

Underlagsrapport till
energi- och miljökommittén
utarbetad inom
statens strålskyddsinstitut

SOU 1977:69



Ur KB:s samlingar

Digitaliserad år 2013



National Library
of Sweden

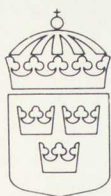
Hälsö- och miljöverknningar vid användning
av kärnkraft

Underlagsrapport till
energi- och miljökommittén
utarbetad inom
statens strålskyddsinstitut

SOU 1977:69

ENVIRONMENTAL HEALTH MILJÖ

Hälsö- och miljöverkningar vid användning
av kärnkraft



Statens offentliga utredningar
1977:69
Jordbruksdepartementet

Energi Hälsa Miljö

Bilaga 2

Hälsö- och miljöverkningar vid användning
av kärnkraft

Betänkande av energi- och miljökommittén
Stockholm 1977

Omslag Håkan Lindström
Jernström Offsettryck AB

ISBN 91-38-03728-9
ISSN 0375-250X
Gotab, Stockholm 1977

FÖRORD

Chefen för jordbruksdepartementet tillkallade den 5 februari 1976 sju sakkunniga för att utarbeta en översiktlig och lätt-tillgänglig redovisning av hälso- och miljöeffekterna vid användning av olika energikällor. De sakkunniga antog namnet Energi- och miljökommittén.

Arbetet har slutförts i september 1977 och presenteras i betänkandet Energi, Hälsa, Miljö (SOU 1977:67). Betänkandet beskriver i översiktlig form inverkan på hälsa och miljö vid användning av vattenkraft, fossila bränslen, kärnkraft och vissa ytterligare energislag. Som underlag för kommitténs sammanfattande redovisningar och bedömningar har på kommitténs uppdrag utarbetats ett antal underlagsrapporter som omfattar tekniska data och beräkningar samt ger sammanställningar av de medicinska och naturvetenskapliga resultat som kommittén har grundat sina bedömningar på. Tre av underlagsrapporterna redovisas i SOU-serien som bilagor till kommitténs betänkande. De är:

1. Hälso- och miljöverkningar vid användning av fossila bränslen (SOU 1977:68). En expertgrupp inom naturvårdsverket har svarat för detta uppdrag. Uppdragsledare har varit chefen för verkets omgivningshygieniska avdelning, professor Lars Friberg, tillika expert i kommittén. Underlaget beträffande utsläpp av föroreningar och miljöpåverkan har utarbetats inom verkets tekniska avdelning under ledning av byråchef Lars Lindau.
2. Hälso- och miljöverkningar vid användning av kärnkraft (SOU 1977:69). En expertgrupp inom strålskyddsinstitutet har svarat för detta uppdrag. Uppdragsledare har varit institutets chef, professor Bo Lindell, tillika expert i kommittén.
3. Arbetsmiljö vid energiproduktion (SOU 1977:70). För detta uppdrag har svarat dåvarande överingenjören vid arbetarskyddsstyrelsen, Yngve Hagerman, tillika expert i kommittén.

På grund av den begränsade tid som kommittén haft till förfogande har arbetet med expertmaterialet fått genomföras under stark tidspress och med stora personliga upppoffringar. Jag vill å Energi- och miljökommitténs vägnar uttrycka vår uppskattning av och tack för det arbete som utförts.

Sven Moberg
ordf.

INNEHÅLL

INTRODUKTION	7
1 KÄRNKRAFTENS PROCESSKEDJA	9
1.1 Brytningen av uran i urangruvor	9
1.2 Framställning av uran ur malmen	11
1.3 Anrikning av uranet	12
1.4 Bränsletillverkning	13
1.5 Reaktordriften	13
1.6 Hanteringen av utbränt bränsle	28
1.7 Upparbetning av använt kärnbränsle	31
1.8 Långtidslagring och dumpning av radioaktivt avfall	35
2 GRUNDERNA FÖR STRÅLRISKBEDÖMNING	46
2.1 Begrepp, storheter och enheter	46
2.2 Människans strålningsbakgrund	49
2.3 Biologiska strålverkningar	59
2.4 Metodik för riskbedömningar och bedömning av skyddsinsatser	77
3 DETRIMENTBERÄKNINGAR FÖR KÄRNKRAFTINDUSTRIN	85
3.1 Stråldoser och detriment bland personalen	86
3.2 Stråldoser och detriment bland allmänheten	93
3.3 Sammanfattning av dos- och detrimentuppskattningar	97
4 SLUTDEPONERINGEN AV DET HÖGAKTIVA AVFALLET	101
5 OLYCKSRISKERNA	102

INTRODUKTION

Strålskyddsinstitutets bakgrundsmaterial till Energi- och Miljökommittén har dels bestått av denna rapport, dels av sju delrapporter vilka inte ingår som bilagor till kommitténs betänkande. Dessa senare rapporter var tillgängliga för massmedia i en preliminär version när Energi- och Miljökommittén presenterade sitt bakgrundsmaterial den 17 maj 1977. De kommer att i sin slutliga version publiceras av strålskyddsinstitutet under 1978.

Denna rapport är en sammanfattning av materialet i de mer detaljerade delrapporterna. Den är fullständig i fråga om presentationen av strålningens biologiska verkningar samt när det gäller beskrivningen av stråldoserna till allmänhet och personal till följd av den normala driften av de olika anläggningarna i kärnkraftens bränslekedja. Den är däremot ofullständig när det gäller framställningen av katastrof-riskerna och konsekvenserna av dumpning av det högaaktiva avfallet i den svenska berggrunden. Orsaken till denna ofullständighet är att resultatet av ett antal utredningar som pågått genom statens kärnkraft-inspektions och kärnkraftindustrins försorg inte varit avslutade samt att Energikommissionens arbetsgrupp för behandling av säkerhets- och miljöfrågor enligt överenskommelse kommer att behandla dessa frågor särskilt ingående. Energi- och Miljökommittén har dock under hand fått ta del av det material som har varit tillgängligt och har därför i sin huvudrapport kunnat basera sitt ställningstagande på ett mer omfattande material än vad som här redovisas inom dessa områden. I den slutliga versionen av de mer detaljerade delrapporterna kommer strålskyddsinstitutet att kunna ta med ett mer fullständigt material än vad som nu har varit tillgängligt. Särskilt viktigt är detta beträffande konsekvenserna av mycket stora reaktorolyckor, vilket torde vara den mest betydelsefulla och samtidigt mest svårbedömbara faktorn i totalbedömningen av kärnkraftens hälso- och miljörisker.

I framställningen av denna rapport har medverkat ett antal av strålskyddsinstitutets tjänstemän vilka framför allt lagt ner stort arbete i sammanställningen av delrapporterna. I utarbetandet av de senare har institutet haft medverkan och råd av ett antal svenska och utländska experter inom strålskydd, biologi, genetik, medicin, radiofysik, m fl angränsande vetenskaper. En närmare redogörelse för vilka som medverkat i de olika avsnitten kommer att lämnas när slutversionerna av dessa publiceras. Institutet står emellertid i särskild tacksamhetsskuld till medlemmarna av den referensgrupp av svenska forskare som omnämns i kommitténs huvudbetänkande.

Huvudansvaret för denna sammanställning åvilar undertecknad och strålskyddsinstitutet har som myndighet inget ansvar för rapportens innehåll eftersom ett formellt ställningstagande till alla delar av innehållet skulle ha varit en alltför omständlig procedur.

Bo Lindell

Tjänstemän vid SSI som deltagit i sammanställningen av materialet och utformningen av delrapporterna:

Sammanställning av delrapporter och huvudrapport:

Ragnar Boge
Kay Edvarson
Lennart Holmberg
Bo Lindell
John-Christer Lindhé
Sven Löfveberg
Lars Malmqvist
Åke Persson
Jan Olof Snihs
Birgitta Svahn

Katalogisering av litteraturuppgifter:

Leif Nyblom

Redigering av huvudrapporten:

Monica Carlson

1 KÄRNKRAFTENS PROCESSKEDJA

Vi skall redogöra för hälso- och miljöeffekterna i varje steg av kärnkraftens processkedja. Man talar ibland om kärnkraftens "bränslecykel". Det är då underförstått att delar av det använda kärnbränslet på nytt kan återföras i processkedjan. Framför allt gäller detta det plutonium som bildas vid användningen av kärnbränslet i ett kärnkraftverk. Nyttjandet, "återcyklingen", av detta plutonium är emellertid förknippat med speciella säkerhetsproblem. Man kan därför inte utgå från att en återcykling kommer att ske och vi har därför föredragit att tala om en processkedja snarare än om en bränslecykel.

De olika stegen i kärnkraftens processkedja framgår av figur 1. Vissa steg kan relativt sett innebära större arbetarskyddsproblem än andra; de har i figuren markerats med streckning. Några steg anses relativt sett ha större risker för olyckor; de har markerats med en tandad ram. Slutligen kan en del processteg medföra större utsläpp av radioaktiva ämnen i miljön än andra; de har markerats med "strålar" kring respektive ruta.

De processteg som har markerats med streckad ram representerar en eventuell plutoniumåtercykling.

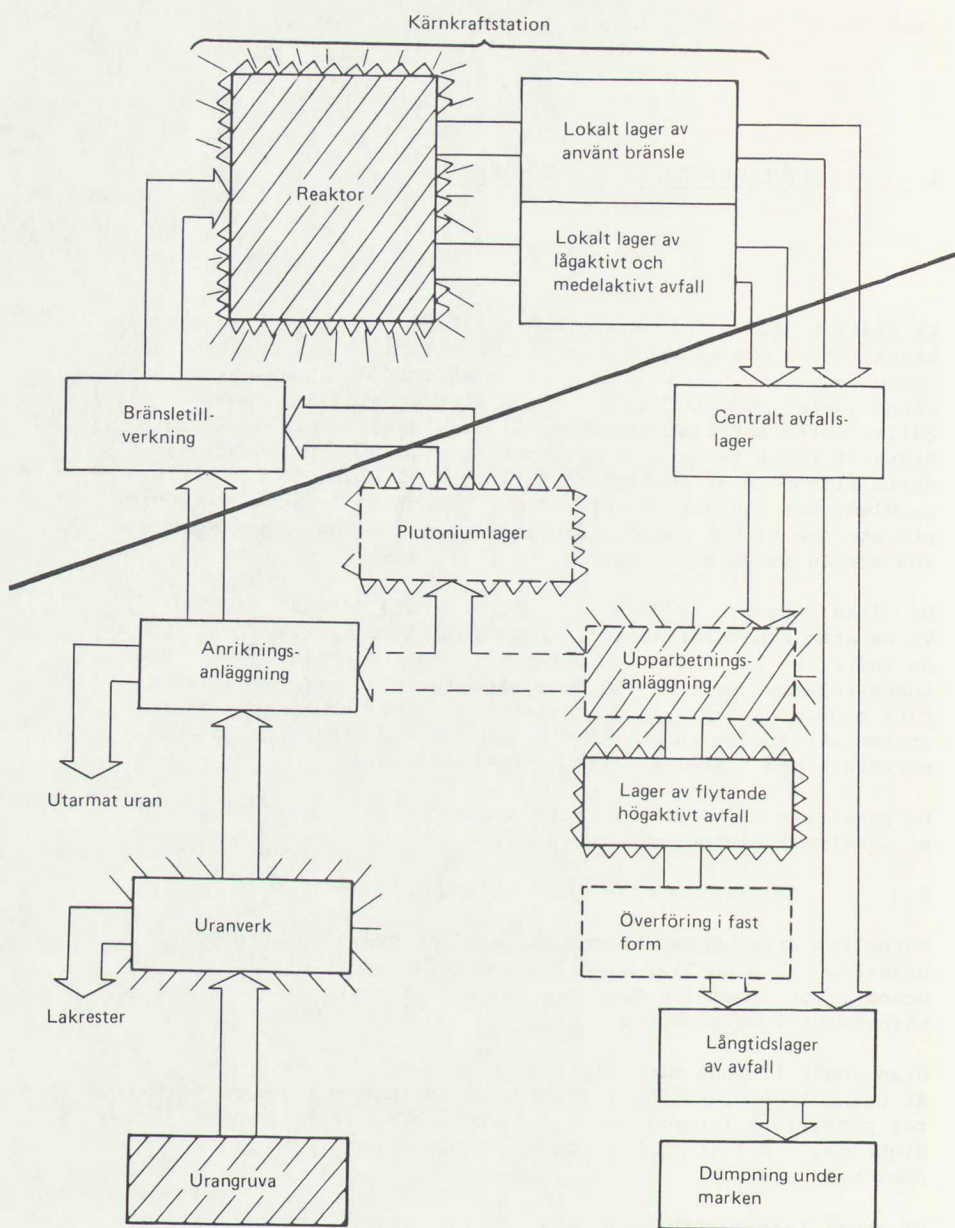
1.1 BRYTNINGEN AV URAN I URANGRUVOR

Naturligt uran består av en blandning av två uranisotoper, uran-238 och uran-235, av vilka uran-235 endast utgör 0,72% av uranet. Det är emellertid uran-235 som är klyvbart och frigör kärnenergi i en reaktor.

Uran ingår i många mineral. I de uranmalmer som vanligen bryts är uranhalt 0,1-0,2%. I Sverige har malmer med sådana uranhalt påträffats i Lappland. I den största kända svenska uranfyndigheten, i Billingen-Falbygden i Västergötland, är uranhalt dock bara 0,03%.

Vi skall i fortsättningen relatera våra uppskattningar till ett kärnkraftverk med en lättvattenreaktor på 1000 MW¹⁾ elektrisk effekt. För att försörja ett sådant kraftverk krävs det ca 160 ton naturligt uran per år. Detta motsvarar en årlig brytning av ca 100 000 ton uranmalm med 0,2% uranhalt eller 700 000 ton malm med 0,03% uranhalt (dvs billingenmalm), om vi räknar med att ca 70% av uranet kan utvinna.

¹⁾ 1 MW = 1000 kW (jfr sid 47)



Figur 1: Kärnkraftens processkedja

Skuggad ruta anger större arbetarskyddsproblem
 Tandad ram anger potentiella risker för olyckor
 Strålar ut från ruta anger utsläpp av radioaktiva ämnen
 Anläggningarna ovanför den skärande linjen finns för
 närvarande i Sverige

Som jämförelse kan nämnas att ett koleldat kraftverk för samma elektriska effekt kräver drygt 2 miljoner ton kol per år. Motsvarande oljeeldade kraftverk kräver ca 1,5 miljon ton råolja per år.

Den uppskattade mängden uran i Billigen, ca 300 000 ton, skulle räcka till för att försörja ett tiotal kärnkraftverk på 1000 MW i 100 år.

Gruvarbete är generellt en farlig sysselsättning. Risken för olycksfall varierar, beroende av bergets beskaffenhet och arbetarskyddsinsatserna. Vid en och samma årliga risk blir emellertid antalet olycksfall relaterat till en viss mängd producerad el-energi mindre i en urangruva än i en kolgruva, p g a den mindre mängd material som behöver brytas.

En särskild riskfaktor i en urangruva är förekomsten av radon, en radioaktiv ädelgas som bildas vid sönderfallet av radium som alltid finns i uranmalm. En del av radonet kan diffundera ut i luften och sönderfaller där till radioaktiva dotterprodukter som ansamlas i lungorna efter inandning. Detta ger en ökad risk för lungcancer.

Då det gäller omgivningen är urangruvan som sådan mindre störande än det uranverk i vilket uranet utvinnes ur malmen. Utsläppen av radioaktiva ämnen är förhållandevis små och den mest påtagliga miljöpåverkan utgörs av störningar av grundvattenförhållandena.

Om uranbrytningen sker i dagbrott påverkas landskapsbilden, men den störning detta medför är i hög grad beroende av det sätt på vilket lakresterna från uranverket omhändertas.

1.2 FRAMSTÄLLNING AV URAN UR MALMEN

Den brutna uranmalmen transporteras till ett uranverk för framställning av uran. Eftersom det i detta skede av processen fortfarande rör sig om stora materialmängder vill man minska transportsträckorna och lägger därför i regel uranverket i direkt anslutning till gruvan.

För den uranframställning som projekterats för Ranstadverket vid Billingen har man avsett att transportera malmen - i detta fall uranhaltig skiffer - i truckar till en grovkrossanläggning. Efter krossning, sovring och siktning skulle därefter skiffern övergjutas med utspädd svavelsyra för utlakning av uranet. Efter lakningen skulle den uranhaltiga lösningen pumpas till en vätskeextraktionsanläggning för slutlig utvinning av uranet.

Denna process ger upphov till två avfallsprodukter: dels lakresterna som neutraliserats med tillsatt finmald kalksten, dels ett slam som uppstått vid neutralisering av den uranbefriade laklösningen med kalksten.

Om utvinningsgraden för uranet är 70-80% kommer 20-30% av uranet att finnas kvar i lakresterna tillsammans med allt det radium som fanns i skiffern. För att underhålla ett kärnkraftverk på 1000 MW elektrisk effekt skulle man behöva laka ur 700 000 ton skiffer per år (knappt 2000 ton per dygn) och utvinna 160 ton uran per år.

Ranstadverket har projekterats för ca 1300 ton uran per år och skulle därmed kunna försörja en kärnkraftseffekt på ca 8500 MW. Verket skulle producera 14 000 ton lakrester och 3300 ton slam per dygn. Svaveldioxidproduktionen beräknades bli 5 ton/dygn.

Uranverket erbjuder inga speciella arbetarskyddsproblem. Det huvudsakliga miljöproblemet ligger i omhändertagandet av lakresterna.

Ur strålrisksynpunkt måste uppmärksamheten fästas på läckage av radium och radon från lakresterna. För att minska emanationen av radon täcks lakresthögarna med packad morän. Lakresthögarna, som för Ranstad beräknades täcka en yta av 5 km², ändrar givetvis landskapsbilden.

1.3 ANRIKNING AV URANET

Det naturliga uranet kan användas som kärnbränsle i reaktorer där moderatoren är tungt vatten, såsom var fallet med Ågestaverket och såsom planerades för kärnkraftverket i Marviken. I de lättvattenreaktorer som nu har byggts och projekterats i Sverige måste emellertid uranet innehålla en högre halt av uran-235. Därför måste det naturliga uranet anrikas med avseende på uran-235 så att halten av denna isotop ökar från 0,72% till 3,2% i tryckvattenreaktorer och 2,6% i kokarreaktorer.

För ett kärnkraftverk på 1000 MW elektrisk effekt måste därför årligen 158 ton naturligt uran användas som råmaterial för att framställa ca 30 ton anrikat uran. Som restprodukt erhålls ca 128 ton "utarmat" uran med en halt av ca 0,3% uran-235. Det lagras för eventuell användning i framtida bldreaktorer.

Anrikningen av uran-235 förutsätter isotopseparation av uran-235 från uran-238. Man måste utnyttja den obetydliga skillnaden i massa mellan de två isotoperna. Separeringen sker sedan uranet förångats, men eftersom kokpunkten för metalliskt uran är mycket hög, använder man sig av ett mer lättflyktigt salt, uranhexafluorid.

De vanligaste separationsmetoderna är gasdiffusion och ultracentrifugering. Vid gasdiffusion får uranhexafluorid i ångform passera ett poröst filter som lättare släpper igenom de lättare molekylerna med uran-235 än de tyngre med uran-238. Denna metod har en stor energiförbrukning. Den används i USA som hittills dominerat anrikningsindustrin.

Vid ultracentrifugering leds uranhexafluorid i gasform in i en snabbt roterande cylinder. På grund av centrifugalkraften kommer de tyngre molekylerna att anrikas i perefirin under det att de lättare samlas närmare cylinderaxeln. Centrifugemetoden utvecklas i Västeuropa och USA.

Ytterligare ett antal metoder befinner sig på experimentstadiet. Längst har man kommit med utvecklingen av anrikning enligt dysmetoden och anrikning med hjälp av laser. Ingen av dessa metoder har dock ännu lämnat laboratoriestadiet.

Riskerna vid anrikningsarbetet är huvudsakligen av kemisk natur genom förekomsten av uran och fluor. Möjligheterna till läckage

av uranhexafluorid är små genom att processerna i huvudsak sker vid undertryck. Det ur arbetarskyddssynpunkt farligaste momentet är överföringen av uranhexafluorid mellan processdelen och förvaringsbehållare. Strålriskerna är obetydliga.

1.4 BRÄNSLETILLVERKNING

Från anrikningsanläggningen transporteras det anrikade uranet till bränslefabriken i form av uranhexafluorid. Kärnbränsle för lättvattenreaktorer tillverkas i Sverige av AB Asea-Atom i Västerås.

Vid Asea-Atoms bränslefabrik finns sedan 1975 en anläggning för omvandling, "konvertering", av uranhexafluorid till urandioxid. Dit transporteras således uranhexafluorid från utländska anrikningsanläggningar. Transporterna innebär inga strålrisker, men uranhexafluoriden måste transporteras i helt slutna kärl eftersom den reagerar häftigt med vatten och t o m med fuktighet i luft.

Kapaciteten vid Asea-Atoms konverteringsanläggning är 400 ton urandioxid per år. För att försörja ett kärnkraftverk på 1000 MW elektrisk effekt erfordras årligen ca 30 ton anrikat uran. Anläggningen kan således betjäna 13 kärnkraftaggregat på 1000 MW. Den kan i framtiden öka kapaciteten till 600 ton per år.

Vid omvandlingen från uranhexafluorid till urandioxid uppstår avfall i form av 400 ton kalciumfluorid, innehållande ca 4 kg uran, dvs 0,001% uran. Denna låga uranhalt innebär inga problem ur hälso- och miljörisksynpunkt.

Även själva bränslefabriken kan behandla 400 ton uran per år. Urandioxiden pressas till små cylindriska "kutsar" som sintras vid hög temperatur. Kutsarna fylls i rör av en zirkoniumlegering, "zircaloy". De fyllda rören kallas bränslestavar och försluts genom svetsning. De sammanfogas i grupper om 64 stavar till bränslepatroner. En bränslepatron för en kokarreaktor innehåller ca 200 kg uran. En reaktor innehåller upp mot 700 bränslepatroner.

Vid bränsletillverkningen arbetar man med stora mängder uranföreningar i pulverform. Arbetet medför därför risker för inandning av uran. Vid inandning av uranföreningar beror riskerna på om föreningen är löslig eller olöslig. Vid lösliga uranföreningar är den kemiska giftigheten ett större problem än strålriskerna. Den största risken är då njurskador. De olösliga uranföreningar som stannar kvar i lungorna medför däremot strålrisker. De som arbetar med uran är föremål för extra hälsokontroller och arbetsplatsen övervakas. De särskilda åtgärderna består i analyser av urinprov, helkroppsmätning samt provtagning av luften i arbetslokalen och kontroll av arbetsytorna.

Om plutonium återcyklas skall reaktorbränslet tillverkas av en blandning av urandioxid och plutoniumdioxid ("Mixed Oxide Fuel"). Detta ställer större krav på skyddsåtgärderna.

1.5 REAKTORDRIFTEN

Transporten av bränslepatronerna från bränslefabriken till kärnkraftverket medför knappast några hälso- eller miljörisker. Först

i reaktorerna bildas de radioaktiva ämnen som kan ge upphov till strålskyddsproblem.

1.5.1 Kärnklyvningen och reaktortyper

Atomernas kärnor kan anses vara uppbyggda av byggstenarna protoner och neutroner. Den enklaste atomkärnan, hos grundämnet väte, består av en enda proton. Neutronen har ungefär samma massa som protonen, men är elektriskt oladdad. Fria neutroner kan därför lätt tränga in i olika grundämnens atomkärnor. Dessa får då ett neutronöverskott, vilket leder till instabilitet och någon form av kärnomvandling. Vissa nuklider, såsom uran-235, genomgår en så häftig reaktion att deras atomkärna klyvs i två delar. Av uranet uppstår då ämnen med ungefär hälften så tunga atomer, s k klyvningsprodukter eller fissionsprodukter (fission är det engelska namnet för klyvning). Samtidigt frigörs ett antal neutroner och en stor mängd energi.

De frigjorda neutronerna har så stor hastighet att de inte lätt fångas in av någon atomkärna och ger upphov till ytterligare kärnklyvningar. De bromsas upp genom "stötar" mot atomkärnor, men infångas av uran-238, som inte är lätt klyvbart. Vid närvaro av något ämne med lätta atomkärnor, som har förmågan att bromsa upp de snabba neutronerna utan att fånga in dem, minskas neutronernas hastighet så att de kan infångas av kärnorna av uran-235 och klyva dessa. Om de neutroner som då frigörs i sin tur kan bromsas upp och åstadkomma nya kärnklyvningar uppstår en kedjereaktion. I en reaktor hålls denna kedjereaktion under kontroll så att kärnklyvningen sker i önskad omfattning. I en atombomb är halten av uran-235 så hög att kedjereaktionen leder till en lavinartad ökning av antalet kärnklyvningar så att resultatet blir en explosion. Det låganrikade bränslet i en lättvattenreaktor kan aldrig ge upphov till en så våldsam kedjereaktion.

Vid varje kärnklyvning frigörs kärnenergi. Energibeloppen är så stora att man ur varje ton anrikat uran får ut lika mycket energi som ur mer än 50 000 ton olja. Man måste visserligen bryta över 20 000 ton skiffer för att kunna framställa ett ton anrikat uran, men man behöver inte transportera dessa stora massor. Även bränslelagringen blir ett mindre problem.

Det är emellertid inte bara uran-235 som ger kärnenergi i en reaktor. En del av de frigjorda neutronerna fångas in av den i mängd dominerande, men inte klyvbara, uranisotopen uran-238. Då sker en kärnreaktion så att uran-238 omvandlas till uran-239 som snabbt omvandlas till neptunium-239, som i sin tur sönderfaller till plutonium-239.

Plutonium-239 är i likhet med uran-235 klyvbart med långsamma neutroner. Det var plutonium-239 som användes i den atombomb som sprängdes över Nagasaki. Det plutonium-239 som bildas ur uran-238 i en reaktor kommer att ge upphov till kärnklyvningar och bidra till energiotvecklingen. I själva verket bidrar klyvningen av uran-235 bara till 55% av den frigjorda energin, under det att klyvning av plutonium-239 och andra plutoniumisotoper bidrar med 37%. Återstående 8% kommer från klyvning av uran-238 som visserligen inte är klyvbart med långsamma neutroner, men som kan klyvas av snabba neutroner.

Det ämne som används för att bromsa upp de snabba neutronerna utan att infånga dem kallas för moderator. Tungt vatten (vatten där väteatomerna är deuterium, en väteisotop vars atomkärna består av en proton plus en neutron) och grafit är så rena moderatorer att man med dem kan använda naturligt, oanrikat uran i en reaktor. De vanligaste reaktortyperna i kärnkraftverk är emellertid lättvattenreaktorer, där moderatorn består av vanligt vatten. Då måste uranet vara lätt anrikat med avseende på uran-235.

Om man utelämnar moderatorn måste halten av uran-235 ökas för att kompensera förlusten av neutroner genom absorption i uran-238. En sådan reaktor arbetar med snabba neutroner och producerar plutonium i snabbare takt än uran-235 förbrukas. Samtidigt som den producerar klyvningsenergi kan den således "avla" (engelska "breed") plutonium. Den kallas därför bridreaktor. Genom den högre anrikningsgraden (15-20%) medför den risker för explosionsartade kedjereaktioner om exempelvis bränslehardnen på grund av utebliven kylning skulle smälta ner.

I varje reaktor måste det finnas ett kylmedel som kan transportera bort energi från reaktorhardnen. Detta är naturligtvis nödvändigt om energin skall användas för att driva en turbin, men är också ett villkor för att reaktorhardnen inte skall överhettas. I lättvattenreaktorer är vanligt vatten både moderator och kylmedel. I tungvattenreaktorer är det tungt vatten som har båda funktionerna. Grafitmodererade reaktorer är gaskyllda, med helium eller koldioxid som kylmedel. I bridreaktorer används flytande natrium som kylmedel.

Lättvattenreaktorer är av två typer. I tryckvattenreaktorer (pressurized water reactor, PWR) hålls trycket i reaktortanken och den primära kylkretsen vid ca 150 gånger atmosfärstrycket. Vattentemperaturen kan därmed uppgå till mer än 300°C utan att det primära kylvattnet kokar. Det heta vattnet leds genom en ånggenerator i vilken värmeenergin överförs till en sekundär vattenkrets. Vattnet i denna bringas att koka och den bildade ångan upphetas till nära 300°C. Denna ånga används därefter till att driva en turbin som i sin tur överför rörelseenergi till generatorer för elkraft. Principen framgår av figur 2.

I kokarreaktorer (boiling water reactor, BWR: se figur 3) är trycket i den primära kretsen lägre, ca 70 gånger atmosfärstrycket. Reaktorn drivs vid en sådan effektutveckling att vattentemperaturen överstiger kokpunkten vid detta tryck (ca 285°C). Till skillnad mot i tryckvattenreaktorn bildas således het vattenånga redan i primärkylkretsen. Denna ånga används för att driva turbinen. Den primära kylkretsen kommer alltid att innehålla en viss mängd radioaktiva ämnen. Dessa härrör från neutronbestrålning av vattnet och i vattnet lösta korrosionsprodukter som bestrålas när vattnet passerar reaktorhardnen. Dessutom kan finnas klyvningsprodukter, huvudsakligen bestående av lättflyktiga ämnen. Mängden beror av skador på bränslet. I kokarreaktorerna kommer därför i huvudsak flyktiga radioaktiva ämnen att passera genom turbinen.

Lättvattenreaktorer skiljer sig från de flesta andra reaktortyper genom det höga trycket i reaktortanken och den primära kylkretsen. Den värmeenergi som är bunden i det ca 300°C heta vattnet är mycket stor. Vattenmängden är av storleksordningen 300 ton och den däri bundna värmeenergin uppgår till nära 100 000 kWh. Närvaron

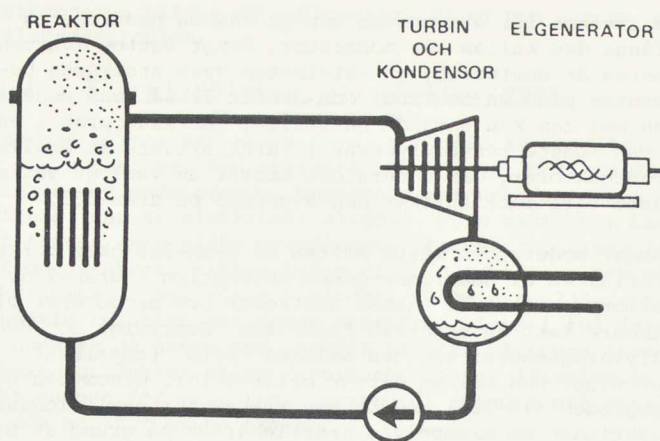


Fig. 2 Principschema för tryckvattenreaktor

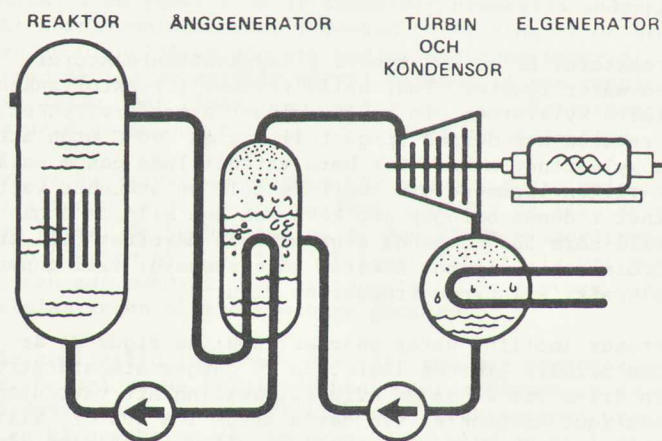


Fig. 3 Principschema för kokarreaktor

Figurerna från Aka-utredningen.

av så stora mängder överhettat vatten som kommer att stötkoka vid atmosfärstryck innebär en potentiell risk för mekaniska skador. Motsvarande problem föreligger vid kol- och oljeeldade kraftverk, men konsekvenserna av ett rör- eller kärlbrott är där mindre eftersom inga radioaktiva ämnen förekommer.

I bridreaktorer cirkulerar det flytande natriumet i primärkylkretsen under atmosfärstryck under det att turbinkretsens vatten- och ångdel står under högt tryck. Här är problemet vid rörbrott natriumets kemiska egenskaper som kan leda till våldsamma reaktioner med vatten och ånga.

De olika reaktortyperna framgår av schemat på nästa sida, som ger en klassifikation med avseende på neutronhastigheter, moderator, kylmedel och bränsle. Schemat ger också en förklaring på de bokstavskombinationer vilka, såsom PWR och BWR, används som benämning på respektive reaktortyp.

1.5.2 Reaktorns huvudkomponenter

I de existerande och planerade svenska kärnkraftverken förekommer endast lättvattenreaktorer. Den vanligaste typen är den kokarreaktor (BWR) som tillverkas av Asea-Atom. I Ringhals förekommer dessutom tryckvattenreaktorer (PWR) tillverkade av Westinghouse.

De viktigaste komponenterna i en reaktor är

Bränslet, dvs det klyvbara materialet i vilket en reglerad kedjereaktion kan hållas igång.

Moderatorn, dvs det ämne som bromsar upp de vid kärnklyvningen frigjorda neutronerna, utan att absorbera dem, så att de lättare åstadkommer ytterligare kärnklyvningar i bränslet.

Styrdon, dvs regler- eller styranordningar, t ex stavar av material som absorberar neutroner och därför kan reglera antalet tillgängliga neutroner och därmed kedjereaktionens intensitet.

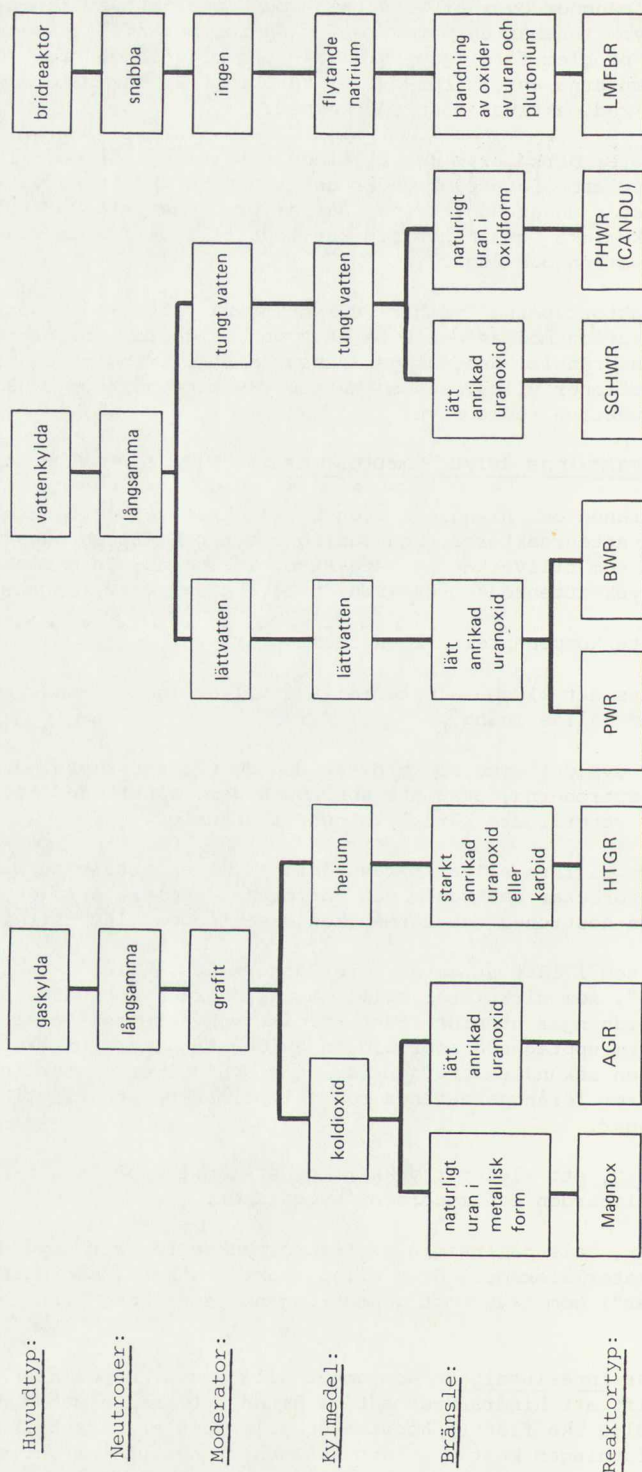
Kylmedlet, som i lättvattenreaktorer utgörs av vanligt vatten, "lättevatten", som cirkulerar mellan bränsleharden och värmeupptagande anordningar utanför reaktorn. I tryckvattenreaktorer utgörs den värmeupptagande anordningen av den ånggenerator i vilken vattnet i den sekundära kretsen förångas och driver en turbin. I kokarreaktorer förångas vattnet redan i primärkretsen, i vilken turbinen ingår.

