

Kvalitetssäkring

2017-03-27 Eva Andersson (TS)

2017-03-28 Peter Larsson (Godkänd)

Kommentar

Strålsäkerhetsmyndigheten  
Att: Georg Lindgren  
171 16 Stockholm

## Svar till SSM på begäran om komplettering av ansökan om utökad verksamhet vid SFR – kemikalieinventariet

Strålsäkerhetsmyndigheten, SSM, har i sin skrivelse till Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB, daterad 2016-10-07 begärt förtydligande information om kemikalieinventariet.

SKB översänder härmed begärda komplettering. Leveransen består av detta brev och tillhörande PM. Följande text förtydligar leveransen för respektive fråga.

- 1. SKB bör förtydliga vikten av bestrålning av basiska anjonbytarmassor i området 0,1 till 1 MGy samt konsekvensen av det resulterade bildandet av väte och aminer utifrån vad som står iden befintliga litteraturen.**

### SKB:s svar:

Jonbytarmassor som slutförvaras i SFR är främst av två typer 1) ”mixed bed” dvs. jonbytarmassa som består av en blandning mellan anjon- och katjonbytarmassor och 2) rena anjonbytarmassor. Den dominerande mängden är av typen ”mixed bed” då reningssystemen i kärnkraftreaktorerna är konstruerade för att rena processvattnet både från anjoniska och katjoniska specier. Rena anjonbytarmassor används framförallt under avställningsdrift av tryckvattenreaktorerna vid Ringhals. Deras primära funktion är att rena processvattnet från borsyra ( $\text{B(OH)}_4^-$ ) men även radioaktiva anjoner tas upp. Dessa jonbytarmassor håller betydligt lägre strålningsintensitet än de som används när reaktorn producerar el.

Enligt gällande acceptanskriterier för avfall, avsnitt 3.2.4<sup>1</sup>, får den integrerade stråldosen för avfallskollin innehållandes cement- eller bitumeninjuten jonbytarmassa inte överstiga  $10^6$  Gy. I gällande acceptanskriterier för avfall tillåts en stråldos på upp till  $5 \cdot 10^6$  Gy. I SR-PSU redogörs för radiolytisk nedbrytning av jonbytarmassor på ett översiktligt plan eftersom stråldoserna i SFR är så pass låga att de inte förväntas påverka katjonjonbytarmassornas stabilitet. Detta är visat i litteraturen för katjonbytare av sulfonat typ (van Loon och Hummel 1999a).

Anjonbytare är mer känsliga för radiolytisk nedbrytning på grund av de funktionella grupperna som innehåller kvartära ammoniumsalter varvid aminer kan bildas. De aminer som kan bildas är trimetylamin (TME), dimetylamin (DME) metylamin (MME) och ammoniak. Alla dessa är gaser i sina rena vattenlösliga tillstånd. Vattenlösningar av dessa aminer kan påverka lösligheten av vissa radionuklider, framförallt med katjoner som t.ex. Pd, eftersom Pd bildar starka komplex med aminer.

<sup>1</sup> **Almkvist L, 2012.** Acceptanskriterier för avfall i SFR. SKBdoc 1336074 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB. Internt dokument.

Ett antal studier (van Loon och Hummel 1995, 1999b, Traboulsi et al. 2013, Rébufa et al. 2015) har undersökt den radiolytiska nerbrytningen av jonbytarmassor. Dessa undersökningar kan delas in i två kategorier beroende på syftet:

- 1) Studier med konstant dos som studerar vilka nedbrytningsprodukter som bildas och hur dessa påverkar lösligheten av radionuklider
- 2) Studier med varierande dos för att se hur dosen påverkar nedbrytningen.

Den senare typen av studier kan användas för att bedöma om de stråldoser som är tillåtna i SFR enligt gällande acceptanskriterium kan påverka nedbrytningen av jonbytarmassor i SFR.

Rébufa et al. (2015) genomförde en undersökning av kategori 2 ovan. Resultaten visar tydligt att när en jonbytarmassa av typen ”mixed bed” utsätts för doser lägre än  $4 \cdot 10^6$  Gy så bildas endast mindre mängder aminer från anjonbytare. Vid denna stråldos detekterades låga halter av trimetylamin (TMA) i vattenfasen när jonbytarmassan bestrålades under anaeroba betingelser. Först vid en stråldos 10 gånger högre bildades ammoniak och dimetylamin (DMA). Enligt van Loon och Hummel (1995) minskar stabiliteten av de bildade aminkomplexen när större ligander är bundna till kvävet. Utifrån detta kan det antas att ammoniak är den nedbrytningsprodukt som potentiellt kan påverka lösligheten av radionuklider mest av de olika aminer som bildas vid nerbrytningen av basiska jonbytarmassor. De bildade mängderna bedöms inte påverka lösligheten av radionuklider i SFR.

Vätgas bildas enligt Rébufa et al. (2015) redan vid  $0,1 \cdot 10^6$  Gy för både ”mixed bed” och rena anjonbytarmassor. För katjonbytarmassor med sulfonat som den funktionella gruppen bildas vätgas först vid något högre stråldos ( $0,5 \cdot 10^6$  Gy). Vätgasbildning till följd av radiolytisk nedbrytning av jonbytarmassor inkluderas i de gasbildningsberäkningar som utförs av SKB för att visa på effekterna av bildad gas (Moreno et al. 2001, Moreno och Neretnieks 2013). Detta redovisas även i *Redovisning av säkerhet efter förslutning av SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU*, avsnitt 6.3.7.

Sammanfattningsvis kan sägas att vid de stråldoser som förekommer hos de deponerade jonbytarmassorna i SFR kommer radiologisk nedbrytning av anjonbyttardelen till olika aminer inte vara av betydelse för säkerheten efter förslutning.

Den nedbrytning av jonbytarmassor som ändå sker och bildar vätgas är omhändertagen och inkluderas i de utredningar som utvärderar effekterna av förändrat advektivt flöde av radionuklider på grund av inre gastryck som SKB använder sig av för att utvärdera förvarets säkerhet efter förslutning (Moreno et al. 2001, Moreno och Neretnieks 2013).

## **2. SKB bör förtydliga beskrivningarna av degraderings- och jonbyttarprocesserna för avvattnade, icke-inkapslade jonbytarmassor.**

### **SKB:s svar:**

Som beskrivs av van Loon och Hummel (1995) förväntas ingen kemisk nedbrytning av jonbytarmassor under de förhållanden som antas råda i ett förvar för låg- och medelaktivt avfall. Detta förutsätter dock att pH är högt, vilket det kommer att vara för de delar i avfallet där jämvikt med cementmineraler råder. Initialt kommer pH vara högre än 13. Vad pH slutligen kommer att bli inuti betongtankarna beror på i vilken form jonbytarmassorna föreligger när de deponeras ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{X}^{n+}$  eller  $\text{Y}^{n-}$ ). En oanvänd jonbytarmassa föreligger i  $\text{OH}^-$  och  $\text{H}^+$  form. För en använd jonbytarmassa kan alla ovan nämnda former förekomma beroende på hur mycket jonbyte som har skett på jonbytarmassan när den plockades ut från reningssystemet. När vatten med

högt pH tränger in genom betongtanken kommer jonbytesreaktioner att ske som kan påverka pH. Hur mycket pH påverkas beror på mängden vatten som tränger in samt i vilken form eller former jonbytmassorna föreligger. Om jonbytmassan initialt innehåller ett överskott av  $H^+$  kan  $OH^-$  i det inträngande vattnet reagera med en  $H^+$  som är bunden till jonbytmassan och/eller har jonbytt med en annan katjon. Potentiellt kan pH sjunka eftersom  $OH^-$  från det inträngande alkaliska vattnet konsumeras.

