

NACKA TINGSRÄTT

Ink 2013-02-19

Errata 2012-12

Akt.....
Aktbil.....

NACKA TINGSRÄTT
Avdelning 3

INKOM: 2013-02-19
MÅLNR: M 1333-11
AKTBIL: 184

SKB – Huvudrapport SR-Site

Redovisning av säkerhet efter förslutning av slutförvaret för använt kärnbränsle

Huvudrapport från projekt SR-Site

Del III

I tidigare distribuerad rapport finns det fel som nu har korrigerats. De korrigerade sidorna 670, 671, 672, 729, 736, 852 och 853 bifogas. Den ändrade texten är markerad med en vertikal linje i sidmarginalen. En uppdaterad pdf-version av rapporten, daterad 2012-12, finns på www.skb.se/publikationer.

Ändringarna på sidorna 670-672 är föranledda av ett fel i indata till den tidigare beräkningen av lerassisterad bränsleupplösning. Med korrigerade indata krävs en utökad analys och diskussion jämfört med tidigare, härav den utökade texten och den uppdaterade figuren på dessa sidor. Det nya materialet har sakgranskats enligt rutinerna för SR-Site-rapporter. Som framgår är slutsatsen kring lerassisterad bränsleupplösning oförändrad.

Svensk Kärnbränslehantering AB
Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 250, SE-101 24 Stockholm
Tel +46 8 459 84 00



Kemisk påverkan från dominerande och underordnade grundvattenkomponenter

Intervall inom vilket bränsleupplösningshastigheten är tillämplig enligt Datarapporten: $\text{HCO}_3^- < 0,01 \text{ M}$. Den fördelaktiga effekten av molekylärt väte i homogen radiolys grundas på dess reaktion med OH-radikalen, vid vilken den kraftigt oxiderande radikalen ($\text{OH}\cdot$) omvandlas till vatten och en kraftigt reducerande radikal ($\text{H}\cdot$). Bromidjoner är ett kraftigt reduktionsmedel och reagerar cirka 250 gånger snabbare med OH-radikalen än vad H_2 -molekylen gör. Det påstås att bromid inhiberar OH-radikalen, och därmed minskar den fördelaktiga påverkan som väte har på homogen vattenradiolys. Den rika förekomsten av radikaler till följd av beta- och gammastrålning förväntas ha avtagit till försumbara nivåer vid tidpunkten för kapselbrott i korrosionsscenarioet. Detta tillsammans med frånvaron av mycket salt vatten under förvarsutvecklingen och den mycket låga alfaaktiviteten gör påverkan från bromid på bränsleupplösningen högst osannolik.

Intervall i undersökta utvecklingsfall: Karbonatkoncentrationerna förväntas vara lägre än 0,01 M under hela förvarsutvecklingen.

Behov av studier av ytterligare utvecklingar för att utesluta ogynnsamma förhållanden: Den totala koncentrationen av oorganiskt kol, som vid pH-värden nära neutralt är ungefär lika stor som koncentrationen av HCO_3^- , är högst i de övre delarna av berget där tillrinning av meteoriskt vatten dominerar eftersom flera biologiska processer producerar CO_2 i jorden. I djupare liggande salt vatten, som är rikt på Ca^{2+} , hålls karbonatkoncentrationen på en låg nivå på grund av jämvikt med kalcit. Typiska karbonatkoncentrationer för vatten i Forsmark åskådliggörs i figur 10-45. Således är den enda process som kan öka bikarbonatkoncentrationer i grundvatten den ökade infiltrationen av färskt meteoriskt vatten. Datavärdena för Forsmark visar att vatten med stor påverkan från tillrinning av meteoriskt vatten alla har karbonatkoncentrationer som är ungefär lika med eller lägre än 0,01 M, och slutsatsen är därför att det inte finns något behov av att analysera bränsleupplösningshastigheten med avseende på högre totala karbonatkoncentrationer.

