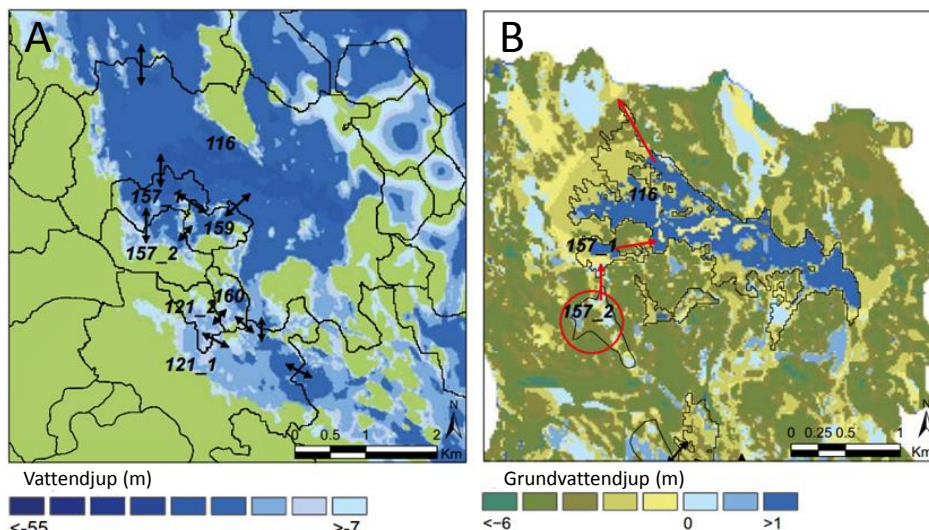


Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

1 Inledning

Vid utformningen av huvudfallet för biosfärsberäkningarna i SR-PSU (BCC1) har SKB utgått från den rumsliga fördelningen av utsläppspunkter till bergöverytan och landskapsutvecklingen (SKB 2014a, avsnitt 7.4). Partikelspårningar för 17 olika realiseringar av bergsmassan visade att mer än 90 % av utsläpp från SFR1 och SFR3 kan förväntas strömma ut i ett område norr om piren (objekt 157_2). För landperioden baseras därför huvudfallet (BCC1) på en kedja av biosfärsobjekt, där hela utsläppet först når myrobjektet 157_2, och därefter transporteras radionuklider nedströms till två sjöar (objekt 157_1 och 116) som är förbundna av ett vattendrag. Partikelspårningarna antydde dessutom att sannolikheten att en stor del av utsläppet hamnar i något annat angränsande område är liten; den största andelen av utsläpp som hamnade i ett annat biosfärsobjekt var mindre än 25 %, och detta gällde enbart för en förvarsdel (2BMA) och ett fåtal tidssteg.

I stödjande beräkningar (BCC6, SKB 2014a) har SKB emellertid belyst eventuella doskonsekvenser av ett utsläpp som inte är samlat i objekt 157_2. I detta beräkningsfall når delar av utsläppet samtliga identifierade biosfärsobjekt (inklusive fem sjöar av varierande storlek). Detta beräkningsfall är baserat på partikelspårningar från den bergssal som visade den största geografiska spridningen (2BMA). För varje tidpunkt har den största andelen av utsläpp som hamnar i ett objekt, över de 17 parameteriseringarna av bergets hydrauliska egenskaper, använts för att skala enhetsutsläppet till vart och ett av de sju biosfärsobjekten (SKB 2014a, tabell 7.5). Då summan av utsläppsfraktioner över de sju kopplade biosfärsobjekten är större än 1, utgör beräkningsfallet en övre begränsning för konsekvensberäkningar av ett utspritt utsläpp. Då konsekvenserna av ett utspritt utsläpp skiljde marginellt från huvudfallet för fyra dosdominanta radionuklider (SKB 2014a, avsnitt 10.7) propagerades enbart huvudfallet vidare till beräkningskedjan. Dosen givet ett utspritt utsläpp illustrerades även av en stödjande beräkning baserat på hela beräkningskedjan (SKB 2014b, Appendix B.3).



Figur 1-1. Biosfärsobjekt i det framtida landskapet ovanför SFR. A) Avgränsningar av havsbassänger år 3000 AD. Avgränsningar av de tre biosfärsobjekten som ingår i huvudberäkningsfallet under landperioden år 5000 AD. Pilar indikerar spridningsvägar för radionuklider. Bild från SKB 2014a.

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

Baserat på SKB:s kunskap om Forsmark bedömdes det som mindre sannolikt att ett vattendrag kommer att utvecklas i objekt 157_2 (Werner et al. 2013). Det går emellertid inte att utesluta att ett vattendrag bildas i området, och att ytvatten därigenom i första hand når sjön nedströms utan att passera en våtmark. Transport via ett vattendrag kan tänkas minska både utgasning (av C-14) och ackumulation (av andra radionuklider) i organiska sediment i objektet nedströms 157_2. För att belysa hur denna osäkerhet m.a.p. transportvägarna från objekt 157_2 påverkade den beräknade dosen, utfördes en kompletterande beräkning där ett vattendrag förband de två objekten (Saetre and Ekström 2016). Denna beräkning innefattade även ett fall där utsläppet leddes direkt till den bäck som mynnade ut i sjö 157_1, vilket enligt SKB kan ses som ett övre gränssättande fall för konsekvenser av ett direkt utsläpp till ett vattendrag eller en sjö. Beräkningarna visade att osäkerheter m.a.p. kopplingen av biosfärsobjekt, samt osäkerheter i transportvägarna till ytvatten, inte på ett väsentligt sätt påverkade dosen till den mest exponerade gruppen, eller slutsatserna som dragits från beräkningar enbart baserade på biosfärens huvudfall.

SKB bedömer att tillförlitligheten för lokaliseringen av utsläppspunkter i landskapet är god och att kvantifierade osäkerheter har tagits om hand på ett relevant sätt. Sedan ansökan inlämnats har emellertid ytterligare känslighetsstudier inom hydrogeologi genomförts, bl.a. för att illustrera hur osäkerheterna i beskrivningen av spricknätverket utanför det regionala modellområdet kan påverka utströmningen av djupt grundvatten från förvaret (Odén och Öhman 2017). Dessa beräkningar visar att om en horisontell sluttande större spricka skär berggrunden under objekt 157_2 så kan upp till hälften av det djupa grundvattnet förväntas tränga upp nedströms det ursprungliga utströmningsområdet. Beräkningarna visar även att en sådan större vattenförande struktur skulle påverka den totala utströmningen av grundvatten från berget i de aktuella utströmningsområdena, vilket kan resultera i både högre och lägre doser beroende på nuklidens och objektets egenskaper (se t.ex. känslighetsanalysen i kapitel 4). Förekomsten av en sådan stokastisk spricka bedöms dock som mindre sannolikt (<5 % enligt Odén och Öhman 2017).

För att belysa osäkerheterna i landskapsmodelleringen och ge en rad utfall som täcker rimliga framtida scenarier kompletterar SKB nu biosfärsberäkningarna med tre ytterligare beräkningsfall. I det första fallet undersöker SKB doskonsekvenserna i en framtida vattensamling i 157_2. Beräkningsfallet (och dess varianter) är i första hand drivet av konceptuella osäkerheter i landskapsmodelleringen. I ett andra beräkningsfall undersöks konsekvenser av en alternativ realisering av spricknätverket utanför det regionala modellområdet, som kanaliserar en betydande del av utsläppet till de två sjöarna nedströms 157_2. Detta beräkningsfall är i första hand drivet av osäkerheter i beskrivningen av bergets hydrauliska egenskaper. Slutligen utför SKB en känslighetsanalys för att belysa hur egenskaper i utströmningsområdet påverkar miljökoncentrationer och doskonsekvenser. I denna analys utnyttjas samtliga beskrivna biosfärsobjekt för att täcka in ett för området relevant spann av miljövariation, och fallet spänner med bred marginal över osäkerheterna i beskrivningen av det mest exponerade området och dess utveckling.

Tabell 1-1. Beräkningsfall i detta PM

Beräkningsfall	Syfte
1. Vattensamlingar i objekt 157_2. a) Igenväxning av en våtmarksgöl b) En grävd sjö	Att illustrera potentiella effekter av att leda hela utsläppet från geosfären till ett biosfärsobjekt som genomgår ett sjöstadium
2. En horisontell stor spricka under objekt 157_2 a) Utsläpp fördelat över tre biosfärsobjekt b) Ett fördelat utsläpp och ett förändrat grundvattenflöde från geosfären	Att illustrera potentiella effekten av att leda en betydande del av utsläppet från geosfären till två biosfärsobjekt nedströms objekt 157_2.
3. Känslighetsanalys m.a.p. egenskaper knutna till landskapsmodelleringen	Att illustrera betydelsen av objektsegenskaper (t.ex. jorddjup, storlek och grundvattenflöden) på den beräknade dosen av två viktiga radionuklider.

2 Beräkningsfall1 - Framtida ytvattensamlingar i objekt 157_2

I SR-PSU beskrevs utvecklingen av 157_2 som en direkt övergång från havsvik till våtmark, utan något uttalat sjöstadium. Denna konceptuella beskrivning bygger på att de relativt grunda sänkorna som förekommer i objektet idag är utspridda och förväntas växa igen inom 500 år efter att objektet isolerats från havet (Brydsten and Strömngren 2013)¹. För att belysa den konceptuella osäkerheten i antagandet att det inte kommer att bildas en större vattensamling i objekt 157_2 har SKB nu gjort ett nytt beräkningsfall, med två beräkningsvarianter.

I den första varianten har volymerna av sänkorna i objektet slagits samman till en sammanhängande volym, en s.k. *våtmarksgöl*. I den andra varianten har $17 \cdot 10^4 \text{ m}^3$ morän avlägsnats från objektet, vilket skapat en *grävd sjö*. Utvecklingen och hydrologin för dessa vattensamlingar har därefter beskrivits på ett förenklat sätt, och dosen till den mest exponerade gruppen har beräknats för ett tidsberoende utsläpp från SFR. Den första varianten kan betraktas som en basfallsberäkning (BCC1) med en fördröjd igenväxningshastighet, medan den andra varianten kan ses som ett övre begränsningsfall för en framtida vattensamling i objektet. Bägge varianterna skiljer sig från BCC1 med avseende på exponering via akvatisk föda från objekt 157_2 efter isolering, eftersom denna exponeringsväg i basfallet inte fanns representerad för objekt som saknade ett sjöstadium (dvs 121_2 och 157_2).

2.1 Beräkningsmetodik (beräkningsfall 1)

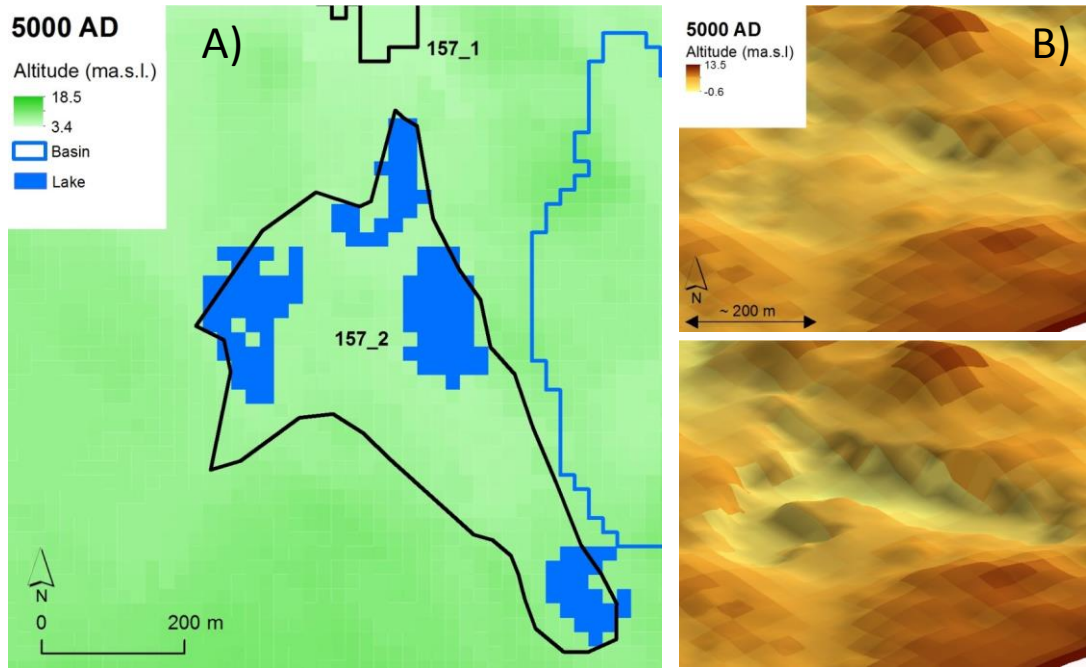
2.1.1 Storlek och regolitudjup

I den första beräkningsvarianten definieras ytan för en framtida våtmarksgöl i objekt 157_2 till $50\,400 \text{ m}^2$ vilket motsvarar den totala arean för de fyra sänkorna i objektet (Figur 2-1a). Från volymen på sänkorna i den digitala höjdmodellen skattades medelvattendjupet i gölen till $0,3 \text{ m}^1$. Tröskeln till vattensamlingen är lokaliserad i objektets norra del (Figur 1-1b), och områdets utsträckning sammanfaller till stor del med ett av delområdena från känslighetsanalysen för alternativa avgränsningar av biosfärsobjekt 157_2 (*Wetland* i BCC7, SKB 2014a, avsnitt 6.2). Djupen på morän ($z_{\text{regoLow,aqu}}$), glacialera ($z_{\text{regoGL,aqu}}$) och postglacial lergyttja ($z_{\text{regoPG,aqu}}$) skattades därför från delområdet för den öppna våtmarken i BCC7, och fick följande värden i beräkningarna: 1,9, 0,32 respektive 0,36 m. Dessa djup förändrades inte efter att objektet isolerats från havet.

