

# Kärnbränslecykelns slutsteg

Förglasat avfall från upparbetning

- I Allmän del
- II Geologi
- III Anläggningar
- IV Säkerhetsanalys**
- V Utländsk verksamhet

**KÄRN -  
BRÄNSLE -  
SÄKERHET**

# Kärnbränslecykelns slutsteg

Förglasat avfall från upparbetning

## IV Säkerhetsanalys

**KÄRN-  
BRÄNSLE-  
SÄKERHET**

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	5
1.1	Säkerhetsanalysens målsättning, omfattning och genomförande	
1.2	Säkerhetskrav - allmänt	
2	LAGAR, NORMER OCH BEDÖMNINGSGRUNDER	7
2.1	Allmänt	
2.2	Lagar och föreskrifter	
2.3	Internationella rekommendationer	
2.4	Svenska strålskyddsnormer och kriterier	
2.5	Konstruktionsnormer	
2.6	Bedömningsgrunder avseende slutförvaring	
2.7	Människans nuvarande strålmiljö	
3	RADIOAKTIVA ÄMNEN, STRÅLNING OCH EFFEKTUTVECKLING I ANVÄNT BRÄNSLE OCH HÖGAKTIVT AVFALL	13
3.1	Avfallsmängder	
3.2	Radioaktiva ämnen i använt bränsle	
3.3	Effektutveckling i använt bränsle	
3.4	Fraktionering vid upparbetning	
3.5	Radioaktiva ämnen i högaktivt avfall	
3.6	Effektutveckling i högaktivt avfall	
3.7	De radioaktiva ämnernas relativa giftighet	
4	SÄKERHET VID HANTERING, LAGRING OCH TRANSPORTER	31
4.1	Inledning	
4.2	Metodik för haverianalysen	
4.3	Centralt lager för använt bränsle	
4.3.1	Teknisk resumé	
4.3.2	Säkerhetsåtgärder	
4.3.3	Normaldrift	
4.3.4	Haverier och missöden	

4.4	Transport av använt bränsle och förglasat, högaktivt avfall	
4.4.1	Teknisk resumé	
4.4.2	Säkerhetsåtgärder	
4.4.3	Normaldrift	
4.4.4	Haverier	
4.4.5	Stråldoser	
4.5	Mellanlagring, inkapsling och deponering av förglasat avfall	
4.5.1	Teknisk resumé	
4.5.2	Säkerhetsåtgärder	
4.5.3	Normaldrift	
4.5.4	Haverier	
5	SÄKERHETSMÄSSIGA PRINCIPER FÖR SLUTFÖRVARING AV FÖRGLASAT HÖGAKTIVT AVFALL	47
5.1	Barriärer	
5.2	Temperaturförhållanden	
5.3	Strålnivåer	
6	SPRIDNINGSPROCESSER	53
6.1	Allmänt om spridningsprocessen	
6.1.1	Spridningsmöjligheter	
6.1.2	Konsekvenser av spridning	
6.2	Kapselskada	
6.2.1	Initial kapselskada	
6.2.2	Långsam nedbrytning av kapslarna	
6.3	Utlakning av radioaktiva ämnen från förglasat material	
6.3.1	Allmänt om utlakning av glas	
6.3.2	Utlakningsmekanismen	
6.3.3	Olika ämnens utlakning	
6.3.4	Experimentella resultat	
6.3.5	Temperaturberoende	
6.3.6	Ytförstoring	
6.3.7	pH-effekter	
6.3.8	Lättlösliga glasfaser	
6.3.9	Strålskador	
6.3.10	Utlakning med begränsade vattenflöden	
6.3.11	Sammanfattning av vid beräkningarna använda förutsättningar för glasutlakning	
6.4	Vattenrörelser i berggrunden	
6.4.1	Allmänna beräkningsgrunder	
6.4.2	Teoretiska beräkningar	
6.4.3	Grundvattnets ålder	
6.4.4	Grundvattnets transporttid	
6.5	Nuklidtransport och fördröjning i berggrunden	
6.5.1	Allmänt	
6.5.2	Beräkningsmodell	
6.5.3	Exempel på beräkningsresultat	
6.5.4	Diskussion av modellens tillämpning	

6.6	Modeller för transport i biosfären	
6.6.1	Modeller av ekosystem	
6.6.2	Det lokala ekosystemet	
6.6.3	Det regionala ekosystemet	
6.6.4	Det intermediära ekosystemet	
6.6.5	Det globala ekosystemet	
6.6.6	Överföring av radioaktiva ämnen	
6.7	Transportvägar och exponeringssituationer	
6.7.1	Exponering i det lokala ekosystemet	
6.7.2	Exponering i det regionala ekosystemet	
6.7.3	Exponering i de intermediära och globala ekosystemen	
6.7.4	Exponeringsvägar	
6.8	Stråldoser och hälsoeffekter	
6.8.1	Stråldoser	
6.8.2	Hälsoeffekter av joniserande strålning	
6.8.3	Variationsanalys	
6.9	Konsekvensanalys av långsam spridning	
6.9.1	Allmänna förutsättningar	
6.9.2	Resultat för grundfallet - långsam nedbrytning av kapslarna	
6.9.3	Resultat för fallet initial kapselskada	
6.9.4	Variationsanalys	
6.9.5	Slutsatser	
7	INVERKAN AV EXTREMA HÄNDELSE	101
7.1	Berggrundsrörelser	
7.1.1	Allmänt	
7.1.2	Jordbävningar	
7.1.3	Uppkomst av nya sprickor och konsekvenser härav	
7.1.4	Betydelse för slutförvarets säkerhet	
7.2	Meteoritnedslag	
7.3	Krigshandlingar och sabotage	
7.4	Framtida mänskliga ingrepp	
8	SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING	107
8.1	Hantering, lagring och transport av använt bränsle och förglasat avfall	
8.2	Långsiktiga effekter av slutförvaring av förglasat avfall	
	Referenser	111

# 1 INLEDNING

## 1.1 SÄKERHETSANALYSENS MÅLSÄTTNING, OMFATTNING OCH GENOMFÖRANDE

Inom KBS-projektet har en särskild grupp haft till uppgift att:

- granska av projektet föreslagna metoder för omhändertagande och slutförvaring av kärnbränsleavfall från säkerhets- och miljösynpunkt
- ge underlag för säkerhetsbefrämjande åtgärder
- genomföra analyser av långtidssäkerheten och konsekvenserna av olika typer av haverier
- ge en sammanfattande säkerhetsbedömning

Gruppen har kontinuerligt medverkat i och tagit del av arbetet inom andra grupper.

En referensgrupp bestående av specialister inom olika aktuella ämnesområden har varit rådgivande till projektet.

Information har inhämtats från motsvarande utländska arbeten, främst från USA och Kanada. Inom Sverige har på viktiga avsnitt flera olika forskare och specialistgrupper engagerats.

Föreliggande rapport utgör en sammanfattande analys över hantering, lagring och transport av använt bränsle och förglasat högaktivt avfall samt långtidssäkerheten för slutförvar i berg av förglasat högaktivt avfall. Slutförvaring av använt bränsle kommer att behandlas i en senare rapport.

Mer detaljerade redovisningar av programmets olika delar återfinns i tekniska rapporter till vilka hänvisningar ges. Allmänna skyddsfrågor redovisas i kapitel III:7.

Efter ett inledande avsnitt om allmänna säkerhetskrav lämnas i kapitel 2 en kort orientering om lagar, normer och bedömningsgrunder för kärnteknisk verksamhet.

I kapitel 3 lämnas en orientering om de radioaktiva ämnena och deras effektutveckling i använt bränsle och förglasat högaktivt avfall och hur detta avklingar med tiden. I samma kapitel behandlas hur olika radioaktiva ämnens relativa farlighet varierar med tiden.

De säkerhetsmässiga aspekterna på hantering, lagring och transport av använt bränsle och det förglasade avfallet före slutförvaringen behandlas i kapitel 4.

I kapitel 5 redovisas de väsentliga säkerhetsmässiga principerna för slutförvaring av förglasat högaktivt avfall i svenskt urberg.

Den centrala frågan om möjligheten av spridning av aktivitet från slutförvaret och vad detta kan innebära från stråldos- och hälsosynpunkt på kort och lång sikt behandlas i kapitel 6. Med utgångspunkt från olika tänkbara spridningsprocesser redovisas kvantitativt utlakning från glas, transport med grundvatten, sorptionseffekter, olika exponeringsvägar, dosbelastning för närboende och befolkningen i övrigt. Den säkerhetsmässiga betydelsen av extrema händelser behandlas i kapitel 7.

I kapitel 8 ges en sammanfattande säkerhetsbedömning.

## 1.2 SÄKERHETSKRAV – ALLMÄNT

För kärnkraftteknisk verksamhet finns speciella lagar och förordningar utfärdade, vilka utgör grundvalen för säkerheten och skyddet för personal och närboende samt miljön.

Övervakningen av att gällande lagar och föreskrifter följs åvilar statens kärnkraftinspektion och statens strålskyddsinstitut. De är tillsynsmyndigheter enligt atomenergilagen respektive strålskyddslagen. I huvudsak handhar statens kärnkraftinspektion granskning av anläggningars säkerhet och utformningen av olika säkerhetssystem. Statens strålskyddsinstitut handhar frågor rörande strålskydd i arbetsmiljö och yttre miljö.

De allmänna kriterier för säkerhet och strålskydd, vilka utgör grunden för tillsynsmyndigheternas granskning och tillståndsgivning, innebär att anläggningar, processer, säkerhetssystem och verksamhet skall inriktas på

- att dosbelastningen till personal, närboende samt befolkningen regionalt och globalt skall bli låg
- att risknivån till följd av missöden skall bli låg
- att varje insats som kan minska dosbelastningen skall utföras om kostnaderna för dessa är rimliga

I kapitel 2 belyses hur dessa kriterier tillämpas. Särskilt i USA har allmänna tekniska kriterier överförts i mer specifika normer för hur kärntekniska anläggningar och system skall utformas.

I motiveringen till villkorslagen sägs att förvaringen skall kunna uppfylla de krav som ställs från strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålskador. Slutförvaret skall kunna anordnas så att avfallet eller det använda kärnbränslet isoleras för så lång tid som behövs för att aktiviteten skall ha minskat till ofarlig nivå. Vid bedömningen skall beaktas risken för att avfallet eller det använda kärnbränslet sprids till biosfären genom naturliga processer, olyckshändelser eller krigshandlingar.

## 2 LAGAR, NORMER OCH BEDÖMNINGSGRUNDER

### 2.1 ALLMÄNT

För kärnkraftteknisk verksamhet tillämpas generellt sett mycket stränga säkerhetsregler, vilket medför att kärnkraftens hälso- och miljörisker ligger på en mycket låg nivå. Grunden för detta har varit dels det omfattande kriterie- och normarbetet för att skapa säkra konstruktioner, dels de stränga strålskyddsrekommendationer för personal och befolkning som den internationella strålskyddskommissionen, ICRP, utfärdar och vars principer blivit accepterade i alla länder.

Även andra organs arbete, t ex världshälsoorganisationen (WHO) och den internationella atomenergikommissionen (IAEA) samt nationella myndigheter har på olika sätt bidragit till att det fredliga utnyttjandet av kärnkraften sker på ett säkert och miljövänligt sätt.

Skadeståndsansvaret på atomenergins område regleras i de flesta västeuropeiska länder av Pariskonventionen. Pariskonventionen och tilläggskonventionen till denna kompletteras av Brysselkonventionen som reglerar skadeståndsansvaret vid sjötransport av bl a kärnbränsle. I Sverige regleras ansvaret av atomansvarighetslagen från 1968 (SFS 1968:45), som lägger ansvaret för en atomolycka på anläggningsinnehavaren. Anläggningsinnehavarens ansvar är dock begränsat till 50 miljoner kronor per olycka. Överskjutande belopp ersättes av staten intill 350 miljoner kronor och därefter intill ca 600 miljoner kronor av de stater, som anslutit sig till den sk Brysselkonventionen.

Nukleär verksamhet i Skandinavien kommer dessutom att rätta sig efter Nordiska Miljöskyddskonventionen. Konventionen har av Sverige ratificerats 1976.

Dumpning av avfall, inklusive radioaktivt avfall, i havet regleras av Londonkonventionen. I Sverige har dock riksdagen förbjudit all dumpning i havet.

### 2.2 LAGAR OCH FÖRESKRIFTER

I Sverige och andra länder regleras kärnteknisk verksamhet av flera olika och varandra kompletterande lagar som avser att ge säkerhet och skydd för personal, befolkning och miljö. Den centrala lagen inom kärnkraftområdet är i Sverige atomenergilagen (SFS 1956:306), som bl a anger att tillstånd krävs av regeringen



eller av regeringen utsedd myndighet för uppförande och drift av kärnkraftverk eller anläggning för bearbetning av kärnbränsle.

Tillsynsmyndighet enligt atomenergilagen är statens kärnkraftinspektion, som bl a handhar granskning av kärntekniska anläggningars säkerhet och utformningen av olika säkerhetssystem. Kontroll av klyvbart material (safeguard) och tillståndsfrågor rörande transporter av klyvbart material behandlas också av inspektionen.

Strålskyddslagen innehåller bestämmelser för verksamhet med bl a joniserande strålning. Tillstånd för sådan verksamhet krävs från tillsynsmyndigheten, statens strålskyddsinstitut. Därvid ges också villkor och föreskrifter för verksamheten. Frågor rörande strålskydd i såväl arbetsmiljö som yttre miljö behandlas av institutet som ger föreskrifter om bl a

- Högsta tillåtna stråldoser för personal i radiologiskt arbete samt mätning och redovisning av dessa
- Högsta tillåtna utsläpp av radioaktiva ämnen och hur dessa skall mätas och redovisas
- Omgivningskontroll med provtagning och analys av olika typer av prover samt direkta mätningar

Andra lagar, som berör kärnteknisk verksamhet, är

- miljöskyddslagen
- arbetarskyddslagen (arbetsmiljölag från juli 1978)
- byggnadslagen
- beredskapslagen

### 2.3 INTERNATIONELLA REKOMMENDATIONER

Internationella organisationer såsom internationella strålskyddskommissionen ICRP, Förenta nationernas atomenergiorgan IAEA, Världshälsoorganisationen WHO och OECD:s kärnenergiorgan NEA är eniga avseende följande grundläggande principer:

- Ingen verksamhet, som medför bestrålning av personal eller befolkning skall accepteras förrän den kan visas innebära större fördelar än nackdelar ur samhällets synpunkt
- Verksamheten måste vara försvarbar med hänsyn till strålriskerna
- Alla stråldoser skall hållas så låga som kan anses rimligt med hänsyn till ekonomiska och samhälleliga överväganden
- Ingen individ skall erhålla stråldoser, som överskrider av ICRP rekommenderade dosgränser, vare sig nu eller i framtiden.

Den senaste uppdaterade utgåvan av ICRP:s rekommendationer /2-2/ utkom under september 1977. Intentionerna i denna och relevanta tidigare publikationer från ICRP har legat till grund för arbetet i projektet.

Rekommendationerna avseende högsta tillåtna stråldos har inte ändrats. Således gäller följande gränser:

- Stråldos till personal i radiologiskt arbete 5 rem per år
- Stråldos till individer av befolkningen 0.5 rem per år

Begreppet "viktad helkroppsdos" har införts. Syftet härmed är att sammanväga samtliga doser till olika organ till en representativ helkroppsdos.

Begreppet dosinteckning, dose commitment, har införts. Med dosinteckning avses summan av de årliga stråldoserna som är resultaten av ett års utsläpp. Det innebär att den årliga stråldosen i ett framtida tänkt jämviktsläge är lika med dosinteckningen från ett års utsläpp. Man kan med dosinteckning även redovisa den totala dosbelastningen från haveriutsläpp.

Begreppet kollektivdos avser summan av alla individers doser inom en viss befolkning. Syftet med att sätta en gräns för kollektivdosen är att begränsa den framtida medeldosen - och därmed antalet skadefall - med en fullt utbyggd kärnkraftindustri.

## 2.4

### SVENSKA STRÅLSKYDDSNORMER OCH KRITERIER

Nya föreskrifter avseende utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftverk har under 1977 fastställts av regeringen efter förslag från statens strålskyddsinstitut /2-3/. De kommer att tillämpas från 1981. Till dess gäller övergångsbestämmelser.

I de nya föreskrifterna finns gränsvärden för helkroppsdos till närboende och kollektivdos till hela befolkningen upptagen. Värden som anges är:

- Summan av den viktade helkropps-dosen till närboende bör underskrida 10 mrem per år
- Den globala viktade kollektivdosinteckningen bör underskrida 0.5 manrem per år och MW installerad elektrisk effekt (MWe)

Dessa bestämmelser innebär en väsentlig skärpning i förhållande till tidigare. De har valts efter en bedömning av vad som i dag utgör den lägsta dos-belastning som är praktiskt rimlig att uppnå.

Om dessa krav uppfylls är akuta skador till någon individ helt uteslutna. Marginalen till direkt hälsopåverkan är flera tiopotenser.

Kraven i de nya normerna syftar till att begränsa risken för sena effekter, såväl somatiska som genetiska, till ytterst låga värden. Referensvärdet 10 mrem per år ger ett tillskott till den normala strålmiljön som är mindre än 10 %.

I bestämmelserna om utsläpp från kärnkraftverk finns också föreskrifter om bl a:

- Åtgärder vid förhöjda utsläpp
- Rutiner för kontroll och rapportering
- Omfattningen av omgivningsundersökningar

Vid transport av använt kärnbränsle och annat radioaktivt material tillämpas internationella atomenergiorganets transportbestämmelser, Regulation for the Safe Transport of Radioactive Materi-

als (IAEA Safety Series No 6). Dessutom finns svenska och internationella regler för transporter med olika transportmedel. Övervakande myndigheter är statens kärnkraftsinspektion och statens strålskyddsinstitut.

## 2.5 KONSTRUKTIONSNORMER

Särskilda regler för andra kärntekniska anläggningar än kärnkraftverk t ex centralt lager för använt bränsle och slutförvar, mellanlager för högaktivt avfall, inkapslat använt bränsle, finns ännu inte utarbetade i Sverige. För skyddsåtgärder och vid bedömningen av säkerhet och miljöfrågor torde emellertid de huvudprinciper kunna tillämpas som etablerats för kärnkraftverken. En del modifieringar kan behövas med anledning av karaktären på anläggningar och processer. För transporter av använt bränsle liksom för lagring och bearbetning av sådant material har allmänna skyddsprinciper redan etablerats.

En del konstruktionsstyrande normer rörande förvaring av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall finns i USA och även i Västtyskland. Dessa normer gäller för temporär förvaring. Det pågår för närvarande ett normarbete i dessa länder som berör den senare delen av kärnbränslecykeln, inklusive slutförvaring av högaktivt avfall.

I USA är det NRC (Nuclear Regulatory Commission) som i ett brett upplagt program håller på att utarbeta normer och licensieringskrav avseende placering, konstruktion och handhavande av anläggningar för radioaktivt avfall. Detta program innehåller bl a kriterier som skall trygga omgivningsmiljö och personalens säkerhet vid hantering, transport, lagring och slutlig förvaring av förglasat högaktivt avfall. De första resultaten från detta arbete väntas publiceras under 1978.

Arbete pågår även med konstruktionskriterier för förvaringsrum för högaktivt avfall. Dessa kriterier förväntas beröra bland annat följande synpunkter:

- Kvalitetsstyrningskrav under konstruktion och utförande
- Krav på de olika barriärernas förmåga att innesluta avfallet
- Krav på nukleär säkerhet
- Krav på att materialen i avfallet och kapslingen inte reagerar med varandra
- Skydd mot yttre påverkan
- Krav på tillträdesskydd

Dessa kommande licensieringskrav på avfallsområdet har fått arbetsnamnet 10 CFR 60 "Licensing of Radioactive Waste Management Facilities". Mera detaljerade konstruktionsanvisningar i anslutning härtill väntas bli presenterade av NRC i Regulatory Guides.

I en KBS-rapport /2-1/ lämnas en närmare redogörelse av läget beträffande normarbetet i USA.

## 2.6 BEDÖMNINGSGRUNDER AVSEENDE SLUTFÖRVARING

Säkerhetskriterier för slutlig förvaring har inte fastställts men i flera länder och i internationell samverkan pågår arbete inom

detta område. Däri ingår kravet att miljöbelastningen på mycket lång sikt inte blir oacceptabel.

För slutförvaret måste således särskilt beaktas ICRPs regel att ingen individ vare sig nu eller i framtiden skall erhålla stråldoser som överstiger de av ICRP rekommenderade dosgränserna. För närvarande gäller därvid för individer 500 mrem/år från all verksamhet som kan ge bestrålning med undantag av medicinsk användning av joniserande strålning. På basis av överväganden om tekniskt möjliga och kostnadsmässiga rimliga insatser å ena sidan och förbättrat skydd å den andra har nationella bestämmelser utfärdats för kärnkraftverken i storleksordningen 10 - 50 mrem/år för närboende.

En spridning av radioaktiva ämnen från ett slutförvar skall alltså för all framtid högst ge någon bråkdel av 500 mrem/år och person till närboende. Därutöver skall gälla den vanliga regeln att alla åtgärder som är socialt och ekonomiskt försvarbara skall vidtagas om de minskar dosbelastningen.

För att på lång sikt skydda stora befolkningsgrupper mot genetiska effekter bör även en regel om begränsning av kollektivdoser tillämpas, liknande den som nu gäller för kärnkraftverk.

Sverige och de övriga nordiska länderna har här gått i spetsen för en regel som för kärnkraften i sin helhet anger en dosbegränsning per effektenhet, nämligen 1 manrem/MWe år /2-4/.Eftersom 0,5 manrem/MWe år avsatts för driften av kärnkraftstationer återstår 0,5 manrem/MWe år för övriga delar av bränslecykeln inklusive slutförvaret. Hänsyn skall tas till alla dosbelastningar under hela kärnkraftepoken, varvid långlivade ämnen summeras över 500 år. För extremt långlivade radioaktiva ämnen skall gälla att de årliga stråldoserna skall förbli låga i förhållande till den naturliga strålmiljön. Bakom valet av nivån 1 manrem/MWe år ligger målsättningen om maximalt 10 mrem/år och person samt antagandet om en genomsnittlig global kraftproduktion från kärnkraft av 10 kW per person. Detta överskrider vida även i-ländernas nuvarande totala kraftkonsumtion per invånare och innebär att en stor säkerhetsmarginal införts. Som jämförelse kan nämnas att elkraftkonsumtionen per invånare är högst i Norge med ett genomsnittligt effektuttag över året på 2 kW (1975). För Sverige är motsvarande värde 1.1 kW.

## 2.7 MÄNNISKANS NUVARANDE STRÅLMILJÖ

Radioaktiva ämnen förekommer i naturen och joniserande strålning från dessa ger en del av den naturliga bakgrundsstrålningen. En ökning av bestrålningen av människan erhålls på flera sätt t ex från byggnadsmaterial i bostäder och medicinsk användning av strålning.

Den i naturen förekommande bakgrundsstrålningen orsakas av kosmisk strålning, strålning från radioaktiva ämnen i berggrunden samt strålning från radioaktiva ämnen som tagits upp i kroppen. Den naturliga bakgrundsstrålningen i Sverige är mellan 70-140 mrem/år /2-5/. Det naturliga upptaget i kroppen av kalium-40, uran, torium och radium med dotterprodukter ger i Sverige en genomsnittlig dos av 20 mrem/år.

Stråldosen från byggnadsmaterial i byggnader varierar kraftigt. Stråldoser mellan 20 och 200 mrad\*/år vid oavbruten vistelse inomhus hela året är vanliga /2-6/. Värden upp till 700 mrad/år har uppmätts som externdos /2-9/. Den viktade interna helkroppsdosen orsakad av radon i våra bostäder är mellan 10 och 1 000 mrem/år /2-10/. Den medicinska bestrålningen ger ett årligt genomsnittligt tillskott av ca 40 mrem per person.

De flesta, både naturliga och framställda, produkter i vår omgivning är svagt radioaktiva. Dricksvatten i Sverige innehåller t ex radium-226 med halter som varierar mellan 0.1 och 40 pCi/l /2-7/. Det ger med samma beräkningsgrunder som för slutförvaret doser mellan 1-400 mrem/år. Vatten i naturen innehåller även uran med halter normalt mellan 0,1-5 pCi/l, men extremvärden upp till 1 500 pCi/l har uppmätts /2-8/.

---

\* Absorberad dos anges i rad, medan den biologiskt viktade anges i rem. Utom för alfastrålning är det numerisk ekvivalens mellan rad och rem.

### 3 RADIOAKTIVA ÄMNEN, STRÅLNING OCH EFFEKTUTVECKLING I ANVÄNT BRÄNSLE OCH HÖGAKTIVT AVFALL

#### 3.1 AVFALLSMÄNGDER

Härden i en lättvattenreaktor består av bl a uranbränsle i form av urandioxidkutsar inneslutna i kapslingsrör. Uranmängden i härden varierar med reaktorns storlek och typ. För de i Sverige aktuella reaktorerna är uranmängden i härden mellan 70 och 126 ton. Kokarreaktorn (BWR) har lägre effekttäthet och större bränslemängd vid given storlek än tryckvattenreaktorn (PWR). Härdens bränsle förnyas successivt vid de årliga avställningarna för revision och bränslebyte. Varje bränsleelement bestrålas mellan tre och fem år innan det når full utbränning. Denna är 25 000 - 28 000 megawattdygn per ton uran (MWd(t)/tU) för BWR och 31 000 - 35 000 MWd(t)/tU för PWR.

Vid utbränningen av uranbränsle uppkommer radioaktivt avfall genom följande fysikaliska förlopp:

- kärnklyvning (fission) av uran och av bildat plutonium.
- neutroninfångning. Genom neutroninfångning i uran bildas isotoper av ämnen som är tyngre än uran (transuraner). Successiva neutroninfångningar ger allt tyngre nuklider. De viktigaste transuranerna i utbränt bränsle är neptunium (Np), plutonium (Pu), americium (Am) och curium (Cm). Vid upparbetning skiljs största delen av uran (99.9 %) och plutonium (99.5 %) från avfallet medan övriga transuraner följer med avfallet.
- neutroninfångning i kapslingsrör, härdkomponenter m m, varvid bildas medelaktivt avfall som innehåller aktiveringsprodukter.

Det vid upparbetning erhållna högaktiva avfallet består av ca 35 kg aktiva och inaktiva klyvningsprodukter och tunga nuklider per ton uran. Vid förglasning av detta avfall erhålles ca 150 liter glas per ton uran dvs ca 0.5 mm<sup>3</sup> glas per kWh elektrisk effekt eller ca 4 m<sup>3</sup> glas per år för 1 000 MW elektrisk effekt.

Tabell 3-1 och 3-2 ger exempel på sammansättningen av använt bränsle och högaktivt avfall. Tabell 3-3 ger fördelningen av klyvningar på olika nuklider. Som synes erhålles drygt en tredjedel av energin från klyvning av i bränslet bildat plutonium.

Tabell 3-1. Sammansättningen av använt bränsle vid uttag ur reaktorn<sup>+</sup>.

	Vikts-%
Klyvningsprodukter	3.4
Uran (varav 1 % klyvbart)	95.4
Plutonium (varav 3/4 klyvbart)	1.1
Övriga tunga nuklider	0.1

Tabell 3-2. Sammansättningen av högaktivt avfall direkt efter upparbetning.

	Vikts-%
Klyvningsprodukter	93.4
Uran	3.1
Plutonium	0.14
Övriga tunga nuklider	3.4

Tabell 3-3. Klyvningarnas fördelning på olika nuklider. Genomsnitt under bestrålningsperioden.

U 235	55 %
U 238	8 % (klyvning med snabba neutroner)
Pu 239	32 %
Pu 241	5 %

+ I alla tabeller utom i dem som avser resteffekt (3-7 och 3-10) gäller värdena för PWR-bränsle med utbränning 33 000 MWd(t)/tU, effekttäthet 34.4 MW (t)/tU och anrikning 3.1 % U 235. Upparbetning har antagits ske efter tio års föregående avsvälning. Avskiljningsgrader enligt tabell 3-8.

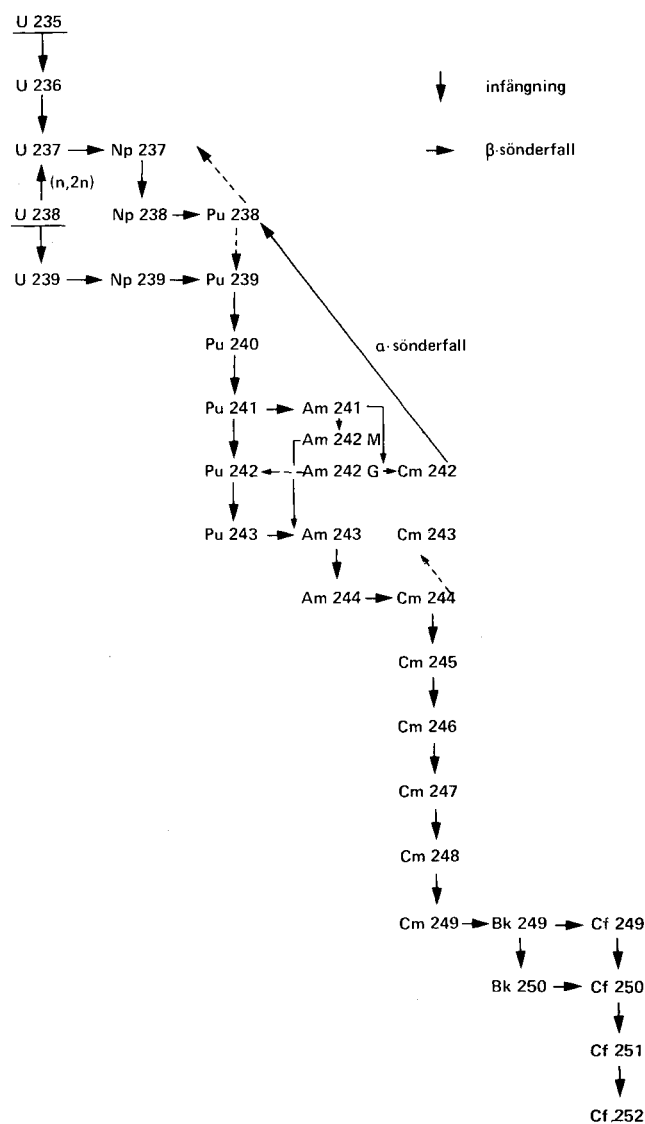
### 3.2 RADIOAKTIVA ÄMNEN I ANVÄNT BRÄNSLE

De radioaktiva ämnena kan delas upp i två huvudgrupper:

- klyvningsprodukter. En sönderfallskedja bildas för varje masstal, se fig 3-2
- det resterande uranet och de genom neutroninfångning bildade sk transuranerna, se fig 3-1, och deras dotterprodukter. De tunga nuklidernas sönderfallskedjor visas i fig 3-3.

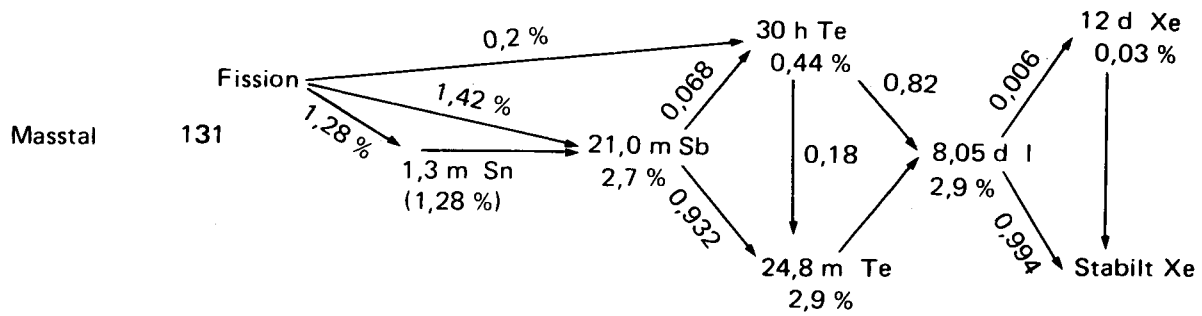
En närmare redovisning av källstyrkeberäkningarna finns i /3-1/.

Använt bränsle innehåller från början några hundra olika radioaktiva klyvningsprodukt-nuklider, något hundratal tunga nuklider samt aktiveringsprodukter. De sistnämnda är dock av marginell betydelse. Alla radioaktiva nuklider avklingar med olika halveringstider vilket medför en kraftig total aktivitetssänkning med tiden. Under lagring avklingar alla kortlivade nuklider.



Figur 3-1. Bildning av tunga nuklider. Schemat illustrerar hur de tunga nukliderna bildas under driftsperioden. De sönderfallsprodukter som uppstår genom långsamma alfäsönderfall har inte tagits med. Dessa finns angivna i figur 3-3.



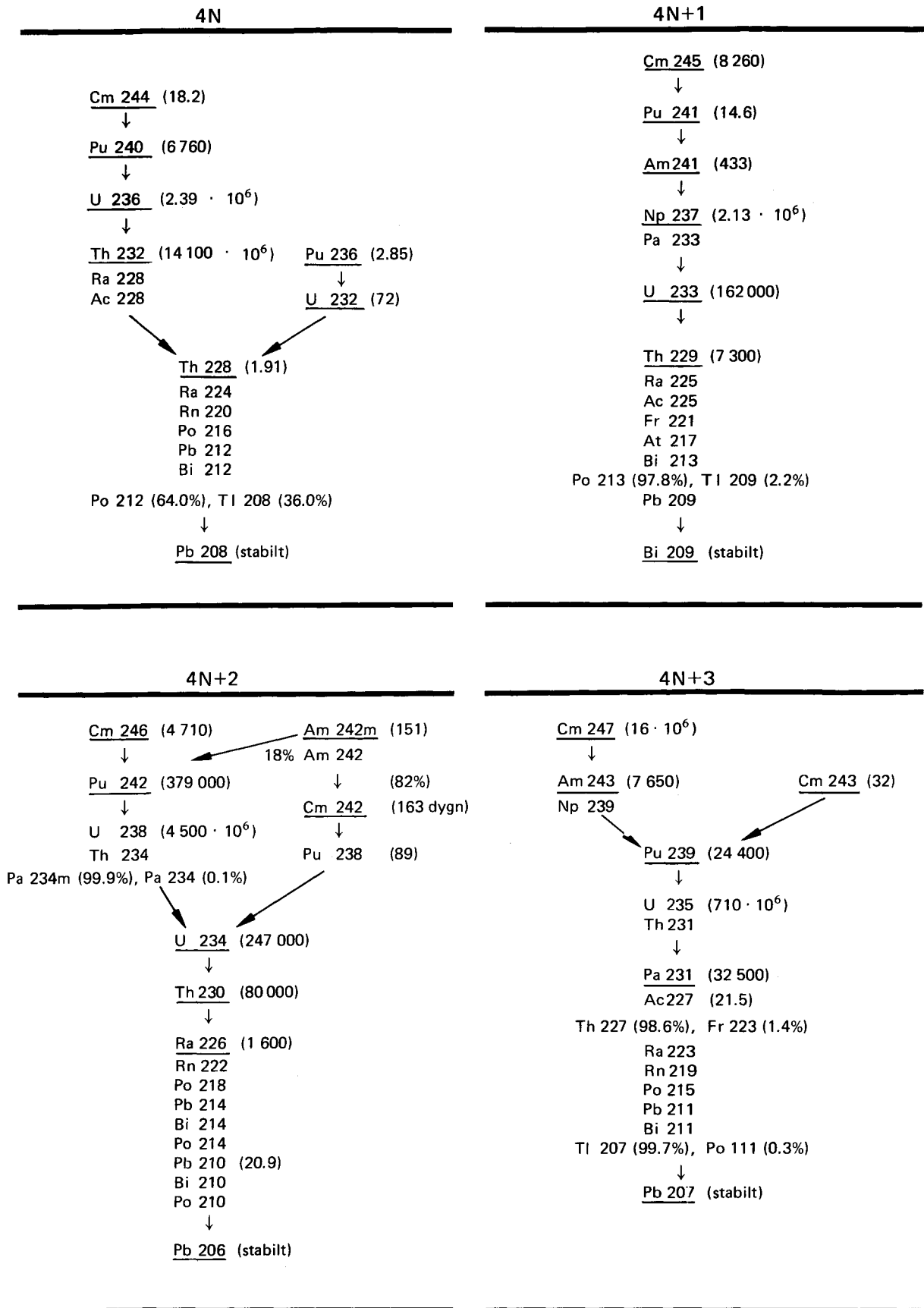


Figur 3-2. Klyvningsproduktkedja med masstalet 131. En del radioaktiva isotoper bildas både genom radioaktivt sönderfall och som ett direkt resultat av kärnklyvningar. Sönderfallet fortgår till den stabila slutprodukten xenon-131. Slutprodukten i en sönderfallskedja blir alltid en stabil isotop av något grundämne.

Sedan de kortlivade klyvningsprodukterna med halveringstider upp till några år avklingat kan följande grova indelning av kvarvarande radionuklider ske med avseende på ursprung och livslängd:

1. Medellånglivade klyvningsprodukter;  
Dessa är i första hand de högaktiva strontium-90 och cesium-137, med halveringstider omkring 30 år, samt deras döttrar.
2. Långlivade klyvningsprodukter;  
Intressantast av dessa nuklider som har lägre aktivitet är ur risksynpunkt teknetium-99 med halveringstiden 210 000 år och jod-129 med halveringstiden 17 miljoner år samt cesium-135 med halveringstiden 3 miljoner år.
3. Tunga nuklider (transuraner, aktinider);  
Dessa uppvisar ett spektrum av halveringstider men intressantast är de som har lång livslängd och som bildas i nämnvärd mängd. Hit hör exempelvis neptunium-237, plutonium-239 och -240, americium-241 och -243 samt sönderfallsprodukterna radium-226 och torium-229.
4. Övriga nuklider; Hit hör bl a tritium, med halveringstiden 12 år, och kol-14, med halveringstiden 5 700 år. Den sistnämnda bildas i första hand ur föroreningar i bränsle och kapsling /3-3/.

Avklingningen av klyvningsprodukter med halveringstider på tiotals år eller längre visas i tabell 3-4 och 3-5. Tabell 3-6 visar avklingningen för tunga nuklider. Alla tider är räknade från uttag ur reaktorn.



Figur 3-3. De tunga nuklidernas sönderfallskedjor. Halveringstiderna står angivna inom parentes. De är angivna i år. Kortare halveringstider än 20 år har i allmänhet inte tagits med. N är ett heltal. Nuklider i kedjan 4N har atomvikter som är jämnt delbara med 4. Alla tunga nuklider finns i dessa sönderfallskedjor. Ingen koppling finns mellan dem.

Tabell 3-4. Klyvningsprodukter av betydelse i utbränt bränsle och högaktivt avfall under tiden 10 - 1 000 år

Nuklid	Halverings- tid (år)	Aktivitet (Ci per ton uran)				
		10 år	30 år	100 år	300 år	1 000 år
H 3*	12.3	420	140	2.6		
Se 79	65 000	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39
Kr 85*	10.8	5 900	1 600	18		
Sr 90	28.1	60 000	36 000	6 500	46	
Zr 93** /Nb 93 m	$1.5 \cdot 10^6$	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9
Tc 99	210 000	14	14	14	14	14
Pd 107	$7 \cdot 10^6$	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
Sn 126** /Sb 126 m	100 000	0.57	0.57	0.57	0.57	0.56
I 129*	$17 \cdot 10^6$	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038
Cs 135	$3 \cdot 10^6$	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Cs 137** /Ba 137 m	30.0	86 000	54 000	11 000	106	
Pm 147	2.62	7 700	39			
Sm 151	87	1 200	1 000	570	120	0.44
Eu 154	16	4 800	2 000	96	0.017	
Totalt utbränt bränsle		320 000	180 000	34 000	440	21
Totalt högaktivt avfall		310 000	180 000	34 000	440	21

\* H, Kr och I avlägsnas vid upparbetningen

\*\* Radioaktiv jämvikt. Aktivitetsangivelsen gäller endast modernukliden.

Tabell 3-5. Långlivade klyvningsprodukter i utbränt bränsle och högaktivt avfall

Nuklid	Halverings- tid (år)	10 år	100 år	Aktivitet (Ci per ton uran) efter				
				1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
C 14*	5 735	1.5 (0.10)	1.5 (0.10)	1.3 (0.09)	0.4 (0.03)			
Se 79	65 000	0.39	0.39	0.39	0.36	0.14		
Zr 93 /Nb 93 m	$1.5 \cdot 10^6$	1.9	1.9	1.9	1.9	1.8	1.2	0.018
Tc 99	210 000	14	14	14	14	10	0.54	
Pd 107	$7 \cdot 10^6$	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.11	0.044
Sn 126 /Sb 126 m	100 000	0.57	0.57	0.56	0.53	0.28	0.0005	
I 129**	$17 \cdot 10^6$	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.036	0.025
Cs 135	$3 \cdot 10^6$	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.20	0.025
Totalt ut- bränt bränsle		320 000	34 000	22	20	15	3.2	0.13
Totalt högakt- ivt avfall		310 000	34 000	21	20	15	3.2	0.10

\* För C14 har aktiviteten från C14 i kapslingsmaterialet inkluderats. Värdet för högaktivt avfall inom parentes.