Om jonbytaren innehåller  $X^{n+}$  och  $Y^{n-}$  joner kommer pH att sjunka då  $OH^-$  jonbyter med en  $Y^{n-}$ .

För att bedöma inverkan på pH i betongtankarna till följd av inträngande alkaliskt vatten redovisas nedan ett resonemang baserat på en förenklad materialbalans:

Förehållandet av katjon ( $H^+$ ): anjon ( $OH^-$ ) är vanligtvis 3:1 i pulverformiga jonbytmassor av typen ”mixed bed” som används för kondensatrening.

Enligt produktdatabladet för Amberlite 150 (Rohm and Haas, u å) är total utbyteskapacitet  $\geq 1,9$  eqv/l ( $H^+$  form) samt  $\geq 1,2$  eqv/l ( $OH^-$  form). Detta ger 1,58 ggr mer  $H^+$  i en 1:1 blandning av de olika jonbytmassorna. För en 3:1 blandning ger då detta ett överskott på  $(3 \cdot 1,9) - (1 \cdot 1,2) / (3+1) = 1,125$  eqv.  $H^+$ /l mixed bed

Detta innebär att det finns 1,125 mol  $H^+$ /l i färsk jonbytmassa. Enligt produktdatabladet för Amberlite är densiteten 690 g/l (fraktvikt) detta ger 0,0016 mol  $H^+$  per gram jonbytmassa. I avfallstyp O.07 (betongtankar från OKG) finns 1220 kg jonbytmassa<sup>2</sup> vilket ger 1952 mol  $H^+$  som ska neutraliseras.

Varje betongtank består av 10 350 kg betong. Det ideala vct-talet, dvs. hur mycket vatten som binds in i cementen under hydratiseringen, är cirka 0,4. Med ett antaget vct-tal på 0,54 och ballast till cementtal på 3,75 kan mängden hydratiserad cement som finns i en betongtank beräknas enligt:

$$\frac{1 \text{ kg cement} + 0,4 \text{ kg vatten}}{1 \text{ kg cement} + 0,54 \text{ kg vatten} + 3,75 \text{ kg ballast}} \times 10 \text{ 350 kg betong} \\ = 2739 \text{ kg hydratiserad cement per betongtank}$$

Vid hydratisering av cementfaser bildas 4,32 mol  $Ca(OH)_2$  per kg klinker (ohydratiserad cement). Mängden  $Ca(OH)_2$  i en betongtank ges av:

$$\frac{1 \text{ kg cement} \times 4,32}{1 \text{ kg cement} + 0,54 \text{ kg vatten} + 3,75 \text{ kg ballast}} \times 10 \text{ 350 kg betong} \\ = 8452 \text{ mol } Ca(OH)_2 \text{ per betongtank}$$

Varje  $Ca(OH)_2$  ger två  $OH^-$ , vilket innebär 16 904 mol  $OH^-$  per betongtank. Det är mer än de 1952 mol  $H^+$  som ska neutraliseras per betongtank och därmed räcker mängden  $Ca(OH)_2$  till att neutralisera all  $H^+$  som finns i färsk jonbytmassan, men den deponeras inte färsk utan använd.

<sup>2</sup> Angerbjörn M, Kvenangen K S, Canderyd S, 2014. Materialinnehåll i driftavfall till SFR – OKG. SKBdoc 1436576 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB. Internt dokument.

I det faktiska fallet med använda jonbytmassor blir effekten på pH samma som för färsk jonbytmassa enligt följande resonemang. För en jonbytmassa där  $\text{OH}^-$  är jonbytt med  $\text{Y}^{n-}$  kan maximalt 1,2 mol  $\text{OH}^-$ /l ha bytts ut och bidra med en pH-sänkning enligt resonemanget i stycket ovan. Med den angivna densiteten ovan fås då 0,0017 mol  $\text{Y}^{n-}$  per gram jonbytmassa detta ger 2074 mol  $\text{Y}^{n-}$  per betongtank. Teoretiskt sett skulle då 4026 mol  $\text{OH}^-$  (1952+2074) kunna konsumeras och överskottet  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  räcker alltså till för att bibehålla ett högt pH i betongtanken.

Additionspolymerer (polystyren) vilket är grundstrukturen i jonbytmassor har inga funktionella grupper som kan reagera.

De resonemang som förts ovan visar på att den substansmängd  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  som finns i betongtankarna är högre än den substansmängd som kan konsumeras via olika hydroxidjonkonsumerande reaktioner och därmed kommer pH initialt inte att påverkas. Vid det höga pH, där hänsyn har tagits till maximalt jonutbyte, som kommer att råda inuti en betongtank i 2BTF är den kemiska nedbrytningen av jonbytmassor försumbar enligt van Loon och Hummel (1995).

**3a. Det är oklart huruvida de kemiska substanser som bedöms "ej passande för deponering" är tillåtna under nuvarande eller kommande acceptansnivåer för avfall (WAC) för framtida rivningsavfall.**

**SKB:s svar:**

Avseende komplexbildande ämnen har krav funnits sedan drifttagningen av SFR att de i möjligaste mån ska undvikas. Dessa krav har sedan utvecklats till att bli mer specifika. SKB begränsar komplexbildande ämnen i SFR dels via acceptanskriterier för avfall, dels med typbeskrivningar och dels via arbete med kemikalieråden hos avfallsproducenterna för att tillse att starka komplexbildare inte hamnar i avfall som ska till SFR.

Krav på avfall styrs via acceptanskriterier för avfall (WAC). WAC är föränderliga och kan justeras som en följd av exempelvis ny kunskap, förändrad hanteringsutrusning eller nya/förändrade lagar och villkor. Skrivningen "*De ämnen som inte anses lämpliga för deponering i SFR*" kommer från WAC som är kopplade till F-PSAR (Eriksson Örtengren och Eriksson 2014). Dessa WAC kommer att vidareutvecklas till PSAR och ställer krav på framtida rivningsavfall.

När det gäller dagens krav på avfall finns acceptanskriterier för avfall i SFR 1 version 1.0<sup>3</sup> som började gälla 1 november 2012. Dessa har sedan vidareutvecklats till en version 2.0, som införs i SFR SAR under 2017. I version 2.0 av WAC har kraven skärpts till "*De ämnesklasser som inte får deponeras i SFR 1 är:*".

De kemiska substanser som omnämns i gällande WAC för SFR 1 och i WAC som är kopplad till F-PSAR. I dessa dokument tillåts inte komplexbildande ämnen över de acceptansnivåer som finns beskrivna och kommer inte tillåtas över beskrivna acceptansnivåer för framtida rivningsavfall.

**3b. I rapporten SKB R-14-03 framhålls att nuvarande gränser, satta 1998, på mängden komplexbildare i avfallet i SFR är mer stringenta. På vilket sätt är dock oklart och SSM önskar ett förtydligande av detta.**

**SKB:s svar:**

<sup>3</sup> **Almkvist L, 2012.** Acceptanskriterier för avfall i SFR. SKBdoc 1336074 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB. Internt dokument.

Vid driftstarten av SFR var kravet avseende komplexbildande ämnen att ”*Komplexbildande ämnen skall i möjligaste mån undvikas*”. Med tiden har kunskapen ökat i frågan och kraven har således utvecklats därefter. Enligt tidigare acceptanskriterier bedömdes mängden komplexbildande ämnen per avfallstyp där mängderna angavs i typbeskrivningen varifrån SKB gjorde bedömning om tillåtlighet för de olika ämnesklasserna och avfallstyperna. Till exempel har EDTA varit förbjudet att använda sedan 1998, vilket nämns i Fanger et al. (2001). I acceptanskriterier för avfall i SFR 1<sup>4</sup>, vilka blev en del av SFR 1 SAR 2012, angavs ett antal ämnesklasser som inte är lämpliga för deponering i SFR. I version 2.0 av WAC används en än mer stringent skrivning om att dessa ämnesklasser inte får deponeras i SFR 1. Se även svaret på fråga 3a ovan.