I den andra varianten avgränsas sjöbassängen genom att tillämpa SKBs metodik för att identifiera sjöar (Brydsten 2006) direkt på lagret som beskriver bergöverytan i jorddjupsmodellen (Sohlenius et al. 2013). Detta resulterade i en sjöyta på $73\,600 \text{ m}^2$, och för detta område avlägsnades all morän förutom ett 0,1 m tjockt lager närmast berggrunden. För enkelhets skull sattes tjockleken på glacialeran (RegoGL) och den postglaciala leran (RegoPG) till samma värden som i den första beräkningsvarianten (se ovan). Vattennivån i sjön bestämdes av positionen på objektets tröskel, vilket resulterade i ett medelvattendjup på 1,2 m.

¹ Sjöbassänger och sänkor i landskapet ovanför SFR identifierades utifrån den digitala höjdmodellen (DEM) med GIS programmet ArcGis (verktyg *Hydrological modelling*, funktion *Fill*) (Brydsten 2006). I praktiken användes en minsta storleksgräns för framtida sjöar utifrån den minsta sjön i området idag (sjö 132, vatten volym $16 \cdot 10^3 \text{ m}^3$, Appendix 2), och sänkor med en mindre volym klassificerades som torvfyllda (avsnitt 2.5 och 2.7.1 i Brydsten och Strömngren 2013).

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt



Figur 2-1. Utbredning av sänkor och den grävda sjön i objekt 157_2. A) Sänkor som fyllts med torv i basfallet (blå färg) modelleras i variant 1 som en sammanhängande vattensamling (en s.k. våtmarksgöl). B) Tredimensionell projektion av objekt 157_2. Den övre figuren illustrerar basfallet medan den undre figuren visar den bassäng som bildas om alla jordlager tas bort på en yta av 7,3 ha (se text för beskrivning). Den vertikala skalan har överdrivits 7 gånger för att ge en tydligare bild av topografin i objektet.

Den övriga ytan av objektet modelleras i båda beräkningsvarianterna som en våtmark. Mäktigheten av de tre djupaste jordlagren i myren, $z_{rego_i,ter}$ (m), beräknades genom volymbalans för varje 100-års tidssteg, från ytan på gölen och myren ($Area_{lake}$, $Area_{mire}$, m^2) och djupet på regolit-lagret under myren ($z_{Rego_i,ter}$, m):

$$z_{Rego_i,ter} = \frac{Tot_volume_{rego_i,157_2} - Area_{lake} \cdot z_{Rego_i,aqu}}{Area_{mire}} \quad rego_i = \{RegoLow, RegoGL, RegoPG\}$$

I enlighet med övriga biosfärsobjekt med en sjö, leddes ytvatten från objekt 157_2 i ett vattendrag, som i detta fall mynnade i den nedströms liggande sjön 157_1. Längden och bredden för vattendraget sattes till 180 m respektive 0,5 m (Werner et al. 2013, Saetre och Ekström 2016).

2.1.2 Igenväxning och sedimentation

Redan vid isolering antas delar av vattenspegeln vara igenväxt, och andelen av gölen/sjön som är täckt av vegetation skattades till 40 %, baserat på de tre mindre framtida sjöarna i området (157_1, 159, 160). Då den framtida vattensamlingen förväntas vara relativt grund bedöms Brydsten och Strömgrens (2013) ekvation för igenväxning utan djupbegränsning ge en rimlig uppskattning av igenväxningstakten. Igenväxningshastigheten, $dArea_{mire}/dt$ ($m^2 \text{ år}^{-1}$), beskrivs sålunda med en linjär funktion av den ursprungliga arean av sjöbassängen, $Area_{lakebasin}$ (m^2):

$$\frac{dArea_{mire}}{dt} = \beta_0 + \beta_1 \cdot Area_{lakebasin}$$

där β_0 och β_1 är regressionskonstanter med värdena $36 \text{ (m}^2 \text{ år}^{-1}\text{)}$ respektive $1,2 \cdot 10^{-4} \text{ (år}^{-1}\text{)}$ (Brydsten och Strömgren 2013).

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

Eftersom igenväxningsförloppet för en liten sjö förväntas vara kort och främst styras av inväxt, bedöms det inte relevant att beskriva sedimentationsprocesser med dynamiska parametrar i detta beräkningsfall². Istället beräknas den ytspecifika sedimentationshastigheten för vattensamlingens djup vid isolering (Brydsten 2006), och denna hastighet används för hela inväxningsförloppet. För enkelhet antas resuspensionen, res_{rate} (m år⁻¹), balansera sedimentationen sed_{rate} (m år⁻¹), och samma hastighet används alltså för de två processerna:

$$sed_{rate} = res_{rate} \approx \beta_0 \cdot z_{water,iso}$$

där β_0 [år⁻¹] är en regressionkoefficient från Brydsten (2006) (skalad till att gälla för enheten m³) ($193 \cdot 10^6$), och $z_{water,iso}$ (m) är medelvattendjup vid isolering. För sjöar med en storlek under 10 ha är bidraget från andagradstermen i Brydstens ursprungliga funktion försumbart, och därför används enbart förstegradstermen i beräkningen.

2.1.3 Hydrologi

Inga nya vattenbalanser har beräknats för vattensamlingarna i objekt 157_2. Istället har parametrar för grund- och ytvattenflöden beräknats från befintliga vattenbalanser för objektet (se nedan). För dessa beräkningar har SKB (i likhet med tidigare beräkningar) antagit att vertikala grundvattenflöden under sjön, $F_{i,j,lake}$ (m³ år⁻¹), är approximativt proportionella mot sjöytan, $Area_{lake}$ (m²). För flöden i djupare jordlager (dvs in i och ut ur morän och glaciallera) har SKB vidare antagit att de specifika grundvattenflödena under sjön ($q_{i,j,lake}$, m år⁻¹) kan approximeras med motsvarande flöden ($q_{i,j,wetland}$, m år⁻¹) från vattenbalansen av delområdet *Wetland* som beskrivs i BCC7 (SKB 2014a):

$$F_{i,j,lake} = q_{i,j,wetland} \cdot Area_{lake}(t)$$

$$i, j = \{rock, low; low, gl; gl, low; gl, pg; pg, gl\}$$

där indexen i, j representerar fem flöden från lager i till lager j . Notera att flöden mellan moränen (low), glacial leran (gl) och den postglaciala lergyttjan (pg) är dubbel riktade, men att utflöde från moränen till berget (rock) försiktigt utelämnats.

Ytligare vertikala grundvattenflöden under sjön antas bestå av två komponenter; en som är driven av sjöns cirkulation och en som är driven av grundvattenflödet underifrån. Flödet för den första komponenten antas vara proportionellt mot sjöns yta. Vidare antas det nedåtriktade flödet igenom det översta sedimentlagret i sjön likna motsvarande flöde i den närliggande sjön 157_1 ($q_{wat,up,lake,157_1}$ och $q_{up,pg,lake,157_1}$). Det uppåtriktade flödet genom detta lager ($q_{up,wat,lake,157_1}$ och $q_{pg,up,lake,157_1}$) antas också likna de i sjö 157_1, men korrigeras även för skillnader i nettoflödet från djupare jordlager mellan vattensamlingarna i objekt 157_1 och 157_2:

$$q_{up,wat,lake} = q_{up,wat,lake,157_1} + q_{netUp,lake} \text{ och}$$

$$q_{pg,up,lake} = q_{pg,up,lake,157_1} + q_{netUp,lake} \text{ där}$$

$$q_{netUp,lake} = (q_{gl,pg,wetland} - q_{pg,gl,wetland}) - (q_{gl,pg,lake,157_1} - q_{pg,gl,lake,157_1})$$

Även för myrden av objektet antas det vertikala grundvattenflödet, $F_{i,j,mire}$ (m³ år⁻¹) vara proportionellt mot ytan, $Area_{mire}$ (m²), och de ytspecifika flödena, $q_{i,j,mire}$, (m år⁻¹), approximerades med medelflödena över hela objekt 157_2 (dvs de ursprungliga parametrarna för objektet har använts):

$$F_{i,j,mire} = q_{i,j,157_2} \cdot Area_{mire}(t)$$

$$i, j = \{rock, low; low, gl; \dots; up, peat\}$$

² Den förväntade kumulativa sedimentationen under igenväxningsförloppet är i storleksordningen några decimeter.

De horisontella flödena i objektet ut från sjön, $F_{downstream}$ ($\text{m}^3 \text{år}^{-1}$), beräknades liksom i huvudfallet som produkten mellan objektets yta, $Area_{157_2}$ (m^2), och dess areaspécifikt horisontella flöde. Flödet mellan myren och vattensamlingen, $F_{mire,lake}$ ($\text{m}^3 \text{år}^{-1}$), approximerades därefter genom skalning med andelen av det lokala avrinningsområdet, $Area_{subcatch}$ (m^2), som ligger uppströms sjön, f_{mire} ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$):

$$F_{downstream} = Area_{157_2} \cdot q_{downstream}$$

$$F_{mire,lake} = f_{mire} \cdot F_{downstream}$$

$$f_{mire}(t) = \frac{Area_{subcatch} - Area_{lake}(t)}{Area_{subcatch}}$$

2.1.4 Utsläppet

För beräkningarna användes ett tidsberoende utsläpp för huvudfallets variant global uppvärmning, vilket beräknats med en deterministisk representation av transporten genom berget (CCM_GW, avsnitt 8.3.1 i SKB 2015)³. Utsläppet fördelades area-proportionellt till moränen under vattensamlingen respektive myr delen av objektet.

2.2 Resultat (beräkningsfall 1)

I båda beräkningsvarianterna med en vattensamling i objekt 157_2 är utvecklingen fram till 3500 AD identisk med den i basfallet. Vattensamlingen som skapats vid isolering (4300 AD) har i variant 1 vuxit igen redan år 5000 AD, och några hundra år senare i varianten med den grävda sjön (Figur 1-2b). Då regolit-profilen under vattensamlingen inte är identisk med den i det resterande objektet, förändras medeljorddjupen under myren då vattensamlingen växer igen. Effekterna på lagren av glaciallera och postglacial lergyttja är små, men med tiden ökar dessa något i bägge varianterna. Objektets totala volym av glaciallera och postglacial lergyttja är konserverad i beräkningsfallet, och den slutliga tjockleken av dessa lager är därför densamma i beräkningsvarianterna som i basfallet (Figur 1-2a). För variant 1 gäller detta också för torven och moränen. För den grävda sjön är skillnaderna i regolitprofilen mellan myr och sjö större, och torv ersätter med tiden den utgrävda moränvolymen, upp till tröskelnivån i sjön. Torvdjupet i objektet ökar alltså med tiden, medan medeldjupet av morän under myren minskar med igenväxningen; när myren är fullt utvecklad är moränlagret knappt hälften av det i basfallet, medan torvlagret är en halvmeter tjockare än i basfallet (Figur 1-2a).

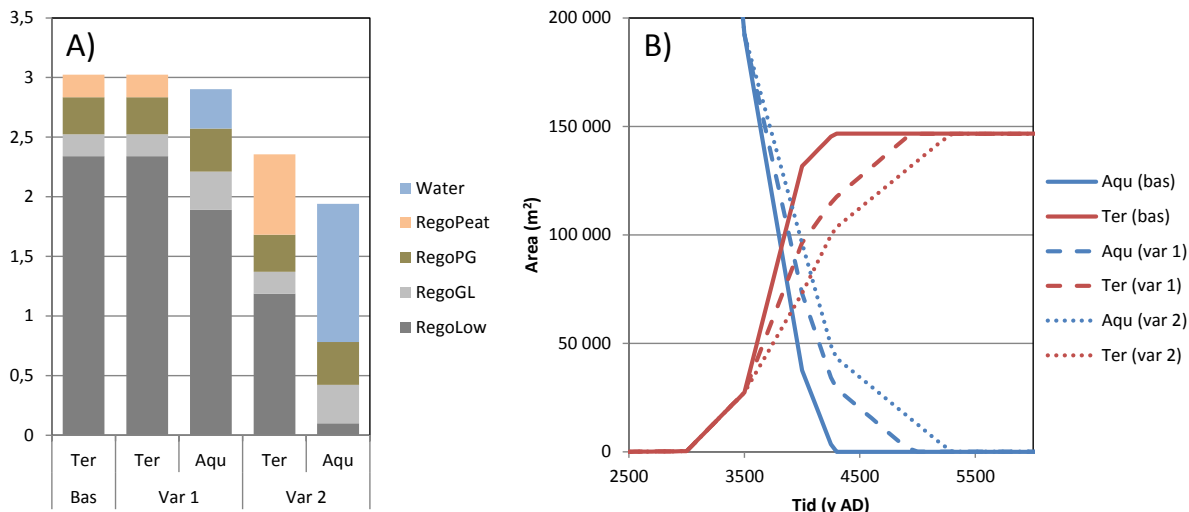
I basfallet inträffar maxdosen i objekt 157_2 omkring 5600 AD (ca år 1,400 år efter isolering), då myren dikas för uppodling, och Mo-93 dominerar dosen (Figur 1-3). En explicit beskrivning av igenväxningen av gölarna i objektet (fall 1) har en obetydlig effekt på maxdosen, och dosen är 2 % lägre än i basfallet. Vidare förskjuts tidpunkten för maxdosen med endast 150 år, och inträffar ca 800 år efter att sjön är helt igenväxt.