Reaktortanken, ett slutet tryckkärl av stål med uppgift att innehålla bränsleharden och moderator/kylvattnet.

Strålskärmar, dels på insidan av reaktortanken för att skydda denna mot materialskador, dels kring reaktortanken ("biologiska strålskärmar") som skydd mot genomträngande strålning från reaktorn.

Skalet eller inneslutningen som omger alla dessa komponenter och har i uppgift att hindra radioaktiva ämnen att tränga ut om något läckage skulle ske från reaktortanken eller den primära kylkretsen. Inneslutningen består av ett stålskal inneslutet i betong.

Tabell 1: Klassifikation av reaktortyper



Magnox = Magnesium non oxidizing

AGR = Advanced gas-cooled reactor

HTGR = High temperature gas-cooled reactor

PWR = Pressurized water reactor

BWR = Boiling water reactor

SGHWR

= Steam generating heavy water reactor

PHWR

= Pressurized heavy water reactor

CANDU

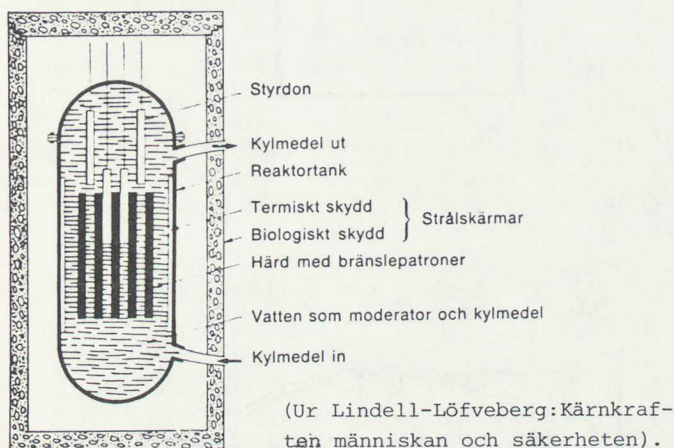
= Canadian deuterium uranium reactor

LMFBR

= Liquid metal fast breeder reactor

Inneslutningen är dimensionerad för att kunna tåla det tryck som uppstår om stora mängder kylmedel plötsligt förångas. De kylvat-
ten- eller ångledningar som passerar genom inneslutningen är för-
sedda med s k skalventiler. Dessa stängs automatiskt om en olycka
skulle inträffa.

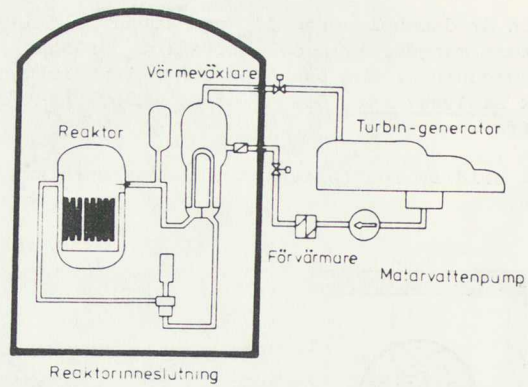
En schematisk bild av reaktortanken och dess strålskärmar ges i
figur 4 nedan.



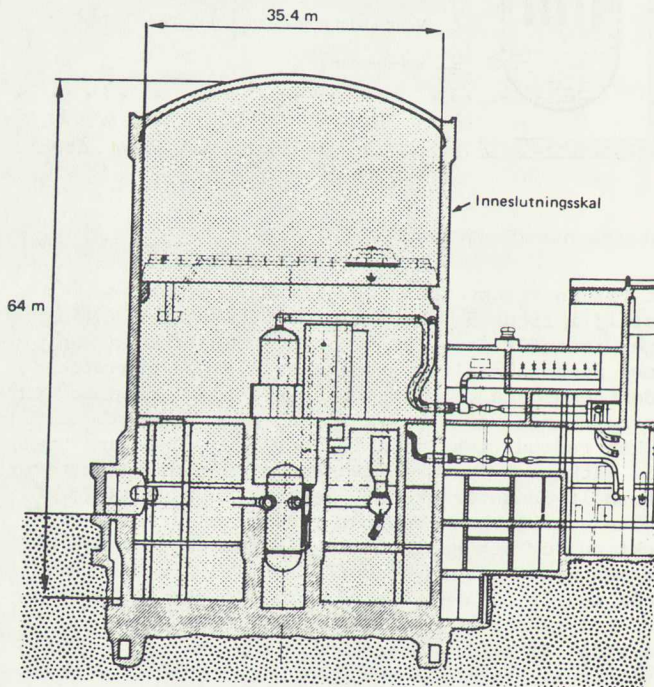
Figur 4: Reaktorns huvudkomponenter

Principskemat för en tryckvattenreaktor (PWR) har utvecklats
något mer i detalj i figur 5 (nästa sida). Värmeväxlaren (ångge-
neratorn) ligger innanför inneslutningen. Därmed är hela den pri-
mära kretsen med dess innehåll av radioaktiva ämnen innesluten
av skalet. I den sekundära vatten- och ångkrets som omfattar tur-
binen finns normalt inga radioaktiva ämnen. Om man har läckage i
ånggeneratoren kan radioaktiva ämnen förorena den sekundära kret-
sen. Eventuella läckage av radioaktiva ämnen från primärsystemet
sker således normalt innanför skalet. Personalen utsätts för
stråldoser vid underhålls- och reparationsarbete, bränslebyte
samt vid inspektion för att kontrollera säkerheten, dvs vid de
tillfällen när man måste arbeta innanför inneslutningen. Hante-
ringen av avfall medför även strålskyddsproblem för personalen.

Figur 6 (nästa sida) är mindre överskådlig, men ger en uppfatt-
ning om dimensionerna. Reaktortanken syns i centrum längst ner,
omgiven av den tjocka biologiska skyddsskärmen. Över den, mitt i
bilden, antyds ånggeneratoren. Det är inneslutningens konturer,
påminnande om en gasklocka eller oljecistern, som karaktäriserar
en tryckvattenreaktor sedd utifrån.

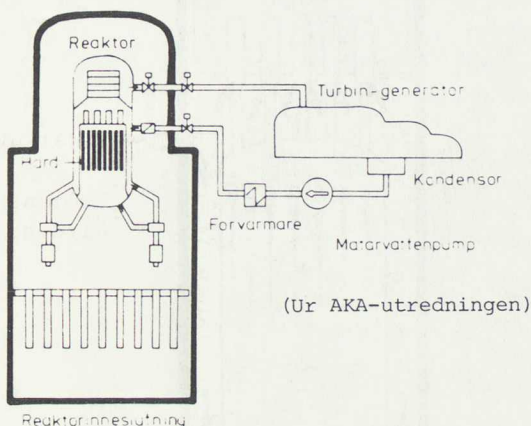


Figur 5: Principschema för en tryckvattenreaktor (PWR)
(Ur Aka-utredningen)



Figur 6: Inneslutningen för en tryckvattenreaktor.
(Ur Närförläggningens utredningen)

Figur 7 (nedan) visar en principskiss för en kokarreaktor (BWR). Här bildas således ångan redan i primärkretsen och leds till turbinen som ligger utanför reaktorinneslutningen. Härigenom finns delar av den primära kretsen, innehållande radioaktiva ämnen, utanför det täta skalet och det finns därmed strålrisker även i turbinhallen.

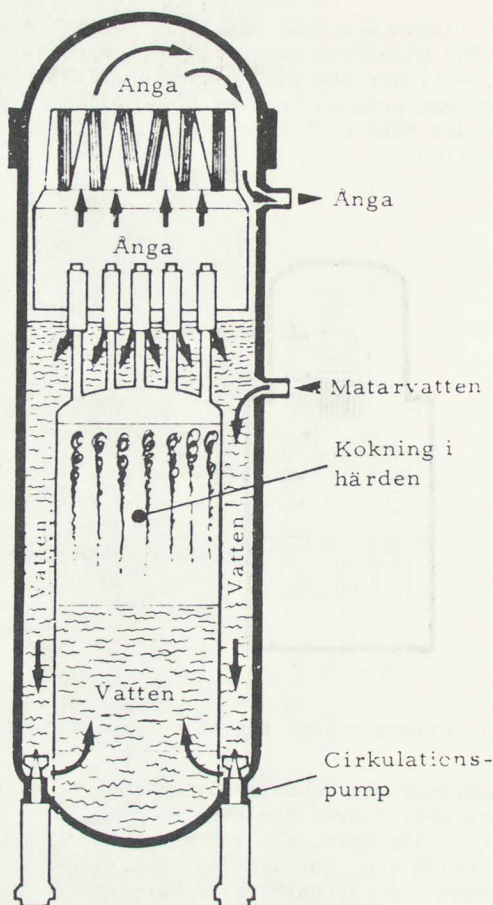


Figur 7 Principschema för en kokarreaktor (BWR)

Vattenströmningen genom bränsleharden i reaktortanken påverkas på flera sätt utöver den rörelse som uppstår när vattnet upphetas och börjar koka. När vattnet kokar blandas ångan med vatten som avskiljs i en särskild ångavskiljare i reaktortankens övre del. Ångan lämnar därefter reaktortanken i ångledningen till turbinhallen. Sedan ångan passerat turbinen kondenseras den till vatten i en kondensor som kylvats av den yttre kylvattenkretsen där vatten pumpas upp från havet. Det kondenserade vattnet pumpas därefter tillbaka till reaktortanken med hjälp av matarvattenpumpar. Vattnet i reaktortanken sätts dessutom i rörelse med hjälp av särskilda cirkulationspumpar. I de äldre reaktorerna sitter dessa pumpar (såsom skissen i figur 7 visar) under reaktortanken och är förbundna med denna genom grova rör. I senare reaktorer sitter pumparna inbyggda i reaktortankens botten.

Vattenomloppet i reaktortanken i en kokarreaktor åskådliggörs i figur 8 (nästa sida).

Matarvattnet fördelas jämnt runt reaktortanken genom att det tillförs via spridare. Sprickor i denna matarvattenring nödvändiggjorde ett utbyte av ringen i en av reaktorerna vid Oskarshamns kärnkraftverk. Detta medförde problem med svetsarbete inne i den radioaktiva reaktortanken (jfr sid 91).



Figur 8: Vattenomloppet i en kokarreaktor (enligt Asea-Atom: Kärnkraftverk och säkerhet).

Den principiella utformningen av inneslutningen för en kokarreaktor framgår av figur 9 (nästa sida). Till skillnad mot Westinghouses tryckvattenreaktor har Asea-Atoms kokarreaktor inte inneslutningen som yttre vägg mot omgivningen. Inneslutningen är i stället inbyggd i en hög reaktorbbyggnad. Från den hall som finns i byggnadens övre del är reaktortankens inre åtkomligt sedan såväl ett lock till inneslutningskärlet som reaktortankens lock avlägsnats. Dessa lock finns i botten av en bassäng som under drift är fylld med vatten som strålskärm.

I kokarreaktorn är inneslutningskärlet mindre än i tryckvattenreaktorn. Detta möjliggörs av ett kondensationssystem som är avsett att kondensera den vattenånga som skulle bildas vid ett plötsligt vattenläckage i primärsystemet inne i inneslutningskärlet. Kondensationssystemet består av en bassäng med 2000-2500 kubikmeter vatten. Om ånga plötsligt skulle strömma ut ur reaktortanken leds den ner i bassängen och kondenseras till vatten.

1.5.3 Turbinanläggningen

Från reaktorn leds het ånga till turbinbyggnaden. I en tryckvattenreaktor bildas ångan i en ånggenerator innanför reaktorinneslutningen, av vatten i en sekundär vattenkrets som normalt inte innehåller några radioaktiva ämnen. I en kokarreaktor bildas ångan i själva reaktorns tryckkärl och det är därför primärvattenkretsen som omfattar turbinen.

Vi skall se närmare på det senare fallet eftersom det leder till att radioaktiva ämnen kan uppträda i turbinkretsen. Under idealiska förhållanden är bränslestavarna helt täta och inga radioaktiva ämnen läcker ut från bränslet till det primära kylvattnet. I verkligheten kan ett visst läckage dock inte undvikas.

Kylvattnet innehåller dessutom radioaktiva aktiveringsprodukter, dvs radioaktiva ämnen som har uppstått genom neutronbestrålning av vattnet och däri lösta korrosionsprodukter när vattnet passerar reaktorhärden.

Den dominerande strålkällan i primärvattnet är emellertid kväveisotopen kväve-16. Denna isotop har emellertid en mycket kort halveringstid (7,3 sekunder) och försvinner därför så gott som omedelbart när reaktorn stoppas. Turbinen blir därmed i det närmaste fri från strålning. I rörledningar och system som innehåller primärt reaktorvatten minskar radioaktiviteten snabbt med bortfallet av kväve-16 men en ganska hög aktivitet av andra aktiveringsprodukter och från bränslestavarna utläckta klyvningsprodukter kan kvarstå länge.

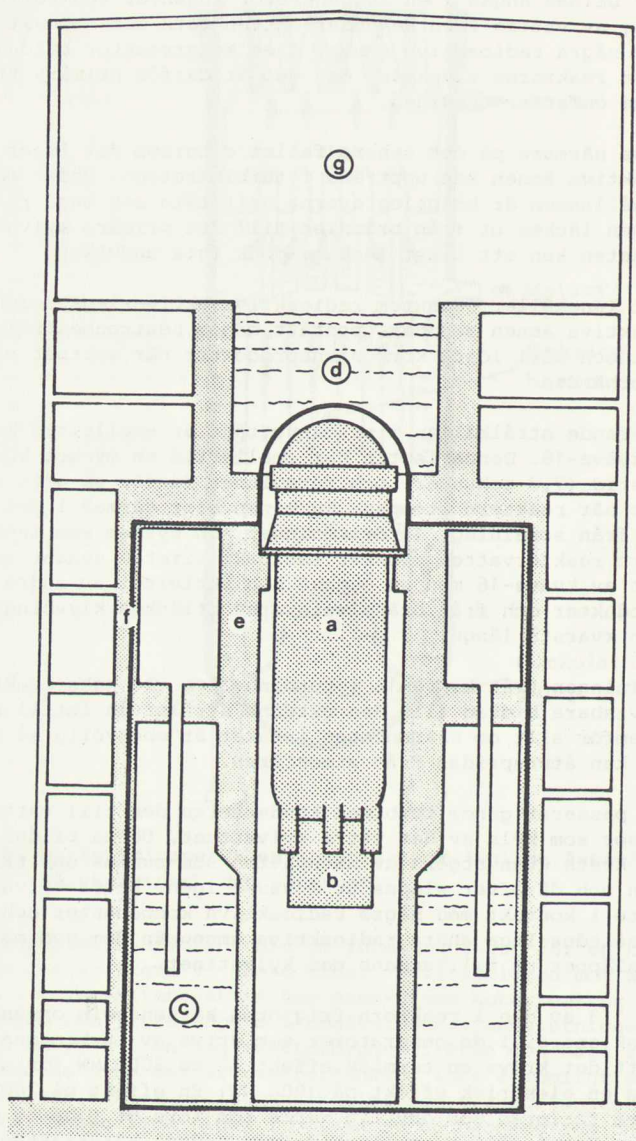
Gammastrålningen från kväve-16 i turbinhallen vid kokarreaktorer kan ge påvisbara bidrag till den externa strålnivån intill byggnaden, framför allt om skärmningen i taket är obetydlig så att strålning kan återspridas från atmosfären.

När ångan passerat genom turbinen kondenseras den till vatten i en kondensor som kylvats av det yttre kylvattnet. Detta bildar inte en sluten krets utan utgörs av havsvatten som pumpas upp till kondensorn och därefter släpps ut i havet igen. Detta kylvatten kommer inte i kontakt med några radioaktiva komponenter och innehåller således inga andra radioaktiva ämnen än dem som man avsevärt släpper ut tillsammans med kylvattnet.

Endast ca 1/3 av den i reaktorn frigjorda kärnenergin omvandlas i elektrisk energi i de generatorer som drivs av turbinerna. Det innebär att det krävs en termisk effekt på ca 3000 MW för att åstadkomma en elektrisk effekt på 1000 MW. En effekt på 2000 MW går således förlorad som onyttig värme som förs ut i havet med kylvattnet. Detta gäller emellertid inte endast kärnkraftverk utan även kol- och oljeeldade kraftverk, även om värmeförlusten blir något större i ett kärnkraftverk. Kylvattenflödet genom ett kärnkraftverk på 1000 MW elektrisk effekt är av storleksordningen $50 \text{ m}^3/\text{s}$. Som jämförelse kan nämnas att medelvattenmängden vid Dalälvens mynning är $360 \text{ m}^3/\text{s}$.

De fyra svenska kärnkraftstationerna ligger samtliga vid kusten. Det har därför varit möjligt att tillgodose behovet av stora kylvattenmängder. Om kärnkraftverk placeras i inlandsområden måste

Figur 9: Reaktorbyggnad med inneslutningskärl för kokarreaktor.
(Ur Asea-Atom: Kärnkraftverk och säkerhet).



- | | |
|---------------------------|--|
| a) Reaktorn | e) Kombinerad strålskärm och bärande vägg |
| b) Reaktorns styrdon | f) Kombinerad strålskärm och inneslutningsvägg |
| c) Kondensationsbassängen | g) Reaktorhallen |
| d) Strålskärmsbassäng | |

man i stället tillgripa kyltorn, såsom har skett i en del andra länder. Detta medför andra typer av problem såsom buller och saltnedfall (vid "våta" kyltorn).

1.5.4 Reningssystem och avfallshantering

Vi har redan nämnt att det primära kylvattnet kan innehålla radioaktiva aktiveringsprodukter samt klyvningsprodukter som har läckt från bränslestavarna.

Ur reaktorfysikalisk synpunkt är det angeläget att hålla primärvattnet fritt från föroreningar. Vattnet fungerar ju som moderator och varje förorening som är neutronabsorberande påverkar neutronflödet i reaktorn. Det finns därför olika typer av reningssystem, såsom filter med jonbytare, för att avlägsna föroreningar ur primärvattnet.

Ett visst läckage av primärvatten kan i praktiken aldrig förhindras. Läckage av vatten och olja från turbiner och pumpar ger avfall som måste omhändertas för särskild behandling. Vid regenerering av jonbytare frigörs uppsamlade föroreningar och omhändertas som avfall. Vid byte av jonbytarmassor måste förbrukat material omhändertas. Allt vatten som lämnar de kontrollerade utrymмена, utläckande primärvatten, spolvatten och rengöringsvätskor samlas för behandling i ett särskilt avloppssystem, där vattnet renas i filter, indunstare och flockningsanläggningar.

Det renade vattnet samlas i särskilda utsläppstankar. Innan det får släppas ut skall prover analyseras och aktiviteten får inte överstiga gränsvärden som specificerats av strålskyddsmyndigheten (statens strålskyddsinstitut). Utsläppen sker i kylvattenkanalen. Resterande avfall (filter, jonbytarmassor, indunstningskoncentrat) omhändertas som radioaktivt avfall.

Som radioaktivt avfall räknas även skräp såsom plast, trasor, skyddskläder m m. Om sådant avfall härrör från områden där det kan ha blivit radioaktivt förorenat måste det betraktas såsom radioaktivt tills man genom mätningar har kunnat visa att det är inaktivt. Eftersom vissa föroreningar, framför allt med alfastrålade ämnen, är svåra att påvisa blir sådana mätningar svåra och dyrbara. Det är därför enklare och billigare att betrakta avfallet som radioaktivt. Härigenom uppstår dock stora mängder "radioaktivt" avfall om man inte tidigt kan klassificera delar av avfallet som inaktivt (t ex genom att inte i onödan föra in material som senare blir avfall i potentiellt radioaktiva områden). De förväntade mängderna radioaktivt avfall av detta slag framgår av tabell 2. Avfallet klassificeras såsom lågt- och medelaktivt. Huvudparten av den totala volymen utgörs av lågaktivt skräp från potentiellt radioaktiva områden.

Lågaktivt fast avfall packas i plastsäckar eller plåttunnor. Det finns möjligheter till minskning av volymen genom pressning eller förbränning. En försöksverksamhet med en förbränningsugn pågår i Studsvik hos AB Atomenergi. Förbränning av avfall måste noga kontrolleras så att inte avfallshanteringen oavsiktligt leder till en luftförorening.

Tabell 2: Årliga mängder låg- och medelaktivt avfall från en lättvattenreaktor med effekten 900 MW (elektrisk effekt).
(Efter Aka-utredningen)

Typ av avfall	Mängd obehandlat avfall per år	
	m ³	ton
Jonbytarmassor	20-35	20-35
Indunstarkoncentrat	15	15
Hårdkomponenter		0,5-7
Oljeavfall	2	2
Avfall från reaktorns primärsystem	2-3	2-3
Övrigt avfall från kontrollerade områden	400	40

Jonbytarmassor och indunstarkoncentrat räknas som medelaktivt avfall och gjuts in i antingen betong eller asfalt. Detta har hittills skett med en metodik som ursprungligen var inriktad på dumpning av avfallsbehållarna i havet. Eftersom Sverige inte tillåter dumpning i havet måste behållarna lagras på land. Vi skall i ett senare avsnitt diskutera avfallshanteringen.

De radioaktiva ämnen som i första hand kan läcka ut ur bränslestavarna är gasformiga. De är isotoper av ädelgaserna xenon och krypton, isotoper av jod i ångform samt tritium (en radioaktiv väteisotop). Även i kylvattnet bildas radioaktiva gaser. Vi har redan nämnt den mycket kortlivade kväve-16. Genom neutronbestrålning av vattnets syre och av kväveföroreningar i kylvattnet bildas också kol-14 som i kokarreaktorer huvudsakligen förekommer i form av koldioxid.

När vattnet passerar genom reaktorhärden sönderdelas en del av vattnet genom hydrolys i sina beståndsdelar väte och syre. Detta ökar mängden gaser i primärvattnet.

I tryckvattenreaktorer avleds gaserna i samband med reningen av primärvattnet och hålls i särskilda tankar 30-40 dygn. Under denna tid har huvudparten av de radioaktiva gaserna hunnit sönderfalla.

I kokarreaktorer är kondensorn en källa till läckage av de gaser och ångor som inte liksom vattenångan kondenserar till vätska. Gaser och inläckande luft måste pumpas ut ur kondensorn, där undertryck råder. Gaserna från detta system leds till ett särskilt avgassystem. Avgassystemet innehåller en fördröjningstank med en volym av ett par hundra kubikmeter samt ett filter för avskiljning av icke-gasformiga föroreningar. Fördröjningstanken är en sandtank som det tar gaserna upp mot en timme att passera. Detta arrangemang är det enda som finns i de äldre kokarreaktorerna (Oskarshamnsverkets båda aggregat samt Ringhals 1). Det torde in-

te vara tillräckligt för att uppfylla de krav på utsläppsbegränsning som strålskyddsinstitutet har föreslagit att gälla efter några års övergångsperiod.

En väsentlig förbättring erhålls genom införandet av en rekombinator före sandtanken. Rekombinatoren återförenar den bildade vätgasen och syrgasen till vatten. Härigenom minskar gasvolymen avsevärt och uppehållstiden i sandtanken ökar till 20-30 timmar. Detta är av allt att döma tillräckligt för att de nya kraven skall uppfyllas. Rekombinatorsystemet har införts vid Barsebäckverket.

För kärnkraftstationen i Forsmark planeras en avledning av gaserna genom kolfilterkolonner, utöver rekombinator och sandtank. Detta fördröjer gasutsläppet ytterligare, men eftersom redan rekombinator och sandtank eliminerar den mesta aktiviteten och kvarvarande gaser, t ex krypton-85 har mycket lång halveringstid, blir effekten från strålskyddssynpunkt liten.

1.5.5 Säkerhetssystem

De reaktorolyckor som kan tänkas leda till spridning av stora mängder radioaktiva ämnen i omgivningen kan grovt sett antas höra till tre kategorier.

Till den första kategorin hör yttre rörbrott i primärsystemet på en kokarreaktor. Det viktigaste säkerhetssystemet för att förhindra en värre olycka utgörs av de skalventiler som vid tryckfall automatiskt isolerar reaktorn. Samtidigt som ventilerna utlöses snabbstoppas reaktorn. Det vatten som då befinner sig utanför skalventilerna kommer vid tryckfallet att stötkoka och vattentånga kommer att blåsa genom verket. Byggnaderna är därför planerade med särskilda avblåsningsvägar ut till omgivningen.

Till nästa kategori hör inre rörbrott, dvs rörbrott inom inneslutningskärlet. Även i detta fall skall skalventilerna isolera inneslutningskärlet från omgivningen. I kokarreaktorerna blåser ångan ner i kondensationssystemet. I tryckvattenreaktorerna är inneslutningskärlet tillräckligt stort att utan denna hjälp ta upp tryckökningen.

Det vatten som går förlorat genom rörbrottet måste ersättas. Detta kan ske genom matarvattensystemet och med det särskilda hårdstrilsystem som är avsett för nödkylning. Det senare kan dock inte pumpa in vatten så länge övertrycket i reaktortanken fortfarande är högt.

I de äldsta kokarreaktorerna sitter cirkulationspumparna anslutna med grova rörledningar till reaktortankens botten. Om ett sådant rör får ett brott töms reaktortanken mycket snabbt på allt vatten. Bränslehärden måste då kylas med hjälp av hårdstrilsystemet.

Den tredje kategorin av olycka innebär ett brott på reaktortanken eller (i tryckvattenreaktorer) ånggeneratoren. Vid ett stort tryckkärlsbrott skulle troligen olycksförloppet bli så våldsamt att inneslutningskärlet skulle bli skadat. Det är också möjligt att nödkylningssystemet också skulle förstöras så att bränslehärden blev överhettad.

Vid alla dessa olyckor stoppas reaktorn ögonblickligen. Det sker således ingen fortsatt energiutveckling genom kärnklyvning. Hårdens innehåll av radioaktiva klyvningsprodukter är emellertid också en energikälla. Vid de radioaktiva sönderfallen frigörs energi. Detta ger en "resteffekt" i bränsleharden sedan kärnklyvningen upphört. Omedelbart efter avstängningen är resteffekten ca 6% av den fulla reaktoreffekten och efter en timme är den nere i ca 1%. För en reaktor på 1000 MW elektrisk effekt, dvs 3000 MW termisk effekt, är detta 30 MW fortfarande efter en timme. Detta är ca 200 kW per ton uran. Efter ett dygn är värmeutvecklingen fortfarande så hög som ca 60 kW per ton uran. Efter ett år är den ca 8 kW per ton, efter 10 år knappt 1 kW per ton och efter 100 år 0,1 kW per ton.

Resteffekten nödvändiggör kylning för att inte temperaturen skall stiga så att bränslestavarna smälter ner och den inneslutna aktiviteten frigöres. Om kylningen uteblir kan man därför vänta sig att åtminstone de lättflyktiga klyvningsprodukterna såsom ädelgaserna och jod frigörs. De barriärer som kan hindra dem från att komma ut ur reaktorbyggnaden är i första hand inneslutningen, där efter byggnadens väggar och vad beträffar joden de filter som finns vid skorstenen i en kokareaktor.

De viktigaste säkerhetsåtgärderna är emellertid kvalitetskraven på alla komponenter ("quality assurance"), dubblering av alla säkerhetssystem såsom ventiler och pumpar ("redundancy") samt noggrann inspektion. Vi skall i ett senare avsnitt återkomma till de möjliga konsekvenserna av reaktorolyckor och till de bedömningar som gjorts av olyckornas sannolikhet.

1.6 HANTERINGEN AV UTBRÄNT BRÄNSLE

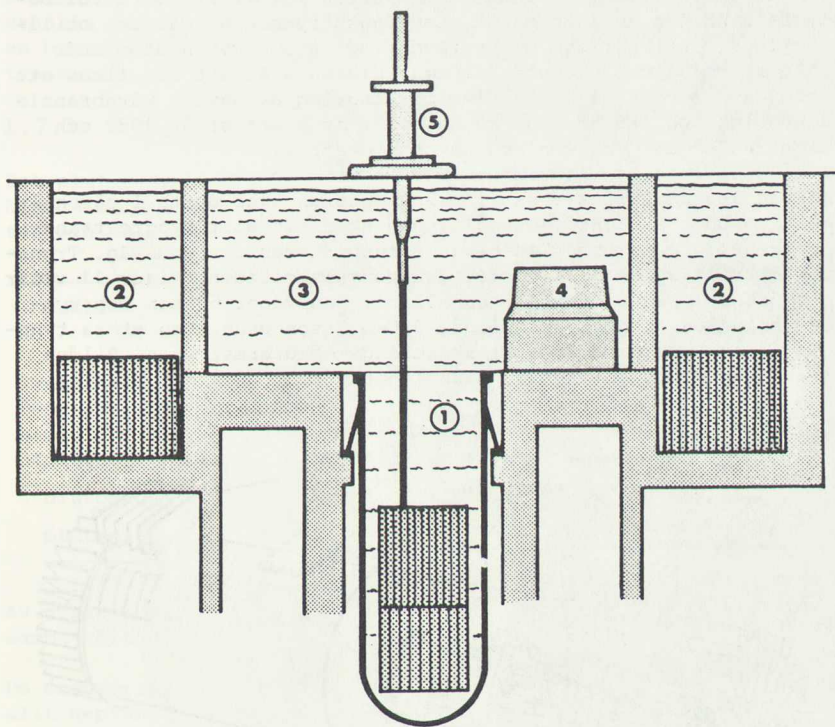
Vi har tidigare sagt att en reaktor på 1000 MW elektrisk effekt behöver försörjas med ca 30 ton anrikat bränsle per år. Detta är en ungefärlig genomsnittssiffra. Exaktare uppgifter kan erhållas ur följande jämförelsetabell för förhållandena i kärnkraftaggregat på 900 MW, den storlek som är aktuell för de nyaste svenska aggregaten (tabellen är hämtad ur Aka-utredningens faktamaterial):

Tabell 3: Data för kärnkraftaggregat på 900 MW elektrisk effekt (Ur Aka-utredningen).

Data för	Sort	BWR	PWR
Utbränning	MWd per ton uran	28 500	33 000
Uranmängd	ton urandioxid	140	80
Bränslebestrålningstid	år	5	3
Halt uran-235 i färskt bränsle	%	2,6	3,2
Halt uran-235 i använt bränsle	%	0,7 0,8	0,8 0,9
Total halt plutonium i använt bränsle	%	0,8	0,9
Verkningsgrad	%	33	33

Bränslets utbränning anger den totala energimängd som bränslet utvecklats i reaktorn. Den tid som reaktorn varit i drift med bränslet är bränslets bestrålningstid.

Bränslebyte sker normalt varje år i samband med det årliga sommaruppehållet för översyn. Såsom framgår av tabell 3 är det frågan om att byta $1/5 - 1/3$ av bränsleelementen. Det använda bränslet har, såsom vi visat, en mycket hög värmeutveckling och är mycket radioaktivt. Det överförs därför omedelbart till en 11-14 m djup vattenbassäng intill reaktorn. Vattnet tjänar både som strålskydd och kylmedel. Figur 10 illustrerar hur bränslebytet går till i en kokarreaktor. Bilden bör jämföras med figur 9 som också visar reaktorbassängen ovanför reaktortanken. Bränslebytet påbörjas vanligen ca en vecka efter det att reaktorn stängts av. Värmeutvecklingen är då ca 100 kW per ton uran.



- | | |
|-----------------------|------------------------------|
| 1. Reaktorn | 4. Urlyfta inre reaktordelar |
| 2. Bränslebassängerna | 5. Bränslebytesmaskin |
| 3. Reaktorbassängen | |

Figur 10: Bränslebytet i en kokarreaktor (ur Asea-Atom: Kärnkraftverk och säkerhet).

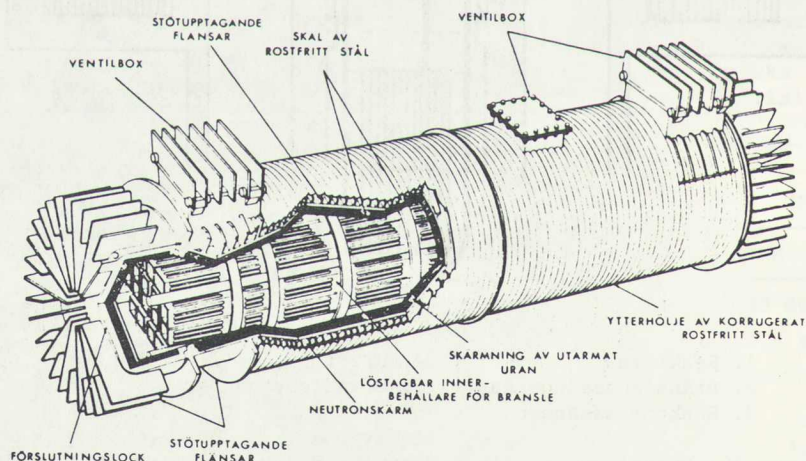
Såsom framgår av figuren lyfts bränslet aldrig upp ur det strålskärmande och värmeupptagande vattnet under bränslebytet. Bränslebassängerna står i direkt kontakt med reaktorbassängen men kan avskärmas genom täta portar.

Enligt tidigare planer skulle bränslet förvaras vid reaktorn i minst tre månader och därefter transporteras till en upparbetningsanläggning. På grund av osäkerheten beträffande upparbetning förvaras nu det använda bränslet tills vidare i kärnkraftverkens bränslebassänger i avvaktan på antingen transport till en upparbetningsanläggning utomlands eller till en central förvaringsplats i Sverige.

Bränslebassängerna vid de svenska kärnkraftverken har en sådan storlek att de dels kan rymma hela reaktorhärden om denna skulle behöva tas ut ur reaktorn, dels därtill kan rymma mellan ett till tre års uttag av använt bränsle. Det finns dessutom vissa möjligheter att öka lagringskapaciteten.

Aka-utredningen har påpekat att den nuvarande svårigheten att få använt kärnbränsle upparbetat utomlands kan leda till att bas-sängutrymmena vid de svenska kraftverken kommer att vara fullbelagda i början av 1980-talet. Lagringsutrymmen är således otillräckliga, särskilt som motsvarande lagringsutrymmen utomlands nästan är fyllda. Aka-utredningens slutsats är att det finns ett behov av en central anläggning för lagring av använt kärnbränsle i Sverige och att den bör kunna tas i bruk senast år 1982 och planeras så att den kan byggas ut i etapper.

När använt kärnbränsle skall transporteras sker detta i särskilda transportbehållare. Utvecklingen sker mot allt tyngre transportbehållare som svårigen kan transporteras på landsväg. Transporter till sjöss blir därför den normala metoden. Figur 11 visar ett exempel på en transportbehållare. Den väger 63 ton och rymmer bränsleelement innehållande 3,0-3,5 ton uran. Den stora tyngden förorsakas bl a av strålskärmning med utarmat uran. Bilden visar genom ett snitt även bränsleelementen.



Figur 11: Exempel på transportbehållare för använt reaktorbränsle (Ur Aka-utredningen).

1.7 UPPARBETNING AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

Det utbrända bränslet är inte nödvändigtvis att betrakta som avfall. Det består till 95% av uran-238 och 0,8% uran-235, dvs det ingående uranet är fortfarande värdefullt råmaterial för förnyad anrikning och bränsleframställning. Det innehåller vidare 0,6% klyvbart plutonium som i princip kan återanvändas i kärnkraftverk. Det egentliga avfallet är 2,9% högaktiva klyvningsprodukter samt ca 0,4% icke klyvbart plutonium samt andra tyngre grundämnen (s k transuraner).

Uranet och plutonium kan skiljas från klyvningsprodukterna i en s k upparbetningsanläggning. Tekniken för upparbetning omfattar kapning av bränsleelementen, lösning av bränslet i salpetersyra, separation av uran och plutonium från klyvningsprodukterna genom extraktion med ett organiskt lösningsmedel samt slutlig renframställning av uran och plutonium skilda från varandra. Som avfall erhålls det genom aktivering högaktiva kapslingsmaterialet samt en blandning av högaktiva klyvningsprodukter och resterande transuraner i ett flytande surt lösningskoncentrat.

1.7.1 Missbruk av plutonium

Det plutonium som kan utvinnas genom upparbetningen utgör en blandning av flera nuklider. Halten av dessa i bränslet efter två års lagring framgår av tabell 4 nedan.

Nuklid	Halveringstid (år)	Viktsmängd (g/ton uran)
plutonium-238	86	110
plutonium-239	24 000	4 750
plutonium-240	6 600	2 230
plutonium-241	13	910
plutonium-242	380 000	460

Av dessa nuklider är plutonium-239 och plutonium-241 klyvbara på samma sätt som uran-235.

