-661 57 19
+46 8 661 57 19



ISSN 1402-3091

SKB Rapport R-99-59

Djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall

Preliminär säkerhetsanalys

Svensk Kärnbränslehantering

December 1999

Förord

Rapporten presenterar en preliminär säkerhetsanalys av djupförvaring av långlivat låg- och medelaktivt avfall. Målet med den här studien är att utvärdera den aktuella designen och att avgöra vilken betydelse som platsens egenskaper har för säkerheten på lång sikt. Detta är första gången en preliminär säkerhetsanalys har gjorts med hela den uppskattade mängden avfall och med alla relevanta radionuklider inkluderade i analysen. Tidigare säkerhetsanalyser har endast gällt en del av avfallet eller enbart funktionen hos barriärerna i närområdet. Det är också första gången som den nya förvarsdesignen prövas.

”Preliminär” i det här sammanhanget betyder att målsättningen varit begränsad. Alla aspekter har inte analyserats och alla antaganden har inte prövats. Ett förvar för det här avfallet ska inte tas i drift förrän tidigast år 2030 enligt planerna. Den här studien är ett tidigt steg i den riktningen och rapporten ska vara en vägledning för fortsatt utveckling.

Abstract

A preliminary safety assessment has been performed of a deep repository for long-lived low- and intermediate-level waste, SFL 3-5. The purpose of the study is to investigate the capacity of the facility to act as a barrier to the release of radionuclides and toxic pollutants, and to shed light on the importance of the location of the repository site. A safety assessment (SR 97) of a deep repository for spent fuel has been carried out at the same time. In SR 97 (SKB, 1999), three hypothetical repository sites have been selected for study. These sites exhibit fairly different conditions in terms of hydrogeology, hydrochemistry and ecosystems. To make use of information and data from the SR 97 study, we have assumed that SFL 3-5 is co-sited with the deep repository for spent fuel. A conceivable alternative is to site SFL 3-5 as a completely separate repository.

The focus of the SFL 3-5 study is a quantitative analysis of the environmental impact for a reference scenario, while other scenarios are discussed and analyzed in more general terms. Migration in the repository's near- and far-field has been taken into account in the reference scenario. Environmental impact on the three sites has also been calculated. The calculations are based on an updated forecast of the waste to be disposed of in SFL 3-5. The forecast includes radionuclide content, toxic metals and other substances that have a bearing on a safety assessment.

The safety assessment shows how important the site is for safety. Two factors stand out as being particularly important: the water flow at the depth in the rock where the repository is built, and the ecosystem in the areas on the ground surface where releases may take place in the future. Another conclusion is that radionuclides that are highly mobile and long-lived, such as ^{36}Cl and ^{93}Mo , are important to be taken into consideration. Their being long-lived means that barriers and the ecosystems must be regarded with a very long time horizon.

Sammanfattning

En preliminär säkerhetsanalys har genomförts av ett djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall, SFL 3-5. Syftet med studien är att undersöka konstruktionens förmåga att fungera som en barriär mot uttransport av radionuklider och miljöfarliga ämnen, samt att belysa betydelsen av förvarsplatsens läge. Parallellt har en säkerhetsanalys (SR 97) genomförts av ett djupförvar för använt bränsle. I SR 97 studien (SKB, 1999) har man valt att studera tre hypotetiska platser för lokalisering. Dessa platser uppvisar tämligen olika förhållanden vad gäller hydrogeologi, vattenkemi och ekosystem. För att utnyttja information och data från SR 97 studien har vi utgått från att SFL 3-5 samlokaliseras med djupförvaret för använt bränsle. Man kan även tänka sig att lokalisera SFL 3-5 som ett helt fristående förvar.

Tyngdpunkten i SFL 3-5 studien är en kvantitativ analys av omgivningspåverkan för ett referensscenario, medan andra scenarier diskuteras och belyses mer översiktligt. För referensscenariot har migrationen i förvarets närzon och fjärrzon beräknats. Även omgivningspåverkan på de tre platserna har beräknats. Beräkningarna utgår från en uppdaterad prognos på avfallet som ska deponeras i SFL 3-5. I prognosen ingår innehållet av radionuklider, miljöfarliga metaller och andra ämnen av betydelse för en säkerhetsanalys.

Säkerhetsanalysen visar vilken betydelse platsen har för säkerheten. Två saker framstår som speciellt viktiga: vattenflödet på det djup i berget där förvaret förläggs och ekosystemet i de områden på markytan där utsläpp kan ske i framtiden. En annan slutsats är att radionuklider som är mycket rörliga och har lång livslängd, t ex ^{36}Cl och ^{93}Mo , är viktiga att beakta. Den långa livslängden innebär att barriärerna och ekosystemen måste betraktas i ett mycket långt tidsperspektiv.

Resumé

Bakgrund

Låg- och medelaktivt avfall från driften av kärnkraftverken behandlas, förpackas och transporteras till slutförvaret SFR i Forsmark. Till detta kommer en mindre mängd avfall från forskning, industri och medicin som packas och mellanlagras i Studsvik, vilka själva producerar liknande avfall. Studsvik har ett bergrum för mellanlagring.

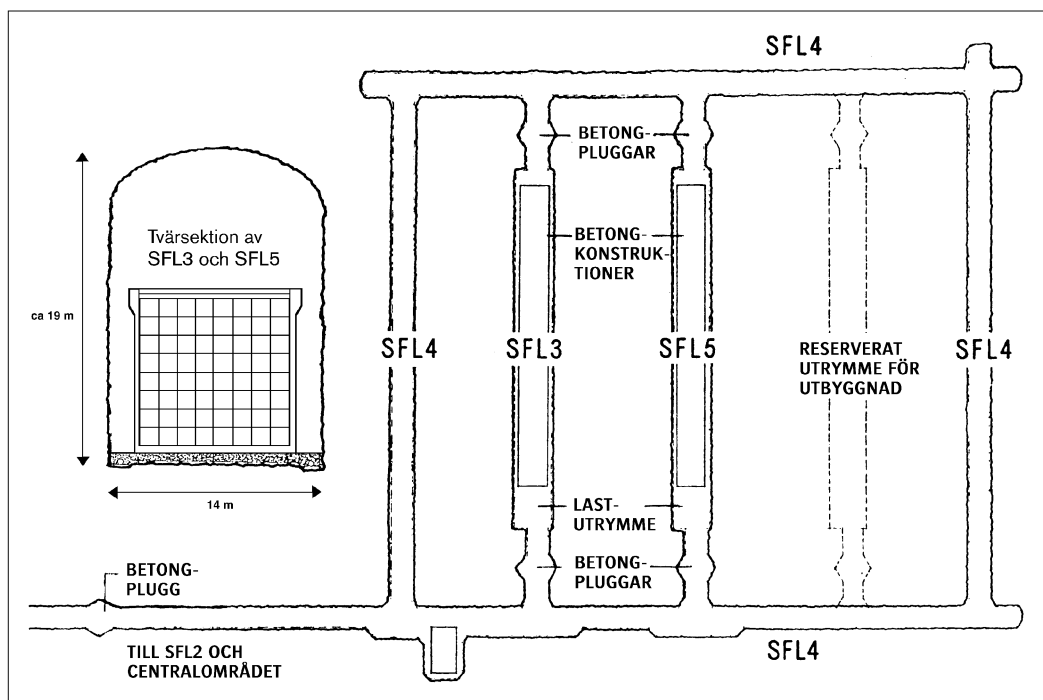
En del av avfallet i Studsvik innehåller emellertid för mycket långlivade ämnen för att det skall kunna tas emot av SFR. Det rör sig huvudsakligen om avfall från forskning och sådant avfall sätts för närvarande åt sidan. Även en del förbrukade interna delar från kärnkraftreaktorerna, inklusive hårdkomponenter, innehåller för mycket långlivade radionuklider för att kunna gå till SFR. De lagras i CLAB eller vid kärnkraftverken.

Ett förvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall skall även kunna ta emot det kortlivade avfallet från driften av CLAB och inkapslingsanläggningen, t ex filtermassor som uppstår efter att SFR har stängts och förslutits. Till detta kommer rivningsavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen, liksom diverse överbliven utrustning i form av transportbehållare o dyl. Driftavfall och rivningsavfall uppgår till ungefär hälften av det totala inventariets volym.

Förvaret

Enligt planerna skall långlivat låg- och medelaktivt avfall deponeras i ett djupförvar. Allt avfall kommer att behandlas och förpackas innan det transporteras till djupförvaret. Inget flytande avfall får skickas dit utan att först ha överförts i fast form och stabiliserats. Det är samma regel som gäller för deponering i SFR.

En layout till djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall, SFL 3-5, har tagits fram. Den konstruktionen har nu prövats med en preliminär säkerhetsanalys och det är första gången som en sådan analys har genomförts för det här avfallet. Konstruktionsförslaget bygger i stor utsträckning på erfarenheterna från bygge och drift av bergsalen BMA i SFR-1. Det långlivade avfallet placeras i inbyggnader av betong inne i ett bergrum. Två sådana bergrum behövs, SFL 3 och SFL 5, se figur 1. En del avfall som uppstår sent och inte är långlivat placeras i transporttunnlarna som omger de två bergssalarna. Den del av transporttunnlarna som används för deponering betecknas SFL 4, se figur 1.



Figur 1 Plan över bergrummen i SFL 3-5.

Skadlig påverkan på biosfären av radioaktiva och miljöfarliga ämnen förhindras genom att avfallet är förpackat i behållare av stål och betong. I förvaret omges behållarna i SFL 3 och SFL 5 av betongväggar och av återfyllning – betongbruk används innanför inbyggnadens betongväggar medan grusfyllning används utanför. Endast mindre aktiva avfallskollin placeras i tunnlar med grus som enda återfyllnad. Betongen och berget är de viktigaste barriärerna mot spridning av radionuklider och miljöfarliga ämnen. Betongen innesluter de radioaktiva och miljöfarliga ämnena, förhindrar (tillsammans med yttre dränerande återfyllning) vattenflöde genom avfallet och sorberar upplösta radionuklider och miljöfarliga ämnen. Berget skyddar förvaret, begränsar vattenflödet och spridningen av radionuklider och miljöfarliga ämnen.

Det här förvaret kan byggas som en del av djupförvaret för använt bränsle, eller helt separat. I det utförande som analyseras här så har vi valt att låta SFL 3-5 utgöra en del av djupförvaret för använt bränsle. Eftersom förvaren innehåller olika material, t ex koppar och bentonit i djupförvaret för använt bränsle jämfört med betong och organiskt material i SFL 3-5, hålls de åtskilda. Detta för att inte de olika materialerna skall kunna påverka varandra. Avståndet 1 km har valts som minsta avstånd. I den här studien utgår vi från att SFL 3-5 ligger på nivån 300 m under jord eller djupare.

Avfallet

En del av det långlivade låg- och medelaktiva avfallet finns redan, t ex avfall från forskning med långlivade radionuklider. Sådant avfall behandlas, förpackas och mellanlagras i Studsvik. Mycket långlivat låg- och medelaktivt avfall kommer emellertid att uppstå först i framtiden. Dit hör de interna delarna, som nu sitter installerade i kraftproducerande reaktorer. Det kortlivade driftavfallet och

rivningsavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen, som uppstår i framtiden då SFR har stängts, måste också gå till djupförvaret.

Det är framförallt tre slag av uppgifter som behövs om avfallet: volymen avfall, innehållet av olika radionuklider och innehållet av olika material och ämnen som har betydelse för säkerheten. Från äldre forskning finns avfall som redan är förpackat. Då vet man naturligtvis volymen och har en god uppfattning om vilka material och kemiska ämnen som ingår i avfallet. Innehållet av radionuklider finns också registrerat. Det som behöver beräknas är mängden av de svårsmätbara radionuklider som ursprungligen inte var känt. Den långlivade radionukliden ^{36}Cl som bildas genom neutronaktivering av klorföroreningar i stål är ett sådant exempel. För det avfall som ännu inte producerats har vi beräknat såväl avfallsmängder som innehåll av radionuklider och andra ämnen av intresse för säkerhetsanalysen. Enligt nuvarande prognoser utgör avfallet som ska till SFL 3-5 en volym av ca 25 000 m³ i förvaret. En sammanställning av volymer, aktivitet och radiotoxicitet för avfallet i de olika förvarsdelarna redovisas i tabell 1.

Tabell 1 Information om avfallet till SFL 3-5.

Karakteristika	SFL 3	SFL 4	SFL 5
Total avfallsvolym	5 600 m ³	10 000 m ³	9 700 m ³
Avfallens ursprung och volym	LILW ^{a)} från Studsvik, 1 800 m ³ Driftavfall från CLAB ^{b)} och Inkapslingsanläggningen, 3 800 m ³	Rivningsavfall från CLAB och Inkapslingsanläggningen, 2 200 m ³ Lagringskassetter från CLAB, 6 500 m ³ Transportbehållare och transportcontainers, 1 300 m ³	Härdkomponenter och interna delar, BWR ^{c)} , 7 800 m ³ PWR ^{d)} , 1 800 m ³ Rivningsavfall från Studsvik, 50 m ³
Förpackning	Betongkokiller och plåtfat	Plåtcontainers	Långa betongkokiller med inre stålkassett
Aktivitetssinnehåll år 2040	2·10 ¹⁶ Bq	7·10 ¹³ Bq	1·10 ¹⁷ Bq
Dominerande radionuklider (aktivitet, Bq)	Ni-63, Co-60, Ni-59, C-14, Cs-137	Co-60, Fe-55, Ni-63, Sb-125, Cs-137	Ni-63, Co-60, H-3, Ni-59, Fe-55
Dominerande radionuklider (radiotoxicitet, Sv)	Co-60, Ni-63, Am-241, Pu-239, Pu-240	Co-60, Cs-134, Cs-137, Fe-55, Sr-90	Co-60, Ni-63, Fe-55, C-14, Ni-59

^{a)} Låg-och medelaktivt avfall

^{b)} Centralt mellanlager för använt bränsle

^{c)} Kokarvattenreaktor

^{d)} Tryckvattenreaktor

Säkerhetsanalysen

En preliminär säkerhetsanalys har genomförts. Där beräknas den potentiella spridningen och påverkan på omgivningen från radionukliderna. Även miljöfarliga ämnen, såsom bly, beryllium och kadmium, som finns i förvaret har tagits med i beräkningarna. Analysen utgår från antagandet att SFL 3-5 lokaliseras till samma plats som djupförvaret för använt bränsle. Därigenom har vi kunnat välja samma förutsättningar som

för den mer omfattande och ingående säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle, och delvis kunnat utnyttja samma resultat. Säkerhetsanalysen för djupförvaret för använt bränsle benämns SR 97 och pågår parallellt med analysen av SFL 3-5. De tre hypotetiska platserna som ingår i SR 97 benämns Aberg (Äspö), Beberg (Finnsjön) och Ceberg (Gideå). Vid en framtida lokalisering på platser i Sverige finns naturligtvis handlingsfrihet när det gäller inplaceringen av såväl djupförvaret för använt bränsle som SFL 3-5. Man kan även tänka sig andra alternativ t ex placera SFL 3-5 vid SFR eller lokalisera det som ett helt fristående förvar. Detta påverkar inte de principiella resonemangen och slutsatserna i den här rapporten.

Referensscenariot

Ett referensscenariot har tagits fram som visar den förväntade utvecklingen av förvarets närzon. En stabil fjärrzon är en viktig förutsättning för referensscenariot, dvs att inga avgörande förändringar sker i de termiska, hydrologiska, mekaniska och kemiska förhållandena i berget som omger förvaret. Referensscenariot har använts för att genomföra en kvantitativ analys av förvarets funktion, dvs beräkningar av utsläpp och påverkan på omgivningen.

Värmen som alstras av det radioaktiva sönderfallet i avfallet ger en obetydlig temperaturhöjning på mindre än 5°C som uppkommer under de första 100 åren efter förslutning. Vatten från omgivande berg kommer att vattenfylla förvaret efter förslutning och så småningom blir vattenflöden och tryckskillnader stationära. Detta kan ta från ett tiotal år upp till några hundratals år beroende på lokala hydrologiska förhållanden. Luft som finns i förvaret vid förslutning löser sig i vattnet och syret förbrukas genom bl a korrosion av stål. Vattensammansättningen inne i SFL 3 och SFL 5 kommer att påverkas av betongen. Viktigast är inverkan på pH som kommer att ligga över pH 12, åtminstone innanför betongväggarna.

I det långa tidsperspektivet är det närzonsbarriärernas genomsläpplighet för vatten och gas samt vattnets sammansättning i förvaret som kommer att vara av betydelse för frigörelse och utsläpp av såväl radionuklider som miljöfarliga ämnen från närområdet. De processer som huvudsakligen kommer att påverka barriärernas långtidsegenskaper och vattensammansättningen har bedömts vara:

- Metallkorrosion, stål och aluminium (bildning av gas och korrosionsprodukter).
- Mikrobiell nedbrytning av organiskt material i avfallet i SFL 3.
- Uppbyggnad av gasövertryck i avfallskollin och inbyggnad av betong.
- Lakning av cement och betong (högt pH).
- Reaktioner mellan lakningsprodukter från cement och omgivande grusfyllning.
- Utfällning av kalcit och brucit (dvs kalciumkarbonat och magnesiumhydroxid).
- Alkalisk nedbrytning av cellulosa i avfallet i SFL 3 (bildning av komplexbildare).

För att radionuklider ska kunna frigöras och transporteras ut ur närzonen så måste de vara upplösta i vatten eller förekomma som gas. Av de radionuklider som finns i avfallet förväntas enbart organiskt ¹⁴C kunna avges och transporteras ut ur närzonen som gas, t ex om ¹⁴C bildar metan och blandar sig med gas från metallkorrosion eller organisk nedbrytning. I säkerhetsanalysen antar vi att denna transport uppstår så snart

transportvägar för gas har skapats i närzonsbarriärerna (betongväggar huvudsakligen) och utan någon som helst fördröjning i dessa.

Avfallet till SFL 5, som består av interna metalledar från reaktorerna, innehåller huvudsakligen inducerad aktivitet. Dessa radionuklider är ej omedelbart tillgängliga för upplösning i vattnet eftersom de finns inuti metalledarna. Metallen måste korrodera för att radionukliderna ska bli tillgängliga. Eftersom metallen innehåller både stabila och radioaktiva isotoper av samma element, t ex nickel i rostfritt stål och zirkonium i zirkaloy, kommer isotoputspädning att sänka lösligheten av den radioaktiva isotopen i vattnet.

Radionuklider och även miljöfarliga ämnen som löst sig i vattnet i avfallskollina kan transporteras ut genom närzonsbarriärerna med diffusion och med vatten som strömmar genom barriärerna. Uttransporten fördröjs på grund av sorption i cement, betong och grusåterfyllnad. Sorptionen beror i huvudsak på vattnets sammansättning där pH, Eh och närvaro av organiska komplexbildare är viktiga parametrar. Kolloider har egentligen inte beaktats i den här studien. På grund av den starka mineraliseringen av vattnet i betongen så förväntas inte några kolloidhalter av betydelse.

Hydrologiberäkningarna

De regionala hydrologimodeller som tagits fram inom SR 97 har använts för att beräkna det specifika vattenflödet i berget kring SFL 3-5 på de tre platserna. Beräkningarna ger även riktning på vattenflödet samt gångtider för vattnet från förvaret upp till markytan och var utströmningsområdena ligger. Vattenflödet genom de olika barriärerna i närzonen har beräknats med en allmängiltig hydrologisk modell.

Resultaten från beräkningarna med de regionala hydrologimodellerna har inte använts direkt utan för jämförelsens skull avrundats till s k representativa vattenflöden. Detta vattenflöde i Beberg har antagits vara 1 liter/m² år, i Aberg en faktor 10 högre och i Ceberg en faktor 10 lägre. De valda värdena skiljer sig en del från de beräknade, men syftet är inte att pröva platsernas lämplighet utan främst att utröna vattenflödets betydelse. Även riktningen på vattenflödet i omgivande berg är förenklat vald med utgångspunkt från beräkningen. För samtliga tre platser har ett horisontellt riktat grundvattenflöde i berget antagits. De representativa vattenflödena i berget tillsammans med närzonsberäkningarna gav ett specifikt vattenflöde på 0,01 liter/m² år i inbyggnaden av betong och dess innanmäte i SFL 3 respektive SFL 5 och ca 30 liter/m² år i grusfyllningen utanför då förvaret är placerat i Beberg. Det specifika vattenflödet i SFL 4 tunneln har beräknats till 380 liter/m² år för Beberg. För ett förvar placerat i Aberg blir samtliga vattenflöden 10 ggr högre och för ett förvar placerat i Ceberg 10 ggr lägre.

Flödesvägarna från förvaret mynnar ut i områden vilka, enligt biosfärsbeskrivningarna inom SR 97, klassificeras som 'Skärgård' respektive 'Kust' i Aberg, 'Jordbruksmark' i Beberg och 'Torvmark' i Ceberg.

Transporten av radionuklider och miljöfarliga ämnen

Transporten av radionuklider och miljöfarliga ämnen genom de tekniska barriärerna i förvaret och vidare ut genom berget till markytan har beräknats. Den förväntade

utvecklingen av förvarets närzon har beaktats genom de antaganden och val av data som gjorts i beräkningarna. Dessa antaganden och val sammanfattas nedan.

- Tiden för att återfylla förvaret med vatten efter förslutning försummas och vattenmättade förhållanden antas föreligga vid tidpunkten för förslutning år 2040.
- De radionuklider som finns i form av inducerad aktivitet i metalldelar i avfallet i SFL 5 antas frigöras i takt med att metalldelarna korroderar. Resten av radionukliderna och även de miljöfarliga ämnena antas vara omedelbart tillgängliga för upplösning i vattnet oavsett var de befinner sig i SFL 3-5. Sorption på cement och betong i avfallskollin beaktas. Likaså beaktas löslighetsbegränsningar, men någon ytterligare reduktion i löslighet på grund av isotoputspädning har inte tagits med den här gången.
- Lösta radionuklider och miljöfarliga ämnen transporteras ut genom avfallskollin, betongbarriärer och grusfyllning till omgivande berg, dels genom diffusion och dels med vatten som strömmar genom förvaret. Sorption i betong och grusfyllning fördröjer uttransporten.
- Vattenflödena i de olika förvarsdelarna antas vara horisontellt riktat. Gasens eventuella inverkan på vattenflödets riktning och storlek förväntas vara försumbar.
- Sorptions- och löslighetsdata väljs baserat på förväntad vattensammansättning. I avfallskollin och inbyggnader väljs data för höga pH ($\geq 12,5$), reducerande förhållanden och natrium- och kaliumhalter som motsvarar ett salt inträngande grundvatten. Antagandet om hög salthalt i kollin och inbyggnader är konservativt för jonbyteskänsliga nuklider som t ex cesium. I grusfyllningen väljs däremot sorptionsdata efter grundvattnet på den aktuella platsen. Samma sorptionsdata används i berget i fjärrzonen (används även i SR 97).
- I SFL 3 finns cellulosa i avfallet. Cellulosa kan brytas ner vid högt pH. Bland nedbrytningsprodukterna finns den starka komplexbildaren isosackarinsyra, ISA. Den skulle i sämsta fall kunna öka lösligheten och sänka sorptionen av viktiga radioaktiva ämnen i SFL 3, t ex plutonium. Beräkningar visar emellertid att koncentrationen av ISA i SFL 3:s avfallskollin blir så låg att inverkan på sorption är försumbar. Den främsta anledningen till detta är att ISA själv sorberar på cementen. En ökad löslighet på grund av ISA i SFL 3 kan däremot ej helt uteslutas. En sådan inverkan av ISA redovisas därför som ett variationsfall av beräkningarna.
- Masstransporten i fjärrzonen antas ske med strömmande grundvatten. Gångtiden för vattnet från förvaret till markytan har erhållits från beräkningarna med de regionala hydrologimodellerna. Transporten av radionuklider och miljöfarliga ämnen fördröjs i berget på grund av diffusion och sorption i bergmatrisen. Sorptions- och diffusionsdata är valda med hänsyn till grundvattnet. Det är samma värden som valts för SR 97 som 'bästa uppskattningar' för salt respektive sött grundvatten. Valen av sorptions- och diffusionskonstanter är baserade på experimentella resultat.
- Det beräknade utsläppet av radionuklider till biosfären används i sin tur för att beräkna en dos till människor i området. De olika ekosystemen i området som berörs av utsläppen är 'Kust' respektive 'Skärgård' i Aberg, 'Jordbruksmark' i Beberg och

'Torvmark' i Ceberg. För de olika ekosystemen använder vi samma dosomvandlingsfaktorer som SR 97. Utsläppet av miljöfarliga ämnen från fjärrzonen till biosfären har omvandlats till koncentrationer i utsläppsområdena.

Resultaten från beräkningarna visar att:

- I Aberg erhålls den högsta dosen från utsläppet av radionuklider till området 'Skärgård'. Den totala dosen överstiger ej $4 \cdot 10^{-3} \mu\text{Sv}/\text{år}$. Det största bidraget till dos erhålls från oorganiskt ^{14}C i SFL 3 och SFL 5 efter ungefär 10 000 år efter förslutning av förvaret.
- I Beberg ger utsläppet av radionuklider till 'Jordbruksmark' en högsta dos på ca. $3 \mu\text{Sv}/\text{år}$. Detta inträffar ca 8 000 år efter förslutning och denna dos domineras av ^{93}Mo från SFL 5.
- I Ceberg ger utsläppet av radionuklider till 'Torvmark' upphov till en högsta dos på knappt $10 \mu\text{Sv}/\text{år}$. Detta inträffar mer än 30 000 år efter förslutning av förvaret och dosen domineras av ^{36}Cl från SFL 5.
- Utsläppen av de miljöfarliga ämnena bly, beryllium och kadmium ger på samtliga platser upphov till koncentrationer i ekosystemen som är mycket låga jämfört med uppmätta naturliga koncentrationer.

Utsläpp av radionuklider i gasfas

Avfallet i SFL 3-5 är inte gasformigt. Man kan dock inte utesluta att organiskt ^{14}C med tiden omvandlas till exempelvis metan. På så vis skulle ^{14}C kunna följa med inaktiv gas från förvaret, t ex gas från korrosion av stål och aluminium. Organiskt ^{14}C ingår enbart i avfallet till SFL 3 och totala inventariet har skattats till mindre än 10^5 Bq . I SR 95 beräknades kollektivdosen av ett pulsutsläpp av ^{14}C från ett djupförvar. Med samma sätt att räkna skulle SFL 3 som mest ge en total kollektivdos på ca $0,04 \mu\text{manSv}$ lokalt och regionalt. Eftersom kollektivdoserna till lokal och regional befolkning är fördelade på ett stort antal individer kommer den årliga individdosen att vara avsevärt lägre.

Andra scenarier

Utöver referensscenariot har andra scenarier studerats. Klimatförändringar, seismisk aktivitet och mänskliga handlingar är exempel på skeenden och aktiviteter som skulle kunna påverka förvarets framtida funktion och säkerhet. I den här studien har emellertid omgivningspåverkan endast beräknats för scenariot med en framtida borrhälsbrunn i närheten av förvaret.

Enligt de regionala hydrologimodellerna kommer det inte att ske några utsläpp från SFL 3-5 i någon av de brunnar som finns anlagda idag. Därför utgår beräkningen av omgivningspåverkan från att en ny brunn anläggs i ett utströmningsområde från förvaret. Allt utsläpp från förvaret förs över till denna brunn som antas ha en för området representativ kapacitet. Dos till människa beräknas med de dosomvandlingsfaktorer som tagits fram för brunn inom SR 97. Vattnet i brunnen används till dricksvatten för människor och boskap samt till bevattning av ett litet trädgårdsland med

grönsaker. Exponeringsvägarna är intag av kontaminerat brunnsvatten, grönsaker som bevattnats med detta vatten samt intag av mjölk och kött från boskap som druckit vattnet.

Konsekvensen av de miljöfarliga ämnena bly, beryllium och kadmium redovisas enbart som utsläpp i brunnen. De beräknade metallkoncentrationerna jämförs med gällande riktvärden för dricksvatten.

Utsläppet av radionuklider från SFL 3-5 till en framtida brunn i Beberg är ca 2 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ och i Ceberg ca 0,3 $\mu\text{Sv}/\text{år}$. I Aberg, vilket är platsen med det högsta grundvattenflödet erhålles de högsta doserna. Den maximala dosen i Aberg är ca 25 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ och dosen domineras helt av utsläppet av ^{93}Mo , bidraget från SFL 5 är ca 90%.

En framtida borrhull brunn i förvarets närhet, oberoende av förvarets lokalisering till Aberg, Beberg eller Ceberg, resulterar i koncentrationer av bly, beryllium och kadmium i brunnsvattnet som klart underskrider nu gällande riktvärden för dricksvatten.

Diskussion och slutsatser

En jämförelse mellan de tre hypotetiska platserna visar att geohydrologiska förhållanden och biosjärförhållanden är av betydelse för den beräknade påverkan på omgivningen. Speciellt ekosystemet i utsläppsområdet är av stor betydelse för den dos som erhålls från utsläppet av radionuklider från fjärrzonen. Utsläpp till 'Kust' eller 'Skärgård' ger väsentligt lägre doser än utsläpp till 'Jordbruksmark' eller 'Torvmark'. Uppehållstiden för grundvattnet i berget och sammansättningen på detta vatten är av mindre vikt eftersom de radionuklider som ger största beräknade utsläppet och högsta dosen är låg-sorberande och långlivade (^{36}Cl och ^{93}Mo). Storleken på vattenflödet i berget som omger förvaret spelar dock roll eftersom det påverkar transporten i närzonsbarriärerna. Ett högt vattenflöde, som i Aberg, medför ett högre utsläpp ur närzonen än ett lågt vattenflöde som i Ceberg. Visserligen begränsar diffusionen i betongbarriärerna transporten ut från närzonsbarriärerna i SFL 3 och SFL 5, men motståndet mot diffusion är inte tillräckligt stort för att kompensera för nackdelarna med ett högre vattenflöde i omgivningen som i Aberg.

För höga vattenflöden, som i Aberg, behöver barriärerna i SFL 3 och SFL 5 förbättras. Beräkningarna visar att den befintliga designen kan ge upphov till för höga utsläpp av långlivade, låg-sorberande radionuklider från närzonen. Olika tänkbara förbättringar har diskuterats. En möjlighet är att öka tjockleken på inbyggnadens väggar, golv och tak och därmed öka diffusionsmotståndet. Men det kräver drastiska öknings ty även om tjockleken ökas till det dubbla reduceras utsläppet till omgivande berg endast med ca en faktor 2. Ett annat sätt att begränsa diffusionen är att minska den yta som det diffunderar igenom. Det kan åstadkommas med hjälp av täta (diffusionstäta) material som placeras runt avfallet. Svårigheten ligger i att finna täta material som går att använda och är beständiga under de mycket långa tider som krävs.

En tredje möjlighet är att återfylla tomrummet utanför inbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 med ett material som är mindre genomsläppligt för grundvatten än en grusfyllning. Men för att detta skall resultera i ett lägre utsläpp av radionuklider från närzonen krävs att den hydrauliska konduktiviteten i inbyggnaden med dess innanmäte samt i återfyll-

ningen är lika med eller lägre än den hydrauliska konduktiviteten i omgivande berg. Återfyllningen får dock inte vara alltför tät. Gas som bildas i förvaret ska helst kunna ta sig ut utan att bygga upp ett tryck som pressar ut vatten från inbyggnaden. Om det finns en återfyllning som kan uppfylla dessa villkor och vara beständig under mycket lång tid så kan den reducera utsläppet av radionuklider med ca en faktor 10.

Huruvida en plats är tillräckligt bra för den konstruktion som föreslagits kan avgöras först efter geovetenskapliga undersökningar och karaktäriseringar av ekosystemen på platsen. Speciellt viktiga är hydrogeologiska undersökningar som inkluderar mätningar i borrhål ner till förvarsdjup. Vattenkemin, t ex grundvattnets salthalt, och möjligheten att konstruera bergrummen är naturligtvis också av betydelse, för att nu nämna något av allt det som ingår i en fullständig platskaraktärisering.

Metoder och teknik för att genomföra platsundersökningar finns. Beräkningar av vattenflöden och radionuklidutsläpp till de tänkbara ekosystemen kommer sedan att visa om konstruktionen och platsen är möjliga, dvs ger ett säkert förvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall.

De huvudsakliga slutsatserna från den genomförda studien är:

- De radionuklider i avfallet som är av störst betydelse för att kunna avgöra säkerheten är de som är mycket rörliga och har lång livslängd. Den långa livslängden innebär att barriärerna och ekosystemen måste betraktas i ett mycket långt tidsperspektiv.
- För att minska osäkerheterna i beräknad omgivningspåverkan bör vi koncentrera oss på att minska osäkerheter i uppskattningarna av de dosdominanta radionukliderna ^{36}Cl och ^{93}Mo . Även utredningar som leder till en ökad förståelse av deras tillgänglighet i avfallet, migration i barriärerna och dospåverkan är av betydelse.
- Platsens egenskaper är av betydelse för säkerheten. Två saker framstår som speciellt viktiga: vattenflödet på det djup i berget där förvaret förläggs och ekosystemet i de områden på markytan där utsläpp kan ske i framtiden.
- Ett ogynnsamt högt vattenflöde i berget omkring förvaret kan kompenseras med bättre barriärer i närområdet. Funktionen måste dock bibehållas under mycket lång tid. Det kräver material som är beständiga i förvarets kemiska och mekaniska miljö.

Innehållsförteckning

Förord	i
Abstract	ii
Sammanfattning	ii
Resumé	iii
Innehållsförteckning	xii
Figurförteckning	xvi
Tabellförteckning	xviii
1 Inledning	1-1
1.1 Bakgrund	1-1
1.2 Studiens syfte och uppläggning	1-1
1.3 Rapportens uppläggning	1-4
1.4 Referenser	1-4
2 Långlivat låg- och medelaktivt avfall	2-1
2.1 Inledning	2-1
2.2 Avfall och förpackningar i SFL 3-5	2-1
2.2.1 SFL 3	2-1
2.2.2 SFL 4	2-2
2.2.3 SFL 5	2-3
2.2.4 Sammanfattning av avfall och förpackningar i SFL 3-5	2-4
2.3 Radionuklider i SFL 3-5	2-6
2.3.1 SFL 3	2-6
2.3.2 SFL 4	2-7
2.3.3 SFL 5	2-8
2.3.4 Sammanfattning av mängden radionuklider i SFL 3-5	2-9
2.4 Radiotoxiciteten i avfallet	2-11
2.5 Antaganden och osäkerheter	2-12
2.5.1 Avfallsvolymer	2-12
2.5.2 Innehåll av radionuklider	2-12
2.6 Referenser	2-14
3 Förvarsutformning och layout	3-1
3.1 Inledning	3-1
3.2 Layoutstyrande förutsättningar	3-1
3.2.1 Avfallsbehållare	3-1
3.2.2 Transporter och transportbehållare	3-2
3.3 Layout	3-3
3.3.1 Översiktlig layout	3-3
3.3.2 SFL 3	3-4
3.3.3 SFL 4	3-7
3.3.4 SFL 5	3-8
3.3.5 Flexibilitet och utbyggnadsmöjligheter	3-9
3.4 Barriäregenskaper	3-9
3.4.1 Betong	3-9
3.4.2 Grus	3-11

3.5	Förvarsförhållanden under bygge och drift	3-11
3.5.1	Störningar i grundvattnets kemi	3-12
3.5.2	Luftens inverkan på berget	3-12
3.5.3	Luftens inverkan på stål och betong	3-12
3.5.4	Förväntade förhållanden då förvaret försluts	3-12
3.6	Referenser	3-13
4	Inplacering av SFL 3-5 och förvarsplatsernas egenskaper.....	4-1
4.1	Inledning	4-1
4.2	Inplacering av SFL 3-5	4-2
4.3	Förvarsplatsernas egenskaper	4-4
4.3.1	Geologi	4-5
4.3.2	Hydrogeologi	4-6
4.3.3	Vattensammansättning	4-8
4.3.4	Termiska egenskaper	4-9
4.4	Referenser	4-10
5	Biosfär	5-1
5.1	Inledning	5-1
5.2	Beräkning av spridning och stråldoser	5-1
5.3	Typekosystem.....	5-2
5.3.1	Sjö	5-2
5.3.2	Rinnande vatten	5-3
5.3.3	Kustområde	5-3
5.3.4	Jordbruksmark	5-3
5.3.5	Torvmossar – våtmark	5-3
5.3.6	Brunn	5-4
5.3.7	Bevattning	5-4
5.4	Beskrivning och klassning av områdena	5-4
5.4.1	Aberg	5-4
5.4.2	Beberg	5-5
5.4.3	Ceberg	5-6
5.5	Diskussion	5-6
5.6	Referenser	5-7
6	Beskrivning av Referensscenariot.....	6-1
6.1	Inledning	6-1
6.2	Förutsättningar för Referensscenariot	6-1
6.3	Termisk Utveckling.....	6-2
6.3.1	Hantering i säkerhetsanalysen	6-2
6.4	Vattenflöden.....	6-2
6.4.1	Uppmättnadsfasen	6-2
6.4.2	Långtidsförändringar	6-3
6.4.3	Hantering i säkerhetsanalysen	6-4
6.5	Gas	6-4
6.5.1	Gasbildning	6-4
6.5.2	Gastransport	6-5
6.5.3	Hantering i säkerhetsanalysen	6-6
6.6	Vattenkemiska förhållanden	6-6
6.6.1	Påverkande processer	6-7
6.6.2	Förväntad vattensammansättning	6-9
6.6.3	Hantering i säkerhetsanalysen	6-12
6.7	Barriärernas egenskaper.....	6-12
6.7.1	Påverkande processer	6-12
6.7.2	Förväntade barriäregenskaper	6-14
6.7.3	Hantering i säkerhetsanalysen	6-15
6.8	Upplösning och transport av radionuklider och miljöfarliga metaller	6-16

6.8.1	Upplösning	6-16
6.8.2	Transportprocesser	6-18
6.8.3	Hantering i säkerhetsanalysen	6-20
6.9	Utsläpp av radioaktiv gas	6-21
6.10	Referenser	6-21
7	Hydrologiberäkningar	7-1
7.1	Inledning	7-1
7.2	Allmänt om grundvattenflöde i tunnlar och bergrum	7-1
7.2.1	Förvarsanläggningens hydrauliska livscykel	7-1
7.2.2	Grundvattenflöde i berg och tunnlar	7-2
7.2.3	Grundvattenflöde i tunnlar under slutförvaringsskedet	7-2
7.3	Grundvattenrörelser i närzonen	7-4
7.3.1	Den hydrologiska modellen av närzonen	7-4
7.3.2	Betydelsen av riktningen på det regionala grundvattenflödet	7-6
7.3.3	Betydelsen av konduktiviteten i återfyllningen i SFL 3 och 5	7-6
7.3.4	Betydelsen av konduktiviteten i återfyllningen i SFL 4	7-6
7.3.5	Betydelsen av pluggar i tunnlar	7-7
7.3.6	Betydelsen av bergmassans heterogenitet	7-7
7.4	Grundvattenrörelser i fjärrzonen	7-7
7.4.1	Modeller och metoder	7-7
7.4.2	Grundvattenflödets riktning och storlek	7-8
7.4.3	Grundvattnets flödesvägar och advektiva gångtider	7-8
7.5	Hydrologiska indata till migrationsberäkningarna	7-12
7.5.1	Närzonsdata	7-12
7.5.2	Fjärrzonsdata	7-14
7.6	Referenser	7-16
8	Radionuklidtransport	8-1
8.1	Inledning	8-1
8.2	Beräkningsfall och förutsättningar	8-1
8.3	Transport av radionuklider i närzonen	8-3
8.3.1	Beräkningsmodellen	8-3
8.3.2	Indata till beräkningarna	8-7
8.3.3	Beräknade utsläpp från närzonen	8-11
8.4	Transport av radionuklider i fjärrzon	8-17
8.4.1	Beräkningsmodellen	8-17
8.4.2	Indata till beräkningarna	8-17
8.4.3	Beräknade utsläpp ur fjärrzonen	8-19
8.5	Sammanfattning av beräkningsresultat för närzon och fjärrzon	8-26
8.5.1	Närzon	8-26
8.5.2	Fjärrzon	8-27
8.6	Beräkning av dos	8-29
8.6.1	Modell och indata till beräkningarna	8-29
8.6.2	Resultat	8-30
8.7	Miljöfarliga ämnen	8-35
8.8	Utsläpp av radionuklider i gasfas	8-36
8.9	Referenser	8-36
9	Andra scenarier	9-1
9.1	Inledning	9-1
9.2	Klimatförändringar	9-1
9.2.1	Klimatscenario	9-1
9.3	Seismik/tektonik	9-5
9.3.1	Inverkan av jordbävning på SFL 3 och SFL 5	9-5
9.3.2	Inverkan av jordbävning på SFL 4	9-6
9.4	Framtida mänskliga handlingar	9-6

9.4.1	Brunnar	9-7
9.5	Design och drift.....	9-17
9.6	Referenser	9-18
10	Diskussion och slutsatser.....	10-1
10.1	Inledning	10-1
10.2	Antaganden	10-1
10.3	Sammanfattning av resultat.....	10-4
	10.3.1 Biosfär	10-4
	10.3.2 Närzon och fjärrzon	10-5
10.4	Osäkerheter	10-8
10.5	Konsekvenser av förändringar i design	10-8
	10.5.1 Bättre betonginbyggnad	10-9
	10.5.2 Tätare återfyllning	10-9
10.6	Sammanfattande diskussion och slutsatser	10-10
10.7	Referenser	10-11

Använda förkortningar

Figurförteckning

- Figur 1 Plan över bergrummen i SFL 3-5.
- Figur 1-1 Informationsflödesschema för den preliminära säkerhetsanalysen av SFL 3-5.
- Figur 2-1 Betongkokiller (1,2×1,2×1,2 m) med fem hål för 80-liters plåtfat.
- Figur 2-2 Plåtlåda för förvaring av rivningsavfall och lagringskassetter i SFL 4.
- Figur 2-3 Lång betongkokill för lagring av avfall i SFL 5. Väggarna är 10 cm och vikten 5,5 ton.
- Figur 2-4 Stapeldiagram som visar hur den totala volymen av avfallskollin i respektive förvarsdel i genomsnitt fördelar sig på ren avfallsvolym, förpackningar, återfyllnadsmaterial samt tomrum.
- Figur 2-5 Radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 3 (Tiden noll motsvarar år 2040).
- Figur 2-6 Radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 4 (Tiden noll motsvarar år 2040).
- Figur 2-7 Uppförstoring av radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 4 samt total aktivitet efter eventuell dekontaminering av lagringskassetterna (Tiden noll motsvarar år 2040).
- Figur 2-8 Radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 5 (Tiden noll motsvarar år 2040).
- Figur 2-9 Radiotoxicitet (Sv) som funktion av tiden i SFL 3-5. (Tiden noll motsvarar år 2040).
- Figur 3-1 Översiktlig beskrivning av bergrummen i SFL 3-5.
- Figur 3-2 SFL 3 och SFL 5, typsektion deponeringsskede.
- Figur 3-3 SFL 3, inlastning av kokiller, längdsektion.
- Figur 3-4 SFL 3 och SFL 5, inlastning av porös betong för kringgjutning, betong för täckning av fack samt av förslutningsmaterial (bergkross).
- Figur 3-5 SFL 3 och SFL 5, typsektion efter förslutning.
- Figur 3-6 SFL 4, plan och typsektion efter förslutning.
- Figur 3-7 SFL 5, inlastning av långa kokiller.
- Figur 4-1 De tre hypotetiska förvarsplatserna Aberg (Äspö), Beberg (Finnsjön) och Ceberg (Gideå).
- Figur 4-2 Inplacering av SFL 3-5 i Aberg.
- Figur 4-3 Inplacering av SFL 3-5 i Beberg.
- Figur 4-4 Inplacering av SFL 3-5 i Ceberg.
- Figur 7-1 Horisontellt tvärsnitt genom modellen som användes för att beräkna vattenflöden i barriärerna i SFL 3-5, skala i meter. (Holmén, 1997)
- Figur 7-2 Startpositioner (övre bilden) och position efter 25 år (nedre bilden) för 1 000 partiklar i Aberg. Stora blå markeringar visar att partiklarna är vid ytan, medan mindre blå markeringar visar att partiklarna är djupare.

- Figur 7-3 Startpositioner (röda stjärnor) och slutpositioner (blå stjärnor) för 36 partiklar som representerar SFL 3-5 i Beberg. Figuren visar också området inkluderat i det regionala modellen samt tre sjöar i området och en större väg.
- Figur 7-4 Start- och slutpositioner för 36 partiklar som representerar SFL 3-5 i Ceberg. Gröna punkter visar startpositioner, röda kors markerar slutpunkter och grön linje markerar modellområdets utsträckning.
- Figur 7-5 Typekosystem och utsläppsområden i Aberg.
- Figur 7-6 Typekosystem och utsläppsområde i Beberg.
- Figur 7-7 Typekosystem och utsläppsområde i Ceberg.
- Figur 8-1 Transportvägar för radionuklider i SFL 3. Övre figuren – vertikalt snitt tvärs tunnelns huvudriktning, undre figuren – horisontellt snitt längs med tunnelns huvudriktning.
- Figur 8-2 Transportvägar för radionuklider i SFL 4. Övre figuren – vertikalt snitt tvärs tunnelns huvudriktning, undre figuren – horisontellt snitt längs med tunnelns huvudriktning.
- Figur 8-3 Transportvägar för radionuklider i SFL 5. Övre figuren – vertikalt snitt tvärs tunnelns huvudriktning, undre figuren – horisontellt snitt längs med tunnelns huvudriktning.
- Figur 8-4 Radionuklidutsläpp från SFL 3 från närzonen i Aberg och Ceberg för det grundläggande beräkningsfallet inom referensscenariot (Beberg, med utsläpp som ligger däremellan, är inte med i figuren).
- Figur 8-5 Radionuklidutsläpp från SFL 4 från närzonen i Aberg och Ceberg (referensscenariot och fallet utan CRUD).
- Figur 8-6 Radionuklidutsläpp från SFL 5 från närzonen i Aberg och Ceberg (referensscenariot).
- Figur 8-7 Radionuklidutsläpp från SFL 3 från fjärrzonen i Aberg och Ceberg för det grundläggande beräkningsfallet (dvs ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).
- Figur 8-8 Radionuklidutsläpp från SFL 4 från fjärrzonen i Aberg och Ceberg (inventar exklusive CRUD).
- Figur 8-9 Radionuklidutsläpp från SFL 5 från fjärrzonen i Aberg och Ceberg.
- Figur 8-10 Dos för utsläpp av radionuklider från SFL 3 till jordbruksmark i Beberg respektive torvmark i Ceberg (För Beberg visar figuren beräkningsfallet med salt grundvatten).
- Figur 8-11 Dos för utsläpp av radionuklider från SFL 5 till jordbruksmark i Beberg respektive torvmark i Ceberg (För Beberg visar figuren beräkningsfallet med salt grundvatten).
- Figur 8-12 Total dos från utsläpp av radionuklider till skärgård i Aberg, med bidragen från SFL 3, SFL 4 och SFL 5.
- Figur 8-13 Total dos från utsläpp av radionuklider till jordbruk i Beberg, med bidragen från SFL 3 och SFL 5.
- Figur 8-14 Total dos från utsläpp av radionuklider till torv i Ceberg, med bidragen från SFL 3 och SFL 5.
- Figur 9-1 Grundvattenflöde i smältzonen. Iskanten ligger i havet.

- Figur 9-2 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 3 till medelbrunn i Aberg (ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).
- Figur 9-3 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 4 (utan CRUD) i medelbrunn i Aberg.
- Figur 9-4 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 5 i medelbrunn i Aberg.
- Figur 9-5 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 3 i medelbrunn i Beberg (Figuren visar beräkningsfallet med salt grundvatten samt ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).
- Figur 9-6 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 5 i medelbrunn i Beberg (Figuren visar beräkningsfallet med salt grundvatten).
- Figur 9-7 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 3 i medelbrunn i Ceberg (ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).
- Figur 9-8 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 5 i medelbrunn i Ceberg.
- Figur 9-9 Total dos för radionuklidutsläpp till medelbrunn i Aberg.
- Figur 9-10 Total dos för radionuklidutsläpp till medelbrunn i Beberg (Figuren visar beräkningsfallet med salt grundvatten).
- Figur 9-11 Total dos för radionuklidutsläpp till medelbrunn i Ceberg.
- Figur 10-1 Inverkan av närzonszonsbarriärer på ackumulerat utsläpp av dosdominanta radionuklider för SFL 3. Vänster stapel för respektive nuklid gäller ackumulerat utsläpp från närzon, höger stapel från fjärrzon.
- Figur 10-2 Inverkan av fjärrzonsbarriärer på ackumulerat utsläpp av dosdominanta radionuklider för SFL 3. Vänster stapel för respektive nuklid gäller ackumulerat utsläpp från närzon, höger stapel från fjärrzon.
- Figur 10-3 Schematisk bild av barriärer i SFL 3 och SFL 5.

Tabellförteckning

- Tabell 1 Information om avfallet till SFL 3-5.
- Tabell 2-1 Uppskattade mängder av olika huvudtyper av avfall som kommer att deponeras i SFL 3-5 (drift av kärnkraftverken till år 2010).
- Tabell 2-2 Uppskattade mängder av olika material (ton) i avfall och förpackningar.
- Tabell 2-3 Radionuklidinventar (Bq) i SFL 3-5 vid förslutning (år 2040).
- Tabell 3-1 Olika typer av transportbehållare för avfall till SFL 3 och SFL 5.
- Tabell 3-2 Analys av cementporvatten från färsk respektive urlakad cement. Portlandcement och jonkoncentrationer i mmol/l.
- Tabell 4-1 Hydraulisk konduktivitet för bergmassan i Aberg i regional skala. Värdena motsvarar mätsektioner på 100 m ned till 600 m djup och sektioner på 300 m under 600 m djup (Walker *et al.*, 1997).
- Tabell 4-2 Hydraulisk konduktivitet för bergmassan i Beberg i regional skala. Konduktivitetsvärdena omräknade till att motsvara mätsektioner på 100 m (Walker *et al.*, 1997).
- Tabell 4-3 Hydraulisk konduktivitet för bergmassan i Ceberg i regional skala. Konduktivitetsvärdena är omräknade för att motsvara mätsektioner på 100 m (Walker *et al.*, 1997).

- Tabell 4-4 Kemisk sammansättning på referensvatten. Vatten från borrhålssektioner i Äspö (KAS02), Finnsjön (BFI01 och KFI07) och Gideå (KGI04) har valts att representera djupt grundvatten i Aberg, Beberg och Ceberg (Laaksoharju *et al.*, 1998).
- Tabell 5-1 Konsumtion av olika födoämnen.
- Tabell 5-2 Platsspecifika data för Aberg's kust (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 5-3 Brunnskapacitet i Aberg (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 5-4 Platsspecifika data för typekosystemet sjö i Beberg (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 5-5 Brunnskapaciteter i Beberg (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 5-6 Avrinningsområden till vattendragen i Ceberg (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 5-7 Brunnskapaciteter i Ceberg (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 6-1 Förväntad vattensammansättning i närzonsbarriärerna i SFL 3-5 för ett salt respektive sött inträngande grundvatten.
- Tabell 7-1 Specifika vattenflöden och riktning på flödet vid positionerna för SFL 3-5 i områdena Aberg, Beberg och Ceberg.
- Tabell 7-2 Advektiva gångtider och transportlängder för partiklar släppta vid positionerna för SFL 3-5 i de tre områdena Aberg (nio partiklar), Beberg och Ceberg (36 partiklar).
- Tabell 7-3 Totala ($\text{m}^3/\text{år}$) och specifika ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{år}$) vattenflöden i närzonsbarriärerna i SFL 3-5 för ett horisontellt regionalt vattenflöde längs med SFL 3 och SFL 5.
- Tabell 8-1 Initialinventar (Bq) för de radionuklider som ingår i hela beräkningskedjan (år 2040).
- Tabell 8-2 Fysikaliska egenskaper hos material i SFL 3-5.
- Tabell 8-3 Fördelningskoefficienter för granit och betong ($K_d \text{ m}^3/\text{kg}$).
- Tabell 8-4 Övre gränser för löslighet i betongporvatten (mol/l) (Holgersson *et al.*, 1999).
- Tabell 8-5 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 3:s närzon samt tidpunkt för detta. Beräkningarna avser det grundläggande fallet inom referensscenariot.
- Tabell 8-6 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 4:s närzon samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot och fallet utan CRUD.
- Tabell 8-7 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 4:s närzon samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot och fallet med CRUD inkluderat.
- Tabell 8-8 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 5:s närzon samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot.
- Tabell 8-9 Sammanställning av värden på parametrar som behövs för att beräkna transport av radionuklider i geosfären.
- Tabell 8-10 Effektiva diffusiviteter D_e och fördelningskoefficienter K_d i geosfären för olika nuklider och för olika jonstyrkor (salt och sött grundvatten).

- Tabell 8-11 De största utsläppen av SFL 3:s radionuklider från fjärrzonen samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot.
- Tabell 8-12 De största utsläppen av SFL 4:s radionuklider från fjärrzonen samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot och fallet utan CRUD.
- Tabell 8-13 De största utsläppen av SFL 5:s radionuklider från fjärrzonen samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot.
- Tabell 8-14 Utsläpp från närzonen av dosdominanta radionuklider samt vissa radionuklider som påverkas av förhållandena på de tre platserna.
- Tabell 8-15 Utsläpp från fjärrzonen av dosdominanta radionuklider samt vissa radionuklider som påverkas av fjärrzonsförhållandena på de tre platserna.
- Tabell 8-16 Medelvärden på ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer (Sv/Bq) enligt Nordlinder *et al.*, (1999). Tabell 8-17 Mängd miljöfarliga metaller i SFL 3-5 (kg).
- Tabell 8-18 Jämförelsenivåer för utsläpp av metaller till olika ekosystem.
- Tabell 9-1 Mänskliga handlingar som kan påverka ett djupförvar indelat i kategorierna "Termisk", "Hydrologisk", "Mekanisk" och "Kemisk påverkan" (Morén *et al.*, 1998).
- Tabell 9-2 Medelvärden på ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer (Sv/Bq) för medelbrunnar (Nordlinder *et al.*, 1999).
- Tabell 9-3 Koncentration av miljöfarliga metaller från SFL 3 och SFL 5 för utsläpp till medelbrunn i Aberg, Beberg och Ceberg, mg/l.
- Tabell 10-1 Information om avfallet till SFL 3-5.
- Tabell 10-2 Antagna försvarsförhållanden i Aberg, Beberg och Ceberg.
- Tabell 10-3 Beräknat utsläpp av dosdominerande radionuklider på de tre platserna.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

En del av Studsviks låg- och medelaktiva avfall samt en del inre delar från de kraftproducerande reaktorerna innehåller för mycket långlivade radionuklider för att få deponeras i SFR. Det långlivade avfallet behöver isoleras mycket längre än det normala driftavfallet som går till SFR. I ett djupare förvar skyddar berget bättre mot förändringar på mycket lång sikt. SKB överväger därför att deponera allt långlivat avfall inklusive det använda bränslet i ett djupförvar (SKB, 1998). Deponeringen av låg- och medelaktivt avfall skall i så fall hållas väl skild från kapslarna med det använda bränslet (ca 1 km) så att de olika typerna av avfall inte kan påverka varandra. Man kan även tänka sig andra alternativ, t ex placera SFL 3-5 vid SFR eller lokalisera det som ett helt fristående förvar. Detta påverkar inte de principiella resonemangen och slutsatserna i den här rapporten, förutsatt att förvaret byggs som ett djupförvar. I den här studien utgår vi från att förvaret för långlivat låg- och medelaktivt avfall ligger på nivån 300 m eller djupare.

Enligt planerna skall ett förvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall vara i drift ungefär samtidigt med djupförvaret för använt bränsle (efter det inledande skedet med demonstrationsdeponering av kapslar). Eftersom CLAB och inkapslingsanläggningen måste vara i drift under denna period uppstår en del vanligt kortlivat driftavfall. Om SFR redan har stängts när detta inträffar kommer det vanliga driftavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen att deponeras i djupförvaret tillsammans med det långlivade låg- och medelaktiva avfallet.

Ett första utkast till design av djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall finns beskrivet i SKB-rapporten PLAN 82 (1982), åtföljt av en mer detaljerad design i PLAN 93 (1993). Med utgångspunkt från den senare genomfördes 1992–1995 en förstudie med syfte att pröva hur väl förvaret och närområdet fungerade som barriärer mot utsläpp av radionuklider (Wiborgh (red.), 1995). Analysen innefattade även en del kemiskt giftiga element som kan finnas i avfallet, t ex metallerna bly och beryllium. Med ledning av resultaten föreslogs en ny och förenklad design av SFL 3-5. Detta var den första förstudien och den innehöll en första inventering av avfallet, såväl det befintliga som det vi räknar med att få i framtiden. Den inventeringen har nu uppdaterats och det finns en ny sammanställning av avfallet, vad det består av för material och vad det innehåller för radionuklider och andra ämnen som kan vara av betydelse i en säkerhetsanalys (Lindgren *et al.*, 1998).

1.2 Studiens syfte och uppläggning

Med utgångspunkt från den nya sammanställningen av avfallet och den nya designen har en säkerhetsanalys genomförts. Syftet med föreliggande rapport är att med hjälp av säkerhetsanalysen pröva konstruktionen och den generella betydelsen av platsvalet för säkerheten. Säkerhetsanalysen är endast preliminär, men det är första gången som en någorlunda komplett analys har genomförts av den långsiktiga säkerheten. Den föregående analysen av förvarets funktion omfattade endast ett begränsat antal radionuklider och endast utsläpp från förvarsbarriärerna beräknades (Wiborgh (red.), 1995). Den nya

preliminära säkerhetsanalysen, som redovisas här, omfattar praktiskt taget alla förväntade nuklider och utsläppet beräknas ända ut i biosfären, inklusive dos till individer.

Parallellt med säkerhetsanalysen av SFL 3-5 har en betydligt mer omfattande och ingående analys genomförts av djupförvaret för använt bränsle. Den nya säkerhetsanalysen för djupförvaret för använt bränsle betecknas SR 97 (SKB, 1999). För att i möjligaste mån utnyttja förutsättningar och resultat från SR 97 har vi valt att placera SFL 3-5 ca 1 km från djupförvaret för använt bränsle (vilket i och för sig inte är nödvändigt utan SFL 3-5 kan naturligtvis placeras helt avskilt från djupförvaret för använt bränsle).

Avståndet på ca 1 km mellan djupförvaret för använt bränsle och SFL 3-5 har gett upphov till en del skillnader i användningen av plats-specifika data i analysen. Man får till exempel inte samma beräknade utsläppspunkter till biosfären som för djupförvaret för använt bränsle. Vidare har vi inte ansett det motiverat att genomföra samma detaljerade hydrogeologiska beräkningar i fjärrområdet som för djupförvaret för använt bränsle, eftersom målsättningen är en preliminär säkerhetsanalys som skall vägleda det fortsatta arbetet.

För säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle har man valt tre hypotetiska platser benämnda Aberg, Beberg och Ceberg. Förebilder och geovetenskaplig information har hämtats från SKB:s geologiska, hydrogeologiska och grundvattenkemiska undersökningar på tre olika platser i Sverige: Äspö, Finnsjön och Gideå (Walker *et al.*, 1997 och Laaksoharju *et al.*, 1998). Vi har i stort sett valt samma underlag till analysen av SFL 3-5.

De tre hypotetiska platserna uppvisar tämligen olika hydrogeologiska och vattenkemiska förhållanden. Även biotoperna är rätt olika såtillvida att Aberg ligger nära kusten, Beberg har jordbruk och skog, medan Ceberg har skog och torvmossor. Platsernas olika förutsättningar ger delvis olika resultat i säkerhetsanalysen. Det är en fördel i detta sammanhang, eftersom det visar vad valet av plats innebär för SFL 3-5.

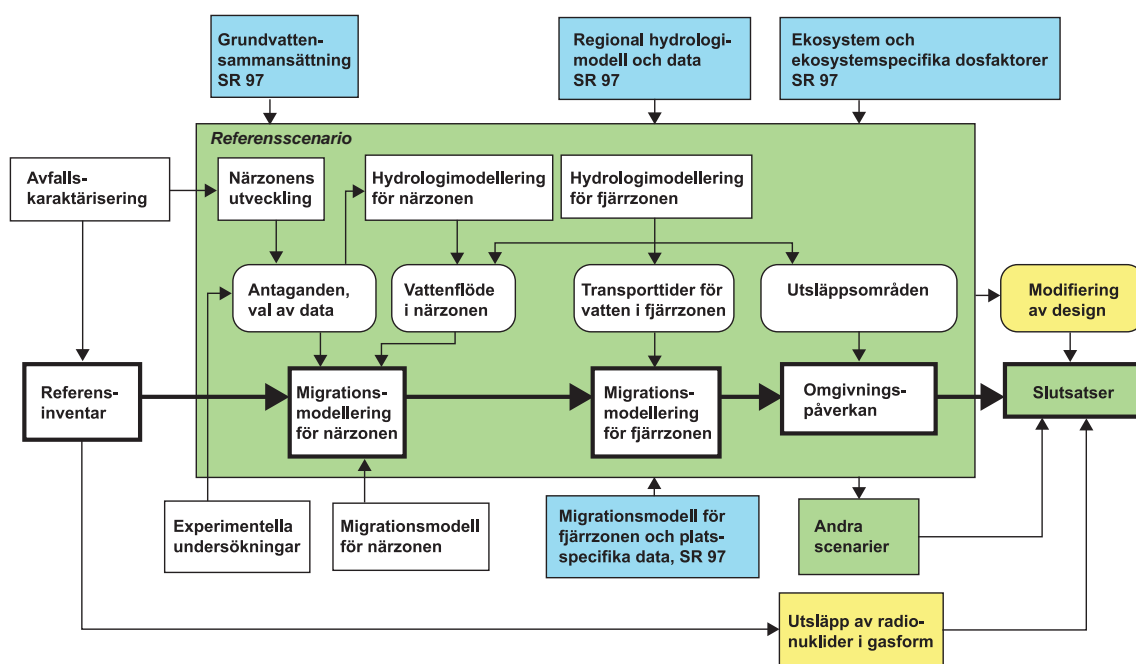
Figur 1-1 ger en översiktlig beskrivning av säkerhetsanalysens omfattning och uppläggning. Tyngdpunkten i studien är en kvantitativ analys av omgivningspåverkan för ett referensscenario, medan andra scenarier diskuteras och belyses mer översiktligt. Analysen omfattar också en enkel uppskattning av dos från utsläpp av radionuklider i gasfas, samt en bedömning av konsekvenserna av en förändring i förvarets design.

Den kvantitativa analysen av referensscenariot omfattar beräkningar av migrationen av radionuklider och en del miljöfarliga metaller i förvarets närzon och fjärrzon för ett definerat innehåll av radionuklider och miljöfarliga metaller i avfallet, ett referensinventar. Detta referensinventar har tagits fram genom att göra en inventering och karaktärisering av det förväntade avfallet till SFL 3-5. Antaganden och data som går in i beräkningarna av migrationen i närzonen har valts med stöd från en genomgång av den förväntade utvecklingen av närzonen med tiden och resultat från experimentella forskningsprogram som pågår på Chalmers Tekniska Högskola (cement och radionuklider) och på Universiteten i Linköping och Örebro (organiskt material och kolloider). Den numeriska modellen som används för beräkningarna av migrationen i närzonen är en vidareutveckling av den närzonsmodell som används för djupförvaret för använt bränsle

i SR 97. Närzonsmodellen för SFL 3-5 kan, till skillnad från närzonsmodellen för djupförvaret för använt bränsle, hantera både diffusiv och advektiv transport i närzonsbarriärerna. För beräkningarna av migrationen i fjärrzonen har vi använt samma numeriska modell och, så långt som möjligt, samma data som i analysen av djupförvaret för använt bränsle i SR 97.

Vattenflödena i närzonsbarriärerna har valts utifrån resultaten från beräkningar med en allmän modell för hydrologin i närzonen och resultaten från beräkningar med de regionala hydrologimodeller som används i SR 97. Den allmänna närzonsmodellen ger vattenflöden i närzonsbarriärerna som funktion av storlek och riktning på grundvattenflödet i omgivande berg. De regionala hydrologimodellerna ger dessa förutsättningar, dvs storlek och riktning på grundvattenflödet i omgivande berg, och dessutom information om transporttider för grundvattnet från förvaret till markytan. Det senare används till att beräkna migrationen i fjärrzonen. Beräkningarna med de regionala hydrologimodellerna visar även var utströmningsområdena på de tre platserna är belägna.

Omgivningspåverkan, i form av dos från radionuklider och koncentration i utsläppsområden för miljöfarliga metaller, har sedan beräknats genom att utnyttja information och data från biosfärsstudierna i SR 97 avseende de ekosystem som finns på de tre platserna.



Figur 1-1 Informationsflödesschema för den preliminära säkerhetsanalysen av SFL 3-5.

1.3 Rapportens uppläggning

Kapitel 2 beskriver avfallet och redovisar innehållet av radionuklider. Utformningen av olika avfallskollin presenteras. Material som är av betydelse för egenskaperna på sikt redovisas, t ex olika metaller, cement och organiska material. Även miljöfarliga ämnen som ingår i avfallet tas med i sammanställningen. Den totala avfallsvolymen har uppskattats till 25 000 m³.

Djupförvaret för låg- och medelaktivt avfall består av tre olika delar: SFL 3, SFL 4 och SFL 5. I kapitel 3 presenteras förvaret och förvarsdelarnas utformning. Det finns stora likheter med bergrummen i SFR och även avfallet kommer att vara behandlat och förpackat på samma eller liknande sätt som i SFR. I detta kapitel beskrivs materialen som används i förvarets barriärer och deras egenskaper samt förhållanden i förvaret under byggnation och drift. Hur barriärerna sedan kommer att utvecklas med tiden redovisas i beskrivningen av referensscenariot i kapitel 6.

Kapitel 4 beskriver kortfattat geosfärens egenskaper på de tre hypotetiska förvarsplatserna Aberg, Beberg och Ceberg samt inplaceringen av SFL 3-5 på de olika platserna.

Kapitel 5 beskriver översiktligt hur beräkningarna för biosfären har genomförts.

Den förväntade utvecklingen av förvarets närzon för ett referensscenario beskrivs i kapitel 6. Denna beskrivning ligger till grund för den kvantitativa analysen.

Kapitel 7 diskuterar de hydrauliska egenskaperna hos förvarsanläggningen, hydrologin i närzonen (berget omkring anläggningen) samt redovisar de hydrologiberäkningar som använts som indata till radionuklidtransportberäkningarna.

Kapitel 8 redovisar genomförda radionuklidtransportberäkningar för referensscenariot.

Kapitel 9 beskriver några andra scenarier samt redovisar bedömningen av omgivningspåverkan från en framtida borrhälsbrunn i förvarets närhet.

Till sist så sammanfattas och diskuteras resultatet av säkerhetsanalysen och slutsatserna i kapitel 10.

1.4 Referenser

Laaksoharju M, Gurban I, Skårman Ch, 1998. Summary of hydrochemical conditions at Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 98-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Lindgren M, Pers K, Skagius K, Wiborgh M, Brodén K, Carlsson J, Riggare P, Skogsberg M, 1998. Low and intermediate level waste in SFL 3-5: Reference inventory. En sammanställning av låg- och medelaktiva avfall som skall gå till SFL 3-5. Reg. No 19.41/DL31, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

PLAN 82, 1982. Radioactive waste management plan. Plan 82. Part 1: General. SKBF/KBS rapport TR 82-09:1, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

PLAN 93, 1993. Plan 93. Costs for management of radioactive waste from nuclear power production. SKB rapport TR 93-28, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1998. Systemredovisning av djupförvaring enligt KBS-3-metoden. SKB rapport R-98-10, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1999. SR 97 – Huvudrapport. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Walker D, Rhén I, Gurban I, 1997. Summary of hydrogeologic conditions at Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 97-23, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Wiborgh M, 1995. Prestudy of final disposal of long-lived low and intermediate level waste. SKB rapport TR 95-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

2 Långlivat låg- och medelaktivt avfall

2.1 Inledning

I detta kapitel beskrivs avfallet som skall förvaras i SFL 3-5. Mycket av avfallet kommer att uppstå först i framtiden, t ex de interna delar som nu sitter installerade i kraftproducerande reaktorer. Även det kortlivade driftavfallet och rivningsavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen uppstår först i framtiden. Till det som finns redan idag hör avfall från tidigare forskning med långlivade nuklider. Sådant långlivat låg- och medelaktivt avfall behandlas, förpackas och mellanlagras i Studsvik. För att genomföra en säkerhetsanalys måste vi således uppskatta såväl befintligt som planerat avfall. Den samlade informationen om avfallet som används i säkerhetsanalysen betecknas referensinventar. Referensinventaret i den här rapporten har tagits fram genom att revidera avfallskaraktäriseringen från förra förstudien (Lindgren *et al*, 1994). Revideringen har inte medfört några större förändringar när det gäller avfallsvolymer och materialmängder. Den största skillnaden är att betydligt fler radionuklider tagits med den här gången. Ett i det närmaste komplett radionuklidinventar har beräknats och det har varit möjligt genom att använda korrelationsfaktorer (Lindgren *et al.*, 1998). Det totala aktivitetsinnehållet i respektive förvarsdela har dock inte ändrats så mycket på grund av detta utan är av samma storleksordning som i den tidigare avfallsinventeringen. Anledningen är naturligtvis att de dominerande radionukliderna redan tagits med i föregående inventering.

Avfallets ursprung beskrivs nedan. Där ges prognoser på avfallsvolymer, materialmängder och aktivitetsinnehåll i hela SFL 3-5. Därefter beskrivs avfallet mer detaljerat i de olika förvarsdelarna. Slutligen diskuteras osäkerheterna i uppskattningar av mängder, volymer och aktivitetsinnehåll.