### **3c. Motiveringen till frånvaron av komplexbildare i avfall bildat i kärnkraftverken efter 2012 (SKB R-14-03) är oklar.**

#### **SKB:s svar:**

Formuleringen ”frånvaron av komplexbildare” i R-14-03 kunde ha formulerats bättre. Detta gäller de ämnesklasser av komplexbildare som finns listade som inte lämpliga för deponering i SFR enligt nuvarande acceptanskriterier för avfall i SFR, avsnitt 3.3.8<sup>4</sup>. I och med att detta acceptanskriterium infördes 2012 så tillförs dessa ämnesklasser inte längre i avfallet.

### **3d. SKB bör redovisa i mer detalj hur mängden komplexbildare i det avfall som erhållits från avfallsproducenterna har beräknats. Det finns heller ingen referens i rapport SKB R-14-03 för detta.**

#### **SKB:s svar:**

Mängden komplexbildare redovisas i vissa typbeskrivningar, till exempel har mängden oxalat från de 16 stycken systemdekontaminationer som utförts på OKG och hamnat i O.02<sup>5</sup> utretts. Uppgifter om förbrukade mängder komplexbildare har inhämtats från respektive tillståndshavare. Redovisade mängder bygger på information i Fanger et al. (2001), utdrag ur register som finns hos tillståndshavarna och utredningar som bedrivits av tillståndshavarna. För en djupare redovisning av hur mängderna har beräknats och redovisats, se bilaga 1.

### **3e. SKB bör redovisa huruvida rivningsaktiviteter kommer involvera dekontaminering genom att använda reaktanter som innehåller komplexbildare (ej EDTA) som kan penetrera avfallet.**

#### **SKB:s svar:**

De metoder som används eller kommer att användas är metoder som bygger på oxalsyra med efterföljande oxidativ nedbrytning av oxalsyra till låga nivåer<sup>1</sup>. Mängden fritt oxalat i varje enskilt avfallspaket får enligt<sup>4</sup> inte överstiga  $10^{-2}$  M.

### **4a. Det är oklart varför uppskattningen av cellulosa mängderna i tabell 3-15 i rapport SKB TR-14-02 förväntas vara överskattade.**

#### **SKB:s svar:**

<sup>4</sup> **Almkvist L, 2012.** Acceptanskriterier för avfall i SFR. SKBdoc 1336074 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB. Internt dokument.

<sup>5</sup> **Andersson K, 2014.** Oskarshamnverket-Typbeskrivning av betongkokiller innehållande cementingjuten jonbytarmassa och filterhjälpmedel, avfallstyp O.01 samt O.02. OKG Reg nr 2000-06202, utgåva 6. OKG AB. Internt dokument.

De materialmängder som anges i tabell 3-15 i SKB (2014a) är baserade på/hämtade från de avfallsprognoser som avfallsproducenterna levererat. De är inte återkopplade till de acceptanskriterier som finns i acceptanskriterier för avfall i SFR, avsnitt 3.3.8<sup>4</sup>. Med den nya kunskapen om inventariet samt nedbrytningen av cellulosa (Glaus och van Loon 2008) är det nödvändigt att i framtiden begränsa cellulosa mängderna i SFR. Detta kommer att beaktas i de nya acceptanskriterierna för avfall som ska deponeras i SFR 3. Det betyder att totala mängderna cellulosa blir betydligt mindre än vad som angetts i tabell 3-15 i SKB (2014a).

**4b. I avsnitt 3.4 i rapport SKB R-14-03 anges "This applies the very pessimistic assumption for these vaults that the system will be "tight" over long periods of time". Vad menas med "tight" och på vilket sätt är detta ett pessimistiskt antagande?**

**SKB:s svar:**

Eftersom förvaret ligger under havet de första 1000 åren är grundvattenflödet väldigt lågt. Till exempel är flödet genom avfallet i 1BLA cirka 130 l/år när förvaret ligger under havet. Det är det låga vattenflödet genom 1BLA som menas med tight. Detta innebär att endast en liten advektiv transport sker under denna tidsperiod. På så sätt tillåts koncentrationen av nedbrytningsprodukter från cellulosa att byggas upp. I R-14-03(Keith-Roach et al. 2014) tas ingen hänsyn till eventuell borttransport av nedbrytningsprodukter vilket är pessimistiskt då koncentrationsnivåerna blir högre i detta fall än om hänsyn skulle tagits till borttransport av komplexbildare. Detta är ett försiktigt antagande för koncentrationsuppbyggnaden av nedbrytningsprodukter, men har ingen påverkan på radionuklidtransporten eftersom sorption och löslighetsbegränsningar inte inkluderas för BLA-salarna (SKB 2015).

**5. SSM önskar att SKB förtydligar varför avfall som innehåller industrikoncentrat inte kräver förstärkta barriärer (i 2BMA) för att förhindra svällning vid återmätning (SKB TR-14-02).**

**SKB:s svar:**

Det avfall som innehåller industrikoncentrat och som kommer att placeras i 2BMA härrör från kärnkraftverket vid Ringhals, närmare bestämt avfallstyp R.29. Detta avfall har en preliminär typbeskrivning och inget av detta avfall är ännu godkänt för deponering i SFR. Den framtagna preliminära typbeskrivningen anger att avfallet är cementingjutet industrikoncentrat i betongkokiller. Betongkokillerna är försedda med en expansionskassett för att ge utrymme åt eventuellt svällande avfallsform. Industrikoncentratet i sig är inte industiadt till torrt material utan innehåller en liten andel vatten. I recepten för ingjutning justeras vct-talet (förhållandet mellan vatten och cement) så att eventuellt kristallvatten inte inkluderas i mängden tillsatt vatten. Detta avfall är av sådan karaktär att det ska placeras i en BMA-sal. I SR-PSU har detta avfall placerats i 2BMA.

Innan typbeskrivningen slutgiltigt kommer att godkännas måste Ringhals visa att avfallsmatrisen sväller inom godtagbara gränser. Preliminära resultat från Ringhals visar att matrisen sväller ytterst lite och att svällningen är lägre än den volym som expansionskassetten har.

**6. SSM önskar att SKB förtydligar de förväntade degraderingsprocesserna för andra organiska material.**

**SKB:s svar:**

I processrapport avfall (SKB 2014b, avsnitt 3.3.8) behandlas nedbrytningen av andra organiska material än cellulosa, främst plaster. Vad som inte tas upp i denna rapport är tillsatsmedel i plaster. Plaster kan bestå av additionspolymerer och t.ex. polyetylen har visat sig vara okänsliga för alkalisk nedbrytning (van Loon och Hummel 1995). Kondensationspolymerer t.ex. polyester, nylon och cellulosa kan brytas ned via alkalisk hydrolys. Nylon bildar karboxylsyror och diaminer. Polyester bildar aromatiska dikarboxylsyror och dioler. Följande resonemang gäller också för ftalater då dessa estrar kommer att hydrolyseras till aromatiska dikarboxylsyror. Komplexeringsförmågan för 1,2-bensendikarboxylsyra kan fås genom att jämföra jämviktskonstanterna för 1,2-bensendikarboxylsyra med jämviktskonstanter ( $K_1$ ) för andra komplexbildare t.ex. oxalat och EDTA. En sökning i The IUPAC stability constant database ger följande jämviktskonstanter för reaktionen, se tabell 1, för jämvikter i vattenlösningar med varierande jonstyrka. Man skall komma ihåg att IUPAC endast samlar termodynamisk data utan utvärdering, därför redovisas i tabell 1 också värden som finns i Thermochemie database som är kritisk granskade.