De transuranelement som finns i det använda bränslet är framför allt neptunium, americium och curium. Ett par av dessa bildar plutonium när de sönderfaller.

Om plutonium separeras genom upparbetning av kärnbränslet erhålls den nuklidblandning som framgår av tabell 4. Om denna plutoniumblandning lagras kommer den mest kortlivade nukliden, plutonium-241, att i första hand sönderfalla. Dess dotterprodukt är americium-241 (460 års halveringstid). Denna nuklid utgör en icke önskad förorening av plutoniet, som minskar dess användbarhet som kärnbränsle. Om plutoniet inte kommer till snar användning som kärnbränsle måste det därför på nytt upparbetas, för avlägsnande av americium.

Ett annat skäl att undvika långvarig lagring av plutonium är

risken för stöld och missbruk av plutoniet som sprängmedel i en kärnladdning.

Vanligt reaktorplutonium är emellertid inte väl ägnat för kärnvapen i militärt syfte. Orsaken är förekomsten av stora mängder av plutonium-240. En del av denna nuklids atomkärnor undergår spontan klyvning och frigör då neutroner. Dessa neutroner skulle utgöra ett problem i en militär kärnladdning.

Principen för en atombomb är att klyvbart material (uran-235 eller plutonium-239) plötsligt sammanförs till en överkritisk massa. Om mängden av materialet understiger den s k kritiska massan (ca 15 kg för plutonium-239 i form av en sfär) kommer så många neutroner att läcka ut ur materialet att någon kedjereaktion inte uppstår efter en första kärnklyvning. Om mängden klyvbart material överstiger den kritiska massan kommer antalet neutroner inne i materialet, trots förlusten av utläckande neutroner, att vara tillräckligt för att underhålla en kedjereaktion.

Om det finns fria neutroner närvarande under sammanförandet av materialet till en kritisk massa, startar kedjereaktionen och explosionen så snart massan är kritisk. Detta leder till att större delen av materialet inte hinner klyvas och avge energi.

I en kärnladdning vill man inte att kedjereaktionen skall starta förrän det klyvbara materialet har sammanförts till en överkritisk konfiguration som leder till maximalt utnyttjande av materialet. Genom att det alltid finns en risk för uppkomsten av fria neutroner måste sammanföringen av materialet ske mycket hastigt, med sammanföringshastigheter överstigande 1000 m/s.

Genom närvaron av plutonium-240 i reaktorplutonium och den därmed ökade risken för fria neutroner krävs en mycket hög sammanföringshastighet (mer än 2000 m/s) för att en kärnladdning ens med begränsad tillförlitlighet skall kunna ge en sprängstyrka på 10 kton. För att åstadkomma ett taktiskt kärnvapen med reaktorplutonium krävs därför en mycket avancerad teknik för sammanföringen av det klyvbara materialet.

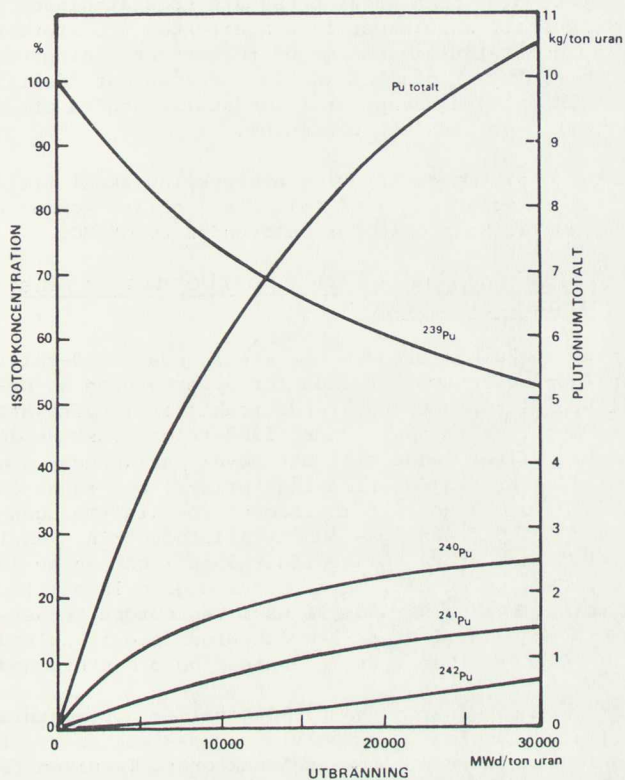
"Kanonmetoden" för sammanföringen innebär att det klyvbara materialet är uppdelat i två kroppar som accelereras mot varandra i ett eldrör. Detta ger inte större sammanföringshastighet än 500-700 m/s. Med reaktorplutonium skulle man kunna åstadkomma en kärnexplosion som, inte helt tillförlitligt, skulle kunna ge en sprängstyrka på något kton.

"Implosionsmetoden" innebär att det klyvbara materialet arrangeras i ett sfäriskt skal som omges av ett sprängämne avsett att trycka det samman till en överkritisk massa. Implosionsmetoden kan ge sammanföringshastigheter på upp mot 2000 m/s, men förutsätter en mycket avancerad sprängteknik.

Med krav på god tillförlitlighet och sprängstyrkor överstigande några kton är reaktorplutonium inte användbart som sprängmedel.

Plutonium för vapenändamål är plutonium som huvudsakligen består av plutonium-239, med mycket liten inblandning av plutonium-240. Denna sammansättning har plutoniet så länge bränslet endast har

varit en kort tid i reaktorn (motsvarande en utbränning av ca 1000 MWdygn/ton i stället för kraftreaktorernas ca 30 000 MWdygn/ton). De relativa mängderna av plutonium-239 och plutonium-240 efter olika utbränning av bränslet framgår av figur 12.



Figur 12: De relativa mängderna av olika plutoniumisotoper i reaktorbränsle vid olika utbränning av bränslet i en lättvattenreaktor. (Ur Gylden & Holm: Risker för kärnladdningsframställning i det fördolda).

1.7.2 Återcykling av plutonium

En förutsättning för att upparbetning av det använda kärnbränslet skall vara rimlig är att det separerade plutoniet kommer till användning. Om detta inte sker kommer det att utgöra ett onödigt riskmoment. Förutom risken för missbruk finns risken för spridning av plutoniet genom exempelvis brand. Dessa risker minskar om plutoniet omedelbart efter upparbetningen överförs till nytt bränsle och återgår till reaktorerna. Detta förordades av Akutredningen. Med plutonium i bränsletillverkningen ökar dock kraven på skyddsåtgärder avsevärt för att inte arbetarskyddet skall bli ett problem.

U.S. Nuclear Regulatory Commission publicerade i augusti 1976 en rapport, "GESMO" (Final Generic Environmental Statement on the

Use of Recycle Plutonium in Mixed Oxide Fuel in Light Water Cooled Reactors). Man konstaterar att återcykling innebär ett bättre utnyttjande av tillgängliga uranresurser men kräver upp- arbetning och hantering av plutonium vid bränsletillverkningen. Man anser det sannolikt att det är ekonomiskt fördelaktigt att återcykla plutoniet, men säger också att uppskattningen är osä- ker. Man anser att skillnader i hälsoeffekter vid återcykling inte ger någon utslagsgivande grund för ett ställningstagande. Man konstaterar slutligen att man inte har kunnat identifiera några avfallshanteringssynpunkter som skulle utgöra ett hinder för återcykling av uran och plutonium.

Det slutliga beslutet om huruvida återcykling skall tillåtas i USA samt vilka regler som i så fall skall gälla, kommer att fat- tas efter "public hearings" mot bakgrunden av GESMO.

1.7.3 Tillgängligheten av upp- arbetningstjänster i industriell skala

Upp- arbetning av reaktorbränsle har skett sedan 1940-talet. De tidiga anläggningarna var avsedda för upp- arbetning av bränsle från militära plutoniumproducerande reaktorer i syfte att erhå- la plutonium till kärnvapen. Under 1960-talet minskade det mili- tära behovet, vilket ledde till att såväl anriknings- som upp- arbetningstjänster erbjöds till låga priser. Det fanns därför inte tillräckligt ekonomiskt incitament för kraftbolagen att engagera sig i upp- arbetnings- och avfallsindustrin. Resultatet blev att ett fåtal stora anläggningar ännu i början av 1970-ta- let konkurrerade om kunder. Detta har i dagens läge lett till en bristsituation. För närvarande finns i Västeuropa endast anlägg- ningarna vid La Hague i Frankrike och Windscale i England att tillgå och båda är i behov av modernisering och utbyggnad.

De tekniska problemen är olika när det gäller upp- arbetning av det metalliska bränslet i exempelvis Magnox-reaktorer (jfr sid 18) och oxidbränsle från lättvattenreaktorer. Tekniken för upp- arbetning av metallbränsle är äldre och har länge tillämpats i USA, England och Frankrike. Tekniken för upp- arbetning av högut- bränt oxidbränsle är svårare. Det finns för närvarande ingen an- läggning som upp- arbetar oxidbränsle i industriell skala.

En väsentlig skillnad mellan zircaloykapslat oxidbränsle och exempelvis Magnox-bränsle bör påpekas. Magnox-bränslet måste upp- arbetas inom ett år eftersom kapslingen annars korroderar så att klyvningsprodukterna läcker ut. Oxidbränslets kapsling är däremot mycket motståndskraftigt mot korrosion och bränslet kan utan svårighet lagras många år under vatten.

För såväl La Hague som Windscale har utbyggnader för upp- arbetning av oxidbränsle projekterats. För Windscale har de lokala plane- ringsmyndigheterna godkänt British Nuclear Fuels begäran om till- stånd för utbyggnad, men miljövårdsgrupper har begärt ytterligare utredningar. Dessa grupper är negativa till en ny upp- arbetnings- anläggning för oxidbränsle, med motiveringen att det oupp- arbetade bränslet är säkrare att hantera och förvara än det plutonium som separeras vid upp- arbetningen. Man accepterar däremot upp- arbetning av Magnox-bränslet eftersom detta bränsle inte kan förvaras sä-kert under någon längre tid.

Även i La Hague har upparbetningen gällt metalliskt bränsle under det att en utbyggnad för upparbetning av oxidbränsle har projekterats med planerad användning 1976. La Hague har emellertid under 1976 varit drabbat av en strejk av en grupp arbetare som oroat sig för att ändrade ledningsförhållanden på sikt skulle kunna leda till eftersatta strålskyddsinsatser.

Upparbetning av oxidbränsle har dock tidigare skett vid flera anläggningar. I USA upparbetade Nuclear Fuel Services 240 ton oxidbränsle under perioden 1966-1971, varefter driften avbröts. En ombyggnad till större kapacitet planeras.

Upparbetning av oxidbränsle påbörjades vid Windscale 1971 genom att den befintliga anläggningen kompletterades med ett särskilt förbehandlingssteg. Detta steg drabbades emellertid 1973 av ett missöde som omöjliggjorde fortsatt upparbetning av oxidbränsle.

Eurochemics anläggning i Mol i Belgien var i drift under perioden 1966-1975 och upparbetade 200 ton oxidbränsle.

Ett misslyckande kan tillskrivas General Electric's planerade upparbetningsanläggning nära Chicago. Denna anläggning byggdes för en kapacitet av 300 ton per år och var färdig för provdrift 1971. Det visade sig emellertid att det inte utan ytterligare stora insatser var möjligt att i denna skala driva den nya teknik man hade valt.

Den stora upparbetningskapaciteten för oxidbränsle i USA kommer att i framtiden finnas vid Barnwell Nuclear Fuel Plant i South Carolina. Den beräknas tas i drift 1978 för 1500 ton per år.

I Västeuropa har det brittiska bolaget British Nuclear Fuel Ltd, det franska Commissariat à l'Energie Atomique samt det tyska KEWA gemensamt bildat företaget United Reprocessors GmbH som erbjuder kontrakt om upparbetning. Med de ursprungliga planerna skulle United Reprocessors på 1980-talet förfoga över en ny tysk anläggning för 1500 ton per år, utbyggnad av Windscale till 2000 ton per år samt en utbyggnad av La Hague till 1800 ton per år. Dessa planer ter sig emellertid för närvarande rätt osäkra.

Genom att ingen upparbetningsanläggning för oxidbränsle för närvarande är i drift härrör sig erfarenheten om arbetarskydd och miljöpåverkan från äldre anläggningar som projekteras vid en tid då normer och skyddskrav var mindre stränga än i dag. Det finns likväl ett rätt stort erfarenhetsmaterial att tillgå.

1.8 LÅNGTIDSLAGRING OCH DUMPNING AV RADIOAKTIVT AVFALL

1.8.1 Låg- och medelaktivt avfall

Hanteringsproblemen med lågt- och medelaktivt avfall har ingående behandlats av Aka-utredningen. Denna avfallskategori omfattar inte endast avfall från kärnkraftverken utan också från sjukhus, forskningsinstitutioner och industri.

Volymerna av reaktoravfall framgick av tabell 2. De årliga aktivitetsmängderna i jonbytarmassor och indunstarkoncentrat rör sig

om 1000-4000 curie av de långlivade ämnena kobolt-60, strontium-90 och cesium-137, per reaktor. De totala volymerna av dessa avfallstyper är ca 50 m³ per år och reaktor. Detta kan kräva lagringstider på många hundra år innan avfallet formellt kan betraktas som inaktivt.

Enligt svensk lag är all dumpning av avfall i haven förbjuden. Internationellt medför den s k Londonkonventionen inskränkningsar i länders rätt att dumpa radioaktivt material i haven. Det internationella atomenergiorganet, IAEA, skall enligt Londonkonventionen specificera vad det är för slags radioaktivt avfall som inte får dumpas. IAEA har gett specifikationer som innebär att dumpning av klyvningsprodukter och övrig aktivitet från upparbetning av reaktorbränsle är förbjuden enligt konventionen. Konventionen förbjuder emellertid inte dumpning av låg- och medelaktivt avfall.

Sådant avfall har tidigare vid ett antal tillfällen dumpats i Atlanten i NEA:s regi (NEA är OECD:s atomenergiorgan). Sverige har varit positivt till NEA:s medverkan i sådan dumpning, med motiveringen att det är bättre att denna dumpning sker under överinsyn av ett internationellt organ än att varje land dumpar avfallet utan insyn, vilket formellt är tillåtet enligt Londonkonventionen. Det avfall som har dumpats i Atlanten har varit låg- och medelaktivt. Dumpningen har skett på stort djup utanför kontinentalsockeln och i enlighet med gällande internationella rekommendationer. Även om Sverige har varit intresserat av att kunna medverka i övervakningen av dessa dumpningar har man från svensk sida markerat att Sverige i princip är mot dumpning av avfall i haven.

När dumpning i haven är utesluten för svenskt vidkommande måste det låg- och medelaktiva avfallet förvaras på land. Såväl strålskyddsinstitutet som Aka-utredningen har förordat att en central lagringsplats inrättas för detta avfall, med goda resurser för nödvändig hantering.

1.8.2 Högaktivt avfall

Det högaktiva avfallet är i första hand upparbetningsavfallet, men till högaktivt avfall kan också räknas kasserade hårdkomponenter som kan hålla hög neutroninducerad aktivitet. De viktiga klyvningsprodukterna i det använda bränslet framgår av tabell 5 (nästa sida).

Tabell 5: Klyvningsprodukter i använt kärnbränsle
(Ur Aka-utredningen).

Nuklid		Halveringstid	Curie per ton uran i bränslet efter		
			30 dygn	180 dygn	2 år
Tritium	3	12,33 år	700	690	640
Kol	14	5 730 år	0,4	0,4	0,4
Krypton	85	10,73 år	8 800	8 600	7 800
Strontium	89	50,85 dygn	470 000	64 000	41
	90	29 år	66 000	66 000	63 000
Yttrium	90	64,0 tim	66 000	66 000	63 000
	91	58,6 dygn	630 000	110 000	160
Zirkonium	93	950 000 år	1,6	1,6	1,6
	95	65,5 dygn	840 000	170 000	480
Niob	93m	12 år	0,1	0,2	0,3
	95	35,1 dygn	1 100 000	330 000	1 000
	95m	3,61 dygn	17 000	3 600	10
Teknetium	99	213 000 år	12	12	12
Rutenium	103	39,6 dygn	570 000	41 000	2,7
	106	1,01 år	390 000	300 000	105 000
Rodium	103m	56 min	560 000	40 000	2,6
	106	29,9 sek	390 000	300 000	105 000
Tenn	126	100 000 år	0,48	0,48	0,48
Antimon	125	2,73 år	7 100	6 500	4 400
	126	12,4 dygn	69	0,09	
	126m	19,0 min	0,48	0,48	0,48
Tellur	125m	58 dygn	1 500	1 500	1 000
	127	9,4 tim	7 100	2 600	80
	127m	109 dygn	6 900	2 600	80
	129	70 min	111 000	510	
	129m	33,4 dygn	17 000	800	
Jod	129	15,9 miljoner år	0,025	0,025	0,025
	131	8,041 dygn	50 000	0,012	
	132	2,285 tim	1 700		
Xenon	131m	11,99 dygn	1 500	0,031	
	133	5,29 dygn	32 000		
Cesium	134	2,06 år	120 000	110 000	64 000
	135	2,3 miljoner år	0,38	0,38	0,38
	137	30,1 år	94 000	93 000	90 000
Barium	137m	2,55 min	88 000	87 000	84 000
	140	12,79 dygn	240 000	71	
Lantan	140	40,23 tim	280 000	82	
Cerium	141	32,53 dygn	600 000	26 000	0,2
	144	284,4 dygn	830 000	570 000	150 000
Praseodym	143	13,58 dygn	260 000	120	
	144	17,28 min	830 000	570 000	150 000
Neodym	147	10,99 dygn	68 000	5,9	
Prometium	147	2,62 år	120 000	110 000	71 000
Samarium	151	93 år	440	440	430
Europium	152	13 år	12	11	10
	154	16 år	4 800	4 700	4 400
	155	4,8 år	2 100	2 000	1 600
	156	15,2 dygn	33 000	32	

Merparten av klyvningsprodukterna är stabila, icke radioaktiva ämnen eller omvandlas snart genom sönderfall till stabila ämnen. Ett fåtal av klyvningsprodukterna är så långlivade att någon betydande aktivitet finns kvar efter 10 års lagringstid. Deras aktivitet anges i tabell 6:

Tabell 6: Kvarvarande långlivade klyvningsprodukter i använt reaktorbränsle (Ur Aka-utredningen).

Grundämne	Totalmängd aktiva och stabila isotoper gram	Aktiva isotoper	Aktivitet i curie per ton uran efter				
			10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år
Antimon	10	125Sb, 125mTe	690				
Cerium	2100	144Ce, 144Pr	240				
Cesium	2200	134Cs, 135Cs	154 000	18 800	0,38	0,38	0,37
Europium	110	154Eu, 155Eu	3600	2			
Palladium	1200	107Pd	0,095	0,095	0,095	0,095	0,094
Prometium	10	147Pm	8600				
Rutenium	1900	106Ru, 106Rh	840				
Samarium	740	151Sm	400	197	0,152		
Selen	50	79Se	0,32	0,32	0,31	0,28	0,109
Strontium	670	90Sr, 90Y	104 000	12 100			
Teknetium	710	99Tc	12	12	12	11,7	8,7
Tenn	40	126Sn, 126mSb, 126Sb	1,02	1,02	1,02	0,96	0,51
Zirkonium	3200	93Zr, 93mNb	3,3	3,1	3,1	3,1	3,0
Jod	190	129J	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
Kol		14C	0,40	0,40	0,35	0,12	
Krypton	300	85Kr	4600	14,1			
Tritium		3H	400	2,5			

Till en början domineras aktiviteten av strontium-90 och cesium-137 som båda har halveringstider på ca 30 år. Efter 500 år är emellertid dessa nuklider betydelselösa jämförda med exempelvis teknetium-99 och zirkonium-93. Om klyvningsprodukterna inte har separerats från uranet är den specifika aktiviteten efter 100 år 30 000 mikrocurie per gram och efter 1000 år 17 mikrocurie per gram. Naturligt uran har en aktivitet av ca 5 mikrocurie per gram, men av nuklider som biologiskt sett är betydligt farligare än teknetium-99 och zirkonium-93. Man kan därför säga att klyvningsprodukterna i uranet saknar betydelse ur strålrisksynpunkt sedan cesium-137 och strontium-90 har försvunnit, dvs efter 500 år.

På lång sikt är det i stället transuranerna, dvs de ämnen som i likhet med plutonium har tyngre atomer än uran, som är av betydelse ur risksynpunkt. Tillsammans med uran kallas dessa ämnen aktinider och har besläktade kemiska egenskaper. Mängden transuraner i det använda bränslet efter 2 års lagring framgår av tabell 7:

Tabell 7: Mängden transuraner i använt reaktorbränsle efter 2 års lagring, räknat per ton uran.

Nuklid	Halveringstid (år)	gram	curie
Neptunium-237	2 100 000	290	0,21
Plutonium-238	86	110	1 900
239	24 000	4 750	300
240	6 600	2 230	510
241	13	910	105 000
242	380 000	460	1,8
Americium-241	460	145	470
242m	150	1,2	12
243	8 000	80	15
Curium- 242	0,44	0,5	1 700
243	32	0,3	16
244	18	20	1 600

Om bränslet upparbetas separeras huvudparten av plutoniet från de övriga transuranerna. Även uranet frånges och det högaktiva avfallet kommer huvudsakligen att bestå av klyvningsprodukterna. En liten mängd uran och plutonium finns dock kvar, liksom de övriga transuranerna.

Om bränslet upparbetas efter två års lagring kommer avfallet att få följande sammansättning:

Tabell 8: Det högaktiva avfallets sammansättning efter upparbetning 2 år efter bränsleuttag.

Ämne	Viktprocent
Klyvningsprodukter	94,3
Uran	3,2
Plutonium	0,2
Övriga aktinider	2,3

Detta förutsätter att det har varit möjligt att avskilja 99,5% av plutoniet och 99,9% av uranet. Med denna sammansättning kommer aktiviteten av aktiniderna i det högaktiva avfallet att avta med tiden så som framgår av tabell 9:

Tabell 9: Aktiviteten av aktinider i det högaktiva avfallet (Ur Aka-utredningen)

		Curie räknat per ton uran efter				
		2 år	10 år	100 år	1000 år	10000 år
Curium	246	0,061	0,061	0,060	0,053	
	245	0,34	0,34	0,34	0,32	
	244	1600	1200	34		
	243	16	13	1.4		
	242	1700	0,0069			
Americium	243	15	15	15	13	0,0024
	242m	12	12	8,0	0,13	
	241	470	470	420	99	0,0001
Plutonium	242	0,0092	0,0092	0,0092	0,0093	0,0083
	241	520	340	3,4	0,32	0,0001
	240	2,6	3,7	6,8	6,2	0,00017
	239	1,5	1,5	1,5	1,8	0,5
	238	9,3	17	8,3	0,0058	
Neptunium	239	15	15	15	14	0,0024
	238	12	12	8,0	0,13	
	237	0,21	0,21	0,23	0,29	0,30
Uran	238	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
	236	0,0002	0,0002	0,0002	0,0004	0,0021
	235	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00021
	234	0,001	0,001	0,007	0,015	0,011
	233				0,001	0,11

Transuranernas sönderfall inleder sönderfallskedjor som slutar i de naturliga sönderfallskedjorna med olika uranisotoper och deras dotterprodukter. Så leder exempelvis sönderfallet av plutonium-238 till uran-234 som i sin tur sönderfaller till torium-230 och radium-226. På lång sikt är därför radium ett av de mest radio-toxiska ämnen som kommer att finnas i det högaktiva avfallet.

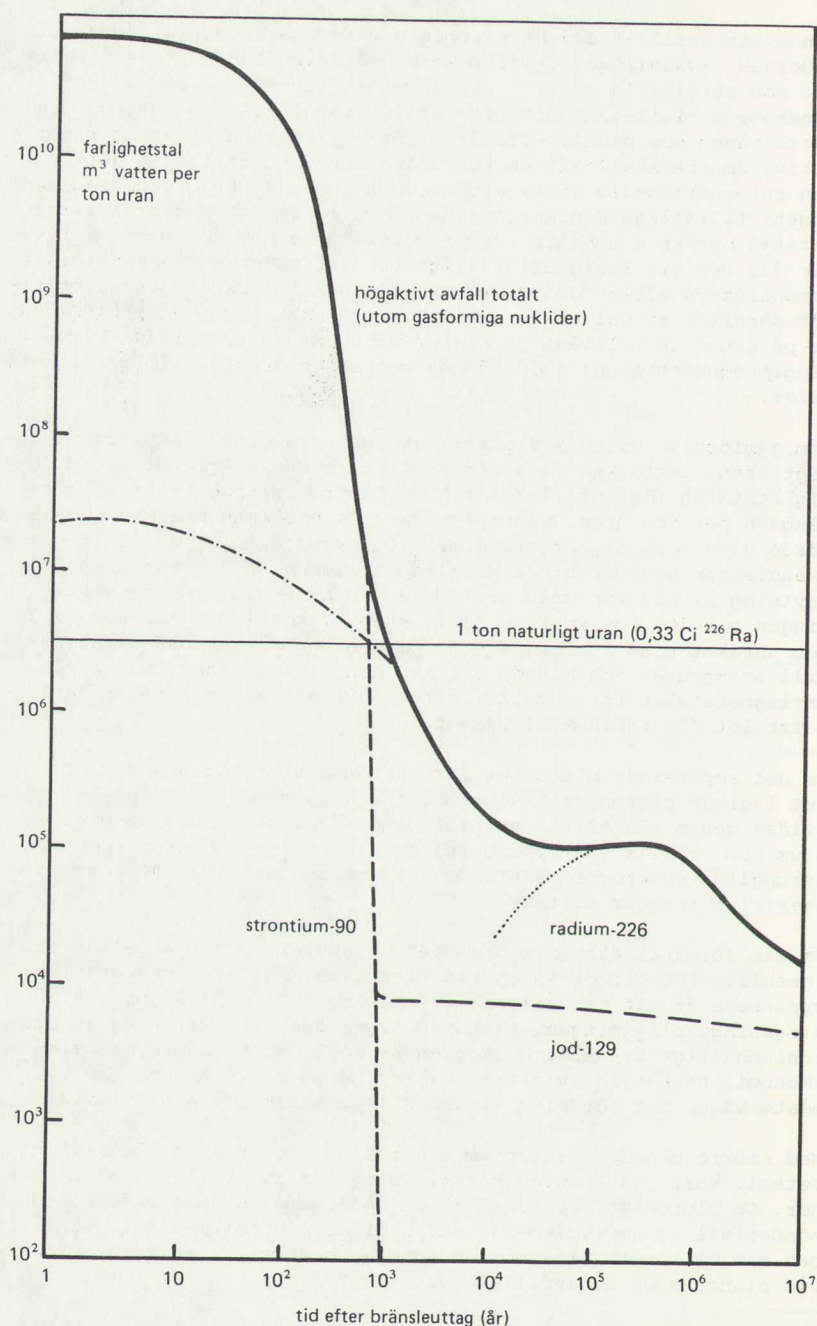
Genom att avfallet med klyvningsprodukternas sönderfall och aktinidernas omvandlingar skiftar sammansättning ändras dess farlighet som strålkälla på ett sätt som inte direkt svarar mot den minskade aktiviteten. Som ett farlighetstal kan man använda den vattenmängd som skulle erfordras för att en lösning av de radioaktiva ämnena skulle få en koncentration understigande den av den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) rekommenderade högsta tillåtliga koncentrationen (MPC_w). Om ett sådant farlighetstal beräknas erhålls kurvor motsvarande dem som visas i figur 13. Det visar sig att farlighetstalet minskar snabbt tills strontium-90 efter ca 500 år har eliminerats. Farlighetstalet beror därefter av halten av aktinider och ökar något efter 100 000 år på grund av tillväxt av radium-226. Av de långlivade klyvningsprodukterna ger jod-129 det största bidraget till farlighetstalet.

Som jämförelse visas i figuren farlighetstalet för ett ton naturligt uran. Detta kan vara ett rimligt referensvärde eftersom farlighetstalen för avfallet i figuren är relaterade till avfallsmängden per ton uran. Egentligen skulle ett ännu högre referensvärde vara befogat, eftersom man för framställning av ett ton bränsleuran behöver bryta malm innehållande ca 7,5 ton uran (en brytning av 225 ton uran ger med 70% utbyte vid uranframställningen c:a 160 ton renframställd uran vilket i sin tur ger ca 30 ton anrikat uran för bränslet). Om man kunde återföra avfallet till urangruvan och blanda det med den brutna uranmalmen skulle farlighetstalet för avfallet efter 1000 år vara mindre än farlighetstalet för radiumet i uranet.

Om det separerade plutoniet inte används utan lagras, kommer i det lagrade plutoniet till en början 47,5 gram americium-241 att bildas genom sönderfall av plutonium-241 i de ca 8,5 kg plutonium som erhålls vid upparbetningen för varje ton uran i det ursprungliga reaktorbränslet. Det vidare sönderfallet av detta americium framgår av tabell 10.

Om man föredrar att inte upparbeta bränslet kommer avfallet att innehålla 200 gånger så mycket plutonium. Fördelen med att inte upparbeta är att man slipper tre riskmoment: själva upparbetningsanläggningen, plutoniumlager samt tillverkning av plutoniumhaltigt bränsle. Nackdelen är möjligen en sämre bränsleekonomi. Nackdelen av att ha större mängder plutonium i avfallet måste vägas mot fördelen av att slippa särskilda plutoniumlager.

Med större mängder plutonium i avfallet ökar risken för kriticitetsolyckor, dvs spontan kärnklyvning ledande till kedjereaktioner. Om plutoniet separeras genom upparbetning kommer dock ändå sönderfall av americium-243 att nybilda plutonium-239 i avfallet och man bör under alla omständigheter beakta kriticitetsrisken vid planeringen av avfallslager.



Figur 13: Farlighetstal för det högaktiva avfallet vid olika tidpunkter efter bränslets uttag ur reaktorn. Förutsättning att 99,5% av uran och plutonium avlägsnats vid uppärbetning. Farlighetstalet anges här av den mängd vatten (i m³) som skulle krävas för att en lösning av aktiviteten skulle få en koncentration understigande den högsta tillåtliga koncentration (MPC_w) som rekommenderas av ICRP.

Tabell 10: Dotterprodukter efter sönderfallet av ^{241}Am av 47,5 g americium-241.
(Ur Åka-utredningen).

Nuklid	Curie per 47,5 g ^{241}Am efter							
	1 år	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
^{241}Am	160	160	140	33	0,00002			
^{237}Np	0,00005	0,0005	0,0049	0,026	0,033	0,032	0,025	0,0013
^{233}Pa	0,00005	0,0005	0,0049	0,026	0,033	0,032	0,025	0,0013
^{233}U				0,00008	0,0014	0,012	0,025	0,0013
^{229}Th					0,0008	0,012	0,025	0,0013
Övriga i kedjan ¹				0,000003	0,0053	0,082	0,18	0,0090
Totalt	160	160	140	33	0,073	0,16	0,28	0,014

¹ Dessa är ^{225}Ra , ^{225}Ac , ^{221}Fr , ^{217}At , ^{213}Bi , ^{213}Po och ^{209}Pb .

Genom långtidslagring av det använda bränslet utan upparbetning bevarar man en handlingsfrihet och kan antingen välja att senare upparbeta bränslet eller att definitivt betrakta det som avfall. Ju längre man dröjer med upparbetning, desto lättare blir avfallet att hantera. Värmeutvecklingen till följd av klyvningsprodukternas och aktinidernas sönderfall är under de första åren mycket hög, vilket framgår av tabell 11:

Tabell 11: Värmeutvecklingen i använt bränsle och högaktivt avfall. (Ur Aka-utredningen).

Svalningstid	Värmeutveckling, kW per ton uran	
	Klyvningsprodukter	Aktinider
1 dygn	56	3,8
90 dygn	20	1,2
180 dygn	13	0,87
1 år	7,3	0,50
5 år	1,3	0,07
10 år	0,80	0,06
50 år	0,28	0,03
100 år	0,08	0,02

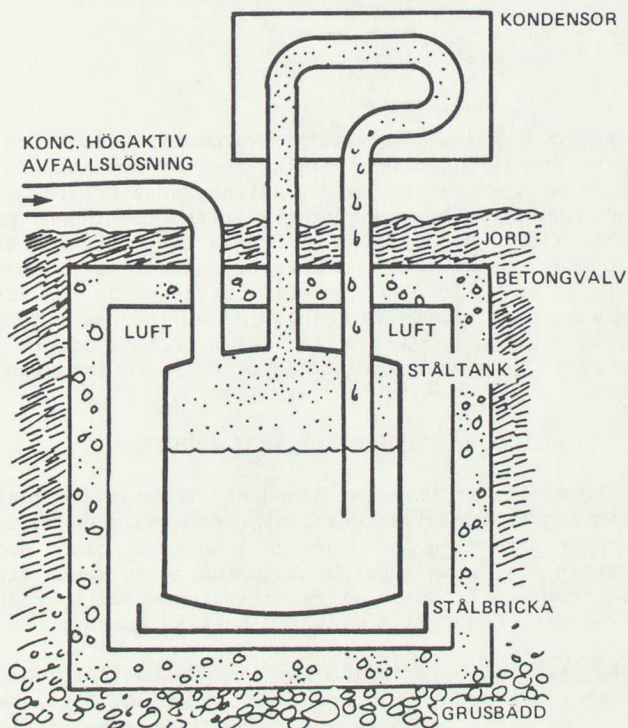
Vid tidig upparbetning gör den höga värmeutvecklingen det omöjligt att snabbt överföra det flytande högaktiva avfallet till fast form. Det måste därför förvaras intill upparbetningsanläggningen i åtskilliga år. Eftersom värmeutvecklingen gör det självkokande måste det kylas. Figur 14 visar ett exempel på principen för en förvaringstank för flytande högaktivt avfall. I äldre tankar, bl a med avfall från militär plutoniumframställning, har man haft läckage till marken. På grund av de mycket stora aktiviteterna av bl a cesium-137 och strontium-90 måste tankförfaringen av flytande avfall betraktas som potentiellt riskabel och man vill gärna söka överföra avfallet till fast form så snart som möjligt. Genom att fördröja upparbetningen ett tillräckligt antal år kan man eventuellt överföra avfallet till fast form omedelbart efter upparbetningen.

Genom att fördröja upparbetningen kan man också tänka sig att senare, när aktiviteten har avklingat så att avfallet blir lättare att hantera, separera olika komponenter för att underlätta långtidslagring och slutlig dumpning i marken.

Av ekonomiska och praktiska skäl kan det anses vara otillfredsställande att förvara det högaktiva avfallet under uppsikt under långa tidsrymder, även om detta ur strålskyddssynpunkt kan anses vara tillfredsställande. Man undersöker därför möjligheterna för dumpning av avfallet i lämpliga geologiska formationer såsom i urberget eller i saltgruvor.

En sådan dumpning kräver mer kunskap om förutsättningarna. I enlighet med Aka-utredningens förslag har forskning inom detta om-

Figur 14: Principskiss över förvaringstank för flytande hög-aktivt avfall, neutraliserat och självkokande (Nuclear Fuel Services, USA). (Ur Aka-utredningens lägesrapport)



råde inletts. Aka-utredningen innehöll en omfattande diskussion om möjligheterna till dumpning av högaktivt avfall i det svenska urberget sedan avfallet först överförts i fast form. Denna fråga har väckt stort intresse bland remissinstanserna, men många kritiska synpunkter har kommit till uttryck.

Vid Förena Nationernas miljövårdskonferens i Stockholm 1972 framfördes från den svenska delegationen synpunkten att det vore olyckligt om varje land sökte suboptimera avfallsproblemen genom att uteslutande se till nationella lösningar. I stället borde man i internationellt samarbete söka finna en mer övergripande optimering av lokaliseringen av upparbetningsanläggningar och avfallslagringsområden, inte minst med tanke på transportproblemen.

I kärnkraftens olika processteg förekommer radioaktiva ämnen som kan förorsaka faktiska bestrålningar eller potentiella strålrisker. Häri skiljer sig kärnkraften från andra kraftslag. Vi skall här redogöra för grunderna för strålriskbedömningen. Andra hälso- och miljörisker beskrivs mer summariskt eftersom de oftast är av samma art och grad som motsvarande risker vid användningen av andra energikällor. Av särskild betydelse är konventionella yrkesrisker samt miljöpåverkningar genom ingrepp i landskapsbildningen eller utsläpp av varmvatten. Dessa problem berörs i särskilda rapporter från arbetarskyddsstyrelsens och naturvårdsverkets experter.