2.2 Avfall och förpackningar i SFL 3-5

2.2.1 SFL 3

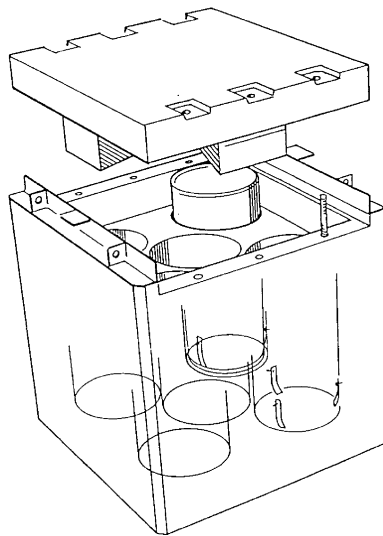
Långlivat låg- och medelaktivt avfall, som produceras, omhändertas och lagras i Studsvik, skall slutförvaras i SFL 3. Detta gäller även annat låg- och medelaktivt avfall från Studsvik, om det av någon anledning inte uppfyller kriterierna för slutförvaring i SFR. Även sådant avfall skall gå till SFL 3. Dessutom skall allt låg- och medelaktivt driftavfall som produceras vid CLAB och inkapslingsanläggningen efter förslutning av SFR 1, tidigast år 2012, placeras i SFL 3. Standard betongkokiller eller 200 liters plåtfat kommer huvudsakligen att användas för förvaring i SFL 3.

Studsviks egen forskningsverksamhet ger upphov till radioaktivt avfall. Dessutom samlar Studsvik in radioaktiva restprodukter från Försvarets Forskningsanstalt FOA, industri, sjukvård, universitet och högskolor. I avfallet ingår t ex fällningar, filter, utbytta delar från forskningsreaktorn i Studsvik, strålskyddsutrustning, handskboxar och strålkällor.

Låg- och medelaktivt driftavfall från CLAB kommer att transporteras till SFR 1 för slutförvaring så länge den anläggningen är i drift, men avfall som uppkommer därefter

deponeras i SFL 3. Inkapslingsanläggningen planeras vara i full drift från år 2020 till 2040 och allt driftavfall därifrån kommer att lagras i SFL 3. Avfallet består av jonbytare och filterhjälpmedel från reningen av lagringsbassängerna för använt bränsle i CLAB och liknande system i inkapslingsanläggningen. Dessutom produceras mindre mängder fast avfall från service och underhåll.

Låg- och medelaktivt avfall från Studsvik placeras huvudsakligen i 200 liters plåtfat eller i armerade betongkokiller, se figur 2-1. Avfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen placeras i betongkokiller med en vägg tjocklek på 10 cm och samma yttermått som Studsviks betongkokiller (1,2×1,2×1,2 m).



Figur 2-1 Betongkokiller (1,2×1,2×1,2 m) med fem hål för 80-liters plåtfat.

Speciella betongboxar används för plutonium-kontaminerade handskboxar från Studsvik och mindre mängder avfall från rivning av R1-reaktorn är förpackat i plåtlådor, s k Berglöfslådor (1,2×0,8×0,8 m).

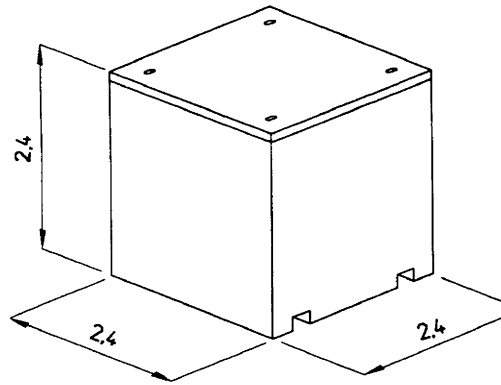
2.2.2 SFL 4

SFL 4 utgörs av tunnelsystemet utanför SFL 3 och SFL 5 där lågaktivt avfall kommer att deponeras i ett sent skede. Avfallet består av rivningsavfall från CLAB, rivningsavfall från inkapslingsanläggningen, lagringskassetter för använt bränsle från CLAB, och transportbehållare. Transportbehållarna utgörs dels av strålskärmade containers för medelaktivt avfall och dels av cylindriska behållare för använt bränsle och hårdkomponenter.

Rivningsavfallet från CLAB består av metalldelar och betong som kontaminerats efter lång tids drift. Kontaminerade metalldelar kommer att finnas i bassängernas kyl- och reningssystem. Betongen knackas bort från kontaminerade ytor i byggnaderna i samband med rivningen. De lagringskassetter som används i förvarsbassängerna för använt bränsle i CLAB kommer också att slutförvaras i SFL 4. Den planerade utbyggnaden av lagringskapaciteten i CLAB med ytterligare bassänger är inkluderade i denna studie.

Rivningsavfallet från inkapslingsanläggningen är av samma typ som avfallet från CLAB, men mängderna är betydligt mindre.

De plåtlådor som skall användas för lagring av rivningsavfallet är tillverkade av 6 mm tjockt kolstål och har ytermåtten 2,4×2,4×2,4 m, se figur 2-2. Vikten på en plåtlåda är ca 1,6 ton.



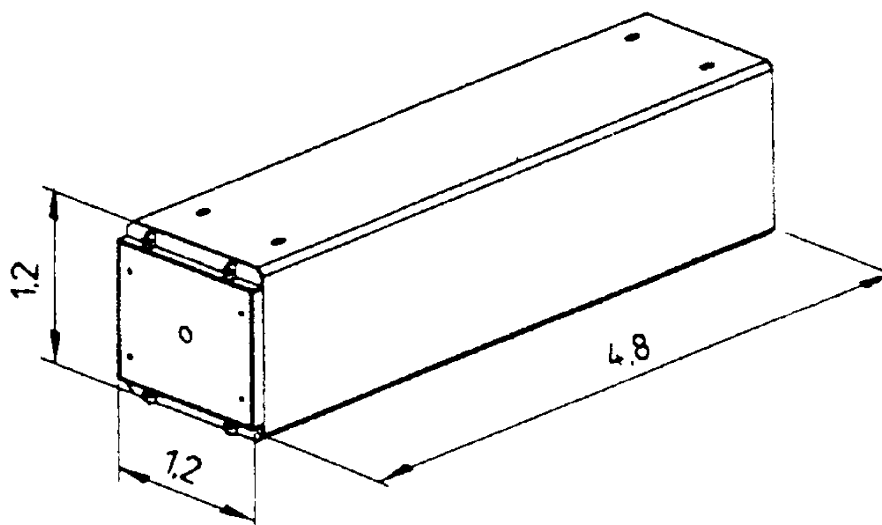
Figur 2-2 Plåtlåda för förvaring av rivningsavfall och lagringskassetter i SFL 4.

2.2.3 SFL 5

Avfall med hög inducerad aktivitet, som uppkommer under drift och vid rivning av kärnkraftverken, skall slutförvaras i SFL 5. Under mellantiden kommer sådant avfall att lagras i CLAB (ca 30–40 år). Små kvantiteter rivningsavfall från Studsvik kommer också att slutförvaras i SFL 5. Men de stora volymer lågaktivt avfall som uppkommer vid underhåll och vid rivning av kärnkraftverken, och som inte kan dekontamineras och friklassas, räknas inte hit. Sådant avfall skall slutförvaras i SFR 3 som är en planerad utbyggnad av anläggningen SFR i Forsmark.

Avfallet till SFL 5 kommer enligt nuvarande planer att förpackas i långa kokiller av armerad betong med en inre stålkassetten. Avfallet placeras i stålkassetten som placeras i betongkokillen och ett lock skruvas fast. Genom locket injekteras kringgjutningscement i utrymmet mellan stålkassetten och kokillväggen, se figur 2-3. Vissa detektorer (TIP) med hög specifik aktivitet måste först placeras i blyboxar innan de placeras i stålkassetten.

Avfallet som skall till SFL 5 består nästan enbart av aktiverade metalldelar med hög neutroninducerad aktivitet som uppstått genom att de har suttit i eller mycket nära reaktorhärden, t ex styrcstav, moderatortank, moderatortanklock, härdgaller, och detektorer av olika slag. Dessutom är de ytkontaminerade eftersom de har varit i kontakt med primärt reaktorvatten.



Figur 2-3 Lång betongkokill för lagring av avfall i SFL 5. Väggarna är 10 cm och vikten 5,5 ton.

2.2.4 Sammanfattning av avfall och förpackningar i SFL 3-5

Enligt nuvarande prognoser på avfallsvolymer, val av förpackningar och konditioneringsmetoder utgör avfallet som skall till SFL 3-5 en volym på totalt ca 25 000 m³ i slutförvaret. En ungefärlig fördelning av denna avfallsvolym är 20 % till SFL 3, 40 % till SFL 4 och 40 % till SFL 5, se tabell 2-1. I de skilda förvarsdelarna placeras avfall med olika ursprung och förpackningar. I figur 2-4 visas hur volymen av det förpackade avfallet i genomsnitt fördelar sig på avfall, förpackningar, återfyllnads-material samt tomrum.

Den mekaniska stabiliteten hos avfallskollin till SFL 4 kan förbättras om tomrummet inuti kollin fylls med t ex grus eller betong. I säkerhetsanalysen antas det att tomrummet fylls med betong.

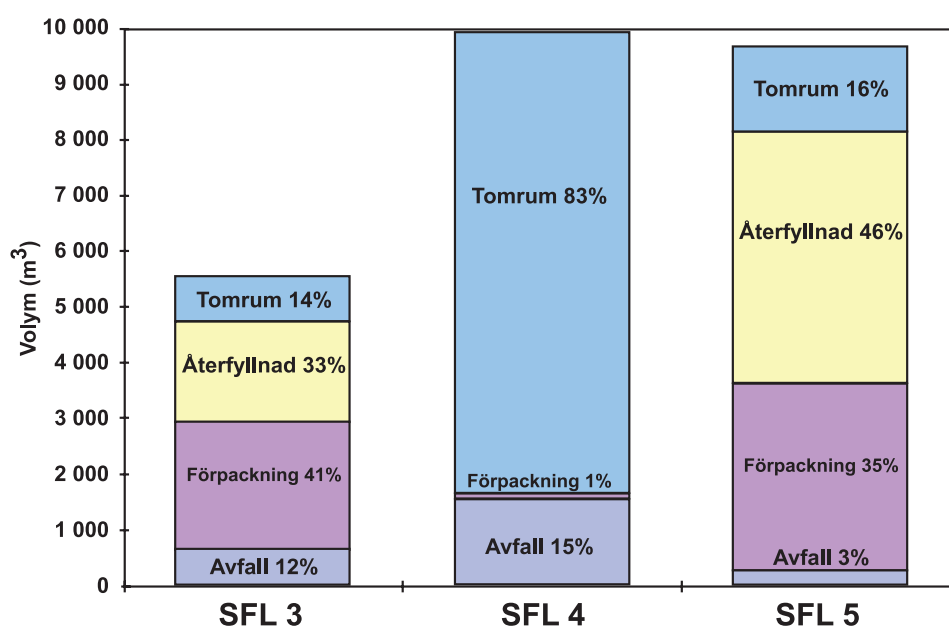
Mängden material i avfallet och förpackningarna i de olika förvarsdelarna finns givna i tabell 2-2. Avfallet utgörs huvudsakligen av oorganiska material såsom rostfritt stål (6 400 ton), kolstål (3 500 ton), borstål (1 300 ton) och betong (3 400 ton). Avfall som innehåller organiskt material placeras i SFL 3 och nuvarande prognoser tyder på att det handlar om ca 400 ton organiskt material. De dominerande materialen i förpackningarna är betong, 12 000 ton i containers och 11 000 ton som återfyllnad. Mängden stål i förpackningarna är 950 ton rostfritt stål och 2 300 ton kolstål.

Avfallet innehåller en del giftiga metaller såsom kadmium (1 ton), bly (4 ton), och beryllium (300 kg). Bly används t ex som strålskydd för vissa avfall (130 ton). Några radionuklider såsom uran, plutonium och torium är dessutom kemiskt giftiga, men vi utgår ifrån att det är den radiologiska egenskaperna som dominerar giftigheten i sådana fall (radiotoxiciteten).

Tabell 2-1 Uppskattade mängder av olika huvudtyper av avfall som kommer att deponeras i SFL 3-5 (drift av kärnkraftverken till år 2010).

Ursprung	Förvar	Förpackning	Antal Avfallskollin	Volym i slutlager (m ³)
Låg- och medelaktivt avfall från Studsvik	SFL 3	fat och kokiller	4 500	1 800*
Låg- och medelaktivt driftavfall från CLAB och inkapslingsanläggningen	SFL 3	fat och kokiller	2 200	3 800
Rivningsavfall från CLAB och inkapslingsanläggningen	SFL 4	plåtlådor	630	8 700
Transportbehållare och transportcontainrar	SFL 4	–	80	1 300
Interna reaktordelar och hårdkomponenter	SFL 5	långa kokiller	1 400	9 700
Rivningsavfall från Studsvik	SFL 5	långa kokiller	7	50
Total mängd			8 800	25 000

* Prognos baserad på Studsvik inventering december 1995 (Lindgren *et al.*, 1998)



Figur 2-4 Stapeldiagram som visar hur den totala volymen av avfallskollin i respektive förvarsdel i genomsnitt fördelar sig på ren avfallsvolym, förpackningar, återfyllnadsmaterial samt tomrum.

Tabell 2-2 Uppskattade mängder av olika material (ton) i avfall och förpackningar.

Material	Mängd (ton)			Totalt
	SFL 3	SFL 4	SFL 5	
Metaller				
Aluminium	80			80
Mässing och koppar	2			2
Kadmium	1			1
Krom			5	5
Hafnium			4	4
Inconel			2	2
Bly – avfall	4			4
Bly – förpackning	20		110	130
Rostfritt stål – avfall	70	4 720	1 650	6 440
Rostfritt stål – förpackning	20		930	950
Borstål – avfall		1 260	20	1 280
Kolstål – avfall	80	3 190	280	3 550
Kolstål – förpackning ^{a)}	820	1 000	440	2 260
Torium metall	2			2
Zirkalloy	3		30	33
Annat ^{b)}	0,1		0,3	0,4
Organiskt material				
Jonbytare	230			230
Papper/trä	5			5
Textilier/lump	20			20
Plast/gummi	130			130
Ospecificerat	1			1
Betong				
Betong/Cement – avfall ^{c)}	2 580	880		3 460
Betong – förpackning	5 000		7 300	12 300
Betong – återfyllnad ^{d)}	700		10 400	11 100
Annat ^{e)}	80			80

^{a)} inklusive armering i förpackningen

^{b)} zink och titan i SFL 3 och beryllium i SFL 5

^{c)} stabiliserat avfall och kontaminerad betong

^{d)} återfyllnad i förpackningar

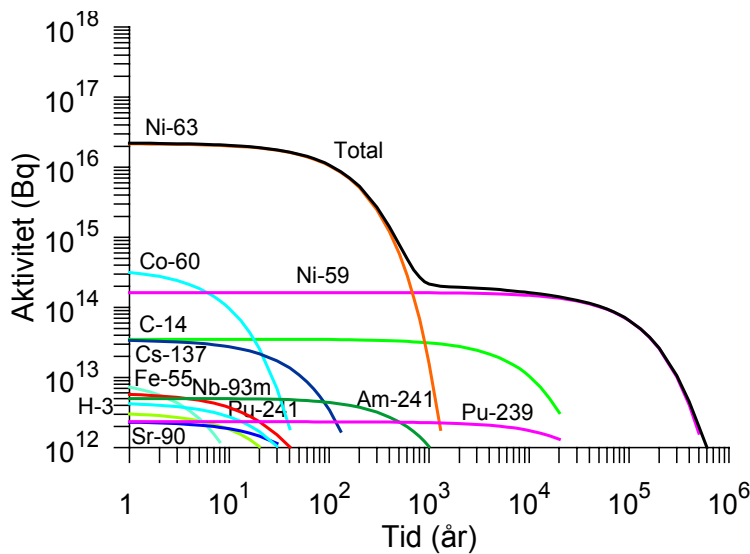
^{e)} askor, glas, ferrocyanidfällningar m m

2.3 Radionuklider i SFL 3-5

2.3.1 SFL 3

Den beräknade totala aktiviteten i avfallet i SFL 3 år 2040 är $2,2 \cdot 10^{16}$ Bq, se figur 2-5. Innehållet av radionuklider i olika avfallstyper har beräknats med hjälp av mätvärden eller korrelationsfaktorer (Lindgren *et al.*, 1998).

Organisk kol finns i två avfallstyper som innehåller jonbytare; "Rivningsavfall i plåtcontainer" och "Jonbytarmassor i betongkokill". Innehållet av organisk ^{14}C uppskattas utgöra mindre än 1% av total mängden ^{14}C i båda dessa avfallstyper.



Figur 2-5 Radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 3 (Tiden noll motsvarar år 2040).

2.3.2 SFL 4

Avfallet som kommer att lagras i SFL 4 är lågaktivt. Anledningen till att det inte hamnar i SFR 1 är att den anläggningen kommer att vara stängd när CLAB och inkapslingsanläggningen rivs.

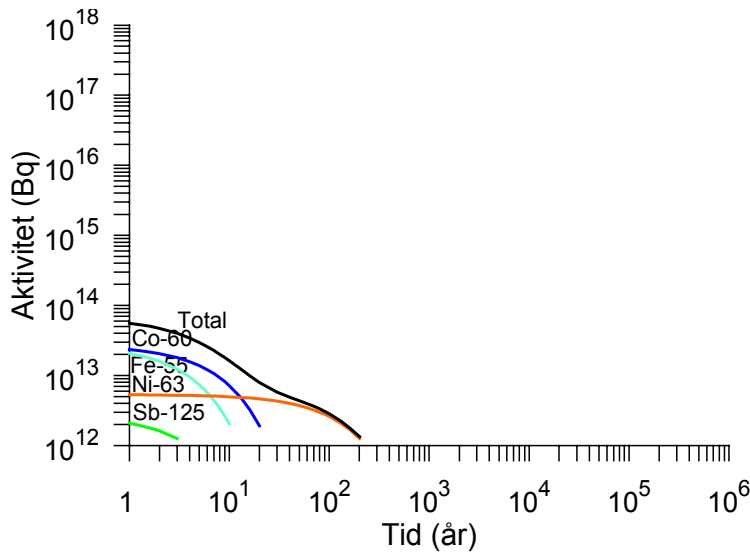
Aktiviteten i SFL 4 domineras helt av ytkontaminering på lagringskassetterna från CLAB, vilka har en kontaminerad yta på $180\,000\text{ m}^2$. Aktiviteten på kontaminerade metalldelar från kyl- och reningsystemen är relativt liten eftersom ytan är begränsad (ca 130 m^2). Ytkontaminering har uppskattats vara 3% av kontamineringen hos reaktordelar som varit i direkt kontakt med primärt reaktorvatten. Lagringskassetterna har också neutroninducerad aktivitet, men den är mycket lägre än aktiviteten på ytan.

Radionuklidaktiviteten i betongen från byggnaderna i CLAB och inkapslingsanläggningen härrör från begränsade läckage av bassängvatten och förväntas vara relativt låg. I denna studie har aktiviteten i betongen från CLAB och inkapslingsanläggningen jämförts med uppskattad aktivitet i konstruktionsbetong från Oskarshamn 2.

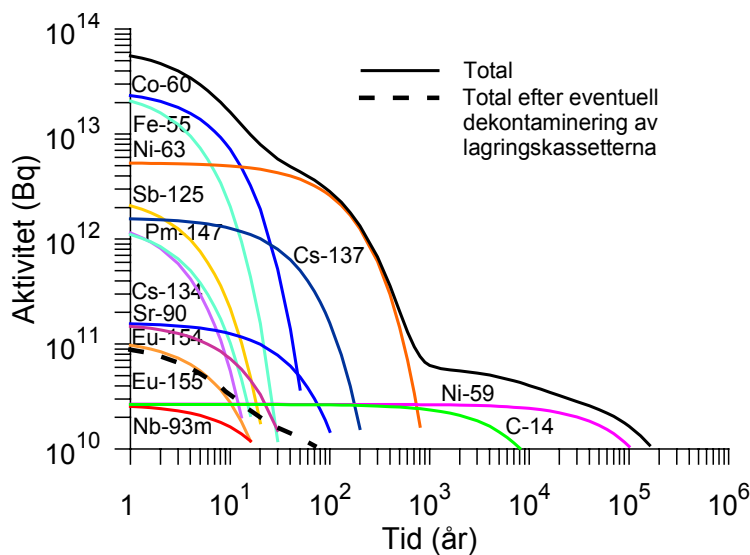
Aktiviteten i de utrangerade transportbehållarna bedöms vara försumbar i jämförelse med det övriga avfallet.

Totala aktiviteten vid förslutning av SFL 4 uppskattas till $7 \cdot 10^{13}$ Bq, varav ca 0,1% är bidrag från inducerad aktivitet, se figur 2-6 och figur 2-7. Figur 2-6 har samma skala som figurerna som visar aktiviteten i SFL 3 och SFL 5 medan skalan på y-axeln i figur 2-7 har anpassats så att det bättre framgår vilka radionuklider som finns i SFL 4.

Möjligheten att tvätta lagringskassetterna innan de deponeras i SFL 4 och deponera tvättlösningen i SFL 3 efter behandling och konditionering diskuteras. Om all ytkontaminering på lagringskassetterna tvättas bort kommer den totala aktiviteten i SFL 4 att sjunka till $1 \cdot 10^{11}$ Bq. Den totala aktiviteten efter eventuell dekontaminering framgår av figur 2-7.



Figur 2-6 Radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 4 (Tiden noll motsvarar år 2040).



Figur 2-7 Uppförstoring av radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 4 samt total aktivitet efter eventuell dekontaminering av lagringskassetterna (Tiden noll motsvarar år 2040).

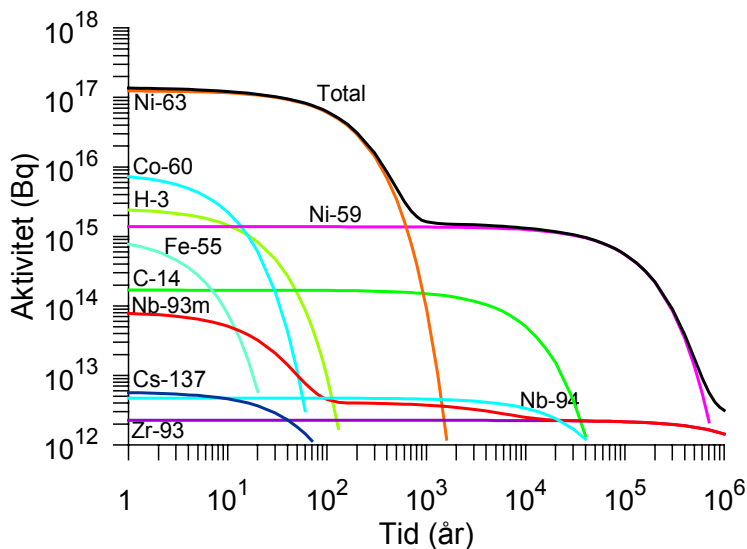
2.3.3 SFL 5

Avfallet i SFL 5 kommer från de centrala delarna i reaktorn där materialen utsätts för neutronstrålning. Den inducerade aktiviteten i materialen avtar snabbt med avståndet från härden och några meter från härden dominerar ytkontamineringen över den inducerade aktiviteten i materialen.

Nuklidinventaret i respektive avfallstyp har beräknats. För neutroninducerad aktivitet har vi i möjligaste mån använt resultat från aktiveringsberäkningar. Därutöver har vi

använt korrelationsfaktorer för både neutroninducerad aktivitet och ytkontaminering för att få en komplett lista av radionuklider i olika avfallstyper.

Den inducerade aktiviteten dominerar den totala aktiviteten i avfallet i SFL 5 som år 2040 uppskattas till $1,4 \cdot 10^{17}$ Bq, se figur 2-8.



Figur 2-8 Radionuklidaktivitet (Bq) som funktion av tiden i SFL 5 (Tiden noll motsvarar år 2040).

2.3.4 Sammanfattning av mängden radionuklider i SFL 3-5

Innehållet av radionuklider i SFL 3-5 vid förslutning, år 2040, ges i tabell 2-3 för de olika förvarsdelarna. Den totala aktiviteten i SFL 3-5 har uppskattats till $2 \cdot 10^{17}$ Bq. Mer än 85 % av aktiviteten återfinns i SFL 5, 15 % i SFL 3, och mindre än 1 % i SFL 4. Inventariet domineras av ^{63}Ni , ^{60}Co , ^3H och ^{59}Ni . Andra nuklider kan dock visa sig vara lika viktiga eller t o m viktigare för förvarets säkerhet. Detta beror i hög grad på nuklidens kemiska egenskaper. I den här studien har det visat sig att de beräknade doserna för scenario med radionuklidutsläpp ofta domineras av nukliderna ^{36}Cl och ^{93}Mo , se vidare kapitel 8 och 9. Både dessa radionuklider har kemiska egenskaper som gör dem rörliga i barriärerna och de är dessutom så långlivade att de inte hinner sönderfalla nämnvärt vid transporten från förvaret till biosfären. Men relativt sätt utgör dessa nuklider endast en liten del av den totala aktiviteten i SFL 3-5.

Tabell 2-3 Radionuklidinventar (Bq) i SFL 3-5 vid förslutning (år 2040).

Radionuklid	Halveringstid (år) ^{a)}	SFL 3	SFL 4 ^{b)}	SFL 5	Total
H-3	12	3,2·10 ¹²	4,3·10 ⁹	2,5·10 ¹⁵	2,5·10 ¹⁵
Be-10	1,6·10 ⁶	1,2·10 ⁷	1,6·10 ⁴	1,4·10 ¹¹	1,4·10 ¹¹
C-14	5,7·10 ³	3,5·10 ¹³	2,7·10 ¹⁰	1,7·10 ¹⁴	2,0·10 ¹⁴
Cl-36	3,0·10 ⁵	2,1·10 ¹⁰	1,6·10 ⁷	2,5·10 ¹¹	2,7·10 ¹¹
K-40	1,3·10 ⁹	1,0·10 ⁹	ej beräkn.	ej beräkn.	1,0·10 ⁹
Fe-55	2,7	9,3·10 ¹²	2,7·10 ¹³	9,6·10 ¹⁴	1,0·10 ¹⁵
Co-60	5,3	3,6·10 ¹⁴	2,7·10 ¹³	8,1·10 ¹⁵	8,5·10 ¹⁵
Ni-59	7,5·10 ⁴	1,6·10 ¹⁴	2,7·10 ¹⁰	1,4·10 ¹⁵	1,5·10 ¹⁵
Ni-63	96	2,2·10 ¹⁶	5,3·10 ¹²	1,2·10 ¹⁷	1,4·10 ¹⁷
Se-79	6,5·10 ⁴	4,6·10 ⁸	6,4·10 ⁶	4,5·10 ⁷	5,1·10 ⁸
Sr-90	29	2,3·10 ¹²	1,6·10 ¹¹	5,6·10 ¹¹	3,1·10 ¹²
Zr-93	1,5·10 ⁶	2,1·10 ¹⁰	2,7·10 ⁷	2,2·10 ¹²	2,3·10 ¹²
Nb-93m	14	6,0·10 ¹²	2,7·10 ¹⁰	8,0·10 ¹³	8,6·10 ¹³
Nb-94	2,0·10 ⁴	4,9·10 ¹¹	2,7·10 ⁸	4,7·10 ¹²	5,1·10 ¹²
Mo-93	3,5·10 ³	2,4·10 ¹¹	1,3·10 ⁸	1,8·10 ¹²	2,0·10 ¹²
Tc-99	2,1·10 ⁵	5,8·10 ¹¹	8,0·10 ⁹	3,2·10 ¹¹	9,1·10 ¹¹
Pd-107	6,5·10 ⁶	1,1·10 ⁸	1,6·10 ⁶	1,1·10 ⁷	1,3·10 ⁸
Ag-108m	1,3·10 ²	1,2·10 ¹²	1,6·10 ⁹	9,6·10 ⁹	1,2·10 ¹²
Cd-113m	14	5,7·10 ⁹	9,6·10 ⁸	1,5·10 ⁹	8,2·10 ⁹
Sn-126	1,0·10 ⁵	5,7·10 ⁷	8,0·10 ⁵	5,6·10 ⁶	6,3·10 ⁷
Sb-125	2,8	6,6·10 ¹¹	2,7·10 ¹²	1,4·10 ¹⁰	3,3·10 ¹²
I-129	1,6·10 ⁷	3,4·10 ⁷	4,8·10 ⁵	3,4·10 ⁶	3,8·10 ⁷
Cs-134	2,1	3,9·10 ¹⁰	1,6·10 ¹²	7,9·10 ⁸	1,6·10 ¹²
Cs-135	2,3·10 ⁶	5,7·10 ⁸	8,0·10 ⁶	5,6·10 ⁷	6,3·10 ⁸
Cs-137	30	3,4·10 ¹³	1,6·10 ¹²	5,7·10 ¹²	4,2·10 ¹³
Ba-133	11	2,9·10 ¹⁰	2,7·10 ⁸	2,9·10 ⁸	3,0·10 ¹⁰
Pm-147	2,6	2,5·10 ¹⁰	1,4·10 ¹²	5,1·10 ⁹	1,5·10 ¹²
Sm-151	90	2,3·10 ¹¹	4,8·10 ⁹	2,7·10 ¹⁰	2,6·10 ¹¹
Eu-152	13	1,5·10 ¹²	1,1·10 ⁸	1,7·10 ⁸	1,5·10 ¹²
Eu-154	8,8	4,8·10 ¹¹	1,6·10 ¹¹	1,1·10 ¹¹	7,6·10 ¹¹
Eu-155	5,0	5,2·10 ¹⁰	1,1·10 ¹¹	1,4·10 ¹⁰	1,8·10 ¹¹
Ho-166m	1,2·10 ³	8,3·10 ¹⁰	1,1·10 ⁸	7,3·10 ⁸	8,4·10 ¹⁰
Pb-210	22	2,7·10 ¹¹	< 1	< 1	2,7·10 ¹¹
Ra-226	1,6·10 ³	3,8·10 ¹¹	< 1	< 1	3,8·10 ¹¹
Ac-227	22	1,4·10 ⁶	< 1	4,5	1,4·10 ⁶
Th-229	7,3·10 ³	1,4·10 ²	< 1	< 1	1,4·10 ²
Th-230	7,7·10 ⁴	1,8·10 ⁵	2,4	7,3·10 ¹	1,8·10 ⁵
Th-232	1,4·10 ¹⁰	1,1·10 ¹⁰	< 1	< 1	1,1·10 ¹⁰
Pa-231	3,3·10 ⁴	2,5·10 ⁶	< 1	7,9	2,5·10 ⁶
U-232	72	4,4·10 ⁶	8,0·10 ²	4,2·10 ³	4,4·10 ⁶
U-233	1,6·10 ⁵	3,1·10 ⁴	< 1	1,3·10 ¹	3,1·10 ⁴
U-234	2,4·10 ⁵	7,8·10 ⁸	2,7·10 ⁴	2,4·10 ⁵	7,8·10 ⁸
U-235	7,0·10 ⁸	6,4·10 ⁹	5,3·10 ²	3,7·10 ³	6,4·10 ⁹
U-236	2,3·10 ⁷	8,1·10 ⁷	8,0·10 ³	5,6·10 ⁴	8,1·10 ⁷
U-238	4,5·10 ⁹	4,6·10 ¹⁰	1,1·10 ⁴	7,5·10 ⁴	4,6·10 ¹⁰
Np-237	2,1·10 ⁶	1,8·10 ⁸	1,1·10 ⁴	7,9·10 ⁴	1,8·10 ⁸
Pu-238	88	3,7·10 ¹¹	1,1·10 ⁸	5,9·10 ⁸	3,7·10 ¹¹
Pu-239	2,4·10 ⁴	2,3·10 ¹²	8,9·10 ⁶	6,2·10 ⁷	2,3·10 ¹²
Pu-240	6,5·10 ³	1,8·10 ¹²	1,8·10 ⁷	1,3·10 ⁸	1,8·10 ¹²
Pu-241	14	4,4·10 ¹²	2,7·10 ⁹	4,6·10 ⁹	4,4·10 ¹²
Pu-242	3,8·10 ⁵	1,2·10 ⁹	8,0·10 ⁴	5,6·10 ⁵	1,3·10 ⁹
Pu-244	8,3·10 ⁷	1,8·10 ²	< 1	< 1	1,8·10 ²
Am-241	4,3·10 ²	5,0·10 ¹²	2,7·10 ⁷	6,3·10 ⁸	5,0·10 ¹²
Am-242m	1,5·10 ²	2,0·10 ⁹	2,7·10 ⁵	1,6·10 ⁶	2,0·10 ⁹
Am-243	7,4·10 ³	8,5·10 ⁹	8,0·10 ⁵	5,6·10 ⁶	8,5·10 ⁹
Cm-243	29	1,7·10 ⁹	5,3·10 ⁵	1,8·10 ⁶	1,7·10 ⁹
Cm-244	18	4,4·10 ¹⁰	8,0·10 ⁷	1,9·10 ⁸	4,4·10 ¹⁰
Cm-245	8,5·10 ³	7,7·10 ⁷	8,0·10 ³	5,6·10 ⁴	7,7·10 ⁷
Cm-246	4,7·10 ³	2,1·10 ⁷	2,1·10 ³	1,5·10 ⁴	2,1·10 ⁷
Totalt		2,2·10¹⁶	6,6·10¹³	1,4·10¹⁷	1,6·10¹⁷

a) ICRP Publication 38, Volumes 11-13, 1983

b) Inklusive ytkontaminering och inducerad aktivitet.

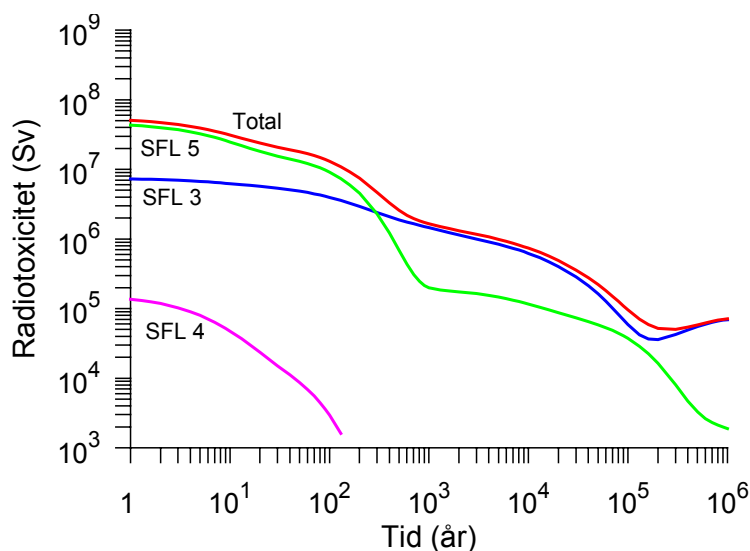
2.4 Radiotoxiciteten i avfallet

För att få en grov uppskattning på radiotoxiciteten hos avfallet som skall slutförvaras i SFL 3-5 har aktiviteten (Bq) omvandlats till radiotoxicitet (Sv) genom att multiplicera radionuklidaktiviteten med den effektiva dosen per enhetsintag (Sv/Bq) enligt formel nedan. Värden på effektiv dos för respektive radionuklid är tagna från IAEA:s standard (IAEA, 1996, Table II-VI "Ingestion: Committed effective dose per unit intake via ingestion for members of the public").

$$\text{Radiotoxicitet} = \sum_{i=\text{radionuklid}} \text{aktivitet}_i \cdot (\text{effektiv dos per enhetsintag})_i$$

Radiotoxicitet kan användas som ett grovt mått för att jämföra radiologisk risk från olika radionuklider, avfall och förvarsdelar. Det är dock inget mått på den potentiella belastningen på biosfären, eftersom ingen hänsyn tas till hur radionukliderna frigörs eller hur de fördröjs i närzonen och fjärrzonen.

Den totala radiotoxiciteten hos avfallet i SFL 3-5 är $5 \cdot 10^7$ Sv vid förslutning år 2040. Till detta bidrar SFL 5 med omkring 86% och SFL 3 med 14%. Bidraget från SFL 4 är mindre än 5% och därmed närmast försumbart i jämförelse med de övriga förvarsdelarna. De dominerande radionukliderna är ^{63}Ni , ^{60}Co och ^{241}Am i SFL 3, och i SFL 5 dominerar ^{60}Co och ^{63}Ni . Efter ca 200 år kommer radiotoxiciteten i SFL 3 att vara större än radiotoxiciteten i SFL 5 till följd av innehållet av långlivade radionuklider, t ex ^{241}Am , ^{239}Pu och ^{240}Pu , se figur 2-9. Inväxt av ^{210}Pb medför att radiotoxiciteten ökar i SFL 3 under perioden 10^5 – 10^6 år.



Figur 2-9 Radiotoxicitet (Sv) som funktion av tiden i SFL 3-5. (Tiden noll motsvarar år 2040).

2.5 Antaganden och osäkerheter

2.5.1 Avfallsvolymer

Den huvudsakliga mängden avfall till SFL 3 utgörs av framtida produktion av driftavfall från CLAB och Inkapslingsanläggningen, närmare 70 vol%. Studsvik bidrar med ca 30 vol% av avfallet till SFL 3 och en del av detta avfall finns redan idag. Information om avfallskollin från Studsvik, som producerats efter 1980, finns registrerade i ett avfallsregister, men information om äldre avfallskollin kan vara mer knapphändig. En del äldre avfall finns redan men är ännu inte förpackat. Därutöver måste produktion av avfallskollin i Studsvik uppskattas från allmänna antagande om framtida verksamheter och vad t ex rivning av olika installationer kan ge upphov till.

Rivningsavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen, som skall gå till SFL 4, har inte heller producerats, utan mängden stål och betong som förväntas bli kontaminerad under driften av anläggningarna har uppskattats. Inkapslingsanläggningen är för övrigt ännu inte byggd. Hur kontamineringen i anläggningarna ser ut vid rivning beror främst på driftförhållandena, och på vilka åtgärder som vidtas för att rengöra kontaminerade material. I uppskattningen av volymen av rivningsavfall från CLAB och antalet lagringskassetter har hänsyn tagits till den planerade utbyggnaden från fyra till åtta lagringsbassänger.

Den beräknade totala volymen av transportbehållare och transportcontainers i SFL 4 bygger på en prognos över hur många som kommer att finnas. Det är emellertid osäkert om dessa behållare egentligen skall slutförvaras i SFL 4. Kontamineringen kommer att vara mycket låg och andra alternativ än deponering i SFL 4 är möjliga.

Information som fanns tillgänglig avseende en BWR och en PWR har använts för uppskattning av volymen avfall till SFL 5. Mängden hårdkomponenter och interna delar från BWR är förmodligen något överskattad, eftersom alla nio reaktorerna har jämförts med den största reaktortypen (Oskarshamn 3). Dessutom har vi antagit att hårdgallret kommer att bytas ut på samtliga BWR reaktorer. Mängden hårdkomponenter och interna delar från PWR är däremot något underskattad, eftersom den baserar sig på den minsta reaktortypen (Ringhals 2).

2.5.2 Innehåll av radionuklider

Korrelationsfaktorer har tagits fram för att kunna uppskatta innehållet av radionuklider i de fall då uppgifter om mängd saknas. Att sådana uppgifter saknas för en radionuklid kan bero på att just den radionukliden varit svår att mäta. Det kan också bero på att den av något skäl aldrig blivit uppmätt. Metoden med korrelationsfaktorer har använts för att beräkna såväl ytkontaminering (54 olika radionuklider) som inducerad aktivitet (16 olika radionuklider). För att kunna uppskatta aktiviteten av plutonium (^{239}Pu + ^{240}Pu) och americium (^{241}Am) från aktiviteten av cesium i vissa avfallstyper från Studsvik har samma korrelationsfaktorer använts som för askfaten i SFR 1. En översyn pågår vilket kan medföra vissa förändringar.

Både uppmätta och beräknade värden har använts för att ta fram korrelationsfaktorer. Uppgifterna kommer från svenska anläggningar, kompletterat med information från andra länder. Korrelationsfaktorerna varierar kraftigt, ofta flera tiopotenser, beroende på vilka uppgifter som de beräknats ur. Detta är inte oväntat. För ytkontaminering påverkas det inbördes förhållandet mellan olika nuklider och därmed även korrelationsfaktorerna t ex av reaktortyp, kemin i primärvattnet, bränsleläckage, orenheter i bränsle och korroderande material. För inducerad aktivitet beror korrelationsfaktorerna huvudsakligen på materialens sammansättning, förekomst av orenheter, bestrålningstiden och neutronflöden.

Studsviks avfallsregister redovisar mätningar av radionuklider med gamma-spektrometer. De har utförts i kampanjer och omfattar ett begränsat antal radionuklider. För inhomogent avfall uppskattats felet till $\pm 70\%$ (Sundgren, 1994). Registret täcker endast avfall som producerats efter 1980. Mängden radionuklider i avfallskollin som har producerats före 1980 har därför uppskattats genom jämförelser med liknande avfall som producerats senare. Korrelationsfaktorer har använts för att beräkna innehållet av radionuklider där uppgifter saknas. Men korrelationsfaktorerna har tagits från andra typer av avfall och kontamineringar, t ex från askfat som skall till SFR 1 och från ytkontaminering i kraftproducerande reaktors primärkretsar. Eftersom avfallet från Studsvik har ett annat, ibland okänt, ursprung blir beräkningarna naturligtvis osäkra.

Aktivitetens innehåll i driftavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen har uppskattats från information om det driftavfall som nu produceras vid CLAB. Här finns osäkerheter som består av att driftförhållanden och processer i CLAB kan komma att förändras i framtiden och att erfarenheter från inkapsling av bränsle saknas.

Den inducerade aktiviteten i lagringskassetterna från CLAB har uppskattats med hjälp av beräkningar och jämförelser med neutronbestrålat reaktoravfall (korrelationsfaktorer). Beräkningarna avser kassetter där bränsle med högre utbränning än normalt mellanlagrats i 60 år. Om i stället lagringstiden blir kortare (t ex 30 år) och utbränningen normal blir aktiviteten lägre. Ytterligare en osäkerhet ligger i att korrelationsfaktorer använts som i sin tur härrör från andra typer av avfall (reaktoravfall).

På liknande sätt har vi beräknat aktiviteten på de metallytor som varit i kontakt med bassäng- eller annat processvatten i CLAB. Sammansättningen av radionuklider har antagits vara densamma som för reaktordelar (samma korrelationsfaktorer), men koncentrationen på ytorna har antagits vara 3 % av den på primärytor i kärnkraftverken. Siffran är osäker, men den största osäkerheten torde ligga i de korrelationsfaktorer som använts. I SFL 4 dominerar den totala aktiviteten av kontamineringen på lagringskassetterna. Det är möjligt att tvätta kassetterna och föra över aktiviteten till SFL 3 i stället som har bättre barriärer.

Eventuella läckage i bassängerna eller andra förlopp och händelser under driften av CLAB kan leda till kontaminering av konstruktionsbetongen. Vi har antagit att aktiviteten blir densamma som i väggar och golv i ett kärnkraftverk, vilket troligen leder till en överskattning av aktiviteten i CLAB. Koncentrationen av radionuklider i avfall från inkapslingsanläggningen antas vara densamma som i motsvarande avfall från CLAB.

Beräkningar av neutroninducerad aktivitet i hårdkomponenter och interna delar från en PWR har en uppskattad osäkerhetsfaktor på mellan 5 och 100 (Højerup, 1994). Motsvarande uppgifter om osäkerheten i beräkningar av inducerad aktivitet i BWR saknas. En svensk BWR (Oskarshamn 3) och en svensk PWR (Ringhals 2) har valts som modeller för de övriga reaktorerna. Detta ökar osäkerheten eftersom den inducerade aktiviteten i olika reaktordelar beror av sådana parametrar som materialens sammansättning, förekomst av orenheter, bestrålningstid, neutronflöden och avstånd till hårdn.

För hårdkomponenter och interna delar har innehållet av inducerade radionuklider, som ej ingått i aktivitetsberäkningarna, uppskattats med hjälp av korrelationsfaktorer till ^{60}Co . Osäkerheten blir därigenom en produkt av osäkerheten i korrelationsfaktorerna och osäkerheten i den beräknade aktiviteten av ^{60}Co .

Kontamineringen på ytor som varit i kontakt med det primära reaktorvattnet har uppskattats med korrelationsfaktorer och kontamineringsgraden av nyckelnukliderna (^{60}Co , ^{137}Cs och $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$). Osäkerheten i kontamineringsgraden bedöms vara av underordnad betydelse jämfört med osäkerheten i korrelationsfaktorerna.

Ingen hänsyn har tagits till att utbytbara delar eller komponenter tagits ut ur reaktorerna långt tidigare än vid rivningen av reaktorerna. Detta innebär att aktiviteten (Bq) av vissa relativt kortlivade radionuklider, såsom ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{134}Cs etc är överskattade i jämförelse med mer långlivade radionuklider.

Vid beräkningarna av aktivitetsinnehållet i avfallet i SFL 3-5 år 2040 har vi använt halveringstider för radionukliderna enligt ICRP (1983). I beräkningarna av radionuklidtransporten från SFL 3-5, se kapitel 8, används halveringstider från Firestone *et al* (1998). För vissa radionuklider anges olika halveringstider i dessa två referenser. Denna skillnad i halveringstid har ingen betydelse för det beräknade aktivitetsinnehållet av långlivade radionuklider. Aktivitetsinnehållet av kortlivade radionuklider påverkas däremot. Skillnaden är dock liten och bedöms vara försumbar jämfört med andra osäkerheter i uppskattningarna av aktivitetsinnehållet i avfallet.

2.6 Referenser

Firestone R B, Baglin C M, Chu S Y F, 1998. Table of Isotopes, 8th edition, 1998 Update. John Wiley & Sons Inc, New York.

Højerup C F, 1994. Recalculations of neutron induced activations of reactor internals of Ringhals 2. Risø-I-763.

IAEA, 1996. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. Safety Series No. 115, International Atomic Energy Agency, Vienna.

ICRP, 1983. Annals of the ICRP, Radionuclide transformations, Energy and Intensity of emissions. ICRP Publication 38, Volumes 11-13, Pergamon Press, London.

Lindgren M, Brodén K, Carlsson J, Johansson M, Pers K, 1994. Low and intermediate level waste for SFL 3-5. SKB rapport AR 94-32, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Lindgren M, Pers K, Skagius K, Wiborgh M, Brodén K, Carlsson J, Riggare P, Skogsberg M, 1998. Low and intermediate level waste in SFL 3-5: Reference inventory. En sammanställning av låg- och medelaktiva avfall som skall gå till SFL 3-5. Reg. No: 19.41/DL31. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Sundgren O, 1994. Gamma-ray counting of medium-activity waste. Radioactivity and radiochemistry, Vol 5, No. 4, page 10-11.

3 Förvarsutformning och layout

3.1 Inledning

I detta kapitel beskrivs utformning och layout av SFL 3-5. Detta är en uppdaterad version som har gjorts mera ändamålsenlig jämfört med föregående från 1993 (PLAN 93, 1993). De viktigaste förändringarna är att:

- schakten för kokiller i SFL 3 har ersatts med större förvaringsfack,
- de tre smala bergrummen (SFL 5) för hårdkomponenter har ersatts av ett bredare och längre rum med samma mått och inredning som SFL 3,
- kokiller med hårdkomponenter har placerats i en inbyggnad av betong,
- porös betong fylls kring avfallskollina i betonginbyggnaderna i SFL 3 och 5 (tidigare ingen kringfyllning alls),
- bergrummen återfylls med enbart bergkross i stället för med en blandning av grus och bentonit, samt
- en större flexibilitet för ändrade mängder och typer av avfallskollin har erhållits.

Layouten och funktionsbeskrivningen är principiell, även om detaljeringsgraden kan ge intryck av motsatsen. Avsikten med den detaljerade informationen är att ge ett entydigt underlag för spridningsberäkningar.

I avsnitt 3.2 beskrivs de förutsättningar som styr layouten och därefter själva layouten i avsnitt 3.3. I avsnitt 3.4 beskrivs materialen i de konstruerade barriärerna, dvs förvaringsbehållare, betongkonstruktioner och återfyllnader av porös betong och krossgrus. I avsnitt 3.5 behandlas förhållanden i förvaret under bygge och drift.

3.2 Layoutstyrande förutsättningar

3.2.1 Avfallsbehållare

Följande sammanställning visar vilka typer och mängder av avfall som skall deponeras i SFL 3-5. Avfall och avfallskollin har beskrivits närmare i kapitel 2. Även om andra typer av avfallskollin kommer att användas bör inte utformningen av SFL 3-5 påverkas annat än marginellt.

Avfallet till SFL 3 är förpackat i standardkokiller av betong ($1,2 \times 1,2 \times 1,2$ m) och i 200 l plåtfat, se avsnitt 2.2.1. Kokillens maximala vikt inklusive avfall är 5 ton. Cirka 2 800 kokiller kommer att produceras och deponeringstakten beräknas bli i genomsnitt 150 kokiller per år. Faten har diametern 0,6 m och höjden 0,9 m. Största vikten inklusive avfall är 500 kg. Totala antalet fat beräknas bli ca 4 000, med deponeringstakten 250 fat/år i genomsnitt. De första åren kan deponeringen gå snabbare, eftersom en stor del av kokillerna och faten redan är tillverkade när deponeringen börjar.

Rivningsavfallet som skall till SFL 4 (inklusive bränsleförvaringskassetter från CLAB) förpackas i avfallsbehållare av plåt ($2,4 \times 2,4 \times 2,4$ m), se avsnitt 2.2.2. Största vikt, inklusive avfall, är ca 25 ton och totala antalet blir ca 630 st. Därtill kommer sådana transportbehållare som inte kan friklassas, ca 80 st. Avfallskollin till SFL 4 kommer att produceras under ca 2-3 år och deponeras i takt med rivningsarbetet. Detta kommer att inträffa någon gång efter år 2040.

Avfallet till SFL 5 gjuts in i långa betongkokiller ($4,8 \times 1,2 \times 1,2$ m), se avsnitt 2.2.3. Maximala vikten är ca 25 ton och totala antalet blir drygt 1 400 st. Dessa avfallskollin kommer att produceras under perioden år 2025 – 2040, vilket innebär en deponeringstakt på i genomsnitt ca 90 kokiller per år.

3.2.2 Transporter och transportbehållare

Fartyg, landsvägsfordon eller järnväg kommer att användas för transporter till SFL 3-5, beroende på var förvaret lokaliseras. Specialfordon för körning i ramp kommer att användas mellan markytan och förvarsnivån. Lastramar erfordras och den möjliga (tillåtna) lastprofilen samt transportvikterna är viktiga parametrar.

Allt avfall utom rivningsavfallet från CLAB och inkapslingsanläggningen transporteras till djupförvaret i särskilda transportbehållare, konstruerade för att uppfylla IAEA:s rekommendationer. Olika typer av transportbehållare kommer att behövas. För SFL 3 har två föreslagits: typ 1 och typ 2, se tabell 3-1. Typ 1 finns ännu bara som idéskiss, men typ 2, även benämnd ATB-8K, är för närvarande under licensiering.

Tabell 3-1 Olika typer av transportbehållare för avfall till SFL 3 och SFL 5

Transportbehållare	Typ 1 för SFL 3	Typ 2 för SFL 3	Typ 3 för SFL 5
Kapacitet	4 st kokiller eller 4 st fatbrickor ^{b)}	8 st kokiller eller 8 st fatbrickor ^{b)}	1 st lång kokill
Dimension ^{a)}	ca $5,5 \times 1,9 \times 1,7$ m	$3,25 \times 3,05 \times 3,0$ m	$5,5 \times 1,9 \times 1,7$ m
Vikt tom	ca 45 ton	ca 74 ton	ca 45 ton
Vikt lastad	ca 65 ton	ca 114 ton	ca 70 ton
Lockets placering	ovansidan	ovansidan	kortsidan

^{a)} *längd × bred × höjd*

^{b)} *4 st fat på varje fatbricka*

Lågaktivt avfall till SFL 4 kan antagligen transporteras utan extra strålskydd. Krävs det extra strålskydd så finns det redan idag lämpliga transportbehållare. Kokiller med avfall till SFL 5 behöver dock en speciell transportbehållare. Typ 3 är avsedd för det ändamålet, se tabell 3-1.

3.3 Layout

3.3.1 Översiktlig layout

Eftersom kraven på SFL 3-5 har många likheter med SFR har denna anläggning i flera avseenden fått stå modell. Det gäller inte minst SFL 3 och SFL 5 där bergssalen BMA i SFR använts som förebild. Bergsalarna SFL 3 och SFL 5 är sinsemellan lika och parallella. De har placerats vinkelrätt mellan tillfartstunneln och byggtunneln, se figur 3-1. Inlastning till respektive tunnel sker från tillfartstunneln. Byggtunneln ansluter till förvarstunneln på en högre nivå. Nivåskillnaden mellan tillfartstunneln, som ligger i huvudplanet, och den bakre tunneln kompenseras genom att den anslutande tunneln lutar.

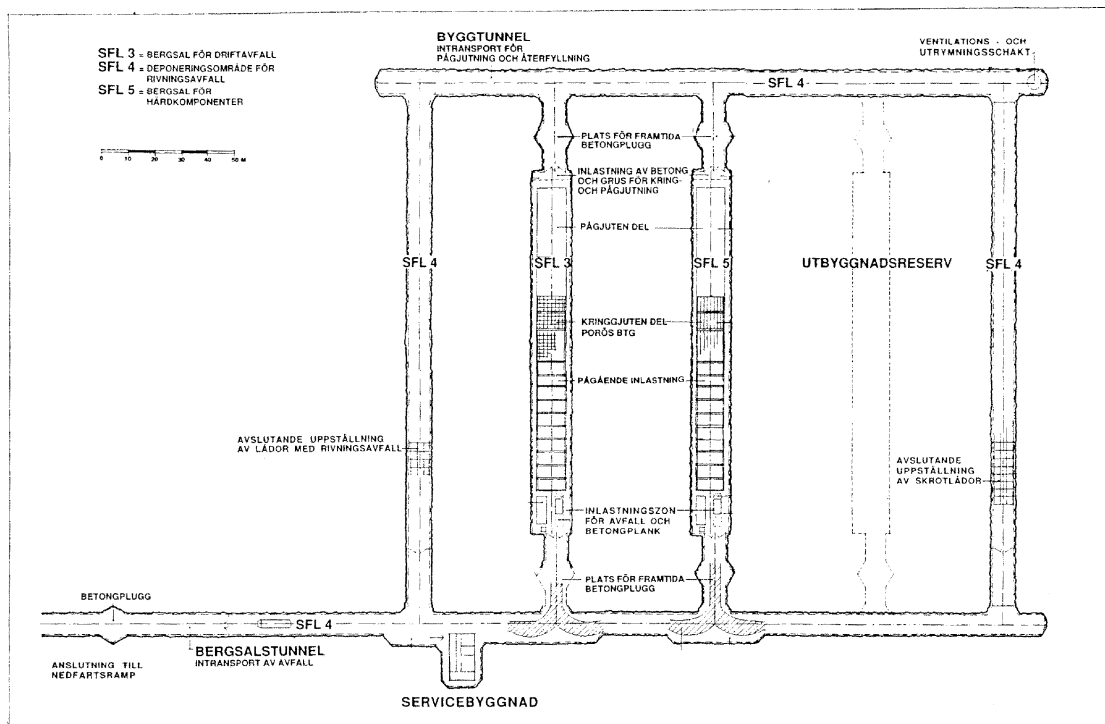
Transporttunneln som omsluter de centralt placerade bergsalarna SFL 3 och SFL 5 kommer i slutskedet att användas som deponeringstunnlar för rivningsavfall (SFL 4). Det kombinerade systemet av transport- och deponeringstunnlar skall efter avslutad inlastning separeras från nedfartsrampen med hjälp av pluggar.

För drift av SFL 3-5 erfordras en byggnad som innehåller ställverk för kraftmatning, elektronikrum för styrning av traverserna mm inklusive manöverrum. Dessutom behövs personalutrymmen för driftpersonal och besökare. Byggnaden har placerats i den främre delen av den anslutande transporttunneln.

Hela tunnelsystemet har försetts med en lutning som medger att inläckande vatten självdränerar mot en lågpunkt där pumpar är placerade för pumpning av vattnet upp till markytan.

SFL 3-5 kommer att byggas ut till full kapacitet i ett steg. Utrymme har dock reserverats för ytterligare en bergsal om detta skulle behövas.

SFL 3-5 upptar ett område med ytan $82\,000\text{ m}^2$ ($340 \times 240\text{ m}$). Den totala bergvolymen är ca $120\,000\text{ m}^3$, exklusive nedfartsramp.



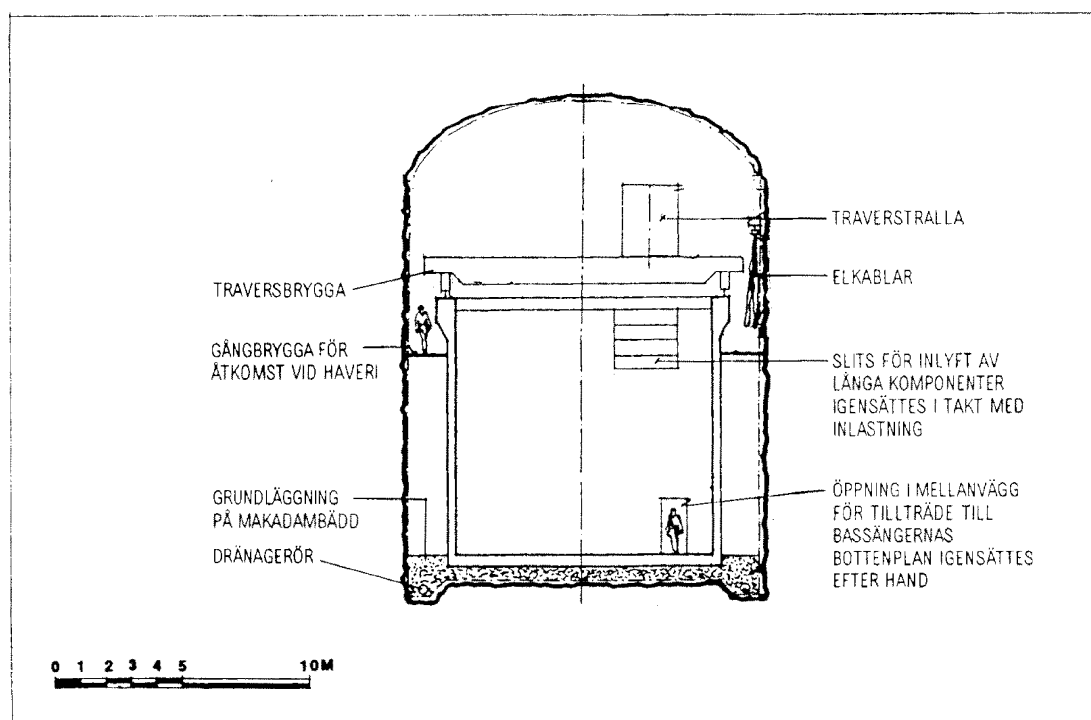
Figur 3-1 Översiktlig beskrivning av bergrummen i SFL 3-5.

3.3.2 SFL 3

Inlastningsdelen för avfall ligger i ena änden på SFL 3 och en inlastningsdel för betong och återfyllnadsmaterial i den andra änden. De anslutande tunnlarna har en längd som medger gjutning av betongpluggar efter avslutad deponering. Därigenom kan bergsalen avgränsas från omgivande tunnelsystem. De anslutande transporttunnelarnas tvärsnitt är anpassat till förvarets övriga transporttunnlar med en lastprofil som klarar alla erforderliga transportbehov.

Bergsalen är försedd med en inbyggnad i betong som grundläggs på en packad bädd av stenfyllning och makadam, se figur 3-2. Inbyggnaden är horisontell medan bergrummet har en svag lutning för att leda ut dränagevatten mot inlastningsändan. Dränagevattnet leds ut via rör som täcks med singel.

Inbyggnaden är uppdelad i tre sektioner, separerade med dilatationsfogar som medger inbördes förskjutningar. Varje sektion är i sin tur uppdelad i 7 fack med hjälp av tvärväggar. Tvärväggarnas uppgift är att dels stödja de längsgående väggarna, dels medverka till att styra uppställningen av kokillerna och faten för att undvika ras eller annan typ av förskjutning av kollina. Därmed säkerställs en effektiv fyllnadsgrad.



Figur 3-2 SFL 3 och SFL 5, typsektion deponeringskede.

I höjddled staplas maximalt åtta kokiller eller tio fatbrickor på varandra, se figur 3-3. Varje fack har invändig längd 10,0 m, bredd 5,0 m och höjd 10,0 m, och rymmer 256 kokiller eller 1 280 fat. Det är också möjligt att ställa in både kokiller och fatbrickor i samma fack, förutsatt att kokiller inte ställs ovanpå fatbrickor. I de yttre facken är det möjligt att lasta in kollin med annan form och storlek om fackens mellanväggar förses med urtag i överkanten. Inlastning sker med hjälp av en fjärrstyrd travers som löper på räls som vilar på inbyggnadens längsgående ytterväggar, se figur 3-2.

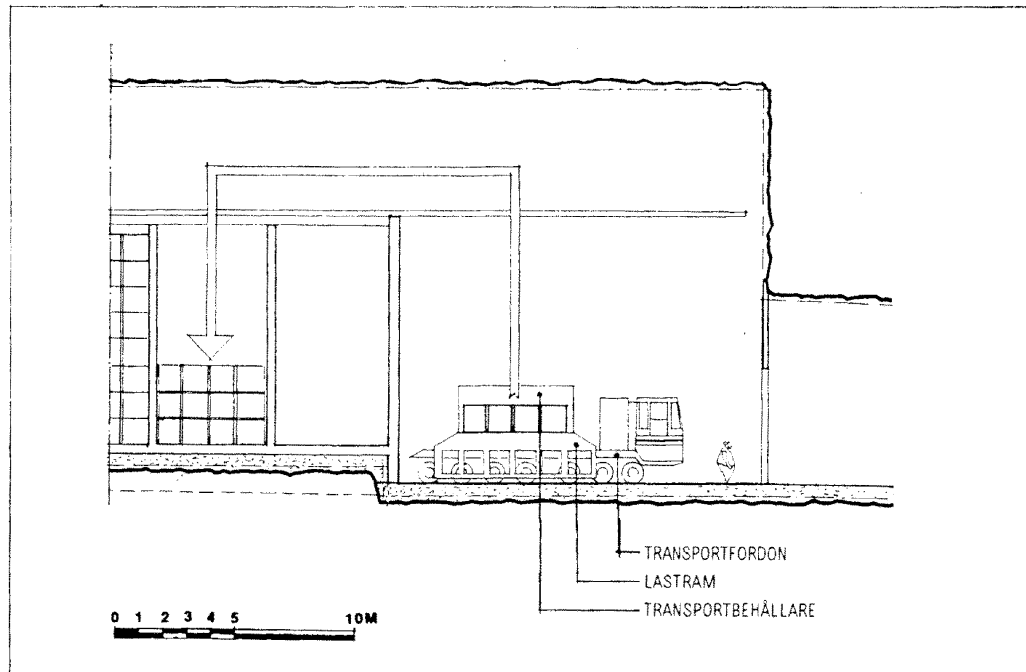
Bergsalen kan förses med undertak i plåt för att undvika dropp på avfallet och vatten i inbyggnadens sektioner. Längs inbyggnaden monteras gångbanor som medger tillträde till traversen oberoende av aktuell position. Gångbanorna är placerade på ett sätt som innebär att passage kan ske i strålskyddad miljö.

Avfallskollina kringgjuts stegvis med porös betong. Betongen bereds i den bakre tunneln och pumpas genom en slang in till sektionen eller transporteras i bask med hjälp av traversen, se figur 3-4.

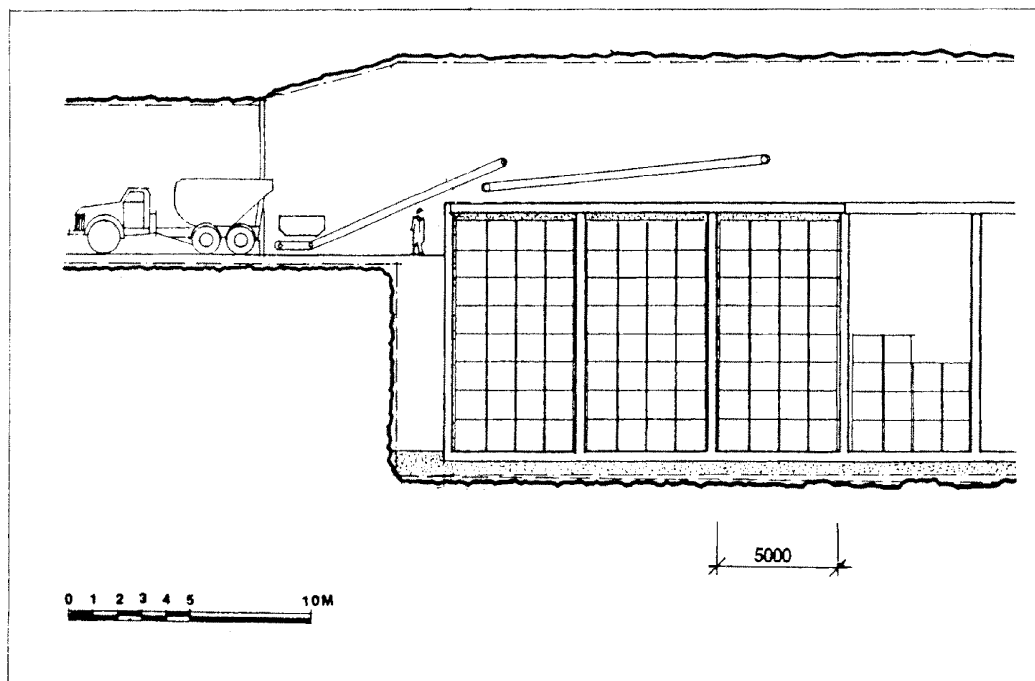
När respektive sektion är fylld täcks sektionen med lock av prefabricerad betongplank, som tas in via inlastningsdelen för avfall och lyfts in på plats med hjälp av traversen. Därefter gjuts ett lager betong ovanpå betongplanken. Pågjutningen sker på samma sätt som kringgjutningen, dvs betongen bereds och förs in från bakre tunnelanslutningen.

Efter avslutad deponering gjuts en betongplugg vid inlastningsdelen för avfall. Bergsalen återfylls med bergkross som packas, varefter den andra betongpluggen gjuts så att bergsalen är helt avgränsad, se figur 3-5.

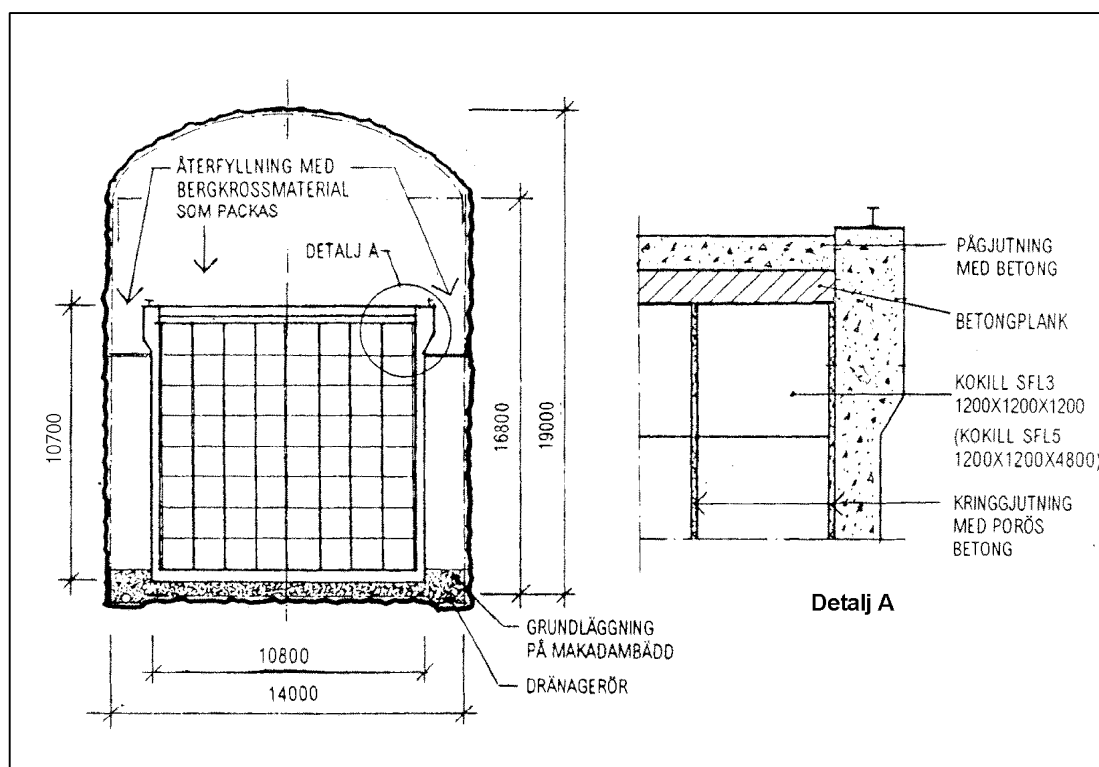
SFL 3:s bergsal har längden ca 133, bredden 14 och höjden 19 m. Bergsalens volym är ca 34 000 m³. Inbyggnadens längd är ca 115, bredden 11 och höjden 11 m. Betongen i inbyggnaden har en volym på ca 3 200 m³. Antal kokiller eller fatbrickor med 4 fat uppgår till 5 376 enheter.



Figur 3-3 SFL 3, inlastning av kokiller, längdsektion.



Figur 3-4 SFL 3 och SFL 5, inlastning av porös betong för kringgjutning, betong för täckning av fack samt av förslutningsmaterial (bergkross).

