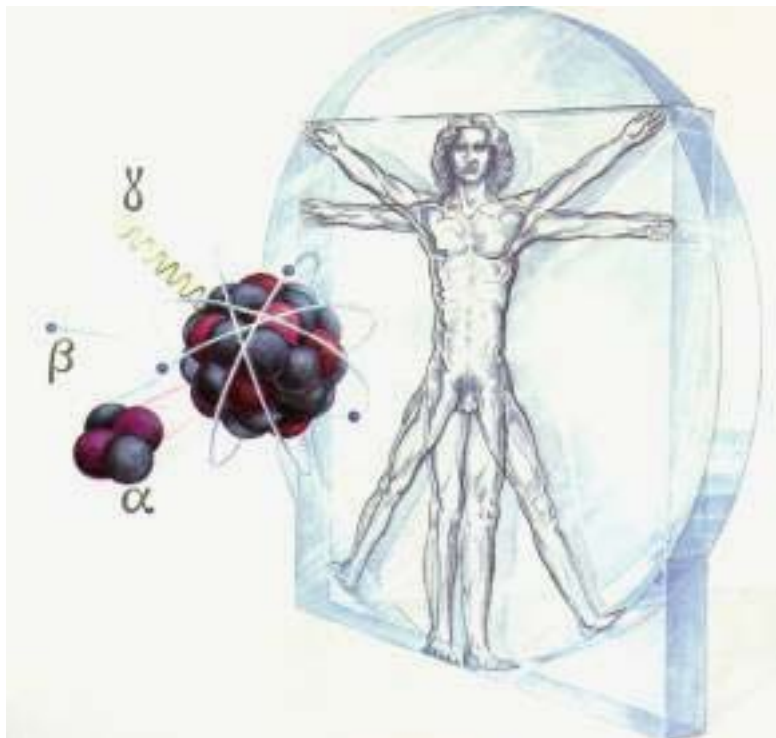


**EUREKA
Digital
12-2008**

STRÅLING OG HELSE

**Professor Thormod Henriksen
Universitetet i Oslo**



EUREKA DIGITAL 12-2008

ISSN 0809-8360

ISBN: 978-82-7389-140-2

STRÅLING OG HELSE

av

[Thormod Henriksen](#)

Medarbeidere: Finn Ingebretsen, Anders Storruste, Terje Strand, Tove Svendby, Per Wethe.

Fysisk institutt, Universitetet i Oslo, 0316 Blindern, Oslo. 2. utgave, 1995.
En populærvitenskapelig bok. ISBN 82-992073-2-0.

Tilrettelagt for internett av [Steinar Thorvaldsen](#), 1998. Utgitt på Eureka digital, Høgskolen i Tromsø, 2008.

Til alle tider har planter, dyr og mennesker vært utsatt for radioaktiv stråling. Vi lever i et miljø med kosmisk stråling fra verdensrommet og med naturlig radioaktivitet i jord, luft og mat. I tillegg bruker vi stråling til en rekke samfunnsnyttige formål innen medisin, forskning og industri. Denne boka gir et innblikk i dette fagfeltet og belyser de miljø og helsemessige konsekvenser av stråling og radioaktiv forurensning. "Stråling og Helse" er en populærvitenskapelig bok som er tilrettelagt for alle med interesse for natur og miljø. Boka kan brukes på flere trinn i skolen, av politikere og av miljøvernorganisasjoner.

Thormod Henriksen (f. 1928) er professor i biofysikk ved Universitetet i Oslo. Han har arbeidet med dosemetri og stråleeffekter på proteiner, DNA og hormoner. I de senere år har han arbeidet med ozon og UV-stråling.

Finn Ingebretsen (f. 1937) er professor i kjernefysikk ved Universitetet i Oslo. Han arbeider med eksperimentell kjernefysikk, strålingsfysikk og energifysikk (solenergi).

Anders Storruste (f. 1917) er førsteamanuensis ved Universitetet i Oslo (pensjonist). Hans fagfelt er kjernefysikk, og han er spesielt opptatt av strålehygieniske problemer i forbindelse med radon i norske boliger.

Terje Strand (f. 1960) arbeider ved Statens Strålevern, men er også professor i strålings- og helsefysikk ved Universitetet i Oslo. Han har arbeidet med studier av naturlig stråling, særlig radonproblematikk, samt studier i forbindelse med utslipp av radioaktive stoffer.