2.1 BEGREPP, STORHETER OCH ENHETER

Strålningen från radioaktiva ämnen har förmåga att jonisera atomer, dvs rycka loss elektroner från atomerna. Den kallas därför joniserande strålning. Av okunnighet används ibland benämningen "radioaktiv strålning". Det är en bildning av samma slag som "elektrisk montör". Det är inte strålningen som är radioaktiv, dvs strålände. Den kommer från radioaktiva ämnen.

Radioaktivitet är det fenomen som består i att atomkärnor omvandlas under utsändande av joniserande strålning. Detta begrepp bör skiljas från aktiviteten av ett radioaktivt ämne. Aktiviteten är antalet sönderfall per tidsenhet. Enheten för aktivitet är 1 becquerel (1 Bq) = ett sönderfall per sekund. Denna enhet är en ny enhet i det internationella enhetssystemet (SI) och har ännu inte hunnit införas överallt. Den gamla enheten var 1 curie = 37 miljarder sönderfall per sekund. Det ojämma talet kommer sig av att 1 curie infördes såsom måttet på aktiviteten av 1 gram radium, vilket är just 37 miljarder sönderfall per sekund. Enheten curie förkortas Ci.

Eftersom praktiskt taget all referenslitteratur använder den gamla aktivitetsenheten curie har vi funnit det lämpligt att fortfarande använda den i denna rapport.

En curie är således aktiviteten av ett gram radium. Vi kommer att få anledning att referera till både mycket större och mycket mindre aktiviteter. De kommer att anges i curie med något lämpligt mångdprefix. Betydelsen av dessa prefix är följande:

exa	=	10^{18}	(E)	miljard miljarder
peta	=	10^{15}	(P)	miljon miljarder
tera	=	10^{12}	(T)	miljon miljoner

giga	=	10^9	(G)	miljard
mega	=	10^6	(M)	miljon
kilo	=	10^3	(k)	tusen
milli	=	10^{-3}	(m)	tusendel
mikro	=	10^{-6}	(μ)	miljondel
nano	=	10^{-9}	(n)	miljarddel
piko	=	10^{-12}	(p)	miljondels miljondel
femto	=	10^{-15}	(f)	miljondels miljarddel
atto	=	10^{-18}	(a)	miljarddels miljarddel

Aktiviteten av ett radioaktivt ämne används också, något oegentligt, som ett slags mängdmått. Man talar t ex om att "den utsläppta aktiviteten" var så och så många curie. I sådana sammanhang måste man vara uppmärksam. Om det gäller ett mycket kortlivat ämne betyder inte ett utsläpp av 1 curie vid en viss tidpunkt och ytterligare 1 curie vid en senare tidpunkt att det har samlats 2 curie i omgivningen. Den först utsläppta mängden kan ha hunnit sönderfalla innan den andra släpptes ut.

Med halveringstid för ett radioaktivt ämne avses den tid det tar för mängden av ämnet att genom radioaktivt sönderfall omvandlas till ett annat ämne i sådan omfattning att bara hälften av det ursprungliga ämnet finns kvar. Efter två halveringstider finns bara 1/4 kvar, efter tre halveringstider 1/8, etc.

Joniserande strålning kan vara av flera olika slag. En typ av joniserande strålning är elektromagnetisk strålning av i princip samma slag som radiovågor, värmestrålning och synligt ljus, men med mycket kortare våglängd och närmast jämförbar med röntgenstrålning. Den kallas gammastrålning och kan liksom röntgenstrålningen genomtränga tjocka skikt av lättare ämnen men avskärmas rätt effektivt av några centimeter bly eller några decimeter betong.

Ofta förekommer tillsammans med gammastrålning, men från en del radioaktiva ämnen utan gammastrålning, en mindre genomträngande strålning kallad betastrålning. Betastrålningen består av elektroner och har en begränsad räckvidd. Den avskärmas av tunna metallskikt och förmår inte tränga djupare än en centimeter i kroppsvävnader.

Ännu kortare räckvidd har alfastrålning. Det är en partikelstrålning vars partiklar utgörs av atomkärnor av helium. Den har inte längre räckvidd än någon tiondels millimeter i kroppsvävnader.

Neutronstrålning består av neutroner (se sid 14). Den har ofta stor räckvidd men absorberas mycket olika i olika material beroende av vilka ämnen som finns närvarande och av vilken ursprunglig hastighet neutronerna har.

De naturligt förekommande radioaktiva ämnena i vår miljö utsänder alfa-, beta- och gammastrålning men sällan neutroner. Gammastrålningen tränger in i vår kropp och bestrålar alla vävnader. När strålkällan befinner sig utanför kroppen talar man om extern

bestrålning. På grund av sin korta räckvidd i kroppsvävnader ger alfa- och betastrålning sällan någon extern bestrålning av betydelse.

Om radioaktiva ämnen kommer in i kroppen och förekommer i någon kroppsvävnad sägs denna utsättas för intern bestrålning. I detta fall är alfa- och betastrålning av större betydelse än gammastrålningen, genom att de avger sin stråleenergi koncentrerat i den vävnad där det radioaktiva ämnet befinner sig.

När strålningen absorberas i en vävnad överförs stråleenergin till vävnaden och förorsakar jonisationer och andra omvandlingar. Den per massenhet av den bestrålade vävnaden tillförda stråleenergin kallas stråldos eller mer exakt absorberad dos. Enheten för stråldos är joule/kg. När det gäller joniserande strålning har denna enhet fått det speciella namnet 1 gray (1 Gy). Om en vävnad har fått en stråldos på 1 gray har den således mottagit en stråleenergi av 1 joule/kg. Enheten gray är liksom becquerel en ny enhet som ännu inte har hunnit införas överallt. Den tidigare enheten för absorberad dos var 1 rad. I denna rapport kommer vi att använda denna äldre enhet för att lättare kunna citera referenslitteraturen. Sambandet mellan de båda enheterna är att 1 gray = 100 rad, dvs 1 rad = 0,01 joule/kg.

Röntgenstrålning och gammastrålning åstadkommer förhållandevis gles jonisation i bestrålade vävnader och energiavgivningen är ganska jämnt fördelad. Alfastrålning är däremot tätjoniserande och energiavgivningen är mycket ojämn och koncentrerad till områden längs alfapartiklarnas banor. Vid en och samma absorberade dos kan således en vävnad mikroskopiskt sett bli bestrålad på rätt olika sätt. Stråldoser kan därför ha olika verkan beroende av hur tätjoniserande bestrålningen har varit. Stråldoser som förorsakats av olika strålslag bör därför inte utan vidare adderas om man vill göra en riskuppskattning.

Man har därför infört viktningsfaktorer, s k RBE-faktorer (av relative biological effectiveness), för att kunna ta hänsyn till olikheter i olika strålslags biologiska verkan. För strålskyddsändamål använder man avrundade värden på viktningsfaktorerna och kallar dem kvalitetsfaktorer. De brukar då betecknas med bokstaven Q (från Quality factor).

Det resultat som erhålls om varje dosbidrag har multiplicerats med kvalitetsfaktorn för ifrågavarande stråltyp brukar kallas dosekvivalent. Som enhet för dosekvivalent har man använt 1 rem (roentgen equivalent man). För alfastrålning har man använt kvalitetsfaktorn Q = 10. En absorberad dos av 1 rad från alfastrålning ger således en dosekvivalent av 10 rem. För röntgenstrålning, gammastrålning och betastrålning används Q = 1.

Eftersom Q = 1 för de vanligaste strålslagen spelar det ingen roll om man anger den absorberade dosen i rad eller dosekvivalenten i rem, resultatet blir samma tal. Detta har gjort att man ofta, men formellt felaktigt, talar om "dos" utan att ange om man menar absorberad dos eller dosekvivalent. Detta får då i stället framgå av den enhet man väljer, rad eller rem.

Vi har i denna rapport inte lyckats vara helt konsekventa och talar ofta om "dos" med rad och rem som omväxlande enheter. Det-

ta beror i regel på att de källor vi refererar har haft olika praxis. Det spelar emellertid ingen roll så länge det är frågan om röntgenstrålning, gammastrålning och betastrålning. När det gäller alfastrålning är det emellertid viktigt att veta om man med "dos" avser dosekvivalent eller absorberad dos. Om enheten är rem avses dosekvivalent. Föreskrifter om dosgränser är i regel uttryckta i form av dosekvivalent eftersom gränserna skall vara tillämpbara på alla strålslag.

Viktningen av absorberade stråldoser med kvalitetsfaktorn Q är avsedd för strålskyddsändamål, när syftet är att jämföra det viktade värdet, dvs dosekvivalenten, med ett rekommenderat gränsvärde. Det är därför i princip fel att beräkna dosekvivalenter vid riskuppskattningar eller att vikta mycket höga stråldoser med kvalitetsfaktorerna. I princip borde man i dessa fall använda den biologiskt mest troliga RBE-faktorn som viktningsfaktor. Vi har ändå i en del sammanhang använt Q som viktningsfaktor och angett även mycket höga doser i rem. Detta är således en grov förenkling.

2.2 MÄNNISKANS STRÅLNINGSBAKGRUND

Allting omkring oss och även vår egen kropp innehåller naturligt radioaktiva ämnen som ständigt utsätter oss för bestrålning. Dessutom utsätts vi för joniserande "kosmisk" strålning från solen och världsrymden. Dessa naturliga strålkällor ger oss en årlig stråldos på ca 100 millirad (mrad).

Av dessa 100 mrad härrör normalt ca 20 mrad från intern bestrålning. Huvudparten av denna dos kommer från kalium-40, en naturligt förekommande radioaktiv isotop av kalium.

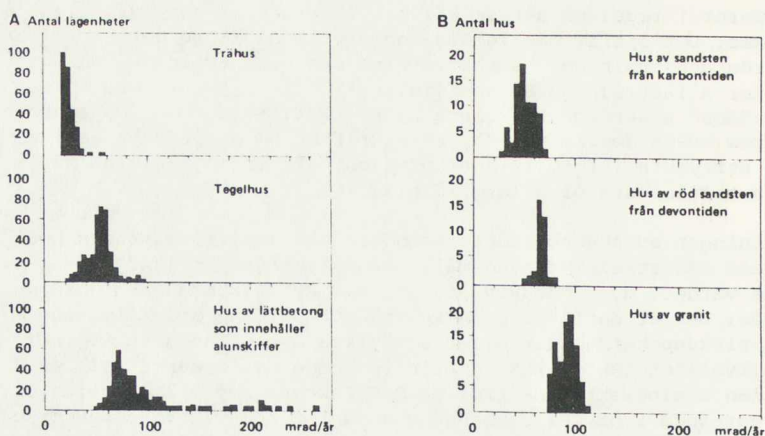
Återstående 80 mrad kommer från extern bestrålning. Härav kommer ca 30 mrad från kosmisk strålning och 50 mrad från gammastrålande radioaktiva ämnen i mark och byggnadsmaterial.

Samtliga dessa stråldoser gäller alla vävnader i kroppen, med rätt små avvikelser mellan olika vävnader. Mer intressant än den genomsnittliga dosnivån är emellertid de variationer som kan förekomma mellan olika personer, beroende på uppehållsort, levnadsvanor och bostadstyp.

Stråldosen från kalium-40 varierar obetydligt. Stråldosen från den kosmiska strålningen ökar med höjden över havet och fördubblas ungefär för var 1500:e meter över havsytan.

Strålningen i bostäder har studerats på många håll i världen sedan början av 1950-talet. Figur 15 (nästa sida) visar resultat av ett par undersökningar som har gjorts i Sverige och Skottland.

Variationen av stråldoser mellan olika byggnader beror av halten av gammastrålande radioaktiva ämnen i byggnadsmaterialet. Alla byggnadsmaterial (med trä som ett praktiskt undantag) innehåller lätt påvisbara mängder naturligt radioaktiva ämnen, framför allt torium-232, radium-226 och kalium-40. Halterna av dessa ämnen uttryckta i "gammapikecurie" per gram, dvs aktiviteten av sönderfall ledande till gammastrålning visas i tabell 12 (sid 51) för några vanliga byggnadsmaterial.



Figur 15: Figur 15 A visar stråldosen i könskörtlarna från gammastrålning i byggnader av olika material enligt en svensk undersökning från 1956. Figur 15 B visar stråldoserna i bostadshus i Skottland. Samtliga värden förutsätter oavbruten vistelse inomhus hela året. Den kosmiska strålningens dosbidrag på 30 mrad är inte medräknat.

De högsta aktivitetshalterna återfinns i lättbetong (gasbetong) tillverkad ur uranhaltig skiffer. Det var det mest aktiva materialet av detta slag som förorsakade de stråldoser på 200 mrad per år som framgår av figur 15 A. Detta material tillverkas inte längre, men finns fortfarande i många bostäder. Det framgick dock av figuren att variationen kunde vara stor även i byggnader av mer normala material. Skillnaden mellan de lägsta doserna i trähus och högsta i tegelhus enligt figuren är ca 80 mrad per år.

Hur stora stråldoserna blir till följd av användningen av ett visst byggnadsmaterial beror av hur materialet används som byggelement. Figur 16 (sid 52) visar stråldosen i mrad per år vid full vistelse i en lägenhet med väggar av olika material.

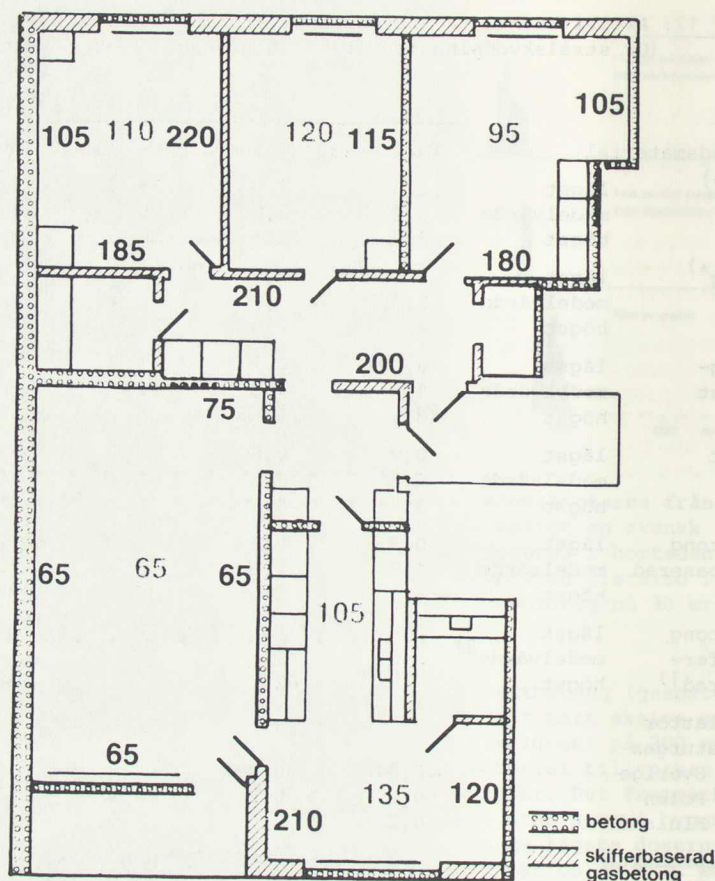
Det framgår av figur 16 att olikheterna i stråldos till och med inom samma lägenhet mycket väl kan uppgå till 60-70 mrad per år vid full uppehållstid på den ena eller den andra platsen i lägenheten. Med olika sovplatser eller olika göromål är därför faktiska olikheter i stråldos på 10-20 mrad per år inte uteslutna. Figuren visar också att stråldosen ibland varierar starkt nära en vägg. Det betyder att en så banal omständighet som om en säng står parallellt med en vägg eller vinkelrätt ut från väggen kan betyda åtskilliga mrad per år i skillnad när det gäller kroppsmedeldosen.

Tabell 12: Aktivitetshalter i byggnadsmaterial i svenska hus.
(Ur strålskyddsinstitutet: Strålningen i våra bostäder).

		pCi/g			γ pCi/g
Byggnadsmaterial		Torium-232	Radium-226	Kalium-40	Totalt
Tegel *)	lägst	2	1	15	11
	medelvärde	3,4	2,6	25	19
	högst	5	4	30	26
Betong *)	lägst	2	0,9	2	9
	medelvärde	2,3	1,3	19	12
	högst	4	2	28	17
Betong- ballast	lägst	0,07	0,2	4	1
	medelvärde	1,9	1,3	22	11
	högst	13	5	35	42
Cement	lägst	0,9	0,6	0,6	3
	medelvärde	1,3	1,5	6,3	8
	högst	3	5	10	15
Gasbetong sandbaserad	lägst	0,3	0,3	2	2
	medelvärde	1,8	2,8	11	13
	högst	5	9	15	24
Gasbetong skiffer- baserad 1)	lägst	2	18	20	49
	medelvärde 2)	2,0	40	23	98
	högst	3	62	25	144
Gipsplattor					
av naturgas					
från Sverige		<0,04	0,09	0,6	<0,4
från Polen		0,2	0,2	1,0	0,9
från Finland		0,3	0,3	1,9	1,7
av biprodukt- gips		1,8	0,7	1,0	7
Isolerings- material					
stenull		0,4	0,4	4,2	2,5
glasull		0,4	0,3	8,0	2,7
skumplast		<1,6	<0,8	3,0	<7
Lerklinker	lägst	4	3	24	20
	medelvärde	4,3	3,9	27	25
	högst	5	5	30	30
Lerklinker- block		2,6	2,4	19	15

För material märkta med *) är medelvärdena inte representativa för Sverige p g a det fåtal platser som proverna tagits ifrån. Siffrorna anger snittvärden från varje fabrik eller grustag. Även för material från samma fabrik förekommer skiftande halter, dock oftast mindre än variationerna mellan fabrikerna. Trä och av trä tillverkade byggnadsmaterial är ej medtagna, då de endast innehåller obetydliga mängder radioaktiva ämnen.

1) produktionen nedlagd 2) viktat för produktionen t o m 1970
Tecknet < betyder mindre än



Figur 16: Resultat av stråldosmätningar i en lägenhet i ett flerfamiljshus byggt 1965. Värdena anger stråldosen i mrad/år till en person som vistats oavbrutet hela året på mätpunkten.
(Ur strålskyddsinstitutet: Strålningen i våra bostäder)

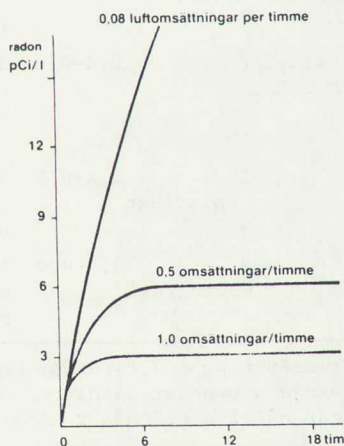
Strålningen från marken varierar från plats till plats beroende av berggrundens beskaffenhet. Över granit är stråldosen betydligt högre än över kalksten. Årsmedeldoserna fritt i luft såsom de registreras vid strålskyddsinstitutets mätstationer för registrering av gammastrålnivån i olika delar av Sverige varierar från ca 35 mrad i Skåne till ca 80 mrad i Uppland och Norrbotten.

Extra höga stråldoser från intern bestrålning kan ibland förekomma av olika anledningar. Radioaktiva ämnen tillförs kroppen med vatten och livsmedel samt genom inandning. Halten av naturligt radioaktiva ämnen i livsmedel är förhållandevis låg, men undantag förekommer. Ett väl känt sådant utgörs av paranötter som kan innehålla ett tiotal pikocurie radium-226 per gram. Den vanliga radiumhalten i livsmedel är annars ca 1-2 pCi per gram kalcium. Vi tillför därför normalt ett par pikocurie radium per dygn. Endast en liten del av detta radium stannar i kroppen där

det främst fastnar i skelettet. Ett typiskt värde för radiumhalten i kroppen är 30 pCi. Radium är av intresse ur strålrisksynpunkt eftersom det är ett alfastrålande ämne.

Dricksvatten innehåller ofta radon-222. Radon är en ädelgas som bildas vid sönderfallet av radium. En del av det radon som bildas i marken löses i grundvattnet. I brunnar och kalkkällor kan radonhalten vara av storleksordningen 1000 pCi/l. I djupborrade brunnar kan den uppgå till 10 000-tals pCi/l. Om man dricker radonhaltigt vatten får magsäcken den högsta stråldosen, ca 20 mrad (200 mrem) per mikrocurie radon-222. Om man dricker 1/2 liter radonhaltigt vatten med en radonhalt av 10 000 pCi/l varje dag, får magsäckens ytvävnader en stråldos på 365 mrem per år, utöver den normala dosen på 100 mrem som är i stort sett lika för alla vävnader.

Radon förekommer också i luften. Radonhalten utomhus är av storleksordningen 0,1 pCi per liter luft. Inomhus kan radonhalten bli avsevärt större. Hur stor den blir beror dels av mängden radium i byggnadsmaterialet, dels av luftomsättningen, dvs ventilationen. Ventilation bör inte förväxlas med vädring. Under vädring sker en snabb luftväxling som är helt tillfällig. Ventilation innebär en fortlöpande luftomsättning genom ventiler, fläktar eller helt enkelt otäta fönster. Eftersom radonet har en halveringstid på 3,8 dygn skulle teoretiskt sett radonhalten fortsätta att stiga under många dygn i ett helt slutet rum, för att slutligen nå ett mättnadsvärde som blir beroende av den mängd radon som per tidsenhet diffunderar ut från byggnadsmaterialet. Figur 17 illustrerar hur tillväxten av radon kan ske vid olika luftomsättningar.



Figur 17: Radonhalten i ett rum påverkas mycket av luftomsättningen. Vid hög luftomsättning nås jämvikten snabbare och radonhalten vid jämvikt blir lägre. Figuren visar hur radonhalten ökar vid två vanliga luftomsättningar, 0,5 och 1,0 omsättningar per timme. Den översta kurvan antyder hur radonhalten stiger i ett praktiskt taget oventilerat rum (0,08 omsättningar per timme). Halten av radon i pCi/l svarar mot vad man kan vänta i en lägenhet som visas i figur 16.

(Ur strålskyddsinstitutet: Strålningen i våra bostäder).

En normal luftomsättning har i Sverige ansetts vara mellan 0,5 och 1,0 luftomsättningar per timme. I sydligare länder är luftomsättningen avsevärt större. I nybyggda svenska bostäder ligger emellertid luftomsättningen ofta under 0,5 omsättningar per timme. Det är ett önskemål att minska intaget av kallluft för att spara energi. Nya metoder med återcirkulation av luft efter filtrering och uppvärmning med hjälp av värmepumpar provas. Det är i det sammanhanget viktigt att beakta radonproblemet. Uppmätta luftomsättningar och radonhalter i nybyggda svenska bostäder visas i följande tabell.

Tabell 13: Radonhalter och luftomsättning i några moderna bostäder

Hus- typ	Hus- grupp nr	Byggnadsmaterial i ytterväggar	Ventila- tions- system ¹⁾	Luft- oms./h	Radon pCi/l	
Fler- fam. hus	1	betong	F	0,3-0,6	lägst	1
					medelvärde	3
					högst	12
	2	sandbaserad basbetong	F	0,5-0,9	lägst	1
					medelvärde	2
					högst	3
En- fam. hus	3	skifferbas gasbetong	F	0,4-0,8	lägst	2
					medelvärde	4
					högst	10
	4	fasadtegel träkonstrukt mineralull	F	0,4-0,7	lägst	<0,5
					medelvärde	1
					högst	3
	5	trä och mineral- ull källaren av skifferbas gasbetong ²⁾	F	0,4-0,8	lägst	<0,5
					medelvärde	4
					högst	8
	6	skifferbas gasbetong	S +spisfläkt	0,2-0,5	lägst	3
					medelvärde	6
					högst	19
	7	sandsten, träkonstr mineralull	S +spisfläkt	0,1-0,4	lägst	5
					medelvärde	9
					högst	12

Anm. Radonhalter och luftomsättning i 7 typer av bostäder byggda på 1970-talet. För varje grupp har mätningar gjorts i 9 lägenheter. Fönstren har hållits stängda i minst 10 timmar före mätningen.

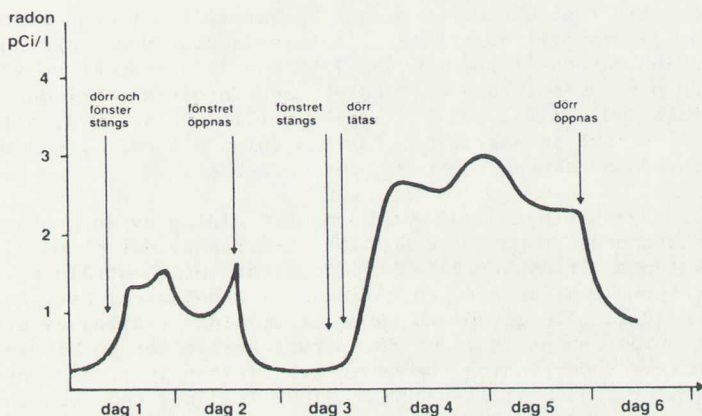
- 1) F betecknar ventilationssystem med fläktar, som suger ut luften ur bostaden.
S betecknar självdrag. Spisfläkten har under undersökningen varit frånslagen.
- 2) Uppmätta värden för källarna är ej medräknade.

(Ur strålskyddsinstitutet: Strålningen i våra bostäder).

Det framgår av tabell 13 att medelvärde av radonhalten i den gjorda undersökningen i regel ligger över 2 pCi/l för varje hus-typ. Detta är inte tillfredsställande ur strålskyddssynpunkt. En radonkoncentration på 2 pCi/l kan uppskattas ge flera tusen mrem i bronkernas epitel (ytvävnader).

Radonhalten i luften inomhus påverkas kraftigt, men tillfälligt, av vädring. Detta illustreras av figur 18.

Källan till radon inomhus behöver inte alltid vara byggnadsmaterialet. Även i ett trähus kan höga radonhalter förekomma om luftomsättningen är låg. Radonet kan tränga upp från marken men kan också härröra från vattenledningsvattnet och frigöras vid bad, tvätt, etc. Där man har höga radonhalter i vattnet kan därför radonet i luften utgöra ett större problem än det radon som kan tillföras kroppen med dricksvatten.



Figur 18: Radonhaltens variation med vädring m m i en bostad.

Radonhalten i en lägenhet påverkas av ventilation och vädring. Här visas variationen av radonhalten under några dygn i ett rum. Huset är ett flerfamiljshus byggt av tegel och betong 1967. Ventilationen skedde med centrala fläktar som sög ut luft genom luftkanaler i kök och badrum.

Man kan se hur radonhalten ökade när dörren och fönstret till rummet stängdes. När ett smalt vädringsfönster öppnades minskade radonhalten kraftigt. När vädringsfönstret stängdes och ventilationsspringan ovanför dörren tätades ökade radonhalten till den mättnings högsta värden 3 pCi/l. När dörren åter öppnades återgick radonhalten till det för rummet normala värdet ca 1 pCi/l.

(Ur strålskyddsinstitutet: Strålningen i våra bostäder).

Utöver den naturliga strålningen förekommer strålning från olika artificiella strålkällor. De högsta stråldoserna såväl individuellt som per caput erhålls från den medicinska användningen av strålning.

Vid strålbehandling används extern röntgen-, gamma- eller elektronstrålning, eller intern bestrålning från radioaktiva ämnen för att döda cellerna i tumörvävnad. Stråldoserna är då tusentals rad i den vävnad som skall förstöras och i det närmaste li-

ka hög i intelliggande frisk vävnad. Denna har emellertid större återhämtningsförmåga och kan läkas. Även perifera delar av kroppen kan få stråldoser på åtskilliga rad, vilket innebär risker som emellertid är små jämfört med risken av att underlåta en tumörbehandling eller utföra den med någon metod som inte erbjuder samma möjligheter att bota patienten.

För stråldiagnostik används röntgenstrålning och radioaktiva ämnen. Röntgenundersökningar är ett viktigt hjälpmedel för diagnostisering av olika sjukdomar. Radioaktiva ämnen kan användas som ett komplement genom att gammastrålningen kan ge en bild av de organ eller vävnader i vilka olika radioaktivt märkta substanser tas upp. Radioaktiva ämnen kan också användas som spårämnen när man vill studera ämnesomsättning och organfunktioner. Diagnostik med radioaktiva ämnen kallas något oegentligt "isotopdiagnostik" eller "nuklearmedicin".

Framför allt röntgenundersökningar bidrar till att höja befolkningens genomsnittliga stråldos. Antalet röntgenundersökningar (utom tandröntgen) i Sverige var 1955 och 1974 respektive 430 och 650 per tusen invånare. Antalet tandröntgenexponeringar har ökat från 300 år 1955 och 570 år 1969 till 1500 år 1974, allt räknat per 1000 invånare. Det företas sålunda numera i genomsnitt 1,5 tandröntgenexponeringar per person och år.

Röntgenundersökningar medför endast bestrålning av en begränsad del av kroppen. Kroppsdelar som inte träffas av det primära strålnippet får mycket låga stråldoser av spridd strålning. Där strålnippet träffar kroppen får huden i regel stråldoser mellan 0,1 och 10 rad. De organ och vävnader som inte träffas av strålnippet under undersökningen får oftast stråldoser på mindre än 10 mrad per undersökning. De organ som träffas av strålnippet får ofta stråldoser mellan 100 och 1000 mrad per undersökning.

Stråldosen till könskörtlarna beräknades i mitten av 1950-talet ha ett medelvärde av knappt 40 mrad efter viktning med hänsyn till förväntat antal barn (dvs utan att räkna dosbidragen till äldre personer) och har att döma av pågående undersökningar ökat något, dock inte i proportion till det ökade antalet undersökningar. Tandröntgen ger mycket låga stråldoser, ca 3 mrem till sköldkörteln och 0,01 mrem till könskörtlarna, per exponering.

"Radiologiskt arbete" är numera inte alltid lätt att definiera, men ca 20 000 personer kan kanske sägas vara sysselsatta i strålningsarbete i egentlig mening, inom sjukvård, forskning och industri.

I Sverige tillämpas liksom i de flesta andra länder den internationella strålskyddskommissionens (ICRP) rekommendationer om bl a högsta tillåtliga stråldoser. Dosgränsen vid helkroppsbestrålning är $f \cdot n$ 5 rem per år. Större stråldoser är också i verkligheten sällsynta.

FN:s vetenskapliga strålningskommitté har analyserat mätresultat av stråldoser till personer i strålningsarbete i olika länder och funnit att ett typiskt strålningsarbete är ett arbete där den genomsnittliga helkropps dosen ligger vid 0,5 rem per år och där dosfördelningen är asymmetrisk med en förskjutning mot låga

stråldoser och en frekvens av 0,1 % överskridande den årliga dosgränsen på 5 rem. I Sverige har de genomsnittliga stråldoserna i radiologiskt arbete legat väl under 0,5 rem per år.

Övriga tillskott till befolkningens allmänna dosbelastning kommer från miljöföroreningar till följd av kärnvapenprov och från ett fåtal radioaktiva eller röntgenstrålande konsumentartiklar.

Kärnvapenproven är av särskilt intresse eftersom de gav upphov till en global miljöförorening med samma radioaktiva ämnen som kan komma att spridas från kärnkraftindustrin. Merparten av denna miljöförorening förorsakades av de stora atmosfäriska kärnvapenproven åren 1961-1962. Efter proven spreds radioaktiva ämnen med de förhärskande vindarna öster ut, vilket betydde att den aktivitet som nådde Sverige kom över Atlanten oavsett om kärnvapenproven skett i Stilla Havet eller vid Novaja Zemlja.

En del av aktiviteten från de största explosionerna fördes upp i stratosfären, dvs på mer än 10 kms höjd, och hölls där svävande i många år. När den slutligen nådde marken var aktiviteten jämnt fördelad runt hela jorden inom det latitudband där explosionen ägt rum.

Kortlivade ämnen kunde påvisas i markluften och i livsmedel såsom mjölk de närmaste månaderna efter explosionerna. Dit hörde bl a jod-131 som i svensk mjölk från enstaka gårdar nådde en koncentration av 2000 pCi/l.

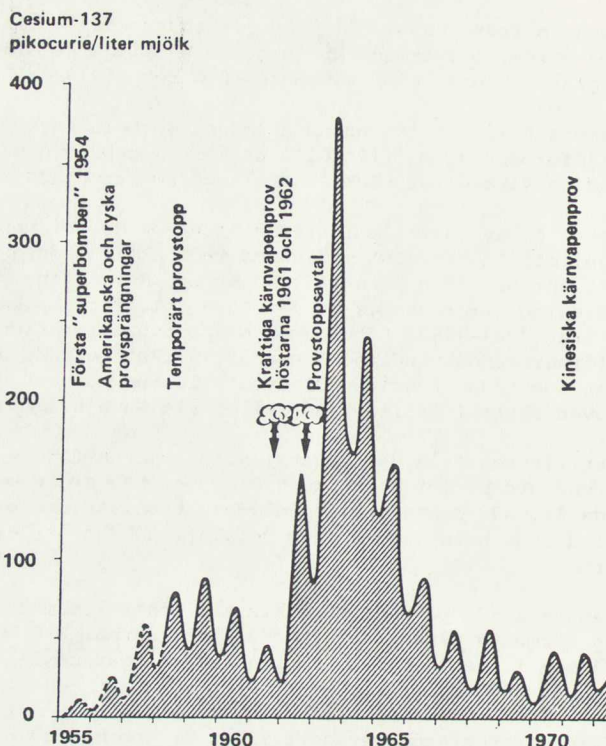
Nedfallet från stratosfären varade i flera år och bestod av mer långlivade ämnen, framför allt strontium-90 och cesium-137 som vardera har ca 30 års halveringstid. Figur 19 (nästa sida) visar den genomsnittliga halten av cesium-137 i svensk mejerimjölk till följd av kärnvapenproven.

De radioaktiva ämnen som spriddes till följd av kärnvapenproven följdes i olika näringskedjor över hela jorden i mycket omfattande undersökningar i ett stort antal forskningslaboratorier. Härigenom har de radioekologiska transportmekanismerna klarlagts och de kritiska spridningsvägarna identifierats.

De data som har framkommit har samlats och bearbetats av FNs vetenskapliga strålningskommitté, UNSCEAR, som har publicerat analyser av resultaten i detaljerade rapporter till FNs generalförsamling 1958, 1962, 1964, 1966, 1969, 1972 och (under utarbetande) 1977.

Av särskilt intresse är att även rätt stora mängder plutonium spriddes i atmosfären vid kärnvapenproven. Den totalt spridda plutoniumaktiviteten är 320 kCi, vilket skulle motsvara 5 ton om all aktiviteten var plutonium-239. Detta var dock inte fallet utan 190 kCi var plutonium-239 och 120 kCi plutonium-240, vilket svarar mot en total viktmängd av 3,6 ton plutonium. Därtill spridde kärnvapenproven 9000 kCi plutonium-241 som efter sönderfall kommer att bilda ungefär 200 kCi americium-241 som ur strålrisksynpunkt är lika betydelsefullt som plutonium.

Av det spridda plutoniet har enligt uppskattningar för New York ca 40 pCi, dvs $6 \cdot 10^{-10}$ g, inandats per person, varav ca 2 pCi har stannat långvarigt i kroppen. Det betyder att sammanlagt ca



Figur 19: Cesium-137 i svensk mejerimjölk till följd av kärnvapenproven.

(Ur Lindell-Löfveberg: *Kärnkraften, människan och säkerheten*).

2 g av det utspridda plutoniet har nått fram till människor för inandning och att ca 100 milligram stannat i människokroppar.

För svenskt vidkommande har man kunnat konstatera att spridningskedjan via renlav och renkött till människor har varit den mest effektiva transportkedjan för cesium-137 till människor och har lett till mikrocuriehalter av cesium-137 i kroppen på storkonsumenter av renkött, såsom renskötande samer.

För personer med genomsnittliga kostvanor var halten av cesium-137 i kroppen ca 30 nanocurie när den var som högst 1963-1964. En sådan cesiumhalt ger en årlig stråldos på några mrad. Det radioaktiva nedfallet på marken kunde åren 1962-1963 ge en oskyddad person ett dostillskott på ett par mikrorad per timme. Totalt har de atmosfäriska kärnvapenproven beräknats ge jordens befolkning en ackumulerad stråldos av ca 150 mrad per caput.

Radioaktiva eller röntgenstrålände konsumentartiklar ger i Sverige inga nämnvärda bidrag till befolkningens bestrålning eftersom strålskyddsinstitutet har varit mycket restriktivt med tillstånd för sådana artiklar. Bortsett från radioaktiv lysfärg

i klockor förekommer radioaktiva ämnen bara i sådana konsumentartiklar som anses ha livräddande funktioner, såsom marinkompasser, exitskyltar i flygplan samt rökdetektorer.

