

**SKBF**  
**KBS**

**TEKNISK**  
**RAPPORT**

**81-02**

**Radiologisk exponering från strand-  
sediment innehållande torium-229**

Karl Anders Edvardsson  
Sverker Evans

Studsvik Energiteknik AB, 1981-01-27

RADIOLOGISK EXPONERING FRÅN STRANDEDIMENT  
INNEHÅLLANDE TORIUM-229

Karl Anders Edvardsson  
Sverker Evans

Studsvik Energiteknik AB, 1981-01-27

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

En förteckning över hittills utkomna rapporter i denna serie under 1981, återfinns i slutet av rapporten. Uppgift om KBS tidigare tekniska rapporter från 1977-1978 (TR 121), 1979 (TR 79-28) och 1980 (TR 80-26) kan erhållas från SKBF/KBS.

**RADIOLOGISK EXPONERING FRÅN  
STRANDEDIMENT INNEHÅLLANDE  
TORIUM-229**

**Karl Anders Edvardsson  
Sverker Evans**

1981-01-27

Karl-Anders Edvardsson,  
Sverker Evans

RADIOLOGISK EXPONERING FRÅN SANDSEDIMENT  
INNEHÅLLANDE TORIUM-229.

HUVUDINNEHÅLL

Radiologiska säkerhetsstudier visar att externexponeringen av torium-229 från slutlagrat högaktivt avfall kan ge ett signifikant dosbidrag till kritisk grupp och befolkning.

Beräkningar av stråldoser har tidigare utförts för ekosystem på regional, intermediär och global nivå, där det intermediära systemet utgörs av Östersjön. Det externa stråldosbidraget från torium-229 i insjö- och kustalternativen ger upphov till den större delen av stråldosen från denna nuklid. Beräkningen av dosbidraget från torium-229 är emellertid osäker beroende på brister i tillgänglig information. I vissa fall har överkonserverativa antaganden använts vid beräkningar. Å andra sidan har inte hänsyn tagits varken till dotterprodukter eller till  $\beta$ -strålning i sönderfallskedjan för torium-229 vilket kan leda till underskattningar.

För att skapa ett mera realistiskt underlag för beräkning av externdoser har fältmätningar utförts med avseende på toriumhalter i strandmaterialet. Hänsyn tas både till dotterprodukter och  $\beta$ -strålning. Beräkningarna omfattar även doser från internt deponerat torium-229.

Den externa  $\gamma$ -dosraten vid en beläggning av  $1 \mu\text{Ci m}^{-2}$  blir  $5 \cdot 10^{-6} \text{ rem h}^{-1}$ .  $\beta$ -strålningen ger en dosinteckning av samma storleksordning som  $\gamma$ -strålningen. Som huddos motsvaras  $\beta$ -dosraten  $10^{-4} \text{ rem h}^{-1}$ . Dosen till skelettet vid ett intag av  $1 \mu\text{Ci}$  torium-229 blir 90 rem.

Utfört inom ramen för kollektivforskningsprogrammet i samarbete med SKBF/KBS.

Godkänd av



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	<u>Sid</u>
SUMMARY	1
1. INLEDNING	3
2. FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR BERÄKNINGARNA	5
2.1 Extern exponering	5
2.2 Intern exponering	5
3. RESULTAT	6
3.1 Fältmätningar	6
3.2 Dosberäkningar	7
3.3 Dosberäkningar relaterade till BIOPATH	7
4. KOMMENTARER	9
REFERENSFÖRTECKNING	13
TABELLER	
BILAGOR	
A. Formler och metodik för beräkning av extern $\beta$ - och $\gamma$ -dos	
B. Formler och metodik för beräkning av intern dos	
C. Fältmätning	

1981-01-27

RADIOLOGICAL EXPOSURE FROM SHORE SEDIMENTS  
CONTAINING THORIUM-229

## SUMMARY

External and internal exposure from thorium-229 entering the aquatic recipient from a hypothetical fuel repository for HLW and contaminating the shore has been investigated. Earlier calculations performed with the computer code BIOPATH showed that the external exposure pathways will give rise to the main contribution to the total dose burden. However, the dose assessments are uncertain. Thus an equal accumulation of thorium has been assumed in bottom sediments and shore sediments, and that no shielding occurs. This will lead to an overestimation of the radiation dose. Neither daughter products nor  $\beta$ -radiation in the decay chain of thorium-229 has been considered which in turn can lead to an underestimation of the dose.

The aim of the present study is to carry out more realistic calculations of the external and internal exposure of thorium-229, considering both daughter products and  $\beta$ -radiation. The external dose has been assessed under the assumptions that:

- thorium-229 in the shore sediment is in steady state with its daughter products
- the activity is homogenously distributed in the shore sediment
- radiation absorption occurs in air.

The calculations have been performed for the heights 1.0 and 0.1 m above the ground.

To determine the horizontal and vertical distribution of naturally occurring thorium in shore sediments, field measurements were performed. A homogenous distribution of thorium can be considered relevant for the further dose calculations.

1981-01-27

The external  $\gamma$ -dose rate from 1  $\mu\text{Ci}$  of thorium deposited on the shore was calculated to  $5 \cdot 10^{-6}$   $\text{rem h}^{-1}$ . The contribution from  $\beta$ -radiation will give a dose commitment of the same order of magnitude. As skin dose the  $\beta$ -dose rate is equivalent to  $1 \cdot 10^{-4}$   $\text{rem h}^{-1}$ . The dose commitment to the skeleton for an intake of 1  $\mu\text{Ci}$  of thorium-229 is 90 rem.

1981-01-27

## 1. INLEDNING

Med hjälp av datorprogrammet BIOPATH (1) har spridningen av torium-229 simulerats i ett antal scenarios där den tids- och rumsmässiga exponeringen av kritisk grupp samt till befolkningen har beräknats. Inflödet av torium-229 till biosfären har definierats dels genom det radioaktiva flödet som via grundvattnet når kontaktytan mellan geo- och biosfären, dels genom sönderfallet av dess långlivade modernuklid, uran-233, som redan nått biosfären. Beräkningarna av dosbelastningen har gjorts för ekosystem på regional, intermediär och global nivå. Den intermediära nivån utgöres av Östersjön. BIOPATH beräknar den maximala stråldosen till individ i den sk kritiska gruppen samt den maximala kollektiva årsdosen. Vid modellsimuleringarna har olika alternativ av inflödena till biosfären prövats; brunn, insjö och Östersjökust. För mer ingående detaljer avseende modelluppställning och beräkninggång hänvisas till (1).

Resultaten av BIOPATH-beräkningarna visar att exponeringsbilden i brunnsalternativet helt domineras av dricksvattenkonsumtionen. Vad avser belastningen från torium-229 i insjö- och kustalternativen ger den externa exponeringen från fiskeredskap och strandvistelse upphov till den större delen av stråldosen. Emellertid är den beräknade dosbelastningen från torium-229 osäker beroende på brister i den tillgängliga informationen rörande transportdynamiken mellan jord-vatten, vattensediment etc samt anrikningen i olika delar av biosfären. Sålunda har antagits att sjö- och havsstrand till 100 % består av bottensediment samt att ingen attenuering av strålningen sker vilket kan leda till en överskattning av dosen.



1981-01-27

Ej heller har hänsyn tidigare tagits varken till dotterprodukterna eller till  $\beta$ -strålningen i sönderfallskedjan för torium-229, vilket i sin tur kan leda till en underskattning av dosen.