Tove Svendby (f. 1967) arbeider med ozon og UV-problematikk. Hun er en av de hovedansvarlige for miljøutstillingen "Deilig er den himmel blå" som ble åpnet på Norsk Teknisk Museum i september 1992.

Per Wethe (f. 1940) arbeider ved Institutt for energiteknikk på Kjeller. Han har arbeidet med problemstillinger innenfor kjernekraftområdet, bl.a. reaktorsikkerhet, radioaktivt avfall og kjernekraft & miljø.

Forord

Radioaktivitet og stråling har vært kjent i nesten 100 år, og i dag benytter vi stråling til en rekke samfunnsnyttige formål innen medisin, forskning og industri. Gjennom internasjonalt forskningssamarbeid har vi fått stadig bedre kjennskap til strålingens virkemåte og betydning for mennesker og dyr. Siktemålet med denne boka er å videreformidle noe av denne kunnskapen.

Etter Tsjernobylulykken laget vi boka **Radioaktivitet-Stråling -Helse** (Universitetsforlaget 1987). Den ga informasjon om det strålemiljøet vi lever i og hvordan strålingen påvirker vår helse. Denne boka er en videreføring og utvidet utgave, tilrettelagt for alle som har interesse for natur og miljø. Vi håper boka kan brukes på flere trinn i skolen, av politikere og av miljøorganisasjoner. Avsnitt med fordypningsstoff er markert med stjerner (***) og skrevet med liten skrift. Disse sidene kan en hoppe over, hvis ikke nettopp dette stoffet er av spesiell interesse.

Vi vil takke alle som har gitt oss resultater og faglige råd. En spesiell takk til Per Einar Arnstad for en rekke tegninger og illustrasjoner.

Blindern, januar 1993.

2.utgave. Boka er oppdatert og utvidet. Vi har videre tatt med et kapittel som inneholder en del aktuelle eksempler og regneoppgaver.

Blindern, februar 1995.

En del avsnitt og hele kapittel 11 er revidert i 1998 da boka ble tilrettelagt for brukere av internett.

Blindern, april 1998.

Innhold

1 Stråling oppdages

- [1.1 Innledning](#)
- [1.2 Radioaktivitet](#)
- [1.3 Røntgenstråling](#)
- [1.4 Ioniserende stråling](#)

2 Hva er radioaktivitet?

- [2.1 Radioaktive atomer](#)
- [2.2 Hva består strålingen av?](#)

- [2.2.1 Alfa-stråling](#)
- [2.2.2 Beta- og gamma-stråling](#)
- [2.3 Radioaktive familier](#)
- [2.4 Hva er en radioaktiv kilde?](#)
- [2.5 Strålingens energi](#)
 - [2.5.1 Alfa-stråling](#)
 - [2.5.2 Beta-stråling](#)
 - [2.5.3 Gamma-stråling](#)
- [2.6 Strålingens gjennomtrengelighet](#)

3 Halveringstid og lover

- [3.1 Halveringstid](#)
 - [3.1.1 Fysisk halveringstid](#)
- [3.2 Radioaktivitetens lover](#)
- [3.3 Biologisk halveringstid](#)
 - [3.3.1 Radio-økologisk halveringstid](#)

4 Aktivitet og doser

- [4.1 Aktivitet i becquerel](#)
 - [4.1.1 Spesifikk aktivitet](#)
- [4.2 Stråledoser](#)
 - [4.2.1 Enheter for dose - Historikk](#)
- [4.3 Ekvivalent dose](#)
- [4.4 Effektiv dose](#)
- [4.5 Andre doseenheter](#)

5 Kunstige radioaktive isotoper

- [5.1 Oppdagelsen](#)
- [5.2 Fisjon](#)
- [5.3 Aktiveringsanalyse](#)

6 Måling av stråling

- [6.1 Innledning](#)
- [6.2 Typer av måleutstyr](#)
 - [6.2.1 Film](#)
 - [6.2.2 Termoluminescence-dosemeter \(TLD\)](#)
 - [6.2.3 Detektorer basert på ionisasjon](#)
 - [6.2.4 Scintillasjonsteller](#)
 - [6.2.5 Halvledertellere](#)
 - [6.2.6 Kjemisk dosemetri](#)
- [6.3 Strålingens energi](#)
 - [6.3.1 Kjemisk separasjon](#)
- [6.4 Dosemålinger](#)
- [6.5 Strålevern og grenseverdier](#)
 - [6.5.1 Dosegrenser](#)

