

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

Komplexiteten i en analys av säkerhet efter förslutning för ett geologiskt förvar av radioaktivt avfall medför oundvikligen att analysen är behäftad med osäkerheter. För att ge trovärdighet åt resultaten av analysen är det viktigt att påståenden och antaganden som ligger till grund för analysen kan styrkas med vetenskapliga och tekniska argument. I SR-PSU har osäkerheterna delats in i 1) Identifiering av FEPs och val av scenarier, 2) Konceptuell osäkerhet och modellosäkerhet samt 3) Osäkerhet i indata för beräkningar av radionuklidtransport (*Redovisning av säkerhet efter förslutning för SFR*, avsnitt 2.6.2). Dessa osäkerheter hanteras på ett systematiskt sätt med bl.a. FEP-listor, användandet av säkerhetsfunktioner för att identifiera scenarier, processrapporter, datarapporter och probabilistiska analyser för att utvärdera parameterosäkerhet. I analysen av säkerhet efter förslutning ingår också osäkerheter som hanteras genom försiktiga antaganden. Rapporteringen av säkerhetsanalysen är omfattande och det kan vara svårt att få en överblick över vilka osäkerheter som lett till försiktiga antaganden. Därför har detta PM tagits fram som ger en översiktlig bild av försiktiga antaganden som ingår i säkerhetsanalysen SR-PSU. Exempel på försiktiga antaganden beskrivs men PM:et ska inte ses som en fullständig sammanställning av försiktiga antaganden då säkerhetsanalysen genomsyras av ett försiktigt angreppssätt och det är därmed svårt att beskriva alla försiktiga antaganden.

1 Försiktiga antaganden i initialtillståndet

Initialtillståndet är utgångspunkten för beräkningarna i säkerhetsanalysen. Försök att uppskatta ett realistiskt initialtillstånd har gjorts, men där osäkerheter kvarstår har försiktiga antaganden ansatts. Nedan listas några av de försiktiga antaganden som gjorts.

1.1 Cellulosamängder

Cellulosa kan vid nedbrytning ge upphov till komplexbildare. Eftersom det finns en osäkerhet i mängden cellulosa som kommer deponeras har ett försiktigt värde antagits. I kompletteringen om kemikalieinventariet (*Svar till SSM på begäran om komplettering av ansökan om utökad verksamhet vid SFR – kemikalieinventariet*, fråga 4a) så beskrivs varför värdena på cellulosa i tabell 3-15 i SKB (2014a) som ansatt för initialtillståndet anses vara överskattade. Det beror på att de materialmängder som anges i tabell 3-15 är tagna från de avfallsprognoser som avfallsproducenterna levererat. De är inte återkopplade till det acceptanskriterium som finns i kapitel 3.3.8 i acceptanskriterier för avfall i SFR¹. Med den nya kunskapen om inventariet samt nedbrytningen av cellulosa (Glaus och Van Loon 2008) är det nödvändigt att i framtiden begränsa cellulosamängderna i SFR. Detta kommer att beaktas i de nya acceptanskriterierna för avfall som är under framtagande. Det betyder att slutmängderna cellulosa kommer att bli betydligt mindre än vad som antagits i analysen. Eftersom dosen från SFR domineras av nuklider som inte komplexbinder med nedbrytningsprodukter från cellulosa påverkas inte dosen i nämnvärd omfattning av denna begränsning. SKB har ändå valt att begränsa mängden cellulosa via WAC eftersom aktinider som är känsliga för komplexbildning också har hög radiotoxicitet och dess uttransport måste i görligaste mån begränsas.

¹ Almquist L, 2012. Acceptanskriterier för avfall i SFR. SKBdoc 1336074 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB. Internt dokument.

