

---

# **KBS** TEKNISK RAPPORT

---

**43**

**Transport av radioaktiva ämnen med  
grundvatten från ett bergförvar**

**Bertil Grundfelt**

**Kemakta Konsult AB 1977-12-13**

TRANSPORT AV RADIOAKTIVA ÄMNEN MED  
GRUNDVATTEN FRÅN ETT BERGFÖRVAR

Bertil Grundfelt  
Kemakta Konsult AB 1977-12-13

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.

TRANSPORT AV RADIOAKTIVA ÄMNEN MED GRUNDVATTEN FRÅN  
ETT BERGFÖRVAR.

Bertil Grundfelt

KEMAKTA Konsult AB 77 - 12 - 13

Objekt 11.10

## SUMMARY

The migration of radionuclides from a repository for vitrified high-level waste in Swedish bedrock has been studied.

The mathematical model used comprises migration with flowing groundwater, dispersion and geochemical retardation of the migrating nuclides. The model was originally developed at Batelle Pacific Laboratories, Richland Wa.

In this report a presentation of the influence of the parameters time of leach incident, leach duration and groundwater velocity on the discharge rate to a recipient is given as well as a discussion of degree of pessimism in the different assumptions made.

The results show that the discharge rates for such radiologically important nuclides as Sr-90, Cs-137 and Am-241 are less than  $10^{-15}$  Curies per year even if the residence time for groundwater in the rock is as short as 40 years and with pessimistic assumptions concerning the time of leach incident and the leach duration.

If the residence time for groundwater increases above 100 years the plutonium isotopes decays significantly.

<u>Innehållsförteckning</u>	<u>Sid</u>
1. Inledning	1
2. Modellantaganden och indata	3
2.1 Nuklider och källstyrkor	3
2.1.1 Nuklidurval och källstyrkor	3
2.1.2 Approximationer i sönderfallskedjorna	3
2.2 Nuklidfördröjningen	3
2.2.1 Mekanism och beräkningssamband	3
2.2.2 Fördröjningen i bergsprickor	6
2.2.3 Fördröjningen i buffertmaterialet	8
2.3 Utlakningen från avfallet	10
2.3.1 Beräkningsmodell	10
2.3.2 Indata	13
2.4 Kapslingsgenombrott	14
2.5 Grundvattenhastigheten	14
2.5.1 Beräkningsmodell	14
2.5.2 Indata	15
3. Beräkningar och resultat	17
3.1 Kvalitativ diskussion	17
3.1.1 Nuklidernas transporttider	17
3.1.2 Storleken på inflödet till recipienten	20
3.2 Beräkningsresultat	21
3.2.1 Gjorda parametervariationer	21
3.2.2 Grundvattnets transporttid	21
3.2.3 Utlakningshastigheten	24
3.2.4 Tidpunkten för kapslingsgenombrott	25
Referenser	28
Bilaga 1: GETOT:s indata och filorganisation	
Bilaga 2: Nuklidernas halveringstider, källstyrkor och viktmängder 100 år efter uttaget ur reaktorn.	
Bilaga 3: Antaganden och approximationer vid beräkningar i aktinidernas sönderfallskedjor.	
Bilaga 4: Inflödeskromatogram för några olika utlakningshastigheter.	

## 1. Inledning med sammanfattande modell- och systembeskrivning.

I denna rapport redovisas beräkningar av transporter av radioaktiva ämnen från ett slutförvar för förglasat, högaktivt avfall. Beräkningarna har gjorts m h a en matematisk modell som utvecklats av Burkholder m fl (2) vid Batelle Pacific Northwest Laboratories (BNWL). Till modellen hör ett dataprogram, GETOUT, som i BNWLs ursprungliga version var skrivet i BASIC men som inom ramen för KBS har översatts till FORTRAN (9).

Resultatet av beräkningarna erhålles som aktivitetsinflödet till en primär recipient som funktion av tiden. Nollpunkten för tidsskalan har satts till tidpunkten för bränsleuttaget ur reaktorn.

Modellen är endimensionell och innefattar transport med grundvattnet, axiell dispersion och geokemisk fördröjning av nukliderna. I data-programmet ingår analytiska lösningar av transportekvationen för sönderfallskedjor med upp till 3 nuklider. Längre sönderfallskedjor simuleras genom addition av kedjefragment med lämpliga approximationer beträffande radioaktiv jämvikt etc (se avsnitt 2.1.2).

I bilaga 1 ges en detaljerad beskrivning av de indata som behövs för en körning och av programmets filorganisation.

Det betraktade systemet består av följande huvuddelar (för mer detaljerad beskrivning, se ref. 6):

- Högaktivt, förglasat avfall i form av cylindriska glaskroppar med diametern 40 cm och volymen 150 l. Mängden avfall i en glaskropp motsvarar ungefär ett ton uran i det outbrända bränslet (5).
- Runt glaskroppen finns tre olika lager metaller. Innerst finns den krom-nickelstålkapsling som fungerar som gjutform i förglasningsprocessen. Utanför krom-nickel-stålkapslingen finns ett 20 cm tjockt blylager som dels reducerar strålningsnivån på avfallskapselns utsida och dels skyddar glaset från kontakt med grundvattnet. Ytterst har avfallskapseln försetts med ett

- titanlager som är korrosionsbeständigt. I fortsättningen kallas denna kombination av 3 metallager rätt och slätt "kapsling".
- Avfallskapslarna omges av ett 20 cm tjockt lager av en blandning bestående av 10 % bentonitlera och 90 % kvartssand. Denna blandning kallas fortsättningsvis buffertmaterial.
  - Slutförvaret är beläget 500 m under marknivån i tätt berg.

Ett aktivitetsläckage från depån simuleras på följande sätt (indata till beräkningsmodellen har markerats med VERSALER):

Vid en viss tid, TIDPUNKTEN FÖR KAPSLINGSGENOMBROTT, antages kapslingsmaterialet vara förbrukat. Glaset exponeras därefter för grundvattnet, varvid en upplösning av glaset antages ske med konstant hastighet så länge det finns något glas kvar att lösa upp. Den tid det tar för grundvattnet att lösa upp glaset kallas UTLAKNINGSTID och de per tidsenhet utlakade mängderna av olika nuklider fås ur nuklidernas KÄLLSTYRKOR och UTLAKNINGSTIDEN genom att nukliderna antages vara jämnt fördelade i glaset.

De nuklider som lakas ut ur glaset transporteras vidare mot biosfären med grundvattnet. Nuklidtransportens hastighet bestäms av GRUNDVATTENHASTIGHETEN och de kemiskt betingade FÖRDRÖJNINGSAKTORERNA (= GRUNDVATTENHASTIGHETEN/nuklidhastigheten). På grund av molekylär diffusion, omblandning och en statistisk spridning av bergssprickornas vidd får man en statistisk spridning av uppehållstiden. Denna spridning kallas dispersion och kan kvantifieras med DISPERSIONSKOEFFICIENTEN. Dispersionsbidraget från sprickviddsfördelningen har inte behandlats i denna studie (för vidare information om sprickviddsfördelningens betydelse se Neretnieks, ref. 3).

## 2. Modellantaganden och indata.

### 2.1 Nuklider och källstyrkor.

#### 2.1.1 Nuklidurval och källstyrkor.

Transportberäkningarna har gjorts för sammanlagt 32 nuklider, varav sex är fissionsprodukter och resten ingår i aktinidernas sönderfallskedjor.

Källstyrkorna har beräknats (10) för utbränningen  $33.000 \text{ MW}_{\text{th}} / \text{ton U}$  och effektuttaget  $34.5 \text{ MW/ton U}$ . Upparbetningstidpunkten har antagits vara 1 år efter uttaget ur reaktorn. I bilaga 2 har halveringstider samt källstyrkor och viktmängder efter 100 års avklingning sammanställts.

#### 2.1.2 Approximationer i sönderfallskedjorna.

I dataprogrammet finns analytiska lösningar för sönderfallskedje-fragment med upp till 3 nuklidens längd. Längre kedjor har kunnat simuleras m h a antaganden om radioaktiv jämvikt etc. I bilaga 3 ges en detaljerad redovisning av behandlingen av sönderfallskedjorna.

### 2.2 Nuklidfördröjningen.

#### 2.2.1 Mekanism och beräkningssamband.

Upphovet till fördröjningen är kemiska och fysikaliska processer av typerna jonbyte, adsorption, reversibel utfällning, mineralisering, irreversibla reaktioner med berg och leror samt filtrering av kolloidala, nuklidbärande fällningar. Eftersom man inte har kunnat avgöra med tillräcklig säkerhet vilka mekanismer som är inblandade i de olika avfallsnuklidernas fördröjning har i denna studie antagits att avfallsnuklidernas fördröjning kan beskrivas med jonbytesteorin.

Att antagandet om jonbyte är konservativt i förhållande till mineralisering och irreversibla reaktioner med berg och leror inses av att jonbyte är en reversibel process.



Adsorptionsjämvikter i vätskefas kan oftast beskrivas med det empiriska samband som benämnes Freundlich adsorptionsisoterm.

$$q_A = K_f \cdot C_A^{1/n} \quad (2 - 1)$$

$q_A$  = mängd adsorberad nuklid per viktenhet adsorbent (mol/kg)

$K_f$  = konstant ( $\text{mol}^{(n-1)/n} \cdot \text{m}^3/n/\text{kg}$ )

$C_A$  = koncentration i vätskefasen ( $\text{mol}/\text{m}^3$ )

$n$  = konstant  $> 1$

Jonbytesjämvikten beskrivs med en fördelningskoefficient enligt:

$$q_A = K_d \cdot C_A \quad (2 - 2)$$

$K_d$  = fördelningskoefficient ( $\text{m}^3/\text{kg}$ )

Vid hög nuklidkoncentration ger adsorption en mindre mängd sorberad nuklid på den fasta fasen än jonbyte (under förutsättning att  $K_f = K_d$ ). Inom projektet har experimentella bestämningar av  $K_d$ -värden för 14 nuklider gjorts (8). En variation av nuklidhalten med tre tiopotenser har bara gett små variationer i  $K_d$ -värdena. Detta tyder på att antagandet om en jonbytesmekanism inte är otillåtet optimistisk jämfört med adsorption.

Vid kemisk utfällning sker en reaktion mellan olika jonslag i grundvattnet. För enkelhetens skull antar vi att en jon av nuklid A reagerar med en jon B och formar det svårslösliga saltet AB. Jämviktssambandet kan då skrivas:

$$C_A = K_S / C_B \quad (2 - 3)$$

$C_A$  = koncentration av A i grundvattnet ( $\text{mol}/\text{m}^3$ )

$C_B$  = koncentration av B i grundvattnet ( $\text{mol}/\text{m}^3$ )

$K_S$  = jämviktskonstant ( $\text{mol}^2/\text{m}^6$ )

Så länge koncentrationen av B är oförändrad kommer alltså koncentrationen av A att vara låg. Det normala är att B föreligger i överskott så att koncentrationen av B måste sänkas med flera tiopotenser för att signifikanta mängder av det svårslösliga saltet snabbt skall lösa upp

sig. Vid jonbyte kan en nuklid som fastnat på den fasta fasen tvättas ut igen om den fasta fasen kommer i kontakt med grundvatten med lägre nuklidkoncentration. Antagandet om jonbyte är alltså konservativt i förhållande till reversibel utfällning.

