

## **Bedömning av radiolys i grundvatten**

**Hilbert Christensen**

**AB Atomenergi 1978-02-17**

# KÄRN- BRÄNSLE- SÄKERHET

## Errata KBS TR 78, tabell 5

I Hilbert Christensens rapport "Bedömning av radiolys i grundvatten", 78-02-17, har några rättelser gjorts på tabell 5. I tabellhuvudet hade "initialkonc." och "slutkonc." glömts bort och på löp nr 13 e har initialkonc.  $O_2$  rättats till  $1.0 E-6$  och slutkonc. på  $H_2O_2$  till  $3.61 E-6$ . Var vänlig byt ut tabell 5 mot bilagda rättade tabell.

Tabell 5.

Radiolys av omgivande grundvatten

22

AE-MC-253

1978-02-17

Löp nr	Ant ekvationer	Dosrat rad/s	Bestr tid (s)	Initialkonc. (M)			slutkonc. (M)					Studera effekter		
				$O_2$	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	$O_2$	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	H <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>		OH	
31z	27	5	E 3	1.0 E-9			3.4 E-10				9.0 E-8	9.1 E-8	8.6 E-10	} rent vatten
32z	27	0.5	2 E4	1.0 E-9			8.6 E-11				3.4 E-8	3.6 E-8	2.5 E-10	
38x	27	0.5	2 E4	1.0 E-9			8.6 E-11				3.4 E-8	3.6 E-8	2.5 E-10	
39	27	5	E5	2 E-4			1.64 E-4				1.07 E-5	8.3 E-5	4.86 E-12	
19b	41	500	E3	1.0 E-5	5.9 E-5	0	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5		7.7 E-6	5.8 E-6	7.3 E-10	} Dosrat
23	41	5	2 E4	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	8.9 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5		6.3 E-6	3.1 E-6	7.0 E-14	
24	41	0.5	1.6 E5	8.9 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	2.5 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5		4.4 E-6	4.5 E-7	1.3 E-12	
21	41	0.1	4 E4	4.5 E-7	1.22 E-5	4.68 E-5	3.4 E-7	1.16 E-5	4.74 E-5		4.5 E-6	1.0 E-7	2.6 E-13	
26	41	0.05	3 E5	2.5 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5	9.9 E-8	1.13 E-5	4.77 E-5		4.1 E-6	5.3 E-8	1.4 E-13	
48	41	0.005	6 E5	9.9 E-8	1.13 E-5	4.77 E-5	8 E-8	1.12 E-5	4.78 E-5		4.1 E-6	5.4 E-9	1.4 E-14	
13d	41	500	400	1.0 E-4	5.9 E-5	0	7.47 E-5	1.63 E-5	4.27 E-5		8.52 E-6	3.78 E-5	6.15 E-10	
19a	41	500	411	1.0 E-5	5.9 E-5	0	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5		7.74 E-6	5.81 E-6	7.30 E-10	
13e	41	500	400	1.0 E-6	5.9 E-5	0	8.57 E-8	3.30 E-5	2.60 E-5		1.48 E-5	3.61 E-6	4.38 E-10	
29d	41	5	2 E5	7.47 E-5	1.63 E-5	4.27 E-5	8.55 E-5	7.76 E-6	5.12 E-5		3.13 E-6	6.47 E-6	7.97 E-12	
23	41	5	2 E5	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	8.87 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5		6.26 E-6	3.13 E-6	1.71 E-11	
29e	41	5	-	8.57 E-8	3.30 E-5	2.60 E-5	3.72 E-8	3.06 E-5	2.84 E-5		1.35 E-5	1.23 E-6	4.81 E-12	
30d	41	0.5	2 E5	8.55 E-5	7.76 E-6	5.12 E-5	8.62 E-5	3.97 E-6	5.50 E-5		1.46 E-6	1.46 E-6	3.58 E-12	} Syre- halt
24	41	0.5	1.6 E5	8.87 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	2.49 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5		4.41 E-6	4.53 E-7	1.25 E-12	
30e	41	0.5	2 E5	3.72 E-8	3.06 E-5	2.84 E-5	6.42 E-9	2.95 E-5	2.95 E-5		1.30 E-5	1.90 E-7	5.01 E-13	

Pilarna +1 anger om koncentrationen är stigande resp fallande.  
1.07 E-6 betyder  $1.07 \cdot 10^{-6}$ .

BEDÖMNING AV RADIOLYS I GRUNDVATTEN

Hilbert Christenssen  
AB Atomenergi 1978-02-17

Denna rapport utgör redovisning av ett arbete som utförts på uppdrag av KBS. Slutsatser och värderingar i rapporten är författarens och behöver inte nödvändigtvis sammanfalla med uppdragsgivarens.

I slutet av rapporten har bifogats en förteckning över av KBS hittills publicerade tekniska rapporter i denna serie.

# Arbetsrapport

Titel och författare

Beräkningar av radiolys i grundvatten

Org. enh. och nr

AE - MC-253

Antal ex./Antal bild

Datum

1978-02-17

Godkänd av

Hilbert Christensen

COMMERCIAL

*Armod Kellen*

Utändes till

CP  
FB

1 ex  
2 ex

## Sammanfattning

COMMERCIAL

Beräkningar av radiolys av grundvatten vid slutlig förvaring av högaktivt avfall har genomförts. För förglasat avfall har beräkningar av radiolys i vattnet utanför titankapseln utförts: En jämviktssituation med konstanta halter av olika radiolysprodukter erhålles efter en relativt kort tid (< 50 h). Jämvikts-halterna är mycket låga, av storleksordningen  $\mu\text{M}$  för syre, väte och väteperoxid (20, 10 och 20 ppb, respektive). Koncentrationen av radikaler är ca 6 storleksordningar lägre ( $\text{OH} \leq 2 \cdot 10^{-12} \text{ M}$  och  $e_{\text{aq}}^- \leq 5 \cdot 10^{-15} \text{ M}$ ).

För direktdeponerat avfall har beräkningar av radiolys i vatten inne i kopparkapseln utförts: Syftet har varit dels att beräkna om det genom radiolys kan bildas vätemängder överstigande löslighetsgränsen, dels att beräkna mängden koppar som kan oxideras från insidan. Med de angivna villkoren (dosrater, vattenkvalitet) kan väte ej bildas genom radiolys i mängder som överstiger löslighetsgränsen,  $7 \cdot 10^{-4} \text{ M}$  (vid 1 atm), även efter flera miljoner år. Om zirconium kan reagera med vatten under  $100^\circ\text{C}$  kan väte härigenom bildas med en hastighet på  $1.0 \cdot 10^{-4} \text{ mol/år}$  om hela zirconiumytan ( $44 \text{ m}^2$ ) exponeras.

Korrosionen av koppar (som  $\text{Cu}_2\text{O}$ ) är mindre än 30 mg per liter vatten, som finns närvarande.

1978-02-17

Summary

Computer calculations of the radiolysis of ground water have been carried out with regard to the final disposal of high-active waste.

Radiolysis of water outside the container of waste encapsulated in glass results in an equilibrium situation after less than 50 hour. The equilibrium concentrations of oxygen, hydrogen, hydrogen peroxide are low, in the order of  $\mu\text{M}$ , corresponding to 20, 10 and 20 ppb, respectively. Radical concentrations are much lower,  $C(\text{OH}) \leq 2 \cdot 10^{-12}$  M and  $e_{\text{aq}}^- \leq 5 \cdot 10^{-15}$  M.

For fuel elements directly deposited in a copper container the radiolysis of water inside the container has been studied by calculations. The purpose has been to determine whether hydrogen could be formed in concentrations exceeding the solubility limit and also to calculate the amount of copper corrosion. Assuming that oxygen reacts diffusion controlled with the copper surface it was found that hydrogen was formed in concentrations far below the solubility limit even after several million years. Zirconium may possibly react with water below  $100^{\circ}\text{C}$  resulting in the formation of hydrogen at a rate of  $1 \cdot 10^{-4}$  mole/year. The corrosion of copper is less than 50 mg per liter of water present.

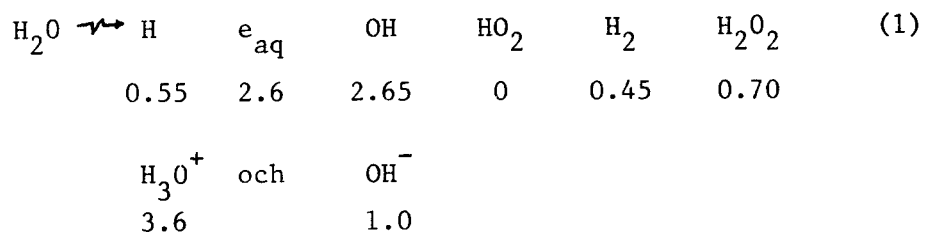
1978-02-17

1. Inledning

Vid slutlig förvaring av högaktivt avfall kommer omgivande grundvatten att utsättas för radiolys. Det är tänkbart att radiolysprodukterna kan påverka korrosionen av avfallsbehållarna. För att undersöka detta och även andra tänkbara problem har ett antal utredningar, beräkningar och uppskattningar gjorts av radiolys av grundvatten i samband med förvaring av högaktivt avfall. Huvudparten av dessa har tidigare redovisats (I - VI). I denna rapport ges en sammanfattning av I - VI och dessutom presenteras resultat som ej tidigare har rapporterats. I (I) redovisades resultaten av en undersökning av litteratur relevant för radiolys i samband med avfallsförvaring. I (III) beräknades jämviktshalter av radiolysprodukter utanför det bly- och titan-kapslade förglasade avfallet. Dessa beräkningar har sedan kompletterats med ett antal parameterstudier (dosrat, järnhalt, syrehalt m m). I VI gjordes radiolysberäkningar i vattnet inne i kopparkapseln avsett för förvaring av direktdeponerat avfall.