I armbandsur användes förr radiumhaltig lysfärg på visare och urtavla. Den genomsnittliga stråldosen i könsorganen från denna strålkälla beräknades i början av 1960-talet vara mellan 1 och 3 mrad per år i Sverige och individuella bärare av armbandsur med sådan lysfärg kunde få stråldoser på något tiotal mrad per år. Radium har numera ersatts med tritium i lysfärgen och eftersom tritium endast ger en mjuk betastrålning förorsakar den ingen extern bestrålning. Radioaktiva identitetskort och körkort började tillverkas på rekommendation av bl a rikspolisstyrelsen. Dessa kort var märkta med ca 1 mikrocurie av ett betastrålande ämne, vars betastrålning endast kunde tränga in någon tiondels mm i fritt exponerad hud. De bedömdes inte medföra några strålrisker men allmänheten blev oroad och tillverkningen upphörde.

2.3 BIOLOGISKA STRÅLVERKNINGAR

Med en mycket förenklad beskrivning kan man säga att joniserande strålning kan döda celler och att antalet dödade celler vid höga stråldoser blir så stort att den vävnad i vilken de ingår inte längre kan fungera normalt. Då uppstår en akut strålskada. Om stråldosen inte är tillräckligt hög kommer vävnaden att kunna fungera trots att ett antal celler förstörs. Det finns emellertid en liten risk för att en cell i stället för att förstöras skadas så att den vid celldelning ger upphov till nya celler som inte längre kan fylla sin normala funktion utan beter sig "asocialt". Vid fortsatt ohämmad celldelning förökar sig dessa celler till en tumör. Om skadan innebär en förändring, mutation, i arvsanlagen i könsceller uppstår en ärftlig, genetisk skada.

Cancer och genetiska förändringar brukar kallas sena strålverknningar eftersom skadorna inte manifesteras förrän efter en lång tid efter bestrålningen. De kallas också ibland för stokastiska (slumpmässiga) skador eftersom det är risken för skada snarare än typen eller allvarlighetsgraden av skada som ökar med ökad stråldos. Det vi inledningsvis kallade akut strålskada brukar följaktligen också kallas icke-stokastisk skada. Den är inte slumpmässig i sitt uppträdande eftersom den drabbar alla individer som har fått en tillräckligt hög stråldos, överstigande tröskelvärde för skada. Om tröskelvärde har överskridits är det således inte längre frågan om en risk utan om visshet om skada. Däremot ökar skadans allvarlighetsgrad med stråldosen.

2.3.1 Akut strålsjuka

Om hela kroppen utsätts för en hög stråldos inom en kort tidrymd kommer verkningarna att återspegla skador på tre organsystem: det centrala nervsystemet, mag-tarmkanalen och benmärgen.

Illamående och kräkningar uppträder redan efter någon eller några timmar om stråldosen överstiger ett par hundra rad. Dessa första symtom sätter in tidigare ju högre stråldosen är men försvinner efter två-tre dygn om det endast är de blodbildande organen och inte också matsmältningsorganen som skadats. I detta fall är därför den skadade närmast symtomfri efter de första da-

garnas illamående tills symtomen på benmärgsskador gör sig gällande.

Om stråldosen överstiger 200 rad finns det risk att den bestrålade kommer att dö av bestrålningen. Prognosen blir beroende av hur allvarligt de blodbildande organen har skadats. Symtomen märks först efter 2-3 veckor, när en nedgång i antalet blodkroppar av olika slag leder till illamående, matthet och i vissa fall blödningar. Vid stråldoser på ca 200 rad når antalet livsviktiga blodkroppar ett minimum efter 30 dygn. Vid lägre stråldoser är skadorna på de blodbildande organen inte livshotande. Man kan därför säga att den som överlever sex veckor efter en hög helkroppsdos har goda utsikter att klara sig helt.

Vid stråldoser på ca 300 rad är möjligheterna att överleva ca 50 procent. En förutsättning för att man skall återhämta sig från den påfrestande period - omkring tre veckor efter bestrålningen - då antalet blodkroppar är lägst, är att man kan få total vila från påfrestningar och skydd mot infektioner. Antibiotika bör sättas in vid tecken på infektion.

Stråldoser överstigande 500 rad ger inte stora möjligheter att överleva. Vid doser mellan 500 och 2000 rad domineras sjukdomsbilden av skador på matsmältningsorganen, vilket kraftigt nedsätter den skadades allmäntillstånd. Symtomen omfattar fortsatt illamående, feber, aptitlöshet, kräkningar och så småningom symtom på uttorkning och förlust av viktiga ämnen i kroppsvätskorna genom att tarmepitelet förstörts och kroppen inte kan ta upp vätska och näring. Om stråldosen är större än 1000 rad är dessa skador dödande inom 3-14 dygn.

Om stråldosen är mycket hög - större än 2000 rad - inträder inom kort tid kramper, svårigheter att koordinera rörelser och så småningom medvetlöshet, allt symtom som beror på skador på det centrala nervsystemet. Stråldoser överstigande 5000 rad leder med visshet till dessa skador. Döden inträffar inom ett par dygn.

Vid strålsjuka efter helkroppsbestrålning finns således knappast någon möjlighet till behandling. Den bestrålade har bara möjlighet att överleva om stråldosen är så låg att skadorna är begränsade till de blodbildande organen. I så fall är tillståndet inte kritiskt förrän efter några veckor. Några omedelbara medicinska insatser krävs därför inte annat än blodprovstagnation och skydd mot infektioner. Patienten hinner transporteras till någon klinik med goda resurser att sköta patienten när tillståndet senare kan väntas bli kritiskt. Någon lokal medicinsk katastrofberedskap är emellertid inte nödvändig. Det är i stället viktigt att personer som inte bara drabbats av höga stråldoser utan som också utsatts för brännskador eller mekaniska skador snabbt behandlas för dessa skador.

Vid lokal bestrålning av huden med höga stråldoser kan håravfall förorsakas av stråldoser överstigande 300 rad. Vid 400-800 rad, beroende av strålningens genomträngningsförmåga, uppträder hudskador av allt större svårighetsgrad ju högre stråldosen är. Den lindrigaste skadan är en långsamt inträffande hudrodnad, märkbar ca fyra veckor efter bestrålningen. Om stråldosen överstiger 1000 rad finns risk för blåsbildning, vätskeavsöndring och svår-

läkta sår. Vid 2000 rad finns det ca 50% sannolikhet för att dessa skador skall läkas inom ett par månader.

Om de stråldoser som med visshet förorsakar en förstöring av huden, hudnekros (dödkött) är begränsade till någon annan vävnad blir denna likaledes dödad. Radioaktiv jod, som kroppen i första hand placerar i sköldkörteln, slår således ut sköldkörteln om stråldosen uppgår till 5000-10000 rad. Strålning från radioaktiva ämnen är i regel utdragen i tiden. Den kliniska erfarenheten av bestrålning av huden säger oss att en bestrålning som är utdragen i tiden över tio dygn kräver ca dubbelt så hög stråldos för samma skada som en korttidsbestrålning och om bestrålnings-tiden är ett par månader krävs ca tre gånger så hög stråldos. Orsaken till detta är att kroppen hinner nybilda friska celler och delvis reparera den cellförlust som uppstår genom bestrålningen.

Även om kroppen har förmåga att reparera cellulära skador innan någon skadeverkan blir kliniskt iakttagbar, kommer en viss latent skadeverkan att kvarstå. Det betyder att ett antal större stråldoser som var för sig är otillräckliga för att åstadkomma en synlig skada, tillsammans kan ge upphov till en sådan skada även om de är spridda över en lång tidrymd. På motsvarande sätt kan en kronisk bestrålning så småningom leda till en ackumulerad stråldos som är tillräcklig för att utlösa en skada. Dessa skador är fortfarande av akut typ även om bestrålningen har varit långvarig, dvs det krävs att ett tillräckligt stort antal celler förstörs.

2.3.2 Fosterskador

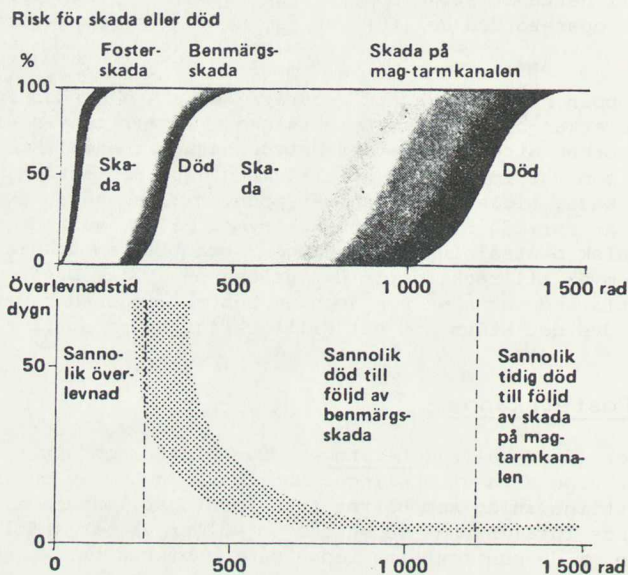
Fosterskador (även kallade teratogena verkningar) omfattar i vidaste bemärkelse alla utvecklingsrubbingar. En del av dessa kan bero på ärftliga anlag som härrör från ändringar, mutationer, i arvsanlag hos föräldrarna. Dessa skador kallar vi här ärftliga skador även om de manifesteras redan på fosterstadiet. Vi skall därför i detta avsnitt diskutera fosterskador i en mera snäv bemärkelse, dvs endast de skador som uppstår vid bestrålning av embryo eller foster efter befruktningen.

Bestrålning av ett foster leder till olika verkningar beroende av under vilket stadium av havandeskapet bestrålningen sker. En skada som förorsakas i det embryonala stadiet har sannolikt dödlig inverkan och verkar således abortiv. Om skadan inträffar under organogenesen (den period under vilken kroppens olika organ anläggs) kan den medföra missbildningar. Risken för detta är störst under de första sex veckorna av havandeskapet. Skador under senare stadier är mindre allvarliga men mycket tyder på att risken för cancer under barnaåren ökar till följd av bestrålning under fosterstadiet.

Genom att olika organ bildas vid olika tidpunkter kommer en kortvarig strålexponering att medföra risk för olika verkningar beroende av tidpunkten för bestrålningen. Det är därför svårt att göra kvantitativa riskbedömningar. Allmänt kan sägas att den individuella risken för fosterskador anses vara mycket liten vid stråldoser understigande 1 rad men börjar bli av betydelse vid stråldoser överstigande 10 rad. Tidpunkten för bestrålningen är emellertid av avgörande betydelse.

Undersökningar av dem som bestrålades under fosterstadiet vid atombombningarna av Hiroshima och Nagasaki tyder på en förhållandevis stor risk för mental efterblivenhet efter bestrålning i fosterstadiet. Det är också möjligt, men inte klarlagt, att cancerrisken kan vara extra hög under den första tredjedelen av havandeskapet. Med de mest pessimistiska tolkningarna skulle även stråldoser i området 1-10 rad kunna innebära en påtaglig risk under havandeskapets första månader.

Riskerna för akuta strålskador, inklusive fosterskador, illustreras i figur 20.



Figur 20: Illustration av risken för skada och död efter akut helkroppsbestrålning. Det undre diagrammet visar den troliga överlevnadstiden.

(Ur Lindell-Löfveberg: Kärnkraften, människan och säkerheten)

2.3.3 Cancerrisken

Med "cancer" avser vi här alla sjukdomar som har sin grund i ohämmad celltillväxt, dvs carcinom, sarkom, leukemi, myelom och maligna lymfom. De cancerformer som kan framkallas av strålning är framför allt leukemi, sköldkörtelcancer, lungcancer, skelett-cancer (bensarkom) och bröstcancer. Mekanismen för uppkomsten av cancer är inte känd och kan mycket väl omfatta många helt olika processer vid olika tillfällen och vid olika typer av cancer.

"Cancer" är således ett sammanfattande namn på en grupp av sjukdomar som dock har det gemensamt att vävnadsceller upphör att följa den normala tillväxtregleringen och ofta samtidigt inte

uppfyller sina normala funktioner i den vävnad i vilka de ingår.

Det agens som i likhet med strålning, vissa kemiska ämnen och troligen också virus kan förorsaka den cellförändring som skulle kunna leda till cancer kallas initiator. Verkan av initiators är ofta irreversibel. Initiatorn behöver dock inte nödvändigtvis leda till uppkomsten av cancer. Normalt hindrar kroppen cancer att uppstå även om de primära förutsättningarna föreligger. Ett annat agens, kallat promotor, kan emellertid förändra betingelserna så att tillväxten av cancerceller gynnas.

Latenstiden mellan exposition för det agens som är cancerframkallande och manifestationen av en cancersjukdom är hos människan många år till flera decennier. Orsaken till den långa latenstiden är inte känd, men enbart tillväxttiden för en tumör, innan den blir märkbar, kan vara lång.

Genom omfattande djurförsök har man lyckats belysa många av de grundläggande mekanismerna för uppkomsten av cancer till följd av joniserande strålning. Som exempel på slutsatser som kan dras från erfarenheterna av djurexperiment kan nämnas:

- (a) Tätjoniserande strålning ger högre tumörrisk per enhet av stråldos än glesjoniserande strålning;
- (b) Glesjoniserande strålning ger vid en och samma stråldos mindre tumörrisk om dosraten (= stråldosen per tidsenhet) är mycket låg;
- (c) Risken för tumörinduktion per enhet av stråldos minskar när stråldosen blir mycket hög (celler som skulle ha kunnat leda till en tumör dödas);
- (d) Risken för bensarkom till följd av upplagring av radium eller plutonium i skelettet följer ett mönster som kan förklaras av den mikroskopiska fördelningen av avgiven stråleenergi.

Man kan emellertid inte utan vidare överföra erfarenheterna från djurexperiment till att gälla människan. Försöksdjur har ofta en större benägenhet att få tumörer efter bestrålning och olika typer av försöksdjur visar mycket olika egenskaper i fråga om vilka tumörformer som vanligast förekommer. En del typer av försöksdjur visar en mycket hög spontan tumörfrekvens och strålning tidigare lägger snarare än höjer denna tumörfrekvens.

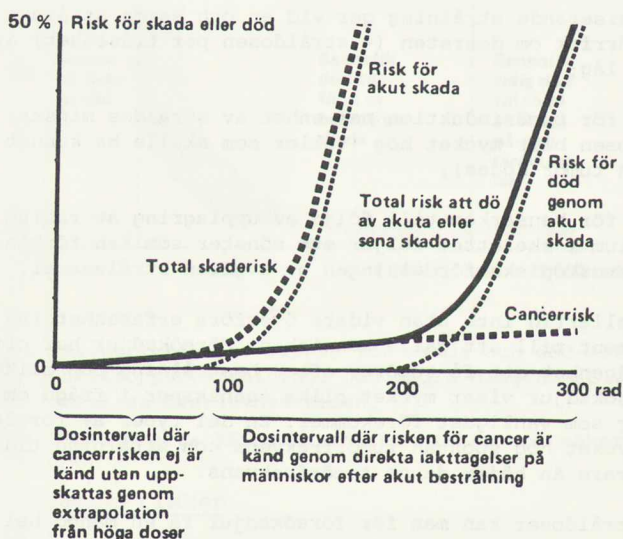
Vid höga stråldoser kan man för försöksdjur få en mängd helt olika dos-responssamband, beroende av typen av försöksdjur. Ofta krävs en viss tröskeldos för att någon respons skall kunna iakttagas, varefter responsen (= antalet cancerfall) kan öka för att slutligen minska med ökad stråldos. Den kraftiga ökningen av responsen över en viss, rätt hög, stråldos kan emellertid bero på att strålningen, som vid låga stråldoser verkar som en initiator, vid höga stråldoser också börjar verka som en promotor genom att bryta ner kroppens motståndskraft. Responsen vid mycket höga stråldoser är emellertid inte av primärt intresse när det gäller riskuppskattningar för människan. Vid mycket höga stråldoser överväger risken från akuta strålskador.

Den uteblivna responsen vid låga stråldoser på försöksdjur kan i

många fall vara skenbar, genom att antalet djur inte medger observationer av så små risker som vi ur strålskyddssynpunkt är intresserade av. Även i de fall där man på stora antal försöksdjur har kunnat göra iakttagelser vid stråldoser understigande 100 rad måste man vara försiktig med tolkningen av resultaten. Försöken görs i regel på genetiskt mycket homogena djurstammar under det att en mänsklig befolkning är synnerligen inhomogen. När man i ett djurförsök finner en mycket liten respons vid låga stråldoser kan man i en mänsklig befolkning finna en högre respons till följd av existensen av särskilt känsliga individer.

Litteraturen över djurförsök med joniserande strålning i syfte att studera cancerinduktionen är mycket omfattande. Litteraturreferenser finns sammanställda i bl a 1972 och 1977 års rapporter av FNs vetenskapliga strålningskommitté (UNSCEAR).

Vi skall längre fram visa att den totala risken att dö av strålningssinducerad cancer, mortalitetsrisken, är ca 2:10 000 per rem vid akut bestrålning med höga stråldoser. Sjukdomsrisken, morbiditetsrisken, är kanske mer än dubbelt så stor. Vid kronisk bestrålning med låga dosrater är sannolikt riskerna mindre, kanske hälften så stora. En dödsrisk av 2:10 000 per rem är vid höga stråldoser en liten risk jämfört med risken att dö av akut strålsjuka. Detta belyses av figur 21.



Figur 21: Risken för skada eller död vid höga stråldoser. Kurvorna är avsedda att illustrera de allmänna sambanden snarare än att ge en uppfattning om strålriskens storlek.

(Ur Lindell-Löfveberg: Kärnkraften, människan och säkerheten.)

Det framgår av figuren att den som överlevt den till 50% dödande helkroppsdosen 300 rad endast löper en risk på ca 6% att dö av cancer från bestrålningen. Den normala risken att någon gång in-

sjukna i cancer är ca 25% (i Sverige insjuknar årligen ca 30 000 personer i cancer). Ca 2/3 av de cancerdrabbade dör av sjukdomen.

De risksiffror det är frågan om gör att antalet fall av strålningsinducerad cancer blir ganska litet i de mänskliga befolkningar som kan studeras. Produkten av antalet människor i en bestrålad befolkning och deras genomsnittliga stråldos brukar kallas kollektivdos. Om man kan anta att det råder en proportionalitet mellan cancerrisk och stråldos (jfr sid 67), skulle varje strålningsinducerat cancerfall svara mot en kollektivdos av 5000 manrem vid kronisk bestrålning. En sådan kollektivdos erhålls exempelvis om 5000 personer får i genomsnitt 1 rem eller om 5 miljoner personer får i genomsnitt 1 mrem. I båda fallen är kollektivdosen 5000 manrem och man skulle statistiskt sett vänta sig ett extra cancerfall till följd av stråldosen om morbiditetsrisken (sjukdomsrisken) är 2:10 000, eller med ett annat skrivsätt $2 \cdot 10^{-4}$, per person och rem.

De typer av cancer som förorsakas av strålning skiljer sig inte från dem som förekommer "normalt". Även om cancerrisken skulle vara konstant från år till år skulle det faktiska antalet personer som varje år drabbades av cancer vara föremål för rent slumpmässiga variationer. Som ett mått på variationens storlek används den s k standardavvikelsen som kan beräknas som kvadratroten ur det förväntade antalet fall.

Den normala cancerrisken är $3500 \cdot 10^{-6}$ per år (dvs 28 000 cancerfall bland 8 miljoner personer). I en befolkning på 5000 personer kan man alltså förvänta sig $5000 \cdot 3500 \cdot 10^{-6} = 17$ cancerfall per år. Standardavvikelsen blir $\sqrt{17} \approx 4$ cancerfall per år. Det blir således inte möjligt att under ett år upptäcka en reell ökning av cancerrisken med exempelvis ett extra fall.

I en befolkning på 5 miljoner personer kan man vänta sig 17500 cancerfall per år. En kollektivdos på 5000 manrem varje år i en sådan befolkning skulle med antagandet om proportionalitet mellan risk och dos efter en tid ha ökat cancerrisken med ett fall per år. Denna ökning blir inte möjlig att iaktta mot bakgrunden av en slumpmässig variation som är $\sqrt{17500}$, dvs ca 130 cancerfall per år. För att verkligen kunna påvisa en ökad cancerfrekvens från stråldoser understigande 1 rem per år måste man studera bestrålade befolkningar med många miljoner bestrålade individer eftersom den "normala" cancerfrekvensen utöver de slumpmässiga variationerna också, av okänd orsak, ändrar sig systematiskt från år till år.

Dessa svårigheter har lett till att cancerrisken för människor med få undantag bara har kunnat bestämmas vid höga stråldoser. De befolkningsgrupper som har kunnat studeras är de överlevande från atombombningarna av Hiroshima och Nagasaki, patienter som utsatts för relativt höga stråldoser vid medicinsk undersökning och behandling samt några yrkesgrupper där strålnivåerna har varit höga (lysfärgsarbetare och gruvarbetare).

Den cancertyp som först kunde iakttagas uppträda med förhöjd frekvens bland dem som överlevt atombomberna var leukemi. En analys av mortaliteten (för leukemi är skillnaden mellan mortalitet och morbiditet obetydlig) visar att det förekommit 84 cancerfall i en grupp på 20 000 personer som beräknats ha fått en stråldos

överstigande 10 rem från atombomberna. Det förväntade antalet "normala" fall var 14. Tabell 14 visar hur leukemifallen var fördelade i tiden (bombningen skedde 1945).

Tabell 14: Förekomsten av leukemi bland 20 000 överlevande från de atombombade japanska städerna.

tidsperiod	förväntat antal "normala" fall	verkligt antal fall
1950-1954	1,7	24
1955-1959	2,7	27
1960-1964	3,4	16
1965-1969	3,7	14
1970-1975	3,5	5

1950-1972	14	84

(antalet fall för 1970-1975 har extrapolerats från iakttagelser åren 1970-1972)

Allt tyder på att leukemirisken var högst 1955, dvs tio år efter bestrålningen och att risken därefter successivt har avtagit.

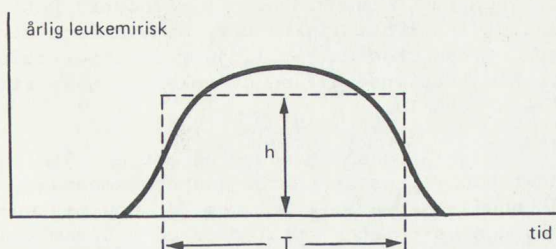
Uppskattningen av leukemirisken stämmer överens med iakttagelser av vad som hänt andra bestrålade persongrupper. Framför allt har man studerat en engelsk grupp patienter som röntgenbestrålats mot ledsmärtor och ryggåkommor.

En allmän iakttagelse när det gäller strålningsinducerad cancer är att förhöjningen av cancerfrekvensen uppträder först efter en latenstid som för leukemi visat sig vara ett par-tre år men som för andra cancerformer kan vara tiotals år. Därefter kvarstår en förhöjd årlig cancerrisk ett antal år. Erfarenheterna beträffande leukemi säger att risken avtar och återgår till ungefär den normala efter 20-25 år. För cancerformer med lång latenstid har man ännu inte tillräckligt långa observationstider för att kunna avgöra om risken minskar med tiden. Efter bestrålning i fosterstadiet är latenstiden kort men risken verkar vara begränsad till cancerformer som uppträder under barnåren.

Figur 22 (nästa sida) illustrerar förhållandena när det gäller leukemi.

För leukemi har den årliga risken (h i figuren) visat sig vara ca $1,2 \cdot 10^{-6}$ dödsfall per rem och år. Den totala dödsrisken efter bestrålningen motsvaras av ytan under kurvan i figur 22 och är $h \cdot T$ om T är längden av riskplattan. Med $T \approx 20$ år kan den totala leukemirisken uppskattas till $25 \cdot 10^{-6}$ per rem, dvs man kan förvänta sig 25 dödsfall i leukemi per miljon manrem.

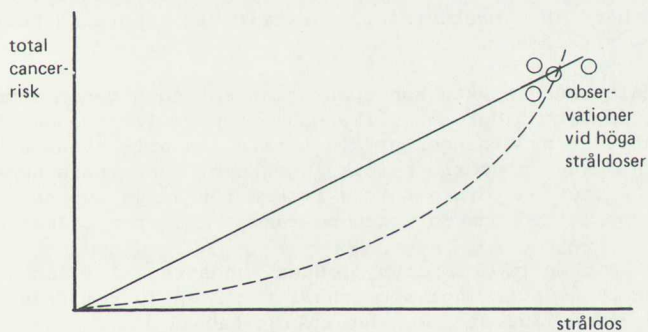
Andra cancerformer än leukemi har längre latenstider. Det totala antalet dödsfall i alla andra former av cancer än leukemi bland de uppföljda 20 000 japaner som fått mer än 10 rem från atombomberna var under perioden 1950-1972 i verkligheten 1075 jämfört



Figur 22: Leukemiriskens variation med tiden efter bestrålning.

med förväntade 918. Mellanskillnaden, dvs 157 cancerfall skulle ha kunnat förorsakats av strålningen. Det förväntade antalet cancerfall per år över 23-årsperioden var $1075/23 = 40$ i genomsnitt och 45 under 1960-talet. Överskottet under 1960-talet var ca 11 cancerfall per år. Detta är nätt och jämnt detekterbart per år mot bakgrunden av de slumpmässiga variationerna i den "normala" cancerfrekvensen, men är utslaget över hela perioden ett tydligt överskott.

Det finns således en möjlighet att uppskatta hur många extra cancerfall som har uppträtt i en viss befolkning efter bestrålning med höga stråldoser. Därifrån är steget långt till att uppskatta hur många cancerfall man kan vänta sig efter ett litet tillskott av stråldos utöver den bakgrundsdos som vi normalt utsätts för. Problemet belyses av figur 23:



Figur 23

Det risktillskott som svarar mot ett visst dostillskott vid låga stråldoser kan beräknas om man vet risktillskottet per rem. Detta är lika med den observerade risken per rem vid höga stråldoser bara om sambandet mellan cancerrisk och stråldos är en rät linje genom nollpunkten. Om sambandet i stället exempelvis har den streckade kurvformen blir risktillskottet per rem vid låga stråldoser lägre än vid höga.

Det finns både teoretiska modeller och experimentella indicier på att dos-responssambandets förlopp vid låga stråldoser är rätlinjigt men att den rätta linjen inte nödvändigtvis kan dras ända

från observationspunkterna vid höga stråldoser. Det fel man begår om man ändå antar att risken per rem vid låga stråldoser är densamma som om man drog en rät linje från observationspunkterna till nollpunkten kan innebära en överskattning av risken med en faktor mellan 2 och 10.

Det finns emellertid också indicier på att en rät linje över hela dosområdet kan representera dos-responssambandet. Bl a har man funnit ungefär samma risk per rem för uppkomsten av sköldkörtelcancer hos barn efter stråldoser på 6,5 rem vid en undersökning i Israel som efter 100-400 rem i en amerikansk undersökning. Den israeliska undersökningen är den undersökning vid vilken man funnit en cancerförhöjning vid lägre stråldos än i något annat fall med undantag av fosterbestrålning. Det som har möjliggjort observationer vid en så låg stråldos som 6,5 rem är att barn har en högre strålkänslighet än vuxna.

Vi har visat att antalet extra cancerfall i undersökta befolkningar är förhållandevis litet. Om man skall kunna studera dos-responssambandets form måste man dela upp den studerade befolkningen i flera grupper med olika stråldos. Antalet cancerfall inom varje sådan grupp blir då mycket litet, vilket försvårar möjligheten till säkra observationer.

Med tanke på dessa osäkerheter och på grund av att det finns en del indicier på direkt proportionalitet mellan stråldos och risk över ett stort dosområde brukar man i strålskyddssammanhang anta att dos-responssambandet är linjärt och att man som ett mått på riskkoefficienten (risktillskottet per rem) kan använda uppskattningar grundade på observationerna vid höga stråldoser. Detta kan innebära en överskattning, särskilt vid långvarig bestrålning med låga stråldoser.

Den totala cancerrisken kan uppskattas antingen genom summering av riskuppskattningar för olika cancertyper eller genom direkta observationer av ökningen av den totala cancerfrekvensen efter bestrålning av en större befolkningsgrupp. Den senare uppskattningen är mest entydig eftersom risken för varje typ av cancer är svåruppskattad och bara kan bestämmas med stor osäkerhet.

Den totala cancerförekomsten (leukemi undantagen) i den japanska grupp på 20 000 personer som erhållit mer än 10 rem från atombomberna fördelade sig i tiden enligt tabell 15.

Det finns således inget tecken på att den årliga cancerrisken ännu skulle ha börjat avta. Detta innebär en osäkerhet i uppskattningen av vad det totala antalet cancerfall (h·T enligt sid 66) kan komma att bli. Medelåldern i befolkningen börjar emellertid bli hög. De som var 30 år vid bombningen är nu i 60-årsåldern. Värdena i tabell 15 tyder på att platån (jfr sid 66) har uppnåtts. Överskottet av cancerfall var 1972 157 cancerfall. Det verkar osannolikt att det totala överskottet kan komma att uppgå till mer än 250 cancerfall även om en nergång i den årliga risken aldrig inträder.

Detta medger en grov uppskattning av den totala cancerrisken per rem vid akut bestrålning. 250 cancerfall bland 20 000 personer efter en medeldos på 85 rem motsvarar en risk av ca $150 \cdot 10^{-6}$ per rem. De cancerfall som anges i tabell 15 är dödsfall i cancer.

Tabell 15: Förekomsten av samtliga cancertyper utom leukemi bland 20 000 överlevande från de atombombade japanska städerna. Talen anger antal dödsfall

tidsperiod	förväntat antal "normala" fall	verkligt antal fall
1950-1954	128	146
1955-1959	184	193
1960-1964	215	258
1965-1969	238	301
1970-1975	255	295

1950-1972	918	1 075

(antalet fall för 1970-1975 har extrapolerats från iakttagelser åren 1970-1972)

Risken är alltså en mortalitetsrisk vilket betyder att morbiditetsrisken är högre.

Den amerikanska vetenskapsakademins "BEIR"-kommitté (Advisory Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations) anger i sin rapport 1972 att leukemirisken kan uppskattas till $h = 1-2$ leukemifall per miljon per år och rem. Om platålängden antas vara 20 år motsvarar detta en total leukemirisk av mellan 20 och 40 fall per miljonen per rem. BEIR-kommittén säger också (sid 160 i rapporten) att det slutliga totalantalet cancerfall av andra typer än leukemi mycket väl kan komma att överstiga antalet leukemifall med en faktor 5 eller mer. Detta skulle innebära en totalrisk av 120-240 cancerfall per miljonen per rem. Även denna uppskattning gällde antalet dödsfall i cancer.

Såväl den uppskattning vi här har gjort på grundval av uppgifterna från Japan som den uppskattning som gjorts av BEIR-kommittén på grundval av även ytterligare data tyder på en total cancerrisk på drygt 10^{-4} per rem vad gäller mortaliteten.

Dessa uppskattningar gäller risken per rem vid höga stråldoser. Den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) har tidigare publicerat riskuppskattningar med värdet 140-170 dödsfall per miljonen per rem. ICRP:s nuvarande, ännu ej publicerade riskuppskattningar ligger något lägre när det gäller långvarig bestrålning med låg dosrat. I Lindell-Löfvebergs bok "Kärnkraften, människan och säkerheten" (1972) summerades riskuppskattningarna till en total cancerrisk mellan 100 och 200 fall per miljonen och rem. För grova riskuppskattningar brukar man ange att cancerrisken (mortalitetsrisken) är "av storleksordningen 1:10 000 per rem" vid kronisk bestrålning med låg dosrat.

Vi skall slutligen säga något om risken för speciella typer av cancer. Som vi redan nämnt är här osäkerheten ofta större än när det gäller den totala cancerrisken. Vi kommer att behandla dessa risker mer i detalj i bilagorna.

Vi har redan berört leukemirisken. De olika riskuppskattningarna är rätt likartade, vilket framgår av följande tabell:

Tabell 16: Mortalitetsrisken för leukemi, medelvärde för alla åldrar

Källa till uppskattningen	Uppskattat värde (fall per 10^6 och rem)
ICRP 1966	20
ICRP 1969	20
Gofman och Tamplin 1971	20-100
BEIR 1972	25-45
UNSCEAR 1972	15-50
Ur Japanmaterialet 1976	40
Troligt värde vid kronisk bestrålning och låg dosrat	25

Vad som inte framgår av denna sammanställning är att risken sannolikt varierar med åldern. I ett avseende är detta uppenbart: den som är så gammal att den förväntade återstående livslängden är mindre än 20 år bör löpa en mindre risk att dö av leukemi än en yngre person. Även risken per år under plåtåperioden är emellertid högre för barn ehuru de kvantitativa uppskattningarna är osäkra. Enligt BEIR-kommittén skulle risken för barn under 10 år kunna vara dubbelt så stor som det värde vi ovan angett som troligt för vuxna. Vid bestrålning i fosterstadiet skulle risken kunna vara 10 gånger så stor enligt BEIR och kanske 5 gånger så stor enligt ICRP. Gofman och Tamplin anger ännu högre värden. Rimliga antaganden med hänsyn till de olika uppskattningar som har gjorts ser ut att vara en risk av $20 \cdot 10^{-6}$ per rem för vuxna, $50 \cdot 10^{-6}$ för barn och $250 \cdot 10^{-6}$ för bestrålning i fosterstadiet. Det är dessa risktal som leder till den genomsnittsrisk på $25 \cdot 10^{-6}$ per rem som vi har angett i tabell 16.

När det gäller risken för sköldkörtelcancer kompliceras förhållandena av den normalt höga frekvensen av godartade tumörer (nodulära körtlar). Vid 30 års ålder skulle enligt en undersökning förekomsten av med fingrarna kännbara sådana tumörer vara 3% och vid 80 års ålder 7%. Därutöver finns det hos friska personer en rätt stor förekomst av sköldkörtelcancer i latent form, med tumörer som är så små att de kan upptäckas först vid obduktion och ofta först sedan sköldkörteln snittats i tunna skivor och undersökts mikroskopiskt. Dessa små tumörer kallas ibland kliniskt "ockult" cancer. Förekomsten kan enligt flera forskare vara så hög som 10-30% bland till synes helt friska personer. Vid obduktion av 3000 personer som utsatts för atombombarna i Japan fann man 536 fall av sköldkörtelcancer, men av dessa var 97% ockulta och bara 5 av patienterna hade dött av sin cancer.

Dessa förhållanden gör att man inte alltid finner enhetliga uppfattningar om vad som verkligen är ett fall av sköldkörtelcancer.

Mortaliteten i sköldkörtelcancer är låg, ca 3-5% av antalet fall av kliniskt påvisbar sköldkörtelcancer. Latenstiden efter bestrålning varierar mellan 3 och 30 år och den högsta årliga risken uppnås efter 30 år. Riskens varaktighet är ännu inte känd.

Den naturliga förekomsten av sköldkörtelcancer är olika för män och kvinnor, ca $160 \cdot 10^{-6}$ per år för kvinnor och $80 \cdot 10^{-6}$ per år för män. Den genomsnittliga risken, såsom medelvärde för alla åldrar, är ca $50 \cdot 10^{-6}$ per rem, men med avsevärd skillnad mellan män och kvinnor: den är troligen $75 \cdot 10^{-6}$ per rem för kvinnor och $25 \cdot 10^{-6}$ för män.

Vi har redan nämnt den högre risken för barn, ca $200 \cdot 10^{-6}$ för flickor och $40 \cdot 10^{-6}$ för pojkar. Risken vid fosterbestrålning är möjligen dubbelt så hög, men ingen förhöjd risk har påvisats hos barn som bestrålats vid röntgenundersökningar av modern under havandeskapet, trots att sådan bestrålning gett en påvisbar ökning av leukemirisken.

Risken för bröstcancer har belagts genom studier av flera olika grupper av kvinnor: de som utsatts för atombomberna i Japan, kvinnor som skärmbildsundersökts för tuberkulos med ovanligt höga stråldoser i Nova Scotia, samt kvinnor som röntgenbehandlats mot inflammation i bröstkörteln efter barnafödande. Samtliga undersökningar kan tolkas att stöda antagandet att risken för bröstcancer i åldersgruppen 10-35 år är ca $100 \cdot 10^{-6}$ per rem (mortalitetsrisken). En nyligen avslutad undersökning kommer att publiceras från radiumhemmet i Stockholm. Den redovisar en studie av 1037 kvinnor som under åren 1927-1957 röntgenbehandlats för olika godartade bröstkörtelåkommor. Bland dessa kvinnor uppträdde 135 fall av bröstcancer mot det förväntade antalet 49. Stråldoserna varierade från några få rad upp mot 4000 rad (över en lång tidsperiod). En analys av resultatet visar en morbidityrisk av $100 \cdot 10^{-6}$ per rem. Eftersom botbarheten för bröstcancer är god om canceren behandlas på ett tidigt stadium är denna risk lägre än tidigare uppskattade, å andra sidan har man inte uppskattat antalet cancerfall som fortfarande kan uppträda inom gruppen.