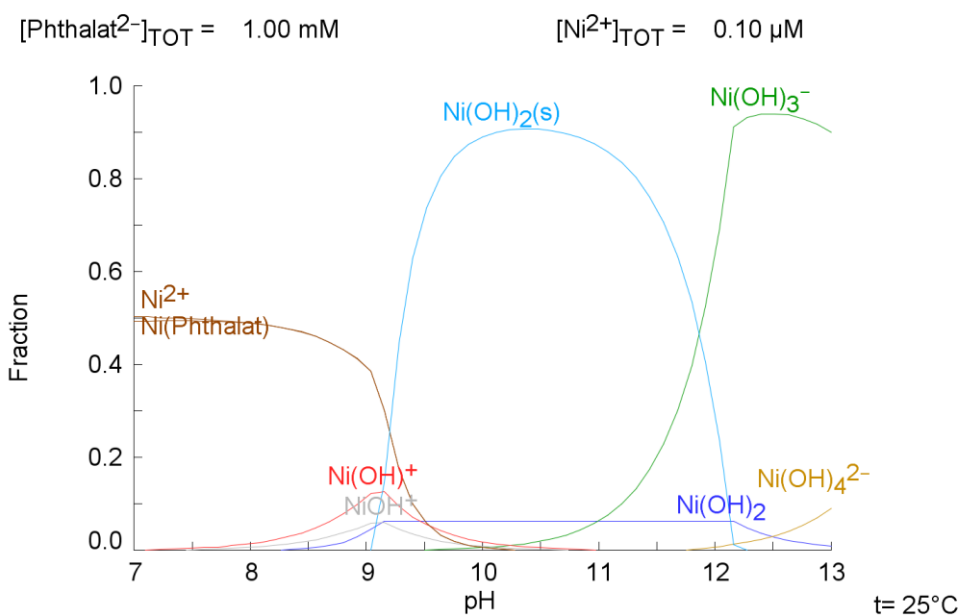
**Tabell 1. Jämviktskonstanter för 1.2-bensendikarboxylsyra.**

Metalljon	The IUPAC stability constant database		Thermochemie database
	Lägsta jämviktskonstant ( $\log K_{MA}$ ) $K_1$	Högsta jämviktskonstant ( $\log K_{MA}$ ) $K_1$	( $\log K_{MA}$ ) $K_1$
Ni <sup>2+</sup>	1,79	3,38	3,00
Ca <sup>2+</sup>	1,07	2,64	2,49
Eu <sup>3+</sup>	3,45	4,12	4,96
Th <sup>4+</sup>	5,92		ND

\* Bara ett värde funnet i databasen.

ND - inga tillgängliga data som är tillräckligt bra för att kunna utvärderas.

En jämförelse med de jämviktskonstanter och de resonemang som förs i Allard et al. (2002) visar att jämviktskonstanten för alla ovan nämnda metalljoner med 1,2-bensendikarboxylsyra är lägre än för alifatiska dikarboxylsyror tabell 4-1 i Allard et al. (2002). Därmed kan slutsatsen dras att resonemanget i avsnitt 4.2 i Allard et al. (2002) även gäller för 1,2-bensendikarboxylsyra. Det visas även i figur 1 nedan där komplexeringen med 1,2-bensendikarboxylsyra (ftalsyra) dominerar vid pH under cirka 9. För SFR är dessa komplex inte av betydelse eftersom pH kommer vara högre än 9 under hela den analyserade perioden.



**Figur 1.** pH-beroende speciering av  $\text{Ni}^{2+}$  vid kraftigt överskott (10 000 ggr) av 1,2-bensendikarboxylsyra i lösningen.

Nedbrytning av nylon 6,6 ger adipinsyra och 1,6-hexandiamin. Jämviktskonstanterna för (reaktion 1) ovan är enligt The IUPAC stability constant database mellan 3,2-8,4 för adipinsyra, se tabell 2. För 1,6-hexandiamin finns inga rapporterade värden i databasen därför används 1,2-etylendiamine ( $\text{C}_2\text{H}_8\text{N}_2$ ) som analog vid en jämförelse, se tabell 3. Detta är en försiktig jämförelse eftersom 5-ringelat brukar vara stabilare än 8-ringelat. IUPAC samlar endast termodynamisk data utan någon kvalitetsutvärdering, därför har också de kritiskt granskade data som finns i Thermochemie databasen lagts till.

**Tabell 2. Jämviktskonstanter för adipinsyra.**

Metalljon	The IUPAC stability constant database		Thermochemie database
	Lägsta jämviktskonstant ( $\log K_{\text{MA}} K_1$ )	Högsta jämviktskonstant ( $\log K_{\text{MA}} K_1$ )	( $\log K_{\text{MA}} K_1$ )
$\text{Ni}^{2+}$	1,6	3,2	ND
$\text{Ca}^{2+}$	2,19		2,19
$\text{Eu}^{3+}$	2,59	4,12	ND
$\text{Th}^{4+}$	5,2	8,42	ND

\* Bara ett värde funnet i databasen.

De funna jämviktskonstanterna ligger inom intervallet för dikarboxylsyror som presenteras i Allard et al. (2002) därmed gäller resonemanget som fördes ovan om 1,2-benzendikarboxylsyra även för adipinsyra.



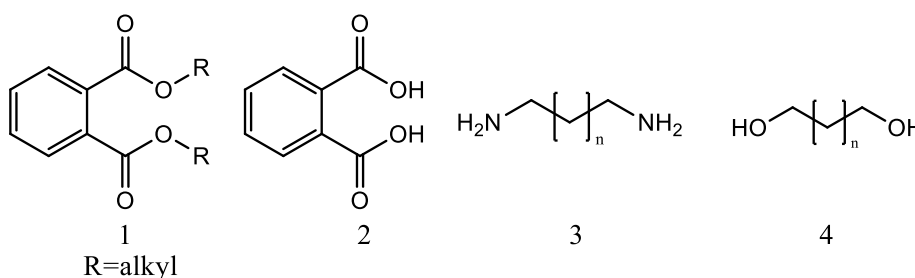
**Tabell 3. Jämviktskonstanter för 1,2-etylendiamin (The IUPAC stability constant database). Värdet för Th<sup>4+</sup> saknas i databasen, därför redovisas U<sup>4+</sup> för jämförelse av aktinider.**

Metalljon	Lägsta jämviktskonstant (logK <sub>MA</sub> ) K <sub>1</sub>	Högsta jämviktskonstant (logK <sub>MA</sub> ) K <sub>1</sub>
Ni <sup>2+</sup>	4,37	7,92
Ca <sup>2+</sup>	0,03	1,1
Eu <sup>3+</sup>	1,94	
U <sup>4+</sup> (UO <sub>2</sub> <sup>2+</sup> )	9,02	

\* Bara ett värde funnet i databasen.

De funna jämviktskonstanterna ligger inom intervallet för dikarboxylsyror som presenteras i Allard et al. (2002) därmed gäller resonemanget som fördes ovan om 1,2-benzendikarboxylsyra även för 1,2-etylendiamin.

Nedbrytning av polyester ger aromatiska dikarboxylsyror. Dessa föreningars jämviktskonstanter kan jämföras med de som ges i tabell 1 ovan. Den diol som bildas vid nedbrytning av polyester är 1,2-etandiol (C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>O<sub>2</sub>). Väldigt få stabilitetskonstanter finns rapporterade i The IUPAC stability constant database. Ett värde för Eu<sup>3+</sup> finns för reaktion (1) ovan med logK<sub>MA</sub>=7,3. Detta värde är jämförbart med K<sub>1</sub> för jämvikten mellan Eu<sup>3+c</sup> och oxalat enligt Allard et al. (2002) som är 6,52. Därmed gäller resonemanget som fördes ovan om 1,2-benzendikarboxylsyra även för 1,2-etandiol.