Fördröjningens storlek kan för en viss nuklid beskrivas med en fördröjningsfaktor,  $K_i$ , definierad som förhållandet mellan grundvattnets och nuklidens hastighet. Vid en ren jonbytesmekanism är sambandet mellan fördröjningsfaktorn och fördelningskoefficienten (2):

$$K_i = 1 + K_d \cdot \rho \cdot \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \quad (2 - 4)$$

$\rho$  = det jonbytande materialets densitet ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$\varepsilon$  = jonbytarbäddens porositet ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ )

Ekvation 2 - 4 gäller för ett poröst material, t ex buffertmaterialet. I ett sprickigt berg har en ytreaktionsmekanism föreslagits (2), vilket ger följande samband:

$$K_i = 1 + K_a \cdot a_1 \quad (2 - 5)$$

$K_a$  = ytbaserad fördelningskoefficient ( $\text{m}^3/\text{m}^2$ )

$a_1$  = tillgänglig sorptionsyta i berget ( $\text{m}^2$  berg/ $\text{m}^3$  grundvatten)

$$K_a = K_d/a_2 \quad (2 - 6)$$

$a_2$  = specifik yta på det bergprov som använts vid mätningen av  $K_d$  ( $\text{m}^2/\text{kg}$ )

Den tillgängliga sorptionsytan  $a_1$  har beräknats som den geometriska ytan av planparallella sprickväggar:

$$a_1 = 2/2b \quad (2 - 7)$$

$$2b = 10^{-2} (K_p \cdot s)^{1/3} \quad (2 - 8)$$

$2b$  = sprickvidd (m)

$K_p$  = permeabiliteten (m/s)

$s$  = genomsnittligt sprickavstånd (m)

## 2.2.2 Fördröjningen i bergsprickor.

I tabell 2.1 har  $K_a$ -värden angetts för ett antal grundämnen. Värdena baserar sig på inom projektet gjorda bestämmningar av  $K_d$ -värden (8). Den specifika provytan,  $a_2$ , har uppskattats som den geometriska ytterytan av den siktfraktion (0.063 - 0.105 mm) som använts vid mätningarna av  $K_d$ -värdena. Partiklarna har därvid betraktats sfäriska, vilket har gett  $a_2 = 30 \text{ m}^2/\text{kg}$ .

Tabell 2.1  $K_a$ -värden för granit. ( $\text{m}^3/\text{m}^2$ )

Grundämne	Salthalt i grundvattnet 293 mg/l				Salthalt i grundvattnet 1105 mg/l			
	Nuklidhalt $10^{-5}$ mM		Nuklidhalt $10^{-2}$ mM		Nuklidhalt $10^{-5}$ mM		Nuklidhalt $10^{-2}$ mM	
	25°C	65°C	25°C	65°C	25°C	65°C	25°C	65°C
Sr	$2.6 \cdot 10^{-4}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$	$5.3 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-4}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-4}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$
Zr	$4.2 \cdot 10^{-2}$	$2.1 \cdot 10^{-1}$	$6.7 \cdot 10^{-2}$	$1.1 \cdot 10^{-1}$	$4.2 \cdot 10^{-2}$	$1.1 \cdot 10^{-1}$	$1.1 \cdot 10^{-1}$	$2.1 \cdot 10^{-1}$
Tc	$1.7 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	$2.6 \cdot 10^{-5}$	-	-	-
I	$2.6 \cdot 10^{-5}$	-	$2.1 \cdot 10^{-5}$	-	$2.1 \cdot 10^{-5}$	-	$1.7 \cdot 10^{-5}$	-
Cs	$4.2 \cdot 10^{-3}$	$2.1 \cdot 10^{-3}$	$1.1 \cdot 10^{-3}$	$1.1 \cdot 10^{-3}$	$2.1 \cdot 10^{-3}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$	$6.7 \cdot 10^{-4}$	$2.6 \cdot 10^{-3}$
Ra	$3.3 \cdot 10^{-3}$	$2.1 \cdot 10^{-3}$	-	-	$3.3 \cdot 10^{-3}$	$2.6 \cdot 10^{-3}$	-	-
Th	$2.6 \cdot 10^{-2}$	$4.2 \cdot 10^{-2}$	$4.2 \cdot 10^{-2}$	$3.3 \cdot 10^{-2}$	$2.1 \cdot 10^{-2}$	$2.6 \cdot 10^{-2}$	$1.7 \cdot 10^{-2}$	$2.6 \cdot 10^{-2}$
U	$2.1 \cdot 10^{-4}$	$4.2 \cdot 10^{-4}$	$1.7 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-4}$	$1.3 \cdot 10^{-4}$	$1.3 \cdot 10^{-4}$
Np	$1.3 \cdot 10^{-3}$	$1.7 \cdot 10^{-3}$	-	-	$8.4 \cdot 10^{-4}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$	-	-
Pu	$5.3 \cdot 10^{-3}$	$3.3 \cdot 10^{-3}$	-	-	$2.1 \cdot 10^{-3}$	$3.3 \cdot 10^{-3}$	-	-
Am	$4.2 \cdot 10^{-1}$	$4.2 \cdot 10^{-1}$	-	-	$1.7 \cdot 10^{-1}$	$2.1 \cdot 10^{-1}$	-	-

Vid mätningar på åldrande sprickytor har  $a_2 = 2 \text{ m}^2/\text{kg}$  erhållits för Cs,  $a_2 = 6 \text{ m}^2/\text{kg}$  för Sr och  $a_2 = 50 \text{ m}^2/\text{kg}$  för Am. För Cs och Sr bör alltså  $K_a$ -värdena i tabell 2.1 vara underskattade med en faktor 5 - 15. För Am tycks istället värdena i tabellen vara överskattade med en faktor 2. Försök att laka ut sorberad Am har emellertid gett ungefär dubbelt så höga  $K_a$ -värden, vilket antyder att en stor del av americitet blinds irreversibelt. Situationen är därför troligen gynnsammare än vad som anges i tabell 2.1 även för americium.

Vid beräkningarna av nuklidtransporten har värdena för låg salt- och nuklidhalt vid 25°C använts som huvudalternativ.  $K_d$ -värdena för I och Tc har satts till noll. För Cm har  $K_a$ -värdet antagits vara hälften så stort som för Am och för Pa har ett värde strax under värdet för U använts.

För de flesta grundämnena i tabell 2.1 finns det något eller flera värden angivna som är lägre än huvudalternativet. De största avvikelserna neråt uppträder för Cs (en faktor 6.3 vid hög salt- och nuklidhalt samt 25°C) och Pu (en faktor 2.5 vid hög salt- och nuklidhalt). Övriga avvikelser neråt är mindre än en faktor 2.

Utgående från mätningarna på åldrade sprickytor och en teoretisk analys av grundvattenkemin i oluftade system anger Allard (8) väntevärden för  $K_a$  som ligger approximativt i nivå med eller över det använda huvudalternativet. Konservatismen i  $K_a$ -värdena bör alltså vara tillräckligt trots de ovannämnda avvikelserna i tabell 2.1

Då flera jonslag samtidigt deltar i jonbytesreaktioner kan konkurrens uppstå om det jonbytande materialets kapacitet. Förutsättningen för att en sådan konkurrens skall menligt påverka fördelningskoefficienterna är att tillgången på jonbytande material är begränsad i förhållande till mängden joner i lösningsfasen. I berget måste risken för besvärande konkurrens bedömas som mycket liten, eftersom den tillgängliga sprickytan är stor i förhållande till grundvattenvolymen.

I tabell 2.2 har de resulterande fördröjningsfaktorerna för två kombinationer på permeabilitet och sprickavstånd angivits.

Tabell 2.2 Fördröjningsfaktorer i berg.

Grund- ämne	$K_p = 10^{-9}$ m/s, s = 1 m	$K_p = 10^{-5}$ m/s, s = 0.2 m
Sr	51	4.9
Zr	8000	640
Tc	1	
I	1	
Cs	800	64
Ra	630	51
Th	5000	390
Pa	37	3.9
U	41	4.2
Np	250	21
Pu	1000	81
Am	80000	6400
Cm	40000	3200

## 2.2.3 Fördröjningen i buffertmaterialet.

Fördröjningen i buffertskiktet har helt försummats på grund av risken för konkurrens mellan blyjoner från kapslingen och avfallsnukliderna om bentonitlerans jonbyteskapacitet. Lösighetsberäkningar för bly (4) i grundvatten har visat att blyhalten begränsas så kraftigt på grund av utfällning som karbonat att försumningen av fördröjningen är mycket konservativ.

Transporttiden för en nuklid som inte fördröjs är vid buffertskikt-tjockleken 20 cm i storleksordningen 1 - 10 år (3). Den undre gränsen anger den tidpunkt då koncentrationen i buffertskiktets ytterkant är

5 % av koncentrationen vid kapselväggen och den övre gränsen anger tidpunkten för 90 % av koncentrationen vid kapselväggen. Med de fördröjningar som kan förväntas i buffertmaterialet om konkurrensrisken kan elimineras (se tabell 2.3) blir transporttiderna så korta att bara ett fåtal nuklider avklingar signifikant i buffertsiktet, nämligen Sr-90, Cs-137, Am-241, Am-242M och möjligen Am-243. Speciellt för de tre förstnämnda kan fördröjningen i buffertsiktet utgöra en värdefull extrabarriär som inte har tagits med vid transportberäkningarna.

Tabell 2.3 Förväntade fördröjningsfaktorer i buffertmaterialet.<sup>1)</sup>

Grundämne	25°C	65°C
Sr	180	280
Zr	450	1100
Tc	1	1
I	1	1
Cs	180	90
Ra	280	450
Th	280	350
U	57	110
Np	57	90
Pu	450	890
Am	1100	1400

<sup>1)</sup>  $K_d$ -värden från Allards mätningar (8) vid låg salthalt (293 mg/l).

## 2.3 Utlakningen från avfallet.

### 2.3.1 Beräkningsmodell.

Utlakningen från glaset antas ske med konstant hastighet under tiden  $T$ . Denna beskrivning är i princip korrekt för en planparallell skiva med oändlig utbredning om man försummar att utlakningshastigheten är högre i början av utlakningsperioden och lägre i slutet. Båda dessa effekter beror på att ett på nuklider utarmat ytskikt utbildas i glaskroppen (17).

I början av utlakningsperioden styrs utlakningshastigheten av nuklidernas diffusion genom glasmatrixen. Under denna tid utarmas ytskiktet av glaskapseln på nuklider. När det utarmade ytskiktet har blivit tillräckligt tjockt blir diffusionen långsammare och en ren upplösning av glasmatrixen blir den hastighetsbestämmande mekanismen. Den tid det tar att bygga upp gränsskiktet är mycket kort (mindre än 1 år) i förhållande till det totala upplösningsförloppet.

Genom att temperaturen i glaskroppen är högre direkt efter förseglingen av slutförvaret åstadkommes ytterligare en förhöjning av utlakningshastigheten. Den tid under vilken temperaturen är tillräckligt hög för att ha en signifikant inverkan på utlakningshastigheten är i storleksordningen 300 år (11, 12). Den fraktion av en avfallskapsel som hinner lösas upp under denna period är försumbar (mindre än 1 %).

Under den period som upplösningen av glasmatrix är hastighetsbestämmande är utlakningshastigheten per ytenhet konstant. Om glaskroppens yta vore konstant skulle också den totala utlakningshastigheten vara konstant.