Ytterligare faktor som identifierats: Transport av uran med lerkolloider i grundvattnet

När bufferten är delvis eller helt eroderad kan ett hålrum fyllt med en suspension (gel/sol) av vatten med kolloidala lerpartiklar finnas i deponeringshålet. Skulle kapseln bli otät under sådana omständigheter förväntas lerpartiklarna i sig inte påverka den oxidativa bränsleupplösningshastigheten. Upplöst U(IV) förväntas emellertid sorbera starkt på lerpartiklarna. Den här sorptionen ökar mängden frigjord löst U(IV) från återutfälld $\text{UO}_2(\text{s})$ eller från bränslematrisen. I det här fallet kan mängden U(IV) som sorberats på lerpartiklar beräknas som K_d för U(IV) på lerpartiklar multiplicerat med U(IV)-koncentrationen i lösningen, som bestäms av lösligheten för $\text{UO}_2(\text{s})$. Därmed sätts ingen begränsning av hastigheten för frigörelse av U(IV) från $\text{UO}_2(\text{s})$ av att löslighetsgränserna för U(IV) i kapselns hålrum ska vara uppfyllda. I det här fallet, när all återutfälld $\text{UO}_2(\text{s})$ har lösts upp till följd av sorption på lerpartiklar, frigörs ytterligare U(IV) som behövs för att mätta lerpartiklarna från bränslematrisen, vilket leder till en ökning av bränsleupplösningshastigheten. För att beräkna den förhöjda U-frigörelsen tas värdena för löslighet av $\text{UO}_2(\text{s})$ och K_d för U(IV) på lerpartiklar från **Datarapporten**. Hastigheten med vilken lerpartiklarna med sorberad uran transporteras bort bestäms av koncentrationen av lerpartiklar och vattenflödet. Dessa faktorer beror på vilket scenario som analyseras.

Behov av studier av ytterligare utvecklingar för att utesluta ogynnsamma förhållanden:

Bränsleupplösning i närvaro av en lersuspension måste beaktas. Detta görs enligt beskrivningen nedan:

Den eroderade hålrumsvolymen i deponeringshålet antas vara fylld med lerpartiklar som ökar upplösningshastigheten av UO_2 -bränslematrisen. Den utgående transporthastigheten för U, R_U (mol/år), erhålls sedan enligt

$$R_U = C_{\text{sol}U} \cdot q \cdot (1 + C_{\text{clay}} \cdot K_d)$$

där

$C_{\text{sol}U}$ är lösligheten för U(IV) (mol/m³),

q är flödes hastigheten i deponeringshålet (m³/år),

C_{clay} är koncentrationen av lera (kg/m³),

K_d är fördelningskoefficienten mellan fast fas och lösning för U i en lersuspension (m³/kg).

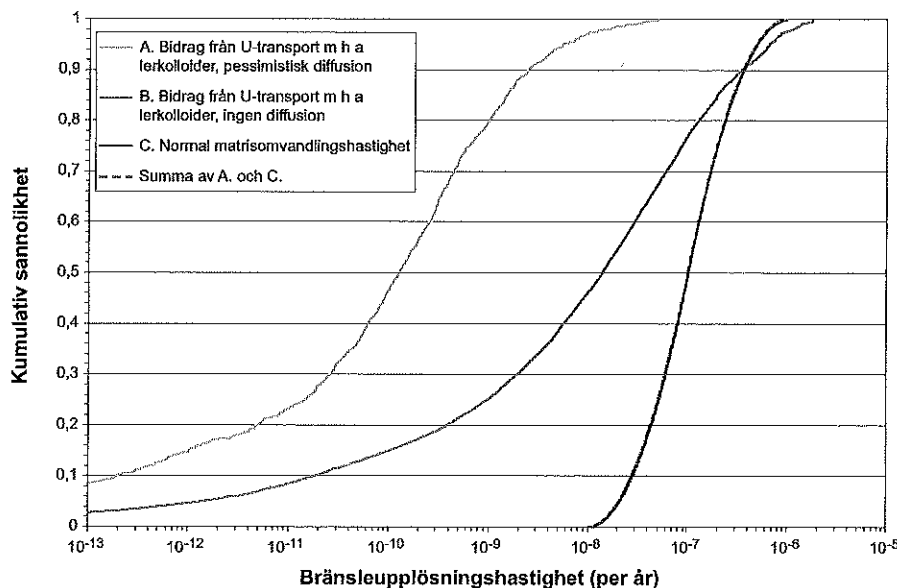
I /Birgersson et al. 2009/ fastställs portalet när transporten av bentonit utgörs av kolloidal dispersion till 73, vilket motsvarar en torrdensitet på 37,6 kg/m³. Den här koncentrationen upprätthålls inte i ett stort hålrum i deponeringshålet eftersom det kommer att finnas en koncentrationsgradient från källan av kolloiderna till bränslet. Källan kan vara kvarvarande bentonit i deponeringshålet, återfyllningen i tunneln eller en spricka från ett annat deponeringshål eller en annan deponeringstunnel i förvaret.