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

1.2 Uppskattning av inventariet – Bästa uppskattning

För många radionuklider antas inventariet vara överskattat, till exempel korreleras Se-79 direkt mot Cs-137 (fissonsutbyte) utan hänsyn tagen till skillnader i kemiska och fysikaliska egenskaper i frigörelsen från bränslamatrixen. För de dosdominerande radionukliderna Mo-93 och C-14 finns vissa försiktiga antaganden som härrör från försiktiga antaganden i den modell som används för att kvantifiera aktiviteten av dessa nuklider. Bästa uppskattning av Mo-93 och C-14 antas dock vara så realistiskt som möjligt utifrån dagens kunskapsläge. Kunskapsläget kring hur mycket C-14 som deponeras i SFR har avsevärt förbättrats det senaste decenniet i och med det omfattande analys och provtagningsprogrammet som pågått. För Mo-93 bestäms numera inventariet genom beräkningar som baseras på uppsatta modeller.

2 Försiktiga antaganden i radionuklidtransportberäkningar för närzonen

2.1 Retention i BLA-salar

SKB tillgodoräknar inte plåtbehållare något motstånd i radionuklidtransportberäkningarna trots att många plåtbehållare förväntas vara intakta vid förslutning. Detta innebär bland annat att ingen fördröjning av uttransport antas från BLA-salarna. Motståndet från plåtbehållare är dock svårt att kvantifiera då korrosionstiderna kan variera kraftigt mellan olika behållare. 2-5 BLA kommer mestadels innehålla rivningsavfall och därmed en stor andel betong, vilket kan bidra till sorption och därmed fördröjning av uttransport. Sorption till följd av närvaro av denna betong är inte medtaget i radionuklidtransportberäkningarna. SKB tillgodoräknar inte heller någon sorption på korrosionsprodukter, vilket kan bidra till att fördröja uttransporten av radionuklider. Trots att det inte är kvantifierat är det klart att plåtbehållarna och betong i 2-5 BLA kan fördröja uttransporten från BLA-salarna jämfört med vad som antagits i SR-PSU.

2.2 Sorption av Am-241

Scenariot med intrångsbrunn i 1BLA är det mindre sannolika scenario som beräknades ge högst dos. Am-241 bidrar med 18 % av dosen i detta scenario. Ingen sorption tillgodoräknas i 1BLA trots att det avfall som bidrar mest till dos från 1BLA, S.14-avfall, är inneslutet i betong. Avfallspaketet har därför både en flödesbegränsande och en sorberande förmåga som inte tillgodoräknas i analysen. Om hänsyn togs till sorption av Am-241 och andra radionuklider skulle dosen från detta scenario minska.

2.3 Fördröjd uttransport av U-238

Från BLA-salarna tillgodoräknas ingen sorption. Detta är normalt försiktigt, men skulle kunna leda till högre doser för radionuklider i sönderfallskedjor där den sammanslagna radiotoxiciteten ökar med tiden. I beräkningsfallet med intrångsbrunnar har betydelsen för dos testats genom att anta att sorption och löslighetsbegränsning i 1BLA kan leda till sänka koncentrationer av radionuklider i vattnet med upp till fyra storleksordningars skillnad jämfört med basfallet. Som ses i figur 9-40 i *Redovisning av säkerhet efter förslutning för SFR* minskar den maximala dosen från en intrångsbrunn i 1BLA om man tar hänsyn till sorption och löslighetsbegränsning. Att kvantifiera sorptionen och löslighetsbegränsningen har dock inte gjorts i dagsläget utan jämförelsen ska ses som illustrativ.

2.4 Ingen löslighetsbegränsning av Ni-59 och Ni-63

Lösligheten av vissa radionuklider, såsom Ni-63 och Ni-59, kan vara begränsad eftersom en majoritet av dessa element kommer vara stabila isotoper. Detta kan bidra till att lösligheten för dessa nuklider begränsas och frigörelsehastigheten minskar. SKB har dock inte tagit hänsyn till detta i radionuklidtransportberäkningarna utan radionukliderna antas finnas tillgängliga för transport från och med det att förvaret återmättats.