Att gräva en sjö i objektet (fall 2) har en måttlig effekt på maxdosen. I denna variant är dosen knappt 50 % högre än i basfallet, och tidpunkten för maxdosen inträffar 750 år senare än i basfallet (ca 1100 år efter igenväxning). Även i denna variant är den mest exponerade gruppen jordbrukare som är självförsörjande på den dikade myren. Den primära orsaken till att sjön leder till en högre dos är att det bildas torv i sjöbassängen, vilken påverkar både inventariet av radionuklider i och densiteten på jordbruksmarken. Torven har en relativt hög affinitet för Mo-93 ($Kd_{RegoPeat}=3,9$), och en ökad torvpacke leder till en ökad ackumulation. I samband med dikning och uppodling av myren sker det en betydande kompaktering av torven, vilket, i kombination med de relativt tunna odlingsbara regolitlagren i 157_2, gör att det initiala

³ Utsläppet från de deterministiska simuleringarna av beräkningsfallet för global uppvärmning beskrivs i mer detalj i avsnitt 4.1.1 i SKB (2014b).

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

förrådet i jordbruksmarken ökar i direkt proportion till den ökade Mo-93 aktiviteten i torvlagret. Samtidigt är densiteten på den organiska jordbruksmarken knuten till andelen torv i den jordprofil som odlas upp, och densiteten för den dikade jordbruksmarken i sjövarianten är ungefär 75 % av den i basfallet. Regolitagrens tjocklek påverkar också hur stor andel av radionukliderna som hinner att sönderfalla innan de når markytan⁴. Men relativt höga grundvattenflöden i kombination med tunna regolitagrar i 157_2 gör dock att effekten av radioaktivt sönderfall är begränsad.



Figur 1-2. Regolit- och vattendjup samt utvecklingen av biosfärsobjekt 157_2 i basfallet och i de två analyserade varianterna med ett sjöstadium. A) Regolitdjup under myren (Ter) gäller när sjön är helt igenvuxen och torvlagret helt utvecklat. I vattensamlingen är regolitdjup och vattendjup konstanta B) Tidsutvecklingen av storleken av myr (röd) och sjöecosystemen (blå) i objekt 157_2 för basfallet (heldragen linje), fallet med en våtmarksgöl (streckad) och en grävd sjö (prickad linje).

Dessutom blir nettoeffekten av radioaktivt sönderfall i princip försumbar då effekten av en ökad belastning av Mo-93 i ytligare jordlager som orsakas av ett tunt moränlager balanseras av ett ökat radioaktivt sönderfall i det tjockare torvlagret.

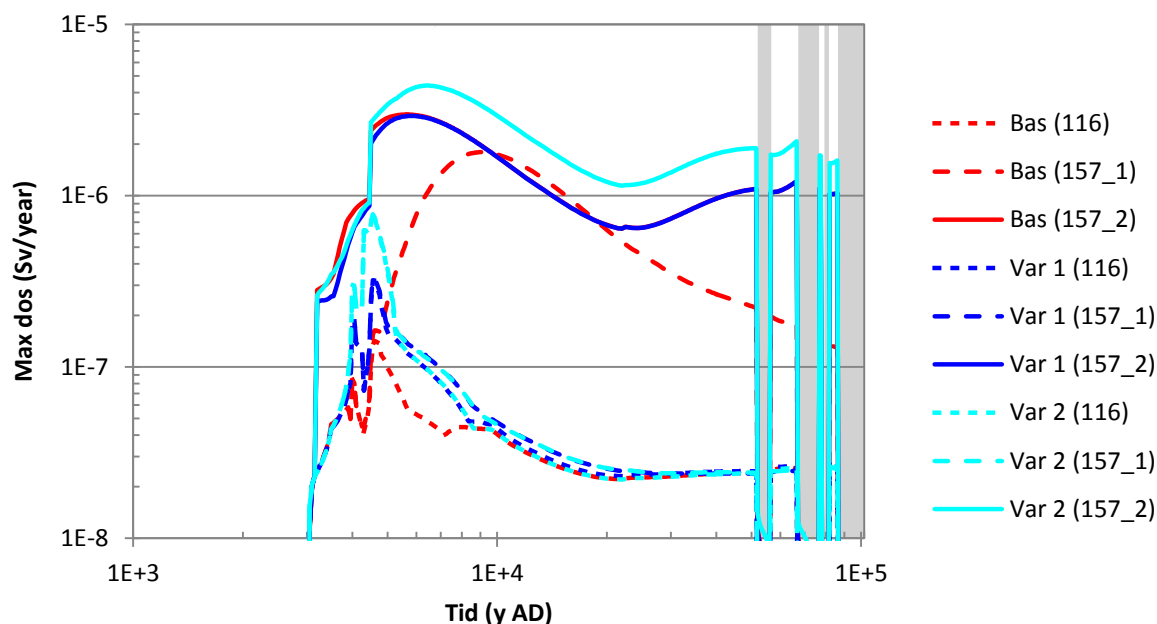
För nedströmsobjekten liknar effekterna av en vattensamling i 157_2 de effekter som tidigare påvisats i kompletterande beräkningar med ett vattendrag i objekt 157_2. Det vill säga, effekter i 157_1 är främst knutna till att vattendraget förändrar transportvägarna för ytvatten i den lilla sjön. Att ytvatten från 157_2 nu når sjön utan att först passera en våtmark leder till en drastisk minskning av ackumuleringen i ytliga jordlager i objekt 157_1 efter 6000 AD, vilket i sin tur resulterar i en markant sänkning av doserna från alla sorberande radionuklider. Effekten av ett vattendrag blir emellertid den motsatta för C-14. Här leder en minskning i gasavgången till en ökad belastning och en högre koncentration av C-14 i sjövattnet (Saetre och Ekström 2016).

I båda beräkningsvarianterna är C-14 den dosdominerande radionukliden för den mest exponerade gruppen i nedströmsobjekten 157_1 och 116, och förtäring av fisk är den viktigaste exponeringsvägen för en grupp av jägare och samlare (och detta gäller även för objekt 116 i basfallet). Då produktiviteten av bär, svamp, vilt och fisk är låg ($<3 \cdot 10^{-4} \text{ kgC m}^{-2} \text{ år}^{-1}$), utnyttjar den mest exponerade gruppen alla tre objekten för insamling av föda, men gruppen har sitt läger i ett av objekten. Att dosen blir snarlik i objekt 157_1 och 116 (inom en viss beräkningsvariant) beror alltså på att förtäring av föda är den viktigaste exponeringsvägen, och att skillnader knutna till lägerplatsen har liten betydelse för dosen. Tidpunkten för maxdos i objekt 157_1 och 116 inträffar ca 4500 AD, strax efter isoleringen av bägge sjöarna. Skillnaden i

⁴ Resultatavsnittet för känslighetsanalysen diskuterar även detta fenomen, se t.ex. avsnitt 4.2 och ekvation 4-2 som uttrycker vid vilket jorddjup det radioaktiva sönderfallet står för en lika stor förlust av aktivitet som den advektiva transporten för en sorberande radionuklid.

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

dos mellan variant 1 och 2 beror främst på att fisk från sjön i objekt 157_2 ger ett högre bidrag av C-14. Bidraget från sjön är proportionellt till fiskproduktionen i sjön, och ytan av den grävda sjön (variant 2) är vid denna tidpunkt dubbelt så stor som våtmarksgölen (variant 1). Dosen till jägare och samlare vid denna tidpunkt är emellertid betydligt lägre än dosen från jordbrukare i objekt 157_2, och är därför inte av direkt betydelse för att bedöma förvarets säkerhet.



Figur 2-3. Effekter av en vattensamling i objekt 157_2 på total dos för den mest exponerade gruppen i tre kopplade biosfärsobjekt. Dosen i basfallet (BCCI, röda linjer) jämförs med den från två beräkningsfall, där fall 1 (mörkblå linjer) motsvarar en explicit beskrivning av utvecklingen av svackorna i objektet, och fall 2 (ljusblå linjer) motsvarar en grävd sjö. I samtliga fall används ett utsläpp från beräkningsfallet för global uppvärmning (CCM_GW) med en deterministisk representation av transporten i berget. Heldragen linje representerar biosfärsobjekt 157_2, streckad och prickad linje motsvarar objekt 157_1 respektive objekt 116. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.

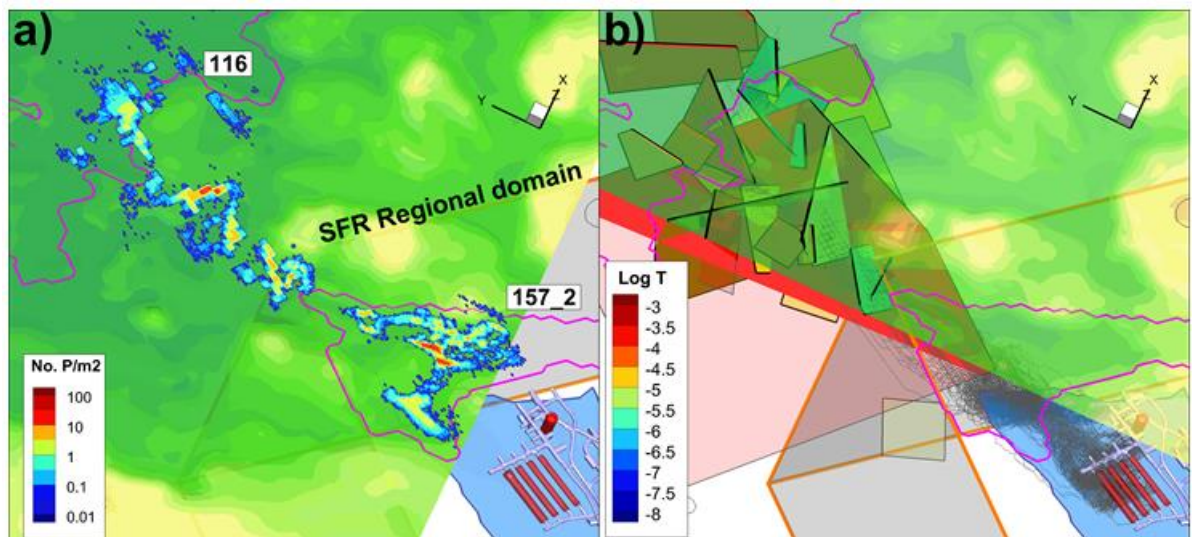
3 Beräkningsfall 2 - en horisontell stor spricka under objekt 157_2

Den hydrogeologiska beskrivningen av berget i SFR-området består av två komponenter: 1) deterministiskt modellerade strukturer och 2) bergmassan utanför dessa strukturer (s.k. Hydraulic Rock Domain, HRD). Den första komponenten innefattar både deformationszoner (s.k. Hydraulic Conductor Domain, HCD) samt SBA-strukturer (Shallow Bedrock Aquifer). Den andra komponenten innefattar både sprickor som har en rumslig förankring i karterade borrhål och sprickor som genererats med ett stokastiskt spricknätverk (s.k. Discrete Fracture Network, DFN). I SR-PSU representerades det stokastiska spricknätverket utanför den regionala modelldomänen av en enda realisering, och hur osäkerheter i DFN-nätverket påverkade lokaliseringen av utströmningspunkter undersöktes inte.

I en ny studie (Odén och Öhman 2017) har SKB undersökt hur heterogeniteten orsakad av spricknätverket utanför den regionala modelldomänen påverkar flödesvägar och grundvattenutströmningen från berget till ytsystemet. För denna studie generades fem nya realiseringar av spricknätverket i bergmassan utanför den regionala modelldomänen. Partikelspårningar från förvaret visade att i fyra av fem realiseringar så hade spricknätverket liten eller obefintlig effekt på lokaliseringen av utsläppspunkter (Odén och Öhman 2017). I ett av fallen (R02) hamnade dock nästan 50 % av partiklarna från SFR1 utanför objekt 157_2 (Figur 3-1a, 3-2). I denna realisering ledde en relativt grund horisontell stor spricka vatten från berggrunden under objekt 157_2 i riktning mot objekt 116, och grundvatten flödade upp till lågpunkter på ytan där sprickan skars av branta vertikala strukturer (Figur 3-1b).