För en cylindrisk glaskropp varierar ytan med tiden enligt:

$$A(t) = 2\pi \cdot \left[ \left(R_0 - \frac{rt}{\rho}\right)^2 + \left(R_0 - \frac{rt}{\rho}\right)\left(L_0 - \frac{2rt}{\rho}\right) \right] \quad (2 - 9)$$

$A(t)$  = glascylinderns ytterarea som funktion av tiden ( $m^2$ )

$R_0$  = utsprunglig radie (m)

$L_0$  = ursprunglig längd (m)

$r$  = specifik utlakningshastighet ( $kg/m^2, s$ )

$t$  = tid (s)

$\rho$  = densitet ( $kg/m^3$ )

Den totala fraktionen som har lakats ut vid tiden  $t$  fås ur:

$$X(t) = \frac{2r}{R_0^2 L_0 \rho} \left[ (R_0^2 + R_0 L_0) \cdot t - \frac{(4R_0 + L_0) \cdot r \cdot t^2}{2\rho} + \frac{r^2 \cdot t^3}{\rho^2} \right] \quad (2 - 10)$$

Vid konstant total utlakningshastighet (konstant area) får den utlakade fraktionen ur:

$$X(t) = \frac{r}{R_0 \cdot \rho} \cdot t \quad (2 - 11)$$

Den relativa skillnaden mellan den totalt utlakade fraktionen vid en viss tidpunkt med en krympande respektive en konstant area fås genom att subtrahera ekv. 2 - 11 från ekv. 2 - 10 och dividera med ekv. 2 - 11:

$$\frac{\Delta X}{X}(t) = \frac{1}{R_0 L_0} \left[ (2R_0^2 + R_0 L_0) - \frac{(4R_0 + L_0) \cdot r}{\rho} \cdot t + \frac{2r^2}{\rho^2} \cdot t^2 \right] \quad (2 - 12)$$

Man konstaterar lätt att båda modellerna ger samma totala utlakningstid ( $\Delta X/X = 0$  vid  $t = T = R_0 \cdot \rho / r$ ). Modellen med den krympande ytan ger givetvis en högre utlakad fraktion i början än modellen med en konstant yta gör.



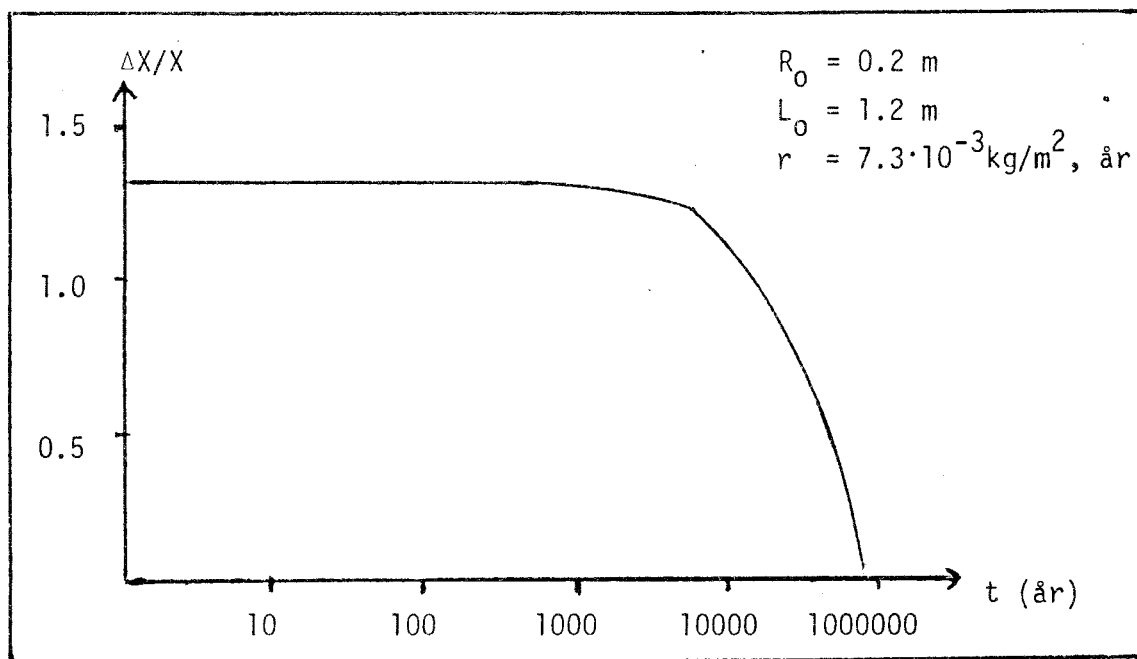


Fig. 2.1 Den relativa skillnaden mellan den totalt utlakade fraktionen beräknad med krympande respektive konstant area.

I figur 2.1 har  $\Delta X/X$  avsatts mot tiden. Den plana delen av kurvan härrör från den konstanta termen i ekvation 2 - 12. Denna term är endast beroende av glaskroppens geometri. Om man istället betraktar den per tidsenhet utlakade fraktionen och tar den relativa skillnaden mellan de båda beräkningsmodellerna erhålles en plan kurvdel på samma nivå som i figur 2.1.

Slutsatsen av ovanstående resonemang är att modellen med konstant area ger en underskattning av den maximala utlakningshastigheten. För de i denna studie antagna glaskroppsdimensionerna är underskattningen drygt en faktor 2. Denna underskattning kan lätt kompenseras genom att utlakningshastigheten per ytenhet fördubblas.

I slutet av utlakningen har glaskroppen minskats så mycket att dess dimensioner är i samma storleksordning som det utarmade gränsskiktet. Genom att man antagit en konstant utlakningshastighet för nukliderna får man en överskattning av utlakningshastigheten. Glaskroppens dimensioner är emellertid så små i slutskedet av utlakningen att den berörda fraktionen är försumbar.

I det ovanstående resonemanget har det förutsatts att kinetiken för glaskroppens upplösning är hastighetsbestämmande för utlakningsförloppet. Detta är sant om tillgången på grundvatten är obegränsad. Mycket talar emellertid för att de små vattenmängder som kommer i kontakt med glaskropparna innebär att lösligheten för glaset blir hastighetsbestämmande. I detta läge blir utlakningshastigheten verkligen konstant och oberoende av glaskroppens yta om man försummar effekten av det utarmade ytskiktet.

### 2.3.2 Indata.

För franskt glas har  $2 \cdot 10^{-7}$  g/cm<sup>2</sup>,dygn angivits som ett representativt värde på utlakningshastigheten (12, 15). Detta värde ger utlakningstiden 767000 år.

Vid tillverkning och hantering av glaset kan sprickor uppstå. Härigenom fås en ytförstoring på maximalt en faktor 10. Med denna ytförstoring fås utlakningstiden till 76700 år.

I det föregående avsnittet angavs att modellen med konstant upplösningshastighet innebär en underskattning av den maximala upplösningshastigheten med drygt en faktor 2. En korrektion för denna underskattning ger alltså utlakningstiden 30000 år. Genom att ansätta detta värde som standardalternativ får man ett representativt värde på den maximala utlakningshastigheten från en glaskropp med maximal ytförstoring. Den genomsnittliga utlakningshastigheten blir däremot kraftigt överskattad.

Förutom för standardvärdet 30000 år har beräkning gjorts för intervallet 3000 till 3 miljoner år. Det senare värdet är inte så orimligt som det kan verka vid en granskning av grunddata på utlakningshastigheter. Eftersom lösligheten för glasets beståndsdelar och grundvattenföringen är begränsade kan det ta mycket lång tid innan avfallet är upplöst.

## 2.4 Kapslingsgenombrott.

Hela ytan på glaskroppen har antagits bli exponerad för grundvattnet vid tidpunkten för kapslingsgenombrott. Detta är givetvis ett mycket konservativt antagande.

Två värden har använts på kapslingens livslängd nämligen 100 år och 1000 år.

Genom linjär extrapolation av hastigheten för oxidation och allmänkorrosion har livslängden för titankapslingen bedömts vara 1000 till 10000 år (13). Samma referens anger att andra mekanismer för kapslingsdegradering (punktfrätning, spaltkorrosion, spänningskorrosion, korrosionsutmattning och väteförsprödning) inte bör utgöra något större problem i den rådande miljön. Med tanke på att man förutom titankapseln även har en 20 cm tjock blykapsel och en krom-nickelstålkapsel som både måste degraderas innan utlakningen kan starta förefaller den antagna livslängden vara tillräckligt konservativ. Dessutom har ju som nämndes i föregående avsnitt utlakningen antagits ske från hela glasytan direkt efter kapslingsgenombrottet.

## 2.5 Grundvattenhastigheten.

### 2.5.1 Beräkningsmodell.

Grundvattenhastigheten är en funktion av permeabiliteten, den hydrostatiska gradienten och porositeten. Permeabiliteten och den hydrostatiska gradienten kan förhållandevis lätt bestämmas medan porositeten är dåligt känd.

I denna studie har grundvattenhastigheten uppskattats med en modell med planparallella sprickväggar. Vid laminär strömning fås grundvattenhastigheten i sprickorna ur:

$$u = \frac{g}{12\nu} \cdot (2b)^2 \cdot i \quad (2 - 13)$$

$u$  = grundvattenhastigheten (m/s)

$g$  = tyngdkraftaccelerationen = 9.81 (m/s<sup>2</sup>)

$\nu$  = grundvattnets kinematiska viskositet (m<sup>2</sup>/s)

$2b$  = sprickvidd (m)

$i$  = hydrostatisk gradient (m/m)

Sprickvidden kan beräknas som funktion av permeabiliteten och det genomsnittliga sprickavståndet ur ekv. 2 - 8. Det slutliga uttrycket för grundvattenhastigheten blir:

$$u = 2.842 \cdot 10^9 \cdot (s \cdot K_p)^{2/3} \cdot i \quad (\text{m/år}) \quad (2 - 14)$$

Denna modell är mycket idealiserad. I ett verkligt berg är sprickorna inte raka strömningskanaler med perfekt hydraulisk kontakt. Åldersbestämningar av grundvatten i djupa borrhål (14) tyder på att transporttiderna för grundvattnet är avsevärt längre än den som fås ur modellen. Antalet åldersbestämningar är emellertid litet, varför det är svårt att dra några kvantitativa slutsatser om modellens konservatism. Modellen har kompletterats med en "vindlingsfaktor" för att ta hänsyn till att sprickorna inte är raka i ett reellt berg.

### 2.5.2 Indata.

Grundvattnets transporttid i berget har varierats mellan 40 år och 1000 år. Permeabiliteten har satts till  $10^{-9}$  m/s och det genomsnittliga sprickavståndet till 1 m. Värdet på den hydrostatiska gradienten har antagits vara 0.002.

Om transportsträckan genom berget antages vara 100 m (rimligt horisontellt avstånd mellan den yttersta avfallskapseln i slutförvaret och närmaste större krosszon) innebär de ovan angivna transporttiderna att sprickornas vindlingsfaktor varierats mellan 2 och 60. Transportsträckan i krosszonen blir minst 500 m (vertikalt avstånd mellan slutförvaret och markytan). Om krosszonen består av sprickor

som är helt eller delvis fyllda med något poröst material (t ex lera) kan transporttiden i krosszonen bli avsevärd. Om däremot krosszonen består av öppna strömningskanaler blir transporttiden så pass kort att den inte ger någon nämnvärd säkerhetsmässig effekt. På grund av att förhållandena i krosszonen är dåligt kända har konservativt antagits att transporttiden i krosszonen är försumbar.

På grund av diffusion blir nuklidernas uppehållstider i buffertskiktet så kort att den kan försummas (3).