För att minska osäkerhetsintervallet har beräkningar gjorts där hänsyn tagits till både dotterprodukter och  $\beta$ -strålning. Beräkningarna omfattar dels dosen från internt deponerat torium-229 + dotterprodukter och dels den externa dos som erhålles vid vistelse på sjö- och havsstrand, där sediment och strandmaterial antas innehålla torium-229 + dotterprodukter.

För att belysa vilken beräkningstyp som kan anses relevant har fältmätningar utförts för att bestämma aktivitetens djupfördelning i strandzonen samt eventuell gradient i den horisontella aktivitetsfördelningen. Prover har tagits och analyserats med avseende på torium.

Stråldosberäkningarna i detta arbete har utförts av K A Edvardsson.

1981-01-27

## 2. FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR BERÄKNINGARNA

Beräkningarna har gjorts för exponering från kontaminerad strand/mark samt intern exponering i samband med att aktiviteten kommit in i kroppen.

### 2.1 Extern exponering

Externdosen har beräknats för  $\beta$ - och  $\gamma$ -strålning under följande förutsättningar:

- Torium-229 i strandmaterialet är i jämvikt med sina dotterprodukter. (Dotterprodukter: se Bilaga A.8.)
- Aktiviteten finns homogent fördelad i sediment och strandmaterial.
- Strålningsabsorption sker i luft.
- Beräkningarna har gjorts för 1.0 resp 0.1 meter över markplanet. Ytan har antagits vara dels ett cirkulärt område med radien 100 meter resp 10 meter dels ett rektangulärt område med sidorna 20x200 meter. Det senare kan mer anses motsvara en reell strandkonfiguration än vad en stor cirkulär yta gör. Jämförelse göres mellan resultaten för de olika ytorna och aktivitetsfördelningarna.

Vid beräkningarna antas att torium-229 är homogent fördelat i ett 3.5 cm djupt sedimentlager. Detta djup motsvarar 1.44 x HVL (Th-229). Aktivitetsmängden i detta lager antas vara  $1 \mu\text{Ci m}^{-2}$ .  $\beta$ -doserna beräknas med hänsyn till luftabsorptionen. För formler och detaljerade beräkningar samt definition av HVL, se Bilaga A.

### 2.2 Intern exponering

Beräkningen av den interna exponeringen har gjorts för det fall då torium-229 aktivitet kommit in i kroppen via intag med föda. Denna intagsväg får anses vara den mest sannolika, i synnerhet för barn som leker i sanden. Beräkningarna har baserats på data från ICRP-2 (2) och redovisas i detalj i Bilaga B.

1981-01-27

## 3. RESULTAT

3.1 Fältmätningar

För att studera torium-aktivitetens fördelning horisontellt och vertikalt i strandmaterial insamlades ett antal prov från en sandstrand vid Tvären. En serie provtagningspunkter lades vinkelrätt mot vattenlinjen. På 4 stationer togs 7 st sandproppar vilka skiktades vertikalt i 0-5, 5-10 och 20-30 cm. Respektive skikt slogs ihop på varje station för att få en medelvärdesbild av aktivitetskoncentrationen på detta djup. Provtagningsstationernas läge i förhållande till vattenlinjen samt de resulterande torium-halterna visas i Figur C.1.

Fältmätningarna uppvisade en varierande halt av torium i strandmaterialet. En viss samvariation med avståndet från medelvattenlinjen kunde spåras. Över vattenlinjen erhöles de högsta värdena i de djupaste proverna, medan det högsta medelvärdet under vattenlinjen registrerades i det översta sandlagret. I sköljzonen var fördelningen av torium relativt jämn. Som grundhypotes antas en homogen fördelning av torium i strandmaterialet.

Omvandling till ytaktivitet

Aktivitetskoncentration A Bq kg<sup>-1</sup>  
Sandens densitet B kg dm<sup>-3</sup>

För ett 3.5 cm sandskikt blir ytaktiviteten

$$A \cdot B \cdot 3.5 \cdot 10^{-1} \text{ Bq dm}^{-2}$$

1 Bq =  $2.7 \cdot 10^{-5}$   $\mu\text{Ci}$  ger ytaktiviteten

$$A \cdot B \cdot 35 \cdot 2.7 \cdot 10^{-5} \mu\text{Ci m}^{-2}$$

Tabell C.1 ger ytaktiviteten baserad på resultat från fältmätningarna för ett sanddjup av 3.5 cm.

1981-01-27

### 3.2 Dosberäkningar

Tabell 1 ger den beräknade externdosen från torium-229 + dotterprodukter för olika ytor och avstånd från strålkällan. Med antagandet att torium-229 är jämnt fördelat i skiktet  $1.44 \times \text{HVL}$  (Th-229) erhålls en dosrat av  $1.3 \cdot 10^{-4}$  ( $\beta$ -dos) -  $5.1 \cdot 10^{-6}$  ( $\gamma$ -dos)  $\text{rem h}^{-1}$ . Eftersom  $\gamma$ -energin är olika både mellan dotterprodukterna och i förhållande till torium-229, avpassas döttrarnas aktivitet i förhållande till jämviktstillståndet i skiktet  $1.44 \cdot \text{HVL}$  (Th-229).

Tabell 2 ger den beräknade interndosen (viktad helkropps-dos) från torium-229 + dotterprodukter för en intagen aktivitet smängd av  $1 \mu\text{Ci}$ . Av resultaten framgår att dosen till ben blir ungefär 88 rem vilket motsvarar en ekvivalent helkropps-dos av 2.6 rem.

### 3.4 Dosberäkningar relaterade till BIOPATH

Tidigare har spridningen av torium-229 simulerats med datorprogrammet BIOPATH i ett antal scenarios och aktiviteten i sediment och strandmaterial har beräknats. I en av dessa beräkningar utgick man från ett utsläpp av  $1 \text{ Ci}$  torium-229 under 100 år och studerade aktiviteten i sediment och strandmaterial efter olika tidsförlopp. Resultatet framgår av Tabell 3. Utgående från dessa aktiviteter har sedan den externa  $\gamma$ -dosraten beräknats. Härvid utgick man från en ytkälla med radien 100 meter samt exponering 1 meter ovan markplanet. Hänsyn togs till luftabsorptionen men ej till dotterprodukterna från torium-229 eller till  $\beta$ -strålningen. Som exempel erhöles en sedimentaktivitet i regionen efter 100 år på  $1.9 \cdot 10^{-1} \mu\text{Ci m}^{-2}$  och en externdos av  $5.4 \cdot 10^{-6} \text{ rem år}^{-1}$  (Tabell 3).

Med samma sedimentaktivitet som utgångsvärde ger beräkningarna följande dosrater vid 90 tim exponering per år:

1981-01-27

Aktiviteten homogent fördelad.  $1.9 \cdot 10^{-1}$   $\mu\text{Ci}$  torium-229  $\text{m}^{-2}$  i skiktet 1.44 HVL (Th-229) i meter.  $\gamma$ -dos.  $R = 100$  m. 1 m över marken. (Tabell 1.)  $5.06 \cdot 10^{-6} \cdot 1.9 \cdot 10^{-1} = 9.61 \cdot 10^{-7}$   $\text{rem} \cdot \text{h}^{-1} = 8.65 \cdot 10^{-5}$   $\text{rem} \cdot \text{år}^{-1}$ .