Om man skall använda en riskkoefficient för hela befolkningen måste man räkna med en lägre medelrisk, dels på grund av att män inte löper risk för bröstcancer, dels för att risken är lägre i andra åldersgrupper. För sådana riskuppskattningar bör man räkna med faktorn $25 \cdot 10^{-6}$ per rem.

Risken för lungcancer är bäst belagd efter intern bestrålning från dotterprodukter av radon-222 bland gruvarbetare. Risken per rem blir beroende av om man anger stråldosen i hela lungan eller i det mest bestrålade bronkepitelet. På grund av svårigheten att redovisa en väl definierad dos i de fall där, såsom vid bestrålningen från radondöttrar, strålningen är alfastrålning med kort räckvidd, brukar man ofta relatera risken till radondotterexpositionen som kan sägas vara produkten av genomsnittlig radondotterkoncentration i luften och exponeringstiden. Radondotterexpositionen anges ofta i en särskild enhet, WLM (Working Level Month). Om man gör en omräkning till stråldos och utgår från observationen att lungancerrisken (mortalitets- och morbiditetsrisk ungefär lika) är ca $200 \cdot 10^{-6}$ per WLM samt att 1 WLM ger ca

1 rad i bronkepitelet och 0,2-0,5 rad i hela lungvävnaden blir riskkoefficienten med $Q=10$ för alfastrålningen $20 \cdot 10^{-6}$ per rem i bronkepitelet och $40-100 \cdot 10^{-6}$ per rem i hela lungan.

För benstumörer är den kritiska vävnaden cellerna på benytorna där celldelning försiggår. Riskuppskattningarna kan göras på grundval av iakttagelser av bensarkom bland lysfärgsarbeterskor som genom att slicka på penseln fått i sig radium-226 från radiomhaltig lysfärg. Radium-226 fördelar sig i hela benvävnaden och man kan godtyckligt relatera risken till medeldosen i benvävnaden, vilket förr var vanligast, eller till de kritiska ytcellerna; riskkoefficienterna blir olika i de båda fallen.

Radium-224 har injicerats i patienter i terapeutiskt syfte. Genom att det är mycket kortlivat (halveringstid 3,6 dygn) hinner det inte tränga in på djupet i benet utan sönderfaller i ytskiktet. Det betyder att radium-224 ger en mycket högre dos i ytcellerna än radium-226, räknat per samma medeldos i hela benvävnaden. Riskkoefficienten för radium-224 och radium-226 blir därför densamma om den relateras till dosen i ytcellerna men olika om den relateras till medeldosen i benet. Denna kunskap är viktig för riskuppskattningar för plutonium som oavsett halveringstid stannar i benets ytskikt. Erfarenheterna av cancerförekomsten efter injektion av radium-224 kan därför användas vid riskuppskattningen för plutonium, särskilt som omfattande experiment med såväl plutonium som radium-224 och radium-226 på hundar har kompletterat bilden.

För radium-224 är stråldosen i benets ytskikt 9 gånger så stor som medeldosen i hela benvävnaden. För radium-226 är den bara ca $2/3$ av medeldosen i benet. En analys av de undersökningar som gjorts tyder på att risken för bencancer är ca $2-5 \cdot 10^{-6}$ per rem i benets ytceller.

I samband med riskuppskattningar för plutonium har man frågat sig om inte den mycket höga stråldosen nära en plutoniumpartikel i exempelvis lungorna skulle kunna medföra en mycket högre cancerisk än om plutoniet vore jämnt fördelat i lungorna och inte i partikelform. En mängd utredningar har företagits i denna fråga. Den brittiska Royal Commission on Environmental Pollution som under 1976 publicerade en rapport om Nuclear Power and the Environment lade särskild vikt vid denna fråga och lät utreda den genom ett antal olika experter. Deras slutsats som överensstämmer med de slutsatser som har publicerats av amerikanska expertgrupper är att man inte felbedömer risken från plutonium om man beräknar den som om plutoniet vore jämnt fördelat i lungorna.

I detta sammanhang bör nämnas att den dominerande cancerisken från plutonium följer inandning av plutonium. Om det är i löslig form transporteras det från lungorna till benvävnaden. Är det i olöslig form stannar det i lungorna och medför en risk för lungcancer. Plutonium är dock inte, såsom ibland sägs, det giftigaste ämne man känner till. "Giftighet" måste relateras till något mångdmått, t ex vikten. Per viktsenhet ger plutonium-239 och de andra plutoniumisotoperna lägre stråldoser än många andra ämnen av betydelse i strålskyddssammanhang, om plutoniet tillförs kroppen via svalget. Jod-131 ger exempelvis nära 5 miljoner gånger så hög stråldos per viktsenhet och även andra nuklider, såsom

strontium-90, cesium-137, radium-226 och radon-222 ger högre stråldoser än plutonium-239.

Vid inandning blir plutonium 5000-10000 gånger så farligt per viktsenhet som vid intag via svalget. Stråldosen från plutonium-239 blir ungefär densamma som från radium-226. Fortfarande ger dock jod-131 en mycket högre stråldos per viktsenhet, ca 400 gånger så hög, ehuru i sköldkörteln som är ett mindre livsviktigt organ än lungor och benvävnad. Radon-222 ger dock, via sina dotterprodukter, ca 70 gånger så stor stråldos i lungorna. Det är inte en exceptionellt hög radiotoxicitet som gör plutonium farligt utan snarare de stora mängder i vilka plutoniet till skillnad mot de andra ämnena kan förekomma.

2.3.4 Genetiska strålverkningar

Det är sedan Hermann Mullers experiment med bananflugor på 1920-talet känt att strålning kan förändra arvsanlagen genom mutationer. En mutation innebär en förändring i de anlagsbärande delarna, generna, i könscellernas kromosomer. Kromosomerna är de större kroppar, innehållande DNA-molekyler, som bär på vår arvs massa. Strålning kan också förorsaka grova strukturella skador på kromosomerna, så kallade kromosomaberrationer.

Mutationer och strukturella kromosomskador förekommer "spontant". Orsaken kan vara påverkan av naturlig strålning, kemikalier, värme eller virus. Om inte detta skedde skulle skadliga arvsanlag så småningom elimineras genom naturlig selektion. Med mutationer upprätthålls i den mänskliga arvs massan en jämvikt mellan mutation och selektion, vilket leder till ett konstant underhållet antal muterade och oftast skadliga gener.

Om mutationsfrekvensen ändras så att antalet mutationer per generation blir större kommer antalet skadliga anlag i arvs massan att öka tills en ny jämvikt uppnås.

De skadliga anlagen leder till förekomsten av individer med ärftliga sjukdomar eller handikapp. Om mutationsfrekvensen ökar med en viss bråkdel och vidmakthålls på den högre nivån under många generationer kommer antalet personer med genetiskt betingade sjukdomar eller handikapp per generation också att öka med samma bråkdel.

En del anlag är dominant, andra recessiva. Om en person ärver ett dominant anlag från den ena föräldern och ett recessivt anlag från den andra kommer han att få den egenskap som bestäms av det dominanta anlaget. Ett rent recessivt anlag kommer inte till uttryck förrän en person ärver samma anlag från båda föräldrarna.

En mutation som skapar ett skadligt dominant anlag leder till att en skada manifesteras redan i den första barngenerationen som ärver detta anlag. Om skadan är av stor svårighetsgrad uppnår de skadade individerna aldrig vuxen ålder och får inga barn. Ett sådant dominant anlag elimineras således snabbt ur befolkningen.

Om anlaget är dominant men mindre skadligt kommer anlagsbärarna att uppvisa något handikapp men kan sätta barn till världen. Skadan förs då vidare från generation till generation. Om inte samma typ av anlag underhålls genom fortsatta mutationer kommer

emellertid den naturliga selektionen att verka mot anlagsbärarna och på lång sikt försvinner anlaget ur befolkningen.

Om anlaget är recessivt kommer det att dröja mycket länge innan det försvinner. Om det är ett enstaka anlag kommer slumpen att avgöra om det förs vidare till varje ny generation. Varje föräldrapar får i genomsnitt två barn om vi föreställer oss en befolkning där alla är barnalstrande och antalet personer är konstant. Den förälder som bär på ett skadligt recessivt anlag kan ge antingen det anlaget eller det normala dominant anlag som han också bär på till varje barn. Varje barn har således en sannolikhet av 1:2 att slippa det skadliga anlaget. De två barnen har därför tillsammans sannolikheten 1:4 att gemensamt slippa anlaget. I så fall går det förlorat genom slumpens - inte selektionens - inverkan. Det finns emellertid en sannolikhet på 2:4 att ett av barnen skall få det skadliga anlaget och 1:4 att båda barnen skall få det. I genomsnitt kommer därför $1/4 \times 0 + 2/4 \times 1 + 1/4 \times 2 = 1$ barn i varje generation att föra anlaget vidare. Om en viss mängd recessiva anlag har tillförts en generation kommer därför i genomsnitt samma antal anlag att föras vidare till nästa generation. Om anlagsbärarna är få och befolkningen är stor kommer sannolikheten att det skadliga anlaget skall elimineras genom att en person får samma anlag från båda föräldrarna att vara mycket liten.

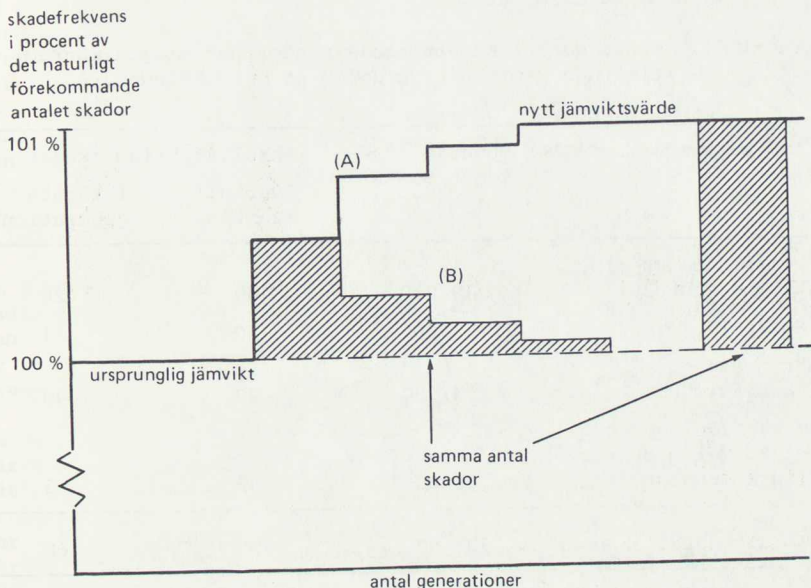
Genom experiment på möss och bananflugor har man kunnat studera dos-responssamband efter bestrålning med joniserande strålning. Det har däremot inte varit möjligt att klart belägga förekomsten av genetiska strålverkningar på människan. Det finns dock ingen orsak att tro att människan skulle avvika från de verkningsmekanismer som har konstaterats för djur. Orsaken till att man inte har några observationer när det gäller människan är helt enkelt att risken är så liten.

I avsaknad av direkta iakttagelser på människor är vi hänvisade till djurexperiment. Från musexperiment har man kunnat uppskatta mutationsfrekvensen per rem för enstaka anlag (loci). Om det vore möjligt att uppskatta det totala antalet loci hos människan skulle den totala mutationsfrekvensen per rem kunna uppskattas. UNSCEAR har under årens lopp gjort olika gissningar på antalet loci men underlaget är mycket svagt.

En framkomligare väg har varit att försöka uppskatta dubblingsdosen för mutationer. Dubblingsdosen är den stråldos som tillför en generation lika många nya muterade anlag som den normalt skulle ha tillförts genom spontana mutationer. Dubblingsdosen för ett antal studerade anlag hos möss visar sig ligga mellan 16 och 51 rem vid akut bestrålning. Amerikanska försök på möss har visat att kronisk bestrålning med låg dosrat bara är 1/3 så verkningsfull. Om dubblingsdosen för samtliga anlag antas vara 30 rem vid akut bestrålning är 100 rem ett rimligt antagande för kronisk bestrålning.

Om dubblingsdosen är 100 rem kommer mutationsfrekvensen (antalet muterade anlag per generation) att öka med 1% om varje generation får en tillskottsdos på 1 rem. En vidmakthållen stråldos av 1 rem per generation kan därför väntas öka frekvensen genetiskt betingade skador med 1%. När den nya jämvikten mellan selektion och mutation har uppnåtts kommer det ökade antalet skador per genera-

tion att vara lika med det totala antal skador, över alla kommande generationer, som följer efter det att endast en generation har bestrålats med 1 rem. Detta illustreras med de streckade ytorna i figur 24.



Figur 24: Illustration av ändringen i antalet skador per generation efter det att stråldosen ökat med 1 rem per generation (A) eller med 1 rem under en generation (B)

Den naturliga förekomsten av ärftligt betingade skador har publicerats av engelska och kanadensiska forskare. Det antal man numera räknar med är (i procent av antalet födda barn):

- 1% skador till följd av dominanta och könskromosombundna anlag
- 0,1% skador till följd av recessiva anlag
- 0,4% skador till följd av strukturella kromosomskador
- 9% medfödda missbildningar och sjukdomar med en viss genetisk komponent

Totalt skulle alltså över 10% av alla nyfödda barn förr eller senare drabbas av någon sjukdom eller skada av genetiskt ursprung.

Av dessa skador utgör emellertid de sista 9 procenten skador som endast delvis har genetiskt ursprung. UNSCEAR räknar med att "mutationskomponenten" för dessa skador är 5% vilket reducerar siffran 9 till 0,45.

Mot denna bakgrund kan vi räkna ut det totala antalet genetiska

skador över alla kommande generationer sedan en befolkning har fått en genetiskt relevant kollektivdos av 1 miljon manrem. Detta kan innebära 1 rem till vardera av 1 miljon personer med genomsnittlig förväntan på barn, eller 2 rem till var och en i en befolkning av 1 miljon personer där bara hälften har genomsnittlig förväntan på barn, etc.

Tabell 17: Antal genetiskt betingade skador per miljon manrem till den reproduktiva delen av befolkningen.

Typ av skada	Spontan förekomst per miljon födda	Antal ärftliga skador	
		över all framtid	i första generationen
Dominanta och könskromosombundna	10 000	100	20
Recessiva	1 000	10	1
Kromosomaberrationer	4 000	40	40
Missbildningar och sjukdomar med ärftlig komponent	90 000 ¹⁾	45	5
Totalt antal skador:	105 000	195	66

¹⁾ Varav dock endast ca 4500 av genetiskt ursprung

Av de 195 skador som inträffar per miljon manrem till den reproduktiva delen av befolkningen inträffar således 66 redan i den första generationen och huvudparten inom de närmaste generationerna. De dolda recessiva anlagen kommer att ge ett totalt antal skador som endast är 5% av totalantalet skador. Dessa skador kommer att vara fördelade över ett stort antal år.

Om strålnivån höjs med 1 rem per generation för all framtid kommer skadefrekvensen att öka till ett nytt jämviktswärde där antalet skador till följd av recessiva anlag utgör 5% av det totala antalet genetiska skador.

Vi kan med ett exempel belysa tabellens innebörd. Antag att den naturliga strålnivån höjs med 10 mrem per år under 30 år, dvs en generation. Stråldosen till denna generation blir då 300 mrem. Den genetiskt reproduktiva delen av befolkningen är 30/70 av totalantalet personer (30 år är generationsperioden och 70 år är medellivslängden). I en befolkning på 10 miljoner individer kommer den genetiskt signifikanta kollektivdosen därför att vara $3/7 \times 0,3 \times 10^7 = 1,3 \cdot 10^6$ manrem. Detta innebär ett totalantal av $1,3 \times 195 \approx 250$ fall av genetiska skador varav ca 85 inträffar i den första generationen med i genomsnitt 3 skador per år. Övriga skador fördelas på kommande generationer varav 13 fall av skador till följd av recessiva anlag fördelas över ett mycket stort antal generationer.

Om strålnivån även i fortsättningen är förhöjd med 10 mrem per år, dvs 300 mrem per generation, kommer när jämvikt uppnåtts an-

talet skador per generation att vara 250, dvs ca 8 skador per år.

2.4 METODIK FÖR RISKBEDÖMNINGAR OCH BEDÖMNING AV SKYDDSINSATSER

En ständig källa till missförstånd är att ordet "risk" i vanligt språkbruk har två olika, men lika vanliga, betydelser. I frågan "Vad löper jag för risk om jag korsar gatan mot rött ljus" betyder "risk" den typ av obehag som kan drabba mig och svaret blir: "Du kan få böta och Du kan i värsta fall bli överkörd". I frågan: "Vad är risken för att jag skall bli överkörd" betyder risken sannolikheten för att den preciserade formen av obehag skall drabba mig. Det är den senare betydelsen av risk vi använder i denna rapport: risk betecknar sannolikheten för en olycka, skada eller sjukdom.

Om ett stort antal personer, N , utsätts för en genomsnittlig individuell risk $\bar{r}$ (streck över en symbol brukar beteckna att man avser ett genomsnittsvärde) för att drabbas av en viss typ av skada, kallar man produkten $\bar{r} \cdot N$ för väntevärdet på antalet skadade personer.

Om det gäller flera olika typer av skada kan man räkna ut väntevärdet på antalet skador av varje typ, men det är inte alltid rättvisande att summera dessa väntevärden. Antag att man för en grupp personer funnit att antalet olycksfall med dödlig utgång har väntevärdet 10 för en given tidsperiod under det att väntevärdet på antalet skadade personer under samma tidsperiod är 200. Hur skall man med ett enda tal kunna ange den totala bördan av det som väntas inträffa? Inom försäkringsväsendet talar man om skador av olika invaliditetsgrad. Om det vore möjligt att säga att, åtminstone som en riktlinje för samhällets planering, 100 olyckor i det givna exemplet är en börda som motsvarar ett dödsfall, skulle den totala bördan bli 10 dödsfall och 2 "dödsfallsekvivalenter" av olyckor, dvs det totala väntevärdet skulle bli 12 "dödsfallsekvivalenta" olyckor. En sådan viktning av olika typer av skador med hänsyn till den börda de kan anses innebära är naturligtvis mycket svår och det råder säkert delade meningar om hur den skall utföras. För samhällets planering måste emellertid någon slags viktning utföras. Även om man fattar beslut utan att analysera konsekvenserna kommer beslutet att medföra ett omedvetet ställningstagande.

Det väntevärde som kan beräknas sedan antalet skador av olika slag viktats med hänsyn till skadans svårighetsgrad har av den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) getts namnet detriment (= skada, förfång, men). Eftersom man här har gett ett existerande engelskt ord en speciell betydelse som inte täcks av något existerande svenskt ord, har vi valt att direkt överföra ordet "detriment" till den svenska texten.

Vi rekommenderar en enhetlig terminologi vid riskbedömningar. Ett exempel på hur missförstånd kan uppstå är den svenska närförläggingsutredningens ordval. I utredningens betänkande sägs (sid 10): "Begreppet risk används i utredningen genomgående i betydelsen sannolikhet gånger konsekvens, vilket i andra sammanhang också kallas "väntevärde". Om exempelvis sannolikheten för en viss olycka är ett per 10 000 år och olyckans konsekvens 100

fall av en viss sjukdom, är således risken eller väntevärdet 0,01 sjukdomsfall per år, eller 1 fall per 100 år". På sidorna 159-160 av utredningens betänkande sägs inom tio rader (vår kursivering):

"Risken att dö varierar med individens ålder...
... I tabellen har endast sådana risiker tagits med som den enskilde individen inte själv kan påverka....
Skall risiker från olyckor med olika antal offer redovisas på sådant sätt att riskens beroende av olycksstorleken framgår...."

I detta stycke används "risk" i de två ursprungliga betydelserna under det att "olycksstorlek" uppenbarligen inte relateras till "risk" i den betydelse utredningen inledningsvis definierade. Om man vill använda ett ord att beteckna det faktiska antal skador som i en given situation inträffade, till skillnad mot det statistiskt förväntade, kan man tala om utfall till skillnad mot väntevärde.

2.4.1 Samband mellan detriment och stråldos

Vi har tidigare visat att det finns skäl att basera riskbedömningarna på antagandet om direkt proportionalitet mellan stråldos och individuell risk för cancer. Man kan således skriva $r = k \cdot D$, där r är den totala risken för cancer och k är den riskkoefficient som anger cancerrisken per enhet av stråldos (dosekvivalent), dvs per rem.

I många fall gäller sambandet den totala cancerrisken vid helkroppsbestrålning. Om bara något enstaka organ bestrålas gäller en särskild riskkoefficient för de former av cancer som i så fall kan uppstå.

Eftersom väntevärdet på antalet cancerfall i en befolkning på N personer som erhållit en genomsnittlig stråldos $\bar{D}$ vilket leder till en genomsnittlig extra cancerrisk $\bar{r}$ blir

$$\bar{r} \cdot N = k \cdot \bar{D} \cdot N$$

kan man också säga att väntevärdet på antalet cancerfall blir $k \cdot S$, där $S = \bar{D} \cdot N$ är den kollektiva stråldosen till de N personerna.

Väntevärdet på antalet cancerfall är alltså proportionellt mot den kollektiva stråldosen. Detta förutsätter att riskkoefficienten k ger morbidityrisken.

För att erhålla detrimentet, dvs det väntevärde där varje cancerforms skaderisk har viktats med avseende på skadans allvarlighetsgrad, måste vi finna någon lämplig viktningsfaktor. Sköldkörtelcancer är exempelvis en mycket mindre allvarlig skada än leukemi eller lungcancer eftersom botningsprocenten är hög. En möjlig viktningsfaktor är dödlighetsprocenten i respektive cancersjukdom. Den viktningen är redan gjord om vi använder riskkoefficienter som anger mortalitetsrisken istället för morbidityrisken. Vi underskattar då detrimentet något eftersom vi inte räknar med det lidande som även en botad cancersjukdom innebär. Å andra sidan är vid helkroppsbestrålning skillnaden mellan den totala mortalitets- och morbiditetsrisken inte högre än en faktor 2-3 varför felet i detrimentuppskattningen inte blir stort.

Risken för genetiska skador bör viktas på motsvarande sätt. Det innebär att de skadeantal vi tidigare har gett överskattar mortalitetsrisken och egentligen borde reduceras vid detrimentberäkningar. Så brukar dock inte ske, vilket man bör vara medveten om.

Ett detriment kan i princip räknas ut för hur liten grupp personer som helst och i extremfallet för en enstaka individ. Detrimetentet för en individ blir med de förutsättningar vi här har gett detsamma som hans risk att dö av cancer. Ibland brukar man lägga till risken för att hans egna barn skall få några svåra ärftliga skador till följd av bestrålningen av honom själv.

2.4.2 Detrimentjämförelser

Ett detriment kan relateras antingen till en individ eller till en verksamhet. De jämförelser som kan göras i dessa båda fall sammanblandas ofta, vilket leder till missförstånd.

2.4.2.1 Detrimentet för en individ

Det individuella detrimentet, dvs den risk som en individ löper att dö av cancer eller att få barn med allvarliga ärftliga skador, är av omedelbart intresse för honom själv. Jämförelser med andra risker som drabbar individen är relevanta eftersom det är summan av alla risker som avgör om individens situation är acceptabel eller inte, ur hans egen synvinkel.

Eftersom strålriskerna för en individ är direkt proportionell mot stråldosen är det också rimligt för individen att bedöma extra dostillskott mot bakgrunden av vilka övriga stråldoser han utsätts för och, framför allt, hur dessa varierar.

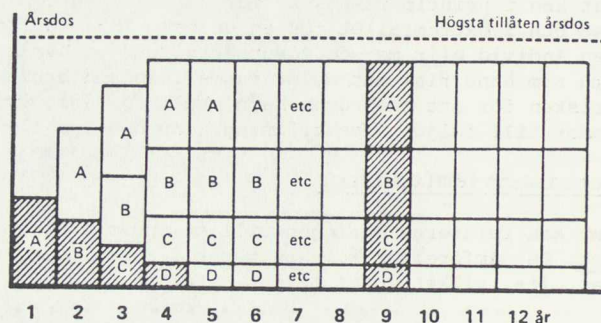
Bortsett från medicinsk strålbehandling samt olyckssituationer kan ingen individ från de strålkällor som finns i samhället få stråldoser som kan leda till skador av akut natur. De enda strålrisker man behöver räkna med är alltså risker av stokastisk natur, dvs riskerna för cancer och genetiska skador.

Utöver jämförelser med andra stråldoser kan jämförelser med andra risker vara av intresse för individen. Vid sådana riskbedömningar spelar det en stor roll om det gäller frivilliga eller påtvingade risker. Många risker som är till synes frivilliga är dock ofrånkomliga i det moderna samhället. Det spelar också en stor roll om man kan vara säker på att ett risktillskott är unikt eller om det är bara ett av många och därför ett tecken på en utveckling som man tidigt vill reagera mot med tanke på framtida konsekvenser.

Många av de stråldoser som individer kan utsättas för när det gäller radioaktiva miljöföroreningar kan inte ses isolerade från vad som kan komma att ske under kommande år. Många radioaktiva ämnen är långlivade och kommer efter ett utsläpp att finnas kvar i atmosfären eller i marken. Det faktum att man erhåller en viss stråldos under innevarande år kan betyda att det är oundvikligt att man från samma källa kommer att erhålla stråldoser också under kommande år.

Om en individ skall ta ställning till om en verksamhet eller ett

utsläpp av radioaktiva ämnen kan accepteras med tanke på de risker han själv utsätts för måste han därför räkna med att det som sker inte bara ger honom en omedelbar stråldos samma år utan också innebär en inteckning i hans dosbelastning under kommande år. För denna typ av bedömning har begreppet dosinteckning införts.



Figur 25: Illustration av begreppet dosinteckning.

(Ur Lindell-Löfveberg: Kärnkraften, människan och säkerheten)

I figur 25 illustreras bidragen till årlig stråldos från en verksamhet som varje år släpper ut samma mängd av radioaktiva ämnen i miljön. Varje årsutsläpp kommer att ge stråldoser under de fyra följande åren: dosen A det första året, B det andra, etc. Årsdoserna från olika års utsläpp adderas till varandra och efter en tid nås ett jämviktsvärde där årsdosen blir $A + B + C + D$. Detta är emellertid lika stort som summan av årsdoserna från ett års utsläpp, dvs dosinteckningen från ett års utsläpp.

Den allmänna regeln vid konstanta årsutsläpp är alltså att den årliga stråldosen i ett framtida jämviktsläge är lika med dosinteckningen från ett års utsläpp.

Om man vill förvissa sig om att den framtida stråldosen aldrig skall överstiga ett överenskommet gränsvärde per år, måste man därför se till att varje årsutsläpp av radioaktiva ämnen begränsas så att dosinteckningen snarare än den tillfälliga årsdosen understiger gränsvärdet.

Om det är fråga om mycket långlivade ämnen som försvinner mycket långsamt ur miljön kommer det teoretiskt sett att dröja årtusenden innan en jämvikt uppnåtts (jämvikten innebär att det har ackumulerats så mycket av det radioaktiva ämnet i miljön att det råder en balans mellan de mängder som tillkommer genom fortsatta utsläpp och de mängder som försvinner genom radioaktivt sönderfall eller annan förlust av ämnet, t ex genom sedimentering till havsbottnarna.

I realiteten kommer emellertid i så fall den högsta mängden av ämnet i framtiden, och därmed den högsta årliga stråldosen, att bestämmas av den verksamhetsperiod under vilken utsläpp av ämnet pågår. Om i det exempel som illustreras i figur 25 verksamheten bara pågår två år, kommer den maximala årsdosen bara att bli $A + B$. Om den fortsätter tre år blir den maximala årsdosen

A + B + C. Den maximala framtida årsdosen blir således lika med den "stympade" eller "ofullständiga" dosinteckningen från ett års utsläpp, där man i stället för att summera alla framtida årsdoser från detta utsläpp bara har fortsatt summeringen under en tidsperiod som är lika lång som verksamheten med utsläppen väntas pågå. När det gäller kärnkraftindustrin har exempelvis UNSCEAR för denna typ av beräkning antagit en verksamhetsperiod av 500 år och avser med en "incomplete dose commitment" en summering av årsdoserna för ett års verksamhet över en period av 500 år. Samma summeringsperiod har rekommenderats i en gemensam publikation från de nordiska ländernas strålskyddsmyndigheter.

I stället för att hänföra dosinteckningen till ett år av verksamheten kan man när det gäller kärnkraftindustrin hänföra den till någon enhet för producerad energi, t ex uttrycka den per terawattimme (TWh). Vanligare är att uttrycka den per MWår elektrisk energi. 1 MWår är då en energienhet lika väl som 1 TWh och omräkningsfaktorn innehåller antal timmar per år.

När det gäller stråldoser till personalen är det inte särskilt rättvisande att räkna dem per MWår producerad elektrisk energi. De största dosbidragen erhålls under underhålls- och reparationsarbete, vid bränslebyten, etc. när reaktorn inte är i drift och därför inte producerar några MWår. Ett år med mycket reparationsarbete och få MWår kan ha gett höga stråldoser. Räknade per MWår blir värdena ännu högre. Detta är rättvisande så tillvida att det visar att dosbelastningen per producerad MWår var hög, vilket är otillfredsställande. Det är å andra sidan missvisande genom att det inte medger prognoser.

En annan möjlighet är att uttrycka stråldoserna och dosinteckningarna per installerad MW elektrisk effekt och år. Detta blir dimensionsmässigt också MWår, men oberoende av hur mycket elektrisk energi som faktiskt har producerats. Detta sätt att uttrycka doser och dosinteckningar är nödvändigt för prognosändamål och när man vill sätta dosgränser. En gräns för dosinteckningen bör hänföras till ett års verksamhet och relateras till anläggningens storlek, dvs uttryckas per installerad MW och år. Om gränsvärdet uttrycktes per producerad MWår skulle gränsen sänkas de år anläggningen hade driftssvårigheter och därmed större svårighet att begränsa stråldosen. Ihållande driftssvårigheter bör möjligen föranleda ekonomiska sanktioner, vilket också blir en automatisk följd om anläggningen inte kan leverera ström. De bör inte därutöver bestraffas med ökade strålskyddskrav.

2.4.2.2 Detrimentet för en verksamhet

Om det kollektiva detrimentet inte relateras till någon begränsad grupp - såsom invånarna i ett visst samhälle eller befolkningen inom det egna landet - utan beräknas för hela jordens befolkning, kan det beräknas som $k \cdot S$. Detta är produkten av riskkoefficienten för cancern mortalitet plus allvarliga ärftliga skador och den globala kollektivdosen. Den senare är i sin tur lika med produkten av antalet människor på jorden och deras genomsnittliga stråldos, eller, vilket är samma sak, summan av stråldoserna till alla människor på hela jorden.

Om man vill ha det totala detrimentet per enhet av verksamheten,

t ex per ett års drift eller per producerat MWår, bör man summera individernas dosinteckningar snarare än deras årliga doser. I praktiken summerar man de totalt förväntade stråldoserna till alla individer, nu levande och ännu ej födda. Denna summa blir den globala dosinteckningen och kan alltså relateras till exempelvis ett producerat MWår elektrisk energi eller per MWår med innebörden per MW installerad elektrisk effekt och år.

Det så beräknade globala detrimentet över all framtid kan användas i flera syften:

- (a) För bedömning av önskvärdheten av verksamheten;
- (b) För val mellan alternativa verksamheter för samma ändamål;
- (c) För optimering av skyddsinsatser:

I praktiken är dessa bedömningar så sammanvävda att det är svårt att helt särskilja dem. Varje verksamhet bör givetvis vara optimerad med hänsyn till skyddsinsatserna. Om man beräknar detrimentet vid olika ambitionsnivåer på skyddsinsatserna kan man uppskatta hur långt det är rimligt att driva skyddet med hänsyn till den förväntade ytterligare minskningen av detriment.

Man kan därefter jämföra olika verksamheter som alternativt kan användas för att nå samma ändamål. För elkraftproduktionen innebär detta en jämförelse mellan olika alternativa kraftkällor för en och samma produktion av elektrisk energi. I denna jämförelse är hälsodetrimentet en av flera relevanta faktorer.

Om man har lyckats välja bland de tillgängliga alternativen återstår samhällets bedömning av önskvärdheten, bl a med tanke på hälsodetrimentet, att bedriva verksamheten ifråga (t ex en ökad elenergiproduktion).

För samtliga dessa tre typer av bedömningar behövs en bedömning av hälsodetrimentet. När det gäller de skador som kan uppkomma till följd av strålning är det globala detrimentet proportionellt mot den globala dosinteckningen.

En målsättning för detrimentbedömningen av kärnkraften är därför en beräkning av den globala dosinteckningen per MWår (i någon av de betydelser vi nämnt).

Beräkningen av den globala dosinteckningen innebär en summering av individuella stråldoser utan någon begränsning i tid och rum. Det innebär i sin tur en addering av stråldoser som ofta utgör ytterligt små tillskott till de stråldoser individen får från annat håll. Många har ifrågasatt meningsfylldheten i att summera stråldoser som är helt försumbara jämfört med variationerna i den naturliga strålningen. Man resonerar som så att en verksamhet som ger stråldoser som är så små att de är försumbara för varje individ måste vara acceptabel även med tanke på sina totala skadeverkningar.

Detta är dock ett logiskt felslut. Orsaken till att en låg stråldos är försumbar för en individ, jämfört med andra stråldoser och risker han utsätts för, är inte att individen gör någon risk-nytta bedömning av den verksamhet som ger stråldosen. En risk som ingen bekymrar sig över som individ kan om den delas av

alla individer i en stor befolkning ge ett väntevärde på skada som inte står i proportion till den nytta samhället har av den riskskapande verksamheten.

Detrimentet av en given verksamhet måste jämföras med nyttan av samma verksamhet eller med detrimentet av alternativa verksamheter i samma syfte (t ex produktion av en viss mängd elektrisk energi). Till skillnad mot individens bedömning av sin egen risk är det därför inte relevant att visa att andra verksamheter, i helt andra syften, ger större detriment. Det är inte heller relevant att visa att den globala årliga kollektivdosen från naturligt strålning är mycket större än den globala kollektivdosen från kärnkraft. En sådan jämförelse är bara en upprepning av den jämförelse individen gör av sin risk, uppskalad till att gälla hela jordens befolkning.

Detrimentet och den globala kollektivdosinteckningen av en verksamhet måste relateras till verksamheten i fråga och inte till någonting annat.

Ett undantag gäller bedömningen av den optimala skyddsinsatsen. I detta fall kan det vara önskvärt att relatera minskningen i kollektivdosinteckningen till kostnaden av skyddsåtgärderna för att kunna bedöma om man för samma medelinsats kan få en större detrimentminskning inom något helt annat område. För att kunna optimera skyddsinsatserna har man när det gäller strålskyddsåtgärder ansett det vara rimligt att eliminera stråldoser om man har kunnat åstadkomma en kollektivdosminskning till en kostnad av mellan 1000 kr och 5000 kr (1000 g) per manrem. Om summan av det somatiska och genetiska detrimentet kan antas vara $2 \cdot 10^{-4}$ dödsfallsekvivalenta skador per manrem, innebär detta en underförstådd villighet att betala mellan 5 miljoner och 25 miljoner kronor för att rädda ett slumpartat riskerat människoliv. Detta sätt att räkna kräver ett extra randvillkor: nämligen att det finns särskilda dosgränser som garanterar att ingen individ utsätts för en påtagligt hög risk.

De dosgränser som rekommenderas av ICRP och tillämpas i de flesta länder är vid helkroppsbestrålning 5 rem per år för personer i strålningsarbete och 0,5 rem per år för övriga individer.

De individer som under en lång följd av år (motsvarande latens-tiderna för cancer) utsätts för bestrålning vid dosgränsen löper - om vi antar att det finns en mot stråldosen proportionell cancerrisk även vid låga stråldoser och att riskkoefficienten är $2 \cdot 10^{-4}$ per rem - en årlig extra dödsrisk, inkluderande risken för allvarliga ärftliga skador på hans barn, på $1000 \cdot 10^{-6}$ per år som strålningsarbetare och $100 \cdot 10^{-6}$ per år som individ i samhället. Som jämförelse kan nämnas att dödsrisken i industrier som brukar betraktas som "säkra" ligger under $100 \cdot 10^{-6}$ per år. Risk-siffrorna för industrier gäller emellertid industrin som helhet. Som vi tidigare nämnt ligger medeldoserna i strålningsarbete under 0,5 rem per år och det är sällsynt att någon överskrider dosgränsen något år. För allmänheten är det endast medicinsk bestrålning och naturliga strålkällor - som båda är undantagna från ICRPs dosbegränsning - som i realiteten leder till högre årsdoser än 0,05 rem (50 mrem).