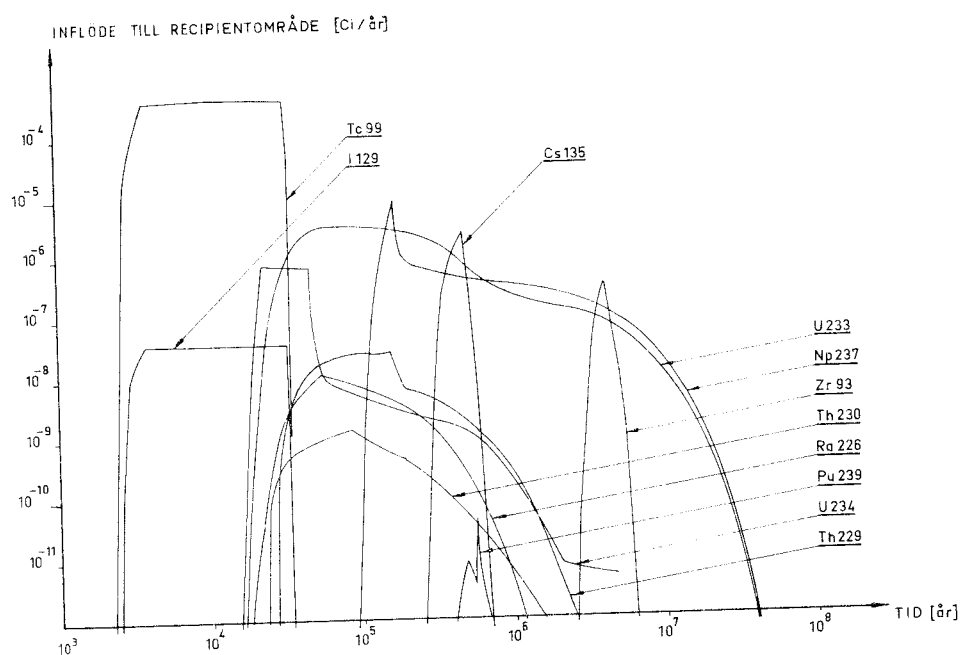
### 3. Beräkningar och resultat

#### 3.1 Kvalitativ diskussion

##### 3.1.1 Nuklidernas transporttider

Genom att olika grundämnen har olika fördröjningsfaktorer kommer genombrottsidpunkterna vid recipienten att variera. Om man i ett diagram avsätter inflödet till recipienten som funktion av tiden får man ett kromatogram vars principiella utseende framgår av Figur 3.1.

Figur 3.1 gäller för en uppehållstid för grundvattnet på 400 år i bergtäcket och utlakningstiden 30000 år.



Figur 3.1: Inflödet till recipienten som funktion av tiden. Vattnets uppehållstid i berget är 400 år och utlakningstiden 30000 år.

Eftersom fissionsprodukterna inte deltar i några sönderfallskedjor kommer tidpunkterna för fissionsprodukternas uppdykande i primärrecipienten att vara väldefinierade (se topparna för Zr-93, Tc-99, I-129 och Cs-135).

För aktiniderna innebär kedjesönderfallet att nuklider som vandrar långsamt visar sig i recipient vid samma tidpunkt som en snabbare modernuklid. Detta syns tydligt i Figur 3.1 för toriumisotoperna (transporttiden för torium är med de för Fig 3.1 ansatta parametervärdena ca 2 milj år) som dyker upp i recipienten samtidigt som uran (transporttid ca 20000 år). Om istället modernukliden är långsammare i sin vandring än dotternukliden blir resultatet en markant breddning av dotternuklidens topp, eftersom modernukliden "sackar efter" i vandringen och bildar en linjekälla. De tydligaste exemplen på denna effekt är Np-237 (dotter till Am-241) och U-233 (dotter till Np-237).

I tabell 3.1 har genombrottstidpunkten för de olika grundämnena i avfallet sammanställts för de två fallen kedjesönderfall och "okomplicerad vandring", dvs då enda källan till en nuklids inflöde i recipienten är nuklidens eget inventarium. De grundämnen som får en förändrad genombrottstidpunkt på grund av kedjesönderfallet är radium och torium.

Om kedjesönderfallseffekterna försummas gäller att en nuklids transporttid är proportionell mot transportsträckan samt ungefär omvänt proportionell mot produkten av permeabiliteten och det genomsnittliga sprickavståndet:

$$T_{\text{trsp}} \propto \frac{L}{K_p \cdot s} \quad \text{för samtliga grundämnen utom I och Tc} \quad (3-1)$$

$$T_{\text{trsp}} \propto \frac{L}{(K_p \cdot s)^{2/3}} \quad \text{för I och Tc} \quad (3-2)$$

Tabell 3.1: Approximativa genombrottstidpunkter (är kapslingsgenombrott) för grundämnena i avfallet vid 400 års transporttid för grundvattnet.

Grundämne	Genombrottstid vid kedjesönderfall	Genombrottstid vid okomplicerad vandr.
I	400	400
Tc	400	400
Pa	15000	14900
U	16000	16400
Sr	1)	21000
Np	115000	115000
Ra	16000	267000
Cs	320000	320000
Pu	420000	420000
Th	16000	2060000
Zr	3200000	3200000
Cm	1)	16000000
Am	1)	32000000

1) Samtliga isotoper av Sr, Cm och Am har hunnit avklinga innan de nått recipienten. Detta gäller även vid beräkningarna för transporttiden 40 år för grundvattnet.



### 3.1.2 Storleken på inflödet till recipienten

För fissionsprodukterna är det relativt enkelt att uppskatta storleken på inflödet till primärrecipienten utgående från transporttiderna och halveringstiderna, eftersom fissionsprodukternas sönderfall är okomplicerat. Detta gäller även de tidiga modernukliderna i sönderfallskedjorna (främst Cm och Am).

När man kommer till de sena dotternukliderna i sönderfallskedjorna blir läget emellertid avsevärt mer komplicerat. Sådana faktorer som relationerna mellan olika modernuklidens viktämngder i avfallet, modernuklidernas halveringstider och modernuklidernas fördröjningsfaktorer kommer här att spela en stor roll.

En effekt som kan dyka upp är en uppkoncentrering av en snabbt vandrande dotternuklid till en långsammare modernuklid ("Reconcentration phenomenon", ref 16). När situationen långsam moder-snabb dotter föreligger kan atomer av dotternukliden som bildas i en viss punkt på transportsträckan hinna upp atomer som bildas närmare recipienten. Man får på så sätt en lokal uppkoncentrering av dotternukliden inom ett intervall av transportsträckan. Om kombinationen av halveringstiderna, fördröjningsfaktorerna, utlakningstiden, grundvattenhastigheten och tidpunkten för kapslingsgenombrott är sådan att det intervall där uppkoncentreringen uppstår innefattar gränssytan mot recipienten erhålles ett högre maxvärde på inflödet än förväntat. Vid de beräkningar som gjorts inom KBS har inga dramatiska uppkoncentreringseffekter kunnat iakttagas. Tendenser finns emellertid för Pu-239, U-234, Th-230, Np-237 och U-233.

Vid vandringen genom berget kommer nukliderna i sönderfallskedjorna att bilda utbredda linjekällor för sina dotternuklider. Placeringen av linjekällornas tyngdpunkter är beroende av grundvattenhastigheten och modernuklidens halveringstid. I de fall då dotternukliden är relativt kortlivad, t ex Ra-226, blir linjekällans placering väsentlig, eftersom dotternukliden i hög utsträckning hinner avklinga om den bildas långt från recipienten.

## 3.2 Beräkningsresultat

### 3.2.1 Gjorda parametervariationer

Variationsintervallen för de ingående parametrarna diskuterades i kap 2. Inverkan av dessa variationer på aktivitetsinflödet till primärrecipienten har studerats i tre beräkningsserier:

Serie 1: Inverkan av grundvattnets transporttid (40-1000 år).

Serie 2: Inverkan av utlakningshastigheten för glaset (3000-3 milj år upplösningstid).

Serie 3: Inverkan av kapslingens livslängd (100 resp 1000 år).

Resultaten redovisas dels med hjälp av det maximala inflödet till recipienten och dels i form av kromatogram som ger en något fullständigare bild.

Samtliga beräkningar har gjorts med räknebasen en glaskropp med ett inventarium motsvarande ett ton uran i obestrålat bränsle, dvs motsvarande energiproduktionen 30 MW år (0.25 TWh).

### 3.2.2 Grundvattnets transporttid

I tabell 3.2 har maxvärdena för inflödet till primärrecipienten sammanställts för fyra värden på grundvattnets transporttid. Beräkningarna gäller för 1 glaskropp.

Beräkningarna för transporttiden (för grundvattnet) 40 år och 400 år har gjorts med två hydrodynamiska zoner (9), dvs zoner med sinsemellan olika värden på grundvattenhastigheten, dispersionskoefficienten och fördröjningskoefficienterna. Dessa zoner är buffertmaterialet och en zon motsvarande gott berg. I de övriga två beräkningarna har bara en zon motsvarande gott berg använts. Tidpunkten för kapslingsgenombrott är 1000 år efter bränslets uttag ur reaktorn och utlakningstiden

30000 år i alla tre beräkningarna. Övriga indata har sammanställts i tabell 3.3.

De maxivärden för inflödet som anges i tabell 3.2 uppträder givetvis vid olika tidpunkter för olika nuklider beroende på skillnader i fördröjningskoefficienter och sönderfallssituationer. Vill man beräkna den maximala belastningen på primärrecipienten kan man alltså inte bara summera värdena i tabellen utan hänsyn till den tidpunkt då topparna kommer.

Tabell 3.2: Maximalt inflöde till primärrecipienten för olika transporttider för grundvattnet

Nuklid	$T_{H_2O} = 40$ år	$T_{H_2O} = 100$ år	$T_{H_2O} = 400$ år	$T_{H_2O} = 1000$ år
Zr-93	$4.01 \cdot 10^{-5}$	$4.12 \cdot 10^{-5}$	$3.07 \cdot 10^{-7} 1)$	$7.47 \cdot 10^{-7}$
Tc-99	$4.76 \cdot 10^{-4}$	$4.76 \cdot 10^{-4}$	$4.72 \cdot 10^{-4}$	$4.75 \cdot 10^{-4}$
I-129	$3.86 \cdot 10^{-8}$	$3.80 \cdot 10^{-8}$	$3.80 \cdot 10^{-8}$	$3.80 \cdot 10^{-8}$
Cs-135	$8.31 \cdot 10^{-6}$	$8.24 \cdot 10^{-6}$	$2.33 \cdot 10^{-6} 1)$	$6.95 \cdot 10^{-6}$
Ra-226	$1.43 \cdot 10^{-7}$	$1.13 \cdot 10^{-8}$	$1.13 \cdot 10^{-8}$	$9.94 \cdot 10^{-9}$
Th-229	$1.77 \cdot 10^{-8}$	$2.46 \cdot 10^{-8}$	$2.80 \cdot 10^{-8}$	$2.22 \cdot 10^{-8}$
Th-230	$1.46 \cdot 10^{-9}$	$1.33 \cdot 10^{-9}$	$1.39 \cdot 10^{-9}$	$1.22 \cdot 10^{-9}$
Th-232	$3.15 \cdot 10^{-14}$	$3.81 \cdot 10^{-14}$	$8.33 \cdot 10^{-14}$	$1.51 \cdot 10^{-13}$
Pa-231	$3.98 \cdot 10^{-7}$	$8.26 \cdot 10^{-8}$	$7.31 \cdot 10^{-9}$	$8.91 \cdot 10^{-9}$
U-233	$2.28 \cdot 10^{-6}$	$3.06 \cdot 10^{-6}$	$3.19 \cdot 10^{-6}$	$2.90 \cdot 10^{-6}$
U-234	$7.75 \cdot 10^{-7}$	$7.71 \cdot 10^{-7}$	$7.18 \cdot 10^{-7}$	$6.93 \cdot 10^{-7}$
U-235	$2.79 \cdot 10^{-9}$	$2.86 \cdot 10^{-9}$	$2.72 \cdot 10^{-9}$	$2.84 \cdot 10^{-9}$
U-236	$1.14 \cdot 10^{-7}$	$1.14 \cdot 10^{-7}$	$1.14 \cdot 10^{-7}$	$1.14 \cdot 10^{-7}$
U-238	$1.05 \cdot 10^{-8}$	$1.05 \cdot 10^{-8}$	$1.05 \cdot 10^{-8}$	$1.05 \cdot 10^{-8}$
Np-237	$1.30 \cdot 10^{-5}$	$1.22 \cdot 10^{-5}$	$8.67 \cdot 10^{-6} 1)$	$1.19 \cdot 10^{-5}$
Pu-239	$5.05 \cdot 10^{-5}$	$1.12 \cdot 10^{-5}$	$4.76 \cdot 10^{-11}$	-
Pu-240	$8.16 \cdot 10^{-7}$	$3.47 \cdot 10^{-9}$	-	-
Pu-242	$2.52 \cdot 10^{-7}$	$2.28 \cdot 10^{-7}$	$1.08 \cdot 10^{-8} 1)$	$3.94 \cdot 10^{-8}$

1) Att värdena är lägre vid 400 års transporttid för grundvattnet än vid 1000 års transporttid beror på den dispersion som uppstår vid diffusionen genom buffertmaterialet.