$\beta$ -dos.  $R = 10$  m. 1 m över marken (Tabell 1).  $1.22 \cdot 10^{-5} \cdot 1.9 \cdot 10^{-1} = 2.32 \cdot 10^{-6}$   $\text{rem} \cdot \text{h}^{-1} = 2.09 \cdot 10^{-4}$   $\text{rem} \cdot \text{år}^{-1}$ .

$\beta$ -dos.  $R = 10$  m. 0.1 m över marken (Tabell 1).  $1.30 \cdot 10^{-4} \cdot 1.9 \cdot 10^{-1} = 2.47 \cdot 10^{-5}$   $\text{rem} \cdot \text{h}^{-1} = 2.22 \cdot 10^{-3}$   $\text{rem} \cdot \text{år}^{-1}$ .

Med viktad  $\beta$ -dos erhålls summan av  $\gamma$ - och  $\beta$ -dos:

Aktivitet homogent fördelad. 1 m över marken  $9.61 \cdot 10^{-7} + 0.01 \cdot 2.32 \cdot 10^{-6} = 9.84 \cdot 10^{-7}$   $\text{rem} \cdot \text{h}^{-1} = 8.86 \cdot 10^{-5}$   $\text{rem} \cdot \text{år}^{-1}$ .

1981-01-27

## 4. KOMMENTARER

Den kontamineringsituation där aktiviteten  $1 \mu\text{Ci m}^{-2}$  tänkes samlad på ytan som är cirkelrund med stor radie (100 meter) och ingen dämpning av  $\gamma$ -strålningen antas ske vare sig i strandmaterialet eller luften, är en hypotetisk situation men kan användas som referensvärde och referensyta.

Som framgår av Tabell A1 blir  $\gamma$ -dosraten 1 meter över marken för denna referensyta  $4.3 \cdot 10^{-6}$  rad  $\text{h}^{-1}$ . En minskning av ytans radie till 10 meter innebär en halvering av  $\gamma$ -dosraten. Detsamma händer om ytan räknas som rektangelformad med sidorna  $20 \times 200$  m. Detta innebär att för ytor med mer än 10 meters radie spelar ytans storlek och form en mindre roll när det gäller dosraten från  $\gamma$ -strålning. Detsamma gäller höjden över marken. Om radien är 10 meter kommer en minskning av höjden från 1.0 till 0.1 meter endast att ge en fördubbling av  $\gamma$ -dosraten. Luftabsorptionen har endast en obetydlig inverkan på  $\gamma$ -dosraten beroende på att den del av ytan som ger den största delen av  $\gamma$ -dosraten har en radie som är mindre än 10 meter.

Om man istället för ytbeläggning antar att torium-229 är homogent fördelat i sediment och strandmaterial finner man att  $\gamma$ -dosraten ökas obetydligt jämfört med referensfallet (Tabell 1). Att ändringen innebär en liten ökning beror på att flera av dotterprodukterna har  $\gamma$ -energier som är högre än de för torium-229 och därmed erhåller ett något tjockare halvvärdesskikt.

$\beta$ -doserna har beräknats med hänsyn till luftabsorptionen. Ingen av de här förekommande  $\beta$ -partiklarna har en räckvidd över 10 meter, i de flesta fall är den avsevärt kortare. Höjden över

1981-01-27

marken har en kraftig inverkan på  $\beta$ -dosraten. En ändring från 1.0 meter till 0.1 meter över marken ökar totala  $\beta$ -dosraten med en tiopotens. I jämförelse med  $\gamma$ -dosraten är  $\beta$ -dosraten ungefär 30 gånger högre vid höjden 1 meter över marken och ungefär 300 gånger högre vid höjden 0.1 meter över marken. Dessa värden gäller endast om aktiviteten förutsättes finnas på ytan. Vid homogen fördelning av aktiviteten i sediment och strandmaterial är det endast aktivitet i det allra översta skiktet som kan ge bidrag till  $\beta$ -dosraten och för torium-229 + dotterprodukter innebär detta en reducering av  $\beta$ -dosraten med en faktor 0.1.

$\beta$ -dosen är i huvudsak en huddos. Enligt beräkningen (ej redovisade här) visar det sig att den  $\beta$ -dos som huden erhåller vid direkt kontakt med strandmaterialet eller vid avstånd mycket mindre än 10 cm är ungefär lika med dosen vid 10 cm avstånd beräknade enligt Loevingers formel.

Vid låga  $\beta$ -energier ( $\beta$ -max < 0.4 MeV) blir det en underskattning av dosen ( $\sim 3.5$  ggr) medan det vid högre  $\beta$ -energier ( $\beta$ -max > 1) blir en överskattning ( $\sim 1.5$  ggr). Vid avstånd < 10 cm ger Loevingers formel en överskattning för samtliga energier som det här är fråga om ( $\beta$ -max  $\leq 2$  MeV) och denna överskattning ökar om avståndet ytterligare minskar.

Enligt ICRP används viktningsfaktorn 0.01 för hud vid beräkning av ekvivalent helkroppsdos. Tillämpat på de här erhållna  $\beta$ -doserna ger detta en ekvivalent helkroppsdos som är lika med eller lägre än den beräknade helkropps-dosen från extern  $\gamma$ -strålning.

1981-01-27

Vid beräkning av externdosen har det underförståtts att ytan varit plan. I verkligheten är detta inte fallet och ojämnheter i markplanet kommer att ge en skuggande verkan, i synnerhet vid höjden 0.1 meter ovan mark.

Ytans form kan ha ett visst inflytande. Vilken form eller storlek som ska användas får avgöras från fall till fall, vilket även gäller om aktiviteten ska betraktas som ytaktivitet (klippstrand) eller homogent fördelat i strandmaterialet.

Den dosomvandlingsfaktor som beräknats för torium-229 och dess dotterprodukter för intag via födan ansluter väl till den som anges i den nu tillgängliga ICRP-30 (3).

Fältnätningarna som utförts inom ett begränsat område uppvisar vissa skillnader i fördelningen av torium ovan och under medelvattenlinjen. De erhållna toriumhalterna  $0.6-1 \text{ nCi kg}^{-1}$  ( $21-44 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) sand kan jämföras med motsvarande områden med extremt höga naturliga bakgrunds nivåer. Vid nordfrisiska öarna har extremvärdet  $12 \text{ nCi kg}^{-1}$  ( $444 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) uppmätts i sand, vilket utgör den högsta naturligt förekommande toriumhalten i Västtyskland (5). Tunga mineral har här ackumulerats genom inverkan av vind och vågor. Anrikning av U-238 och Th-232 resulterade i höga lokala doser jämfört med områden där motsvarande anrikning ej skett och dosrater på  $0.7 \text{ mrem år}^{-1}$  kan förekomma.

Det fördelningsmönster som föreligger för naturligt förekommande torium i strandzonen behöver inte generellt upprepas av torium-229 som transporterats ut i vattenrecipienten från ett bergförvar. Torium i strandmaterialet härrör från erosionsmaterial medan det torium-229 som följer



1981-01-27

grundvattnet ut i recipienten föreligger i löst form. Bottensedimenten utgör därför en troligare deponeringsplats för torium-229.