**Figur 2.** 1) Förestrad 1,2-benzendikarboxylsyra (ftalat), 2) 1,2-benzendikarboxylsyra 3) Generell strukturformel för alifatisk diamin, om n=0 är det 1,2-etylendiamin 3) Generell strukturformel för alifatisk diol, om n=0 är det glykol.

Radiolytisk degradering av PVC kan generera HCl, vilket kan ha en lokal påverkan på pH. Det avfall som innehåller PVC är främst kabelisolering, emballageplast, genomföringsrör mm. Sådant avfall är främst ytkontaminerat med små mängder radionuklider och deponeras i BLA-salarna. I dessa förvarsdelar har pH-utvecklingen ingen betydelse för den beräknade risken, eftersom sorption inte tillgodoses i säkerhetsanalysen.

Sammanfattningsvis konstateras att stabilitetskonstanterna för de metallorganiska komplex som bildas av nedbrytningsprodukter av vanligt förekommande kondensationspolymerer ligger inom intervallet för dikarboxylsyror. Därmed är sorptionen av radionuklider och slutsatserna i *Redovisning av säkerhet efter förslutning av SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU* avsnitt 3.5.6 riktiga eftersom koncentrationen av nedbrytningsprodukter inte påverkar vald sorptionsreduktionsfaktor (SRF). PVC kan bilda HCl via radiolytisk nedbrytning. De strålningsnivåer som råder i BLA-salarna där PVC förvaras är låga, vilket leder till en låg andel av radiolytisk nedbrytning av PVC (Kosakowski et al. 2014, avsnitt 3.4.1).

Den HCl som bildas påverkar därför inte säkerhetsfunktionen god retention där pH är en säkerhetsfunktionsindikator.

**7. SKB bör förtydliga i vilken omfattning konstruktionsbetong i SFR-valven är inkluderade i beräkningarna av komplexbildarkoncentration och rättfärdiga beaktandet av konstruktionsbetong som homogent i valven i dessa beräkningar. Osäkerheten i beräkningarna bör identifieras och bedömas.**

**SKB:s svar:**

Beräkningar av koncentrationer av de olika komplexbildarna har utförts av Keith-Roach et al. (2014) för olika delar av SFR; inuti kollin av olika avfallstyper, i delar av förvarsdelar samt i hela förvarsdelar. Volymen vatten i varje koncentrations-beräkning var summan av voidvolymen och betongporvolymen i den del som betraktades. Stora mängder betong finns i SFR eftersom många kollin är gjorda av betong, mycket avfall är stabiliserat med betong/cement och/eller innehåller betongavfall. Silon och BMA har också betongbarriärer som lösta ämnen måste transporteras igenom innan de kommer vidare till berget. Betongens porvolym har inverkan på koncentrationsberäkningarna av alla komplexbildare, men påverkan är större för komplexbildare som sorberar kraftigt på cement. Det gäller till exempel isosackarinsyra (ISA) och glukonat.

I valet av sorptionsreduktionsfaktorer, SRF, till säkerhetsanalysen SR-PSU användes preliminära koncentrationer av komplexbildare. Dessa baserades på en preliminär version av Keith-Roach et al. (2014), där koncentrationen beräknats för varje fack i 1BMA, varje kassun i 2 BMA, hela silons betongkonstruktion och hela BTF-förvaren. Därför skiljer sig data i SR-PSU från Keith-Roach et al.(2014), tabell 3-5 (ISA), tabell 3-7 (glukonat) och tabell 3-9 (andra organiska komplexbildare). De SRF:er som användes redovisas i svaret på fråga 9 nedan. De preliminära koncentrationerna av komplexbildare tar hänsyn till konstruktionsbetongen i förvarsdelarna. För både glukonat och ISA beräknades koncentrationerna med hänsyn tagen till sorption på all cement inklusive den i konstruktionsbetong. I beräkningarna av radionuklidtransport tas ingen direkt hänsyn till sorption av ISA på konstruktionsbetong vilket innebär att koncentrationerna av komplexbildare som användes för val av sorptionsreduktionsfaktorer i SR-PSU är de mest lämpliga. Eftersom SKB då indirekt tar hänsyn till sorptionen av dessa komplexbildare på konstruktionsbetongen i radionuklidtransportberäkningarna.

De beräknade koncentrationerna av glukonat och ISA är mycket lägre om hänsyn tas till sorption på cement (cirka 2 tiopotenser för ISA och cirka 5 tiopotenser för glukonat i 1BMA). Konstruktionsbetong spelar därför en viktigare roll för koncentrationerna av glukonat och ISA än för icke-sorberande komplexbildare. Konstruktionsbetongen innehåller 13-28 % av det totala innehållet av cement i de flesta BMA-fack och 2BMA (dock 37 % i fack 14 och 15 i 1BMA) och 32 % i silon. Huvuddelen av cement förekommer alltså i annat än i konstruktionsbetongen. Valet av sorptionsreduktionsfaktorer i SR-PSU är relativt okänsligt för koncentrationerna av komplexbildare eftersom de flesta fack i 1BMA, silon och BTF inte ligger nära gränser för ökning av sorptionsreduktionsfaktorerna. Dessutom görs ändringar av sorptionsreduktionsfaktorer stegvis. Således är de okänsliga för om koncentrationerna ändrar sig inom intervallet för ett steg.

Som beskrivs ovan används de koncentrationer av ISA och glukonat som inkluderar konstruktionsbetongens porvolym vid valet av sorptionsdata i SR-PSU. För icke-sorberande komplexbildare (EDTA, NKP, NTA, citrat, oxalat) är de beräknade koncentrationerna, utan att hänsyn har tagits till konstruktionsbetongens porvolym, tillräckligt låga för att inte påverka valet av SRF. Porvolymen i konstruktionsbetongen

utgör 12-15 % av totala void- och porvolymen i 1BMA (dock 24 % i de två mindre facken i 1BMA (fack 14 och 15)), 21 % i silon och 5 % i BTF. Ett djupare resonemang och utförligare beräkningar av hur konstruktionsbetongen påverkar uträknade koncentrationer samt osäkerheter i beräkningarna redovisas i bilaga 1. I bilagan redovisas följande slutsatser:

Koncentrationer av komplexbildare kan påverka de redovisade koncentrationsnivåerna. Följande punkter påverkar slutsatserna:

- Skillnaden i koncentrationer av icke-sorberande komplexbildare när porvolymen inkluderas eller exkluderas i konstruktionsbetongen är 12 – 24 % i de olika facken och förvarsdelarna.
- Koncentrationer av EDTA, NKP, oxalat och glukonat är mycket låga och deras osäkerheter påverkar inte säkerhetsanalysen SR-PSU.
- De mest lämpliga koncentrationsdata för komplexbildare som sorberar på cement är de som inkluderar konstruktionsbetong eftersom radionuklidtransportberäkningarna inte tar hänsyn till sorption av ISA på konstruktionsbetong.
- För sorberande komplexbildare är valet av sorptionsreduktionsfaktorer relativt oberoende av om konstruktionsbetong inkluderades eller inte vid beräkningen av koncentrationer (påverkar bara valet av sorptionsreduktionsfaktor i fack 10, 14 och 15 i 1BMA).
- Osäkerheten gällande om hänsyn tas till porvolym i konstruktionsbetongen är bara relevant för NTA och citrat eftersom koncentrationerna för övriga komplexbildare är låga. Som det visats är påverkan av porvolym i konstruktionerna lika eller mindre än överskattningen av NTA till SFR (18 %). För citrat är koncentrationerna i fack och förvarsdelar mindre känsliga än för NTA.