Eftersom det är omöjligt att bestämma källans plats, och eftersom den kan förändras i tiden, kan inte värdet för C_{clay} beräknas. I stället väljs ett fixt värde på 10 kg/m^3 som bedöms vara en rimlig uppskattning av en övre begränsning för medelvärdet över hela hålrumsvolymen.

Med $C_{\text{clay}} = 10 \text{ kg/m}^3$ och fördelningar för K_{d} , C_{sol} U och q för det centrala korrosionsfallet beräknas bidraget till bränsleupplösningshastigheten från U-transport på lerpartiklar probabilistiskt och jämförs med den probabilistiskt samplade normala bränsleupplösningshastigheten för det centrala korrosionsfallet.

Följande gäller också för modelleringen:

- Den här processen är endast aktiv under de relativt begränsade perioder när deponeringshålet exponeras för så utspädd grundvatten att lerkolloider kan bildas. Detta tas inte hänsyn till i beräkningen.
- Tillflödande grundvatten kan ha U-koncentrationer som överskrider 10^{-9} mol/l , men påverkan från att sorptionsplatser på lerpartiklarna är upptagna av uran som förekommer naturligt i grundvattnet har pessimistiskt försumrats.
- Skulle sorption på lerkolloider modelleras som en irreversibel process och under antagandet att alla sorptionsplatser upptas av U kan en transporthastighet av storleksordningen $2,5 \cdot 10^{-2} \text{ mol/år}$ beräknas för en densitet av sorptionsplatser av $2,0 \cdot 10^{-6} \text{ mol/g}$ /Bradbury och Baeyens, 2005/, citerad i /Ochs och Talerico 2004/, $q = 100 \text{ l/år}$ och $C_{\text{clay}} = 10 \text{ g/l}$. Detta motsvarar i sin tur en bränsleupplösningshastighet på ungefär $3 \cdot 10^{-7} \text{ /år}$, dvs något lägre än maximivärdet för den "normala" fördelningen. En övre gräns för transporthastigheten, bestämd av produkten av tätheten av sorptionsplatser, q och C_{clay} , har påtvingats beräkningen av fördelningen i Figur 13-20, kurva B. (Irreversibel sorption, såväl som att U upptar alla tillgängliga platser, kan emellertid uteslutas för de förhållanden som råder i deponeringshålet, baserat på beskrivningen av sorptionsprocessen i **Processrapporten för buffert, återfyllning och förslutning.**)
- Även om advektiva förhållanden antas råda i deponeringshålet kommer transporten längs delar av sträckan mellan de antaget skadade bränsleelementen och kapselns yttre att kontrolleras av diffusion. Ett visst kontinuerligt lerassistat utflöde av UO_2 medför då ett motsvarande flöde av UO_2 över den diffusionskontrollerade sträckan. Geometrin för denna sträcka är svårbedömd, men en övre gräns kan uppskattas enligt följande: Antag en pessimistiskt hög tvärsnittsytta om $0,1 \text{ m}^2$ och en pessimistiskt kort diffusionssträcka om 1 mm . Med den högsta uranlösligheten från fördelningen som används i SR-Site, nämligen $4,2 \cdot 10^{-4} \text{ mol/m}^3$, och med en diffusivitet för uran i vatten (vid $11 \text{ }^\circ\text{C}$) av $0,01 \text{ m}^2/\text{år}$ fås ett maximalt flöde av U på $4,2 \cdot 10^{-4} \text{ mol/år}$ med antagandet att koncentrationen är noll 1 mm bort från bränslet. Med $8 \text{ 400 mol U/kapsel}$ svarar detta mot en bränsleupplösningshastighet av omkring $5 \cdot 10^{-8} \text{ /år}$. Denna pessimistiska gräns tyder på att effekten av urantransport med lerpartiklar är försumbar vid beräkningarna av radionuklidtransport. En gräns med dessa diffusionsdata i kombination med fördelningen av uranlösligheter är påtvingad i kurva A i Figur 13-20.