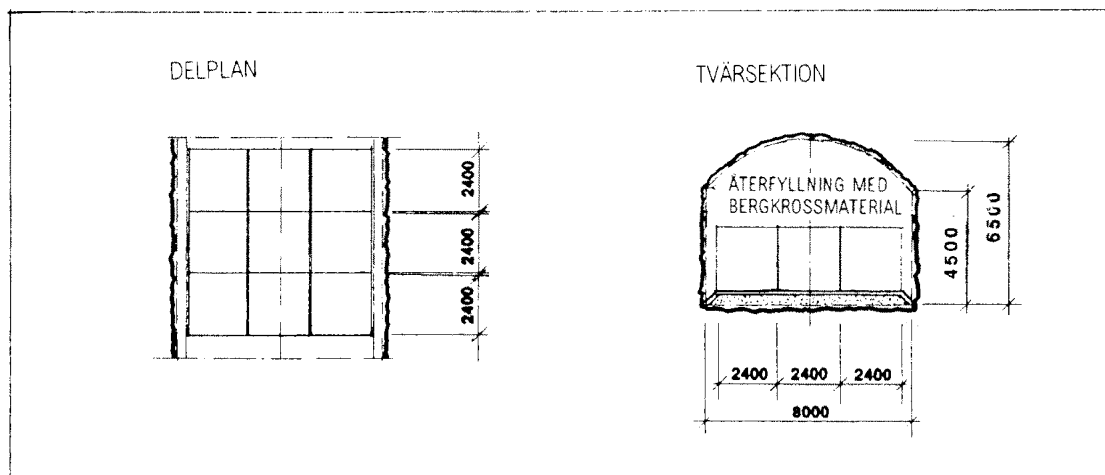


Figur 3-5 SFL 3 och SFL 5, typsektion efter förslutning.

3.3.3 SFL 4

Avfallsbehållarna med rivningsavfall ställs upp i SFL 4, som helt enkelt utgörs av transporttunnlarna runt SFL 3 och SFL 5. Deponeringen i SFL 4 kan därför inte börja förrän deponeringen i SFL 3 och SFL 5 avslutats. Tunnlarna separeras från övriga tunnlar med hjälp av betongpluggar.

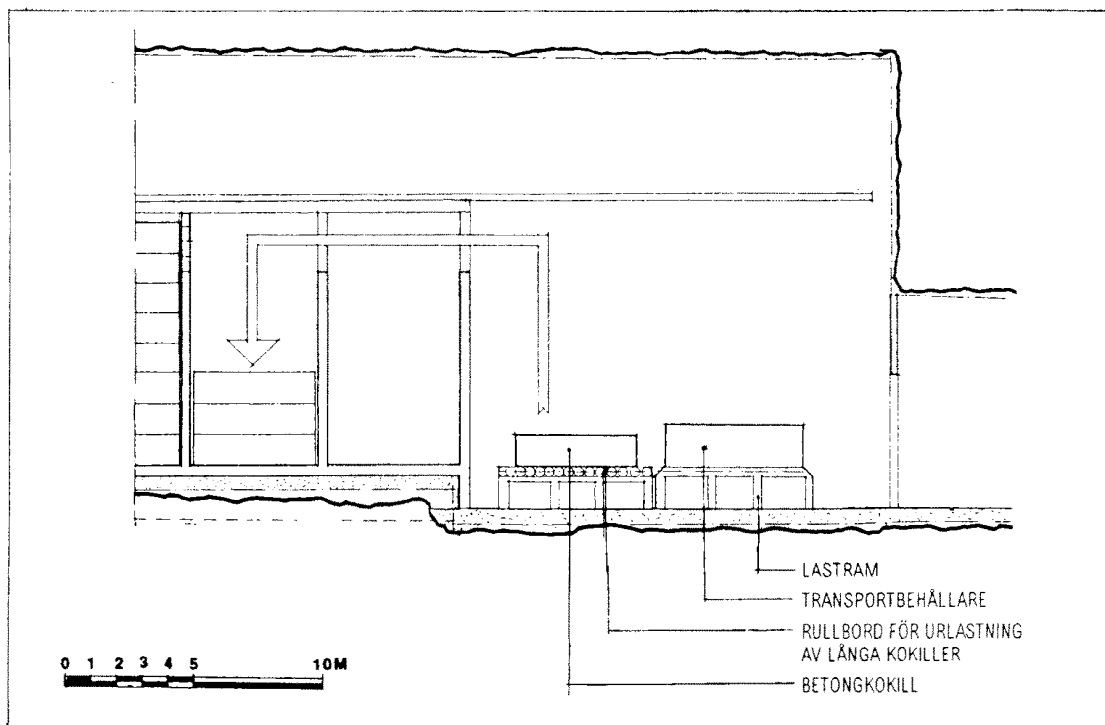
Tunnlarna har en bredd på ca 8 m som medger uppställning av tre avfallsbehållare i bredd, se figur 3-6. Höjden blir ca 6,5 m. För att ställa upp 630 kollin behövs ca 550 m tunnel. Ytterligare ca 150 m tunnel behövs för övrigt avfall. Avfallsbehållarna ställs upp direkt på tunnelns körbana med hjälp av en gaffeltruck. Beläggningen utgörs av en armerad betongplatta grundlagd på packad grusfyllning. Kollina kommer att fyllas över med krossat berg i samband med inlastningen, varvid största möjliga fyllnadsgrad eftersträvas.



Figur 3-6 SFL 4, plan och typsektion efter förslutning.

3.3.4 SFL 5

Genom att välja en gemensam standardmodul för driftavfall och hårdkomponenter är det möjligt att utföra SFL 5 i stort sett identisk med SFL 3, se figurer 3-2, 3-4, 3-5 och 3-7. SFL 5 rymmer 64 kokiller i varje fack, staplade med 8 kokiller i höjd. Totalt finns 21 fack vilket medför att det finns plats för 1 344 kokiller för hårdkomponenter och interna delar.



Figur 3-7 SFL 5, inlastning av långa kokiller.

3.3.5 Flexibilitet och utbyggnadsmöjligheter

Utrymningsvägar

Två av varandra oberoende utrymningsvägar kan användas från varje plats i förvaret där människor kan vistas. SFL 3 och SFL 5 har en utgång i vardera änden och transporttunnlarna, dvs SFL 4, har dels utgång mot ramptunneln, dels nödutrymningsväg via ventilationsschaktet.

Flexibilitet

Den uppskattade avfallsvolymen till SFL 5 är idag större än den tillgängliga förvarsvolymen i SFL 5, medan avfallsvolymen till SFL 3 är mindre än den tillgängliga förvarsvolymen i SFL 3. Eftersom SFL 3 och SFL 5 är i stort sett identiska finns en möjlighet att vid behov omfördela avfallet mellan bergsalarna. Om en omfördelning mellan SFL 3 och SFL 5 av något skäl inte kan tillåtas kan bergsalarnas längder anpassas till det verkliga behovet när slutgiltiga förutsättningar har fastställts. Om kollin med annat innehåll och andra mått behöver slutförvaras kan detta åstadkommas i de yttre facken av SFL 3 och SFL 5, på samma sätt som i BMA i SFR.

Den skisserade layouten för SFL 4 medför att ca 700 m av tillgängliga ca 900 m kan utnyttjas för uppställning av avfall. Det finns således en marginal för att ta hand om mer avfall, alternativt att krympa längden på transporttunnlarna. Eventuellt kan vissa avsnitt av transporttunnlarna utföras smalare än 8 m vilket innebär att endast två lådor kan ställas upp i bredd. På så vis kan eventuellt överskott av tunnellängd utnyttjas.

Utbyggnadsmöjligheter

Plats för ytterligare en bergsal har reserverats i situationsplanen, parallellt med övriga bergssalar och innanför ringen som bildas av transporttunnlarna, se figur 3-1. Förvaret kan utvidgas ännu mer, genom att ytterligare bergrum byggs utanför den ursprungliga ringtunneln. Utrymmet i SFL 4 kan ökas genom att transporttunnlarna förlängs.

3.4 Barriäregenskaper

De konstruerade barriärerna i SFL 3-5 utgörs av förvaringsbehållare, betongkonstruktioner samt återfyllnader med porös betong och grus. De fysikaliska och kemiska egenskaperna hos barriärmaterialen och deras långtidsstabilitet tas upp i detta avsnitt och i avsnitt 6.7. Materialens påverkan på förvarförhållandena tas upp i kapitel 6.

3.4.1 Betong

Den vanligaste cement som används i Sverige är Degerhamn Standard Portland Cement (SPC), vilken är av typen Ordinär Portland Cement (OPC). Denna cementtyp är sulfatresistent på grund av sitt låga innehåll av aluminium (Lagerblad och Trägårdh, 1994). Det finns andra typer såsom slagg-innehållande cement etc. Nästan alla cementtyper

baseras på Portlandcement med olika tillsatser av fast material. Vid tillsats av vatten fås i stort sett samma hydreringsprodukter i alla typer, men i olika proportioner.

Som referens har vi valt Degerhamn SPC, vilken även använts som konstruktionsmaterial i SFR. Cementklinkern i SPC består huvudsakligen av trikalciumsilikat (51 viktsprocent), dikalciumsilikat (25 viktsprocent), kalciumaluminatferrit (14 viktsprocent) och kalciumaluminat (1,2 viktsprocent) (Lagerblad och Trägårdh, 1994). När mald cementklinker blandas med vatten bildas cementpasta. Den stelnar och hårdar när cementkornen hydreras. Hydreringsprodukterna börjar växa på cementkornen och fyller till slut utrymmet mellan kornen. En rest av icke hydrerad cement finns i allmänhet kvar, även om mängden vatten är tillräcklig för åstadkomma en fullständig reaktion. De viktigaste hydreringsprodukterna i Portlandcement är kalciumsilikathydrater och kalciumhydroxid (portlandit). Kalciumsilikathydraterna bildar en styv gel som binder ihop de fasta kornen av sand och grus i härdad betong.

För att förbättra cementens egenskaper används olika tillsatsämnen vid blandningen av cement och vatten, t ex sulfonerade melamin-formaldehydpolymerer som ökar cementens plasticitet. Totala koncentrationen av tillsatsmedel är vanligen mindre än 3 % av cementens vikt (Andersson och Allard, 1986).

Betong är en blandning av cement och sand. Sanden, även kallad ballasten, består av kvarts och ett varierande antal andra silikatmineral. Olika kornstorlekar för ballasten förekommer, från fin sand till sten. Den betong som används i SFR-kokiller innehåller 420 kg cementpasta/m³ betong (Höglund och Bengtsson, 1991), vilket motsvarar ca 16-18 viktsprocent.

Cementens porvatten kan analyseras, se tabell 3-2. Det framgår av analyserna att lättlösliga alkalihydroxider i färsk cement orsakar ett högt pH (ca 13,5) i porvattnet. Om alkalihydroxiderna lakas ut och försvinner kommer pH att bestämmas av upplösningen av portlandit (kalciumhydroxid Ca(OH)₂) vilket ger ett pH runt 12,5. Exempel på detta finner man i analyserna av vatten som använts för att laka en redan urlakad cement, se tabell 3-2.

Lakas även portlanditen ut och försvinner kommer pH att bestämmas av inkongruent upplösning av cementgelen och utfällning av sekundära kalciumsilikathydratfaser. En successiv sänkning av pH förväntas på grund av ändringen av förhållandet mellan kalcium och silikat från 1,7 (pH ca 12,5) till 0,85 (pH ca 11) (Atkins och Glasser, 1992). Denna period följs av kongruent upplösning av den återstående gelen, vilket buffrar pH till cirka 10.

Tabell 3-2 Analys av cementporvatten från färsk respektive urlakad cement. Portlandcement och jonkoncentrationer i mmol/l .

	Färsk cement ^{a)}	Lakad cement ^{b)}
Na	28	3 ^{c)}
K	83	0,1 ^{c)}
Ca	0,9	20
Al	0,04	0,002
Si	0,8	0,003
SO ₄	0,04	0,02
Cl	<0,06	2 ^{c)}
OH	114	36
pH	13,1	12,6

a) utpressat porvatten (Lagerblad och Trägårdh, 1994)

b) krossad cement, analys av lakvatten (Engkvist *et al.*, 1996)

c) samma halt som i ursprungligt lakvatten

3.4.2 Grus

De bergmassor som transporterats bort vid utgrävningen av tunnlar och gallerier i SFL 3-5 kommer att krossas och siktas. En siktfraktion av 4 – 32 mm (makadam) kommer att användas som återfyllnadsmaterial i förvaret. Detta material har likadan sammansättning som berget, men finfördelningen ger en hög genomsläpplighet av vatten, vilket skapar en hydraulisk bur runt de inre delarna av förvaret. Återfyllnaden kommer även att fungera som stöd åt de inre strukturerna och tunnelväggarna.

Beträffande vattenkemin så kommer gruskornen att bidra med ytor till pH- och Eh-buffrande reaktioner, som t ex förbrukning av hydroxid från betonglakning och förbrukning av syre som stängts inne vid förslutningen. Gruset kommer också att fungera som en barriär mot uttransport av radionuklider. Upplösta radionuklider sorberas utanpå gruskornen eller diffunderar in och sorberas i mikroporerna.

3.5 Förvarsförhållanden under bygge och drift

Här beskrivs främst de kemiska förhållanden som förväntas råda i förvaret under bygge och drift. Nästa tidsskede är en vattenmättnadsfas som inleds omedelbart efter förvarets förslutning. För en beskrivning av den långsiktiga utvecklingen hänvisas till kapitel 6.

Det kommer att ta flera år att bygga förvaret. Därefter följer driften av förvaret vilken förväntas pågå i upp till 40 år. Tillslutningen kommer också att ta några år. Totalt kommer därför förvaret att vara öppet i omkring 50 år. Dränering och ventilation under denna tid kommer att störa de naturliga hydrokemiska förhållandena runt förvaret. Kvarlämnat material och avgaser ger ytterligare påverkan.

3.5.1 Störningar i grundvattnets kemi

Torrläggningen vid bygge och drift av förvaret kommer att orsaka ett ökat nedflöde av vatten från ytan och ett uppflöde av grundvatten från djupare nivåer. Ytvatten innehåller löst syre, som normalt förbrukas av bakterier under vattnets väg ned genom jordlagret. Bakterierna har förmågan att öka sin aktivitet om nedflödet ökar och kan därigenom förbruka allt eller det mesta av syret. Sådana experiment har utförts i Äspölaboratoriet (Banwart *et al.*, 1993). Man mätte syrehalten i vattnet som strömmade in från en subvertikal sprickzon i nära anslutning till en torrlagd tunnel. Vattnet förblev syrefritt genom att bakterierna ökade sin aktivitet. Därför förväntar vi oss inte någon omfattande oxidativ vittring av ovanliggande berg, som skulle vara av betydelse för det djupa grundvattnets sammansättning eller berget som barriär.

Ytvattnet kan vara försurat på grund av luftföroreningar. Detta påverkar inte grundvattnet på stora djup, eftersom berget har en betydande buffertkapacitet för pH. Kapaciteten förväntas vara tillräcklig för att ta hand om ett ökat nedflöde av surt ytvatten under den tid som förvaret är torrlagt.

Grundvatten från stora djup har en högre halt av lösta salter, jämfört med ett grundvatten nära ytan. De mest förekommande jonerna i djupt grundvatten är Ca^{2+} , Na^+ och Cl^- . I Laxemar, nära Äspölaboratoriet, har ett 1 700 m djupt hål borrats och prov har tagits på grundvattnet från olika nivåer (Laaksoharju *et al.*, 1995). Relativt höga koncentrationer klorid, 0,3 mol/l, påträffades på 1 000 m djup och koncentrationen ökade ytterligare till 1,3 mol/l på 1 700 m djup. Havsvatten har som jämförelse en kloridhalt på 0,5 mol/l.

3.5.2 Luftens inverkan på berget

Luft kommer naturligtvis att tillföras förvaret så länge det är öppet. Berget kommer emellertid att vara ganska väl skyddat mot oxidation genom det konstanta inflödet av grundvatten med reducerande ämnen såsom Fe^{2+} .

Mikrobiell tillväxt kan förväntas på våta ytor såsom tunnelväggar och tak (Pedersen och Karlsson, 1995). Detta kommer att ge ett tillskott av organiskt material till förvaret.

3.5.3 Luftens inverkan på stål och betong

Tillförseln av luft och den fuktiga miljön kommer att orsaka korrosion av oskyddade stålkomponenter. Processen påskyndas om ett salt grundvatten tränger in. Koldioxid i avgaserna från fordon och maskiner samt i ventilationsluften kommer att orsaka karbonatisering av exponerade betongytor. Reaktionen består i att koldioxid omvandlar kalciumhydroxid (portlandit) i betong till kalciumkarbonat (kalcit). Inträngningsdjupet i betong för denna reaktion är ca 5 mm efter 50 år (Lagerblad och Trägårdh, 1994).

3.5.4 Förväntade förhållanden då förvaret försluts

Inga större kemiska förändringar av avfallet, betongen eller återfyllnadsmaterialet förväntas under den 40–50 år långa perioden för bygge och drift av förvaret. Torr-

läggningen av förvaret kommer att förhindra att grundvatten når betongen och avfallsbehållarna. Följande processer förutses:

- Salthalten i grundvattnet på förvarets djup kan förändras på grund av öppet-hållandet, t ex ett ökat nedflöde av ytvatten kan orsaka en minskad salthalt medan ett ökat uppflöde av grundvatten från nivåer under förvaret kan innehålla saltvatten.
- Bergets buffrande egenskaper gör att pH och Eh förblir i stort sett oförändrade i grundvattnet på förvarsdjup.
- Mikrobiell tillväxt på våta bergväggar och tak ger ett tillskott av organiskt material till förvaret. Tillskottet blir marginellt jämfört med förvarets eget material.
- Oskyddade stålkomponenter korroderar i den fuktiga luften, snabbare om grundvattnet är salt.
- Oskyddade betongytor karbonatiseras av koldioxid från avgaser.

3.6 Referenser

Andersson K, Allard B, 1986. The chemical conditions within a cement-containing radioactive waste repository. SKB rapport SFR 86-08, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Atkins M, Glasser F P, 1992. Application of Portland cement-based materials to radioactive waste immobilization. Waste Management, 12, 105-131.

Banwart S, Tullborg E-L, Pedersen K, Gustafsson E, Laaksoharju M, Nilsson A-C, Wallin B, Wikberg P, 1993. Organic carbon oxidation induced by large scale shallow water intrusion into a vertical fracture zone at the Äspö hard rock laboratory. In Migration 93, Charleston SC, USA.

Engkvist I, Albinsson Y, Johansson-Engkvist W, 1996. The long-term stability of cement – Leaching tests. SKB rapport TR 96-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Höglund L O, Bengtsson A, 1991. Some chemical and physical processes related to the long-term performance of the SFR repository. SKB rapport SFR 91-06, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Laaksoharju M, Smellie J, Nilsson A-C, Skårman Ch, 1995. Groundwater sampling and chemical characterisation of the Laxemar deep borehole KLX02. SKB rapport TR 95-05, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Lagerblad B, Trägårdh J, 1994. Conceptual model for concrete long time degradation in a deep nuclear waste repository. SKB rapport TR 95-21, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Pedersen K, Karlsson F, 1995. Investigation of subterranean microorganisms. Their importance for performance assessment of radioactive waste disposal. SKB rapport TR 95-10, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

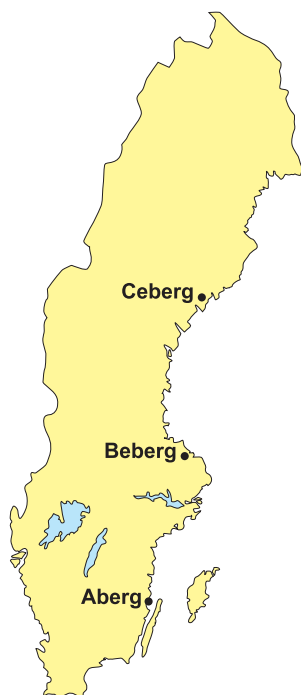
PLAN 93, 1993. Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter. SKB rapport, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

4 Inplacering av SFL 3-5 och förvarsplatsernas egenskaper

4.1 Inledning

I den preliminära säkerhetsanalysen har SFL 3-5 placerats på samma plats som djupförvaret för använt bränsle. Därigenom har vi kunnat välja samma förutsättningar som för den mer omfattande och ingående säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle och även kunnat utnyttja en del av deras resultat. Säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle benämns SR 97 (SKB, 1999a) och har pågått parallellt med analysen av SFL 3-5. Vid en framtida lokalisering på platser i Sverige finns naturligtvis en handlingsfrihet när det gäller inplaceringen av båda förvaren. Man kan även tänka sig alternativen att SFL 3-5 placeras vid SFR eller att det lokaliseras som helt fristående förvar. Detta påverkar inte de principiella resonemangen och slutsatserna i den här rapporten.

De tre hypotetiska förvarsplatserna som ingår i SR 97 benämns Aberg (Äspö), Beberg (Finnsjön) och Ceberg (Gideå), se figur 4-1. Detta kapitel beskriver översiktligt förvarsplatsernas egenskaper (SKB, 1999b) och hur SFL 3-5 placerats tillsammans med djupförvaret för använt bränsle på de olika platserna (Munier *et al.*, 1997).



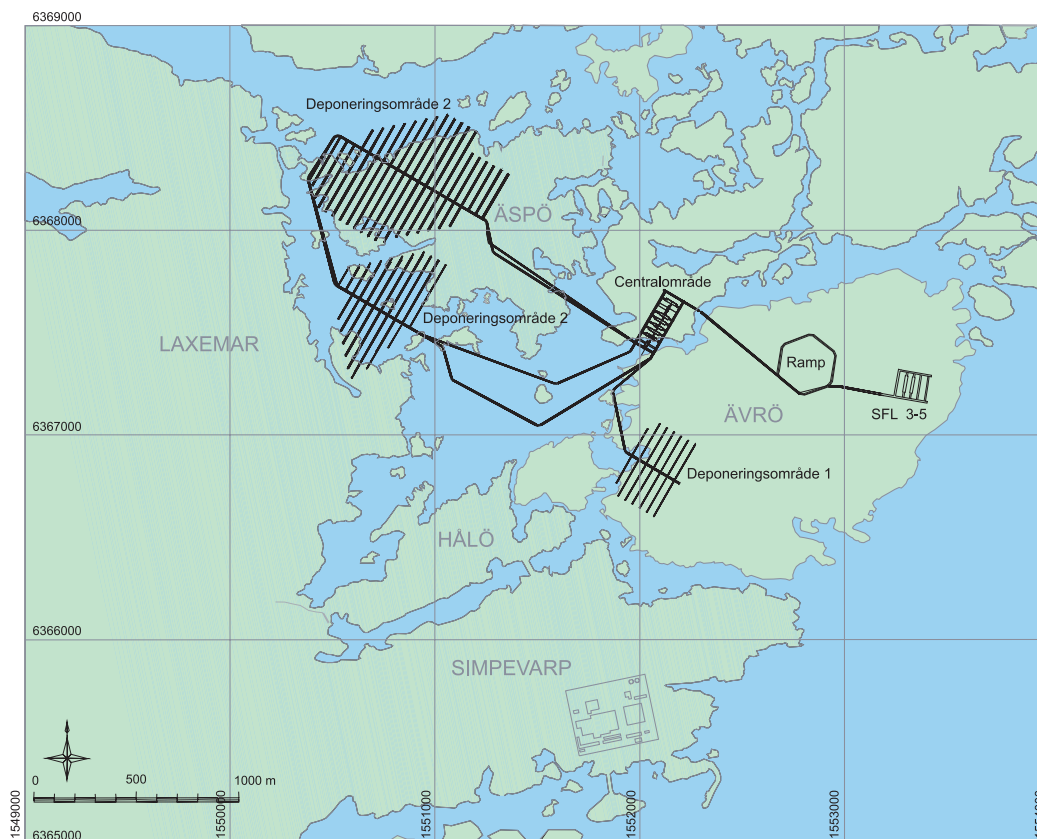
Figur 4-1 De tre hypotetiska förvarsplatserna Aberg (Äspö), Beberg (Finnsjön) och Ceberg (Gideå).

4.2 Inplacering av SFL 3-5

På de tre platserna Aberg, Beberg och Ceberg, finns bergvolymen där djupförvaret för använt bränsle, och SFL 3-5 kan placeras (Munier *et al.*, 1997). Bergvolymerna begränsas av sprickzoner. En bergvolym som är lämplig för ett förvar måste vara så stor att avståndet till stora sprickzoner inrymmer ett visst respektavstånd. Om bergvolymerna är små kan förvaret delas upp på flera volymer, antingen horisontellt eller vertikalt (t ex förvaring på två nivåer). Förvaret SFL 3-5 är dock så litet att bergvolymen som är acceptabla med avseende på respektavstånd och storlek har identifierats för alla tre platserna.

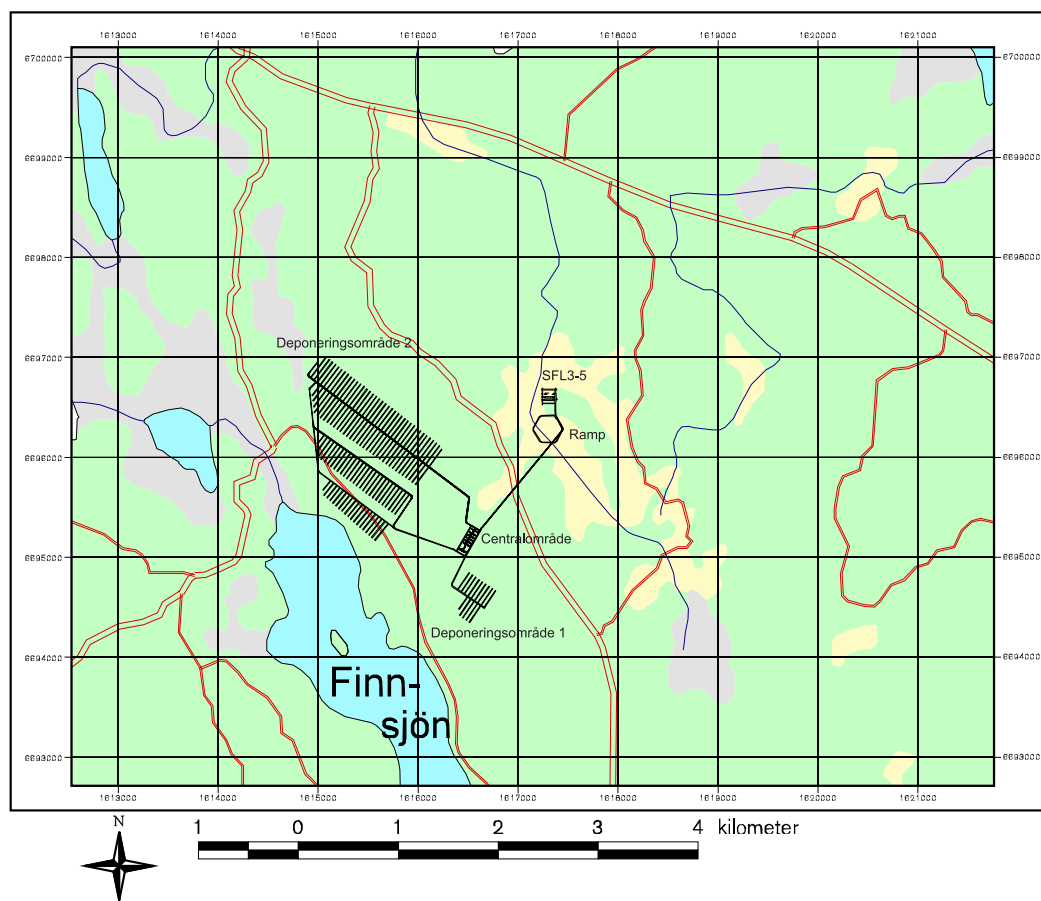
Eftersom förvaren innehåller olika material, t ex koppar och bentonit i djupförvaret för använt bränsle jämfört med betong och organiskt material i SFL 3-5, hålls de åtskilda. Detta för att inte de olika materialerna skall kunna påverka varandra. Avståndet 1 km har valts som minsta avstånd. Speciellt färsk betong innehåller lösliga ämnen som kan öka pH i grundvattnet. För att ytterligare försvåra ett grundvattenflöde från SFL 3-5 till djupförvaret för använt bränsle har därför den regionala strömningsriktningen beaktats vid placeringen av SFL 3-5.

I Aberg är SFL 3-5 placerat på 300 m djup under Ävrö. Platsen ligger ca 2 km öster Äspö och 1 km öster om djupförvaret för använt bränsle, se figur 4-2.



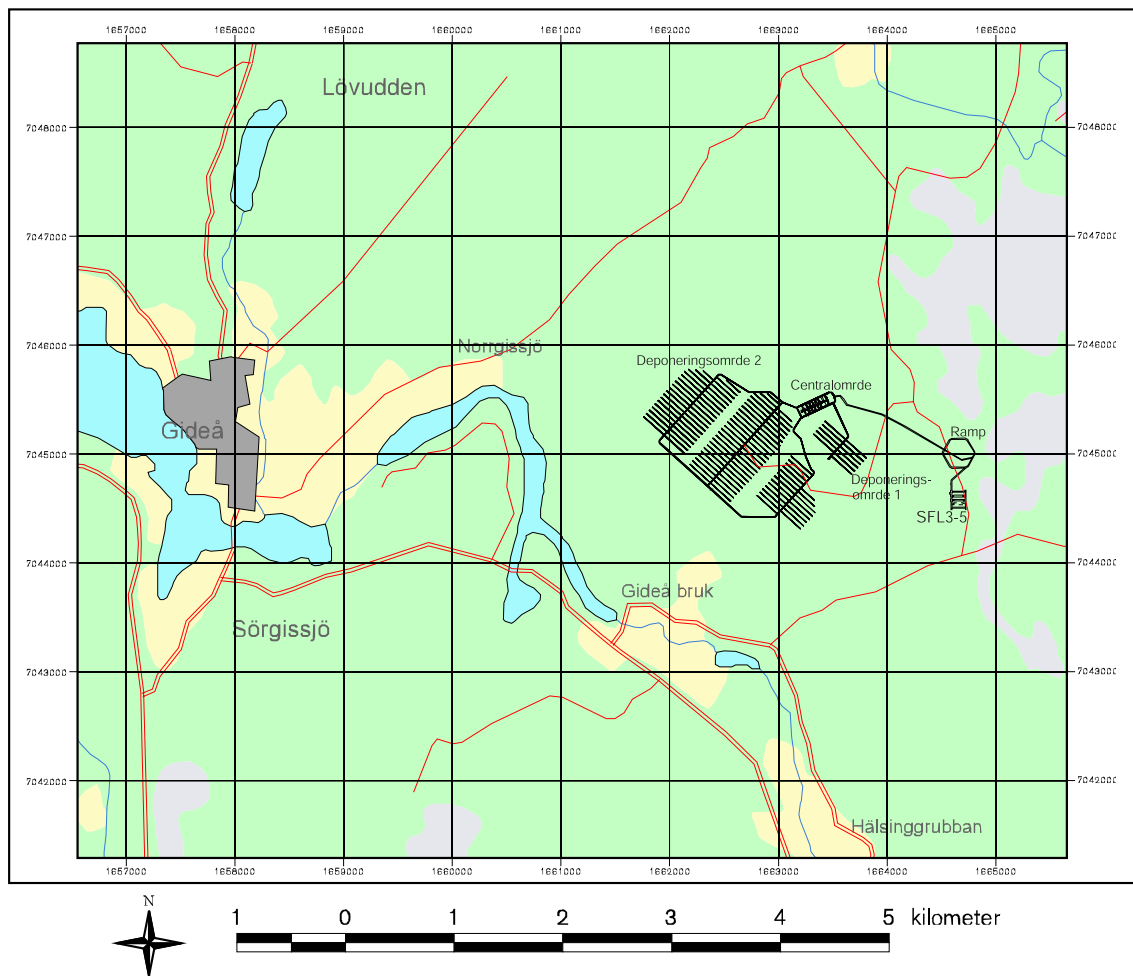
Figur 4-2 Inplacering av SFL 3-5 i Aberg.

I Beberg är SFL 3-5 placerat på 360 m djup, ca en kilometer nordost om djupförvaret för använt bränsle, se figur 4-3. Förvarsområdet med djupförvaret för använt bränsle och SFL 3-5 ligger omedelbart norr om Finnsjön.



Figur 4-3 Inplacering av SFL 3-5 i Beberg.

I Ceberg är SFL 3-5 placerat på 375 m djup, ca en kilometer öster om djupförvaret för använt bränsle. Förvarsområdet med djupförvaret för använt bränsle och SFL 3-5 ligger mellan vattendragen Gideälv och Husån, se figur 4-4.



Figur 4-4 Inplacering av SFL 3-5 i Ceberg.

4.3 Förvarsplatsernas egenskaper

Undersökningsområdena på de tre platserna är valda främst med tanke på djupförvaret för använt bränsle. De är något för små för att även inrymma SFL 3-5. Den detaljerade informationen om undersökningsområdena har därför inte kunnat utnyttjas i analysen av SFL 3-5, utan i det fallet har vi varit hänvisade till förvarsplatsernas egenskaper i regional skala. Detta räcker dock väl till för att uppnå huvudsyftet med den preliminära säkerhetsanalysen av SFL 3-5, dvs att pröva konstruktionen och den generella betydelsen av platsvalet. I den följande texten beskrivs kortfattat de olika platsernas geologi, hydrogeologi, vattensammansättning och temperatur.

4.3.1 Geologi

Aberg

Äspö är beläget ca 40 kilometer norr om Oskarshamn, vid den småländska kusten mot Östersjön. Ön ligger nära fastlandet i den inre skärgården. Området kring Äspö är låglänt, kustnära terräng med en höjdskillnad från havsnivån på ca 60 m. Äspö och Ävrö är låglänta skogsklädda öar, med tunt eller inget jordtäckte och med mossar eller kärr i sänkor och dalgångar. Bergarterna i Äspöområdet hör till det ca 1,65-1,8 miljarder år gamla transskandinaviska granit- och porfyrbältet (Larsson och Tullborg, 1994).

Regionen domineras av ett närmast ortogonalt nordsydligt och östvästligt system av brant stående tektoniska strukturer med en horisontell utbredning på mer än 10 km. Ett lokalt system av nordostliga brant stående strukturer skär över Simpevarp och Äspö och är dokumenterade både i berghällar och i borrhål. De nordsydliga strukturerna är förmodligen yngre än de öst till västligt orienterade lineamenten (Nisca, 1987; Tirén *et al.*, 1987; Tirén och Beckholmen, 1988). De nordsydliga strukturerna anses vara de mest vattenförande.

Beberg

Finnsjöområdet ligger på fastlandet nära Nordupplands kust strax norr om Österbybruk i en relativt låglänt terräng med flacka berghällar, myrar och mindre insjöar. Medelhöjden i Finnsjöregionen är ca 30 meter över havet. Den glaciala isrörelseriktningen i området varierade mellan N till NO och har efterlämnat ett par meters glacial-lera och morän. Området täcks av ca 15 % berghällar, ca 25 % myrar samt ca 45 % morän, med en avtagande andel myr i den södra delen (Carlsson och Gidlund, 1983).

De äldsta bergarterna i området består av sura vulkaniter och sedimentberg med malmförande lager (Dannemora järngruva). De omfattar ca 25 % av berggrunden i området och förekommer t ex längs med regionala skjuvzoner, ofta med en NW-SO strykning (Ahlbom och Tirén, 1991). Mer än 50 % av berggrunden består av granodiorit. I norra delen av regionen finns även yngre graniter. Med de senare följer även pegmatiter och apliter.

Lineamenten i regional skala domineras av två riktningar av skjuvzoner (Ahlbom och Tirén 1991) och bildar ett blockliknande nätverk. Ett av de regionala lineamenten, Singözonen, har studerats i detalj i samband med undersökningarna kring anläggningen SFR i Forsmark. Singözonen är en ca 100–200 m bred, brant stående, zon med en komplex inre struktur. Zonens inre kärna är kraftigt uppspräckt.

Ceberg

Området i Gideå ligger nära Örnköldsvik i Västernorrland, ca 60 mil norr om Stockholm och ca 8 km från Östersjön. Till skillnad från det regionala området kring Aberg och Beberg så har regionen kring Ceberg en signifikant topografisk relief med en höjdskillnad som varierar mellan ca 300 m och havsnivån. Det studerade förvarsområdet, som ligger mellan vattendragen Husån och Gideälven, är däremot relativt

jämnt. Området är klätt med skog och marken täckt med ett tunt lager morän. I sänkor finns vanligen torvmossor och myrar.

Den regionala geologin domineras av migmatiserad sedimentär gnejs. Förskiffringen är generellt brant stående med områden med en flack lutning i den västra och sydvästra delen. Söder om Gideå finns en kropp av granitgnejs och väster om området ligger en yngre granit (Rätan).

De regionala lineamenten är tolkade som brant stående med huvudsakligen VNV till NV riktning (Ahlbom *et al.*, 1983; Askling, 1997; Walker *et al.*, 1997). VNV lineament har en utbredning på mer än 100 m. De NV lineamenten är svagare och generellt kortare.

4.3.2 Hydrogeologi

Aberg

Terrängen kring Aberg kan beskrivas som en blandning av avrinnings- och inströmningsområden. Kustområdet väster om Äspö begränsas av de två vattendragen Laxemarån och Gerseboån. Avrinningen från detta område uppskattas till ca 190 mm/år (Svensson, 1987). Medelnederbörden i Kalmar län är uppmätt till 675 mm/år och avdunstningen uppskattas till 610 mm/år (Nyberg *et al.*, 1995).

Den regionala grundvattenytan är starkt påverkad av topografin och variationer i Östersjöns nivå. Årsvariationen har sitt maximum på våren och minimum i augusti. Grundvattenflödet följer den topografiska nivåskillnaden med flöde från högre områden i väster mot kusten i öster. Bräckt vatten tränger in under det söta grundvattnet längs med kusten (Svensson, 1991).

Flera studier visar att den hydrauliska konduktiviteten varierar med djupet (Ahlbom *et al.*, 1991a, 1991b, 1992a, 1992b, 1992c; Rhén och Gustafsson, 1990; Öberg *et al.*, 1994). I Aberg är förvaret SFL 3-5 inplacerat på 300 m djup. Konduktiviteten i bergmassan på detta djup är av storleksordningen 10^{-7} m/s, se tabell 4-1.

Tabell 4-1 Hydraulisk konduktivitet för bergmassan i Aberg i regional skala. Värdena motsvarar mätsektioner på 100 m ned till 600 m djup och sektioner på 300 m under 600 m djup (Walker *et al.*, 1997).

Höjd (m ö h)	Log ₁₀ K (m/s)	K (m/s)	Antal mätningar
0 till -200	-6,89 ± 0,92	$1,3 \cdot 10^{-7}$	264
-200 till -400	-6,70 ± 0,42	$2,0 \cdot 10^{-7}$	30
-400 till -600	-6,59 ± 0,62	$2,6 \cdot 10^{-7}$	9
-600 till -2 000	-7,33 ± 0,51	$4,7 \cdot 10^{-8}$	11
0 till -2 000	-6,89 ± 0,86	$1,3 \cdot 10^{-7}$	314

Beberg

Den norra delen av regionen dräneras av Dalälven, Tämnrån, Forsmarksån och Olandsån. Den södra delen dräneras av Mälaren via Örsundaån och Fyrisån. Medelnederbörden är uppskattad till 670 mm/år. Avdunstningen har uppskattats till 380 mm/år för inströmningsområden och 540 mm/år för utströmningsområden (Carlsson och Gidlund, 1983).

Grundvattenytan i regionen är relativt jämn med ett ytligt liggande grundvattenflöde från SV mot NO (Andersson *et al.*, 1991). Den regionala gradienten beräknas vara ca 0,2–0,3%. Enligt topografin strömmar grundvattnet mot NO, från de uppströms liggande sjöarna Finnsjön, Lissvass och Åkerbysjön med utflöde i området kring Skålsjön. Lokala grundvattensystem kan förekomma (Boghammar *et al.*, 1993).

Den hydrauliska konduktiviteten i bergmassan i regional skala, baserad på SGU:s brunnsdata och mätningar i borrhål (mätsektioner på 3 m), är given i tabell 4-2. I Beberg är SFL 3-5 inplacerad på 360 m djup. Konduktiviteten i bergmassan på detta förvarsdjup är enligt tabell 4-2 i storleksordningen 10^{-8} m/s.

Tabell 4-2 Hydraulisk konduktivitet för bergmassan i Beberg i regional skala. Konduktivitetens värdena omräknade till att motsvara mätsektioner på 100 m (Walker *et al.*, 1997).

Höjd (m ö h)	Log ₁₀ K (m/s)	K (m/s)	Antal mätningar
Över -100	-6,81 ± 0,21	1,6·10 ⁻⁷	142
-100 till -200	-7,67 ± 0,15	2,1·10 ⁻⁸	119
-200 till -400	-8,07 ± 0,10	8,5·10 ⁻⁹	325
Djupare än -400	-7,80 ± 0,04	1,6·10 ⁻⁸	265

Ceberg

Medelnederbörden är 765 mm/år och avrinningen uppskattas till 345 mm/år (Timje, 1983). Medeltillförseln av ytvatten till grundvattensystemet är 10 mm/år (Walker *et al.*, 1997). Säsongsvariationen på grundvattenytan är 0,2 till 3,9 m (Ahlbom *et al.*, 1983). Det är rimligt att anta att det regionala grundvattensystemet drivs av topografin och rinner från de högre regionerna i norr och väst genom förvarsområdet mot Bottenhavet.

Tabell 4-3 visar konduktiviteten för bergmassan uppskalad från 25 m till 100 m skala. I Ceberg är SFL 3-5 inplacerad på 375 m djup. Konduktiviteten i bergmassan på detta förvarsdjup är enligt tabell 4-3 i storleksordningen 10^{-10} m/s.

Tabell 4-3 Hydraulisk konduktivitet för bergmassan i Ceberg i regional skala. Konduktivitetsvärdena är omräknade för att motsvara mätsektioner på 100 m (Walker *et al.*, 1997).

Höjd (m ö h)	Log ₁₀ K (m/s)	K (m/s)
+110 till 0	-7,16 ± 0,38	6,9·10 ⁻⁸
0 till -100	-8,65 ± 0,70	2,2·10 ⁻⁹
-100 till -300	-9,63 ± 0,71	2,3·10 ⁻¹⁰
Djupare än -300	-9,85 ± 0,99	1,4·10 ⁻¹⁰

4.3.3 Vattensammansättning

Det djupa grundvattnets kemiska sammansättning på de tre platserna representeras av prover tagna ur fyra borrhål: KAS02 för Aberg, KFI07 och BFI01 för Beberg och KGI04 för Ceberg. Det är samma ansats som även valts för säkerhetsanalysen SR 97, se tabell 4-4 (Laaksoharju *et al.*, 1998, Andersson, 1999). Vattenproven är tagna på djup mellan 300 och 600 m vilket motsvarar de nivåer som djupförvaringen förutsätter.

Abergs vatten från borrhålet KAS02 är salt, kalkfattigt och sulfatrikt, se tabell 4-4.

Beberg har två vattensammansättningar, dels ett salt, kalkfattigt och sulfatrikt vatten (BFI01) och dels ett kalkrikt, klorid- och sulfatfattigt sötvatten (KFI07), se tabell 4-4. Trots att sammansättningarna är olika förekommer de nära varandra på det aktuella djupet. Gränsen mellan dem går genom en flack hydrauliskt konduktiv zon i berget. Det är svårt att avgöra vilken sammansättning som kommer att dominera i förvaret. Läns-pumpning under öppethållandet kan t ex vara en viktig faktor som kommer att inverka på den slutliga sammansättningen. Därför tar vi med båda sammansättningar i säkerhetsanalysen av SFL 3-5 i Beberg.

Cebergs vatten från borrhålet, KGI04 är ett kalk- och sulfatfattigt sötvatten, se tabell 4-4.

Tabell 4-4 Kemisk sammansättning på referensvatten. Vatten från borrhålssektioner i Äspö (KAS02), Finnsjön (BFI01 och KFI07) och Gideå (KGI04) har valts att representera djupt grundvatten i Aberg, Beberg och Ceberg (Laaksoharju *et al.*, 1998).

Grundvattenkomponenter	Enhet	Aberg	Beberg 1	Beberg 2	Ceberg
Borrhål		KAS02	BFI01	KFI07	KGI04
Mätdatum		88-05-04	86-10-27	80-11-19	82-07-04
Djup	m	528	436	508	384
Spolvatteninblandning	%	0,19	0,02	–	11,03
Na ⁺	mg/l	2 100	1 700	275	105
K ⁺	mg/l	8	13	2	2
Ca ²⁺	mg/l	1 890	1 650	142	21
Mg ²⁺	mg/l	42	110	17	1
Sr ²⁺	mg/l	35	21	–	–
Fe ²⁺	mg/l	0,24	–	1,80	0,05
Mn ²⁺	mg/l	0,29	0,82	0,13	0,01
HCO ₃ ⁻	mg/l	10	47	278	18
SO ₄ ²⁻	mg/l	560	370	49	0,1
Cl ⁻	mg/l	6 410	5 500	555	178
I ⁻	mg/l	–	0,12	–	0,14
Br ⁻	mg/l	40	32	–	–
F ⁻	mg/l	1,5	1,2	1,5	3,2
HS ⁻	mg/l	0,15	<0,01 ¹⁾	–	<0,01 ¹⁾
NH ₄ ⁺ angiven som N	mg/l	0,03	0,35	0,09	0,01
NO ₃ ⁻ angiven som N	mg/l	<0,010 ¹⁾	<0,005 ¹⁾	<0,002 ¹⁾	0,009
NO ₂ ⁻ angiven som N	mg/l	<0,001 ¹⁾	0,005	0,010	<0,001 ¹⁾
PO _{4,tot} angiven som P	mg/l	0,005	0,005	0,040	0,008
SiO ₂ angiven som Si	mg/l	4,1	5,4	5,6	4,7
DOC (upplöst organiskt kol)	mg/l	1	–	6	2
Eh ²⁾	mV	-308	–	-250	-202
pH ²⁾		7,7	7,0	7,9	9,3

¹⁾ under detektionsgränsen

²⁾ se Laaksoharju *et al.*, 1998

4.3.4 Termiska egenskaper

Temperaturen i svenskt grundvatten varierar med breddgraden. I norra Sverige uppskattas temperaturen på 500 m djup till ca 7,5–10 °C. I mellersta och södra Sverige uppskattas temperaturen till ca 10–15 °C. För Sveriges sydligaste delar (Skåne och Blekinge) samt för Gotland uppskattas temperaturen till ca 15–20 °C (Sundberg, 1995).

I Aberg är den genomsnittliga temperaturgradienten beräknad till 15,0 °C/km och man har uppmätt en medeltemperatur på 14,6 °C på 500 m djup (Ahlbom *et al.*, 1995). Dessa värden innebär att medeltemperaturen på nivån 300 m, där SFL 3-5 placerats, är ca 11,6 °C.

I Beberg är den genomsnittliga temperaturgradienten beräknad till 12,7 °C/km och mätningar i borrhål gav en medeltemperatur på 11,6 °C vid 500 m djup i bergmassan

(Ahlbom *et al.*, 1995). I Beberg är SFL 3-5 inplacerad på 360 m djup vilket innebär en medeltemperatur på ca 10,9 °C.

I Ceberg är medeltemperaturen på 500 m djup 10,9 °C och temperaturgradienten 15,5 °C/km (Ahlbom *et al.*, 1995). Medeltemperaturen på nivån 375 m, där SFL 3-5 placerats, blir med dessa värden ca 9 °C.

Värmekonduktiviteten styrs av mineralsammansättningen hos bergarten och då främst av dess kvartsinnehåll. I t ex sura bergarter med granitisk sammansättning beräknar man att värmekonduktiviteten ligger mellan 2,5 och 5,5 W/m°C (Sundberg, 1995). Vi har använt värdet 3,5 W/m°C för att räkna ut hur mycket temperaturen stiger i SFL 3-5 på grund av det radioaktiva sönderfallet, se avsnitt 6.3.

4.4 Referenser

Ahlbom K, Albino B, Carlsson L, Nilsson G, Olsson O, Stenberg L, Timje H, 1983. Evaluation of the geological, geophysical and hydrogeological conditions at Gideå. SKBF/KBS rapport TR 83-53, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Tirén S, 1991. Overview of geological and geohydrologic conditions at the Finnsjön site and its surroundings. SKB rapport TR 91-08, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Andersson J-E, Nordqvist R, Ljunggren C, Tirén S, Voss C, 1991a. Gideå study site. Scope of activities and main results. SKB rapport TR 91-51, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Andersson J-E, Nordqvist R, Ljunggren C, Tirén S, Voss C, 1991b. Fjällveden study site. Scope of activities and main results. SKB rapport TR 91-52, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Andersson J-E, Nordqvist R, Ittner T, Ljunggren C, Tirén S, 1992a. Klipperås study site. Scope of activities and main results. SKB rapport TR 92-22, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Andersson J-E, Ittner T, Ljunggren C, Tirén S, 1992b. Kamlunge study site. Scope of activities and main results. SKB rapport TR 92-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Andersson J-E, Ittner T, Ljunggren C, Tirén S, 1992c. Finnsjön study site. Scope of activities and main results. SKB rapport TR 92-33, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ahlbom K, Olsson O, Sehlstedt S, 1995. Temperature conditions in the SKB study sites. SKB rapport TR 95-16, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Andersson J-E, Nordqvist R, Nyberg G, Smellie J, Tirén S, 1991. Hydrogeological conditions in the Finnsjön area. Compilation of data and conceptual model. SKB rapport TR 91-24, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Andersson J, 1999, SR 97 – Data and data uncertainties. Compilation of data and evaluation of data uncertainties for radionuclide transport calculations. SKB rapport TR 99-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Asklings P, 1997. Gideå lineament map. An interpretation based on elevation data models. SKB rapport PR U-97-06, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Boghammar A, Grundfelt B, Widén H, 1993. Analysis of the regional groundwater flow in the Finnsjön area. SKB rapport TR 93-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Carlsson L, Gidlund G, 1983. Evaluation of the hydrogeological conditions at Finnsjön. SKBF KBS rapport TR 83-56, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Laaksoharju M, Gurban I, Skårman, Ch, 1998. Summary of hydrochemical conditions at Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 98-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Larsson S Å, Tullborg E-L, 1994. Tectonic regimes in the Baltic shield during the last 1200 Ma – a review. SKB rapport TR 94-05, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Munier R, Sandstedt H, Niland L, 1997. Förslag till principiella utformningar av förvar enligt KBS-3 för Aberg, Beberg och Ceberg. SKB rapport R-97-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Nisca D, 1987. Aerogeophysical interpretation. Bedrock and tectonic analysis. SKB HRL Progress report PR 25-87-04, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Nyberg G, Jönsson S, Ekman L, 1995. Groundwater level program. Report for 1994. SKB HRL Progress report PR 25-95-08, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Rhén I, Gustafsson G, 1990. DDP evaluation of hydrogeological data, Report U(G) 1990/59, Vattenfall, Stockholm.

SKB, 1999a. SR 97 – Huvudrapport. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1999b. SR 97 – Avfall, förvarsutformning och platser. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Sundberg J, 1995. Termiska egenskaper för kristallint berg i Sverige. Kartor över värmekonduktivitet, värmeflöde, och temperatur på 500 m djup. Projekt rapport PR D-95-018, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Svensson T, 1987. Hydrogeological conditions in the Simpevarp area. SKB HRL Progress report 25-87-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Svensson U, 1991. Groundwater flow at Äspö and changes due to the excavation of the laboratory. SKB HRL Progress report PR 25-91-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Timje H, 1983. Hydrogeologiska undersökningar inom typområdet Gideå. SKBF/KBS rapport AR 83-26, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Tirén S, Beckholmen M, Isaksson H, 1987. Structural analysis of digital terrain models, Simpevarp area, Southeastern Sweden. Method study EBBA II. SKB HRL Progress report PR 25-87-21, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Tirén S, Beckholmen M, 1988. Structural analysis of the Simpevarp sea area, Southeastern Sweden. Lineaments and rock blocks. SKB HRL Progress report 25-88-01, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Walker D, Rhén I, Gurban I, 1997. Summary of hydrogeologic conditions at Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 97-23, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Öberg A, Saksa P, Ahokas H, Routsalainen P, Snellman M, 1994. Summary report of the experiences from TVO's site investigations. SKB rapport TR 94-17, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

5 Biosfär

5.1 Inledning

Stråldoserna, som de beräknade utsläppen av radionuklider från SFL 3-5 till biosfären kan ge upphov till, har beräknas på samma sätt som i säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle (SKB, 1999). Det har dock varit nödvändigt att utöka listan på radionuklider eftersom avfall i SFL 3-5 innehåller en del radionuklider som inte behöver tas med i listan för utbränt bränsle, t ex ⁹³Mo.

I detta kapitel beskrivs inflödet av radionuklider till biosfären, modeller och exponeringsvägar för de tre platserna, Aberg, Beberg och Ceberg (Bergström *et al.*, 1999 och Nordlinder *et al.*, 1999). De dominerande ekosystemen, befolkningen, meteorologin, topografin etc på de tre olika platserna beskrives i en annan rapport (Lindborg och Schüldt, 1998).

5.2 Beräkning av spridning och stråldoser

De hydrologiska beräkningarna visar var radionuklider som följer med grundvattnet kan nå biosfären, se kapitel 7. Typiska utströmningsområden för grundvatten är sjöar, vattendrag, kustområden, våtmarker, jordbruksmark eller skogsmark. För de dominerande ekosystemen vid utflödespunkterna väljs olika typekosystem. Till varje typekosystem hör två beräkningsmodeller. Den första är en transportmodell för att beräkna omsättningen av radionuklider mellan de olika reservoarerna i modulen. Den andra modellen används för att beräkna hur mycket människan exponeras för strålningen från radionukliderna.

Transportmodellen ger innehållet av radionuklider i de olika reservoarerna vid olika tidpunkter (år). Reservoarerna kan t ex vara vatten, jord eller sediment. Inom reservoaren antas att radionukliderna är homogent fördelade. Flödet av radionuklider mellan reservoarerna beskrivs med överföringskoefficienter uttryckta som omsättning per år. Överföringen av nuklider sker med vatten eller fast material som bärare. Överföringskoefficienterna kan beräknas med hjälp av uppgifter från platsen (t ex vattenomsättning) samt ämnens egenskaper (t ex sorptionen på minerogent material). I beräkningarna antas en kontinuerlig tillförsel av 1 Bq per år av varje radionuklid till systemet och händelseutvecklingen under 10 000 år simuleras. Efter den tiden har systemet ofta uppnått jämvikt. Tillförseln av nuklider till systemet balanseras av, det radioaktiva sönderfallet, förluster till sänker såsom sediment eller export över systemgränsen t ex med vatten flöde. Den erhållna specifika radionuklidkoncentrationen i de olika reservoarerna är resultatet från beräkningarna med transportmodellen. För beräkningarna används bl a programpaketet BIOPATH (Bergström *et al.*, 1982).

Stråldosen till människan beräknas från den totala mängd radionuklider som inandas eller äts i form av kontaminerad föda under ett år (intern exponering). Koncentrationen av radionukliderna i födoämnen (t.ex. fisk, potatis) beräknas med jämviktsfaktorer som beskriver koncentrationen i organismer i förhållande till koncentrationen i de reservoarer där de förekommer, t ex jord sediment eller vatten. Jämviktsfaktorerna beror på de ämnen som ingår – i flera fall även på de organismer som ingår. För många nuklider finns data från fältmätningar eller laboratorieundersökningar som kan användas

för att beräkna jämviktsfaktorerna, men för vissa ämnen måste vi härleda jämviktsfaktorerna från jämförelser med likartade ämnen.

Tabell 5-1 Konsumtion av olika födoämnen.

Födoämne	Intag	Enhet
Vatten	600	l/år
Fisk	30	kg/år
Mjök	220	l/år
Kött	75	kg/år
Spannmål (bröd)	70	kg/år
Rotfrukter	110	kg/år
Grönsaker	55	kg/år
Skaldjur	2	kg/år
Alger	2	kg/år
Jord	0,01	kg/år

För varje typekosystem och varje nuklid beräknas en ekosystems-specifik dosomvandlingsfaktor, EDF. Den anger förhållandet mellan aktivitet i Bq som tillförs typekosystemet och dos i Sv till människan efter att alla exponeringsvägar har beaktats. Vi har således förutsatt att människor lever i ett typekosystem och enbart livnär sig på de födoämnen som produceras där, se tabell 5-1. Det betyder att dessa människor utsätts för den högsta dosen, eftersom deras intag av kontaminerade födoämnen inte späds ut med icke förorenade födoämnen. Ingen hänsyn har heller tagits till att radionuklider förs bort vid rensning eller tillagning av matvarorna. De dosomvandlingsfaktorer (ICRP) som använts för att beräkna dos till människan från den aktivitet som människan exponeras för ges i Bergström *et al.* (1999).

Vi har tagit fram beräkningsmodeller för typekosystemen: Sjö, Rinnande vatten, Kustområde (öppen kust och skärgård), Jordbruksmark och Torvmark. Därutöver har en modell tagits fram för exponering från kontaminerat grundvatten via brunnar. Omsättning av radionuklider i skogsmark kan inte beräknas, eftersom det saknas data för alla nuklider utom cesium. För skogsmark har vi istället använt EDF för torv. De EDF som använts för att beräkna dos till människan från utsläppet av radionuklider från SFL 3-5 till biosfären i Aberg, Beberg och Ceberg ges i tabell 8-16 i avsnitt 8.6 samt i tabell 9-2 i avsnitt 9.4.

5.3 Typekosystem

5.3.1 Sjö

Typekosystemet sjö behandlar vatten och sediment. Radionuklider förs direkt till sjön via grundvatten eller kontaminerade vattendrag. Viktiga faktorer är sorption av radionuklider på partiklar i vattnet, sjöns vattenomsättning, sedimentation och resuspension, upptag i biota (växter och djur) samt sjöns produktivitet (trofinivå).

Människan exponeras via konsumtion av vatten, fisk, skaldjur samt mjök och kött från boskap som betat vid strandkanten eller på områden bevattnade med kontaminerat vatten. Människan och boskap antas också äta av grödor som bevattnats med kontaminerat vatten, t.ex. grönsaker, rotfrukter, säd respektive kraftfoder och hö.

Inandning av damm och extern exponering från den kontaminerade jorden är också medräknade.

5.3.2 Rinnande vatten

I typekosystemet för rinnande vatten antas radionukliderna vara homogent fördelade i vattnet och sedimentation beaktas inte. Viktiga parametrar i transportberäkningarna är vattenflödet samt upptag av radionuklider i organismer.

Människan exponeras via konsumtion av vatten, fisk, skaldjur samt mjölk och kött från boskap, som i sin tur har konsumerat vatten och vattenväxter eller har betat på områden bevattnade med kontaminerat vatten likartat typekosystemet sjö.

5.3.3 Kustområde

Kustmodulen behandlar den svenska Östersjökusten. Typekosystemet har två delar för att i beräkningarna kunna hantera både en skärgård och en öppen kust, med vattenutbyte mellan de båda. Inflödet av radionuklider kan ske via skärgården eller den öppna kusten. Vattnet i de olika delarna antas vara homogent blandat. Viktiga processer är bl a fördelningen av nuklider mellan lösning och fast fas, vattenomsättning, upptag i biota samt sedimentation och resuspension.

Exponering antas ske via konsumtion av fisk, vattenväxter (alger) samt mjölk och kött från boskap som druckit av vattnet och ätit vattenväxter.

5.3.4 Jordbruksmark

Typekosystemet för jordbruksmark behandlar en mättad zon med horisontellt flöde av grundvatten ungefär en meter under jordytan samt två omättade zoner ovanför den mättade, kallade 'djup jord' respektive 'ytjord'. Radionukliderna tillförs med det kontaminerade grundvattnet och kan transporteras till det övre jordlagret med hjälp av kapillära krafter, diffusion, växternas rötter och bioturbation (t ex maskar som lever i jorden). Den kontaminerade jorden används som åker eller betesmark.

Exponeringsvägar är konsumtion av spannmål, grönsaker och rotfrukter samt mjölk och kött från djur som utfodrats med foder som producerats på kontaminerad mark. Inandning av radioaktivt damm och extern exponering från den kontaminerade jorden ingår också.

5.3.5 Torvmossar – våtmark

Många upplösta ämnen har en stark tendens att tas upp och samlas i torv. Det gäller även de flesta av radionukliderna. Typekosystemet torvmark behandlar radionuklider som når torvmossar och våtmarker via utflöden av grundvatten. Fördelningen av radionuklider i torven antas vara homogen. Torven används för odling eller eldas i värmeverk och privata hushåll. Viktiga processer är adsorptionen av radionuklider på torv liksom de processer som sker i jorden när torven används som jordförbättringsmedel samt upptag i organismer.

Människan exponeras via konsumtion av mjölk, kött, spannmål, grönsaker och rotfrukter, samt genom att andas in radionuklider som finns i damm från torven och i rökgaser från torvförbränningen. Även extern exponering från torven beaktas.

5.3.6 Brunn

Brunnen antas innehålla grundvatten som kontaminerats med radionuklider. Brunnen beskrivs i typekosystemet som en reservoar. Omsättningen av vatten i brunnen antas vara den årskapacitet som är vanlig för en brunn på just den platsen. I brunnen bortser vi från all sorption på material som förekommer där. Vattnet i brunnen används som dricksvatten för människor och boskap och för bevattning av ett litet trädgårdsland där de grönsaker som årligen konsumeras odlas.

Exponeringsvägar är konsumtion av dricksvatten, grönsaker, rotfrukter samt mjölk och kött från boskap som druckit kontaminerat vatten. Extern exponering från trädgårdslandet liksom inandning av damm från detta beaktas också.

5.3.7 Bevattning

Bevattning hanteras som en sk subrutin i beräkningsprogrammet som ingår i typekosystemen för brunn, rinnande vatten och sjö. De upplösta eller partikelburna radionukliderna i vattnet i typekosystemets vattenreservoar överförs till växter och jord via bevattning. Överföringen beror på hur mycket man vattnar (bevattningsmängden) och vattnets innehåll av radionuklider. I analysen beaktas retention av nuklider i jord och på växter, transport i jorden av markorganismer liksom omfördelning till växternas ätliga delar. Nederbörden minus avdunstningen påverkar migrationen av radionuklider i marken.

Människan exponeras genom att äta spannmål, grönsaker och rotfrukter samt mjölk och kött från boskap som betat på områden som bevattnats, men även genom att andas in damm från odlade områden, samt genom att exponeras för extern strålning från den kontaminerade marken.

5.4 Beskrivning och klassning av områdena

De tre områdena, Aberg, Beberg och Ceberg, delades in i delområden (250×250 m) och varje delområde har hänförts till ett typekosystem utifrån det existerande ekosystemet. För skogen där typekosystem saknades användes typekosystemet torvmark. Kartor över områdena och uppgifter om vattenutbyte och nederbörd på de tre platserna har använts för att beräkna de ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorerna, EDF (Nordlinder *et al.*, 1999). Nedan följer korta beskrivningar av de tre områdena (Lindborg och Schüldt, 1998).

5.4.1 Aberg

Aberg är ett kustområde vid Östersjön. Landskapet domineras av skärgård, men även öppen kust ingår. Jordlagret är tunt och vegetationen på land domineras av tallskog på hällmark.

För att behandla detta område väljs först och främst typekosystemen skärgård och öppen kust, se tabell 5-2. Skogsmark och torvmarker utgör också en stor andel av ekosystemen. Små delar av området är jordbruksmark medan sjöar saknas. Det finns även tre stycken brunnar i området, se tabell 5-3.

Tabell 5-2 Platsspecifika data för Abergers kust (Nordlinder *et al.*, 1999).

	Medelvärde	Variation (min – max)
Skärgård, yta	1,4 10 ⁶ m ²	1,3 10 ⁶ – 1,5 10 ⁶ m ²
Skärgård, medeldjup	2,3 m	2,1 – 2,5 m
Skärgård, maxdjup	8,0 m	7,5 – 8,5 m
Skärgård, omsättningstid	45 dagar	42 – 48 dagar
Öppen kust, volym	1,7 10 ⁸ m ³	1,4 10 ⁸ – 2,0 10 ⁸ m ³
Öppen kust, medeldjup	7 m	6 – 8 m
Öppen kust, antal omsättningar per år	44 år ⁻¹	30 – 57 år ⁻¹

Tabell 5-3 Brunnskapacitet i Aberg (Nordlinder *et al.*, 1999).

Brunn Nr	Kapacitet	Variation (min – max)
1	200 l/tim	180 – 220 l/tim
2	300 l/tim	270 – 330 l/tim
3	400 l/tim	360 – 440 l/tim

Medelbrunnens kapacitet i området är 300 l/tim.

5.4.2 Beberg

Beberg är ett relativt flackt område. Ytskiktet domineras av morän, torv och berg i dagen. Vegetationen består av framförallt skog, men även uppodlad mark förekommer. Våtmarker är vanliga p g a flackheten i landskapet, men stora delar av skogs- och åkermarken har dikats (Sundblad och Bergström, 1983).

Skogen är det dominerande ekosystemet följt av våtmarker och jordbruksområden. Sjöar och vattendrag finns också, se tabell 5-4. Dessutom finns fyra brunnar med varierande kapacitet inom modellområdet, se tabell 5-5. Eftersom skogsmarken representeras av typekosystemet torvmark kommer detta typekosystem att dominera.

Tabell 5-4 Platsspecifika data för typekosystemet sjö i Beberg (Nordlinder *et al.*, 1999).

	Medelvärde	Variation (min – max)
Yta	4,3 km ²	3,9 – 4,7 km ²
Största djup	4,1 m	3,7 – 4,5 m
Avrinningsområde	117 km ²	105 – 129 km ²

Tabell 5-5 Brunnskapaciteter i Beberg (Nordlinder *et al.*, 1999).

Brunn Nr	Kapacitet	Variation (min – max)
1	400 l/tim	360 – 440 l/tim
2	700 l/tim	630 – 770 l/tim
3	900 l/tim	810 – 990 l/tim
4	3 000 l/tim	2 700 – 3 300 l/tim

Medelbrunnens kapacitet i området är 1 000 l/tim.

5.4.3 Ceberg

Ceberg är beläget inom ett bergigt kustområde i norra Sverige, ungefär 20 km in i landet från Bottenhavskusten. Området är relativt flackt i jämförelse med omgivningarna. Höjden varierar från 100 till 150 meter över havet. Vegetationen domineras av tallskog och områden med torv och berg i dagen förekommer (Lindborg och Schöldt, 1998).

Området genomkorsas av två större vattendrag. Vid ett av dessa förekommer mindre områden av odlad mark. Torvmarker och skog är de dominerande ekosystemen. Detta leder till att typekosystemet torvmark dominerar i området. I området förekommer också frekvent vattendrag (tabell 5-6) samt även jordbruksmark. Två brunnar med olika kapacitet finns också inom området, se tabell 5-7.

Tabell 5-6 Avrinningsområden till vattendragen i Ceberg (Nordlinder *et al.*, 1999).

	Medelvärde	Variation (min – max)
Bäck, yta	580 km ²	570 – 590 km ²
Fors, yta	3 430 km ²	3 420 – 3 440 km ²

Tabell 5-7 Brunnskapaciteter i Ceberg (Nordlinder *et al.*, 1999).

Brunn Nr	Kapacitet	Variation (min – max)
1	400 l/tim	360 – 440 l/tim
2	600 l/tim	540 – 660 l/tim

Medelbrunnens kapacitet i området är 500 l/tim.

5.5 Diskussion

De högsta omvandlingsfaktorerna till dos erhålls vid dessa beräkningar med typekosystemen torvmark, brunn och jordbruksmark. Detta beror på använda utspädningsvolymer samt ämnenas egenskaper. Dricksvatten är en dominant exponeringsväg för aktinider i brunnen. För de biologiskt mer tillgängliga nukliderna såsom klor, jod- och cesiumisotoper ger konsumtion av födoämnen högre doser än konsumtion av vattnet. Det är även intressant att notera att typekosystemet för jordbruksmark som avser transport av nukliderna underifrån till jorden kan ge doser som överskrider de från en brunn.

Beräkningar av osäkerheten visade att de värden på parametrar som använts för att beskriva de biologiska processerna såsom rotupptag, ackumulering i fisk och utsöndring av nukliderna till mjölk och kött gav det största bidraget till osäkerheten (Bergström *et al.*, 1999). Därefter följde de fysikalisk/kemiska faktorerna speciellt de som beskriver sorption, K_d -värden. De parametervärden som användes för att beskriva konsumtion, levnadsvanor etc. gav det lägsta bidraget. ICRP:s dosomvandlingsfaktorer har, till skillnad från övriga parametrar, behandlats som konstanter eftersom det saknas information om variationen.

Indelningen av området i typekosystem har endast gjorts efter kartstudier. Framtida platsundersökningar ger en mindre variation i indata och en bättre klassificering av typekosystem. Indelningen i 250×250 m rutor valdes för att passa till beräkningarna i övrigt, men det kan diskuteras om det är optimalt. En ruta kan innehålla flera typer av biotoper. I sådana fall valdes den biotop som till ytan var störst, men det kan vara så att sannolikheten är större att utflödet av grundvattnet sker till en mindre biotop. För homogena områden kunde även grövre rutnät använts.

En grov jämförelse av områdena ur exponeringssynpunkt visar att Ceberg har potential för en högre dos än de övriga eftersom typekosystemet torvmark är mest frekvent där. Aberg har lägsta potentialen för exponering eftersom typekosystemet kust ger en högre utspädning än andra ytvattensystem.

Dessa studier kan ses som ett första steg för att i framtiden förbättra beräkningen av doser i säkerhetsanalyser från geologiska förvar av radioaktivt avfall. Utveckling av modeller för omsättning av radionuklider i skog pågår, liksom en analys av hur metodiken kan optimeras.

5.6 Referenser

Bergström U, Edlund O, Evans S, Røjder B, 1982. BIOPATH – A computer code for calculation of the turnover of nuclides in the biosphere and the resulting doses to man. STUDSVIK/NW-82/261, Studsvik AB.