7 Naturlig stråling

- [7.1 Innledning](#)
- [7.2 Kosmisk stråling](#)
- [7.3 Ekstern gamma-stråling](#)
 - [7.3.1 Naturlige radioaktive kilder](#)
 - [7.3.2 Naturlig radioaktivitet i Norge](#)
- [7.4 Radioaktivitet i kroppen](#)
- [7.5 Radon](#)
 - [7.5.1 Måling av radon](#)
 - [7.5.2 Radondoser](#)

8 Stråling i medisin og forskning

- [8.1 Strålekilder i medisin og forskning](#)
 - [8.1.1 Strålekilder til medisinsk bruk](#)
- [8.2 Medisinsk strålebehandling \(terapi\)](#)
- [8.3 Forskning](#)
- [8.4 Industriell bruk av isotoper](#)
 - [8.4.1 Sterilisering av medisinsk utstyr](#)
 - [8.4.2 Bestråling av matvarer](#)
 - [8.4.3 Insektkontroll](#)
- [8.5 Doser ved medisinsk bruk av stråling](#)

9 Bombetester og reaktoruhell

- [9.1 Atombombetester](#)
- [9.2 Sprengninger på Novaja Semlja](#)
 - [9.2.1 Radioaktivitet i regnvann](#)
 - [9.2.2 Radioaktivitet i maten](#)
- [9.3 Stråledoser fra bombetester](#)
- [9.4 Kjernekraftulykken i Tsjernobyl](#)
 - [9.4.1 Radioaktivitet i matvarer](#)
 - [9.4.2 Norske tiltak](#)
- [9.5 Forurensning rundt Tsjernobyl](#)
 - [9.5.1 Konklusjon om Tsjernobyl](#)
 - [9.5.2 Andre reaktoruhell](#)

10 Stråling og helse. Store doser

- [10.1 Innledning](#)
- [10.2 Dose-effekt-kurver](#)
- [10.3 Hva er en stor stråledose?](#)
 - [10.3.1 Hvor forekommer store doser?](#)
- [10.4 LD₅₀-doser](#)
- [10.5 Akutt strålesyke](#)

11 Stråling og helse. Små doser og risikoberegninger

- [11.1 Innledning. Dose effekt kurven](#)
- [11.2 Eksperimentell informasjon om stråling og kreft](#)
- [11.3 Stråleindusert kreft hos dyr](#)
- [11.4 Epidemiologiske studier](#)
- [11.5 Konklusjon om dose effekt kurver](#)
- [11.6 Risikoanalyser](#)
 - [11.6.1 Den lineære dose effekt kurve](#)
 - [11.6.2 Andre former av dose effekt kurven](#)
- [11.7 Er små stråledoser farlige?](#)

12 Strålebiologi-Mekanismer

- [12.1 Innledning](#)
- [12.2 Strålingsbiofysik](#)
- [12.3 Strålingskjemi](#)
 - [12.3.1 Stråleprodukter i vann](#)
- [12.4 Stråleskader i proteiner og DNA](#)
 - [12.4.1 Proteiner](#)
 - [12.4.2 DNA](#)
- [12.5 Stråleskader på celler](#)
 - [12.5.1 Strålebeskyttelse](#)
 - [12.5.2 Oksygeneffekt og sensitiserende stoffer](#)
- [12.6 Stråling og kromosomendringer](#)
- [12.7 Reparasjon - Adaptiv effekt](#)
- [12.8 Genetiske skader](#)
- [12.9 Bestråling på fosterstadiet](#)
 - [12.9.1 Ultralyd og fosterdiagnostikk](#)

13 Stråling og miljø

- [13.1 Innledning](#)
- [13.2 Kjernekraft](#)
- [13.3 Kjernekraft og utslipp](#)
 - [13.3.1 Reprosessering](#)
 - [13.3.2 Behandling og lagring](#)
- [13.4 Kjernekraft og sikkerhet](#)
 - [13.4.1 Sikkerhet ved kjernekraftverk i Øst-Europa](#)
- [13.5 Radioaktivitet i havet](#)
 - [13.5.1 Stråledoser til fisk](#)
- [13.6 Giftige fysiske og kjemiske stoffer](#)
 - [13.6.1 Plutonium og giftighet](#)
- [13.7 Tiltak](#)
- [13.8 Avslutning](#)