1.1 Strålningskemisk bakgrund

Vid bestrålning av vatten sönderdelas detta initialt i ett antal primära produkter enl ekvation 1



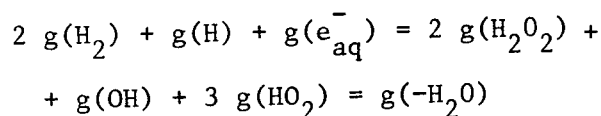
De värden som angivits under reaktionsprodukterna är s k G-värden för gammastrålning. G-värdet definieras som antalet bildade eller sönderdelade molekyler eller molekylstumpar per 100 eV absorberad energi (1 eV = 1.6 · 10<sup>-12</sup> erg = 1.6 · 10<sup>-19</sup> J)

En ofta använd dosenhet (dos = absorberad energi) är rad.

1978-02-17

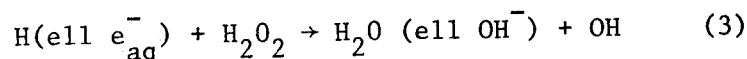
1 rad motsvarar en absorberad energi på 100 erg/g (= 10 mJ/kg).  
SI-enheten är 1 Gray = 1 J/kg.

Vid radiolysen gäller att antalet bildade reducerade ekvivalenter = antalet oxiderade ekvivalenter, alltså är



G-värdena skrivs ofta  $G_{\text{H}_2}$ ,  $g(\text{H}_2)$  (primära utbyten) och  $G(\text{H}_2)$  (uppmätt utbyte).

Vid bestrålning av rent vatten i en sluten behållare med  $\beta$ - eller  $\gamma$ -strålning sker ingen nettosönderdelning av vatten pga reaktionerna



Nettosönderdelning kan ske om vattnet innehåller föroreningar som genom att reagera med radikalerna OH, H och/eller  $\text{e}_{\text{aq}}^-$  hindrar rekombinationsreaktionerna 2 och 3.

Efter en viss tid måste i ett slutet system en jämviktssituation uppstå, med konstanta koncentrationer av de olika ämnena (joner, neutrala molekyler, radikaler).

Generellt gäller att H och i synnerhet  $\text{e}_{\text{aq}}^-$  är starkt reducerande och reducerar de flesta ämnen medan OH är starkt oxiderande och oxiderar många ämnen. Vid bestrålning av luft bildas ozon, ur  $\text{N}_2$  och  $\text{H}_2$  bildas  $\text{NH}_3$  och vid bestrålning av vatten och luft bildas salpetersyra.

Strålning med högre LET\* än gamma-strålning medför högre primärutbyten av de molekyllära produkterna väte, syre och väteperoxid

\* LET: Linear Energy Transfer, hög LET = tätjoniserande



och lägre primärutbyten av radikalerna OH, H och  $e_{aq}^-$ . Jämviktshalterna av syre, väte och väteperoxid blir därför högre vid bestrålning med tätjoniserande strålning.

Utbytena av de primära produkterna är oberoende av pH, i pH-området 5 - 9, men ökar utanför detta område, se figur 1.

## 2. Specifikationer och förutsättningar

### 2.1 Dosrater

Beräkningar av doser och dosrater har redovisats av K Lundgren (1, 2) och R Håkansson och G Olsson (3).

#### 2.1.1. Förglasat avfall

När beräkningen III utfördes gällde följande: Strålkällan utgöres av högaktivt avfall kapslat i glas med följande specifikationer: längd 150 cm, diameter 40 cm, vikt 500 kg, 150 l glas/ton U. Glasburken kapslas i 7 cm bly. Fyra burkar packas i en 10 m hög titancyylinder (tjocklek 6 mm). Utanför cylindern finns ett 20 cm zeolitskikt (vått). Enligt uppgift av Bo Gustavsson är dosraten på glasytan utan bly efter 30 år:  $1.5 \cdot 10^5$  rad/h och efter 100 år:  $3 \cdot 10^4$  rad/h. Dosraten på blyytan är 100 x lägre. Dosraten efter 30 år är då  $1.5 \cdot 10^3$  rad/h  $\sim 0.42$  rad  $\cdot$  s<sup>-1</sup> på blyytan och 0.38 rad  $\cdot$  s<sup>-1</sup> på titanytan.

Effekten av zeoliten antas endast vara energiöverföring motsvarande en effektiv dosrat i vattenfasen på 0.5 rad  $\cdot$  s<sup>-1</sup>. Motsvarande dosrat efter 100 år är 0.1 rad  $\cdot$  s<sup>-1</sup>.

Zeoliten antas efter hand komma att innehålla 30 vikts % vatten enligt uppgift av Neretnicks.

Enligt det koncept, som gäller idag, omges glaset med 10 cm bly. Gammadosraten efter 30 år är då enligt (3) endast 0.85 rad/h eller  $2.4 \cdot 10^{-4}$  rad/s, alltså betydligt lägre än den lägsta

1978-02-17

dosraten, som undersöktes i (III). Ur ref (1) kan en gamma-dosrat på  $1.6 \cdot 10^{-4}$  rad/s beräknas (efter 30 år), ungefär densamma som, beräknades ur ref (3). I närvarande rapport redovisas resultat ned till värdet  $5 \cdot 10^{-3}$  rad/s. Bestrålning med lägre dosrat minskar radiolysen.

### 2.1.2. Direktdeponerat bränsle

Beräkningar har gjorts på radiolys i vatten inne i kopparkapseln. I preliminära beräkningar antogs att hela volymen mellan bränsleelementen vattenfylldes (1 ton bränsle, 315 stavar, 365 cm långa, ger 220 l vattenvolym i en kopparkapsel med vägg tjocklek 20 cm och med  $\phi_i = 35$  cm). Dosraten i vatten inne i kapseln uppskattades av K Lundgren, AA till  $4.3 \cdot 10^{14}$ ,  $1.0 \cdot 10^{-14}$  och  $1.8 \cdot 10^{11}$   $\text{eV} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$  motsvarande 7 1.6 och  $2.9 \cdot 10^{-3}$  rad/s efter 40, 100 resp 1 000 år. Preliminära beräkningar baserat på dessa förutsättningar har redovisats [V].

I nugällande koncept antas att huvuddelen av den fria volymen är fylld med bly och nya dosratberäkningar har gjorts av K Lundgren [2], se tabell 1.

### 2.2 Radiolysutbyten (G-värden)

Radiolysutbyten för snabba neutroner,  $\gamma$ - och  $\alpha$ -strålning redovisas i tabell 2. I tabellen ges också utbyten för strålning, sammansatt av 50 %  $\alpha$  och 50 %  $\gamma$ .

### 2.3 Vattenfasen

Vattnet antas vara stationärt. Det antas att inget utbyte med omgivningen sker. Dessa antaganden bedöms vara konservativa vid beräkning av jämviktshalterna.

Alla resultat presenteras som koncentrationer. Mängden (i enheten mol) av ett ämne erhålls genom att multiplicera kon-

1978-02-17

centrationen av ämnet (i M) med antalet liter vatten som finns närvarande.

### 2.3.1. Förglasat avfall

Vattnets sammansättning före bestrålning har angivits i tabell 3.

### 2.3.2. Direktdeponerat bränsle

Det vatten som tränger in i kopparkapseln antas vara mycket rent, då det har passerat en bentonitfas. Syrehalten antas vara låg,  $\sim 10^{-6}$  M motsvarande 0.03 ppm. I två separata fall beräknas dock effekten av tillsats av  $10^{-5}$  M syre eller  $10^{-5}$  M ferrojoner.

I ett annat beräkningsfall har antagits att uran har lösts i vattnet [159 mg/l], som då även innehåller  $\text{HCO}_3^-$  [122 mg/l].

## 2.4 Temperatur

Då de ingående strålningskemiska reaktionernas aktiveringsenergi är låga, men otillräckligt kända används de hastighetskonstanter som gäller vid rumstemperatur,  $25^\circ\text{C}$ . Jämfört med att förutsätta högre temperatur ger detta antagligen ett konservativt värde för radiolysprodukternas jämviktshalter. Skillnaden mellan  $25$  och  $100^\circ\text{C}$  är dock liten.

## 2.5 Beräkningsmetod

Vid beräkningarna har använts ett strålningskemiprogram, utvecklat av Lang Rasmussen, Risö. Som "input" data i programmet ingår följande:

- a) En lista över alla ingående kemiska reaktioner av betydelse för mekanismen (reaktanter och produkter).
- b) Hastighetskonstanter för dessa reaktioner.
- c) G-värden för alla primära produkter som bildas vid bestrålningen.

1978-02-17

- d) Startkoncentrationer för alla ämnen som är närvarande vid bestrålningens början.
- e) Dos och varighet av bestrålningen.
- f) Önskad noggrannhet, antal utskrifter och tidpunkter för dessa.

Beräkningarna har utförts vid datamaskinen på Risö.

Vid beräkningarna har alltid använts som minimum 27 reaktioner, som beskriver radiolys av väte- och syrehaltiga vattenlösningar på ett adekvat sätt, se tabell 4.

I närvaro av järnjoner tillkommer ytterligare 14 reaktioner, reaktion 28 - 41 i tabell 4. Reaktion 40 och 41 fungerar enbart som buffertsystem. Om  $\text{HCO}_3^-$  och  $\text{NO}_3^-$  deltar i radiolysmekanismen tillkommer ytterligare 13 reaktioner, nr 42 - 54 i tabell 4.

I samma tabell anges även reaktionerna när uran deltar och när syret snabbt reagerar med koppar.

### 3. Resultat. Förglasat avfall

#### 3.1 Beräkningar av grundsystemet

Vid dessa första beräkningar (III) har antagits för höga dos-rater (0.5 och 0.1 rad/s) (baserat på den information, som fanns tillgänglig när beräkningarna gjordes).

Med de angivna förutsättningarna erhålls vid bestrålning av vatten utanför den blyskärmade glasbehållaren snabbt (< 10 h) en radiolysjämvikt med låga halter radiolysprodukter, ca  $\mu\text{M}$  för syre, väte och väteperoxid, se tabell 5. Koncentrationen av radikaler är ca 6 storleksordningar lägre,  $\text{OH} \leq 2 \cdot 10^{-12}$  och  $e_{\text{aq}}^- \leq 5 \cdot 10^{-15}$  M.

Skillnaden mellan resultaten för 0.1 resp 0.5 rad/s är liten. Av tabell 5 framgår också att effekten av tillsats av  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  och  $\text{CO}_2$  är liten. Dock kan en liten "skyddseffekt (höjande effekt) på vätehalten observeras.