Av avgörande betydelse för externdosbelastningen till människan från torium-229 som når vattenrecipienten är den kombinerade effekten av utsläppshastighet och sedimentation av suspenderat material. Ett kontinuerligt tillskott av torium-229 kommer att ge en idealt sett homogen koncentrationsfördelning i sedimenten, vars tillväxt sker genom en kontinuerlig sedimentationsprocess. Halten av torium-229 i det översta sedimentlagret kommer att minska genom utspädningen av inaktivt material, jämfört med ett statistiskt tillstånd då ingen sedimenttillväxt sker, och minskningens storlek är beroende av det inbördes förhållandet mellan utsläppstakt och tillförsel av suspenderat material till bottenarna.  $\beta$ -dosraten kan då ge ett avsevärt mindre bidrag till den totala stråldosen än vad som är fallet vid ett statistiskt betraktelsesätt.

1981-01-27

## REFERENSFÖRTECKNING

1. BERGMAN, R, BERGSTRÖM, U och EVANS, S  
Dos och dosinteckning från grundvatten-  
burna radioaktiva ämnen vid slutförvar-  
ing av använt kärnbränsle.  
Studsvik/K2-79/92. (KBS 100.)
2. Recommendations of the International  
Commission on Radiological Protection.  
London 1959.  
(ICRP publ 2).
3. Limits for intakes of radionuclides by  
workers.  
London 1979.  
(ICRP publ 30).
4. LOEVINGER, R  
Internally administrated radioisotopes.  
In: Radiation Dosimetry. Hine and  
Brownell (eds).  
New York, 1956.
5. BONKA, H  
Erhöhte natürliche Strahlenexposition  
durch Schwermineralenreicherung an der  
küste Norddeutschlands.  
Kerntechnik 35 (1980), p 511.
6. Kärnbränslecykelns slutsteg.  
Slutförvaring av använt kärnbränsle II.  
Teknisk del.  
KBS 1978.
7. JAEGER, R et al  
Shielding fundamentals and methods.  
Engineering Compendium on Radiation  
Shielding.  
New York 1968.

1981-01-27

Tabell 1

Externdosen från torium-229 + dotterprodukter.

Rem·h<sup>-1</sup>. Aktivitetsmängd 1 μCi (Th-229)m<sup>-2</sup>.

Beläggningstyp och absorption i luft och sediment	R= 100 m	1 m över marken		β-dos R= 10 m	0.1 m över marken	
		γ-dos R= 10 m	20x200		γ-dos R= 10 m	β-dos R= 10 m
Aktivitet på ytan. Ingen hänsyn till absorption	4.33·10 <sup>-6</sup>	2.17·10 <sup>-6</sup>	2.18·10 <sup>-6</sup>	-	4.33·10 <sup>-6</sup>	-
Aktivitet på ytan Hänsyn till luft- absorption.	4.27·10 <sup>-6</sup>	-	-	1.22·10 <sup>-4</sup>	-	1.30·10 <sup>-3</sup>
1 μCi Th-229 m <sup>-2</sup> homogent fördelat i skiktet 1.44' HVL (Th-229). Dotterprodukter anpassade till skikttjocklek.	5.06·10 <sup>-6</sup>	-	-	1.22·10 <sup>-5</sup>	-	1.30·10 <sup>-4</sup>

R = radien i den cirkulära beläggningsytan.

20x200 är sidorna i den rektangulära beläggningsytan.

1981-01-27

Tabell 2

Intern exponering från intag via föda av 1  $\mu\text{Ci}$  Th-229.  $\Sigma E \cdot F \cdot (\text{RBE}) \cdot n$  för Th-229+döttrar = 1683 MeV.

$f_w$ : helkropp  $10^{-4}$ , ben  $7 \cdot 10^{-5}$ , njurar  $5 \cdot 10^{-6}$ , lever  $5 \cdot 10^{-6}$ .

organvikt: helkropp  $7 \cdot 10^4 \text{g}$ , ben  $7 \cdot 10^3 \text{g}$ , njurar 300 g, lever  $1.7 \cdot 10^3 \text{g}$ .

T(effektiv): helkropp  $5.6 \cdot 10^4 \text{d}$ , ben  $7.1 \cdot 10^4 \text{d}$ , njurar  $2.2 \cdot 10^4 \text{d}$ , lever  $5.6 \cdot 10^4 \text{d}$ .

$$D = 74 \cdot f_w \cdot T \cdot \Sigma EF(\text{RBE}) \cdot n \cdot \text{m}^{-1}$$

$$D(\text{helkropp}) = 74 \cdot 10^{-4} \cdot 5.6 \cdot 10^4 \cdot 1683 \cdot (7 \cdot 10^4)^{-1} = 9.96 \text{ rem}$$

$$D(\text{ben}) = 74 \cdot 7 \cdot 10^{-5} \cdot 7.1 \cdot 10^4 \cdot 1683 \cdot (7 \cdot 10^3)^{-1} = 88.42 \text{ rem}$$

$$D(\text{njurar}) = 74 \cdot 5 \cdot 10^{-6} \cdot 2.2 \cdot 10^4 \cdot 1683 \cdot (300)^{-1} = 45.67 \text{ rem}$$

$$D(\text{lever}) = 74 \cdot 5 \cdot 10^{-6} \cdot 5.6 \cdot 10^4 \cdot 1683 \cdot (1.7 \cdot 10^3)^{-1} = 20.51 \text{ rem}$$

Anmärkning: Sedan dessa beräkningar gjordes har data från ICRP-30 blivit tillgängliga beträffande Th-229 + döttrar (i ICRP-2 ingår inte Th-229 + döttrar). Enligt de beräkningar som där gjorts blir dosen till "Bone Surface" efter intaget  $3.7 \cdot 10^4 \text{ Bq}$  (= 1  $\mu\text{Ci}$ ) lika med 0.8889 Sv (= 88.89 rem). Detta svarar alltså mycket väl med det framräknade värdet för D(ben).

1981-01-27

Tabell 3

Sedimentaktivitet ( $Ci \cdot m^{-2}$ ) och individuell extern dos vid strandvistelse ( $rem \cdot \text{år}^{-1}$ ) efter ett utsläpp av 1 Ci Th-229 under 100 år (1). Exponeringstid 90 timmar per år. Bottensediment och strandmaterial antas ha samma aktivitetsnivå.

År	Sedimentaktivitet $Ci \cdot m^{-2}$		$Rem \cdot h^{-1}$		$Rem \cdot \text{år}^{-1}$	
	Region	Östersjön	Region	Östersjön	Region	Östersjön
$10^1$	$1.6 \cdot 10^{-8}$	$7.0 \cdot 10^{-15}$	$5.11 \cdot 10^{-9}$	$2.22 \cdot 10^{-15}$	$4.6 \cdot 10^{-7}$	$2.0 \cdot 10^{-13}$
$5 \cdot 10^1$	$8.6 \cdot 10^{-8}$	$3.8 \cdot 10^{-14}$	$2.67 \cdot 10^{-8}$	$1.22 \cdot 10^{-14}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	$1.1 \cdot 10^{-12}$
$10^2$	$1.9 \cdot 10^{-7}$	$8.7 \cdot 10^{-14}$	$6.0 \cdot 10^{-8}$	$2.78 \cdot 10^{-14}$	$5.4 \cdot 10^{-6}$	$2.5 \cdot 10^{-12}$
$5 \cdot 10^2$	$1.9 \cdot 10^{-7}$	$8.9 \cdot 10^{-14}$	$6.0 \cdot 10^{-8}$	$2.78 \cdot 10^{-14}$	$5.4 \cdot 10^{-6}$	$2.5 \cdot 10^{-12}$
$10^3$	$1.9 \cdot 10^{-7}$	$8.9 \cdot 10^{-14}$	$6.0 \cdot 10^{-8}$	$2.78 \cdot 10^{-14}$	$5.4 \cdot 10^{-6}$	$2.5 \cdot 10^{-12}$
$10^4$	$1.9 \cdot 10^{-7}$	$8.6 \cdot 10^{-14}$	$5.89 \cdot 10^{-8}$	$2.67 \cdot 10^{-14}$	$5.3 \cdot 10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-12}$
$10^5$	$1.4 \cdot 10^{-7}$	$6.5 \cdot 10^{-14}$	$4.44 \cdot 10^{-8}$	$2.0 \cdot 10^{-14}$	$4.0 \cdot 10^{-6}$	$1.8 \cdot 10^{-12}$

1981-01-27

FORMLER OCH METODIK FÖR BERÄKNING AV EXTERN  
β- OCH γ-EXPONERING

1. Extern exponering, γ-dos

Följande formler har använts för beräkning av dosraten från γ-strålningen (7).