Figur 13-20. Kumulativa fördelningar av bränsleupplösningshastighet. Bidraget från U-transport med hjälp av lerkolloider har en försumbar påverkan på fördelningen för den normala matrisomvandlingshastigheten. Se texten för vidare förklaringar.

Som framgår av Figur 13-20 är den lerassisterade bränsleupplösningshastigheten (kurva B) betydligt lägre än den "vanliga" upplösningshastigheten (kurva C) upp till fördelningarnas 90-percentiler, medan den är jämförbar eller något högre ovanför 90-percentilerna. Om också den pessimistiska diffusionsbegränsningen påtvingas i beräkningen (kurva A), är den lerassisterade bränsleupplösningshastigheten väl under den "vanliga" hastigheten över hela intervallet. Därför dras slutsatsen att urantransport med lerpartiklar ger ett försumbart bidrag till bränsleupplösningshastigheten.

Inre förhållanden

Följande inre förhållanden/processer har beaktats i **Processrapporten för bränsle och kapsel**, och utgjorde grunden för härledningen av bränsleupplösningsdata i **Datarapporten**: Ökad diffusion till följd av egenalstrad alfastrålning (Alpha Self Irradiation Enhanced Diffusion, ASIED), heliumuppyggnad och påverkan av hög utbränning.

Slutsats

Slutsatsen av ovanstående redovisning är att fördelningen av bränsleupplösningshastigheter som ges i **Datarapporten** är tillämplig för alla utvecklingar som måste beaktas i SR-Site, även för grundvattenförhållanden där en lersuspension kan bidra till den utgående transporten av uran.

Metallkorrosionshastighet

Intervall i vilket utsläppshastigheterna är tillämpliga: De utsläppshastigheter för aktiveringsprodukterna från metalldelar som ges i **Datarapporten** är baserade på ett intervall av korrosionshastigheter för rostfritt stål under anoxiska förhållanden. Dessa korrosionshastigheter uppskattades från ett antal relevanta studier som utförts vid temperaturer på upp till 140 °C och salthalter på upp till nivåer för anoxiska havsvatten. De viktiga parametrarna är således salthalt (speciellt kloridkoncentration) och redoxförhållanden.

Intervall i undersökta utvecklingsfall: I korrosionsscenarioet inträffar kapselbrott typiskt efter hundratals år. I det tidsperspektivet ligger bränsletemperaturen nära bergets bakgrundstemperatur, dvs ingen ökning av korrosionshastigheterna till följd av höga temperaturer förväntas. De högsta kloridkoncentrationer som förväntas under hela förvarsutvecklingstiden är i storleksordningen 0,35 mol/l, dvs mycket lägre än i anoxiskt havsvatten. Därför är korrosionshastigheterna som används i **Datarapporten** tillämpliga (med stor marginal) för korrosionsscenarioet.

Behov av analyser av ytterligare utvecklingar: De viktiga parametrarna för metallkorrosionshastigheten är kloridkoncentrationer och redoxförhållanden. Som har angetts i föregående avsnitt om bränsleupplösning omfattar analysen av referensutvecklingen de högsta salthalterna som kan förväntas i Forsmark. Analysen av redoxförhållandena för referensutvecklingen uppvisar en variation av redoxpotentialer, alltid med anoxiska förhållanden. Endast nedträngningen av syrerikt glacialt smältvatten kan möjligtvis leda till en avvikelse. Enligt avsnitt 10.4.7 är detta en händelse med mycket låg sannolikhet som endast bedöms kunna ske om ett flertal extrema antaganden görs. Även om dessa extrema antaganden skulle göras och förutsatt att syre når fram till en otät kapsel, så skulle den stora reducerande förmågan hos de kvarvarande delarna av den otäta kopparkapseln och järninsatsen medföra att anoxiska förhållanden skulle råda inuti kapseln. Därför dras slutsatsen att det inte finns ytterligare utvecklingar som behöver utvärderas.