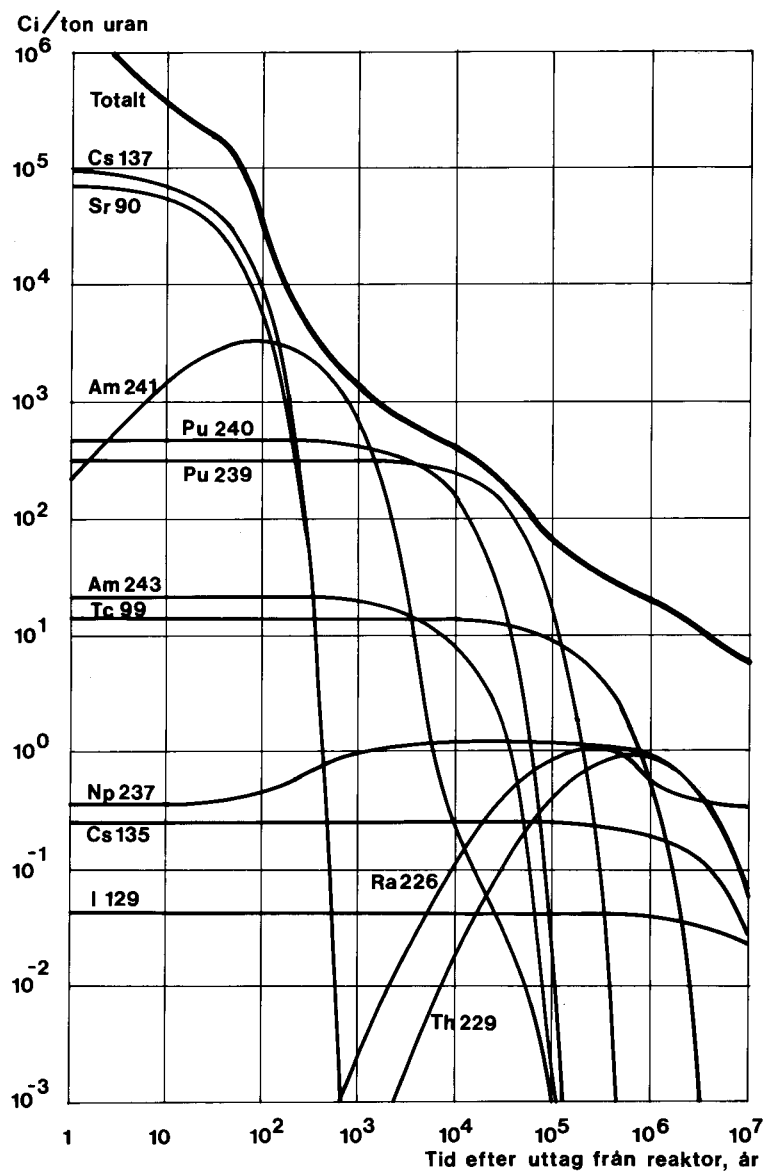
\*\* Ingår ej i högaktivt avfall.

Tabell 3-6. Tunga nuklider i utbränt bränsle

Nuklid	Halverings- tid (år)	Aktivitet (Ci per ton uran) efter						
		10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
Cm 246	4 710	0.092	0.091	0.079	0.021			
Cm 245	8260	0.43	0.43	0.40	0.19	0.0001		
Cm 244	18.2	2 000	65					
Am 243 /Np 239	7 650	21	21	19	8.5	0.0024		
Am 241	433	1 500	3 300	790	0.19	0.0001		
Pu 242	379 000	1.5	1.5	1.5	1.5	1.3	0.25	
Pu 241	14.6	68 000	960	0.40	0.19	0.0001		
Pu 240	6 760	490	490	450	180	0.018		
Pu 239	24 400	320	320	320	250	20		
Pu 238	89	2 800	1 400	1.4				
Np 237 /Pa 233	2.13 · 10 <sup>6</sup>	0.34	0.43	0.97	1.1	1.1	0.80	0.043
U 238 /Th 234 /Pa 234 m	4 510 · 10 <sup>6</sup>	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31
U 236	23.9 · 10 <sup>6</sup>	0.27	0.27	0.28	0.36	0.41	0.40	0.30
U 235 /Th 231	710 · 10 <sup>6</sup>	0.015	0.015	0.016	0.018	0.026	0.026	0.026
U 234	247 000	0.75	1.2	1.8	1.7	1.4	0.40	0.31
U 233	162 000	0.0001	0.0002	0.0032	0.045	0.38	0.85	0.043
Pa 231 /Ac 227 /Ra 223 mfl	32 500		0.0001	0.0003	0.0031	0.021	0.026	0.026
Th 230	80 000	0.0001	0.0008	0.014	0.14	0.90	0.44	0.31
Th 229 /Ra 225 /Ac 225 mfl	7 300			0.0001	0.016	0.38	0.85	0.043
Ra 226 /Pb 210 /Po 210 via ett antal nuk- lider	1 600			0.0025	0.11	0.90	0.44	0.31
<b>Totalt</b>		<b>76 000</b>	<b>6 600</b>	<b>1 600</b>	<b>450</b>	<b>38</b>	<b>16</b>	<b>5.5</b>

Avklingningsförloppen för nukliderna i grupp 1 - 3 illustreras i figur 3-4.

Strontium-90 och cesium-137 dominerar kraftigt under några hundra år varefter totalaktiviteten bestäms av de tunga nukliderna. Efter 300 år, ca 10 halveringstider, har aktiviteten av strontium-90 och cesium-137 sjunkit till en tusendel av det ursprungliga värdet och efter ytterligare 300 år är aktiviteten en miljontedel av den ursprungliga dvs ungefär 0.1 Ci/tU. Redan efter ca 150 år börjar dock americium-241 dominera totalaktiviteten för att senare avlösas av plutonium. Efter 100 000 år blir bilden mer komplex men aktiviteten sjunker hela tiden och når 10 Ci/tU efter tre miljoner år vilket är en hundratusendel av aktiviteten efter tre år.



Figur 3-4. Radioaktiva ämnen i använt bränsle. Diagrammet visar radioaktiva ämnen i PWR-bränsle med utbränningen 33 000 MWd(t)/tU, effekttätheten 34.4 MW(t)/tU och anrikningen 3.1% uran-235.

### 3.3 EFFEKTUTVECKLING I ANVÄNT BRÄNSLE

Effekttätheten vid reaktordrift ligger mellan 20 och 40 MW(t)/tU. Vid avstängning av reaktorn och uttag av det utbrända bränslet avger detta fortfarande en viss effekt, den sk resteffekten, som härrör från sönderfall av bildade radionuklider. Resteffekten är emellertid liten i förhållande till drifteffekten och avtar dessutom med tiden. En minut efter avstängningen är effekten nere i 5 % av drifteffekten och fortsätter sedan hastigt att sjunka. I tabell 3-7 samt fig 3-5 och 3-6 ges resteffekten i PWR- och BWR-bränsle vid olika avklingningstider längre än ett år /3-2/.

Tabell 3-7. Resteffekt, utbränt bränsle\*  
(FP = klyvningsprodukter, HN = tunga nuklider)

Tid (år efter uttag)	Effekt (W per ton uran)					
	P W R			B W R		
	FP	HN	Totalt	FP	HN	Totalt
1	11 000	630	12 000	7 200	400	7 600
2	5 900	340	6 200	3 900	190	4 100
5	1 900	260	2 200	1 400	150	1 600
10	1 000	280	1 300	840	160	1 000
20	730	290	1 000	600	170	770
50	350	280	630	290	170	460
100	100	240	340	88	150	240
200	10	180	190	8.4	120	130
500	0.073	110	110	0.059	73	73
1 000	0.022	62	62	0.018	43	43
2 000	0.022	31	31	0.018	24	24
5 000	0.022	19	19	0.018	15	15
10 000	0.022	14	14	0.018	11	11

\* I tab 3-7 och 3-10 gäller följande:  
PWR: 33 000 MWd(t)/tU, 38.5 MW(t)/tU, 3.25 % U 235  
BWR: 27 600 MWd(t)/tU, 22.0 MW(t)/tU, 2.75 % U 235

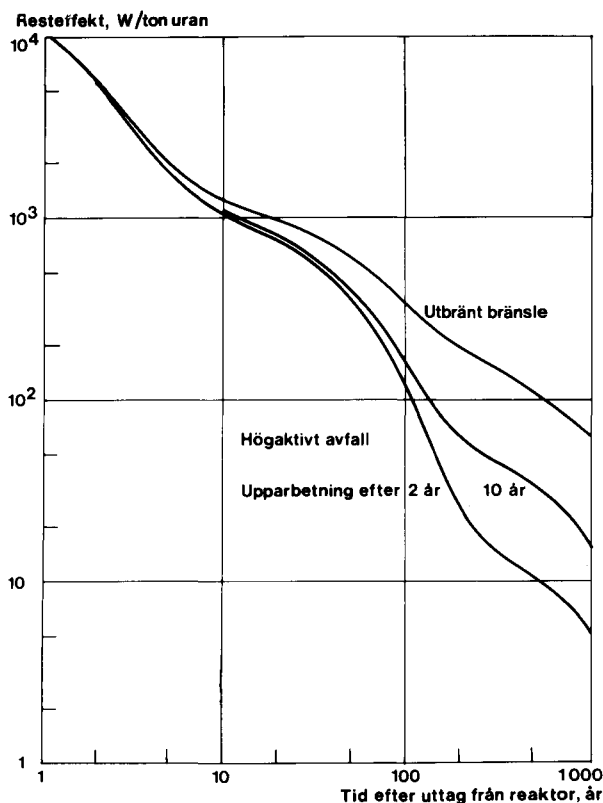
Även vad gäller resteffekten dominerar strontium-90 och cesium-137 i början. De tunga nukliderna tar vid efter ungefär hundra år. Resteffekten sjunker i stort sett två tiopotenser mellan ett och tusen år i icke upparbetat bränsle.

Resteffekten medför temperaturstegringar i kapslingsmaterialet och i omgivande berg när slutlig förvaring inletts.

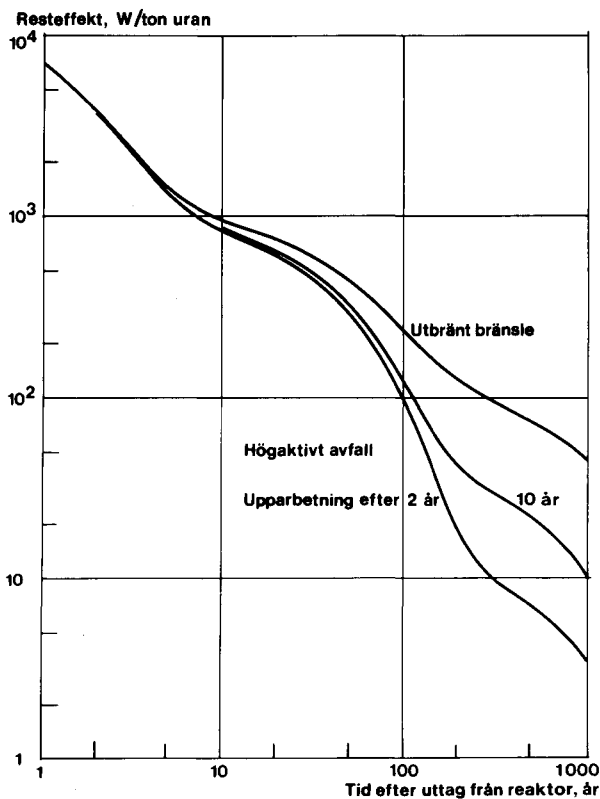
### 3.4 FRAKTIONERING VID UPPARBETNING

I samband med upparbetningsprocessen sker avskiljning och uppdelning av de radioaktiva ämnena i olika fraktioner /3-4/.

De viktigaste fraktionerna i detta sammanhang är dels huvudparten av klyvningsprodukterna som bildar högaktivt avfall, dels uran- och plutoniumfraktionerna.



Figur 3-5. Resteffekten i utbränt bränsle och högaktivt avfall från PWR. I PWR-bränslet är utbränningen  $33\,000\text{ MWd}(t)/tU$ , effekttätheten  $38.5\text{ MW}(t)/tU$  och anrikningen 3.25% uran-235. Fränskiljningen vid upparbetningen har skett enligt tabell 3-8 med undantag för uran som antagits avlägsnats till 99.5%.



Figur 3-6. Resteffekten i utbränt bränsle och högaktivt avfall från BWR. I BWR-bränslet är utbränningen  $27\,600\text{ MWd}(t)/tU$ , effekttätheten  $22.0\text{ MW}(t)/tU$  och anrikningen 2.75% uran-235. Fränskiljningen vid upparbetningen har skett enligt tabell 3-8 med undantag för uran som antagits avlägsnats till 99.5%.

Huvudstegen i upparbetningsprocessen är följande:

- Kapning av de utbrända bränslestavarna och upplösning av bränslekutsarna i salpetersyra.
- Separation av uran och plutonium från den salpetersura lösningen genom extraktion med organisk komplexbildare i fotogen.
- Separation av plutonium från uran.

Efter upparbetning kalcineras avfallslösningen och kalcinaten smälts samman med glasbildande ämnen till glas. Upparbetning och förglasning behandlas i avsnitt III:4.

I samband med kapning och upplösning av de använda bränslestavarna avgår kvarvarande ädelgasaktivitet, som enbart utgöres av krypton-85. Även kol-14 /3-3/ och den övervägande delen jod-129 /3-5/ frigöres. Ca en tiondels procent jod som finns kvar i avfallslösningen torde avgå vid kalcineringen /3-5/, då även en viss mindre andel av rutenium och cesium kommer att avgå. Här avgår också det tritium som bildats i det använda bränslet.

Uran och plutonium extraheras från avfallet med 30 % tributylfosfat i fotogen i en flerstegsprocess. Uran är mer lättextraherat än plutonium och förlusterna till avfallet är 0,1% uran och 0,5% plutonium /3-4/. Dessa värden har förutsatts i beräkningarna av mängden tunga nuklider i avfallsglaset. Nyligen erhållna informationer från Frankrike anger förluster till det högaktiva avfallet på knappt 0,2% uran och 0,15% plutonium. Dessa värden uppges vara bästa uppskattning för närvarande. Det högre värdet för uran ger en ökning av bl a mängderna uran-234 och radium-226 i avfallet med några procent. Merparten av dessa nuklider kommer från sönderfall av plutonium-238. Det lägre värdet för plutonium ger avsevärda minskningar av halterna för ett flertal tunga nuklider i avfallet.

De antagna förlusterna 0,5% plutonium och 0,1% uran till avfallet bedöms ge högre beräknade halter av alla för säkerheten viktiga tunga nuklider i avfallsglaset än vad som kan förväntas med ledning av tillgängliga erfarenheter från upparbetning.

Vid beräkningen av resteffekten /3-2/ har antagits 0,5% uran och 0,5% plutonium i avfallet.

Vid extraktionen av uran och plutonium kan vissa mängder neptunium medfölja dessa ämnen men övriga tunga element stannar i avfallslösningen. Här antas att alla tunga nuklider av andra ämnen än uran och plutonium återfinns i avfallsglaset.

De avskiljningsgrader som använts i säkerhetsanalysen sammanfattas i tabell 3-8. Observera dock att i konsekvensanalysen kapitel 6.9 antas att 1% jod-129 finns kvar i avfallsglaset.

Vid förglasningen blandas avfallsoxiderna med glasbildande oxider och blandningen smälts till glas. Avfallet blir alltså en del av glaset vilket medför att radionukliderna binds i en form som är motståndskraftig mot lakning.



Tabell 3-8. Avskiljningsgrader vid upparbetningsprocessen

Tritium	100 %
Kol-14	90 - 95 % <sup>+</sup>
Ädelgaser (Kr-85)	100 %
Halogengaser (I-129)	100 %
Uran	99.9 %
Plutonium	99.5 %

+ varav ca 70 % finns i det ouplösta kapslingsmaterialet

### 3.5 RADIOAKTIVA ÄMNEN I HÖGAKTIVT AVFALL

I högaktivt avfall återfinns hela klyvningsproduktmängden (med undantag av tritium, krypton och jod), resturan och restplutonium samt huvudparten av övriga tunga nuklider.

De viktigaste klyvningsprodukterna i utbränt bränsle har tidigare redovisats i tabellerna 3-4 och 3-5 och i dessa anges även innehållet i det högaktiva avfallet. I tabell 3-9 redovisas de viktigaste tunga nukliderna i högaktivt avfall vid upparbetning efter tio års avsvälning. I början dominerar strontium-90 och cesium-137 precis som i använt bränsle men sedan kommer det minskade aktinidinnehållet att medföra snabbare avklingning för det högaktiva avfallet.

I tidsintervallet 300 - 3 000 år intar americium-241 en dominant ställning. Därefter är främst americium-243, teknetium-99, neptunium-237 och torium-229 av intresse. Ytterligare många andra bidrager men marginellt.

Genom att uran och plutonium till största delen separerats vid upparbetningen blir betydelsen av deras dotternuklider i det högaktiva avfallet mindre än vid icke upparbetat använt bränsle. Valet av tidpunkt för upparbetning påverkar dock dessa halter. Särskilt gäller detta de nuklider som är dotterprodukter till plutonium-241 med 14,6 års halveringstid dvs americium-241, neptunium-237, uran-233 och torium-229; se figur 3-3 kedja 4N+1. Detta belyses av följande tabell som anger högsta aktiviteten (vid någon tidpunkt) i avfallsglasat för olika tider mellan uttag och upparbetning.

Tid år	Max aktivitet curie per ton U eller per avfalls-cylinder		
	Pu-241	Am-241	Np-237
1	530	250	0,39
3	470	570	0,45
10	340	1 470	0,64
Max		3 310	1,13
Bränsle	110 000	250	0,34

Raden bränsle anger aktiviteten vid uttag ur reaktorn. Maxvärdena för neptunium-237 inträffar efter flera tusen år. I säkerhetsana-

Tabell 3-9 Tungta nuklider i högaktivt avfall

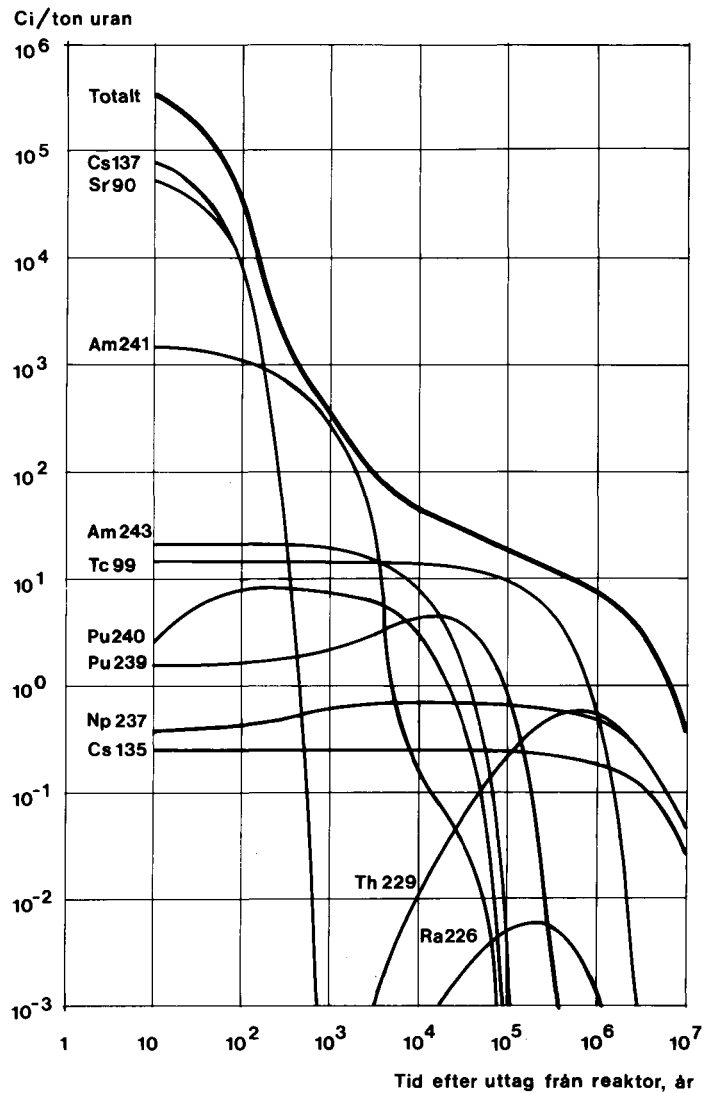
Nuklid	Halverings- tid (år)	Aktivitet (Ci per ton uran) efter						
		10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
Cm 246	4 710	0.092	0.091	0.079	0.021			
Cm 245	8 260	0.43	0.43	0.40	0.19	0.0001		
Cm 244	18.2	2 000	65					
Am 243 /Np 239	7 650	21	21	19	8.5	0.0024		
Am 241	433	1 500	1 300	300	0.19	0.0001		
Pu 242	379 000	0.0076	0.0078	0.0084	0.0089	0.0078	0.0015	
Pu 241	14.6	340	5.2	0.40	0.19	0.0001		
Pu 240	6 760	2.5	7.7	7.2	2.9	0.0003		
Pu 239	24 400	1.6	1.7	2.1	4.6	0.66		
Pu 238	89	14	9.5	0.17				
Np 237 /Pa 233	2.13 · 10 <sup>6</sup>	0.34	0.38	0.58	0.64	0.62	0.46	0.025
U 238 /Th 234 /Pa 234 m	4 510 · 10 <sup>6</sup>	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003
U 235 /Th 231	710 · 10 <sup>6</sup>					0.0004	0.0004	0.0004
U 234	247 000	0.0007	0.0037	0.0096	0.0095	0.0075	0.0008	0.0003
U 233	162 000		0.0001	0.0021	0.026	0.22	0.49	0.025
Pa 231 /Ac 227 /Ra 223 mfl	32 500					0.0003	0.0004	0.0004
Th 230	80 000	0.0001	0.0001	0.0001	0.0008	0.0049	0.0012	0.0003
Th 229 /Ra 225 /Ac 225 mfl	7 300			0.0001	0.0090	0.22	0.49	0.025
Ra 226 /Pb 210 /Po 210	1 600				0.0007	0.0049	0.0012	0.0003
via ett an- tal nuklider								
<b>Totalt</b>		<b>3 900</b>	<b>1 400</b>	<b>350</b>	<b>26</b>	<b>3.9</b>	<b>5.4</b>	<b>0.29</b>

lysen har genomgående förutsatts tio år mellan uttag och upp-  
betning. Figur 3-7 visar radionuklidinnehållet för detta fall.  
Antalet curie per ton uran avser per ton uran i bränslet och är  
ungefär lika med antalet curie per avfallscylinger.

### 3.6 EFFEKTUTVECKLING I HÖGAKTIVT AVFALL

I tabell 3-10 anges resteffekterna i högaktivt avfall. Värderna för  
såväl BWR som PWR redovisas och en uppdelning har även gjorts på  
klyvningsprodukter och tunga element.

Under perioden 50 år till 1 000 år sjunker resteffekten från  
mellan 340 och 430 W räknat per ton uran till mellan 10 och  
16 W/ton beroende på fördelningen mellan ingående restprodukter  
från PWR- och BWR-bränsle. Resteffekten i högaktivt avfall från  
PWR ligger i den övre delen av området eftersom utbränningen är  
större i PWR än i BWR.



Figur 3-7. Radioaktiva ämnen i högaktivt avfall. Upparbetningen har antagits ske tio år efter uttag ur reaktorn. Frånskiljningsgraden vid upparbetningen har skett enligt tabell 3-8. Bränslet har en utbränning av 33 000 MWd(t)/tU, en effekttäthet av 34.4 MW(t)/tU och en anrikning av 3.1% uran-235.

Tabell 3-10 Resteffekt i högaktivt avfall\*  
(FP = klyvningsprodukter, HN = tunga nuklider)

Tid (år) efter uttag	Effekt (W per ton uran)					
	P W R			B W R		
	FP	HN	Totalt	FP	HN	Totalt
10	1 200	130	1 100	830	71	900
20	730	110	840	600	62	660
50	350	83	430	290	49	340
100	100	67	170	88	42	130
200	10	55	65	8.4	35	43
500	0.073	34	34	0.059	22	22
1 000	0.022	16	16	0.018	9.9	9.9

\* Upparbetning efter tio års föregående avsvälning. Avskiljningsgraden för uran är här 99.5 %, i övrigt enligt Tabell 3-8.

I början domineras effektutvecklingen helt av klyvningsprodukterna. Efter 100 - 200 år bidrar de två fraktionerna lika mycket. Därefter domineras effektutvecklingen alltmer av de tunga elementen.

I figurerna 3-5 och 3-6 åskådliggörs effektutvecklingen i använt bränsle och förglasat avfall. Markant är den kraftiga sänkningen med tiden för såväl utbränt bränsle som förglasat avfall. Skillnaderna mellan utbränt bränsle och förglasat avfall är efter 1000 år högst en tiopotens beroende på när upparbetning sker.

### 3.7 DE RADIOAKTIVA ÄMNEAS RELATIVA GIFTIGHET

De radioaktiva ämnenas giftighet är inte enbart beroende på aktivitetsmängden uttryckt i t ex curie, som endast är ett mått på hur många sönderfall som sker per tidsenhet.

Giftigheten beror även på

- strålslaget ( $\alpha$ -,  $\beta$ - eller  $\gamma$ -strålning)
- strålningsenergin
- intagsväg (inandning eller föda) och upptag i kroppen
- fördelningen till och inom olika organ
- utsöndringsförlopp från kroppens organ.

Den relativa giftigheten för intag av olika radioaktiva ämnen kan bedömas med ledning av den dosinteckning i rem som ett enhetsintag av 1 Ci orsakar. Tabell 6-2 ger dosinteckningen för olika organ eller intag via föda (eller dricksvatten) av 1 Ci av några aktuella nuklider.

Eftersom olika organ är olika känsliga för strålning kan dosen till organen normaliseras till en viktad helkroppsdos med viktningfaktorer enligt tabell 6-3. Den erhållna relativa giftigheten för enhetsintag anges i tabell 6-2 i rem (normaliserad helkroppsdos) per Ci.

#### Farlighetsindex

Om aktivitetsmängderna för olika nuklider per ton avfall multipliceras med den relativa giftigheten erhålles en typ av farlighetsindex (riskindex, hazard-index), som tar hänsyn till både aktivitetsmängd och relativ giftighet. Grovt sett illustrerar detta index något om farlighetspotentialen hos olika ämnen.

Ett sådant index tar emellertid inte hänsyn till sannolikheten för att människan skall bli utsatt för dessa ämnen eller i vilka koncentrationer de föreligger. För detta krävs data om följande spridningsfaktorer:

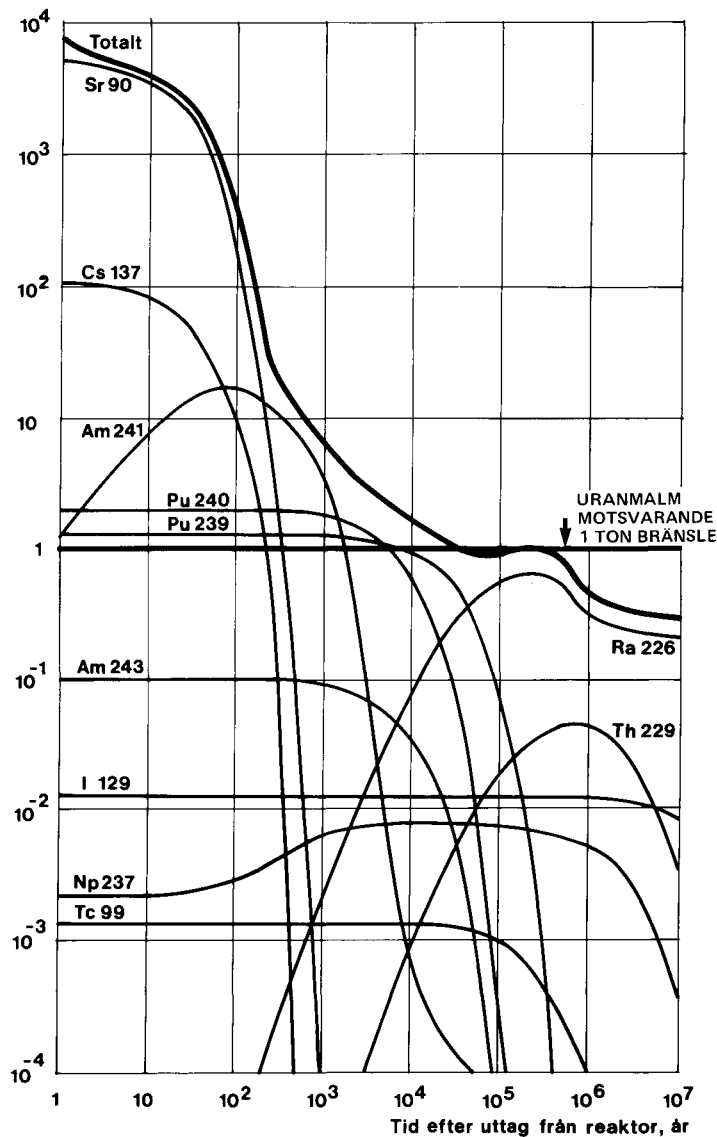
- Frigörelsen av radioaktiva ämnen i slutförvaret.
- Ämnenas transport genom fyllnadsmaterial och bergsprickor.
- Ämnenas sönderfall och bildning av dotternuklider i slutförvaret och under transporten.
- Koncentrations- och utspädningsfaktorer i grundvatten och i biosfären.

- Exponeringsvägarna till människan.
- Befolkningens konsumtion av vatten och livsmedel som kan ha nåtts av radioaktiva ämnen från slutförvaret.

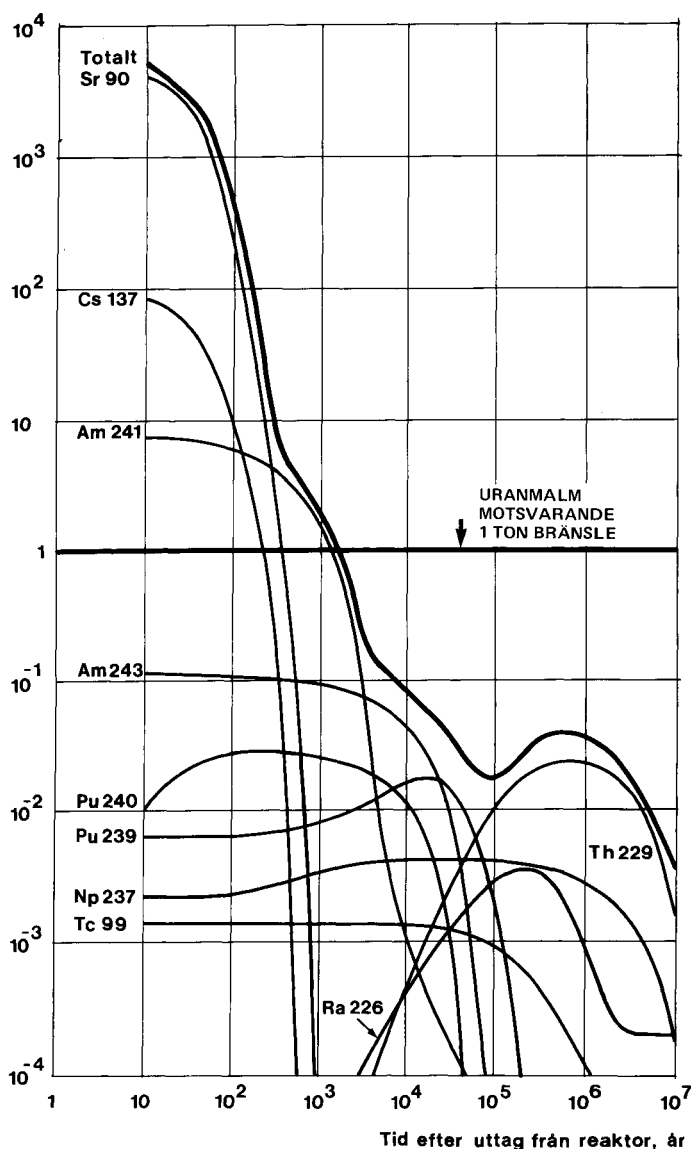
I kapitel 6 redovisas en analys av slutförvaringen med hänsyn till här nämnda faktorer.

### Farlighetsindex för använt bränsle och högaktivt avfall

Eftersom farlighetsindex, på grund av att den är lätt att beräkna, fått en stor publicitet ges i figur 3-8 och 3-9 potentiella farlighetsindex för använt bränsle resp högaktivt avfall. Skalan är relaterad till den uranmalmsmängd som motsvarar 1 ton bränsle.



Figur 3-8. Potentiellt farlighetsindex för olika nuklider i 1 ton använt bränsle i relation till den mängd uranmalm som motsvarar 1 ton bränsle. Den reella farligheten påverkas också av ämnens spridningsvägar till människan (se kapitel 6). Bränslet har en utbränning av 33 000 MWd(t)/tU, en effekttäthet av 34.4 MW(t)/tU och en anrikning av 3.1% uran-235.



Figur 3-9. Potentiellt farlighetsindex för olika nuklider i högaktivt avfall från 1 ton använt bränsle i relation till den mängd uranmalm som motsvarar 1 ton bränsle. Den reella farligheten påverkas också av ämnenas spridningsvägar till människan (se kapitel 6). Bränslet har en utbränning av 33 000 MWd(t)/tU, en effekttäthet av 34,4 MW(t)/tU och en anrikning av 3.1% uran-235.

Liksom i tidigare publikationer har RCGs<sup>+</sup> maximalt tillåtna halter i vatten använts som mått på relativ giftighet i stället för den viktade helkropps-dosen från enhetsintag, men skillnaden är i många fall försumbar och torde inte i något fall bli särskilt stor.

Strontium-90 dominerar farlighetsindex för använt bränsle under de första 300 åren. Därefter vidtar en period om 50 000 år där americium-241 och plutonium-239 och -240 dominerar. För tiden därefter dominerar farligheten av radium-226.

+ Radioactivity Concentration Guide. Värdena motsvarar i stort sett en tiondel av ICRPs gränsvärden för 168 timmar och kritiskt organ. RCG-värdena finns i beräkningsprogrammet ORIGENS databibliotek vilket gör att programmet kan användas för direkt beräkning av relativa giftigheter.

Även det förglasade avfallets farlighetsindex styrs av strontium-90 de första 300 åren. Därefter sjunker farligheten dock snabbare än för använt bränsle genom att huvuddelen av plutoniumisotoperna separerats vid upparbetningen. Farlighetsindex domineras fram till 50 000 år av americium-241 och -243 och plutonium-239 varefter torium-229 tar över.

Farlighetsindex för uranmalm som använts som referens domineras av radium-226 som är dotternuklid i 4:e led till uran-238 och som står i jämvikt med uran-238. (Se figur 3-3, kedja 4N+2.)

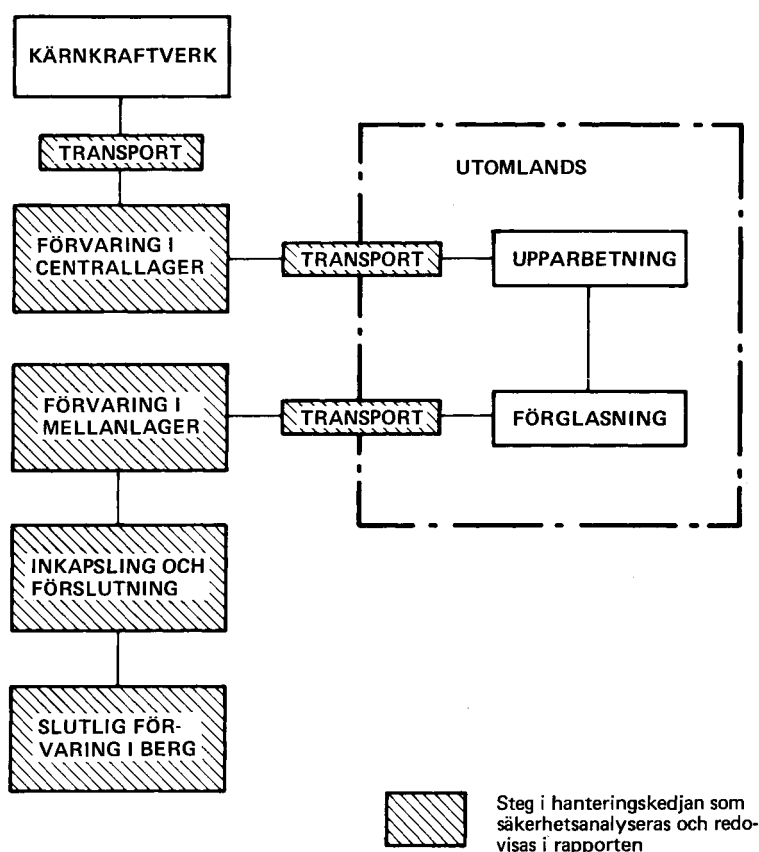
## 4 SÄKERHET VID HANTERING, LAGRING OCH TRANSPORTER

### 4.1 INLEDNING

I detta kapitel analyseras säkerheten vid hantering, mellanlagring och transporter av använt bränsle och förglasat högaktivt avfall. En närmare beskrivning lämnas i en KBS teknisk rapport /4-1/.

Följande hanteringssteg behandlas (se figur 4-1):

- Transport av använda bränsleelement från reaktorstationens område till ett centrallager.
- Mottagning och lagring i centrallagret under ca 10 år.



Figur 4-1. Hanteringskedjan för använt bränsle och förglasat avfall.



- Uttag av använt bränsle från centrallagret och transport till utländsk anläggning för upparbetning, där ingjutning av det högaktiva avfallet i glas sker.
- Återtransport av förglasat avfall till inhemskt mellanlager.
- Lagring av avfallet under ca 30 år i mellanlagret.
- Inkapsling av det förglasade avfallet i kapslar av bly/titan.
- Deponering av det kapslade avfallet i bergförvar ca 500 m ner i urberget.

Säkerheten vid slutförvaringen behandlas i andra kapitel.

För varje hanteringssteg redovisas:

- En kortfattad teknisk resumé av processer och hanteringar.
- En redogörelse för olika säkerhetsåtgärder.
- En bedömning av normaldriftsutsläpp.
- En haverianalys omfattande missöden, som trots säkerhetsåtgärder, skulle kunna inträffa.

Radiologisk påverkan kan ske på personal och omgivning dels vid normal drift, dels vid eventuella missöden. Skärning och andra normala strålskyddsåtgärder införs och tillämpas för personalen i sådan omfattning att stråldoserna begränsas i enlighet med ICRP:s och strålskyddsinstitutets rekommendationer och krav. Skyddsfrågor för personalen behandlas i III:7.

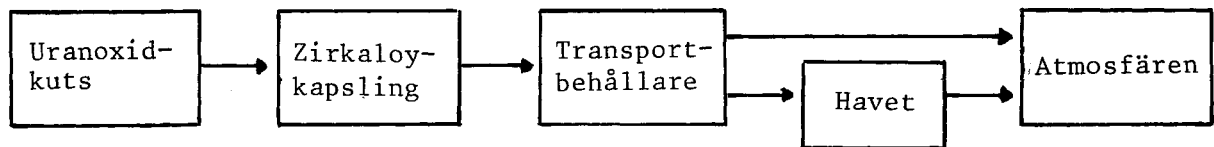
Omgivningspåverkan vid eventuella missöden i angivna anläggningar och transporter mellan dem bedöms vara väsentligt mindre allvarliga än för kärnkraftverken såväl med hänsyn till sannolikhet som till konsekvenser. Skälet för detta är att förutsättningarna för plötslig och kraftig frigörelse av radioaktiva ämnen saknas eller är mycket svagare. Bl a är tryck och temperaturer lägre. Tidsförloppen är dessutom långsammare vilket ger större möjligheter för motåtgärder.

Normalutsläppen i angivna behandlingssteg är väsentligt lägre än för kärnkraftverk och upparbetningsanläggningar. Orsaken är att temperaturerna är lägre och att de radioaktiva ämnena hela tiden är inneslutna och inte utsatta för någon bearbetning.

## 4.2 METODIK FÖR HAVERIANALYSER

Den metod som tillämpats för haverianalysen har kallats barriärmodellen. Den bygger på det faktum att om ett utsläpp till omgivningen skall äga rum måste en serie barriärer genombrytas.

Vissa barriärer kan i sitt normaltillstånd vara praktiskt taget ogenomträngliga för de inneslutna radioaktiva ämnena och deras strålning medan andra barriärer har en viss genomsläpplighet även i sitt normaltillstånd. Beträktelsesättet illustreras i nedanstående exempel som avser barriärerna mot atmosfärisk spridning vid båttransport av utbränt bränsle.



Urandioxidkutsarna utgör ett hinder för spridning av fissionsprodukter och transuraner i det keramiska materialet. Däremot kan den s k spaltaktiviteten spridas. Spaltaktiviteten är den del av de radioaktiva ämnena, som har vandrat ut ur bränslematerialet och ansamlats i spalten mellan kutsar och kapslingsrör.

Den kapsling av zirkaloy som omger bränslekutsarna kan under bränslets tid i reaktorn ha fått en del skador, huvudsakligen små s k pin-holes. I denna studie har ansatts att 0.2 % av bränslestavarna har kapslingsskador, ett värde som är relativt högt i förhållande till erfarenheterna från reaktordrift.