Tabell 3.3: Hydrodynamiska indata till parameterstudie av grundvattnets transporttid

Parameter	40 år	100 år	400 år	1000 år
<b>Buffertmaterialet</b>				
Permeabilitet (m/s)	$10^{-8}$	-	$10^{-9}$	-
Hydrostatisk gradient (m/m)	0.002	-	0.002	-
Porositet ( $m^3/m^3$ )	0.3	-	0.3	-
Zonlängd (m)	0.2	-	0.2	-
Fördröjningskoefficienter	$1.0^{1)}$	-	$1.0^{1)}$	-
<b>Bergtäcket</b>				
Permeabilitet (m/s)	$10^{-9}$	$10^{-9}$	$10^{-9}$	$10^{-9}$
Hydrostatisk gradient (m/m)	0.002	0.002	0.002	0.002
Sprickavstånd (m)	1	1	1	1
Zonlängd <sup>2)</sup> (m)	230	570	2300	5700
Fördröjningskoefficienter	Se tabell 2.2			

1) Fördröjningen i buffertmaterialet har försumrats (se kap 2.2.3).

2) Zonlängden inkluderar vindlingsfaktorn.

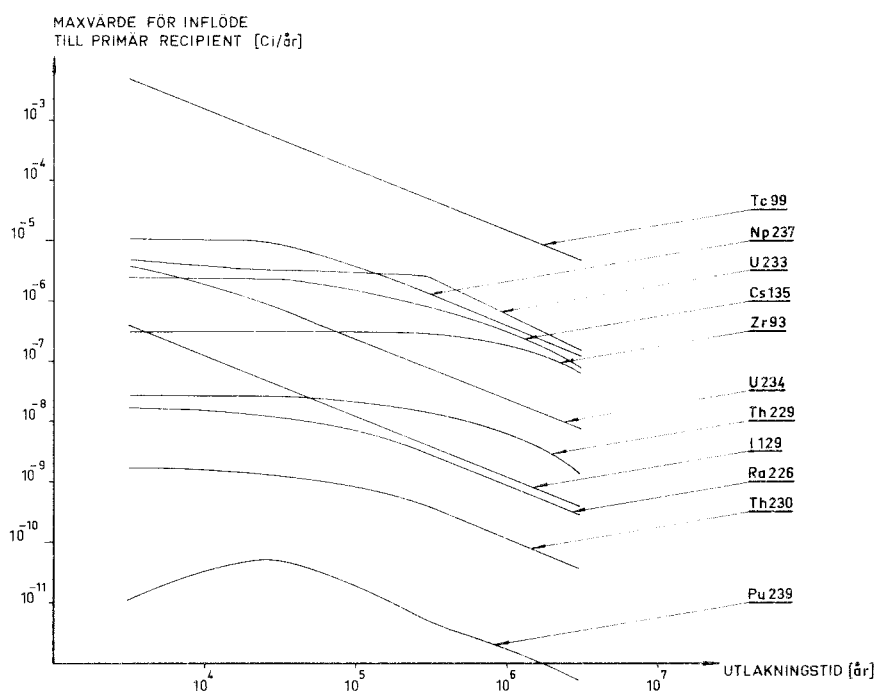
Flera av de radiologiskt väsentligaste nukliderna avklingar till mindre än  $10^{-15}$  Ci/år även vid den kortaste transporttiden. Detta gäller Sr-90, Cs-137, Am-241, Am-242M och Am-243. Vid transporttider över 100 år avklingar även plutoniumisotoperna signifikant.

Om grundvattnets transporttid ökar från 40 år till 1000 år minskar inflödet av Ra-226 med drygt en tiopotens. Radiums väsentligaste föräldranuklider är långlivade (U-234 med halveringstiden 247000 år och U-238 med halveringstiden 4.51 miljarder år). Dessa sönderfaller till Th-230 (halveringstid 80000 år) som vandrar betydligt långsammare än uranisotoperna. Om uranets vandringshastighet är tillräckligt låg för att en signifikant andel skall hinna sönderfalla till Th-230 relativt långt från recipienten kommer radium att i stor utsträckning hinna sönderfalla innan det når recipienten (halveringstiden för Ra-226 är 1600 år).

I tabell 3.2 är inflöde vid 400 års transporttid för grundvattnet lägre än vid transporttiden 1000 år för nukliderna Zr-93, Cs-135 och Np-237. Vid beräkningen för 400 års transporttid har som tidigare nämnts ett lager buffertmaterial utan fördröjning medtagits. Eftersom en förhållandevis låg permeabilitet har ansatts på buffertmaterialet har en mycket låg grundvattenhastighet erhållits. Genom att diffusionen då blivit den eliminerande transportmekanismen har dispersionen blivit så stor att det är tvivelaktigt huruvida den använda modellen för beräkning av medelvärdet av dispersionskoefficienten (9) gäller.

### 3.2.3 Utlakningshastigheten

Om man inte hade någon dispersion och om man dessutom kunde bortse från kedjesönderfallseffekter skulle maxvärdet för inflödet till recipienten vara direkt proportionell utlakningshastigheten. I själva verket kommer endast de snabbast vandrande fissionsprodukterna och en del av uranisotoperna att uppvisa den nämnda proportionaliteten.



Figur 3.2: Maximalt inflöde till recipienten som funktion av utlakningstiden vid 400 års transporttid för grundvattnet.

I Figur 3.2 har maxvärdet för inflödet till den primära recipienten avsatts som funktion av utlakningstiden. I figuren har några nuklider med låg radiologisk signifikans utlämnats av läsbarhetsskäl.

Transporttiden genom berget för grundvattnet har satts till 400 år. Beräkningarna har gjorts med två hydropamiska zoner, buffertmaterial och tätt berg med indata enligt tabell 3.4 nedan.

För samtliga nuklider gäller att kurvorna i figur 3.2 närmar sig en proportionalitet vid långa utlakningstider. Vid kortare utlakningstider är det maximala aktivitetsinflödet relativt oberoende av utlakningstiden. Den utlakningstid då övergången mellan plan och lutande kurva sker för viss nuklid är en funktion av nuklidens transporttid eller snarare av tidpunkten för det maximala inflödet till recipienten. Vid korta transporttider, se jod och teknetium, har man en proportionalitet i hela det undersökta området. För de nuklider som har den längsta uppehållstiden, se t ex Zr-93, uppnås aldrig någon egentlig proportionalitet vid utlakningstider under 3 miljoner år.

Kurvan för Pu-239 har ett något annorlunda utseende än kurvorna för de övriga nukliderna. Maxvärdet för inflödet till recipienten är högre vid utlakningstiden 30000 år än vid 3000 år. Detta beror på den uppkoncentreringsseffekt som nämndes i avsnitt 3.2. Den dominerande moder-nukliden är här Am-243.

I bilaga 4 redovisas kromatogrammen för de fyra beräkningar som ligger till grund för Figur 3.2.

#### 3.2.4 Tidpunkten för kapslingsgenombrott

Tidpunkten för kapslingsgenombrott har varierats mellan 100 år och 1000 år. Utlakningstiden har satts till 3000 år. Värdena på de hydrodynamiska parametrarna överensstämmer med tabell 3.4, dvs transporttiden för grundvattnet har antagits vara 400 år.

De största förändringarna av inventarierna i avfallet mellan 100 år och 1000 år efter uttaget ur reaktorn är att Sr-90, Cs-137, Pu-238, Pu-241 och Am-242M avklingar. Även inventariet av Am-241 reduceras

kraftigt. Alla övriga nuklider är så pass långlivade att inventarierna i stort sett är konstanta under den nämnda tidsperioden. Man bör således inte förvänta sig några dramatiska förändringar av inflödena till recipienten om tidpunkten för kapslingsgenombrott ökar från 100 år till 1000 år efter uttaget ur reaktorn.

Tabell 3.4: Hydrodynamiska indata till parameterstudie av utlakningshastighetens inverkan

Parameter	Värde
Buffertskiktet:	
Permeabilitet (m/s)	$10^{-9}$
Hydrostatisk gradient (m/m)	0.002
Porositet ( $m^3/m^3$ )	0.3
Zonlängd (m)	0.2
Fördröjningskoefficienter	1.0
Bergtäcket:	
Permeabilitet (m/s)	$10^{-9}$
Hydrostatisk gradient (m/m)	0.002
Sprickavstånd (m)	1.0
Zonlängd (m)	2300
Fördröjningskoefficienter	Se tabell 2.2

I tabell 3.5 har de maximala inflödena till recipienten sammanställts. De nuklider som påverkas med mer än en faktor 2 är Th-230, U-233 och Np-237. För samtliga dessa nuklider gäller att det maximala inflödet är högre om kapslingsgenombrottet sker vid 100 år än om kapslingen håller 1000 år. Eftersom de nämnda nukliderna är så långlivade att de inte avklingar signifikant i tidsintervallet 100-1000 år måste förklaringen till förändringen sökas bland modernukliderna.

En signifikant andel av inflödet av Th-230 härrör i 100 års-fallet från inventariet av Pu-238 (se inventarierna i bilaga 2). Eftersom Pu-238 vandrar relativt långsamt i berget (fördröjningsfaktorn är

1100) och U-234 vandrar snabbt (fördröjningsfaktorn är 40) kan den typ av lokal uppkoncentrering av U-234 som nämndes i avsnitt 3.2 uppstå. Värdena i tabell 3.5 tyder i själva verket på att så skett, eftersom inflödet av U-234 i 100-årsfallet är högre än de  $3.7 \cdot 10^{-6}$  Ci/år som fås om inventariet av U-234 divideras med utlakningstiden 3000 år. Denna uppkoncentrering slår igenom även på det maximala inflödet av Th-230.

När det gäller Np-237 och U-233 är det Am-241 som är den långsamt vandrande modernukliden som kan åstadkomma uppkoncentreringseffekten. Det är inte lika uppenbart att uppkoncentrering har förekommit i fallet Np-237 som i fallet U-234, vilket eventuellt kan förklaras med att Np har ca 5 ggr längre uppehållstid i berget än U och att därigenom dispersionen får längre tid på sig att verka.