### 3.2 Parameterstudier

#### 3.2.1. Rent vatten

Med en initial syrehalt av  $10^{-9}$  M redovisas jämviktshalter för två dosrater 5 och 0.5 rad/s, tabell 5 löp nr 31 och 38. Löp nr 32 är resultatet av en beräkning med 0.5 rad/s på den jämvikt som erhålls i löp nr 31 (5 rad/s). Nr 32 ger samma resultat som nr 38. Jämviktshalterna är mycket låga. Med en hög initialsyrehalt,  $10^{-4}$  M blir jämviktshalterna högre, se löp nr 39.

#### 3.2.2. Dosrat

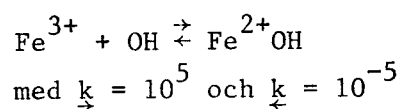
Beräkningar har gjorts med olika dosrater (med grundförutsätt- ningens dosrat understruken): 500, 5, 0.5, 0.1, 0.05 och 0.005 rad/s. Resultaten återfinns i tabell 5. Jämviktshalterna av  $O_2$ ,  $H_2$ ,  $Fe^{2+}$  och  $Fe^{3+}$  är för de fyra lägsta dosraterna nästan oberoende av dosraten, medan halterna av  $H_2O_2$  och OH radikaler ökar ungefär proportionellt med ökande dosrat. För de tre lägsta dosraterna är syre- väte- och väteperoxidhalterna av storleks- ordningen  $\mu$ M eller lägre. Jämviktshalterna av väte, syre och väteperoxid vid dosraten 500 rad/s är 2 - 12 gånger högre än vid 0.5 rad/s.

#### 3.2.3. Syrehalt

Syrehalter på  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  och  $10^{-6}$  har studerats vid dosraterna 500, 5 och 0.5 rad/s. Av tabell 5 framgår att högre initial- halt av syre medför högre sluthalter av syre och väteperoxid ( $7 \cdot 10^{-5}$  resp  $4 \cdot 10^{-5}$  M vid en initialhalt av syre på  $10^{-4}$  M) och lägre sluthalt av väte ( $9 \cdot 10^{-6}$  M vid en initialhalt av syre på  $10^{-4}$  M). Siffrorna avser resultat från bestrålning med 500 rad/s.

## 3.2.4. Järnhalt

Järnhalter på  $6 \cdot 10^{-4}$ ,  $5.9 \cdot 10^{-5}$  och  $6 \cdot 10^{-6}$  M har studerats först vid en dosrat på 500 rad/s och sedan vid 5 och 0.5 rad/s. Den högsta Fe(II) halten medför högre vätehalt ( $1 \cdot 10^{-4}$  M) och högre  $H_2O_2$ -halt ( $1 \cdot 10^{-5}$  M) men lägre syrehalt ( $1.5 \cdot 10^{-7}$ ). Siffror inom parentes avser resultaten från bestrålning med 500 rad/s. Vid de högre järnhalter faller Fe(III) ut under bestrålningen. Vi har i ett experiment bestämt lösligheten av Fe(III) i det specificerade grundvattnet till ca  $10^{-5}$  M. Vi har försökt att simulera denna utfällning vid beräkningarna genom att i en jämviktsblandning sätta Fe(III)halten lika med  $5 \cdot 10^{-6}$  M. Resultaten redovisas under löp nr 34 och 35 för lösningar med initialjärnhalter på  $5.9 \cdot 10^{-5}$  resp  $6 \cdot 10^{-4}$  M (dosrat 5 rad/s). Utfällningen av Fe(III) resulterar i en fortsatt oxidation av Fe(II) och samtidig bildning av väte ( $1.6 \cdot 10^{-4}$  M, nr 35). Syre- och väteperoxidhalterna minskar. Vid ytterligare utfällning av Fe(III) kan vätehalten öka ytterligare, men knappast över  $4 \cdot 10^{-4}$  M. Utfällningen har också simulerats genom jämviktsreaktionerna.



Resultat för en lösning med en initialjärnhalt på  $5.9 \cdot 10^{-5}$  M redovisas under löp nr 37 c.

## 3.2.5. Övriga joner

Effekten av tillsats av  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{CO}_2$  och  $\text{HCO}_3^-$  har studerats vid dosraterna 500 och 0.5 rad/s, se löp nr 15 och 25 x. Effekten vid den låga dosraten är liten, medan en viss skyddseffekt på väte och väteperoxid kan konstateras vid den höga dosraten: Jämviktshalterna av väte och väteperoxid är 5 - 9 gånger högre och halten av syre är ca 10 gånger lägre än vid bestrålning utan tillsats. I ex 25 x erhålls jämvikt först efter ca  $2 \cdot 10^5$  s ~ ca 2 dygn.

1978-02-17

### 3.2.6. Neutronbestrålning

Neutronstrålning är mera tätjoniserande än  $\gamma$ -strålning. Som väntat ökar utbytet av de molekylära produkterna  $H_2$ ,  $H_2O_2$  och  $O_2$  jämfört med resultaten från  $\gamma$ -strålning, jämför löp nr 4ly och 23.

## 4. Resultat. Direktdeponerat avfall

Om kopparkapseln, som används vid förvaring av direktdeponerade bränsleelement har ett fel, som möjliggör inträngning av vatten, kommer radiolys att ske i detta vatten med en större hastighet än i vattnet utanför kapseln. Syftet med närvarande uppgift är dels att beräkna om det i vattnet innanför kopparkapseln kan bildas vätemängder överstigande löslighetsgränsen och dels att beräkna mängden koppar som kan oxideras från insidan.

Konklusionen av undersökningen är att väte med de angivna villkoren ej genom radiolys kan bildas i mängder som överstiger löslighetsgränsen,  $7 \cdot 10^{-4}$  M (vid 1 atm,  $50^\circ\text{C}$ ) även efter flera miljoner år.

Syre kan knappast existera i en  $4 \cdot 10^{-4}$  M lösning av väte i vatten, om syret kan reagera snabbt med koppar och lösningen bestrålas.

Vid beräkningen antogs att syret reagerar med koppar med en hastighetskonstant, som var kontrollerad av syrets diffusion till kopparytan. En ytterligare ökning av hastighetskonstanten, vilket skulle simulera reaktion mellan syre och bly, ökade inte radiolysen ytterligare.

Då syret ständigt förbrukas kan någon egentlig radiolysjämvikt ej uppstå utan vätekoncentrationen ökar hela tiden, dock minskar produktionshastigheten med ökande vätekoncentration.

Resultaten av beräkningarna redovisas i tabell 6. Till tiden

1978-02-17

40 år (dvs 40 år efter uttag av bränsle från reaktorn) har 10 års bestrålning simulerats, se löp nr C 19 och fig 2: Slutkoncentrationen av väte  $C(H_2)$  är  $2.3 \cdot 10^{-5}$  M och produktionshastigheten,

$$\frac{dC(H_2)}{dt}$$

är  $8.0 \cdot 10^{-7}$  M  $\cdot$  år $^{-1}$ . Extrapoleras till tiden 500 år blir  $C(H_2) = 4 \cdot 10^{-4}$  M. Med denna vätekoncentration kan produktionshastigheten beräknas till  $6 \cdot 10^{-15}$  M  $\cdot$  år $^{-1}$ , se löp nr C 24 och koncentrationen efter 100 000 år blir då oändrat  $4 \cdot 10^{-4}$  M. Sker läckage av kopparkapseln först efter  $10^3$ ,  $10^4$  eller  $10^5$  år blir produktionshastigheterna avsevärt lägre än vid läckage till tiden 40 år, jämför löp nr C 16 - C 18.

Den extrapolerade vätekoncentrationen  $4 \cdot 10^{-4}$  M är ett grovt överskattat värde, då produktionshastigheten antogs oändrat från 50 till 500 år. Vätekoncentrationen kan inte överstiga värdet  $4 \cdot 10^{-4}$  M även efter flera miljoner år. Lösligheten av väte i vatten vid 1 atm tryck och 50°C är  $7 \cdot 10^{-4}$  M.

Jag har undersökt effekten av att variera hastighetskonstanten för reaktionen mellan syre och kopparkapseln,  $k_{28}$  ( $k_{28} = 0; 1; 10^2; 10^4; 10^6$  s $^{-1}$ ). Resultaten redovisas i tabell 4 löp nr C 16 och C 20 - C 23. Produktionshastigheten för väte och kopparoxid ökar endast med en faktor 3 när  $k_{28}$  ökar från 1 till 100. Ytterligare ökning av  $k_{28}$  ökar knappast produktionshastigheten.

Om reaktion 28 ej sker ( $k_{28} = 0$ ) uppnås snabbt en radiolysjämvikt med en jämviktskoncentration för väte på  $9.7 \cdot 10^{-7}$  M med dosraten 2.4 rad  $\cdot$  s $^{-1}$ .

Effekten av ett syreinbrott har beräknats genom att sätta syrekoncentrationen lika med  $10^{-5}$  M efter att vätekoncentra-



1978-02-17

tionen har stigit till  $4 \cdot 10^{-4}$  M, se löp nr C 26. Enda effekten är att det inläckta syret reagerar med kopparkapseln; vätekoncentrationen ändras ej.

Effekten av ett inbrott av ferrojoner har beräknats genom att sätta ferrokoncentrationen lika med  $10^{-5}$  M [ $C(H_2) = 4 \cdot 10^{-4}$  M], se löp nr C 27. Endast  $10^5$  s bestrålningstid har simulerats.  $1.8 \cdot 10^{-7}$  M  $Fe^{2+}$  oxideras till  $Fe^{3+}$  och  $H_2$ -koncentrationen ökar till  $4.001 \cdot 10^{-4}$  M. Om alla ferrojoner resulterar i vätgasbildning ökar  $C(H_2)$  till  $4.05 \cdot 10^{-4}$  M.