I gällande internationella normer för s k typ-B-emballage för transporter av nukleärt och radioaktivt material ställs mycket höga krav på behållarnas täthet /4-2/. Det är uppenbart att transportbehållarens integritet måste brytas på något sätt för att ett utsläpp skall kunna ske med ovanstående barriärer. Om transportbehållaren skadas erbjuder å andra sidan inte urandioxidkutsarna och zirkaloykapslingen något fullständigt skydd mot aktivitetsspridning. Hur mycket aktivitet som kommer att spridas vid ett missöde beror på omfattningen av skadorna på de barriärer som är inblandade och på det fysikaliska förloppet för spridningen.

För varje barriär har ett normaltillstånd och ett antal olyckstillstånd definierats för att ge en så god beskrivning som möjligt av aktivitetsfrigörelsen vid missöden.

I själva haverianalysen söker man sådana händelser som kan skada någon eller några barriärer. Denna analys innebär en systematisk genomgång av arbetsoperationer, hanteringsutrustningar och anläggningskonstruktioner. På detta sätt erhålls en förteckning över möjliga felhandlingar och utrustningshaverier.

Basen för beräkningarna har varit 30 års reaktordrift av 13 reaktorer. Det innebär ett årligt uttag av använt bränsle motsvarande 300 ton uran. Bränslet har antagits ha en utbränning på 33 000 MWd/ton U, vilket svarar mot den maximala utbränning som erhålls för PWR-bränsle. För enkelhetens skull har i vissa sammanhang en utbränning av 33 000 MWd/ton U använts även för BWR-bränsle. Dessa värden är högre än den genomsnittliga utbränningen, varför en viss överskattning av tillgänglig mängd radioaktiva ämnen gjorts i beräkningarna. Därutöver har genomgående sådana antaganden gjorts, att angivna utsläppsmängder och konsekvenser skall betraktas som en övre gräns och inte som ett rimligt medelvärde.

Haverianalysen redovisar de aktivitetsmängder som finns tillgängliga för utsläpp vid olika haverier och missöden samt sannolikheten för att detta utsläpp kommer till stånd.

Målsättningen har varit att i görligaste mån basera sannolikhetsuppskattningarna på tillgänglig statistik. Där det statistiska materialet har varit otillfredsställande har ett försiktigt värde ansatts på haverisannolikheten.

För att erhålla ett nyanserat mått på de radiologiska konsekvenserna har två storheter använts, individdos och kollektivdosinteckning.

Vid atmosfärisk spridning har tre exponeringsvägar beaktats:

- Externbestrålning från den passerande luftburna aktiviteten.
- Internbestrålning från inandad luftburen aktivitet.
- Externbestrålning från markdeponerad aktivitet under sex timmar (efter denna tid antages evakuering av den mest utsatta befolkningsgruppen ha slutförts).

### 4.3 CENTRALT LAGER FÖR ANVÄNT BRÄNSLE

#### 4.3.1 Teknisk resumé

Centrallagret /4-3/ har i studien förutsatts bli förlagt i berg- rum med ca 30 m bergtäckning. Det består av en mottagningsdel, en förvaringsdel samt hjälpsystem. Ned- och upptransporten av använt bränsle sker via vägtunnlar. Försörjningen med vatten, el, ventilation, tryckluft m m sker genom vertikala schakt.

Från centrallagrets hamn körs transportbehållaren med trailer till mottagningsdelen. Efter lossning från transporttrailern placeras behållaren på en uppställningsplats, där stötdämpare demonteras och behållaren reses. Efter provtagning av behållarens vatten ansluts behållaren till ett kyl- och reningssystem, temperaturen sänks och aktivitet i vattnet tas upp i jonbytare och filter. Behållaren flyttas sedan till mottagningsbassängen. Bränslet lyfts ur behållaren och placeras i kassetter. Den fyllda kassetten flyttas från mottagningsdelen via vattenfyllda transportrännor till förvaringsdelen.

Förvaringsdelen består av ett antal bassänger där bränslet förvaras i sina kassetter eller i fasta ställ med motsvarande konstruktion. I denna studie har kassetter rymmande antingen 25 st BWR- eller 9 st PWR-bränsleelement förutsatts.

Hjälpsystemen omfattar bl a kyl- och reningssystem för transportbehållare, mottagnings- och lagringsbassänger samt system för dekontaminering och omhändertagande av spillvatten och filtermassor.

#### 4.3.2 Säkerhetsåtgärder

Anläggningen konstrueras med särskild inriktning på att

- minimera stråldoserna för personalen
- förhindra frigörelse av radioaktiva ämnen som skulle kunna spridas till omgivningen

Den radiologiska säkerheten för personalen är beaktad genom ett flertal åtgärder t ex

- Rikligt dimensionerade strålskärmar bl a i form av betongväggar och vatten.
- Mätutrustning för kontroll av direktstrålning och luftburen aktivitet.
- Avståndsmanövrering av radioaktiva komponenter och system.
- Doskontroll på personal.

Förvaringsbassängerna förläggs under marknivå med 30 m bergtäckning vilket ger det lagrade bränslet ett skydd mot yttre påverkan.

Ventilationssystemen dimensioneras för att säkerställa acceptabel temperatur och fuktighet. Ett särskilt utsug betjänar urlastningsutrymme och andra utrymmen med risk för luftburen aktivitet och håller dem vid ett undertryck gentemot omgivande byggnadsdelar. Radioaktiva ämnen i det särskilda utsuget avskiljs i filter innan luften blandas med utgående ventilationsluft.

Förvaringsbassängerna utformas som fristående, tjockväggiga enheter invändigt klädda med rostfri plåt. Betongkonstruktionens ytterväggar är tillgängliga för inspektion och ev läckage leds bort via uppsamlingskanaler bakom den rostfria plåtens svetsfogar och samlas upp i ett dränagesystem. Detta möjliggör att läckage kan upptäckas tidigt.

Bassängerna saknar anslutningar på låg nivå. Därigenom förhindras oavsiktlig tömning av bassängerna och vattentäckningen av bränslet garanteras. Kylsystemet är utformat för att kunna hålla vattentemperaturen vid 25 - 30°C och vid enstaka komponentfel hålla vattentemperaturen under 60°C. Om totalt bortfall av yttre kylning skulle inträffa, trots tillgången på redundanta komponenter och reservkraft, sker en temperaturstegring i bassängvattnet (i början ca 10 grader per dygn vid fylld anläggning). Under tiden kan åtgärder vidtagas för att åter få igång kylningen. Om inga motåtgärder skulle vidtagas kommer bassängerna att kunna uppnå kokpunkten tidigast efter drygt en vecka. Vattentäckning av bränslet kan dock upprätthållas även därefter varför bränslet ej kommer att skadas på grund av friläggning.

Bränslegeometrin har kriticitetsberäknats. Beräkningarna visar en god marginal mot kriticitet även för oanvänt bränsle ( $K_{eff} < 0.95$ ). Det är osannolikt att bränslet genom någon olyckshändelse skulle omfördelas till en geometri med högre reaktivitet än vid normal lagring. Att bränslet i centrallagret är utbränt minskar ytterligare möjligheten att åstadkomma kritisk geometri.

För att reducera brandrisken uppdelas anläggningen i brandceller och förses med automatiskt brandlarm, brandventilation och brandsläckningssystem anpassade till utrymmenas art. Brandbelastningen är genomgående låg.

För att eliminera risken för bergras utförs omfattande geologiska och bergmekaniska undersökningar före byggstart och kontinuerlig kontroll av bergets kvalitet sker under byggnadstiden. Utöver systematisk bultning av bergrummets tak och väggar kan förstärkningar av armerad betong utföras vid eventuella svaghetszoner.

Transporten av den 70 - 110 ton tunga behållaren från hamnen till mottagningsdelen sker på trailer med dragfordon. För att reducera risken för transportolyckor har hastigheten begränsats till 10 km/h. Lutningen i tunneln är maximalt 1:10 och långa raksträckor har undvikits.

Horisontella förflyttningar av transportbehållaren inom mottagningsdelen sker med travers över ett förstärkt stråk av golvet. Vid vertikal förflyttning begränsas lyfthöjderna så långt möjligt. Traverserna förses med långtgående säkerhetsarrangemang. T ex kan dubbla lyftmaskinerier och redundanta bromssystem införas.

#### 4.3.3 Normaldrift

Många års erfarenheter finns från lagring av använt bränsle i vattenbassänger. Ett mindre aktivitetsläckage förekommer från bränslet till bassängvattnet. Detta tas om hand av reningskretsar på samma sätt som i reaktorstationerna. Små mängder krypton-85 och tritium överförs till ventilationsluften och frigörs till atmosfären. Spår av jod och partikelformig aktivitet kan även frigöras till luften. Det mesta stannar dock i vattnet och samlas upp i reningskretsarnas jonbytare.

Den aktivitet som frigöres härrör till största delen från mottagningsdelen där bränslet hanteras. Om man försiktigtvis antar att all spaltaktivitet i bränsle med kapslingsskador som anländer till centrallagret frigöres fås utsläpp enligt tabell 4-1.

Tabell 4-1. Uppskattade normaldriftutsläpp från centralt lager för använt bränsle.

Nuklid	Utsläpp Ci/år	Recipient
Tritium	100	Luft/vatten
Krypton-85	2000	Luft
Jod-129	$2 \times 10^{-5}$	Luft/vatten
Övriga betastrålare:		
Cs-137	0,01	Vatten
Alfastrålare:		
Pu-239	$10^{-7}$	Vatten

För krypton och jod har utsläppet beräknats under antagandet att 300 ton använt bränsle med 0,2% kapslingsskador anländer per år och att spaltaktiviteten i bränsle med kapslingsskador frigöres i centrallagret.

En betydande andel av det tritium som frigöres till kapslingspalten torde bindas till kapslingsmaterialet. Tritium avgår från det lagrade bränslet till bassängvattnet i form av tritierat vatten (HTO).

För övriga nuklider har utsläppet uppskattats med hjälp av data från /4-11/.

Utsläppen innebär mycket små stråldoser till omgivningen; i storleksordningen  $10^{-4}$  mrem/år till närboende befolkning.

#### 4.3.4 Haverier och missöden

Anläggningen skall vara så konstruerad att allvarliga haverier ej kan äga rum. Amerikanska föreskrifter anger att följande fall särskilt skall beaktas:

<u>Fall</u>	<u>Åtgärd</u>
- Kriticitet	Säker geometri
- Torrläggning av bränslet genom förlust av vatten	Stabil konstruktion, läckageövervakning, högt placerade anslutningar
- Fall av tunga föremål på bränslet	Behandlas i punkt 2 nedan
- Omfattande krossning av bränsleelement genom yttre påverkan	Bergförläggning
- Fullständigt kylningsbortfall	Redundanta komponenter, spädmatning, reservkraftaggregat

Centrallagret har utformats så att sannolikheten för haverier bringats ned till mycket låga värden i överensstämmelse med praxis inom kärnkrafttekniken.

Följande missöden har analyserats med avseende på konsekvens och sannolikhet:

- Transportbehållare tappas
- Bränslekassett eller andra föremål tappas
- Bränsleelement tappas

Sammanfattningsvis innebär dessa en frigörelse av högst 4 000 Ci krypton-85 vilket ger doser mindre än 0.1 millirem. Sannolikheterna bedöms vara omkring  $4 \times 10^{-4}$  per år i detta fall.

##### 1. Transportbehållare tappas

Anläggningen är konstruerad så att inga lyft av behållaren överstigande 9 m förekommer. Om behållaren tappas skall detta alltså ej leda till någon spridning av den inneslutna aktiviteten. Däremot kan golvet skadas eller genombrytas, varvid skador kan uppkomma på underliggande utrymmen. Detta leder ej till någon spridning av aktivitet till omgivningen men kan innebära en ökning av dosbelastningen på främst saneringspersonal.

##### 2. Bränslekassett tappas

En bränslekassett tappas vid omflyttning i bassängen. Den antages falla så att förutom den själv två andra i bassängen stående

kassetter ges kapslingsskador på 10 % av bränslet. Händelsen behöver inte leda till att någon kassett skadas. Konsekvensen av att tappa andra föremål är betydligt mindre då inga tunga lyft (utöver kassetter) sker över bassängerna.

Baserat på erfarenheter från tung industri bedöms sannolikheten för lyftmissöde till  $5 \cdot 10^{-6}$  per lyft /4-4/. De extra säkerhetsåtgärder för traverserna som nämns i föregående avsnitt har då ej tillgodoräknats. Antalet inlyft per år är 48 för BWR och 20 för PWR.

### 3. Bränsleelement tappas

Ett bränsleelement tappas och skadas då det lyfts ur transportbehållaren. Händelsen antas leda till 10 % kapslingsskada. Antalet lyft per år av inkommande bränsle är 1 200 för BWR och 180 för PWR.

Sannolikheter, utsläpp och doser för inkommande bränsle sammanfattas i tabell 4-2. För 11 år gammalt utgående bränsle blir utsläpp och doser ungefär hälften så stora /4-1/ och sannolikheterna desamma som i tabellen.

Tabell 4-2. Sammanställning av haverianalys för centralt bränslelager. Beräknade aktivitetsutsläpp, stråldoser och sannolikheter.

Händelse	Bränsle- typ	Utsläpp Ci	Dominerande nuklid	Max individ- dos rem	Kollektiv- dos manrem	Sannolik- het per år
1. Behållare tappas	-	-	-	-	-	-
2. Bränsle- kassett tappas	PWR	4 000	Kr-85	$1 \times 10^{-4}$	2,0	$1 \times 10^{-4}$
	BWR	3 800	Kr-85	$1 \times 10^{-4}$	1,8	$2,5 \times 10^{-4}$
3. Bränsle- element tappas	PWR	150	Kr-85	$3 \times 10^{-6}$	0,07	$9 \times 10^{-4}$
	BWR	60	Kr-85	$1,5 \times 10^{-6}$	0,03	$6 \times 10^{-3}$

## 4.4 TRANSPORT AV ANVÄNT BRÄNSLE OCH FÖRGLASAT, HÖGAKTIVT AVFALL

### 4.4.1 Teknisk resumé

Aktuella sjötransporter av använt bränsle och högaktivt avfall sker med ett mindre fartyg som tar 6-8 behållare vid varje transport. Anskaffning av ett speciellt fartyg för dessa transporter planeras. Hittills har dock vanliga fartyg använts.

Transporten av behållarna mellan anläggningen och hamnen sker med trailer. Hastigheten begränsas till 10 km/h. Vid lastning och lossning används en stationär hamnkran, alternativt roll-on-roll-off.

För transport av använt bränsle har transportbehållare NTL 11 valts som referens. Transport av avfallscylindrar från utländsk uppberedningsanläggning till svenskt mellanlager förutses ske i behållartyp NTL 12. I III:2 redogörs närmare för transportsystemet i sin helhet.

#### 4.4.2 Säkerhetsåtgärder

Vid transporter användes bränslebehållare av s k typ B-emballage. Detta innebär att de uppfyller de av IAEA utfärdade reglerna för konstruktion och provning. Grundtanken bakom dessa regler är att själva transportbehållaren för det radioaktiva materialet skall vara så utformad att den i sig ger tillräcklig säkerhet mot spridning av radioaktiva ämnen till följd av eventuella olyckor. Avsikten är att alla transporter skall kunna ske med konventionella, allmänt tillgängliga fordon och utan någon särskild strålskyddsövervakning. Reglerna föreskriver därför att följande typprov, som avser att efterlikna en svår olyckshändelse skall utföras och omfatta:

- Fall från 9 m mot stumt plant underlag
- Fall från 1 m mot massiv stålcyllinder med 15 cm diameter
- Upphettning under 30 minuter till 800°C
- Nedsänkning i vatten till 15 m under 8 timmar

De tre första proven skall genomföras i följd på samma behållare. Behållarna skall klara dessa prov utan att läckage uppstår. Därutöver ställs specificerade krav på strålskärning och kylning.

Behållaren är uppbyggd i flera lager. Utanför den innersta stål-inneslutningen finns en strålskärm för absorption av gammastrålar och en neutronsärm. Värmeöverföringen från innehållet till behållarens väggar och från dessa till omgivningen sker genom fri konvektion via kylflänsar till omgivande luft. Anslutningar och instrument är försänkta i behållarens topp och skyddas av en stötdämpande huv mot skador vid brand eller kollision.

Hantering av behållaren utförs enligt detaljerade, i förväg uppgjorda checklistor. Externa transporter måste anmälas och godkännas av myndigheter i de berörda länderna innan transportererna äger rum.

Genom val eller specialtillverkning av fartyg kan säkerheten ytterligare ökas. Det fartyg som planerats för ändamålet har låg brandbelastning och kommer att förses med speciella säkerhetsbefrämjande anordningar:

- Förstärkning för gång i is
- Moniteringutrustning för strålning
- Kolsyresystem för brandsläckning
- Automatiskt sprinklersystem
- Anordning för lokalisering efter förlisning
- Förstärkt kommunikationsutrustning

En utförligare beskrivning av transporten finns redovisad i den förstudie som gjorts på uppdrag av PRAV /4-5/ och i avsnitt III:2.

#### 4.4.3 Normaldrift

Ytdosraten på transportbehållaren är som högst i storleksordningen 100-200 mrem/h och på en meters avstånd från behållarens yta får dosen enligt IAEA-rekommendationerna ej överstiga 10 mrem/h. Personalens vistelse i lastrummen inskränker sig till



lastning och lossning. Utformningen av fartyg och utrustning samt behållarnas placering görs så att personaldoserna hålls låga.

Omgivningspåverkan vid transporter av såväl använt bränsle som förglasat avfall är försumbar.

#### 4.4.4 Haverier

Konstruktionskriterierna innebär att transportbehållarnas förmåga att bibehålla sin integritet vid svåra olyckor är betydande. Iakttagelser från såväl inträffade transportolyckor som särskilda kollisionsprov i full skala visar att behållarna i verkligheten klarar ännu större påfrestningar än de ovannämnda kriterierna. En haverianalys kommer därför att bli begränsad till händelser som ger mycket stora påkänningar. Sådana händelser är extrema olyckor och sannolikheten för dem är mycket låg. Även vid denna typ av händelser är det möjligt att behållaren i de flesta beskrivna haverifallen förblir intakt. För att undersöka potentiella konsekvenser för omgivningen vid olika transporthaverier har emellertid antagits att behållarna skadas.

Tre olika yttre transportmoment förekommer:

- Transport av bränsleelement från reaktorstationen till centrallagret.
- Transport av bränsleelement från centrallagret till utländsk behandlingsanläggning.
- Transport av förglasat avfall från utländsk behandlingsanläggning till svenskt mellanlager.

De haverityper som behandlats är:

- 1 Transportbehållaren tappas vid lastning eller lossning.
- 2 Grundstötning och förlisning.
- 3 Fartygskollision.
- 4 Långvarig brand ombord.
- 5 Kollision och brand ombord.
- 6 Trailerkollision med och utan brand.

#### 1. Transportbehållaren tappas vid lastning eller lossning

Behållaren lyfts ingenstans högre än de 9 meter den är konstruerad för att kunna falla utan att börja läcka. Därför antas ingen frigörelse till omgivningen vid en sådan händelse. Om behållaren tappas från maximal lyfthöjd in i fartyget kan skrovet skadas så att behållaren går genom botten och sjunker, dock utan att skadas. Vattendjupet är måttligt och den kan omgående bärgas.

#### 2. Grundstötning och förlisning

Sannolikheten att någon behållare skadas vid denna händelse måste betraktas som mycket låg eftersom fartygets hastighet är lägre än den kollisionshastighet behållaren är konstruerad att tåla. Båten och behållarna kan bärgas innan någon skada på de senare inträffar.

### 3. Fartygskollision

Detta haveri indelas i två fall:

- Fartyget flyter.
- Fartyget sjunker.

Sannolikheten har beräknats med hjälp av WASH 1238 /4-6/ och Liverpool Underwriters' statistik /4-7/ till  $10^{-7}$  per km. Samma statistik visar att båten flyter i ca 50 % av fallen.

Sannolikheten att transportbehållarna skadas vid en kollision ansätts till  $10^{-1}$ . Detta kan betraktas som ett pessimistiskt värde /4-8/.

Behållarna placeras på ett sådant sätt att högst två behållare kan skadas vid en kollision. De innehåller vardera 3.2 ton bränsle.

För fallet skadade behållare antas följande maximala konsekvenser:

Behållarna skadas så att 100 % av gasformiga ämnen och 1 % av övriga nuklider som kommit ut till kapslingsspalten sprids. Kapslingsskadefrekvensen har satts till 10 %. Till kapslingsspalten antas frigöras 30 % krypton-85 och 1 % cesium. Vid transport av förglasat avfall skadas behållaren på motsvarande sätt men någon aktivitetsfrigörelse från glaset till atmosfären äger ej rum. Däremot sker viss utlakning om fartyget sjunker.

Sannolikheter, frigjord aktivitet och doser ges i tabell 4-3.

### 4. Långvarig brand ombord

Detta haveri kan indelas i två fall:

- Fartyget flyter efter branden.
- Fartyget sjunker efter branden.

Sannolikheten har beräknats ur samma referenser som ovan till  $3 \cdot 10^{-9}$ /km. Samma statistik visar att fartyget sjunker i 90 % av fallen.

Enligt /4-8/ är det med dagens teknik inga svårigheter att utrusta fartyget med ett så effektivt brandskydd att långvariga bränder blir än osannolikare vid denna typ av last. Detta har dock inte tillgodoräknats vid beräkningarna.

Följande antages maximalt ske:

Branden antages leda till 10 % kapslingsskador och att behållarna skadas så att 100 % gasformiga och 1 % övriga nuklider kommer ut från kapslingsspalten för bränsle med skadad kapsling. Även här sker viss utlakning från kutsar eller glas i fall fartyget sjunker.

Sannolikhet, frigjord aktivitetsmängd och doser ges i tabell 4-3.

## 5. Kollision och brand ombord

Haveriet antas leda till ökad frigörelse av aktivitet om de två behållarna som skadats enligt fall 3 dessutom blir upphettade genom en mindre brand.

Den totala sannolikheten för händelsen är  $3 \cdot 10^{-10}$  per km /4-1/.

Sannolikheter, utsläpp och doser ges i tabell 4-3.

## 6. Trailerkollision med och utan brand

Trailer kolliderar.

Transport med trailer på allmän väg förekommer endast vid transport till mellanlagret för förglasat avfall. Troligen blir detta en bevakad transport, där hastigheten har begränsats. En kollision under dessa omständigheter måste anses vara osannolik och om den skulle ske torde ingen skada uppkomma på behållaren. Händelsen leder alltså inte till något utsläpp.

Trailer kolliderar och brinner.

Samma trailer som ovan kolliderar på ett sådant sätt att en brand mer varaktig än den som transportbehållaren konstruerats för uppkommer. Behållaren och kapslingen skadas delvis och en viss förångning av flyktiga nuklider i glaset äger rum.

Sannolikheten för en sådan olycka uppskattas till  $6 \cdot 10^{-10}$  per km /4-6, 4-9/. Den frigjorda aktiviteten blir mindre än 1 Ci cesium-137.

### 4.4.5 Stråldoser

Tabell 4-3 ger beräknade maximala stråldoser vid haverier där aktivitetsutsläpp förekommer. De antagna haverierna kan inträffa fjärran från land eller nära befolkningscentra. Beroende på väderleksförhållanden och befolkningsfördelningen i närheten av haveriplatsen fås mycket olika dosbelastningar som också kan vara nära noll. I tabellen angivna värden för doser är maximala värden beräknade med en modell som starkt överskattar doserna. Angivna sannolikheter är genomsnitt över en transportsträcka av 10 000 km/år vilket innebär att den svåraste haveritypen har en årlig sannolikhet av  $3 \cdot 10^{-6}$ . Sannolikheten för maximal konsekvens är emellertid lägre. I en särskild KBS-rapport anges olika faktorerers inverkan på stråldoserna vid haveri under sjötransport /4-10/.

## 4.5 MELLANLAGRING, INKAPSLING OCH DEPONERING AV FÖRGLASAT AVFALL

### 4.5.1 Teknisk resumé

Mellanlagret antas vara förlagt i ett bergrum med 30 m bergtäckning och direkt ovanför det slutliga bergförvaret.

Tabell 4-3. Sammanställning av haverianalys för transporter till centralt bränslelager. Aktivitetsutsläpp, resulterande doser och sannolikheter.

Händelse	Utsläpp Ci	Nuklider	Max individ- dos rem	Kollektiv- dos manrem	Sannolikhet per km
<u>Fartygskollision</u>					
a) fartyget	2 000	Kr-85	0,0004	1	5 x 10 <sup>-9</sup>
flyter	12	Cs-134	0,41	1 200	
	7	Cs-137	0,18	1 600	
S:a			0,59	2 800	
b) fartyget	2 000	Kr-85	0,0004	1	5 x 10 <sup>-9</sup>
sjunker	1 200	Cs-134	0,02	2 300	
	700	Cs-137	0,0071	9 000	
S:a			0,03	11 300	
<u>Långvarig brand</u>					
a) fartyget	6 000	Kr-85	0,0012	3	3 x 10 <sup>-10</sup>
flyter	36	Cs-134	1,2	3 500	
	20	Cs-137	0,55	4 700	
S:a			1,8	8 200	
b) fartyget	6 000	Kr-85	0,0012	3	2,7 x 10 <sup>-9</sup>
sjunker	3 600	Cs-134	0,06	6 800	
	2 000	Cs-137	0,02	27 000	
S:a			0,08	33 800	
<u>Fartygskollision med brand</u>					
a) fartyget	2 000	Kr-85	0,0004	1	2,7 x 10 <sup>-10</sup>
flyter	120	Cs-134	4	12 000	
	70	Cs-137	1,8	16 000	
S:a			5,8	28 000	
b) fartyget	2 000	Kr-85	0,0004	1	3 x 10 <sup>-11</sup>
sjunker	1 200	Cs-134	0,02	2 300	
	700	Cs-137	0,0071	9 000	
S:a			0,03	11 300	

Transportbehållaren med avfallscyldrarna körs ned till mottagningsdelen på trailer via en tunnel med lutningen 1:10. I mottagningsdelen finns en serie betongceller, i vilka avfallscyldrarna med högaktivt avfall kan hanteras strålskärmat. Transportbehållaren lyfts från sin trailer, reses och överförs med travers till en av cellerna.

Tömningen av behållaren sker fjärrmanövrerat. Avfallscyldrarna lyfts upp till lagringsdelens laddningsplan, där de placeras i en strålskärmat huv. Denna kan sedan med travers förflyttas till någon av lagringspositionerna.

Lagringsdelen består av fyra betongfack i två grupper med 150 vertikala stålrör per fack. Varje stålrör rymmer 10 avfallscyldrarna. Rören fylls och töms från ett överliggande plan. Golvet i det överliggande planet består av tjock betong, som är försedd med hål för varje rörposition. Dessa hål är igenstängda med strålskärmande betongproppar.

Fyllning av stålrören sker genom att betongproppen ersätts med en flyttbar slidventil. Huvens med avfallscylindern placeras på ventilen, denna öppnas och avfallscylindern sänks ned i röret.

Kylningen av avfallscyldrarna sker med luft och upprätthålls med redundanta fläktar för varje grupp av fack i lagringsdelen. Luften passerar nedifrån och upp genom spalterna mellan stålrören och avfallscyldrarna. Den suges ut under betonggolvet och passerar ett filtersystem innan den når skorstenen.

Efter ca 30 års lagring lyfts avfallscyldrarna upp ur sina lagringspositioner och överförs med hjälp av transporthuven till en cell för inkapsling. Inkapslingsdelen omfattar en rad arbetsstationer i en strålskärmd cell. En blymantel med titanhölje sätts över cylindern och bly insmälts i spalten mellan manteln och glasets stålhölje. Det hela tillsluts med ett titanlock som tätsvetsas. Inkapslingen utförs i sin helhet genom fjärrmanövrering. Det kapslade avfallet lyfts in i en transporthuv som på vagn förflyttas till bergförvarets hisschakt.

Mellanlagret och inkapslingsstationen beskrivs närmare i III:5.

Hissen utförs som en konventionell, gejdrad gruvhiss med drivskivespel och med flera av varandra oberoende bromssystem. Hisskorgen är upphängd i ett flertal linor så dimensionerade att några enstaka linor med god marginal kan bära lasten (10-faldig säkerhet). Som en ytterligare säkerhetsåtgärd finns en vattenbassäng i hisschaktets botten, som dämpar stöten från en fallande hiss.

Bergförvaret består av ett tunnelsystem ca 500 m under marknivå. Det omfattar ett 40-tal parallella tunnlar, 1 km långa och ca 3.5 x 3.5 m i tvärsnittsarea. I tunnlarnas botten finns ca 5 m djupa hål med diametern 1 m och centrumavstånd 4 m. Kommunikation med marknivå och mellanlager sker genom fyra vertikala schakt. Schakten innehåller förutom transporthissar, även utrymningsvägar, dräneringsrör, ventilationstrummor och elkablar.

Den horisontella transporten sker på räls. En vagn med strålskärmande huv och hissordning används för transport av avfallskapslarna. Vagnen dras av en elektriskt driven traktor. I botten på deponeringshålet fylls buffertmaterial, varefter kapseln sänks ned. Därefter fylls hålet igen med ytterligare buffertmaterial. Hela hanteringen sker strålskärmad.

#### 4.5.2 Säkerhetsåtgärder

Anläggningen för mellanlagring är konstruerad på basis av de erfarenheter som finns från Marcoule-anläggningen i Frankrike. Motsvarande konstruktionskriterier som för centrallagret för bränsle har använts. Detta innebär att säkerhetskraven varit styrande vid utformning och konstruktion.

Bergrumsförläggning av mellanlagret innebär gott skydd mot yttre påverkan, krigshandlingar m m.

Glaskroppens stålhölje är omsorgsfullt befriad från ytaktivitet men måste omges av en strålskärm för att kunna hanteras. Halten av aktivt avfall i glaset har begränsats till 9 %. Avfallet i glaset har avklingat ca 10 år. Därigenom har värmeutvecklingen avtagit till ca 1.2 kW/cylinder när avfallet anländer till mellanlagret. Avfallscyldrarna anländer skyddade av transportbehållaren. Efterföljande operationer sker i s k "hot cells", slutna rum med tjocka strålskärmande väggar, konstant undertryck och instrumentövervakning. Arbetet utförs med utifrån manövrerade griparmar. I cellerna töms transportbehållaren och cylindrarnas renhet kontrolleras. Hittills har erfarenheterna från Marcoule varit mycket goda. Ingen spridning av aktivitet har förekommit

och cylindrarna har varit täta och rena och ej skadats vid hanteringen.

Vid förflyttning av avfallscylindrarna används transporthuvar som ger tillräcklig strålskärning. Hanteringen sker med traverser och cylindrarna transporteras tätt över golven. Den hiss som transporterar det inkapslade avfallet ned till slutförvaret är utrustad med redundanta bromssystem och hisslinorna skall kunna bära 10 gånger den dimensionerade lasten. Skulle en hiss falla dämpas fallet av vattenbassängen i hisschaktets botten. Även om kapslingen skulle skadas bedöms glaset inte kunna splittras i så små partiklar att de blir luftburna. Vattenbassängen utgör samtidigt ett strålskydd för avfallskapseln.

Den viktigaste säkerhetsåtgärden är att upprätthålla kylning av lagringsdelen. Värmeutvecklingen är maximalt 3 000 kW i varje grupp (två lagringsfack). Normalt sker kylningen med två parallellkopplade fläktar om vardera 75 000 Nm<sup>3</sup>/h. En tredje fläkt kan kopplas in vid behov. Dessutom finns en fjärde fläkt ovan jord. Fläktarnas elförsörjning är säkrad med dieselaggregat.

Den ingående luften grovfiltreras. Filtren kan förbikopplas om så krävs vid för högt tryckfall eller fläktbortfall. Normalt blir utgående lufttemperatur ca 80°C. Vid bortfall av en fläkt kopplas reserv automatiskt in. Vid kylning med enbart en fläkt blir luftmängden (och undertrycket) något mindre och temperaturen stiger till ca 110°C (efter 40 timmar). Skulle i ett extremfall samtliga fläktar falla bort tillåter en förbiledning med ett automatiskt spjäll luften att cirkulera med naturlig konvektion utan att passera filtersystemet. Temperaturen stiger då till max 340°C, vilket uppnås efter 40 h. Detta leder ej till aktivitetsfrigörelse.

#### 4.5.3 Normaldrift

På grund av att glaskroppens stålhölje rengörs noggrant i samband med tillverkningen och att all hantering av avfallscylindrarna utförs torrt är risken för ytkontaminering liten. Eftersom avfallet är hårt bundet i glaset som dessutom är inkapslat i svetsade cylindrar förekommer inte aktivitetsfrigörelse under lagringsperioden. Vid Marcoule-anläggningen i Frankrike finns erfarenheter av 10 års lagring av högaktivt glas. Under denna tid har man inte kunnat detektera någon aktivitet i ventilationsfiltren.

#### 4.5.4 Haverier

Sannolikheten för haverier i anläggningen för mellanlagring har begränsats genom konstruktiva åtgärder. Överhettning till så höga temperaturer att flyktiga nuklider förångas sker inte ens vid fullständigt kylningsbortfall i enlighet med vad som redovisats ovan. Sannolikheten för brand reduceras av en låg brandbelastning och ett avancerat brandförsvar.

Mekaniska skador som leder till luftburen aktivitet bedöms inte kunna ske.

## 5 SÄKERHETSMÄSSIGA PRINCIPER FÖR SLUTFÖRVARING AV FÖRGLASAT HÖGAKTIVT AVFALL

### 5.1 BARRIÄRER

För att uppnå en säker slutförvaring av det högaktiva avfallet isoleras och omges de radioaktiva ämnena med ett antal successiva barriärer:

- kemisk bindning till svårlösligt borsilikatglas
- inkapsling av glaset i metallhöljen
- förvaring av de inkapslade avfallscyldrarna i berg på 500 m djup

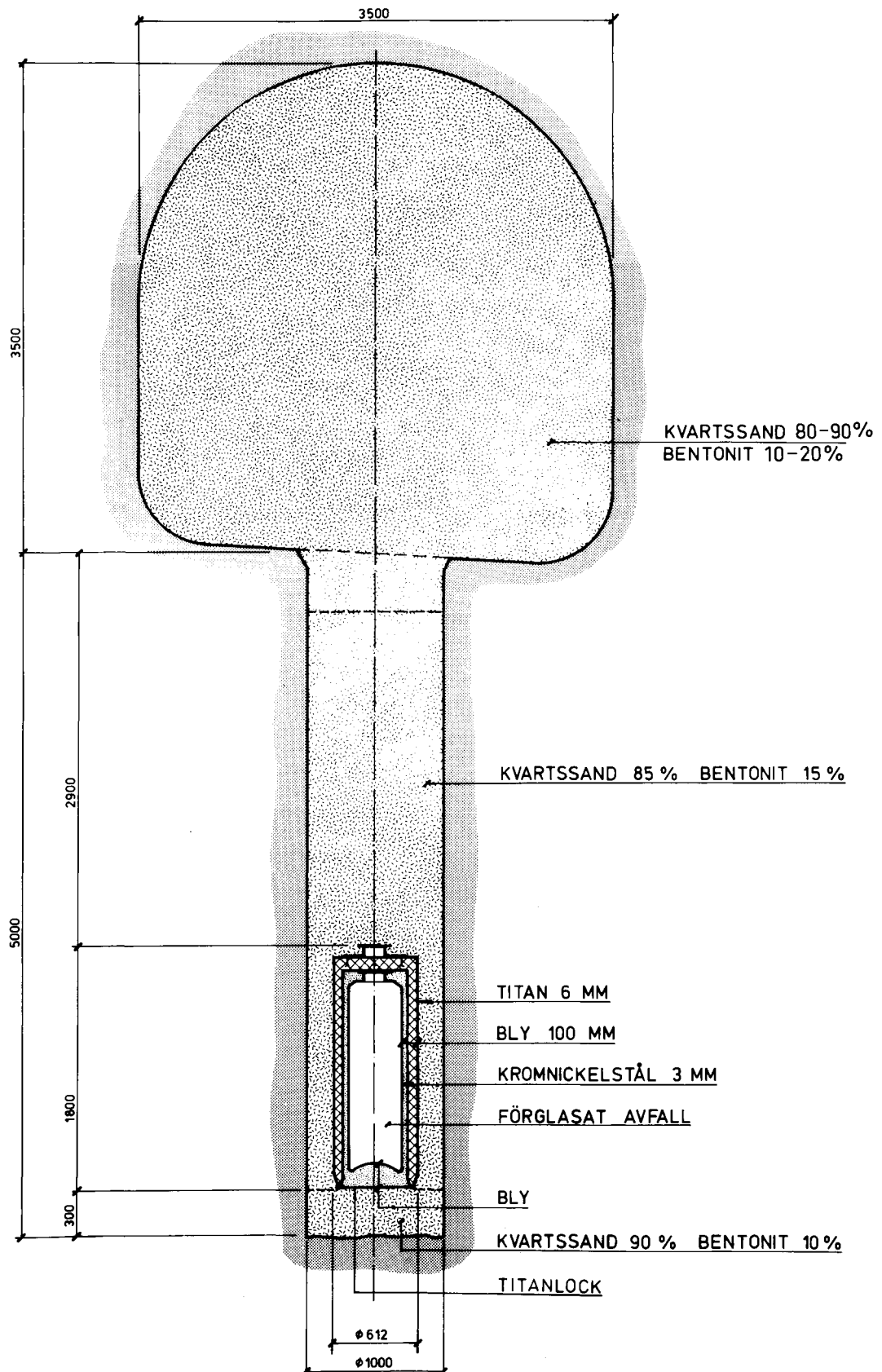
Var och en av dessa barriärer ger skydd mot spridning. De har emellertid olika skyddsegenskaper och därmed också skyddsfunktioner som både förstärker och kompletterar varandra.

Vid slutförvaringen placeras avfallscyldrarna i vertikala borrhål från botten av en tunnel. Ett buffertmaterial mellan kapsel och berg håller avfallscyldrarna fixerade. Det tjänar även som en ytterligare barriär då det har låg vattengenomsläpplighet och viss jonbytesförmåga. Samma sorts buffertmaterial används även till att fylla tunnlar och schakt för att hindra spridning av de radioaktiva ämnena denna väg. Spridningen av de radioaktiva ämnena fördröjs även genom sorptionseffekter i bergsprickor om de skulle komma ut genom de inre barriärerna.

Kraven på isolering av de radioaktiva ämnena avtar i takt med att aktiviteten avklingar. Endast en kombination av strömmande vatten och genombrutna barriärer kan ge en spridning av radioaktiva ämnen från slutförvaret.

Figur 5-1 visar hur det kapslade avfallet placeras i slutförvaret. Slutförvarets utformning beskrivs i kapitel II. Slutförvarets utformning beskrivs i kapitel III:6. Se särskilt ritning 1 och 7 i nämnda kapitel.

Förglasning av högaktivt avfall kan ske enligt flera olika processer som utvecklats och demonstrerats. Den franska processen har nått längst ifråga om industriell tillämpning i anläggningen i Marcoule (AVM = Atelier de Vitrification Marcoule). Omfattande undersökningar av glas framställt enligt denna process har visat att sådant avfallsglas har god beständighet. (Se kap III:4.2-4 och IV:6.3).



Figur 5-1. Kapslad avfallscynder med förglasat högaktivt avfall i ett förseglat slutförvar.



Metallkapseln består av tre skikt - 3 mm rostfritt stål, 100 mm bly och 6 mm titan. Kapseln är utformad för att ha mycket lång livslängd. (Se kap III:5.3 och IV:6.2.)

Buffertmaterialet utgöres av en blandning av kvartssand och bentonit. Denna blandning har valts med avsikt att på bästa sätt förena egenskaperna bärighet, plasticitet, låg permeabilitet, god värmeledningsförmåga, jonbytande förmåga och dokumenterad långtidsstabilitet. Vid valet av sammansättning har långtidsstabilitet och goda mekaniska egenskaper prioriterats framför hög jonbytelsesförmåga. (Se kap III:6.3.)

Slutförvaring av avfallet skall ske på ett sådant djup i berget att det ej nämnvärt berörs av erosionsfenomen (t ex en istid) som kan uppträda på jordytan. Vidare bör man välja ett berg med god täthet (låg vattenföring) beläget i ett område med låg seismisk aktivitet. (Se kap III:1.3 och del II.)

Kombinationen av berg och buffertmaterial med låg vattenföring i storleksordningen 0.2 liter per m<sup>2</sup> och år samt glas med stor motståndskraft mot upplösning i vatten innebär att spridningen av de radioaktiva ämnena blir mycket liten och långsam även om metallkapseln lokalt skulle vara eller bli otät.

Placering av förvaret på 500 m djup ger förutom erosionsskydd enligt ovan även ett gott skydd mot yttre händelser t ex krigshandlingar, meteoritnedslag och dylikt. (Se kap IV:7.) Det är helt säkert med avseende på den direkta strålningen från avfallskropparna.