14 Regneoppgaver og eksempler

Kapittel 1

Stråling oppdages

1.1 Innledning

Til alle tider har planter, dyr og mennesker vært utsatt for stråling. Livet på jorda startet og utviklet seg til tross for, eller kanskje på grunn av, stråling som vi hverken kan se, høre eller føle. Vi skal i denne boka lære om kosmisk stråling som kommer fra verdensrommet, og om alle de radioaktive stoffene som er i maten vi spiser, i vannet vi drikker og i luften vi puster inn. Vi utsettes for stråling fra radioaktive stoffer i bakken, gulv, vegger og tak.

Foruten naturlige strålekilder har vi en rekke kunstige. Vi har lært å lage røntgenapparater og radioaktive stoffer. Vi bruker stråling til en rekke nyttige formål innen medisin, forskning og industri. Dette vil alltid innebære en viss risiko for skadevirkninger.

I dag har vi betydelige kunnskaper om stråling og dens biologiske virkninger. Likevel var det få, bortsett fra spesialistene, som var opptatt av stråling før reaktorulykken i Tsjernobyl i april 1986. Da fikk vi for alvor demonstrert at forurensninger i atmosfæren kan spres med vær og vind over store deler av jorda. Stråling og dens biologiske betydning ble diskutert overalt. Uttrykk som stråledoser, becquerel, sievert, cesium og gamma-stråling svirret omkring, og for de fleste var dette helt ukjente og mystiske begreper. De var blandet sammen med kommentarer som ga oss inntrykk av at all stråling er farlig.

Denne boka handler om stråling, om strålingens nytte og om de farer den representerer. Vi synes dette er et spennende fagområde, og vi håper alle våre lesere vil dele denne oppfatningen.

1.2 Radioaktivitet

Vi kan ikke se eller føle strålingen fra en radioaktiv kilde, og det er kanskje grunnen til at mange forbinder den med noe mystisk og farlig. Det er mange andre ting i vår hverdag som vi heller ikke kan se, - vi kan bare nevne noe så velkjent som radio- og TV-bølger. Disse kan ikke registreres med mindre vi har spesielle antenner og mottakere som omformer bølgene, og som dermed gir bilder og lyd til de tusen hjem.

Noe av det samme gjelder strålingen fra en radioaktiv kilde. Vi må ha spesielle mottagere for å "se" strålingen. Franskmannen Antoine Henri Becquerel brukte fotografisk film da han oppdaget radioaktiviteten i forrige århundre. Becquerel var da 44 år gammel, og han arbeidet med stoffer som sendte ut lys når de først ble belyst av sola (det vi kaller fluorescens). For å måle dette lyset brukte han film.

Historien kan fortelle at Becquerel hadde uransalt liggende på noen fotografiske plater som han brukte til forsøkene sine. Han ante ikke at dette saltet kunne sende ut stråling (i dag vet vi at uran er radioaktivt). Etter noen dager med overskyet vær i Paris, hvor Becquerel ikke fikk gjort noen eksperimenter, kom han av en eller annen grunn til å fremkalle en fotografisk plate som **ikke** var eksponert for lys. Til sin store forbauselse så han at filmen var svart der uransaltet hadde ligget. Becquerel forsto at det måtte komme en form for ukjent stråling fra uransaltet, og dermed var oppdagelsen av radioaktiviteten et faktum.

En av dem som arbeidet med å isolere eller renfremstille de første radioaktive stoffene, var den polskfødte Marie Curie og hennes mann, Pierre Curie. Med mye strev kom de frem til to kjemiske stoffer som begge var radioaktive. Det ene ble kalt polonium (etter Maries hjemland, Polen), og det andre ble kalt radium (som betyr "det som stråler").

Marie Curie døde 67 år gammel av blodkreft som trolig var forårsaket av hennes arbeid med radioaktiv stråling. Det sies at hun aldri tok hensyn til de forsiktighetsregler som hun insisterte på at alle andre skulle ta.