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

2.5 Flöde genom avfallet

Eftersom hydrologiska beräkningar inte gjorts med detaljerad representation av området med avfallskollin (1-2BMA, 1-2BTF och silo) så har hela det vattenflöde som passerar genom avfallsområdet ansatts som flöde genom kringgjutningen och *varje* modellavfallspaket. Därmed har ett totalt sett mycket större vattenflöde än det mest sannolika applicerats genom avfallspaketen. Detta har gjorts för att säkerställa att inte flödet genom någon avfallstyp har underskattats. Teoretiskt sett skulle detta kunna ge en mycket stor överskattning av vattenflöden för någon avfallstyp, uppskattningsvis upp till ca en storleksordning beroende på hur avfallet är placerat. Det bör dock noteras att vattenflödet genom avfallspaketen främst bestämmer hur snabb omblandningen blir inom avfallsområdet, det maximala utflödet av radionuklider från avfallsområdet påverkas inte nämnvärt av detta.

3 Försiktiga antaganden för radionuklidtransportberäkningar för geosfären

3.1 Kd-värden i geosfären

För radionuklidtransport i geosfären används Kd-värden för att uppskatta fördröjning av uttransport av radionuklider genom sorption. Dessa värden har valts försiktigt, vilket innebär att sorptionen kan ha underskattats. Dessutom tillgodoräknas bara sorption i bergmatrisen, den sorption som eventuellt skulle kunna förekomma i de flödesbärande sprickorna ingår inte i den modell som används i SR-PSU.

3.2 Sorption av Mo-93

Ett exempel på att sorption kan ha underskattats är för Mo-93. Mo-93 är en dosdominerande radionuklid i analysen i SR-PSU. Utsläppet av Mo-93 skulle kunna reduceras signifikant om sorption tillgodoräknas för molybden. Dock saknas i dagsläget information för att ett Kd-värde för molybden skall kunna fastställas på ett säkert sätt och därför har molybden försiktigtvis betraktats som icke-sorberande med Kd satt till 0 (SKB 2014c).

3.3 Diffusivitet

Även effektiv diffusivitet (D_e) har valts försiktigt, detta kan innebära att matrisdiffusion och därmed även fördröjning i matrisen (för radionuklider som har $K_d > 0$) kan ha underskattats.

I radionuklidtransportberäkningarna har samma effektiva diffusivitet använts för alla radionuklider. Den lägre effektiva diffusivitet som gäller för anjoner har använts för samtliga radionuklider. I några fall där ingen större osäkerhet om specieringen råder är detta ett onödigt försiktigt antagande. De försiktigt valda diffusivitetsvärdena bör inte påverka de mest dosdominerande radionukliderna. Men för t.ex. Ni-59 som bör förekomma bara som katjon och därför skulle kunna ges det högre diffusivitetsvärdet, har förmodligen utsläppet överskattats på grund av valet av effektiv diffusivitet.

4 Försiktiga antaganden i radionuklidtransportberäkningar för biosfären

4.1 Utsläppsområden

För utsläppet av radionuklider antas att 100 % från alla förvarsdelar når ett och samma objekt, 157_2 (SKB 2014b, s 127). Ett beräkningsfall har dock inkluderats med distribuerat utsläpp till flera biosfärsobjekt (BCC6), vilket sätter en övre gräns för den potentiella inverkan som ett utsläpp till olika

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

områden över tid bör kunna innebära (SKB 2014b, s 134). Trots att det distribuerade utsläppet summerat över alla inkluderade biosfärsobjekt i BCC6 var högre än i basfallet när allt utsläpp skedde till objekt 157_2 visade resultatet inte på någon signifikant skillnad om utsläppet skulle ske till fler av de identifierade biosfärsobjekten i ansökan. Efter ansökan lämnades in har en känslighetsstudie utförts inom hydrogeologi. Denna känslighetsstudie illustrerades osäkerheter inom spricknätverket som skulle kunna, även om mindre sannolikt, ge ett mer distribuerat utsläpp med utsläpp till andra områden än tidigare visat. I utvärdering av vilken effekt detta distribuerade utsläpp skulle få visade Saetre och Ekström (2017) att maxdosen över kopplade biosfärsobjekt skulle bli mindre med ett distribuerat utsläpp till fler biosfärsobjekt.