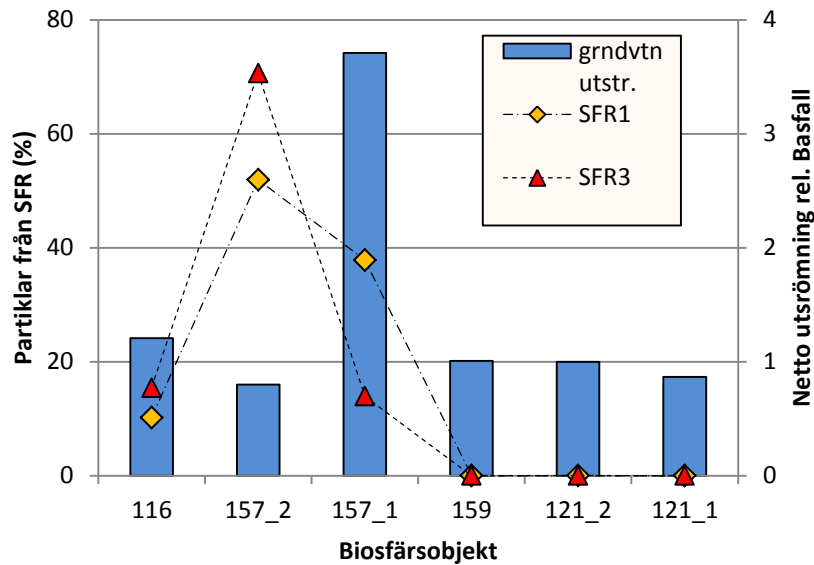
Beräkningsexemplet antyder att även i de fall som en stor, horisontell och vattenförande spricka skär berggrunden under det ursprungliga utströmningsområdet så är det inte rimligt att anta att det samlade utsläppet från SFR1 och SFR3 skulle förskjutas till ett nytt, geografiskt angränsande, utströmningsområde. För utsläppet från en enskild förvarsdel, där en större andel av strömbanorna skär den postulerade strukturen, kan dock effekten förväntas bli större. I R02-realiseringsen hamnar t.ex. 52 % av partiklarna från 1BMA under det mindre sjö/myr-komplexet (157_1), direkt nedströms det huvudsakliga utströmningsområdet, och 16 % av punkterna strömmar ut längre bort, under den större framtida sjön 116. Vidare antyder beräkningsexemplet att närvaron av en struktur som kan kanalisera en betydande del av utsläppet horisontellt, sannolikt också kommer att påverka den lokala utströmningen av grundvatten från berget. För ett mindre område, som biosfärsobjekt 157_1, kan en sådan påverkan tänkas leda till en väsentlig ökning av det uppåtriktade grundvattenflödet i de djupare jordlagren.

För att illustrera vilka konsekvenser en förskjutning av delar av utsläppet kan få för den beräknade dosen har SKB i detta beräkningsfall fördelat utsläppet från SFRs bergssalar över de tre kopplade biosfärsobjekten 157_2, 157_1 och 116 enligt partikelspårningen från R02 realiseringen. I en första variant av beräkningsfallet antas grundvattenflödet från berget vara opåverkat av den introducerade horisontella sprickan. I en andra, mer realistisk beräkningsvariant, justeras nettoutbytet av grundvattnet med berget i enlighet med de hydrogeologiska beräkningarna (se beräkningsmetodiken nedan).



Figur 3-1. Vattenförande sprickor och utströmningsområden från SFR1 i en alternativ realisering (R02) av det stokastiska spricknätverket i bergmassan utanför den regionala modelldomänen. Bergssalar i SFR1 färgade med rött. I figur a) syns utströmningsområden på en topografisk karta av landskapet (5000 AD). Den blå-röda färgskalan indikerar tätheten på utsläppspunkter (antal per m²) och spänner över fyra storleksordningar. De rosa strecken markerar gränserna på biosfärsobjekt 157_2 och 116. I figur b) är, den regionala modelldomänen markerad med grå sidor, och stokastiska sprickor representerade av plan som färgats efter vattenförande förmåga T (transmissivitet). Skalan för både täthet och vattenförande förmåga är logaritmisk. Notera att koordinatsystemet har roterats och att y-riktningen motsvarar norr. (Figur från Odén och Öhman 2017)

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt



Figur 3-2. Fördelningen av utströmningspunkter och förändringar i grundvattenflöde till sex biosfärsobjekt givet en alternativ representation (R02) av det stokastiskt generade spricknätverket i bergsmassan utanför den regionala modelldomänen. Andelen utströmningspunkter som hamnar i objekt 159, 121_2 och 121_1 var mycket liten (<1 %) för SFR3 (röd triangel) och inga partiklar från SFR1 (gul diamant) hamnade i dessa objekt. De blå staplarna representerar nettoutströmningen av grundvatten från bergöverytan, och denna har normaliserats mot motsvarande flöde i de ursprungliga beräkningarna för att förtydliga var flödet påverkats av ett förändrat spricknätverk. Underliggande data från Odén och Öhman (2017).

3.1 Beräkningsmetodik (beräkningsfall 2)

I den första beräkningsvarianten var parameteriseringen av biosfärsmodellen identisk med den som användes i SR-PSU:s huvudfall (BCC1, SKB 2014a, avsnitt 7.4). Det vill säga, under havsfasen modellerades samtliga objekt med kopplingar som representerade vattenrörelser mellan havsbassängerna. Under den terrestra fasen modellerades enbart objekt 157_2 och de två nedströmsobjekten 157_1 och 116, och kopplingarna mellan objekten representerade strömningar av ytvatten eller ytligt grundvatten. Transport och ackumulation av radionuklider simulerades för tempererat klimat och med landskapsutvecklingen enligt klimatfallet global uppvärmning. Parametrar för ekosystemegenskaper och hydrologiska flöden speglade alltså dessa förhållanden. För beräkningarna användes ett motsvarande tidsberoende utsläpp, vilket beräknats med en deterministisk representation av transporten genom berget (CCM_GW, avsnitt 8.3.1 i SKB 2015)⁵. Detta utsläpp bygger visserligen på en annan bergparameterisering, men eftersom transporten i berget har relativt liten betydelse för dosberäkningarna i SR-PSU (SKB 2014b, Appendix F) bedömdes utsläppet vara relevant även för en alternativ realiseringen av spricknätverket utanför det regionala modellområdet. Dessutom förenklade en gemensam utsläppsterm jämförelsen med basberäkningsfallet. Utsläppet från bergssalarna fördelades emellertid mellan de tre biosfärsobjekten enligt den hydrogeologiska partikelspårningen för R02-realiseringen av det stokastiska spricknätverket (Appendix 1), och dos beräknades mellan år 2000 AD och 102000 AD.

I den andra beräkningsvarianten justerades grundvattenflödet för perioden efter isolering för att spegla förändringar av vattenflöden från berget som orsakats av den alternativa sprickrealiseringen. För denna beräkning justerades först nettoutströmningen från berget i objektets vattenbalans enligt förändringarna från de hydrogeologiska beräkningarna (Odén och Öhman 2017, Figur 3-2). Det vill säga, utströmningen från berget var 20 % lägre i R02-realiseringen än i basfallet för objekt 157_2, medan utströmningen under objekt 157_1 var nästan fyra gånger högre i R02-realiseringen jämfört med basfallet. För beräkningsfallet justerades alltså nettoinflödet till moränen för objekt 157_2, 157_1 och 116 med en faktor 0,80, 3,7 respektive 1,2. Skillnaden i flödet från berget (uttryckt som areaspécifikt flöde) propagerades därefter vidare till ovanpåliggande jordlager. För objekt 157_1 betydde detta att det uppåtriktade flödet i samtliga jordlager ökades med 0,022 m år⁻¹ vid isolering medan det uppåtriktade flödet i objekt 157_2 istället minskade med 0,020 m år⁻¹. Motsvarande flödesförändringar efter igenväxning var 0,026 m år⁻¹ och -0,023 m år⁻¹. För objekt 116 ökade grundvattenflödet från berget marginellt (0,0015 m år⁻¹ för bägge tidpunkter).

3.2 Resultat (beräkningsfall 2)

Den alternativa realiseringen (R02) med en stor horisontell spricka under 157_2 reducerade utsläppet i 157_2 med ca 50 % från SFR1 och 30 % från SFR3, och maxdosen i objektet sänktes med 40 % jämfört med basfallet (Figur 3-3a). Sprickan ledde ca 40 % av radionukliderna från SFR1, och 15 % från SFR3, till de understa jordlagret i nedströmsobjektet 157_1, och belastningen av radionuklider via ytvatten från uppströmsobjektet minskade. Den sammanlagda effekten av den nya sprickrealiseringen resulterade i att maxdosen i objekt 157_1 ökade med nästan 60 % jämfört med dosen i detta objekt givet basfallet. Maxdosen inträffade omkring 8500 AD, då den helt igenvuxna sjön dikades för uppodling, och C-14 och Mo-93 var de dosdominerande radionukliderna. Den horisontella sprickan kanaliserade även en mindre mängd radionuklider längre nedströms till den större sjön 116 (10 och 15 % för SFR1 respektive SFR3). Belastningen av radionuklider från uppströmsobjekten till objekt 116 minskade följaktligen något jämfört med basfallet. Undantaget från detta var uppströmsbelastningen av C-14 som ökade då kortare ytliga transportvägar minskade avgången till atmosfären. De nya, djupare, transportvägarna ledde till en sexdubbling av C-14 koncentrationen i sjövattnet strax efter att havsviken isolerats. Även dosen vid denna tidpunkt, som orsakades av exponering för C-14 via fisk, sexdubblades (Figur 3-3a). Sammantaget orsakade det nya utsläppsmönstret små effekter på maxdosen i de två mindre uppströmsobjekten (157_2

⁵ Utsläppet från de deterministiska simuleringarna av beräkningsfallet för global uppvärmning beskrivs i mer detalj i avsnitt 4.1.1 i SKB 2014b.

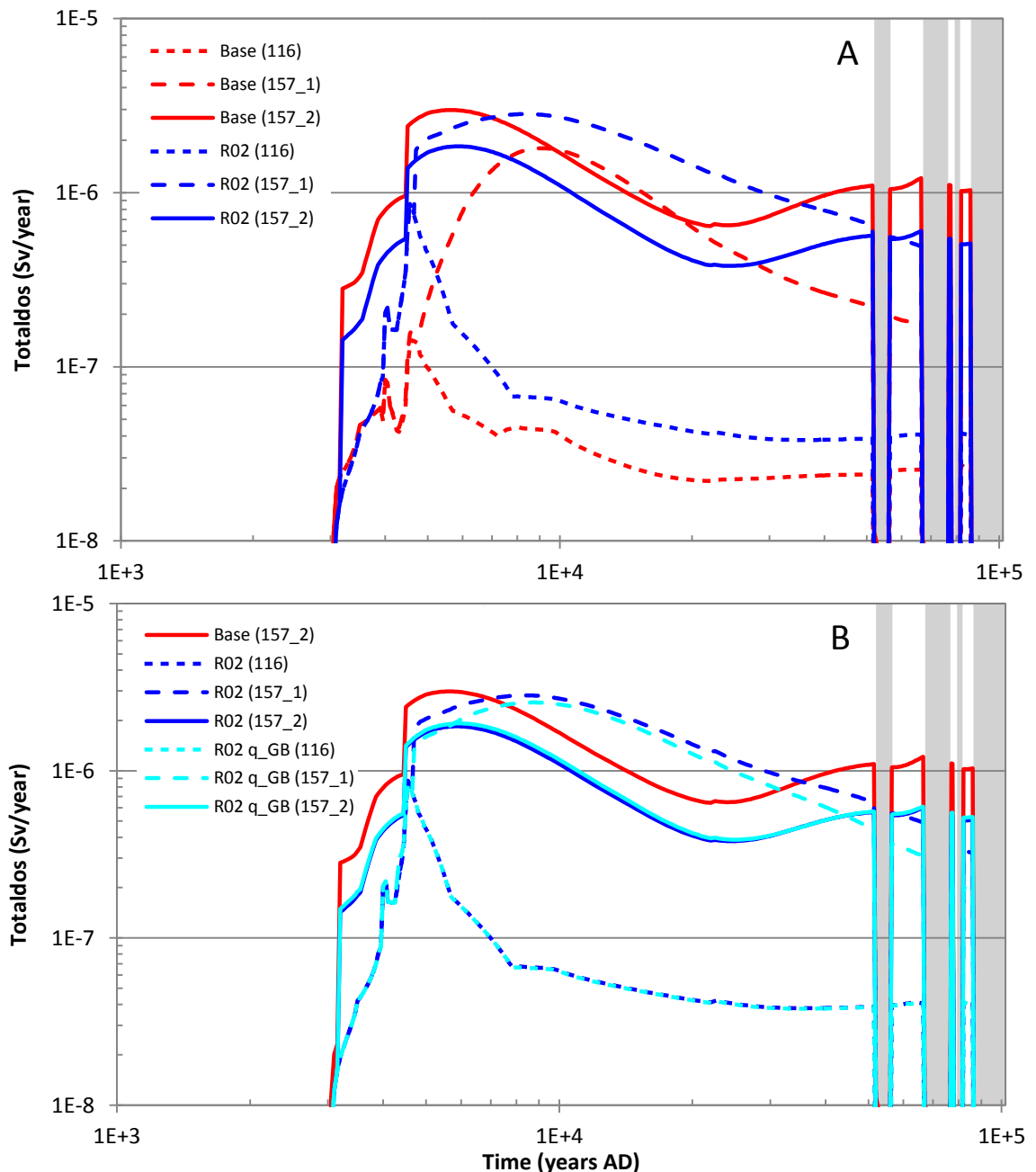
Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

och 157_1), medan effekterna i den stora sjön 116 (som antas ha en betydande fiskproduktion) var betydligt större (~ en faktor fyra vid isoleringen). Maxdosen över alla tre kopplade biosfärsobjekt var emellertid lägre än maxdosen från basfallet då alla radionuklider från SFR antogs strömma ut i objekt 157_2.