Familien Curie



Familien Curie er uløselig knyttet til radioaktiviteten. For sine arbeider fikk de tilsammen 3 Nobelpriser. Marie og Pierre delte fysikkprisen med Becquerel i 1903. Marie fikk kjemiprisen i 1911, og endelig fikk datteren Irene (jenta på bildet) kjemiprisen i 1935 sammen med sin mann Frederic Joliot.

Marie Curie (1867 - 1934) kom fra Polen og het Sklodowska før hun giftet seg med Pierre Curie i 1895. Marie var meget begavet, og hun arbeidet hele sitt liv med radioaktive stoffer. Hun oppdaget grunnstoffene radium og polonium (oppkalt etter hennes hjemland). Marie renfremstilte radium, og for dette arbeidet fikk hun Nobelprisen i kjemi. Hun er foreløpig den eneste som har fått både fysikk og kjemiprisen.

Marie Curie var en nær venn og læremester for Ellen Gleditsch som introduserte kjernekjemien i Norge.

Pierre Curie (1859 - 1906) arbeidet med radioaktivitet sammen med Marie, men han er særlig kjent for sine arbeider innen magnetisme. Begreper som "curiepunkt", "curies lov" og "curiekonstanten", er oppkalt etter ham. Pierre ble bare 47 år gammel. Han døde i en tragisk trafikkulykke med hestekjøretøyer i Paris.

Irene Joliot Curie (1897-1956) var den eldste av barna til ekteparet Curie. Hun ble fysiker og giftet seg med **Frederic Joliot (1900 - 1958)**. Sammen oppdaget de den kunstige radioaktiviteten i 1934. De bombarderte aluminium med α -partikler, og dette førte til dannelsen av den radioaktive fosforisotopen P-30 (se avsnitt 5.1).



DE TO STORE SOM OPPDAGET DEN IONISERENDE STRÅLING



Henri Becquerel (1852 - 1908) var fransk og tredje generasjons professor i fysikk. Våren 1896 oppdaget han radioaktiviteten ved en ren tilfeldighet. For denne oppdagelsen fikk han Nobelprisen i fysikk i 1903, sammen med ekteparet Curie.

Enheten for styrken til en radioaktiv kilde er oppkalt etter Becquerel. En kilde med styrke på 1 becquerel (forkortet Bq), betyr at ett atom desintegrerer (går i stykker) pr. sekund.

W. C. Røntgen (1845 - 1923) oppdaget røntgenstrålene en høstdag i 1895. Han forsto fort at strålingen fra røntgenrøret hadde spesielle egenskaper, og at de kunne brukes til å "se" inn i et menneske. Røntgenstålene ble umiddelbart tatt i bruk i medisinsk diagnostikk.

Noen år senere ble man klar over at røntgenstrålene også kunne drepe celler. Syke celler var lettere å drepe enn friske, og følgelig kunne strålene brukes til å behandle kreft. Røntgen fikk den aller første Nobelpris i fysikk i 1901.



I likhet med flere av pionerene innen dette feltet, har vi en enhet som er oppkalt etter Røntgen. Enheten røntgen (R) brukes for stråle-eksponering. En eksponering på 1 R betyr at strålingsdosen til vanlig muskelvev er ca. 9,3 mGy (se Kapittel 4).

1.3 Røntgenstråling

Røntgenstråling har svært mye til felles med strålingen fra en radioaktiv kilde. Den ble oppdaget av Wilhelm Conrad Røntgen ved Universitetet i Würzburg i Tyskland. Han studerte elektriske utladninger i glassrør som var fylt med svært tynn gass. Den 8. november 1895 hadde han dekket et rør med svart papir, samtidig som rommet var mørklagt. Da skjedde det noe rart. En fluorescerende skjerm (noe i likhet med en TV-skjerm) begynte å lyse da han satte på høyspenning mellom elektrodene i glassrøret. Røntgen forstod at skjermen ble truffet av stråling som stammet fra røret. Fra og med den dag "glemte" Røntgen sine egentlige forsøk og konsentrerte seg om de nye og spennende strålene som kunne trenge gjennom det svarte papiret.

Røntgen fant fort ut at strålingen ikke bare gikk gjennom svart papir, men også gjennom treplater, tykke bøker og hånden hans. I det mørke rommet kunne han se knoklene i en levende hånd,- verdens første røntgenbilde.