Cirkulär strålkälla

$$\phi_P = \frac{N}{4} \ln \frac{R^2}{a^2} + 1 \quad \text{fotoner} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$$

där N = källaktivitet, fotoner per sekund och  $\text{cm}^2$ .

R = Källan = ytans radie i meter

a = vinkelräta avståndet från punkten P till strålkällans centrum.

Rektangulär strålkälla

$$\phi_P = S_A [\bar{\Phi}(m_1; n_{1,1}) + \bar{\Phi}(m_1; n_{2,1}) + \bar{\Phi}(m_2; n_{2,2}) + \bar{\Phi}(m_2; n_{1,2})]$$

där

$\phi_P = \text{fotoner} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  i punkten P ovanför planet.

$S_A = \text{Ytaktivitet, } 1 \mu\text{Ci} \cdot \text{m}^{-2} = 3.7 \text{ dps} \cdot \text{cm}^{-2}$

$m_1 = l_1/a$

$m_2 = l_2/a$

1981-01-27

$a$  = höjden över planet (= 1 m)

$\ell_1$  =  $\ell_2$  = halva längden på området,  $\ell_1 = \ell_2 = 100$  m

$n_{1,1}$  =  $h_1/\ell_1$

$n_{2,1}$  =  $h_2/\ell_1$

$n_{1,2}$  =  $h_1/\ell_2$

$n_{2,2}$  =  $h_2/\ell_2$

$h_1$  =  $h_2$  = halva bredden på området ( $h_1 = h_2 = 10$  m)

$\bar{\Phi}$  = en funktion, som med de här angivna måtten blir  $10^4(7)$ .

Detta ger  $\phi_P = S_a \cdot 4 \cdot 10^4$ .

Dosraten  $D$  beräknas med utgångspunkt från energiabsorptionen per sekund i  $1 \text{ cm}^3$  vävnad vid flödet  $\phi_P$  fotoner per  $\text{cm}^2$ . Detta ger

$$D = \phi_P \cdot A \cdot E \text{ MeV} \cdot \text{cm}^{-3} \cdot \text{s}^{-1} = \frac{\phi_P \cdot A \cdot E}{\rho} \text{ MeV} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$$

där

$A$  = den fraktion som absorberas per  $\text{cm}$  vatten eller vävnad

$\rho$  = vävnaden densitet =  $1.0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$

$E$  = fotonenergin i MeV.

Då  $1 \text{ MeV} = 1.6 \cdot 10^{-6} \text{ erg}$ ,  $1 \text{ h} = 3600 \text{ sek}$  och  $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg} \cdot \text{g}^{-1}$  blir:

$$D = \frac{\phi_P \cdot A \cdot E}{\rho} \cdot \frac{1.6 \cdot 10^{-6} \cdot 3600}{100} \text{ rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$= \phi_P \cdot A \cdot E \cdot 5.75 \cdot 10^{-5} \cdot QF \text{ rem} \cdot \text{h}^{-1}$$

där  $QF$  = kvalitetfaktor = 1.0 för  $\gamma$ -strålning

1981-01-27

Tillsammans ger formlerna:

$$D = \frac{N}{4} \cdot f \cdot \ln \left\{ \frac{R^2}{a^2} + 1 \right\} \cdot AE \cdot 5.75 \cdot 10^{-5} \quad \text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$D = S_A \cdot 4 \cdot 10^4 \cdot AE \cdot 5.75 \cdot 10^{-5} \quad \text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

där  $f$  = den fraktion av totala antalet sönderfall som går över energin  $E$ .

För aktiviteten  $1 \mu\text{Ci} \cdot \text{m}^{-2}$ , dvs  $10^{-4} \mu\text{Ci} \cdot \text{cm}^{-2}$   
 $= 3.7 \text{ dps} \cdot \text{cm}^{-2}$

$R = 10 \text{ m}$  resp  $100 \text{ m}$

$\ell_1 = \ell_2 = 100 \text{ m}$

$h_1 = h_2 = 10 \text{ m}$

$a = 0.1 \text{ m}$  resp  $1 \text{ m}$

blir

$$D_{R=10} = A \cdot E \cdot f \cdot 2.45 \cdot 10^{-4} \quad \text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$D_{R=100} = A E f \cdot 4.90 \cdot 10^{-4} \quad \text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$D_{20 \cdot 200 \text{ m}} = A \cdot E \cdot f \cdot 2.3 \cdot 10^{-4} \quad \text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

I beräkningarna ovan har inte hänsyn tagits till luftabsorptionen eller, i de fall då aktiviteten är fördelad i djupled i sediment, till absorptionen i sedimenten.

#### Half value layer (HVL)

Den absorbatortjocklek som erfordras för att reducera antalet infallande fotoner till hälften blir:

$$1/2 \cdot N_0 = N_0 \cdot e^{-\mu \cdot \text{HVL}}. \text{ Detta ger}$$

$$\text{HVL} = \frac{\ln 2}{\mu} \quad \text{där } \mu = \text{den linjära}$$

absorptionskoefficienten ( $\text{m}^{-1}$ ). Den sträcka en foton i medeltal tillryggalägger innan den



1981-01-27

"absorberas" utgör den sk "fria medelvåglängden" och om denna betecknas med  $\bar{s}$  gäller

$$\bar{s} = \frac{1}{\mu} = 1.44 \text{ HVL.}$$

$\gamma$ -energien från Th-229 kan anses vara omkring 0.2 MeV. Betong och strandmaterial kan anses vara lika beträffande densitet och i viss mån även sammansättning. Detta ger 1.44 HVL (Th-229) ungefär lika med 3.5 cm. För  $\gamma$ -strålningen från den aktivitet som finns i skiktet med tjockleken 1.44 HVL antas dämpningen vara noll medan strålningen från den aktivitet som finns under detta skikt dämpas fullständigt. Enligt förutsättningen är dotterprodukterna i jämvikt med Th-229. Eftersom  $\gamma$ -energierna är olika kommer även 1.44 HVL att vara olika både sinsemellan och i förhållande till Th-229. Detta kan, vid beräkningarna, ersättas med att den mängd aktivitet av dotterprodukten i skiktet 1.44 HVL (Th-229) ökas eller minskas i förhållande till jämviktstillståndet.