Bergström U, Nordlinder S, Aggeryd I, 1999. Models for dose assessments. Modules for various biosphere types. SKB rapport TR 99-14, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Lindborg T, Schöldt R, 1998. The biosphere at Aberg, Beberg and Ceberg – a description based on literature concerning climate, physical geography, ecology, land use and environment. SKB rapport TR 98-20, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Nordlinder S, Bergström U, Mathiasson L, 1999. Ecosystem specific dose conversion factors for Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 99-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1999. SR 97 – Huvudrapport. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Sundblad B, Bergström U, 1983. Description of recipient areas related to final storage of unprocessed spent nuclear fuel. SKB/KBS rapport TR 83-11, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

6 Beskrivning av Referensscenariot

6.1 Inledning

I en tidigare förstudie av barriärfunktionerna i närzonen av SFL 3-5 (Wiborgh, 1995) användes PID-metodiken (Process Influence Diagram) för att identifiera och strukturera händelser och processer som kan påverka barriärernas långtidsfunktioner. Ett referensscenario definierades genom att specificera barriärernas initiala tillstånd och förhållandena i omgivningen, dvs i fjärrzonen. Betydelsen av de identifierade händelserna och processerna med dessa initial och randvillkor bedömdes därefter utifrån den då existerande kunskapen om dessa processer och händelser. Detta resulterade i ett referensscenario som utgjorde basen för kvantitativa analyser av radionuklidutsläpp från närzonen. Dessutom visade resultatet på ett antal återstående frågeställningar rörande betydelsen av identifierade händelser och processer.

En ny genomgång av det tidigare materialet och en uppdatering avseende möjliga händelser och processer, samt betydelsen av dessa för barriärernas funktioner och utsläpp av radionuklider från närzonen, har utförts som en del av den preliminära säkerhetsanalysen. I denna uppdatering har processer och händelser samt växelverkan mellan dessa strukturerats i form av THMC-diagram (Thermal, Hydrological, Mechanical, Chemical). Ett THMC-diagram är egentligen en tabell där den första kolumnen innehåller alla identifierade processer och händelser, sorterade under rubrikerna Termisk, Hydrologisk, Mekanisk eller Kemisk. I rubriken till de övriga kolumnerna återfinns de parametrar som behövs för att beskriva tillstånd och egenskaper hos de fysikaliska komponenterna i systemet. Dessa parametrar kan också klassificeras som Termisk, Hydrologisk, Mekanisk eller Kemisk. Hur de olika processerna påverkas av och själva påverkar de olika parametrarna anges sedan med pilar inne i tabellen. Principen för dessa diagram beskrivs utförligare i SR 97 (SKB, 1999).

Resultatet från den nya genomgången av processer och händelser som kan påverka barriärerna, samt utsläppet av radionuklider och andra upplösta ämnen från närzonen i SFL 3-5, för ett definierat referensscenario sammanfattas i detta kapitel. Sammanfattningen består av beskrivningar av den förväntade utvecklingen i tiden vad det gäller temperatur (T), vatten och gasflöden (H), barriärernas fysikaliska/mekaniska (M) och kemiska (C) egenskaper samt vattensammansättningen i förvaret (C). Därefter beskrivs de processer som frigör radionuklider och miljöfarliga metaller från avfallet och transporterar dessa i förvarets närzon. Dessa beskrivningar ligger till grund för antaganden och val av data till de beräkningar av utsläppet av radionuklider och miljöfarliga metaller från närzonen av SFL 3-5 som redovisas i kapitel 8.

6.2 Förutsättningar för Referensscenariot

Beskrivningen av den förväntade utvecklingen av förvarets närzon gäller för ett referensscenario. En viktig förutsättning för referensscenariot är en stabil fjärrzon runt förvaret, vilket innebär att de termiska, hydrologiska, mekaniska och kemiska förhållandena i berget som omger förvaret antas vara oförändrade över tiden. En annan förutsättning är att alla barriärer i närzonen fungerar som förväntat vid den tidpunkt då förvaret försluts.

6.3 Termisk Utveckling

Då SFL 3-5 försluts kan temperaturen i förvarets olika delar och i berget närmast intill vara något högre än vad som är normalt på det djupet. Den högre temperaturen orsakas av värmealstrande processer i förvaret och ventilation under driftperioden. Exempel på sådana värmealstrande processer är sönderfall av radionuklider i avfallet samt värme som bildas vid hydratisering av betongen i de olika inbyggnaderna i förvaret.

Efter förslutning är radioaktivt sönderfall i avfallet den enda process som genererar värme. Värmen transporteras ut från avfallet genom värmeledning i avfallskollin och omgivande barriärer. Beräkningar visar att värmeutvecklingen i avfallet leder till en ökning i medeltemperatur i SFL 5-tunneln samt 20 m omgivande berg på ca 3°C under de första 100 åren efter förslutning (Skagius *et al.*, 1999a). Detta gäller oavsett om förvaret under de första 100 åren är vattenmättat eller ej. Värmetransporten är snabb vilket innebär att skillnaden mellan temperaturen i avfallet och den beräknade medeltemperaturen är försumbart. Beräkningen förutsätter att all strålningsenergi omvandlas till värme inne i avfallskollin i SFL 5. Detta är ett rimligt antagande. En uppskattning av strålningsdämpningen i ett avfallskolli i SFL 5 visar att åtminstone 99,6 % av strålningsenergin från avfallet absorberas i avfallskollit (Lindgren *et al.*, 1998).

Värme bildas också i SFL 3 och i SFL 4. Det värme som alstras i dessa två förvarsdelar är dock enbart 10 % av det värme som alstras i SFL 5 och påverkan på temperaturen därför försumbar.

6.3.1 Hantering i säkerhetsanalysen

Det radioaktiva sönderfallet i avfallet alstrar värme som under de första 100 åren ger en temperaturökning i förvarets närzon på mindre än 5°C. Vi utgår från att denna lilla temperaturökning inte påverkar processer som är av betydelse för närzonsbarriärernas funktion och inte heller påverkar transporten av radionuklider eller andra upplösta ämnen från förvaret.

6.4 Vattenflöden

6.4.1 Uppmättnadsfasen

Vattentransporten in till SFL 3-5 förvaret med dess tunnlar och närzonsberg bestäms i första hand av det regionala vattenflödet i området. Under byggnads- och driftskedet kommer förvaret att hållas torrt genom att inläckande grundvatten pumpas bort. Detta kommer att ge upphov till en kraftig avsänkning av de naturliga grundvattentrycken i berget kring bergrummen.

När förvaret försluts och pumpningen avbryts kommer det lägre trycket i bergsalarna och i omgivande berg att medföra att grundvatten rinner in till bergsalarna från alla riktningar. När de olika delarna i en bergsal fyllts med vatten kommer trycket i vattnet därinne att öka. Med tiden uppnås ett stabilt tryck och stationärt vattenflöde genom förvaret. Vattenflödet in till förvarsområdet och den huvudsakliga vattenflödesriktningen i förvarsområdet bestäms då av det regionala grundvattenflödet.

Den tid som behövs för att uppnå stationära förhållanden beror på grundvattnets inflödes hastighet vilken kan variera så mycket som 0,3–300 m³ per längdmeter tunnel och år enligt erfarenheter från SFR, Stripa-gruvan och Äspö laboratoriet. Därför kan tiden för återställning variera från ett tiotal till några hundratals år, beroende på det omgivande bergets hydrauliska egenskaper (Karlsson *et al.*, 1999). Ett generellt mera konduktivt berg och större vattenförande zoner ger en snabbare uppmättnad än ett tätare berg.

6.4.2 Långtidsförändringar

I det långa tidsperspektivet bestäms vattenflödet in till förvarsområdet och den huvudsakliga vattenflödesriktningen i förvarsområdet av det regionala grundvattenflödet. Eftersom referensscenariot utgår från att de regionala grundvattenförhållanden är stabila sker inga förändringar i vare sig riktning eller storlek på grundvattenflödet in till förvarsområdet.

Utformningen av förvaret, med SFL 4 tunneln som omsluter de två bergsalarna SFL 3 och SFL 5, innebär att den huvudsakliga genomströmningen av vatten i förvarsområdet kommer att ske i SFL 4. Hur mycket vatten som strömmar genom bergsalarna och hur detta vattenflöde fördelar sig inom respektive bergssal beror på hur genomsläppliga för vatten de tekniska barriärerna i förvaret är, dels i relation till varandra och dels i relation till omgivande berg.

Sprickbildning och igensättning av porer i barriärmaterialen kan på sikt förändra barriärernas genomsläpplighet för vatten och därmed också vattenflödets storlek i olika delar av förvaret. Sprickbildning kan ske som en följd av uppbyggnad av gastryck inne i förvaret. Kemiska reaktioner mellan infiltrerande vatten och barriärmaterial kan medföra utfällning och igensättning av porer i materialen. Processer som kan medföra förändringar i barriärernas långtidsegenskaper, däribland genomsläppligheten för vatten, beskrivs utförligare i avsnitt 6.7.1.

Gas bildas inne i förvaret, se avsnitt 6.5. Den förträngning av vatten från betong och cement som sker i samband med att gasen skapar sig transportvägar genom materialen kan innebära en kortvarig påverkan på vattenflödena i materialen. När gaskanaler väl skapats förväntas påverkan på vattenflödena i barriärmaterialen vara försumbar. Orsaken till detta är att endast ett fåtal genomgående gaskanaler i barriärerna är tillräckligt för att gasen skall strömma ut ur förvaret redan vid måttliga gasövertryck (Skagius *et al.*, 1999b).

Redan under uppmättnadsfasen, men också i ett längre tidsperspektiv kan sättningar i grusfyllningen i SFL 4 tunneln och i bergsalarna SFL 3 och SFL 5 ske. En zon med hög genomsläpplighet för vatten kan därmed skapas närmast taket i SFL 4 tunneln och bergsalarna. Detta förväntas ej påverka storleken på vattenflödet in till SFL 4 tunneln eller bergsalarna, men kan ha viss påverkan på fördelningen av vattenflödet inom respektive förvarsdel.

6.4.3 Hantering i säkerhetsanalysen

En allmängiltig hydrologisk modell av närzonen har använts för att beräkna vattenflödet genom de olika barriärerna i närzonen (Holmén, 1997). Beräkningarna utgår från olika antagande om kontraster mellan närzonsbarriärernas konduktivitet och omgivande bergmassa. Vidare förutsätter beräkningarna ett vattenmättat förvar och stationära hydrologiska förhållanden i omgivande berg. Inverkan av gasbildning och gastransport inne i förvaret på vattenflödena i de olika förvarsdelarna antas vara försumbar. Modelleringen av vattenflödet i närzonen beskrivs utförligare i avsnitt 7.3.

De vattenflöden i närzonsbarriärerna som använts i beräkningarna av transport av radionuklider och miljöfarliga metaller redovisas i avsnitt 7.5. De antagna vattenflödena baseras på resultaten från hydrologimodelleringen under antagandet att närzonsbarriärerna har hydrauliska konduktiviteter som kan förväntas efter långa tider.

6.5 Gas

6.5.1 Gasbildning

Luft som stängts inne vid förvarets igenslutning komprimeras av det inträngande vattnet. Enligt Boyles lag kommer ett hydrauliskt tryck av 30 bar på 300 m djup att minska luftvolymen med en faktor 30. Luften löses i vattnet och syret förbrukas t.ex. genom korrosion av stål, se vidare avsnitt 6.6.

När syrgasen är förbrukad kan anaerob stålkorrosion ta vid. Denna process utvecklar vätgas som kan bidra till ett ökat gastryck i förvaret. Stål finns i avfallet och i avfallsbehållare i alla tre förvarsdelarna samt som armering i inbyggnaderna av betong i SFL 3 och SFL 5.

I SFL 3 finns också aluminium och organiskt material i avfallet. Aluminium är relativt stabilt i grundvatten men korroderar snabbt vid förhöjt pH under utveckling av vätgas. Vissa bakterier kan vara aktiva utan syre. Anaerob biologisk nedbrytning av organiskt material, såsom cellulosa, är därför en möjlig källa till metan och koldioxid. Koldioxid löser sig i vattnet och kan förbrukas av reaktioner i betongen, men metangasen kan bidra till ökat gastryck.

Gasbildningshastigheter och totala mängden gas som kan bildas i de tre förvarsdelarna har beräknats (Skagius *et al.*, 1999b). Gasbildningen i ett SFL 3 förvar beläget på 500 m djup har beräknats till ca 450 m³/år (motsvarar ca 750 m³/år vid 300 m djup). Detta för ett fall då korrosion av både aluminium och stål i förvaret bidrar till vätgasbildning samt mikrobiell nedbrytning av organiskt material genererar metan i gasfas. Denna gasbildningshastighet domineras totalt av bidraget från korrosion av aluminium som är snabb. Då allt aluminium korroderat bort (efter ca 5 år med en antagen korrosionshastighet på 1 mm/år) sjunker gasbildningshastigheten till storleksordningen 20 m³/år (ca 30 m³/år vid 300 m djup) varav mer än hälften är bidrag från mikrobiell nedbrytning av organiskt material i avfallet. Efter ca 600 år har allt organiskt material förbrukats och efter ca 8 000 år allt stål i förvaret.

I SFL 4 bildas gas enbart vid anaerob korrosion av stål. Gasbildningshastigheten har beräknats till ca 25 m³/år för ett förvar beläget på 500 m djup (ca 40 m³/år vid 300 m djup) (Skagius *et al.*, 1999b). Allt eftersom stålkomponenter med olika tjocklek förbrukas sjunker gasbildningen i förvaret. Korrosion av de tjockaste komponenterna kommer dock att bidra till gasbildning i ca 150 000 år.

Gasbildningen i SFL 5 vid anaerob korrosion av stål har beräknats till ca 8 m³/år för ett förvar beläget på 500 m djup (ca 13 m³/år vid 300 m djup) (Skagius *et al.*, 1999b). Avfallet i SFL 5 innehåller också zirkalloy som via korrosion av zirkonium kan ge vätagas. På grund av förväntat låga korrosionshastigheter är dock bidraget från korrosion av zirkalloy försumbart litet (Skagius *et al.*, 1999b).

Strålningen från det radioaktiva avfallet kan orsaka nedbrytning av vatten inne i avfallskollin. En tidigare studie har dock visat att denna process ger försumbart små mängder gas jämfört med de andra gasbildande processerna (Wiborgh, 1995).

6.5.2 Gastransport

Gastransporten ut ur förvaret drivs av skillnader i gastryck mellan de olika barriärerna. Cement och betong innehåller kapillärbundet vatten där kapillärtrycket avtar med ökande porstorlek och sprickvidd. Detta innebär att det krävs ett inre gasövertyck innan gaspassager bildas i kollin som innehåller dessa material. Om betongen eller cementen från början ej innehåller några genomgående sprickor kan sådana skapas av det gastryck som byggs upp och gasen transporteras ut genom dessa nybildade sprickor.

Den porösa betongen som omger avfallskollin i SFL 3 och SFL 5 har en relativt sett hög genomsläpplighet för gas. Därmed krävs ej speciellt höga gasövertryck för att gasen skall skapa sig transportvägar genom den porösa betongen. Gasen strömmar troligen uppåt genom den återfyllda betongen och pressar samtidigt ut vattnet i transportvägarna. Om betonginbyggnadens lock inte är monterat helt tättslutande kan gasen och det vatten gasen förtränger transporteras ut genom dessa spalter. Om locket är tätt och inga andra genomgående sprickor eller spalter finns i betonginbyggnaden kommer ett gastryck att byggas upp inne i betonginbyggnaden. Om genomgående sprickor eller spalter med tiden bildas i betongkonstruktionen, t.ex. på grund av uppbyggt gasövertryck, kan gasen strömma ut genom dessa och gastrycket innanför betongkonstruktionen sjunker.

Gas kan också bildas inne i betongkonstruktionens väggar, botten och lock som ett resultat av korrosion av armeringsjärnen i dessa. Denna gas tar sig förmodligen ut genom sprickor intill armeringsjärnen till den porösa betongen innanför eller till grusfyllningen utanför betongkonstruktionen. Om sådana sprickor ej finns då förvaret försluts så bildas förmodligen sådana med tiden antingen på grund av det övertryck som gasen själv bildar eller som ett resultat av det mekaniska tryck som de expanderande korrosionsprodukterna utgör på den omgivande betongen, se avsnitt 6.7.

När väl gasförande passager bildats i de olika barriärerna i förvaret flödar gasen ut genom dessa så länge tryckskillnaden överstiger kapillärtrycket där. Kapillärtrycket i en intakt konstruktionsbetong är av storleksordningen 1–2 MPa (Moreno och Neretnieks, 1991) medan kapillärtrycket i en planparallell spricka med spricköppningen 0,1 mm är av storleksordningen 1–2 kPa (Skagius *et al.*, 1999b). För att skapa gaspassager i sådana sprickor i betonginneslutningen i SFL 3 och SFL 5 krävs alltså ett gasövertryck på 1–

2 kPa. För att sedan transportera ut den gas som bildas i avfallskollin och betongkonstruktion i SFL 3 respektive SFL 5 utan ytterligare förhöjning i inre gastryck räcker det om den totala arean på spricköppningen är i storleksordningen 10^{-4} m^2 (Skagius *et al.*, 1999b). Detta motsvarar t ex en genomgående spricka som är 1 m bred med spricköppningen 0,1 mm eller tio sprickor som var och en är 0,1 m breda och har en spricköppning på 0,1 mm.

Kapillärkrafterna i grusfyllningen i de olika förvarsdelarna är små och det krävs endast små gasövertryck för att öppna upp transportvägar för gasen och för att driva gasen genom porositeten i fyllningen (Skagius *et al.*, 1999b). Med tiden kan grusfyllningen i SFL 3 och SFL 5 påverkas kemiskt av utlakat betongporvatten vilket något kan minska porositeten i fyllningen, se avsnitt 6.7. Detta förväntas dock ej påverka gastransporten i fyllningen.

Gasen som flödat uppåt genom grusfyllningen når så småningom den tomvolym som finns mellan fyllningen och taket i SFL 4 tunneln och bergsalarna, innan den transporteras vidare ut genom sprickor i berget. Eftersom gasen har möjlighet att fördela sig i hela tomvolymen under taket kommer alla sprickor som skär taket att vara tillgängliga för gastransport. Studier som gjorts antyder att de spricksystem som normalt finns i berg har en stor kapacitet för gastransport (Thunvik och Braester, 1986; Wikramaratna *et al.*, 1993).

6.5.3 Hantering i säkerhetsanalysen

De beräkningar som gjorts antyder att ett fåtal sprickor eller spalter i betongbarriärer i förvaret är tillräckligt för att den gas som bildas inne i förvaret skall kunna strömma ut redan vid måttliga gastryck. Antingen finns dessa sprickor eller spalter från början eller så skapas sprickor av det gastryck som med tiden byggs upp. Detta beaktas i säkerhetsanalysen vid bedömningen av betongbarriärernas långtidsegenskaper, se avsnitt 6.7.3.

Bildning och transport av gasformiga radionuklider behandlas i säkerhetsanalysen. Utsläpp av radioaktiv gas beskrivs vidare i avsnitt 6.9.

Direkta effekter av gasbildning och gastransport på vattenflöden i förvaret försummas i säkerhetsanalysen. Gasen behöver utnyttja endast en liten andel av barriärernas permeabilitet för att transporteras ut ur förvaret och effekten på vattenflödet bör därför vara liten. Eventuella gasövertryck skulle möjligen kunna motverka inflöde av vatten vilket i så fall är en positiv effekt.

6.6 Vattenkemiska förhållanden

Vattnets redoxpotential, pH och salthalt samt dess innehåll av komplexbildare och kolloider är av stor betydelse för närzonsbarriärernas funktion och för migration av radionuklider och andra upplösta ämnen. Det grundvatten som tränger in i förvaret efter förslutning kommer via olika processer att påverkas av materialen i förvaret. I detta avsnitt sammanfattas de väsentliga processerna och deras inverkan på vattnets sammansättning i närzonen. Utförligare beskrivningar återfinns i Karlsson *et al.* (1999) och Skagius *et al.* (1999a).

6.6.1 Påverkande processer

Nedflödet av ytvatten minskar när grundvattennivån i förvaret återställts. Om det ligger ett tyngre salt grundvatten under förvaret så avtar uppflödet av detta så snart man avslutat torrlägningsarbetet (pumpning och ventilation). Detta innebär inte nödvändigtvis en fullständig återgång till den grundvattensammansättning som fanns före alla ingrepp i hydrologin. En stor andel vatten från ytan kommer troligen att kvarstå och blandas med saltare vatten i en diffus blandningszon. Några större avvikelser från den ursprungliga sammansättningen förväntas dock inte

Grundvattnet som tränger in i förvaret efter förslutning kommer att påverkas av materialen i förvaret, framför allt stål och betong. Syrgas i innesluten luft löser sig i vattnet och reagerar och förbrukas t.ex. genom korrosion av stål, oxidation av löst järn(II) och sulfid samt av bakteriell nedbrytning av organiskt material. När syrgasen är förbrukad kan anaerob stålkorrosion ta vid.

Anaerob stålkorrosion

Anaerob korrosion av stål producerar järnföreningar (korrosionsprodukter) och Fe^{2+} - joner som frigörs till vattnet. Dessa joner frigörs även från korrosionsprodukterna och fortsätter därför att hålla nere redoxpotentialen efter det att allt stål har korroderat bort. Den vätgas som bildas vid korrosionen kan i princip också fungera som reduktionsmedel, men det kräver redoxprocesser där vätgas är aktiv vid normala temperaturer.

Lakning av betong

Armerad betong används för att bygga SFL 3 och SFL 5, och porös betong skall användas som återfyllnad mellan avfallsbehållarna. Några av behållarna kommer att vara gjorda av armerad betong och i vissa fall kommer avfallet stabiliseras med cement alternativt vara ingjutet i betong. Cementens sammansättning kommer att motsvara den för Degerhamn Standard Portland cement, se avsnitt 3.4.1.

Betongen påverkar främst pH i det inträngande grundvattnet. Färsk betong kan orsaka ett pH som är högre än 13 på grund av utlakning av lättlösliga alkalihydroxider. När dessa är försvunna buffras pH till ca 12,5 av kalciumhydroxid (portlandit), vilket har visats i försök med lakning av cement, se avsnitt 3.4.1 och tabell 3-2. Lakas även portlanditen ut och försvinner startar en upplösning av kalciumsilikathydrat. Under denna upplösningsfas sker en successiv sänkning av pH ned till ca 10, se avsnitt 3.4.1.

De komponenter som lakas från betongen kommer att påverka sammansättningen på det inträngande vattnet. Natriuminnehållet i det inträngande grundvattnet kan öka om det är fattigt på natrium jämfört med betongporvatten. Kaliuminnehållet är å andra sidan alltid lägre i grundvatten än i betongporvatten, så kaliumhalten kommer att öka. Kalciumhalten vid höga pH kommer att kontrolleras av lösligheten hos portlandit. Vid högt pH kommer eventuellt magnesium i inträngande vatten att fällas ut som brucit ($\text{Mg}(\text{OH})_2$). En hög kalciumhalt medför att karbonatjoner kommer att fällas som kalцит (CaCO_3).

Sulfat och i viss utsträckning klorid kan tas upp av cement. Lakförsök har dock visat att halterna kommer att förbli relativt höga (Engkvist *et al.*, 1996).

Nedbrytning av organiskt material

Det organiska avfallet som finns i SFL 3 kommer att påverkas av det inträngande grundvattnet. Ett högt pH kan orsaka hydrolys av organiskt material. Särskilt hydrolys av cellulosa är av betydelse, då denna process ger produkter som kan komplexbilda radionuklider (Allard *et al.*, 1995)

Experimentella studier av alkalisk nedbrytning av cellulosa har visat att den huvudsakliga nedbrytningsprodukten som kan komplexbilda radionuklider är isosackarinsyra, ISA (Greenfield *et al.*, 1995, Pavasars, 1999). ISA kan därmed påverka nuklidernas löslighet och sorption på fasta ytor. Lösligheten hos aktinider kan väsentligt öka i vatten med högt pH då cellulosa är närvarande (Bradshaw *et al.*, 1986 och 1987, Greenfield *et al.*, 1992).

Bakteriell nedbrytning av det organiska avfallet i SFL 3 är också tänkbart även om det inte är en idealisk miljö för mikroorganismer med tanke på det höga pH-värdet. I närvaro av syre finns en teoretisk möjlighet att bakterier kan bilda ferrocener, vilka är starka komplexbildare. I frånvaro av syre är nedbrytningsprodukterna vanligen karboxylsyror som inte är särskilt starka komplexbildare. Bakterier kan också medverka till att bryta ned ISA som bildas vid alkalisk hydrolys av cellulosa (Lessart *et al.*, 1996).

Kolloider, bildning och stabilitet

Tillräckligt små partiklar (mindre än 1 μm) av fasta ämnen kan förekomma som kolloider i grundvattnet. Analyser har visat att svenska grundvatten innehåller partiklar av lera, silika och järn(III)hydroxider. Även om ytliga vatten som sjöar och floder är rika på partiklar så är grundvatten och i synnerhet djupa grundvatten mycket fattiga på kolloider. De mätningar som gjorts visar på halter omkring 20–45 $\mu\text{g/l}$ (Laaksoharju *et al.*, 1995). Anledningen till dessa ringa halter är att djupa grundvatten är starkt mineraliserade, dvs innehåller mycket lösta salter. Elektrolyter i grundvattnet destabiliserar kolloider så att endast mycket låga halter är möjliga. Man säger att elektrolyten koagulerar kolloiden (Hunter, 1987). Mineralpartiklarna är i allmänhet negativt laddade och grundvattnets positiva joner är därför av störst betydelse för kolloidernas stabilitet. Positiva joner i vattnet minskar repulsionen mellan negativt laddade partiklar så att de kan bindas till varandra. De positiva joner har större verkan ju högre deras laddning är (starkt polariserande joner). Trevärda joner som Fe^{3+} och Al^{3+} har tyvärr alltför låga halter i grundvattnet för att vara av betydelse, men tvåvärda som t ex Ca^{2+} finns det gott om. Idealiskt skall grundvattnets halt av kalciumjonen Ca^{2+} vara högre än 10^{-4} mol/l (4 mg/l) (Laaksoharju *et al.*, 1995). Detta är uppfyllt i de djupa grundvattnen som inte sällan uppvisar betydligt högre halter. Även andra joner som Na^+ , K^+ och Mg^{2+} bidrar till att hålla ner kolloidhalterna.

Cementen skulle också kunna ge upphov till partiklar, men den bidrar även med elektrolyter vilket håller ner kolloidhalterna. Ett exempel finner man i studierna av den naturliga analogin till cement i Maqarin i Jordanien (Smellie *et al.*, 1999). Här har cementmineral bildats vid flera tillfällen genom självantändning och brand i den bitumenhaltiga märgelsten som finns i området. Till följd av detta har grundvattnet i Maqarin ett pH på ca 12,5 och en sammansättning som även i övrigt liknar lakvatten

från gammal betong. Partiklar i grundvattnet har analyserats, men halterna är mycket låga och skiljer sig inte från vad som är normalt i djupa grundvatten.

Reaktioner mellan lakningsprodukter från betong och omgivande grusfyllning

Alkalihydroxider och portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), som lakas ut från betongen i inbyggnader och avfallskollin, kan kemiskt reagera med mineral i grusfyllningen utanför. Primära silikatmineral såsom kvarts och fältspat löses upp och sekundära kalciumsilikathydrat (CSH) faser faller ut samtidigt som hydroxidjoner förbrukas (Savage, 1997, Holgersson *et al.*, 1998b).

Reaktionerna sker huvudsakligen på ytan av de fasta materialen. Analyser av bergprover utsatta för cementporvatten visar på ytbeläggningar av sekundära faser som är i storleksordningen 50 till 100 μm tjocka och reaktionsdjup som är mindre än 50 μm (Holgersson *et al.*, 1998b). Analyserade förändringar i koncentrationen av kalcium, kisel, natrium och kalium i ett reagerat cementvatten antyder dock att det hastighetsbestämmande steget är upplösningen av kiselmineraler och att reaktionen ej är begränsad av diffusion genom de sekundära faserna på ytan (Savage *et al.*, 1992). Diffusionsförsök visar också att natriumjoner kan diffundera genom sekundära faser som bildats på ytan av bergprover utsatta för cementvatten (Holgersson *et al.*, 1998b).

6.6.2 Förväntad vattensammansättning

Den förväntade sammansättningen på vattnet i de olika förvarsdelarna ges i tabell 6-1 för ett salt respektive sött inträngande grundvatten (referensvatten för Aberg respektive Ceberg, se tabell 4-4). För SFL 3 och 5 förväntas dessa vattensammansättningar gälla för tider i storleksordningen hundratusen år efter förslutning av förvaret. Detta förutsätter dock att inga förändringar sker i sammansättningen på det inkommande grundvattnet.

Redoxförhållanden

Syret som finns i förvaret vid förslutning förbrukas snabbt genom korrosion av stål, oxidation av löst järn(II) och sulfid samt mikrobiell aktivitet. De Fe^{2+} -joner som frigörs vid anaerob stålkorrosion och från stålkorrosionsprodukter medför att en låg redoxpotential bibehålls i samtliga förvarsdelar.

pH

Grundvatten som tränger in i förvaret efter förslutning påverkas av betongen. Inne i betonginbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 och inne i avfallskollin i SFL 4 förväntas därför pH i ett tidigt skede vara densamma som i porvatten i färsk cement, se tabell 3-2. Lakning av alkalihydroxiderna och portlandit i betongen medför med tiden en sänkning i pH ned till ca 12,5. Tiden det tar att laka ut portlanditen från betongen i SFL 3 och SFL 5 har uppskattats till storleken hundratusen år och möjligen längre (Karlsson *et al.*, 1999). Detta innebär att pH inne i betonginbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 ej kommer att sjunka under ca 12,5 under dessa tider. Den högre vattenomsättningen i SFL 4 samt en

kortare diffusionssträcka för utlakade komponenter inne i avfallskollin i SFL 4 medför att portlanditen lakas ut snabbare än i betonginbyggnaderna i SFL 3 och SFL 5. Tiden det tar att laka ut all portlandit från betongen i avfallskollin i SFL 4 förväntas ändå vara mycket lång.

Utlakningen av alkalihydroxider och portlandit från betongen kommer att höja pH i grusfyllningen som omger betonginbyggnader i SFL 3 och SFL 5 och avfallskollin i SFL 4. Reaktionen med kiselmineral i grusfyllningen förväntas dock neutralisera pH. Enkla massbalansberäkningar visar att neutralisering av all hydroxid från betongen i SFL 3 och SFL 5 är möjlig utan att det krävs större reaktionsdjup än 50 µm i fyllnadsmaterialet (Karlsson *et al.*, 1999). Andra beräkningar tyder på att kinetiken för kiselupplösning i fyllnadsmaterialen är snabbare än hastigheten med vilken hydroxidjoner lakas från betongen (Karlsson *et al.*, 1999). Baserat på dessa resultat förväntas pH i berget utanför grusfyllningen ej överstiga grundvattnets pH. Däremot kan vattnet i grusfyllningen i samtliga förvarsdelar variera mellan pH i inkommande grundvatten och pH i betongvatten, beroende på tid och avstånd från betongen.

Tabell 6-1 Förväntad vattensammansättning i närzonsbarriärerna i SFL 3-5 för ett salt respektive sött inträngande grundvatten.

	Betonginbyggnad, SFL 3 och 5 samt avfallskollin, SFL 4		Grusfyllning, SFL 3, 4 och 5	
	Salt vatten	Sött vatten	Salt vatten	Sött vatten
Redox	Reducerande förhållanden		Reducerande förhållanden	
pH	13,1 → 12,5 ^a	13,1 → 12,5 ^a	7,7 – 12,5 ^b	9,3 – 12,5 ^b
Viktiga katjoner				
Na ⁺ (mmol/l)	91	28 → 5 ^a	91	5
K ⁺ (mmol/l)	83 → 0,2 ^a	83 → 0,05 ^a	0,2	0,05
Ca ²⁺ (mmol/l)	1 → 20 ^a	1 → 20 ^a	≤ 47	≤ 0,5
Mg ²⁺ (mmol/l)	≤ 0,02	≤ 0,02	≤ 2	≤ 0,04
Viktiga anjoner				
Cl ⁻ (mmol/l)	181	5	181	5
CO ₃ ²⁻ tot (mmol/l)	0,1	0,1	≤ 0,2	≤ 0,3
SO ₄ ²⁻ (mmol/l)	6	0,001	6	0,001
Komplexbildare				
ISA (mmol/l)	≤ 0,1 ^c	≤ 0,1 ^c		
Kolloider (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

^{a)} Pilen → visar hur vattnet kommer att förändras med tiden

^{b)} Möjligt intervall för pH i vattnet i grusfyllningen

^{c)} inuti avfallskollin med cellulosa i SFL 3

Viktiga katjoner

Koncentrationen av natrium är högre i betongvatten än i ett sött inkommande grundvatten. Under en kort period bestäms därför koncentrationen av natrium i betongen av det natrium som lakas från betongen då inkommande grundvatten är sött. I ett längre

tidsperspektiv och för ett salt inkommande grundvatten kommer koncentrationen av natrium i betongen att vara densamma som i grundvattnet.

Koncentrationen av kalium i betongen bestäms efter förslutning av förvaret av alkali-hydroxiderna i cementen. Lakning av alkalihydroxiderna medför en sänkning i kaliumhalt. När alkalihydroxiderna lakats är koncentrationen av kalium i betongen densamma som i grundvattnet.

Koncentrationen av kalcium i vattnet i betongen bestäms av portlandits löslighet och vattnets pH. Magnesiumhalten bestäms av lösligheten av brucit ($Mg(OH)_2$).

Tillförsel av kalium från betongen förväntas ej nämnvärt påverka koncentrationen i grusfyllningen på grund av utspädning och vattenomsättning i grusfyllningen. Kalciumkoncentrationen antas vara densamma som i grundvattnet. En viss utarmning av kalcium kan dock ske i områden med förhöjt pH på grund av bildning av CSH faser och utfällning av kalcit.

Viktiga anjoner

Koncentrationen av klorid och sulfat i vattnet i betongen bestäms i första hand av koncentrationerna i det inträngande grundvattnet. Sulfat och klorid kan tas upp av cement. Detta upptag är dock litet och förväntas ej nämnvärt påverka koncentrationerna. Karbonatkoncentrationen i betongvattnet bestäms av lösligheten hos kalcit och koncentrationen av kalciumjoner.

I grusfyllningen bestäms klorid- och sulfathalten av sammansättningen på grundvattnet. Koncentrationen av karbonat-bikarbonat antas vara densamma som i grundvattnet. En viss utarmning av löst karbonat kan dock ske i områden med förhöjt pH på grund av utfällning av kalcit.

Komplexbildare

Vissa avfallstyper i SFL 3 innehåller cellulosa som alkaliskt kan brytas ned till isosackarinasyra, ISA. Koncentrationen av ISA i dessa avfallskollin har beräknats från uppskattade cellulosamängder, experimentellt bestämda utbyten av ISA vid nedbrytning av cellulosa och uppmätt adsorption av ISA på cement (Skagius *et al*, 1999a).

Avfallet och närzonsbarriärerna förväntas ej bidra med några oorganiska komplexbildare av betydelse för radionuklidens löslighet och sorption. En avfallstyp i SFL 3 innehåller visserligen cyanider i form av ferrocyanid som använts som fällningsmedel för Cs. Vid höga pH kan denna förening lätt lösas upp. Cyaniden går i lösning som anjonen hexacyanoferrat, men denna anjon bildar enbart svaga komplex med metalliska katjoner (Bradbury och Van Loon, 1998, sid 43).

Kolloider

Vi har inte på något systematiskt sätt gått igenom alla tänkbara orsaker till att partiklar skulle kunna bildas då t ex pH förändras. Det ligger utanför ramen för den här studien, som endast är en preliminär säkerhetsanalys. Men med ledning av resultaten från

Maqarin (se Kolloider, bildning och stabilitet i avsnitt 6.6.1) och det faktum att grundvattnets sammansättning ytterst kontrollerar kolloidernas stabilitet, så drar vi slutsatsen att SFL 3-5 inte kommer att ge någon ökning i kolloidhalten utöver det som normalt kan förekomma i grundvatten på 300 meters djup på de undersökta platserna.

6.6.3 Hantering i säkerhetsanalysen

Den förväntade sammansättningen på vattnet i närzonen i SFL 3-5 (tabell 6-1) har legat till grund för valet av lösligheter och sorptionskonstanter för radionuklider och miljöfarliga metaller i närzonen. Detta beskrivs utförligare i avsnitt 6.8 samt i kapitel 8.

6.7 Barriärernas egenskaper

Avfallskollins och övriga närzonsbarriärers genomsläpplighet för vatten och gas är av betydelse för migration av radionuklider och miljöfarliga metaller från förvaret. Genomsläppligheten beror främst av geometrier samt porositet och sprickförekomst i materialen. I detta avsnitt ges en sammanfattning av processer som med tiden kan förändra dessa egenskaper samt som kan förändra barriärernas materialsammansättning. Materialens sammansättning kan spela viss roll för sorption av radionuklider och miljöfarliga metaller. I de flesta fall är dock vattensammansättningen av större betydelse för sorptionen.

6.7.1 Påverkande processer

Uppbyggnad av vattentryck

Efter förslutning kommer inströmmande vatten att fylla upp tomrum inne i förvaret och öka vattentrycket. Avfallsbehållare som är vattentäta kan då utsättas för stora tryckgradienter, 30 bar (3 MPa) om förvaret ligger på 300 m djup. Detta kan medföra att avfallsbehållarna deformeras och spräcks upp.

Korrosion av stål

I förvaret finns avfallsbehållarna av stål. Även om behållarna är vattentäta då förvaret försluts så kommer korrosion av stålet att med tiden medföra att de blir genomsläppliga för vatten och gas.

Förutom avfallsbehållare av stål finns det även stål i avfallet i alla tre förvarsdelarna och i armeringen i betongkokiller och betongbyggnader i SFL 3 och SFL 5. De korrosionsprodukter som bildas vid stålkorrosion har en större molvolym än stålet. Detta skulle kunna medföra sprickbildning i angränsande material. I de flesta fall är dock den tillgängliga expansionsvolymen tillräckligt stor med undantag för armering i betongkokiller och betongkonstruktioner. Betongen närmast armeringen kan därför spricka upp.

Korrosionsprodukterna som bildas genom stålkorrosion kan också via sorption och medfällning påverka koncentrationen av andra metalljoner i vattnet, t ex nickel, se vidare avsnitt 6.8.

Uppbyggnad av gastryck

Korrosion av stål och aluminium samt mikrobiell nedbrytning av organiskt material bildar gas inne i förvaret. Gasbildningen och utsläppet av gas från de olika förvarsdelarna har beräknats (Skagius *et al*, 1999b). Den gas som bildas i SFL 3 kan ge så höga inre gastryck att betongkokiller spräcks redan efter några tiotals år och sprickor bildas i betonginbyggnaden efter några hundra år. Detsamma gäller för gasbildningen i SFL 5 men efter längre tider, några hundra år för betongkokiller och upp till tusen år för betonginbyggnaden. Om kokillerna och betongbyggnaderna från början ej är helt gastäta – det finns t.ex små spalter mellan väggar och lock i kokiller och i betongbyggnad – kan gasen ta sig ut ur SFL 3 och 5 utan att höga interna gastryck byggs upp. I det fallet förväntas gasen ej ge upphov till sprickbildning i betongen. Gasen som bildas i SFL 4 kan strömma ut i omgivande berg utan att påverka barriärernas egenskaper.

Lakning av betong

Utlakning av cementkomponenter i betongen kan påverka betongens porositet. Porositeten i en fullt hydratiserad konstruktionsbetong är ca 15 %. Beräkningar visar att porositeten efter utlakning av alkalihydroxider och all portlandit kan vara något högre, ca 16 % (Höglund och Bengtsson, 1991, Höglund, 1993). Efter utlakning av all kalciumsilikathydrat (CSH) har porositeten i en konstruktionsbetong ungefär fördubblats, dvs ökat från ca 15 till ca 30 % (Höglund och Bengtsson, 1991 och Andersson och Allard, 1986).

Lakning av betongen kan också påverkas dess mekaniska hållfasthet (Höglund och Bengtsson, 1991). Hållfastheten är främst beroende av kalciumsilikathydraten i betongen. Lakning av alkalihydroxider och portlandit kommer därför inte att påverka hållfastheten. Försämrade hållfasthet förväntas först när utlakning av kalciumsilikat-hydrat sker.

Bildning av ettringit och Friedels salt

Sulfat i vatten kan reagera med kalciumaluminatmineral i cement och bilda mineralen ettringit eller monosulfathydrat. Monosulfathydrat är stabil i ett område med låg sulfatkoncentration medan ettringit är stabil vid högre sulfatkoncentrationer (Höglund, 1992). Signifikanta mängder vatten binds till den fasta fasen då ettringit eller monosulfat bildas och därför ökar volymen påtagligt. Om den expansionen är större än tillgängliga utrymmen i form av porer och liknande i betongen så kan det leda till att sprickor bildas. För att bilda ettringit så behövs elementet aluminium. Degerhamn Standard Portland Cement är en sulfatresistent cement med ett lågt innehåll av aluminium.

Klorid i vatten i höga koncentrationer (mer än 0,1–0,5 M) kan reagera med kalciumaluminathydrat i cementen och bilda Friedels salt (kalciumkloroaluminathydrater). Även dessa kan ge upphov till volymexpansion på samma sätt som ettringit (Höglund

och Bengtsson, 1991). Bildningen av Friedels salt och ettringit konkurrerar om samma kalciumaluminiumhydrat i cementen så i princip skulle bildningen av den ena fasen kunna motverka bildningen av den andra.

Reaktioner mellan lakningsprodukter från betong och omgivande grusfyllning

Sekundära faser av kalciumsilikathydrat kan fällas ut på ytan av grusåterfyllningen i förvaret vid reaktion med hydroxidjoner lakade från betongen, se avsnitt 6.6.1. Dessa faser förändrar ytornas egenskaper, bl a den specifika ytan. Experiment har visat på en ökning från ca 0,3 m²/g till ca 1,1 m²/g för ett bergprov som reagerat med cementvatten (Holgersson *et al*, 1998b). Förändringar av ytans egenskaper kan påverka sorptionen av radionuklider och miljöfarliga ämnen. För metalljoner är i många fall sorptionen på CSH faser högre än på bergmineral (Savage, 1997).

Omvandlingen till sekundära CSH faser kan innebära en viss volymökning av den fasta fasen och därmed en reduktion i grusfyllningens porositet. Detta har visats i kolonn-försök där cementvatten strömmat genom finkrossat material (Bateman *et al.*, 1995).

Utfällning av kalcit och brucit

Magnesium och karbonat i det grundvatten som tränger in i betong i förvaret leder till utfällning av brucit (Mg(OH)₂) och kalcit (CaCO₃) i porer och sprickor i betongen. Utlakning av alkalihydroxider och portlandit från betongen kan också medföra utfällning av kalcit och brucit i grusfyllningen utanför betongen. I både betongen och grusfyllningen skulle dessa reaktioner medföra en sänkning av materialens porositet och därmed materialens genomsläpplighet för vatten.

Dessa utfällningsreaktioner kan också via medfällning påverka koncentrationen av radionuklider och miljöfarliga metaller i vattnet, se vidare Utfällning/samfällning med kalcit i avsnitt 6.8.2.

Mikrobiell aktivitet

Bakterier kan bilda så kallade biofilmer på ytor som exponeras mot alkaliskt vatten i ett förvar. Detta kan täppa till porer på ytan av t ex ett betongblock. Gasutträngning kan därigenom förhindras, men försök visar att filmen brister redan vid ett övertryck på 2 bar (Lessart *et al.*, 1996). Biofilmen är en gel och bör därför ej vara diffusionstät och förhindra diffusion i betongens porer. Biofilmer kan också via sorption och bildning av sekundära mineral binda metalljoner till ytan (Brown och Sheriff, 1998).

6.7.2 Förväntade barriäregenskaper

Avfallskollin

Avfallsbehållare av stål kan redan vid förslutningen av förvaret vara otäta och därmed genomsläppliga för vatten. Om de är vattentäta så finns det stor risk för att de

deformeras och spräcks då vattentrycket i förvaret stiger efter förslutningen. Korrosion kommer därefter att öka behållarnas genomsläpplighet eftersom de korrosionsprodukter som bildas är mer genomsläppliga än ursprungsmaterialet. Det tar dock i storleksordningen 500 år innan de tunnaste behållarna helt korroderat igenom och flera tusen år för de tjockaste (Skagius *et al.*, 1999b).

Vid förslutning av förvaret har betongkokiller en låg genomsläpplighet för vatten. Utfällning av kalcit och brucit i porerna efter förslutning av förvaret kan göra betongen ännu tätare. En viss uppspräckning av betongen närmast armeringen kan förväntas på grund av korrosion och bildning av korrosionsprodukter. Lakningen av betongen är så långsam så att den ej påverkar betongens porositet. Det kan dock inte uteslutas att gasbildning inne i avfallskollin leder till så höga inre gastryck att genomgående sprickor i betongen bildas redan efter några tiotals till hundratals år.

Betonginbyggnad i SFL 3 och SFL 5

Betonginbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 förväntas påverkas på liknande sätt som betongkokiller. Lakningen av betongen är så långsam att den ej påverkar betongens porositet, men utfällningar kan täta till porer. Korrosion av armering kan medföra sprickbildning runt armeringen. Sulfat i grundvattnet kan möjligen medföra ettringitbildning och en viss sprickbildning i de yttre delarna av byggnaden (SKB, 1993). Det kan inte helt uteslutas att det bildas genomgående sprickor i betongen på grund av höga inre gastryck. Detta skulle kunna ske under de första 200 åren i SFL 3 och under de första 1 000 åren efter förslutning i SFL 5 (Skagius *et al.*, 1999b).

Grusfyllning

Porositeten i grusfyllningen kan med tiden minska på grund av bildning av sekundära mineral. Kalcit och brucit kan fällas ut i tomvolymen och sekundära CSH-faser som bildas på ytan av det fasta materialet kan innebära en viss volymökning av den fasta fasen och därmed en minskad porositet. Dessa sekundära mineral bildas i en zon närmast betonginbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 och närmast de betongfyllda avfallskollina i SFL 4. Med tiden kan denna reaktionszon sprida sig längre ut i grusfyllningen allteftersom komponenter lakas ut ur betongen. Detta tar dock väldigt lång tid eftersom utlakningen av portlandit från betongen är långsam.

Omvandlingen till CSH-faser kan också medföra förändrade sorptionsegenskaper i grusfyllningen eftersom specifika ytan ökar.

6.7.3 Hantering i säkerhetsanalysen

I säkerhetsanalysen antas att alla avfallsbehållare av stål är fullt genomsläppliga för vatten redan vid förslutning av förvaret. De korrosionsprodukter som med tiden bildas antas ej påverka vattenflöden genom behållare eller diffusiv transport av lösta komponenter i vattnet. Korrosionsprodukternas möjlighet att via sorption och medfällning fördröja uttransporten av radionuklider och miljöfarliga metaller beaktas ej.

Betongkokiller och betongbyggnader i SFL 3 och SFL 5 antas ha en viss andel genomgående sprickor redan då förvaret försluts. I beräkningarna av vattenflödet genom betongbyggnaderna har den hydrauliska konduktiviteten i byggnaden och dess innämäte satts till 10^{-8} m/s. Detta motsvarar genomgående sprickor varje till var tionde meter där sprickornas öppning är i storleksordningen 10 till 100 μm (Höglund och Bengtsson, 1991). En intakt konstruktionsbetong har en hydraulisk konduktivitet av storleksordningen 10^{-12} – 10^{-11} m/s (Höglund och Bengtsson, 1991). Möjliga förändringar i betongens porositet med tiden på grund av kemisk utfällning tas ej hänsyn till, utan typiska värden för konstruktionsbetong och mer porös återfyllningsbetong används i säkerhetsanalysen.

Grusfyllningen i samtliga förvarsdelar antas ha en hydraulisk konduktivitet av storleksordningen 10^{-5} – 10^{-4} m/s, en porositet på 30 % och sorptionsegenskaper typiska för svenskt berg. De små förändringar i porositet och sorptionsegenskaper som möjligen kan ske över mycket långa tider försummas i säkerhetsanalysen.

6.8 Upplösning och transport av radionuklider och miljöfarliga metaller

6.8.1 Upplösning

Upplösning av radionuklider och miljöfarliga metaller i avfallet beror på hur tillgängliga dessa är för det vatten som kommer i kontakt med avfallet. Även vattnets sammansättning påverkar ämnets löslighet. Avfallet i SFL 3 är en blandning av olika typer av material där det i många fall är svårt att avgöra hur tillgängliga radionuklider och andra ämnen är för omedelbar upplösning i vatten. I SFL 4 och SFL 5 består avfallet av metallkomponenter samt, i SFL 4, en del betong. Dessa avfallstyper är kontaminerade på ytorna och radionukliderna därmed lätt tillgängliga för upplösning. En del av dessa metallkomponenter, framförallt i avfallet i SFL 5, innehåller också inducerad aktivitet inuti metallen. Dessa radionuklider är därför ej omedelbart tillgängliga för upplösning i vattnet.

Löslighetsbegränsad upplösning

Upplösningen av ett ämne som står i kontakt med vatten begränsas av ämnets löslighet i den aktuella kemiska miljön. De kemiska förhållanden som framförallt är av betydelse för lösligheten är pH, redoxpotential och vattnets innehåll av komplexbildare. Lösligheter för radionuklider och miljöfarliga metaller vid högt pH och reducerande förhållanden, dvs de förhållanden som förväntas råda inne i avfallkollin i SFL 3-5, sammanfattas i Skagius *et al.* (1999a). Där redovisas också effekten av den organiska komplexbildaren isosackarinsyra (ISA) på lösligheter. På grund av högt pH och låg koncentration av karbonatjoner inne i avfallskollin är komplexbildningen mellan metalljoner och karbonatjoner försumbar jämfört med bildningen av metallhydroxidkomplex (Skagius *et al.*, 1999a).

För avfallstyper som är stabiliserade i cement eller betong kan sorption på cementen eller betongen öka hastigheten med vilken ämnet löses upp. Sorptionen sänker koncentrationen av ämnet i vattnet vilket medför att mer av ämnet i den fasta fasen kan

gå i lösning. Sorptionen bidrar dock också till att hålla kvar ämnet inne i avfallskollit, se vidare avsnitt 6.8.2.

Korrosionsbegränsad upplösning

Aktiveringsprodukter som bildats i metalldelar vid neutronbestrålning är ej omedelbart tillgängliga för upplösning i vattnet i avfallskollin. Detsamma gäller de miljöfarliga metallerna i avfallet, t ex kadmium, beryllium och bly. Här är det korrosionen av metallen som styr den takt med vilken radionukliderna eller de miljöfarliga metallerna går i lösning. Detta under förutsättning att inte ämnets löslighet under rådande förhållanden överskrids.

Frigörelsen av aktiveringsprodukter i olika stålsorter och i zirkalloy i avfallet i SFL 5 och några avfallstyper i SFL 3 allteftersom metalldelarna korroderar har beräknats. Dessa beräkningar beskrivs i Skagius *et al.* (1999a).

Sorption och samfällning med korrosionsprodukter

Avfallet i SFL 3-5 består till stor del av olika sorters stål. Korrosion av detta stål ger med tiden korrosionsprodukter, huvudsakligen järnoxider/hydroxider. Andra metalljoner som finns i små mängder i vattnet kan sorbera och inkluderas i korrosionsprodukterna via medfällning. För att metalljonen ska bilda en verklig blandfas med korrosionsprodukten måste den passa in i korrosionsproduktens kristallgitter. Metalljoner som har liknande kemiska egenskaper som järn skulle alltså kunna samfällas med de korrosionsprodukter som bildas vid stålkorrosion. Ett exempel på en sådan metalljon är nickel. Korrosion av rostfritt stål och medfällning av det nickel som finns i stålet kan minska nickels löslighet med ca en faktor 7 (Wiborgh, 1995).

Isotoputspädning

Avfallet i SFL 3-5 innehåller både radioaktiva och stabila isotoper av samma ämne. Detta kan påverka koncentrationen av den radioaktiva isotopen i vattnet om ämnet i fråga har en begränsad löslighet. Ju mindre andel av den radioaktiva isotopen som finns i avfallet desto lägre blir dess koncentration i vattnet.

Avfallet i SFL 5 innehåller rostfritt stål och zirkalloy som utsatts för neutronbestrålning. Rostfritt stål innehåller nickel och zirkalloy innehåller zirkonium. Andelen ^{59}Ni och ^{63}Ni av totala mängden nickel i olika bestrålade stålkomponenter i avfallet har uppskattats att vara i medeltal < 1 vikt% respektive $< 0,1$ vikt% (Skagius *et al.*, 1999a). Andelen ^{93}Zr av totala mängden zirkonium i zirkalloykomponenter har uppskattats till 0,08 vikt% (Skagius *et al.*, 1999a). Detta innebär att lösligheten av ^{59}Ni och ^{63}Ni i avfallskollin med bestrålade rostfria stålkomponenter är i storleksordningen 100 respektive 1 000 gånger lägre än totala lösligheten av nickel. På motsvarande sätt är lösligheten av ^{93}Zr ca 1 000 gånger lägre än totala lösligheten av zirkonium.

6.8.2 Transportprocesser

Radionuklider och miljöfarliga metaller som löst sig i vatten inne i avfallskollin kan transporteras ut ur kollina och vidare genom advektion och diffusion. Sorption fördröjer transporten genom barriärerna. Samfällning med betongkomponenter kan också bidra till att hålla kvar radionuklider och miljöfarliga metaller. Om vattnet innehåller kolloider kan dessa sorbera radionuklider och miljöfarliga metaller och transporteras med strömmande vatten ut till omgivande berg.

Advektion

En förutsättning för advektiv uttransport av radionuklider och miljöfarliga metaller är att det sker en viss vattenomsättning i avfallskollin och omgivande barriärer. Denna förutsättning är inte uppfylld då förvaret försluts. Gradienter i vattentryck och korrosion av stålbehållare samt med tiden höga inre gastryck kan dock inom en relativt kort tidsperiod öka avfallskokillernas och betonginbyggnadernas genomsläpplighet för vatten, se avsnitt 6.7. Grusfyllningen i de olika förvarsdelarna har en hög genomsläpplighet för vatten.

Den advektiva transporten sker i öppningar, spalter och sprickor där motståndet mot vattenströmning är minst. I grusfyllningen i förvarsdelarna förväntas vattnet strömma mer jämnt fördelat i hela utrymmet som är återfyllt.

Gas som bildas inne i avfallskollin måste trycka ut en del vatten i omgivande betong för att skapa sig transportvägar ut. Om detta vatten innehåller radionuklider eller miljöfarliga ämnen kan resultatet bli en förhöjd advektiv uttransport under en kort period. När gaskanaler väl skapats förväntas påverkan på vattenflödena och den advektiva transporten i barriärmaterialen vara försumbar, se avsnitt 6.4.2.

Diffusion

Radionuklider och miljöfarliga ämnen kan diffundera ut genom avfallskollin och omgivande barriärer genom att följa alla vattenfyllda öppningar, sprickor och porsystem. Drivande kraften för denna diffusiva transport är skillnader i koncentration. Det diffusiva flödet påverkas också av de olika barriärmaterialens egenskaper, såsom porositet och strukturen hos porer och sprickor.

Färsk, hydratiserad betong har ett komplext porsystem och en låg diffusivitet. Den effektiva diffusiviteten för tritierat vatten i en betong tillverkad av Standard Portland cement och sand har experimentellt bestämts till $8 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ (Holgersson *et al.*, 1998a). Omkristallisering av CSH gelen kan med tiden förändra porstrukturen till att bli mindre komplex (Höglund och Bengtsson, 1991). Detta kan innebära att diffusiviteten i betong ökar. Denna interna omvandling av porstrukturen är dock en långsam process.

Vattnets sammansättning kan också påverka diffusionen i porösa material. Anjoner har i experiment visat sig ha lägre diffusivitet i leror och bergets mikroporer i vatten med en låg jonstyrka jämfört med i vatten med en hög jonstyrka. Detta fenomen benämns anjonexklusion och förklaras av att poryterna som är negativt laddade stöter bort anjonen. Detta minskar den porositet som är tillgänglig för anjondiffusion. Vid höga

jonstyrkor minskar porytans negativa laddning och porositeten tillgänglig för diffusion ökar (Olsson och Neretnieks, 1997; Yu och Neretnieks, 1997).

Vattnets jonstyrka har också visat sig ha betydelse för diffusion av katjoner som sorberar med en jonbytesmekanism. Vid låga jonstyrkor är diffusiviteten av dessa katjoner högre än förväntat i leror och bergets mikroporer. En förklaring till detta är att de sorberade katjonerna är rörliga längs ytan och att den drivande kraften för denna transport är skillnaden i koncentration av sorberade katjoner längs ytan. Vid höga jonstyrkor är sorptionen av dessa katjoner lägre och drivande kraften för diffusionen längs ytan, den så kallade ytdiffusionen, blir därmed mindre.

Nyligen utförda experiment har visat på möjligheten att sorberade katjoner kan repellera andra katjoner och därmed minska deras diffusivitet i bergets porer (Holgersson *et al.*, 1998b). Dessa experiment visade att diffusionen av Na^+ i bergbitar var högre i ett vatten med lägre Ca^{2+} -koncentration (motsvarande ett färskt betongporvatten) jämfört med i ett vatten med högre koncentration av Ca^{2+} (motsvarande ett betongporvatten efter utlakning av alkalihydroxider).

Den eventuella betydelsen av jonstyrka och kalciumhalt på diffusionen i betong är svårt att säga något om eftersom diffusionsmätningar i betong i regel görs på färsk betong som har ett porvatten med hög jonstyrka. Diffusionsmätningar i betongbitar som lakats ut på all alkalihydroxid har dock påbörjats (Albinsson, pers kontakt 1999) och resultaten från dessa försök kan visa på jonstyrkans betydelse för diffusion i betong.

Sorption

Radionuklider och miljöfarliga ämnen som löst upp sig i avfallet kan via sorption fastna på barriärmaterialen i förvaret. Denna sorption kan vara reversibel eller irreversibel, linjär eller icke-linjär, beroende på det sorberande ämnets kemiska form och koncentration samt på den mekanism med vilken sorptionen sker.

De huvudsakliga mekanismerna för sorption av radionuklider på olika mineraler anses vara jonbyte och ytkomplexering (Carbol och Engkvist, 1997; Bradbury och Baeyens, 1997). Vid jonbyte sker ett utbyte mellan katjoner som neutraliserar de negativt laddade positionerna på mineralytorna och katjoner i vattnet. Sorption via jonbyte är beroende på vattnets pH som påverkar ytornas laddning och koncentrationen av konkurrerande katjoner i vattnet. Sorption via ytkomplexering sker genom att det bildas ett så kallat ytkomplex mellan funktionella grupper på mineralytan, oftast hydroxylgrupper, och molekyler i vattnet (Dzombak och Morel, 1990). Om radionukliden eller det miljöfarliga ämnet lätt hydrolyseras sker en kemisk bindning direkt till den funktionella gruppen på ytan. Ytkomplexering kan också ske via elektrostatisk attraktion mellan de laddade ytgrupperna och ämnena i vattnet. Graden av ytkomplexering är beroende både på vattnets jonstyrka och pH. Jonstyrkan påverkar ytornas laddning och pH påverkar både ytornas laddning och hur lätt de lösta ämnena hydrolyseras.

Vanligen beskrivs sorptionen i en förenklad form som en fördelningkoefficient, K_d , mellan ämnet sorberat på ytan och löst i vattnet. Denna koefficient är ingen generell konstant utan är beroende av de förhållanden som råder, t ex vattnets pH, jonstyrka och innehåll av starka komplexbildare. Även den fasta fasens sammansättning är av

betydelse. K_d -värden bör därför vara framtagna vid förhållanden som så mycket som möjligt liknar dom som kommer att råda i förvaret. K_d -värden för radionuklider och miljöfarliga metaller på betong och grusåterfyllning för pH och jonstyrkor i SFL 3-5, sammanfattas i Skagius *et al.* (1999a).

Isosackarinsyra, ISA, som bildas vid alkalisk hydrolys av cellulosa, kan komplexbilda radionuklider och miljöfarliga metaller, och därmed påverka sorptionen av dessa. Organiskt material som kan innehålla cellulosa, t.ex trä, papper, tyg, finns i avfallet i SFL 3. Experimentella undersökningar av hur ISA påverkar sorption på cement visar att koncentrationer av ISA i vattnet som är större än 10^{-4} M kan även minska sorptionen av radionuklider (Bradbury och Van Loon, 1998). Denna effekt avtar med tiden med en tidskala i storleken månader till år (Holgersson *et al.*, 1998a). Dessutom sorberar ISA i sig själv på cement vilket bidrar till att bibehålla låga koncentrationer av ISA i vattnet (Bradbury och Van Loon, 1998, Holgersson *et al.*, 1998a).

Utfällning/samfällning med kalcit

Kalcit kan fällas ut i betongen och grusåterfyllningen i SFL 3-5. Detta kan minska koncentrationen av oorganiskt ^{14}C som föreligger som karbonat i vattenfasen. Andra tvåvärda katjoner i vattnet med mindre jonradie än kalcium (mangan, zink, järn, kadmium, kobolt och magnesium) kan samfällas med kalcit genom att ersätta kalcium i kristallgittret (Meece och Benninger, 1993).

Transport med kolloider

Radionuklider och miljöfarliga metaller som sorberar lätt på mineraler kan även fastna på kolloidala partiklar i vattnet. Dessa partiklar kan sedan transporteras med strömmande vatten och med diffusion. Kolloiderna kan vara oorganiska mineralpartiklar eller organiska, t ex bakterier och humus. På grund av höga kalciumhalter förväntas mängden kolloider i förvaret att vara liten, se avsnitten 6.6.1 och 6.6.2. Dessutom är kolloidala partiklar sannolikt negativt laddade. Transport av sådana partiklar i porer och sprickor i betong i förvaret motverkas därför av de negativt laddade porytorna (Wiborgh, 1995).

Små mängder av kolloider i vattnet innebär att kolloidernas kapacitet att sorbera och transportera radionuklider är liten jämfört med bergets kapacitet att sorbera och fördröja transporten. Detta har redan visats i en utvärdering av effekten av transport med kolloider från ett förvar med utbränt bränsle (Allard *et al.*, 1991).

6.8.3 Hantering i säkerhetsanalysen

I säkerhetsanalysen har alla radionuklider förutom aktiveringsprodukter i stål och zirkalloy antagits vara tillgängliga för omedelbar upplösning i vatten i avfallskollin. Koncentrationen av radionukliden i vattnet bestäms av mängden i avfallet och sorption på cement och/eller betong i avfallskollit eller dess löslighet. Effekten av isotop-utspädning på nickelisotopers och zirkoniums löslighet har dock ej beaktats. Aktiveringsprodukterna antar vi går i lösning i takt med att metallerna korroderar. Adsorption eller samfällning med korrosionsprodukter försummas dock.

De miljöfarliga ämnena bly, beryllium och kadmium som ingår i säkerhetsanalysen antas omedelbart lösas i vattnet oavsett i vilken form de föreligger i avfallet. Koncentrationen bestäms av mängden i avfallet och sorption på cement och/eller betong i avfallkollit eller ämnets löslighet.

Sorptions- och löslighetsdata har valts baserat på de vattenkemiska förhållandena som redovisats i avsnitt 6.6.3. Vissa avfallstyper i SFL 3 innehåller organiskt material med cellulosa. Lösligheter både utan och med komplexbildaren ISA har därför använts. Sorptionen antas dock opåverkad av ISA eftersom de förväntade ISA-koncentrationerna i avfallskollin med cellulosa är mindre än 10^{-4} M (Skagius *et al.*, 1999a).

Radionuklider och miljöfarliga ämnen som löst sig i vattnet i avfallskollin antas transporteras ut genom avfallskollin och omgivande barriärer med advektion och diffusion. Sorption på betong och grusåterfyllning fördröjer transporten av sorberande ämnen. Stålbehållare som omger avfallet bortses helt ifrån, både vad det gäller motstånd mot advektiv och diffusiv transport som eventuell sorption och samfällning med korrosionsprodukter. Fördröjning av oorganiskt ^{14}C har beaktats som en sorptionsprocess i materialen trots att det snarare är fråga om en utfällning i form av kalcit. Samfällning av tvåvärda katjoner med kalcit i barriärerna antas ej ske.

Diffusivitet och sorptionsdata väljs baserat på de barriäregenskaper och vattenkemiska förhållanden som redovisats i avsnitt 6.7.3 respektive 6.6.3. Vattenflöden i de olika förvarsdelarna och fördelningen av vattenflödet inom varje förvarsdel baseras på resultaten från den allmänngiltiga hydrologiska närzonsmodellen.

Transport av radionuklider och miljöfarliga ämnen med kolloider har inte tagits med i säkerhetsanalysen eftersom mängden kolloider förväntas vara väldigt liten.

De antaganden som ligger till grund för referensfallet i säkerhetsanalysen beskrivs i mer detalj i kapitel 8.

6.9 Utsläpp av radioaktiv gas

Avfallet i SFL 3-5 innehåller inga radionuklider i gasfas. Av de radionuklider som finns i avfallet förväntas enbart organiskt ^{14}C kunna avges och transporteras ut ur närzonen som gas, t ex om ^{14}C bildar metan och blandar sig med gas från metallkorrosion eller nedbrytning av organiskt material. Denna uttransport av gas kan ske så snart transportvägar för gas har skapats i närzonsbarriärerna.

I säkerhetsanalysen ingår en enkel uppskattning av utsläpp av organiskt ^{14}C som gas. Detta beskrivs närmare i kapitel 8.

6.10 Referenser

Albinsson Y, 1999. Institutionen för kärnkemi, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

Allard B, Borén H, Ephraim J, 1995. Cellulosa i cementsystem. Nedbrytningsprodukter och deras effekter på radionuklidens transportegenskaper. SKB rapport SFR 95-01, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

- Allard B, Karlsson F, Neretnieks I, 1991. Concentrations of particulate matter and humic substances in deep groundwaters and estimated effects on the sorption and transport of radionuclides. SKB rapport TR 91-50, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.
- Andersson K, Allard B, 1986. The chemical conditions within a cement-containing radioactive waste repository. SKB rapport SFR 86-08, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.
- Bateman K, Coombs P, Noy D J, Pierce J M, Wetton P, 1995. Nagra/Nirex/SKB column experiments: Results of experiments and modelling. BGS Report WE95/25C och SKB rapport AR 95-16, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.
- Bradbury M H, Baeyens B, 1997. Far-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in an undisturbed palfris marl host rock. PSI Bericht Nr. 97-16, Paul Scherrer Institut, Villingen, Schweiz.
- Bradbury M H, Van Loon L R, 1998. Cementitious Near-Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of a L/ILW Repository in a Palfris Marl Host Rock. CEM-94: UPDATE I, June 1997. PSI Bericht Nr. 98-01, Paul Scherrer Institut, Villingen, Schweiz.
- Bradshaw S, Gaudie S C, Greenfield B F, Lyon C E, Rees J H, Spindler M W, Wilkins J D, 1986. Preliminary experimental studies in the chemical and radiation degradation of combustionable plutonium contaminated material. AERE-R12223, AEA Technology, Harwell, UK.
- Bradshaw S, Gaudie S C, Greenfield B F, Long S, Rees J H, Spindler M W, Wilkins J D, 1987. Experimental studies on the chemical and radiation decomposition of intermediate-level wastes containing organic materials. AERE-R12806, AEA Technology, Harwell, UK.
- Brown D A, Sheriff B L, 1998. The effects of microbial activity on the natural and engineered barriers of a high-level nuclear waste repository. SKI rapport 98:24, Statens Kärnkraftinspektion, Stockholm.
- Carbol P, Engkvist I, 1997. Compilation of radionuclide sorption coefficients for performance assessment. SKB rapport R-97-13, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.
- Dzombak D A, Morel M M, 1990. Surface complexation modelling. Hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons, New York.
- Engkvist I, Albinsson Y, Johansson-Engkvist W, 1996. The long-term stability of cement – Leaching tests. SKB rapport TR 96-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.
- Greenfield B F, Moreton A D, Spindler M W, Williams S J, Woodwark D R, 1992. The effects of the degradation of organic materials in the near field of a radioactive waste repository. In Scientific Basis for Nuclear Waste Management XV, pp 299-306.

Greenfield B F, Holtom G J, Hurdus M H, O'Kelly N, Pilkington N J, Rosevear A, Spindler M W, Williams S J, 1995. The identification and degradation of isosaccharinic acid, a cellulose degradation product. *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.* 353, p 1151.

Holgersson S, Albinsson Y, Allard B, Borén H, Pavasars I, Engkvist I, 1998a. The effects of Gluco-isosaccharinic acid on Cs, Ni, Pm and Th sorption onto, and diffusion into cement. *Radiochim. Acta*, 82, pp 393-398.

Holgersson S, Albinsson Y, Engkvist I, Rochelle C, Pierce J, 1998b. Interactions of cement pore fluids with host rock and the effects on HTO, Na and Cs diffusion. *Radiochim. Acta*, 82, pp 197-203.

Holmén J, 1997. On the flow of groundwater in closed tunnels. Generic hydrogeological modelling of nuclear waste repository, SFL 3-5. SKB rapport TR 97-10, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Hunter R J, 1987. Foundations of colloid science. Volume I. Oxford Science Publications, Clarendon Press, Oxford, Chapter 2, pp 93-95.

Höglund L O, Bengtsson A, 1991. Some chemical and physical processes related to the long-term performance of the SFR repository. SKB rapport SFR 91-06, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Höglund L O, 1992. Some notes on ettringite formation in cementitious materials; influence of hydration and thermodynamic constraints for durability. *Cement and Concrete Research*, 22, pp 217-228.

Höglund L O, 1993. Long-term function of concrete grout in SFR. SKB rapport SFR 93-01, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Karlsson F, Lindgren M, Skagius K, Wiborgh M, Engkvist I, 1999. Evolution of the geochemical conditions in SFL 3-5. SKB rapport R-99-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Laaksoharju M, Degueldre C, Skärman Ch, 1995. Studies of colloids and their importance for repository performance assessment. SKB rapport TR 95-24, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Lessart P, Libert M F, Sellier R, Bilot J B, Besnainou B, Camaro S, Bernat P, Perfettini J, Grec D, Rouquette F, Rosevear A, O'Kelly N, 1996. Container property ensuring safety: gas emission, biodegradation, corrosion. European Commission Report EUR 17103 EN.