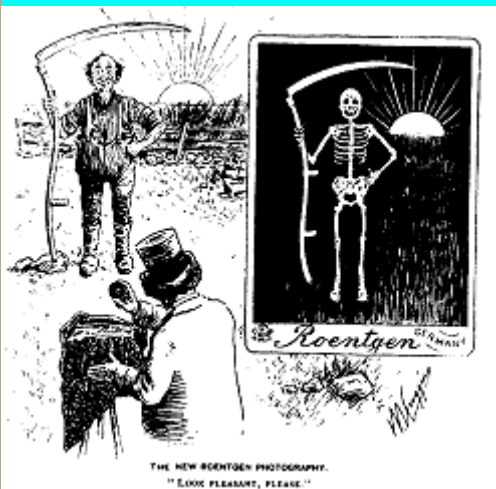
Den tyske anatomen von Kölliker foreslo at en skulle kalle strålingen for "røntgenstråler". Her i Norge bruker vi gjerne dette navnet, men I engelsktalende land brukes betegnelsen "X-rays".

Det er litt rart å tenke på at de to store oppdagelsene som ga oss røntgenstråling og radioaktiv stråling, kom med knappe 4 måneders mellomrom for snart 100 år siden. All røntgenstråling

som brukes av oss mennesker, er egenprodusert og lages i spesielle apparater. Ute i verdensrommet finner vi naturlig røntgenstråling, men den blir absorbert langt ute i atmosfæren og trenger aldri ned til jordoverflaten. Radioaktivitet kan derimot forekomme naturlig, eller vi kan produsere den selv.

1.4 Ioniserende stråling

Med en felles betegnelse kaller vi strålingen fra røntgenapparater og radioaktive kilder for *ioniserende stråling*. Som navnet antyder er strålingen svært energirik og kan både ionisere og eksitere de molekyler som blir truffet. En ionisasjon innebærer at et elektron blir "sparket" ut av molekylet slik at det dannes et positivt ion. Elektronet som ble sparket ut kan slå seg ned på et annet molekyl og danne et negativt ion (molekyl med negativ ladning).



De mystiske "X-rays"

I røntgenstrålenes barndom hadde menigmann en rekke eiendommelige oppfatninger om hva røntgenstråler var og hva de kunne brukes til. Her viser vi eksempler på hva en kunne finne i blader og aviser.

Avisene hadde ofte overskrifter som: "*Electric Photography through solid bodies*" og "*Photography of unseen substances*".

Til venstre ser vi en tegning som sto i det amerikanske bladet "Life" i februar 1896. Den viser en vanlig misforståelse. Mange trodde en kunne ta røntgenbilder med reflektert stråling, dvs. at fotografen både hadde film og røntgenapparat i samme boks. Slik er det ikke. Røntgenrør og film må være på hver sin side av "mannen med ljåen".

Røntgenstråler trenger gjennom det meste og kan brukes til å "se" inn i menneskekropper. Dette satte fantasien i sving de første årene etter røntgenstrålenes oppdagelse. Det var de som trodde en kunne bruke røntgenstråler til å tittle på folk som kledde av seg i "badehusene" på stranden. Det er kanskje ikke så rart at et Londonfirma averterte at de kunne lage "*X-ray proof underclothing for ladies*".

Tegningen til høyre er brukt i et reklamefremstøt.



Kapittel 2

Hva er radioaktivitet?

2.1 Radioaktive atomer

En radioaktiv kilde består av atomer som er *ustabile*. Det betyr at kjernen i atomet både kan og vil forandre seg. Før eller senere går atomkjernen over i en annen form som er mer stabil. Det skjer ved utsendelse av stråling (se Figur 2.1).