4.2 Ackumulation av radionuklider under havsfasen

Området för utsläppspunkter under havs- och landfasen sammanfaller inte helt. I radionuklidtransportmodellen för biosfären antas att allt utsläpp (även under havsfas) hamnar i botten av moränen av objektet. När objektet sedan övergår till landfas så antas alla radionuklider i moränen hamna i objektet under landfas även om detta område är mindre och inte helt sammanfaller med utsläppsområdena under havsfas. Detta kan leda till överskattning av ackumulation för adsorberande radionuklider då möjlig utspädning i hela havsbassängvolymen ignoreras (Saetre et al. 2013, s 48). Hur stor effekt detta får för den slutgiltiga dosen har dock inte utvärderats vidare.

4.3 Transport i regolitlagren

Radionuklidtransportmodellen som använts i SR-PSU har en låg vertikal diskretisering av regolitlagren vilket ger en hög numerisk dispersion (troligtvis högre än den naturliga fysikaliska dispersionen i regolitlagren). Detta leder till en snabbare transport av radionuklider uppåt till övre regolitlager där exponering av människor och annan biota är möjlig (Saetre et al. 2013, s 23). Detta kan potentiellt överskatta dosen från framförallt kortlivade radionuklider men modellantagandet behöver inte nödvändigtvis vara försiktigt för radionuklider i sönderfallskedjor.

5 Försiktiga antaganden i dosberäkningar

5.1 Den mest exponerade gruppen

De mest exponerade grupperna representerar gränssättande fall som används för att inkludera den maximala effekten av de identifierade exponeringsvägarna i säkerhetsanalysen. Det är dock viktigt att poängtera att den mest exponerade gruppen inte är en trolig representant för verkliga människor som skulle kunna leva i området i framtiden (SKB 2014b, s 223). Med antaganden om dagens levnadsvanor skulle människors uppehållstider i området och mängden mat inhämtad från området vara betydligt mindre vilket skulle ge en motsvarande minskning av dos. SKB har lutat sig mot internationell praxis i identifieringen av den mest exponerade gruppen, dock kan storleken på den exponerade gruppen diskuteras. I SKB:s analys har en mindre grupp bestående av 1-2 familjer antagits kunna utgöra en exponerad grupp. Om en större grupp inkluderas i den mest exponerade gruppen, t.ex. 50 personer, skulle ett större område behöva nyttjas för att tillgodose gruppens behov och dosen till individerna i gruppen skulle då bli lägre.

I linje med att SKB inte använder dagens levnadsvanor för att utesluta framtida nyttjande av natur- och vattenresurser finns ett antal antaganden för den exponerade gruppen som kan anses försiktiga om man jämför med dagens vanor. Som exempel antas ytligt porvatten i våtmarken vara en källa för dricksvatten för objekt som saknar sjö eller rinnande vatten (157_2, 121_2) trots att sådant vatten inte utvinns för vattenanvändande idag (Saetre et al. 2013, s 109). Ett annat försiktigt antagande rör bortförsel av radionuklider från biosfärsobjekt där inga förluster av radionuklider från biosfärsobjekten via skörd och

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

användning av material (trä, torv, eller regolit) ingår i beräkningarna. Emellertid har det senare troligen endast betydelse för ett fåtal radionuklider, t.ex. Cl-36 där en stor del av inventariet tas upp av grödor.

5.1.1 Försiktiga antagande rörande dos från brunnar

Försiktiga antaganden användes i beräkningarna av koncentrationer av radionuklider i brunnar i biosfärsobjekten för att inte underskatta dosen från brunn. Hydrogeologisk modellering av partiklar från alla förvarssalar till olika biosfärsobjekt har utförts. För vidare användning i radionuklidtransport modelleringen av brunnar i biosfärsobjekten valdes den högsta kvoten av partiklar över alla modellerade brunnar och för varje förvarssal. Vidare multiplicerades denna kvot med 2 och användes som den fraktion av allt radionuklidflöde vid bergöverytan som hamnar i brunnsvattnet i ett biosfärsobjekt.