Ett motsvarande resonemang kan tillämpas för luftabsorptionen och därmed kan ytans "effektiva" radie beräknas med hänsyn till luftabsorptionen,  $R(\text{eff.}) = 1.44 \text{ HVL (luft)}$ . För  $\beta$ -strålning kan man utgå ifrån att den aktivitet, som ligger djupare än 0.5 cm, inte bidrar med någon  $\beta$ -dos. 1.44 HVL (Th-229,  $\gamma$ -strålning) är ungefär 3.5 cm. Detta innebär att det endast är omkring 0.1 av den aktivitet som finns i skiktet 1.44 HVL (Th-229) som kan ge ett dosbidrag. Om man utgår ifrån en homogen fördelning av aktiviteten i sediment och strandmaterial bör alltså den beräknade  $\beta$ -dosen reduceras med faktorn 0.1, vilket också har utförts i beräkningarna.

1981-01-27

## 2. Extern exponering, $\beta$ -dos

Beräkning av  $\beta$ -doser vid extern exponering är förenat med svårigheter bl a på grund av  $\beta$ -partiklarnas korta räckvidd. Räckvidden för  $\beta$ -partiklar i luft är omkring 3.7 m per MeV. Fyra nuklider i sönderfallskedjan har  $\beta$ -sönderfall. Max-energi och procent av sönderfall framgår av följande tabell.

<u>Nuklid</u>	<u><math>E_0</math> (MeV)</u>	<u>%</u>
Ra-225	0.32	100
Bi-213	1.39	97.8
Tl-209	1.99	100
Pb-209	0.635	100

Den empiriska formel som används är angiven av Loevinger (4).

$$R(x) = 1.07 \cdot 10^6 \cdot U \cdot \bar{E} \cdot \alpha \cdot C_A \left[ c \left[ 1 + \ln \frac{c}{UX} - e^{1 - \frac{UX}{c}} \right] + e^{1 - UX} \right] \text{ rad} \cdot \text{h}^{-1}$$

där

$$U = \frac{16.0}{(E_0 - 0.036)^{1.40}} \left[ 2 - \frac{\bar{E}}{E^*} \text{ cm}^2/\text{g} \right]$$

$\frac{\bar{E}}{E^*}$  här satt = 1.  $E^*$  är ett hypotetiskt medelvärde beroende av om övergången är tillåten eller förbjuden.

$X = 100 \cdot 1.293 \cdot 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{g} \cdot \text{cm}^3$  resp  $10 \cdot 1.293 \cdot 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ . 100 och 10 är höjden över marken och  $1.293 \cdot 10^{-3}$  densiteten för luft.

$$c = 3.11 \cdot \rho^{-0.55} \cdot E_0$$

$$\alpha = (3 \cdot c^2 - e(c^2 - 1))^{-1}$$

$$C_A = \text{Ytaktivetet } \mu\text{Ci}/\text{m}^2 = 10^{-10} \text{ Ci}/\text{cm}^2$$

Tabell A.1

Extern dosrat. 1  $\mu\text{Ci Th-229/m}^2$ . Ytaktivitet.

Nuklid	Rem·h <sup>-1</sup> 1 m över markplan			$\beta$ -dos R = 10 m	Rem·h <sup>-1</sup> 0.1 m över markplan	
	$\gamma$ -dos R = 100 m	R = 10 m	20 x 200		$\gamma$ -dos R = 10 m	$\beta$ -dos
Th-229	$2.94 \cdot 10^{-6}$	$1.47 \cdot 10^{-6}$	$1.38 \cdot 10^{-6}$		$2.94 \cdot 10^{-6}$	
Ra-225	-	-	-	$3.76 \cdot 10^{-9}$	-	$2.30 \cdot 10^{-4}$
Ac-225	$2.30 \cdot 10^{-7}$	$1.15 \cdot 10^{-7}$	$1.08 \cdot 10^{-7}$		$2.30 \cdot 10^{-7}$	
Fr-221	$4.80 \cdot 10^{-7}$	$2.41 \cdot 10^{-7}$	$2.25 \cdot 10^{-7}$	$4.80 \cdot 10^{-7}$		
At-217	$2.79 \cdot 10^{-9}$	$1.40 \cdot 10^{-9}$	$1.31 \cdot 10^{-9}$		$2.79 \cdot 10^{-9}$	
Bi-213	$6.86 \cdot 10^{-8}$	$3.44 \cdot 10^{-8}$	$3.22 \cdot 10^{-8}$	$1.07 \cdot 10^{-4}$	$6.86 \cdot 10^{-8}$	$5.59 \cdot 10^{-4}$
Pb-213	-	-	-			
Tl-209	$6.12 \cdot 10^{-7}$ (2 %)	$3.07 \cdot 10^{-7}$ (2 %)	$4.32 \cdot 10^{-7}$ (2 %)	$8.06 \cdot 10^{-6}$ (2 %)	$6.12 \cdot 10^{-7}$	$1.15 \cdot 10^{-5}$ (2 %)
Pb-209	-	-	-	$7.28 \cdot 10^{-6}$	-	$4.95 \cdot 10^{-4}$
Bi-209	Slutprodukt					
Summa	$4.33 \cdot 10^{-6}$	$2.17 \cdot 10^{-6}$	$2.18 \cdot 10^{-6}$	$1.22 \cdot 10^{-4}$	$4.33 \cdot 10^{-6}$	$1.30 \cdot 10^{-3}$

Tabell A.2

Dosrat,  $\gamma$ -exponering, med hänsyn till luft- och markabsorption,  
1 meter över mark.

Nuklid	Energi	"Effektiv" radie (luft)	Dosrat	Dosrat från 1 $\mu\text{Ci}$ Th-229 $\text{m}^{-2}$ fördelat i skiktet 1.44 HVL Dotterprodukter anpassade till skikt-tjockleken	
	MeV	meter	$\text{rem}\cdot\text{h}^{-1}$	Faktor	Dosrat $\text{rem}\cdot\text{h}^{-1}$
Th-229	$\sim 0.2$	63	$2.64\cdot 10^{-6}$	1	$2.64\cdot 10^{-6}$
Ra-225	$< 0.07$	-	-	0.57	-
Ac-225	$< 0.07$	-	-	0.57	-
"	0.0994	50	$1.17\cdot 10^{-7}$	0.76	$8.89\cdot 10^{-8}$
"	0.200	63	$8.33\cdot 10^{-8}$	1	$8.33\cdot 10^{-8}$
Fr-221	0.218	67	$4.38\cdot 10^{-7}$	1.07	$4.69\cdot 10^{-7}$
At-217	0.6	100	$2.78\cdot 10^{-7}$	1.60	$2.78\cdot 10^{-7}$
Bi-213	0.437	88	$6.67\cdot 10^{-8}$	1.40	$9.34\cdot 10^{-8}$
Po-213	-	-	-	-	-
Tl-209	0.12	53	$2.96\cdot 10^{-8}$	0.80	$2.37\cdot 10^{-8}$
"	0.45	88	$1.43\cdot 10^{-7}$	1.40	$2.00\cdot 10^{-7}$
"	1.56	157	$4.73\cdot 10^{-7}$	2.50	$1.18\cdot 10^{-6}$
Pb-209	-	-	-	-	-
Bi-209	Slutprodukt				
Summa		-	$4.27\cdot 10^{-6}$	-	$5.056\cdot 10^{-6}$