Porositet, diffusivitet och sorptionskoefficienter i berget

Porositet och effektiv diffusivitet i berget

Porositeten och den effektiva diffusiviteten i berget som ges i avsnitt 6.8 i **Datarapporten** gäller för alla förhållanden i berget under förvarsutvecklingen. De förhållanden i berget som diskuteras i **Datarapporten** är sammansättning av grundvatten, samt temperatur och spänningar *in situ*. Det hävdas även att den effektiva diffusiviteten och i synnerhet porositeten är relativt okänsliga för förhållandena i berget.

Vad gäller grundvattnets sammansättning, vilken påverkar porvattnets sammansättning, kan salthalten påverka graden av anjonexklusion i porsystemet. Detta bedöms ha en obetydlig inverkan på porositeten men viss effekt på den effektiva diffusiviteten. I **Datarapporten** behandlas detta som dataosäkerhet, och de data som anges omfattar rimliga grundvattensammansättningar under förvarsutvecklingen, men även en mängd olika grundvatten som observeras i kristallint berg. Dessutom transporteras anjoner genom geosfären praktiskt taget utan retention i korrosionsscenarioet, dvs det är inte befogat att utforska ännu mindre gynnsamma fall med anjonexklusion.

Tiden för gasgenombrott bestäms av tiden för brottet i kapselns kopparhölj och av korrosionshastigheten hos kapselinsatsen, se avsnitt 13.5.2. Vid tidpunkten för genombrott antas halva inventariet av C-14 och Rn-222 avgå omedelbart till biosfären. Det återstående gasinventariet (och det Rn-222 som alstras) antas sedan avgå tillsammans med den gas som produceras kontinuerligt. Detta utsläpp bortses emellertid ifrån, eftersom det kommer att vara obetydligt i jämförelse med pulsutsläppet. Om utsläppet äger rum inom de första 10 000 åren (osannolikt) skulle utsläppet av C-14 utgöra ungefär 10 GBq. Ett utsläpp av Rn-222 skulle motsvara ungefär 25 GBq om utsläppet inträffade efter 100 000 år.

I /SKB 2006g, a/ presenteras de beräknade exponeringarna från pulsutsläpp av C-14 och Rn-222. C-14 kan frigöras som metan (CH₄) eller koldioxid (CO₂). Det antas att om C-14 frigörs från förvaret som metan kommer det att oxideras till koldioxid av markorganismer. Det finns flera alternativ vad gäller metanets öde på dess väg mot ytan:

1. Ingenting händer och det kommer att släppas som gas i atmosfären.
2. Mikroorganismer införlivar metan i biosyntesen av andra organiska ämnen (dvs inte en oxidation). Slutligen kommer detta organiska kol att frigöras som CO₂ genom respiration. Detta kan inträffa i berget likväl som i avlagringarna.
3. Andra mikroorganismer utnyttjar kolkällan och producerar CO₂ (dvs en oxidation). Detta kan inträffa i berget likväl som i avlagringarna.
4. Den producerade CO₂ kommer antingen avgå som gas till atmosfären eller användas i fotosyntesen av akvatiska eller terrestra alger/växter. Detta kan ske i ytliga ekosystem.

Således kommer, med ett pessimistisk synsätt, utsläppet i form av CO₂ åtminstone att hanteras i biosfärsmodellen innan det släpps ut i atmosfären. Metan som släpps ut i atmosfären kommer sannolikt inte att utnyttjas. Dock beaktas inte den potentiellt ökade rörligheten för en gas i geosfären.

Radon är en ädelgas och genomgår inte kemiska omvandlingar. Två exponeringsfall beaktas, ett utomhus där radionuklider kan inhaleras eller konsumeras via växtupptag inom ett område på 10 000 m² som utsätts för en vindhastighet på 2 m/s med en blandningshöjd på 20 m, och det andra inandning av radionuklider inomhus i ett hus med en volym på 1 000 m³ och en ventilationshastighet på 2 h⁻¹. För C-14 kan exponering ske genom inandning eller intag, och för Rn-222 behöver hänsyn enbart tas till inandning av Rn-222 och dess radioaktiva döttrar. Resultaten sammanfattas i tabell 13-11. Det är värt att notera att ingen hänsyn tas till avklingning under övergången från förvar till yta, vilket gör resultaten ifråga än mer pessimistiska med en halveringstid på bara 3,8 dagar för Rn-222.