## 5.2 TEMPERATURFÖRHÅLLANDEN

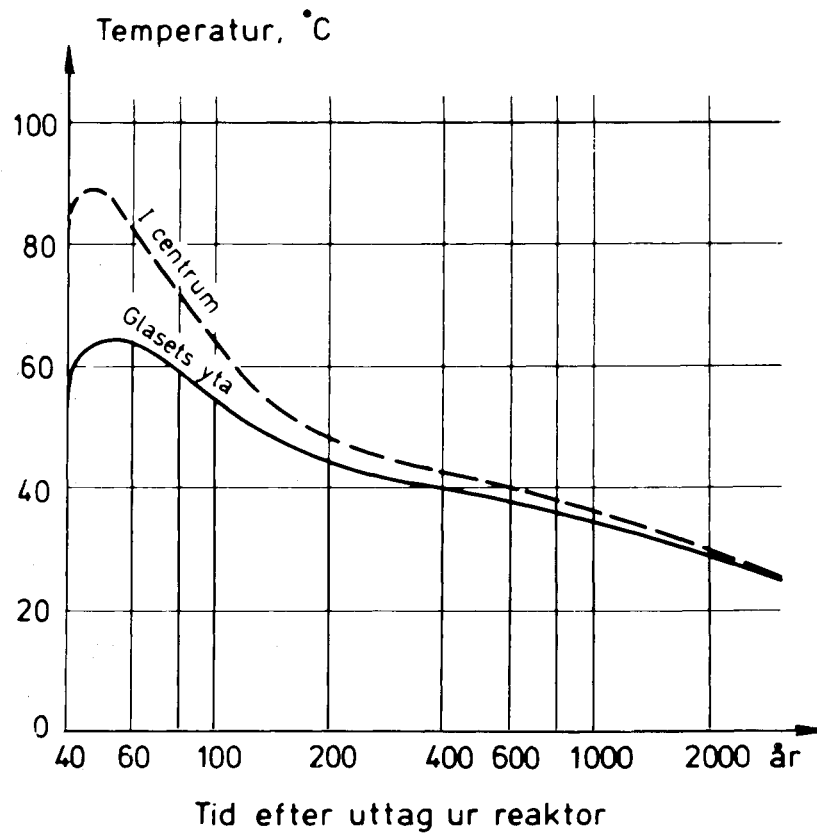
Innehållet av radioaktiva ämnen i det förglasade avfallet leder till en förhöjd temperatur i glaset, på kapseln och i berget /5-1/. I figur 5-2 anges temperaturen på den varmaste glaskroppens yta och i dess centrum. Temperaturförhöjningen i berget vid olika tider efter deponering anges i figur 5-3.

Temperaturen i metallhöljerna är nära nog lika glasytans. Vid tidpunkten för slutdeponering (40 år efter uttag från reaktorn) är temperaturen på titanytan omkring 60°C, vilket ger god marginal till temperaturer som skulle kunna innebära gasutveckling eller korrosionsangrepp. Efter 500-1 000 år är hela behållarens temperatur nere under 40°C, vilket innebär hög resistens mot lakning om kapselbrott skulle inträffa.

## 5.3 STRÅLNIVÅER

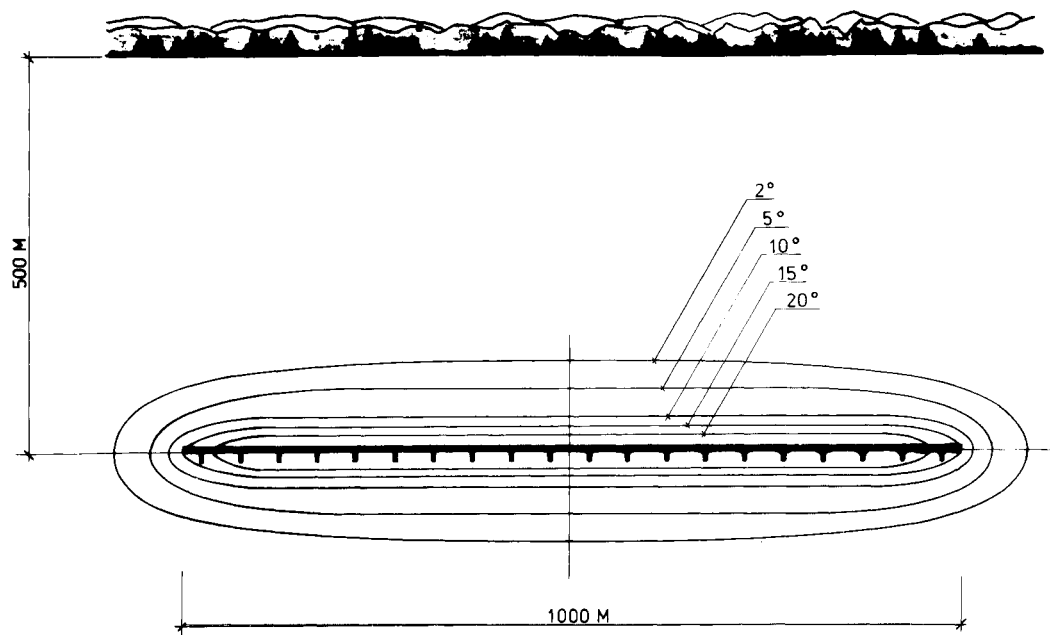
Strålningen från det förglasade avfallet avskärmats kraftigt med blymanteln. I figur 5-4 anges stråldoserna per timme (mrem/h) som funktion av kapseltjocklek /5-2/.

Den totala stråldosen, som orsakas av såväl gammastrålning som neutroner, är 1000 mrem/h efter 30 år med en blymantel på 10 cm. Vid förflyttning av kapslar från inkapslingsstationen till slutförvaringsplatsen krävs därför extra strålskärmning av kapslarna. Skärmningen är emellertid väl tilltagen för att begränsa radiolysen i slutförvaret och förhindra gasutveckling till följd av

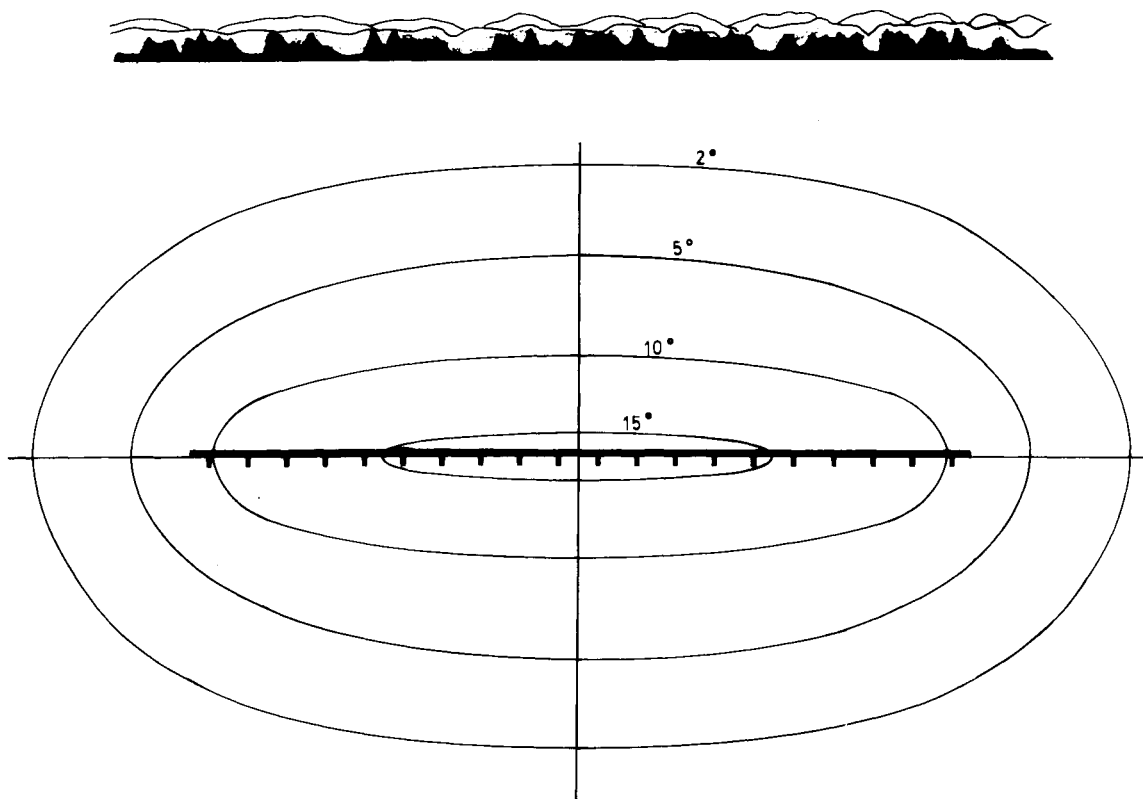


Figur 5-2. Temperaturen för den varmaste glaskroppen i slutförvaret som funktion av tiden.

detta. Beräkningar /5-3/ av syre- och vätehalter som utförts för väsentligt högre stråldos (0.5 rad/s) visar jämviktsvärden som är betydligt lägre än lösligheterna av dessa gaser i vatten.

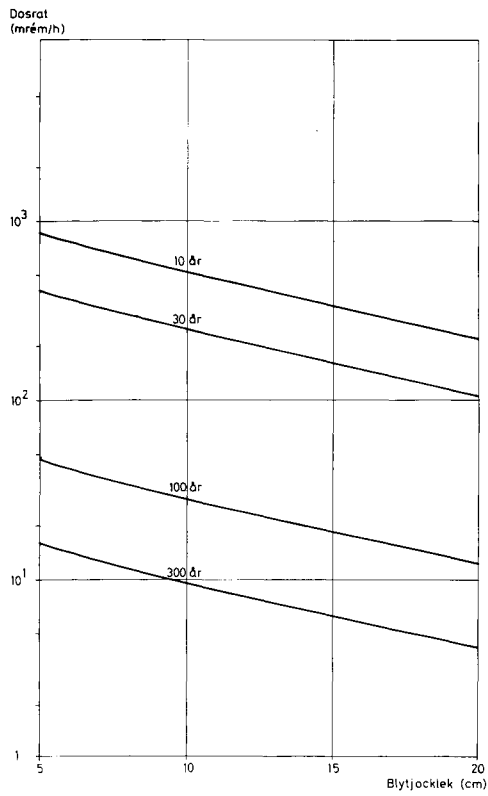


50 ÅR EFTER DEPONERING

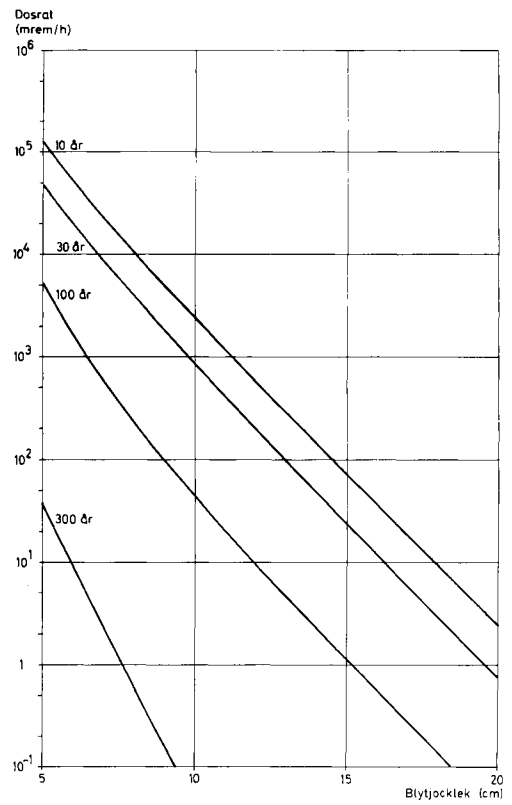


600 ÅR EFTER DEPONERING

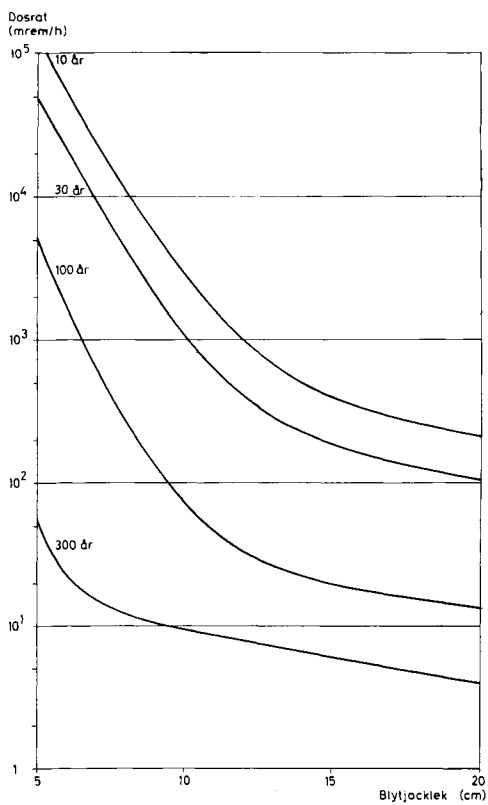
Figur 5-3. Temperaturförhöjningen i bergformationen kring slutförvaret 50 år och 600 år efter deponeringen.



A. Doseraten från neutroner.



B. Doseraten från gammastrålning.



C. Den totala dosraten från gammastrålning och neutroner.

Figur 5-4. Stråldosen per tidsenhet, dosraten, på utsidan av kapslat förglasat avfall från PWR för olika blytjocklekar.

## 6 SPRIDNINGSPROCESSER

### 6.1 ALLMÄNT OM SPRIDNINGSPROCESSEN

#### 6.1.1 Spridningsmöjligheter

Såsom framgår av kapitel 5 isoleras avfallet från biosfären med ett antal barriärer. I det följande behandlas olika möjligheter för de radioaktiva ämnena att spridas från slutförvaret.

Man kan i princip särskilja

- Långsamma förlopp
- Extrema händelser som medför plötslig spridning av radioaktiva ämnen

För att långsam spridning av de radioaktiva ämnena över huvudtaget skall vara möjlig krävs att den metalliska inkapslingen av glaskropparna skadas på något sätt så att vattnet kommer i kontakt med glaset. Kapitel 6.2 beskriver de två studerade fallen initial kapselskada och långsam nedbrytning av kapslingsmaterialet.

Utlakningen av radioaktiva ämnen från förglasat högaktivt avfall sker mycket långsamt. Läckningshastigheten påverkas av ett flertal faktorer. Dessa diskuteras i kapitel 6.3 där även i analysen använda värden på årligen urlakad mängd anges.

Spridningen av radioaktiva ämnen i och genom berget påverkas, dels av grundvattenrörelserna i närheten av slutförvaret, dels av sorption i buffertmaterial och bergsprickor. Dessa faktorer behandlas i kapitlen 6.4 och 6.5.

Sannolikheten för extrema händelser som kan bryta bergbarriären och orsaka snabb spridning av de radioaktiva ämnena är utomordentligt låg. De viktigaste fallen och konsekvenserna därav diskuteras i kapitel 7.

#### 6.1.2 Konsekvenser av spridning

Om de radioaktiva ämnena bryter igenom de olika barriärerna kan detta så småningom leda till att de når kontakt med biosfären. Eftersom de enda spridningsmekanismer av någon betydelse som

identifierats innebär spridning via grundvattnet nås en sådan kontakt primärt i en vattenrecipient.

Tre huvudfall av primärrecipient har identifierats, nämligen

- djupborrad brunn i närheten av slutförvaret
- insjö i närheten av slutförvaret
- Östersjön

Transporter i biosfären, olika exponeringssituationer samt bestämning av stråldoser och hälsoeffekter diskuteras i kapitlen 6.6 - 6.8.

Konsekvenserna av spridningen analyseras i kapitel 6.9. Resultaten redovisas dels i form av beräknade inflöden av radioaktiva ämnen till primärrecipienten och dels i form av beräknade maximala individdoser (uttryckt som rem per 30 år till en individ) och kollektivdoser (uttryckt som manrem per MW el och år). En jämförelse görs även mellan dessa beräknade konsekvenser och de tillåtna gränsvärden som används i strålskyddssammanhang (se kap 2) samt med naturliga strålningsnivåer i kapitel 8.2.

## 6.2 KAPSELSKADA

### 6.2.1 Initial kapselskada

Tillverkningen av de metalliska kapslarna kommer att ske under mycket noggrann kontroll. Kapslarna kontrolleras dessutom efter tillverkning med avseende på såväl täthet som defekter i svetsar (se kap III:5.5). Trots detta kan man dock inte helt bortse från möjligheten att någon enstaka kapsel har små defekter som kan medföra att vatten tränger in till glasmassan. Sannolikheten för detta kan emellertid bringas ned till mycket låga värden.

En särskild studie har genomförts av frågor rörande initial skada och brott till följd av belastning av kapslarna /6-1/.

Utförda beräkningar /6-6/ visar att bly-titan-kapseln kan motstå det hydrostatiska grundvattentrycket utan stöd av avfallscylin- dern.

Bly är ett förhållandevis mjukt material vilket gör att inga restspänningar finns kvar efter gjutningen. Risken för att genomgående porer skall uppstå vid gjutningen är låg med hänsyn till den stora godstjockheten.

Titan är betydligt mindre duktilt (mjukt) än bly och restspänningar kan förekomma i svetsarna. Brott på titanet kan sedan tänkas ske genom spricktillväxt i t ex svetsar. Man kan inte heller helt utesluta genomgående svetsfel. Oförstörande provning begränsar starkt sannolikheten för detta.

Sannolikheten för att skada kapseln vid hanteringsmissöden är mycket låg. Sådana händelser föranleder dessutom särskild inspektion och om så behövs nödvändiga reparationer. Såsom framgår av kap 4 bedöms sannolikheten för att tappa lasten vid lyft med travers till storleksordningen en gång på två hundrausen lyft.

För att få en uppfattning om storleksordningen av sannolikheten för initial kapselskada kan man göra vissa jämförelser med andra områden. Lämpligt är då att jämföra med t ex erfarenheter från olika discipliner inom kärnkrafttekniken, tillverkning av tryckkärl, bränslestavar och dylikt. Som exempel kan nämnas att fel-frekvensen för ASEA-ATOMS bränslestavar erfarenhetsmässigt är  $3 \cdot 10^{-5}$  per stav /6-2/. Vidare visar amerikansk statistik på vanliga tryckkärl, att brottrisken för vanliga tryckkärl med 99 procents konfidens ligger omkring eller under  $10^{-5}$  per år /6-5/. I det aktuella fallet kan de successiva metallhöljerna stål, bly och titan troligen ge ytterligare lägre frekvens av otäta kapslar vid slutförvaringen.

Sannolikheten för initial kapselskada bedöms på ovanstående grunder vara väsentligt lägre än  $10^{-4}$  per kapsel som deponeras i slutförvaret. Totala antalet kapslar i slutförvaret blir ca 10 000. Som ett huvudfall i konsekvensanalysen studeras fallet med en skadad kapsel i slutförvaret. Denna enstaka avfallskropp behandlas i analysen som om den vore okapslad och hela glasytan vore tillgänglig för lakning. Fall med fler än några enstaka initialt skadade kapslar bedöms som så osannolika att de ej behöver beaktas.

#### 6.2.2 Långsam nedbrytning av kapslarna

Materialen för inkapsling har valts med inriktning på att åstadkomma en mycket god beständighet och livslängd i den aktuella miljön. I kap III:5.3 behandlas inkapslingsmaterialens egenskaper. Frågan om kapslingens livslängd diskuteras även i /6-3/ som utarbetats av Korrosionsinstitutet (KI) och dess referensgrupp. Vissa ledamöter i denna referensgrupp bedömer den tid som kapseln är helt tät till minst 1 000 år medan andra bedömer livslängden till minst 500 år.

Det framgår klart av KI:s rapport /6-3/ att man vid denna bedömning förutsatt att lokal korrosion skulle kunna vara gränssättande för den tid som en kapsel är helt tät. Punktvisa genombrott av kapseln efter 1 000 (eller 500) år innebär emellertid inte att glaskropparna i sin helhet exponeras för grundvatten och utlakning till detta.

För att få ett begrepp om hur lång tid som det kan väntas dröja innan hela glasytan friläggs för utlakning analyseras följande faktorer:

- Allmän korrosion hos bly och titan
- Vattenomsättning runt kapslarna
- Löslighet hos korrosionsprodukter från kapslingsmaterialen

Den allmänna korrosionen beroende på oxidation hos titan är enligt olika undersökningar  $0.1 - 0.5 \mu\text{m}/\text{år}$  i havsvatten med relativt hög temperatur /6-3/. Under dessa relativt ogynnsamma omständigheter krävs således en tid av 12 000 - 60 000 år för att avverka en 6 mm tjock titanplåt. I slutförvaret bedöms såväl salthalten ( $\text{Cl}^-$ ) som temperaturen vara avsevärt lägre än i de försök som givit ovanstående korrosionshastigheter. (Se kap III:6.) Detta bör inverka gynnsamt på kapselns livslängd.

Korrosionen hos bly i den aktuella miljön begränsas av tillgången

på syre. Enligt /6-3 bil 4/ blir maximalt möjlig korrosionshastighet 1.24 kg bly per 1 000 år och meter kapsellängd. En kapsel innehåller ca 3,9 ton bly och är ca 1,7 m lång varför det krävs ca  $1,8 \cdot 10^6$  år för att oxidera allt bly i kapseln.

Så länge som man har metalliskt bly i kontakt med krom-nickel-stålbehållaren fungerar blyet som ett katodiskt skydd för denna. Detta minskar sannolikheten för att krom-nickelstålet korroderar bort.

Vattenomsättningen runt kapslarna är mycket långsam. Det framgår av kapitel II:5 att den i normalfall bedöms till 0.1 å 0.2 liter per år och  $m^2$ . Tvärsnittsytan på en kapsel är ca  $1.15 m^2$ . Allmänkorrosionen begränsas därför i princip även av hur snabbt korrosionsprodukterna föres bort av vattnet.

Vid korrosion av bly bildas svårösliga skikt och fällningar av olika blykarbonat. Grenthe och Wallin /6-7/ har beräknat blyhalter i omgivande vatten om behållarnas blyhölje står i kontakt med grundvatten och diskuterat bl a vattensammansättningens betydelse. Med här relevanta förutsättningar erhålles halter omkring  $0,02 \mu M$ , dvs omkring  $5 \cdot 10^{-3}$  mg/l. Gelin /6-4/ har med ledning av grundvattnets halter av sulfat och karbonat beräknat resulterande blyhalter och även tiden för fullständig upplösning under vissa förutsättningar. Halten bly beräknas kunna bli  $5 \cdot 10^{-3}$  mg/l. Med ett vattenflöde av 1 liter per kapsel och år skulle det krävas  $7 \cdot 10^{11}$  år innan en blymängd motsvarande den som ingår i höljet, är bortförd med grundvattnet.

Det har inte varit möjligt att göra en systematisk analys av hur lång tid det kan väntas dröja innan hela glaskroppen friläggs efter det att kapslingen blivit otät. Ovanstående överväganden gör det sannolikt att det tar åtminstone 10 000-tals eller 100 000-tals år. I brist på mera precist underlag tvingas man dock för att vara på den säkra sidan att göra en konsekvensanalys utifrån hypotetiska fall som kan bedömas vara mer ogynnsamma än verkliga fall.

Som standardfall har för konsekvensanalysen antagits följande:

- 1 Kapseln förlorar sin täthet p g a lokal korrosion tidigast 1 000 år efter det bränslet tagits ur reaktorn. (Som framgår av konsekvensanalysen blir skillnaden obetydlig om man i stället antar 500 år.)
- 2 Kapslarna bryts successivt ned under tiden 1 000 - 6 000 år efter uttag av bränslet ur reaktorn. Detta innebär i beräkningarna att den för lakning av glas tillgängliga ytan ökar linjärt från noll år 1 000 till år 6 000, då hela den i kap 6.3 angivna ytan är tillgänglig.



## 6.3 UTLAKNING AV RADIOAKTIVA ÄMNEN FRÅN FÖRGLASAT MATERIAL

### 6.3.1 Allmänt om utlakning av glas

Olika glassorter har mycket olika egenskaper beträffande utlakning av ingående komponenter i kontakt med vatten. För de aktuella typerna av borsilikatglas har utlakning av de intressanta radioaktiva ämnena studerats genom direkta experimentella undersökningar på provkroppar som är representativa för aktuella framställningsprocesser. Sådana har utförts främst i Frankrike, England, USA och Kanada. Resultaten har sammanställts i en särskild rapport /6-8/. Svenska kontrollmätningar pågår /6-9/. Industriellt framställt glas för ingjutning av högaktivt avfall bedöms ha lakbeständighetsegenskaper som är likvärdiga dem som gäller för provkropparna /6-10/.

Utlakningshastigheten anges på basis av de experimentella undersökningarna som en viktsförlust per ytenhet och tidsenhet vanligen gram per  $\text{cm}^2$  och dygn ( $\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ ). För att beräkna utlakningen från en viss kropp måste man känna den yta som exponeras för vatten. För avfallsglas måste man därför bedöma den ytförstoring som eventuellt uppstår vid hanteringen. Utlakningshastigheten påverkas framförallt av temperatur och kemisk miljö. Glasets kvalitet kan också tänkas påverkad av ofullkomligheter i tillverkningen eller av den joniserande strålningen från de radioaktiva ämnenas sönderfall.

Den låga vattenomsättningen i slutförvaret måste beaktas vid bedömningen av avfallsglasets utlakning.

En utförlig genomgång av avfallsglasets egenskaper redovisas i kap III:4.2-4. Här ges en kortfattad redogörelse för de faktorer som är av intresse vid säkerhetsbedömningen.

### 6.3.2 Utlakningsmekanismen

Experimentellt har man funnit att utlakningshastigheten ( $\ell$ ) från glasytan för ett visst ämne vid konstant temperatur varierar med tiden ( $t$ ) enligt

$$\ell = \frac{A}{\sqrt{t}} + B \quad \text{g}/\text{cm}^2 \text{ d}$$

där A och B är empiriska konstanter.

Detta kan förklaras teoretiskt med antagandet att utlakningen är en kombinerad process av diffusionsstyrjt jonbyte och ren upplösning av glaset. Den första termen,  $A/\sqrt{t}$ , representerar det diffusionsstyrda jonbytet, den andra, B, representerar upplösningen.

Förhållandet mellan A och B för ett visst ämne bestäms bl a av dess jonladdning och jonradie och det sätt på vilket det är bundet i glaset. Vid jonbytesprocessen ersätts element i glasytan av  $\text{H}_3\text{O}^+$  och ett utarmat skikt bildas vilket får joner innanför skiktet att vandra ut mot ytan för att utjämna koncentrationsskillnaderna i glaset. Detta leder till att det utarmade skiktet växer. Ökad skiktjocklek ger ökat transportmotstånd och till-

växthastigheten avtar och blir så småningom lika stor som upplösningshastigheten, dvs  $A/\sqrt{t} \approx 0$ , och  $\lambda$  närmar sig ett jämviktsvärde B.

### 6.3.3 Olika ämnens utlakning

Vid redovisning av försöksdata brukar utlakningen av ett ämne räknas om till en ekvivalent upplösning av glaset som sådant baserad på utlakningen av det aktuella ämnet:

$$\lambda = \frac{a}{A_0} \cdot \frac{P}{S} \quad \text{g/cm}^2\text{d}$$

där a är den utlakade aktiviteten i Ci/dygn.  $A_0$  den ursprungliga aktiviteten i provet i Ci, P provets ursprungliga vikt i gram och S kontaktytan mellan glas och lakmedel i  $\text{cm}^2$ .

På detta sätt kan olika glas med olika halter radioaktivt material direkt jämföras.

Vad som i första hand skiljer olika nuklider åt är diffusionsfasens varaktighet. Efter en tid av ungefär hundra dygn har de flesta nuklidens utlakning nått ett konstant värde lika med själva glasets upplösningshastighet. Dock förekommer smärre skillnader mellan de olika nukliderna.

### 6.3.4 Experimentella resultat

Den exakta sammansättningen av det avfallsglas som erhålles från Frankrike efter kontrakterad upparbetning är ännu ej fastställd. Glaset skall emellertid innehålla 9 % klyvningsprodukter.

Lakhastigheten skiljer sig mycket mellan olika glassorter. Värden mellan  $10^{-5}$  och  $5 \cdot 10^{-11}$  g/cm<sup>2</sup>d anges i litteraturen, det senare värdet är för ett kanadensiskt nefelinsyenit-glas som "lakats" i jord under grundvattenytan under ca 15 år /6-11/.

För den aktuella säkerhetsanalysen är det mest relevant att använda värden för franska glas avsedda för högaktivt avfall för LWR-bränsle. För säkerhetsanalysen väljes en lakhastighet av  $2 \cdot 10^{-7}$  g/cm<sup>2</sup>d vid 25°C /6-12/. Se även kap III:4.

### 6.3.5 Temperaturberoende

Högre temperatur betyder snabbare diffusion och upplösning av glaset. Storleken i förändringen beror även den av glasets sammansättning. För franskt glas ökar lakhastigheten en faktor 10 vid ökning av temperaturen från 25°C till 70°C och en faktor 35 vid ökning från 25°C till 100°C /6-8, 6-13/.

För andra glastyper som t ex engelskt glas anges starkare temperaturberoende, men den engelska provtagningsmetodiken synes ej helt relevant i detta fall. Mätningar av utlakningen vid förhöjd temperatur utförda inom KBS-projektet visar ett temperaturberoende av samma storleksordning som angivits för franskt glas /6-14/.

Vid slutförvaringen erhålles en viss temperaturförhöjning hos

glaset till följd av resteffekten. Figur 5-2 visar temperaturen på glaskroppen som funktion av tiden (upparbetning efter tio år). Man kan därför räkna med att den för lagningshastigheten bestämmande temperaturen är:

Tidsperiod	Temperatur	Temperaturfaktor
0 - 100 år	ca 70°C	10 ggr
100 - 2000 år	ca 40°C	3 ggr
2000 - år	ca 25°C	1 gng

Temperaturfaktorn gånger lagningshastigheten vid 25°C ger aktuell lagningshastighet.

Vid förvaring under de extremt långa tider som är aktuella vid slutlig förvaring av högaktivt avfall så kan man tänka sig existensen av en mycket långsam kristallisation. Av naturliga skäl är det emellertid svårt att kartlägga så långsamma processer genom realistiska experiment men temperaturen är så låg att inget väsentligt bidrag till ytförstoringen behöver befaras /6-15/. (Se även avsnittet III:4.4.4.)

#### 6.3.6 Ytförstoring

Efter framställningen av avfallscyldrarna dekontamineras stålbehållarnas yta genom kraftig besprutning med vatten. Härvid erhålles en viss sprickbildning i glaset som normalt beräknas leda till två à tre gångers ytförstoring /6-13/.

Borsilikatglasets uppträdande vid snabb avkylning har studerats vid Battelle-Northwest /6-16, 6-17/. I glasgjutningsprocessen måste en låg, kontrollerad avsvälningshastighet vidmakthållas. Vid fri luftkyllning delas glaset upp i block ledande till en ytförstoring av 10 - 15 gånger. Fel i processen skulle kunna tänkas ge motsvarande ytförstoring men torde upptäckas och glaset kan gjutas om.

Mekaniska skador och ytförstoring skulle kunna uppkomma vid transporter och vid lyft.

Ytförstoringens storlek vid mekanisk påverkan beror starkt av de inverkanse krafterna. Vid Battelle-Northwest har försök gjorts avseende detta /6-18/. Borsilikatglaskroppar av olika storlekar inkapslade i rostfritt stål har släppts från varierande höjder mot ett plant underlag. Nedslagshastigheten 130 km/h gav upp till 40 gångers ytförstoring medan halva hastigheten gav upp till 10 gångers förstoring.

Sannolikheten för en ytförstoring på grund av transportskada är låg. Om den ändock inträffar kan man i svårare fall sända tillbaka glaset för omgjutning eller vidtaga andra åtgärder för att begränsa följderna.

Vid säkerhetsanalysen har antagits att de deponerade avfallscyldrarna i genomsnitt har en ytförstoring på ca 5 ggr den geometriska ytan dvs att varje avfallscylder utlakas på 10 m<sup>2</sup> glasyta. (Geometriska ytan är ca 2.0 m<sup>2</sup>.)

### 6.3.7 pH-effekter

Inverkan av pH på lakningshårdigheten hos avfallsglas belyses i kap III:4.3.3. Följande faktorer är framförallt av betydelse:

- vattenomsättning i närheten av glaset
- lakningsprodukternas inverkan
- buffermaterialets inverkan

Som nämnts i andra sammanhang (se kap II:5) beräknas vattengenomsättning i förvaret till 0.1 - 0.2 liter per m<sup>2</sup> och år. Detta innebär att man kan ha nära nog stagnant vattenflöde vid glaset när kapslarna är genombrutna. Produkter från reaktioner mellan glas och vatten orsakar en tendens till höjning av pH. Försök med statisk lakning visar att pH stabiliseras vid 8 pga att boroxider löses ut /6-9/.

Vattenkemin i buffertmaterialet diskuteras i kapitel III:6.3. Slutsatsen där är att pH kan förväntas vara mellan 8 och 9. Lokalt kan pH-värdet sannolikt under viss tid ligga utanför dessa gränser. Detta bedöms dock endast gälla i och nära frätgropar som penetrerar bly-titan-kapseln.

Som framgår av kapitel III:4.3.3 fordras stora ändringar av pH för att man skall få en 10-faldig ökning av lakningshastigheten hos avfallsglas. De variationer som kan väntas över stora glas-tytor som exponeras för grundvatten i ett slutförvar är väsentligt mindre än vad som krävs för så stora ändringar i lakningshastigheten. Förväntat pH-intervall är 8-9 medan för 10-faldig ökning krävs pH större än 11 eller mindre än 4. (Se III:4.3.3, III:6.3 och Ref /6-19/.) I konsekvensanalysen försummas därför inverkan av pH på den där använda genomsnittliga lakningshastigheten för hela den lakade glasytan. Lokala variationer av betydelse torde på sin höjd ge en lokalt fördubblad lakningshastighet. Detta i sin tur återverkar obetydligt på det genomsnittliga värdet i jämförelse med t ex en mindre avvikelse i det antagna värdet på ytförstoringen (5 ggr).

### 6.3.8 Lättlösliga glasfaser

Vid tillverkningen av vissa typer av avfallsglas har man funnit att det finns en viss risk för fassparation. Bl a bildas i vissa fall en lättlöslig sk molybdat-fas (se kap III:4.4.5 och /6-20, 6-21/). Olika metoder har påvisats att förhindra att en sådan molybdatfas uppstår. När den uppstår innehåller den i huvudsak inaktiva komponenter samt ca 1 % av strontiummängden i glasmasan. Eftersom strontium-90 avklingar under den tid kapslarna väntas förbli helt täta så saknar det betydelse för konsekvensanalysen även om en molybdatfas antas uppstå i enstaka behållare.

Sannolikheten för uppkomst av molybdatfas kan således minskas genom en väl kontrollerad tillverkning. Om en molybdatfas trots detta uppstår är dess inverkan på slutresultaten i konsekvensanalysen obetydlig. Med hänsyn härtill kan inverkan av molybdatfas försummas.

### 6.3.9 Strålskador

Inverkan av strålning på avfallsglasets egenskaper diskuteras i kapitel III:4.4.2. Slutsatsen av utförda experiment är att beta-gamma och neutronstrålning har en obetydlig inverkan på glasets utlakningsbeständighet. Beträffande  $\alpha$ -strålning inkl He-bildning visar hittills tillgängliga experimentella resultat nära oförändrad laktionsgrad. Dessa arbeten kompletteras för närvarande på flera håll i världen, bl a i Frankrike, med långtidsbestrålning av glas med högre halter av curium-244. Dessa försök avser att simulera  $\alpha$ -bestrålning motsvarande upp till 1 000 års normal dos. Teoretiska bedömningar visar att stora effekter är osannolika /6-16, 6-21, 6-22, 6-23/.

Med hänsyn till att den aktuella typen av glas innehåller endast 9% klyvningsprodukter och motsvarande låga mängd alfastrålare bedöms en ökning av utlakningshastigheten pga strålskador inte ske.

### 6.3.10 Utlakning med begränsade vattenflöden

Vid de låga vattenflöden som erhålles i slutförvaret begränsas glasets upplösning även av lösligheten i tillgänglig mängd vatten. Ur /6-24, 6-25, 6-26/ erhålles lösligheten för amorf kisel-syra ( $\text{SiO}_2$ ) som bildas på glasytan till ca 150 ppm vid 25°C och ca 400 ppm vid 100°C.

Glasmassan i en avfallskropp väger ca 420 kg varav drygt hälften är  $\text{SiO}_2$ . Vid ett vattenflöde på 0,2 liter per  $\text{m}^2$  och år kan man således vid 25°C lösa upp ca 30 mg/år eller ca  $1,3 \cdot 10^{-7}$  av kiselsyran i en glaskropp per år.

Glaskorrosionen kan emellertid ej betraktas som en klassisk löslighet av kiselsyra i vatten. Utlakning av aktiva ämnen blir även beroende av dessas diffusion genom det amorfa kiselsyraskikt som bildas på glasytan. Preliminära beräkningar tyder dock på att sådan diffusion är utomordentligt långsam /6-27/.

Laktionshastigheten  $2 \cdot 10^{-7}$  g/cm<sup>2</sup>d (se 6.3.4) innebär en avverkning av  $10^{-4}$  cm glas på ca 1 000 dygn (3 år). Det innebär också en borttransport av drygt 4 g  $\text{SiO}_2$  per glaskropp och år. Detta är mer än 130 gånger större mängd än vad som enligt ovan lösligheten i den förbieströmmade vattenmängden medger.

Underlaget för en noggrann analys av utlakning av radioaktiva ämnen vid begränsad vattenströmmning är emellertid begränsat. Man tvingas därför att göra försiktiga antaganden vid konsekvensanalysen.

### 6.3.11 Sammanfattning av vid beräkningarna använda förutsättningar för glasutlakning

Med utgångspunkt från ovanstående analys har följande fall behandlats vid konsekvensanalysen med avseende på laktionshastigheten hos glasets.

Fall 1 Laktionshastigheten är vid 25°C  $2 \cdot 10^{-7}$  g/cm<sup>2</sup> . d. Vid ca 40°C är den 3 ggr större och vid 60 à 70°C 10 ggr större. Den

lakade glasytan är i medeltal  $10 \text{ m}^2$  per glaskropp vilket innebär en genomsnittlig ytförstoring på 5 ggr. Den utlakade andelen per år blir:

Tidperiod	Temperatur	Andel av ursprunglig vikt per år
0 - 100 år	$70^\circ\text{C}$	$1,7 \cdot 10^{-4} \text{ år}^{-1}$
100 - 2000 år	$40^\circ\text{C}$	$5,1 \cdot 10^{-5} \text{ år}^{-1}$
2000 -        år	$25^\circ\text{C}$	$1,7 \cdot 10^{-5} \text{ år}^{-1}$

För att förenkla räkningarna och i någon mån beakta oförutsedda förändringar beroende på nu okända fenomen har detta ytterligare approximerats med ett lineärt upplösningsförlopp och en fullständig upplösning av hela glaskroppen på

- a) för fallet initial kapselskada                      3 000 år
- b) för fallet långsam kapselupplösning             30 000 år

Fall 2 Glasets utlakning begränsas av tillgången på vatten. Utlakningen antages motsvara vad lösligheten hos kiselsyra i vatten medger. Detta innebär en utlakad andel av  $3 \cdot 10^{-7}$  per år av glasmassans ursprungliga vikt eller en fullständig upplösning på ca 3 miljoner år.

Av ovanstående fall får fall 2 betraktas som det mest realistiska. Fall 1 har medtagits därför att i alla experimentella undersökningar på lakning av aktiva glas har tillgången på vatten i princip varit obegränsad. Det enda experiment som någorlunda efterliknar förhållandena i ett slutförvar är de kanadensiska försöken på nefelinsyenit-glas som lagrats i jord. För dessa observerades en minskning i lakningshastigheten för strontium-90 från  $4 \cdot 10^{-8} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{d}$  år 1960 till i genomsnitt  $5 \cdot 10^{-11} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{d}$  åren 1968 - 1974. Efter vad man kan förstå beror dock denna minskning ej av begränsad tillgång på vatten. För de låga lakningshastigheter som Fall 2 innebär saknas således adekvat experimentell verifikation.

## 6.4 VATTENRÖRELSER I BERGGRUNDEN

### 6.4.1 Allmänna beräkningsgrunder

Grundvattenflödet,  $Q$ , vinkelrätt mot en viss yta,  $A$ , beräknas ur sambandet

$$Q = k \cdot I \cdot A \quad \text{m}^3/\text{s} \text{ (Darcy's lag)}$$

där  $k$  är en permeabilitetskonstant (m/s) och  $I$  den s k hydrostatiska gradienten, dvs grundvattenytans lutning.

Den hydrostatiska gradienten sammanfaller i stort sett med markytans genomsnittliga lutning. I ett flackt landskap är därför vattenrörelserna långsamma.

Permeabilitetskonstanten,  $k$ , är beroende av förekomst av och geometri hos sprickor i berget. Sprickförekomsten och därmed grundvattenflödet avtar med djupet. De  $k$ -värden som erhållits vid de geologiska fältundersökningarna uppgår i det översta 100-m skik-

tet i många fall till  $10^{-6}$  m/s. På djupet 500 m har flertalet k-värden varit så låga att de legat under mätbarhetsgränsen, vilket betyder att de understigit  $10^{-9}$  m/s. I Stripa-gruvan har man mätt permeabiliteten  $5 \cdot 10^{-11}$  m/s.