1981-01-27

Neptuniumserien,  $4n + 1$ 

<u>Namn</u>	<u>Symbol</u>	<u>Strålning</u>	<u>Halveringstid</u>
Plutonium	94-PU-241	$\alpha, \beta, \gamma$	13.0 år
~ 100 % ↓			
Americium	95-Am-241	$\alpha, \gamma$	458 år
↓			
Uran	92-U-237	$\beta, \gamma$	6.75 dygn
↓			
Neptunium	03-Np-237	$\alpha, \gamma$	$2.20 \cdot 10^6$ år
↓			
Protactium	91-Pa-233	$\rho, \alpha$	27.0 dygn
↓			
Uran	92-U-233	$\alpha, \gamma$	$1.65 \cdot 10^5$ år
↓			
Torium	90-Th-229	$\alpha, \gamma$	7 340 år
↓			
Radium	88-ra-225	$\beta, \gamma$	14.8 dygn
↓			
Actinium	89-Ac-225	$\alpha, \gamma$	10.0 dygn
↓			
Francium	87-Fr-221	$\alpha, \gamma$	8.4 min
↓			
Astatin	85-At-217	$\alpha$	0.018 sek
↓			
Vismut	83-Bi-213	$\alpha, \beta, \gamma$	47 min
↓			
Polonium	84-Po-213	$\alpha$	$4.2 \cdot 10^{-6}$ sek
↓			
Tallium	81-Tl-209	$\beta, \gamma$	2.2 min
↓			
Bly			
↓			
Vismut (Slutprodukt)	83-Bi-209	-	Stabil

1981-01-27

FORMLER OCH METODIK FÖR BERÄKNING AV  
INTERN EXPONERING

1. Jämviktstillstånd

Halveringstiden för torium-229 är så lång i jämförelse med dotterprodukternas halveringstider att jämviktstillstånd kan anses föreligga.

$$D_1 = \frac{\lambda_2 - \lambda_1}{\lambda_2} = \frac{\text{Th-229}}{\text{Ra-225}}$$

$$D_2 = \frac{(\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1)}{\lambda_2 \cdot \lambda_3} = \frac{\text{Th-229}}{\text{Ac-225}}$$

.

.

.

$$D_9 = \frac{(\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1) \dots (\lambda_9 - \lambda_1)}{\lambda_2 \cdot \lambda_3 \dots \lambda_9} = \frac{\text{Th-229}}{\text{Pb-209}}$$

$D_1, D_2, D_3$  osv blir i samtliga fall lika med 1.

Motsvarande beräkning där  $\lambda_1$  osv är bestämda av  $T_{\text{eff}}$ , dvs av den effektiva halveringstiden vid intern kontaminering, ger också en serie förhållanden lika med 1. Detta innebär att dotterprodukterna kan antas sönderfalla på samma plats som torium-nukliden och att någon omfördelning av nukliderna i kroppen ej äger rum.

2. Effektiva energin

Den effektiva energin för torium-229 och dess dotterprodukter har beräknats enligt den metod ICRP-2 anger. För  $n$  i formeln  $\Sigma EF(\text{RBE})$  har värdet 5 använts eftersom sönderfallsserien börjar med torium. RBE-faktorn är för  $\alpha = 10$  och för  $\beta$  och  $\gamma = 1$ . Resultatet framgår av Tabell 1.

1981-01-27

Tabell B.1

Effektiva energier för torium-229 + dotterprodukter.

Nuklid	MeV			$\Sigma$ EF (RBE)n MeV
	$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	
Th-229	4.86	-	$\sim 0.2$	243.2
Ra-225	-	0.098	0.025	0.515
Ac-225	5.92	-	0.04	296.04
Fr-221	6.24	-	0.03	312.03
At-217	7.05	-	-	352.5
Bi-213	0.129	0.49	0.04	66.99
Po-213	8.38	-	-	419.00 (98 %)
Tl-209	-	0.73	2.13	5.78 (2 %)
Pb-209	-	0.21	-	<u>1.05</u>
				1683.085

Den totala effektiva energitillförseln från torium-229 + döttrar blir alltså 1683 MeV per sönderfall av torium-229.

3. Beräkning av intern exponering

Dosen D som ett organ eller en vävnad i kroppen erhåller under tiden t dygn efter ett intag av 1  $\mu$ Ci kan beräknas enligt följande uttryck.

$$D(\text{rem}) = 3.2 \cdot 10^9 \cdot I_t \cdot E \cdot 1.6 \cdot 10^{-6} \cdot 10^{-2} \cdot m^{-1}$$

där  $3.2 \cdot 10^9$  = antalet sönderfall per dygn och  $\mu$ Ci.  
 $I_t$  = Den integrerade aktiviteten i organet eller vävnaden under tiden t dygn ( $\mu$ Ci-dygn).

effektiva energin

$1.6 \cdot 10^{-6}$  = antalet erg per MeV.

$10^{-2}$  = antalet erg per gramrad.

m = organets (vävnads) vikt i gram.

Ekvationen kan förenklas till  $D = 51.2 \cdot I_t \cdot E \cdot m^{-1}$   
där  $I_t \rightarrow \infty = f_w \cdot T \frac{1}{0.693}$  ( $\mu\text{Ci-dygn}$ ) och  $f_w =$   
den fraktion av aktivitetsintaget som kommer till  
organet (vävnaden) i fråga. Detta ger

$$D \text{ (i rem)} = 51.2 \cdot f_w \cdot T \cdot E \cdot m^{-1} \cdot \frac{1}{0.693}$$

$$D \text{ (i rem)} = 74 \cdot f_w \cdot E \cdot m^{-1}$$

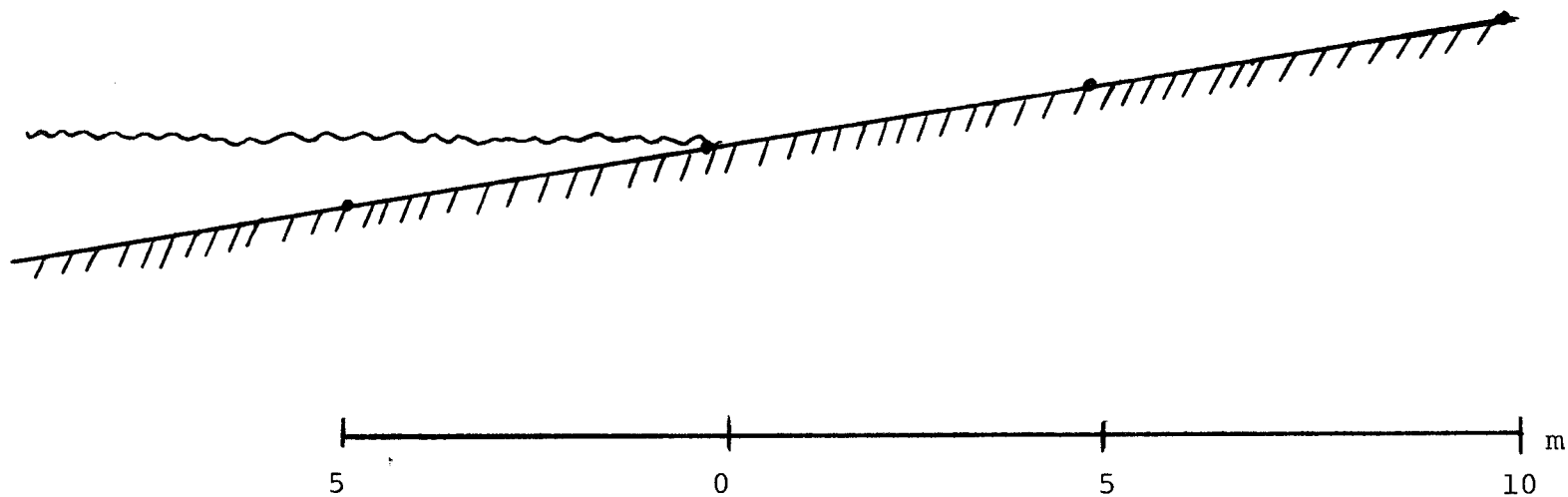
Beräkningarna har gjorts för: helkropp, ben,  
njurar och lever för integrationstiden 50 år.  
Resultaten är sammanställda i Tabell 2.