Det har bedömts möjligt att uran vid en skada på en zircaloykapsel kan lösas i vatten om  $HCO_3^-$ -joner finns närvarande. Min bedömning är att detta är mindre sannolikt i en reducerande vattenlösning (t ex vatten med  $4 \cdot 10^{-4}$  M väte). Jag har dock gjort en beräkning där uran antas lösas i vattnet innan väte bildas, dvs till tiden 40 år. Resultaten som redovisas i tabell 6, löp nr C 28 kan jämföras med löp nr C 29, som avser samma bestrålningsvillkor men utan uran. Efter  $10^5$  s bestrålning är  $C(H_2)$  lägre och C (kopparoxid) högre vid närvaro av uranjoner.

Resultaten tyder på att  $UO_2^{++}$  reduceras till  $U^{++++}$  under samtidig bildning av kopparoxid.

Jag har också gjort en beräkning där uran är närvarande i olöst form och ej deltar i radiolysreaktioner, men endast ger ett dosbidrag, se löp nr C 30. Som väntat blir koncentrationen av de molekylära utbyten något högre vid bestrålning med  $\alpha$ -strålning.

##### 5. Reaktionen mellan zirconium och vatten

Som tidigare angivit [VI] är det tänkbart att zirconium kan reagera med vatten under  $100^\circ C$ , även om detta inte har påvisats experimentellt. Genom extrapolation av data

1978-02-17

över 200°C har Sietnieks [4] uppskattat korrosionen till  $\leq 10^{-6}$  mg/dm<sup>2</sup>/dygn vid temperaturer under 100°C. Med ytan 4 425 dm<sup>2</sup> ger detta

$$\frac{10^{-6} \cdot 10^{-3} \cdot 4\,425}{32} \cdot 2 = 2.77 \cdot 10^{-7} \text{ mol H}_2/\text{dygn}$$

Antas 220 l H<sub>2</sub>O (inget bly) ger detta en väteproduktion på  $4.6 \cdot 10^{-7}$  M/år. Om mindre vatten finns närvarande exponeras en mindre Zirconiumyta.

Väteupptagningen uppskattades [4] till  $10^{-3}$  ppm i 0.8 mm zircaloy efter 10 år, motsvarande

$$\begin{aligned} 10^{-3} \cdot 10^{-6} \cdot 0.08 \cdot 100 \cdot 6.49 \cdot 1/2 \cdot 0.1 = \\ = 2.60 \cdot 10^{-9} \text{ Mol väte/dm}^2/\text{år} \end{aligned}$$

Med 220 l vatten ger detta en hastighet på  $5.2 \cdot 10^{-8}$  M/år.

## 6. Uppskattning av maximala effekter

### 6.1 Maximal korrosion

Baserat på beräknade integrerade doser har Lundgren (2) beräknat den maximala korrosionen av kopparkapseln från radiolyssyre utanför kapseln till 17 g Cu (i form av Cu<sub>2</sub>O) efter 10<sup>4</sup> år. Lundgren har konservativt antagit att all syre producerat inom 60 cm från kapseln diffunderar till och reagerar med denna. Ett konservativt G-värde för oxidation på 15 har antagits. Värdet gäller för oxidation av Fe<sup>2+</sup> till Fe<sup>3+</sup> i sura lösningar. Motsvarande värde i neutrala lösningar är dock endast ca 1 (5). Med samma beräkningsätt blir oxidationen efter 10<sup>6</sup> år 510 g. Lundgren (2) har beräknat den integrerade dosen i en vattenfas inne i kopparkapseln till  $2 \cdot 10^{23}$  och  $9 \cdot 10^{23}$  eV/g H<sub>2</sub>O efter 10<sup>4</sup> resp 10<sup>6</sup> år. Detta kan maximalt ge upphov till en kopparkorrosion av 3.2 och 14.2 g Cu/g H<sub>2</sub>O efter 10<sup>4</sup> resp

1978-02-17

$10^6$  år. Det konservativa G-värdet 15 för oxidation har använts. I IV uppskattades bildningshastigheten av syre till 6, 1 och 1  $\mu\text{M}/\text{h}$  efter 30, 100 resp 300 år baserat på  $G(\text{O}_2) = 1$  och dosraterna 5 800, ca 1000 och ca 1000 rad/h resp. Med de dosrater som nu har beräknats av Lundgren (2) kan nya bildningshastigheter beräknas: Dosraterna (se tabell 1) 2.4, 0.62 och  $6.9 \cdot 10^{-3}$  rad/s efter 40, 100 resp 300 år ger bildningshastigheterna 9, 2 och 0.02  $\mu\text{M}/\text{h}$ . Dessa värden är dock orealistiskt höga, då hänsyn ej tagits till rekombinationsreaktioner. Vid förvaring av förglasat avfall kan den maximala oxidationen av titan och bly uppskattas på liknande sätt. De beräknade integrerade doserna (1) är  $1.1 \cdot 10^{24}$  och  $4 \cdot 10^{24}$  eV efter tiderna  $10^4$  resp  $10^6$  år. Detta motsvarar bildning av 6 resp 22 g  $\text{TiO}_2$  eller om titankapseln är defekt korrosion av 28 resp 114 g bly i form av  $\text{PbO}$ .

### 6.2 Maximal väteupptagning i titankapseln

I (V) uppskattades den maximala väteproduktionen med tanke på väteupptagning i titan. Den integrerade dosen utanför titankapseln uppskattades av mig på ett naivt, men konservativt sätt till 18 gånger dosen från kopparkapseln. Enligt Lundgren (1, 2) är dock till tiden  $10^4$  år den integrerade dosen densamma i de två fallen, alltså  $1.1 \cdot 10^{24}$  eV. G-värdet för väte uppskattades konservativt till 2.1 (V). Den totala väteproduktionen blir  $\frac{2.1 \cdot 1.1 \cdot 10^{24}}{100 \cdot 6 \cdot 10^{23}} = 3.85 \cdot 10^{-2}$  mol =  $7.70 \cdot 10^{-2}$  g. Med ytterdimensionerna, höjd 171 cm och diameter 61 cm blir titanytan  $\pi \cdot 61 \cdot 171 + \frac{\pi}{4} 61^2 = 3.28 \cdot 10^4 + 0.29 \cdot 10^4 = 3.57 \cdot 10^4$   $\text{cm}^2$ . Den maximala väteupptagningen blir  $2.2 \cdot 10^{-6}$  g/ $\text{cm}^2$ , en storleksordning lägre än tidigare uppskattat (V).

### 6.3 Bildning av gasbubblor

En uppskattning av möjligheten för bildning av gasbubblor har utförts (II). Konklusionen av denna undersökning var följande: "I avsaknad av data för lera har beräkningar enbart gjorts för

1978-02-17

vattenlösningar.

Med de företagna approximationerna och konservativa antaganden kan en bubbelbildning av gas inte uteslutas vid förvaring i vatten under atmosfärstryck. Vid förvaring under 50 atm. tryck torde risken vara försumbar.

Vid förvaring i lera är det sannolikt (pga antagna lägre diffusionskoefficienter) att risken för gasbubbelbildning är större".

Diffusionskonstanten för väte ( $D(H_2)$ ) i lera har nu bestämts av Neretnicks (6) till  $1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ . I min uppskattning använde jag diffusionskonstanten i vatten  $1.4 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ . I (II) uppställdes ekvationen

$$C(x) = -a \ln x + b$$

där  $C$  är jämviktskoncentrationen av väte nära ytan

$$a = \frac{B(H_2)}{2 \pi D(H_2)}$$

$B(H_2)$  = bildningshastigheten av radiolysväte

$D(H_2)$  = diffusionskonstanten för väte

$b$  är en integrationskonstant, som kan bestämmas genom att påtrycka ett randvillkor, t ex  $C = 0$  för  $x = 1000$

$x$  är avståndet från centrumlinjen av kapseln

Med randvillkoret  $C(x) = 0$  för  $x = 10^3 \text{ cm}$

blir  $b = 8.9 \cdot 10^{-4}$  och  $C(45) = 8.9 \cdot 10^{-4} - 1.28 \cdot 10^{-4} \ln 45 = 4.0 \cdot 10^{-4} \text{ mol/cm}^{-3}$ , vilket avsevärt överstiger lösligheten av väte i vatten, som är  $7 \cdot 10^{-7} \text{ mol/cm}^{-3}$  vid 1 atm och  $50^\circ\text{C}$  och ca 50 gånger högre vid 50 atm.

Konklusionen blir nu att koncentrationen av väte kommer att överstiga lösligheten och gasbubblor bildas. Detta är baserat på  $D(H_2) = 1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$  och den i (II) mycket konservativt antagna bildningshastighet för väte. I verkligheten blir bildningshastigheten avsevärt lägre pga rekombinationsreaktioner.

1978-02-17

Att inkludera diffusion i det strålningskemiska dataprogrammet på ett exakt sätt är troligtvis ganska komplicerat, då koncentrationsgradienterna för olika radiolysprodukter är avsevärt olika.

## 7. Konklusion

För förglasat avfall har beräkningar av radiolys i vattnet utanför titankapseln utförts: En jämviktssituation med konstanta halter av olika radiolysprodukter erhålles efter en relativt kort tid (< 50 h). Jämviktshalterna är mycket låga, av storleksordningen  $\mu\text{M}$  för syre, väte och väteperoxid (20, 10 och 20 ppb, respektive). Koncentrationen av radikaler är ca 6 storleksordningar lägre,  $[\text{OH}] \leq 2 \cdot 10^{-12} \text{ M}$  och  $[\text{e}_{\text{aq}}^-] \leq 5 \cdot 10^{-15} \text{ M}$ .

För direktdeponerat avfall har beräkningar av radiolys i vatten inne i kopparkapseln utförts: Syftet har varit dels att beräkna om det genom radiolys kan bildas vätemängder överstigande löslighetsgränsen, dels att beräkna mängden koppar som kan oxideras från insidan. Med de angivna villkoren (dosrater, vattenkvalitet) kan väte ej bildas genom radiolys i mängder som överstiger löslighetsgränsen,  $7 \cdot 10^{-4} \text{ M}$  (vid 1 atm), även efter flera miljoner år.

Korrosionen av koppar (som  $\text{Cu}_2\text{O}$ ) är mindre än  $2 \cdot 63 \cdot 2 \cdot 2 \cdot 10^{-4} \text{ g} \sim 3,0 \text{ mg}$  per liter vatten, som finns närvarande.