De värden på  $I$  och  $k$ , som uppmätts vid fältundersökningarna i Kråkemåla och Finnsjön, ger grundvattenflöden i gott berg på 500 m djup av storleksordningen 0,1 - 0,2 liter per  $m^2$  och år.

Grundvattenhastigheten och därmed transporttiden för i vattnet lösta ämnen beror förutom av permeabiliteten även på bergets porositet,  $\epsilon$ , dvs den andel av hela volymen som utgöres av öppna vattenförande sprickor. För vattenhastigheten,  $v$ , gäller sambandet

$$v = \frac{k}{\epsilon} \cdot I$$

Vattenhastigheten bestäms sålunda, förutom av den hydrostatiska gradienten  $I$ , av kvoten  $k/\epsilon$ .

Liksom permeabiliteten avtar porositeten normalt med djupet.

Såväl permeabiliteten som porositeten kan vara olika i olika riktningar, vilket benämnes anisotropi. I ett bergparti med i huvudsak horisontella sprickor är permeabilitet och porositet större i horisontell än i vertikal riktning.

Flertalet av de i grundvattnet från avfallet utlösta radioaktiva ämnena fördröjs väsentligt jämfört med vattenrörelserna till följd av olika kemiska processer. Dessa förhållanden behandlas i kapitel 6.5.

#### 6.4.2 Teoretiska beräkningar

Inom KBS-projektet har utförts omfattande teoretiska utredningar för att belysa grundvattnets rörelsemönster i berg på olika djup. Data avseende sprickfrekvens, permeabilitet samt grundvattnets sammansättning och ålder har framtagits inom det geologiska undersökningsprogrammet, som redovisas i del II.

En studie, som genomförts vid institutionen för kulturteknik vid Tekniska Högskolan i Stockholm /6-28/ har visat att det lokalt infiltrerade vattnet delvis kan tränga ner till djup av tusentals meter varefter det så småningom söker sig till ett utströmningsområde i gränsen mot biosfären. Strömningen bestäms av gradienten som i sin tur beror på topografin samt av graden av förbindelser mellan spricksystem och krosszoner.

En av Hagconsult m fl genomförd studie /6-29/ har givit en något avvikande bild av grundvattnets strömningsmönster. Man har där kommit fram till att de av lokala förhållanden påverkade grundvattenströmmarna sträcker sig till ett djup av endast ett par hundratal meter. Därunder skulle strömningen huvudsakligen bestämmas av den regionala gradienten, vilket i stort sett skulle betyda att det djupare grundvattnet skulle röra sig horisontellt på långa sträckor för att slutligen avbördas i havet.

Den temperaturstegring i berget runt slutförvaret, som sker under

ca 1 000 år till följd av avfallets värmeutveckling påverkar grundvattenrörelserna på olika sätt. Det uppvärmda grundvattnet får en lägre densitet och strävar därför att röra sig uppåt. Uppvärmningen gör att berget utvidgar sig varvid sprickvidderna och därmed flödet, minskar. Samtidigt minskar emellertid även vattnets viskositet, vilket leder till ökat flöde. De sammanlagda effekterna av temperaturstegringen i berget har studerats i /6-29/. Slutsatsen är att grundvattnets strömningsbild inte blir nämnvärt störd av temperaturstegringen. Likartade slutsatser kan dras med ledning av Häggbloms beräkningar /6-30/.

Genomförda beräkningar /6-29/ visar att temperaturstegringen i berget, som maximalt är ca 40°C, inte ger upphov till nya sprickor och därmed nya strömningsvägar för grundvattnet. Se även redovisningen av bergmekaniska förhållanden i kapitel II:7.

Den tid det tar för grundvattnet att efter slutförvarets stängning fylla ut hålrummen, har i /6-29/ uppskattats till ca 100 år. Under denna tid är grundvattenströmmarna riktade mot förvaret och någon transport därifrån kan inte ske.

En särskild studie /6-28/ av sol- och mångravitationens tänkbara inverkan på grundvattenrörelserna har visat att denna är försumbar med avseende på transport av radioaktiva ämnen.

#### 6.4.3 Grundvattnets ålder

Åldersbestämningar med C<sup>14</sup>-metoden, som utförts på vattenprover från olika djup i borrhål i Kråkemåla (se avsnitt II:6.3.4), har givit följande resultat:

Borrhål	Djup	Ålder enl C <sup>14</sup> -analys
K1	407 m	11 000 år
	493 m	8 200 år
K2	291 m	4 400 år
	510 m	4 300 år

Motsvarande analys på vatten från 136 m djup i en urbergsbrunn i Finland (se avsnitt II:5.1.7) har givit en ålder av 4 000 år, och från en bergtunnel på ca 300 m djup i Storjuktan föreligger en uppgift på 9 800 år.

Då analysen kräver stora mängder vatten, ca 70 l, har åldersbestämningar kunnat göras endast på vatten från zoner, som är relativt genomsläppliga. Vatten från tätare partier torde uppvisa högre åldrar. Det analyserade grundvattnet från Kråkemåla kan innehålla en viss mängd spolvatten från borrhningen. Detta utgjordes av yngre ytvatten, varför de verkliga åldrarna inte kan vara lägre än vad ovan angivits.

Åldersbestämningarna indikerar att vattenomsättningen i berget kring ett slutförvar kommer att bli mycket långsam.

#### 6.4.4 Grundvattnets transporttid

För att beräkna grundvattnets transporttid, dvs den tid det behöver för att förflytta sig från ett slutförvar till en recipient t ex en sjö eller en brunn krävs kännedom dels om grundvatt-



nets lokala strömningsmönster dels om det aktuella bergets permeabilitets- och porositetsegenskaper. Dessa data är ännu ofullständigt kända. Ett flertal typfall har emellertid genomräknats med varierande ingångsdata. Erhållna resultat uppvisar en betydande spridning beroende på olika val av förutsättningar /6-28/. Om förvaret placeras under ett inströmningsområde för grundvatten i tätt berg kan transporttiderna bli av den storleksordning, som anges av ovan angivna åldrar bestämda med  $C^{14}$ -metoden.

Då det tillsvidare inte kan säkert visas att grundvattnets transporttid från ca 500 m djup mera generellt uppgår till flera tusen år, har i konsekvensanalysen använts det mycket försiktiga värdet 400 års transporttid i tätt berg. Såväl de teoretiska beräkningarna som åldersbestämningarna visar att de verkliga transporttiderna från ett lämpligt placerat slutförvar är väsentligt längre.

## 6.5 NUKLIDTRANSPORT OCH FÖRDRÖJNING I BERGGRUNDEN

### 6.5.1 Allmänt

De radioaktiva nuklider som lakas ut ur avfallet kan transporteras vidare till biosfären med grundvattnets strömning och genom diffusion. Genom att de flesta nukliderna reagerar kemiskt med omgivande geologiska media kommer dessa nuklider att vandra långsammare än grundvattnet. Denna fördröjningseffekt, retention har till följd att de radioaktiva nukliderna får längre tid på sig att sönderfalla.

Orsaken till retentionen är alltså kemiska reaktioner främst i form av jonbytesprocesser, jonadsorption, reversibel (omvändbar) utfällning och mineralisering. Dessa processer kallas nedan gemensamt för sorption.

Mineralisering och utfällning är de ur säkerhetssynpunkt gynnsammaste processerna eftersom de ger mycket låga resthalter i grundvattnet och därmed stora retentioner. Flera av grundämnena i avfallet kan på goda grunder antas delta i mineraliserings- och utfällningsreaktioner, t ex cesium (mineralisering) protaktinium och americium (utfällning som hydroxidföreningar).

### 6.5.2 Beräkningsmodell

Vid beräkningarna av nuklidtransporten har en matematisk modell som behandlar sorptionen som en jonbytesprocess använts. Modellen och tillhörande dataprogram (GETOUT) utvecklades först av Burkholder m fl /6-31/ och har inom projektet anpassats till svenska förhållanden /6-32/. Genom att sorptionen behandlas som jonbyte erhålles enligt tillgängliga experimentella data översäkerhet beträffande retentionen.

Retentionen uttrycks som en fördröjningsfaktor, definierad som förhållandet mellan grundvattenhastigheten och nuklidhastigheten. Fördröjningsfaktorns storlek beror av en kemisk jämviktskonstant och en storhet som karaktäriserar den tillgängliga mängden jonbytande material.

Inom KBS-projektet har Allard m fl /6-33/ och Neretnieks /6-34/ gjort bestämningar av jämviktskonstanterna för buffertmaterialet (10 % bentonitlera och 90 % kvartssand), granit och olika zeoliter. Data enligt /6-33/ omfattar 14 grundämnen. Utomlands har Burkholder /6-31/ angett fördröjningsfaktorer för ett stort antal grundämnen i en jordart kallad Western US Desert Subsoil och Ross för granit. Landström m fl /6-35/ har gjort in-situ-mätningar av fördröjningen i bergsprickor i Studsvik.

Retentionen i buffertmaterialet som närmast omger avfallskapslarna har försumrats. Neretnieks /6-34/ har visat att diffusionen genom 20 cm buffertmassa är förhållandevis snabb. Buffertmaterialet har dock väsentlig betydelse för att hindra att radioaktiva ämnen som löses ut ur glaset sprids via tunnlar och schakt. Häggblom /6-49/ har visat att diffusionen över aktuella avstånd är ytterst låg.

Fördröjningsfaktorn i berg kan skrivas:

$$K_i = 1 + K_a \cdot a_1$$

$$K_i = \text{fördröjningsfaktorn}$$

$$K_a = \text{ytbaserad jämviktskonstant} \left( \frac{\text{Ci/m}^2 \text{ berg}}{\text{Ci/m}^3 \text{ lösning}} \right)$$

$$a_1 = \text{tillgänglig yta för jonbyte} \left( \frac{\text{m}^2 \text{ berg}}{\text{m}^3 \text{ lösning}} \right)$$

Den ytbaserade jämviktskonstanten kan beräknas ur en viktbaserad jämviktskonstant enligt:

$$K_a = \frac{K_d}{a_2}$$

$$K_d = \text{viktbaserad jämviktskonstant} \left( \frac{\text{Ci/kg berg}}{\text{Ci/m}^3 \text{ lösning}} \right)$$

$$a_2 = \text{specifik yta för laboratorieprovet} \left( \frac{\text{m}^2 \text{ berg}}{\text{kg berg}} \right)$$

$K_d$ -värdena har kunnat bestämmas med en rimlig noggrannhet vid Allards mätningar. Det finns emellertid ett osäkerhetsmoment beträffande bestämningen av ytorna  $a_1$  och  $A_2$ . Om kornen i de bergkrossprover som använts vid Allards mätningar betraktas som massiva sfärer fås  $a_2$  till ca 30 m<sup>2</sup>/kg. En mätning enligt den s k BET-metoden (adsorption av kvävgas på bergprovet) gav emellertid en specifik yta på 12 000 m<sup>2</sup>/kg. Den stora skillnaden mellan mätresultatet och kornens beräknade ytteryta visar att en stor del av ytan finns i håligheter, porer, i kornen. Om porerna är tillräckligt stora för att avfallsnukliderna skall kunna tränga in bör  $a_2$  sättas till 12 000 m<sup>2</sup>/kg vid beräkningar av  $K_a$ . I detta fall skall emellertid även  $a_1$  uppskattas utgående från att berget är poröst dvs avfallsnukliden kan diffundera in i berget från de sprickor där transporten normalt sker.

I beräkningarna har berget antagits vara massivt dvs värdet på  $a_1$

har satts till  $30 \text{ m}^2/\text{kg}$ . Den tillgängliga ytan för jonbyte,  $a_1$ , har beräknats som sprickornas geometriska yta med antagandet att sprickväggarna är plana och parallella. Fördröjningsfaktorerna har beräknats för tre olika sprickstorlekar (tabell 6-1) motsvarande permeabilitetsspannet  $10^{-9} - 10^{-5} \text{ m/s}$  /6-32/. Resultaten ansluter nära till dem i /6-34/.

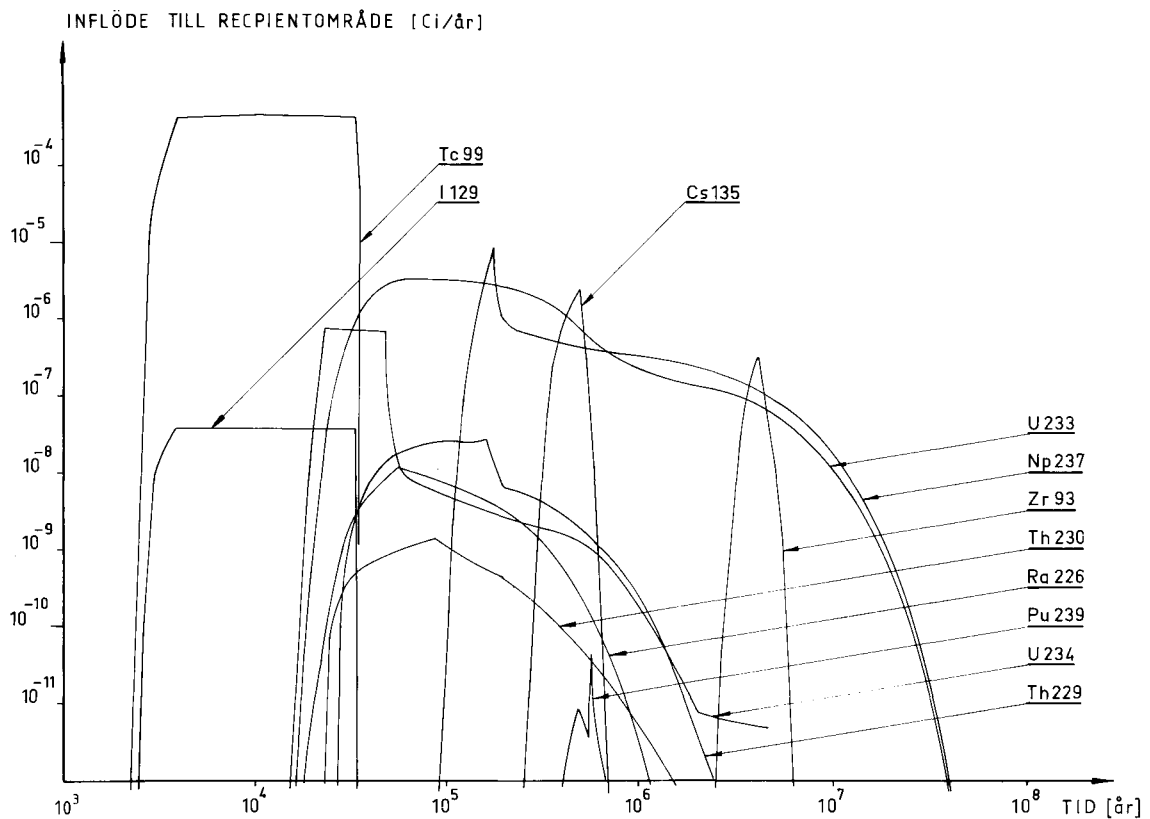
Tabell 6-1 Fördröjningsfaktorer för planparallella sprickväggar i massivt berg

Grundämne	$K_d$ ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ )	$K_a$ ( $\text{m}^3/\text{m}^2$ )	$K_i$ ( $k = 10^{-8}$ )	Tätt berg	Krosszon
				$K_i$ ( $k = 10^{-9}$ )	$K_i$ ( $k = 10^{-5}$ )
Sr	20	$2.8 \cdot 10^{-4}$	27	57	7
Zr	3 000	$4.2 \cdot 10^{-2}$	3 900	8 400	450
Tc	0	0	1	1	1
I	0	0	1	1	1
Cs	300	$4.2 \cdot 10^{-3}$	390	840	90
Ce	30 000	$4.2 \cdot 10^{-1}$	39 000	84 000	4 500
Nd	10 000	$1.4 \cdot 10^{-1}$	13 000	28 000	3 000
Eu	19 000	$2.6 \cdot 10^{-1}$	24 000	52 000	2 800
Ra	250	$3.5 \cdot 10^{-3}$	320	700	76
Th	1 900	$2.6 \cdot 10^{-2}$	2 400	5 200	280
U	15	$2.1 \cdot 10^{-4}$	20	43	3
Np	95	$1.3 \cdot 10^{-3}$	120	260	15
Pu	380	$5.3 \cdot 10^{-3}$	490	1 100	58
Am	30 000	$4.2 \cdot 10^{-1}$	39 000	84 000	4 500

Nyligen utförda kompletterande mätningar /6-33/ antyder att modellen med massivt berg och planparallella sprickväggar kan innebära en underskattning av fördröjningsfaktorerna med åtminstone en faktor 10. Vidare har Allards mätningar utförts under förhållanden som inneburit höga valenstillstånd för ämnena neptunium och plutonium. I den kemiska miljö som kan förväntas råda i spricksystemen runt slutförvaret bedöms båda dessa ämnen övervägande förekomma som fyrvärdade joner. I så fall kan man räkna med att fördröjningsfaktorn även av detta skäl är en faktor 10 större /6-33/. Ett annat icke helt utrett fenomen vid bedömningen av fördröjningsfaktorn är möjligheten att någon andel av vissa ämnen fastnar på kolloidpartiklar och på så sätt transporteras med vattenströmmen utan fördröjning. Vid fortsatta undersökningar behöver dessa frågor specialstuderas innan man med säkerhet kan tillgodoräkna sig större fördröjningsfaktorer än de här använda.

### 6.5.3 Exempel på beräkningsresultat

I fig 6-1 visas med ett exempel den typ av resultat som fås vid



Figur 6-1. Exempel på beräkning av inflödet i recipientområdet vid olika tider, utförd med datorprogrammet GETOUT. Lakningstiden för glaset är 30 000 år.

beräkningar med GETOUT. Kurvorna i diagrammet beskriver aktivitetens inflödet till recipientområdet som funktion av tiden. Exemplet bygger på utlakning från en glaskropp dvs från avfall motsvarande 1 ton uran i det utbrända bränslet. För överskådlighe- tens skull har nuklider med låg radiologisk betydelse utelämnats ur figuren.

Exemplet bygger på följande förutsättningar:

- Utlakningen startar 1 000 år efter bränslets uttag ur reaktorn.
- Utlakningshastigheten motsvarar en upplösning av glaskroppen på 30 000 år.
- Transporttiden för vatten i tätt berg är ca 400 år. Permeabiliteten i berget är  $10^{-9}$  m/s.
- En transporttid för vatten i buffertlager och en krosszon på totalt omkring 1 500 år. Detta har emellertid inte tillgodoräknats vid konsekvensberäkningarna i säkerhetsanalysen.
- Fördröjningsfaktorer för tätt berg enligt tabell 6-1 användes.

#### 6.5.4 Diskussion av modellens tillämpning

GETOUT tar hänsyn till dispersionen vid strömningen. Med dispersion förstås att en del volymselement av grundvattnet vandrar fortare och andra långsammare än genomsnittshastigheten. Man får

en statistisk uppehållstidsfördelning. Orsakerna är diffusion och omblandning. Dispersion innebär att en nuklid når fram till recipienten snabbare än om grundvattenströmningen var den enda transportmekanismen.

Neretnieks /6-34/ har belyst en form av dispersion som inte har tagits med i GETOUT-beräkningarna och som uppstår när sprickorna i berget har olika vidd. I ett exempel med en rimlig sprickviddsfördelning visar han att en nuklids inflöde till recipienten kan uppgå till 5 % av maxvärdet så tidigt som vid 20 % av transporttiden för nukliden vid ren grundvattenströmning i medelvida sprickor. Vid konsekvensanalysen (kap 6.9) har de till primärrecipienten beräknade inflödena schablonmässigt korrigerats för att beakta denna typ av dispersion.

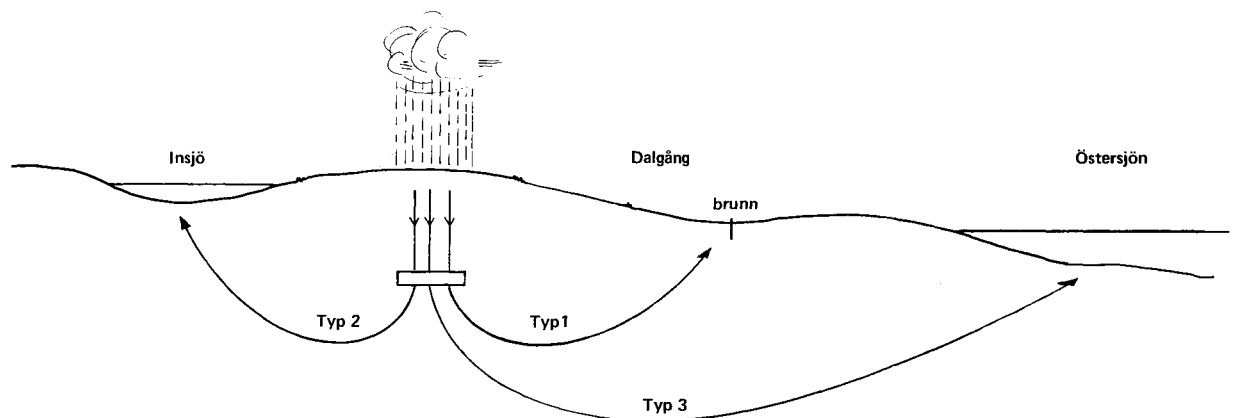
Genom att de tunga nukliderna ingår i sönderfallskedjor (fig 3-3) där de olika grundämnena har olika fördröjningsfaktorer kan man inte bara utgående från fördröjningsfaktorn för en nuklid avgöra när nukliden först dyker upp i recipienten. Som ett exempel på detta kan torium-229 nämnas. Denna nuklid skulle med de parametrar som använts i fig 6-1 visa sig i recipienten efter ca 2,6 milj år om den vandrade som torium. Genom att torium-229 bildas vid sönderfallet av uran-233, som vandrar betydligt snabbare än torium, kommer torium-229 att uppträda redan efter 23 000 år.

## 6.6

### MODELLER FÖR TRANSPORT I BIOSFÄREN

Beräkning av dosbelastningen till människor görs med matematiska modeller (datorprogrammet BIOPATH) för transport av de radioaktiva ämnena i biosfären /6-36/.

Kontaktytan mellan geosfären och biosfären utgörs främst av grundvatten som når fram till en recipient. De hydrologiska förhållandena i området kring slutförvaret är därför av avgörande betydelse för transporten. Grundvattnet utgör transportmedlet för de radioaktiva ämnen som kommit ut från förvaret. Med hänsyn till de hydrologiska förhållandena i de för analysen aktuella områdena har man i modellerna behandlat tre huvudtyper för transport av radioaktiva ämnen till biosfären (figur 6-2):



Figur 6-2. De tre huvudtyperna för transport av radioaktiva ämnen till biosfären.

- 1 Utflödet sker till en dalgång där en brunn ligger
- 2 Utflödet sker till en insjö av specificerad storlek
- 3 Utflödet sker till Östersjön nära kusten

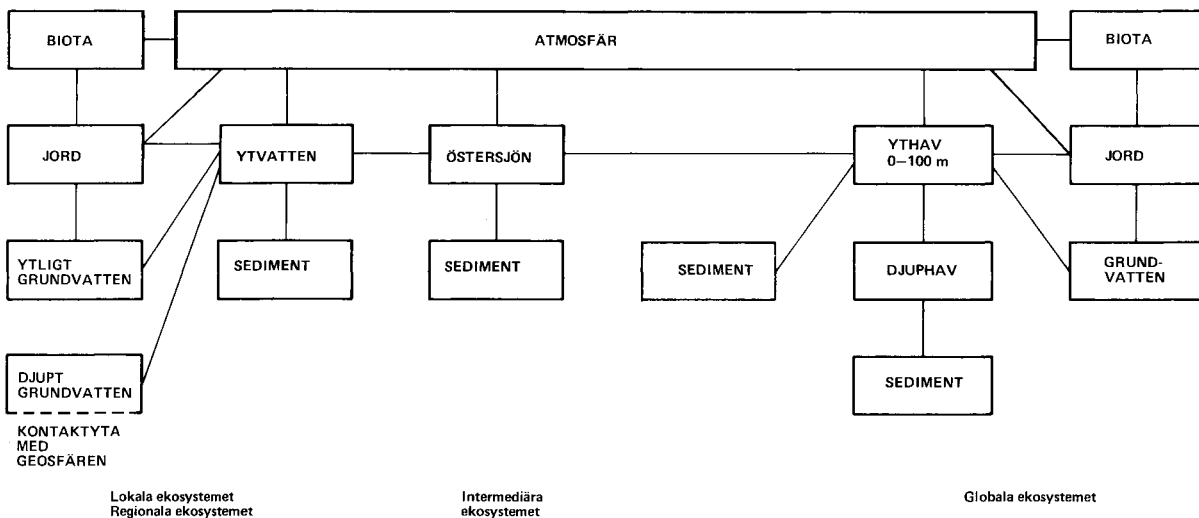
### 6.6.1 Modeller av ekosystem

Ekosystemen beskrivs av ett modellsystem som omfattar fyra sinsemellan förbundna områden (se figur 6-3):

- Det lokala området vid utflödet från geosfären till biosfären.
- Det regionala området närmast utflödet från geosfären till biosfären.
- Det intermediära området bestående av Östersjön med kustområden.
- Det globala området.

Inom och mellan de nämnda områdena kan radioaktiva ämnen överföras till olika reservoarer, s k kompartments, t ex vatten, sediment, jord, biota och atmosfär. Även återföringar sker mellan reservoarerna i ett kopplat system. Inom reservoarerna antas halterna av radioaktiva ämnen vara homogena. De lokala reservoarerna är fler än vad som framgår av figur 6-3, som är något schematiserad.

Modellerna av de intermediära och de globala ekosystemen är



Figur 6-3. Reservoarer för de olika ekosystemen.

gemensamma för samtliga huvudtyper av utflöden från geosfären till biosfären. Utformningen av modellerna för de lokala och regionala ekosystemen beror däremot på om utflödet från geosfären till biosfären sker i ett inlandsområde så som i en dalgång och under en insjö eller till Östersjön.

#### 6.6.2 Det lokala ekosystemet

De olika typerna av tillflöde av radioaktiva ämnen från geosfären till biosfären motiverar att tre situationer studeras för det lokala området.

Brunnsalternativet: Sker grundvattenutflödet i en dalgång utgör både eventuella brunnar och närmaste insjö i avrinningsområdet de primära inflödesvägarna för de radioaktiva ämnena till biosfären.

Insjöalternativet: Sker utflödet av grundvatten till en insjö utgör denna inflödesvägen.

Östersjöalternativet: Under förutsättning att grundvattnet med de radioaktiva ämnena avbördas i Östersjön är ett kustnära vattenområde den primära mottagaren av aktivitet.

Det lokala ekosystemet antas i brunnsalternativet och insjöalternativet utgöras av ett  $0.25 \text{ km}^2$  stort område med jordbruksmark. Området betraktas som ett system av reservoarer för de radioaktiva ämnena. Djupet på reservoarerna för jord och ytligt grundvatten är 2 m.

I Östersjöalternativet utgörs det lokala ekosystemet av  $1 \text{ km}^3$  havsvatten och underliggande sediment inom ett 2 km brett och 30 km långt kustbälte.

#### 6.6.3 Det regionala ekosystemet

Det regionala ekosystemet antas i brunnsalternativet och insjöalternativet utgöras av ett markområde som är  $30 \times 30 \text{ km}$  och 2 m djupt. Systemets grundvatten utgörs av regionens ytligaste grundvatten ner till 2 m djup och under samma yta som markområdet. Ytvattnet i det regionala ekosystemet utgörs av volymen på insjön. Ekosystemet innefattar också sedimentyttskiktet under insjön.

I östersjöalternativet är det regionala ekosystemet detsamma som det lokala ekosystemet.

#### 6.6.4 Det intermediära ekosystemet

Det intermediära ekosystemet består av Östersjön och dess kustområde. Reservoaren Östersjön omfattar en vattenvolym av  $3.7 \cdot 10^5 \text{ km}^3$  med ett medeldjup av 60 m. Till ekosystemet hör också sedimentet under Östersjön och luftvolymen i atmosfären upp till 1 km höjd över regionen och östersjöområdet.

### 6.6.5 Det globala ekosystemet

Det globala ekosystemet omfattar en rad olika reservoarer.

- Den globala atmosfären
- Ythavet, som utgör skiktet till ca 100 m djup. Det blandas förhållandevis snabbt men har ett relativt långsamt utbyte med djuphavet
- Djuphavet, som omfattar havsvattnet under 100 m djup
- Sedimenten under haven. De består dels av sediment på botten ner till 150 m runt havskusterna dels sediment under djuphavet. Totala ytan är ca  $2 \cdot 10^8$  km<sup>2</sup>. 10 % av ytan är sediment under de grunda områdena
- Jord, som omfattar ett övre markskikt till 0.5 m djup.
- Grundvattnet under markytan. Det omfattar  $4 \cdot 10^{18}$  kg vatten som transporterar de radioaktiva ämnena till ythaven och det övre jordlagret
- Det globala landområdets biomassa, biotan. Denna utgör en betydande reservoar i det globala ekosystemet för en del radioaktiva ämnen med lång livslängd t ex kol-14, teknetium-99 och jod-129.

### 6.6.6 Överföring av radioaktiva ämnen

Inom dessa regionala och intermediära ekosystem sker en omsättning av radioaktiva ämnen i förhållande till rörelserna hos de luft- och vattenmassor som transporterar aktiviteten. Ämnena tillförs successivt markområdet genom bevattning från insjön eller via atmosfären genom att nederbörden för med sig partiklar som kommer från de globala markområdena. Ämnena återcirkuleras sedan i olika kretslopp till det ytliga grundvattnet eller rinner via grundvatten och ytvatten åter till insjön.

Insjön och insjöns sediment utbyter ämnen genom sedimentering och upplösning. Ytvattnet rinner via insjön till Östersjön där utbyte sker mellan vatten och sediment. Östersjön står via Öresund och Bälten i förbindelser med havsområdet i det globala ekosystemet. Genom t ex avdunstning, nederbörd och skumbildning kan aktiviteten utbytas mellan östersjöområdets luft och vatten.

Det globala ekosystemet står i förbindelse med det regionala genom utbyten via luft och vatten i östersjöområdet. Det globala systemet av bärare är i princip lika med det för det regionala och intermediära området.

Överföringen av radioaktiva ämnen från en reservoar till en annan kan beräknas med hjälp av de sk överföringskoefficienterna. Dessa har fastställts genom att man sammanställt resultaten från flera olika studier /6-36/. Framförallt omfattar sådana studier undersökningar om de olika grundämnenas fördelning mellan reservoarer, elementbalanser, vandringen i ekosystemen av de radioaktiva ämnena från kärnvapenproven i atmosfären, spridning av ämnen från läckande förvaringsanläggningar samt en hel del laborieförsök med ekosystem på land och i vatten. Informationer om omsättningen av luft och vatten i östersjöområdet och det globala systemet finns från meteorologiska och hydrologiska studier.

Med den matematiska modellen kan koncentrationen av olika radio-



aktiva ämnen i reservoarerna beräknas när inflödet av aktivitet till primärrecipienten och överföringskoefficienterna mellan reservoarerna är kända.

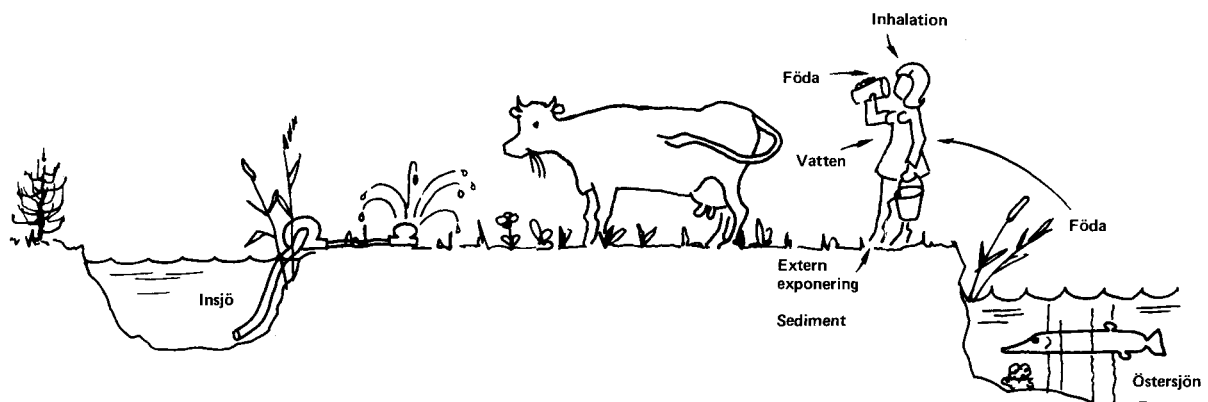
## 6.7 TRANSPORTVÄGAR OCH EXPONERINGSSITUATIONER

När de radioaktiva ämnena kommit fram till reservoarerna i biosfären kan de nå människan på i huvudsak två olika vägar. Människan kan få in ämnena i kroppen dels genom föda och vatten dels genom inandning. Så länge de sedan finns kvar i kroppen kan de förorsaka s k intern bestrålning. Kunskap om de radioaktiva ämnenas transport och anrikning i näringskedjorna är därför av stor betydelse för att kunna beräkna dosbelastningen på människan. Människan kan också bestrålas av radioaktiva ämnen utanför kroppen, extern bestrålning. Figur 6-4 illustrerar några vägar för de radioaktiva ämnena att nå människan.

För att kartlägga dosbelastningen har stråldoserna från inandning, konsumtion av vatten och föda beräknats. Man har också beräknat stråldoserna från hantering av fiskeredskap och från markbeläggning och vatten vid t ex bad.

### 6.7.1 Exponering i det lokala ekosystemet

Framförallt i det lokala ekosystemet är det av intresse att kartlägga vilka individer som kan tänkas få de högsta stråldoserna. Dessa personer får man fram genom studier av deras yrkesverksam-



Figur 6-4. Exponeringsvägar till människan i det lokala ekosystemet.

het, deras diet, hur de bor och andra levnadsförhållanden. Kombineras detta med var i ekosystemet radioaktiva ämnen från slutförvaret kan uppträda får man fram de s k kritiska grupperna.

I det lokala ekosystemet, som beskrivs i föregående avsnitt, angavs tre alternativ för den primära inflödesvägen till ekosystemet. De är brunnsalternativet, insjöalternativet och östersjöalternativet. Det lokala ekosystemet antogs också vara 0.25 km<sup>2</sup> jordbruksmark samt en liten sjö av typ Finnsjön i närheten av Forsmark eller Götemaren norr om Oskarshamn. Bevattningen i området sker med brunnsvatten eller insjövatten. Mängden är ca 200 liter per dygn. Samma vattentäkter antas användas till både bevattning och dricksvatten.

Hydrologiska beräkningar /6-46/ visar att det lokalt råder ungefärlig flödesbalans mellan det tillskott till det ytliga grundvattnet som kommer genom nederbörden och den grundvattenmängd som tränger upp och rinner bort med ytvattnet. De radioaktiva ämnen, som från slutförvaret kan nå brunnar i närheten, beräknas därför vara utspädda i en grundvattenvolym som motsvarar den årliga nederbörden över markytan (2 km<sup>2</sup>) i avrinningsområdet ovanför slutförvaret.

De radioaktiva ämnen som tillförs det lokala ekosystemet samlas i ett 0.5 m djupt ytskikt av marken. Ämnena transporteras successivt av grundvatten och genom avrinning av ytvatten. Hur snabbt ämnena kommer in i kretsloppet beror på markens sorptionsegenskaper. Exponeringen har beräknats med hänsyn till den aktivitet som når det lokala ekosystemet via bevattning och den aktivitetsnivå som erhålls genom långsiktig upplagring i markområdet.

I det fall där utflödet sker i Östersjön sker exponeringen av de kritiska grupperna i kustzonen genom havsvatten, sediment och fisk.

#### 6.7.2 Exponering i det regionala ekosystemet

Exponeringsvägarna i det regionala ekosystemet är desamma som i det lokala ekosystemet. Den genomsnittliga exponeringen av regionens befolkning skiljer sig dock kvantitativt väsentligt från det lokala systemet. De kritiska grupperna kan också vara olika. Exponeringen inom de regionala ekosystemen används som utgångsvärden för beräkning av den kollektiva dosen till befolkningen inom området.

Regionen omfattar, som tidigare nämnts, ett jordbruksområde på 30 x 30 km inom vilket ytvattnet omfattar bl a en sjö av samma typ som t ex Finnsjön eller Götemaren i närheten av Forsmark respektive Oskarshamn. Ytvattnet från insjön används för bevattning inom regionen i en utsträckning som motsvarar genomsnittet enligt statistik för mellansverige. Hänsyn har också tagits till insjöns betydelse för bevattningen i området. Detta innebär för exemplet Finnsjön att 60 km<sup>2</sup> av regionens 900 km<sup>2</sup> bevattnas direkt med vatten från Finnsjön.

Kustzonen för de regionala ekosystemen utgörs av samma kustområde som definierades för det lokala ekosystemet i östersjöalternativet.

### 6.7.3 Exponering i de intermediära och globala ekosystemen

Det intermediära ekosystemet omfattar Östersjön med kustområden. Med avseende på extern exponering för de radioaktiva ämnena antas situationen för befolkningen i östersjöområdet kvalitativt vara lika med den i kustzonen i de lokala och regionala ekosystemen.

Antalet människor som exponeras i östersjöområdet definieras av fiskkonsumtionen. Den totala avkastningen av fisk från Östersjön har beräknats till omkring 200 000 ton per år. Med en genomsnittlig konsumtion av 20 kg per år och person blir den berörda befolkningen således ca 10 miljoner människor.

I kustnära områden med en exponeringssituation jämförlig med den i östersjöområdet bor ca 1% av världens befolkning. För övriga 99% av jordens befolkning förutsätts extern exponering kunna ske genom de radioaktiva ämnen som samlats i den globala modellens jordreservoar.

### 6.7.4 Exponeringsvägar

Exponeringsvägarna har valts så att viktiga aktivitetsintag och den externa strålning från omgivningen kan beaktas. De olika inflödesalternativen (brunn, insjö och Östersjön) har av naturliga skäl inte samtliga 13 exponeringsvägar gemensamma inom det lokala och regionala området. De exponeringsvägar som studeras i respektive alternativ framgår av markeringar "B" för brunn, "I" för insjö och "Ö" för Östersjön i följande förteckning:

Exponeringsväg	Inflödesalternativ <sup>a)</sup>	Några viktiga nuklider
Jord - spannmål	B, I	Th229
Jord - grönsaker	B, I	Np237, Th229, Zr93
Jord - rotfrukter	B, I	Th229
Jord - gräs	B, I	I129
Gräs - mjölk	B, I	I129, Ra226, U233, Sr90
Gräs - kött	B, I	I129, Th229, U233, Sr90
Spannmål - ägg	B, I	
Dricksvatten	B, I	Np237, Ra226, U233, Tc99
Vatten - fisk (insjöfisk resp havsfisk)	B, I, Ö	Cs135, I129, Ra226
Mark (extern exponering)	B, I, Ö	Th229
Strandvistelse (extern exponering)	B, I, Ö	Cs135, Th229, Tc99, I129
Bad (extern exponering)	B, I, Ö	
Fiske (extern exponering)	Ö	Tc99, I129, Cs135, Cs137, Th229

<sup>a)</sup> B (brunn), I (insjö), Ö (Östersjön)

I det globala systemet ingår samtliga exponeringsvägar.

Av tabellerna 6-4, 6-5 och 6-6 framgår de tre dominerande exponeringsvägarna till kritisk grupp beroende på primärrecipient och för olika nuklider.

## 6.8 STRÅLDOSER OCH HÄLSOEFFEKTER

De radiologiska normer, som behandlas i kapitel 2, anger två viktiga typer av dosangivelser. Dels dosbelastningen på de individer som kan tänkas få de högsta doserna dels dosbelastningen till alla människor. De personer som kan få de högsta doserna beaktas i den kritiska gruppen. Den kollektiva dosbelastningen har sin speciella betydelse för att kartlägga den totala påverkan som doserna från de radioaktiva ämnena kan förorsaka. Man måste då ta hänsyn till hela den tid de radioaktiva ämnena finns kvar i biosfären. De maximala kollektiva årsdoserna kan uppträda flera tusen år efter en utlösande händelse i t ex ett slutförvar. Det är därför viktigt att kartlägga den långsiktiga ackumulerade dosbelastningen. Beräkningar av denna, den s k dosinteckningen, görs för att man i förväg skall kunna överblicka den totala strålbekastningen som kommer från en speciell strålkälla.

### 6.8.1 Stråldoser

De radioaktiva ämnen som kan läcka ut från ett slutförvar når människan via de exponeringsvägar som beskrivits i föregående avsnitt. Den långsamma och under mycket lång tid utsträckta om-sättningen av de olika ämnena leder till mycket varierande intag av radioaktiva ämnen. Känner man intagen kan man beräkna stråldosen.

Varje enskild nuklid har specifika egenskaper som påverkar stråldosens storlek. Sådana fysikaliska egenskaper är t ex vilken typ av radioaktivt sönderfall nukliden har. Kemiska och biologiska egenskaper påverkar också dosen. Några sådana egenskaper är t ex vilket grundämne nukliden tillhör och vilken kemisk form ämnet har. En del ämnen som tagits upp av kroppen utsöndras mycket snabbare än andra och det kan också påverka stråldosens storlek.