Sammanfattningsvis, trots osäkerheter i hur mycket rengöringsmedel som innehåller komplexbildare som historiskt har hamnat i avfallet är sannolikheten mycket liten att valda sorptionsreduktionsfaktorer är för låga. Osäkerheten beror främst på att använda mängder under en begränsad tidsperiod har extrapolerats till att gälla från starten av varje reaktor och fram till införandet av WAC 2012.

**8. SKB bör förtydliga huruvida effekterna av organisk komplexbildning på radionuklidtransport genom bergkross och berget är representerat i SR-PSU och rättfärdiga tillvägagångssättet i detta avseende. SSM önskar en diskussion kring detta eller ett förtydligande vari rapporten (SKB TR-14-10) denna förekommer.**

SKB har inte tagit hänsyn i SR-PSU till eventuell påverkan av komplexbundna radionuklider varken i återfyllnaden eller i geosfären (berget). Vid transport ut ur förvaret kommer utspädning av de bildade metallorganiska komplexen samt  $\text{OH}^-$  att ske (bilaga 2). Därmed är det av mindre betydelse att ansätta reducerade  $K_d$ -värden för sorption i geosfären och återfyllnaden. Sorptionsprocesserna på dessa mineral skiljer sig/kan skilja sig gentemot de som råder på cementmineral och det saknas i dagsläget data för att kunna ansätta sorptionsreduktionsfaktorer på dessa material. De nuklider som dominerar dosen från förvaret (Mo-93, C-14) är av sådan natur att de sorberar svagt (anjoner) vilket medför att en sänkning av  $K_d$  för bergmineraler inte skulle påverka slutresultatet av säkerhetsanalysen nämnvärt.

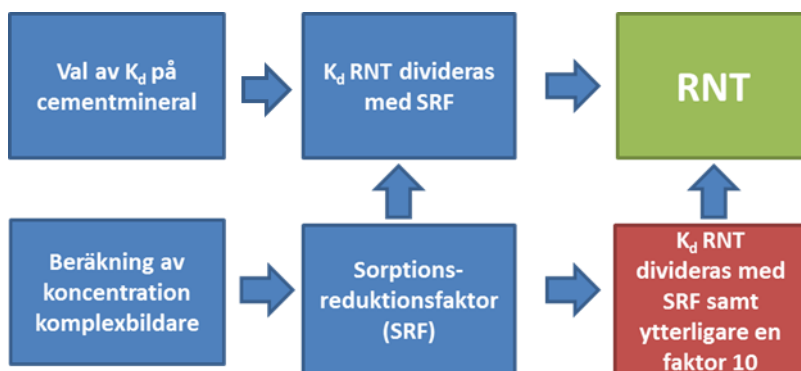
SKB har konstruerat ett gränssättande beräkningsfall (CCR\_B2) för att belysa effekten av sorption på bergmineraler som visar att även om sorptionen sätts till noll för alla

radionuklider i geosfären ökar dosen från SFR endast med ca 3  $\mu\text{Sv}$  jämfört med huvudscenariot SKB (2015). Som jämförelse ökar dosen med ca 30  $\mu\text{Sv}$  i beräkningsfallet när sorptionen sätts till noll för cementbaserade material och bergkrossåterfyllnaden (CCR\_B1, SKB 2014b). Det framgår därmed tydligt att det är sorptionen i närzonen och då mer precist sorptionen på cementmineral har störst påverkan på sorption och en liten sänkning av sorption pga. ändrade sorptionsreduktionsfaktorer för berget anses ha försumbar effekt.

**9. Förklaringen till hur sorptionsreduceringsfaktorn (SRF) tillämpas är otydlig då den motiveras på olika sätt i olika delar av ansökan (SKB TR 14-09, SKB TR-14-10, SKB TR-14-12). Detta bör korrigeras. SSM önskar även en tydligare diskussion kring tillämpandet av SRF:er, och vilka effekter valet av dem kan medföra i osäkerheten kring exempelvis de kritiska koncentrationsnivåerna.**

**SKB: svar:**

I närvaro av komplexbildare bildas metallorganiska komplex som uppvisar annorlunda sorptionsegenskaper jämfört med t.ex. hydroxidkomplex av olika katjoner. För att justera för detta använder sig SKB av SRF:er i radionuklidtransportberäkningarna. Komplexjämvikter ingår inte i dessa beräkningar utan ingår i vald SRF då dessa baseras på empiriska studier av hur mycket sorptionen påverkas vid olika koncentrationer av komplexbildare. Hur SRF tillämpas illustreras i figur 3 nedan och beskrivs i texten nedan. Hur SKB resonerar kring SRF finns beskrivet i R-14-22 (Ochs et al. 2014). Hur SKB specifikt resonerar kring SRF för Ni finns beskrivet i avsnitt 3.2.8 i samma rapport. I datarapporten beskrivs vilken SRF som bör tillämpas för ett koncentrationsintervall av komplexbildare (SKB 2014c, tabell 7-11 a och b). Dessa SRF baseras på beräknade koncentrationer av komplexbildare från Keith-Roach et al. (2014). När koncentrationen av en komplexbildare påverkar  $K_d$  blir SRF större än 1. Blir koncentrationen i ett intervall med en SRF så divideras föreslaget  $K_d$  med den SRF:en. Till exempel Ac(III) har ingen SRF under koncentrationen 1 mM, en SRF på 10 i koncentrationsintervallet 1-10 mM och en SRF på 100 i koncentrationsintervallet 10-100 mM och så vidare (SKB 2014c, tabell 7-11). Länkar till datafiler med SRF som använts i radionuklidtransportberäkningar ges i SKB (2014d, avsnitt 3.15). I datafilerna för radionuklidtransportberäkningar anges en SRF på 1 då ingen reduktion ska tillämpas. För det mindre sannolika scenariot *höga koncentrationer av komplexbildare* (CCL\_CA) divideras  $K_d$  med ytterligare en faktor 10 för alla  $K_d$  som potentiellt kan påverkas av komplexbildare för att belysa konsekvenserna av osäkerheter i koncentrationerna av komplexbildare. Detta gäller även om den framräknade SRF:en är 1 det vill säga sorptionen för alla, utom C, Ca, Cl, I, Cs och Mo, sorberande nuklider reduceras med ytterligare en faktor 10. Som beskrivs i SKB (2014c, kapitel 7) är effekterna av komplexbildare på sorptionen av ett antal radionuklider inte fullständigt utredda och medför därför att SRF:erna i huvudscenariot sätts högt för att kompensera för detta. I AMF 81 i SKB (2014d) beskrivs det felaktigt att SRF:er bara används i det mindre sannolika scenariot *höga koncentrationer av komplexbildare*. SRF:er ansätts i alla beräkningsfall där sorption tillgodoräknas.



**Figur 3.** Flödesschema för val av  $K_d$  att ingå i radionuklidtransportberäkningar (RNT). Blått representerar alla fall där sorption ingår. Rött representerar scenariot med höga halter komplexbildare. Grönt RNT i de båda fallen. Högsta beräknade koncentrationen komplexbildare valdes över hela tidsintervallet för alla komplexbildare. I IBMA valdes SRF individuellt per fack.

Sammanfattningsvis så applicerar SKB SRF:er i alla beräkningsfall där sorption tillgodoräknas. Ökningen av SRF sker i absoluta steg vid varje 10-faldig ökning och SRF väljs försiktigt som värdet vid den övre intervallgränsen.