I den andra beräkningsvarianten justerades det vertikala flödet av vatten i biosfärsobjekten, för att ta hänsyn till att det alternativa spricknätverket även påverkar inflödet av grundvatten från berget. Den relativa förändringen av det uppåtriktade flödet från berget var relativt stor i objekt 157_1 (Figur 2-3b), men effekten avtog med minskat jorddjup. Detta beror på att påverkan av horisontella grundvattenströmningar från det lokala avrinningsområdet ökar närmare ytan. Det ytspecifika uppåtriktade flödet ökade med omkring en faktor två från moränen (RegoLow), och med omkring 80 % för glacialleran (RegoGL) och leryttjan (RegoPG). Motsvarande siffra för flödet från den djupa torven (RegoPeat) var 10 %, och påverkan på det horisontella flödet av ytligt grundvatten (RegoUp) var i stort sett försumbart (<1 %).

Även i denna beräkningsvariant var den mest exponerade gruppen i objekt 157_1 jordbrukare som dikade myren omkring år 8500 AD. Effekten av de ökade vertikala vattenflödena varierade mellan de två dosdominerande radionukliderna (C-14 och Mo-93), och nettoeffekten blev en marginell sänkning (~ 10 %, Figur 2-3b) av maxdosen jämfört med den första beräkningsvarianten. Koncentrationen av C-14 i det djupa grundvattnet som når den brukade jorden i objektet halverades nästan p.g.a. utspädning, vilket ledde till en 30-procentig sänkning av växtkoncentration och dos från C-14. Men de ökade grundvattenflödena ledde samtidigt till att en större aktivitet av Mo-93 når torvlagret i objektet, vilket i sin tur leder till en högre initialkoncentration i den uppodlade jorden, högre upptag i grödan och 20 % högre dos från Mo-93 än i variant 1. Skillnaden i respons mellan radionukliderna beror främst på att Mo-93 sorberar i jordlager, och vid låga vattenflöden i viss mån sönderfaller innan den når grundare jordlager. För objekt 157_2 och objekt 116 var effekten av ett förändrat inflöde av grundvatten från berggrunden försumbar (Figur 2-3b). Detta kan förklaras av att den relativa förändringen i grundvattenflödet var liten, och att de dominerande exponeringsvägarna i dessa objekt var mindre känslig för flödesförändringar i djupare jordlager.

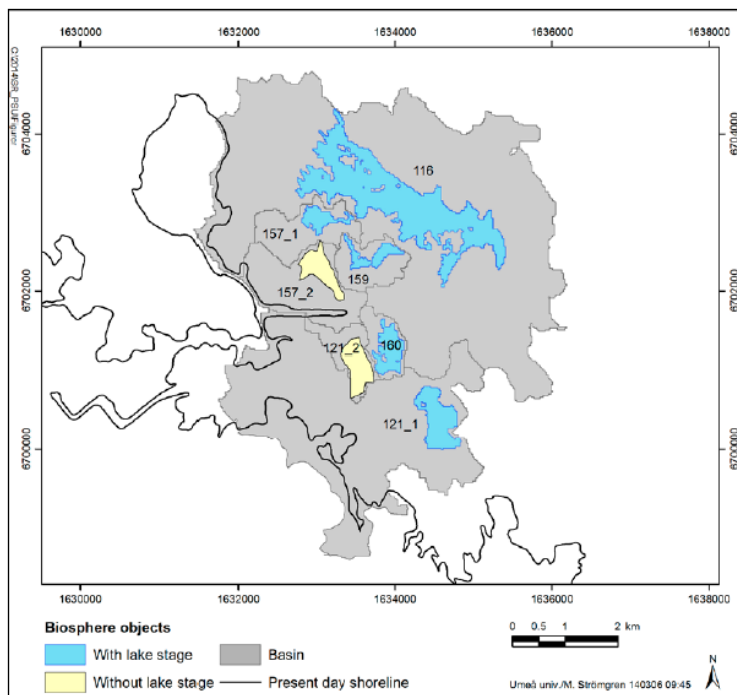
Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt



Figur 3-3. Effekter av en alternativ realisering av spricknätverket i berggrunden på total dos för den mest exponerade gruppen i tre kopplade biosfärsobjekt. A) Effekter på totaldos av en horisontell spricka (R02) som omfördelar utsläppet till att direkt strömma ut i samtliga objekt (mörkblå linjer) jämfört med basfallet (Base) där radionuklider endast strömmar ut i objekt 157_2 (röda linjer). B) Effekter på totaldos av att utsläppet omfördelas och grundvattenflödet från berget påverkas av det nya spricknätverket (R02 q_GB, ljusblå linjer). I samtliga fall används ett utsläpp från beräkningsfallet för global uppvärmning (CCM_GW) med en deterministisk representation av transporten i berget. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.

4 Beräkningsfall 3 - känslighetsanalys av biosfärsobjekts egenskaper

I de tidigare utförda känslighetsberäkningarna i SR-PSU har effekten av landskapsberoende parametrar (objektsstorlek, jorddjup och vattenflöden) belysts genom att samordnat variera dessa som en funktion av alternativa avgränsningar av objekt 157_2 (BCC8, avsnitt 10.8 och 11.2 i TR 14-06). SKB har nu utfört ett beräkningsfall där hela utsläppet direkt når vart och ett av de sex övriga biosfärsobjekten (varav fem objekt genomgår ett sjöstadium). Att hela utsläppet direkt skulle nå något annat biosfärsobjekt än 157_2 på grund av osäkerheter i beskrivningen av bergets spricknätverk, eller i beskrivningen av ytsystemen och dess utveckling, anser SKB vara uteslutet. SKB anser även att skillnaden mellan de sju biosfärsobjekten med avseende på storlek, lagertjocklekar samt grund- och ytvattenflöden är större än de osäkerheter som finns i landskapsbeskrivningen och landskapsutvecklingen av objekt 157_2. Beräkningsfallet skall därför ses som en känslighetsanalys där SKB har använt en större variation i landskapsberoende parametrar för att belysa hur egenskaper i utströmningsområdet påverkar miljökoncentrationer och doskonsekvenser. Då beräkningen främst syftar till att öka förståelsen för hur landskapsbundna egenskaper påverkar miljökoncentrationer som är av avgörande betydelse för dos, utfördes beräkningar med ett konstant utsläpp av 1 Bq per år. Detta angreppssätt förenklar avsevärt tolkningen av resultaten, då effekten av transport- och ackumulationsprocesser i biosfären inte överlagras av en tidsberoende utsläppsterm. För att fokusera på radionuklider som bidrar väsentligt till dosen har SKB emellertid även gjort beräkningar med ett tidsberoende utsläpp av samtliga radionuklider från förvaret. Dessa simuleringar syftar även till att sätta resultaten från enhetsutsläppet i perspektiv till andra beräkningar som gjorts i denna komplettering.



Figur 4-1. Biosfärsobjekt ovanför SFR. De grå ytorna representerar havsbassänger och utgör det yttre begränsningsområdet för vattendelen av biosfärsobjektet då landskapet är helt täckt av vatten. När området befinner sig ovanför havsnivån motsvarar dessa ytor det lokala avrinningsområdet för respektive objekt. De färgade fälten (gult/blått) representerar den centrala delen av bassängen där ackumuleringen av radionuklider i sedimentlager beskrivs. Under landperioden motsvarar dessa ytor hela objektets utsträckning. Blå färg indikerar att objektet motsvarar en sjöbassäng, och gul färg indikerar att objektet är ett våtmarksområde utan en uttalad sjöfas. Bild från SKB 2014a.

4.1 Beräkningsmetodik (beräkningsfall 3)

För beräkningarna simulerades transport och ackumulation för tempererat klimat och en landskapsutveckling som är förväntad under global uppvärmning. Biosfärsmodellen och dess parameterisering var identiska med den som användes i huvudfall i PSU (BCC1, SKB 2014a, avsnitt 7.4, Grolander et al. 2013), vilka beskrevs kortfattat i inledningen.

Då beräkningsfallet främst är avsett att illustrera hur variationer i landskapsbundna egenskaper kan påverka dosberäkningar, utfördes beräkningar med ett konstant utsläpp av 1 Bq mellan 2000 och 20 000 AD (ett s.k. enhetsutsläpp i enlighet med resultatredovisningen i kapitel 10 av SKB 2014a). För att identifiera dosdominerande radionuklider utfördes även beräkningarna med ett deterministiskt tidsberoende utsläpp (CCM_GW, avsnitt 8.3.1 i SKB 2015), och för dessa simuleringar beräknades dos mellan år 2000 AD och 102000 AD.

Resultaterande aktivitetskoncentrationer jämfördes även med den analytiska lösningen för en starkt stiliserad modell, där aktiviteten för varje jordlager skattades från en kompartiment (motsvarande det oorganiska förrådet). För beräkningarna användes ett konstant inflöde av aktivitet, I (Bq år⁻¹), och enbart två utflöden, nämligen via ett advektivt grundvattenflöde och via radioaktivt sönderfall. För detta system är aktivitetskoncentrationen vid dynamisk jämvikt, $AC_{i,j}^*$ (Bq kg_{DW}⁻¹), en enkel funktion av grundvattenflödet, Q (m³ år⁻¹), regolitvolymen, V (m³), fördelningskoefficienten, Kd (m³ kg_{DW}⁻¹), hastighetskonstanten för radioaktivt sönderfall, λ (år⁻¹), och jordegenskaperna porositet, θ (m³ m⁻³) och densitet ρ (kg_{DW} m⁻³) (Saetre et al. 2013):

$$AC_{i,j}^* = \frac{I/\rho_j}{\frac{Q_j}{\theta_j} \left(1 + \frac{Kd_{i,j}\rho_j}{\theta_j}\right)^{-1} + V_j \lambda_i} \quad (\text{Ekv 4-1})$$

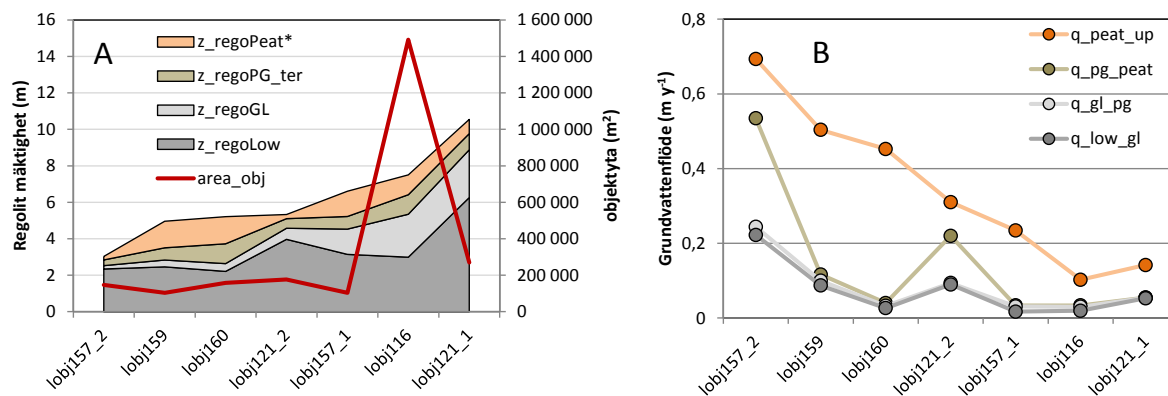
där i och j är index för radionuklid respektive regolitlager.

De två termerna i nämnaren motsvarar processerna *advektiv transport* (vänster), respektive *radioaktivt sönderfall* (höger). När sönderfallshastigheten λ är långsam blir jämviktskoncentrationen omvänt proportionell mot grundvattenflödet Q genom lagret (utspädning), och proportionell mot Kd (för sorberande radionuklider) eller mot porositeten θ (icke sorberande radionuklider). För radionuklider med en hög sönderfallshastighet blir jämviktskoncentrationen omvänt proportionell till volymen V (eller massan) av regolitlagret (se även appendix I i Saetre et al. 2013).

4.2 Resultat (beräkningsfall 3)

Ytan på de sju biosfärsobjekten som ingår i SR-PSU varierar över mer än en storleksordning (~ 1-15 10⁵ m², Figur 4-1, 4-2a). De flesta av objekten är, i likhet med objekt 157_2, relativt små områden (<20 ha), men fortfarande tillräckligt stora för att kunna försörja ett flertal jordbrukande familjer. Variation i mäktighet av jordlagren mellan objekten är mer begränsad, och det skiljer mindre än en faktor fyra i totaldjup mellan objektet med det tunnaste respektive mäktigaste jordlagret (157_2 och 121_1). Variationerna i enskilda regolitlager kan emellertid vara betydligt större. Glacialleran är t.ex. mer än en storleksordning tjockare i de två största och lägst belägna sjöarna (121_1 och 116) än i objekten 157_2 (Figur 4-2a). Objekt som sammanfaller med sjöbassänger har dessutom betydligt tjockare torvlager än objekt som inte föregåtts av ett sjöstadium. I våtmarksobjekten 157_2 och 121_2 utvecklas torv framförallt i svackor och utslaget över hela objektet mäter tjockleken inte mer än några decimeter.