Med hjälp av de samband mellan intag av radioaktiva ämnen och stråldoser /6-37, 6-40, 6-44, 6-45/ vilka strålskyddsmyndigheterna bestämt för varje nuklid, beräknas dos och dosinteckning över de olika exponeringsvägarna med hjälp av reservoarmodellen BIOPATH /6-36, 6-42, 6-43/.

De doser som den externa exponeringen ger upphov till beräknas med utgångspunkt från koncentrationen i luft, mark och strandsediment.

En del organ är mer strålkänsliga än andra organ och ackumulerar mer av det tillförda radioaktiva ämnet. Man talar därför om att för en viss nuklid är något bestämt organ det s k kritiska organet. I tabell 6-2 har dosfaktorerna per curie angivits för de intressantaste nukliderna i säkerhetsanalysen.

Den viktade helkroppsdosen består av bidrag från olika organ i kroppen. Doserna viktas med faktorer enligt tabell 6-3 så att

Tabell 6-2 Dosfaktorer för intag med föda och vatten eller genom andningsluften av 1 curie av några aktuella nuklider.

	Helkropps-* dos	Bendos	Lungdos	Gonaddos	Sköldkörtel- dos	Viktad hel-** kroppsdos
Dos via intag av föda eller vatten [rem/Ci]						
Sr 90	$9.1 \times 10^5$	$1.1 \times 10^7$		$2.0 \times 10^3$		$1.5 \times 10^6$
Zr 93	$9.1 \times 10^{-1}$					$1.7 \times 10^2$
Tc 99	$4.6 \times 10^1$	$1.2 \times 10^2$	$1.4 \times 10^1$	$4.6 \times 10^1$	$1.1 \times 10^7$	$5.5 \times 10^2$
I 129	$9.1 \times 10^3$			$3.4 \times 10^3$		$3.4 \times 10^5$
Cs 135	$4.6 \times 10^3$	$1.8 \times 10^4$	$1.8 \times 10^3$	$4.6 \times 10^3$		$7.3 \times 10^3$
Cs 137	$4.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^5$	$1.1 \times 10^4$	$4.6 \times 10^4$		$5.5 \times 10^4$
Ra 226	$3.0 \times 10^7$	$3.0 \times 10^7$				$2.8 \times 10^7$
Th 229	$6.1 \times 10^4$	$2.2 \times 10^6$				$3.4 \times 10^5$
Th 230	$6.1 \times 10^4$	$2.2 \times 10^6$				$3.4 \times 10^5$
U 233	$4.6 \times 10^4$	$5.4 \times 10^5$				$1.1 \times 10^5$
U 234	$4.6 \times 10^4$	$5.2 \times 10^5$				$1.1 \times 10^5$
Np 237	$4.6 \times 10^4$	$1.2 \times 10^6$				$2.0 \times 10^5$
Pu 239	$1.8 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$1.6 \times 10^5$
Pu 240	$1.8 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$1.6 \times 10^5$
Am 241	$4.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$2.2 \times 10^5$
Am 243	$4.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$2.2 \times 10^5$
Dos vid inandning [rem/Ci]						
Sr 90	$1.0 \times 10^6$	$1.2 \times 10^7$		$2.7 \times 10^3$		$2.3 \times 10^6$
Zr 93	$2.5 \times 10^3$	$1.2 \times 10^5$				$1.8 \times 10^4$
Tc 99	$5.0 \times 10^1$	$1.3 \times 10^2$	$1.5 \times 10^1$	$5.0 \times 10^1$	$6.0 \times 10^6$	$3.6 \times 10^2$
I 129	$1.0 \times 10^4$			$2.6 \times 10^3$		$1.9 \times 10^5$
Cs 135	$3.3 \times 10^3$	$1.5 \times 10^4$	$1.5 \times 10^3$	$3.3 \times 10^3$		$5.7 \times 10^3$
Cs 137	$3.3 \times 10^4$	$6.0 \times 10^4$	$1.0 \times 10^4$	$3.3 \times 10^4$		$3.8 \times 10^4$
Ra 226	$4.0 \times 10^7$	$4.0 \times 10^7$				$3.8 \times 10^7$
Th 229	$1.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$				$9.0 \times 10^8$
Th 230	$1.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$				$9.0 \times 10^8$
U 233	$1.0 \times 10^6$	$1.4 \times 10^7$				$2.7 \times 10^6$
U 234	$1.0 \times 10^6$	$1.3 \times 10^7$				$2.7 \times 10^6$
Np 237	$1.0 \times 10^8$	$3.0 \times 10^9$				$5.0 \times 10^8$
Pu 239	$2.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$				$9.5 \times 10^8$
Pu 240	$2.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$				$9.5 \times 10^8$
Am 241	$1.0 \times 10^8$	$2.0 \times 10^9$				$4.1 \times 10^8$
Am 243	$1.0 \times 10^8$	$2.0 \times 10^9$				$4.1 \times 10^8$
* Enligt ICRP2 /6-44/						
** Enligt ICRP26 /6-40/						

Tabell 6-3. Viktsfaktorer för beräkning av helkroppsdos

Organ eller vävnad	Viktsfaktor
Könskörtlar	0.25
Bröst	0.15
Röd benmärg	0.12
Lungvävnad	0.12
Sköldkörtel	0.03
Benvävnad	0.03
Återstående organ (enstaka organ 1/5)	<u>0.30</u>
	1.00

Tabell 6-4 Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av  $10^{-6}$  Ci/år till primär recipient. Alternativ brunn.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* [år]	Dominerande exponeringsvägar [rem/år]					Koll dos [manrem/år]	Tid* [år]	
			1.a	2.a	3.a	4.a	5.a			
Sr 90	$5.5 \times 10^{-6}$	3	kött	$3.3 \times 10^{-6}$	mjölk	$1.6 \times 10^{-6}$	vatten	$6 \times 10^{-6}$	$3.4 \times 10^{-4}$	3
Zr 93	$8 \times 10^{-11}$	10	vatten	$7.5 \times 10^{-11}$	grönsaker	$2.1 \times 10^{-12}$	kött	$1.6 \times 10^{-12}$	$3.4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^6$
Tc 99	$4.9 \times 10^{-10}$	3	vatten	$2.4 \times 10^{-10}$	mjölk	$2.2 \times 10^{-10}$	fisk	$8.5 \times 10^{-12}$	$3.2 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^5$
I 129	$5.5 \times 10^{-7}$	3	kött	$2.9 \times 10^{-7}$	vatten	$1.5 \times 10^{-7}$	mjölk	$1.1 \times 10^{-7}$	$2.8 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^7$
Cs 135	$2.3 \times 10^{-8}$	10	fisk	$1.5 \times 10^{-8}$	vatten	$3.2 \times 10^{-9}$	kött	$2.8 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^4$
Cs 137	$1.5 \times 10^{-7}$	3	fisk	$9.5 \times 10^{-8}$	vatten	$2.3 \times 10^{-8}$	kött	$2 \times 10^{-8}$	$1.2 \times 10^{-4}$	6
Ra 226 <sup>1)</sup>	$2.1 \times 10^{-5}$	10	vatten	$1.3 \times 10^{-5}$	mjölk	$7.5 \times 10^{-6}$	fisk	$4.3 \times 10^{-7}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$6 \times 10$
Ra 226 <sup>2)</sup>	$3 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^5$	fisk	$3 \times 10^{-6}$	vatten	$1.2 \times 10^{-9}$	mjölk	$7.5 \times 10^{-10}$	$1.3 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^5$
Ra 226 <sup>3)</sup>	$5.5 \times 10^{-9}$	$5 \times 10^3$	vatten	$2.8 \times 10^{-9}$	mjölk	$1.7 \times 10^{-9}$	fisk	$7.5 \times 10^{-10}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^5$
Th 229	$1.7 \times 10^{-7}$	10	vatten	$1.5 \times 10^{-7}$	kött	$1.7 \times 10^{-8}$	grönsaker	$4.2 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^4$
Th 229 <sup>4)</sup>	$2.3 \times 10^{-10}$	$6 \times 10^2$	grönsaker	$9.5 \times 10^{-11}$	rotfrukter	$6.5 \times 10^{-11}$	säd	$4.9 \times 10^{-10}$	$1.1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^5$
Th 230	$1.7 \times 10^{-7}$	10	vatten	$1.5 \times 10^{-7}$	kött	$1.7 \times 10^{-8}$	grönsaker	$4.2 \times 10^{-9}$	$4.3 \times 10^{-7}$	$2 \times 10$
U 233	$6 \times 10^{-8}$	10	vatten	$5 \times 10^{-8}$	kött	$5.5 \times 10^{-9}$	mjölk	$1.9 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^2$
U 234	$6 \times 10^{-8}$	10	vatten	$5 \times 10^{-8}$	kött	$5.5 \times 10^{-9}$	mjölk	$1.9 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$5 \times 10^2$
Np 237	$1.2 \times 10^{-7}$	20	vatten	$9 \times 10^{-8}$	kött	$2 \times 10^{-8}$	grönsaker	$2.6 \times 10^{-9}$	$2.2 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^6$
Pu 239	$8.5 \times 10^{-8}$	10	vatten	$7 \times 10^{-8}$	kött	$1.6 \times 10^{-8}$	grönsaker	$2 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Pu 240	$9 \times 10^{-8}$	10	vatten	$7 \times 10^{-8}$	kött	$1.5 \times 10^{-8}$	grönsaker	$2 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Am 241	$1.3 \times 10^{-7}$	10	vatten	$9.5 \times 10^{-8}$	kött	$2.1 \times 10^{-8}$	fisk	$5 \times 10^{-9}$	$1.8 \times 10^{-5}$	$3 \times 10$
Am 243	$1.3 \times 10^{-7}$	10	vatten	$9.5 \times 10^{-8}$	kött	$2.1 \times 10^{-8}$	fisk	$5.5 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^2$

\*) Tid för att nå 90 % av maximal årlig dos efter inflöde i biosfären

1) Inkluderar ej sönderfallande Th-230

2) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfall av Th 230 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år3) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfallskedja U 234 + Th 230 + Ra 226 vid utsläpp av U 234 med  $10^{-6}$  Ci/år4) Avser doser p g a Th 229 som genererats genom sönderfall av U 233 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år

Tabell 6-5 Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av  $10^{-6}$  Ci/år till primär recipient. Alternativ insjö.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* [år]	Dominerande exponeringsvägar [rem/år]			Koll dos [manrem/år]	Tid* [år]	
			1.a	2.a	3.a			
Sr 90	$1.5 \times 10^{-7}$	3	kött	$6.5 \times 10^{-8}$ fisk	$4.2 \times 10^{-8}$ mjölk	$3 \times 10^{-8}$	$3.4 \times 10^{-4}$	3
Zr 93	$2.1 \times 10^{-12}$	10	vatten	$1.5 \times 10^{-12}$ fisk	$5.5 \times 10^{-13}$ grönsaker	$4.1 \times 10^{-14}$	$3.4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^6$
Tc 99	$1.8 \times 10^{-11}$	3	fisk	$8.5 \times 10^{-12}$ vatten	$4.9 \times 10^{-12}$ mjölk	$4.5 \times 10^{-12}$	$3.2 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^5$
I 129	$1.6 \times 10^{-8}$	3	kött	$6 \times 10^{-9}$ fisk	$5 \times 10^{-9}$ vatten	$2.9 \times 10^{-9}$	$2.8 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^7$
Cs 135	$1.5 \times 10^{-8}$	10	fisk	$1.5 \times 10^{-8}$ strandvist	$8.5 \times 10^{-11}$ vatten	$6.5 \times 10^{-11}$	$1.6 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^4$
Cs 137	$1 \times 10^{-7}$	3	fisk	$9.5 \times 10^{-7}$ vatten	$4.1 \times 10^{-10}$ kött	$3.6 \times 10^{-10}$	$1.2 \times 10^{-4}$	6
Ra 226 <sup>1)</sup>	$8.5 \times 10^{-7}$	10	fisk	$4.3 \times 10^{-7}$ vatten	$2.4 \times 10^{-7}$ mjölk	$1.5 \times 10^{-7}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$6 \times 10^1$
Ra 226 <sup>2)</sup>	$6 \times 10^{-6}$	$9 \times 10^4$	fisk	$3 \times 10^{-6}$ vatten	$1.8 \times 10^{-6}$ mjölk	$1.1 \times 10^{-6}$	$1.3 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^5$
Ra 226 <sup>3)</sup>	$1.5 \times 10^{-9}$	$6 \times 10^3$	fisk	$7.5 \times 10^{-10}$ vatten	$4.3 \times 10^{-10}$ mjölk	$2.5 \times 10^{-10}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$4 \times 10^5$
Th 229	$9.5 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^4$	strand	$9.5 \times 10^{-9}$ fisk	$1.4 \times 10^{-10}$ vatten	$4 \times 10^{-11}$	$1.7 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^4$
Th 229 <sup>4)</sup>	$1.8 \times 10^{-11}$	$4 \times 10^4$	strand	$1.8 \times 10^{-11}$ fisk	$2.8 \times 10^{-14}$ vatten	$8 \times 10^{-15}$	$1.1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^5$
Th 230	$4.4 \times 10^{-10}$	10	fisk	$3.3 \times 10^{-10}$ vatten	$9.5 \times 10^{-11}$ kött	$1.1 \times 10^{-11}$	$4.3 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^1$
U 233	$2.3 \times 10^{-9}$	50	fisk	$1.2 \times 10^{-9}$ vatten	$1 \times 10^{-9}$ kött	$1.1 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^2$
U 234	$2.3 \times 10^{-9}$	40	fisk	$1.2 \times 10^{-9}$ vatten	$1 \times 10^{-9}$ kött	$1.1 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$5 \times 10^2$
Np 237	$4.4 \times 10^{-9}$	80	fisk	$2.1 \times 10^{-9}$ vatten	$1.8 \times 10^{-9}$ kött	$4 \times 10^{-10}$	$2.2 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^6$
Pu 239	$2.3 \times 10^{-9}$	150	vatten	$1.4 \times 10^{-9}$ fisk	$5.5 \times 10^{-10}$ kött	$3.1 \times 10^{-10}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Pu 240	$2.3 \times 10^{-9}$	150	vatten	$1.4 \times 10^{-9}$ fisk	$5.5 \times 10^{-10}$ kött	$3.1 \times 10^{-10}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Am 241	$7.5 \times 10^{-9}$	30	fisk	$5 \times 10^{-9}$ vatten	$1.8 \times 10^{-9}$ strand	$4.7 \times 10^{-10}$	$1.8 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^1$
Am 243	$8.5 \times 10^{-9}$	60	fisk	$5.5 \times 10^{-9}$ vatten	$1.9 \times 10^{-9}$ strand	$5 \times 10^{-10}$	$2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^2$

\*) Tid för att nå 90 % av maximal årlig dos efter inflöde i biosfären

1) Inkluderar ej sönderfallande Th-230

2) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfall av Th 230 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år

3) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfallskedja U 234 → Th 230 → Ra 226 vid utsläpp av U 234 med  $10^{-6}$  Ci/år

4) Avser doser p g a Th 229 som genererats genom sönderfall av U 233 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år

Tabell 6-6 Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av  $10^{-6}$  Ci/år till primär recipient. Alternativ östersjö.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* [år]	Dominerande exponeringsvägar [rem/år]			Koll dos [manrem/år]	Tid* [år]	
			1.a	2.a	3.a			
Sr 90	$7.3 \times 10^{-10}$	10	fisk	$7.3 \times 10^{-10}$ bad	$1.2 \times 10^{-12}$	$3.5 \times 10^{-6}$	$3 \times 10$	
Zr 93	$6.6 \times 10^{-13}$	10	fisk	$6.6 \times 10^{-13}$		$3.4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^6$	
Tc 99	$1.2 \times 10^{-13}$	3	fisk	$1.1 \times 10^{-13}$ strand	$4.7 \times 10^{-15}$ fiskredsk	$5.6 \times 10^{-16}$	$6.9 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^6$
I 129	$1.3 \times 10^{-10}$	3	fisk	$1.3 \times 10^{-10}$ strand	$2.4 \times 10^{-15}$ fiskredsk	$2.8 \times 10^{-16}$	$2.8 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^7$
Cs 135	$1.6 \times 10^{-10}$	$8 \times 10^3$	strand	$8 \times 10^{-11}$ fisk	$7.3 \times 10^{-11}$ fiskredsk	$9.3 \times 10^{-12}$	$1.2 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^6$
Cs 137	$4.4 \times 10^{-10}$	10	fisk	$4.4 \times 10^{-10}$ strand	$1.5 \times 10^{-12}$ fiskredsk	$1.1 \times 10^{-12}$	$2.6 \times 10^{-6}$	$3 \times 10$
Ra 226 <sup>1)</sup>	$2.9 \times 10^{-8}$	10	fisk	$2.9 \times 10^{-8}$ fiskredsk	$1.2 \times 10^{-15}$ strand	$3.9 \times 10^{-16}$	$4.2 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^2$
Ra 226 <sup>2)</sup>	$1.8 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^5$	fisk	$1.8 \times 10^{-7}$ fiskredsk	$6.2 \times 10^{-10}$ strand	$2.7 \times 10^{-10}$	$5 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^5$
Ra 226 <sup>3)</sup>	$7.5 \times 10^{-11}$	$6 \times 10^3$	fisk	$7.5 \times 10^{-11}$ fiskredsk	$1.9 \times 10^{-13}$ strand	$6.6 \times 10^{-14}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$4 \times 10^5$
Th 229	$6.9 \times 10^{-10}$	$1 \times 10^4$	fiskredsk	$5 \times 10^{-10}$ fiskredsk	$1.7 \times 10^{-10}$ fisk	$1.2 \times 10^{-11}$	$3.1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^4$
Th 229 <sup>4)</sup>	$2.2 \times 10^{-12}$	$4 \times 10^4$	fiskredsk	$1.6 \times 10^{-12}$ strand	$5.6 \times 10^{-13}$ fisk	$4.2 \times 10^{-15}$	$7.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^5$
Th 230	$3.4 \times 10^{-11}$	6	fisk	$3.4 \times 10^{-11}$ -	-	-	$1.7 \times 10^{-8}$	$4 \times 10$
U 233	$2.3 \times 10^{-11}$	100	fisk	$2.3 \times 10^{-11}$ -	-	-	$9.1 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^5$
U 234	$2.3 \times 10^{-11}$	100	fisk	$2.3 \times 10^{-11}$ -	-	-	$1.3 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^5$
Np 237	$4.3 \times 10^{-11}$	60	fisk	$4.2 \times 10^{-11}$ fiskredsk	$7.9 \times 10^{-3}$ strand	$1.4 \times 10^{-13}$	$2 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^6$
Pu 239	$1.1 \times 10^{-11}$	90	fisk	$1.1 \times 10^{-11}$ -	-	-	$1.3 \times 10^{-7}$	$9 \times 10^2$
Pu 240	$1.1 \times 10^{-11}$	90	fisk	$1.1 \times 10^{-11}$ fiskredsk	$1.8 \times 10^{-18}$ strand	$2 \times 10^{-18}$	$1.2 \times 10^{-7}$	$6 \times 10^2$
Am 241	$6 \times 10^{-12}$	30	fisk	$5 \times 10^{-11}$ strand	$9.3 \times 10^{-12}$ fiskredsk	$5.5 \times 10^{-13}$	$1.9 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Am 243	$6.4 \times 10^{-11}$	60	fisk	$5.4 \times 10^{-11}$ strand	$1 \times 10^{-11}$ fiskredsk	$5.9 \times 10^{-13}$	$3 \times 10^{-6}$	$6 \times 10^2$

\*) Tid för att nå 90 % av maximal årlig dos efter inflöde i biosfären

1) Inkluderar ej sönderfallande Th-230

2) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfall av Th 230 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år

3) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfallskedja U 234 → Th 230 → Ra 226 vid utsläpp av U 234 med  $10^{-6}$  Ci/år

4) Avser doser p g a Th 229 som genererats genom sönderfall av U 233 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år

stråldoser till skilda organ med avseende på sena hälsoeffekter kan jämföras på ett enkelt sätt /6-40/.

Viktningfaktorererna gäller oavsett ålder och kön och motsvarar således en genomsnittsindivid.

För bedömning av hälsoeffekter med avseende på enskilda individer eller delar av den nationella eller globala befolkningen användes maximal generationsdos (helkroppsdos) till kritisk individ respektive maximal kollektiv årsdos. Den senare omfattar det totala bidraget från aktivitetsomsättningen regionalt, inom Östersjöområdet samt globalt. Generationsdosen beräknas för 30 års exponering.

Genetiska effekter av långsiktig exponering kan bedömas med ledning av maximal kollektiv ackumulerad dos eller global kollektiv dosintekning till könskörtlarna. Som alternativ till dosintekning har strålskyddsmyndigheterna diskuterat begreppet "ackumulerad dos under 500 år" speciellt med avseende på dosberäkningar för extremt långlivade nuklider. Den kollektiva "500-års"-dosen baseras här på ett intervall omkring den tidpunkt då maximal kollektiv årsdos erhålles.

I tabellerna 6-4, 6-5 och 6-6 anges individdoser och kollektivdoser för några viktiga transportvägar till människan. Ett aktivitetsflöde till biosfären av en miljondels curie per år och nuklid har använts som räknebas. De nuklider som anges i tabellerna är de som ger det dominerande dosbidraget. Dosen har angivits för den tidpunkt då maximal dosbelastning inträder.

Ur tabellerna kan man utläsa att:

- Olika exponeringsvägar kan vara dominerande beroende på om nukliden förs in med grundvattnet från bergförvaret eller om den genereras genom sönderfall av en långlivad modernuklid, som redan nått in i biosfären, t ex radium-226.
- För en given nuklid erhålles den maximala individdosen och den maximala kollektiva årsdosen till befolkningen ofta vid olika tidpunkter.

I konsekvensanalysen kapitel 6.9 anges resultaten i maximal generationsdos som är det samma som maximal individdos under 30 år. Vidare anges kollektivdosen omräknad till manrem per megawatt elektrisk effekt och driftår från summa manrem under en 500-årsperiod. Vid omräkning har använts  $3 \cdot 10^5$  MWe år för hela förvaret omfattande 10 000 kapslar.

### 6.8.2 Hälsoeffekter av joniserande strålning

Då den joniserande strålningen absorberas i kroppsvävnad uppstår skador. En del av de uppkomna skadorna repareras, andra kvarstår. Andelen irreparabla skador ökar markant vid ökande stråldoser. Strålningens biologiska verkan beror på flera faktorer.

- Stråldosen, dvs mängden absorberad energi per viktsenhet.
- Strålningens räckvidd i vävnad.
- Jonisationstätheten.



- Fördelningen av stråldosen på olika organ.
- Bestrålningens utsträckning i tiden.

Om stråldosen uttrycks i "rem" tas hänsyn till olika stråltypers biologiska verkan. Man skiljer på akuta skador och sena skador.

#### Akuta skador

Den joniserande strålningen kan döda vävnadens celler. Om ett stort antal celler dödas utan att kunna ersättas uppstår en akut strålskada. Ibland kan stråldödade celler indirekt åstadkomma skador även om de ersätts genom nybildning av den förlorade vävnaden.

Om hela kroppen får stråldoser över 100 rem inom loppet av några timmar, uppstår förändringar i blodvärdena. Strålningens verkan ökar snabbt med ökande stråldoser. Redan vid 200 rem drabbas hälften av de bestrålade av illamående och kräkningar på grund av skador på tarmarnas slemhinnor. Hos ca 10% blir skadorna så allvarliga, att de leder till döden om inte medicinsk vård sätts in. Vid stråldoser i hela kroppen på omkring 300 rem är dödligheten 50% utan medicinsk behandling.

Vid lokal bestrålning av huden med mer än 500 rem uppstår hudrodnad. Mer allvarliga hudskador uppstår först efter doser över 1 000 rem.

Foster är mer strålkänsliga under de första graviditetsmånaderna än vuxna. Efter exponeringar för joniserande strålning har visserligen inga fosterskador hos människan iakttagits för doser under 150 rem, men en rad försök med olika djurarter har visat, att organbildningen hos foster påverkas av betydligt lägre doser. Det finns all anledning att anta att så är fallet även för människan. Gränsdosen för sådana fosterskador antas ligga mellan 10 och 50 rem.

Så höga stråldoser att de skulle kunna förorsaka akuta skador kan endast förekomma vid svårare olyckor. Det är då främst personal inom reaktor- eller uppdriftsbyggnadsanläggningar som kan drabbas.

#### Sena skador

Stråldoser som är alltför små för att kunna åstadkomma akuta skador kan dock fortfarande ge upphov till sena effekter av typen cancer och ärftliga skador.

En ärftlig (genetisk) skada kan uppstå om en i en befruktning ingående könscell tidigare fått sin arvs massa förändrad t ex genom bestrålning. De ärftliga skadorna kan ta sig högst varierande uttryck, alltifrån exempelvis en något ökad benägenhet för infektioner till medfödda missbildningar och död.

Strålinducerad cancer uppträder inte omedelbart efter bestrålningen utan kan endast iakttagas som en förhöjning av cancerfrekvensen efter ett antal år. Detta gör det mycket svårt att uppskatta risken för cancer av en bestrålning. De värden på sambandet mellan stråldos och cancerrisk som brukar anges härrör i allt väsentligt från undersökningar bland människor som bestrålats med

höga doser. Dessa värden har sedan använts för att uppskatta cancerrisken vid låga stråldoser. Sådana extrapolationer har givit en totalrisk för cancer i lågdosområdet på mellan 1 och 2 fall bland 10 000 människor, som alla fått en stråldos på 1 rem /6-47, 6-48/. Om stråldosen erhållits under en lång tidsperiod anses tumörrisken per rem minska.

Motsvarande risksiffra för ärftliga skador vid långvariga bestrålningar är 1,7:10 000 per generation varav 0,6:10 000 kan förväntas uppträda i första generationen /6-48/. Vid kortvariga bestrålningar anses risken för ärftliga skador per rem vara 3 gånger så stor. Den stora mängden medfödda, ärftliga skador medför emellertid att man inte kan förvänta sig att få en observerbar ökning av sådana defekter ens efter höga doser. UNSCEAR /6-48/ har uppskattat att 10% av alla födslar uppvisar genetiska defekter av olika slag.

### Internationella normer och hälsorisker

Den grundläggande rekommendationen från internationella strålskyddskommissionen ICRP är att alla stråldoser skall hållas så låga som det över huvud är möjligt med hänsyn till ekonomiska och samhälleliga överväganden. Alla normer och gränsvärden är så satta att akuta skador är helt uteslutna. Som tidigare påpekats kan man däremot inte utesluta risker för sena strålskador även vid mycket låga stråldoser. Det är emellertid omöjligt att med visshet säga att den mycket låga stråldosen över huvud taget medför någon risk.

Med de försiktiga antaganden som ligger till grund för strålskyddsverksamheten antar man att det finns en risk som ökar i direkt proportion till stråldosen. Detta antagna, linjära samband mellan stråldos och risk återspeglar således inte någon biologisk-vetenskapligt funnen eller beräknad realitet i lågdosområdet. Det är ett resultat av en formell extrapolation av funna högdoseffekter. Det finns emellertid vetenskapliga skäl att anta, att en sådan linjär extrapolation utgör en övre gräns för hälsorisken.

#### 6.8.3 Variationsanalys

Tillförlitligheten i de beräknade doserna påverkas av modellsystemets utformning, val av exponeringsvägar, numerisk approximation i beräkningarna och osäkerheter i empiriska och härledda data.

Modellens delar är det regionala, det intermediära (östersjöområdet) och det globala ekosystemet. De har utformats med erfarenheter från tidigare radioekologiska beräkningsmodeller /6-41, 6-42, 6-43/.

De 13 exponeringsvägar, som beaktas i modellen, täcker relevanta näringskedjor med de viktiga födoämnen, som kan innehålla radioaktiva ämnen. Dessa kan ha deponerats direkt på växtligheten, tagits upp via rotsystemet eller koncentrerats i animaliska produkter. Exponeringsvägarna ger också kontroll över de doser som har sitt ursprung från aktiviteter i luft, mark och vatten. Valet av exponeringsvägar är gjort så att det täcker alla aktuella

nuklider. Antagandet om att stranden helt består av sediment med samma koncentration av radioaktiva ämnen som sedimentet under vattnet kan i en del fall leda till betydande överskattningar av den externa exponeringen. Speciellt gäller det torium-229.

Den numeriska metod som används i modellen har kontrollerats med avseende på osäkerheten i gjorda approximationer. Felanalys har visat att osäkerheten på grund av numerisk approximation är maximalt 20 % i dosvärdena. I de flesta fallen är de mindre än 5 %.

För varje nuklid har överföringsparametrarna, som beskriver utbytet mellan reservoarerna i modellsystemet och upptag via näringskedjorna, angivits i intervall. De definieras av maximum och minimum i empiriska och beräknade data från litteraturen. I de fall där spännvidden i intervallen är relativt stor har dosberäkningarna baserats på de värden som ger den högre dosbelastningen. Med val av andra parametervärden inom de angivna intervallen kan därför doserna avvika från resultaten i tabellerna 6-4, 6-5 och 6-6.

Variationer i följande parametrar påverkar signifikant doserna till den kritiska gruppen i brunnsalternativet och insjöalternativet bl a för nukliderna cesium-135, radium-226 och uran-233. Dessa nuklider ger betydande bidrag till totaldosen.

- Utbytet mellan jord och grundvatten eller mellan sediment och vatten kan ge en halvering av dosen för alla de tre nämnda nukliderna.
- Koncentrationsfaktorerna för upptag i fisk inverkar. Med hänsyn till naturliga variationer i koncentrationsfaktorerna för fisk mellan olika ekosystem i sötvatten samt måtosäkerheter kan för cesium-135 dosen variera i förhållande till de givna värdena med en faktor fem åt båda hållen. För radium-226 och uran-233 påverkar inte valet av koncentrationsfaktor för fisk i någon betydande grad dosbelastningen i brunnsalternativet. I insjöalternativet kan doserna av samma skäl som i fallet med cesium-135 variera med en faktor fyra för radium-226 och två för uran-233.
- Variationer i dieten för den kritiska gruppen påverkar också doserna. Den kritiska gruppen skall representera ett begränsat antal individer, som kan få högre doser än genomsnittet bl a genom sina dietvanor. En dietsammansättning har fastställts för den kritiska gruppen. De födoämnen som per viktsenhet ger de största dosbidragen varierar emellertid mellan olika nuklider. Andra lika representativa sammansättningar av dieten kan därför innebära förändringar i dosbelastningen. För nukliderna cesium-135, radium-226 och uran-233 utgör vatten, fisk och mjölk de viktigaste exponeringsvägarna (se tabell 6-4, 6-5). Vattenkonsumtionen kan knappast varieras avsevärt från antagna 440 liter per år. Man har antagit den relativt höga fiskkonsumtionen av 50 kg per år och person. Fisken antas komma från en given sjö. Skulle konsumtionen halveras minskas dosen från cesium-135 i det närmaste till hälften medan doserna från radium-226 och uran-233 reduceras med mindre än en tredjedel. Rimliga förändringar i konsumtionen av mjölkprodukter, t ex en fördubbling, påverkar endast obetydligt dosbelastningen.

Vattenomsättningen i kustregionen påverkar dosbelastningen i Östersjöalternativet både för den kritiska gruppen och kollektiv-

dosen för befolkningen. Känslighetsanalysen /6-36, 6-42/ visar att doserna kan variera med en faktor två.

Det framgår av konsekvensanalysen i kapitel 6.9 att de högsta beräknade doserna erhålles för den kritiska grupp som använder vatten från en aktivitetsförande brunn. Koncentrationen av radioaktiva ämnen i detta vatten beror dels på utläckningen från slutförvaret och dels på utspädningen. Den senare beräknas med ledning av den nederbördsmängd som faller över markytan omedelbart ovanför slutförvaret (se del II avsnitt 5.1.4.). För vissa nuklider, som bidrager till dosen, utgör konsumtion av fisk från den närliggande insjön en betydande exponeringsväg (se tabell 6-4).

I synnerhet det lokala ekosystemet kan under de tidsrymder som beräkningarna omfattar genomgå förändringar med väsentlig inverkan på exponeringsbilden. Konsekvenserna av vissa viktiga förändringar såsom torrläggning av den närliggande insjön eller delar av Östersjön har analyserats kvalitativt. I båda fallen kan förändringen ge upphov till nya exponeringar genom att sedimenten utnyttjas i jordbruket.

En del grundämnen anrikas i sedimentet från insjön eller Östersjön. För de radioaktiva nuklider, som ger den dominerande dosen till den kritiska gruppen eller kollektivdosen till befolkningen, innebär torrläggning och förändringen av exponeringsvägarna ingen signifikant ökning av årsdoserna. Detta beror på att upptaget via jordbruksprodukter odlade på sedimentet inte ger lika stora doser som konsumtion av fisk.

Nukliden cesium-135 utgör dock ett undantag. Individdosen till människor bosatta i de områden av Östersjön, som kan komma att torrläggas genom landhöjning kan bli upp till tio gånger högre än vad som framgår av beräkningarna baserade på en oförändrad Östersjö. Bidraget till kollektivdosen från östersjöområdet är emellertid mindre än en femtedel av den totala dosbelastningen. En förhöjd exponering av en framtida östersjöbefolkning genom cesium-135 skulle därför innebära att den totala dosintekningen på lång sikt blev dubbelt så hög.

## 6.9 KONSEKVENSPANALYS AV LÅNGSAM SPRIDNING

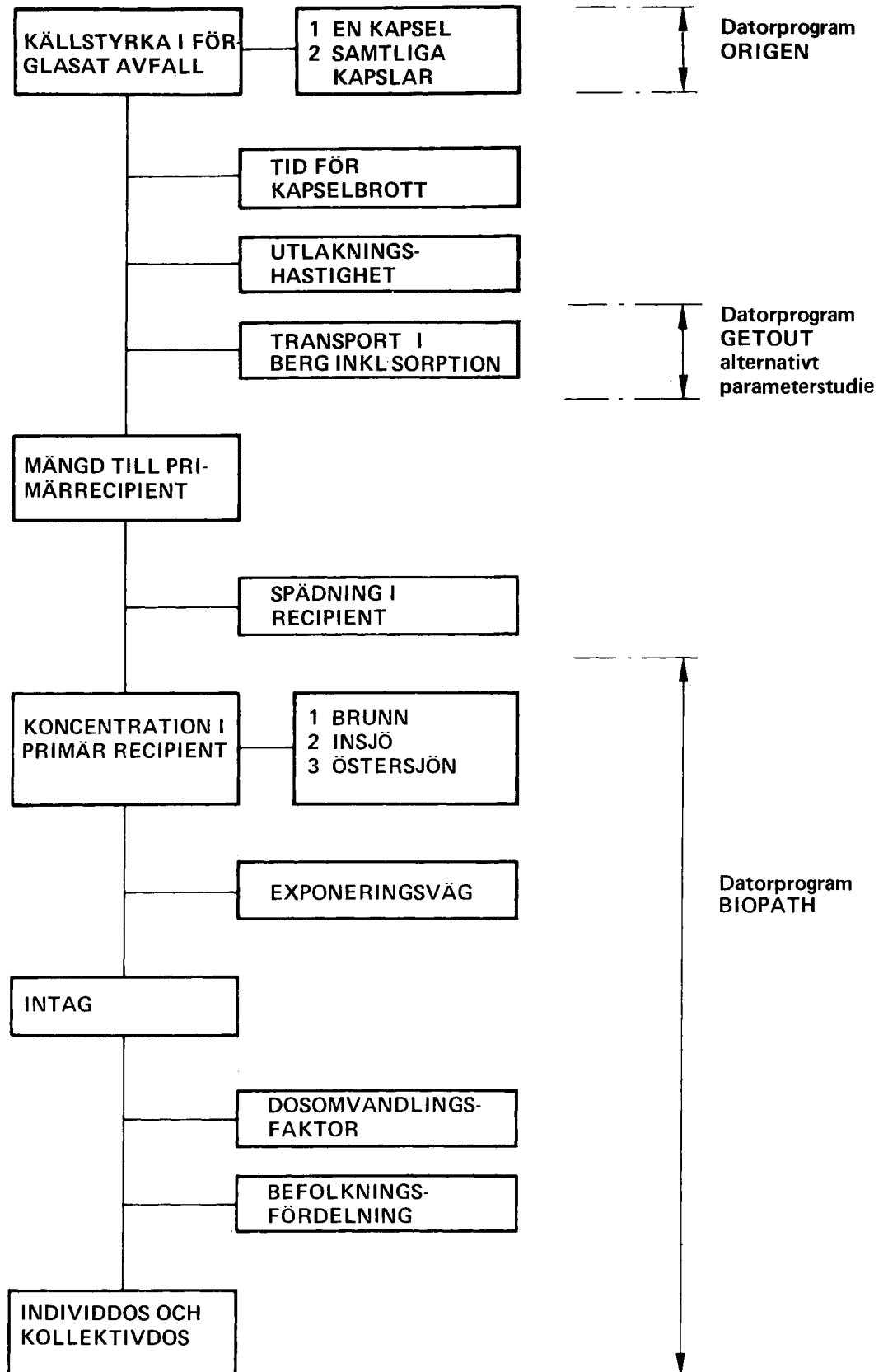
### 6.9.1 Allmänna förutsättningar

Med utgångspunkt från de data och grundantaganden som givits i kapitel 3, 5 och 6.1 - 8 göres i detta avsnitt en analys av konsekvenserna vid en långsam spridning av de radioaktiva ämnena från de deponerade avfallskropparna i slutförvaret.

Beräkningsgången för denna analys beskrivs av schemat i figur 6-5. Beräkningarna har inriktats på att för de olika fallen bestämma maximal individdos och kollektivdos för att kunna göra jämförelser med de bedömningsgrunder som anges i kapitel 2.

I analysen har två huvudfall studerats, dels initial oupptäckt kapselskada på en enstaka behållare dels långsam nedbrytning av samtliga kapslar, i enlighet med motiveringar i kapitel 6.2.

Koncentrationen av radioaktiva ämnen i glaset och deras avkling-



Figur 6-5. Schema över beräkningar av stråldoser från de radioaktiva ämnen som kan frigöras från ett slutförvar för högaktivt avfall.

ning med tiden har erhållits från datorprogrammet ORIGEN enligt närmare redovisning i kapitel 3.

Som framgår av kapitel 6.6 analyseras tre olika primärrecipienter nämligen en brunn, en insjö och Östersjön.

För beräkning av inflödet av radioaktiva nuklider till den primära recipienten har resultat från datorprogrammet GETOUT använts (se kapitel 6.5). Oberoende därav har även en förenklad parameterstudie genomförts, vilket givit viss kontroll av resultaten.

De till primärrecipienten årligen inströmmade radioaktiva nukliderna späds under transporten från förvaret till recipienten i en viss mängd vatten. Spädningen har beräknats för de lokala förhållandena vid Finnsjön, varvid gäller att hälften av grundvattenströmmen från slutförvaret antas gå till Finnsjön och hälften till den dalsänka där brunnen antas belägen. Utspädningen sker då i  $5 \cdot 10^5 \text{ m}^3$  för brunnsfallet och  $2,5 \cdot 10^7 \text{ m}^3$  för insjöfallet. Dessa lokala förhållanden är ej speciellt gynnsamma för brunnsfallet. Därför bedöms den använda utspädningsvolymen vara räknad i underkant (se kapitel II:5).

Utgående från de så erhållna koncentrationerna av nuklider i primärrecipienterna beräknas resulterande stråldoser med datorprogrammet BIOPATH enligt vad som beskrivits i kapitel 6.6 - 6.8. I praktiken har dessa datorkörningar utförts med en källstyrka av  $1 \mu\text{Ci}/\text{år}$  och nuklid i inflöde till primärrecipienten. De så erhållna dosvärdena har sedan proportionerats med hjälp av från GETOUT-beräkningarna erhållna inflöden. Vid dosberäkningarna har alla 13 exponeringsvägar enligt 6.7.4 beaktats. Den relativa vikten för de tre viktigaste av dessa 13 vägar framgår som tidigare nämnts av tabell 6-4, 6-5 och 6-6.

Som grundfall i beräkningarna har använts kapselgenombrott efter 1 000 år och en utlakningstid för glaset på 30 000 år. (Se 6.2 och 6.3.) Transporttiden i tätt berg har satts till 400 år och de fördröjningsfaktorer för olika nuklider som anges i 6.5 har använts.

Ett fall med en enstaka avfallskapsel som är skadad redan vid deponeringen har också studerats. Härvid förutsättes att glas-kroppen är helt oskyddad, dvs att  $10 \text{ m}^2$  glasyta (se 6.3.6) är omedelbart tillgänglig för utlakning och att glaset lakas ut på 3 000 år. Transporttiden för vatten och övriga förutsättningar är desamma som i grundfallet.

#### 6.9.2 Resultat för grundfallet - långsam nedbrytning av kapslarna

I tabellerna 6-7, 6-8 och 6-9 sammanfattas resultaten för grundfallet. Tabellerna avser de tre fallen av primärrecipient (brunn, insjö, Östersjön) och i varje tabell anges:

- maximala inflödet av olika nuklider i curie per år (Ci/år)
- tidpunkten för detta inflöde
- maximal beräknad dos till närboende individ angiven för varje nuklid i rem per 30 år (en generation) räknat över den 30-årsperiod som ger de högsta beräknade värdena

Tabell 6-7 Maximala individdoser i kritisk grupp (närboende) och maximala kollektivdoser vid kapselnedbrytning efter 1 000 år. Beräkningarna gäller brunn som primär recipient.