**10. SKB bör i sitt modellerande av pH i avfallsbehållarna beakta inhomogeniteten i pH-fördelningen i behållarna. SSM önskar en mer utförlig diskussion om vad antagandet med en omrörd tank kan medföra för effekter lokalt i behållarna i termer av, bland annat, degradering av cellulosa.**

**SKB:s svar:**

De avfallstyper där inhomogeniteter i varje enskild behållare skulle kunna förekomma är kokiller med sopor och skrot där avfallet betongkringgjuts. Vilka eventuella inhomogeniteter som skulle kunna förekomma i dessa kokiller är svåra att förutsäga då det beror på hur bra kringgjutningsbetongen omger avfallet. Det vatten som kommer att penetrera dessa kokiller har jämviktats med betong i omkringliggande strukturer och håller ett högt pH.

För att utvärdera hur pH kan påverkas i enskilda avfallstyper görs här en beräkning av hur pH skulle påverkas om all cellulosa i den avfallstyp som har mest cellulosa i förhållande till mängden cement.

När ISA genomgår oxidativ nedbrytning till  $\text{CO}_2$  sker det via karboxylsyraintermediat. Det finns fem stycken kolatomer i ISA som kan reagera på detta sätt, den sjätte kolatomen i ISA är redan oxiderad till karboxylsyrafunktionen. För varje bildad karboxylsyraenhet kan en proton bidra till att eventuellt sänka pH. För nedbrytningen av varje glukosenhet i cellulosa bildas totalt 6 stycken protoner. Glukos har en molvikt på 180 g/mol vilket för avfallstypen F.23 plåtkokill som innehåller 150 kg cellulosa ger ungefär 833 mol glukos (Keith-Roach et al. 2014). Denna glukos genererar 5 000 mol  $\text{H}^+$  vid fullständig nedbrytning till  $\text{CO}_2$  och vatten.  $\text{CO}_2$  kan i sin tur reagera med  $2\text{OH}^-$  enligt reaktionen:



Enligt ovan bildas från varje glukosenhet sex  $\text{CO}_2$ , vilket gör att 12  $\text{OH}^-$  konsumeras för varje mol glukos. Totalt sett konsumerar denna reaktion 10 000 mol  $\text{OH}^-$ .

Sammanslaget förbrukar oxidationen och bildandet av  $\text{CO}_3^{2-}$  från nedbrytning av cellulosa till  $\text{CO}_2$  och  $\text{H}_2\text{O}$  15 000 mol  $\text{OH}^-$ .

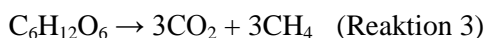
I kokillerna finns 618 kg cement (Keith-Roach et al. 2014, tabell B3). Vid hydratisering av cement bildas 4,32 mol  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  per kg ohydratiserad cement. Cementförhållandet  $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$  cement är 4,32 vilket ger 2670 mol  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  per kokill vilket ger 5340 mol  $\text{OH}^-$ . Den  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  som finns i kringgjutningsbetongen och locken i dessa kokiller räcker alltså till för att neutralisera de bildade  $\text{H}^+$  under total oxidation av cellulosa till  $\text{CO}_2$  och vatten. Däremot räcker inte  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  i kokillerna till att också upprätthålla ett högt pH då 10 000  $\text{OH}^-$  konsumeras när  $\text{CO}_2$  reagerar med  $\text{OH}^-$  och bildar  $\text{CO}_3^{2-}$ . pH kommer dock fortfarande att vara högt i dessa kokiller (cirka 12) då pH buffras av kalciumsilikathydrater (CSH) i cementen.

Som redovisats i svaret till fråga 1 i denna komplettering bryts inte jonbytmassor ned under de förhållanden som bedöms råda i de avfallsbehållare där fördelningen jonbytmassa/cement är som störst. Även i de behållare där cement/betong inte används som konditioneringsmetod är bitumenmatrisen stabil och ingen kemisk nedbrytning av denna förväntas.

$\text{H}^+$ -konsumerande reaktioner i de delar av förvaret där höga koncentrationer av C-14 återfinns har diskuterats i Neretnieks och Moreno (2014, kapitel 7). C-14 sitter bundet till jonbytmassor som är ingjutna i cement eller bitumen. I dessa avfallstyper finns ingen eller små mängder cellulosa närvarande, vilket gör att pH-sänkande reaktioner med cellulosa har mycket liten betydelse i dessa avfallspaket.

Som beskrivs i svaret till fråga 8 i denna komplettering kommer mängden cellulosa att begränsas. Under senare år har SKB arbetat med att uppdatera de så kallade normkollivärdena, som används vid beräkningar av material, för att de ska bli mer realistiska. Under detta arbete har det framkommit att mängden cellulosa i F.23 plåtkokiller är 21 kg torrsvikt. Det är lägre än den tidigare redovisade mängden på 150 kg som använts i räkneexemplet ovan, vilket gör att räkneexemplet blir starkt pessimistiskt<sup>6</sup>. Dessutom kräver fullständig oxidation av glukosenheterna och/eller ISA tillgång till antingen syre eller mikrober.

Duro et al. (2012) visade att syre snabbt kommer att konsumeras och syrefria förhållanden kommer att etableras snabbt efter det att förvaret återmättats. Det höga pH som råder är inte optimalt för mikrobiell tillväxt. Vid mikrobiell nedbrytning kan följande reaktion antas:



För varje mol glukos bildas 3 mol  $\text{CO}_2$ , vilket för F.23 skulle innebära 2 500 mol  $\text{CO}_2$  bildas vid eventuell mikrobiell nedbrytning.

Vid karbonatiseringen av  $\text{CO}_2$  konsumeras, enligt reaktion 2 ovan, 2  $\text{OH}^-$  och totalt sett konsumeras därmed 5 000 mol  $\text{OH}^-$  vid eventuell mikrobiell nedbrytning av glukosenheterna i cellulosan. Totalt sett skulle mikrobiell nedbrytning konsumera 7 500 mol  $\text{OH}^-$ . Detta är mer än de 5 340 mol  $\text{OH}^-$  som finns i cementen i F.23 plåtkokill. pH kommer dock fortfarande att vara högt i dessa kokiller (cirka 12 enligt SKB 2014c, avsnitt 7.4) då pH buffras av kalciumsilikathydrater (CSH) i cementen.

<sup>6</sup> **Kvenangen K S, 2014.** Materialinnehåll i driftavfall till SFR – FKA. SKBdoc 1435299 ver 3.0, Svensk Kärnbränslehantering AB. Internt dokument.

Slutsatsen av ovan beräkningar är att även för den avfallstyp (F.23 plåtkokill) som har mest cellulosa i förhållande till mängden cement kommer pH att vara högt även om all cellulosa oxideras till CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>O. Därmed påverkar inte antagandet om omrörd tank slutsatserna i SKB:s modellering av pH-utvecklingen i förvaret för de förvarsdelar där högt pH är en säkerhetsfunktionsindikator. Under antagandet att mikrobiell nedbrytning av cellulosa till CO<sub>2</sub> och CH<sub>4</sub> sker räcker portlanditen till för att buffra pH till 12.5. Fortsatt karbonatisering skulle ledat till att Ca(OH)<sub>2</sub> utarmas under detta antagande. pH kommer fortfarande att vara högt (cirka 12 enligt SKB 2014c, avsnitt 7.4) då pH buffras av kalciumsilikathydrater (CSH) i cementen vilket hämmar mikrobiell tillväxt.