Figur C.1

Provtagningsstationer i förhållande till medelvattenlinjen samt torium-halter i sand, uttryckta i  $\text{Bq kg}^{-1}$ .

<u>Sediment</u>		<u>torium (<math>\text{Bq kg}^{-1}</math>)</u>		
0-5 cm	42.8	32.8	22.6	28.0
5-10 cm	35.2	27.7	20.9	31.6
25-30 cm	23.6	34.7	44.2	37.0



1981-01-27

Tabell C.1

Ytaktiviteten av torium för 3.5 cm sanddjup baserat på fältmätningarna.

(cm)	$(\mu\text{Ci m}^{-2})$		
<u>Sedimentdjup</u>	<u>ovan vattenlinjen</u>	<u>vattenlinjen</u>	<u>under vattenlinjen</u>
0 - 5	$4.33 \cdot 10^{-2}$	$5.61 \cdot 10^{-2}$	$7.32 \cdot 10^{-2}$
5 - 10	$4.49 \cdot 10^{-2}$	$4.74 \cdot 10^{-2}$	$5.56 \cdot 10^{-2}$
20 - 30	$6.94 \cdot 10^{-2}$	$5.93 \cdot 10^{-2}$	$4.04 \cdot 10^{-2}$

**Studsvik**  
Studsvik Energiteknik AB S-611 82 NYKÖPING  
SWEDEN Telefon 0155-800 00 Telex 64013 studss

FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

1977-78

TR 121 KBS Technical Reports 1 - 120.  
Summaries. Stockholm, May 1979.

1979

TR 79-28 The KBS Annual Report 1979.  
KBS Technical Reports 79-01--79-27.  
Summaries. Stockholm, March 1980.

1980

TR 80-01 Komplettering och sammanfattning av geohydrologiska  
undersökningar inom sternöområdet, Karlshamn  
Lennart Ekman  
Bengt Gentzschein  
Sveriges geologiska undersökning, mars 1980

TR 80-02 Modelling of rock mass deformation for radioactive  
waste repositories in hard rock  
Ove Stephansson  
Per Jonasson  
Department of Rock Mechanics  
University of Luleå

Tommy Groth  
Department of Soil and Rock Mechanics  
Royal Institute of Technology, Stockholm  
1980-01-29

TR 80-03 GETOUT - a one-dimensional model for groundwater  
transport of radionuclide decay chains  
Bertil Grundfelt  
Mark Elert  
Kemakta konsult AB, January 1980

TR 80-04 Helium retention  
Summary of reports and memoranda  
Gunnar Berggren  
Studsvik Energiteknik AB, 1980-02-14

- TR 80-05 On the description of the properties of fractured rock using the concept of a porous medium  
John Stokes  
Royal Institute of Technology, Stockholm  
1980-05-09
- TR 80-06 Alternativa ingjutningstekniker för radioaktiva jonbytarmassor och avfallslösningar  
Claes Thegerström  
Studsvik Energiteknik AB, 1980-01-29
- TR 80-07 A calculation of the radioactivity induced in PWR cluster control rods with the origin and casmo codes  
Kim Ekberg  
Studsvik Energiteknik AB, 1980-03-12
- TR 80-08 Groundwater dating by means of isotopes  
A brief review of methods for dating old groundwater by means of isotopes  
A computing model for carbon - 14 ages in groundwater  
Barbro Johansson  
Naturgeografiska Institutionen  
Uppsala Universitet, August 1980
- TR 80-09 The Bergshamra earthquake sequence of December 23, 1979  
Ota Kulhánek, Norris John, Klaus Meyer, Torild van Eck and Rutger Wahlström  
Seismological Section, Uppsala University  
Uppsala, Sweden, August 1980
- TR 80-10 Kompletterande permeabilitetsmätningar i finnsjöområdet  
Leif Carlsson, Bengt Gentzschein, Gunnar Gidlund, Kenth Hansson, Torbjörn Svenson, Ulf Thoregren  
Sveriges geologiska undersökning, Uppsala, maj 1980
- TR 80-11 Water uptake, migration and swelling characteristics of unsaturated and saturated, highly compacted bentonite  
Roland Pusch  
Luleå 1980-09-20  
Division Soil Mechanics, University of Luleå
- TR 80-12 Drilling holes in rock for final storage of spent nuclear fuel  
Gunnar Nord  
Stiftelsen Svensk Detonikforskning, september 1980
- TR 80-13 Swelling pressure of highly compacted bentonite  
Roland Pusch  
Division Soil Mechanics, University of Luleå  
Luleå 1980-08-20
- TR-80-14 Properties and long-term behaviour of bitumen and radioactive waste-bitumen mixtures  
Hubert Eschrich  
Eurochemic, Mol, October 1980

- TR 80-15 Aluminium oxide as an encapsulation material for unprocessed nuclear fuel waste - evaluation from the viewpoint of corrosion  
Final Report 1980-03-19  
Swedish Corrosion Institute and its reference group
- TR 80-16 Permeability of highly compacted bentonite  
Roland Pusch  
Division Soil Mechanics, University of Luleå  
1980-12-23
- TR 80-17 Input description for BIOPATH  
Jan-Erik Marklund  
Ulla Bergström  
Ove Edlund  
Studsvik Energiteknik AB, 1980-01-21
- TR 80-18 Införande av tidsberoende koefficientmatriser i BIOPATH  
Jan-Erik Marklund  
Studsvik Energiteknik AB, januari 1980
- TR 80-19 Hydrothermal conditions around a radioactive waste repository  
Part 1 A mathematical model for the flow of groundwater and heat in fractured rock  
Part 2 Numerical solutions  
Roger Thunvik  
Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden  
Carol Braester  
Israel Institute of Technology, Haifa, Israel  
December 1980
- TR 80-20 BEGAFIP. Programvård, utveckling och benchmarkberäkningar  
Göran Olsson  
Peter Hägglöf  
Stanley Svensson  
Studsvik Energiteknik AB, 1980-12-14
- TR 80-21 Report on techniques and methods for surface characterization of glasses and ceramics  
Bengt Kasemo  
Mellerud, August 1980
- TR 80-22 Evaluation of five glasses and a glass-ceramic for solidification of Swedish nuclear waste  
Larry L Hench  
Ladawan Urwongse  
Ceramics Division  
Department of Materials Science and Engineering  
University of Florida, Gainesville, Florida  
1980-08-16

- TR 80-23 Exact solution of a model for diffusion in particles and longitudinal dispersion in packed beds  
Anders Rasmuson  
Ivars Neretnieks  
Royal Institute of Technology, August 1979
- TR 80-24 Migration of radionuclides in fissured rock - The influence of micropore diffusion and longitudinal dispersion  
Anders Rasmuson  
Ivars Neretnieks  
Royal Institute of Technology, December 1979
- TR 80-25 Diffusion and sorption in particles and two-dimensional dispersion in a porous media  
Anders Rasmuson  
Royal Institute of Technology, January 1980