Ett annat försiktigt antagande är att uttag av dricks- och bevattningsvatten inte antas ändra koncentrationer av radionuklider i grund- och ytvatten i de naturliga ekosystemen (Saetre et al. 2013, s 34). Detta kan vara försiktigt och få betydelse om vattenuttaget utgör en väsentlig del av vattenutbytet i nedre regoliten. I SR-PSU utgjorde emellertid vattenuttaget en begränsad del jämfört med vattenutbytet i nedre regoliten varför denna försiktighet inte förväntas få någon större betydelse för dos i SR-PSU.

5.1.2 Försiktiga antaganden för exponerade grupper som brukar jorden

Jordbrukslandssystemets analytiska lösningar tar inte hänsyn till bidrag från dotternuklider, därför används en korrigeringsfaktor för att inte missa det extra dosbidrag som dessa skulle kunna ge (Grolander 2013, s 34). För att ta fram denna faktor, till jordbrukssystemen, beräknas mängden dotternuklider som kan bildas under den givna perioden. Denna mängd antas sedan finnas kvar i jorden, istället för att räkna med en kontinuerlig borttransport genom exempelvis lakning vilket skulle vara mer realistiskt.

För beräkningar för den exponerade gruppen jordbrukare på dikad myr antas aktivitetskoncentrationen i vattnet som tas upp underifrån till jordbruksmarken vara konstant och samma som i det naturliga ekosystemet trots förändrade hydrologiska förhållanden efter dränering av myren. En dikning kan helt isolera jordbruksmarken från det djupare grundvattnet. Graden av försiktighet beror på hur mycket grundvattenytan sänks (och därmed hindrar grundvatten att nå jordbruksmarken) och i vilken mån grundvattenflödet i djupare jordlager skulle påverkas av dränering. På grund av osäkerheter i hur förändrade hydrologiska förhållande påverkar aktivitetskoncentrationer i det ytliga grundvattnet används det försiktiga antagandet med bibehållen aktivitetskoncentration efter dränering.

För den exponerade gruppen hushåll med köksträdgård räknas exponering via förbränning med hjälp av aktivitetskoncentrationer i torv och ved. Den högsta aktivitetskoncentrationen för torv och ved valdes för respektive radionuklid, vilket leder till att det kan bli olika förbränningssystem för olika radionuklider i en och samma dosberäkning.

5.1.3 Försiktiga antaganden för den exponerade gruppen jägare och samlare

För gruppen jägare och samlare används ett antal försiktiga antaganden, men eftersom den exponerade gruppen inte i något beräkningsfall får högst dos påverkar det inte maxdosen i analysen. Försiktiga antaganden för jägare och samlare inkluderar bl.a. nyttjandet av biosfärsobjekt och antaganden om koncentrationer i födan. Den exponerade gruppen antas vistas all sin tid i biosfärsobjekten och ta föda från biosfärsobjekten även om en grupp jägare och samlare i praktiken skulle röra sig och samla föda över stora områden. Om efterfrågan av protein hos den mest exponerade gruppen kräver bidrag av fisk från flera biosfärsobjekt, är det försiktigt antaget att fisk från objektet med den högsta radionuklidkoncentrationen förbrukas först. Därefter kompletteras kosten med fisk från objektet med den näst högsta koncentrationen av radionuklider, och så vidare, tills det totala intaget av fisk är lika den övre gränsen för säker proteinkonsumtion (Saetre et al. 2013, s 110–111). Marina fiskar/kräftdjur antas innehålla en aktivitetskoncentration baserat på att de är konstant stationerade i biosfärsobjekt som innehåller radionuklider från SFR (Saetre et al. 2013, s 110). Viltkött antas ha aktivitetskoncentration

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

baserat på att vilt enbart åter svamp och växter från biosfärsobjekt och inte från andra opåverkade områden (Saetre et al. 2013, s 111).

5.2 Dos till biota

Sötvattenorganismer antas exponeras för den mängd radionuklider som finns i våtmarkens porvatten och torv i biosfärsobjekt 157_2 (SKB 2014b, s 130). Koncentrationerna av radionuklider i porvatten är högre än i större vattensamlingar såsom sjöar och havsbassänger i SR-PSU. För organismer som endast finns i större vattensamlingar, t.ex. fisk, är detta därmed ett försiktigt antagande. Då dosraten för dessa organismer är betydligt lägre än screeningvärdena som de jämförs mot har denna försiktighet inte utvärderats vidare.