**11. SKB bör förtydliga var information återges för redox-utveckling i de planerade nya förvarsdelarna i SFR 3, främst BMA 2 och BRT. För SFR 1 finns en tydlig referens, i form av SKB TR-12-12, vilken lyfts exempelvis lyfts fram i avsnitt 6.3.7 i huvudrapporten för säkerhetsanalysen SR-PSU, men hur SKB använder detta resonemang för SFR 3 framgår inte.**

**SKB:s svar:**

Ett starkt reducerande förhållanden etableras snabbt i alla förvarsdelarna i SFR (*Redovisning av säkerhet efter förslutning av SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU*, avsnitt 7.4.6). Denna bedömning baserar sig på resultaten i Duro et al. (2012) där dock endast SFR 1 ingick. Förvarsdelen 2BMA skiljer sig inte mycket i sin konceptuella utformning jämfört med 1BMA. Det som skiljer 1BMA och 2BMA åt är att alla avfallsbehållare är av typen plåtkokiller i 2BMA samt att en stor andel av avfallet utgörs av rivningsavfall där stora mängder järn och stål ingår. I och med de stora mängderna järn och stål i 2BMA är det troligt att den reducerande miljön kommer att vara längre än i 1BMA. Således anser SKB att antagandet om att 1BMA och 2BMA är lika i detta avseende är ett försiktigt antagande. För BRT gäller samma resonemang då reaktortankarna är konstruerade av stål. Enligt Duro et al. (2012) är det korrosionen av järn som kommer att dominera och bestämma redox i avfallet. Dessutom är inträngande grundvatten reducerande vilket bidrar till en reducerande miljö.

**12. pH-utvecklingen i SFR 1 över tid rapporteras och diskuteras i SKB:s material (SKB R-14-01). SKB bör förtydliga hur erfarenheter från SFR 1 har använts när pH utveckling för SFR 3 diskuteras. Detta då SSM inte kan spåra denna information i SKB:s material.**

**SKB:s svar:**

pH-utvecklingen består till stor del av hur mycket cement som finns i avfallet och närliggande betongkonstruktioner.

Tabell A-2 och A-4 i SKB (2014b) redovisar betongmängderna i 1BMA respektive 2BMA. Totalt sett finns 4 047 m<sup>3</sup> konstruktionsbetong i 1BMA och 4 455 m<sup>3</sup> i de 9 kassuner som fylls med avfall i 2BMA. För 1BMA räcker denna betongmängd till att upprätthålla ett högt pH under hela analysperioden, 100 000 år (Cronstrand 2014, tabell 5-1, *Redovisning av säkerhet efter förslutning av SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU*, figur 7-9). I och med att mängden konstruktionsbetong är nästan lika i 1BMA och 2BMA är det rimligt att anta samma pH utveckling.

pH-utvecklingen i BRT ansätts följa pH utvecklingen i 1-2BTF (*Redovisning av säkerhet efter förslutning av SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU*, figur 7-9). Detta är ett försiktigt antagande då betongmängden (betonggolvs plus

kringgjutning runt tankarna) uppgår till 10 664 m<sup>3</sup> för BRT (SKB 2014b, tabell A-10) jämfört med 4 119 m<sup>3</sup> i 2BTF (betonggolv plus kringgjutning runt avfallspaketet, SKB 2014b, tabell A-6).

För BLA-salarna har pH-utvecklingen ingen betydelse för den beräknade risken eftersom sorption inte inkluderas i radionuklidtransportberäkningarna. Tabell A-8 och A-9 i SKB (2014b) redovisar betongmängderna och totalt utsprängda volymen för BLA-salarna. I 1BLA finns 548 m<sup>3</sup> konstruktionsbetong (golv) och den utsprängda volymen är 27 680 m<sup>3</sup>, i varje 2-5BLA-sal finns 4 025 m<sup>3</sup> konstruktionsbetong och den utsprängda volymen är 66 550 m<sup>3</sup>. Detta innebär att det är mer konstruktionsbetong per volymenhet i 2-5BLA än i 1BLA. Dessutom innehåller avfallet i 2-5BLA stora mängder betong (SKB 2014b, tabell 3-15). I och med detta skulle pH hålla sig på en högre nivå i de planerade 2-5BLA bergssalarna jämfört med 1BLA under en längre period. Detta har dock inte tagits hänsyn till i säkerhetsanalysen utan utvecklingen för 2-5BLA har antagits vara densamma som i 1BLA.

Med vänlig hälsning

**Svensk Kärnbränslehantering AB**  
Projekt SFR Utbyggnad

Peter Larsson  
Projektledare PSU



## Bilagor

- 1 Förtydligande gällande underlag och beräkning av mängder och koncentrationer av komplexbildare i SFR. SKBdoc 1572396 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- 2 Organic complexation in the geosphere for SR PSU. SKBdoc 1577134 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

## Referenser

**Allard B, Dario M, Borén H, Torstenfelt B, Puigdomenech I, Johansson C, 2002.** Karboxylatjonbyttarmassans egenskaper. SKB R-02-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Cronstrand P, 2014.** Evolution of pH in SFR1. SKB R-14-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Duro L, Grivé M, Domènech C, Roman-Ross G, Bruno J, 2012.** Assessment of the evolution of the redox conditions in SFR 1. SKB TR-12-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Eriksson Örtengren M, Eriksson A, 2014.** Acceptanskriterier för avfall, Projekt SFR-utbyggnad. SKBdoc 1368638 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Fanger G, Skagius K, Wiborgh M, 2001.** Projekt SAFE. Complexing agents in SFR. SKB R-01-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Glaus M A, van Loon L R, 2008.** Degradation of cellulose under alkaline conditions: new insights from a 12 year degradation study. Environmental Science & Technology 42, 2906–2911.

**Keith-Roach M, Lindgren M, Källström K, 2014.** Assessment of complexing agent concentrations in SFR. SKB R-14-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Kosakowski G, Berner U, Wieland E, Glaus M, Degueldre C, 2014.** Geochemical evolution of the L/ILW near-field. Nagra NTB 14-11, Nagra, Schweiz.

**Moreno L, Neretnieks, 2013.** Impact of gas generation on radionuclide release – comparison between results for new and old data. SKB P-13-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Moreno L, Skagius K, Södergren S, Wiborgh M, 2001.** Project SAFE. Gas related processes in SFR. SKB R-01-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Neretnieks I, Moreno L, 2014.** Discussion on the  $^{14}\text{CH}_4$  gas formation and release from SFR1 repository. SKB R-14-32, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Ochs M, Colàs E, Grivé M, Olmeda J, Campos I, Bruno J, 2014.** Reduction of radionuclide uptake in hydrated cement systems by organic complexing agents: Selection of reduction factors and speciation calculations. SKB R-14-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Rébufa C, Traboulsi A, Labeled V, Dupuy N, Sergent M, 2015.** Experimental design approach for identification of the factors influencing the  $\gamma$ -radiolysis of ion exchange resins. Radiation Physics and Chemistry 106, 223–234.

**Rohm and Haas, u.å.** AMBERLITE™ IRN150 Nuclear grade mixed bed resin.  
Tillgänglig: <http://www.lenntech.com/Data-sheets/Amberlite-IRN-150-L.pdf> [2016-10-31].

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

**SKB, 2014b.** Waste form and packaging process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

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

**SKB, 2014d.** Input data report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**SKB, 2015.** Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. Revised edition. SKB TR-14-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

**Traboulsi A, Labed V, Dauvois V, Dupuy N, Rébufa C, 2013.** Gamma radiation effect on gas production in anion exchange resins. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 312, 7–14.

**van Loon L R, Hummel W, 1995.** The radiolytic and chemical degradation of organic ion exchange resins under alkaline conditions: effect on radionuclide speciation. Nagra NTB 95-08, Nagra, Schweiz.

**van Loon L R, Hummel W, 1999a.** Radiolytic and chemical degradation of strong acidic ion-exchange resins: study of the ligands formed. Nuclear Technology 128, 359–371.

**van Loon L R, Hummel W, 1999b.** The degradation of strong basic anion exchange resins and mixed-bed ion exchange resins: effect of degradation products on radionuclide speciation. Nuclear Technology 128, 388–401.

### Revisionsförteckning

Ver	Datum	Revideringen omfattar	Utförd av	Kvalitetssäkrad	Godkännare