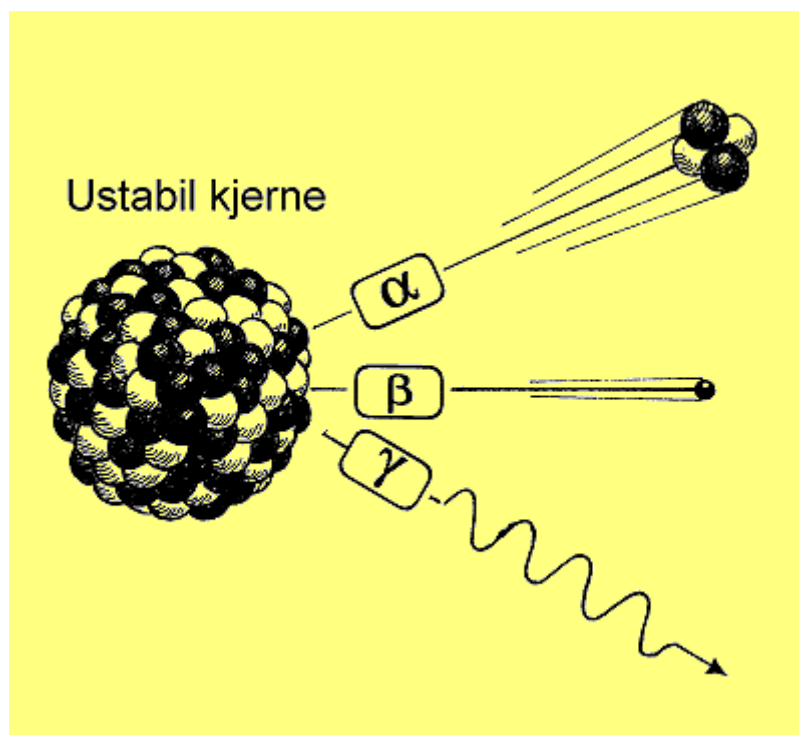
Når et radioaktivt atom avgir stråling, sender det ut en liten partikkel, så strengt tatt går atomet i stykker. Etter partikkel-utsendelsen er ikke lenger atomet radioaktivt (vi kan ha unntak fra dette, se Kapittel 2.3).

Stråling fra en radioaktiv kjerne sendes ut *én gang*. Kjernen kan sammenlignes med en kanon som bare kan skyte *ett skudd*. Vi kaller prosessen for en "**desintegrasjon**", som betyr at noe går i stykker. Av og til brukes også ordet "henfall". I våre naboland har de et mer billedlig ord, "sønderfall", og på engelsk brukes betegnelsen "disintegration" eller "decay".

2.2 Hva består strålingen av?

Rundt århundreskiftet var det stor interesse for å finne ut hva slags stråling som ble sendt ut fra de ulike radioaktive stoffene. En fant ut at det var tre typer stråling, og de ble kalt alfa (α)-, beta (β)- og gamma (γ)-stråling etter tre av bokstavene i det greske alfabetet.

Beviset for at det finnes tre typer stråling, stammer fra et eksperiment der en lot den radioaktive stråling passere gjennom et magnetfelt.



Figur 2.1: Et radioaktivt atom har en ustabil atomkjerne. Slike atomer vil før eller senere

sende ut stråling og dermed gå over i en mer stabil tilstand. Vi skiller mellom α -, β - og γ -stråling.

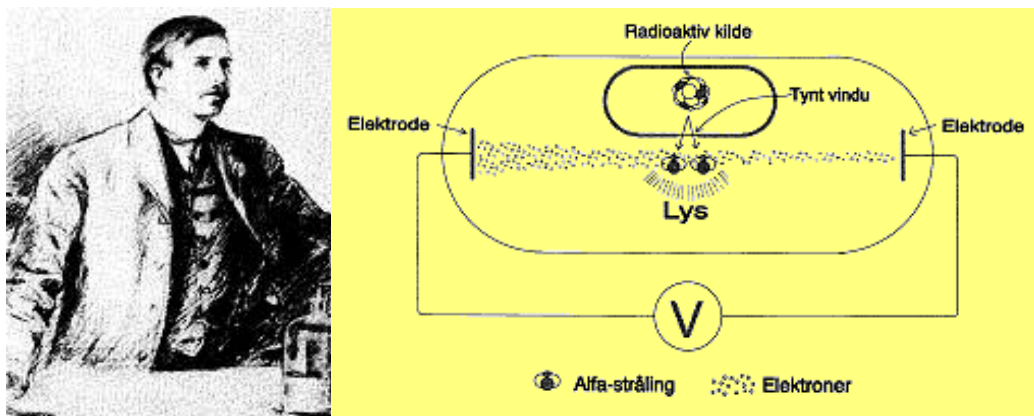
Noe stråling (γ -strålingen) passerte upåvirket, mens de to andre stråletypene ble avvært fra en rettlinjet bevegelse. Det var kjent at elektrisk ladde partikler skiftet retning når de beveget seg i magnetfelt, og dermed skjønnte en at både α - og β -stråling var små partikler med elektriske ladninger. Alfa-partiklene var positivt ladd, mens beta-partiklene var negativt ladd.