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt



Figur 4-2. Landskapsbundna egenskaper för sju biosfärsobjekt ovanför SFR. A) Tjocklek av regolilager (färgade fält, vänster axel) och storleken på ytan objektet (röd linje, höger axel). B) Uppåtriktade ytspecifika grundvattenflöden, q (m år^{-1}) från respektive regolilager till ovanliggande lager. (Objektets yta multiplicerat med det ytspecifika flödet ger det uppåtriktade massflödet av grundvatten Q [$\text{m}^3 \text{år}^{-1}$]). Regolitagren är färgkodade enligt följande: mörkgrå = morän (RegoLow), ljusgrå = glaciallera (RegoGL), brungrön = post-glacial leryttja (RegoPG), orange = konsoliderad djuptorv (RegoPeat).

Vertikala flödesvägar (snarare än horisontella) dominerar grundvattenflödena i regolitagren i de undersökta biosfärsobjekten, och de areaspecifika uppåtgående grundvattenflödena (q , m år^{-1}) inom ett objekt samvarierade starkt⁶. Det vill säga, objekt med låga grundvattenflöden genom moränen tenderade även att ha låga flöden genom överliggande lager (Figur 4-2b). Variationen i uppåtriktade flöden mellan objekt spände i flera fall över mer än en storleksordning och var klart korrelerad till regolitagrens mäktighet (Figur 4-2). Det vill säga, objekt med mäktiga lager hade även låga grundvattenflöden. Flödena från leryttjan (RegoPG) i de två våtmarksobjekten var betydligt högre än i underliggande lager. Detta berodde på att torvlagret i dessa två objekt var tunt ($<0,2$ m) samtidigt som flödena i de ursprungliga vattenbalanserna ökade markant i den översta halvmeteren av jordprofilerna, och kan delvis ses som en beräkningsartefakt (Werner et al. 2013). Massflödet av grundvatten, Q ($\text{m}^3 \text{år}^{-1}$) är också direkt beroende på storleken av objektet. På grund av den stora variationen i storlek mellan objekten kommer Q att variera lika mycket (RegoPeat) eller mer (\sim en faktor 20 i övriga lager) mellan objekt än vad som är fallet för det areaspecifika flödet.

Simuleringarna med ett enhetsutsläpp till vart och ett av de sju biosfärsobjekten utfördes för de 55 radionuklider som ingick i biosfärsanalysen i SR-PSU (SKB 2014a, tabell 10-1). För tre fjärdedelar av de analyserade radionukliderna gav ett enhetsutsläpp till 157_2 högre dos (eller s.k. Landscape Dose Factor (LDF)-värde) än motsvarande utsläpp till något annat objekt. För 12 radionuklider blev emellertid LDF-värdet högre i något annat objekt, nämligen i objekt 157_1 (C-14, H-3, I-129, U-233, U-234, U-236, and U-238), i objekt 159 (Mo-93), i objekt 160 (Cl-36) eller i objekt 121_2 (Ca-41 and Se-79). Simuleringarna med ett tidsberoende utsläpp av samtliga radionuklider (CCM_GW) till vart och ett av de sju biosfärsobjekten visade att två radionuklider, C-14 och Mo-93, dominerade dosen (Tabell 3-1), och därför fokuserades resultatanalysen av beräkningar med ett enhetsutsläpp till dessa två radionuklider.

För både C-14 och Mo-93 var det dikning och odling av sjö/våtmarksekosystemet som resulterade i högst LDF. Den dominerande exponeringsvägen var förtäring av föda (>78 % för C-14, och >88 % för Mo-93) och resterande dos kom från konsumtion av dricksvatten. Miljökoncentrationerna hade nått, eller närmade sig, en dynamisk jämvikt vid slutet av simuleringen, och LDF-värdet vid denna tidpunkt motsvarande i de flesta fall det maximala värdet över hela simuleringstiden. Ett tydligt undantag från detta fanns, då förtäring av fisk av jägare-samlare, strax efter sjöisolering (~ 4500 AD), orsakade det högsta LDF-värdet för C-14 i objekt 116 (Figur 4-3a). Objektet skiljer sig från övriga genom att sjöbassängen är relativt stor

⁶ En principalkomponentsanalys visade att mer än 90 % av variationen i uppåtriktade grundvattenflöden över samtliga regolilagren kunde förklaras av samvariation knuten till en underliggande faktor (PC1).

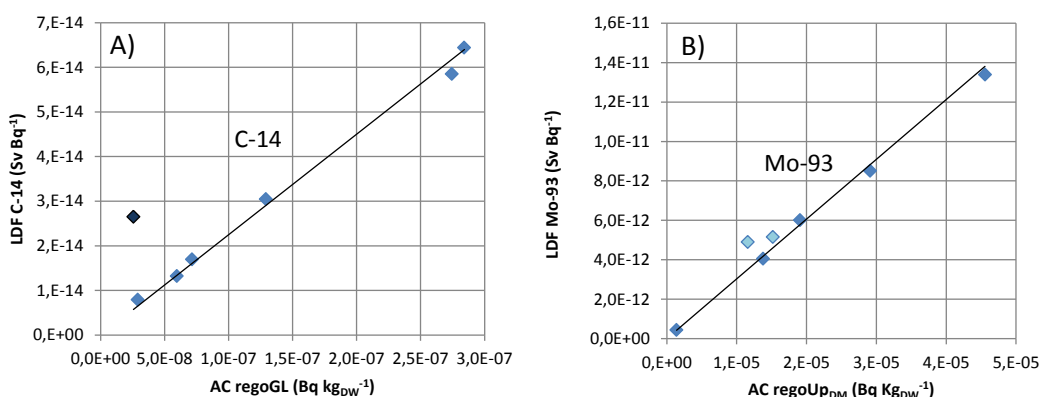
Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

(Figur 4-1, 4-2a), och den viktigaste exponeringsvägen för C-14 blir konsumtion av fisk. SKB noterar att vikten av denna exponeringsväg är i överensstämmelse med resultat från den tidigare säkerhetsanalysen SAR-08, där det direkta utsläppet från SFR antogs nå en större sjö och där de högsta doserna erhöles under sjöstadiet (Bergström et al. 2008).

Koncentrationen av radionuklider i jordbruksjorden under en brukningsperiod av 50 år är en funktion av initialförrådet efter dikning och transporten av grundvatten från djupare jordlager till den uppodlade jorden under denna period. För Mo-93 som har en relativt stark sorption i jordar med organiskt innehåll är den initiala koncentrationen av radionuklider nästan två storleksordningar större än den sammanlagda 50-årsbelastningen av radionuklider från djupare jordlager. Detta betyder att koncentrationen av Mo-93 i jordbruksjorden över en 50-års period (och dosen för den mest exponerade gruppen) framför allt kommer att styras av koncentrationen i torv, lergyttja och i viss mån lera (och urlakningen av detta över tiden). För C-14 gäller det motsatta, och den sammanlagda belastningen via grundvattnet var fem till femton gånger högre än det initiala förrådet av radionuklider i jordbruksjorden. Efter en inledande urlakning av detta initialförråd kommer alltså C-14-koncentrationen i jordbruksjorden att helt styras av belastningen från djupare jordlager.

LDF-värdet för C-14 varierade med en faktor åtta mellan biosfärsobjekten och var tydligt knuten till aktivitetskoncentrationen i glacialleran (Fig 3-3a). I de flesta biosfärsobjekt är torv och gyttjelagren mäktiga, och det är i första hand dessa lager som odlas upp efter att marken dränerats. I radionuklidmodellen antas påverkan av dränering på transport och ackumulation i djupare jordlager vara begränsad, och koncentrationen av radionuklider som når den odlade marken med grundvatten har därför approximerats med porvattenkoncentrationen i glacialleran. Detta är alltså förklaringen till att aktivitetskoncentrationen i detta lager har ett så högt förklaringsvärde för LDF-variationen. Som förväntat följde objekt 116 inte detta mönster, då den mest exponerade gruppen inte var jordbrukare.

Variationen av LDF-värdet för Mo-93 var mycket större än för C-14, och det skiljde en faktor 30 mellan det högsta och lägsta värdet. För Mo-93 var LDF-värdet som förväntat starkt knutet till koncentrationen i jordbruksmarken vid simuleringens slut (Figur 4-3b). Eftersom tjockleken av regolitlager varierade mellan objekten kunde LDF-värdet inte knytas till koncentrationen i något enskilt lager. Det vill säga, för objekt med ett mäktigt torvlager dominerade naturligtvis bidraget från torven initialförrådet i jordbruksmarken (>80 % för 157_1, 159 och 160), medan lergyttjan gav ett dominerande bidrag för objekt med ett tunt torvlager (157_2 och 121_2). Objekt 157_2 och 160 hade något högre LDF-värden än förväntat av koncentrationen i jordbruksmarken vid slutet av simuleringen (Figur 4-3b), vilket beror på en urspolning av djupare regolitlager i samband med ökade grundvattenflöden efter att objektet isolerats från havet.

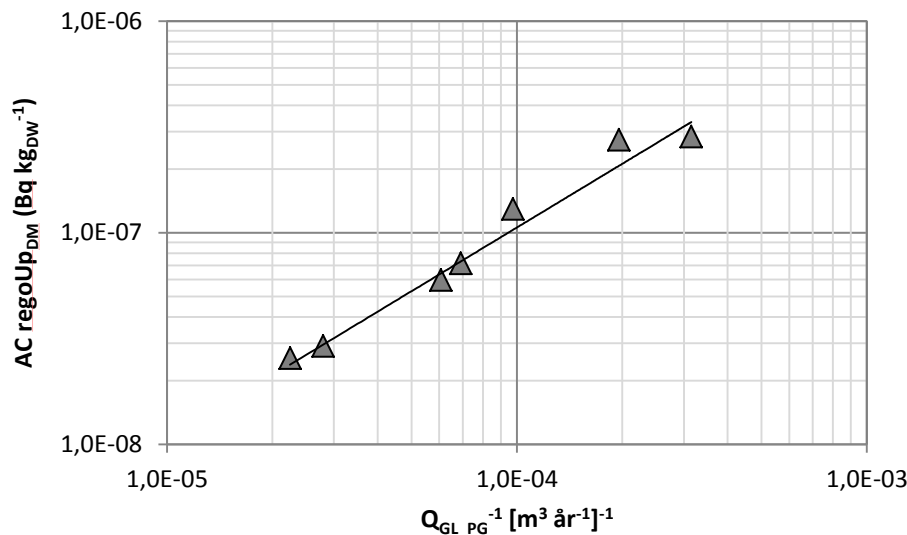


Figur 4-3. LDF-värden i sju biosfärsobjekt som funktion av miljökoncentration vid slutet av den dynamiska simuleringen (20 000 AD). A) LDF för C-14 som funktion av koncentrationen i glacialleran under ostörda förhållanden. Den mest exponerade gruppen är jordbrukare, förutom för objekt 116 där den är jägare/samlare (mörkblå symbol). B) LDF för Mo-93 som funktion av koncentration i jordbruksmark som dikas. Ljusblå symboler representerar objekt 157_2 och objekt 160, där maximal LDF uppkommer 5000 AD.

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

En målsättning med denna analys var att koppla variationen i miljökoncentrationer mellan objekt till variationen i underliggande egenskaper hos biosfärsobjekten. Men då biosfärsmodellen är dynamisk, omfattar en kontinuerlig landskapsutveckling och representerar grundvattenströmningar i flera riktningar, kan analysresultat främst ses som en illustration av egenskaper med stor påverkan. Analysen underlättas emellertid av att LDF-värdena vid simuleringens slut oftast var som högst, och att aktiviteten av C-14 och Mo-93 då befann sig i (eller närmade sig) en dynamisk jämvikt.

För C-14 var belastningen av radionuklider från djupare jordlager en viktig faktor för koncentrationen i jordbruksmarken. Trots små grundvattenflöden i glacialleran, var advektion den avgörande processen för aktivitetskoncentrationen i samtliga objekt, och hastigheten för aktivitetsflödet via advektion (Bq år^{-1}) var flera storleksordningar större än hastigheten för radioaktivt sönderfall. Då K_d -värdet för C-14 är 0, betyder detta att jämviktskoncentrationen för den starkt stiliserade modellen (ekvation 1) blir direkt proportionell mot inversen av det uppåtriktade massflödet av vatten Q ($\text{m}^3 \text{år}^{-1}$)⁷. Det uppåtriktade grundvattenflödet i djupare jordlager utgör alltså den viktigaste egenskapen för att förklara variationen av koncentrationen av C-14 i jordbruksmark mellan biosfärsobjekt, och detta beror alltså på utspädning (Figur 4-4). Vidare noterar vi att massflödet av grundvatten Q är proportionellt mot både areaspecifikt flöde och objektsstorlek. I praktiken betyder det att den undre gränsen för LDF-värden bland objekten drivs av storleken på objekten (dvs det stora objekt 116) medan variation bland de högre LDF-värdena speglar skillnader i areaspecifikt grundvattenflöde bland jämnstora objekt.



Figur 4-4. Aktivitetskoncentration av C-14 i jordbruksmark efter dikning år 20 000 AD som en funktion av grundvattenflödet i djupare jordlager. Resultaten bygger på en dynamisk simulering och ett enhetsutsläpp av 1 Bq C-14 per år till vart och ett av sju biosfärsobjekt. Koncentrationen i jordbruksmark är proportionell ($k=0,0011$, $r^2=0,9$) mot inversen av det uppåtriktade massflödet av grundvatten, Q_{GL_PG} , från glacialleran, (under ostörda förhållanden).