Erkännande Vid beräkningarna har mycken värdefull assistans av Ole Lang Rasmussen och Erling Bjergbakke, försöksanläggningen Risö, med tacksamhet mottagits.

## Referenser

Denna rapport är delvis baserad på resultat redovisat i I - VI (författare Hilbert Christensen).

- I. Radiolys av vatten och vattenlösningar vid förvaring av högaktivt avfall, AE-MC-93, 1976-12-16
- II. Beräkning av möjligheten för gasbubbelbildning vid slutlig förvaring av högaktivt avfall. AE-TPM-MC-130, 1977-03-25
- III. Beräkning av radiolys vid slutlig förvaring av högaktivt avfall, AE-MC-174, 1977-07-21.

1978-02-17

- IV. Beräkning av syreproduktion vid förvaring av direktdeponerat avfall. AE-TPM-MC-209, 1977-10-20.
- V. Uppskattning av den totala maximala väteproduktionen efter 10 000 års förvaring av högaktivt avfall i titankapsel, AE-TPM-MC-233, 1977-12-22.
- VI. Beräkning av radiolys i vatten innanför kopparkapseln vid förvaring av direktdeponerat bränsle. AE-TPM-MC-248, 1978-02-02.
1. K Lundgren, Deponerad strålningsenergi utanför blykapsel innehållande avfallet från upparbetat kärnbränsle, AA-PM-RF 77-515, 1977-11-28.
2. K Lundgren, Deponerad strålningsenergi utanför kopparkapsel innehållande 499 utbrända bränslestavar omgivna av bly, AA-PM-Rf 78-27, 1978-01-23.
3. R Håkansson och G Olsson, Strålskärmsberäkningar för KBS. Behållare för deponering av BWR- resp PWR-bränsle, AE-TPM-RF-77-1260, 1977-09-06.
4. Sietnieks A, Korrosion av Zircaoly-2 kapsling vid lagring av utbränt bränsle, AE-TPM-MK-830, 1975-12-09.
5. Z Stuglik, Z P Zagōrski, Radiolytic oxidation of iron (II) in a neutral aqueous solution, Radiochem Radioanal. Letters 22 (4), 257 - 62 (1975)
6. Neretnicks och Christina Skagius, Diffusivitetmätningar av metan och väte i våt lera. Stockholm, 1978-01-09.

/ul

Tabell 1. Dosrater i vattenfasen innanför kopparkapseln vid direktdeponerat bränsle.  
 Kopparkapseln är blyfylld. Baserad på Ref 2

Förvarings- tidpunkt (år)	40	100	300	1 000	3 000	$10^4$	$3 \cdot 10^4$	$10^5$	$3 \cdot 10^5$	$10^6$
(eV/g · s)	$1.5 \cdot 10^{14}$	$3.9 \cdot 10^{13}$	$4.3 \cdot 10^{11}$	$2.7 \cdot 10^{10}$	$5.1 \cdot 10^9$	$5.6 \cdot 10^9$	$1.1 \cdot 10^{10}$	$2.7 \cdot 10^{10}$	$3.1 \cdot 10^{10}$	$1.5 \cdot 10^{10}$
Dosrat (rad/s)	2.4	0.62	$6.9 \cdot 10^{-3}$	$4.3 \cdot 10^{-4}$	$8.2 \cdot 10^{-5}$	$9.0 \cdot 10^{-5}$	$1.8 \cdot 10^{-4}$	$4.3 \cdot 10^{-4}$	$5.0 \cdot 10^{-4}$	$2.4 \cdot 10^{-4}$

Tabell 2. Radiolysutbyten (G-värden)\* vid radiolys med olika sorters strålning

Strålsort	H <sub>2</sub>	H	E <sup>-</sup>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	OH	HO <sub>2</sub>	H <sup>+</sup>	OH <sup>-</sup>	÷H <sub>2</sub> O
α	1.70	0.16	0.04	1.30	0.10	0.30	0.04	0	3.34
γ	0.45	0.44	2.8	0.72	2.7	0	2.9	0.1	7.04
Snabba neutroner	1.12	0.36	0.37	1.00	0.46	0.17	0.37	0	3.17
50 % α + 50 % γ	1.075	0.30	1.42	1.01	1.4	0.15	1.47	0.05	5.19

\* G-värdet är antalet molekyler som bildas eller sönderdelas per absorberat 100 eV energi (1 eV =  $1.6 \cdot 10^{-19}$  Joule).

 AE-MC-253  
 1978-02-17

Tabell 3. Grundvattnets sammansättning

	M	ppm		M	ppm
$O_2$ :	$1.0 \cdot 10^{-5}$	0.32	$Mg^{++}$	$1.0 \cdot 10^{-3}$	24
$Na^+$ :	$3.4 \cdot 10^{-3}$	79	$HCO_3^-$	$2.0 \cdot 10^{-3}$	120
$Cl^-$ :	$3.4 \cdot 10^{-3}$	121	$CO_2$	$2.7 \cdot 10^{-4}$	12
$Fe^{2+}$ :	$5.9 \cdot 10^{-5}$	3.3	$H^+$	$5.9 \cdot 10^{-8}$	
$NO_3^-$ :	$1.3 \cdot 10^{-4}$	7.8	$OH^-$	$1.7 \cdot 10^{-7}$	
pH är 7.23					



1978-02-17

Tabell 4. Reaktionssystem med hastighetskonstanter.  
5e9 betyder  $5 \cdot 10^9$ , enhet  $M^{-1} \cdot s^{-1}$

```

NEW REACTION EQUATION SYSTEM
RE1: 2*EL(-)=2*OH(-)+H2;5e9
RE2: FL(-)+OH=OH(-)+H2O;3e10
RE3: 2*OH=H2O2;4.5e9
RE4: OH+O2(-)=O2+OH(-);1.2e10
RE5: OH(-)+H=H(-);2e7
RE6: FL(-)+H(+)=H+H2O;2.4e10
RE7: OH(-)+H=OH(-)+H2;2.5e10
RE8: FL(-)+H2O2=OH+OH(-)+H2O;1.3e10
RE9: FL(-)+H2O=H+OH(-)+H2O;1.6e11
RE10: OH(+)+OH(-)=H2O;1.45e11
RE11: H2O=OH(-)+H(+);2.599e-5
RE12: 2*H=H2;8e9
RE13: H+OH=H2O;2e10
RE14: OH+H2=H+H2O;4.5e7
RE15: OH+H2O2=H2O+HO2;2.3e7
RE16: H+H2O2=OH+H2O;9e7
RE17: EL(-)+O2=O2(-)+H2O;1.9e10
RE18: H+O2=HO2;1.9e10
RE19: HO2=O2(-)+H(+);8e5
RE20: OH(+)+O2(-)=HO2;5e10
RE21: HO2+O2(-)=O2+HO2(-);7.9e7
RE22: H+HO2=H2O2;2e10
RE23: H+O2(-)=HO2(-);2e10
RE24: FL(-)+HO2=HO2(-)+H2O;2e10
RE25: FL(-)+O2(-)=HO2(-)+OH(-);1.6e10
RE26: OH(-)+H2O2=HO2(-)+H2O;1.6e8
RE27: H2O+HO2(-)=H2O2+OH(-);1.022e4
    
```

Tillägg vid närvaro av järnjoner

```

RE28: FE(++)+E(-)=FE(+)+E(-);2e8
RE29: FE(++)+E(-)+H(+)=FE(+++)+OH(-)+H2;e12
RE30: FE(++)+H2O2=FE(+++)+HO2(-);7.3e5
RE31: FE(++)+H2O2=FE(+++)+OH+OH(-);62
RE32: FE(++)+H=FE(++)+H;2.0e7
RE33: FE(++)+H+H(+)=FE(+++)+H2;e40
RE34: FE(++)+OH=FE(+++)+OH(-);1e8
RE35: FE(++)+O2(-)=FE(++)+O2(-);4e8
RE36: FE(++)+O2(-)+H(+)=FE(+++)+HO2(-);e12
RE37: FE(+++)+E(-)=FE(++)+H2O;5e9
RE38: FE(+++)+O2(-)=FE(++)+O2(-);4e8
RE39: FE(+++)+H=FE(+++)+H(+);2e9
RE40: H2CO3=H(+)+HCO3(-);6.6e3
RE41: H(+)+HCO3(-)=H2CO3;2e10
    
```

Tillägg vid närvaro av uranjoner

```

RE29: UO2(++)+E(-)=UO2(+)+H2O;1.2e10
RE30: 2*UO2(+)+H2O=U(+++)+UO2(++)+4*OH(-);e10
RE31: U(+++)+H2O2=UO2(++)+2H(+);e3
    
```

Tabell 4. Tillägg vid närvaro av karbonat och nitrat.