Dosgränserna är övre tak för att garantera att ingen individ ut-

sätts för påtagliga risker. Den grundläggande strålskyddsrekommendationen är att alla stråldoser skall hållas så låga som det är rimligt möjligt. Det är vid denna bedömning som en referens till mellan 1000 och 5000 kr per manrem är till hjälp. En situation där medeldosen i strålningsarbete ligger högre än 1/10 av dosgränsen börjar avvika från vad som är önskvärt och om medeldosen närmar sig dosgränsen är situationen otillfredsställande, bl a på grund av risken att få stråldoser nära dosgränsen under en lång följd av år.

Dosgränsen för andra än de som arbetar med strålning är, som vi nämnt, avsevärt högre än de stråldoser som verkligen förekommer. Det är möjligt att detta kommer att leda till en sänkning av dosgränsen i framtiden.

En yrkeskategori har, utan att ha betraktats som strålningsarbetare, tills början av 1970-talet utsatts för stråldoser utöver JCRPs rekommenderade dosgränser. Det är gruvarbetarna som befanns arbeta i en oväntat hög radonkoncentration i luften. Omfattande åtgärder för att förbättra ventilationen har nu radikalt förbättrat situationen.

2.4.2.3 Åskådliggörande av strålriskerna

Det är svårt och ovant för många att få någon känsla för innebörden av låga risktal. Det är lättare att förstå innebörden av ett detriment av några cancerfall per år bland befolkningen, men det är svårt att få en känsla för individuella risker. Den rent subjektiva uppfattningen av en risk är av stor betydelse för beslutsfattandet. Förhållandena har i Sverige studerats vid bl a psykologiska institutionen vid Göteborgs universitet och av ingenjörsvetenskapsakademin.

När det gäller individuella strålrisker är det kanske enklast att göra jämförelser mellan dostillskotten och variationerna i den naturliga stråldosen, men man får inte utgå från antagandet att den naturliga strålningen är ofarlig.

Ett annat sätt att åskådliggöra strålrisker är att bygga vidare på rekommendationen att det kan vara befogat att satsa 1000 kr per manrem för att eliminera stråldoser. Varje extra stråldos på 1 millirem kan då sägas spolia strålskyddsinsatser till ett värde av en krona. Den naturliga strålningen ger oss stråldoser som det skulle vara värt 100 kr om året att bli av med. En tandröntgenexponering motsvarar en "kostnad" av en krona, en skärmbildsundersökning däremot ca 100 kr. En årlig stråldos vid dosgränsen för strålningsarbete motsvarar en belastning av 5000 kr.

Ytterligare ett annat sätt att belysa strålriskerna är att göra en jämförelse med någon annan typ av risk som är kvantitativt studerad. Cigarettrökning ger konkreta jämförelsemöjligheter. En sådan jämförelse får inte tas som ett försvar för strålriskerna; såsom vi redan har påpekat kan risken av en viss verksamhet endast jämföras med fördelarna av samma verksamhet. En jämförelse med cigarettrökning hjälper dock till att konkretisera strålriskerna. En jämförelse mellan totalriskerna av strålning och cigarettrökning tyder på att 1 cigaretter i fråga om totalt detriment motsvarar 5 mrem. Dosgränsen för personer i strålningsarbete motsvarar i så fall 1000 cigaretter om året, dvs 3 cigaretter om dagen.

DETRIMENTBERÄKNINGAR FÖR KÄRNKRAFTINDUSTRI

Utsläpp av radioaktiva ämnen i miljön och bestrålning av den personal som arbetar inom kärnkraftindustrins olika processteg regleras av föreskrifter och gränsvärden.

Så länge det går att göra det trovärdigt att dessa föreskrifter och gränsvärden kommer att kunna respekteras och inte kommer att mildras, kan en övre gräns för detrimentuppskattningen göras direkt ur de föreskrivna gränsvärdena. Dessa är:

För individer bland personalen

ICRP:s dosgränser, bl a 5 rem per år vid helkroppsbestrålning.

För individer bland allmänheten

Som absolut övre gräns ICRP:s dosgränser, bl a 0,5 rem per år vid helkroppsbestrålning. I ett nytt normförslag från strålskyddsinstitutet i realiteten högst 50 mrem per år.

För kollektivdosinteckningen från verksamheten

En global kollektivdosinteckning av 1 manrem per installerad MW elektrisk effekt och år för kärnkraftens totala processkedja.

En målsättning att hålla kollektivdosen bland personalen inom kärnkraftstationerna under 0,2 manrem per installerad MW elektrisk effekt och år.

De svenska normerna täcker inte den verksamhet som inte bedrivs inom Sverige. De stråldoser som kan tillkomma är globala kollektivdoser från processteg utanför Sverige samt kollektivdoser till arbetare inom gruvor, anrikningsindustri, upparbetningsindustri och avfallshantering. I den mån dessa steg tas upp i Sverige räknas de globala kollektivdoserna vara täckta av gränsen 1 manrem per MW och år. Kollektivdosen till arbetare inom upparbetningsindustrin tillkommer dock.

Ytterligare förutsättningar, vilkas giltighet vi strax skall granska, är att väntevärdet på skada från olyckor inte väsentligt ökar väntevärdet på skada från den normala driften, samt att avfall som slutligt dumpas i marken inte kommer att kunna leda till någon betydande bestrålning av människor.

Med dessa förutsättningar kommer personalen att vara föremål för samma dosbegränsning som annan personal i radiologiskt arbete. Individer i närheten av kärnkraftverken kommer att få stråldoser

understigande 50 mrem per år, motsvarande ett detriment av 10^{-5} per år (den normala cancerrisken är ca 200 gånger så stor).

Den globala kollektivdosinteckningen på grund av utsläpp av radioaktiva ämnen i miljön blir 1 manrem per MW installerad elektrisk effekt och år. Vid en utbyggnad av kärnkraften till 63 TWh år 1985, motsvarande ca 10 000 MW kommer kollektivdosinteckningen således att bli 10 000 manrem per år, från hela processkedjan och räknat globalt. Med en riskkoefficient på 10^{-4} per manrem för dödsfall i cancer kommer detta - förutsatt att vi kan anta att risken är proportionell mot stråldosen även vid mycket låga stråldoser - att efter något decenniums drift förorsaka i genomsnitt ett cancerfall per år, inom eller utom Sverige. Om den kollektiva stråldosen är jämnt fördelad mellan personer i olika åldrar kommer ca 3/7 att erhållas av personer i reproduktiv ålder. Antalet genetiskt signifikanta manrem blir därför, såsom dosinteckning, ca 4300 per år. Med en total risk för 195 fall av svårare ärftliga skador per miljon genetiskt signifikanta manrem kommer varje års drift att ge en inteckning av 0,8 fall av genetiska skador, varav 1/3 i nästkommande generation och 2/3 i senare generationer.

Bland personalen kommer ytterligare 0,2 manrem per MW och år, dvs 2000 manrem per år, vilket medför ett detriment av 0,2 cancerfall per år och ett proportionsvis motsvarande tillskott till det genetiska detrimentet.

Vi skall härafter se hur den förväntade situationen stämmer med erfarenheten.

3.1 STRÅLDOSER OCH DETRIMENT BLAND PERSONALEN

3.1.1 Individuella stråldoser utomlands

Följande uppskattningar baserar sig på material insamlat av UNSCEAR. Man har allmänt funnit att den av ICRP rekommenderade dosgränsen på 5 rem per år i praktiken i de flesta typer av strålningsarbete (t.ex. radiologiskt arbete inom sjukvården, tekniskt röntgenarbete, etc.) leder till stråldoser som ligger långt under dosgränsen. UNSCEAR anger som jämförelse en typisk situation där medeldosen bland de strålningsarbetande är 1/10 av ICRP:s dosgräns, dvs är 0,5 rem per år och där mycket få individer (färre än 1/1000) ett givet år får doser som uppnår eller överstiger dosgränsen. ICRP har funnit att den genomsnittliga risken för dem som arbetar i ett strålningsarbete där dosfördelningen innebär medeldoser på mindre än 0,5 rem per år är av samma storleksordning som i yrken som vanligtvis brukar betraktas såsom "säkra" ur risksynpunkt. De arbetare som inte bara slumpmässigt något enstaka år utan regelmässigt, år efter år, får stråldoser som närmar sig dosgränsen kan jämföras med arbetare som i någon annan "säker" industri har påvisats syssla med uppgifter som innebär högre risker än vanligt. Man kan därför inte klassificera ett strålningsarbete som "säkert" i vanlig betydelse om alltför många av personalen under en följd av år får stråldoser nära dosgränsen. Förhållandena anses däremot, i relation till andra yrkesrisker, tillfredsställande om den genomsnittliga stråldosen ligger under 0,5 rem per år (helkroppsdos) och de högsta stråldoserna är slumpmässigt förekommande så att inga individer riskerar att få stråldoser nära dosgränsen under en lång följd av år. Det är mot denna bakgrund vi här summerar de ut-

ländska erfarenheterna, för att i nästa avsnitt visa den svenska situationen.

Gruvarbetet

Utomlands varierar de genomsnittliga årliga stråldoserna enligt tillgängliga rapporter mellan 0,2 och 1,6 rem från extern bestrålning. Intern bestrålning från radon-222 och dess dotterprodukter har gett höga stråldoser. Sedan förhållandena förbättrats uppskattas radondotterexpositionen i amerikanska urangruber vara i genomsnitt ca 2 WLM per år (jfr sid 65), vilket motsvarar en stråldos på ca 20 rem per år i bronkerna. Risken för lungcancer skulle därför i genomsnitt vara $400 \cdot 10^{-6}$ för varje års arbete.

Anrikning och bränslefabrikation

Rapporterade medeldoser ligger i regel under 0,5 rem per år i brittiska rapporter och vid 0,5-0,6 rem per år i amerikanska rapporter.

Kärnkraftstationerna

De genomsnittliga helkroppsdoserna¹⁾ vid de amerikanska kärnkraftverken under åren 1969-1974 låg mellan 0,74 och 1,20 rad per år. Trenden är att medelvärdet minskar, men antalet personer vid kraftstationerna tenderar att öka.

Vid brittiska kärnkraftstationer har årsmedelvärdena för helkropps-dosen under åren 1972-1974 varierat mellan 0,1 och 1,1 rem, men har för sju av nio kärnkraftstationer legat under 0,5 rem.

Data från Frankrike och Västtyskland är svårare att analysera, eftersom det totala antalet arbetare inte klart har framgått av de rapporter vi har haft tillgängliga.

Upparbetning av använt kärnbränsle

Årsmedelvärdena för helkropps-dosen till personalen vid Windscale har under perioden 1971-1975 varit nära nog konstanta och har bara varierat mellan 1,19 och 1,27 rem.

Stråldoserna till personalen vid de franska anläggningarna (Marcoule och La Hague) betraktas som personlig medicinsk information och publiceras därför inte direkt av myndigheterna. Däremot presenteras mätresultaten vid sammankomster mellan strålskyddsmyndigheterna och representanter för de fackliga organisationerna. De senare har i olika sammanhang publicerat dosuppgifter. Vi refererar här några av dessa uppgifter, vilkas riktighet vi även fått bekräftad av experter från de ansvariga myndigheterna.

Av drygt 700 anställda vid det franska atomenergikommissariatet för arbete vid La Hague har dosfördelningen under åren 1973 och 1974 varit följande:

1) Med "helkropps-dos" avses här i praktiken det dosvärde som registrerats med hjälp av personalens dosimetrar. Den verkliga genomsnittliga helkropps-dosen torde vara lägre eftersom dosimetern i regel bärs så att den överskattar kroppsmedeldosen.

Tabell 18: Dosfördelning bland personalen vid La Hague

Dos i millirem	Antal anställda	
	1973	1974
0	239	286
1 - 500	307	225
501 - 1000	80	120
1001 - 1500	54	50
1501 - 2000	34	24
2001 - 2500	8	14
2501 - 3000	5	10
3001 - 4000	6	2
Typ av dos	Stråldos, millirem	
Medeldos för året	410	410
Maximal indiv. årsdos	4200	3900

Av tabellen framgår att under 1973 ca 75% av de anställda hade en årsdos som understeg 0,5 rem. Motsvarande procental för 1974 var 70%. Det ur strålrisksynpunkt svåraste arbetet har varit plutoniumåtervinningen och det mest dosbelastande har varit öppnandet av bränslestavarna. För dessa arbetsmoment anges medeldoser på 0,65 resp. drygt 3 rem per år för 1974. Det är emellertid oron för framtiden snarare än hittills konstaterade stråldoser som har varit det huvudsakliga argumentet bakom den kritik som framförts av personalen i samband med den partiella strejk som rådde 1976. All hittillsvarande erfarenhet vid La Hague gäller upparbetning av metalliskt bränsle.

En svårighet vid tolkningen av de franska erfarenheterna ligger i att den dosstatistik som vi återgett i tabell 18 endast gäller den av atomenergikommissariatet direkt anställda personalen och inte den personal som tagits in utifrån. Detta kan förklara den diskrepans som ligger i att samma källa anger en medeldos på ca 3 rem under 1974 för ett 50-tal anställda för arbetet med öppnandet av bränslestavarna.

3.1.2 Individuella stråldoser i Sverige

Tabell 19 (nästa sida) summerar erfarenheterna från de svenska kärnkraftstationerna.

Antalet personer i tabellen anger antalet personer med registrerbar dos. Medeldosen över det totala antalet personer är lägre. Den hittillsvarande erfarenheten från de svenska kärnkraftverken är god, men som väntat har en ökning av medeldosen erhållits.

Vad beträffar en eventuell uranbrytning i Sverige bör anmärkas att såväl externstrålnivåer som radonförekomst i undersökta berggrum i Billingen har visat sig vara låga, varför expositionen av

Tabell 19: Årsmedeldoser till personalen vid svenska kärnkraftstationer

Anläggning/år	Egen personal		Entreprenörer	
	antal	medeldos rem	antal	medeldos rem
<u>Oskarshamn</u>				
1974	91	0,21	578	0,20
1975	81	0,22	448	0,15
1976	153	0,33	958	0,28
<u>Ringhals</u>				
1975	277	0,17	723	0,17
1976	208	0,30	537	0,26
<u>Barsebäck</u>				
1975	40	0,13	52	0,09
1976	125	0,15	464	0,14

gruvarbetare där kan väntas ligga betydligt under de värden som rapporteras från andra länder.

3.1.3 Kollektiva stråldoser utomlands

Gruvarbetet

Kollektivdosen uppskattas till 0,1 manrem per MWår producerad elektrisk energi. I lungornas bronkepitel tillkommer en kollektivdos på ca 1,1 manrem per MWår från radonets dotterprodukter.

Anrikning och bränslefabrikation

Kollektivdosen uppskattas till 0,2 manrem per MWår.

Kärnkraftstationerna

Tabell 20 (nästa sida) visar den genomsnittliga kollektivdosen till personalen, per MWår producerad elektrisk energi, för de amerikanska kärnkraftverken.

Om man i stället räknar per installerad MW elektrisk effekt och år blir värdena mindre och totalgenomsnittet blir mindre än 1 manrem per MW och år.

En orsak till att kollektivdoserna är förhållandevis höga är att gällande föreskrifter tidigare inte har medfört någon begränsning av antalet entreprenöranställda eller tillfälligt inkallade arbetare. Även om de individuella stråldoserna har kunnat hållas under gällande dosgränser har det stora antalet personer medfört stora kollektivdoser.

En besvärande trend är att kravet på utökad inspektion för att öka säkerheten mot olyckor medför att ett ökat antal personer blir bestrålade.

Tabell 20: Kollektivdoser till personalen i amerikanska kärnkraftstationer

År	Kollektivdos (manrem/MWår)		
	BWR	PWR	Samtliga
1969	1,75	0,66	0,94
1970	0,63	2,39	1,59
1971	1,36	1,12	1,22
1972	0,81	1,44	1,07
1973	1,00	2,13	1,55
1974	1,75	0,99	1,28
medelv.	1,22	1,45	1,28

Om man följer förhållandena vid individuella kärnkraftstationer visar det sig att kollektivdosen bland personalen vid tryckvattenreaktorer är rätt oberoende av anläggningens ålder, under det att kollektivdosen för personalen vid kokarreaktorer de första åren är låg men successivt ökande, på ett sätt som skulle kunna motsvara tillväxten av kobolt-60 i stålet.

Upparbetning av använt kärnbränsle

Enligt uppgift skulle kollektivdosen till personalen vid upparbetningsanläggningen vid Windscale ha varit 1,25 manrem per MWår producerad elektrisk energi. Uppskattningen gäller extern bestrålning och bidraget därutöver från tritium är troligen inte helt försumbart.

Uppgifterna från La Hague leder inte till ett lika högt värde. Den dosfördelning som återges i tabell 18 innebär en kollektivdos på ca 320 manrem för såväl 1973 som 1974. Under dessa år upparbetades enligt samma källa 210 resp. 635 ton uran som utbränts ca 6000 MWdygn per ton, motsvarande 5,5 MWår producerad elektrisk energi per ton uran. Under de två åren upparbetades således bränsle motsvarande 1150 resp. 3500 MWår. Kollektivdosen var således ca 0,28 resp. 0,09 manrem per MWår. Enligt den franska fackföreningens rapport från vilken uppgifterna är hämtade tillkom emellertid under 1974 ett antal anställda från utomstående företag. Antalet uppges ha varit 154. Även om dessa samtliga skulle ha fått stråldoser vid dosgränsen 5 rem, skulle kollektivdosen totalt inte ha varit högre än $320 + 770 = 1090$ manrem och kollektivdosen per enhet producerad elektrisk energi ca 0,3 manrem per MWår.

Den svenska Aka-utredningen diskuterade en upparbetningsanläggning för 800 ton uran per år. En sådan anläggning skulle kunna upparbeta oxidbränsle motsvarande 20 000 MWår producerad elektrisk energi per år. Personalen beräknades uppgå till 800 personer. Om den genomsnittliga stråldosen hölls vid 0,5 rem per år, vilket är önskvärt, skulle den kollektiva stråldosen bli 400 manrem per år, dvs 0,02 manrem per MWår. Det torde därför bli den individuella stråldosen snarare än kollektivdosen som blir

gränssättande för en upparbetsningsanläggning. Om kollektivdosen överstiger 0,1 manrem per MWår i en stor upparbetsningsanläggning, börjar man att stöta på omedelbara arbetarskyddsproblem. Det höga värdet (1,25 manrem per MWår) från Windscale förklaras av en kombination av faktorer såsom stor personalstyrka och låg utbränningsgrad för det Magnox-bränsle som upparbetats. Dessa förhållanden råder inte vid den typ av anläggning som Aka-utredningen förutsatte.

3.1.4 Kollektiva stråldoser i Sverige

Den svenska erfarenheten summeras i tabell 21, som visar personalens kollektivdos uttryckt i manrem per MWår producerad elektrisk energi. För jämförelse med strålskyddsinstitutets rekommendationer visas även i den sista kolumnen antalet manrem per MW installerad elektrisk effekt och år.

Tabell 21: Kollektivdoser till personalen vid svenska kärnkraftstationer

Station/år	Kollektivdos, manrem			manrem per MWår totalt	manrem per MW och år
	egen pers.	entrepr.	totalt		
<u>Oskarshamn</u>					
1971	0,1	2,5	2,6	0,38	0,01
1972	1,7	7,8	9,5	0,06	0,02
1973	4,7	16,6	21,3	0,09	0,05
1974	19	118	137	0,71	0,13
1975	17	67	84	0,13	0,08
1976	51	272	323	0,51	0,32
<u>Ringhals</u>					
1974	1	1	2	0,06	0,00
1975	47	119	166	0,32	0,11
1976	62	140	202	0,26	0,13
<u>Barsebäck</u>					
1975	5	5	10	0,05	0,02
1976	19	67	86	0,20	0,15

Det höga värdet för Oskarshamn 1974 förorsakades av ett svårt reparationsarbete när man måste ersätta en skadad matarvattenring och tvingades arbeta med svetsarbete inne i den aktiva reaktortanken. Kollektivdosen begränsades genom särskilda föreskrifter från strålskyddsinstitutet, vilket nödvändiggjorde omfattande skyddsåtgärder.

Det högsta årliga antalet manrem per MW installerad elektrisk effekt och år har varit 0,32 för Oskarshamn 1976. Detta värde skall jämföras med strålskyddsinstitutets uttalande att kollektivdosen till personalen vid en kärnkraftstation bör i medeltal understiga 0,2 manrem per MW installerad elektrisk effekt och år. Det höga värdet för Oskarshamn för 1976 förorsakades av omfattande service- och reparationsarbeten på framför allt aggregat 1.

I stråldoserna till personalen vid kärnkraftstationerna är hittills även stråldoserna från avfallshanteringen inräknade, eftersom denna huvudsakligen varit begränsad till kärnkraftstationerna.

3.1.5 Summering av svenska och internationella erfarenheter

De internationella erfarenheterna visar att det endast har varit i urangruvorna som man har haft svårigheter att hålla stråldoserna (i detta fall från inhalerade radondöttrar) under de av ICRP rekommenderade dosgränserna samt att det borde vara möjligt att hålla samma dosfördelning som i andra typer av strålningsarbete, dvs med en medeldos understigande 0,5 rem per år i var och en av de olika processkedjorna, även om detta inte alltid har varit fallet utomlands.

När det gäller personalens kollektivdos tyder den internationella erfarenheten på ett bidrag om högst 0,3 manrem per MWår producerad elektrisk energi från gruvarbete, uranframställning och bränsletillverkning. Bidraget från själva kärnkraftstationerna har i Sverige för 1976 nått 0,32 manrem per installerad MW och år i Oskarshamn. Strålskyddsinstitutets målsättning är dock att begränsa kollektivdosen till högst 0,2 manrem per MW och år. Den utländska erfarenheten visar på värden omkring 1 manrem per MW och år och konflikten med önskemålet om ökad säkerhetsgranskning gör det osäkert om det blir möjligt att i längden uppfylla det svenska kravet. Vi har därför för konsekvensuppskattningen räknat med ett mer pessimistiskt värde, 0,5 manrem per MW och år. Den utländska erfarenheten från upparbetningsanläggningar tyder på bidrag mellan 0,3 och 1,25 manrem per MWår producerad elektrisk energi. Vårt tidigare räkneexempel visar emellertid att det med krav på ett gott arbetarskydd inte blir möjligt att upparbeta allt bränsle vid mer än 0,1 manrem per MWår. Vid upparbetning av mindre kvantiteter kan visserligen kollektivdoser på 1 manrem per MWår tänkas förekomma, men utslaget över allt förbrukat bränsle kan upparbetningen med tanke på de individuella stråldoserna inte ge ett så högt bidrag. Vi har för upparbetningen och den avfallshantering som följer därav räknat med högst 0,2 manrem per MWår. Eftersom 1 manrem per MWår producerad elektrisk energi innebär mindre än 1 manrem per installerad MW och år, blir summan av alla bidragen mindre än 1 manrem per MW och år. Gångse internationella uppskattningar ligger vid ca 3 manrem per MWår till följd av ett antaget större bidrag från kärnkraftstationerna och ett bidrag på över 1 manrem per MWår från upparbetning, vilket vi således anser vara orealistiskt.

Om vi räknar med 1 manrem per installerad MW och år kommer en utbyggnad till 10 000 MW (63 TWh) år 1985 att efter något decennium leda till ett cancerfall per år bland personalen vid någon av anläggningarna i processkedjan, under förutsättning att vårt antagande om proportionalitet mellan cancerrisk och stråldos vid låga stråldoser verkligen gäller. Uppskattningen är troligen en över-skattning genom att cancerrisken för vuxna män är mindre än vad som anges av de genomsnittliga riskfaktorer för hela befolkningen som vi tidigare har angett. Uppskattningen gäller mortalitetsrisken.

3.2 STRÅLDOSER OCH DETRIMENT BLAND ALLMÄNHETEN

De enda aktivitetsutsläppen av betydelse under normala förhållanden kommer från kärnkraftstationerna och upparbetningsanläggningarna. Radon från lakresterna efter uranframställningen kan dock under vissa omständigheter utgöra en miljöförorening och kräver därför en kommentar.

I lakresterna ligger större delen av det radium som fanns i uranmalmen. Då det sönderfaller bildas radon, som kan diffundera ut i luften. Radonets halveringstid (3,8 dygn) är tillräckligt lång för att radonet skall kunna utgöra en strålkälla på stora avstånd. Risker från radon är, såsom vi tidigare nämnt, förknippad med inandning av dess radioaktiva dotterprodukter.

Enligt den utländska erfarenheten är radonavgivningen från lakresthögar ca 500 pCi/m² per sekund. Denna radonavgivning fortsätter så länge det i lakresterna finns radium som kan producera radon. Mängden radium bestäms av mängden torium-230. Denna nuklid har en halveringstid på 80 000 år, men kommer i sin tur att nybildas av det uran-238 som finns kvar i lakresterna. Detta innebär att lakresterna (liksom de flesta jordarter) kommer att avge radon under miljarder år. Vad som är av intresse är om radonavgivningen blir större än om uranet hade förblivit obrutet.

Radonavgivningen från kulturmark och åkerjord kring Billingen har befunnits vara av storleksordningen 0,1-0,3 pCi/m²s. Lakresterna från uranutvinningen ur billingeskiffern har befunnits ha lägre radonavgivning än vad som har angetts för utländska lakrestupplag och utförda undersökningar pekar på en radonavgivning på ca 10 pCi/m²s från lakrester som inte täckts med något skyddande moränlager. Täckta lakrestupplag har en radonavgivning som är mindre än 0,1 pCi/m²s. Så länge lakresterna är täckta är situationen således ur strålskyddssynpunkt bättre än normalt.

En beräkning av konsekvenserna av ett avlägsnande av det täckande moränskiktet, t ex genom inlandsiserosion, blir mycket hypotetiska. Den kollektiva stråldosen till bronkepitelet under en 500-årsperiod efter det att lakresterna frilagts kan beräknas bli ca 1 manrem per MWår, över en period på 10 000 år mellan 100 och 200 manrem och över 100 000 år mellan 1000 och 2000 manrem per MWår. Detta innebär i detriment att en eventuell framtida friläggning av lakresterna, för varje 10 000-årsperiod av frilagda lakrester, skulle kunna förorsaka 3 fall av lungcancer för varje år vi nu driver en reaktor på 1000 MW elektrisk effekt. Av samma skäl som kan leda till lakresternas friläggning kan emellertid frilagda lakrester på nytt komma att täckas av andra jordlager och vi har heller ingen möjlighet att förutsäga vad som under mycket långa tidrymder kan ske med den skiffer som ligger orörd i marken.

Den externa dosraten ovanför frilagda lakrester är ca 200 mikrorem per timme, dvs mellan 1 och 2 rem per år. Täckningen av lakresterna reducerar dosraten till normala värden. Om lakresterna skulle friläggas kommer emellertid externdosnivån över lakrestområdet att medföra strålrisker. Den kollektiva stråldosen blir beroende av antagandet om antalet personer inom området. Om vinderosion skulle sprida lakresterna över ett större område ökar den potentiella kollektivdosen. Kollektivdosinteckningen blir

beroende av antaganden om hur länge lakresterna förblir liggande i markens ytskikt.

3.2.1 Internationella erfarenheter

Genom olika tekniska åtgärder såsom höga skorstenar och fördröjningsanordningar för innehållande av de mest kortlivade radioaktiva ämnena har man lyckats hålla stråldoserna i kärnkraftstationernas närhet mycket låga. Samtidigt har kollektivdosen till följd av en global spridning av långlivade radioaktiva ämnen blivit alltmer betydelsefull jämfört med de lokala dosbidragen. Detta problem har tidigt uppmärksamats eftersom man inte vill låta sig förledas att tro att låga stråldoser i närheten av kärnkraftstationerna är en garanti för att man också skall ha en globalt accepterbar situation på sikt.

Uppmärksamheten har därför riktats mot de långlivade flyktiga nukliderna, framför allt tritium, kol-14, krypton-85 och jod-129. Den huvudsakliga källan till förorening med dessa nuklider är de bränsleelement som öppnats för upparbetning. Hittills har alla gasformiga radioaktiva ämnen helt släppts fria i atmosfären när bränslestavarna har kapats för upparbetning. De globala kollektivdosinteckningarna per enhet producerad elektrisk energi kan beräknas vara:

tritium	0,8 manrem/MWår
kol-14	10
krypton-85	0,15
jod-129	2100

Tritium och krypton-85 ger tillsammans en kollektivdosinteckning på 0,23 manrem per MWår producerad elektrisk energi, genom stråldoser som kommer att avges under de närmaste tiotalen år. Kol-14 och jod-129 ger mycket större dosinteckningar. De årliga stråldoserna är däremot små och orsaken till att dosinteckningarna är stora är att bestrålningen kommer att vara under mycket långa tidsperioder. Detta kräver en mer ingående diskussion.

Kol-14 har en halveringstid på 5700 år. Den kollektivdos på 10 manrem per MWår som denna nuklid kan väntas förorsaka är därför utspridd över tiotusentals år i framtiden. Kol-14 hinner därför inte ackumuleras till mättnadsvärden i miljön. Först om reaktordrift och upparbetning fortsatte i tiotusentals år skulle så småningom ett jämviktsvärde uppnås, där kol-14 skulle förorsaka en årlig kollektivdos på 10 manrem per MWår.

Om utsläppen av kol-14 kan beräknas fortsätta över de närmaste 500 åren, är det belysande att beräkna den ofullständiga dosinteckningen (se sid 81). Den blir, vilket kanske är överraskande, så stor som 1/4 av den totala dosinteckningen. Det beror på att nybildat kol-14 efter en tid löses i världshaven och blir mindre tillgängligt för människor. Om utsläppen av kol-14 fortsätter under 500 år kommer den årliga kollektivdosen från kol-14 efter 500 år att uppgå till 2,5 manrem per MWår.

Detta innebär att utsläppen av kol-14 vid nuvarande teknik är högre än vad som är lämpligt. Upparbetningsanläggningar bör där-

för förses med anordningar för att innehålla kol-14. Detta gäller även kärnkraftverken. I lättvattenreaktorer bildas en mindre mängd kol-14 i det primära kylvattnet genom neutronbestrålning av syre-17. Även kväveföroreningar i bränsle eller kylvatten ger upphov till kol-14. Andra reaktortyper, framför allt grafitmodererade reaktorer, ger upphov till mer kol-14 än lättvattenreaktorer.

Att dosintekningen från jod-129 är så hög beror på dess mycket långa halveringstid, 16 miljoner år. Den ofullständiga dosintekningen över 500 år blir endast 0,050 manrem per MWår. Jod-129 kan därför aldrig åstadkomma några betydelsefulla årliga stråldoser.

Mycket långlivade nuklider såsom kol-14 och jod-129 - liksom de långlivade moderprodukterna till radium och radon - reser principiella frågor om vilken vikt man skall lägga vid stråldoser som ligger många tusen år fram i tiden.

De nuklider vi hittills har talat om har sin huvudsakliga källa i uppdrätningsanläggningarna. Utsläppen från kärnkraftstationerna är starkt beroende av reaktortyp och avgasbehandlingssystem. Här finns direkta svenska erfarenheter som är av större värde för oss.

3.2.2 Svenska erfarenheter

Kollektivdoserna från kärnkraftstationerna begränsas av strålskyddsinstitutets villkor att den skall understiga 0,5 manrem per MW installerad elektrisk effekt och år. Ambitionsnivån för begränsningen av de högsta individuella stråldoserna i kraftstationernas närhet är att årsdosen skall understiga 10 mrem.

Hittillsvarande erfarenheter talar för att dessa villkor går att uppfylla. Med de äldre föreskrifter som ännu tillämpas i avvaktan på regeringens godkännande av strålskyddsinstitutets nya förslag, är aktivitetsutsläppen från kärnkraftstationerna begränsade på grundval av förhållandevis höga individuella dosgränser för personer i närheten av stationerna: 250 mrem/år vid Oskarshamn och Ringhals och 100 mrem/år vid Barsebäck. Aktivitetsutsläpp som understiger 1% av vad som svarar mot gränsvärdena har hittills i allmänhet fått redovisas som "0". Med strålskyddsinstitutets nya föreskrifter kommer även ännu lägre utsläpp att redovisas kvantitativt. Inga utsläpp överstigande 1% av det utsläpp som högsta tillåtliga utsläppstakt skulle ge över ett år har förekommit vid någon av de svenska kärnkraftstationerna. Det innebär att årsdoserna hittills kan ha varit högst någon mrem till de mest utsatta personerna i stationernas närhet.

AB Atomenergi har nyligen avslutat dosberäkningar för strålskyddsinstitutets räkning, på grundval av antaganden om ett visst läckage från bränslestavarna. Dessa skall i princip vara helt täta, men erfarenheten visar att det kan uppstå nålsticksfina hål ("pin holes") genom vilka lättflyktiga fissionsprodukter kan läcka ut i primärkylkretsen. Man brukar definiera ett "standard pinhole" såsom ett hål ur vilket 1% av det i bränslestaven bildade xenon-133 kan läcka ut. Med "1% bränsleläckage" menar man däremot att 1% av bränslestavarna har ett sådant läckage. Det innebär att 1% av 1%, dvs 10^{-4} av det bildade xenon-133 i re-

aktorn läcker ut i primärkylkretsen, tillsammans med varierande mängder av andra lättflyktiga ämnen. Ett bränsleläckage på 1% är ett ur driftsynpunkt allvarligt läckage som medför strålskyddsproblem inne i reaktorbyggnaden vid en kokarreaktor. Det är därför osannolikt att någon reaktor kommer att drivas med ett sådant läckage.

Beräkningarna har utförts för de förekommande typerna av avgasreningssystem. Dosinteckningen per driftsår för personer som uppehåller sig på 1 km avstånd från kärnkraftaggregatet har vid 1% bränsleskada beräknats vara:

A. BWR, endast sandfilter:	155 mrem
B. BWR, sandfilter + rekombinator:	2 mrem
C. BWR, dito + kolkolonner:	1 mrem
D. PWR	0,3 mrem

Avgasreningssystemen beskrevs på sid 26-27.

För några av dessa kombinationer har man också beräknat kollektivdosinteckningen per installerad MW elektrisk effekt och år.

Tabell 22 och figur 26 kräver en kommentar. Den äldsta kärnkraftstationen, Oskarshamn, har ännu endast det enklaste avgasreningssystemet (A). Skillnaden mellan detta och det system (B) med rekombinator som används i Barsebäck har mycket liten betydelse när det gäller den globala kollektivdosen, men har stor betydelse för den lokala och regionala kollektivdosen. Genom Oskarshamnsstationens isolerade läge blir emellertid den lokala kollektivdosen inte mycket större än vad den är vid Barsebäcksstationen trots den senares bättre reningssystem.

Steget från system A till system B är nödvändigt (och redan infört) för en kärnkraftstation med Barsebäcks läge. Vinsten i form av kollektivdosminskning genom övergång från system B till system C (planerat för Forsmark) är mindre och uppgår inte ens vid Barsebäcks läge till mer än 0,07 manrem per MWår. Det bör påpekas att kollektivdoserna är beräknade för en mycket osannolik driftsituation med 1% bränsleskada. I verkligheten kan därför vinsten beräknas vara avsevärt mindre.

Dosberäkningarna illustrerar hur det vid en kärnkraftstation med ett isolerat läge som i fallet Oskarshamnsverket kan vara de högsta individuella stråldoserna i närområdet som ställer krav på ett förbättrat avgasreningssystem, under det att det för ett kraftverk nära tätbebyggelse blir vinsten i form av kollektivdosminskning som motiverar valet av ett gott reningssystem.

Även i de sämsta av de illustrerade fallen, motsvarande dagens läge, är kollektivdosinteckningen vid 1% bränsleskada högst ca 0,2 manrem per MW och år, vartill dock kommer ca 1,6 manrem per MW och år från kol-14, eller, räknat över 500 år, 0,4 manrem per MWår. Om Oskarshamnsverket övergår till system B, vilket bör bli ett krav med tanke på de individuella stråldoserna, kommer kollektivdosinteckningen för samtliga stationer att ligga vid högst 0,1 manrem per MW och år, utöver bidraget från kol-14. Så länge

Tabell 22: Kollektivdosinteckningen från svenska kärnkraftstationer vid 1% bränsleskada; manrem per MW installerad elektrisk effekt och år

Station/region	Avgassystem:			
	A	B	C	D
<u>Oskarshamn</u>				
Lokalt	0,060	0,002	0,0002	-
Regionalt	0,110	0,014	0,0021	-
Globalt	0,045	0,042	0,028	-
Totalt	0,215	0,058	0,030	-
<u>Barsebäck</u>				
Lokalt	-	0,059	0,012	-
Regionalt	-	0,013	0,003	-
Globalt	-	0,042	0,028	-
Totalt	-	0,114	0,043	-
<u>Ringhals</u>				
Lokalt	0,816	0,018	0,003	0,002
Regionalt	0,356	0,021	0,003	0,005
Globalt	0,045	0,042	0,028	0,034
Totalt	1,217	0,081	0,034	0,041
<u>Forsmark</u>				
Lokalt	-	-	0,0002	-
Regionalt	-	-	0,0011	-
Globalt	-	-	0,029	-
Totalt	-	-	0,030	-

Anm: Avgassystemen A-D är beskrivna på föregående sida.