Om gastrycket byggs upp under en period med nedisning måste det hydrostatiska trycket från isen adderas till gasgenombrottsstrycket. Detta kan leda till inre tryck på ungefär 50 MPa inne i kapseln. Om isen drar sig tillbaka hastigt kan detta resultera i tryckfall på ungefär 40 MPa och som en följd skulle 80 procent av gasinnehållet frigöras som en puls.

Den högsta dosen från en gaspuls med Rn-222 uppträder i byggnader. Den ligger under de föreskrivna gränserna för en årlig genomsnittlig livstidsrisk för ett förvar och är betydligt lägre än konsekvenserna av dagens gränsvärde på 200 Bq/m³ för radon i byggnader i Sverige, som motsvarar ungefär 2 mSv/år.

Tabell 13-11. Beräknad genomsnittlig årlig livstidsrisk för pulsutsläpp av C-14 och Rn-222 /SKB 2006g, a/.

Exponeringsväg	C-14 (µSv) (10 GBq-utsläpp)	Rn-222 (µSv) (25 GBq-utsläpp)
Intag	0,036	–
Inandning utomhus	4,4 · 10 ⁻⁵	0,22
Inandning inomhus	0,0028	7,2

Tiden som krävs för att vattenfylla kapseln

I **Datarapporten** visas det att för en hypotetisk, cirkulär genomgående skada med en radie på 2 mm kommer det att ta mer än 20 000 år att vattenfylla kapseln. För att täcka in vilken form som helst på skadan uppskattas fördröjningstiden pessimistiskt till att vara åtminstone tusen år, vilket används som pessimistisk fördröjningstid i det hypotetiska pinnhålsfallet som analyseras i avsnitt 13.7.2.

I härledningen av alla dessa fördröjningstider har det bortsetts från effekten av gas som uppstår genom korrosion av insatsen när vatten kommer in, vilken skulle kunna leda till avsevärt längre fördröjningstider /Bond et al. 1997/.

Buffertens bidrag till att fördröja vattenmättnad och begränsa den hastighet med vilken kapseln vattenfylls

En förutsättning för att vatten ska tränga in i kapseln är en helt vattenmättad buffert. Mättnadstiderna för både återfyllning och buffert faller sannolikt inom ett intervall på några få tiotal år till flera tusentals år, vilket beror på bergets egenskaper (bergmatrisens hydrauliska konduktivitet samt förekomst och karakteristik av sprickor) i Forsmark. I många deponeringshål förväntas följaktligen inget vatten komma i kontakt med avfallet under de första tusen åren, även om det skulle finnas en initial skada på kapseln.

Inneslutningsfunktionen hos Zircaloykapslingen

I enlighet med **Processrapporten för bränsle och kapsel** pekar tillgängliga data på en hållbarhetstid för kapslingsrören på åtminstone 100 000 år. Även om Zircaloy är högst motståndskraftigt mot allmän korrosion, antas inte kapslingen utgöra en barriär mot radionuklidutsläpp från bränslet i SR-Site. Det beror på dess möjliga känslighet för lokal korrosion i grundvatten och väteinducerad sprickbildning. Även en kapsling med små sprickor eller korrosionsdefekter skulle emellertid erbjuda ett stort masstransportmotstånd för vatten att komma i kontakt med bränslet och för radionuklider att frigöras till kapselutrymmet.

Retention av radionuklider i bufferten

Retentionsegenskaperna hos bufferten exemplifieras i beräkningsfallen med antagna, fullständiga förluster av barriärfunktioner i avsnitt 13.7.3. En jämförelse mellan figurerna 13-63 och 13-61 visar att bufferten har en betydande inverkan på utsläppet från närområdet för många sorberande nuklider.

Bergets gynnsamma hydrogeologiska egenskaper

Förutom att bidra till de långa vattenmättnadstider som omnämns ovan begränsar den låga flödes-hastigheten vid deponeringspositionerna utsläppshastigheten för radionuklider från närområdet ifall utsläpp sker från kapseln.