Tabell 3.5: Maxvärdet för inflödet till primärrecipienten vid två tidpunkter för kapslingsgenombrott och 400 års transporttid för grundvattnet

Nuklid	Maximalt inflöde till recipienten (Ci/år)	
	Tidpunkten för kapslingsgenombrott 100 år	Tidpunkten för kapslingsgenombrott 1000 år
Zr-93	$3.09 \cdot 10^{-7}$	$3.09 \cdot 10^{-7}$
Tc-99	$4.72 \cdot 10^{-3}$	$4.72 \cdot 10^{-3}$
I-129	$3.80 \cdot 10^{-7}$	$3.80 \cdot 10^{-7}$
Cs-135	$2.39 \cdot 10^{-6}$	$239 \cdot 10^{-6}$
Ra-226	$1.42 \cdot 10^{-8}$	$1.65 \cdot 10^{-8}$
Th-229	$2.66 \cdot 10^{-8}$	$2.65 \cdot 10^{-8}$
Th-230	$2.50 \cdot 10^{-8}$	$1.61 \cdot 10^{-9}$
Th-232	$2.59 \cdot 10^{-13}$	$2.38 \cdot 10^{-13}$
Pa-231	$3.36 \cdot 10^{-8}$	$3.26 \cdot 10^{-8}$
U-233	$1.10 \cdot 10^{-5}$	$4.83 \cdot 10^{-6}$
U-234	$5.76 \cdot 10^{-6}$	$3.79 \cdot 10^{-6}$
U-235	$4.69 \cdot 10^{-9}$	$6.12 \cdot 10^{-9}$
U-236	$4.78 \cdot 10^{-7}$	$4.50 \cdot 10^{-7}$
U-238	$5.50 \cdot 10^{-8}$	$5.48 \cdot 10^{-8}$
Np-237	$2.11 \cdot 10^{-5}$	$1.04 \cdot 10^{-5}$
Pu-239	$2.06 \cdot 10^{-10}$	$1.43 \cdot 10^{-10}$
Pu-242	$4.90 \cdot 10^{-7}$	$5.22 \cdot 10^{-7}$



## Referenser

1. Lester, D H, Jansen, G, Burkholder, H C; Migration of Radio-nuclide Chains through an Adsorbing Medium, AIChE symposium series 71, 202 (1975).
2. Burkholder, H C, Cloninger, M O, Baker, D, Jansen, G; Incentives for Partitioning High-Level Waste, BNWL-1927 (1975).
3. Neretnicks, I; Retardation of Escaping Nuclides from a Final Depository, KBS teknisk rapport nr 30 (Institutionen för Kemisk Apparatteknik, KTH, 1977).
4. Grenthe, I, Wallin, T; Termodynamiska beräkningar av jämvikts-koncentrationer för systemet  $\text{Pb-H}_2\text{O-Cl}^- \text{-CO}_3^{2-} \text{-SO}_4^{2-} \text{-F}^-$  vid olika redoxpotential och temperatur. Rapport till KBS, institutionen för oorganisk kemi, KTH, 1977-08-09.
5. Project for the Handling and Storage of Vitrified High-Level Waste, KBS teknisk rapport nr 35 (SGTN 1977).
6. Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från upparbetning, del III Anläggningar, KBS (1977).
7. Handbook of Chemistry and Physics, 57th ed, CRC PRESS (1976-77).
8. Allard, B, Kipatsi, E, Rydberg, J; Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg. Institutionen för Kärnkemi CTH (1977-10-10).
9. Grundfelt, B; Translation and development of the BNWL-Geosphere Model, KBS teknisk rapport nr 10 (KEMAKTA Konsult AB, 1977).
10. Kjellbert, N; Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en PWR beräknade med ORIGEN, KBS teknisk rapport nr 1 (AB Atomenergi 1977).

11. Blomquist, R; Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg för förglasat högaktivt avfall, KBS teknisk rapport nr 45 (AB Atomenergi 1977).
12. Blomqvist, G; Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall, KBS teknisk rapport nr 8 (AB Atomenergi 1977).
13. Henriksson-Pettersson; Utredning rörande titans lämplighet som korrosionshärdig kapsling för kärnbränsleavfall, KBS teknisk rapport nr 11 (AB Atomenergi 1977).
14. Kärnbränslecykelns slutsteg, Förglasat avfall från upparbetning, Del II geologi, KBS (1977).
15. Blomqvist, G; Beräkning av utlakning av vissa fissionsprodukter och aktinider från en cylinder av franskt glas, TPM-MC-175 (AB Atomenergi 1977).
16. Burkholder, H C, Cloninger, M O; The Reconcentration Phenomenon of Radionuclide Chain Migration, BNWL-SA-5786 (1976).
17. Cloninger, M O; Clarification of Source-Related Assumptions in Leach Incident Modelling, MEMO 2/24/75, BNWL.

GETOUT:s indata och filorganisation.

Källstyrkorna och halveringstiderna läses från en fil som kan vara någon av I/U-enheterna 1 eller 2 (filens symboliska nummer läses in från kort på enhet nr 5). Filen är formatterad och varje post innehåller följande data för en nuklid: grundämnessymbol, masstal, halveringstid i år och källstyrkorna för ett antal tidpunkter motsvarande tidpunkterna för kapslingsgenombrott. Formatet är (A2, A4, 7E10.2). Grundämnessymbolen och masstalet skall stå vänsterjusterat i respektive fält. Den sista posten skall innehålla -1 i positionerna 1 och 2.

Utöver källstyrkefilen läses data från I/U-enhet nr 5. Dessa skall arrangeras som följer:

Post nr 1: De logiska variablerna LINK, PUNCH, WRITEX, MIGOUT, FLAG, FORMAT(5L5). Dessa variabler styr programmets output. Vid värdena .TRUE. inträffar följande:

LINK: Kedjefragmenten adderas så att alla nuklidens totala inflöde till recipienten erhålles. Resultatet plottas på radskrivaren.

PUNCH: Resultatet fås (förutom på radskrivare) även på stansade kort. Om LINK=.FALSE. är PUNCH verkningslös.

WRITEX: Resultatet skrivs ut i klartext bredvid radskrivarplotten. Verkningslös om LINK=.FALSE. .

MIGOUT: Kedjefragmenten listas var för sig.

FLAG: Ger spårutskrift om något kvadratrotsargument har blivit negativt vid beräkning av impulse-release för två- och trenuklidfragment. Verkningslös om MIGOUT=.FALSE. .

Om varken LINK eller MIGOUT=.TRUE. avbryts exekveringen med följande spårutskrift: NO OUTPUT WAS SPECIFIED AND AS IT IS LATE THE COMPUTER CHOOSSED TO TERMINATE EXECUTION .

Post nr 2: Sex heltalsvariabler: NZONE, JJ, NS, NUCS, IS och NQ i FORMAT(6I5).

NZONE = antalet hydrodynamiska zoner ( $\leq 10$ ) (ref. 9)

JJ = det symboliska numret på källstyrkefilen (=1 eller 2).

NS = antalet tidssteg vid beräkningen av ennuklidkedjor ( $\leq 300$ ).

NUCS = antalet nuklider med fler bidrag än ett ( $\leq 30$ ).

IS = antalet tidssteg vid summeringen av kedjefragmenten ( $\leq 200$ ).

NQ = antalet tidpunkter i källstyrkefilen ( $\leq 6$ ).

Post nr 3: Tidpunkten för kapslingsgenombrott (år efter uttaget ur reaktorn), utlakningstiden (år), diffusiviteten ( $m^2/s$ ), medeluppehållstiden i primärrecipienten (år), antal ton-ekvivalenter avfall (ton U i det obestrålade bränslet) som beräkningen skall göras för. FORMAT(5E10.2).

Därefter: En post för varje hydrodynamisk zon med: permeabilitet ( $m/s$ ), hydrostatisk gradient ( $m/m$ ), porositet alternativt sprickavstånd ( $m^3/m^3$  resp.  $m$ ), zonlängd ( $m$ ) och en logisk variabel som är .TRUE. om zonen består av poröst material och .FALSE. om zonen består av ett sprickigt medium. FORMAT(4E15.4, L5).

Därefter: Grundämnessymboler och masstal för de nuklider som har fler bidrag till inflödet i recipientern än ett. Sju nuklider i FORMAT(7(A2, A4)) ryms i varje post. Såväl grundämnessymbol som masstal skall vara vänsterjusterade i resp. fält.

Därefter: Två poster för varje nuklid som skall ingå i beräkningarna. Den första posten innehåller grundämnessymbol, masstal och en logisk variabel som om värdet är .TRUE. åstadkommer att tidsskalan blir linjär (normalt beräknas inflödet till recipienten med logaritmisk tidsskala). Den andra posten innehåller  $K_d$ -värdet för porösa material,  $K_a$ -värdet

för sprickiga medier och en dosfaktor. Postgruppen avslutas med en post med -1 i positionerna 1-2 och en blank post. FORMAT(A2, A4, L2/3E10.2).

Därefter: En post för varje tvånuklidkedja med samma fördröjningskoefficient för de båda ingående nukliderna. Posten innehåller grundämnessymboler och masstal vänsterjusterade i sina resp. fält. FORMAT(A2, A4, 4X, A2, A4). Nuklidernas inbördes ordning skall vara dotter - moder. Sist i gruppen läggs en post med -1 i positionerna 1-2.

Därefter: En post för var och en av de övriga tvånuklidkedjorna med grundämnessymbol och masstal för de båda nukliderna samt två logiska variabler INS och SUB. Om de logiska variablerna är .TRUE. inträffar följande:

INS: Bidraget från både moder- och dotternuklid beräknas (normalt beräknas endast bidraget från modernukliden).

SUB: Verkningslös i programmets nuvarande utformning.

Nuklidernas inbördes ordning skall vara moder - dotter. FORMAT(A2, A4, 4X, A2, A4, 2L2). Sist i gruppen läggs en post med -1 i positionerna 1-2.

Därefter: En post för varje trenuklidkedja. Posternas innehåll överensstämmer med posterna för tvånuklidkedjorna ovan så när som på att tre nuklider i ordningen mormor - mor - dotter ingår. FORMAT(A2, A4, 4X, A2, A4, 4X, A2, A4, 2L2). Sist i gruppen läggs en post med -1 i positionerna 1-2.

OBS! Om man vill göra en beräkning för enstaka två- eller trenuklidkedjor måste de ingående nukliderna först antingen beräknas som enkel nuklid eller de data som gäller nukliderna finnas tillgängliga på filerna med de symboliska numren 3 och 8 (se nedan).

I GETOUT används filer med symboliska nummer 1-17, 20 och 29. Användningen av dessa filer framgår av nedanstående beskrivning.

- 1 och 2: Källstyrkefiler (har beskrivits ovan). Om enhet nummer 1 används fås en utskrift "WASTE FORM: GLASS" och om 2:an används blir utskriften "WASTE FORM: UNPROCESSED FUEL".
- 3: Temporär fil som innehåller en formaterad post för varje nuklid. Varje post innehåller grundämnessymbol, masstal samt start- och sluttidpunkt för inflödet till recipienten. Benämnes "SPEED UP FILE" i spårutskrifter.
- 4: Temporär fil som innehåller en formaterad post för varje nuklid som har fler bidrag till inflödet till recipienten än ett.
- 5: Indatafil (normalt kortläsare) som beskrivits ovan.
- 6: Utfil (normalt radskrivare) för listning av indata och utskrift av spårutskrifter.
- 7: Utfil (normalt kortstans) för beräkningsresultat.
- 8: Oformaterad, temporär fil för nuklidernas grunddata. Filen innehåller en post för varje nuklid. Varje post innehåller grundämnessymbolen, masstalet, halveringstiden, fördröjningsfaktorn, källstyrkan vid tidpunkten för kapslingsgenombrott, den logiska variabel som styr valet mellan linjär och logaritmisk tidsskala (se ovan), dispersionskoefficienten och dosfaktorn. Filen benämnes "TEMPORARY DATA FILE" i spårutskrifterna.
- 9 - 12: Formaterade utfiler för listning av individuella sönderfallskedjefragment. Skrivs endast om MIGOUT= .TRUE. (se ovan).
- 13 - 16: Oformaterade utfiler för beräkningsresultat för sönderfallskedjefragmenten.
- 17: Oformaterad utfil för sönderfallskedjefragmentens dosbidrag.

- 20:           Formatterad utfil för plottning på radskrivare av nuklidernas totala inflöde till recipienten.
- 29:           Dummy-fil som används vid formatterad in- och utmatning till kärnminnet (systemberoende IBM-option).