Lindgren M, Pers K, Skagius K, Wiborgh M, Brodén K, Carlsson J, Riggare P, Skogsberg M, 1998. Low and intermediate level waste in SFL 3-5: Reference inventory. En sammanställning av låg- och medelaktiva avfall som skall gå till SFL 3-5. Reg. No: 19.41/DL31. SKB, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Meece D E, Benninger L K, 1993. The coprecipitation of Pu and other radionuclides with CaCO₃. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 57, pp 1147-1458.

Moreno L, Neretnieks I, 1991. Some calculations of radionuclide release from the silo repository. SKB rapport SFR 91-07, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ohlsson Y, Neretnieks I, 1997. Diffusion data in granite. SKB rapport TR 97-20, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Pavasars I, 1999. Characterisation of organic substances in waste materials under alkaline conditions. Doktorsavhandling, Tema Vatten, Linköpings Universitet, Linköpings Studies in Art and Science, No 196, Linköping.

Savage D, Bateman K, Hill P, Hughes C, Milodowski A, Pearce J, Rae E, Rochelle C, 1992. Rate and mechanism of the reaction of silicates with cement pore fluids. *Applied Clay Science*, 7, pp 33-45.

Savage D, 1997. Review of the potential effects of alkaline plume migration from a cementitious repository for radioactive waste. Implications for performance assessment. R&D Technical Report P60, Environment Agency, Bristol.

Skagius K, Pettersson M, Wiborgh M, Albinsson Y, Holgersson S, 1999a. Compilation of data for analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. SKB rapport R-99-13, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Skagius K, Lindgren M, Pers K, 1999b. Gas generation in SFL 3-5 and effects on radionuclide release. SKB rapport R-99-16, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1993. Slutförvar för radioaktivt driftavfall – SFR 1. Slutlig Säkerhetsrapport, reviderad utgåva – maj 1993. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1999. SR 97 – Huvudrapport. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Smellie J (ed.), 1999. Maqarin natural analogue study. Phase III. SKB rapport TR 98-04, Volume I and II. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Thunvik R, Braester C, 1986. Calculation of gas migration in fractured rock. SKB rapport SFR 86-04, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Wiborgh M, 1995. Prestudy of final disposal of long-lived low and intermediate level waste. SKB rapport TR 95-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Wikramaratna R S, Goodfield M, Rodwell W R, Nash P J, Agg P J, 1993. A preliminary assessment of gas migration from the copper/steel canister. SKB rapport TR 93-31, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Yu Ji-Wei, Neretnieks I, 1997. Diffusion and sorption properties of radionuclides in compacted bentonite. SKB rapport TR 97-12, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

7 Hydrologiberäkningar

7.1 Inledning

Den preliminära säkerhetsanalysen av SFL 3-5 är främst inriktad på funktionen hos närzonsbarriärerna. Vattenflödet genom de olika barriärerna i närzonen har beräknats med en allmängiltig hydrologisk modell av närzonen. Beräkningarna har genomförts för att undersöka vad den hydrauliska konduktiviteten i barriärerna betyder, framförallt vad kontrasterna i konduktivitet innebär. Barriärerna i närområdet utgörs av berget omkring förvaret och de olika tekniska barriärerna, såsom grusåterfyllning, betongväggar, porösbetong, kollin, pluggar etc (Holmén, 1997).

Så långt är beräkningarna helt generella och inte knutna till någon speciell plats. Men för att få fram flödet i närzonen då förvaret är placerat i Aberg, Beberg och Ceberg behövs uppgifter om vattenflödet i berget på dessa platser. Ambitionen har varit att välja indata som stämmer överens med vad som använts för djupförvaret för använt bränsle i Aberg, Beberg och Ceberg. Överensstämmelsen kan inte bli fullständig, eftersom SFL 3-5 ligger placerad i utkanten av eller till och med utanför undersökningsområdena för djupförvaret för använt bränsle. Inte heller är SFL 3-5 med i de lokala hydrologimodellerna, som detaljerat beskriver vattenflödet på de olika platserna, men detta har inte varit nödvändigt eftersom målsättningen för analysen av SFL 3-5 är mer begränsad. Specifika vattenflöden för SFL 3-5 har i stället beräknats med hjälp av uppgifter från de översiktliga regionala hydrologimodellerna, som tagits fram för de tre platserna.

Vattenflöden och flödesriktningar i berget behövs också för att beräkna transport av radionuklider med grundvattnet i fjärrzonen, dvs mellan förvaret och biosfären. Även för detta ändamål har vi använt uppgifter från de regionala hydrologimodellerna.

Detta kapitel inleds i avsnitt 7.2 med några generella aspekter på grundvattenflödet i tunnlar och berggrum. Därefter sammanfattas i avsnitt 7.3 beräkningarna av vattenflödet i närzonsbarriärerna som utförts med hjälp av den allmängiltiga hydrologiska modellen. I avsnitt 7.4 sammanfattas de beräkningar som gjorts av grundvattenflödets riktning och storlek i berget på de tre platserna Aberg, Beberg och Ceberg, med den föreslagna inplaceringen av SFL 3-5. I samma avsnitt redovisas även uppskattade flödesvägar och advektiva gångtider för vatten från SFL 3-5 till markytan på de olika platserna. Avslutningsvis ges i avsnitt 7.5 en sammanställning av de hydrologiska data som valts som indata till migrationsberäkningarna.

7.2 Allmänt om grundvattenflöde i tunnlar och berggrum

7.2.1 Förvarsanläggningens hydrauliska livscykel

Förvarsanläggningen består av berggrum och tunnlar. Anläggningens livscykel har fyra tidsperioder med olika hydrauliska förhållanden: bygge, drift, förslutning samt slutförvaring.

- *Bygge.* Anläggningens tunnlar och bergrum byggs och grundvatten kommer att strömma in i dessa. Tunnlarna och bergrummen kommer att dräneras på inströmmande grundvatten, vilket innebär att vattentrycken i den omgivande bergmassan blir lägre än de naturliga trycken som förekom innan anläggningen byggdes.
- *Drift.* Anläggningen hålls öppen, ventilerad och dränerad medan avfall deponeras.
- *Förslutning.* Tunnlar och bergrum återfylls och förseglas. Inströmmande grundvatten fyller anläggningen när den ej längre dräneras. Grundvattentrycken i tunnlar, bergrum och omgivande bergmassa kommer att stiga under denna period tills ett stationärt tillstånd har uppnåtts.
- *Slutförvaringsskedet.* Detta är den mycket långa tidsperiod under vilken aktiviteten i avfallet avklingar till en acceptabelt låg nivå. Tunnlar, bergrum och ventilations-schakt är återfyllda. Grundvattensystemet kring anläggningen befinner sig i ett stationärt tillstånd, större tryckförändringar sker endast långsamt med tiden.

7.2.2 Grundvattenflöde i berg och tunnlar

Det naturliga grundvattenflödet i en bergmassa kontrolleras av dess hydrauliska egenskaper, den lokala och regionala topografin samt av grundvattenbildningen. Förvarsanläggningen kommer att placeras i ett kristallint berg. Grundvattenflödet i en sådan bergmassa går huvudsakligen i sprickor och i sprickzoner av olika storlek och riktning. Grundvattnets flödesriktning och storlek kan därför lokalt avvika mycket från de medelvärden som erhålls för en större regional skala.

En tunnel tar emot grundvatten längs en inströmningsdel och lämnar grundvatten längs en utströmningsdel. Storleken på flödet varierar utmed tunneln. Vad som är inströmningsdel (uppströms) och utströmningsdel (nedströms) beror av tunnelns riktning och riktningen på det regionala grundvattenflödet.

Storleken på grundvattenflödet i en tunnel kan anges som 'specifikt flöde' och som 'totalt flöde'. Specifikt flöde definieras som flöde per ytenhet ($\text{m}^3/(\text{m}^2 \text{ s}) = \text{m/s}$) och ger information om flödet vid en viss punkt. I beräkningarna av vattenflöden i närzonen med den allmängiltiga modellen används det aritmetiska medelvärdet av specifika flödet i tunneln (Holmén, 1997). Totalt flöde definieras som den mängd vatten som strömmar in i en tunnel (m^3/s). I ett stationärt tillstånd blir mängden vatten som strömmar ut lika stor, förutsatt att tunneln inte är dränerad. Beräkningen av det totala flödet baseras på en massbalans tagen över den studerade tunnelns mantelyta. I system av tunnlar kan vatten strömma in och ut ur tunnelsystemet på flera ställen. Det totala flödet ger information om hur mycket vatten som "besöker" en tunnel.

7.2.3 Grundvattenflöde i tunnlar under slutförvaringsskedet

I en återfylld och försluten tunnel, där grundvattensystemet kring anläggningen befinner sig i ett stationärt tillstånd, beror flödet av: (i) tunnelns form, längd och tvärsnittsytta, (ii) hydrauliska egenskaperna (konduktiviteten) hos återfyllningen i tunneln, (iii) riktning och storlek på det regionala grundvattenflödet samt (iv) omgivande bergmassas heterogenitet.

Storleken på flödet i en tunnel som är mycket konduktiv beror huvudsakligen av konduktiviteten i omgivande bergmassa. Men även det regionala flödets riktning har betydelse. Störst blir det specifika flödet om det regionala flödet är riktat längs med tunneln. Minst blir flödet om det regionala flödet är riktat vinkelrätt mot tunneln. Samma sak gäller även det totala flödet i tunneln.

För en tunnel som är mer konduktiv än omgivande bergmassa kommer grundvattenflödet att konvergera mot tunnelns inströmningsdel. I inströmningsdelen av tunneln kommer flödet inuti tunneln att öka från den borterst belägna inströmningsdelen mot mitten av tunneln. Maximalt flöde förekommer i mitten av tunneln (mellan inströmningsdelen och utströmningsdelen). I utströmningsdelen av tunneln kommer flödet inuti tunneln att minska från tunnelns mitt mot den borterst belägna utströmningsdelen. Från utströmningsdelen av tunneln kommer grundvattnet att strömma från tunneln mot omgivande bergmassa.

I beräkningarna antar vi att bergmassan är homogen. Detta kan leda till att flödet i tunneln underskattas. Skillnaden i beräknade flöden för en homogen och heterogen bergmassa blir försumbar då tunneln är tillräckligt lång. För en bergmassa med en heterogenitet som Äspölaboratoriets berg blir skillnaden försumbar då tunnelns längd är ungefär 700 m och det regionala flödet är riktat längs med tunneln (Holmén, 1997). Om det regionala flödet är i rät vinkel mot tunneln blir skillnaden försumbar vid en tunnel-längd av ca 2 000 m. Notera att detta gäller för det totala flödet i tunneln. För en 100 m lång tunnel, som har en tvärsnitt med arean 100 m^2 , placerad i en heterogen bergmassa som den vid Äspölaboratoriet, blir det förväntade totala flödet i tunneln två till tre gånger större än det beräknade totala flödet med antagande om homogenitet.

I SFL 3 och SFL 5 placeras avfallet inuti en inbyggnad av betong (inneslutningen). Återfyllningen utanför betonginbyggnaden består av krossat berg som är mer konduktiv än omgivande bergmassa. Detta medför att grundvatten från omgivande bergmassa huvudsakligen strömmar genom återfyllningen, runt och utanför inneslutningen. Härigenom reduceras grundvattenflödet genom inneslutningen med flera storleksordningar. Kontrasterna i konduktivitet är avgörande för fördelningen av flödet. Ju större kontrast i konduktivitet mellan flödesbarriären (återfyllningen) och inneslutningen respektive omgivande bergmassa, desto mindre flöde genom inneslutningen.

Sammanfattningsvis så konstaterar vi att flödet genom en tunnel beror på storleken av det regionala grundvattenflödet. Detta påverkas i sin tur av topografi, grundvattenbildning och bergmassans konduktivitet. Oberoende av de regionala förhållandena gäller emellertid följande slutsatser.

- Om tunnelkonduktiviteten är stor och tunneln lång är den mest betydelsefulla parametern riktningen på det regionala flödet.
- Om en tunnel är kortare än ca 250 m är sannolikt heterogeniteten den mest betydelsefulla parametern.
- Flödet genom en inneslutning omgiven av en återfyllning beror huvudsakligen på återfyllningens konduktivitet.

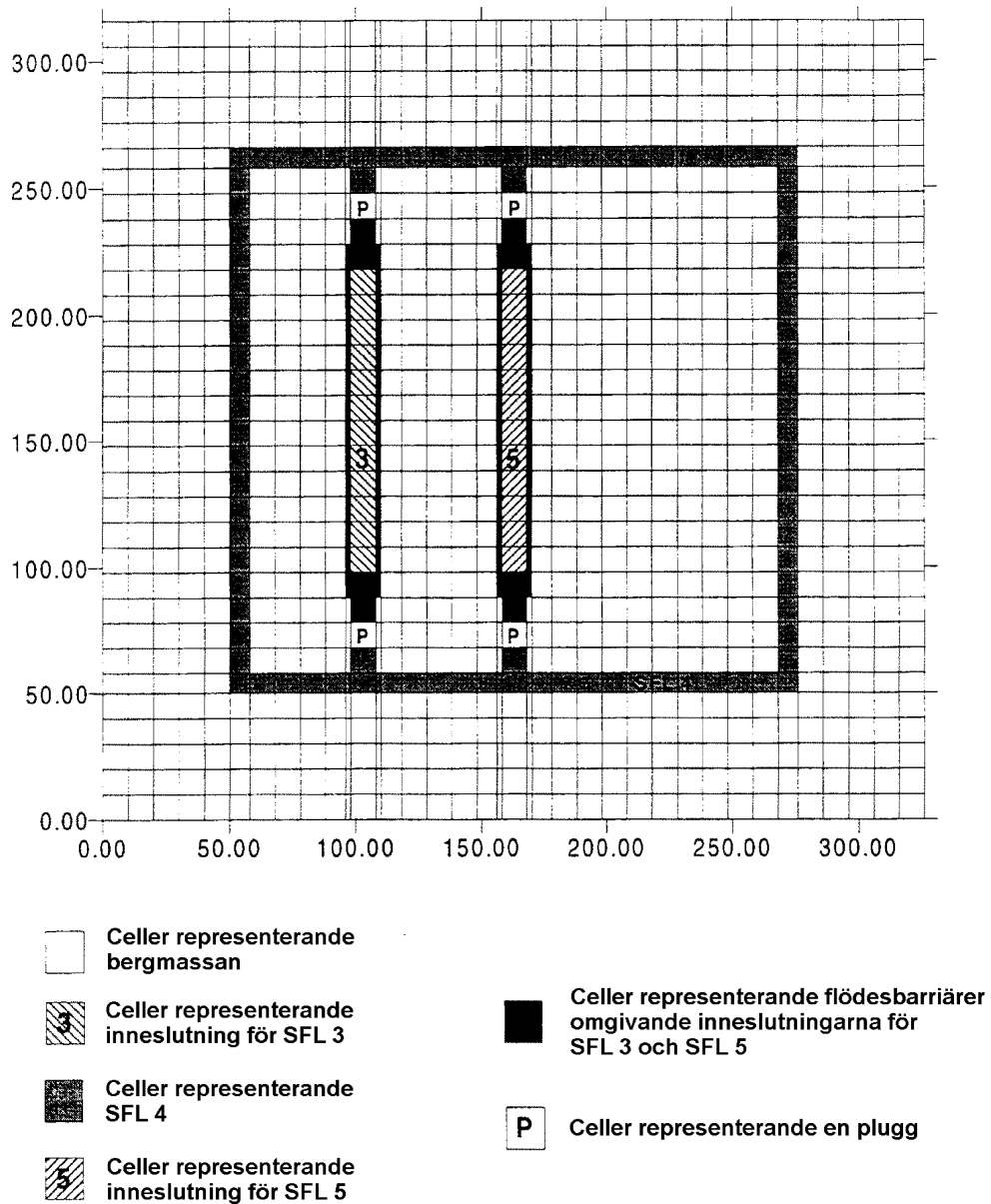
7.3 Grundvattenrörelser i närzonen

7.3.1 Den hydrologiska modellen av närzonen

Den hydrologiska modellen av närzonen utgår från en detaljerad beskrivning av förvarets olika delar samt bergmassan runt förvaret (Holmén, 1997). Hela SFL 3-5 ingår, dock ej eventuella hisschakt samt anslutningstunnlar. Vi utgår från att dessa är förseglade på ett sådant sätt att vi kan bortse från deras inverkan. Där SFL 3 och SFL 5 ansluter till SFL 4 har pluggar placerats, se kapitel 3. Beräkningsmodellen är tredimensionell och utgår från en sk kontinuum-beskrivning som upprättades med hjälp av en metod med finita differenser (GEOAN). Alla beräkningar som utförts avser slutförvaringsskedet, dvs då förvaret är förslutet och såväl vattenflöden som tryckskillnader är stationära.

Ett horisontellt tvärsnitt genom förvarsmodellen visas i figur 7-1. Avfallskollin, betonginbyggnaden och den återfyllda porösa betongen i betonginbyggnaden i SFL 3 respektive i SFL 5 utgör en homogen enhet (inneslutningen) med en konduktivitet som antas vara 10 ggr högre än i bergmassan. Återfyllningen utanför betonginbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 bildar en homogen flödesbarriär. I beräkningarna varierar konduktiviteten i flödesbarriären för att simulera dels en återfyllning av bergkross som är mer konduktiv än omgivande berg och dels en återfyllning som är tätare än omgivande berg, t ex sand/bentonit eller bentonit. SFL 4 beskrivs i modellen som en tunnel som antingen är tom eller fylld med sand eller grus.

Pluggarna består av både betong och bentonit, där betongen antas ha en konduktivitet lika stor som bergmassan och bentoniten en konduktivitet 10 ggr lägre än bergmassan. I modellen är dessa pluggar placerade där SFL 3 och SFL 5 ansluter till SFL 4, se figur 7-1.



Figur 7-1 Horisontellt tvärsnitt genom modellen som användes för att beräkna vattenflöden i barriärerna i SFL 3-5, skala i meter. (Holmén, 1997)

7.3.2 Betydelsen av riktningen på det regionala grundvattenflödet

Beräkningarna visar att det totala flödet i flödesbarriärerna för SFL 3 och SFL 5 varierar mindre än två gånger med riktningen på det regionala flödet. Det största flödet i flödesbarriären erhålls för antingen ett vertikalt regionalt flöde eller för ett horisontellt regionalt flöde, riktat längs med SFL 3 och SFL 5.

Det totala vattenflödet genom inneslutningarna i SFL 3 och SFL 5 varierar mindre än tre gånger med riktning på det regionala flödet.

Beroende på riktning på det regionala flödet, varierar det totala flödet i SFL 4 tunneln mindre än fem gånger. Det största flödet i tunneln uppkommer för ett horisontellt regionalt grundvattenflöde, riktat vinkelrätt mot SFL 3 och SFL 5.

7.3.3 Betydelsen av konduktiviteten i återfyllningen i SFL 3 och 5

Betydelsen av konduktiviteten i flödesbarriärerna i SFL 3 och SFL 5 studerades för helt olika värden på konduktiviteten, från mycket låg till mycket hög konduktivitet relativt bergmassan (0,001–100 000 ggr). Avsikten var bl a att se vad en lågkonduktiv respektive genomsläpplig återfyllning skulle innebära. Konduktiviteten i återfyllningen i SFL 4 antogs vara 10 000 gånger högre än i bergmassan. Beräkningarna gjordes för tre olika antaganden om det regionala flödets riktning, dvs horisontellt flöde längs med SFL 3 och SFL 5, horisontellt flöde vinkelrätt mot bergssalarna och till sist vertikalt flöde

Resultaten av beräkningarna visar att vattenflödet i SFL 3:s och SFL 5:s flödesbarriärer (återfyllning) kommer att öka med ökande konduktivitet, upp till ett visst värde då flödet istället bestäms av konduktiviteten i omgivande berg. Beräkningarna visar att det specifika flödet i flödesbarriärerna inte når högre än ca 25 gånger det regionala flödet och att detta inträffar då konduktiviteten är av storleksordningen 10 000 gånger högre än i omgivande berg.

Flödet i SFL 3:s och SFL 5:s inneslutningar reduceras av flödesbarriärer med hög konduktivitet. Om t ex inneslutningens barriärer har 100 000 gånger högre konduktivitet än bergmassan blir det specifika flödet igenom som mest ca 0,003 gånger det regionala flödet. Flödesbarriärer med låg konduktivitet kan naturligtvis också reducera flödet genom inneslutningen, men för att åstadkomma en signifikant reduktion måste konduktiviteten i så fall vara mer än 10 gånger lägre än bergmassan.

Flödet i SFL 4 påverkas endast i mycket ringa grad av konduktiviteten i flödesbarriärerna i SFL 3 och SFL 5.

7.3.4 Betydelsen av konduktiviteten i återfyllningen i SFL 4

Betydelsen av konduktiviteten i återfyllningen i SFL 4 studerades även den för olika konduktivitetvärden (0,1–100 000 ggr bergmassan). Beräkningarna gjordes för samma tre huvudriktningar på det regionala flödet som i beräkningarna för SFL 3 och SFL 5 (se ovan).

Resultaten av beräkningarna visar att det specifika flödet i SFL 4-tunneln blir som mest ca 300 gånger högre än det regionala flödet. Detta maximala flöde erhålls då kontrasten i konduktivitet mellan tunneln och omgivande berg är 10 000 gånger eller mer.

Den långa SFL 4-tunneln som omger SFL 3 och SFL 5 kan fungera som en hydraulisk bur. Detta förutsätter emellertid att det regionala flödet är horisontellt eller nära horisontellt och att konduktiviteten i SFL 4-tunneln är minst 100 gånger högre än i bergmassan. Ju större konduktivitet i SFL 4, desto mindre flöde i SFL 3 och SFL 5. Men flödet i SFL 3 och SFL 5 påverkas ej om konduktiviteten i SFL 4 tunneln är mindre än 100 gånger bergmassans eller om riktningen på det regionala flödet är vertikalt eller nära vertikalt.

7.3.5 Betydelsen av pluggar i tunnlarna

Betydelsen av pluggar i förvaret för vattenflödena i SFL 3-5 studerades genom att göra beräkningar med och utan pluggar. Fyra pluggar finns placerade där SFL 3 och SFL 5 ansluter till SFL 4, se figur 7-1. Utan dessa fyra pluggar blir det totala flödet i SFL 4 som mest ca två gånger högre jämfört med om pluggarna finns på plats. Det totala flödet i SFL 3 och SFL 5 blir också högre, som mest ca sex gånger i inneslutningarna och ca fyra gånger i flödesbarriärerna.

Vi prövade även att inkludera fyra extra pluggar i SFL 4 tunneln men effekten av den åtgärden på flödet i t ex SFL 4 är obetydlig.

7.3.6 Betydelsen av bergmassans heterogenitet

Samtliga resultat som redovisas ovan är framtagna under antagandet att bergmassan är homogen. Det är en förenkling som väsentligt underlättar beräkningarna. För att uppskatta betydelsen av bergmassans heterogenitet utnyttjades resultat från beräkningar med en stokastisk kontinuum-modell där bergmassan har egenskaper liknande de vid Äspölaboratoriet. Resultaten visar att i en sådan bergmassa leder heterogeniteten till att det maximala totala flödet i SFL 4 kommer att öka ungefär två gånger. I SFL 3 och SFL 5 kommer det maximala totala flödet i en flödesbarriär att öka ungefär 2,5 gånger, förutsatt att barriärens konduktivitet är högre än bergmassans. De angivna flödena avser förväntade totala flöden, dvs de mest sannolika.

7.4 Grundvattenrörelser i fjärrzonen

7.4.1 Modeller och metoder

Regionala hydrologimodeller har använts för att beräkna storlek, riktningar och advektiva gångtider för vattenflödet i fjärrzonen till SFL 3-5 på platserna Aberg, Beberg och Ceberg. Modellerna sattes ursprungligen upp för studier av djupförvaret för använt bränsle, men de har även kunnat utnyttjas här eftersom de täcker områdena där SFL 3-5 placerats (se kapitel 4) och är tillräckligt noggranna för vår preliminära analys.

Modellen som använts för Aberg täcker en kvadratisk yta som är 100 km² och ett djup på 3 km. Berget betraktas i modellen som ett stokastiskt kontinuum. Randvillkor och

övriga indata till beräkningarna är de som vid utvecklingen och kalibreringen av modellen anges som naturliga förhållanden (Svensson, 1997a).

Modellen för Beberg täcker en yta på ca 75 km² och ett djup på ca 2 km. Modellen för Ceberg täcker en yta på ca 300 km² och ett djup på 1,5 km. I båda modellerna betraktas berget som ett poröst medium. De indata och randvillkor som användes vid beräkningarna för Beberg i 'basfallet' är de som vid kalibreringen av modellen gav bäst överensstämmelse med observerade förhållanden i Beberg (Hartley *et al.*, 1998). Till 'basfallet' i Ceberg användes den stora regionala modellen med ett tryckrandvillkor på ytan givet av topografin (Boghammar *et al.*, 1997).

Flödesvägarna från SFL 3-5 förvaret till ytan har studerats genom att släppa partiklar i de delar av de regionala modellerna som motsvarar förvarsområdet (Svensson, 1997b; Hartley och Lindgren, 1997). I modellen för Aberg släpptes 10 000 partiklar (varav nio studerats mer detaljerat) medan 36 partiklar släpptes i Beberg respektive Ceberg. Vattnets advektiva gångtider beräknades, liksom längden på flödesvägar från förvaret till ytan samt hastigheter och riktningar i förhållande till horisontalplanet på vattenflödet i de element i modellen som motsvarar den föreslagna placeringen av SFL 3-5.

Den advektiva gångtiden är en teoretisk storhet som används för att föra över beräkningsresultat från hydromodeller till transportmodeller. Där kan gångtiderna sedan användas för att beräkna tiden för transport av lösta ämnen från förvarsdjup till ytan. Transporttiderna är ofta flera storleksordningar längre än de advektiva gångtiderna.

7.4.2 Grundvattenflödets riktning och storlek

De beräknade vattenflödena samt riktningen på flödet i förhållande till horisontalplanet i de element som i modellen motsvarar placeringen av SFL 3-5 ges i Tabell 7-1. Medelvärde på det specifika vattenflödet varierar mellan 0,04 och 27 liter/m²år, med det lägsta värdet för Ceberg och det högsta för Aberg. Riktningen på medelflödet är i Beberg och Ceberg i stort sett horisontell medan det i Aberg är riktat ca 30 grader nedåt.

Tabell 7-1 Specifika vattenflöden och riktning på flödet vid positionerna för SFL 3-5 i områdena Aberg, Beberg och Ceberg.

	Specifika vattenflödet (liter/m ² år) ^{a)}			Flödets vinkel mot horisontalplanet		
	Aberg	Beberg	Ceberg	Aberg	Beberg	Ceberg
Medel	27	3	0,04	Nedåt, 31°	Nedåt, 6°	Nedåt, 1°
Min	6	2	0,04	Nedåt, 84°	Nedåt, 9°	Nedåt, 18°
Max	64	4	0,05	Uppåt, 11°	Nedåt, 2°	Uppåt, 17°

^{a)} Darcyhastighet

7.4.3 Grundvattnets flödesvägar och advektiva gångtider

De beräknade längderna på flödesvägar och advektiva gångtider för vatten från förvaret till ytan sammanfattas i tabell 7-2. Resultaten baseras på nio av de partiklar som släpptes

i modellen för Aberg och på samtliga 36 partiklar som släppts i modellerna för Beberg respektive Ceberg (Svensson, 1997b; Hartley och Lindgren, 1997).

I Aberg innebär den föreslagna placeringen av SFL 3-5 att förvaret hamnar i en sprickzon (Svensson, 1997b), vilket medför korta längder på flödesvägarna och korta advektiva gångtider för vatten. Medelvärdet på gångtiden beräknades till 13 år och transportlängden för partiklarna till i medel 505 m. Det bör dock påpekas att simuleringstiden i beräkningen begränsades till 25 år och att två av de nio partiklarna då fortfarande befann sig 100 m under markytan. För Beberg och Ceberg erhöles längre advektiva gångtider och transportlängder med medelvärdena 40 år och 1 125 m i Beberg och 906 år och 1 396 m i Ceberg (Hartley och Lindgren, 1997).

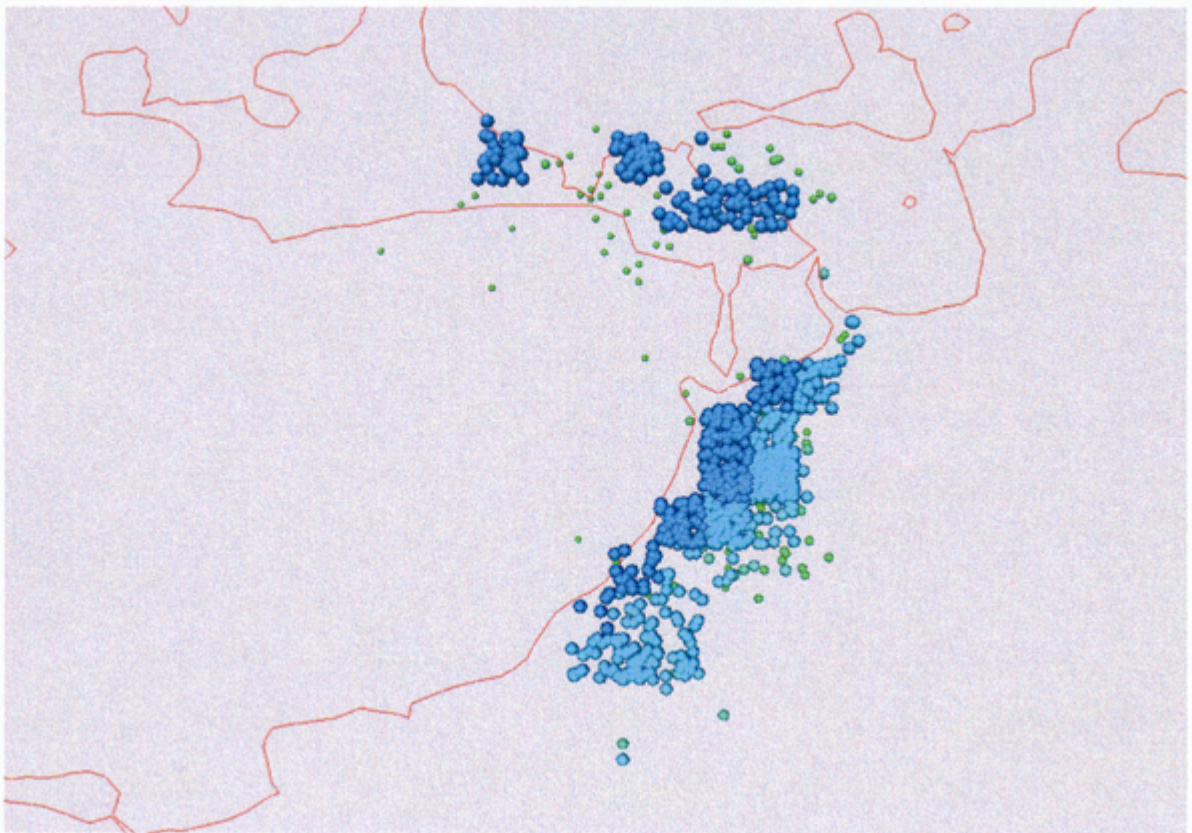
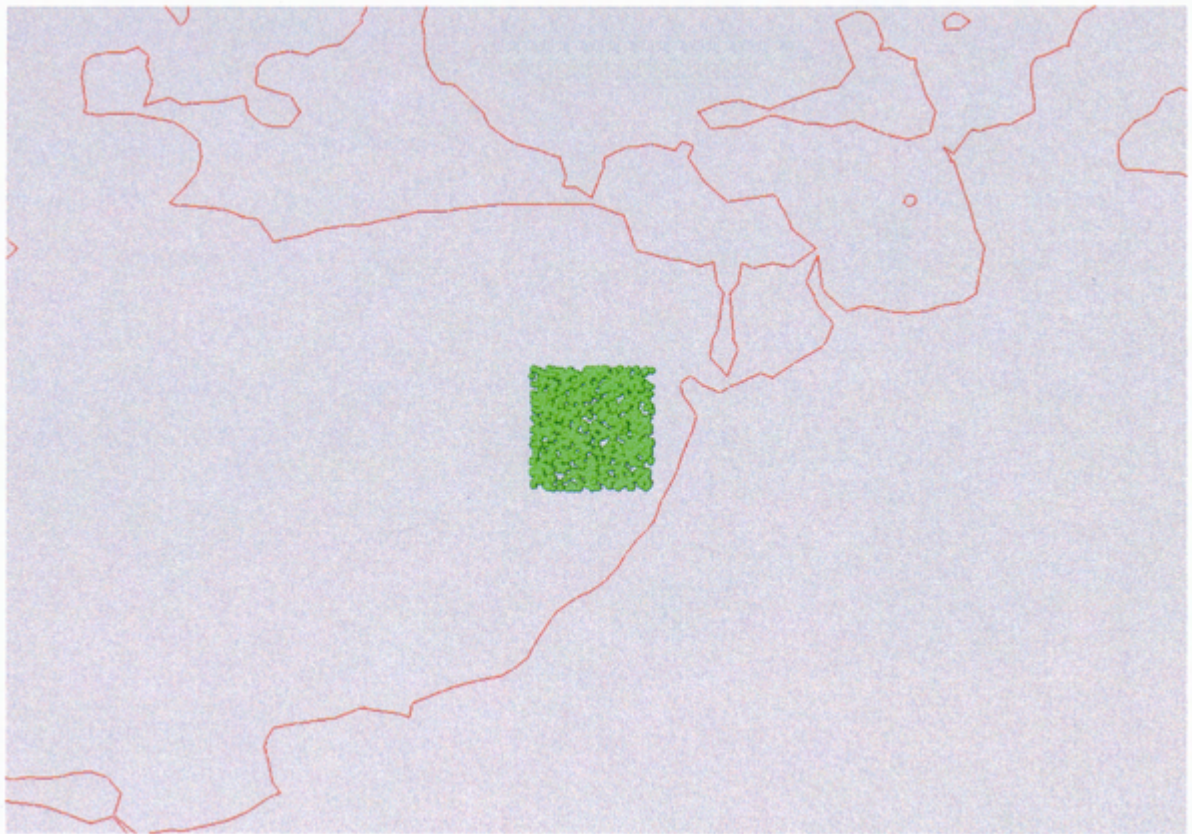
Tabell 7-2 Advektiva gångtider och transportlängder för partiklar släppta vid positionerna för SFL 3-5 i de tre områdena Aberg (nio partiklar), Beberg och Ceberg (36 partiklar).

	Transportlängd (m)			Advektiv gångtid (år)		
	Aberg	Beberg	Ceberg	Aberg	Beberg	Ceberg
Medel	505	1 125	1 396	13	40	906
Std.av.	132	194	93	7	24	208
Min	361	757	1 238	7	7	653
Max	728	1 479	1 583	25 ^{a)}	80	1 292

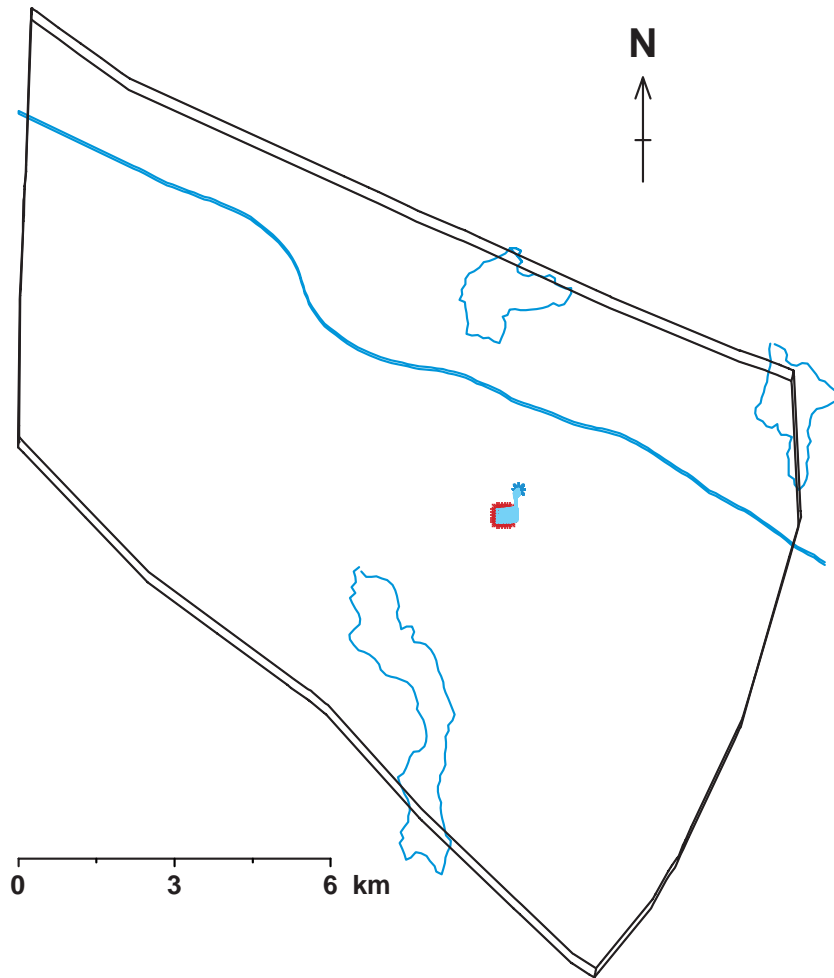
^{a)} Simuleringstiden 25 år – två av de nio partiklarna alltså 100 m under markytan.

Figur 7-2 visar start och slutpositioner för 1 000 av de 10 000 partiklarna som släpptes i modellen för Aberg. Slutpositionen för huvuddelen av partiklarna är i vattnet öster om och norr om Äverö, ca 300 m öster om och ca 600 m norr om SFL 3-5.

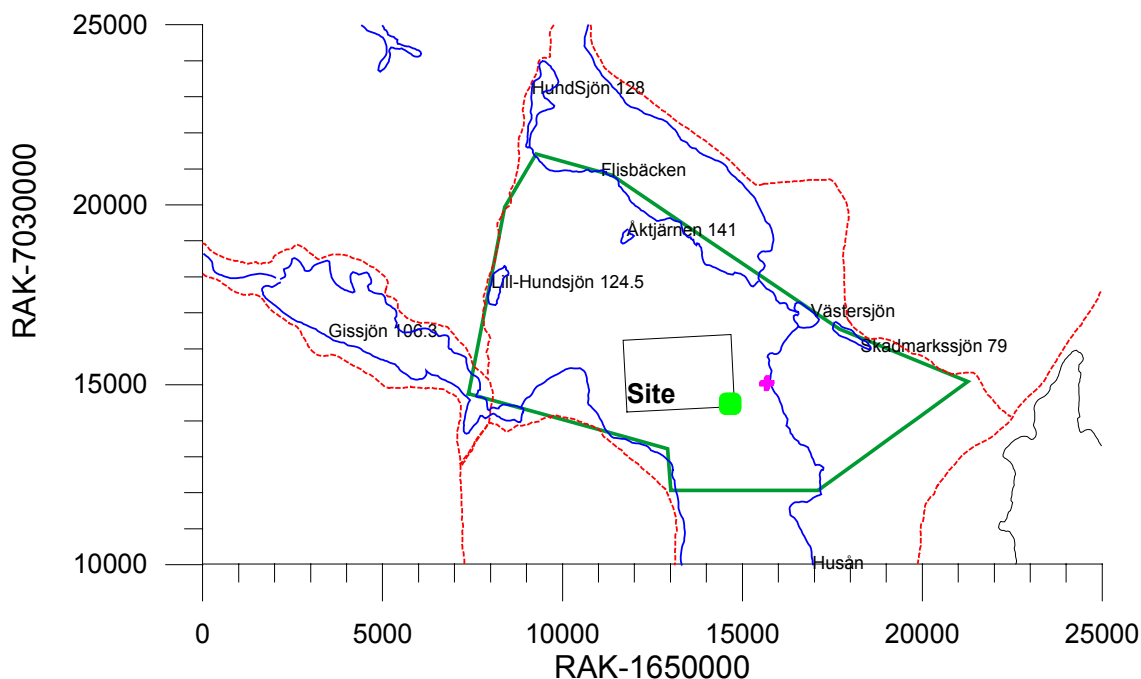
Start och slutpositioner för de 36 partiklarna som släpptes i modellen för Beberg visas i figur 7-3 och figur 7-4 visar start och slutpositioner för de 36 partiklar som släpptes i modellen för Ceberg. I Beberg kommer alla partiklar upp i en sprickzon, Imundbo, och i Ceberg på i stort sett samma plats i närheten av Husån.



Figur 7-2 Startpositioner (övre bilden) och position efter 25 år (nedre bilden) för 1 000 partiklar i Aberg. Stora blå markeringar visar att partiklarna är vid ytan, medan mindre blå markeringar visar att partiklarna är djupare.



Figur 7-3 Startpositioner (röda stjärnor) och slutpositioner (blå stjärnor) för 36 partiklar som representerar SFL 3-5 i Beberg. Figuren visar också området inkluderat i det regionala modellen samt tre sjöar i området och en större väg.



Figur 7-4 Start- och slutpositioner för 36 partiklar som representerar SFL 3-5 i Ceberg. Gröna punkter visar startpositioner, röda kors markerar slutpunkter och grön linje markerar modellområdets utsträckning.

7.5 Hydrologiska indata till migrationsberäkningarna

Resultaten från de olika hydrologiberäkningarna, som sammanfattats i avsnitten ovan, har använts för att ta fram indata till beräkningarna av transport av radionuklider och miljöfarliga metaller i närzonsbarriärerna i SFL 3-5. Resultaten har även använts till beräkningarna av migrationen i fjärrzonen samt resulterande omgivningspåverkan. De data som valts och motiveringarna till dessa val sammanfattas i de följande avsnitten (Skagius *et al.*, 1999).

7.5.1 Närzonsdata

Vattenflödet i de olika närzonsbarriärerna i SFL 3-5 är beräknade som multipler av det regionala flödet i omgivande berg. Beräkningarna har gjorts för olika kontraster i konduktivitet mellan barriärerna och omgivande berg, och olika riktningar på det regionala vattenflödet (avsnitt 7.3).

Resultaten från de regionala hydrologimodellerna visar att vattenflödet i berget på förvarsdjup är i stort sett horisontellt riktat på samtliga tre platserna. Resultaten från den allmängiltiga modelleringen av vattenflödena i närzonen visar att ett horisontellt regionalt flöde längs med SFL 3 och SFL 5 ger det högsta flödet i dessa förvarsdelar medan det högsta flödet i SFL 4 erhålls för ett horisontellt flöde riktat vinkelrätt mot SFL 3 och SFL 5. Eftersom avfallet i SFL 3 och SFL 5 är avsevärt mer radioaktivt än avfallet i SFL 4 har det för valet av indata antagits att det regionala flödet är horisontellt

och riktat längs med SFL 3 och SFL 5 på samtliga tre platser. De värden på regionala vattenflöden som valdes för att beräkna vattenflöden i närzonsbarriärerna är; 10 liter/m²år i Aberg, 1 liter/m²år i Beberg och 0,1 liter/m²år i Ceberg. Dessa värden är av samma storleksordning som de specifika flödena från de regionala modellerna (tabell 7-1). Detta är visserligen lägre än de beräknade medelvärdena i t ex Aberg och Beberg, men vi har inte eftersträvat någon fullständig överensstämmelse eftersom det viktiga är att visa vad grundvattenflödets storlek innebär.

De totala flödena (se tabell 7-3) har erhållits genom att kombinera resultat från närzonshydrologimodelleringen med uppgifter om de regionala vattenflödena. De regionala modellerna har använts för att erhålla de regionala vattenflödena. De specifika flödena (se tabell 7-3) är beräknade från de totala flödena och de olika barriärernas tvärsnitt i flödesriktningen. Dessa specifika vattenflöden i närzonsbarriärerna i SFL 3-5 har använts i beräkningarna av transport av radionuklider och miljöfarliga metaller i närzonen. Värdena för SFL 4 gäller en av de två parallella tunnelsektionerna.

Tabell 7-3 Totala (m³/år) och specifika (m³/m²år) vattenflöden i närzonsbarriärerna i SFL 3-5 för ett horisontellt regionalt vattenflöde längs med SFL 3 och SFL 5.

Plats, grundvattenflöde	SFL 3		SFL 4	SFL 5	
	Inneslutning-betong	Återfyllning-bergkross	Återfyllning ¹⁾ -bergkross	Inneslutning-betong	Återfyllning-bergkross
Aberg, 0,01 m/år	0,01 m ³ /år 10 ⁻⁴ m/år	60 m ³ /år 0,31 m/år	240 m ³ /år 3,75 m/år	0,01 m ³ /år 10 ⁻⁴ m/år	62 m ³ /år 0,32 m/år
Beberg, 10 ⁻³ m/år	10 ⁻³ m ³ /år 10 ⁻⁵ m/år	6 m ³ /år 0,031 m/år	24 m ³ /år 0,38 m/år	10 ⁻³ m ³ /år 10 ⁻⁵ m/år	6,2 m ³ /år 0,032 m/år
Ceberg, 10 ⁻⁴ m/år	10 ⁻⁴ m ³ /år 10 ⁻⁶ m/år	0,6 m ³ /år 0,0031 m/år	2,4 m ³ /år 0,038 m/år	10 ⁻⁴ m ³ /år 10 ⁻⁶ m/år	0,62 m ³ /år 0,0032 m/år

¹⁾ flödet i en av de två parallella tunnelsektionerna

Resultaten från närzonsmodellen har valts med ledning av barriärernas konduktivitet. De hydrauliska konduktiviteterna i berget på försvarsdjup är i storleksordningen 10⁻⁷ m/s i Aberg, 10⁻⁸ m/s i Beberg och 10⁻¹⁰ m/s i Ceberg, se kapitel 4. Konduktiviteten i inneslutningen av betong i SFL 3 och SFL 5 är satt till 10⁻⁸ m/s och utanför, i återfyllningen av bergkross, till åtminstone 10⁻⁴ m/s (Skagius *et al.*, 1999). Konduktiviteten i betongen är vald för att simulera en något uppsprucken betong, se avsnitt 6.7. Alla dessa fall är inte behandlade i beräkningarna av flöden i närområdet, men det är inte heller nödvändigt. Beräkningarna har visat att vattenflödet i inneslutningen är proportionell mot kontrasten i konduktivitet mellan de två barriärerna återfyllning och inneslutning. Med de ansatta konduktiviteterna är denna kontrast 10 000. Ett villkor som måste vara uppfyllt är att återfyllningen är tillräckligt genomsläpplig, dvs konduktiviteten är lika med eller större än 1 000 ggr bergets (Holmén, 1997). Detta villkor uppfylls för samtliga tre platser. Då gäller också att flödet i återfyllningen är oberoende av dess konduktivitet. Närzonshydrologiberäkningarna behandlar ett fall som passar bra att använda, med kontrasten 10 på konduktiviteten inneslutning/berg och 10⁵ på återfyllning/berg.

För SFL 4 finns ett fall behandlat i närzonshydrologiberäkningarna som stämmer helt överens med situationen i Beberg. Vi har använt samma beräkningsresultat för Aberg och Ceberg. För Aberg kan detta innebära att vattenflödet i barriärerna i SFL 3 och SFL 5 underskattas med omkring 40 % medan vattenflödet i SFL 4 överskattas i samma storleksordning. För Ceberg innebär detta att flödet i barriärerna i SFL 3 och SFL 5 överskattas medan flödet i SFL 4 ej påverkas (Holmén, 1997). Dessa skillnader är obetydliga i sammanhanget och påverkar inte slutsatserna i rapporten.

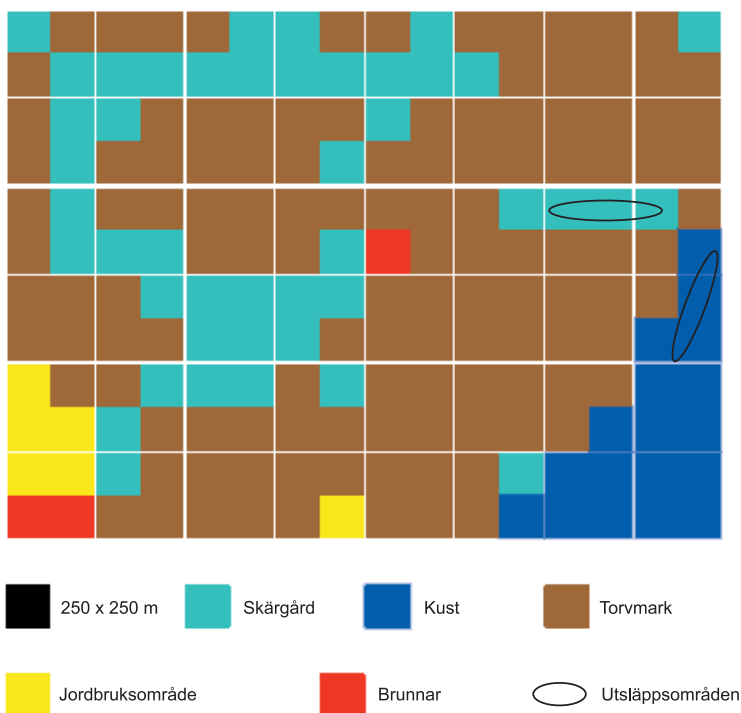
7.5.2 Fjärrzonsdata

För att beräkna transporten av radionuklider och miljöfarliga metaller i fjärrzonen behövs uppgifter om gångtider för grundvatten från förvaret till markytan. För att beräkna gångtider behövs flödesporositeter, vilka dessutom behövs för att beräkna ytan i berget som är tillgänglig för sorption och indiffusion av radionuklider, dvs ”flödesvätta ytan”. Med ledning av resultaten i tabell 7-2 valdes en advektiv gångtid för vatten från förvaret till markytan på 10 år i Aberg, 40 år i Beberg och 900 år i Ceberg.

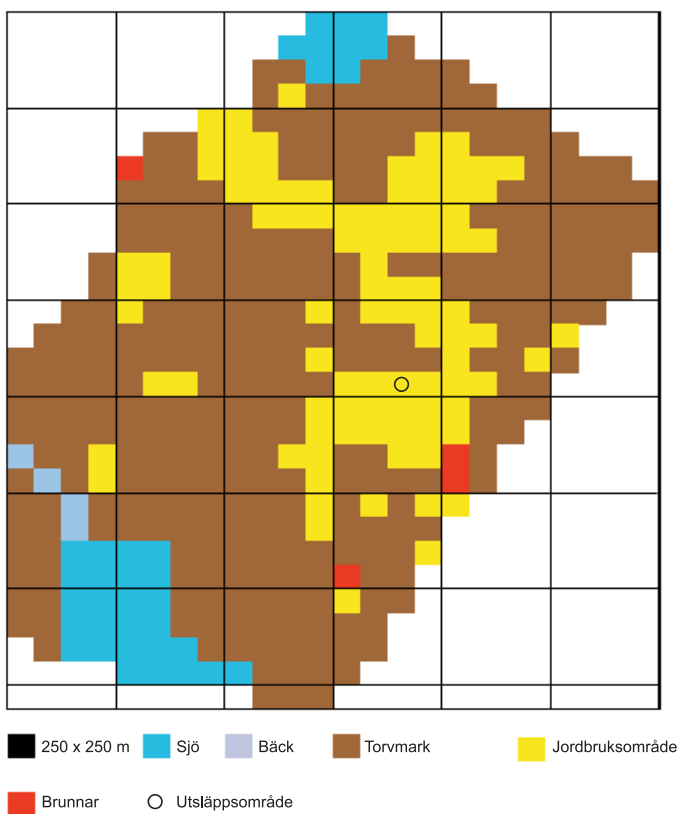
För både Beberg och Ceberg användes flödesporositeten 10^{-4} för att beräkna gångtiderna i tabell 7-2 (Hartley och Lindgren, 1997). Samma värde användes för att beräkna flödesvätta ytan i Beberg och Ceberg. I Aberg är gångtiden för grundvatten beräknad med varierande flödesporositet längs flödesvägarna. Det aritmetiskt medelvärdet är $1,3 \cdot 10^{-3}$ (Svensson, 1997b). Detta värde överskattar inte bergets kapacitet att fördröja radionuklider via sorption och indiffusion och vi har därför använt det för att beräkna flödesvätta ytan i Aberg (Skagius *et al.*, 1999).

Förutom gångtider och flödesporositeter, ger resultatet från hydrologiberäkningarna information om vilka områden på markytan som är utsläppsområden för radionuklider från förvaret. Denna information behövs för att bestämma vilken ekotyp som dominerar i dessa områden och därmed vilka dosfaktorer som skall användas för beräkningarna av dos till människa, se kapitel 5.

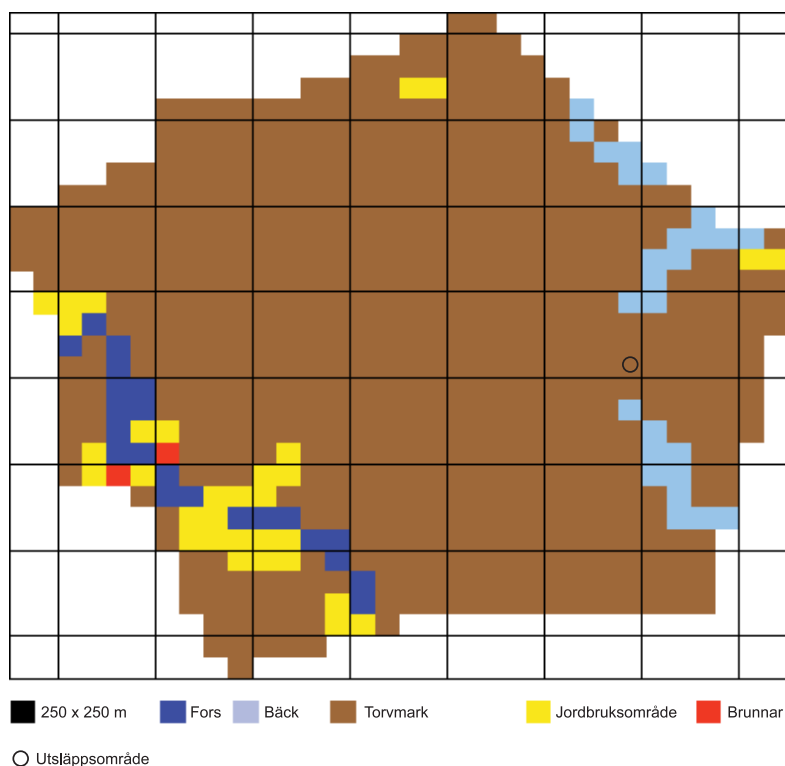
Den klassificering av de tre olika platserna i olika ekosystem som gjorts inom SR 97 (Nordlinder *et al.*, 1999) samt de utströmningsområden för vatten som passerat ett förvar visas i figurerna 7-5 till 7-7. I Aberg (figur 7-5) är utströmningsområdena klassade som skärgård samt som öppen kust. I Beberg (figur 7-6) sker utströmningen av vatten som passerat förvaret i ett område som klassats som jordbruksmark och i Ceberg (figur 7-7) är utsläppsområdet klassat som torvmark. I Beberg ligger en torvmosse alldeles intill den jordbruksmark där utsläppet beräknas ske. Eftersom ett torvområde i allmänhet har högre EDF-faktorer än ett jordbruksområde, har vi valt att även belysa konsekvensen av ett utsläpp till torvmark i Beberg.



Figur 7-5 Typekosystem och utsläppsområden i Aberg.



Figur 7-6 Typekosystem och utsläppsområde i Beberg.



Figur 7-7 Typekosystem och utsläppsområde i Ceberg.

7.6 Referenser

Boghammar A, Grundfelt B, Hartley L, 1997. Investigation of the large scale regional hydrogeological situation at Ceberg. SKB rapport TR 97-21 Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Hartley L, Boghammar A, Grundfelt B, 1998. Investigation of the large scale regional hydrogeological situation at Beberg. SKB rapport TR 98-24, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Hartley L., Lindgren M, 1997. Flow and transport parameters for SFL 3-5. Estimates from regional numerical models for Beberg and Ceberg. Appendix i Skagius *et al.*, 1999.

Holmén J, 1997. On the flow of groundwater in closed tunnels. Generic hydrogeological modelling of nuclear waste repository, SFL 3-5. SKB rapport TR 97-10, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Nordlinder S, Bergström U, Mathiasson L, 1999. Ecosystem specific dose conversion factors for Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 99-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Skagius K, Pettersson M, Wiborgh M, Albinsson Y, Holgersson S, 1999. Compilation of data for the analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. SKB rapport R-99-13, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Svensson U, 1997a. A regional analysis of groundwater flow and salinity distribution in the Äspö area. SKB rapport TR 97-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Svensson U, 1997b. Flow and transport from SFL 3-5. Estimates from a regional numerical model. Appendix i Skagius *et al.*, 1999.

8 Radionuklidtransport

8.1 Inledning

Detta kapitel behandlar transport av radionuklider i närzon och geosfär (Pettersson *et al.*, 1999). De olika beräkningsfallen som behandlas ligger inom ramen för referensscenariot (kapitel 6). För att kunna analysera konsekvenserna av ett beräknat utsläpp har spridning i geosfären och biosfären samt dos till människan beräknats. I referensscenariot förutsätts geosfären och biosfären vara stabila och betraktas så långt som möjligt på samma sätt som i SR 97 studien (SKB, 1999).

Transport av miljöfarliga ämnen har också beräknats (Pettersson *et al.*, 1999). Dessa utgörs av metallerna bly, kadmium och beryllium, som finns i en del av avfallet (kapitel 2). Även en uppskattning av konsekvensen av utsläpp av ^{14}C i gasform har gjorts vilket redovisas i slutet av detta kapitel.

8.2 Beräkningsfall och förutsättningar

För att undersöka hur vattenflödet i berget på förvarsdjup påverkar transporten av radionuklider har tre olika fall behandlats. De tre fallen representerar tre olika grundvattenflöden: 0,1 (Ceberg), 1 (Beberg) och 10 liter/m² år (Aberg), se avsnitt 7.5.

Betydelsen av organiska komplexbildare är ett annat viktigt område. Till exempel, alkalisk nedbrytning av cellulosa i avfallet kan ge upphov till isosackarinsyra (ISA), som är en stark komplexbildare. ISA ökar lösligheten av vissa radionuklider. Det kan även finnas mindre mängder av annat organiskt material i avfallet med liknande egenskaper som ISA. Cellulosa och övrigt organiskt material är koncentrerat till SFL 3. För att belysa inverkan av organiska komplexbildare har SFL 3 modellerats både med och utan påverkan av ISA på radionuklidens löslighet. Beräkningsfallet utan påverkan av ISA benämns i den följande texten som det grundläggande beräkningsfallet.

Avfallet som skall deponeras i SFL 4 innehåller mycket ytkontaminerat material. Ett alternativ som har diskuterats är att tvätta av ytkontamineringen för att på så sätt reducera aktiviteten i SFL 4. Den aktivitet som tvättas bort skulle istället deponeras i SFL 3. Detta reducerar aktiviteten i SFL 4 markant, men ger endast en mycket liten relativ ökning av totalaktiviteten i SFL 3. Två fall har därför behandlats; SFL 4 med respektive utan CRUD. För SFL 4 med CRUD har enbart utsläppen från närzonen beräknats.

Det är inte ovanligt att grundvattnet nere på förvarsdjup har en relativt hög salthalt. En hög salthalt minskar sorptionen på mineral för en del radionuklider. De grundvattenkemiska förhållandena i Beberg är väl lämpade för att pröva salthaltens betydelse. Vi kan få en av två möjliga sammansättningar på grundvattnet, eftersom gränsen mellan sött och salt vatten ligger nära förvarsdjupet. Detta ger oss naturligt två beräkningsfall med sött (drickbart) respektive salt vatten, men i övrigt identiska förhållanden.

Alla beräkningsfallen utgår från referensscenariot och resultaten från hydrologi-beräkningarna, se kapitel 6 och 7. Följande förutsättningar har därför valts för att beräkna radionuklidernas transport i barriärerna:

- Tiden det tar att återfylla förvaret med grundvatten efter förslutning försummas och alla förvarsdelar är mättade med vatten år 2040.
- Avfallsbehållare av stål är redan vid förslutning fullt genomsläppliga för vatten. De korrosionsprodukter som med tiden bildas påverkar ej vattenflöden genom behållarna eller diffusiv transport av lösta komponenter i vattnet.
- Egenskaperna hos betongkokiller och betongbyggnader i SFL 3 och SFL 5 förändras ej med tiden.
- I samtliga förvarsdelar har grusåterfyllningen en hög genomsläpplighet för vatten. Huvuddelen av det vatten som flödar genom SFL 3 och SFL 5 går genom återfyllnaden av grus, dvs i utrymmet mellan inbyggnad och tunnelvägg. De små förändringar som möjligen kan ske i fyllningens porositet och sorptionsegenskaper över långa tider försummas.
- Gas som bildas i förvaret påverkar ej vattenflöden eller upplösning av radionuklider och miljöfarliga ämnen, ej heller transport av dessa i vattnet.
- Vattenflödet genom SFL 3-5 är horisontellt och parallellt med SFL 3 och SFL 5 för alla tre förvarsplatserna.
- Vatten innanför inbyggnaderna av betong i SFL 3 och i SFL 5 samt vatten inuti med betong återfyllda avfallskollin i SFL 4 har ett pH på ca 12,5 eller högre.
- Vattnet i gruset utanför inbyggnaderna i SFL 3 och i SFL 5 samt utanför avfallskollin i SFL 4 har samma sammansättning som grundvattnet på de tre försvarsplatserna.
- ^{14}C , ^{36}Cl , ^{93}Zr och ^{93}Mo som huvudsakligen finns i form av inducerad aktivitet i metalldelar i avfallet i SFL 5 frigörs i takt med att metalldelarna korroderar. ^{59}Ni finns också i metalldelarna, men för denna nuklid begränsas frigörelsen av lösligheten, se nedan. 5 % av inventaret av ^3H och ^{10}Be är omedelbart tillgänglig för upplösning i vattnet. Resterande 95 % får sönderfalla i 100 år, innan det kan lösa sig i vattnet. Resten av radionukliderna och även de miljöfarliga ämnena är omedelbart tillgängliga för upplösning i vattnet oavsett var de befinner sig i SFL 3-5.
- Radionukliden ^{59}Ni är löslighetsbegränsad i SFL 3 och SFL 5. Detta gäller även ^{232}Th och ^{238}U i SFL 3, förutsatt att förhållandena inte påverkas av ISA. Någon ytterligare reduktion i löslighet på grund av isotoputspädning har inte tagits med.
- Lösta radionuklider och miljöfarliga ämnen transporteras ut genom avfallskollin och betongbarriärer till omgivande berg, dels genom diffusion och dels med vatten som strömmar genom förvaret. Sorption i betong och grus fördröjer transporten.

- I avfallskollin och inbyggnader väljs sorptionsdata för höga pH ($\geq 12,5$) och reducerande förhållanden. Ett salt inträngande grundvatten ger något högre natrium- och kaliumhalter i betongen än ett normalt betongporvatten vilket innebär en lägre sorption av vissa jonbyteskänsliga radionuklider. När sorptionsdata funnits tillgängliga för salta betongporvatten har dessa valts, t ex olika cesiumisotoper. För återfyllningen av grus väljs sorptionsdata efter grundvattnet på den aktuella platsen.
- Inverkan av komplexbildaren isosackarinsyra (ISA) på sorption försummas eftersom koncentrationen av ISA förblir låg. Däremot kan man inte utesluta att ISA påverkar löslighet och därför beräknas även ett sådant fall (gäller endast SFL 3).
- Grundvattnet transporterar radionuklider och miljöfarliga ämnen i fjärrzonen. Transporten fördröjs på grund av diffusion och sorption i bergmatrisen. Sorptionsdata väljs efter grundvattnet på den aktuella platsen.

8.3 Transport av radionuklider i närzonen

8.3.1 Beräkningsmodellen

Radionuklider kan, om de löser sig i vattnet i förvaret, transporteras genom diffusion eller följa med ett vattenflöde. Det gäller även andra ämnen, t ex miljöfarliga metaller. För att beräkna transport av upplösta ämnen i närzonen används datorkoden COMP24. Först delas närzonen upp geometriskt i ett antal celler eller 'boxar' (Romero *et al.*, 1995). Detta liknar den diskretisering som görs i en sk finit-differens-modell för tredimensionella problem.

COMP24 är en vidareutveckling av COMP23 som används i säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle (SKB, 1999). För att lösa uppgiften är det nödvändigt att kunna beräkna transienta förlopp, t ex då diffusionen ännu inte har uppnått ett stationärt tillstånd med konstant masstransport. Det är också nödvändigt att hantera kedjesönderfall, dvs att en del radionuklider transporteras och samtidigt sönderfaller till andra radionuklider med andra egenskaper.

SFL 3

Grundvattnet flödar huvudsakligen genom återfyllningen av grus i SFL 3. Vattenflödet genom betongkonstruktionen kommer att bli mycket låg, se kapitel 7. Diffusion blir därför den helt dominerande transportprocessen ut ur betongkonstruktionen. Väl i tunnelns återfyllning kan upplösta radionuklider transporteras med såväl diffusion som med strömmande vatten. SFL 3-tunneln har en plugg i båda ändar, vilket innebär att frigjorda radionuklider endast kan lämna tunneln via berget.

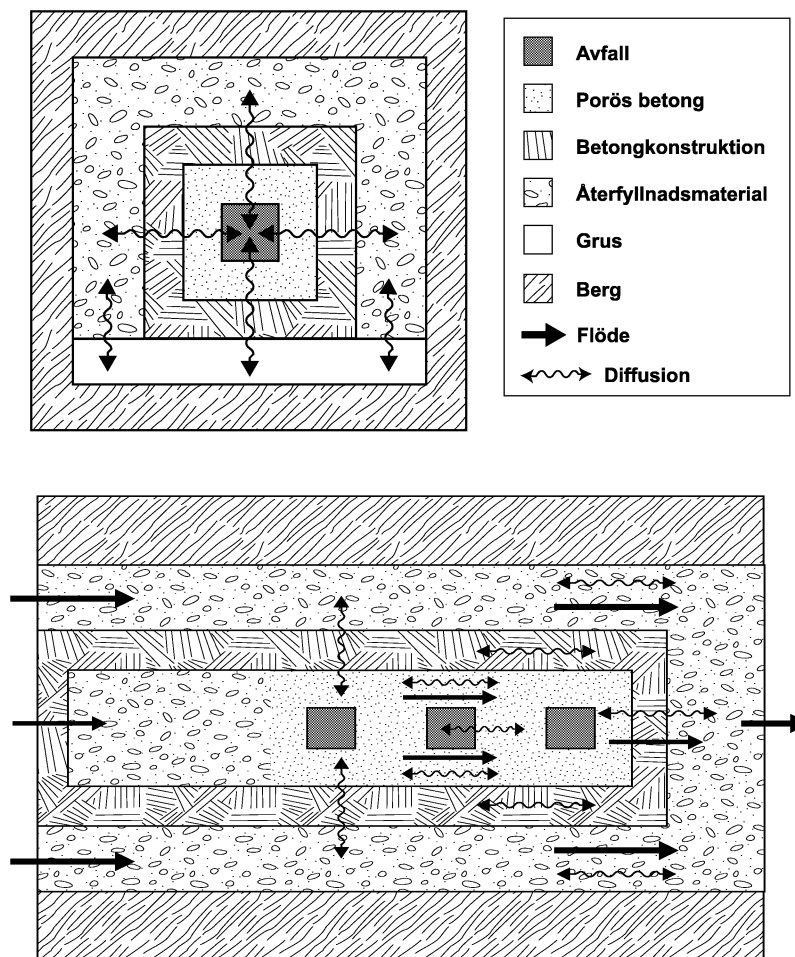
I beräkningsmodellen är förvaret förenklat för att underlätta beräkningarna. Förenklingarna är konservativt valda för att inte överskatta barriärernas betydelse. Vi tar hänsyn till sorption i 10 m återfyllning i änden av tunneln, där flödet lämnar tunneln, men t ex lastzoner och betongpluggar (se figur 3-1) inkluderas inte i beräkningarna. Tunnelns väggar och tak kommer att täckas med sprutbetong, men detta tas inte heller med. Avfallsvolymen som ska deponeras i SFL 3 motsvarar ungefär 2/3 av den tillgängliga

lagringsvolymen, vilket motsvarar 76 m av betongkonstruktionens längd. Konservativt antar vi att avfallet samlas närmast den del där vattnet lämnar tunneln. Det antas att resterande lagringsvolym återfylls med grus, men att utrymmet mellan avfallskokiller och tunnor fylls med porös betong.

I beräkningsmodellen grupperas ett stort antal kokiller, med sina betongväggar och med fyllning av avfall och cement till ett 'avfallsblock'. Vi antar att radionukliderna är jämt fördelade i hela avfallsblocket och förblir jämt fördelade även när en del transporteras ut. Tunnor som deponeras i SFL 3 betraktas på samma sätt som kokiller, men för tunnor ingår även det mesta av den porösa betong som gjutits kring dessa.

Från avfallsblocken beräknas en diffusiv transport genom den porösa betong som gjuts kring kokiller och tunnor, se figur 8-1. Diffusionen går vidare genom betongkonstruktionen till återfyllningen av grus utanför. Vi räknar dessutom med kombinerad transport genom vattenflöde och genom diffusion längs med tunneln, dels i gruset utanför betongkonstruktionen och dels i den porösa betongen som ligger omkring avfallsblock.

Sorption i betong och grus samt radionuklidernas halveringstid kommer att begränsa uttransporten.