Retention av radionuklider i berget

Retentionssegenskaperna hos berget exemplifieras i beräkningsfallen med antagna, fullständiga förluster av barriärfunktioner i avsnitt 13.7.3. En jämförelse mellan figurerna 13-62 och 13-61 visar att berget har betydande inverkan på utsläppet från fjärrområdet för många sorberande nuklider.

- Bockgård N, 2010.** Groundwater flow modelling of an abandoned partially open repository. SR-Site Forsmark. SKB R-10-41, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bond A E, Hoch A R, Jones G D, Tomczyk A J, Wiggin R W, Worraker W J, 1997.** Assessment of a spent fuel disposal canister. Assessment studies for a copper canister with cast steel inner component. SKB TR 97-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bosson E, Sassner M, Sabel U, Gustafsson L-G, 2010.** Modelling of present and future hydrology and solute transport at Forsmark. SR-Site Biosphere. SKB R-10-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Boulton G S, Kautsky U, Morén L, Wallroth T, 2001.** Impact of long-term climate change on a geological repository for spent nuclear waste. SKB TR-99-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bowman C D, Venneri F, 1994.** Underground supercriticality from plutonium and other fissile material. LA-UR-94-4022A, Los Alamos National Laboratory. (Även publicerad i Science and Global Security 1996, 5, s 279–302.)
- Bradbury M H, Baeyens B, 2005.** Modelling the sorption of Mn(II), Co(II), Ni(II), Zn(II), Cd(II), Eu(III), Am(III), Sn(IV), Th(IV), Np(V), and U(VI) on montmorillonite: Linear free energy relationships and estimates of surface binding constants for some selected heavy metals and actinides. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 69, No. 4, pp. 875–892. doi:10.1016/j.gca.2004.07.020.
- Brady B H G, Brown E T, 1994.** Rock mechanics for underground mining. 2nd ed. London: Chapman & Hall.
- Brandefelt J, Otto-Bliesner B L, 2009.** Equilibration and variability in a Last Glacial Maximum climate simulation with CCSM3. *Geophysical Research Letters* 36, L19712, doi:10.1029/2009GL040364.
- Broed R, 2008.** Landscape model configuration for biosphere analysis of selected cases in TILA-99 and in KBS-3H safety evaluation, 2007. Posiva Working Report 2007-108, Posiva Oy, Finland.
- Bros R, Carpène J, Sere V, Beltritti A, 1996.** Occurrence of Pu and fissiogenic REE in hydrothermal apatites from the fossil nuclear reactor 16 at Oklo (Gabon). *Radiochimica Acta*, 74, s 277–282.
- Bros R, Hidaka H, Kamei G, Ohnuki T, 2003.** Mobilization and mechanisms of retardation in the Oklo natural reactor zone 2 (Gabon) – inferences from U, REE, Zr, Mo and Se isotopes. *Applied Geochemistry*, 18, s 1807–1824.
- Brown A C, 2006.** Genesis of native copper lodes in the Keweenaw District, northern Michigan: a hybrid evolved meteoric and metamorphic model. *Economic Geology*, 101, s 1437–1444.
- Brown G H, 2002.** Glacier meltwater hydrochemistry. *Applied Geochemistry*, 17, s 855–883.
- Brown J E, Alfonso B, Avila R, Beresford N A, Copplestone D, Pröhl G, Ulanovsky A, 2008.** The ERICA Tool. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99, s 1371–1383.
- Bruno J, Casas I, Cera E, Duro L, 1997.** Development and application of a model for the long-term alteration of UO₂ spent nuclear fuel: test of equilibrium and kinetic mass transfer models in the Cigar Lake ore deposit. *Journal of Contaminant Hydrology*, 26, s 19–26.
- Brydsten L, 2004.** A mathematical model for lake ontogeny in terms of filling with sediments and macrophyte vegetation. SKB TR-04-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brydsten L, 2009.** Sediment dynamics in the coastal areas of Forsmark and Laxemar during an interglacial. SKB TR-09-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brydsten L, Strömberg M, 2010.** A coupled regolith-lake development model applied to the Forsmark site. SKB TR-10-56, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brydsten L, Engqvist A, Näslund J-O, Lindborg T, 2009.** Expected extreme sea levels at Forsmark and Laxemar-Simpevarp up until year 2100. SKB TR-09-21, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- BSC, 2003.** Total system performance assessment – license application methods and approach. TDR-WIS-PA-000006 REV 00, Bechtel SAIC Company, Las Vegas, Nevada.
- Bungum H, Olesen O, Pascal C, Gibbons S, Lindholm C, Vestøl O, 2010.** To what extent is the present seismicity of Norway driven by post-glacial rebound? *Journal of the Geological Society*, 167, s 373–384.