$H_2, HCO_3^- = HCO_3^-, H, H^+ : 2 \cdot 10^7$   
 $H_2O_2, HCO_3^- = HCO_3^-, H_2O_2, H^+ : 10^7$   
 $H_2O_2, NO_3^- = NO_3^-, OH^-, OH^- : 10^9$   
 $O_2, NO_3^- = NO_3^-, O_2^- : 2 \cdot 10^9$   
 $E^-, HCO_3^- = HCO_3^-, H_2O : 7.7 \cdot 10^9$   
 $HCO_3^-, OH^- = HCO_3^-, OH^- : 10^{10}$   
 $HCO_3^-, Fe^{++} = HCO_3^-, Fe^{++} : 5 \cdot 10^9$   
 $HCO_3^-, OH^- = HCO_3^-, OH^- : 1.2 \cdot 10^7$   
 $HCO_3^-, E^- = HCO_3^-, H_2O : 10^{10}$   
 $HCO_3^-, Fe^{++} = Fe^{++}, HCO_3^- : 10^6$   
 $E^-, NO_3^- = NO_3^-, H_2O : 1.1 \cdot 10^{10}$   
 $NO_3^-, Fe^{++} = Fe^{++}, NO_3^- : 5 \cdot 10^9$   
 $O_2 + HCO_3^- \rightarrow O_2^- + HCO_3^- : 5 \cdot 10^9$

Tillägg för reaktionen mellan syre och koppar

$O_2 = \text{Dummy}; \text{ } \text{ } 2$

AB ATOMENERGI

TABELLBLAD A4 B

Tabell 5.		Radiolys av omgivande grundvatten										22	
												AE-MC-253	
												1978-02-17	
Löp nr	Ant ekvationer	Dosrat rad/s	Bestr tid (s)	O <sub>2</sub>	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	O <sub>2</sub>	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	H <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	OH	Studeraeffekter
31z	27	5	E 3	1.0 E-9			3.4 E-10			9.0 E-8	9.1 E-8	8.6 E-10	} rent vatten
32z	27	0.5	2 E4	1.0 E-9			8.6 E-11			3.4 E-8	3.6 E-8	2.5 E-10	
38x	27	0.5	2 E4	1.0 E-9			8.6 E-11			3.4 E-8	3.6 E-8	2.5 E-10	
39	27	5	E5	2 E-4			1.64 E-4			1.07 E-5	8.3 E-5	4.86 E-12	
19b	41	500	E3	1.0 E-5	5.9 E-5	0	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	7.7 E-6	5.8 E-6	7.3 E-10	} Dosrat
23	41	5	2 E4	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	8.9 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	6.3 E-6	3.1 E-6	7.0 E-14	
24	41	0.5	1.6 E5	8.9 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	2.5 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5	4.4 E-6	4.5 E-7	1.3 E-12	
21	41	0.1	4 E4	4.5 E-7	1.22 E-5	4.68 E-5	3.4 E-7	1.16 E-5	4.74 E-5	4.5 E-6	1.0 E-7	2.6 E-13	
26	41	0.05	3 E5	2.5 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5	9.9 E-8	1.13 E-5	4.77 E-5	4.1 E-6	5.3 E-8	1.4 E-13	
48	41	0.005	6 E5	9.9 E-8	1.13 E-5	4.77 E-5	8 E-8	1.12 E-5	4.78 E-5	4.1 E-6	5.4 E-9	1.4 E-14	
13d	41	500	400	1.0 E-4	5.9 E-5	0	7.47 E-5	1.63 E-5	4.27 E-5	8.52 E-6	3.78 E-5	6.15 E-10	
19a	41	500	411	1.0 E-5	5.9 E-5	0	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	7.74 E-6	5.81 E-6	7.30 E-10	
13e	41	500	400	1.0 E-5	5.9 E-5	0	8.57 E-8	3.30 E-5	2.60 E-5	1.48 E-5	3.61 E-7	4.38 E-10	
29d	41	5	2 E5	7.47 E-5	1.63 E-5	4.27 E-5	8.55 E-5	7.76 E-6	5.12 E-5	3.13 E-6	6.47 E-6	7.97 E-12	
23	41	5	2 E5	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	8.87 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	6.26 E-6	3.13 E-6	1.71 E-11	
29e	41	5	-	8.57 E-8	3.30 E-5	2.60 E-5	3.72 E-8	3.06 E-5	2.84 E-5	1.35 E-5	1.23 E-6	4.81 E-12	} Syre-
30d	41	0.5	2 E5	8.55 E-5	7.76 E-6	5.12 E-5	8.62 E-5	3.97 E-6	5.50 E-5	1.46 E-6	1.46 E-6	3.58 E-12	
24	41	0.5	1.6 E5	8.87 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	2.49 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5	4.41 E-6	4.53 E-7	1.25 E-12	
30e	41	0.5	2 E5	3.72 E-8	3.06 E-5	2.84 E-5	6.42 E-9	2.95 E-5	2.95 E-5	1.30 E-5	1.90 E-7	5.01 E-13	}

BL 0143

Pilarna++ anger om koncentrationen är stigande resp fallande.  
1.07 E-6 betyder 1.07·10<sup>-6</sup>.

AB ATOMENERGI

TABELLBLAD A4 B

Tabell 5.		Radiolys av omgivande grundvatten											23
													AE-MC-253
													1978-02-17
Löp nr	Ant ekvationer	Dosrat rad/s	Bestr tid (s)	O <sub>2</sub>	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	O <sub>2</sub>	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	H <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	OH	Studeraffekter
13g	41	500	400	1.0 E-5	6.0 E-4	0	1.49 E-7	3.65 E-4	2.35 E-4	1.08 E-4	1.01 E-5	4.25 E-11	
19a	41	500	411	1.0 E-5	5.9 E-5	0	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	7.74 E-6	5.81 E-6	7.30 E-10	
13f	41	500	400	1.0 E-5	6.0 E-6	0	6.81 E-6	1.87 E-6	4.13 E-6	1.17 E-6	5.48 E-6	4.49 E-9	
29g	41	5	1.2 E5	1.49 E-7	3.65 E-4	2.35 E-4	6.9 E-9	2.98 E-4	3.02 E-4	1.3 E-4	2.0 E-7	5.0 E-13	
23	41	5	2 E5	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	8.87 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	6.26 E-6	3.13 E-6	1.71 E-11	
29f	41	5	-	6.81 E-6	1.87 E-6	4.13 E-6	7.43 E-6	1.65 E-6	4.35 E-6	8.63 E-7	3.82 E-6	6.08 E-11	Järn-
30g	41	0.5	2 E5	7.71 E-9	3.19 E-4	2.81 E-4	8 E-10	3.07 E-4	2.93 E-4	1.27 E-4	2.10 E-8	4.8 E-14	halt
24	41	0.5	1.6 E5	8.87 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	2.49 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5	4.41 E-6	4.53 E-7	1.25 E-12	
30f	41	0.5	2 E5	7.44 E-6	1.65 E-6	4.35 E-6	8.05 E-6	1.30 E-6	4.70 E-6	6.15 E-7	2.17 E-6	8.55 E-12	
34	41	5	2 E4	8.87 E-7	1.63 E-5	5 E-6	3 E-8	1.13 E-5	9.96 E-6	4.98 E-6	1.08 E-6	1.28 E-11	
35	41	5	E5	6.86 E-9	2.98 E-4	5 E-6	6.21 E-10	2.34 E-4	6.93 E-5	1.63 E-4	2.49 E-7	5.77 E-13	
37c	41	5	E5	1.07 E-6	1.94 E-5	3.96 E-5	8 E-10	8.7 E-6	5.7 E-6	5.2 E-6	6.3 E-8	1.6 E-13	
19b	41	500	E3	1.0 E-5	5.9 E-5	0	1.07 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	7.74 E-6	5.81 E-6	7.30 E-10	
15	53	500	2.8 E3	1.0 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	1.03 E-7	4.95 E-5	9.50 E-6	3.70 E-5	5.38 E-5	5.64 E-11	Övr.
24	41	0.5	1.6 E5	8.9 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	2.5 E-7	1.21 E-5	4.69 E-5	4.4 E-6	4.5 E-7	1.3 E-12	joner
25x	54	0.4	5 E5	1.0 E-5	5.9 E-5		5.8 E-7	9.2 E-6	4.98 E-5	6.7 E-6	6.5 E-7	6.9 E-14	
41y	41	5	2 E5	1 E-5	5.9 E-5	0	2.2 E-5	9.5 E-6	4.95 E-5	5.8 E-5	9.7 E-6	2.2 E-12	Neu-
23	41	5	2 E4	1.1 E-6	1.95 E-5	3.95 E-5	8.9 E-7	1.63 E-5	4.27 E-5	6.3 E-6	3.1 E-6	7.0 E-14	tron
													bestr.

BL 0143

Pilarna †† anger om koncentrationen är stigande resp fallande.  
 1.07 E-6 betyder 1.07·10<sup>-6</sup>.

Tabell 6. Radiolys av vatten innanför kopparkapseln

Löp nr	Dosrat rad/s	Bestr tid s	Förvarings- tidpunkt år	Initial Konc. (M) O <sub>2</sub>	Övrigt	Slutkoncentration (M)				d C(H <sub>2</sub> ) dt M/år
						H <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	(CuO) <sub>2</sub>	
C 9	8	3 · E7	40	E - 6		2.1 E-5	2.4 E-8	1.2 E-15	1.2 E-5	7.6 E-6
C 11	1.6	3 · E7	100	0	H <sub>2</sub> =4.4 E-4	4.400 E-4	1.3 E-8	1.6 E-19	2.200 E-4	1.0 E-9
C 12	2.9 E-3	3 · E7	1 000	0	H <sub>2</sub> =4.4 E-4	4.400 E-4	6.6 E-10	7.3 E-25	2.200 E-4	4.6 E-15
C 13	8	3 · E7	40	E - 6	50%α, 50%γ	1.7 E-4	6.2 E-8	1.4 E-14	8.4 E-5	8.8 E-5
C 16	2.4	3 · E7	40	E - 6		1.0 E-5	1.5 E-8	5.8 E-16	6.2 E-6	3.7 E-6
C 17	4.3 E-4	3 · E7	E3 & E5	E - 6		3.5 E-8	2.8 E-8	2.1 E-18	1.018 E-6	1.3 · 10 <sup>7</sup>
18	9 E-5	3 · E7	E4	E - 6		1.2 E-8	1.7 E-10	1.0 E-18	1.006 E-6	6.3 · 10 <sup>-9</sup>
19	2.4	3 · E8	40	E - 6		2.3 E-5	1.5 E-8	1.3 E-16	1.2 E-5	8.0 · E-7
C 16	2.4	3 · E6	40	E - 6		4.7 E-6	1.6 E-8	2.702 E-15	3.3 E-6	1.7 · 10 <sup>-5</sup>
C 20	2.4	3 · E6	40	E - 6	k <sub>28</sub> = 1	1.9 E-6	1.7 E-8	9.6 E-14	1.9 E-6	6.0 · 10 <sup>-6</sup>
C 21	2.4	3 · E6	40	E - 6	k <sub>28</sub> = E4	4.940 E-6	1.6 E-8	2.856 E-17	3.5 E-6	1.8 · 10 <sup>-5</sup>
C 22	2.4	3 · E6	40	E - 6	k <sub>28</sub> = E6	4.943 E-6	1.6 E-8	2.849 E-19	3.5 E-6	1.8 · 10 <sup>-5</sup>
C 23	2.4	3 · E6	40	E - 6	k <sub>28</sub> = 0	9.7 E-7	6.7 E-7	1.13 E-6	0	0
C 24	3 E-3	3 · E6	500	0	H <sub>2</sub> =4 E-4	4.0 E-4	6.7 E-10	9.4 E-25	2.0 E-4	5.9 E-15
C 25	4.3 E-4	3 · E6	1 000	0	H <sub>2</sub> =4 E-4	4.0 E-4	2.5 E-10	1.9 E-26	2.0 E-4	1.2 E-16
C 26	3 E-3	3 · E6	500	E - 5	H <sub>2</sub> =4 E-4	4.0 E-4	6.7 E-10	9.4 E-25	2.1 E-4	5.9 E-15
C 27	3 E-3	1 · E5	500	0	$\left\{ \begin{array}{l} H_2=4 E-4 \\ Fe^{2+}=1 E-5 \end{array} \right.$	4.0 E-4	3.5 E-9	8.4 E-21	2.0 E-4	
C 24	3 E-3	1 · E5	500	0	H <sub>2</sub> =4 E-4	4.0 E-4	6.7 E-10	9.4 E-25	2.0 E-4	5.9 E-15
C 28	4.8	1 · E5	40	E - 6	UO <sub>2</sub> <sup>++</sup> =6.7 E-4	4.7 E-7	2.6 E-8	8.9 E-12	1.0 E-4	negativ
C 29	2.4	1 · E5	40	E - 6		1.4 E-6	1.7 E-8	2.6 E-14	1.7 E-6	1.6 E-15
C 30	2.4	3 · E6	40	E - 6	} 50%α, 50%γ	2.2 E-5	3.8 E-8	1.9 E-14	1.2 E-5	1.2 E-4
C 30	2.4	1 · E5	40	E - 6		5 E-6	3.9 E-8	1 E-13	3 E-6	6.3 E-4