För Mo-93 är initialförrådet i jordbruksjorden avgörande för exponering och dos, men eftersom bidraget av radionuklider från torv- och leryttjelagret varierar mellan objekt (beroende på torvens mäktighet) går det inte att isolera ett specifikt jordlager som är avgörande för initialaktiviteten i jordbruksjorden. Att Mo-93 är en relativt starkt adsorberande radionuklid med en relativt kort halveringstid gör dessutom att effekten av radioaktivt sönderfall för transport och ackumulation blir påtaglig i flera jordlager. Relationen mellan förluster av aktivitet via sönderfall respektive advektiv transport i ett jordlager styrs av både objekt- och lagerspecifika egenskaper, och processerna är av samma betydelse när omsättningshastigheten q_{obj} / z_{obj} (år^{-1}) når ett kritiskt värde⁸:

⁷ Ekvation 4-1 med $K_d=0$ ger: $AC_{C-14} (I=1 \text{ Bq år}^{-1}) = \theta \cdot (\rho Q)^{-1}$

⁸ Lösningen gäller när de två termerna i nämnaren av ekvation 4-1 är likstora och $Kd\rho\theta^1 \gg 1$

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

$$\frac{q_{obj}}{z_{obj}} \approx \lambda_{Mo93} Kd_{Mo} \rho \quad (\text{Ekv 4-2})$$

där z (m) är medeltjockleken på regolitlagret, q ($\text{m } \text{år}^{-1}$) är det areaspecifika grundvattenflödet och övriga symboler samma som i ekvation 4-1.

Den relativa betydelsen av advektiv transport och radioaktivt sönderfall i torv och leryttjelagren varierar stort mellan objekten. Aktivitetsförlust via sönderfall utgör bara några procent av den advektiva transporten i tunna jordlager med ett högt areaspecifikt flöde (t.ex. torv i 157_2 och 121_2), medan sönderfallet var 2-3 gånger viktigare än den advektiva transporten i mäktiga regolitlager med låga flöden (t.ex. torv och leryttja i 116, 121_1, 157_1 och 160). Eftersom utsläppet från förvaret kommer från berggrunden, så blir inflödet av radionuklider till ett jordlager (och den resulterande aktivitetskoncentrationen) starkt beroende av radioaktivt sönderfall i underliggande lager. Spannet på kvoten mellan radioaktivt sönderfall och advektiv transport var stort även för djupare jordlager, och kvoten varierade från några procent till en faktor två för både morän och glacialleran över de sju biosfärsobjekten.

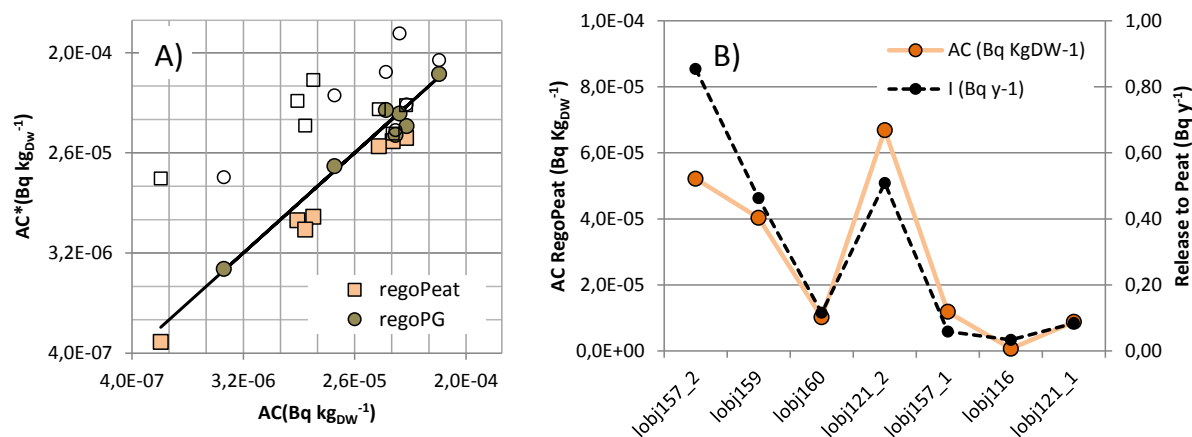
Aktivitetskoncentrationen i glacialleran och torv beräknades även med jämviktsuttrycket för den stiliserade modellen, och för att illustrera effekten av radioaktivt sönderfall i djupare regolitlager användes två typer av inflöde (I), nämligen, $1 \text{ Bq } \text{år}^{-1}$, samt ett inflöde som reducerats med det kumulativa sönderfallet i underliggande lager (Figur 4-5a)⁹. I objekt med tjocka lager och låga flöden orsakade sönderfallet i djupare lager en reduktion av aktivitetskoncentrationen i leryttjan med en faktor 2 till 4, och effekten var mer påtaglig i torvlagret (en faktor 4 till 16). För objekt 157_2, som har relativt tunna regolitlager och relativt höga areaspecifika grundvattenflöden, hade det radioaktiva sönderfallet i djupare jordlager emellertid en mycket begränsad effekt.

För att ytterligare belysa betydelsen av radioaktivt sönderfall för variationen i aktivitetskoncentration, visas inflödet av aktivitet till torvlagret och koncentrationen för torvlagret i samma figur för samtliga sju biosfärsobjekt (Figur 4-5b). Andelen av utsläppet som når torven varierade mellan 85 % (157_2) och 3 % (116), och denna variation har en god förklaringsgrad för aktivitetskoncentrationen i torvlagret vid slutet av de dynamiska simuleringarna ($r^2=0,75$). En liknande koppling till den lagerspecifika källtermen fanns även för aktivitetskoncentrationen i leryttjan, men kopplingen var betydligt svagare ($r^2=0,4$). Den goda överensstämmelsen mellan aktivitetskoncentrationen vid simuleringens slut och koncentrationen beräknad med jämviktslösningen för den stiliserade modellen (fyllda symboler i Figur 4-5a) betyder att det uppåtriktade grundvattenflödet och lagervolymen (motsvarar Q och V i ekvation 1) tillsammans kan förklara den huvudsakliga variationen i koncentration av Mo-93 i jordlager mellan de sju biosfärsobjekten. Från ekvation 4-1 kan vi se att radionuklidkoncentrationen i ett lager minskar med storleken av objektet (då Q och V ökar med objektets yta A). Ett högt areaspecifikt grundvattenflöde ($q (=Q/A)$) leder också till lägre koncentrationer för jämnstora objekt. Men för objekt där radioaktivt sönderfall är en kvantitativt viktig process (dvs där q är lågt relativt lagertjockleken z) ökar även belastning av radionuklider i ytligare lager med ett högt areaspecifikt flöde. Detta betyder att ett ökat vertikalt grundvattenflöde i ett objekt med tunna regolitlager kan leda till en sänkning av aktivitetskoncentrationer i samtliga lager (via utspädning), medan samma ökning i ett objekt med tjocka regolitlager (och låga areaspecifika grundvattenflöden) sannolikt leder till en ökad belastning av radionuklider i högre regolitlager, och därmed också en högre koncentration i jordbruksmark efter dikning.

⁹ Andelen av ett enhetsutsläpp till lager $j+1$ som inte sönderfallit vid jämvikt beräknades med produkten av fraktionen för advektiv transport över samtliga underliggande jordlager j :

$$\prod_{j=1}^n \frac{TC_{adv,j}}{TC_{adv,j+\lambda}} \quad \text{där } TC_{adv,j} = \frac{q_j}{z_j \theta_j} \left(1 + \frac{Kd_j \rho_j}{\theta_j}\right)^{-1}$$

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt



Figur 4-5. Aktivitetskoncentration i jordlager av sju biosfärsobjekt efter ett enhetsutsläpp av Mo-93. A) Koncentration i leryttja (RegoPG) och torv (RegoPeat) beräknad med en stiliserad modell (AC*) som funktion av koncentrationen vid slutet av den dynamiska simuleringens 20 000 AD (AC). Stiliserade beräkningar som tar hänsyn till radioaktivt sönderfall i underliggande lager markeras med fyllda symboler, medan tomma symboler representerar beräkningar där 1 Bq per år når jordlagret. Skallstrecken i figuren motsvarar en faktor två, och den diagonala linjen representerar en 1:1 relation mellan X och Y axeln. B) Koncentration i torv (RegoPeat) vid slutet av de dynamiska simuleringarna (20 000 AD) och utsläpp till torvlagret efter radioaktivt sönderfall beräknat med en stiliserad modell för de sju biosfärsobjekten.

4.3 Diskussion av känslighetsanalys

Valet att i detalj studera de två radionukliderna C-14 och Mo-93 baserades på att dessa dominerar dosen från ett tidsberoende utsläpp av samtliga radionuklider (Tabell 1). För att underlätta tolkningen av känslighetsanalysen användes ett enhetsutsläpp, men LDF-värdena är väl korrelerade till dosen från ett tidsberoende utsläppet ($r^2 > 0,9$, Figur 4-6). Detta tyder på att mekanismerna som identifierats som viktiga från simuleringar med ett enhetsutsläpp och stiliserade beräkningar även bör ha stor betydelse för resultaten från ett tidsberoende utsläpp.

I den hydrogeologiska modelleringen av grundvattenflödet genom berget visas att utströmmande grundvatten från SFR samlas där större vertikala vattenförande deformationszoner (Odén et al. 2014) som sammanfaller med en sänka i topografin. Detta leder i sin tur till att utströmningen från berget i hög grad kanaliseras till biosfärsobjekt 157_2. Detta objekt skiljer sig på flera punkter från de omgivande utströmningsområdena som utgörs av sjöbassänger; den areaspecifika utströmningen av grundvatten är t.ex. betydligt högre i objekt 157_2 och regolitavlagringarna är tunnare (Figur 4-2). Utspädning i djupare jordlager blir alltså relativt stor för detta objekt, vilket leder till en låg exponering av C-14 då den dominerande exponeringsvägen är upptag av grundvatten från djupare lager i samband med odling. Samtidigt gynnar dessa egenskaper transporten till ytan av radionuklider som har ett högt Kd och är kortlivade i förhållande till den advektiva omsättningshastigheten (t.ex. Mo-93). För denna typ av radionuklider blir koncentration i det ytliga torvlagret vid jämvikt högre i objekt 157_2 än i något annat av de undersökta biosfärsobjekten¹⁰.

Trots att objektspecifika egenskaper som storlek, grundvattenströmning och mäktigheten av enskilda lager varierar över mer än en storleksordning, och trots att dosen av två enskilda dosdominerande radionuklider varierar med en faktor 10 eller mer, noterar vi slutligen att variationen i den totala dosen mellan de sju undersökta objekten är väsentligt lägre. Anledningen är att objektens egenskaper som minskar dosen till den

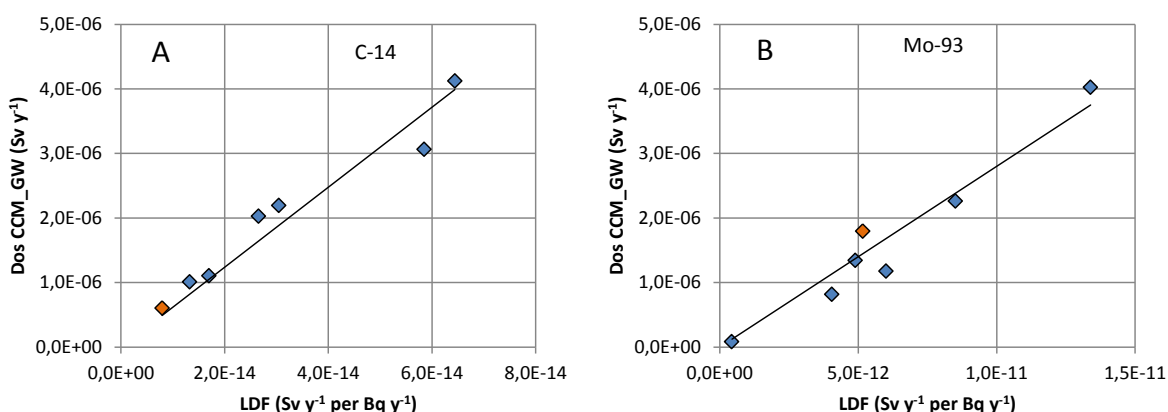
¹⁰ Detta omfattade inte mindre än 50 % av radionuklider som lämnade berget i CCM_GW utsläppet, och inkluderade förutom Mo-93 radionuklider Ni-59, U-238, Pu-239, Nb-93m, Cs-135, Pd-107, Tc-99 och Ag-108m.

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

mest exponerade gruppen från en radionuklid (dvs högt grundvattenflöde för C-14) samtidigt kan öka dosen från en annan radionuklid (Mo-93), vilket jämnar ut totaldosen. Resultatet blir att skillnaden i totaldos mellan objekt med högst respektive lägst dos bara är en faktor fyra (Tabell 3-1). Då objekt 157_2 dessutom faller i mitten av detta dosspann drar vi slutsatsen att osäkerheter i objektsegenskaper orsakar en begränsad osäkerhet i beräknad maximal totaldos. Denna sensitivitetsanalys visar alltså att osäkerheter i objektsegenskaper inte på ett väsentligt sett påverkade dosen till den mest exponerade gruppen, eller slutsatserna i SR-PSU som dragits från beräkningar baserade på biosfärens huvudfall.