Nuklid	Maximalt inflöde till recipient		Maximal dos	
	Tidpunkt (år)	Aktivitet (Ci/år)	Närboende (rem/30 år)	Kollektivdos <sup>a)</sup> (manrem/MW(e)år)
Zr 93	$4 \times 10^6$	$3 \times 10^{-3}$	$7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-6}$
Tc 99	$6 \times 10^3$	5	0.07	0.003
I 129 <sup>b)</sup>	$6 \times 10^3$	$1 \times 10^{-4}$	0.002	0.006
Cs 135	$4 \times 10^5$	$2 \times 10^{-2}$	0.02	0.006
Ra 226	$5 \times 10^4$	$1 \times 10^{-4}$	0.07	$2 \times 10^{-4}$
Th 229	$9 \times 10^4$	$3 \times 10^{-4}$	0.001	$7 \times 10^{-4}$
Th 230	$5 \times 10^4$	$1 \times 10^{-5}$	$7 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-8}$
U 233	$5 \times 10^4$	$3 \times 10^{-2}$	0.06	$1 \times 10^{-4}$
U 234	$3 \times 10^4$	$7 \times 10^{-3}$	0.01	$3 \times 10^{-5}$
Np 237	$2 \times 10^5$	$9 \times 10^{-2}$	0.3	0.003
Pu 239	$6 \times 10^5$	$5 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-9}$
Största summados <sup>c)</sup>			0.4	0.007
Tid för största summados			200 000 år	500 000 år

- a) Beräknat på de mest belastade 500 åren och 10 000 MWe i 30 år  
 b) Baserat på 1% i det förglasade avfallet  
 c) Summadosen är ej lika med summan av ovanför stående tabellvärden då maxima för olika nuklider infaller vid olika tidpunkter.

Tabell 6-8 Maximala individdoser i kritisk grupp (närboende) och maximala kollektivdoser vid kapselnedbrytning efter 1 000 år. Beräkningarna gäller insjö som primär recipient.

Nuklid	Maximalt inflöde till recipient		Maximal dos	
	Tidpunkt (år)	Aktivitet (Ci/år)	Närboende (rem/30 år)	Kollektiv dos <sup>a)</sup> (manrem/MW(e)år)
Zr 93	$4 \times 10^6$	$3 \times 10^{-3}$	$2 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-6}$
Tc 99	$6 \times 10^3$	5	0.003	0.003
I 129 <sup>b)</sup>	$6 \times 10^3$	$1 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^{-5}$	0.006
Cs 135	$4 \times 10^5$	$2 \times 10^{-2}$	0.01	0.006
Ra 226	$5 \times 10^4$	$1 \times 10^{-4}$	0.003	$2 \times 10^{-4}$
Th 229	$9 \times 10^4$	$3 \times 10^{-4}$	$8 \times 10^{-5}$	$7 \times 10^{-4}$
Th 230	$5 \times 10^4$	$1 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-8}$
U 233	$5 \times 10^4$	$3 \times 10^{-2}$	0.032	$1 \times 10^{-4}$
U 234	$3 \times 10^4$	$7 \times 10^{-3}$	$5 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-5}$
Np 237	$2 \times 10^5$	$9 \times 10^{-2}$	0.01	0.003
Pu 239	$6 \times 10^5$	$5 \times 10^{-7}$	$3 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-9}$
Största summados <sup>c)</sup>			0.02	0.007
Tid för största summados			200 000 år	500 000 år

- a) Beräknat på de mest belastade 500 åren och 10 000 MWe i 30 år  
 b) Baserat på 1% i det förglasade avfallet  
 c) Summadosen är ej lika med summan av ovanför stående tabellvärden då maxima för olika nuklider infaller vid olika tidpunkter.

Tabell 6-9 Maximala individdoser i kritisk grupp (närboende) och maximala kollektivdoser vid kapselnedbrytning efter 1 000 år. Beräkningarna gäller Östersjön som primär recipient.

Nuklid	Maximalt inflöde till recipient		Maximal dos	
	Tidpunkt (år)	Aktivitet (Ci/år)	Närboende (rem/30 år)	Kollektivdos <sup>a)</sup> (manrem/MW(e)år)
Zr 93	$4 \times 10^6$	$3 \times 10^{-3}$	$6 \times 10^{-8}$	$2 \times 10^{-6}$
Tc 99	$6 \times 10^3$	5	$2 \times 10^{-5}$	0,005
I 129 <sup>b)</sup>	$6 \times 10^3$	$1 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-7}$	0,006
Cs 135	$4 \times 10^5$	$2 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-4}$	0,005
Ra 226	$5 \times 10^4$	$1 \times 10^{-4}$	$9 \times 10^{-5}$	$7 \times 10^{-5}$
Th 229	$9 \times 10^4$	$3 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-5}$
Th 230	$5 \times 10^4$	$1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-8}$	$3 \times 10^{-10}$
U 233	$5 \times 10^4$	$3 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$
U 234	$3 \times 10^4$	$7 \times 10^{-3}$	$5 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-5}$
Np 237	$2 \times 10^5$	$9 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-4}$	0,003
Pu 239	$6 \times 10^5$	$5 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-10}$	$1 \times 10^{-10}$
	Största summadosen <sup>c)</sup>		$2 \times 10^{-4}$	0,006
	Tid för största summados		200 000 år	500 000 år

a) Beräknat på de mest belastade 500 åren

b) Baserat på 1% i det förglasade avfallet

c) Summadosen är ej lika med summan av ovanför stående tabellvärden då maxima för olika nuklider infaller vid olika tidpunkter.

- beräknad kollektivdos till jordens befolkning ( $10^{10}$  människor) för de mest belastade 500 åren angiven per nuklid som manrem per MW elektrisk effekt och år. Vid beräkning av kollektivdosen uttryckt på detta sätt har antagits (i enlighet med i rapporten i övrigt) att avfallet kommer från 30 års drift av 13 reaktorer på tillsammans 10 000 MWe.
- största totala individdosen och tidpunkten för denna. Totala dosen kan ej erhållas genom summering av maxvärdena per nuklid som anges i tabellen enär dessa maxvärden inträffar vid olika tidpunkter
- största totala kollektivdosen för en 500-årsperiod.

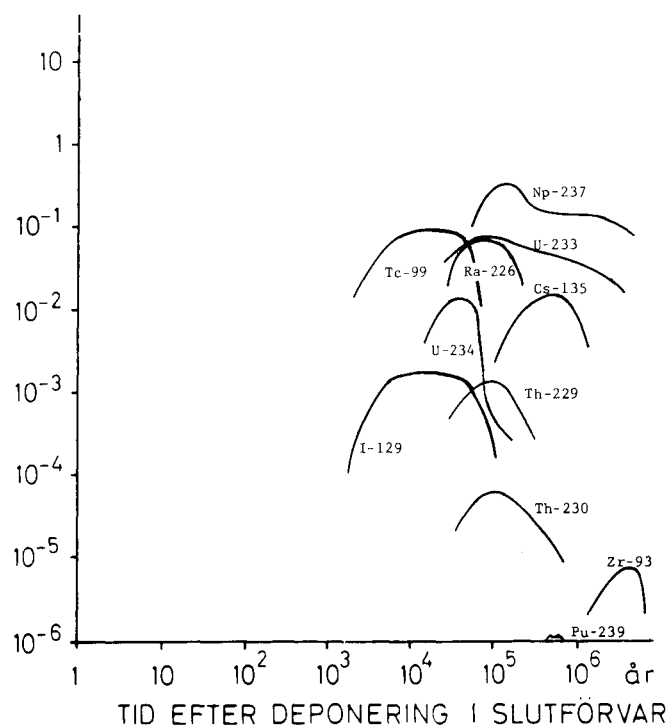
Figurerna 6-6 och 6-7 sammanfattar motsvarande resultat beträffande individdoser som funktion av tiden. Observera att skalorna är logaritmiska på båda axlarna. Figur 6-6 ger en jämförelse mellan de olika nukliderna för brunnsfallet. Figur 6-7 visar en jämförelse mellan totaldoserna för fallen brunn, insjö och Östersjön som primärrecipient.

Resultaten visar att de dominanta nukliderna i brunnsfallet är neptunium-237, uran-233, radium-226 och teknetium-99. För insjöfallet dominerar neptunium-237 och cesium-135 och likaså för Östersjöfallet. Detta gäller individdoserna. För kollektivdoserna kommer de största bidragen från jod-129, cesium-135, neptunium-237, torium-229 och teknetium-99.

Fallet brunn som primärrecipient ger som väntat de högsta beräknade individdoserna medan kollektivdosen är nära lika för olika

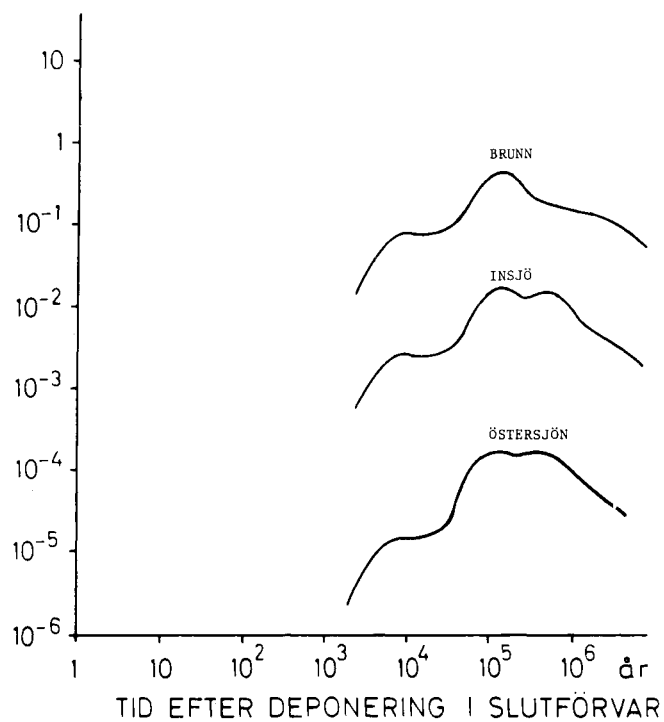


STRÅLDOS (rem/30 år)



Figur 6-6. Maximala beräknade individdoser till kritisk grupp (närboende) från olika nuklider. Beräkningarna gäller brunn som recipient och en lakningstid för glaset av 30 000 år.

STRÅLDOS (rem/30 år)



Figur 6-7. Maximala beräknade individdoser till kritisk grupp (närboende) för olika primära recipienter. Beräkningarna avser en lakningstid för glaset av 30 000 år.

antaganden om primärrecipient. Inga stråldoser uppträder förrän efter mer än 1 000 år beroende på att inkapslingen i bly-titan är tät i minst 1 000 år och att transporttiden för vatten är minst 400 år. Detta medför att de medellånglivade nukliderna strontium-90 och cesium-137 med halveringstiderna 28.1 år respektive 30.0 år hinner avklinga fullständigt. Såsom nämnts i kapitel 3.7 och framgår av figur 3-9 dominerar dessa nuklider avfallets giftighet under de första 300 åren.

Man noterar vidare att inga beräknade stråldoser erhålles från nukliderna plutonium-240, americium-241 och americium-243 med halveringstiderna 6 760, 433 respektive 7 650 år, vilka enligt figur 3-9 dominerar giftigheten under de närmast följande ca 25 000 åren. Orsaken till detta är att grundämnena americium (Am) och plutonium (Pu) på grund av sorptionseffekter fördröjs 84 000 respektive 1 100 gånger i tätt berg i förhållande till vattnet (se kapitel 6.5 och tabell 6-1). Observera dock att neptunium-237 är dotterprodukt till americium-241 (se figur 3-3 kedja  $4N+1$ ).

De tidigast uppträdande stråldoserna erhålles från de långlivade klyvningsprodukterna teknetium-99 och jod-129 med halveringstiderna 210 000 år respektive 17 miljoner år. Dessa nuklider fördröjs inte alls utan sprids med vattnets transporthastighet. Från dessa ämnen erhålles en första stegring av de beräknade stråldoserna fram till ca 6 000 år.

De långlivade klyvningsprodukterna zirkonium-93 och cesium-135 samt alla aktinider (isotoper av torium (Th), uran (U), neptunium (Np) och plutonium (Pu)) fördröjs avsevärt i förhållande till vattnet. Tillsammans ger dessa ämnen ett beräknat dosmaximum efter ca 200 000 år.

Förutom de i tabellerna återgivna kollektivdoserna för de mest belastade 500 åren har även kollektivdosen för de första 10 000 åren beräknats. För brunnsfallet erhålles ca 30 000 manrem dvs ca 0,1 manrem per MWe och år för 30 års drift av 10 000 MWe. Största bidraget kommer från teknetium-99.

### 6.9.3 Resultat för fallet initial kapselskada

I tabell 6-10 och figur 6-8 ges de viktigaste beräkningsresultaten för fallet en initialt skadad kapsel. För detta fall har endast beräknats individdoser om en brunn är primärrecipient.

Resultaten visar att de beräknade maximala stråldoserna från de nuklider som lakas ut från den initialt skadade kapseln är ca 6 000 gånger lägre än för grundfallet långsam kapselnedbrytning. Den väsentliga skillnaden mellan dessa fall är att den tidigare utlakningen av teknetium-99 och jod-129 som följer vattnets transporthastighet medför att låga halter av dessa ämnen beräknas uppträda redan efter ca 200 år. För tiden efter drygt 1 000 år kommer den långsamma nedbrytningen av alla kapslarna att ge dosbidrag som väsentligt överstiger dem från den initiala kapselskadan.

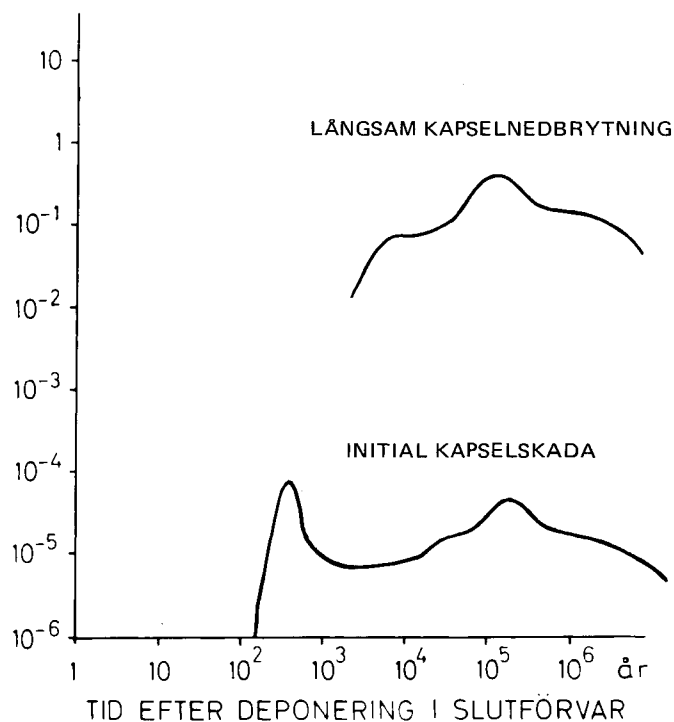
Konsekvenserna av några få initialt skadade kapslar blir i svåraste fall proportionell mot antalet. Dvs tre skadade kapslar ger tre gånger så stora beräknade dostillskott som en skadad kapsel. I normala fall torde emellertid förvarets utbredning och skador-

Tabell 6-10 Maximala individdoser i kritisk grupp (närboende) vid initial kapselskada. Beräkningarna gäller brunn som primär recipient med en glaslakningstid av 3000 år.

Nuklid	Maximalt inflöde till recipient		Maximal dos
	Tidpunkt (år)	Aktivitet (Ci/år)	Närboende (rem/30 år)
Zr 93	$4 \times 10^6$	$3 \times 10^{-7}$	$7 \times 10^{-10}$
Tc 99	400	$5 \times 10^{-3}$	$7 \times 10^{-5}$
I 129 <sup>a)</sup>	400	$1 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-6}$
Cs 135	$5 \times 10^5$	$2 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-6}$
Ra 226	$3 \times 10^4$	$2 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-5}$
Th 229	$6 \times 10^4$	$3 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-7}$
Th 230	$3 \times 10^4$	$2 \times 10^{-9}$	$8 \times 10^{-9}$
U 233	$1 \times 10^5$	$5 \times 10^{-6}$	$9 \times 10^{-6}$
U 234	$3 \times 10^4$	$4 \times 10^{-6}$	$7 \times 10^{-6}$
Np 237	$2 \times 10^5$	$1 \times 10^{-5}$	$4 \times 10^{-5}$
Pu 239	$5 \times 10^5$	$1 \times 10^{-11}$	$3 \times 10^{-11}$
Största summadosen <sup>b)</sup>			$7 \times 10^{-5}$
Tid för största summados			400 år

- a) Baserat på 1% i det förglasade avfallet  
 b) Summadosen är ej lika med summan av ovanstående tabellvärden då maxima för olika nuklider infaller vid olika tidpunkter.

STRÅLDOS (rem/30 år)



Figur 6-8. Maximala beräknade individdoser till kritisk grupp (närboende) för de två huvudfallen av kapselbrott. Primär recipient är brunn. Kapselbrotten är dels långsam nedbrytning av kapslarna under 1 000 – 6 000 år, dels initial skada på en kapsel.

nas slumpmässighet medföra att konsekvenserna lokalt är oberoende av antalet skadade kapslar.

#### 6.9.4 Variationsanalys

I det följande diskuteras de viktigaste av de ingångsdata vilkas värden är väsentliga för de ovan redovisade resultaten. Som exempel används i regel fallet med brunn som primärrecipient vilket är det som visat sig ge de högsta beräknade stråldoserna. Genomgången görs i ordning som ansluter sig till flödesschemat för beräkningsgången i figur 6-5.

#### Innehållet av radioaktiva ämnen

Samtliga beräkningsresultat för en viss nuklid är vid i övrigt oförändrade förutsättningar nära nog proportionella mot halten av nukliden i avfallet. Denna påverkas bl a av två faktorer som är viktiga i detta sammanhang, nämligen

- tid från uttag av bränsle ur reaktorn till upparbetning
- avskiljningsgraden av uran och plutonium samt vissa klyvningsprodukter vid upparbetningen

I beräkningarna har antagits att 0.1 % uran, 0.5 % plutonium och 1 % jod-129 medföljer det högaktiva avfallet. Som framgår av kapitel 3 är värdet för uran sannolikt något för lågt valt men detta saknar i stort sett betydelse för resultaten. En ökning till 0.5 % uran uppskattas höja halten av (och dosen från) uran-234 och radium-226 med ca 30 %. Plutoniumhalten i avfallsströmmen är av större betydelse. Här har försiktigtvis antagits ett värde på 0.5 % plutonium vilket ligger över förväntade värden och erfarenhetsvärden. (Se kapitel 3.4).

Upparbetning antages ske 10 år efter uttag av bränslet ur reaktorn. Av de betydelsefulla nukliderna påverkas framför allt neptunium-237 som bildas dels direkt genom neutronabsorption och dels via sönderfall av plutonium-241 med 14.6 års halveringstid. Vid upparbetning efter 3 år minskar halten (och dosen) av neptunium-237 med ca 20 % och vid upparbetning efter mycket lång tid ökar den med högst 75 % (Se kap 3.5).

#### Kapselns livslängd

I grundfallet har antagits en kapsellivslängd på 1 000 år. Vissa av de experter som bedömt den tid som kapseln är helt tät anser att livslängden är minst 500 år. En jämförelse mellan fallen initial kapselskada i tabell 6-10 och långsam kapselskada efter 1 000 år visar att den väsentliga skillnaden vid olika livslängd hos kapseln är en förskjutning av tiden för beräknade stråldoser från teknetium-99 och jod-129. Orsaken är den långa vattentransporttiden och fördröjningen av övriga ämnen i förhållande till vatten. Nukliderna strontium-90 och cesium-137 hinner avklinga under den tid som åtgår för transporten till primärrecipienten.

Så länge kapslarna är helt täta utgör de således en redundant barriär mot spridning av de medellånglivade avfallsprodukterna.

Om kapslarna förblir täta under 100 000 år eller mer ger de även ett redundant skydd mot americium-241, -243 samt plutonium-240, -239.

### Glasutlakningshastigheten

I tabell 6-11 visas hur olika antaganden om glasutlakningshastigheten påverkar maximala inflödet av nuklider till primärrecipienten. Fyra olika utlakningstider illustreras, nämligen 3 000, 30 000, 300 000 och 3 miljoner år. De två första är de som använts i fallen initial kapselskada respektive långsam kapselnedbrytning. Det sista värdet är beräknat enligt kapitel 6.3.10 - 11 för att illustrera möjlig utlakning med hänsyn till genomströmmande vattenmängd.

Tabell 6-11 Maximalt inflöde till primär recipient enligt GETOUT-körningar, med varierande lakningstid. I tabellen anges tidpunkt för koncentrationsmaximum. Kapselbrott har antagits ske efter 1000 år och inflödet anges per skadad kapsel.

Nuklid	$T_{lak} = 3000$ år		$T_{lak} = 30\ 000$ år		$T_{lak} = 300\ 000$ år		$T_{lak} = 3\ 000\ 000$ år	
	$C_{max}$ (Ci/år)	$T_{max}$ (år)	$C_{max}$ (Ci/år)	$T_{max}$ (år)	$C_{max}$ (Ci/år)	$T_{max}$ (år)	$C_{max}$ (Ci/år)	$T_{max}$ (år)
Zr 93	$3.1 \times 10^{-7}$	$4.0 \times 10^6$	$3.1 \times 10^{-7}$	$3.9 \times 10^6$	$2.8 \times 10^{-7}$	$4.1 \times 10^6$	$6.8 \times 10^{-8}$	$4.5 \times 10^6$
Tc 99	$4.7 \times 10^{-3}$	$3.7 \times 10^3$	$4.7 \times 10^{-4}$	$3.8 \times 10^3$	$4.7 \times 10^{-5}$	$3.8 \times 10^3$	$4.7 \times 10^{-6}$	$4.0 \times 10^3$
I 129 <sup>a)</sup>	$3.8 \times 10^{-7}$	$3.8 \times 10^3$	$3.8 \times 10^{-8}$	$3.8 \times 10^3$	$3.8 \times 10^{-9}$	$3.8 \times 10^3$	$3.8 \times 10^{-10}$	$3.8 \times 10^3$
Cs 135	$2.4 \times 10^{-6}$	$4.6 \times 10^5$	$2.3 \times 10^{-6}$	$4.2 \times 10^5$	$7.4 \times 10^{-7}$	$5.2 \times 10^5$	$7.4 \times 10^{-8}$	$5.3 \times 10^5$
Ra 226	$1.7 \times 10^{-8}$	$2.8 \times 10^4$	$1.1 \times 10^{-8}$	$5.4 \times 10^4$	$2.8 \times 10^{-9}$	$2.2 \times 10^5$	$2.8 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^5$
Th 229	$2.7 \times 10^{-8}$	$6.4 \times 10^4$	$2.6 \times 10^{-8}$	$8.5 \times 10^4$	$1.3 \times 10^{-8}$	$3.3 \times 10^5$	$1.4 \times 10^{-9}$	$5.3 \times 10^5$
Th 230	$1.6 \times 10^{-9}$	$2.8 \times 10^4$	$1.4 \times 10^{-9}$	$5.4 \times 10^4$	$3.7 \times 10^{-10}$	$2.2 \times 10^5$	$3.7 \times 10^{-11}$	$2.1 \times 10^5$
U 233	$4.8 \times 10^{-6}$	$1.4 \times 10^5$	$3.2 \times 10^{-6}$	$5.4 \times 10^4$	$1.5 \times 10^{-6}$	$3.0 \times 10^5$	$1.6 \times 10^{-7}$	$5.2 \times 10^5$
U 234	$3.8 \times 10^{-6}$	$2.5 \times 10^4$	$7.2 \times 10^{-7}$	$3.1 \times 10^4$	$7.2 \times 10^{-8}$	$3.0 \times 10^4$	$7.2 \times 10^{-9}$	$3.0 \times 10^4$
Np 237	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.6 \times 10^5$	$8.7 \times 10^{-6}$	$1.7 \times 10^5$	$1.2 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^5$	$1.2 \times 10^{-7}$	$1.9 \times 10^5$
Pu 239	$1.2 \times 10^{-11}$	$4.7 \times 10^5$	$4.8 \times 10^{-11}$	$5.5 \times 10^5$	$5.0 \times 10^{-12}$	$5.5 \times 10^5$	$5.5 \times 10^{-13}$	$5.5 \times 10^5$

a) Baserat på 3% i det förglasade avfallet.

För nuklider som transporteras lika snabbt som vattnet (teknetium-99 och jod-129) blir inflödet proportionellt mot lakningshastigheten. För nuklider som fördröjs kraftigt jämfört med vattnet erhålles däremot ett mer komplicerat beroende av lakningshastigheten. Exempel är t ex cesium-135 med 3 miljoner år halveringstid och en fördröjningsfaktor på 840 i tätt berg. För denna erhålles följande inflöden och ändringar av dessa för de fyra fallen.

Utlakningstid	Inflöde	Ändring
3 000 år	$2.4 \cdot 10^{-6}$	
30 000 år	$2.3 \cdot 10^{-6}$	-4 %
300 000 år	$7.4 \cdot 10^{-7}$	-68 % (faktor 3)
3 miljoner år	$7.4 \cdot 10^{-8}$	-90 % (faktor 10)

Utlakningstiden 3 miljoner år sänker inflödet och därmed doserna för alla de mer betydelsefulla nukliderna med en faktor 20 eller mer i förhållande till det för grundfallet använda värdet 30 000 år. Högsta sammanlagda dosen minskar en faktor 60. Se tabell 6-12.

Tabell 6-12 Maximala individdoser i kritisk grupp (närboende) och maximala kollektivdoser vid kapselnedbrytning efter 1000 år. Beräkningarna gäller brunn som primär recipient med en glaslakningstid av 3 miljoner år.

Nuklid	Maximalt inflöde till recipient		Maximal dos	
	Tidpunkt (år)	Aktivitet (Ci/år)	Närboende (rem/30 år)	Kollektivdos <sup>a)</sup> (manrem/MW(e)år)
Zr 93	$5 \times 10^6$	$7 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-6}$	$4 \times 10^{-7}$
Tc 99	$1 \times 10^4$	$5 \times 10^{-2}$	$7 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-5}$
I 129 <sup>b)</sup>	$1 \times 10^4$	$1 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-5}$	$6 \times 10^{-5}$
Cs 135	$5 \times 10^5$	$7 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-4}$
Ra 226	$2 \times 10^5$	$3 \times 10^{-6}$	0,002	$6 \times 10^{-6}$
Th 229	$5 \times 10^5$	$1 \times 10^{-5}$	$7 \times 10^{-5}$	$4 \times 10^{-5}$
Th 230	$2 \times 10^5$	$4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^{-10}$
U 233	$5 \times 10^5$	$2 \times 10^{-3}$	0,003	$5 \times 10^{-6}$
U234	$4 \times 10^4$	$7 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-7}$
Np 237	$2 \times 10^5$	$1 \times 10^{-3}$	0,004	$5 \times 10^{-5}$
Pu 239	$6 \times 10^5$	$6 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^{-8}$	$2 \times 10^{-11}$
Största summadosen <sup>c)</sup>			0,007	$2 \times 10^{-4}$
Tid för största summados			200 000 år	600 000 år

a) Beräknat på de mest belastade 500 åren

b) Baserat på 1% i det förglasade avfallet

c) Summadosen är ej lika med summan av ovanstående tabellvärden då maxima för olika nuklider infaller vid olika tidpunkter.

En kortare utlakningstid än 30 000 år kan ej förväntas med hänsyn till det begränsade vattenflödet.

### Transporttiden i berg

De olika nuklidernas transporttider i berg sammansätts av vatten-transporttiden 400 år och fördröjningsfaktorn enligt tabell 6-1. Enligt geologiavsnittet är det icke osannolikt att man kan finna platser där man har väsentligt längre vattentransporttider till primärrecipienten. Tiden 10 000 år nämns som ett rimligt värde.

De använda fördröjningsfaktorerna baserar sig på mätningar. Vissa förhållanden vid dessa mätningar medför att man för ämnena plutonium och neptunium sannolikt erhåller för små-fördröjningsfaktorer (se 6.5).

Tabellen 6-13 illustrerar effekten av olika antagna nuklidtransporttider för intervallet 1 000 till 1 miljon år. Endast för de nuklider där transporttiden i grundfallet är väsentligt längre än

Tabell 6-13 Parameterstudie av individdoser i kritisk grupp vid långsam kapselnedbrytning för olika totala nuklidtransporter till primär recipient. Alternativ brunn. Glaslakningstid 30 000 år.

Nuklid	Maximal viktad helkroppsdos (rem/30 år)				
	10 <sup>3</sup> år	10 <sup>4</sup> år	3 x 10 <sup>4</sup> år	10 <sup>5</sup> år	10 <sup>6</sup> år
Tc 99	<u>6 x 10<sup>-2</sup></u>	<u>6 x 10<sup>-2</sup></u>	6 x 10 <sup>-2</sup>	5 x 10 <sup>-2</sup>	2 x 10 <sup>-3</sup>
I 129 <sup>a)</sup>	<u>2 x 10<sup>-3</sup></u>	<u>2 x 10<sup>-3</sup></u>	2 x 10 <sup>-3</sup>	2 x 10 <sup>-3</sup>	2 x 10 <sup>-3</sup>
Cs 135	5 x 10 <sup>-2</sup>	5 x 10 <sup>-2</sup>	5 x 10 <sup>-2</sup>	<u>5 x 10<sup>-2</sup></u>	<u>4 x 10<sup>-2</sup></u>
Ra 226	8 x 10 <sup>-2</sup>	0.2	<u>0.5</u>	<u>0.9</u>	0.2
Th 229	8 x 10 <sup>-3</sup>	3 x 10 <sup>-2</sup>	<u>0.1</u>	<u>0.3</u>	0.8
Th 230	1 x 10 <sup>-3</sup>	2 x 10 <sup>-3</sup>	<u>4 x 10<sup>-3</sup></u>	<u>8 x 10<sup>-3</sup></u>	<u>2 x 10<sup>-3</sup></u>
U 233	1 x 10 <sup>-2</sup>	2 x 10 <sup>-2</sup>	<u>5 x 10<sup>-2</sup></u>	<u>0.1</u>	<u>0.3</u>
U 234	5 x 10 <sup>-3</sup>	5 x 10 <sup>-3</sup>	<u>5 x 10<sup>-3</sup></u>	<u>4 x 10<sup>-3</sup></u>	<u>5 x 10<sup>-4</sup></u>
Np 237	0.7	0.7	0.7	<u>0.7</u>	<u>0.5</u>
Pu 239	4	4	3	<u>0.5</u>	<u>3 x 10<sup>-7</sup></u>
Pu 240	3	1	0.2	<u>2 x 10<sup>-4</sup></u>	<u>3 x 10<sup>-9</sup></u>
Am 241	0.4	0.1	3 x 10 <sup>-2</sup>	1 x 10 <sup>-4</sup>	<u>0</u>
Am 243	13	5	1	3 x 10 <sup>-3</sup>	<u>4 x 10<sup>-7</sup></u>

a) baserat på 1 % i det förglasade avfallet

Not: Hypotetiska nuklidtransporttider. Understrukna värden anger intervall för förväntade värden med hänsyn till beräknad transporttid. Dosvärdena i denna tabell baserar sig ej på inflöden som beräknats med GETOUT. De avviker därför i flera fall avsevärt från motsvarande värden i tabell 6 - 7 eftersom ingen hänsyn tagits till sönderfall eller uppbyggnad från modernuklider under transporttiden.

nuklidens halveringstid erhålles drastiska ändringar i beräkningsresultaten. För att illustrera detta har i tabellen medtagits beräkningsvärden för relativt korta transporttider för nukliderna plutonium-239, plutonium-240, americium-241 och americium-243. Transporttiden för plutonium är i grundfallet 400 000 år och för americium 34 miljoner år. De hålles således effektivt kvar av berget. För att erhålla nämnvärda beräknade doser från americium-isotoperna krävs att dess transporttid är minst en faktor 1 000 kortare. För plutonium krävs en minskning av transporttiden med en faktor 10. Tillgänglig experimentell information tyder på att de nämnda transporttiderna för plutonium snarast är räknade i underkant.

### Primärrecipient

Skillnaden mellan olika primärrecipienter illustreras av tabellerna 6-7, 6-8 och 6-9 och av figur 6-7. Den maximala beräknade individdosen för brunnsfallet är ca 20 gånger större än för in-

sjöfallet som i sin tur är ca 100 gånger högre än i Östersjöfallet. Brunnsfallet bedöms vara ganska osannolikt. Om slutförvaret förläggs nära kusten är Östersjöfallet det troligaste. Om det å andra sidan förläggs i inlandet så bör det finnas goda möjligheter att orientera slutförvaret så att primärrecipienten blir en insjö.

### Exponeringsvägar

Den dominerande exponeringsvägen i brunnsfallet är via dricksvatten (neptunium-237, uran-233, radium-226 och teknetium-99). För cesium-135 blir fisk dominant, och för jod-129 erhålls bidrag från kött, dricksvatten och mjölk. Kött bidrager också en del till dosen från neptunium-237. I insjöfallet blir dosen från fiskkonsumtion dominant för flera nuklider (se kapitel 6.8). Fiskkonsumtionen har antagits vara 50 kg/år vilket är mer än dubbla den genomsnittliga konsumtionen i Sverige. Valet av anrikningsfaktorer för olika nuklider grundar sig på tillgängliga uppgifter i litteraturen. De är variabla beroende på sjötyp (salthalt och spårmetaller) och fisksort. För cesium varierar anrikningsfaktorn mellan 500 och 10 000. För beräkningarna har valts 2 000. För radium anges anrikningsfaktorer i marin miljö mellan 15 och 60. Svenska resultat för insjöar antyder en anrikning lägre än 10. I beräkningarna har använts värdet 15 för insjövattnet och 50 för havsvattnet.

Ändringar i kostvanor och levnadssätt synes inte kunna öka de individuella stråldoserna med hänsyn till hur de uppstår. Kollektivdoserna kan däremot öka om en tätort anläggs i anslutning till inflödet i den primära recipienten.

Effekterna av torrläggning av recipienterna (även Östersjön), vilket kan ske vid landhöjning, har beaktats. Torium-229 och cesium-135 sedimenterar i viss utsträckning och kan ge en viss ökning av strålningen. (Se kapitel 6.8.)

### Beräkningskontroll

Flera av de viktigaste resultaten från datorkörningarna med de i figur 6-5 nämnda datorprogrammen har kontrollerats genom beräkningar med oberoende metoder. Härvid har god överensstämmelse mellan resultaten erhållits. En enkel kontroll kan göras på det sätt som anges i tabell 6-14.

Första raden anger källstyrkan som erhålles ur tabeller i /3-1/. Med hjälp av utlakningshastigheten per år och nuklidtransporttiden kan man sedan beräkna ett inflöde till primärrecipienten. Detta anges i andra raden som sedan kan jämföras med motsvarande värden från GETOUT-modellen. För vissa nuklider t ex teknetium-99 och jod-129 erhålles därvid god överensstämmelse medan för andra, t ex radium-226 är skillnaden betydande. Detta beror på att modernukliderna torium-230 och uran-234 fördröjs avsevärt mer än radium-226. Allt radium-226 når därigenom ej fram till primärrecipienten utan endast den del som kommer från sådant torium, som finns i eller nära recipienten.

Utgående från inflödena och spädningsmängden i recipienten beräknas koncentrationen och intaget per år. Med hjälp av tabellerna



Tabell 6-14 Sammanställning över förenklade beräkningar av stråldoser till närboende för de mest dominanta nukliderna

Parameter	NUKLID						
	Tc 99	I 129	Cs 135	Ra 226	Th 229	U 233	Np 237
Källstyrka 10 000 kapslar (max inom 30 000 år), Ci (se ref /3-1/)	140 000	3,8 <sup>a)</sup>	2500	20	500	750	6400
Utlakningstid 30 000 år (max inflöde i recipient, Ci/år) (Se kap 6.3)	4.7	$1.3 \times 10^{-4}$	0.083	$6.7 \times 10^{-4}$	0.017	0.025	0.21
Maximalt inflöde enligt GETOUT, Ci/år (se tabell 6-7)	4.7	$1.3 \times 10^{-4}$	$2.3 \times 10^{-2}$	$1.1 \times 10^{-4}$	$2.6 \times 10^{-4}$	$3.2 \times 10^{-2}$	$8.7 \times 10^{-2}$
Till recipient området (50 %)	2.4	$6.5 \times 10^{-5}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$5.5 \times 10^{-5}$	$1.3 \times 10^{-4}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$4.4 \times 10^{-2}$
Recipient	BRUNN	BRUNN	INSJÖ (+ BRUNN) f)	BRUNN	BRUNN	BRUNN	BRUNN
- spädning, m <sup>3</sup> /år (se kap 6.7)	$5 \times 10^5$	$5 \times 10^5$	$2.5 \times 10^7$	$5 \times 10^5$	$5 \times 10^5$	$5 \times 10^5$	$5 \times 10^5$
- koncentration Ci/m <sup>3</sup>	$4.7 \times 10^{-6}$	$1.3 \times 10^{-10}$	$4.8 \times 10^{-10}$	$1.1 \times 10^{-10}$	$2.6 \times 10^{-10}$	$3.2 \times 10^{-8}$	$8.7 \times 10^{-8}$
Exponeringsväg	VATTEN <sup>c)</sup>	VATTEN	FISK <sup>d)</sup> e)	VATTEN	VATTEN	VATTEN	VATTEN
- relativ betydelse, % (se tabell 6-4, 6-5)	49	26	65 <sup>b)</sup>	60	88	83	78
- halt Ci/kg	$4.7 \times 10^{-9}$	$1.3 \times 10^{-13}$	$9.6 \times 10^{-10}$	$1.1 \times 10^{-13}$	$2.6 \times 10^{-13}$	$3.2 \times 10^{-11}$	$8.7 \times 10^{-11}$
Intag Ci/år	$2.1 \times 10^{-6}$	$5.7 \times 10^{-11}$	$4.8 \times 10^{-8}$	$4.8 \times 10^{-11}$	$1.1 \times 10^{-10}$	$1.4 \times 10^{-8}$	$3.8 \times 10^{-8}$
Dosomvandlingsfaktor, rem/Ci (se tabell 6-2)	$5.5 \times 10^2$	$3.4 \times 10^5$	$7.3 \times 10^3$	$2.8 \times 10^7$	$3.4 \times 10^5$	$1.1 \times 10^5$	$2.0 \times 10^5$
Individdos, rem/år	$1.2 \times 10^{-3}$	$1.9 \times 10^{-5}$	$3.5 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$3.7 \times 10^{-5}$	$1.5 \times 10^{-3}$	$7.6 \times 10^{-3}$
rem/30 år	$3.6 \times 10^{-2}$	$5.7 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$3.9 \times 10^{-2}$	$1.1 \times 10^{-3}$	$4.5 \times 10^{-2}$	0.23
Total individdos (inkl övriga exponeringsvägar) rem/30 år	0.07	$2.2 \times 10^{-3}$	$1.6 \times 10^{-2}$	0.07	$1.3 \times 10^{-3}$	0.05	0.29
Beräkning med BIOPATH, rem/30 år (se tabell 6-7 och 6-8)	0.07	$2.2 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-2}$	0.07	$1.4 \times 10^{-3}$	0.06	0.03

a) baserat på 1 % i avfallet

c) konsumtion 440 l/år

b) exponering sker dels via fisk från insjön 65% och dels via brunns-vatten 35%

d) konsumtion 50 kg/år

e) anriktningsfaktor 2000

innehållande exponeringsvägarnas relativa betydelse (6-4, 6-5 och 6-6) och dosomvandlingsfaktorerna (tabell 6-2) erhålls individdoserna (viktad helkroppsdos). Dessa jämföres sedan med BIOPATH-resultaten från tabell 6-7 och 6-8.

### 6.9.5 Slutsatser

Den föregående analysen visar att följande faktorer är av stor betydelse för säkerheten mot långsam spridning av radioaktiva ämnen från slutförvaret:

- tätt berg med låg vattengenomströmning
- lång strömningstid för vattnet till närmaste primärrecipient
- sorption av vissa radioaktiva ämnen i bergsprickor med strömmande vatten
- låg utlakningshastighet hos avfallsglasat
- lång livslängd hos bly-titan-inkapslingen

- gynnsamt geografiskt och topografiskt läge med avseende på utspädningen av de ämnen som eventuellt läcker ut till primärrecipienten.