6.7 E-10 betyder 6.7 · 10<sup>-10</sup>.

Fig 1.

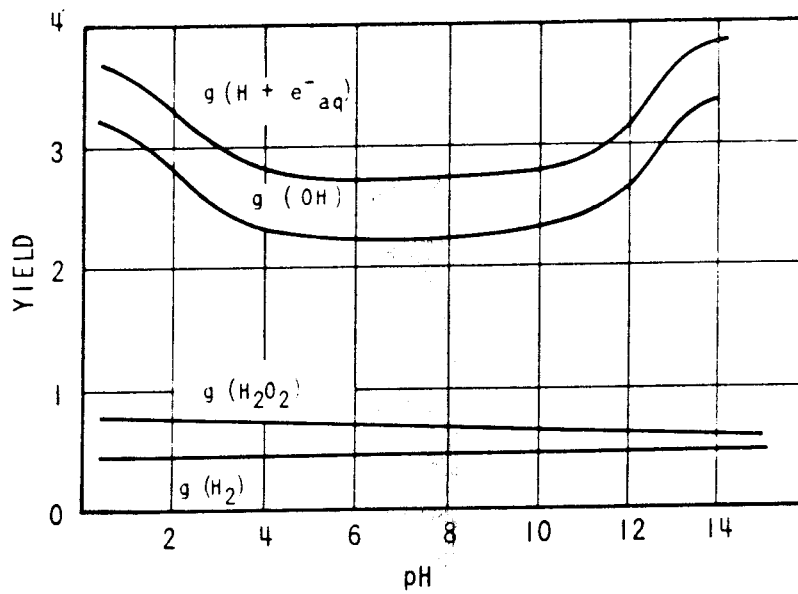


Fig. 4.1. Variation with pH of primary yields of gamma irradiated water  
(Från P. Cohen, Water Coolant technology  
of power reactors, Gordon and Breach, 1969)

T NO. 01

SCALE NO:  
 4 3 2 1  
 -5 -8 -5 -6  
 10 \*10 \*10 \*10

# : SCALE NO: 4 IS THE PLOT OF DUMMY =  $Cu_2O_2$   
 E : SCALE NO: 3 IS THE PLOT OF  $H_2O_2$   
 + : SCALE NO: 2 IS THE PLOT OF  $H_2$   
 X : SCALE NO: 1 IS THE PLOT OF  $O_2$

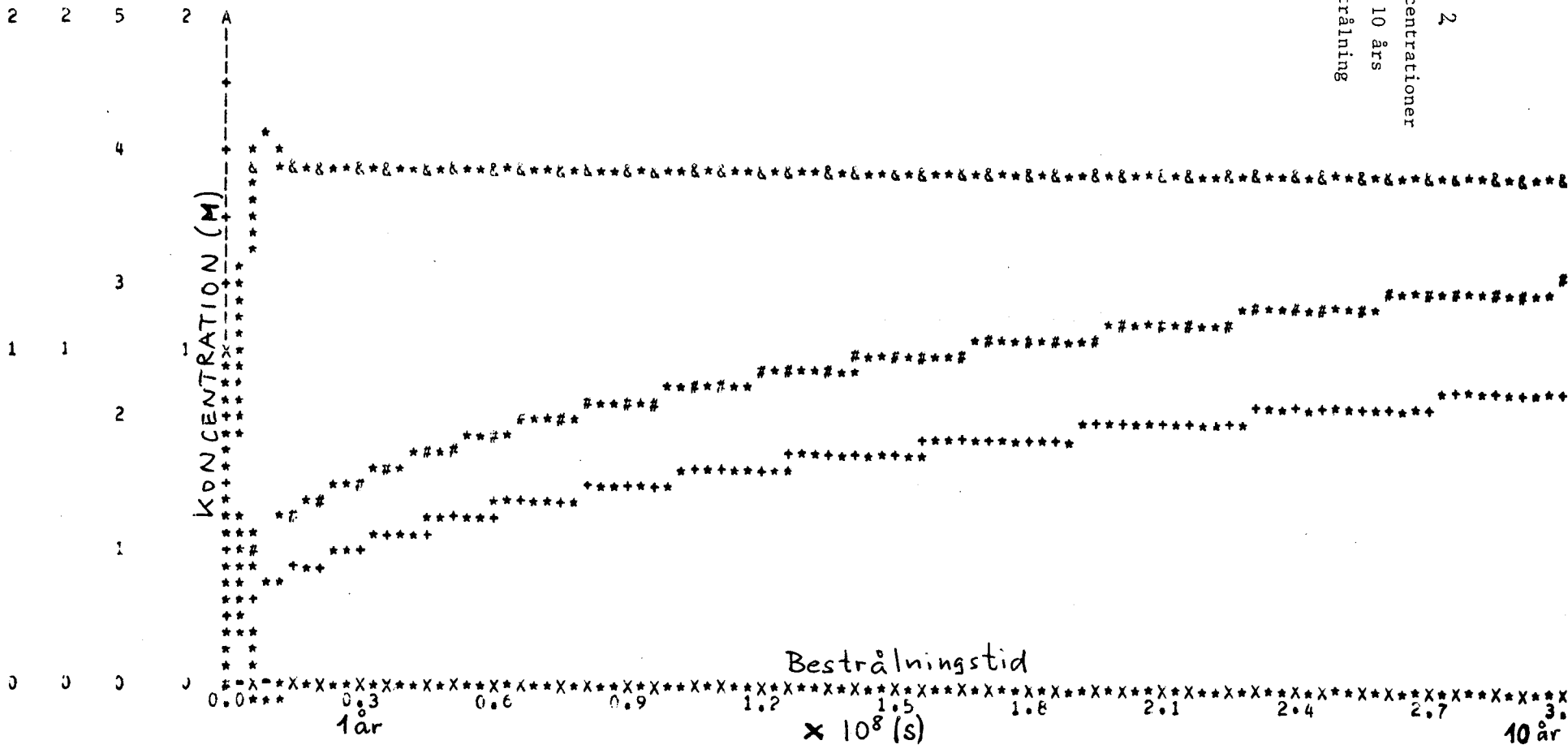


Fig 2  
 Koncentrationer  
 vid 10 års  
 bestrålning

## FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

- 01 Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en PWR beräknade med ORIGEN  
Nils Kjellbert  
AB Atomenergi 77-04-05
- 02 PM angående värmeledningstal hos jordmaterial  
Sven Knutsson  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-04-15
- 03 Deponering av högaktivt avfall i borrhål med buffertsubstans  
Arvid Jacobsson  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-05-27
- 04 Deponering av högaktivt avfall i tunnlar med buffertsubstans  
Arvid Jacobsson  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-06-01
- 05 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall, Rapport 1  
Roland Blomqvist  
AB Atomenergi 77-03-17
- 06 Groundwater movements around a repository, Phase 1, State of the art and detailed study plan  
Ulf Lindblom  
Hagconsult AB 77-02-28
- 07 Resteffekt studier för KBS  
Del 1 Litteraturgenomgång  
Del 2 Beräkningar  
Kim Ekberg  
Nils Kjellbert  
Göran Olsson  
AB Atomenergi 77-04-19
- 08 Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall  
Göran Blomqvist  
AB Atomenergi 77-05-20



- 09 Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous medium  
Hans Häggblom  
AB Atomenergi 77-03-24
- 10 Translation and development of the BNWL-Geosphere Model  
Bertil Grundfelt  
Kemakta Konsult AB 77-02-05
- 11 Utredning rörande titans lämplighet som korrosionshärdig kapsling för kärnbränsleavfall  
Sture Henriksson  
AB Atomenergi 77-04-18
- 12 Bedömning av egenskaper och funktion hos betong i samband med slutlig förvaring av kärnbränsleavfall i berg  
Sven G Bergström  
Göran Fagerlund  
Lars Rombén  
Cement- och Betonginstitutet 77-06-22
- 13 Urlakning av använt kärnbränsle (bestrålad uranoxid) vid direktdeponering  
Ragnar Gelin  
AB Atomenergi 77-06-08
- 14 Influence of cementation on the deformation properties of bentonite/quartz buffer substance  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-06-20
- 15 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall  
Rapport 2  
Roland Blomquist  
AB Atomenergi 77-05-17
- 16 Översikt av utländska riskanalyser samt planer och projekt rörande slutförvaring  
Åke Hultgren  
AB Atomenergi augusti 1977
- 17 The gravity field in Fennoscandia and postglacial crustal movements  
Arne Bjerhammar  
Stockholm augusti 1977
- 18 Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden  
Nils-Axel Mörner  
Stockholms Universitet augusti 1977
- 19 Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra Sverige, flygbildsgenomgång och geofysisk tolkning av recenta förkastningar  
Robert Lagerbäck  
Herbert Henkel  
Sveriges Geologiska Undersökning september 1977