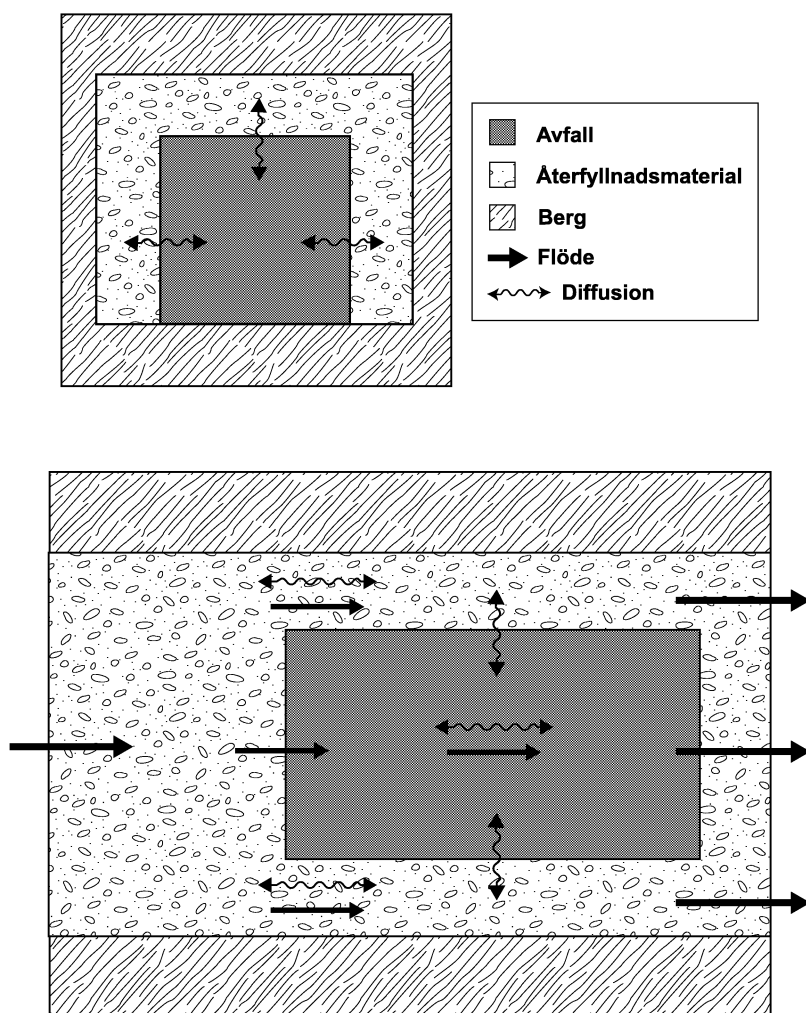


Figur 8-1 Transportvägar för radionuklider i SFL 3. Övre figuren – vertikalt snitt tvärs tunnelns huvudriktning, undre figuren – horisontellt snitt längs med tunnelns huvudriktning.

SFL 4

Vattenflödet är viktigast för transporten av lösta ämnen i SFL 4-tunneln, men det sker även ett utbyte genom diffusion mellan avfallskollin och återfyllning av grus. Frigjorda radionuklider kan komma ut i det omgivande berget där vattnet lämnar tunneln.

Avfall från rivning av CLAB och inkapslingsanläggningen, dvs kontaminerad betong och metalldelar, är det enda radioaktiva avfallet av betydelse i SFL 4. Den aktivitet som finns i deponerade transportbehållare är obetydlig och kan helt försummas. Ett stort antal avfallskollin med rivningsavfall grupperas till ett 'avfallsblock'. Dit hör även återfyllningen av betong inuti plåtlådan, men stålväggarna tas inte med som barriär i beräkningarna.



Figur 8-2 Transportvägar för radionuklider i SFL 4. Övre figuren – vertikalt snitt tvärs tunnelns huvudriktning, undre figuren – horisontellt snitt längs med tunnelns huvudriktning.

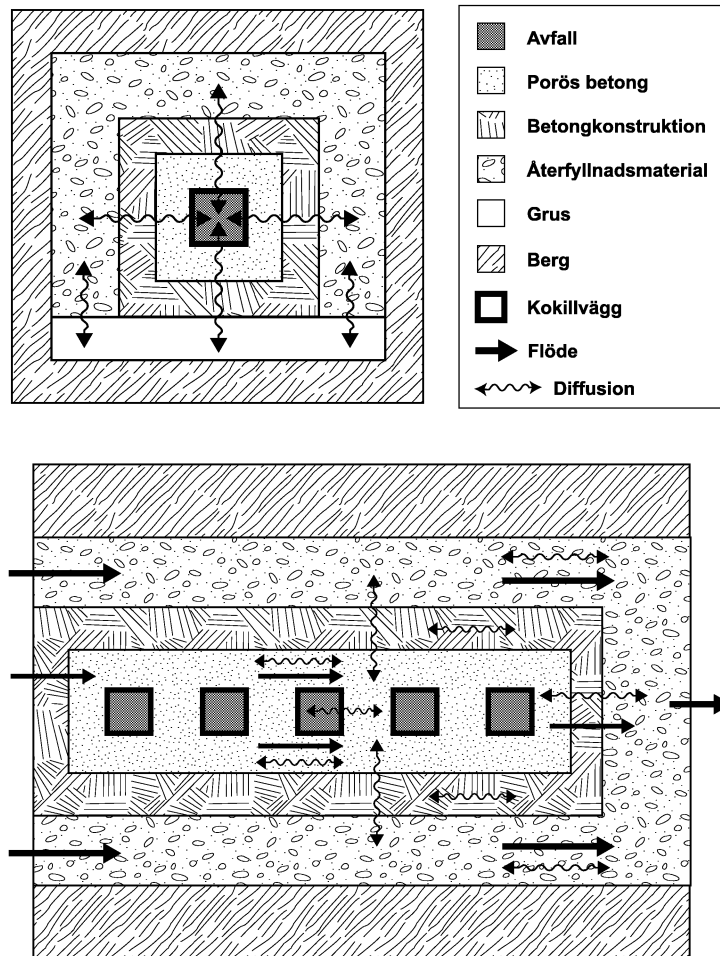
Vi antar att radionukliderna är jämt fördelade i hela avfallsblocket och förblir jämt fördelade även när en del transporteras ut. Upplösta radionuklider transporteras längs med tunneln både med vattenflöde och genom diffusion, se figur 8-2. Denna kombinerade transport sker både genom avfallsblocken och genom det omgivande återfyllnads-materialet. Dessutom sker en diffusiv transport från avfallsblock till grus. Sorption i avfallsblock och grus tillgodoses, men sorptionen av radionuklider i sprutbetongen och betongplattan, som utgör golvet, försummas i beräkningsmodellen. Av hela SFL 4-tunnelns längd innehåller endast ca 60 % avfall med någon aktivitet av betydelse. Konservativt antar vi att avfallet med radionuklider är samlat närmast den del där vattnet lämnar tunneln.

SFL 5

SFL 5 är utformad på samma sätt som SFL 3, varför transporten av nuklider från avfall till omgivande berg sker på samma sätt i SFL 5 som i SFL 3. Däremot innehåller SFL 5 en annan typ av avfallskolli. Avfallet, som består av metalldelar, placeras inuti en lång betongkokill med en inre stålkasset, se kapitel 2. Genom locket injekteras betong. Till skillnad från SFL 3, är alla avfallskollin av enhetlig typ i SFL 5. Den avfallsvolym som är avsedd för SFL 5 överstiger egentligen den tillgängliga lagringsvolymen med ungefär fyra procent. I beräkningarna förutsätter vi att avfallet kan koncentreras så att utrymmet räcker. Det finns också andra möjligheter, se avsnitt 3.3.5.

Beräkningsmodellen för SFL 5 är därför i stort sett identisk med den för SFL 3. Ett stort antal kokiller, med fyllning av avfall och betong, grupperas och utgör ett 'avfallsblock' i beräkningarna. Stålkassetten bortser vi ifrån, dvs den betraktas inte som någon barriär, däremot tillgodoses kokillens betongvägar som barriär. Vi antar att radionukliderna är jämt fördelade i hela avfallsblocket och förblir jämt fördelade även när en del transporteras ut. Alla tomma utrymmen runt kokillerna inuti betongkonstruktionen återfylls med porös betong.

Upplösta radionuklider kan diffundera från avfallet genom kokillväggarna, genom den porösa betongen utanför kokillerna och vidare genom betongkonstruktionen till återfyllningen av grus utanför, se figur 8-3. Vi räknar dessutom med kombinerad transport genom vattenflöde och genom diffusion längs med tunneln, dels i gruset utanför betongkonstruktionen och dels i den porösa betongen som ligger omkring avfallsblock. Sorption i betong och grus fördröjer uttransporten.



Figur 8-3 Transportvägar för radionuklider i SFL 5. Övre figuren – vertikalt snitt tvärs tunnelns huvudriktning, undre figuren – horisontellt snitt längs med tunnelns huvudriktning.

8.3.2 Indata till beräkningarna

Vattenflöde

Vattenflöden på förvarsdjup i Aberg, Beberg och Ceberg behandlas i kapitel 7. De uppskattade specifika vattenflöden som uppstår i anläggningens olika närzonsbarriärer på de olika platserna har använts i migrationsberäkningarna för närzonen, se tabell 7-3.

Mängden radionuklider i avfallet

Radionukliderna som finns i avfallet sammanfattas i kapitel 2 (tabell 2-3). Transport i närzonen har beräknats för samtliga dessa radionuklider. För att sedan avgöra vilka som är väsentliga att ta med i de fortsatta beräkningarna, räknas utsläppen från närzonen om till dos. Den beräknade stråldosen motsvarar vad en vuxen person skulle få som intog de utsläppta radionukliderna genom munnen (IAEA, 1996). Det är ett rent fiktivt fall som inte har med något utsläppsscenario att göra utan enbart används för att förenkla beräkningarna. För de nuklider som inte tas med i fortsättning är den beräknade strål-

dosen låg eller försumbar i jämförelse med andra nuklider (Pettersson *et al.*, 1999). Initialinventaret för de nuklider som återstår ges i tabell 8-1.

Tabell 8-1 Initialinventar (Bq) för de radionuklider som ingår i hela beräkningsskedjan (år 2040).

Radionuklid	Halveringstid år ^{a)}	SFL 3	SFL 4 ^{b)}	SFL 5
H-3	12	$3,2 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^9$	$2,5 \cdot 10^{15}$
Be-10	$1,5 \cdot 10^6$	– ^{c)}	– ^{c)}	$1,4 \cdot 10^{11}$
C-14 _{oorg}	$5,7 \cdot 10^3$	$3,5 \cdot 10^{13}$	$3,1 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{14}$
C-14 _{org}	$5,7 \cdot 10^3$	$8,2 \cdot 10^4$	– ^{c)}	– ^{c)}
Cl-36	$3,0 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^{10}$	$2,6 \cdot 10^4$	$2,5 \cdot 10^{11}$
Co-60	5,3	– ^{c)}	$4,1 \cdot 10^{10}$	– ^{c)}
Ni-59	$7,6 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^{14}$	$1,2 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^{15}$
Ni-63	$1,0 \cdot 10^2$	– ^{c)}	$1,7 \cdot 10^{10}$	– ^{c)}
Se-79	$1,1 \cdot 10^6$	$4,6 \cdot 10^8$	$5,0 \cdot 10^3$	$4,5 \cdot 10^7$
Sr-90	29	$2,3 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^8$	$5,6 \cdot 10^{11}$
Zr-93	$1,5 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^{10}$	– ^{c)}	$2,2 \cdot 10^{12}$
Nb-94	$2,0 \cdot 10^4$	– ^{c)}	$6,6 \cdot 10^6$	– ^{c)}
Mo-93	$4,0 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^{11}$	$2,0 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^{12}$
Tc-99	$2,1 \cdot 10^5$	$5,8 \cdot 10^{11}$	$6,2 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^{11}$
I-129	$1,6 \cdot 10^7$	$3,4 \cdot 10^7$	$3,7 \cdot 10^2$	$3,4 \cdot 10^6$
Cs-135	$2,3 \cdot 10^6$	$5,7 \cdot 10^8$	– ^{c)}	– ^{c)}
Cs-137	30	– ^{c)}	$1,2 \cdot 10^9$	– ^{c)}
Pb-210	22	$2,7 \cdot 10^{11}$	< 1	< 1
Ra-226	$1,6 \cdot 10^3$	$3,8 \cdot 10^{11}$	< 1	< 1
Th-229	$7,3 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^2$	– ^{c)}	– ^{c)}
Th-230	$7,5 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^5$	< 1	73
Th-232	$1,4 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{10}$	– ^{c)}	– ^{c)}
U-233	$1,6 \cdot 10^5$	$3,1 \cdot 10^4$	– ^{c)}	– ^{c)}
U-234	$2,5 \cdot 10^5$	$7,8 \cdot 10^8$	24	$2,4 \cdot 10^5$
U-236	$2,3 \cdot 10^7$	$8,1 \cdot 10^7$	– ^{c)}	– ^{c)}
U-238	$4,5 \cdot 10^9$	$4,6 \cdot 10^{10}$	9,6	$7,5 \cdot 10^4$
Np-237	$2,1 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^8$	– ^{c)}	– ^{c)}
Pu-238	88	$3,7 \cdot 10^{11}$	$8,9 \cdot 10^4$	$5,9 \cdot 10^8$
Pu-240	$6,6 \cdot 10^3$	$1,8 \cdot 10^{12}$	– ^{c)}	– ^{c)}
Pu-241	14	$4,4 \cdot 10^{12}$	– ^{c)}	– ^{c)}
Pu-242	$3,7 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^9$	72	$5,6 \cdot 10^5$
Am-241	$4,3 \cdot 10^2$	$5,0 \cdot 10^{12}$	– ^{c)}	– ^{c)}
Am-242m	$1,4 \cdot 10^2$	$2,0 \cdot 10^9$	$2,4 \cdot 10^2$	$1,6 \cdot 10^6$
Cm-244	18	$4,4 \cdot 10^{10}$	– ^{c)}	– ^{c)}
Cm-245	$8,5 \cdot 10^3$	$7,7 \cdot 10^7$	– ^{c)}	– ^{c)}
Cm-246	$4,7 \cdot 10^3$	$2,1 \cdot 10^7$	1,9	$1,5 \cdot 10^4$

a) Firestone (1998)

b) Dekontaminering av förvaringskassetterna antas

c) Bortsorterad med anledning av lågt närzonsutsläpp

Diffusion, sorption, löslighet och korrosionshastighet

Densitet, effektiv diffusivitet och porositet för betong och grus är väsentliga fysikaliska parametrar som behövs för att beräkna transport av upplösta ämnen i närzonen, se tabell 8-2. Motiveringar till valet av data ges i Skagius *et al.* (1999).

Tabell 8-2 Fysikaliska egenskaper hos material i SFL 3-5.

Material	Bulk-densitet kg/m ³	Effektiv diffusivitet m ² /s	Porositet
Konstruktionsbetong	2 295	1·10 ⁻¹¹	0,15
Porös betong	1 890	1·10 ⁻¹⁰	0,3
Grus	1 890	6·10 ⁻¹⁰	0,3

Viktiga kemiska parametrar är fördelningskoefficienterna (K_d -värden) för sorption i betong och grus, se tabell 8-3. I betong har porvattnet i sig en ganska hög halt av lösta joner. Ett salt inträngande grundvatten kan dock ge något högre natrium- och kaliumkoncentrationer i vattnet i betongen och därmed en något lägre sorption av jonbyteskänsliga element, t ex cesium, då grundvattnet är salt. För övriga element kan sorptionen anses vara oberoende av salthalten i grundvattnet som förekommer i Aberg, Beberg och Ceberg. Sorptionsdata för salina förhållanden i betong har valts om dessa har funnits tillgängliga. Vi kan vidare utgå från att fördelningskoefficienterna är desamma i både konstruktions- och porös betong. För grus i närzonen har vi använt samma sorptionsdata som för granit i fjärrzonen (Carbol och Engkvist, 1997). Där uppgifter saknas för en del av de ovanligare nukliderna i tabell 8-1 har vi hämtat värden ur litteraturen, eller tagit fram K_d -värden genom att jämföra med andra kemiskt närbesläktade nuklider. Motiveringar till valet av K_d -värden ges i Skagius *et al.* (1999).

I gruset och i fjärrzonen dominerar grundvattnets sammansättning, vilket får betydelse för sorptionen av radionuklider. För de salta grundvattnen som kan förekomma i Aberg och Beberg måste vi använda andra sorptionskoefficienter än i söta grundvatten för en del av nukliderna. Speciellt känslig är de nuklider som huvudsakligen sorberar genom jonbyte t ex Sr.

Vi antar konservativt att de flesta av radionukliderna löser upp sig direkt när vatten tränger in i avfallet, oberoende av avfallsformen. De upplösta radionukliderna kan sorberas på betongen och vi får en fördelning mellan de två tillstånden; upplöst i vatten och sorberat i betong (fasfördelning). Är radionukliden mycket svårlöslig kan lösligheten sätta en övre gräns för halten i vattnet. De värden som använts i analysen ges i tabell 8-4 och diskuteras i Skagius *et al.* (1999).

Nedbrytning av cellulosa i alkalisk miljö ger upphov till isosackarinsyra (ISA) som är en stark komplexbildare. ISA kan bildas i SFL 3, men koncentrationen blir låg. Experiment visar att den låga koncentrationen i förening med radionuklidernas relativt långa uppehållstider innebär att inverkan av ISA på sorptionen är försumbar men att lösligheterna påverkas, se tabell 8-4 (Skagius *et al.*, 1999).

I analysen av SFL 5 antas att ¹⁴C, ³⁶Cl, ⁹³Zr och ⁹³Mo frigörs i takt med att metall-delarna i avfallet korroderar (Pettersson *et al.*, 1999). För stål och Zircalloy antas korrosionshastigheten vara 1 µm/år respektive 0,01 µm/år.

Tabell 8-3 Fördelningskoefficienter för granit och betong (K_d m³/kg).

Element	Betong	Berg/grus i salt grundvatten	Berg/grus i sött grundvatten
H	0	0	0
Be	0,05	0,02	0,1
C _{oorganisk}	0,2	0,001	0,001
C _{organisk}	0	0	0
Cl	0,006	0	0
Fe	0,04	0,02	0,1
Co	0,04	0,02	0,1
Ni	0,04	0,02	0,1
Se	0,006	0,001	0,001
Sr	0,001	0,0002	0,01
Zr	0,5	1	1
Nb	0,5	1	1
Mo	0,006	0	0
Tc	0,5	1	1
Pd	0,04	0,01	0,1
Ag	0,001	0,05	0,5
Cd	0,04	0,02	0,1
Sn	0,5	0,001	0,001
Sb	5	2	2
I	0,003	0	0
Cs	0,001	0,05	0,5
Ba	0,007	0,007	0,2
Pm	5	2	2
Sm	5	2	2
Eu	5	2	2
Ho	5	2	2
Pb	0,1	0,02	0,1
Ra	0,05	0,02	0,1
Ac	1	3	3
Th	5	5	5
Pa	5	1	1
U	5	5	5
Np	5	5	5
Pu	5	5	5
Am	1	3	3
Cm	1	3	3

Tabell 8-4 Övre gränser för löslighet i betongporvatten (mol/l) (Holgersson *et al.*, 1999).

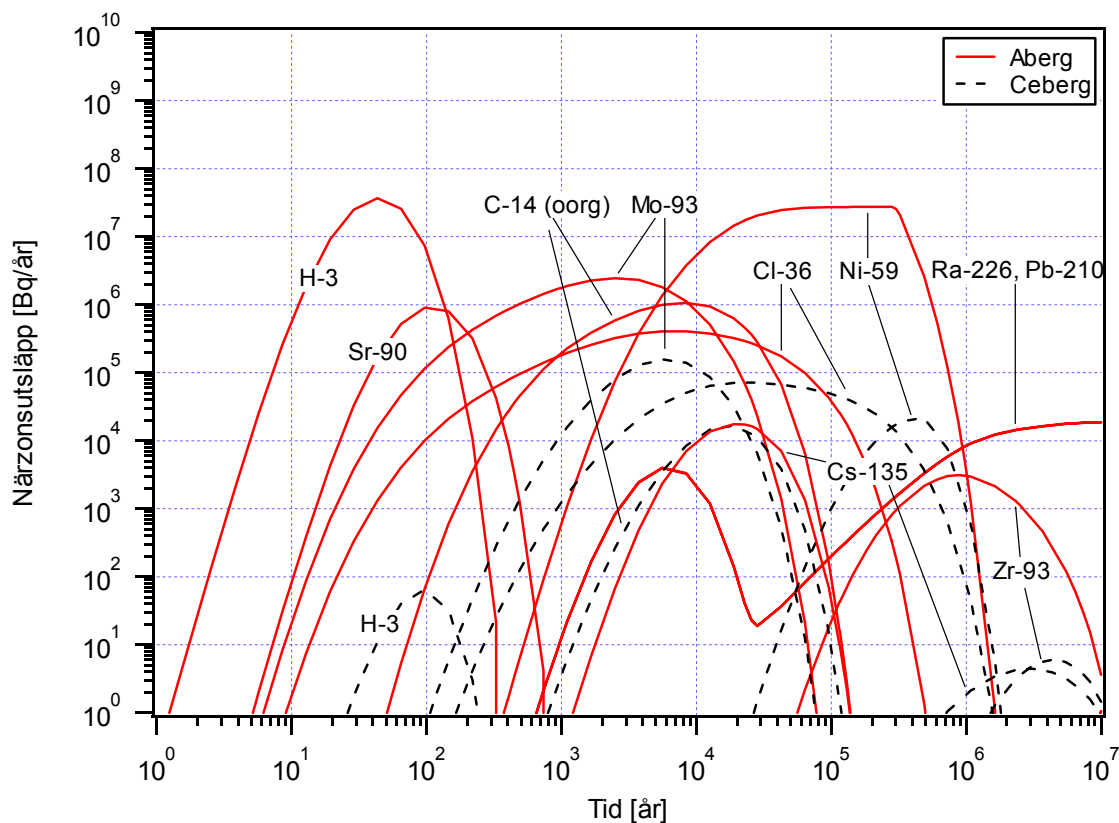
Element	Löslighet	Löslighet med ISA
Ni	1·10 ⁻⁷	2·10 ⁻⁷
Pm	9·10 ⁻⁸	3·10 ⁻⁵
Th	5·10 ⁻⁹	7·10 ⁻⁵
U ^{a)}	5·10 ⁻⁹	7·10 ⁻⁵

a) I analogi med Th

8.3.3 Beräknade utsläpp från närzonen

SFL 3

Utsläppet av radionuklider från närzonen till SFL 3 har beräknats för referensscenariot på alla tre platserna. I Aberg erhålls de högsta utsläppen och de uppkommer vid två olika tidpunkter, se figur 8-4. Den första toppen kommer efter 20–100 år, med ett utsläpp på ca $4 \cdot 10^7$ Bq/år och domineras av ^3H (tritium). Den andra toppen når ungefär lika högt som den första och uppkommer efter ungefär $10^4 - 10^5$ år. Den andra toppen utgörs huvudsakligen av ^{59}Ni . Däremellan är totalutsläppet 10 – 100 gånger lägre och domineras av ^{93}Mo , med betydande bidrag från ^{90}Sr , oorganiskt ^{14}C och ^{36}Cl . Efter ungefär 10^6 år dominerar ^{226}Ra och ^{210}Pb . Utsläppskurvorna för dessa har två toppar; den första ges av initialinventaret av ^{226}Ra ; den andra toppen erhålls då ^{238}U och dess döttrar ^{234}U och ^{230}Th i kedjan 4N+2, sönderfaller på vägen till den stabila ^{206}Pb .



Figur 8-4 Radionuklidutsläpp från SFL 3 från närzonen i Aberg och Ceberg för det grundläggande beräkningsfallet inom referensscenariot (Ceberg, med utsläpp som ligger däremellan, är inte med i figuren).

De lägsta beräknade utsläppen från SFL 3 erhålls i Ceberg. Det är i stort sett samma radionuklider som dominerar, men utsläppen av kortlivade nuklider, t ex ^3H och ^{90}Sr är mycket lägre än i Aberg. Detta är speciellt tydligt för ^{90}Sr vars maximala utsläpp reduceras med 14 tiopotenser i Ceberg jämfört med Aberg. Även långlivade nuklider påverkas, men reduktionen i utsläpp är inte lika påtaglig. Sönderfallet gör t ex att ^{59}Ni inte får lika stor betydelse för totalutsläppet i Ceberg som i Aberg. Det största utsläppet i Ceberg är på $2 \cdot 10^5$ Bq/år, består av ^{93}Mo och uppkommer efter 6 000 år.

För en del nuklider, t ex ^{59}Ni , är skillnaden i utsläpp mellan Aberg och Ceberg ett resultat av ändring i både vattenflöde och vattensammansättning (salthalt). Då kan man inte utan vidare avgöra vattenflödets inverkan. Detta är emellertid möjligt för t ex ^3H , ^{14}C , ^{36}Cl och ^{93}Mo eftersom sorptionen av dessa nuklider inte påverkas av salthalten i grundvattnet. Här kan vi tydligt se att ett lägre vattenflöde i Ceberg ger lägre utsläpp än i Aberg, se figur 8-4.

I Beberg erhålls utsläpp som ligger mellan dem i Aberg (mest) och Ceberg (minst), se tabell 8-5. Grundvattnets salthalt kan variera nere på förvarsdjup i Beberg. Det gör det nödvändigt att undersöka två fall, dvs med hög respektive låg salthalt. Detta medför i sin tur att Beberg kan användas som exempel på vad salthalten betyder. Det visar sig då att salt grundvatten ger utsläpp som är ungefär en tiopotens högre för ^{135}Cs , och en faktor fem högre för ^{59}Ni , ^{210}Pb och ^{226}Ra . För radionukliden ^{90}Sr är den relativa skillnaden ännu större. I salt grundvatten ger ^{90}Sr ett största utsläpp på $1 \cdot 10^3$ Bq/år, medan den i sött grundvatten till stor del hinner sönderfalla, se tabell 8-5.

Vi har även valt att beräkna transporten av radionuklider för ett fall med inverkan av ISA i SFL 3. Det ger ingen skillnad med ett viktigt undantag; lösligheten av nickel, prometium, uran och torium ökar. Störst påverkan erhålles på nukliderna ^{238}U och ^{232}Th som inte längre är löslighetsbegränsade när ISA finns med. Utsläppet av dessa nuklider blir därmed högre, vilket i sin tur medför att utsläppet av ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra och ^{210}Pb , som ligger efter ^{238}U i kedjan $4N+2$, också ökar. Med undantag för ^{59}Ni , blir det maximala utsläppet av nuklider som påverkas av ISA ungefär en tiopotens högre. För ^{59}Ni är ökningen en faktor två.

Tabell 8-5 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 3:s närzon samt tidpunkt för detta. Beräkningarna avser det grundläggande fallet inom referensscenariot.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$4 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^4$	$9 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^2$
C-14 _{oorg}	$1 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$
Cl-36	$4 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$
Ni-59	$3 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$
Se-79	$9 \cdot 10^3$	$8 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^4$
Sr-90	$9 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^2$	$9 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^2$
Mo-93	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^3$

SFL 4

Det finns två olika fall för SFL 4. Antingen beslutar man sig för att tvätta av den CRUD som finns på lagringskassetterna eller också förpackas och deponeras de som de är (kapitel 2). Det ger oss två olika fall att beräkna utsläppen för, dvs med respektive utan CRUD. Bortser man från radionukliderna i andelen CRUD, innehåller SFL 4 endast en mycket liten mängd långlivade nuklider. Det medför att det totala utsläppet från SFL 4 sjunker markant med tiden. Avtvättad CRUD hamnar istället som avfall i SFL 3, men

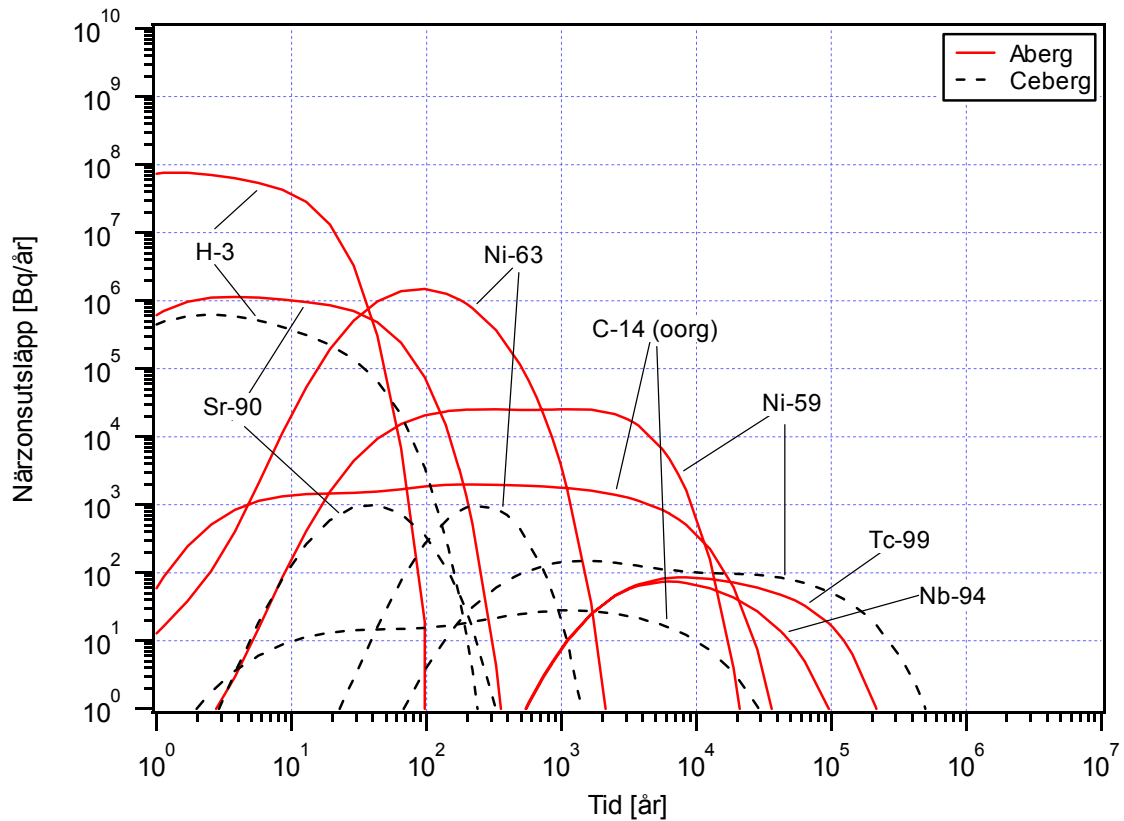
där ger den relativt sett ett försumbart tillskott av radionuklider. SFL 4 ger ett sämre skydd än de två andra försvarsdelarna genom att vattenflödet är högre. Bedömningen av barriärerna i SFL 4 är dessutom mera konservativ. Vi antar t ex att avfallsbehållarna degraderats så att grundvatten strömmar genom avfallet.

Vi börjar med att betrakta fallet med tvättade lagringskassetter, vilket är det troligaste fallet. Tritium (^3H) ger det största utsläppet från SFL 4, både i Aberg och i Ceberg, se figur 8-5 och tabell 8-6. I Aberg är maximala utsläppet av tritium från SFL 4 i stort sett detsamma som från SFL 3. I Ceberg hinner det mesta av ^3H i SFL 3 sönderfalla före utsläpp, men inte i SFL 4 som därför dominerar helt med fyra tiopotenser högre maximalt utsläpp av ^3H . Vid längre tider, från 40 år och framåt, dominerar utsläppet i Aberg av ^{63}Ni följt av ^{59}Ni och ^{99}Tc . Sönderfallet minskar bidraget av ^{63}Ni ännu mer i Ceberg, varför isotopen dominerar utsläppet under en kortare tidsperiod än i Aberg. Däremot ger ^{59}Ni i Ceberg ett utsläpp som sträcker sig över en mycket längre tidsperiod än i Aberg, vilket helt enkelt beror på att ^{59}Ni tar slut efter i storleksordningen 10^4 år i Aberg.

Resultaten för Beberg visar även för SFL 4 vad grundvattnets salthalt innebär, se tabell 8-6. För en del nuklider minskar sorptionen i salt grundvatten, vilket in sin tur minskar fördröjningen av transporten. Detta är speciellt tydligt för ^{90}Sr som i salta grundvatten i Beberg ger ett högt utsläpp redan efter mycket korta tider; största utsläppet kommer redan efter sex år. I söta grundvatten är utsläppet av ^{90}Sr betydligt lägre under de första tio åren. Det största utsläppet erhålls efter 40 år och är en storleksordning lägre än för salta grundvatten. Maximala utsläppet av ^{63}Ni , som dominerar närzonsutsläppet för tider kring 100 – 700 år, ökar med en tiopotens i salta vatten, medan maximala utsläppet av ^{59}Ni , som dominerar vid längre tider, fördubblas. Observera att ^3H , som ger det högsta utsläppet från SFL 4 i Beberg, är opåverkad av grundvattnets salthalt.

Tabell 8-6 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 4:s närzon samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot och fallet utan CRUD.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$8 \cdot 10^7$	1	$6 \cdot 10^6$	3	$6 \cdot 10^6$	3	$6 \cdot 10^5$	3
C-14 _{oorg}	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^2$	$9 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^2$	$9 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^3$
Co-60	$4 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^1$	2	$3 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^{-1}$	$3 \cdot 10^1$
Ni-59	$3 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$	$8 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^3$
Ni-63	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^2$	$9 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$
Sr-90	$1 \cdot 10^6$	4	$1 \cdot 10^5$	6	$1 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^1$
Mo-93	$4 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^1$	$6 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^2$	7	$2 \cdot 10^2$
Cs-137	$2 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^1$	$5 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	1	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^2$



Figur 8-5 Radionuklidutsläpp från SFL 4 från närzonen i Aberg och Ceberg (referensscenariot och fallet utan CRUD).

Om man i stället väljer att inte tvätta lagringskassetterna före deponering i SFL 4 kommer inventariet av en del radionuklider att bli väsentligt högre. Till exempel mängden ^{14}C , ^{90}Sr , ^{93}Mo och ^{99}Tc ökar tre tiopotener, ^{59}Ni och ^{63}Ni ökar två tiopotenser medan mängden ^3H tredubblas. Den större mängden ^{90}Sr gör att denna radionuklid ger det maximala utsläppet från SFL 4 i Aberg och vid salta grundvatten i Beberg, se tabell 8-7.

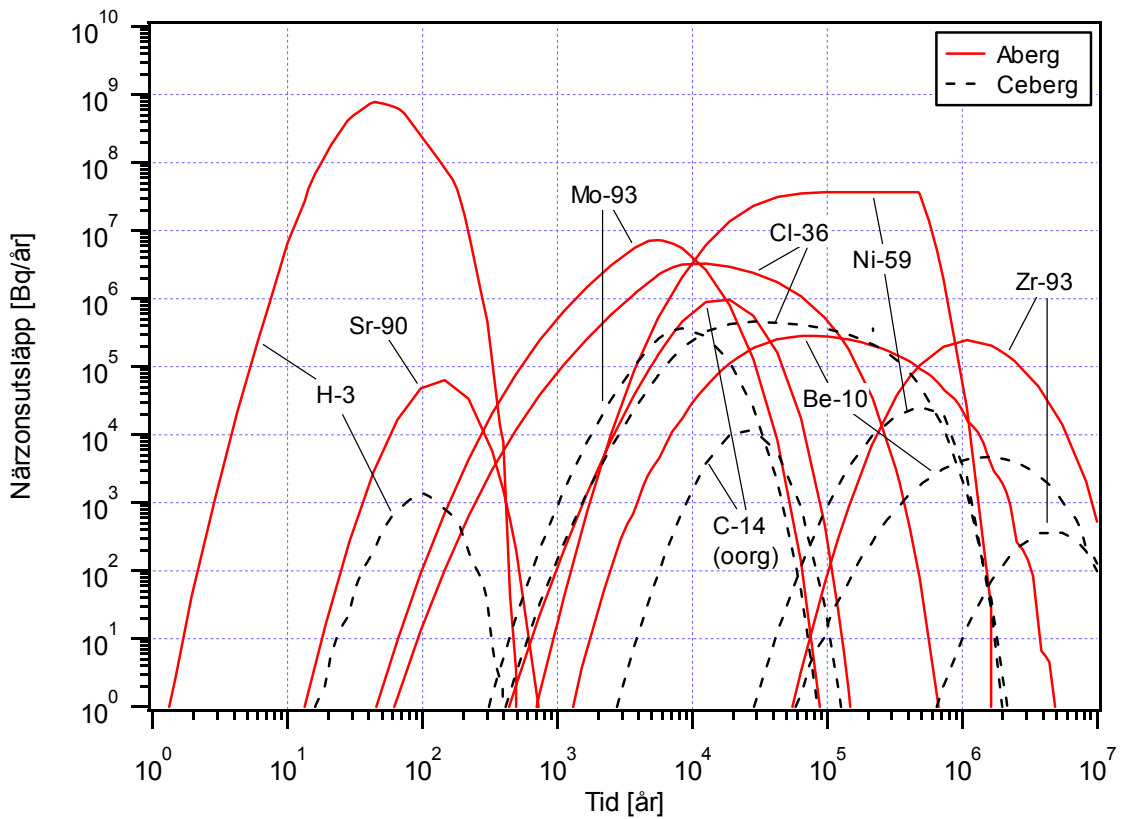
Tabell 8-7 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 4:s närzon samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot och fallet med CRUD inkluderat.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$2 \cdot 10^8$	1	$2 \cdot 10^7$	3	$2 \cdot 10^7$	3	$2 \cdot 10^6$	3
C-14 _{oorg}	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^5$	$9 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^5$	$9 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$
Co-60	$3 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^1$
Ni-59	$6 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^3$
Ni-63	$5 \cdot 10^8$	$9 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^7$	$1 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^2$
Sr-90	$1 \cdot 10^9$	4	$1 \cdot 10^8$	6	$1 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^1$
Mo-93	$3 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$
Cs-137	$2 \cdot 10^8$	$6 \cdot 10^1$	$6 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$

SFL 5

SFL 5 är den förvarsdel som innehåller mest radionuklider och ger de högsta värdena på utsläpp från närzonen. De nuklider som dominerar utsläppet är ^3H med $8 \cdot 10^8$ Bq/år (Aberg), ^{59}Ni med $1 \cdot 10^7$ Bq/år (Beberg, salt grundvatten), ^{93}Mo med $3 \cdot 10^6$ Bq/år (Beberg, söta vatten) respektive ^{36}Cl med $4 \cdot 10^5$ Bq/år (Ceberg), se figur 8-6 och tabell 8-8.

Den stora likheten mellan SFL 5 och SFL 3 förklarar varför tidpunkten för utsläpp av en given radionuklid är densamma för SFL 3 och SFL 5. Skillnaden i utsläpp mellan SFL 3 och SFL 5 speglar framför allt skillnader i inventariet av radionuklider. De nuklider som dominerar utsläppet under tiden fram till 10^6 år är desamma som i SFL 3. För beräkningar som sträcker sig mot extremt långa tider dominerar ^{93}Zr eller ^{10}Be .



Figur 8-6 Radionuklidutsläpp från SFL 5 från närzonen i Aberg och Ceberg (referensscenariot).

Den inverkan som grundvattnets salthalt har på utsläppet från SFL 5 i Beberg är densamma som från SFL 3 i Beberg, vilket diskuterades tidigare i detta kapitel. Det är samma nuklider som påverkas, med två undantag; ¹³⁵Cs ingår inte i beräkningarna för SFL 5, men däremot ¹⁰Be. För ¹⁰Be gäller att den är så långlivad att variationer i sorption har ganska liten betydelse för det maximala utsläppet, se tabell 8-8.

Tabell 8-8 De största utsläppen av de dominerande radionukliderna från SFL 5:s närzon samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$8 \cdot 10^8$	$4 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^6$	$9 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^6$	$9 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$
Be-10	$3 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^6$
C-14 _{oorg}	$1 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$
Cl-36	$3 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$
Ni-59	$4 \cdot 10^7$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^6$	$5 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$
Sr-90	$6 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^2$	$7 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^2$
Zr-93	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^6$
Mo-93	$7 \cdot 10^6$	$5 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^3$

8.4 Transport av radionuklider i fjärrzon

8.4.1 Beräkningsmodellen

Upplösta radionuklider, som släpps ut från närzonen, kan transporteras av vattenflödet i berget. Vattnet rör sig i öppna sprickor. Ett upplöst ämne kan fördröjas genom sorption på mineralen i sprickytorna, eller genom att diffundera in i bergets mikrosprickor och sorberas där. Detta senare kallas matrisdiffusion och är den viktigaste orsaken till retention vid transport av radionuklider i fjärrzonen. För att beräkna transporten av upplösta radionuklider eller andra ämnen i fjärrzonen används datorkoden FARF31 (Norman och Kjellbert, 1990). Det är samma datorkod som används till säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle (SKB, 1999). Beräkningarna utgår från en endimensionell modell för transport längs en enskild flödesväg i berget. Modellen tar hänsyn till de hydrologiska egenskaperna advektion och dispersion längs flödesvägen samt kedjesönderfall. Beräkningsmodellen hanterar givetvis också matrisdiffusion. Resultatet av beräkningarna ges i form av utsläppshastigheter (Bq/år), från geosfären till biosfären.

8.4.2 Indata till beräkningarna

Transport av radionuklider i fjärrzonen har beräknats för ett urval av de nuklider som finns i förvaret. De radionuklider som redan efter närzonen ger ett försumbart bidrag till dosen tas ej med, se avsnitt 8.3.2. För att beräkna transport i fjärrzonen behövs, förutom utsläppshastigheter för radionuklider från närzonen, effektiva diffusiviteter för olika nuklider in i bergmatrisen, fördelningskoefficienter samt en rad parametrar som beskriver bergets egenskaper. Dit hör vattnets advektiva gångtid i berget, Peclets tal, flödesvätt yta (baserad på volym strömmande vatten), matrisporositet samt maximalt penetrationsdjup, se tabell 8-9. Den advektiva gångtiden i berget och flödesvättan ytan baseras på resultaten från den regionala hydrologimodellen, se avsnitt 7.5.2. Övriga

parametervärden är desamma som de som används i säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle (Andersson, 1999). En utförligare beskrivning av valet av fjärrzonsdata ges i Skagius *et al.* (1999).

Tabell 8-9 Sammanställning av värden på parametrar som behövs för att beräkna transport av radionuklider i geosfären.

Parameter	Aberg	Beberg	Ceberg
Advektiv gångtid (år)	10	40	900
Peclets tal (-)	10	10	10
Vät yta (m ² /m ³) ^{a)}	770	10 000	1 000
Matrisporositet i berg (-) ^{b)}	0,005	0,005	0,005
Maximalt penetrationsdjup (m)	2	2	20

^{a)} Baserad på volym strömmande vatten

^{b)} Anjonexklusion gör att porositeten för oorganiskt ¹⁴C, ³⁶Cl och ¹²⁹I reduceras en tiopotens i söta vatten

Valda data för effektiva diffusiviteter D_e (Ohlsson och Neretnieks, 1997) och fördelningskoefficienter K_d (Carbol och Engkvist, 1997) ges i tabell 8-10. Vi har i största möjliga utsträckning valt samma värden som i säkerhetsanalysen av djupförvaret för använt bränsle (det som i SKB, 1999, betecknas med 'best estimate'). Det saknas emellertid uppgifter för några ämnen, vilka endast är av intresse för SFL 3-5. I sådana fall har D_e bestäms med den metod som beskrivs av Ohlsson och Neretnieks (1997). Saknade K_d har i första hand hämtats från uppgifter i litteraturen. I de fall då även sådana saknas har vi uppskattat sorptionskoefficienterna genom jämförelser med kemiskt besläktade ämnen (Skagius *et al.*, 1999).

För Aberg används D_e - och K_d -värden för höga jonstyrkor och i Ceberg värden som svarar mot låga jonstyrkor. I Beberg kan båda söta och salta vatten förekomma varför båda uppsättningarna används.

Tabell 8-10 Effektiva diffusiviteter D_e och fördelningskoefficienter K_d i geosfären för olika nuklider och för olika jonstyrkor (salt och sött grundvatten).

Element	D_e (m ² /s)		K_d (m ³ /kg)	
	Hög jonstyrka	Låg jonstyrka	Hög jonstyrka	Låg jonstyrka
H	$1,0 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-13}$	0	0
Be	$2,4 \cdot 10^{-14}$	$2,4 \cdot 10^{-14}$	0,02	0,1
C _{oorg}	$5,0 \cdot 10^{-14}$	$5,0 \cdot 10^{-15}$	0,001	0,001
C _{org}	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	0	0
Cl	$8,3 \cdot 10^{-14}$	$8,3 \cdot 10^{-15}$	0	0
Co	$2,9 \cdot 10^{-14}$	$2,9 \cdot 10^{-14}$	0,02	0,1
Ni	$2,8 \cdot 10^{-14}$	$2,8 \cdot 10^{-14}$	0,02	0,1
Se	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	0,001	0,001
Sr	$3,3 \cdot 10^{-14}$	$3,3 \cdot 10^{-13}$	0,0002	0,01
Zr	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	1	1
Nb	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	1	1
Mo	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	0	0
Tc ^{a)}	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	1	1
Cd	$3,0 \cdot 10^{-14}$	$3,0 \cdot 10^{-14}$	0,02	0,1
I	$8,3 \cdot 10^{-14}$	$8,3 \cdot 10^{-15}$	0	0
Cs	$8,8 \cdot 10^{-14}$	$8,8 \cdot 10^{-13}$	0,05	0,5
Pb	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	0,02	0,1
Ra	$3,7 \cdot 10^{-14}$	$3,7 \cdot 10^{-14}$	0,02	0,1
Th	$6,3 \cdot 10^{-15}$	$6,3 \cdot 10^{-15}$	5	5
U ^{a)}	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	5	5
Np ^{a)}	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	5	5
Pu	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	5	5
Am	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	3	3

a) Värden för Tc(IV), U(IV) respektive Np(IV).

8.4.3 Beräknade utsläpp ur fjärrzonen

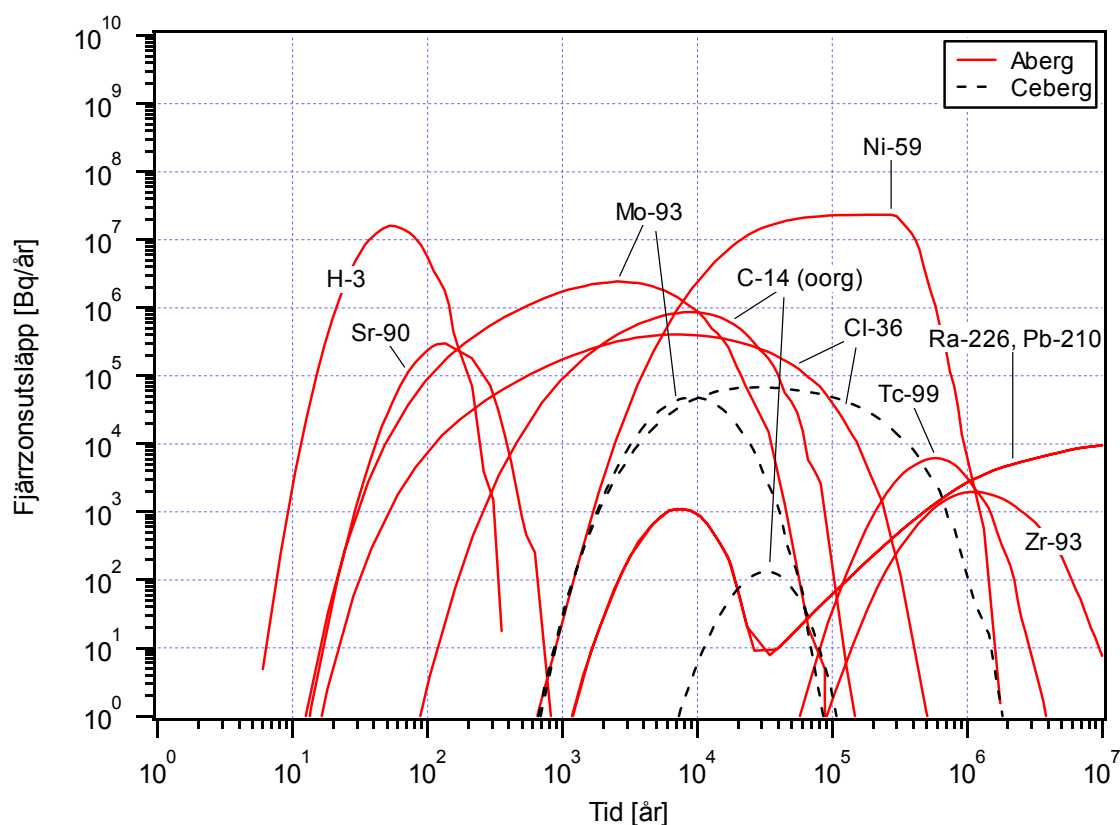
I detta avsnitt presenteras resultaten för beräkningarna av transporten av radionuklider i fjärrzonen baserat på referensscenariot. I FARF31 är den undre gränsen för utsläppshastighet från fjärrzonen satt till $1 \cdot 10^{-3}$ Bq/år. Allting mindre än detta anses vara noll. För en del nuklider understiger maxutsläppet från fjärrzonen denna gräns. I resultat-tabeller med maxutsläpp från fjärrzonen anges detta med att maxutsläppet är $< 1 \cdot 10^{-3}$ Bq/år. Någon tidpunkt då maxutsläppet sker specificeras inte.

SFL 3

Utsläppet av radionuklider från fjärrzonen i Aberg har beräknats, se figur 8-7. Källan till utsläppet är SFL 3, med förutsättningarna valda från det grundläggande fallet inom referensscenariot, dvs ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen. Den korta advektiva gångtiden för grundvattnet i Aberg gör att utsläppen i fjärrzonen skiljer sig

väldigt lite från utsläppen från närzonen. Följaktligen är det samma nuklider som dominerar utsläppet även efter transporten genom hela berget. Det högsta utsläppet ger ^{59}Ni med $2 \cdot 10^7$ Bq/år, efter ca 10^5 år.

I Ceberg är flödet däremot mycket lågt. Den största andelen av kortlivade nuklider hinner avklinga redan i närzonen och detta fortsätter i fjärrzonen där den advektiva gångtiden är så lång som 900 år. Även långlivade nuklider påverkas kraftigt, t ex ^{59}Ni . För andra långlivade nuklider, som ^{36}Cl , ^{93}Mo och ^{129}I , fördröjs utsläppet men når ändå upp till ungefär samma maximum. Radionukliden ^{36}Cl ger det högsta utsläppet från fjärrzonen i Ceberg med $7 \cdot 10^4$ Bq/år.



Figur 8-7 Radionuklidutsläpp från SFL 3 från fjärrzonen i Aberg och Ceberg för det grundläggande beräkningsfallet (dvs ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).

I Beberg får vi åter två beräkningsfall beroende på vilken salthalt i grundvattnet vi utgår från. De advektiva gångtiderna för grundvattnet i Beberg är bara något längre än i Aberg, se tabell 8-9. Detta, tillsammans med en större flödesvätt yta i Beberg, är dock tillräckligt för att ^3H , som dominerar närzonsutsläppet de första 100 åren, och ^{90}Sr ska hinna avklinga till stor del. Även betydelsen av ^{59}Ni minskar, trots att det är en av de radionuklider som ger det högsta utsläppet från närzonen. Det största utsläppet av ^{59}Ni från fjärrzonen är två tiopotenser lägre än det största beräknade utsläppet från närzonen. Detta gäller om grundvattnet är salt. Om grundvattnet inte är salt blir skillnaden fyra tiopotenser tack vare den bättre sorptionen i berget. I fallet med salt grundvattnet i Beberg dominerar ^{59}Ni utsläppet i det långa tidsperspektivet $10^5 - 10^6$ år. I övrigt är det nukliderna ^{36}Cl och ^{93}Mo som ger de högsta utsläppen från fjärrzonen ($10^5 - 10^6$ Bq/år som mest). Klor och molybden bildar negativa joner (klorid- och molybdatjoner) som är

mycket rörliga i berget, vilket får till följd att transporten inte fördröjer dem tillräckligt. De hinner inte avklinga i berget. Samma sak gäller ^{129}I , men oorganiskt ^{14}C har tillräckligt kort halveringstid för att påverkas av transporttiden trots att oorganiskt ^{14}C anses mycket lätttröglig (karbonat).

Radionukliderna ^{36}Cl , ^{129}I och oorganiskt ^{14}C , vilka uppträder som negativa joner, har svårare att tränga in i bergets mikroporer än positiva joner. Fenomenet kallas anjon-exklusion. Salt grundvatten minskar denna effekt och ökar därigenom den effektiva diffusiviteten i berget för ^{36}Cl , ^{129}I och oorganiskt ^{14}C , se tabell 8-10. Det får till följd att sådana radionuklider fördröjs mer av matrisdiffusion i salta grundvatten. I Beberg betyder detta inte så mycket för ^{36}Cl och ^{129}I eftersom de har så extremt långa halveringstider, men utsläppet av oorganiskt ^{14}C minskar mer om grundvattnet är salt, se tabell 8-11.

För strontium och cesium, som förekommer som positiva joner, är den effektiva diffusiviteten högre i söta än i salta grundvatten. Det beror på fenomenet ytdiffusion som ger jonerna en högre diffusivitet än de annars skulle ha. Salt grundvatten motverkar sorption av Sr och Cs och minskar därigenom betydelsen av ytdiffusionen. Vi får således en dubbel negativ effekt av salt grundvatten på transporten av Sr och Cs; både matrisdiffusion och sorption försämras. Beräkningarna visar emellertid att såväl ^{90}Sr som ^{135}Cs hinner avklinga till obetydliga nivåer under transporten i Bebergs fjärrzon, även om grundvattnet är salt, se tabell 8-11.

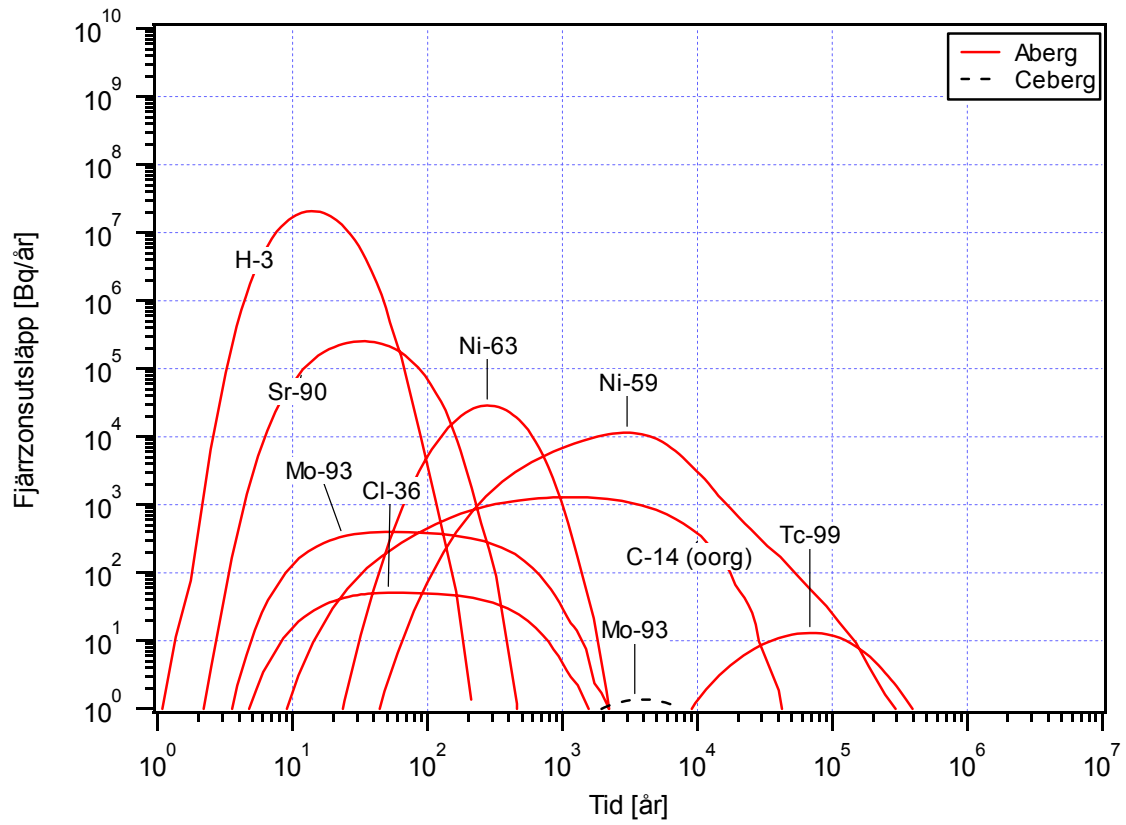
Tabell 8-11 De största utsläppen av SFL 3:s radionuklider från fjärrzonen samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$2 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^2$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
C-14 _{oorg}	$9 \cdot 10^5$	$9 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^4$
C-14 _{org}	$6 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^3$	1	$7 \cdot 10^3$
Cl-36	$4 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$
Ni-59	$2 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2$	$7 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^6$
Se-79	$8 \cdot 10^3$	$9 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^5$
Sr-90	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Zr-93	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^6$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Mo-93	$2 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^4$	$9 \cdot 10^3$
Tc-99	$6 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^5$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
I-129	$1 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$8 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^3$	$8 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^4$
Cs-135	$8 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^4$	4	$2 \cdot 10^6$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
U-236	8	$9 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^{-3}$	$8 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^7$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Th-232	9	$7 \cdot 10^8$	4	$1 \cdot 10^9$	4	$1 \cdot 10^9$	1	$4 \cdot 10^9$
Np-237	3	$4 \cdot 10^6$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
U-233	3	$4 \cdot 10^6$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Th-229	4	$4 \cdot 10^6$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
U-238	$3 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^9$	7	$2 \cdot 10^9$	7	$2 \cdot 10^9$	1	$5 \cdot 10^9$
U-234	$3 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^8$	7	$2 \cdot 10^9$	7	$2 \cdot 10^9$	1	$5 \cdot 10^9$
Th-230	$3 \cdot 10^1$	$9 \cdot 10^7$	7	$2 \cdot 10^9$	7	$2 \cdot 10^9$	1	$5 \cdot 10^9$
Ra-226	$1 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^9$	$3 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^9$	$5 \cdot 10^1$	$5 \cdot 10^9$
Pb-210	$1 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^9$	$3 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^9$	$5 \cdot 10^1$	$5 \cdot 10^9$

SFL 4

Utsläppet av radionuklider från fjärrzonen har beräknats med antagandet att CRUD har tvättats bort från lagringsskassetterna. I Aberg kommer utsläppen av icke-sorberande och lågsorberande nuklider från närzonen till SFL 4 nästan omedelbart, se figur 8-5. Den advektiva gångtiden för grundvattnet i geosfären är kort i Aberg, men ändå tillräcklig för att fördröja tidpunkten för det maximala utsläppet av t ex ^3H och ^{90}Sr med några tiotals år, se figur 8-8. Den maximala utsläppet (Bq/år) för ^3H och ^{90}Sr reduceras med en faktor 4 tack vare fjärrzonen. För radionukliden ^{63}Ni reduceras utsläppet med en faktor 50. Det maximala utsläppet av den långlivade nukliden ^{59}Ni påverkas endast obetydligt, men inträffar ca 2 000 år senare.

Den längre advektiva gångtiden och/eller bergets större förmåga att sorbera nuklider i Beberg och i Ceberg gör fjärrzonen till en bättre barriär än i Aberg. De enda nuklider som ger ett utsläpp i Beberg som överstiger 1 Bq/år är ^3H , oorganiskt ^{14}C (sött grundvatten), ^{36}Cl , ^{59}Ni (salt grundvatten) och ^{93}Mo , se tabell 8-12. I Ceberg är det endast ^{93}Mo som ger ett utsläpp som överstiger 1 Bq/år.



Figur 8-8 Radionuklidutsläpp från SFL 4 från fjärrzonen i Aberg och Ceberg (inventar exklusive CRUD).

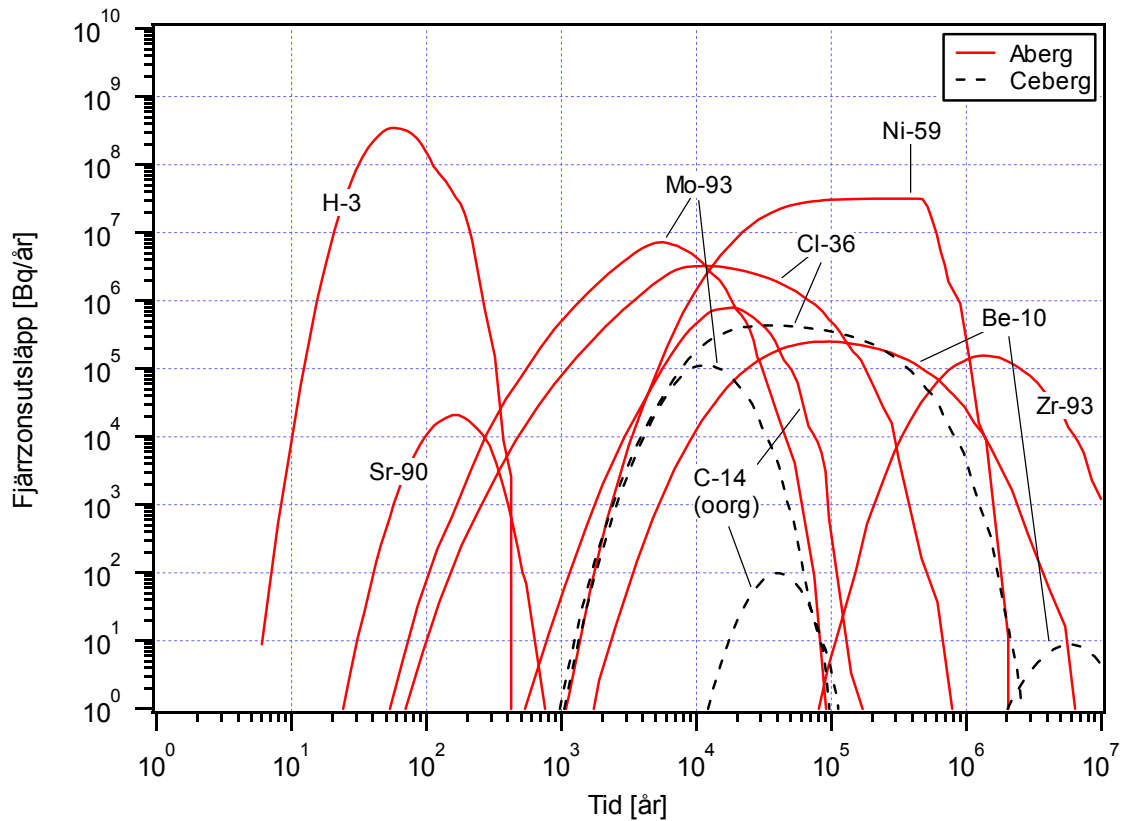
Tabell 8-12 De största utsläppen av SFL 4:s radionuklider från fjärrzonen samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot och fallet utan CRUD.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$2 \cdot 10^7$	$1 \cdot 10^1$	$6 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^1$	$6 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^1$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
C-14 _{oorg}	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^1$	$9 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^4$
Cl-36	$5 \cdot 10^1$	$6 \cdot 10^1$	3	$2 \cdot 10^3$	7	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^3$
Co-60	1	$5 \cdot 10^1$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Ni-59	$1 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^3$	2	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^5$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Ni-63	$3 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^2$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Se-79	5	$3 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^4$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Sr-90	$3 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^1$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Nb-94	4	$3 \cdot 10^4$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Mo-93	$4 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^3$	1	$4 \cdot 10^3$
Tc-99	$1 \cdot 10^1$	$7 \cdot 10^4$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
I-129	1	$5 \cdot 10^1$	$7 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^3$
Cs-137	1	$2 \cdot 10^2$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
U-238	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
U-234	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Th-230	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Ra-226	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^5$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Pb-210	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^5$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–

SFL 5

Det finns stora likheter mellan de beräknade utsläppen från SFL 3 och SFL 5. Ett undantag är ^{10}Be som beräknas ge ett dominerande utsläpp från SFL 5 i Beberg och Ceberg efter ungefär 10^6 år, se figur 8-9. I Aberg är det i stället ^{93}Zr från SFL 5 som dominerar vid motsvarande tid.

Det totala fjärrzonsutsläppet från SFL 5 är, med undantag för några kortare tidsperioder, genomgående något högre än från SFL 3 och mycket högre än från SFL 4. Detta gäller alla tre platserna.



Figur 8-9 Radionuklidutsläpp från SFL 5 från fjärrzonen i Aberg och Ceberg.

Tabell 8-13 De största utsläppen av SFL 5:s radionuklider från fjärrzonen samt tidpunkten för detta. Beräkningarna avser referensscenariot.

Nuklid	Aberg		Beberg (salt)		Beberg (sött)		Ceberg	
	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år	Maximal utsläppshastighet Bq/år	Tidpunkt för max-utsläpp år
H-3	$3 \cdot 10^8$	$6 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Be-10	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^6$	9	$6 \cdot 10^6$
C-14 _{oorg}	$8 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^4$
Cl-36	$3 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$
Ni-59	$3 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^6$
Se-79	$7 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^5$	8	$6 \cdot 10^5$
Sr-90	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Zr-93	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^6$	2	$9 \cdot 10^6$	2	$9 \cdot 10^6$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Mo-93	$7 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$
Tc-99	$2 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^5$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
I-129	$1 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^4$
U-238	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^7$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
U-234	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^7$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Th-230	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^7$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Ra-226	$3 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^7$	$7 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^8$	$1 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^8$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–
Pb-210	$3 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^7$	$7 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^8$	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^8$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	–

8.5 Sammanfattning av beräkningsresultat för närzon och fjärrzon

8.5.1 Närzon

Det maximala utsläppet från närzonen av dosdominanta nuklider (se vidare avsnitt 8.6.2) och vissa andra nuklider som påverkas av förhållandena på respektive plats är sammanställda i tabell 8-14. De slutsatser som man kan dra av beräkningarna för radionuklidtransporten i närzonen sammanfattas nedan.

- De största närzonsutsläppen för samtliga radionuklider och förvarsdelar erhålls för en placering i Aberg eftersom Aberg har det högsta vattenflödet i närzonen.
- Inverkan av vattenflödets storlek är störst på utsläppet av kortlivade, låg- och icke-sorberande radionuklider som ^3H och ^{90}Sr . För utsläppet av ^3H från SFL 4 erhålls en mer eller mindre direkt proportionalitet till flödesförändringen. I SFL 3 och SFL 5 där betongkonstruktionen inverkar på uttransporten är, för de flöden som gäller för Aberg, Beberg och Ceberg, inverkan av ett reducerat flöde på utsläpp av ^3H än större.
- De radionuklider som dominerar dosen för utsläppen från SFL 3 och SFL 5 är ^{14}C , ^{93}Mo och ^{36}Cl . Även för dessa radionuklider kan man se hur utsläppet från närzonen minskar med minskande vattenflöden i närzonen. Det krävs dock att flödet reduceras till det motsvarande Ceberg innan någon påtaglig ändring sker för ^{93}Mo och ^{36}Cl .
- Skillnaderna i resultaten från Beberg baserade på söta respektive salta grundvatten visar på betydelsen av den större sorption i omgivande grusfyllning som många katjoner har i ett sött vatten jämfört med i ett salt vatten. Man ser en markant effekt på ^{90}Sr , men även t ex ^{59}Ni i SFL 3 och SFL 5 och ^{60}Co och ^{137}Cs i SFL 4 påverkas.
- Vissa avfallstyper i SFL 3 innehåller cellulosa som genom alkalisk nedbrytning kan bilda isosackarinsyra, ISA. På sorptionen förväntas ingen påverkan av denna komplexbildare, men lösligheten av flervärda nuklider skulle kunna öka. För SFL 3 innebär det att uran och torium inte längre är löslighetsbegränsade och utsläppet av deras döttrar ökar.
- Avfallet som skall deponeras i SFL 4 innehåller mycket material med ytkontaminering, CRUD. Vid beräkning av omgivningspåverkan har antagits att lagringskassetterna från CLAB dekontamineras. Genomförda beräkningar med CRUD visar att närzonsutsläppet av ^3H skulle kunna tredubblas och ^{90}Sr öka med en faktor tusen om lagringskassetterna inte dekontamineras före deponering i SFL 4. Närzonsutsläppet av ^{93}Mo och ^{36}Cl skulle även det kunna öka med en faktor tusen, men är fortfarande lägre än utsläppet från SFL 3 och SFL 5.

Tabell 8-14 Utsläpp från närzonen av dosdominanta radionuklider samt vissa radionuklider som påverkas av förhållandena på de tre platserna.

Plats	Grundvatten	SFL 3		SFL 4		SFL 5	
		Nuklid	Bq/år	Nuklid	Bq/år	Nuklid	Bq/år
Aberg	salt	H-3	$4 \cdot 10^7$	H-3	$8 \cdot 10^7$	H-3	$8 \cdot 10^8$
		C-14	$1 \cdot 10^6$	Sr-90	$1 \cdot 10^6$	C-14	$1 \cdot 10^6$
		Cl-36	$4 \cdot 10^5$			Cl-36	$3 \cdot 10^6$
		Ni-59	$3 \cdot 10^7$			Ni-59	$4 \cdot 10^7$
		Sr-90	$9 \cdot 10^5$			Mo-93	$7 \cdot 10^6$
		Mo-93	$2 \cdot 10^6$				
Beberg	salt	H-3	$4 \cdot 10^4$	H-3	$6 \cdot 10^6$	H-3	$1 \cdot 10^6$
		C-14	$4 \cdot 10^5$	Sr-90	$1 \cdot 10^5$	C-14	$3 \cdot 10^5$
		Cl-36	$3 \cdot 10^5$			Cl-36	$2 \cdot 10^6$
		Ni-59	$1 \cdot 10^7$			Ni-59	$1 \cdot 10^7$
		Sr-90	$1 \cdot 10^3$			Mo-93	$3 \cdot 10^6$
		Mo-93	$1 \cdot 10^6$				
Beberg	sött	H-3	$4 \cdot 10^4$	H-3	$6 \cdot 10^6$	H-3	$1 \cdot 10^6$
		C-14	$4 \cdot 10^5$	Sr-90	$1 \cdot 10^4$	C-14	$3 \cdot 10^5$
		Cl-36	$3 \cdot 10^5$			Cl-36	$2 \cdot 10^6$
		Ni-59	$2 \cdot 10^6$			Ni-59	$2 \cdot 10^6$
		Sr-90	<1			Mo-93	$3 \cdot 10^6$
		Mo-93	$1 \cdot 10^6$				
Ceberg	sött	H-3	60	H-3	$6 \cdot 10^5$	H-3	$1 \cdot 10^3$
		C-14	$2 \cdot 10^4$	Sr-90	$1 \cdot 10^3$	C-14	$1 \cdot 10^4$
		Cl-36	$7 \cdot 10^4$			Cl-36	$5 \cdot 10^5$
		Ni-59	$2 \cdot 10^4$			Ni-59	$3 \cdot 10^4$
		Sr-90	<1			Mo-93	$4 \cdot 10^5$
		Mo-93	$2 \cdot 10^5$				

8.5.2 Fjärrzon

Det maximala utsläppet från fjärrzonen av dosdominanta nuklider (se vidare avsnitt 8.6.2) samt vissa andra nuklider som påverkas av förhållandena på respektive plats är sammanställda i tabell 8-15. De slutsatser som man kan dra av beräkningarna för radionuklidtransporten i fjärrzonen sammanfattas nedan.