6 Risksummering

6.1 Sannolikhet för de mindre sannolika scenarierna

För många av de mindre sannolika scenarierna är det svårt att bestämma sannolikheten. Istället har SKB resonerat att sannolikheten åtminstone är betydligt lägre än 10 %. För att inte underskatta effekten av dessa scenarier har de sedan inkluderats i risksummeringen med sannolikheten 10 %. Detta gör att dessa scenarier som ger högre dos än huvudscenariot får större tyngd i risksummeringen än de skulle ha fått om en mer realistisk sannolikhet hade ansatts.

6.2 Hantering av brunnar i risksummering

I risksummeringen inkluderas alla 11 intrångsbrunnar, en nedströmsbrunn, samt vattenanvändning och vattenintag från ett biosfärsobjekt via en grävd eller borrhåld brunn eller ytvatten beroende på vad som ger högst dos av dessa. Detta gör att den exponerade gruppen får sitt vattenbehov tillgodosett 13 gånger.

I regionen kring Forsmark når en medelvattenbrunn ner till ca 60 meters djup. Det är därför inte helt orealistiskt att ett borrhål skulle nå befintligt SFR. Det är dock ytterst liten sannolikhet att ett sådant borrhål skulle användas som dricksvattenbrunn då vattenkvaliteten troligen blir dålig på grund av högt pH, höga halter av metaller etc. Det råder internationell praxis att scenarier som rör framtida mänskliga handlingar hanteras med antaganden om användandet av dagens teknik. Med dagens teknik skulle vattenprover tas innan en brunn tas i bruk vilket troligen skulle medföra att vattnet klassas som odrickbart. Med tanke på den låga sannolikheten för att en intrångsbrunn nyttjas som dricksvattenbrunn kan man i framtida analyser se över om detta scenario bör hanteras tillsammans med scenarierna om framtida mänskliga handlingar och inte inkluderas i risksummeringen. Effekten av att inte inkludera intrångsbrunnar i risksummeringen skulle i säkerhetsanalysen SR-PSU minska den totala risken från $9,05 \times 10^{-7}$ till $7,80 \times 10^{-7}$.

Även om intrångsbrunnarna hanteras separat skulle dosbidraget överskattas då man inkluderar både intag via biosfärsobjekten (vilket kan bestå av ytvatten, borrhåld, eller grävd brunn) och bidrag från det mindre sannolika scenariot nedströmsbrunnar. Eftersom huvudscenariot och brunnscenarierna inte är ömsesidigt uteslutande (olika exponeringsvägar inkluderas i de olika scenarierna) så adderas risken för nedströmsbrunn till huvudscenariot utan att minska risken för huvudscenariot. Vid tidpunkten för den högsta totala risken utgör en nedströms brunn $1,48 \times 10^{-7}$ av den totala risken vilket ger ett mått på den maximala överskattningen av att inkludera båda scenarierna samtidigt.

Referenser

Försiktiga antaganden i analysen av säkerhet efter förslutning SR-PSU

Glaus M A and Van Loon L R, 2008. Degradation of cellulose under alkaline conditions: New insights from a 12 year degradation study. *Environmental Science and Technology* 42, 2906-2911.

Grolander S, 2013. Biosphere parameters used in radionuclide transport modelling and dose calculations in SR-PSU. SKB R-13-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Saetre P, Ekström P-A, 2017. Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt. SKBdoc 1571087 ver 1.0, Svensk kärnbränslehantering AB.

Saetre P, Nordén S, Keesmann S, Ekström P-A, 2013. The Biosphere model for radionuclide transport and dose assessment in SR-PSU. SKB R-13-46, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2014a. Initial state report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2014b. Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2014c. Data report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Dokument i ansökan

Svar till SSM på begäran om komplettering av ansökan om utökad verksamhet vid SFR – kemikalieinventarier. SKBdoc 1569837 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.