Bäckblom G, 2009. Excavation damage and disturbance in crystalline rock – results from experiments and analyses. SKB TR-08-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bäckblom G, Almén K-E, 2004. Monitoring during the stepwise implementation of the Swedish deep repository for spent fuel. SKB R-04-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bäckblom G, Munier R, 2002. Effects of earthquakes on the deep repository for spent fuel in Sweden based on case studies and preliminary model results. SKB TR-02-24, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bäckblom G, Munier R, Hökmark H, 2004. Earthquake data and modelling to study the effects of future earthquakes on a final repository of spent nuclear fuel in Sweden. Paper 3238. 13th World Conference on Earthquake Engineering, Vancouver, Canada, 1–6 August 2004.

Böövarsson R, 2002. Swedish National Seismic Network (SNSN). A short report on recorded earthquakes during the third quarter of the year 2002. SKB P-02-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Böövarsson R, 2002–2009. Swedish National Seismic Network (SNSN). Series of short reports on recorded earthquakes during the period 2002–2009. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Böövarsson R, 2009. Swedish National Seismic Network (SNSN). A short report on recorded earthquakes during the fourth quarter of the year 2008. SKB P-09-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Böövarsson R, Lund B, Roberts R, Slunga R, 2006. Earthquake activity in Sweden. Study in connection with a proposed nuclear waste repository in Forsmark or Oskarshamn. SKB R-06-67, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bøggild C E, Mayer C, Podlech S, Taurisano A, Nielsen S, 2004. Towards an assessment of the balance state of the Greenland Ice Sheet. Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin, 4, s 81–84.

Börgesson L, Hernelind J, 2006a. Consequences of loss or missing bentonite in a deposition hole. A theoretical study. SKB TR-06-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Hernelind J, 2006b. Earthquake induced rock shear through a deposition hole. Influence of shear plane inclination and location as well as buffer properties on the damage caused to the canister. SKB TR-06-43, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Hernelind J, 2009. Mechanical interaction buffer/backfill. Finite element calculations of the upward swelling of the buffer against both dry and saturated backfill. SKB R-09-42, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Johannesson L-E, 2006. Consequences of upwards swelling from a wet deposition hole into a dry tunnel with backfill made of blocks. A preliminary study. SKB TR-06-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Sandén T, 2006. Piping and erosion in buffer and backfill materials. Current knowledge. SKB R-06-80, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Johannesson L-E, Sandén T, Hernelind J, 1995. Modelling of the physical behaviour of water saturated clay barriers. Laboratory tests, material models and finite element application. SKB TR 95-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Fälth B, Hernelind J, 2006. Water saturation phase of the buffer and backfill in the KBS-3V concept. Special emphasis given to the influence of the backfill on the wetting of the buffer. SKB TR-06-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Calais E, Mattioli G, DeMets C, Nocquet J-M, Stein S, Newman A, Rydelek P, 2005. Seismology: tectonic strain in plate interiors? *Nature*, 438, E9-E10, doi:10.1038/nature04428.

Calais E, Han J Y, DeMets C, Nocquet J M, 2006. Deformation of the North American plate interior from a decade of continuous GPS measurements. *Journal of Geophysical Research*, 111, B06402, doi:10.1029/2005JB004253.

Carlsten S, Stråhle A, 2000. Borehole radar and BIPS investigations in boreholes at the Boda area. SKB TR-01-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Chapman N A, McKinley I G, Smellie J A T, 1984. The potential of natural analogues in assessing systems for deep disposal of high-level radioactive waste. SKB TR 84-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.