- 20 Tektonisk analys av södra Sverige, Vättern - Norra Skåne  
Kennert Röshoff  
Erik Lagerlund  
Lunds Universitet och Högskolan Luleå september 1977
- 21 Earthquakes of Sweden 1891 - 1957, 1963 - 1972  
Ota Kulhánek  
Rutger Wahlström  
Uppsala Universitet september 1977
- 22 The influence of rock movement on the stress/strain  
situation in tunnels or bore holes with radioactive con-  
sistors embedded in a bentonite/quartz buffer mass  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 23 Water uptake in a bentonite buffer mass  
A model study  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 24 Beräkning av utlakning av vissa fissionsprodukter och akti-  
nider från en cylinder av franskt glas  
Göran Blomqvist  
AB Atomenergi 1977-07-27
- 25 Blekinge kustgnejs, Geologi och hydrogeologi  
Ingemar Larsson KTH  
Tom Lundgren SGI  
Ulf Wiklander SGU  
Stockholm, augusti 1977
- 26 Bedömning av risken för fördröjt brott i titan  
Kjell Pettersson  
AB Atomenergi 1977-08-25
- 27 A short review of the formation, stability and cementing  
properties of natural zeolites  
Arvid Jacobsson  
Högskolan i Luleå 1977-10-03
- 28 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av bentonit/pitesilt  
Sven Knutsson  
Högskolan i Luleå 1977-09-20
- 29 Deformationer i sprickigt berg  
Ove Stephansson  
Högskolan i Luleå 1977-09-28
- 30 Retardation of escaping nuclides from a final depository  
Ivars Neretnieks  
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm 1977-09-14
- 31 Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda  
för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27  
samt kompletterande yttranden.  
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp

- 32 Long term mineralogical properties of bentonite/quartz  
buffer substance  
Preliminär rapport november 1977  
Slutrapport februari 1978  
Roland Pusch  
Arvid Jacobsson  
Högskolan i Luleå
- 33 Required physical and mechanical properties of buffer masses  
Roland Pusch  
Högskolan Luleå 1977-10-19
- 34 Tillverkning av bly-titan kapsel  
Folke Sandelin AB  
VBB  
ASEA-Kabel  
Institutet för metallforskning  
Stockholm november 1977
- 35 Project for the handling and storage of vitrified high-level  
waste  
Saint Gobain Techniques Nouvelles October, 1977
- 36 Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk  
berggrund  
Jan Rennerfelt  
Orrje & Co, Stockholm 1977-11-07
- 37 Hantering av buffertmaterial av bentonit och kvarts  
Hans Fagerström, VBB  
Björn Lundahl, Stabilator  
Stockholm oktober 1977
- 38 Utformning av bergrumsanläggningar  
Arne Finné, KBS  
Alf Engelbrektson, VBB  
Stockholm december 1977
- 39 Konstruktionsstudier, direktdeponering  
ASEA-ATOM  
VBB  
Västerås
- 40 Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna  
radioaktiva ämnen  
Ronny Bergman  
Ulla Bergström  
Sverker Evans  
AB Atomenergi
- 41 Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.  
Lagar, normer och bedömningsgrunder  
Christina Gyllander  
Siegfried F Johnson  
Stig Rolandson  
AB Atomenergi och ASEA-ATOM

- 42 Säkerhet vid hantering, lagring och transport av använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall  
Ann Margret Ericsson  
Kemakta november 1977
- 43 Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett bergförvar  
Bertil Grundfelt  
Kemakta november 1977
- 44 Beständighet hos borsilikatglas  
Tibor Lakatos  
Glasteknisk Utveckling AB
- 45 Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg för förglasat radioaktivt avfall Rapport 3  
Roland Blomquist  
AB Atomenergi 1977-10-19
- 46 Temperaturberäkningar för använt bränsle  
Taivo Tarandi  
VBB
- 47 Teoretiska studier av grundvattenrörelser  
Preliminär rapport oktober 1977  
Slutrapport februari 1978  
Lars Y Nilsson  
John Stokes  
Roger Thunvik  
Inst för kulturteknik KTH
- 48 The mechanical properties of the rocks in Stripa, Kråkemåla, Finnsjön and Blekinge  
Graham Swan  
Högskolan i Luleå 1977-09-14
- 49 Bergspänningsmätningar i Stripa gruva  
Hans Carlsson  
Högskolan i Luleå 1977-08-29
- 50 Lakningsförsök med högaktivt franskt glas i Studsvik  
Göran Blomqvist  
AB Atomenergi november 1977
- 51 Seismotectonic risk modelling for nuclear waste disposal in the Swedish bedrock  
F Ringdal  
H Gjöstaldal  
E S Hysebye  
Royal Norwegian Council for scientific and industrial research
- 52 Calculations of nuclide migration in rock and porous media, penetrated by water  
H Häggblom  
AB Atomenergi 1977-09-14

- 53 Mätning av diffusionshastighet för silver i lera-sand-blandning  
Bert Allard  
Heino Kipatsi  
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15
- 54 Groundwater movements around a repository
- 54:01 Geological and geotechnical conditions  
Håkan Stille  
Anthony Burgess  
Ulf E Lindblom  
Hagconsult AB september 1977
- 54:02 Thermal analyses  
Part 1 Conduction heat transfer  
Part 2 Advective heat transfer  
Joe L Ratigan  
Hagconsult AB september 1977
- 54:03 Regional groundwater flow analyses  
Part 1 Initial conditions  
Part 2 Long term residual conditions  
Anthony Burgess  
Hagconsult AB oktober 1977
- 54:04 Rock mechanics analyses  
Joe L Ratigan  
Hagconsult AB september 1977
- 54:05 Repository domain groundwater flow analyses  
Part 1 Permeability perturbations  
Part 2 Inflow to repository  
Part 3 Thermally induced flow  
Joe L Ratigan  
Anthony S Burgess  
Edward L Skiba  
Robin Charlwood
- 54:06 Final report  
Ulf Lindblom et al  
Hagconsult AB oktober 1977
- 55 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg  
Del 1 Bestämning av fördelningskoefficienter  
Del 2 Litteraturgenomgång  
Bert Allard  
Heino Kipatsi  
Jan Rydberg  
Chalmers tekniska högskola 1977-10-10
- 56 Radiolys av utfyllnadsmaterial  
Bert Allard  
Heino Kipatsi  
Jan Rydberg  
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15

- 57 Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle  
Anders Appelgren  
Ulla Bergström  
Lennart Devell  
AB Atomenergi 1978-01-09
- 58 Strålrisker och högsta tillåtliga stråldoser för människan  
Gunnar Walinder  
FOA 4 november 1977
- 59 Tectonic lineaments in the Baltic from Gävle to Simrishamn  
Tom Flodén  
Stockholms Universitet 1977-12-15
- 60 Förarbeten för platsval, berggrundsundersökningar  
Sören Scherman
- Berggrundvattenförhållande i Finnsjöområdets nordöstra del  
Carl-Erik Klockars  
Ove Persson  
Sveriges Geologiska Undersökning januari 1978
- 61 Permeabilitetsbestämningar  
Anders Hult  
Gunnar Gidlund  
Ulf Thoregren
- Geofysisk borrhålsmätning  
Kurt-Åke Magnusson  
Oscar Duran  
Sveriges Geologiska Undersökning januari 1978
- 62 Analyser och åldersbestämningar av grundvatten på stora djup  
Gunnar Gidlund  
Sveriges Geologiska Undersökning 1978-02-14
- 63 Geologisk och hydrogeologisk grunddokumentation av  
Stripa försöksstation  
Andrei Olkiewicz  
Kenth Hansson  
Karl-Erik Almén  
Gunnar Gidlund  
Sveriges Geologiska Undersökning februari 1978
- 64 Spänningsmätningar i Skandinavisk berggrund - förutsättningar,  
resultat och tolkning  
Sten G A Bergman  
Stockholm november 1977
- 65 Säkerhetsanalys av inkapslingsprocesser  
Göran Carleson  
AB Atomenergi 1978-01-27
- 66 Några synpunkter på mekanisk säkerhet hos kapsel för  
kärnbränsleavfall  
Fred Nilsson  
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm februari 1978

- 67 Mätning av galvanisk korrosion mellan titan och bly samt mätning av titans korrosionspotential under  $\gamma$ -bestrålning.  
3 st tekniska PM.  
Sture Henrikson  
Stefan Poturaj  
Maths Åsberg  
Derek Lewis  
AB Atomenergi januari-februari 1978
- 68 Degraderingsmekanismer vid bassänlagring och hantering av utbränt kraftreaktorbränsle  
Gunnar Vesterlund  
Torsten Olsson  
ASEA-ATOM 1978-01-18
- 69 A three-dimensional method for calculating the hydraulic gradient in porous and cracked media  
Hans Häggblom  
AB Atomenergi 1978-01-26
- 70 Lakning av bestrålat  $UO_2$ -bränsle  
Ulla-Britt Eklund  
Ronald Forsyth  
AB Atomenergi 1978-02-24
- 71 Bergspricktätning med bentonit  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1977-11-16
- 72 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av kompakterad bentonit  
Sven Knutsson  
Högskolan i Luleå 1977-11-18
- 73 Self-injection of highly compacted bentonite into rock joints  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1978-02-25
- 74 Highly compacted Na bentonite as buffer substance  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1978-02-25
- 75 Small-scale bentonite injection test on rock  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1978-03-02
- 76 Experimental determination of the stress/strain situation in a sheared tunnel model with canister  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1978-03-02
- 77 Nuklidvandring från ett bergförvar för utbränt bränsle  
Bertil Grundfelt  
Kemakta konsult AB, Stockholm
- 78 Bedömning av radiolys i grundvatten  
Hilbert Christenssen  
AB Atomenergi 1978-02-17