- De största utsläppen från fjärrzonen erhålls för Aberg som har de kortaste uppehållstiderna för grundvattnet. En mycket liten avklingning hinner ske i fjärrzonen och här får man därför ett utsläpp av de relativt kortlivade, låg- och icke-sorberande radionukliderna ^3H (12 år) och ^{90}Sr (29 år).
- För radionuklider som sorberar i fjärrzonen är långa uppehållstider för grundvattnet väsentlig. Fördröjningen i berget kan minska utsläppet drastiskt. Till exempel, utsläppet av ^{59}Ni från närzonen är av samma storleksordning i Aberg och Beberg (fallet med salt grundvatten), men utsläppet från fjärrzonen är nästan en faktor tusen lägre för Beberg.

Tabell 8-15 Utsläpp från fjärrzonen av dosdominanta radionuklider samt vissa radionuklider som påverkas av fjärrzonsförhållandena på de tre platserna.

Plats	Grundvatten	SFL 3		SFL 4		SFL 5	
		Nuklid	Bq/år	Nuklid	Bq/år	Nuklid	Bq/år
Aberg	salt	H-3	$2 \cdot 10^7$	H-3	$2 \cdot 10^7$	H-3	$3 \cdot 10^8$
		C-14	$9 \cdot 10^5$	Sr-90	$3 \cdot 10^5$	C-14	$8 \cdot 10^5$
		Cl-36	$4 \cdot 10^5$	Övriga	$\leq 3 \cdot 10^4$	Cl-36	$3 \cdot 10^6$
		Ni-59	$2 \cdot 10^7$			Ni-59	$3 \cdot 10^7$
		Sr-90	$3 \cdot 10^5$			Mo-93	$7 \cdot 10^6$
		Mo-93	$2 \cdot 10^6$				
Beberg	salt	H-3	10	H-3	$6 \cdot 10^2$	H-3	$3 \cdot 10^2$
		C-14	$7 \cdot 10^2$	Sr-90	<1	C-14	$6 \cdot 10^2$
		Cl-36	$3 \cdot 10^5$	Övriga	≤ 3	Cl-36	$2 \cdot 10^6$
		Ni-59	$4 \cdot 10^4$			Ni-59	$5 \cdot 10^4$
		Sr-90	<1			Mo-93	$2 \cdot 10^6$
		Mo-93	$7 \cdot 10^5$				
Beberg	sött	H-3	10	H-3	$6 \cdot 10^2$	H-3	$3 \cdot 10^2$
		C-14	$3 \cdot 10^4$	Sr-90	<1	C-14	$2 \cdot 10^4$
		Cl-36	$3 \cdot 10^5$	Övriga	≤ 7	Cl-36	$2 \cdot 10^6$
		Ni-59	$1 \cdot 10^2$			Ni-59	$1 \cdot 10^2$
		Sr-90	<1			Mo-93	$2 \cdot 10^6$
		Mo-93	$7 \cdot 10^5$				
Ceberg	sött	H-3	<1	H-3	<1	H-3	<1
		C-14	$1 \cdot 10^2$	Sr-90	<1	C-14	$1 \cdot 10^2$
		Cl-36	$7 \cdot 10^4$	Övriga	≤ 1	Cl-36	$4 \cdot 10^5$
		Ni-59	<1			Ni-59	<1
		Sr-90	<1			Mo-93	$1 \cdot 10^5$
		Mo-93	$5 \cdot 10^4$				

- Uppehållstiden för grundvattnet i berget och sammansättningen på detta vatten är av liten betydelse för de radionuklider som är icke-sorberande och långlivade (^{36}Cl och ^{93}Mo). Dessa nuklider ger höga utsläpp på alla platserna (tabell 8-15) och ger också den högsta dosen i Beberg och Ceberg.
- I Aberg och Beberg erhålls ett något större utsläpp av ^{93}Mo än ^{36}Cl . I Ceberg är det tvärtom, vilket beror på den längre transporttiden i Ceberg. Den längre transporttiden medför att ^{93}Mo ($4 \cdot 10^3$ år) hinner avklinga mer än ^{36}Cl ($3 \cdot 10^5$ år).
- Resultaten för de olika fallen med sött respektive salt grundvatten i Beberg visar vad skillnaderna i salthalt har för betydelse för transporten i fjärrzonen. För de nuklider som främst sorberar genom jonbyte minskar sorptionen i salt vatten. Denna effekt syns tydligt för ^{59}Ni vars utsläpp är ca hundra gånger lägre i sött vatten jämfört med salt vatten.
- Anjoner som Cl^- , I^- och HCO_3^- fördröjs mer i salta än i söta vatten på grund av lägre indiffusion i bergmatrisens porer då vattnet är sött (anjonexklusion). Radionuklidens halveringstid har betydelse och i Beberg blir effekten mest märkbar för ^{14}C som har den kortaste halveringstiden.

8.6 Beräkning av dos

8.6.1 Modell och indata till beräkningarna

Den modell som har använts för att beräkna spridningen av radionuklider i biosfären och för att bestämma resulterande dos till människa har beskrivits i kapitel 5. Det är samma beräkningsmodell som använts för SR 97 (SKB, 1999).

De typiska ekosystemen för utsläpp från SFL 3-5 är skärgård och öppen kust i Aberg, jordbruksmark i Beberg samt torvmark i Ceberg. Vi belyser även ett utsläpp till en närliggande torvmark i Beberg, se avsnitt 7.5.2. Medelvärden på framtagna ekosystem-specifika dosomvandlingsfaktorer för samtliga beaktade typekosystem är sammanställda i tabell 8-16.

Tabell 8-16 Medelvärden på ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer (Sv/Bq) enligt Nordlinder *et al.*, (1999).

Radio-nuklid	Aberg Öppen kust	Aberg Skärgård	Beberg Jordbruk	Beberg Torv	Ceberg Torv
H-3	$1,2 \cdot 10^{-20}$	$3,2 \cdot 10^{-18}$	$1,3 \cdot 10^{-15}$	$3,6 \cdot 10^{-16}$	$2,6 \cdot 10^{-16}$
Be-10	$1,9 \cdot 10^{-18}$	$3,9 \cdot 10^{-16}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$8,6 \cdot 10^{-13}$	$6,2 \cdot 10^{-13}$
C-14	$6,7 \cdot 10^{-18}$	$1,7 \cdot 10^{-15}$	$2,0 \cdot 10^{-17}$	$6,5 \cdot 10^{-15}$	$4,6 \cdot 10^{-15}$
Cl-36	$5,7 \cdot 10^{-19}$	$1,6 \cdot 10^{-16}$	$4,0 \cdot 10^{-13}$	$2,2 \cdot 10^{-11}$	$1,5 \cdot 10^{-11}$
Co-60	$3,3 \cdot 10^{-18}$	$5,1 \cdot 10^{-16}$	$5,0 \cdot 10^{-18}$	$2,8 \cdot 10^{-13}$	$2,7 \cdot 10^{-13}$
Ni-59	$9,0 \cdot 10^{-20}$	$2,2 \cdot 10^{-17}$	$1,1 \cdot 10^{-14}$	$2,7 \cdot 10^{-13}$	$1,9 \cdot 10^{-13}$
Ni-63	$2,1 \cdot 10^{-19}$	$5,2 \cdot 10^{-17}$	$7,6 \cdot 10^{-17}$	$1,6 \cdot 10^{-13}$	$1,4 \cdot 10^{-13}$
Se-79	$5,3 \cdot 10^{-17}$	$1,4 \cdot 10^{-14}$	$1,6 \cdot 10^{-12}$	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$
Sr-90	$5,0 \cdot 10^{-18}$	$1,3 \cdot 10^{-15}$	$2,8 \cdot 10^{-14}$	$1,8 \cdot 10^{-11}$	$1,6 \cdot 10^{-11}$
Zr-93	$9,8 \cdot 10^{-19}$	$9,0 \cdot 10^{-17}$	$3,0 \cdot 10^{-15}$	$4,4 \cdot 10^{-13}$	$3,3 \cdot 10^{-13}$
Nb-94	$1,5 \cdot 10^{-18}$	$2,1 \cdot 10^{-16}$	$2,4 \cdot 10^{-13}$	$2,0 \cdot 10^{-12}$	$1,5 \cdot 10^{-12}$
Mo-93	$3,5 \cdot 10^{-19}$	$9,2 \cdot 10^{-17}$	$8,7 \cdot 10^{-13}$	$2,5 \cdot 10^{-12}$	$1,7 \cdot 10^{-12}$
Tc-99	$6,1 \cdot 10^{-19}$	$1,7 \cdot 10^{-17}$	$5,9 \cdot 10^{-14}$	$4,2 \cdot 10^{-13}$	$2,9 \cdot 10^{-13}$
I-129	$1,1 \cdot 10^{-16}$	$1,8 \cdot 10^{-14}$	$5,0 \cdot 10^{-11}$	$3,0 \cdot 10^{-11}$	$2,1 \cdot 10^{-11}$
Cs-135	$2,9 \cdot 10^{-18}$	$7,8 \cdot 10^{-16}$	$3,1 \cdot 10^{-13}$	$2,7 \cdot 10^{-12}$	$1,8 \cdot 10^{-12}$
Cs-137	$1,8 \cdot 10^{-17}$	$4,8 \cdot 10^{-15}$	$1,7 \cdot 10^{-16}$	$3,5 \cdot 10^{-12}$	$3,1 \cdot 10^{-12}$
Pb-210	$6,0 \cdot 10^{-16}$	$8,5 \cdot 10^{-14}$	$3,4 \cdot 10^{-15}$	$1,6 \cdot 10^{-11}$	$1,6 \cdot 10^{-11}$
Ra-226	$7,0 \cdot 10^{-17}$	$1,6 \cdot 10^{-14}$	$7,2 \cdot 10^{-12}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$	$9,4 \cdot 10^{-10}$
Th-229	$4,0 \cdot 10^{-16}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$4,6 \cdot 10^{-12}$	$7,0 \cdot 10^{-9}$	$6,5 \cdot 10^{-9}$
Th-230	$1,7 \cdot 10^{-16}$	$5,4 \cdot 10^{-15}$	$3,0 \cdot 10^{-12}$	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$3,7 \cdot 10^{-9}$
Th-232	$1,9 \cdot 10^{-16}$	$5,9 \cdot 10^{-15}$	$3,4 \cdot 10^{-12}$	$4,4 \cdot 10^{-9}$	$4,1 \cdot 10^{-9}$
U-233	$1,1 \cdot 10^{-17}$	$2,6 \cdot 10^{-15}$	$3,7 \cdot 10^{-13}$	$6,1 \cdot 10^{-12}$	$4,3 \cdot 10^{-12}$
U-234	$1,1 \cdot 10^{-17}$	$2,5 \cdot 10^{-15}$	$3,6 \cdot 10^{-13}$	$5,9 \cdot 10^{-12}$	$4,1 \cdot 10^{-12}$
U-236	$1,0 \cdot 10^{-17}$	$2,4 \cdot 10^{-15}$	$3,4 \cdot 10^{-13}$	$5,5 \cdot 10^{-12}$	$3,8 \cdot 10^{-12}$
U-238	$9,7 \cdot 10^{-18}$	$2,3 \cdot 10^{-15}$	$3,1 \cdot 10^{-13}$	$5,1 \cdot 10^{-12}$	$3,5 \cdot 10^{-12}$
Np-237	$7,6 \cdot 10^{-18}$	$2,0 \cdot 10^{-15}$	$2,1 \cdot 10^{-12}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$	$7,5 \cdot 10^{-11}$

8.6.2 Resultat

De stråldoser som de beräknade utsläppen av radionuklider från SFL 3-5 till biosfären kan ge upphov till, har beräknats för referensscenariot på de tre platserna. I de följande avsnitten presenteras resultaten för de nuklider som dominerar dosen för utsläpp från respektive förvarsdel. Eftersom vi räknar med att utsläppen från alla tre förvarsdelarna hamnar i samma ekosystem presenteras slutligen den totala dosen som utsläppen från SFL 3-5 ger.

Resultaten presenteras för tider upp till 10 miljoner år efter förvarsförslutning. Den framtida utvecklingen av miljön är i ett sådant tidsperspektiv osäker. Långsiktiga förändringar i klimatet är t ex bildandet av inlandsis. Under de kommande 100 000 åren uppskattas tre istider förekomma (Ahlbom *et al.*, 1991). Vilken inverkan detta har på SFL 3-5 diskuteras i avsnitt 9.2. I resultaten som presenteras här indikeras osäkerheten genom att skugga resultaten från 100 000 år.

I enlighet med SSIs föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljö vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall (SSI, 1998), skall ett slutförvar utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken. De sannolikhetskoefficienter som redovisas i Internationella strålskyddskommissionens (ICRP) publikation nr 60, (ICRP, 1991) skall användas vid beräkningen av sannolikheten för skadeverkningar. De skadeverkningar som enligt SSI skall beaktas är cancer (dödlig och icke dödlig) samt ärftliga skador. ICRP redovisar för detta fall en sannolikhetskoefficient om $7,3 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$. Denna sannolikhet för skadeverkningar och en årlig risk på 10^{-6} år^{-1} motsvarar en årlig dos om $14 \mu\text{Sv}$ för en individ under förutsättning att sannolikheten är 100 % för att denna individ skall bli exponerad för radionuklider från förvaret. Denna dos har lagts in som en jämförelsenivå i figurerna som redovisar resultaten från beräkningarna.

Strålning från den egna kroppens naturligt radioaktiva ämnen, marken och rymden ger varje individ en dos i storleksordningen 1 mSv/år . Strålning från andra källor, t ex radon i inomhusluft och medicinsk strålning, gör att ett medelvärde av individdosen i Sverige är ungefär 4 mSv/år . I figurerna som redovisar resultaten från beräkningarna har dosen 1 mSv/år lagts in som bakgrunds nivå.

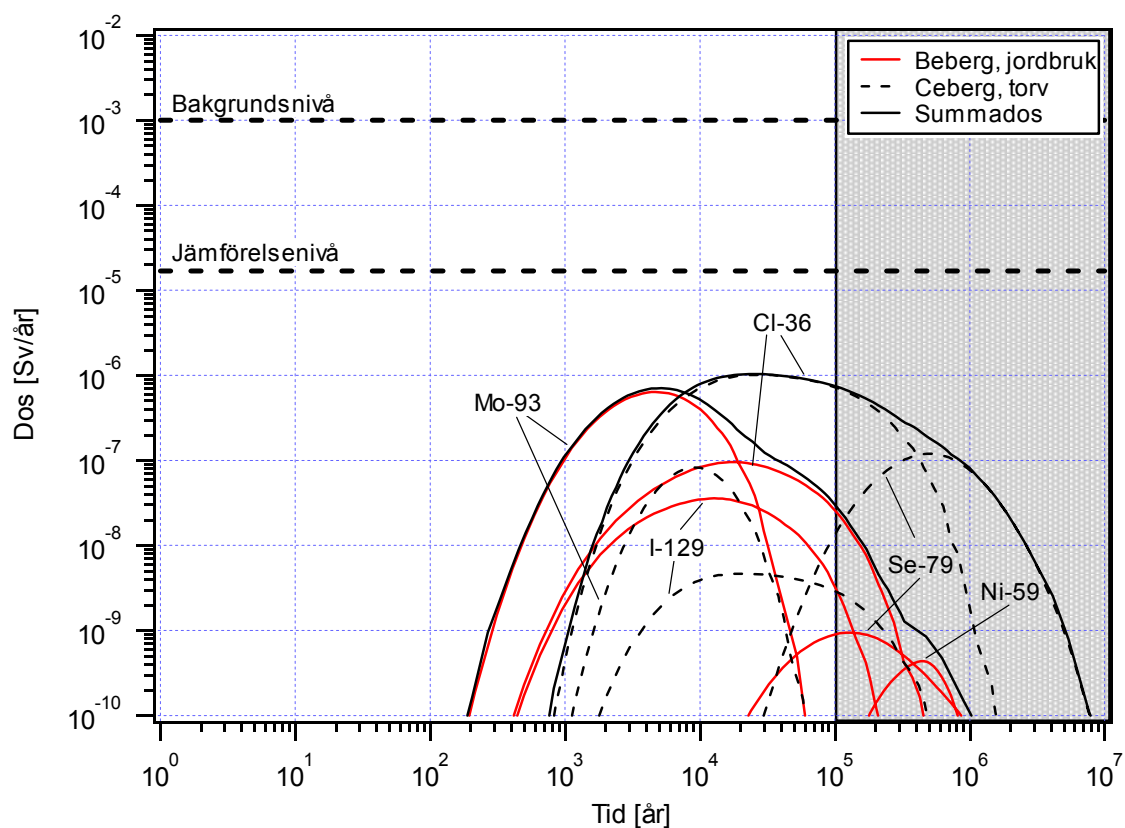
SFL 3

I Aberg kommer utsläppen från SFL 3 att mynna ut i ett område med kust och skärgård. Här blir utspädningen stor varför de doser som utsläppen ger upphov till ligger långt under jämförelsenivån. För det grundläggande beräkningsfallet i referensscenariot, dominerar dosen av oorganiskt ^{14}C . Dosen blir högst efter ungefär 10^4 år och når värdet $1 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/år}$ vid utsläpp till skärgården. Om utsläppet i stället sker vid kusten ligger dosen under 10^{-10} Sv/år . För fallet då radionuklidtransporten påverkas av ISA, dominerar dosen av ^{210}Pb och den maximala dosen blir en tiopotens högre. Utsläppet av ^{210}Pb kommer först efter mycket lång tid, med ett beräknat maximum efter ca 10^7 år.

I Beberg går utsläppet från SFL 3 till ett jordbruksområde. Dosen domineras av ^{93}Mo ($6 \cdot 10^{-7} \text{ Sv/år}$) och erhålls efter drygt 4 000 år, se figur 8-10. Efter 20 000 år är det ^{36}Cl

som ger det största bidraget till dosen. Om utsläppet i stället skulle ske i den närliggande torvmarken, ger ^{36}Cl den högsta dosen $6 \cdot 10^{-6}$ Sv/år efter 10 000 år. Grundvattnets sammansättning i Beberg har en försumbar inverkan på summadosen.

I Ceberg, där torvmark är det typiska ekosystemet, ger ^{36}Cl den största dosen $1 \cdot 10^{-6}$ Sv/år efter ungefär 30 000 år. Även ^{79}Se ger ett betydande bidrag till summadosen, men först efter mer än 10^5 år.



Figur 8-10 Dos för utsläpp av radionuklider från SFL 3 till jordbruksmark i Beberg respektive torvmark i Ceberg (För Beberg visar figuren beräkningsfallet med salt grundvatten).

SFL 4

De beräknade utsläppen från SFL 4 är mycket små. Vid utsläpp till skärgårdsområdet i Aberg dominerar dosen av ^{90}Sr som ger en maximal dos på $3 \cdot 10^{-10}$ Sv/år efter cirka 35 år. Övriga nuklider ger en dos som inte överstiger 10^{-10} Sv/år. Utsläpp till kustområdet i Aberg ger en maximal dos som är lägre än 10^{-10} Sv/år. I Beberg med jordbruksmark är det ^{93}Mo som dominerar dosen från utsläpp och i Ceberg med torvmark är det ^{36}Cl som dominerar. För utsläpp i både Beberg och Ceberg ligger dosen under 10^{-10} Sv/år.

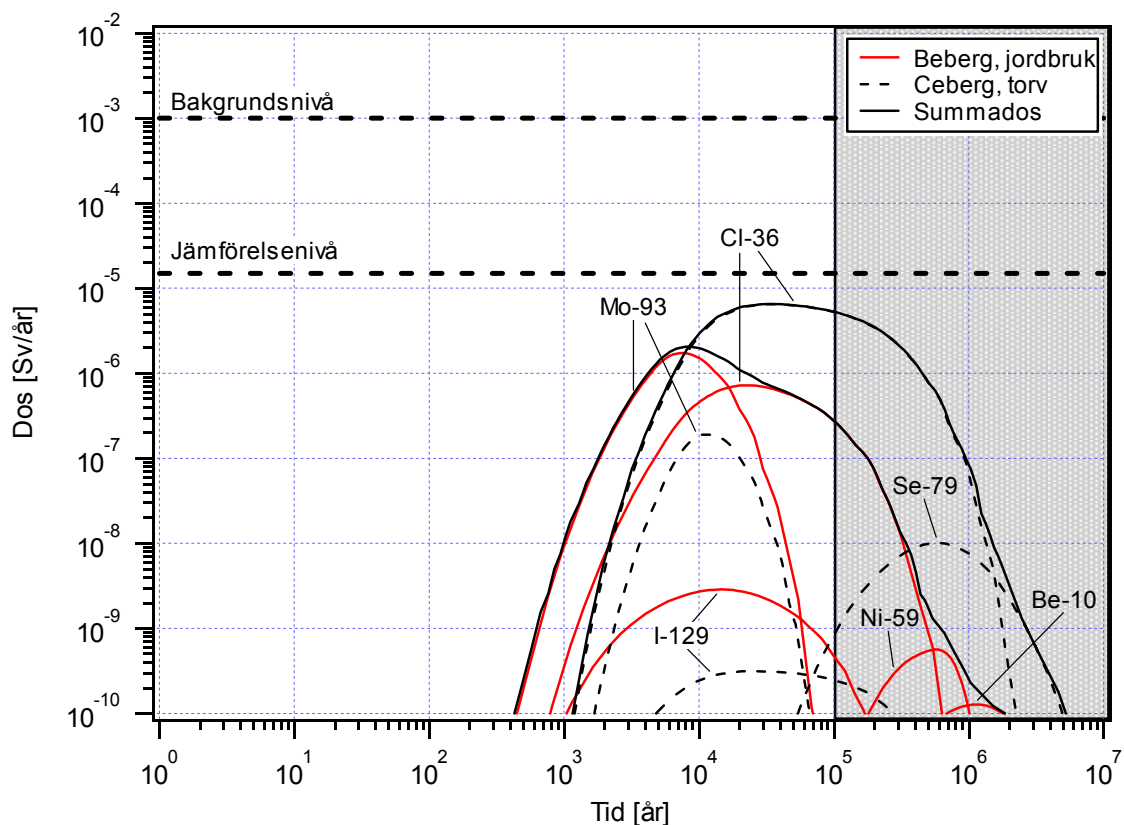
SFL 5

Det beräknade utsläppet från SFL 5 till skärgårdsområdet i Aberg ger upphov till två stycken toppar i doskurvan. Först är det ^3H som efter 60 år ger det högsta bidraget på

$1 \cdot 10^{-9}$ Sv/år. När utsläppet av ^3H avtar minskar summadosen, för att åter öka när utsläppet av ^{93}Mo når recipienten. Mellan 5 000 och 500 000 år – då i tur och ordning ^{93}Mo , oorganiskt ^{14}C och ^{59}Ni dominerar utsläppet till skärgård – ligger summadosen återigen kring 10^{-9} Sv/år. Den maximala summadosen är $2 \cdot 10^{-9}$ Sv/år och erhålls efter 20 000 år. Liksom för SFL 3 och SFL 4, ger utsläppet från SFL 5 till kust en summados som aldrig överstiger 10^{-10} Sv/år.

De nuklider som dominerar dosen för utsläpp från SFL 5 till jordbruksmark i Beberg är ^{93}Mo och ^{36}Cl , se figur 8-11. Den maximala dosen från ^{93}Mo är $2 \cdot 10^{-6}$ Sv/år efter drygt 7 000 år och från ^{36}Cl erhålls $7 \cdot 10^{-7}$ Sv/år efter 20 000 år. Grundvattnets salthalt har ingen avgörande betydelse. Om utsläppet i Beberg sker till torvmark istället, dominerar dosen av ^{36}Cl och når upp till $4 \cdot 10^{-5}$ Sv/år.

I Ceberg är torvmark det typiska ekosystemet och ^{36}Cl ger den största dosen $6 \cdot 10^{-6}$ Sv/år efter drygt 20 000 år, se figur 8-11. Detta är den högsta dosen som erhålls för SFL 3-5. Efter tider upp mot en miljon år beräknas ^{79}Se dominera dosen.

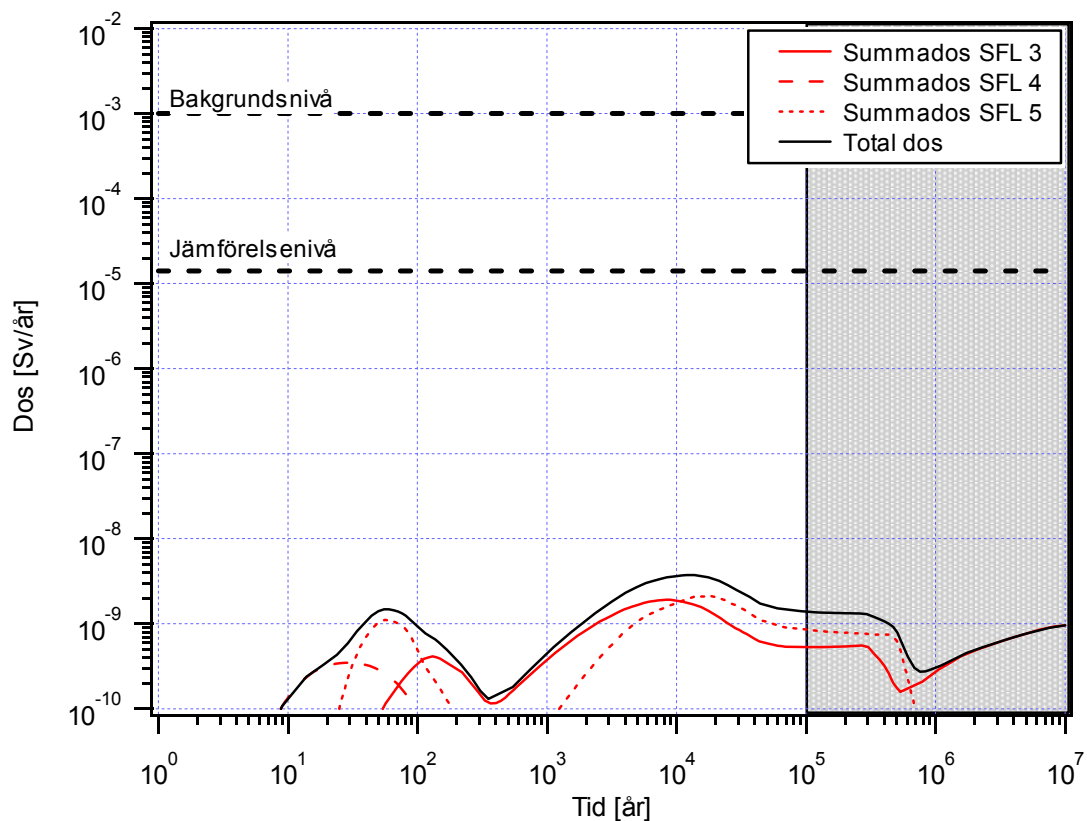


Figur 8-11 Dos för utsläpp av radionuklider från SFL 5 till jordbruksmark i Beberg respektive torvmark i Ceberg (För Beberg visar figuren beräkningsfallet med salt grundvatten).

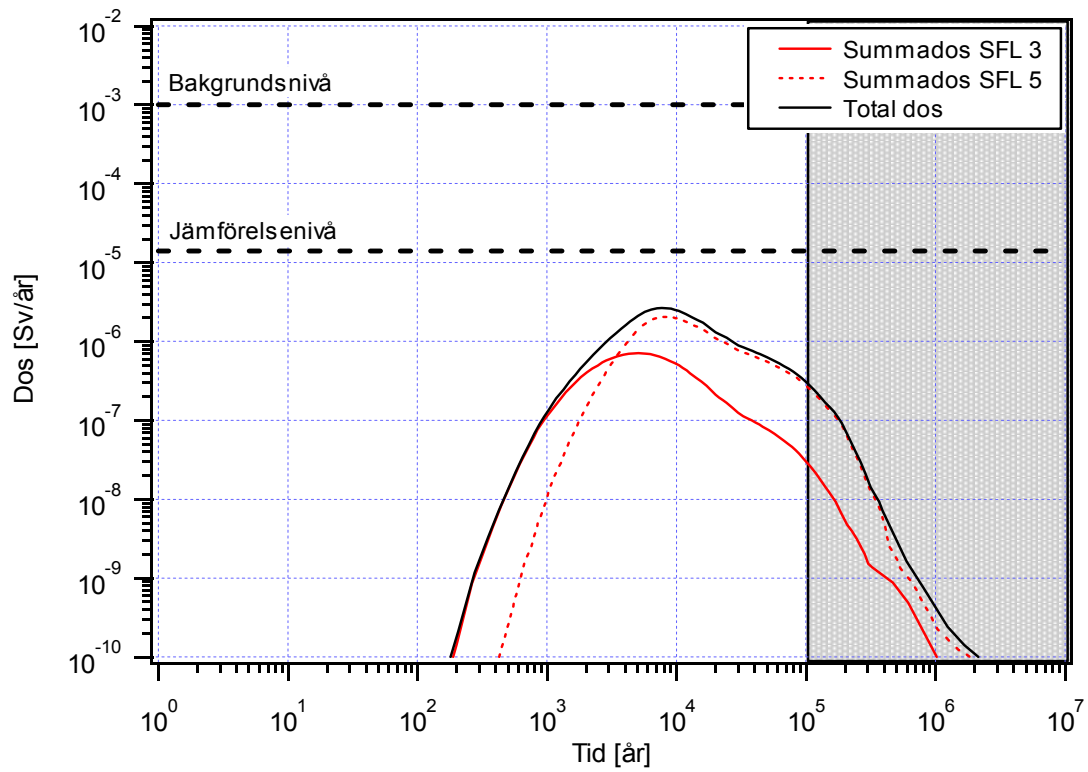
Total dos

Så här långt har alla resultat presenterats för en förvarsdel i taget, men utsläppen från alla tre förvarsdelarna förväntas hamna i samma ekosystem. Den totala dosen är därför av störst intresse, se figurerna 8-12, 8-13 och 8-14. I beräkningarna har vi i det här fallet utgått från att inverkan av ISA är försumbar i SFL 3 och att CRUD har tvättats bort från lagringskassetterna i SFL 4.

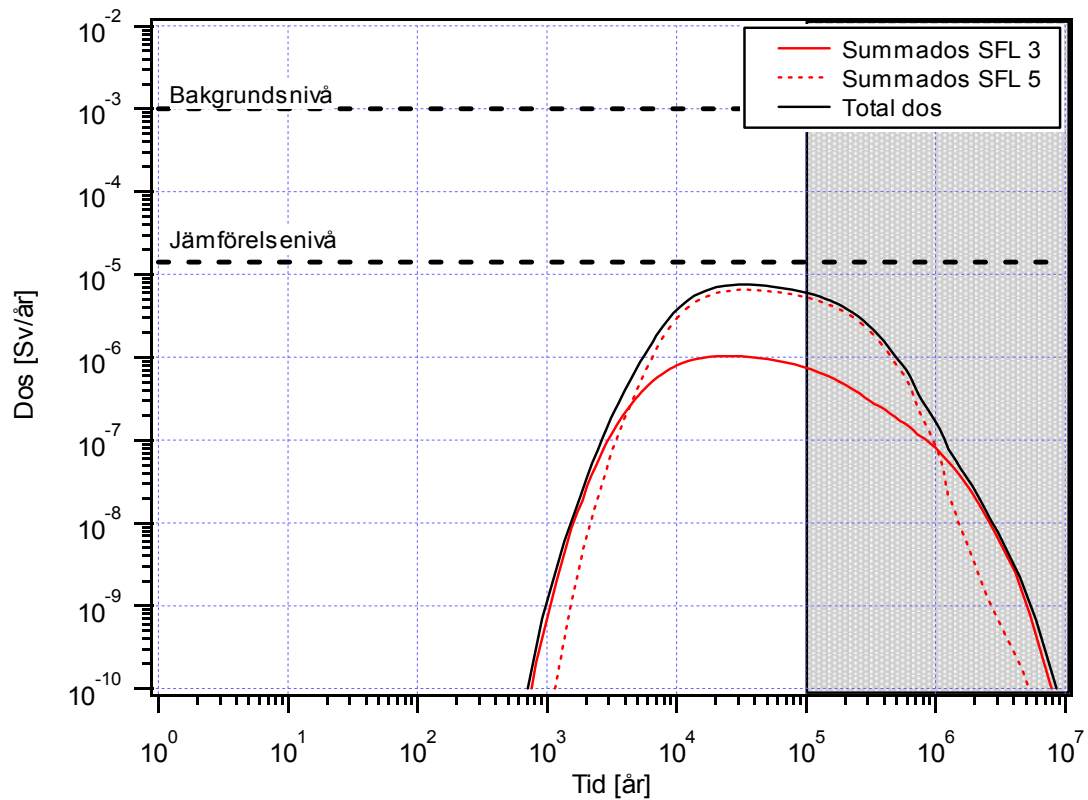
Endast under en relativt kort tid efter förslutning (upp mot 100 år) ger SFL 4 något bidrag av betydelse till den totala dosen. Vid längre tider är det omväxlande SFL 3 och SFL 5 som ger det största bidraget till den totala dosen. Utsläpp till kust i Aberg ger en total dos som är 10 – 100 gånger lägre än för utsläpp till skärgård. I samtliga fall ligger den totala dosen under jämförelsenivån.



Figur 8-12 Total dos från utsläpp av radionuklider till skärgård i Aberg, med bidragen från SFL 3, SFL 4 och SFL 5.



Figur 8-13 Total dos från utsläpp av radionuklider till jordbruk i Beberg, med bidragen från SFL 3 och SFL 5.



Figur 8-14 Total dos från utsläpp av radionuklider till torv i Ceberg, med bidragen från SFL 3 och SFL 5.

8.7 Miljöfarliga ämnen

Avfallet innehåller en del ämnen som är skadliga för miljön men ändå inte radioaktiva. Dit hör framförallt metallerna bly, kadmium och beryllium, t ex bly i speciella behållare och kadmium eller beryllium i metallskrot från forskningsreaktorer (kapitel 2). Förvaret skall skydda människan och miljön även för dessa ämnen och för att pröva detta inkluderas metallerna Be, Cd och Pb i den preliminära säkerhetsanalysen. Första steget är att sammanfatta mängderna av dessa metaller i SFL 3, SFL 4 och SFL 5 (tabell 8-17).

Tabell 8-17 Mängd miljöfarliga metaller i SFL 3-5 (kg).

Material	SFL 3	SFL 4	SFL 5	Totalt
kadmium	990	–	–	990
bly	19 965	–	108 592	128 557
beryllium	–	–	300	300

Upplösning och transport av miljöfarliga metaller från förvaret kan naturligtvis beräknas på samma sätt som för radionuklider, se avsnitt 8.3 och 8.4. Man kan även bedöma konsekvenserna av ett utsläpp på liknande sätt genom att konservativt anta att hela det beräknade utsläppet går till ett ekosystem. Koncentrationerna i ekosystemen jämförs med uppmätta koncentrationer i sjöar, jordbruksmark och torvmark, se tabell 8-18.

Om ekosystemet är öppen kust eller skärgård sker en utspädning motsvarande vattenomsättningen. I Aberg är vattenomsättningen $2,6 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{år}$ ute i skärgården och $7,5 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{år}$ vid den öppna kusten (Bergström *et al.*, 1999). Det beräknade ackumulerade utsläppet av miljöfarliga metaller till en skärgård i Aberg ger inte vid någon tidpunkt upphov till koncentrationer som är högre än de antagna jämförelsenivåerna.

För jordbruksmark och torvmark räknar vi grovt och samtidigt konservativt med att allt material som släpps ut från geosfären kommer till ekosystemet och ackumuleras där. En koncentration erhålls slutligen genom att dividera den ackumulerade mängden med volymen av ekosystemets modul (Bergström *et al.*, 1999, Skagius *et al.*, 1999). Beräkningarna visar att koncentrationerna av metall i jord- eller torvmark underskrider jämförelsenivåerna med bred marginal för tider upp till 10 000 år. Koncentrationerna är vid denna tidpunkt ökande och överskrider jämförelsenivån vid tider mellan 100 000 och 10 miljoner år efter förslutning. Detta är dock vid tider då flera istider förväntas ha passerat och att allt som har nått ekosystemet fortfarande finns ackumulerat är föga troligt.

Tabell 8-18. Jämförelsenivåer för utsläpp av metaller till olika ekosystem.

Ekosystem	Be	Cd	Pb
Skärgård och Kust ($\mu\text{g/liter}$)	1 – 5 ^{a)}	0,01 ^{a)}	0,2 ^{a)}
Jordbruksmark (mg/kg torrs substans)	7 ^{b)}	0,1 ^{c)}	7 ^{c)}
Torvmark (mg/kg torrs substans) ^{d)}	0,095	0,095 – 0,95	0,38 – 19

a) Medelkoncentrationer i svenska sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999a).

b) Medelkoncentration för jordbruksmark i USA (IPCS 1990).

c) Medelkoncentration för jordbruksmark i Sverige (Naturvårdsverket, 1999b)

d) Typiskt värde för torv som används inom energiproduktion (Naturvårdsverket, 1983)

8.8 Utsläpp av radionuklider i gasfas

Avfallet i SFL 3-5 är inte gasformigt. Man kan dock inte utesluta att organiskt ^{14}C med tiden omvandlas till exempelvis metan. På så vis skulle ^{14}C kunna följa med inaktiv gas från förvaret, t ex gas från korrosion av stål och aluminium eller från nedbrytning av organiskt material. Organiskt ^{14}C ingår enbart i två av avfallstyperna i SFL 3 och totala inventaret har skattats till mindre än 10^5 Bq, se tabell 8-1.

I SR 95-studien (SKB, 1995) beräknades kollektivdosen av ett pulsutsläpp av ^{14}C från en kapsel i ett djupförvar för använt kärnbränsle. Tiden för transport genom när- och fjärrzon försumrades, dvs gasen släpps omedelbart ut i atmosfären. Utsläppet till atmosfären betraktades som ett utsläpp från uppberedningsanläggningar med en kollektivdos till lokal och regional befolkning på 0,4 mmanSv/GBq. Med samma sätt att räkna skulle SFL 3 som mest ge en kollektivdos på ca 0,04 μmanSv lokalt och regionalt. Eftersom kollektivdoserna till lokal och regional befolkning är fördelade på ett stort antal individer kommer den årliga individdosen att vara avsevärt lägre.

8.9 Referenser

Ahlbom K, Äikäs T, Ericsson L O, 1991. SKB/TVO Ice Age Scenario. SKB rapport TR 91-32, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Andersson J, 1999. SR 97 – Data and data uncertainties. Compilation of data and evaluation of data uncertainties for radionuclide transport calculations. SKB rapport TR 99-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Bergström U, Nordlinder S och Aggeryd I, 1999. Models for dose assessments. Modules for various biosphere types. SKB rapport TR 99-14, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Carbol P, Engkvist I, 1997. Compilation of radionuclide sorption coefficients for performance assessment. SKB rapport R-97-13, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Firestone R B, 1998. Table of Isotopes. 8th ed., 1998 Update, Ed. C.M. Baglin, John Wiley & Sons, Inc., N.Y. USA.

Holgersson S, Albinsson Y, Allard B, Borén H, Pavasars I, Engkvist I, 1999. The effects of isosaccharinic acid on Cs, Ni, Pm and Th sorption onto, and diffusion into cement. Part 2., Paper in preparation

IAEA, 1996. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115, International Atomic Energy Agency, Vienna Austria.

ICRP, 1991. 1990, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annals of the ICRP, ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford UK.

IPCS, 1990. Environmental Health Criteria 106; Beryllium. International Programme on Chemical Safety, World health Organisation, Geneva.

Naturvårdsverket, 1983. Miljöeffekter av ved och torvförbränning. PM 1708.

Naturvårdsverket, 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4920, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

Naturvårdsverket, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Odlingslandskapet. Rapport 4916, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

Nordlinder S, Bergström U, Mathiasson L, 1999. Ecosystem specific dose conversion factors for Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 99-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Norman S, Kjellbert N, 1990. FARF31 – A far-field radionuclide migration code for use with the PROPER package. SKB rapport TR 90-01, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Ohlsson Y, Neretnieks I, 1997. Diffusion data in granite. Recommended values. SKB rapport TR 97-20, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Pettersson M, Moreno L, Skagius K, 1999. Analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. SKB rapport R-99-14, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Romero L, Moreno L, Neretnieks I, 1995. Fast multiple-path model to calculate radionuclide release from the near field of a repository. Nuclear Technology 112(1), pp 89-98.

Skagius K, Pettersson M, Wiborgh M, Albinsson Y, Holgersson S, 1999. Compilation of data for the analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. SKB rapport R-99-13, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1995. SR 95. Mall för säkerhetsrapporter med beskrivande exempel. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1999. SR 97 – Huvudrapport. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SSI, 1998. Statens strålskyddsinsitutets föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall. SSI FS 1998:1, Statens strålskyddsinstitut.

9 Andra scenarier

9.1 Inledning

Förutom det i kapitel 6 beskrivna referensscenariot studeras följande fyra scenarier:

- Klimatförändringar
- Seismik/tektonik
- Framtida mänskliga handlingar
- Design och drift.

De scenarier som studeras baseras på scenariovalet för djupförvaret för använt bränsle inom SR 97 studien (SKB, 1999).

9.2 Klimatförändringar

Vid bedömningen av omgivningspåverkan från ett djupförvar med avfall innehållande långlivade radionuklider sträcker man sig över så långa tider att klimatförändringar kan förväntas inträffa. I Skandinavien har långsiktiga klimatförändringar förutom förändringar av biosfären medfört utbredning av permafrost och inlandsisar. Förändringar, liknande dem vi har sett i det förgångna, förväntas även i framtiden.

Beskrivningen av de Skandinaviska klimatförhållandena i SR 97 (SKB, 1999) utgår från tre så kallade *klimatstyrda processtillstånd*, de är:

- Tempererat/borealt tillstånd
- Permafrosttillstånd
- Glacialt tillstånd.

De klimatstyrda processtillstånden ska ge en generell bild av klimatstyrda förhållanden som har betydelse för förvarets utveckling, funktion och säkerhet.

9.2.1 Klimatscenario

Under kvartärtiden, de senaste 2 miljoner åren, har jordens klimat haft flera globala kallperioder då inlandsisar och glaciärer vuxit till. Kallperioderna har avlösts av kortare varmperioder med klimat liknade dagens. Kallperioderna benämns *glacialer*, och varmperioderna kallas *interglacialer*. De senaste ca 900 000 åren upprepas ett mönster med ca 100 000 år långa glacialer, abrupt avslutade med en övergång till ett varmt, interglacialt, klimat.

De långa kallperioderna, glacialerna, innehåller kallare och varmare skeden, så kallade *stadialer* respektive *interstadialer*. Under glaciala perioder har inlandsisar och permafrost brett ut sig över Skandinavien. Under de varmare perioderna, interstadialerna, kan istäckets utbredning ha begränsat sig till fjällkedjan. Sydost om

isen kan förhållandena successivt ha övergått från permafrost till tempererat/borealt tillstånd. Under de kalla skedena, stadialerna, kan isen ha täckt stora delar av Norge, Sverige och Finland, för att under de mest extrema kallperioderna ha nått in över Ryssland i öst och ned till Tyskland och Polen i söder.

SR 97:s klimatscenario baserar sig på ett antal relativt enkla beräkningar av utvecklingen under nästa glaciala och interglaciala period. Detta beskriver utvecklingen de kommande 130 000 åren. Förhållandena varierar avsevärt under en glacial period. Utvecklingen kan ses som en variation av de klimatstyrda processtillståndens utbredning i tid och rum. Utvecklingen på en given plats kan beskrivas som en tidsserie av klimatstyrda processtillstånd.

Nedan diskuteras kvalitativt hur de karakteristiska förhållandena inom varje klimatstyrt processtillstånd inverkar på SFL 3-5 och dess omgivningspåverkan. En jämförelse med bedömningarna inom referensscenariot görs.

Tempererat/borealt tillstånd

Den förändring inom det tempererade/boreala tillståndet som har störst betydelse för ett förvar är kustlinjeförskjutning. Då klimatet blir kallare sänks havsytan när vatten binds i inlandsisar världen över. De växande inlandsisarna trycker samtidigt ned jordskorpan. I Sverige är isens nedtryckning av jordskorpan generellt större än sänkningen av havsytan. Havsytan relativt ett fixt läge på jordskorpan – den *relativa kustlinjen* – stiger under en glaciation.

Den relativa kustlinjen stiger i samband med att isen växer till och jordskorpan trycks ned. Sänkning av den relativa kustlinjen förekommer under interglaciala perioder, då den tidigare isbelastade och nedtryckta jordskorpan stiger. Den snabbaste sänkningen av den relativa kustlinjen sker i samband med att isen just dragit sig tillbaka från ett område. Sänkning av den relativa kustlinjen förekommer även vid övergången mot ett kallare klimat på grund av att havsytan sjunker.

Då den relativa kustlinjen sjunker omvandlas havsbotten till land. Gradienterna för grundvattenflöde ökar. Sött nederbördsvatten infiltrerar de nya landområdena. När den relativa kustlinjen stiger omvandlas land till hav. I de havstäckta områdena kan skillnader i vattnets densitet driva grundvattenflödet. Saltvatten har högre densitet än sött vatten och havsvatten kan därför infiltrera berggrunden.

Påverkan på SFL 3-5

Det analyserade referensscenariot gäller för dagens förhållanden, men utan att ta hänsyn till de förändringar i geosfären och biosfären som sker under perioden. Dessa förändringar kan innebära att storlek och riktning på grundvattenflödet förändras och att utströmningsområdet för grundvattnet blir ett annat. Dessutom kan grundvattnets salthalt påverkas. Även om den kontinuerliga förändringen i dessa förhållanden ej beaktats i analysen av referensscenariot, visar dock analysen på effekterna av olika grundvattenflöden och primära recipienter samt av salt eller sött grundvatten. Dessa effekter diskuteras i kapitel 8 och 10.

Permafrosttillstånd

Permafrost är områden där marktemperaturen är under 0 °C under minst två på varandra följande år. Permafrost kan vara diskontinuerlig eller kontinuerlig. I områden med kontinuerlig permafrost är marken frusen överallt, med undantag av större sjöar och vattendrag. I områden med diskontinuerlig permafrost är partier med frusen mark åtskilda av ofrusna delar. I övergången mot kalltempererade (boreala) förhållanden blir förekomsten av permafrost allt mer sporadisk.

Klimatet är kallt och relativt torrt, nederbörden kan vara 50 % av dagens. Minskad nederbörd och frusen mark gör att grundvattenbildningen blir mycket liten. Grundvattenflödet begränsar sig till ofrusna partier. De täta partierna med frusen mark medför att grundvattenflödet drivs till ett större djup. Även partier utan permafrost är frusna vid ytan under större delen av året. Det mesta av nederbörden omsätts vid ytan, vattenomsättningen och flödet i berggrunden blir litet jämfört med nuvarande förhållanden. När vattnet i bergets sprickor fryser expanderar det och vidgar sprickorna. Eftersom deformationen inte är helt elastisk är vidgningen delvis permanent. De låga temperaturerna betyder att reaktions- och upplösningshastigheter sänks. Samtidigt ökar koldioxidens löslighet, vilket medför att lösligheten av kalcit ökar. Vatten fryses ut. Det betyder att salthalten kommer att öka.

Av de tre förvarsplatserna är det endast i Ceberg som permafrost förväntas inträffa de kommande 130 000 åren. Permafrosten är diskontinuerlig och förväntas inte nå några större djup. Då kustlinjen stiger och allt större områden täcks av havet råder inte längre permafrosttillstånd.

Påverkan på SFL 3-5

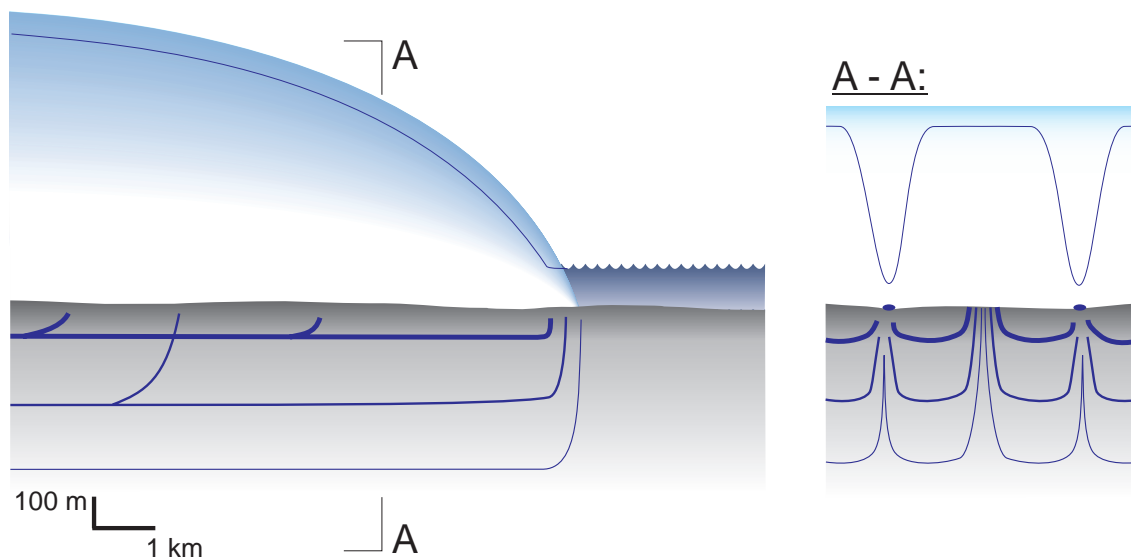
Permafrost innebär att vattnet i marken är fruset hela året. Att vattnet är fruset förhindrar migration och bidrar till att försegla förvaret. Skulle däremot frosten gå så djupt att det fryser i själva förvaret kan det i sämsta fall leda till att barriärerna i närområdet skadas (fryser sönder). Detta medför att vattenflödet genom förvarsbarriärerna kan öka i ett senare skede. Fryser stora mängder vatten så kan även salthalten öka i det vatten som ännu inte frusit (Karlsson *et al.*, 1999). Effekten av olika vattenflöden och av olika salthalter i vattnet belyses i det analyserade referensscenariot, se kapitel 8 och 10.

Glacialt tillstånd

Glacialt tillstånd råder vid närvaron av inlandsis. Under istäckets centrala delar – den s k *isdelarzonen* – är marken frusen. Permafrostdjupet kan vara upp emot 400 m. Närmare istäckets kant nås trycksmältpunkten och en zon där smältning förekommer i gränsskiktet mellan mark och is uppstår, den s k *smältzonen*.

I en analys av grundvattenflödet under glaciärer föreslår Boulton *et al.* (1999) att smältvattnet huvudsakligen transporteras mot iskanten genom istunnlar i gränsskiktet mellan is och berggrund. Smältvattnet transporteras in till istunnlarna genom grundvattenflöde. Vattentryck och flöde då iskanten ligger i havet visas i figur 9-1. Vid iskanten, och även in mot istunnlarna, är gradienterna för grundvattenflöden höga. Grundvattenflöde sker både in mot istunnlarna och ut mot iskanten. Det glaciala

smältvattnet är syrerikt. I isdelarzonerna är markerna frusna och inga grundvattenflöden förekommer.



Figur 9-1 Grundvattenflöde i smältzonen. Iskanten ligger i havet.

Då en inlandsis rör sig över ett område påverkas de rådande bergspänningarna. I isdelarzonerna där istäcket är som tjockast är spänningarna stora. Berggrunden pressas samman och sprickor trycks ihop. I smältzonen är istjockleken mindre och vattentrycket är lokalt högt. De höga vattentrycken kan leda till att sprickor vidgas, vilket ger en ökad vattengenomsläpplighet.

Påverkan på SFL 3-5

En inlandsis på ytan innebär en våldsam påverkan på landskapet, men detta har mindre betydelse för förvaret som ligger 300 m eller djupare ner i berget. Blir emellertid istäcket mycket tjockt så ökar bergspänningarna på förvarsdjup och detta kan påverka och eventuellt skada de bergrum och tunnlar som utgör förvaret.

Efter en istid, i samband med avsmältningen vid iskanten, kan det tänkas uppstå en situation där gradienten och därmed även flödet av grundvatten ökar (Ahlbom *et al.*, 1991). Effekten av olika grundvattenflöden ingår i analysen av referensscenariot, se kapitel 8 och 10.

Smältvattnet har låg halt av lösta salter och det har större förutsättningar att bevara sitt lösta luftsyre under infiltrationen på grund av isen och det kalla klimatet (Karlsson *et al.*, 1999). Det är ändå inte troligt att detta påverkar förvaret på något avgörande sätt. Perioden med avsmältning på en given plats är begränsad och förvaret har i sig en stor kapacitet att ta hand om och reagera med syre genom sitt innehåll av metaller och organiska ämnen. Det är dessutom ganska få nuklider som påverkas negativt av oxidation.

9.3 Seismik/tektonik

En utredning avseende jordbävningar och möjliga förskjutningar i olika spricksystem har genomförts inom SR 97 studien (La Pointe *et al.*, 1997). Två huvudsakliga scenarier för påverkan på förvaret av en jordbävning har studerats:

- Jordskalv längs en förkastning som korsar förvaret
- Jordskalv längs en förkastning som ej korsar förvaret men som inducerar förskjutningar i sekundära sprickor i förvarsområdet.

Informationen i en världstäckande databas visar att för skalv med magnituden 5,5 enligt Richterskalan, vilket är jämförbart med skalv uppmätta i Sverige under en 1 000-års period, erhålls skjuvrörelser på ca 0,05 meter i en "normal" förkastning.

Förskjutningar i mindre bergstrukturer i förvarsområdet orsakade av kraftiga jordskalv i brantstående förkastningar på olika avstånd från förvaret har beräknats för Äspöberg. Resultaten visar att jordskalv med magnituden 6,0 – 6,5 ger upphov till förskjutningar om 0,01 – 0,02 m, för 50 meters avstånd mellan förkastning och förvarsområde. En jordbävning på större avstånd från förvaret, 2 km, och med magnituden 6,1 ger en maximal förskjutning på ca 1 mm i mindre bergstrukturer i förvarsområdet.

9.3.1 Inverkan av jordbävning på SFL 3 och SFL 5

Inbyggnaderna av betong grundläggs på en packad fyllning av krossat berg med en tjocklek på minst 0,5 meter samt omges av en grusåterfyllning som är mer än 1 meter tjock. Betongkonstruktionen har en total längd på ca 114 meter och är uppdelad i tre sektioner om vardera 38 meters längd. Sektionerna är separerade med dilatationsfogar.

En lokal mindre förskjutning i berggrunden utjämnas dels i grundläggningmaterialet, dels genom betongdeformationer. Uppskattningsvis kommer en enstaka och momentan lokal förskjutning i berggrunden av storleksordningen 10 mm inte att medföra skadlig uppsprickning i betongkonstruktionen. Om förskjutningen i stället delas upp på flera mindre förskjutningsbelopp som inträffar med stora tidsmellanrum (100-tals år) är det troligt att den sammanlagda förskjutningen utan skador på betongen kan bli två till tre gånger större på grund av plasticering och krypning i betongen och i grundläggningmaterialet.

Det är möjligt att vidta en del åtgärder för att öka deformationståligheten hos betongkonstruktionen, till exempel genom:

- flera dilatationsfogar
- placering av dilatationsfogarna i anslutning till sådana sprickor i berget som kan antas vara rörelsebenägna vid jordbävning
- tjockare skikt av krossat berg/grusåterfyllning
- anpassad kornfördelning hos det krossade berget/grusåterfyllningen.

9.3.2 Inverkan av jordbävning på SFL 4

I SFL 4 finns ett tunt gruslager under bottenplattan av betong. Dessutom finns ett 0,4 meter tjock grusåterfyllning mellan avfallskollin och bergväggar samt en större volym ovanför avfallskollina. I beräkningarna av radionuklidutsläppet från SFL 4 anses i referensscenariot avfallskollina ej utgöra något motstånd för nukliderna, så en sprickförskjutning föranleder inga förändringar i bedömningen av omgivningspåverkan.

9.4 Framtida mänskliga handlingar

Exempel på framtida mänskliga handlingar som kan påverka funktion och därmed säkerheten hos ett djupförvar för använt kärnbränsle, har identifierats inom SR 97 studien, se tabell 9-1 (Morén *et al.*, 1998). Termisk påverkan skulle kunna uppkomma om man i framtiden bygger ett värmelager eller söker utvinna geotermisk energi. Hydrologisk påverkan skulle kunna uppkomma om vattenanläggningar byggs exempelvis för vattenkraft och bevattning. Borrning och byggnation av bergrum, tunnlar och schakt i anslutning till förvaret skulle även kunna medföra mekanisk påverkan på förvaret. Injektering av miljöfarligt avfall och försurning av luft och mark är exempel på kemisk påverkan. För SFL 3-5 har vi valt belysa påverkan från framtida mänskliga handlingar genom att beräkna framtida omgivningspåverkan från borrade brunnar i närheten av förvaret.

Tabell 9-1 Mänskliga handlingar som kan påverka ett djupförvar indelat i kategorierna "Termisk", "Hydrologisk", "Mekanisk" och "Kemisk påverkan" (Morén *et al.*, 1998).

Kategori	Handling
Termisk påverkan	Bygga värmelager Bygga värmepumpanläggning Utvinna geotermisk energi (geotermi) Bygga anläggning som genererar värme/kyla på ytan av förvaret
Hydrologisk påverkan	Anlägga brunn Bygga damm Ändra ytvattens (vattendrag, sjöar, hav) sträckning, utbredning och förbindelser med andra ytvatten Bygga anläggning för vattenkraft Bygga anläggning för dränage Bygga anläggning för infiltration Bygga anläggning för bevattning Ändra förhållanden för grundvattenbildning genom ändrad markanvändning
Mekanisk påverkan	Borra i berget Bygga bergrum, tunnel, schakt etc Anlägga dagbrott Anlägga tipp Bomba eller spränga på ytan av förvaret
Kemisk påverkan	Förvara miljöfarligt avfall i berget Anlägga soptipp Försura luft och mark Sterilisera mark Orsaka olycka med spridning av kemikalier som följd

9.4.1 Brunnar

Enligt de regionala hydrologimodellerna sker inga utsläpp från SFL 3-5 till någon av de brunnar som idag finns anlagda i utsläppsområdet i Aberg, Beberg respektive Ceberg. Det är dock tänkbart att en brunn kan anläggas på en sådan plats i framtiden. Utsläppet av radionuklider och miljöfarliga metaller till en brunn som antags ligga i utströmningsområdet belyses nedan (Pettersson *et al.*, 1999). Dospåverkan från brunn under de första hundra åren har skuggats, då det här har antagits att förvarsplatsen är skyddad genom institutionell kontroll och/eller att man för dessa tider känner till förvarets existens. Det bedöms som rimligt att det tar minst tre generationer, eller i storleksordningen 100 år, innan en specifik kunskap kan sägas vara förlorad (Morén *et al.*, 1998).

Platsspecifika medelbrunnar

Platsspecifika medelbrunnar har definierats. Dessa medelbrunnar har definierats som en brunn med samma kapacitet som medelkapaciteten hos de brunnar som finns idag inom respektive utsläppsområde. Detta ger oss tre medelbrunnar med kapaciteterna 300 liter/timme (Aberg), 1 000 liter/timme (Beberg) och 500 liter/timme (Ceberg).

Utsläpp av radionuklider till brunn

Den modell som ligger bakom de framtagna ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorerna, EDF, för de tre medelbrunnarna i tabell 9-2 presenteras i kapitel 5. De framtagna platsspecifika EDF för de tre medelbrunnarna tar förutom vattenkapaciteten även hänsyn till nederbördsförhållanden på platsen och därmed sammanhängande olikheter i vattenanvändning.

Tabell 9-2 Medelvärden på ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer (Sv/Bq) för medelbrunnar (Nordlinder *et al.*, 1999)

Radio-nuklid	Aberg	Beberg	Ceberg
	Medelbrunn (300 l/timme)	Medelbrunn (1 000 l/timme)	Medelbrunn (500 l/timme)
H-3	$9,4 \cdot 10^{-15}$	$2,7 \cdot 10^{-15}$	$5,2 \cdot 10^{-15}$
Be-10	$4,6 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-13}$	$2,6 \cdot 10^{-13}$
C-14	$2,4 \cdot 10^{-13}$	$7,0 \cdot 10^{-14}$	$1,4 \cdot 10^{-13}$
Cl-36	$7,3 \cdot 10^{-13}$	$2,1 \cdot 10^{-13}$	$3,7 \cdot 10^{-13}$
Co-60	$1,1 \cdot 10^{-12}$	$3,3 \cdot 10^{-13}$	$6,6 \cdot 10^{-13}$
Ni-59	$5,9 \cdot 10^{-14}$	$1,8 \cdot 10^{-14}$	$3,0 \cdot 10^{-14}$
Ni-63	$6,2 \cdot 10^{-14}$	$1,9 \cdot 10^{-14}$	$3,7 \cdot 10^{-14}$
Se-79	$2,7 \cdot 10^{-12}$	$7,7 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-12}$
Sr-90	$1,3 \cdot 10^{-11}$	$3,7 \cdot 10^{-12}$	$7,3 \cdot 10^{-12}$
Zr-93	$3,7 \cdot 10^{-13}$	$1,1 \cdot 10^{-13}$	$2,2 \cdot 10^{-13}$
Nb-94	$3,4 \cdot 10^{-12}$	$9,8 \cdot 10^{-13}$	$1,7 \cdot 10^{-12}$
Mo-93	$2,5 \cdot 10^{-12}$	$7,7 \cdot 10^{-13}$	$1,2 \cdot 10^{-12}$
Tc-99	$5,5 \cdot 10^{-13}$	$1,6 \cdot 10^{-13}$	$2,8 \cdot 10^{-13}$
I-129	$9,2 \cdot 10^{-11}$	$2,7 \cdot 10^{-11}$	$4,6 \cdot 10^{-11}$
Cs-135	$1,9 \cdot 10^{-12}$	$5,7 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-12}$
Cs-137	$5,6 \cdot 10^{-12}$	$1,7 \cdot 10^{-12}$	$3,4 \cdot 10^{-12}$
Pb-210	$1,9 \cdot 10^{-10}$	$5,6 \cdot 10^{-11}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$
Ra-226	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$3,4 \cdot 10^{-11}$	$6,5 \cdot 10^{-11}$
Th-229	$4,2 \cdot 10^{-10}$	$1,3 \cdot 10^{-10}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$
Th-230	$2,1 \cdot 10^{-10}$	$6,2 \cdot 10^{-11}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$
Th-232	$2,3 \cdot 10^{-10}$	$6,8 \cdot 10^{-11}$	$1,3 \cdot 10^{-10}$
U-233	$1,9 \cdot 10^{-11}$	$5,5 \cdot 10^{-12}$	$1,1 \cdot 10^{-11}$
U-234	$1,8 \cdot 10^{-11}$	$5,3 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-11}$
U-236	$1,7 \cdot 10^{-11}$	$5,0 \cdot 10^{-12}$	$9,7 \cdot 10^{-12}$
U-238	$1,6 \cdot 10^{-11}$	$4,8 \cdot 10^{-12}$	$9,2 \cdot 10^{-12}$
Np-237	$4,7 \cdot 10^{-11}$	$1,3 \cdot 10^{-11}$	$2,5 \cdot 10^{-11}$

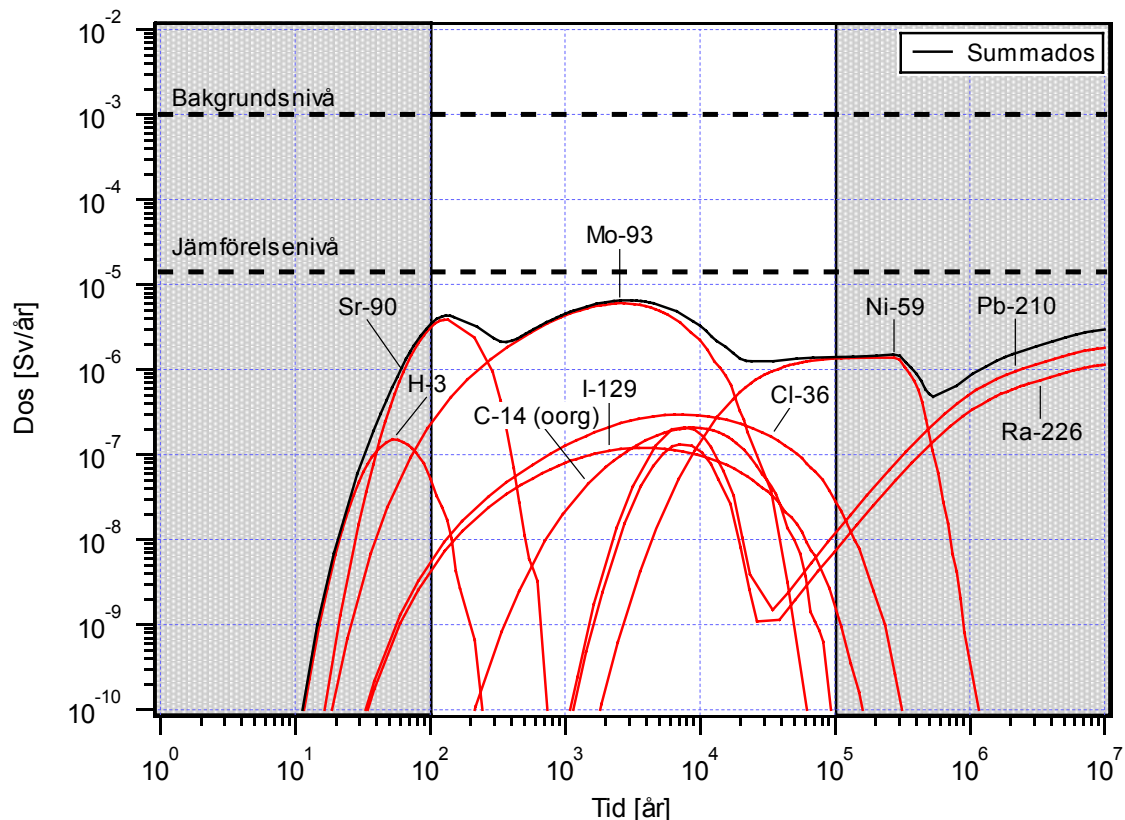
På följande sidor illustreras följden av radionuklidutsläpp till de platsspecifika medelbrunnar som har definierats. Det antas att nuklider når brunnen med samma hastighet

(Bq/år) som gäller för utsläppet från fjärrzonen, och att nukliderna når brunnen utan någon fördröjning i tiden. Resultaten för SFL 3 respektive SFL 4 baseras på antagandet att man inte har någon inverkan av ISA på närzonstransporten av radionuklider från SFL 3 respektive att all CRUD har tvättats bort före deponering i SFL 4. Nuklider som dominerar dosen och dosen som erhålls från utsläppet av alla nuklider i brunnen (summados) ges i figurerna. I figurerna är också jämförelsenivån 14 µSv/år och bakgrunds-nivån 1 mSv/år (se avsnitt 8.6.2) inlagda.

Aberg

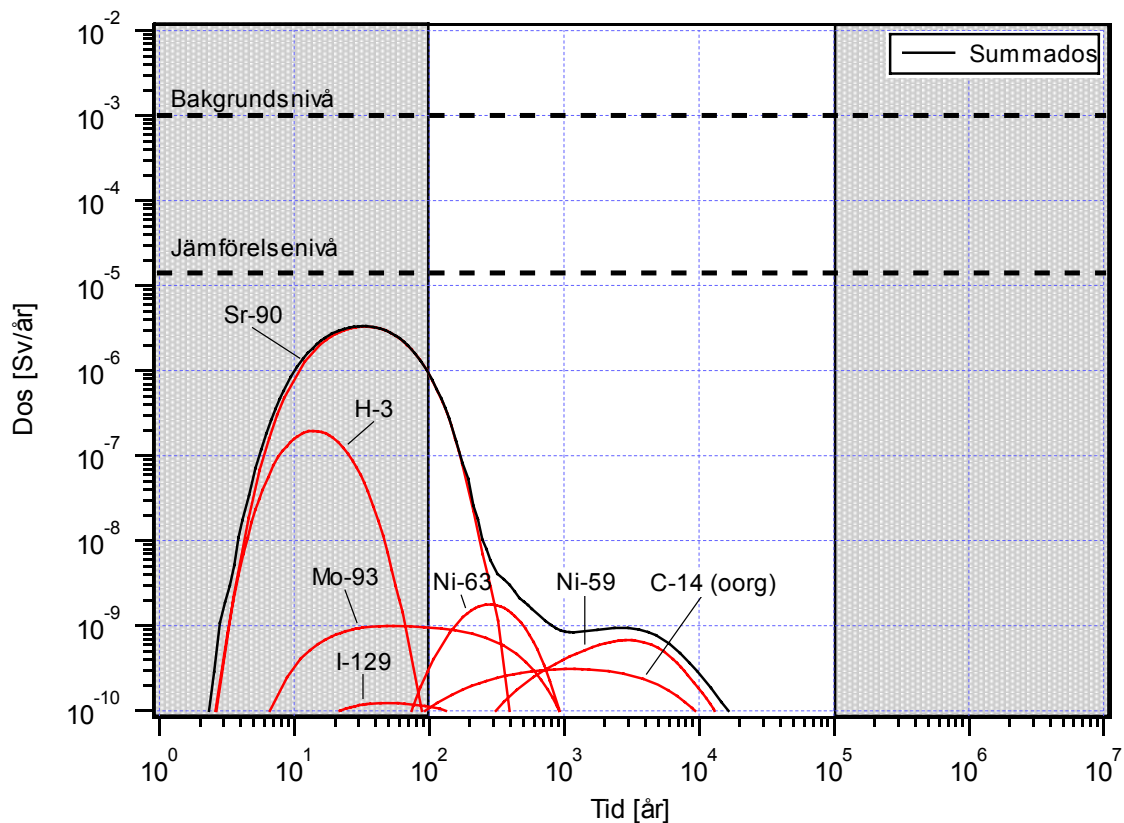
Utsläppen av dosdominerande nuklider från SFL 3-5 till den antagna medelbrunnen i Aberg presenteras i figurerna 9-2 till 9-4.