Tabell 4-1. Maximal dos från samtliga radionuklider från ett tidsberoende utsläpp till vart och ett av sju biosfärsobjekt, givet scenariot global uppvärmning (CCM_GW). För varje biosfärsobjekt tabelleras dessutom den mest exponerade gruppen (Exp. grupp), dominerande radionuklid med dess bidrag i procent till total dos (Dom. RN), tidpunkt för maximaldos (Tid), samt totala dosen (Tot. Dos). DM = jordbrukare som dränerar och brukar en våtmark/sjö, H&G = jägare och samlare.

Biosf. objekt	Exp. grupp	Dom. RN	Tid (y AD)	Tot. Dos ($\mu\text{Sv år}^{-1}$)
116	H&G	C-14 (100 %)	4 600	$2,1 \cdot 10^{-06}$
121_1	DM	Mo-93 (44 %)	12 000	$1,8 \cdot 10^{-06}$
121_2	DM	Mo-93 (59 %)	8 600	$3,8 \cdot 10^{-06}$
157_1	DM	C-14 (59 %)	5 800	$6,7 \cdot 10^{-06}$
157_2	DM	Mo-93 (60 %)	5 650	$3,0 \cdot 10^{-06}$
159	DM	Mo-93 (51 %)	5 950	$7,8 \cdot 10^{-06}$
160	DM	C-14 (53 %)	5 100	$5,8 \cdot 10^{-06}$



Figur 4-6. Korrelation mellan max dos från ett tidsberoende utsläpp (CCM_GW) och ett konstant utsläpp (1 Bq år^{-1}) av C-14 och Mo-93 i sju biosfärsobjekt. Objekt 157_2 har markerats med en orange symbol. Linjen indikerar ett proportionellt förhållande mellan de två beräkningarna.

5 Sammanfattning och slutsats

För att belysa osäkerheterna i landskapsmodelleringen i SR-PSU och ge en rad utfall som täcker rimliga framtida scenarier har SKB nu kompletterat biosfärsberäkningarna med tre ytterligare beräkningsfall. I det första fallet undersöker SKB doskonsekvenserna av en framtida vattensamling i 157_2. Beräkningsfallet (och dess varianter) är i första hand drivet av konceptuella osäkerheter i landskapsmodelleringen. I ett andra beräkningsfall undersöks konsekvenser av en alternativ realisering av spricknätverket utanför det regionala modellområdet som kanaliserar en del av utsläppet till de två sjöarna nedströms 157_2. Detta beräkningsfall är i första hand drivet av osäkerheter i beskrivningen av bergets hydrauliska egenskaper. Slutligen utför SKB en känslighetsanalys för att belysa hur egenskaper i utströmningsområdet påverkar miljökoncentrationer och doskonsekvenser. I denna analys utnyttjas samtliga beskrivna biosfärsobjekt för

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

att täcka in ett för området relevant spann av miljövariation, och fallet spänner över osäkerheterna i beskrivningen av det mest exponerade området och dess utveckling.

Det första beräkningsfallet visar att en explicit beskrivning av igenväxningen av gölarna i objektet 157_2 har en obetydlig effekt på maxdosen. En grävd sjö kan emellertid ge upphov upp till 50 % högre doser än i basfallet. För den grävda sjön är det inte direkt exponering via akvatisk föda som ger den högsta dosen, utan dikning och brukning av biosfärsobjektet i ett senare skede. Orsaken till en förhöjd dos är att det i sjöbassängen bildas ett mäktigt torvlager, vilken ökar inventariet av radionuklider i den dikade jordbruksmarken och minskar markens densitet (bägge dessa faktorer leder till en ökad aktivitetskoncentration $Bq\ kg_{Dw}^{-1}$). För nedströmsobjekten liknar effekterna av en vattensamling i 157_2 de som tidigare påvisats för ett vattendrag i objekt 157_2 (Saetre och Ekström 2016), och är knutna till förändringar av transportvägarna för ytvatten i sjön. Maxdosen i nedströmsobjekten, 157_1 och 116, är emellertid betydligt lägre än dosen från objekt 157_2, och är därför inte av direkt betydelse för att bedöma förvarets säkerhet.

I det andra beräkningsfallet reducerar den alternativa realiseringen av spricknätverket utsläppet i 157_2 med ca 50 % från SFR1 och med 30 % från SFR3, och maxdosen i objektet sänks med 40 % jämfört med basfallet. Samtidigt strömmar ca 40 % av radionukliderna från SFR1, och 15 % från SFR3, ut i det understa jordlagret i nedströmsobjektet 157_1, och maxdosen i objektet ökade med nästan 60 % jämfört med basfallsberäkningarna för objektet. Maxdosen över alla tre kopplade biosfärsobjekt i sprickberäkningsfallet är emellertid lägre än maxdosen från basfallet, där alla radionuklider från SFR antogs strömma ut i objekt 157_2 (Figur 3-3a). I en mer realistisk variant av detta beräkningsfall justerades även det vertikala flödet av vatten i biosfärsobjekten, för att ta hänsyn till att spricknätverket även påverkar utflödet av grundvatten från berget. Trots att förändringen i flödet från berget var relativt stor i objekt 157_1, var effekten på dosen begränsad (10 % minskning). Detta berodde på att samtidigt som dosbidraget från C-14 minskade genom utspädning, så ökade bidraget från Mo-93 då en högre andel av utsläppet nådde ytligare jordlager. För objekt 157_2 och objekt 116 var effekterna av ett förändrat inflöde av grundvatten från berggrunden försumbara.

I det tredje beräkningsfallet användes ett enhetsutsläpp för att undersöka hur objekts egenskaper påverkar miljökoncentrationer och dos (s.k. LDF) i simuleringar med radionuklidmodellen för biosfären. Analysen visar att LDF-värdet kan variera med upp till en storleksordning mellan de sju undersökta biosfärsobjekten för C-14, och med mer än 30 gånger för Mo-93. För bägge radionukliderna kan dosvariation härledas till koncentrationsskillnader i jordbruksmark. För C-14 orsakas denna variation främst av koncentrationsskillnader i det grundvatten som når den odlade marken under vegetationsperioden, och koncentrationen i grundvattnet minskar med ökande grundvattenflöde ($Q\ m^3\ år^{-1}$). För Mo-93 bidrar många egenskaper i jordprofilen till variationen av koncentrationen i jordbruksmark och ingen enskild faktor kan förklara skillnaden mellan biosfärsobjekten. Variationen i aktivitetskoncentration i enskilda jordlager kan emellertid härledas från processerna advektiv transport och radioaktivt sönderfall, och utfallet av dessa processer är knutet till objektsegenskaper som storlek, det areaspecifikt grundvatten flöde och jordlagertjocklek. Responsen är emellertid inte alltid enkel och egenskaper som påverkar det radioaktiva sönderfallet i djupare regolitlager kan spela en avgörande roll för exponeringen från ytligare lager. Trots en betydande variation i objektspecifika egenskaper, och i LDF-värden för C-14 och Mo-93, noterar SKB att variationen i den totala dosen från ett tidsberoende utsläpp av samtliga radionuklider från SFR är begränsad till en faktor fyra mellan de sju objekten. Anledningen är återigen att variationer i grundvattenflöden påverkar dosen av C-14 och Mo-93 i olika riktningar. Eftersom hela utsläppet kanaliseras till ett biosfärsobjekt utan att det finns grund för detta i spricknätverk och utan att -variera vattenflöden kan detta ses som ett "what-if-fall". Då objekt 157_2 dessutom faller i mitten av detta dosspann drar SKB slutsatsen att osäkerheter i objektsegenskaper orsakar en begränsad osäkerhet i beräknad maximal totaldos.

De tre beräkningsfallen belyser betydelsen av osäkerheter i beskrivningen av det mest exponerade områdets egenskaper och utveckling för dosberäkningarna som gjorts i SR-PSU. Fallen spänner över en

Kompletterande beräkningar om biosfärsobjekt

rad olika utfall och för de mest rimliga alternativa beräkningsfallen (t.ex. en spridning av delar av utsläppet till närliggande sjöar via en flack vattenförande struktur, och en beskrivning av objekt 157_2 som uttryckligen omfattar ytvatten och ett vattendrag) är den beräknade dosen i stort sett densamma som, eller lägre än, i basfallet. Osannolika scenarier, som att ett djupt lager av kärrtorv utvecklas i delar av objekt 157_2 (till följd av en grävd sjö), eller att hela utsläppet kommer att strömma ut i ett objekt med tjocka regolitlager och låga grundvattenflöden (t.ex. den närliggande sjön 157_1) kan leda till högre doser för den mest exponerade gruppen. Förhöjningen är dock begränsad till en faktor mellan 50 % (beräkningsfall 1b, en grävd sjö) och 2,5 (utsläpp till en liten sjö med relativt låga grundvattenflöden, beräkningsfall 3 tabell 4-1), och beräkningsfallen kan snarare ses som begränsningsfall än rimliga alternativa beskrivningar av det mest exponerade området. Den primära förklaringen till den begränsade variation av dos är att faktorer som gynnar en hög aktivitetskoncentration i jordbruksmark inte är desamma för de två viktigaste radionukliderna (C-14 och Mo-93). Av de utförda kompletterande beräkningarna drar SKB slutsatsen att osäkerheter i landskapsutvecklingen inte på ett väsentligt sätt påverkar dosen till den mest exponerade gruppen, och därmed inte heller påverkar slutsatser som tidigare dragits från beräkningar baserade på biosfärens huvudfall.

Referenser

- Bergström U, Avila R, Ekström P-A, de la Cruz I, 2008.** Dose assessments for SFR 1. SKB R-08-15, Svensk Kärnbränslehantering AB
- Brydsten L, 2006.** A model for landscape development in terms of shoreline displacement, sediment dynamics, lake formation, and lake choke-up processes. SKB TR-06-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brydsten L, Strömgren M, 2013.** Landscape development in the Forsmark area from the past into the future (8500 BC – 40,000 AD). SKB R-13-27, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Grolander S, 2013.** Biosphere parameters used in radionuclide transport modelling and dose calculations in SR-PSU. SKB R-13-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Odén M, Öhman J, 2017.** TD15 Complementary simulation cases in support of SR-PSU. SKBdoc 1578373 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Odén M, Follin S, Öhman J, Vidstrand P, 2014.** SR-PSU Bedrock hydrogeology. Groundwater flow modelling methodology, setup and results. SKB R-13-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Saetre P, Ekström P-A, 2016.** Drainage of runoff water from 157_2 into 157_1 via a stream – Biosphere complementary information for SR-PSU. SKBdoc 1554499 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.** Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB 2015.** Redovisning av säkerhet efter förslutning för SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU, Svensk kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2014b.** Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Sohlenius G, Strömgren M, Hartz F, 2013.** Depth and stratigraphy of regolith at Forsmark. SR-PSU Biosphere. SKB R-13-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Werner K, Sassner M, Johansson E, 2013. Hydrology and near-surface hydrogeology at Forsmark – synthesis for the SR-PSU project. SR-PSU Biosphere. SKB R-13-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Appendix 1

Fördelningen av utströmningspunkter för partiklar som släppts från bergssalar i SRF1 och SFR3 givet en alternativ representation (R02) av det stokastiskt generade spricknätverket i bergmassan utanför den regionala domänen (se text). Värdena har normaliserats så att de summerar till 1 för varje förvarsdel, och dessa s.k. utsläppsfraktioner har använts för att fördela utsläppet till biosfärsobjekten på ytan. Mycket få partiklar hamnade i objekt 159, 121_1 och 12_2, och inga partiklar hamnade i objekt 160. I modellering fördelas utsläppet därför enbart på det tre objekten 157_2, 157_1 och 116. Data från Odén och Öhman (2017).

Förvar, Bergsalar	Biosfärsobjekt					
	157_2	157_1	116	159	121_2	121_1
SFR1						
1BMA	35 %	52 %	14 %			
1BLA	44 %	44 %	12 %			
2BTF	57 %	34 %	9 %			
1BTF	69 %	24 %	7 %			
Silo	73 %	21 %	6 %			
SFR3						
1BRT	62 %	26 %	11 %			
2BLA	65 %	22 %	14 %			
3BLA	62 %	16 %	22 %			
4BLA	73 %	10 %	17 %	(0,001 %)		
5BLA	80 %	7 %	13 %	(0,006 %)	(0,006 %)	
2BMA	78 %	7 %	15 %	(0,014 %)	(0,048 %)	(0,005 %)

Nettoutströmningen från berget, q (mm år⁻¹) i objekt 157_2 i de ursprungliga hydrogeologiska beräkningarna (Td11) samt i beräkningar av en alternativ representation av bergsmassan (R02-realiseringsen i Td15). Kvoten mellan utströmningen i de två beräkningarna har använts för att skala inflödet av grundvatten till moränen i beräkningsfall 2b i detta PM (se text). Data från Odén och Öhman (2017).

Realisering	Biosfärsobjekt					
	157_2	157_1	116	159	121_2	121_1
Basfall (Td11)	79,6	20,7	27,9	52	43,3	118,7
R02 (Td15)	63,6	77,3	33,9	52,7	44,1	103,2
Skalfaktor	0,8	3,7	1,2	1,0	1,0	0,9