"Lokalt" avser 0-50 km, "Regionalt" 50-2000 km.

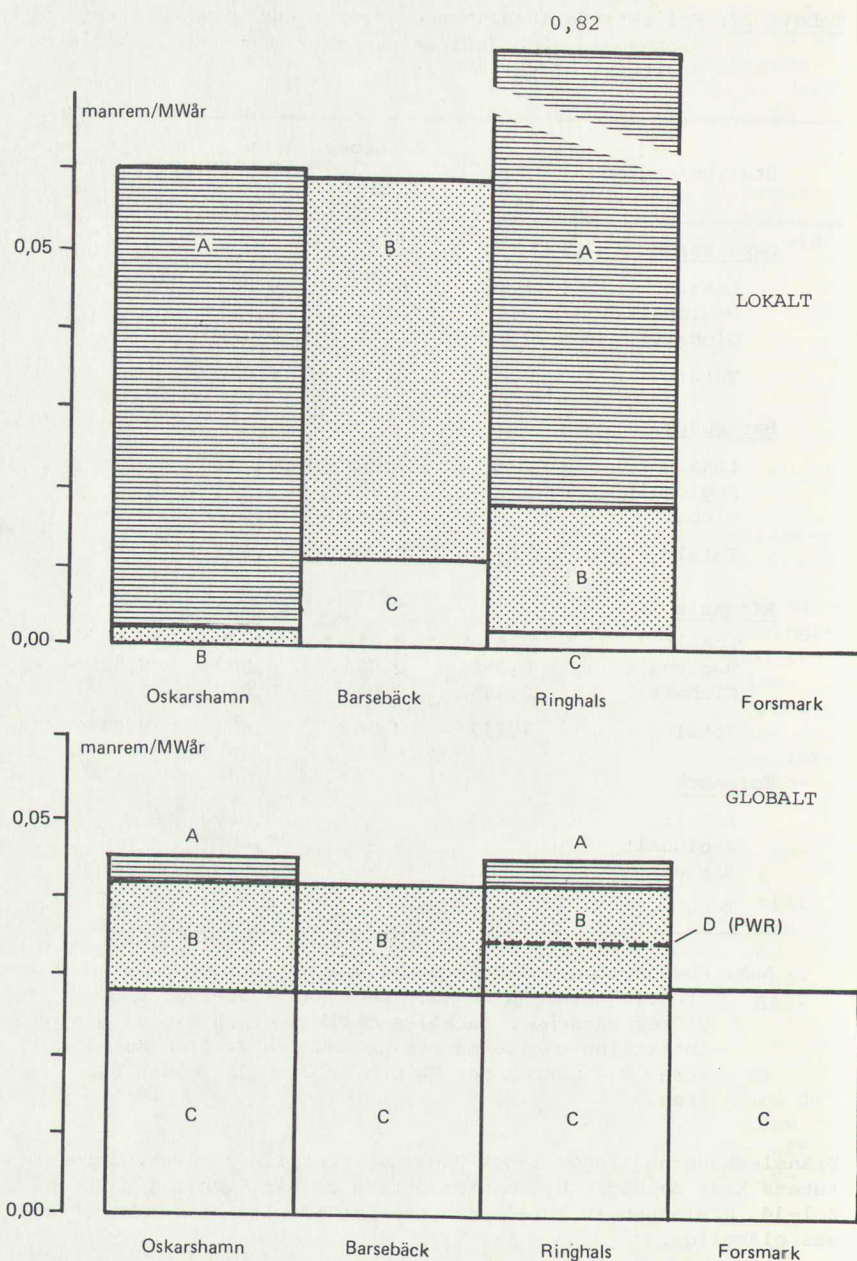
Utöver värdena i tabellen tillkommer en global dosinteckning på 1,6 manrem per MW och år från kol-14, varav 0,4 manrem per MW och år över de första 500 åren.

bränsleskadorna ligger långt under 1% uppfylls strålskyddsinstitutets krav om högst 0,5 manrem per MW och år även med tanke på kol-14. Utsläppen av kol-14 kan emellertid på sikt komma att anses olämpliga.

3.3 SAMMANFATTNING AV DOS- OCH DETRIMENTUPPSKATTNINGAR

Vi har på sid 92 visat att kollektivdosen till personalen kan uppskattas bli totalt 1 manrem per MW installerad elektrisk effekt och år, totalt från samtliga processteg.

Kollektivdosen till allmänheten, uttryckt som en kollektivdosin-



Figur 26: Kollektivdos i omgivningen vid olika avgassystem

Avgassystemen A-D beskrivs på sid 96.

teckning för de närmaste 500 åren kan med vissa reservationer väntas ligga under det värde på 1 manrem per MW och år som strålskyddsinstitutet har använt som referensvärde.

Följande reservationer måste göras. En förutsättning är att utsläppen av kol-14 och jod-129 från upparbetningsanläggningarna kan nedskäras kraftigt. Enbart kol-14 kommer annars att ge en dosintekning för 500 år på ca 2,5 manrem per MW och år från upparbetningen och 0,4 manrem per MW och år från reaktordriften. Utsläpp i vatten måste begränsas enligt de normer som strålskyddsinstitutet föreslår. Lakresterna från uranframställningen måste täckas med jordlager enligt de förslag som har gällt för Ranstadsverket.

Om dessa förutsättningar kan antas gälla kommer inte heller den totala dosintekningen att överstiga 1 manrem per MW och år. Om däremot allt kol-14 liksom för närvarande släpps fritt kommer den totala dosintekningen från kolet att bli 10 manrem per MW och år från upparbetningen och 1,6 manrem per MW och år från reaktordriften. Problemet med jod-129, vars dosbidrag gäller en period av tiotals miljoner år, har diskuterats på sid 95.

Varken dosintekningen från jod-129 eller den potentiella dosintekningen från radium och radon om lakresterna friläggis genom framtida erosion kan diskuteras kvantitativt på ett tillfredsställande sätt, men i båda fallen gäller det att höga dosintekningar kan skapas genom de långa tidsperspektiven, samtidigt som de årliga framtida stråldoserna blir mycket låga.

Det troliga detrimentet från 1 manrem per MW och år har summerats på sid 86. Vid 1 manrem per MW och år till såväl personalen vid processanläggningarna som allmänheten kommer en utbyggnad av den svenska kärnkraftindustrin till 63 TWh år 1985, motsvarande ca 10 000 MW, att ge en kollektivdosintekning av 10 000 manrem per år till personalen i hela processkedjan samt 10 000 manrem till allmänheten. Den detrimentuppskattning vi kan göra på grundval härav är helt beroende av giltigheten i antagandet om att risken är proportionell mot stråldosen ända ner till mycket låga stråldoser. Såsom vi tidigare har framhållit är detta ett antagande som i praktiken inte kan verifieras men som anses skäligt ur strålskyddssynpunkt.

Stråldoserna till personalen skulle med detta antagande efter något decenniums drift kunna förorsaka ett dödsfall i cancer varje år. En årlig kollektivdos på 10 000 manrem bland personalen innebär sannolikt en genetiskt signifikant kollektivdos på ca 2500 manrem per år, vilket i nästkommande generation innebär i genomsnitt ett fall av allvarlig genetisk skada vart sjätte år och ytterligare dubbelt så många skadefall i senare generationer.

Stråldoserna till allmänheten skulle för varje driftsår innebära en intekning av ytterligare ett framtida dödsfall i cancer inom eller utom Sverige. Om huvudparten av stråldoserna förorsakas av relativt kortlivade ämnen kommer detta efter några decenniers drift att innebära ett dödsfall i cancer per år, men om huvudparten förorsakas av mycket långlivade ämnen kommer cancerfallen att inträffa utspridda över en lång tidsperiod. Såsom visades på sid 86 kommer varje driftsår dessutom att ge en intekning av

0,8 fall av genetiska skador, varav 1/3 i generationen efter den bestrålade generationen och 2/3 i senare generationer.

Om kärnkraftaggregaten drivs genomsnittligt 25 år kommer den totala skadan att bli 50 cancerfall, varav 25 bland personalen och 25 bland allmänheten, samt 30 fall av genetiska skador över all framtid. Konsekvensuppskattningen är givetvis inte så säker som siffrorna antyder men blir en direkt följd av de antaganden om riskkoefficienter och kollektivdosinteckningar som vi har redovisat.

SLUTDEPONERINGEN AV DET HÖGAKTIVA AVFALLET

I vår detrimentuppskattning har vi inte räknat med något detriment från slutdeponeringen av det högaktiva avfallet eftersom detrimentuppskattningen blir helt beroende av de ännu ej redovisade tekniska förutsättningarna. Vi vill komplettera rapporten med konsekvensberäkningar för några antagna händelser (jordskelv, istider m m) men vill avvakta sammanställningen av remissvaren på Aka-utredningen.

Eftersom de metoder för slutdeponering av det högaktiva avfallet som har diskuterats - t ex dumpning i saltgruvor eller i urberget - är avsedda att skilja avfallet från levande varelser för all framtid är "normaldriftens" kollektivdosinteckning från avfallsdumpningen noll. Problemet blir i stället att söka bedöma genom vilka händelseförlopp de radioaktiva ämnena mot alla beräkningar kan komma fria. En sådan bedömning har likheter med säkerhetsbedömningen av kärnkraftverk såtillvida att den måste grunda sig på redovisade tekniska förutsättningar. Det är dessa som ännu inte är tillräckligt redovisade.

Vi har i avsnittet 1.8.2 (sid 36) diskuterat en del av de kända tekniska förutsättningarna. Vi gjorde där observationen att avfallets potentiella farlighet som strålkälla efter 1000 år inte är större än farligheten av det brutna uranet eller lakresterna, under förutsättning att plutoniet till största delen avskiljts vid upparbetning av bränslet. Ur strålskyddssynpunkt är det de första hundra åren som gör det högaktiva avfallet till ett problem. Därtill kommer problemet med hanteringen av plutoniet. Även detta är mer ett säkerhetsproblem än ett strålskyddsproblem.

Det bakgrundsmaterial strålskyddsinstitutet behöver för bedömningen av olycksriskerna och -konsekvenserna är ännu inte tillgängligt. Inom försvarets forskningsanstalt pågår framtagning av fakta till civilförsvarsstyrelsens studie "Radioaktiva och kemiska risker i beredskap och krig", också kallad TOX-studien. FOA:s beräkningsmaterial är ännu inte tillgängligt. Statens kärnkraftinspektion har också påbörjat en studie av tillämpbarheten av den amerikanska Rasmussenrapportens slutsatser under svenska förhållanden. De pågående undersökningarna bör kunna utnyttjas för Energi- och Miljökommittén även om materialet ännu inte är tillgängligt.

AB Atomenergi har nyligen avslutat beräkningar av stråldoser efter ett reaktorhaveri, efter uppdrag av strålskyddsinstitutet på förslag av dess forskningsnämnd. Detta material kommer att ingå i bilagorna till denna rapport.

Detrimentet till följd av reaktorolyckor kan beräknas som summan av produkterna av sannolikheten för varje tänkbar olycka och konsekvensen i form av skada om olyckan inträffar. Konsekvensberäkningen för en given typ av olycka är något besvärligare än konsekvensberäkningen för aktivitetsutsläpp under normala förhållanden, eftersom stråldoserna kan bli så höga att akuta strålskador kan uppstå och detrimentet därför inte längre är proportionellt mot kollektivdosen. Å andra sidan är sambandet mellan skada och dos vid höga stråldoser mindre hypotetiskt än vid låga doser.

Om vi liksom tidigare söker ange detrimentet såsom väntevärdet på antalet dödliga skador blir det $= S \cdot N$, där S är sannolikheten för den typ av olycka vi är intresserade av och N är väntevärdet på antalet dödsfall om olyckan inträffar. Vi ser att flera helt olika olyckor kan ha samma detriment. Vi kan exempelvis tänka oss en olycka som varje år inträffar med visshet ($S=1$) men där ett människoliv krävs bara en gång på miljonen ($N = 10^{-6}$). Då blir detrimentet $1 \cdot 10^{-6}$ per år.

Vi kan också tänka oss en olycka som är så osannolik att den bara har sannolikheten 1 på 100 miljoner (10^{-8}) att inträffa under ett givet år, men som sannolikt kräver 100 människoliv när den inträffar. Den ger också ett detriment på 10^{-6} per år ($10^{-8} \cdot 100$).

Den första typen av olycka har vi inga svårigheter med att hantera begreppsmässigt och efter ett antal driftsår ger den oss ett erfarenhetsmaterial som kan bekräfta eller motsäga våra första antaganden. Den andra typen av olycka är svårare att ta med i bedömningen. Detrimentet, dvs det årliga väntevärdet på antal dödsfall är 10^{-6} , men utfallet kan bara vara 0 eller ca 100. Antalet

driftsår kommer aldrig att bli tillräckligt för att ge annat än totalt 0 eller ca 100 dödsoffer. Om olyckan inträffar är det svårt att hävda att det verkligen var ett slumpmässigt utfall av en mycket låg sannolikhet: varje olycka är när den en gång har inträffat ett faktum.

Vi har sett att normaldriften av ett kärnkraftverk kan kräva ca 0,5 dödsfall per år till följd av någon av verksamheterna i processkedjan. Det skulle bli nödvändigt att revidera den totala detrimentsuppskattningen om olyckorna gav ett detriment av samma storleksordning, men man har ofta uppskattat detrimentet från olyckor till en storleksordning under detrimentet från normaldriften. Detta skulle innebära ett detriment på 0,05 dödsfall per år. Om det endast finnes en typ av reaktorolycka och den vore en katastrof som väntas kräva 100 människoliv skulle därför sannolikheten för denna olycka behöva vara mindre än $5 \cdot 10^{-4}$ per år. Den totala sannolikheten för alla olyckor som kan väntas kräva mer än 500 människoliv måste vara mindre än 10^{-4} per år, etc.

De riskuppskattningar som har publicerats under de senaste åren, inkluderande den svenska närförlägningsutredningen och den amerikanska Rasmussen-studien, har tytt på att detta villkor skulle vara uppfyllt. Det har ändå kvarstått problem på grund av möjligheten av en mycket stor katastrof med en mycket liten sannolikhet att rymmas under samma villkor. En fråga som många har ställt sig är med vilken säkerhet man kan fastställa att en sannolikhet för en stor katastrof verkligen är mycket låg. En annan fråga som har rests i diskussionen är om det överhuvudtaget är möjligt att precisera sannolikheter för olyckor i anläggningar som har olika konstruktion, tillverkare, entreprenörer, etc. Orsaken till en olycka är ofta ett mänskligt förbiseende, är det verkligen möjligt att i sådana sammanhang precisera en viss låg sannolikhet? I de fall man har hunnit få en så omfattande erfarenhet av en viss komponent eller produkt att man har material för sannolikhetsuppskattningar är det heller inte sagt att materialet är relevant för den helt nya produkt det gäller att bedöma.

För att möta dessa svårigheter kräver reaktorsäkerhetsmyndigheterna - i Sverige statens kärnkraftinspektion - olika former av övervakning. Detta gäller (jfr sid 28) höga kvalitetskrav på alla komponenter ("quality assurance"), dubblering av säkerhetssystem ("redundancy"), eliminering av felkällor som kan påverka dubbelrade system i deras helhet (s k "common mode failures") och en noggrann inspektion.

För varje verklig olycka finns det en mängd incidenter som aldrig leder till någon olycka eftersom säkerhetssystemen fungerar. En inträngande incidentanalys är en av de effektivaste metoderna att i tid uppspåra och eliminera orsaker till olyckor.

Det förhållandet att vi är tveksamma om möjligheten att meningsfullt precisera siffrvärden för mycket låga olyckssannolikheter innebär inte att vi tvivlar på att sannolikheterna är låga.

Även om det skulle vara möjligt att precisera värden för sannolikheten för större reaktorolyckor kvarstår problemet om hur samhället reagerar för möjligheten av en mycket stor katastrof även om sannolikheten är mycket liten. Här finns orsak att utreda hur man reagerar inför andra potentiella katastrofer.

När det gäller konsekvensuppskattningarna för en given typ av olycka befinner man sig på säkrare mark. Mängden av radioaktiva ämnen i en reaktor under drift är känd. Den största tänkbara katastrofen vore om alla dessa ämnen spriddes över tätbefolkade områden. Ämnena är emellertid olika lättspridda beroende av sina fysikaliska och kemiska egenskaper. I Rasmussen-studien har man beräknat konsekvenserna av ett antal olika olyckor. Den undersökning som AB Atomenergi utfört för strålskyddsinstitutet har gällt en av dessa olyckor, men inte den värsta. Förutsättningarna har varit att 100% av alla radioaktiva ädelgaser, 10% av jod samt cesium-rubidium, 30% tellur-antimon, 2% rutenium, rodium, kobolt, molybden och teknetium, 1% barium-strontium samt 0,4% av ett antal övriga ämnen, inklusive plutonium och andra aktinider, har släppts ut genom skorstenen på 25 meters höjd.

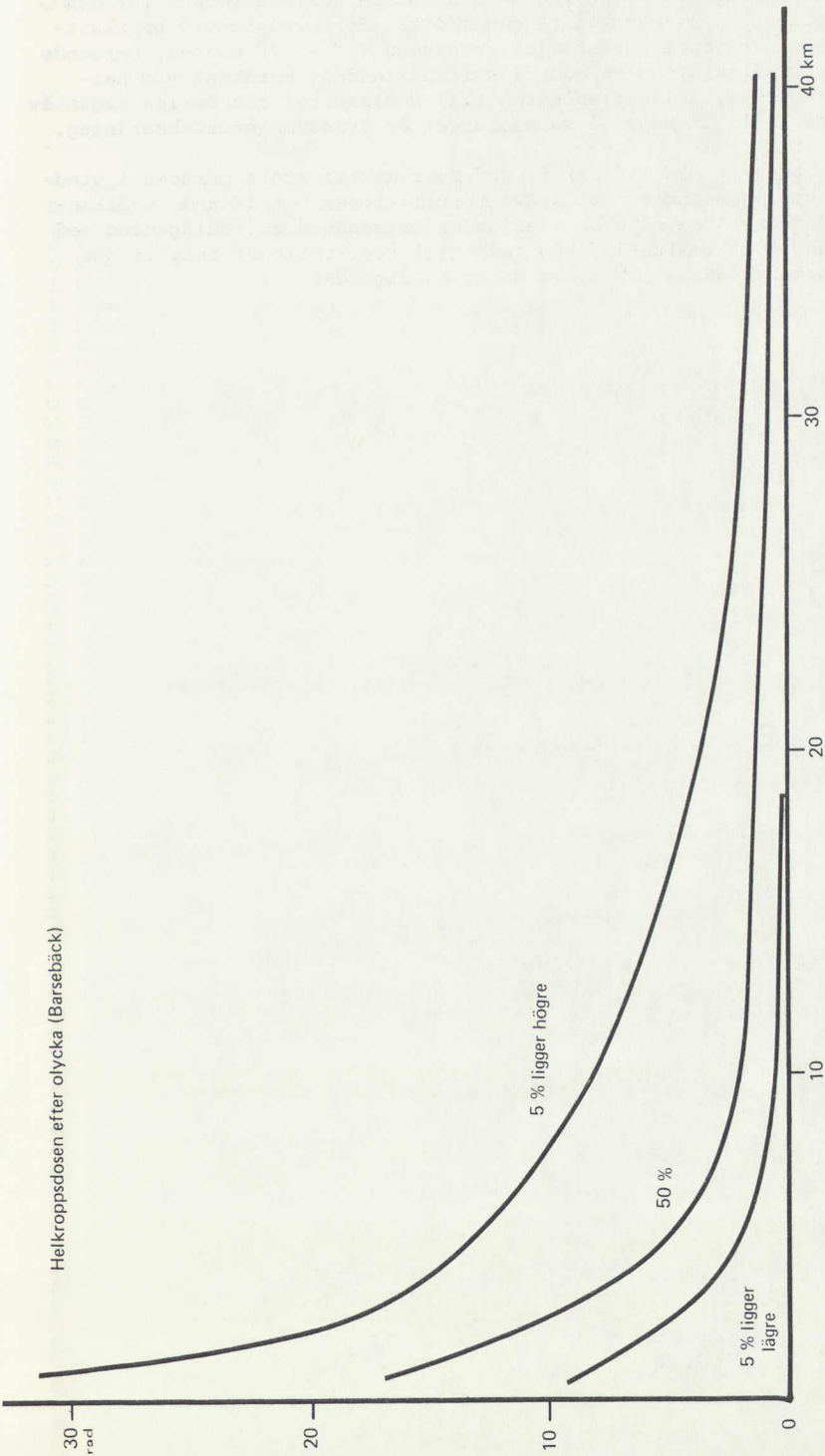
Detta är en mycket stor katastrof som innebär en hårdnedsmältning. Även vid en sådan katastrof är det dock troligt att de mindre flyktiga ämnena kommer att innehållas i reaktorbyggnaden. Ett antagande av avgörande betydelse är om de radioaktiva gaserna kommer att driva iväg på utsläppshöjden eller om de på grund av värmeutvecklingen kommer att stiga till högre höjder. Vid dosberäkningen har det senare antagits.

Även om den primära olyckan kan preciseras med de antaganden vi här har gjort, kommer konsekvenserna i omgivningen att vara beroende av väderleksförhållandena (vindriktning, vindstyrka, temperaturgradient). För beräkningen har ett omfattande statistiskt erfarenhetsmaterial av olika väderförhållanden använts.

Figur 27 visar en del av beräkningsresultaten. Den översta kurvan utgör gränsen för den helkroppsdos som endast kommer att överskridas under 5% av alla väderlekssituationer. Den understa kurvan visar den stråldos som kommer att överskridas i 95% av alla väderlekssituationer. Den mittersta kurvan visar 50%-fallet. I 95% av alla väderlekssituationer kommer helkroppsdosen på 20 kms avstånd att understiga 6 rem som genomsnitt över alla riktningar. Motsvarande värden för lungdosen och sköldkörteldosen är 100 rem resp 430 rem.

I 95% av alla väderlekssituationer kommer sköldkörteldosen att överstiga ca 35 rem på 20 kms avstånd och i 50% av alla väderlekssituationer ca 30 rem på 50 kms avstånd. Inga av dessa stråldoser är livshotande. Stråldoser på över 10 rem till ett foster kan i ca 5% av väderlekssituationerna förekomma på upp till 10 kms avstånd men i 50% av fallen inte utanför 1 kms avstånd. Motåtgärder (uppehållande inomhus, ev. utdelning av jodtabletter, ev. evakuering) är huvudsakligen motiverade med tanke på stråldosen i sköldkörteln.

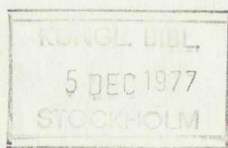
Livshotande stråldoser i lungorna skulle förekomma om större mängder rutenium och cerium än de antagna skulle komma ut eller om de radioaktiva ämnena inte lyftes till högre höjder till följd av värmeutvecklingen. Katastrofens omfattning blir då starkt beroende av förutsättningarna och någon meningsfull beräkning är svår att utföra. En katastrof av här antaget slag kommer sannolikt att vara utsträckt i tiden och medge skyddsåtgärder, framför allt skydd inomhus, som kraftigt minskar stråldosen.



Figur 27

En motsvarande beräkning av den totala kollektivdosen för den antagna olyckan har inte genomförts. En approximativ uppskattning ger värden av storleksordningen $10^6 - 10^8$ manrem, beroende på vindriktning och väderleksförhållanden, beräknat som helkroppsdos. Kollektivdoserna till sköldkörtel och övriga organ av speciellt intresse i sammanhanget är av samma storleksordning.

Beläggning med radioaktiv jod över mycket stora områden i vindriktningen kommer att kräva restriktioner beträffande mjölkankvändningen om olyckan sker under betessäsongen. Beläggning med långlivat cesium-137 kan leda till restriktioner beträffande markanvändning och kräva saneringsåtgärder.



Statens offentliga utredningar 1977

Kronologisk förteckning

1. Totalförsvaret 1977–82. Fö.
 2. Bilarbetstid. K.
 3. Utbyggd regional näringspolitik. A.
 4. Sjukvårdsavfall. Jo.
 5. Kvinnlig tronföjd. Ju.
 6. Översyn av det skatteadministrativa sanktionssystemet 1. B.
 7. Rätten till vapenfri tjänst. Fö.
 8. Folkhögskolan 2. U.
 9. Betygen i skolan. U.
 10. Utrikeshandelsstatistiken. E.
 11. Forskning om massmedier. U.
 12. Kommunal och enskild väghållning. K.
 13. Sveriges samarbete med u-länderna. Ud.
 14. Sveriges samarbete med u-länderna. Bilagor. Ud.
 15. Handelsstålsindustrin inför 1980-talet. I.
 16. Handelsstålsindustrin inför 1980-talet. Bilagor. I.
 17. Översyn av jordbrukspolitiken. Jo.
 18. Inflationsskyddad skatteskala. B.
 19. Radio och tv 1978–1985. U.
 20. Kommunernas ekonomi 1975–1985. B.
 21. Svensk undervisning i utlandet. U.
 22. Arbete med näringshjälp. A.
 23. Psykiskt störda lagöverträdare. Ju.
 24. Näringsidkares avbetalningsköp m. m. Ju.
 25. Båtliv 2. Registerfrågan. Jo.
 26. Kvinnan och försvarets yrken. Fö.
 27. Revision av vattenlagen. Del 4. Förslag till ny vattenlag. Ju.
 28. Kortare väntetider i utlånningsärenden. A.
 29. Konkursförvaltning. Ju.
 30. Elektronmusik i Sverige. U.
 31. Studiestöd. U.
 32. Konsumentskydd vid köp av begagnad personbil. Ju.
 33. Allmänflygplats–Stockholm. K.
 34. Inrikesflygplats–Stockholm. K.
 35. Inrikesflygplats–Stockholm. Bilagor. K.
 36. Ersättning för brottsskador. Ju.
 37. Underhåll till barn och frånskilda. Ju.
 38. Folkbildningen i framtiden. U.
 39. Företagsdemokrati i kommuner och landstingskommuner. Kn.
 40. Socialtjänst och socialförsäkringstillägg. S.
 41. Socialtjänst och socialförsäkringstillägg. Sammanfattning. S.
 42. Kronofogdemyndigheterna. Kn.
 43. Koncentrationstendenser inom byggnadsmaterialindustrin. I.
 44. Skyddad verkstad–halvskyddad verksamhet. A.
 45. Information vid kriser. H.
 46. Pensionsfrågor m. m. S.
 47. Billingen. I.
 48. Översyn av de speciella statsbidragen till kommunerna. B.
 49. Översyn av rättshjälpssystemet. Ju.
 50. Häktning och anhållande. Ju.
 51. Fusioner och förvärv i svenskt näringsliv 1969–73. H.
 52. Forskningspolitik. U.
 53. Sektorsanknuten forskning och utveckling. Expertbilaga 1. U.
 54. Information om pågående forskning. Expertbilaga 2. U.
 55. Forskning i kontakt med samhället. Expertbilaga 3. U.
 56. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. I.
 57. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga A. I.
 58. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga B. I.
 59. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga C. I.
 60. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga D. I.
 61. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga E. I.
 62. Energi – program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga F. I.
 63. Fortsatt högskoleutbildning. U.
 64. STUs stöd till teknisk forskning och innovation. I.
 65. Kommunernas gatuhållning. Bo.
 66. Patienten i sjukvården – kontakt och information. S.
 67. Energi, hälsa, miljö. Jo.
 68. Energi, hälsa, miljö: Hälso- och miljöverkningar vid användning av fossila bränslen. Jo.
 69. Energi, hälsa, miljö: Hälso- och miljöverkningar vid användning av kärnkraft. Jo.
-

Statens offentliga utredningar 1977

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

Kvinnlig tronföljd. [5]
Psykiskt störda lagöverträdare. [23]
Näringsidkares avbetalningsköp m. m. [24]
Revision av vattenlagen. Del 4. Förslag till ny vattenlag. [27]
Konkursförvaltning. [29]
Konsumentskydd vid köp av begagnad personbil. [32]
Ersättning för brottsskador. [36]
Underhåll till barn och fränskilda. [37]
Översyn av rättshjälppsystemet. [49]
Häktning och anhållande. [50]

Utrikesdepartementet

Biståndspolitiska utredningen. 1. Sveriges samarbete med u-länderna. [13] 2. Sveriges samarbete med u-länderna. Bilagor. [14]

Försvarsdepartementet

Totalförsvaret 1977-82. [1]
Rätten till vapenfri tjänst. [7]
Kvinnan och försvarets yrken. [26]

Socialdepartementet

Socialutredningen. 1. Socialtjänst och socialförsäkringstillägg. [40]
2. Socialtjänst och socialförsäkringstillägg. Sammanfattning. [41]
Pensionsfrågor m. m. [46]
Patienten i sjukvården - kontakt och information. [66]

Kommunikationsdepartementet

Bilarbetsd. [2]
Kommunal och enskild väghållning. [12]
Allmänflygplats-Stockholm. [33]
Brommautredningen. 1. Inrikesflygplats-Stockholm. [34] 2. Inrikesflygplats-Stockholm. Bilagor. [35]

Ekonomidepartementet

Utrikeshandelsstatistiken. [10]

Budgetdepartementet

Översyn av det skatteadministrativa sanktionssystemet 1. [6]
Inflationsskyddad skatteskala. [18]
Kommunernas ekonomi 1975-1985. [20]
Översyn av de speciella statsbidragen till kommunerna. [48]

Utbildningsdepartementet

Folkhögskolan 2. [8]
Betygen i skolan. [9]
Forskning om massmedier. [11]
Radio och tv 1978-1985. [19]
Svensk undervisning i utlandet. [21]
Elektronmusik i Sverige. [30]
Studiestöd. [31]
Folkbildningen i framtiden. [38]
Forskningsrådsutredningen. 1. Forskningspolitik. [52] 2. Sektorsanknuten forskning och utveckling. Expertbilaga 1. [53] 3. Information om pågående forskning. Expertbilaga 2. [54] 4. Forskning i kontakt med samhället. Expertbilaga 3. [55]
Fortsatt högskoleutbildning. [63]

Jordbruksdepartementet

Sjukvårdsavfall. [4]
Översyn av jordbrukspolitiken. [17]

Båtliv 2. Registerfrågan. [25]

Energi- och miljökommittén. 1. Energi, hälsa, miljö. [67] 2. Energi, hälsa, miljö: Hälso- och miljöverkningar vid användning av fossila bränslen. [68] 3. Energi, hälsa, miljö: Hälso- och miljöverkningar vid användning av kärnkraft. [69]

Handelsdepartementet

Information vid kriser. [45]
Fusioner och förvärv i svenskt näringsliv 1969-73. [51]

Arbetsmarknadsdepartementet

Utbyggd regional näringspolitik. [3]
Arbete med näringshjälp. [22]
Kortare väntetider i utlänningsärenden. [28]
Skyddad verkstad-halvskyddad verksamhet. [44]

Bostadsdepartementet

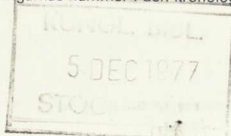
Kommunernas gatuhållning. [65]

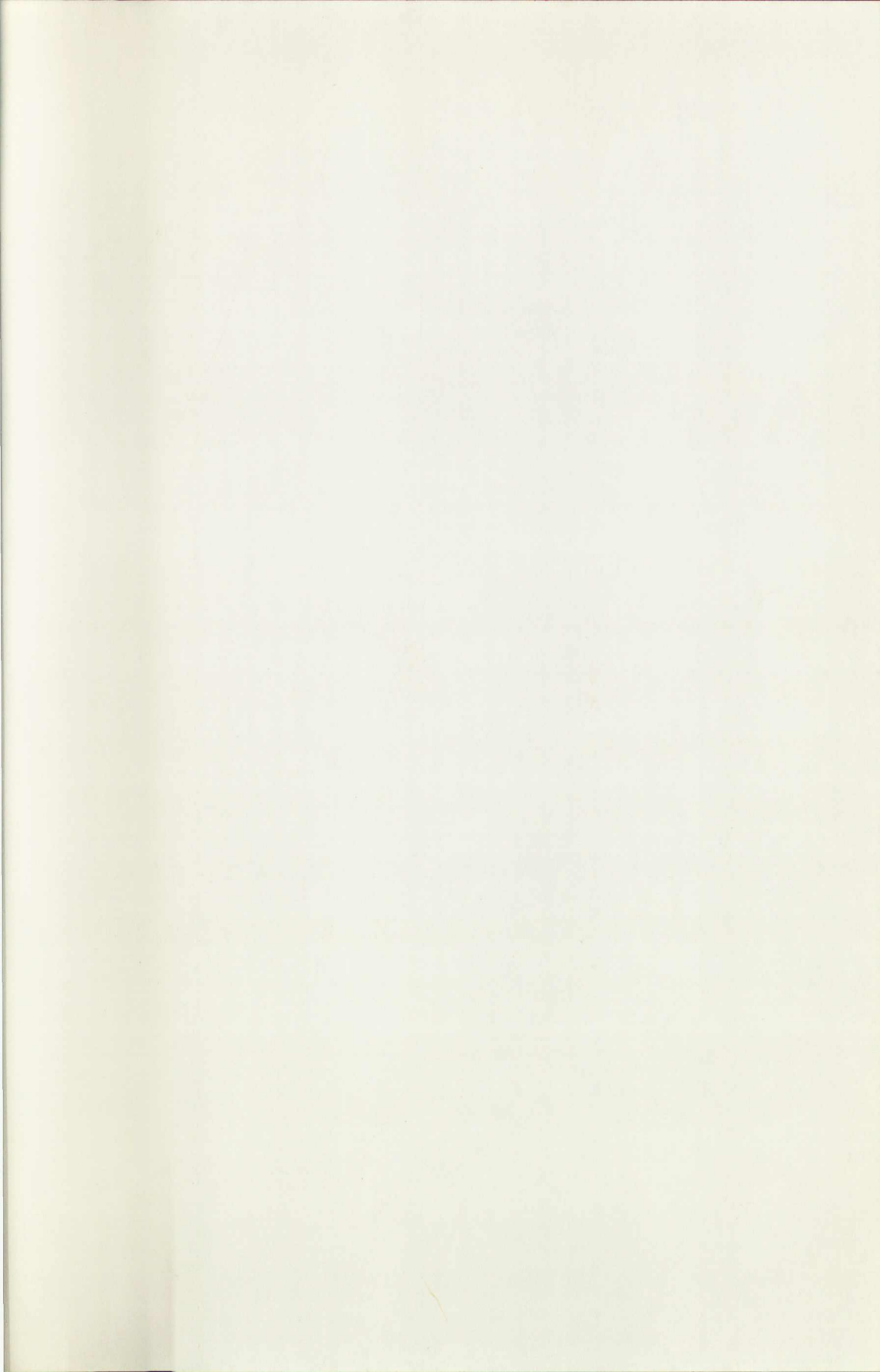
Industridepartementet

Handelsstålsutredningen. 1. Handelsstålsindustrin inför 1980-talet. [15] 2. Handelsstålsindustrin inför 1980-talet. Bilagor. [16]
Koncentrationstendenser inom byggnadsmaterialindustrin. [43]
Bileringen. [47]
Delegationen för energiforskning. 1. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. [56] 2. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga A. [57] 3. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga B. [58] 4. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga C. [59] 5. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga D. [60] 6. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga E. [61] 7. Energi - program för forskning, utveckling, demonstration. Bilaga F. [62]
STUs stöd till teknisk forskning och innovation. [64]

Kommundepartementet

Företagsdemokrati i kommuner och landstingskommuner. [39]
Kronofogdemyndigheterna. [42]





Energi- och miljökommitténs sammanfattande slutbetänkande Energi, Hälsa, Miljö (SOU 1977:67) bygger på ett omfattande tekniskt och vetenskapligt underlag vars huvuddel redovisas i detalj i tre bilagor om fossila bränslen (SOU 1977:68), kärnkraft (SOU 1977:69) och arbetsmiljö (SOU 1977:70).



LiberFörlag
Allmänna Förlaget

ISBN 91-38-03728-9
ISSN 0375-250X