Utsläpp av ^3H och ^{90}Sr från SFL 3 till medelbrunnen i Aberg ger en maximal dos på 0,2 µSv/år respektive 4 µSv/år (figur 9-2). Den största delen av utsläppet når brunnen under den institutionella kontrollperioden. För längre tider dominerar dosen av ^{93}Mo och ^{59}Ni . Den maximala dosen är 6 µSv/år och ges av ^{93}Mo efter ungefär 2 000 till 3 000 år. För fallet då radionuklidtransporten påverkas av ISA, dominerar dosen av ^{210}Pb och den maximala dosen blir en tiopotens högre. Utsläppet av ^{210}Pb kommer först efter mycket lång tid, med ett beräknat maximum efter ca 10^7 år.



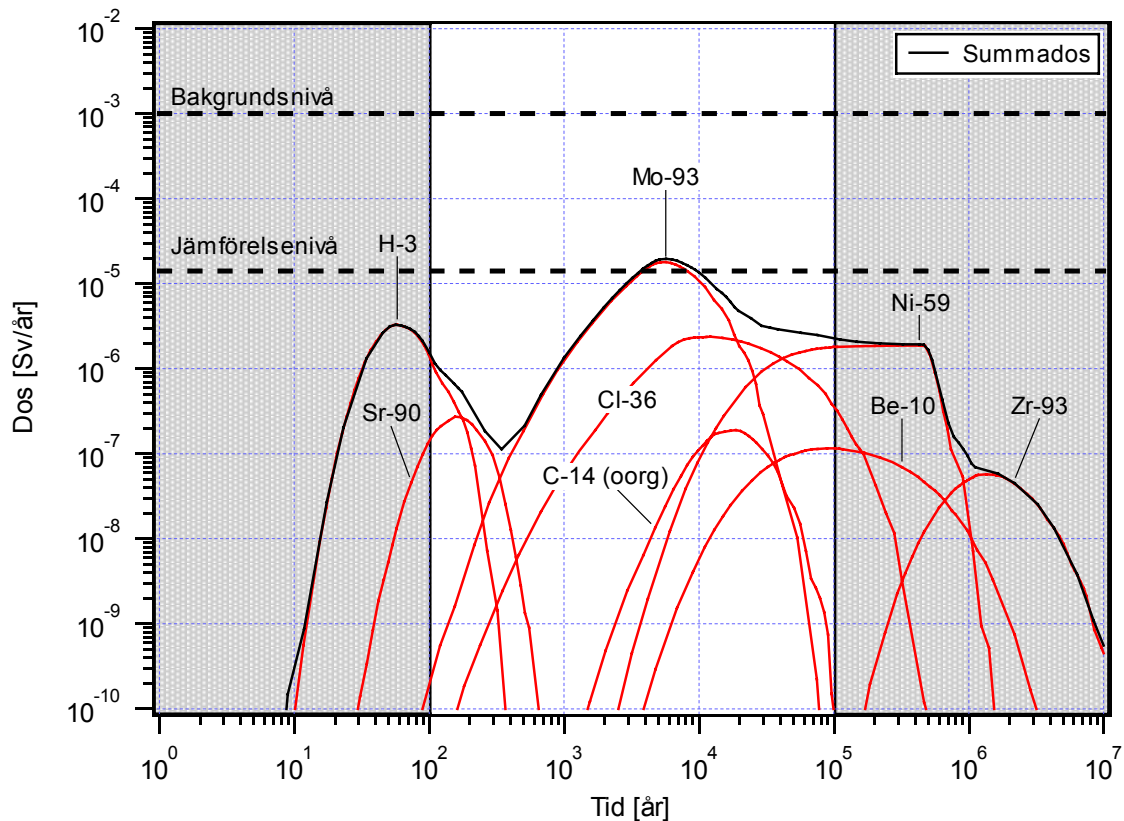
Figur 9-2 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 3 till medelbrunn i Aberg (ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).

Beräkningen av migrationen av radionuklider från SFL 4 utgår från antagandet att all CRUD på lagringskassetterna har tvättats bort före deponering. Innehållet av radionuklider i SFL 4 blir därmed lågt vilket medför att utsläppet av radionuklider från fjärrzonen avtar relativt snabbt med tiden (se figur 8-8). Detta återspeglas även i hur dosen varierar med tiden (figur 9-3). Utsläppet av ^{90}Sr , som ger den högsta dosen ($3 \mu\text{Sv}/\text{år}$), når recipienten huvudsakligen under den institutionella kontrollperioden. Efter denna period har dosen avtagit och ligger långt under jämförelsenivån.



Figur 9-3 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 4 (utan CRUD) i medelbrunn i Aberg.

Under perioden av institutionell kontroll domineras utsläppet från SFL 5 till medelbrunn i Aberg av ^3H (figur 9-4). Därefter domineras utsläppet huvudsakligen av ^{93}Mo , men även ^{90}Sr , ^{36}Cl , ^{59}Ni och ^{93}Zr ger vid olika tidpunkter betydande bidrag till dosen. Den maximala dos som utsläppet av ^{93}Mo ger upphov till är den högsta som erhålls inom det grundläggande beräkningsfallet inom referensscenariot, $18 \mu\text{Sv}/\text{år}$.

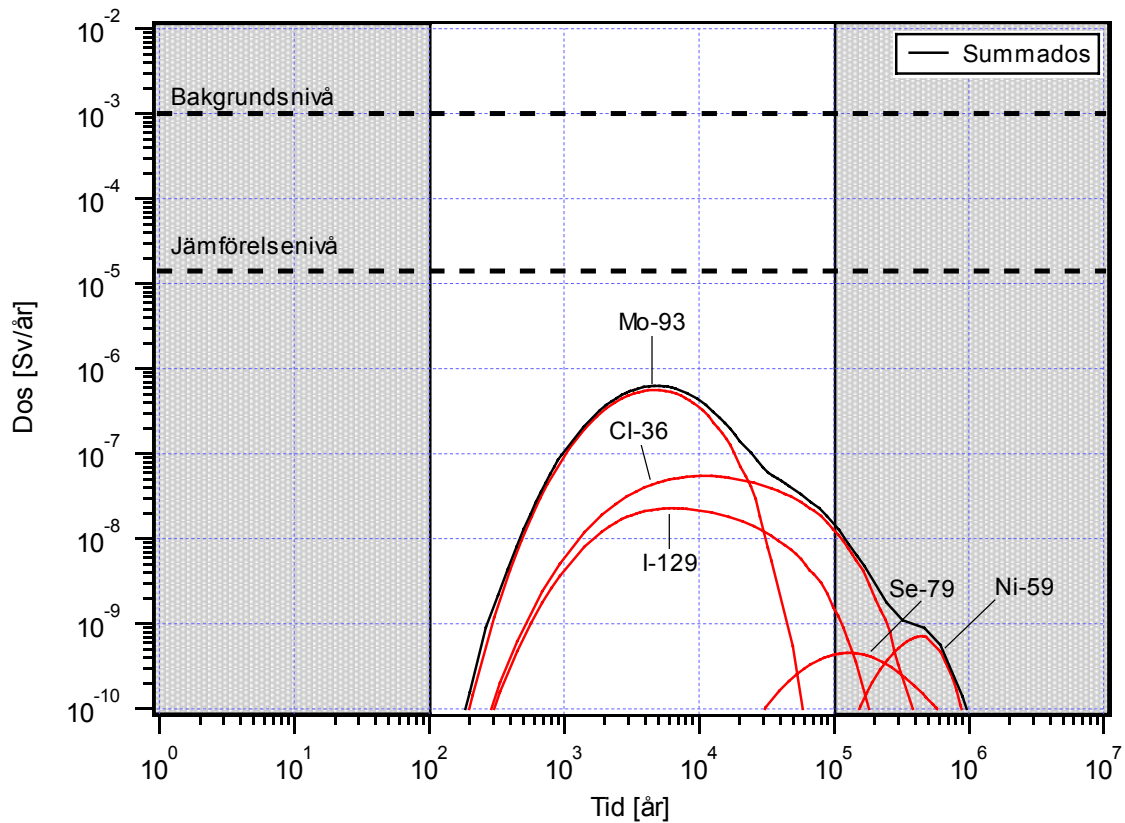


Figur 9-4 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 5 i medelbrunn i Aberg.

Beberg

Utsläppen av dosdominerande nuklider från SFL 3 och SFL 5 till den antagna medelbrunnen i Beberg presenteras i figur 9-5 respektive 9-6. Resultaten baseras på ett salt grundvattnet, men grundvattnets sammansättning i Beberg har en försumbar inverkan på dosen. Utsläppet av kortlivade nuklider, t ex ^3H och ^{90}Sr , från fjärrzonen i Beberg är lågt vilket medför att utsläppen till brunn ger mycket låga doser under den institutionella kontrollperioden.

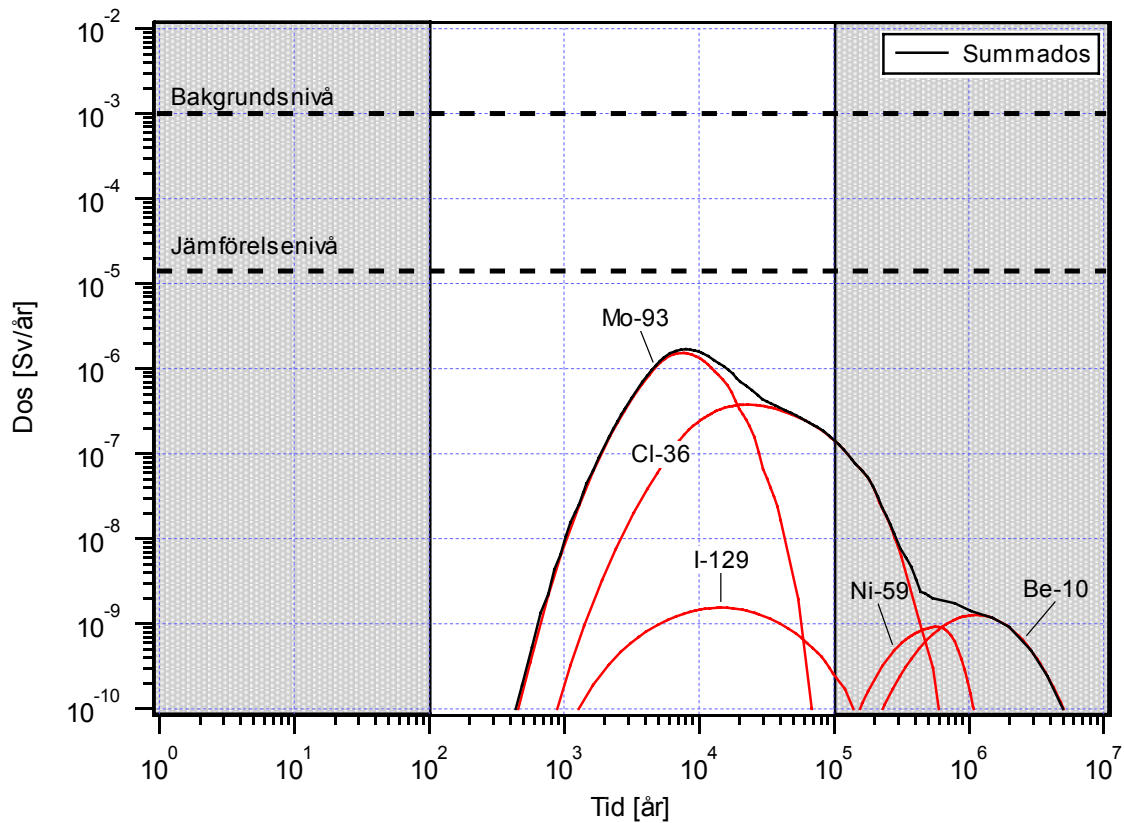
Dosen från utsläpp av samtliga nuklider från SFL 3 stiger för tider upp mot 4 000 år för att därefter avta igen. Dominerande nuklider är ^{93}Mo och ^{36}Cl . Den förstnämnda ger den maximala dosen, $0,6 \mu\text{Sv}/\text{år}$.



Figur 9-5 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 3 i medelbrunn i Beberg (Figuren visar beräkningsfallet med salt grundvatten samt ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).

Utsläppen till medelbrunnen från SFL 4 i Beberg är så låga att dosen inte överstiger 10^{-10} Sv/år.

För SFL 5 är det till stor del samma nuklider som dominerar dosen vid utsläpp till medelbrunnen i Beberg som för SFL 3, d v s ^{93}Mo och ^{36}Cl . Den maximala dosen är $2 \mu\text{Sv/år}$, vilket erhålls efter cirka 7 000 år.

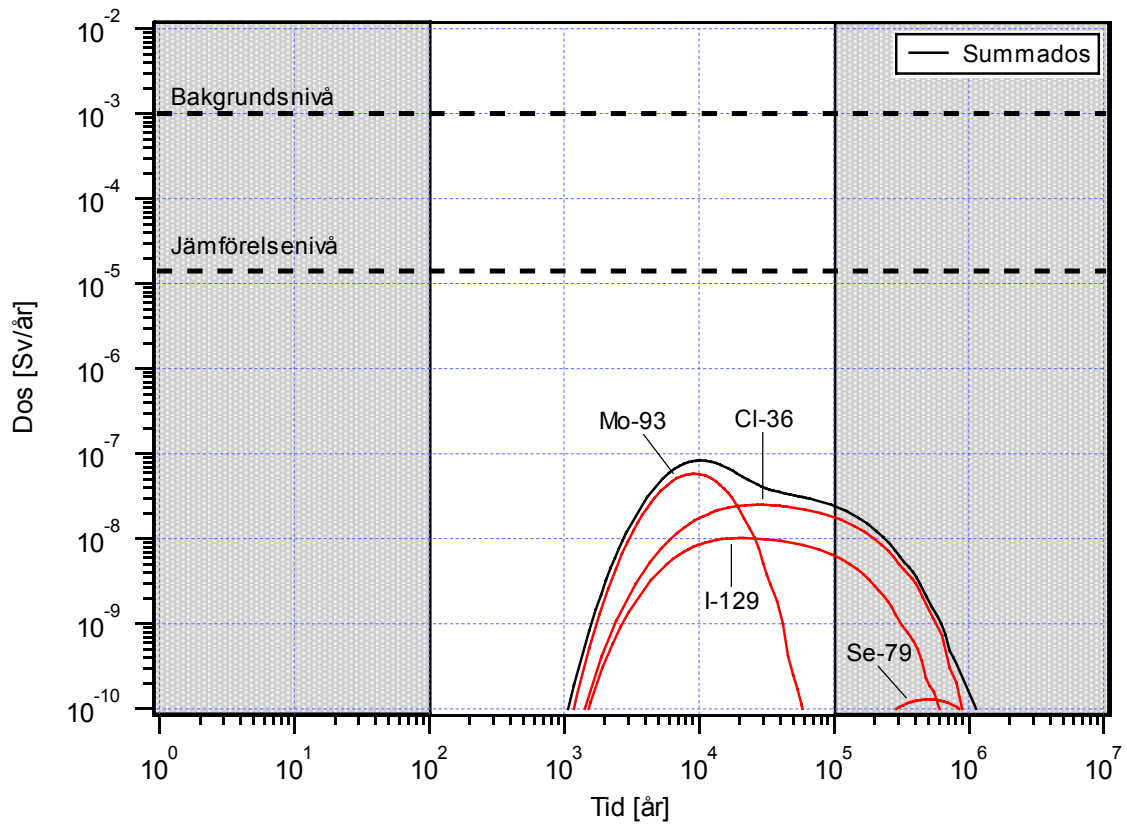


Figur 9-6 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 5 i medelbrunn i Beberg (Figuren visar beräkningsfallet med salt grundvatten).

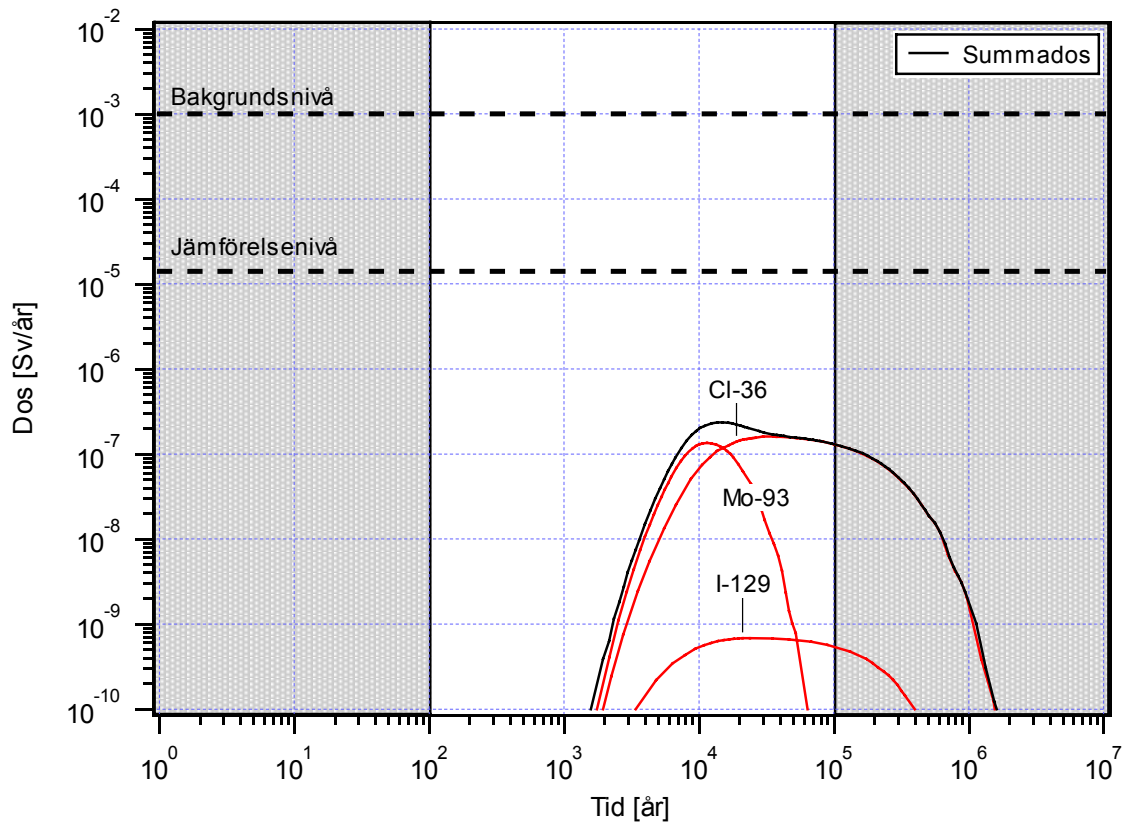
Ceberg

Utsläppen av dosdominerande nuklider från SFL 3 och SFL 5 till den antagna medelbrunnen i Ceberg presenteras i figur 9-7 respektive 9-8. I enlighet med resultaten för Beberg, ger utsläpp till medelbrunn i Ceberg mycket låga doser under den institutionella kontrollperioden. Det är först efter ungefär 10 000 år efter förslutning som den maximala dosen erhålls. De nuklider som dominerar dosen är i båda fallen ^{93}Mo och ^{36}Cl . För utsläpp från SFL 3 ger ^{93}Mo den högsta dosen ($0,06 \mu\text{Sv}/\text{år}$) efter ungefär 9 000 år. Den maximala dosen för utsläpp från SFL 5 ($0,2 \mu\text{Sv}/\text{år}$) erhålls cirka 30 000 år efter förslutning och ges av ^{36}Cl .

Även utsläppen från SFL 4 i Ceberg är så låga att dosen för utsläpp till medelbrunnen inte överstiger $10^{-10} \text{Sv}/\text{år}$.



Figur 9-7 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 3 i medelbrunn i Ceberg (ingen inverkan av ISA på lösligheter i närzonen).

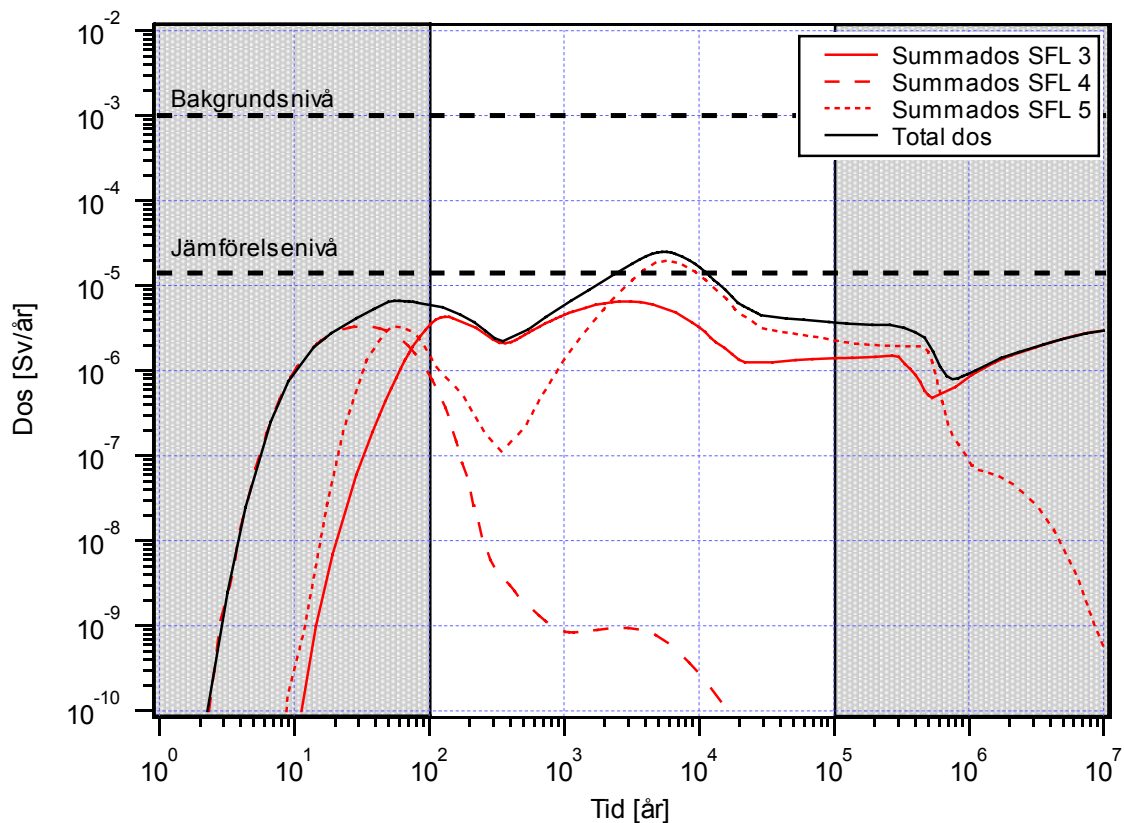


Figur 9-8 Dos för radionuklidutsläpp från SFL 5 i medelbrunn i Ceberg.

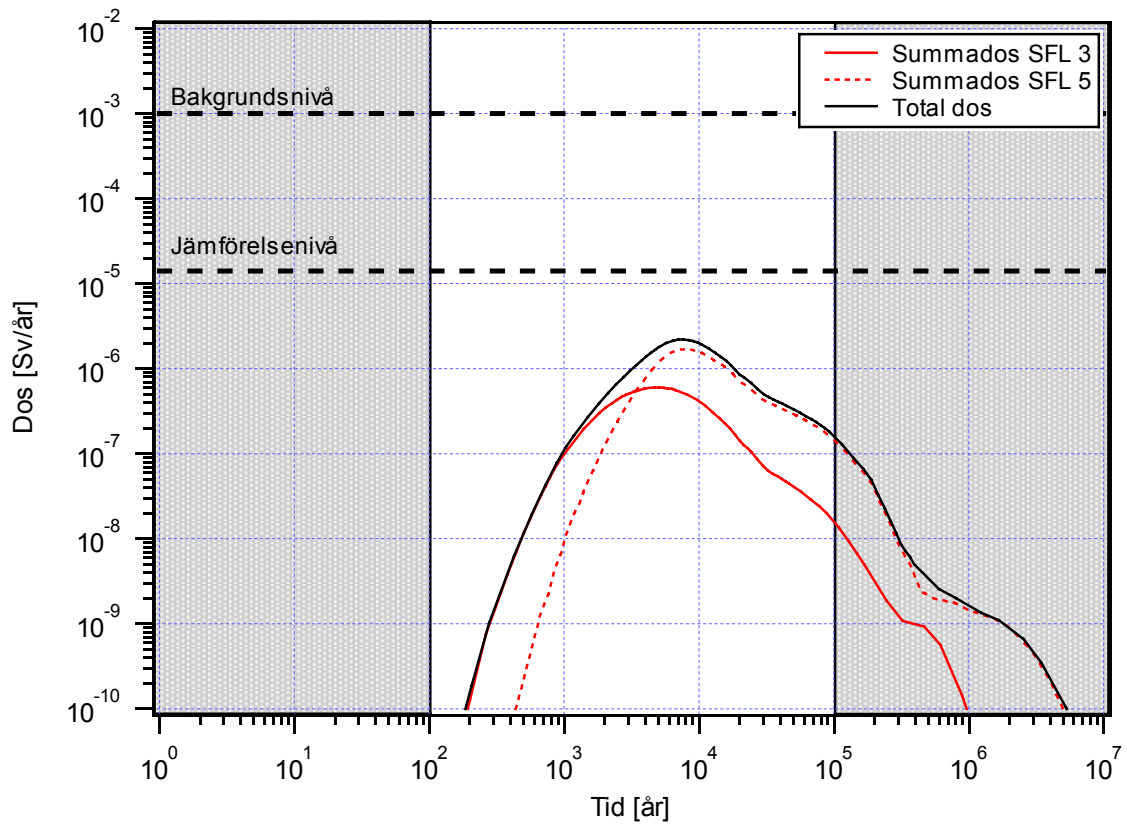
Total dos

Då utsläppen från alla tre förvarsdelarna förväntas hamna i samma recipient, är den sammanlagda dosen från alla förvarsdelarna av störst intresse. Dosen som erhålls för de antagna medelbrunnarna visas i figurerna 9-9, 9-10 och 9-11. Beräkningarna har baserats på att inverkan av ISA på lösligheter i närzonen är försumbar i SFL 3 och att CRUD har tvättats bort från lagringskassetterna i SFL 4.

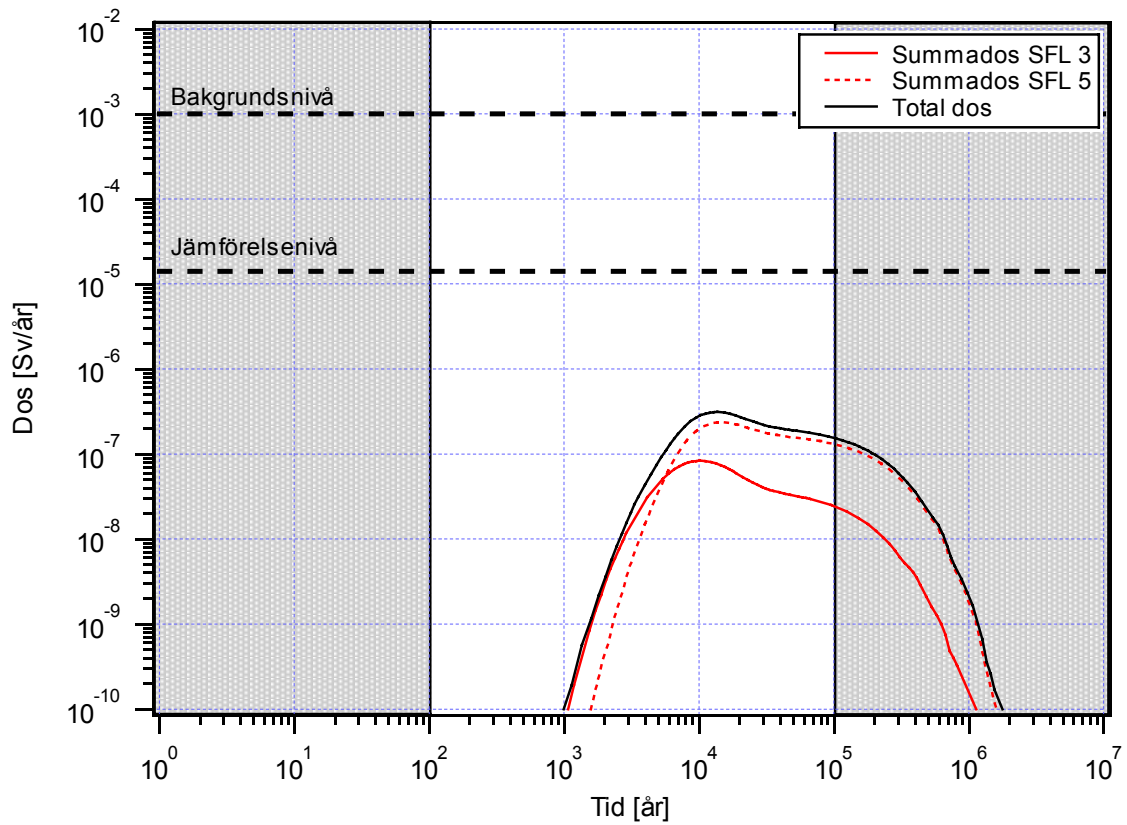
Det är huvudsakligen SFL 3 och SFL 5 som ger ett betydande bidrag till den totala dosen. Endast under de första 100 åren efter förslutning ger SFL 4 något bidrag av betydelse. De högsta värdena på dosen från alla förvarsdelarna är 25 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ (Aberg), 2 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ (Beberg) respektive 0,3 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ (Ceberg). Inverkan av ISA på radionuklidtransporten i SFL 3 har också en effekt på den totala dosen, dock efter mycket långa tider. I Aberg ökar den totala dosen för tider kring 10^6 år och längre med en tiopotens i jämförelse med resultaten som presenteras i figur 9-9. I Beberg och Ceberg är effekten mindre och erhålls dessutom ännu senare.



Figur 9-9 Total dos för radionuklidutsläpp till medelbrunn i Aberg.



Figur 9-10 Total dos för radionuklidutsläpp till medelbrunn i Beberg (Figuren visar beräkningsfallet med salt grundvatten).



Figur 9-11 Total dos för radionuklidutsläpp till medelbrunn i Ceberg.

Utsläpp av miljöfarliga ämnen till brunn

Även betydelsen av utsläpp av de miljöfarliga metallerna bly, beryllium och kadmium till brunn har undersökts. Resultaten utgår från samma antaganden som för utsläpp av radionuklider till brunn tidigare i detta kapitel, dvs det antas att de miljöfarliga metallerna når brunnen med samma hastighet som gäller för utsläppet från fjärrzonen, och att metallerna når brunnen utan någon fördröjning i tiden. För utsläpp av miljöfarliga metaller till brunn, beräknas koncentration i brunnen genom att späda det årliga utsläppet med medelbrunnens kapacitet för respektive plats. Koncentrationen av metallerna i brunnen jämförs med gällande riktvärden för användning av dricksvatten (SLV, 1993 och USEPA, 1996).

Uppskattningen av mängden miljöfarliga metaller i de olika förvarsdelarna redovisas i kapitel 2 och sammanfattas i tabell 8-17. Resultaten för utsläpp av miljöfarliga metaller till brunn ges i tabell 9-3 för Aberg, Beberg respektive Ceberg för tre olika tidpunkter; 100, 1 000 och 10 000 år efter förslutning. De koncentrationer av bly, beryllium och kadmium som erhålls ligger klart under antagna jämförelsevärden.

Tabell 9-3 Koncentration av miljöfarliga metaller från SFL 3 och SFL 5 för utsläpp till medelbrunn i Aberg, Beberg och Ceberg, mg/l.

Tidpunkt, år	SFL 3		SFL 5	
	Pb	Cd	Pb	Be
Aberg				
100	$< 10^{-12}$	$< 10^{-11}$	$< 10^{-13}$	$< 10^{-12}$
1 000	10^{-11}	10^{-9}	10^{-13}	10^{-11}
10 000	$5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Beberg				
100 – 10 000	$< 10^{-13}$	$< 10^{-13}$	$< 10^{-13}$	$< 10^{-14}$
Ceberg				
100 – 10 000	$< 10^{-14}$	$< 10^{-15}$	$< 10^{-14}$	$< 10^{-16}$
Jämförelsevärde	0,01 ^a	0,001 ^a	0,01 ^a	0,004 ^b

a) Gällande riktvärden för användning av dricksvatten (SLV, 1993)

b) Högsta tillåtna halt i dricksvatten (USEPA, 1996)

9.5 Design och drift

Bygge och drift av SFL 3-5 innebär att en del främmande material kommer ner i förvaret. En del av dessa ämnen blir kvar efter förslutningen. Materialen är främmande i den meningen att de inte finns naturligt i den miljön och inte heller tillhör avfallet och konstruktionen. För SFL 3-5 så är det naturligt att jämföra de främmande materialen med vad som redan ingår i avfallet, eftersom det till största delen handlar om samma eller besläktade material.

För djupförvaret för använt bränsle finns redan en uppskattning av främmande material som man räknar med kan tillföras, först i samband med bygget och senare vid

deponeringen av kapslar och återfyllnad. Mängden främmande material beror på sammanlagda tunnellängden (en större anläggning får ta emot mer material). Vi har antagit att mängden kvarlämnat material i SFL 3-5 är 5 gånger mer per meter tunnel jämfört med driftgatorna i djupförvaret för använt bränsle (Karlsson *et al.*, 1999). Detta beror på att den sk syltan, dvs lagret av sten och finare material från sprängningen som täcker tunnelns golv, lämnas kvar, och att SFL 3-5 inte högtryckstvättas lika noga som djupförvaret för använt bränsle.

De främmande ämnena utgörs till allra största delen av organiskt material samt diverse metaller och metalloxider. Totalt uppgår den beräknade mängden främmande organiskt material till ca 80 ton och metaller/metalloxider till 17 ton. Metallerna är kemiskt sett relativt oförargliga (t ex stål, zink och aluminium). Ämnen som kan vara av vikt för förvarets långsiktiga funktion finns bland de organiska ämnena. Det är ytaktiva ämnen (tvätt och avfettningemedel, ca 1 ton) och cellulosa (träspån och ventilationsdamm ca 13 ton). Mängderna är obetydliga jämfört med vad som finns i avfallet, t ex 400 ton cellulosa, men i SFL 4 och 5 som normalt inte har något organiskt material i avfallet (om man bortser från tillsatser i betongen) innebär de främmande materialerna dock ett tillskott som kan behöva tas med i bedömningen.

I analysen av referensscenariot för SFL 3 har gjorts bedömningen att nedbrytning av all cellulosa i avfallet till isosackarinsyra, ISA, inte kan ge upphov till ökad frigörelse och migration av radionukliderna under den första miljonen år. Detta medför att de betydligt lägre ISA koncentrationer som skulle kunna bildas i SFL 4 och SFL 5 inte bör påverka utsläppet av radionuklider från dessa förvarsdelar.

9.6 Referenser

Ahlbom K, Äikäs T, Ericsson L O, 1991. SKB/TVO ice age scenario. SKB rapport TR 91-32, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Boulton G S, Wallroth T, Morén L, Kautsky U, 1999. Impact of long-term climate change on a deep geological repository for spent nuclear fuel. SKB rapport TR 99-05, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Karlsson F, Lindgren M, Skagius K, Wiborgh M, Engkvist I, 1999. Evolution of the geochemical conditions in SFL 3-5. SKB rapport R-99-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

La Pointe P, Wallmann P, Thomas A och Follin S, 1997. A methodology to estimate earthquake effects on fractures intersecting canister holes. SKB rapport TR 97-07, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Morén L, Ritchey T, Stenström M, 1998. Scenarier baserade på mänskliga handlingar: Tre arbetsmöten om metod- och säkerhetsanalysfrågor. SKB rapport R-98-54, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Nordlinder S, Bergström U, Mathiasson L, 1999. Ecosystem specific dose conversion factors for Aberg, Beberg and Ceberg. SKB rapport TR 99-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Pettersson M, Moreno L, Skagius K, 1999. Analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. SKB rapport R-99-14, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 1999. SR 97 – Huvudrapport. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SLV, 1993. Livsmedelverkets kungörelse om dricksvatten. SLV FS 1993:35, Livsmedelsverket.

USEPA, 1996. Drinking water regulations and health advisories. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

10 Diskussion och slutsatser

10.1 Inledning

Detta kapitel sammanfattar de antaganden som legat till grund för den preliminära säkerhetsanalysen, samt belyser skillnader och förändringar gentemot den tidigare genomförda förstudien (Wiborgh, 1995). Därefter följer en sammanfattning och diskussion av resultatet av säkerhetsanalysen, samt de osäkerheter som kan påverka resultatet. Konsekvenser av förändringar i design belyses och kapitlet avslutas med en sammanställning av slutsatserna från den preliminära säkerhetsanalysen.

10.2 Antaganden

Referensinventaret i den preliminära säkerhetsanalysen baseras på en revidering av den avfallskaraktärisering som gjordes i förstudien av SFL 3-5. Enligt nuvarande prognoser utgör avfallet som skall till SFL 3-5 en volym på ca 25 000 m³. Volymen avfall och totalt aktivitetsinnehåll vid förslutning har inte förändrats. Den största skillnaden är att ett större antal nuklider har tagits med i referensinventaret. Avfallet i SFL 5 ger fortfarande det största bidraget till den totala aktiviteten (mer än 80%) och den dominerande nukliden är ⁶³Ni. I SFL 3 har aktiviteten ökat och den dominerande nukliden är även här ⁶³Ni då innehållet av den tidigare dominerande nukliden ³H har gått ned. Bidraget från SFL 3 till den totala aktiviteten i förvaret är dock mindre än 20%. I SFL 4 har aktiviteten sjunkit något och bidraget till den totala aktiviteten i förvaret är mindre än 0,1%. En sammanställning av avfallsvolymer, aktivitetsinnehåll och radiotoxicitet i de olika förvarsdelarna ges i tabell 10-1, se också kapitel 2.

Tabell 10-1 Information om avfallet till SFL 3-5.

Karakteristika	SFL 3	SFL 4	SFL 5
Total avfallsvolym	5 600 m ³	10 000 m ³	9 700 m ³
Avfallens ursprung och volym	LILW ^{a)} från Studsvik, 1 800 m ³ Driftavfall från CLAB ^{b)} och Inkapslingsanläggningen, 3 800 m ³	Rivningsavfall från CLAB och Inkapslingsanläggningen, 2 200 m ³ Lagringskassetter från CLAB, 6 500 m ³ Transportbehållare och transportcontainers, 1 300 m ³	Hårdkomponenter och interna delar, BWR ^{c)} , 7 800 m ³ PWR ^{d)} , 1 800 m ³ Rivningsavfall från Studsvik, 50 m ³
Förpackning	Betongkokiller och plåtfat	Plåtcontainers	Långa betongkokiller med inre stål-kasset
Aktivitetssinnehåll år 2040	2·10 ¹⁶ Bq	7·10 ¹³ Bq	1·10 ¹⁷ Bq
Dominerande radionuklider (aktivitet, Bq)	Ni-63, Co-60, Ni-59, C-14, Cs-137	Co-60, Fe-55, Ni-63, Sb-125, Cs-137	Ni-63, Co-60, H-3, Ni-59, Fe-55
Dominerande radionuklider (radiotoxicitet, Sv)	Co-60, Ni-63, Am-241, Pu-239, Pu-240	Co-60, Cs-134, Cs-137, Fe-55, Sr-90	Co-60, Ni-63, Fe-55, C-14, Ni-59

a) Låg-och medelaktivt avfall

b) Centralt mellanlager för använt bränsle

c) Kokarvattenreaktor

d) Tryckvattenreaktor

Utformningen av SFL 3-5 i den preliminära säkerhetsanalysen skiljer sig något från den utformning som antogs i förstudien. Utformningen och designen har gjorts mer ändamålsenlig jämfört med föregående från 1993, se kapitel 3. Den främsta förändringen är att SFL 3 och SFL 5 har fått en enhetlig design vilket medför en ökad flexibilitet. Designen baseras på erfarenheter från bygge och drift av bergsalen BMA i SFR-1. De tekniska barriärerna utgörs, förutom avfallskollin, av omgivande porösbetong, betonginbyggnaden och återfyllnaden av grus, se vidare kapitel 3.

Ur säkerhetsanalysens synvinkel är skillnaderna mellan den nya layouten och den i förstudien inte avgörande utom i ett avseende, bentonit används inte längre som återfyllning i SFL 3 utan alla utrymmen återfylls med grus. Med grus som återfyllning istället för tät bentonit har gas lättare att tränga ut från inbyggnaden. Grus istället för bentonitlära gör också att man slipper utvärdera bentonitens stabilitet i säkerhetsanalysen. Det är två saker som gör en sådan utvärdering besvärligt i den här typen av förvar. Avfallet är sådant att vi måste beakta mycket långa tider, samtidigt som stora mängder betong ligger direkt intill återfyllningen. Vi får således förutsätta att lösliga komponenter från cementen kan diffundera in i bentoniten och behöver därför analysera den situationen i ett mycket långt tidsperspektiv. Vad som också måste beaktas, om man väljer bentonit som återfyllnad, är bentonitens svälltryck och den last detta ger upphov till på inbyggnaden. Konsekvenserna av olika förändringar i barriärdesign diskuteras i avsnitt 10.6.

Även om bentonit inte valts som återfyllnad i den här studien, finns det kvar applikationer där bentonitens tätande egenskaper i förvaret alltså är mycket fördelaktiga. Ett sådant exempel är tunnelpluggarna, ett annat är försegling av ventilationsschakt och borrhål. Även här kan bentoniten komma i kontakt med betong, men mängderna betong är mindre. Förmodligen går det också att välja cementsorter som passar bra ihop med bentoniten (t ex lågalkalisk cement), eller att välja ett utförande som minskar risken för ömsesidig kemisk påverkan mellan de olika materialen.

I den preliminära säkerhetsanalysen av SFL 3-5 antogs att förvaret lokaliseras till samma plats som djupförvaret för använt bränsle. Vid framtida lokalisering finns handlingsfrihet avseende lokalisering av förvaren, men här har vi valt samma platser som ingår i SR-97 studien, Aberg, Beberg och Ceberg. Platserna uppvisar främst olikheter avseende kemiska grundvattenförhållanden (söta och salta vatten) och vattenflöden i omgivande berg. Resultatet från den genomförda hydrologimodelleringen (kapitel 7) ligger till grund för antagna advektiva gångtider för vatten till markytan och valda utströmningsområden för de olika platserna. Antagna förvarsförhållanden redovisas i tabell 10-2. En beskrivning av geosfärens egenskaper på de antagna platserna ges i kapitel 4 och biosfärsförhållandena beskrivs i kapitel 5. I den tidigare förstudien av SFL 3-5 beräknades enbart utsläppet av radionuklider från förvarets närzon och ett vattenflöde om 0,1 liter/m²år antogs vara representativt för typiskt svenskt berg på förvarsdjup.

Tabell 10-2 Antagna förvarsförhållanden i Aberg, Beberg och Ceberg.

Karakteristika	Aberg	Beberg	Ceberg
Representativa vattenflöden i omgivande berg (liter/m ² år)	10	1	0,1
Kemiska grundvattenförhållanden	Salt	Sött och salt	Sött
Advektiva gångtider för vatten till markytan (år) ^a	10	40	900
Förvarsdjup (m)	300	360	375
Typiska ekosystem	Öppen kust och skärgård	Jordbruksmark och torvmark	Torvmark
Kapacitet för medelbrunnar (liter/timme)	300	1 000	500

^a Teoretisk storhet för att föra över beräkningsresultat från hydromodeller till transportmodeller.

Den potentiella spridningen och påverkan på omgivningen från praktiskt taget alla radionuklider i avfallet och dessutom några miljöfarliga ämnen har analyserats för ett referensscenario. Referensscenariot beskriver den förväntade utvecklingen av förvarets närzon då omgivande fjärrzon är stabil, dvs att inga avgörande förändringar sker i de termiska, hydrologiska, mekaniska och kemiska förhållandena i berget som omger förvaret, se kapitel 6. Vidare antar vi att det ej sker några förändringar i biosfären, utan dagens förhållanden på de tre platserna förutsätts råda även i framtiden.

Utöver referensscenariot har ett antal andra scenarier studerats, se kapitel 9. Klimatförändringar, seismisk aktivitet och mänskliga handlingar är exempel på skeenden och aktiviteter som skulle kunna påverka förvarets framtida funktion och säkerhet. I den här

studien har emellertid omgivningspåverkan endast beräknats för scenariot med framtida borrade brunnar i närheten av förvaret.

10.3 Sammanfattning av resultat

10.3.1 Biosfär

Det referensscenario som ligger till grund för de genomförda beräkningarna redovisas i kapitel 6. En utförlig beskrivning av antaganden och genomförda beräkningar för referensscenario ges i kapitel 8. Den beräknade omgivningspåverkan i biosfären för de tre fiktiva platserna Aberg, Beberg och Ceberg kan sammanfattas i följande punkter:

- I Aberg erhålls den högsta dosen från utsläppet av radionuklider till området 'Skärgård'. Den totala dosen överstiger ej $4 \cdot 10^{-3}$ $\mu\text{Sv}/\text{år}$. Det största bidraget till dos erhålls från oorganiskt ^{14}C i SFL 3 och SFL 5, ungefär 10 000 år efter förslutning av förvaret.
- I Beberg ger utsläppet av radionuklider till 'Jordbruksmark' en högsta total dos på ca 3 $\mu\text{Sv}/\text{år}$. Detta inträffar ca 8 000 år efter förslutning och dosen domineras av ^{93}Mo från SFL 5 och SFL 3.
- I Ceberg ger utsläppet av radionuklider till 'Torvmark' upphov till en högsta total dos på knappt 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$. Detta inträffar mer än 30 000 år efter förslutning av förvaret och dosen domineras av ^{36}Cl från SFL 5 och SFL 3.
- Utsläppen av de miljöfarliga ämnena bly, beryllium och kadmium ger på samtliga platser upphov till koncentrationer i ekosystemen som är mycket låga jämfört med uppmätta naturliga koncentrationer.
- Ett pulsutsläpp av organiskt ^{14}C som gas ger som mest en total kollektivdos på ca 0,04 μmanSv lokalt och regionalt, vilket medför att den årliga individdosen blir avsevärt lägre.

En jämförelse mellan de tre hypotetiska platserna visar att geohydrologiska förhållanden och biosfärförhållanden är väsentliga för beräknad påverkan på omgivningen. Speciellt ekosystemet i utsläppsområdet är av stor betydelse för den dos som erhålls från utsläppet av radionuklider från fjärrzonen, se tabell 10-3. Utsläpp till 'Kust' eller 'Skärgård' ger väsentligt lägre doser än utsläpp till 'Jordbruksmark' eller 'Torvmark'. Det finns även skillnader mellan 'Jordbruksmark' och 'Torvmark'. Detta ser man tydligast i Beberg där 'Jordbruksmark' är den primära recipienten och 'Torvmark' ligger alldeles intill utströmningsområdet. För samma utsläpp till ekosystemen så ger 'Torvmark' en större omgivningspåverkan. Dosfaktorn ökar för ^{93}Mo men betydligt mer för ^{36}Cl vilket medför att den senare blir dosdominerande nuklid för utsläpp till 'Torvmark'.

Tabell 10-3 Beräknat utsläpp av dosdominerande radionuklider på de tre platserna.

Plats	Ekosystem	SFL 3		SFL 4		SFL 5	
		nuklid	μSv/år	nuklid	μSv/år	nuklid	μSv/år
Aberg	Skärgård ^{a)}	C-14	1·10 ⁻³	Sr-90	3·10 ⁻⁴	H-3	1·10 ⁻³
Beberg	Jordbruksmark ^{b)}	Mo-93	0,6	Mo-93	<10 ⁻⁴	Mo-93	2
Beberg	Torvmark ^{c)}	Cl-36	6	Cl-36	<10 ⁻⁴	Cl-36	40
Ceberg	Torvmark	Cl-36	1	Cl-36	<10 ⁻⁴	Cl-36	6

a) Utsläpp till Kust <10⁻⁴ μSv/år

b) Primär recipient

c) Alternativ recipient

Förutom referensscenariot har även andra scenarier studerats, se kapitel 9. Omgivningspåverkan har, utom för referensscenariot, endast beräknats för scenariot med en framtida borrhälsbrunn i förvarets närhet. Enligt de regionala hydrologimodellerna kommer det inte att ske några utsläpp från SFL 3-5 i någon av de brunnar som finns anlagda idag. Därför utgår beräkningen från att en ny brunn anläggs i ett utströmningsområde från förvaret. Allt utsläpp från förvaret förs över till denna brunn som antas ha en för området representativ kapacitet. Beräknad omgivningspåverkan för brunns-scenariot visar att:

- Det maximala utsläppet av radionuklider från SFL 3-5 till en framtida brunn i Beberg är ca 2 μSv/år och i Ceberg ca 0,3 μSv/år. Den antagna brunnskapaciteten i Beberg är en faktor 2 större än i Ceberg, men utsläppen från fjärrzonen till brunnen i Ceberg är betydligt mindre. Det största dosbidraget erhålls från nukliderna ⁹³Mo och ³⁶Cl som härrör från avfallet i SFL 3 och SFL 5.
- I Aberg, vilket är platsen med det högsta grundvattenflödet och den lägsta brunnskapaciteten (en faktor 3 lägre än Beberg), erhålls de högsta doserna. Den totala dosen för utsläpp från SFL 3-5 i brunn är som mest ca 25 μSv/år. Utsläppet från SFL 3 ger en maximal dos på ca 6 μSv/år, och utsläpp från SFL 5 en maximal dos på ca 20 μSv/år. Dessa doser domineras helt av utsläppet av ⁹³Mo.
- Under de första hundra åren, då förvarsområdet kan antas vara skyddat genom institutionell kontroll, skulle även utsläppet av ³H och ⁹⁰Sr kunna bidra till dos från den antagna brunnen i Aberg.
- Utsläpp av de miljöfarliga ämnena bly, kadmium och beryllium till en medelbrunn ger aldrig upphov till ämneskoncentrationer som överstiger nu gällande normer för dricksvatten. De högsta koncentrationerna erhålls för medelbrunnen i Aberg. Av de tre platserna har den antagna medelbrunnen i Aberg lägst kapacitet och minst utspädning, samtidigt som utsläppet från fjärrzonen till brunnen är högst.

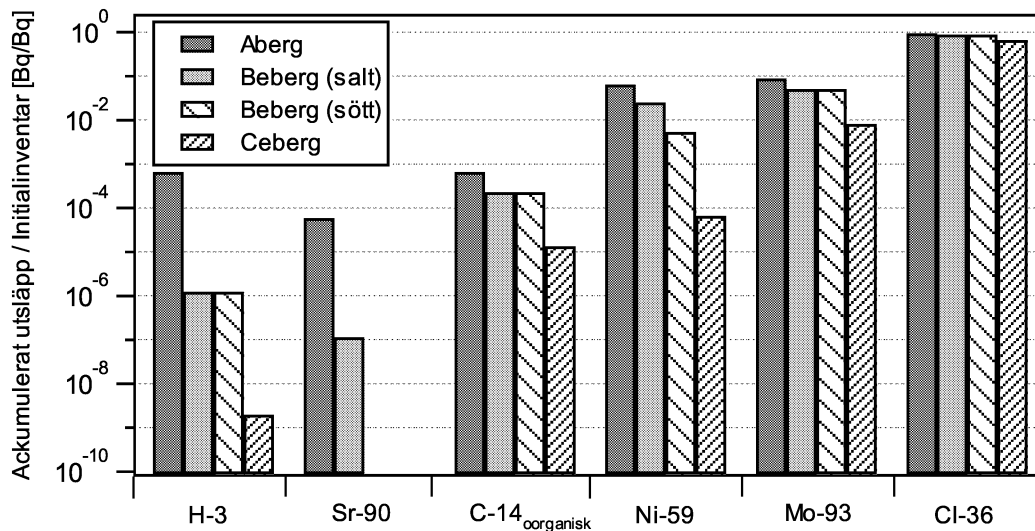
10.3.2 Närzon och fjärrzon

Ingen av de radionuklider som dominerar aktiviteten eller radiotoxiciteten i avfallet ger dominant bidrag till dosen som beräknats för de tre platserna. Anledningen till detta är

att många av dessa radionuklider är relativt kortlivade och/eller sorberas i de tekniska barriärerna och omgivande berg. De kommer därför att klinga av eller hållas kvar i närzonen och fjärrzonen.

Dosbidraget från radionukliderna i SFL 4 är trots de sämre barriärerna av underordnad betydelse. Detta beror huvudsakligen på den lägre aktiviteten i avfallet. Den beräknade dosen bestäms av utsläppet av radionuklider från SFL 3 och SFL 5. En detaljerad redovisning av utsläppet från de enskilda förvarsdelarna från närzon och fjärrzon redovisas i avsnitt 8.3.3 respektive 8.4.3.

Genom att plotta det ackumulerade utsläppet av dosdominanta nuklider från närzon och fjärrzon kan man få en uppfattning av hur pass 'effektiva' närzons- respektive fjärrzonsbarriärerna är. Detta illustreras med resultaten från SFL 3 beräkningarna för de tre hypotetiska platserna. I figur 10-1 och 10-2 redovisas hur stor andel det ackumulerade utsläppet utgör av det ursprungliga inventaret, för nuklider som dominerar beräknad dos, från förvarsdelen SFL 3.

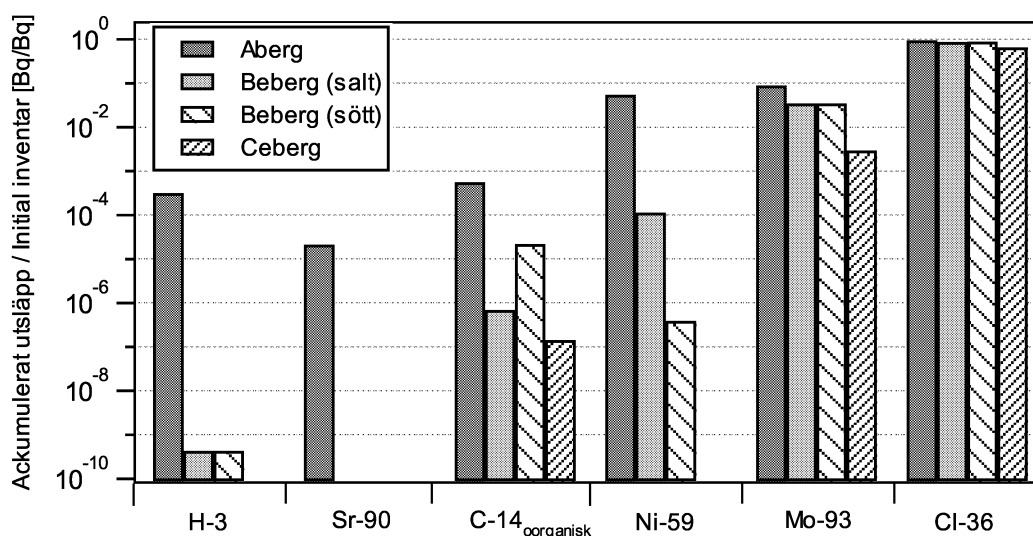


Figur 10-1 Inverkan av närzonszonsbarriärer på ackumulerat utsläpp av dosdominanta radionuklider för SFL 3. Vänster stapel för respektive nuklid gäller ackumulerat utsläpp från närzon, höger stapel från fjärrzon.

De slutsatser som man kan dra om närzonen betydelse är:

- För kortlivade nuklider (³H och ⁹⁰Sr) fungerar närzonen som en viktig barriär. Utsläppet av ³H från närzonen i Aberg är 0.1 % av det ursprungliga innehållet i avfallet. I Beberg och Ceberg reduceras utsläppet med ytterligare tre respektive sex tiopotenser. Ännu tydligare är tendensen för ⁹⁰Sr som i Ceberg nästan helt och hållet sönderfaller i närzonen.
- För långlivade och låg-sorberande nuklider har närzonen en mycken liten inverkan. Allt ³⁶Cl kommer ut i Aberg, Beberg såväl som i Ceberg. För ⁹³Mo med samma K_d men med en halveringstid som är två tiopotenser kortare än ³⁶Cl har närzonen en viss betydelse för utsläppet.

- För långlivade och sorberande nuklider (oorganiskt ^{14}C och ^{59}Ni) har närzonen en större betydelse för nuklidtransporten än vad som är fallet för långlivade, icke-sorberande nuklider, men inte i samma omfattning som för kortlivade nuklider. I Aberg och Beberg är det en markant skillnad i hur stor andel av ^{14}C och av ^{59}Ni som släpps ut från närzonen. Detta är rimligt eftersom uttransporten i Aberg och Beberg styrs av diffusionen ut från betongkonstruktionen, och ^{14}C har ett högre K_d i betong än vad ^{59}Ni har. I Ceberg, där transporten styrs av vattenflödet genom återfyllnaden, är skillnaden mellan ^{14}C och ^{59}Ni inte lika stor.



Figur 10-2 Inverkan av fjärrzonsbarriärer på ackumulerat utsläpp av dosdominanta radionuklider för SFL 3. Vänster stapel för respektive nuklid gäller ackumulerat utsläpp från närzon, höger stapel från fjärrzon.

Fjärrzonen förmåga att fungera som en barriär för utsläpp av radionuklider till biosfären styrs av vattnets gångtid i geosfären samt av nuklidernas möjlighet att sorbera. Den senare bestäms huvudsakligen av nuklidens sorptionsförmåga (K_d) och av bergets flödesväta yta.

De slutsatser som man kan dra om fjärrzonen betydelse är:

- Fjärrzonen i Aberg utgör en mycket begränsad barriär för nästan samtliga nuklider eftersom den advektiva gångtiden är mycket kort där förvaret placerats (10 år). Utsläppet från fjärrzonen är därför i stort sett identiskt med utsläppet från närzonen.
- Fjärrzonen i Beberg reducerar det ackumulerade utsläppet med två tiopotenser eller mer för kortlivade nuklider och för långlivade nuklider som sorberar. Fjärrzonen i Ceberg har en än större inverkan. Det är speciellt tydligt för ^{59}Ni .
- För långlivade nuklider som ej sorberar i berget (^{93}Mo och ^{36}Cl) är fjärrzonen av liten betydelse.

10.4 Osäkerheter

För att minska osäkerheterna i bedömningen av omgivningspåverkan bör man i första hand försöka minska de osäkerheter som ingår i antaganden och beräkningar för de radionuklider som dominerar dosen. De utgörs framförallt av ^{36}Cl och ^{93}Mo . En ökad kunskap inom följande områden skulle kunna minska ingående osäkerheter:

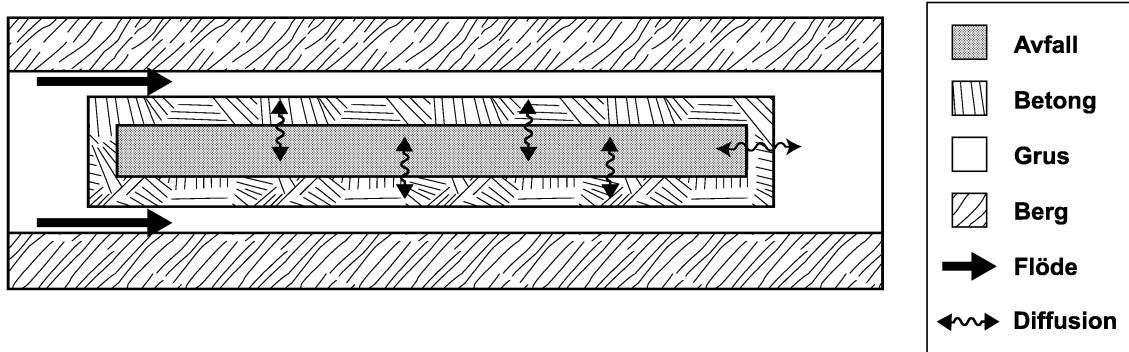
- Radionuklidinventaret är framtaget med generella korrelationsfaktorer. Mätningar i kombination med aktivitetsberäkningar på olika metalldelar skulle kunna minska osäkerheterna i uppskattningarna av inventariet.
- Dessa radionuklider förekommer till största delen som inducerad aktivitet i metalldelar. Osäkerheter i den antagna hastigheten med vilken metalldelarna korroderar är därför av betydelse för frigörelsen från avfallet. Studier avseende korrosionsbegränsningar och andra begränsningar av tillgänglighet skulle kunna minska dessa osäkerheter.
- I betongbarriärerna fördröjs ^{36}Cl och ^{93}Mo av en viss sorption även om den är låg ($k_d = 0,006 \text{ m}^3/\text{kg}$). För berget finns inga motsvarande studier som tyder på att de skulle fördröjas. Studier som ökade kunskapen och minskade osäkerheterna om migration av ^{36}Cl och ^{93}Mo i barriärmaterial och berg skulle vara betydelsefulla.
- De mest betydelsefulla osäkerheterna för de framtagna ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer för olika recipienter skulle behöva belysas. För ^{36}Cl ger konsumtion av födoämnen större bidrag till dos än konsumtion av vatten. Detta innebär att alla osäkerheter i antaganden och parametrar som beskriver biologiska processer och exponeringsvägar kan vara betydelsefulla.

10.5 Konsekvenser av förändringar i design

Den beräknade totala dosen domineras av radionuklider i SFL 3 och SFL 5 som har lång halveringstid och endast mycket liten eller ingen sorption på bergets mineral. Man kan överväga att förändra konstruktionen så att barriärerna blir bättre för dessa nuklider. Det är emellertid inte självklart hur detta skall åstadkommas. Förbättringar i ett avseende kan i sämsta fall leda till försämringar i ett annat.

En typisk dosdominant radionuklid är ^{36}Cl . Den har en halveringstid på 300 000 år och uppträder som lättlöslig negativ kloridjon. För att analysera konsekvenserna av förändrad design användes ^{36}Cl som modell-nuklid.

I den aktuella designen valdes grus som återfyllnadsmaterial i SFL 3 och SFL 5. Grus har en hög hydraulisk konduktivitet vilket medför att huvuddelen av vattnet som flödar genom tunneln går i grusfyllningen. Radionukliderna transporteras därmed först via diffusion genom betonginbyggnadens väggar och därefter med advektion av vattnet som strömmar runt betongkonstruktionen, se figur 10-3. Beräkningar visar att i Aberg, där vattenflödet är högt, styrs utsläppet av ^{36}Cl av diffusionen genom betongkonstruktionens väggar. I Ceberg, med sitt låga vattenflöde, kontrolleras däremot utsläppet av vattenflödet omkring inbyggnaden. I Beberg kontrolleras utsläppet av båda mekanismerna (Pettersson *et al.*; 1999).



Figur 10-3 Schematisk bild av barriärer i SFL 3 och SFL 5.

10.5.1 Bättre betonginbyggnad

I Aberg, där diffusionen styr utsläppet, kan utsläppet av radionuklider reduceras genom att öka inbyggnadens diffusionsmotstånd. Det kan uppnås genom att tjockleken på inbyggnadens yttre betongväggar ökas eller genom att arean tillgänglig för diffusion minskas, t ex genom att klä väggarna, helt eller delvis, med diffusionstäta material. En ökning av vägg tjockleken från t ex 0,6 m till 1,2 m skulle minska utsläppet av ^{36}Cl till ungefär hälften för ett högt vattenflöde ($20 \text{ m}^3/\text{år}$).

När flödet är lågt, som i Ceberg, kontrolleras däremot utsläppet av vattenflödet omkring inbyggnaden. Förbättringar av inbyggnaden som leder till en ökning av diffusionsmotståndet, har därför en försumbar effekt på utsläppet.

I Beberg gör en ökning av diffusionsmotståndet genom inbyggnadens betongväggar att utsläppet reduceras, men effekten är inte lika påtaglig som i Aberg.

En viktig förutsättning för dessa resultat är att vattenflödet genom själva inbyggnaden är försumbart. Denna förutsättning är uppfylld med en återfyllning av grus, eftersom grus har mycket högre hydraulisk konduktivitet än inbyggnaden av betong.

10.5.2 Tätare återfyllning

Ett alternativ till en förändring av betongkonstruktionen, är att använda en återfyllning som har en lägre hydraulisk konduktivitet än grus, t ex lera. I ett sådant fall är det viktigt att ta hänsyn till förhållandet mellan bergets och inbyggnadens hydrauliska konduktiviteter.

Om betongkonstruktionen är mer hydrauliskt konduktiv än berget reduceras det totala vattenflödet genom tunneln när återfyllnaden av grus ersätts med en av lera. Andelen av det totala vattenflödet som strömmar genom betongkonstruktionen ökar dock, vilket medför att utsläppet av radionuklider ökar. Om däremot konduktiviteten för betongkonstruktionen är likvärdig eller mindre än den för berget innebär en tätare återfyllning en minskning av utsläppet.

Man bör med andra ord försäkra sig om att inbyggnaden är och förblir ”bättre än berget” innan man byter till en återfyllning med låg hydraulisk konduktivitet. En tätare återfyllning skulle kunna reducera utsläppet av ^{36}Cl i Aberg med storleksordningen en tiopotens. I Beberg erhålles även en minskning av utsläppet men i Ceberg lönar det sig inte att gå över till en tätare återfyllning (Pettersson *et al.*, 1999).

10.6 Sammanfattande diskussion och slutsatser

För höga vattenflöden, som i Aberg, kan barriärerna i SFL 3 och SFL 5 behöva förbättras. Beräkningarna visar att den befintliga designen kan ge upphov till för höga utsläpp av långlivade, låg-sorberande radionuklider från närzonen. Olika tänkbara förbättringar har diskuterats. En möjlighet är att öka tjockleken på betongkonstruktionen och därmed öka diffusionsmotståndet. Stora ökningar krävs för att inte utsläppet enbart ska påverkas marginellt. Ett annat sätt att begränsa diffusionen är att minska den yta som det diffunderar igenom. Svårigheten ligger i att finna diffusionstäta material som är beständiga under de mycket långa tider som krävs. En tredje möjlighet är att återfylla tomrummet utanför inbyggnaden i SFL 3 och SFL 5 med en återfyllning som är tätare än en grusfyllning, till exempel lera. Återfyllningen får dock inte vara alltför tät. Gas som bildas i förvaret ska helst kunna ta sig ut utan att bygga upp ett tryck som pressar ut vatten från inbyggnaden. Om det finns en återfyllning som uppfyller dessa krav och som är beständig under mycket långa tider så kan den reducera utsläppet av lång-livade radionuklider i Aberg.

Huruvida en plats är tillräckligt bra för den konstruktion som föreslagits kan avgöras först efter geovetenskapliga undersökningar och karaktäriseringar av ekosystemen på platsen. Speciellt viktiga är hydrogeologiska undersökningar som inkluderar mätningar i borrhål ner till förvarsdjup. Vattenkemin, t ex grundvattnets salthalt, och möjligheten att konstruera bergrummen är naturligtvis också av betydelse, för att nu nämna något av allt det som ingår i en fullständig platskaraktärisering.

Metoder och teknik för att genomföra platsundersökningar finns. Beräkningar av vattenflöden och radionuklidutsläpp till de tänkbara ekosystemen kommer sedan att visa om konstruktionen och platsen är möjliga, dvs ger ett säkert förvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall.

De huvudsakliga slutsatserna från den genomförda studien är:

- De radionuklider i avfallet som är av störst betydelse för att kunna avgöra säkerheten är de som är mycket rörliga och har lång livslängd. Den långa livslängden innebär att barriärerna och ekosystemen måste betraktas i ett mycket långt tidsperspektiv.
- För att minska osäkerheterna i beräknad omgivningspåverkan bör i första hand osäkerheterna i uppskattningarna av de dosdominanta radionukliderna ^{36}Cl och ^{93}Mo reduceras. Även utredningar som leder till en ökad förståelse av nuklidernas tillgänglighet i avfallet, migration i barriärerna och dospåverkan är av betydelse.

- Platsens egenskaper är av betydelse för säkerheten. Två saker framstår som speciellt viktiga: vattenflödet på det djup i berget där förvaret förläggs och ekosystemet i de områden på markytan där utsläpp kan ske i framtiden.
- Ett ogynnsamt högt vattenflöde i berget omkring förvaret kan kompenseras med bättre barriärer i närområdet. Funktionen måste dock bibehållas under mycket lång tid. Det kräver material som är beständiga i förvarets kemiska och mekaniska miljö.

10.7 Referenser

Pettersson M, Moreno L, Skagius K, 1999. Analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. SKB rapport R-99-14, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Wiborgh M, 1995. Prestudy of final disposal of long-lived low and intermediate level waste. SKB rapport TR 95-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Använda förkortningar

BWR	Kokareaktor
CLAB	Centralt mellanlager för använt bränsle
DOC	Upplöst organiskt kol
EDF	Ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer
ILW	Medelaktivt avfall
LILW	Låg- och medelaktivt avfall
LLW	Lågaktivt avfall
PWR	Tryckvattenreaktor
SFR	Slutförvar för reaktoravfall
SFR 1	Slutförvar för radioaktivt driftavfall
SFR 3	Slutförvar för rivningsavfall
SFL 3-5	Djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall
SFL 3	Förvarsdelen för låg- och medelaktivt driftavfall och för avfall från Studsvik
SFL 4	Förvarsdelen för rivningsavfall
SFL 5	Förvarsdelen för hårdkomponenter och reaktordelar