Nuklidernas halveringstider, källstyrkor och viktmängder  
100 år efter uttaget ur reaktorn

Nuklid	Halveringstid (år)	Källstyrka (Ci/ton U)	Molär viktmängd (mol/ton U)	Viktmängd (g/ton U)
Sr-90	$2.81 \cdot 10^1$	$6.46 \cdot 10^3$	$5.1 \cdot 10^{-1}$	$4.6 \cdot 10^1$
Zr-93	$1.5 \cdot 10^6$	$1.86 \cdot 10^0$	$7.8 \cdot 10^0$	$7.3 \cdot 10^2$
Tc-99	$2.12 \cdot 10^5$	$1.43 \cdot 10^1$	$8.5 \cdot 10^0$	$8.4 \cdot 10^2$
I-129	$1.7 \cdot 10^7$	$1.14 \cdot 10^{-31})$	$5.4 \cdot 10^{-21})$	$7.0 \cdot 10^{01})$
Cs-135	$3.0 \cdot 10^6$	$2.52 \cdot 10^{-1}$	$2.1 \cdot 10^0$	$2.9 \cdot 10^2$
Cs-137	$3.02 \cdot 10^1$	$1.08 \cdot 10^4$	$9.1 \cdot 10^{-1}$	$1.2 \cdot 10^2$
Ra-226	$1.6 \cdot 10^3$	$9.28 \cdot 10^{-7}$	$4.1 \cdot 10^{-9}$	$9.4 \cdot 10^{-7}$
Th-229	$7.34 \cdot 10^3$	$7.08 \cdot 10^{-7}$	$1.5 \cdot 10^{-8}$	$3.3 \cdot 10^{-6}$
Th-230	$8.0 \cdot 10^4$	$2.52 \cdot 10^{-5}$	$5.6 \cdot 10^{-6}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$
Th-232	$1.41 \cdot 10^{10}$	$3.60 \cdot 10^{-11}$	$1.4 \cdot 10^{-6}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$
Pu-231	$3.25 \cdot 10^4$	$2.01 \cdot 10^{-5}$	$1.8 \cdot 10^{-6}$	$4.2 \cdot 10^{-4}$
U-232	$7.36 \cdot 10^1$	$2.67 \cdot 10^{-5}$	$5.5 \cdot 10^{-9}$	$1.3 \cdot 10^{-6}$
U-233	$1.62 \cdot 10^5$	$1.44 \cdot 10^{-4}$	$6.5 \cdot 10^{-5}$	$1.5 \cdot 10^{-2}$
U-234	$2.47 \cdot 10^5$	$1.11 \cdot 10^{-2}$	$7.7 \cdot 10^{-3}$	$1.8 \cdot 10^0$
U-235	$7.1 \cdot 10^8$	$1.49 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-2}$	$6.9 \cdot 10^0$
U-236	$2.39 \cdot 10^7$	$2.95 \cdot 10^{-4}$	$2.0 \cdot 10^{-2}$	$4.7 \cdot 10^0$
U-238	$4.51 \cdot 10^9$	$3.15 \cdot 10^{-4}$	$4.0 \cdot 10^0$	$9.5 \cdot 10^2$
Np-237	$2.14 \cdot 10^6$	$3.44 \cdot 10^{-1}$	$2.1 \cdot 10^0$	$4.9 \cdot 10^2$
Pu-238	$8.6 \cdot 10^1$	$2.67 \cdot 10^1$	$6.4 \cdot 10^{-3}$	$1.5 \cdot 10^0$
Pu-239	$2.44 \cdot 10^4$	$1.68 \cdot 10^0$	$1.1 \cdot 10^{-1}$	$2.7 \cdot 10^1$
Pu-240	$6.58 \cdot 10^3$	$9.93 \cdot 10^0$	$1.8 \cdot 10^{-1}$	$4.4 \cdot 10^1$
Pu-241	$1.32 \cdot 10^1$	$5.20 \cdot 10^0$	$1.9 \cdot 10^{-4}$	$4.6 \cdot 10^{-2}$
Pu-242	$3.79 \cdot 10^5$	$7.87 \cdot 10^{-3}$	$8.3 \cdot 10^{-3}$	$2.0 \cdot 10^0$
Pu-244	$8.0 \cdot 10^7$	$8.94 \cdot 10^{-13}$	$2.0 \cdot 10^{-10}$	$4.9 \cdot 10^{-8}$
Am-241	$4.58 \cdot 10^2$	$2.29 \cdot 10^2$	$2.9 \cdot 10^{-1}$	$7.1 \cdot 10^1$
Am-242M	$1.52 \cdot 10^2$	$5.30 \cdot 10^0$	$2.3 \cdot 10^{-3}$	$5.4 \cdot 10^{-1}$
Am-243	$7.37 \cdot 10^3$	$2.09 \cdot 10^1$	$4.3 \cdot 10^{-1}$	$1.0 \cdot 10^2$
Cm-242	$4.47 \cdot 10^{-1}$	$4.35 \cdot 10^0$	$5.4 \cdot 10^{-6}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$
Cm-243	$3.2 \cdot 10^1$	$4.54 \cdot 10^{-1}$	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$9.9 \cdot 10^{-3}$
Cm-244	$1.76 \cdot 10^1$	$6.52 \cdot 10^1$	$3.2 \cdot 10^{-3}$	$7.8 \cdot 10^{-1}$
Cm-245	$9.3 \cdot 10^3$	$4.28 \cdot 10^{-1}$	$1.1 \cdot 10^{-2}$	$2.7 \cdot 10^0$
Cm-246	$5.5 \cdot 10^3$	$9.07 \cdot 10^{-2}$	$1.4 \cdot 10^{-3}$	$3.4 \cdot 10^{-1}$

<sup>1)</sup> Baserat på att 3 % följer med avfallsströmmen vid upparbetning och förglasning.



Antaganden och approximationer vid beräkningar i aktinidernas sönderfallskedjor.

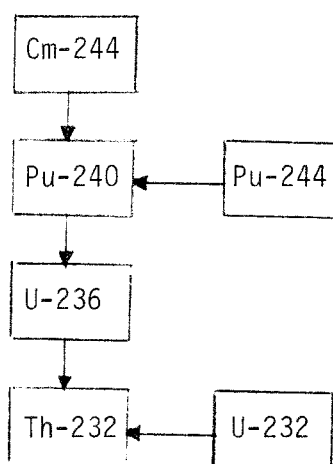
Vid beräkningar av sönderfallskedjefragment med fler än tre nuklidens längd har två approximationer tillgripits:

- 1) RADIOAKTIV JÄMVIKT: då en dotternuklid har avsevärt kortare halveringstid än modernukliden uppstår så småningom en jämviktssituation där dotternukliden sönderfaller lika fort som den bildas.
- 2) KORTLIVAD MODERNUKLID: då dotternukliden har avsevärt längre halveringstid än modernukliden och modernuklidens halveringstid är kort i förhållande till utlakningstiden kan man ansätta att modernukliden avklingar helt i avfallskapseln.

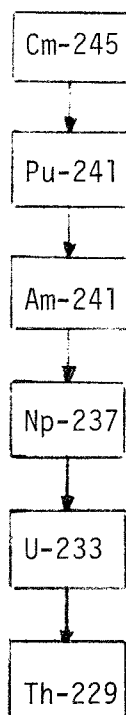
För Th-230 och Ra-226 har en speciallösning tillgripits vid beräkningen av bidragen från U-238. Inventariet av U-238 i avfallet har delats upp i två pseudo-inventarier av U-234 m h a sönderfallsekvationen för en tvånuklidkedja. På detta sätt har den formella kedjelängden kunnat förkortas med en nuklid, dvs Ra-226 från U-238 har kunnat beräknas som skillnaden mellan bidragen från två fiktiva trenuklidkedjor och Th-230 från U-238 som skillnaden mellan två fiktiva tvånuklidkedjor.

I bifogade figurer redovisas i detalj hur beräkningarna av sönderfallskedjorna har gått till. I figurerna benämnes kedjefragment med 1, 2 resp. 3 nuklider med SINGLE, DOUBLE och TRIPLE efter de subrutiner i GETOUT där beräkningen sker (se bilaga 2 för programlogiken). De använda speciallösningarna har benämnts APPROX 1 (radioaktiv jämvikt), APPROX 2 (kortlivad modernuklid) och PSEUDO (uppdelning av U-238 inventariet på två pseudo-inventarier av U-234).

Beräkningslogik för 4N-kedjan

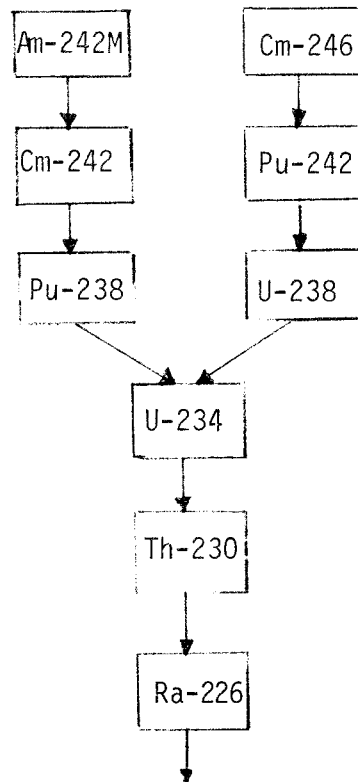


<u>Cm-244</u> från Cm-244: SINGLE	<u>Th-232</u> från Cm-244: TRIPLE (Th-232 från Pu-240 med APPROX 2)
<u>Pu-240</u> från Cm-244: DOUBLE	från Pu-244: försummas (se ovan)
från Pu-244: försummas (inventariet av Pu-244 är mycket litet)	från Pu-240: TRIPLE
<u>Pu-244</u> från Pu-244: SINGLE	från U-236: DOUBLE
från Pu-240: SINGLE	från U-232: försummas (inventariet av U-232 är litet i förhållande till inventariet i resten av kedjan)
<u>U-236</u> från Cm-244: TRIPLE	från Th-232: SINGLE
från Pu-244: försummas (se ovan)	<u>U-232</u> från U-232: SINGLE
från Pu-240: DOUBLE	
från U-236: SINGLE	

Beräkningslogik för 4N + 1-kedjan

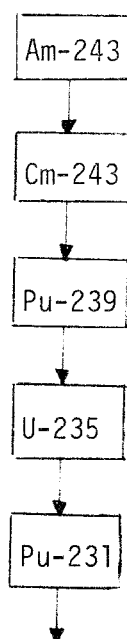
<u>Cm-245</u> från Cm-245:	SINGLE	<u>U-233</u> från Cm-245:	TRIPLE (halveringstiderna för Pu-241 och Am-241 $\ll$ halveringstiden för Cm-245)
<u>Pu-241</u> från Cm-245:	försummas p g a kort halveringstid för Pu-241		
	från Pu-241: SINGLE		
<u>Am-241</u> från Cm-245:	DOUBLE (halveringstiden för Pu-241 $\ll$ halveringstiden för Cm-245)		
	från Pu-241: DOUBLE	från Pu-241:	TRIPLE (U-233 från Am-241 med APPROX 2)
	från Am-241: SINGLE	från Am-241:	TRIPLE
<u>Np-237</u> från Cm-245:	DOUBLE (halveringstiderna för Pu-241 och Am-241 $\ll$ halveringstiden för Cm-245)	från Np-237:	DOUBLE
	från Pu-241: försummas (inventarieret av Pu-241 $\ll$ inventarieret för Am-241)	från U-233:	SINGLE
	från Am-241: DOUBLE	<u>Th-229</u> från Cm-245:	försummas (inventarieret av Cm-245 $\ll$ än inventarierena av Np-237 och Am-241)
		från Pu-241 och Am-241:	TRIPLE (Th-229 från Np-237 med APPROX 2)
		från Np-237:	TRIPLE
		från U-233:	DOUBLE
		från Th-229:	SINGLE