Analysen visar också att alla dessa förhållanden icke måste vara förhållanden samtidigt. För det analyserade grundfallet har gjorts en rad försiktiga antaganden som bidrar till en överskattning av de beräknade stråldoserna. De viktigaste av dessa antaganden är:

- glasutlakningshastigheten har beräknats på basis av experimentella undersökningar med i princip obegränsad vattengenomströmning. I slutförvaret förväntas utlakningen bli avsevärt lägre på grund av låg vattengenomströmning. Preliminära analyser antyder en överskattning på omkring en faktor 100 i mängd utlösta ämnen per år (se avsnitt 6.3)
- fördröjningen av ämnena neptunium och plutonium har beräknats med fördröjningsfaktorer som sannolikt är åtminstone en faktor 10 mindre än vad man kan vänta sig i bergsprickor (se avsnitt 6.5)
- strömningstiden i tätt berg för vatten från slutförvaret till primärrecipienten har satts till 400 år. Åldersbestämningar av grundvatten pekar på att strömningstiden är avsevärt längre. Värdet 10 000 år har nämnts som rimligt värde vid lämplig lokalisering av slutförvaret
- den antagna primärrecipienten, en brunn, antages belägen så att den ger en förhållandevis begränsad utspädning av eventuellt utläckande ämnen.

För att belysa graden av överskattning i beräknade doser för brunnsfallet har gjorts en beräkning med glasutlakningstiden 3 miljoner år, vattenströmningstiden 10 000 år och fördröjningsfaktorerna för neptunium och plutonium ökade med en faktor 10. Resultatet framgår av tabell 6-15 och skall jämföras med tabell 6-7 och 6-12.

Följande slutsatser kan dras av den redovisade analysen:

- 1 Långsam spridning av de radioaktiva ämnena från ett slutförvar kan ej ge några stråldoser till närboende förrän tidigast efter drygt 1 000 år.
- 2 Maximala beräknade stråldosen till en närboende individ överstiger ej 0.4 rem på 30 år. Sannolikt blir maximala dosen åtminstone en faktor 100 lägre.
- 3 Maximala beräknade dosen till närboende individer inträffar först efter ca 200 000 år eller senare.
- 4 En initial skada på några enstaka behållare ger inga mätbara stråldoser.
- 5 Kollektivdosen till jordens totala befolkning under den mest belastade 500-årsperioden beräknas till knappt en hundraleds manrem per MWe och år (=driftår för reaktor).

Tabell 6-15 Maximala individdoser i kritisk grupp (närboende) vid kapselnedbrytning efter 1000 år. Beräkningarna gäller brunn som primär recipient med en glaslakningstid av 3 miljoner år, 10 000 år vattentransporttid och 10 gånger ökad fördröjning för neptunium och plutonium.

Nuklid	Maximalt inflöde till recipient		Maximal dos
	Tidpunkt (år)	Aktivitet (Ci/år)	Närboende (rem/30 år)
Zr 93	-	0	0
Tc 99	$1.6 \times 10^4$	$5 \times 10^{-2}$	$7 \times 10^{-4}$
I 129 <sup>a)</sup>	$1.6 \times 10^4$	$1 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-5}$
Cs 135	$8 \times 10^6$	$2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-5}$
Ra 226	$6 \times 10^5$	$9 \times 10^{-7}$	$5 \times 10^{-4}$
Th 229	$3 \times 10^6$	$6 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^{-5}$
Th 230	$6 \times 10^5$	$1 \times 10^{-7}$	$6 \times 10^{-7}$
U 233	$5 \times 10^6$	$8 \times 10^{-4}$	0,001
U 234	$5 \times 10^5$	$2 \times 10^{-5}$	$4 \times 10^{-5}$
Np 237	$3 \times 10^6$	$3 \times 10^{-5}$	$9 \times 10^{-5}$
Pu 239	-	0	0
		b)	
		Största summadosen	0.001
		Tid för största summados	5 miljoner år

- a) Baserat på 1% i det förglasade avfallet
- b) Summadosen är ej lika med summan av ovanstående tabellvärden då maxima för olika nuklider infaller vid olika tidpunkter.

## 7 INVERKAN AV EXTREMA HÄNDELSE

### 7.1 BERGGRUNDRÖRELSER

#### 7.1.1 Allmänt

Berggrundsrörelser av nämnvärd omfattning skulle kunna skada ett slutförvar, dels genom att skapa nya vägar för grundvattenströmningen, dels genom att skada kapslarna. Begränsade skador på kapslarna ändrar inte förutsättningarna för säkerhetsanalysen eftersom ett fall med s k initial kapselskada har beaktats.

Inom KBS-projektet har genomförts ett flertal utredningar med syfte att belysa sannolikheten för sådana berggrundsrörelser, som kan påverka säkerheten hos ett slutförvar.

Den seismiska aktiviteten i Sverige är mycket låg och jordbävningar, som givit upphov till större skador är heller inte kända.

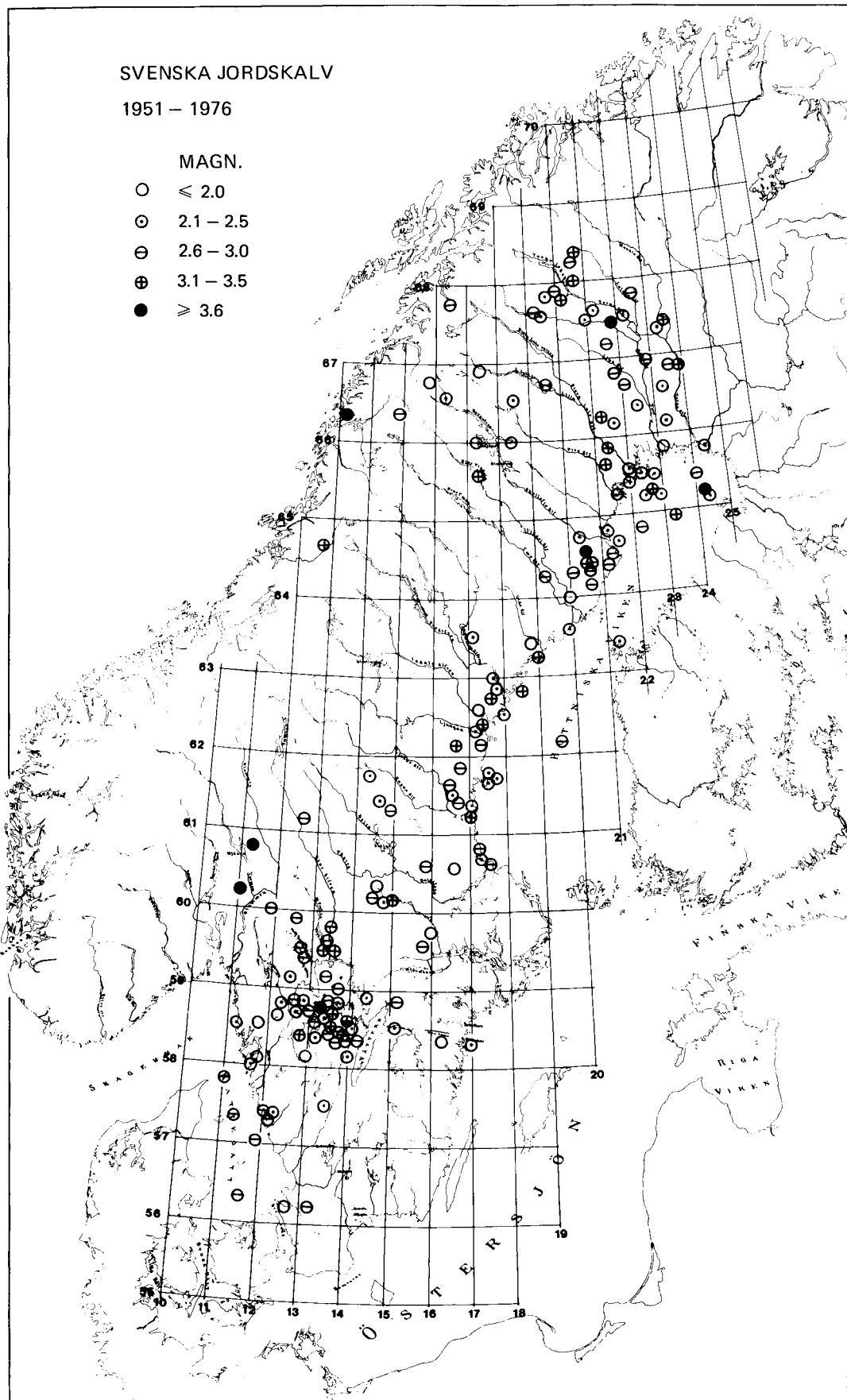
De förkastningar som iakttagits i den svenska berggrunden är väsentligen resultatet av omkring 1800 miljoner års tektoniska och seismiska händelser, där rörelsen under perioder på 1000 år är av storleksordningen några mm. Inom områden med speciella rörelse-zoner har dock större förkastningsrörelser iakttagits. Under senare tid har några fall av sentida och snabbare förkastningsrörelser observerats och redovisats /7-1, 7-2, 7-3/, exempelvis i nordvästra Skåne och i Norrbotten. Landhöjningen som följde på inlandsisens avsmältning och fortfarande pågår torde vara den primära orsaken till dessa sentida berggrundsrörelser /7-4/.

Berggrundsrörelserna har närmare behandlats i kapitel II:7.

Möjligheterna för en ny nedisning av landet diskuteras i kapitel II:7.7. Det bedöms att en ny istid inte kan påverka slutförvarets integritet.

#### 7.1.2 Jordbävningar

På uppdrag av KBS har seismologiska institutionen vid Uppsala universitet gjort en sammanställning av tillgängliga data rörande svenska jordbävningar /7-5/. Uppgifterna är hämtade dels från tidigare av Båth gjorda sammanställningar /7-11/, som bygger på befolkningens subjektiva iakttagelser, dels från senare års instrumentella observationer. De senare, som återges i fig 7-1, visar att den seismiska aktiviteten i Sverige är koncentrerad



Figur 7-1. Registrerade jordskalv i Sverige under tiden 1951 – 1976. (Professor Markus Båth, Seismologiska institutionen vid Uppsala universitet).

till vissa bälten. Utanför dessa bälten finns stora områden, där någon seismisk aktivitet inte observerats. Magnituder över 3,5 är sällsynta även inom de mest aktiva områdena.

I /7-5/ uppskattas följande samband mellan magnitud och förskjutningens storlek

Magnitud	Förskjutning
3,5	0,3 cm
4,0	0,6 cm
4,5	1,5 cm
5,0	3,6 cm

### 7.1.3 Uppkomst av nya sprickor och konsekvenser härav

Den svenska berggrunden uppvisar ett mönster av sprickzoner av olika storleksordning /7-3/. Som framhålles i kapitel II:7 visar geologiska observationer, att nya sprickor och förkastningar kommer att lokaliseras till äldre befintliga svaghetszoner. Detta gäller oberoende av om de yttre krafter, som orsakar rörelserna, har tektonisk eller glacialt ursprung. Enkelt uttryckt motsvarar detta det självklara förhållandet att den svagaste länken i en kedja brister. Spännings- och deformationstillstånden i en bergmassa, som utsätts för yttre krafter, har belysts i en studie som bekräftar dessa slutsatser /7-7/.

En utredning rörande sannolikheten för att ett slutförvar skall beröras av en förkastningsrörelse har genomförts på uppdrag av KBS /7-6/. Där konstateras att denna sannolikhet för ett förvar med storleken en kvadratkilometer är mindre än  $10^{-9}$  per år för landet i medeltal.

I en särskild studie har analyserats hur vertikala bergförskjutningar av olika storlek påverkar långa kapslar som lagras horisontellt i lerfyllda tunnlår /7-8/. Däri visas att förskjutningen måste vara flera dm för att lermaterialets tätande förmåga skall äventyras. Påkänningarna i kapselmaterialet blir dock betydande redan vid förskjutningar på några cm. Om kapslarna som här föreslås lagras vertikalt i borrhål reduceras förskjutningens inverkan på påkänningarna i kapselmaterialet.

### 7.1.4 Betydelse för slutförvarets säkerhet

Sammanfattningsvis har de av KBS genomförda studierna av berggrunds-rörelser som menligt kan påverka säkerheten visat

- att sannolikheten för sådana rörelser i den svenska berggrunden är synnerligen låg
- att inom områden som omges men inte genomkorsas av sprickzoner är sannolikheten utomordentligt låg för att nya strömningvägar (bergsprickor) skall öppnas
- att bergpartier som vid utförandet av slutförvaret visar sig ha hög sprickfrekvens inte bör utnyttjas för förvaring
- att varken föreslagna buffertskikt eller kapsel skadas även om för svenska förhållanden betydande jordskalv skulle beröra slutförvaret

Risken för en skada på en del av slutförvaret till följd av berggrundsrörelser är sålunda utomordentligt låg och torde ligga i området en gång på många miljoner år. Om den trots allt skulle inträffa så drabbas sannolikt endast några procent av kapslarna och konsekvensen bedöms ej bli allvarligare än för fallet långsam nedbrytning av kapslarna.

## 7.2 METEORITNEDSLAG

Om en meteorit skulle träffa jordytan mitt över ett slutförvar uppstår en krater som skulle kunna försvaga den geologiska barriären eller i värsta fall eliminera den helt.

Enligt Hartman /7-9/ som behandlat meteoritnedslag som inträffat under två miljarder år, är sannolikheten för meteoritnedslag som på en bestämd yta av  $1 \text{ km}^2$  ger ett kraterdjup av ca 100 m omkring  $10^{-13}$  per år. Den historiska erfarenheten torde även utgöra en subjektiv bekräftelse på att meteoritnedslag inte är en risk som behöver beaktas i detta sammanhang.

## 7.3 KRIGSHANDLINGAR OCH SABOTAGE

I de långa tidsperspektiv som är aktuella för slutförvaringen kan krigshandlingar ej hänföras till "extrema händelser". Däremot får det anses extremt att krigshandlingar skall leda till allvarliga konsekvenser för säkerheten hos ett slutgiltigt tillslutet slutförvar på ca 500 m djup i den svenska berggrunden.

Markdetonationer av kärnladdningar på 10-50 megaton ger upphov till kratrar i berget med djup av storleksordningen 110-180 m /7-10/. Den geologiska barriären genombryts sålunda inte men kan väl försvagas. Detta får dock i en sådan situation anses vara av underordnad betydelse då eventuella utsläpp från slutförvaret endast motsvarar en bråkdel av den radioaktivitet från bomben, som under långa tider kommer att kvarligga inom området.

Skador på slutförvaret och inkapslingsstationen under uppfyllnadsskedet är givetvis tänkbara. Sannolikheten är dock låg, då dessa anläggningar inte torde blir primära mål för militära aktioner. Konsekvenserna av bombträffar och liknande blir också begränsade jämfört med de situationer som blir en följd av krigshandlingar i övrigt.

Under de skeden då mellanlagring, inkapsling och uppfyllnad av slutförvaret pågår förutses ett sabotageskydd i enlighet med avsnitt III:7.4. Sedan slutförvaret blivit definitivt stängt är verkningsfulla sabotagehandlingar uteslutna.

Jämfört med andra objekt som erfarenhetsmässigt har varit aktuella för sabotagehot i utpressningssyfte torde här behandlade anläggningar vara mindre attraktiva för potentiella sabotörer och närmast jämförbara med annan industri där man hanterar miljöfarligt material.

## 7.4 FRAMTIDA MÄNSKLIGA INGREPP

Det är tänkbart att vetenskapen om var slutförvaret är beläget går

förlorad i en avlägsen framtid och att människor då av någon anledning kommer att utföra borrhningar eller bergarbeten, som leder till kontakt med avfallet. Då slutförvaret är beläget i någon av våra vanligaste bergarter, som inte innehåller några värdefulla mineraler, bör platsen inte bli aktuell för gruvdrift. Djupet och den låga vattenföringen i det utvalda täta berget gör att sannolikheten för framtida djupbrunnsborrningar efter vatten likaledes är osannolik. Någon anledning att söka sig till dessa stora djup vid anläggande av bergrumslager eller liknande synes ej föreligga.

Att belägenheten av slutförvaret skulle bli okänd torde förutsätta att vår nuvarande civilisation gått förlorad genom någon katastrofartad händelse såsom ett globalt utrotningskrig eller en ny istid. Om landet därefter åter blir befolkat blir de här behandlade riskerna aktuella, dock endast om den nya befolkningen nått en teknisk utvecklingsnivå, som möjliggör avancerade bergarbeten. Om så är fallet, är det troligt att man även har förmågan att detektera den aktivitet, som finns i slutförvaret och agera på sådant sätt att skador därav förhindras.



## 8 SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING

### 8.1 HANTERING, LAGRING OCH TRANSPORT AV ANVÄNT BRÄNSLE OCH FÖRGLASAT AVFALL

Hantering, lagring och transport av använt bränsle och förglasat avfall kommer att ske i enlighet med internationella och nationella normer och bestämmelser.

Beträffande hantering och lagring av använt bränsle föreligger betydande erfarenhet såväl i Sverige som utomlands.

Centrallagret för använt bränsle förutsättes bli förlagt i bergrum med ca 30 m bergtäckning. Anläggningen konstrueras med särskild inriktning på att minimera stråldoserna till personalen och att förhindra frigörelse av radioaktiva ämnen till omgivningen.

De olika åtgärder som vidtas för personalens radiologiska säkerhet, t ex väl genomtänkt strålskärning, avståndsmanövrering och ventilation, mätsystem för direktstrålning och luftburen aktivitet, innebär att hantering och lagring kan ske med betryggande låg dosbelastning.

Förvaringsbassängerna utformas som fristående, tjockväggiga enheter av betong invändigt klädda med rostfri plåt. Kylsystemet är utformat för att hålla temperaturen vid 25-30°C. Flera reservsystem för kylning och möjligheten till spädmatning kan upprätthålla kylning vid fel på ordinarie system.

Konsekvenserna av tappad transportbehållare och bränslekassett har analyserats och visats ge lägre doser än 0,1 mrem i omgivningen, med en sannolikhet på ca 0,0004 per år.

Normaldriftsutsläppen utgörs i huvudsak av mindre mängder tritium och krypton-85 och ger helt obetydliga stråldoser (0,0001 mrem/år).

Hantering och lagring av förglasat högaktivt avfall sker i enlighet med de principer som prövats i Marcoule-anläggningen i Frankrike varifrån goda erfarenheter föreligger.

Transporter av använt bränsle och förglasat högaktivt avfall utförs i enlighet med internationella bestämmelser med behållare som motstår svåra transporthaverier. Konsekvenserna efter hypotetiska läckage i samband med svåra haverier har analyserats. Sannolikheten för den svåraste typen av haveri, fartygskollision med brand, har beräknats till ca  $3 \cdot 10^{-6}$  per år.

Sannolikheten för ett sådant haveri med svåra konsekvenser är ännu lägre. Konsekvensen av ett utsläpp har beräknats till högst 6 rem för max bestrålad individ och till en kollektivdos på högst ca 30 000 manrem om utsläppet sker i närheten av en storstad. Detta innebär att inga akuta strålskador inträffar och risk för högst 6 fall av strålningsinducerad cancer även vid detta svåra hypotetiska fall.

## 8.2 LÅNGSIKTIGA EFFEKTER AV SLUTFÖRVARING AV FÖRGLASAT HÖG-AKTIVT AVFALL

Det högaktiva avfallet efter upparbetning av använt kärnbränsle isoleras genom förglasning och inkapsling i bly-titan-behållare som placeras i bra berg på 500 m djup inpackade i en bädd av buffertmaterial (90% kvartssand och 10% bentonit). Säkerhetsanalysen av en sådan slutförvaring visar följande.

Under den tid av minst 1 000 år som bly-titan-inkapslingen är helt tät avklingar ämnena strontium-90 och cesium-137 praktiskt taget helt. En initial oupptäckt kapselskada som skulle kunna uppträda på några enstaka behållare innebär ingen mätbar ökning av strålningsnivån. En långsam nedbrytning av inkapslingen kan efter flera tusen år medföra en svag ökning av radioaktivitetsnivån i omgivningen. Den svaga ökningen kommer väsentligen från nukliderna neptunium-237, teknetium-99, radium-226 och uran-233 samt cesium-135 och jod-129. Ämnena plutonium och americium kvarhålls i bergsprickor m m.

För det svåraste identifierade fallet - en djupborrad dricks-vattenbrunn i närheten av slutförvaret - beräknas individdosen i framtiden kunna öka med högst 0,4 rem på 30 år, som uppnås efter omkring 200 000 år.

De beräknade högsta dosbelastningarna (se figur 8-1) är väsentligt lägre än ICRPs rekommenderade högsta tillåtna stråldos för närboende vid kärnenergianläggningar. Tillskotten i individdoser är mindre än variationerna i den naturliga strålningen. I ogynnsammaste fall kan dosbelastningen bli av ungefär samma storlek som det av strålskyddsinstitutet rekommenderade riktvärde som bör eftersträvas vid konstruktion av kärnkraftverk.

Den troligaste dosbelastningen är lägre än en hundradel av ovan angivet maximivärde. Detta beror bl a på att nedbrytningen av kapslar och utlakningen av glas vid de låga vattenflöden som förekommer på 500 m djup i tätt berg kan väntas ske avsevärt långsammare än vad som antagits i beräkningarna. Vidare har i dessa använts en fördröjningsfaktor för neptunium och en vatten-transporttid som båda är försiktigt valda.

Den regionala och globala dosbelastningen på stora befolkningsgrupper har beräknats över den mest belastade 500-årsperioden i framtiden. På mycket lång sikt kan en maximal 500-års dos av omkring 2 000 manrem erhållas vilket motsvarar 0.007 manrem per MWe och driftår.

Även för de ogynnsammaste fallen med försiktigt valda data i beräkningarna är hälsoriskerna utomordentligt små om ens några. Risken för närboende kan illustreras med följande tabell som ger beräknad ökning i cancerrisken.

Recipient	Nuvarande risk i Sverige	Risktillskott pga utlakning från slutförvaret	
		troligt fall	maximifall
Brunn	0,08	$1 \times 10^{-6}$	0.0001
Insjön	0,08	$4 \times 10^{-8}$	$4 \times 10^{-6}$
Östersjön	0,08	$4 \times 10^{-10}$	$4 \times 10^{-8}$

De beräknade kollektivdoserna motsvarar 0,4 fall av cancer och 0,4 fall av genetiska defekter räknat för hela jordens befolkning under en tidrymd av 500 år. Det nuvarande antalet dödsfall i cancer i Sverige är ca 20 000 per år. Av alla födda drabbas omkring 3 % av naturliga genetiskt betingade defekter vilket innebär ca 3 000 fall per år för närvarande i Sverige. De angivna värdena på hälsoeffekter är beräknade med hjälp av de internationellt accepterade sambanden mellan stråldos och maximala hälsoeffekter. Detta kan emellertid innebära en överskattning av de verkliga hälsoeffekterna vid de låga dosvärden och dosrater som här är aktuella.

Den beräknade ökningen av halten radioaktiva ämnen i de recipienter dit spridning av avfallsprodukterna kan tänkas ske är jämförbar med naturliga halter av sådana ämnen. Neptunium-237 kan jämföras med uran och cesium med kalium. I tabell 8-1 visas variationsområdena för naturliga vattens halt av vissa ämnen och de halter som beräknats för de olika primärrecipienterna i det ogynnsammaste fallet.

I figur 8-1 visas även variationsområdet för de stråldoser man kan erhålla från radium-226 i dricksvatten i Sverige /2-7/. Dessa stråldoser har beräknats med samma dosfaktor som använts i övrigt i rapporten.

Även i det fall där man valt en rad ogynnsamma förutsättningar blir de beräknade förändringarna av strålningsmiljön väsentligt mindre än förekommande normala naturliga variationer. Dessa naturliga variationer har ingen i dag påvisbar inverkan vare sig på människan eller de ekologiska systemen. Beräknade högsta värden på stråldoser orsakade av utläckning från ett slutförvar ligger under de gränsvärden för kärnenergianläggningar som angivits av strålskyddsmyndigheterna. Den föreslagna metoden för slutförvaring av högaktivt avfallsglas bedöms således som helt säker.

Tabell 8-1. Halter av radioaktiva ämnen i vatten.

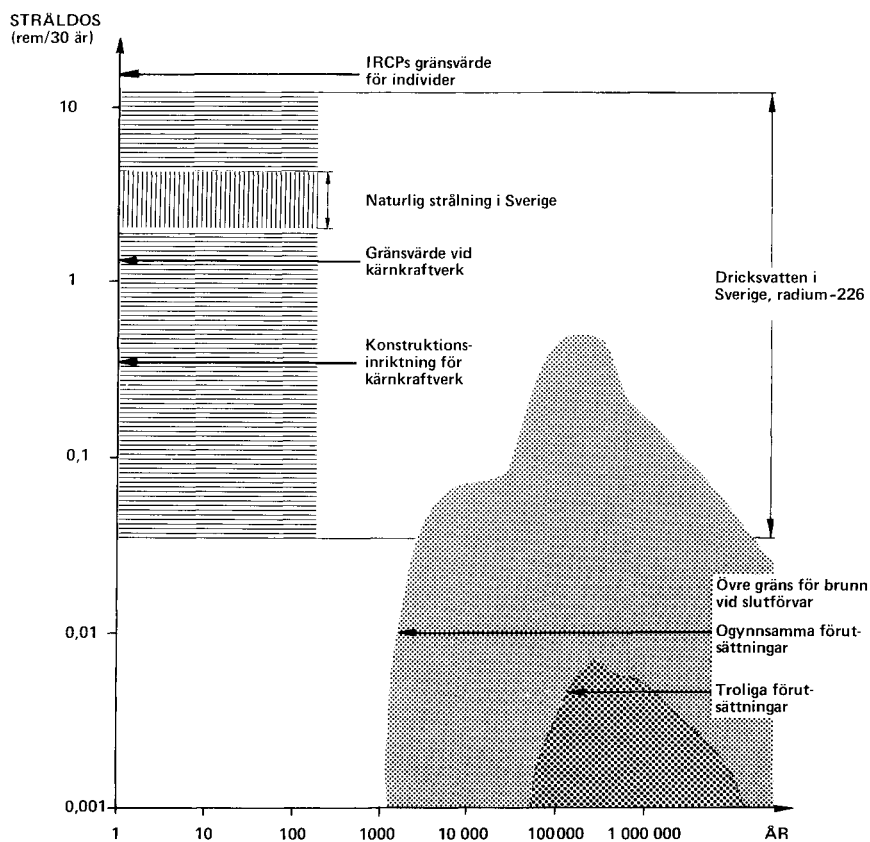
Radioaktivt ämne	Halter i naturliga vatten (pCi/l) i Sverige		Maximal beräknad ökning av halten i primära recipienter nära slutförvaret <sup>a)</sup> (pCi/l)	
	Dricks-vatten	Havs-vatten <sup>b)</sup>	Brunn	Insjö
Radium-226	0.1-40	0.3	0.1	0.002
Uran	0.1-1500 <sup>c)</sup>	3	30	0.6
Neptunium-237	-	-	90	2
Kalium-40 <sup>d)</sup>	ca 20	330	-	-
Cesium-135 <sup>d)</sup>	-	-	25	0.5

a) Förväntade högsta värden är omkring 100 gånger lägre.

b) Med 3.5% salthalt.

c) Avser naturliga vatten (ej nödvändigtvis dricksvatten).

d) Kalium-40 och cesium-135 är biologiskt jämförbara men har något olika dosfaktorer (24 000 respektive 7 300 rem/Ci).



Figur 8-1. Beräknad övre gräns för stråldoser till människa som bor nära slutförvaret (kritisk grupp). Beräkningarna gäller långsam nedbrytning av kapslarna med en brunn som primär recipient. som jämförelse har dosbelastningen från några naturliga strålkällor och några fastställda dosgränser lagts in i diagrammet.

## REFERENSER

### KAPITEL 2

- 2-1 GYLLANDER C, JOHNSON S F och ROLANDSON S  
Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet. Lagar, normer  
och bedömningsgrunder.  
KBS Teknisk rapport 41 (1977)
- 2-2 Recommendations of the International Commission on  
Radiological Protection. ICRP Publ 26.  
Ann. ICRP Vol I:3 (1977)
- 2-3 Begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraft-  
stationer. Statens strålskyddsinstitutets föreskrifter om  
begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraft-  
stationer. 1977.  
(SSI FS 1977:2).
- 2-4 Report on the Applicability of International Radiation  
Protection. Recommendations in the Nordic Countries, (1976).
- 2-5 Kärnkraftens hälso- och miljöeffekter. Statens strålskydds-  
institut, rapport till Energi- och miljökommittén om kärn-  
kraftens hälso- och miljörisker, 1977.
- 2-6 Statens strålskyddsinstitut. Strålningen i våra bostäder  
(1976).
- 2-7 Statens strålskyddsinstitut. Sammanställning av radium-226  
halter i vatten från olika platser i Sverige, okt 1977.
- 2-8 ARMANDS G  
Geochemical prospecting of a uraniferous bog deposit at  
Masugnsbyn, northern Sweden  
AE-36 AB Atomenergi 1961.
- 2-9 LINDELL B  
Radiation and man. The 1973 Sievert lecture.  
Statens strålskyddsinstitut. (SSI:1973-021)
- 2-10 ERIKSON B E et al  
Ventilationskrav i en- och flerfamiljshus.  
Statens institut för byggnadsforskning, SIB 17:1976.

## KAPITEL 3

- 3-1 KJELLBERT N A  
Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en  
PWR beräknade med ORIGEN.  
KBS Teknisk rapport 01, 1977-04-05.
- 3-2 EKBERG K, KJELLBERT N A, OLSSON G  
Resteffektstudier för KBS.  
Del 1 Litteraturgenomgång.  
Del 2 Beräkningar.  
KBS Teknisk rapport 07, 1977-04-19.
- 3-3 OLSSON G  
C<sup>14</sup>-bildning i kraftreaktorer.  
AB Atomenergi, S-541 (1976).
- 3-4 Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall, del II.  
SOU 1976:31.
- 3-5 West Valley Reprocessing Plant Safety Analysis Report,  
Supplement 20. Nuclear Fuel Services, Rockville, Md, USA.  
DOCKET-50201-175, 24 Feb 1976.

## KAPITEL 4

- 4-1 ERICSON A-M  
Säkerhet vid hantering, lagring och transporter av använt  
kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall.  
KBS Teknisk rapport 42, 1977.
- 4-2 Regulation for the Safe Transport of Radioactive Materials.  
IAEA Safety Series No 6, 1973.
- 4-3 Centralt lager för använt kärnbränsle.  
PRAV, juli 1977.
- 4-4 GACHOT B  
A probabilistic Approach to Design of the Spent Fuel Cask  
Handling System. National Conference on Reliability, 21-23  
sept 1977, Nottingham, UK
- 4-5 Sjötransport av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall.  
Salénrederierna AB, 1977.
- 4-6 Environmental Survey of Transportation of Radioactive  
Materials to and from Nuclear Power Plants.  
WASH 1238, Dec 1972
- 4-7 The Liverpool Underwriters' Association, 1974.
- 4-8 MILCHERT T och UBISCH B  
Kollisionsbedömning utförd på fartygsprojektet P.211.  
Salénrederierna sept 1975.
- 4-9 BROBST W  
Transportation Accidents, How Probable?  
Nuclear News, May 1973.

- 4-10 APPELGREN A, BERGSTRÖM U, DEVELL L  
Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle.  
KBS Teknisk rapport 57, 1977.
- 4-11 Safety Evaluation Report, Barnwell Nuclear Fuel Plant, Fuel  
Receiving and Storage Station.  
NRC Docket No 70-1729.

## KAPITEL 5

- 5-1 BLOMQVIST R  
Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg  
för förglasat radioaktivt avfall.  
KBS Teknisk rapport 45 (1977-10-19)
- 5-2 HÅKANSSON R och OLSSON G  
Strålskärmsberäkningar för KBS. Behållare för deponering av  
BWR- respektive PWR-bränsle.  
AB Atomenergi AE-TPM-RF-77-1260 (1977).
- 5-3 CHRISTENSEN H  
Beräkning av radiolys i vattenlösningar vid slutlig för-  
varing av högaktivt avfall.  
AB Atomenergi AE-MC-174 (1977).

## KAPITEL 6

- 6-1 NILSSON F  
Om brottrisker för kapslar innehållande kärnbränsleavfall.  
KTH, Inst för Hållfasthetslära, sept 1977.
- 6-2 VÄRNILD O  
Frekvens av läckage bränslestavar orsakade av tillverknings-  
skador.  
Asea-Atom TR-RB-77-253 (1977).
- 6-3 Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda  
för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27.  
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp.  
KBS Teknisk rapport 31.
- 6-4 GELIN R  
Grundvattnets utlösning och bortföring av bly från avfalls-  
behållare.  
AB Atomenergi AE-TPM-SM-75 (1977).
- 6-5 COOPER W E, LANGER B F  
The safety of reactor pressure vessels.  
Nuclear safety 17:1 (1976).
- 6-6 Saint Gobain Techniques Nouvelles, Project for the handling  
of vitrified high-level waste.  
KBS Teknisk rapport 35 (1977)

- 6-7 GREENTHE I, WALLIN T  
Termodynamiska beräkningar av jämviktsskoncentrationer för systemet  $\text{Pb-H}_2\text{O-Cl}^- - \text{CO}_3^{2-} - \text{SO}_4^{2-} - \text{F}^-$  vid olika redoxpotential och temperatur.  
KTH Institutionen för oorganisk kemi, augusti 1977.
- 6-8 BLOMQVIST G  
Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall  
KBS Teknisk rapport 08, 1977-05-20
- 6-9 BLOMQVIST G  
Lakningsförsök med högaktivt franskt glas i Studsvik.  
KBS Teknisk rapport 50, 1977
- 6-10 MORRIS J B, CHIDLEY B E  
Preliminary Experience with the New Harwell Inactive Vitrification Pilot Plant  
IAEA-SM-207/24, Proc of the Internat Symp on the Management of Radioactive Waste from the Nuclear Fuel Cycle, Wien 1976-03-22--26
- 6-11 MERRIT W F  
The Leaching of Radioactivity from Highly Radioactive Glass Blocks Buried below the Water Table: Fifteen Years of Results  
IAEA-SM-207/9, Proc of the Internat Symp on the Management of Radioactive Waste from the Nuclear Fuel Cycle, Wien 1976-03-22--26
- 6-12 LAUDE F  
Le verre comme première barrière pour le stockage à long terme de déchets de haute activité  
Proc of the Workshop on Risk Analysis and Geologic Modelling, NEA/JRC Ispra 1977-05-23--27
- 6-13 BLOMQVIST G  
Franska uppgifter beträffande ytförstoring och lakningsratens temperaturberoende för glas med högaktivt avfall  
AB Atomenergi, AP-M-352, 1977
- 6-14 BLOMQVIST G  
Utlakningsrater för Sr i engelskt glas med simulerat grundvatten vid 70°C, 90°C, 100°C och 120°C.  
Nulägesrapport AB Atomenergi, TPM-MC-153, 1977-06-03
- 6-15 MECHAM W J et al  
An Analysis of Factors Influencing the Reliability of Retrievable Storage Canisters for Containment of Solid High-level Radioactive Waste  
ANL-76-82, Aug 1976
- 6-16 MENDEL J E et al  
Annual Report on the Characteristics of High-level Waste Glasses  
BNWL-2252, June 1977
- 6-17 McELROY J L  
The Expected Behaviour of HLW Glass in Storage  
BNWL-SA-5581, 1975



- 6-18 SMITH T H, ROSS W A  
Impact Testing of Vitrious Simulated High-level Waste in  
Canisters  
BNWL-1903, May 1975
- 6-19 IMBERT J C, PACAUD F  
Contribution à l'étude de la diffusion en relation avec la  
lixiviation des verres.  
Application au risque potentiel d'un stockage à long terme.  
CEA-R-4550, Août 1974
- 6-20 BLOMQVIST G  
Sammanställning av information beträffande speciell molyb-  
datfas i franskt glas  
AB Atomenergi, AP-M-351, 1977-10-24
- 6-21 LAKATOS T  
Beständighet hos borsilikatglas  
KBS Teknisk rapport 44, 1977
- 6-22 BLOMQVIST G  
Beräkning av ackumulerad alfados och heliumbildning i en  
avfallskapsel av franskt glas  
AB Atomenergi, TPM-M-353, 1977-11-04
- 6-23 MENDEL J E et al  
Thermal and Radiation Effects on Borosilicate Waste Glasses  
BNWL-SA-5534, 1976
- 6-24 ILER R K  
The Colloid Chemistry of Silica and Silicates  
Cornell Univ Press, Ithaka, NY, 1975
- 6-25 LEHNER V, NERRILL H B  
Journ Am Chem Soc 39, 2630 (1917)
- 6-26 HINZ V  
Silikate  
VEB Verlag für Bauwesen, Berlin 1963
- 6-27 HÄGGBLOM H  
Diffusion av cesium genom kiselsyra  
AB Atomenergi, Meddelande 1977-10-25
- 6-28 NILSSON L Y, STOKES J och THUNVIK R  
Teoretiska studier av grundvattenrörelser.  
Preliminär rapport oktober 1977.  
KBS Teknisk rapport 47.
- 6-29 LINDBLOM U et al  
Groundwater movements around a repository  
KBS Teknisk rapport 54, augusti-september 1977.
- 6-30 HÄGGBLOM H  
Calculations of nuclide migration in rock and porous media  
penetrated by water.  
KBS Teknisk rapport 52, 1977.

- 6-31 BURKHOLDER H C et al  
Incentives for partitioning high level waste.  
BNWL-1927 (1975)
- 6-32 GRUNDFELDT B  
Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett bergförvar.  
KBS Teknisk rapport 43, 1977.
- 6-33 ALLARD B, KIPATSI H, RYDBERG J  
Sorptions av långlivade radionuklider i lera och berg.  
KBS Teknisk rapport 55, 1977
- 6-34 NERETNIEKS I  
Retardation of escaping nuclides from a final depository.  
KBS Teknisk Rapport 30, 1977
- 6-35 LANDSTRÖM O m fl  
Slutlig förvaring av radioaktivt avfall i berggrunden. Fältförsök i Studsvik.  
AB Atomenergi och SGU S-563 (1977)
- 6-36 BERGMAN R, BERGSTRÖM U, EVANS S  
Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna radioaktiva ämnen.  
KBS Teknisk rapport 40, 1977
- 6-37 ICRP publication 6, Permissible Dose for Internal Radiation, 1964.
- 6-38 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; Ionizing Radiation; Levels and Effects vol II (Effects), United Nations New York, 1972.
- 6-39 The Evaluation of Risks from Radiation, Pergamon Press, 1966.  
ICRP publication 8.
- 6-40 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP publ 26)  
Ann ICRP Vol I:3 (1977).
- 6-41 BERGMAN R, McEVAN C  
Dose and Dose commitment due to Carbon-14 from the nuclear industry, AB Atomenergi S-548, 1977.
- 6-42 BERGMAN R et al  
Kompartimentmodell för omsättning av vattenburna utsläpp i brackvattensystem, AB Atomenergi S-549, 1977.
- 6-43 BERGMAN R  
Ekologiska modeller för dynamisk omsättning av långlivade nuklider, AB Atomenergi AE-SM-31, 1977.
- 6-44 ICRP publication 2, Permissible Dose for Internal Radiation, 1959.
- 6-45 ICRP publication 10, Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure, 1968.

- 6-46 KNUTSSON G, MORFELDT C-O  
Vatten i jord och berg  
Ingenjörsförlaget AB, Stockholm 1973
- 6-47 WALINDER G  
Strålrisker och högsta tillåtliga stråldoser för människan.  
KBS Teknisk rapport 58, 1977
- 6-48 UNSCEAR 1977 - ännu ej publicerad.
- 6-49 HÄGGBLOM H  
Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous  
medium.  
KBS Teknisk rapport 09, 1977

## KAPITEL 7

- 7-1 MÖRNER N-A  
Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden.  
KBS Teknisk rapport 18, aug 1977.
- 7-2 LAGERBÄCK R och HENKEL H  
Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra  
Sverige, flygbildsgenomgång och geofysisk tolkning av  
recenta förkastningar.  
KBS Teknisk rapport 19, sept 1977.
- 7-3 RÖSHOFF K och LAGERLUND E  
Tektonisk analys i södra Sverige  
KBS Teknisk rapport 20, sept 1977.
- 7-4 BJERHAMMAR A  
The gravity field in Fennoscandia and postglacial crustal  
movements  
KBS Teknisk rapport 17, aug 1977.
- 7-5 KULHÁNEK O och WAHLSTRÖM R  
Earthquakes of Sweden 1891-1957  
KBS Teknisk rapport 21, sept 1977.
- 7-6 RINGDAL F, GJÖYSTDAL H och HUSEBYE E S  
Seismotectonic risk modelling for nuclear waste disposal in  
the Swedish bedrock  
KBS Teknisk rapport 51, 1977
- 7-7 STEPHANSSON O  
Deformationer i sprickigt berg  
KBS Teknisk rapport 29, 1977-09-28.
- 7-8 PUSCH R  
The influence of rock movement on the stress/strain  
situation in tunnels or bore holes with radioactive  
canisters embedded in a bentonite/quartz buffer mass.  
KBS Teknisk rapport 22, 1977-08-22.
- 7-9 HARTMAN W K  
Terrestrial and Lunar Flux of Large Meteorites in the Last  
Two Billion Years  
Icarus 4, 157-65, 1965.

- 7-10 Fortifikationshandbok, del 1, Vapenverkan, Försvarsstaben/Befästningsinspektionen.  
Stockholm 1973.
- 7-11 BÅTH M  
An earthquake catalogue for Fennoscandia for the years 1891 - 1950. Sveriges Geologiska Undersökning, Årsbok 50 (1956).