## Beräkningslogik för 4N + 2-kedjan



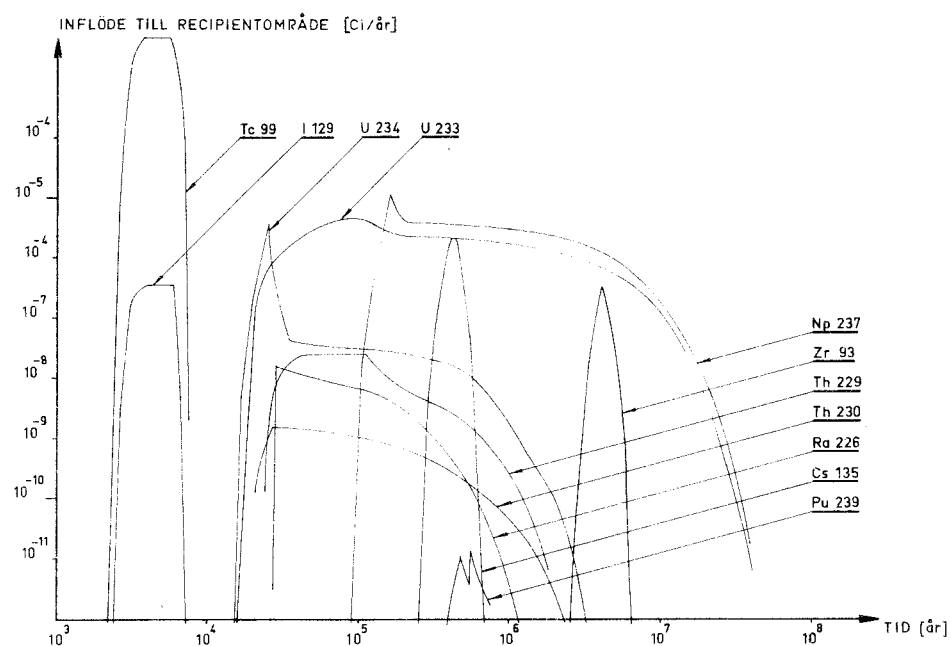
<u>Am-242M</u>	från Am-242M: SINGLE	från Pu-242: försummas (inventariet av Pu-242 <<inventariet av U-238)
<u>Cm-242</u>	från Am-242M: försummas (både moder- och dotternuklid har korta halveringstider och höga fördröjningsfaktorer)	från U-238: DOUBLE
	från Cm-242: SINGLE	från U-234: SINGLE
<u>Pu-238</u>	från Am-242M: DOUBLE (halveringstiden för Cm-242 <<halveringstiden för Am-242M)	<u>Th-230</u> från Th-230: SINGLE
	från Cm-242: försummas (inventariet av Cm-242 <<inventarierna av Pu-238 och Am-242M)	från U-234: DOUBLE
	från Pu-238: SINGLE	från U-238: DOUBLE (med PSEUDO)
<u>Cm-246</u>	från Cm-246: SINGLE	från Pu-242: DOUBLE (U-238 från Pu-242 med APPROX 1)
<u>Pu-242</u>	från Cm-246: DOUBLE	från Cm-246: försummas (se U-238 från Cm-246)
	från Pu-242: SINGLE	från Pu-238: TRIPLE
<u>U-238</u>	från Cm-246: försummas (inventariet av Cm-246 <<inventariet av U-238)	från Cm-242: TRIPLE (Th-230 från Pu-238 med APPROX 2)
	från Pu-242: DOUBLE	från Am-242M: TRIPLE (halveringstiderna för Cm-242 och Pu-238 < halveringstiden för Am-242M)
	från U-238: SINGLE	<u>Ra-226</u> från Ra-226: SINGLE
<u>U-234</u>	från Am-242M: DOUBLE (halveringstiderna för Cm-242 och Pu-238 < halveringstiden för Am-242M)	från Th-230: DOUBLE
	från Cm-242: DOUBLE (U-234 från Pu-238 med APPROX 2)	från U-234: TRIPLE
	från Pu-238: DOUBLE	från U-238: TRIPLE (med PSEUDO)
	från Cm-246: försummas (se U-238 från Cm-246)	från Pu-242: DOUBLE (U-238 från Pu-242 med APPROX 1)
		från Cm-246: försummas (se U-238 från Cm-246)
		från Pu-238, Cm-242 och Am-242M: TRIPLE (Ra-226 från U-234 med APPROX 2)

Beräkningslogik för 4N + 3-kedjan

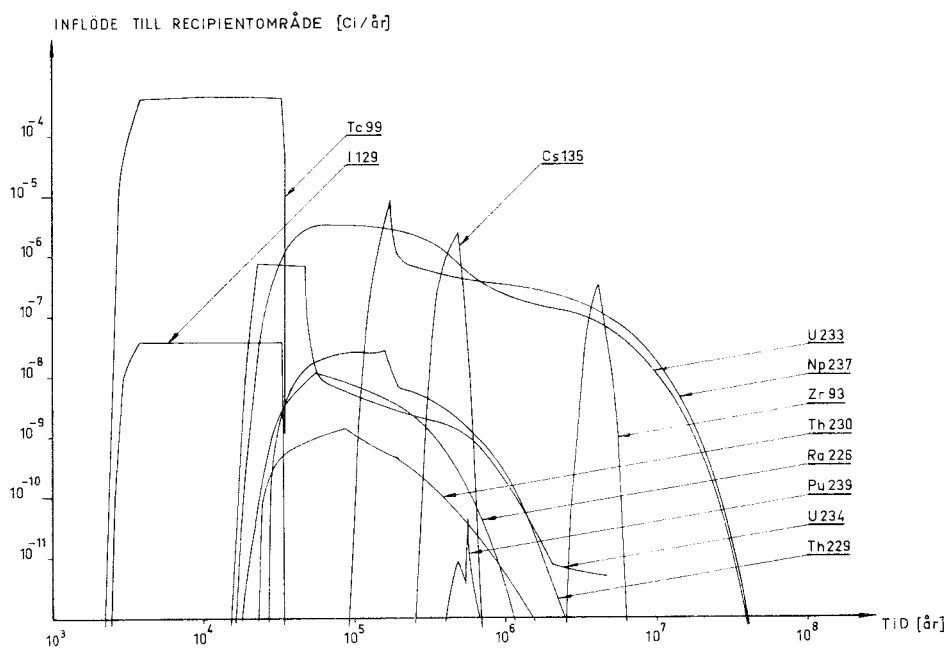


<u>Am-243</u>	från Am-243: SINGLE		från Cm-243: försummas (inventariet av Cm-243 är litet i förhållande till inventariet av Am-243)
<u>Cm-243</u>	från Am-243: DOUBLE		
	från Cm-243: SINGLE		
<u>Pu-239</u>	från Am-243: DOUBLE (halveringstiden för Cm-243 << än halveringstiden för Am-243)		från Pu-239: DOUBLE
	från Cm-243: DOUBLE	<u>Pa-231</u>	från Am-243 och Cm-243: TRIPLE (Pa-231 från Pu-239 med APPROX 2)
	från Pu-239: SINGLE		från U-235: SINGLE
<u>U-235</u>	från Am-243: TRIPLE (se Pu-239 från Am-243)		från Pu-239: TRIPLE
			från U-235: DOUBLE
			från Pa-231: SINGLE

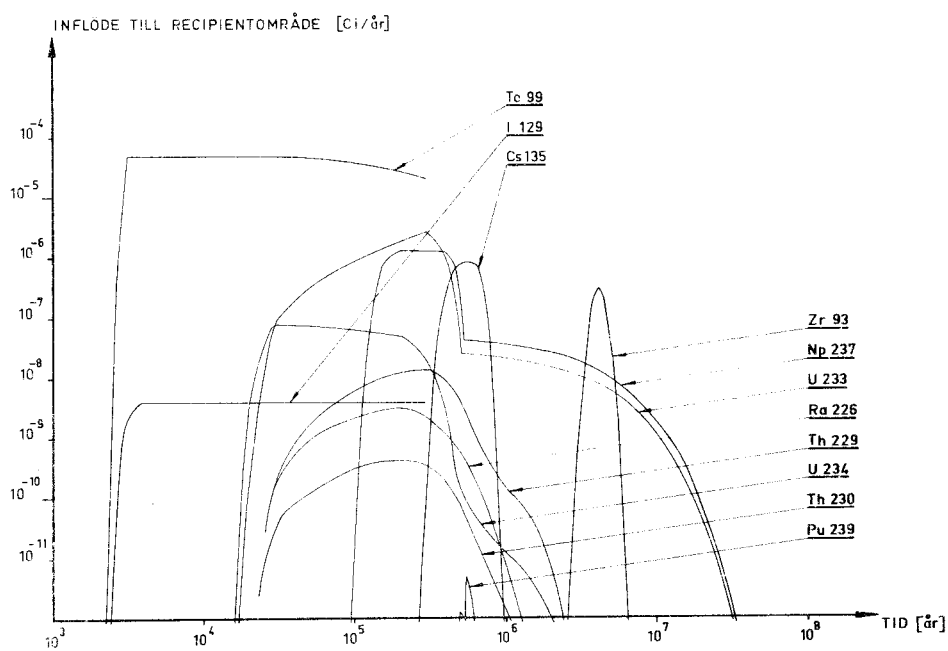
## Inflödeskromatogram för några olika utlakningshastigheter



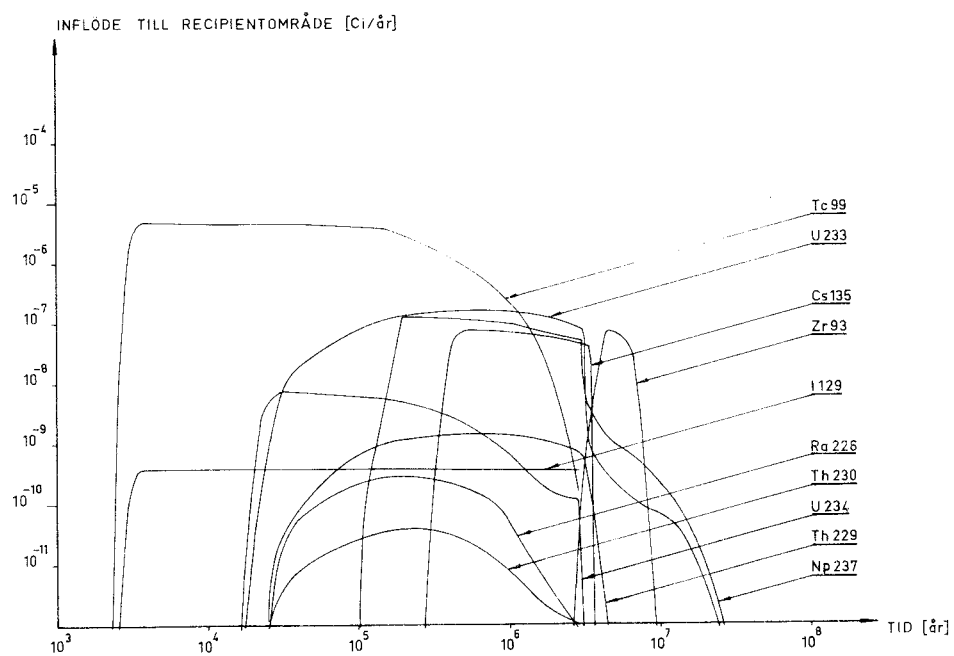
A: Utlakningstid 3.000 år



B: Utlakningstid 30.000 år



C: Utlakningstid 300.000 år



D: Utlakningstid 3.000.000 år

## 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  
Slutrappport 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  
Clasteknisk 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 Gjöstydal  
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
- 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