2.2.1 Alfa-stråling

I 1903 viste Ernest Rutherford (han kom fra New Zealand og arbeidet et langt liv i Cambridge i England) at α -strålene består av heliumkjerner. Eksperimentet til Rutherford var enkelt og morsomt, så la oss ta med noen av hovedpoengene:

Rutherford hadde to glassrør, - ett rør som var tredd utenpå det andre. I det innerste røret var det en radioaktiv kilde som sendte ut α -stråling, mens det ytterste røret var lufttomt (se Figur 2.2). Rutherford lot α -partiklene passere gjennom et tynt vindu og ut i det lufttomme glassrøret. Her var det to elektroder, og når han satte på spenningen over elektrodene, begynte det etter hvert å lyse (nesten som et lysstoffrør). Lyset var identisk med lyset fra et rør fylt med heliumgass.

Rutherford antok at α -partiklene var heliumkjerner. Når disse kjernene kom inn i det ytre glassrøret, "plukket" de opp to elektroner og ble til heliumatomer.



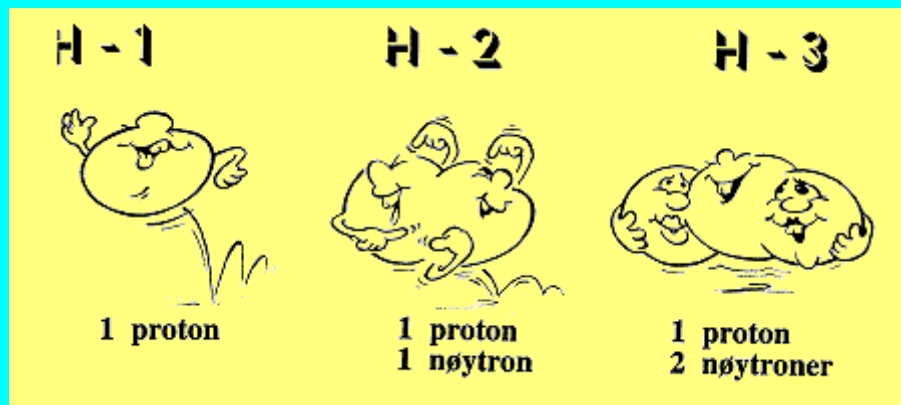
Figur 2.2: Skisse av Rutherfords eksperiment. α -stråling (heliumkjerner) fra en radioaktiv kilde trenger ut gjennom et tynt vindu og inn i et lufttomt glassrør. α -partiklene plukker opp elektroner og blir til vanlige heliumatomer. Lyset som sendes ut, viser at det virkelig er helium i glassrøret. Tegningen viser Rutherford forelese og er fra 1907.

2.2.2 Beta- og gamma-stråling

Eksperimenter har vist at β -partikler er elektroner, mens γ -stråling er elektromagnetisk stråling. Elektromagnetisk stråling er bølger på samme måte som UV, synlig lys eller radiobølger. Slike bølger kjennetegnes ved bølgelengden eller frekvensen. Bølgelengden er avstanden fra en bølgetopp til den neste, mens frekvensen er antall svingninger pr. sekund. Av og til beskriver vi den elektromagnetiske strålingen som partikler (fotoner).

Hva er en isotop?

Mange steder I denne boka skriver vi om isotoper, både radioaktive og stabile. Hva er så en isotop? Det er flere måter å forklare dette på. Helt enkelt kan en si at isotoper er grunnstoffer som forekommer i flere utgaver. De er like kjemisk sett, men har forskjellig vekt på grunn av nøytrontallet i kjernen (som hos hydrogenisotopene nedenfor).



Atomkjernen er bygd opp av protoner og nøytroner. Med en fellesbetegnelse kalles de gjerne nukleoner, og de har omtrent samme vekt (1 atomvektenhet). Antall protoner i kjernen bestemmer hvilket grunnstoff vi har, og nukleontallet bestemmer atomvekten. Isotoper har samme antall protoner, men ulikt antall nøytroner.

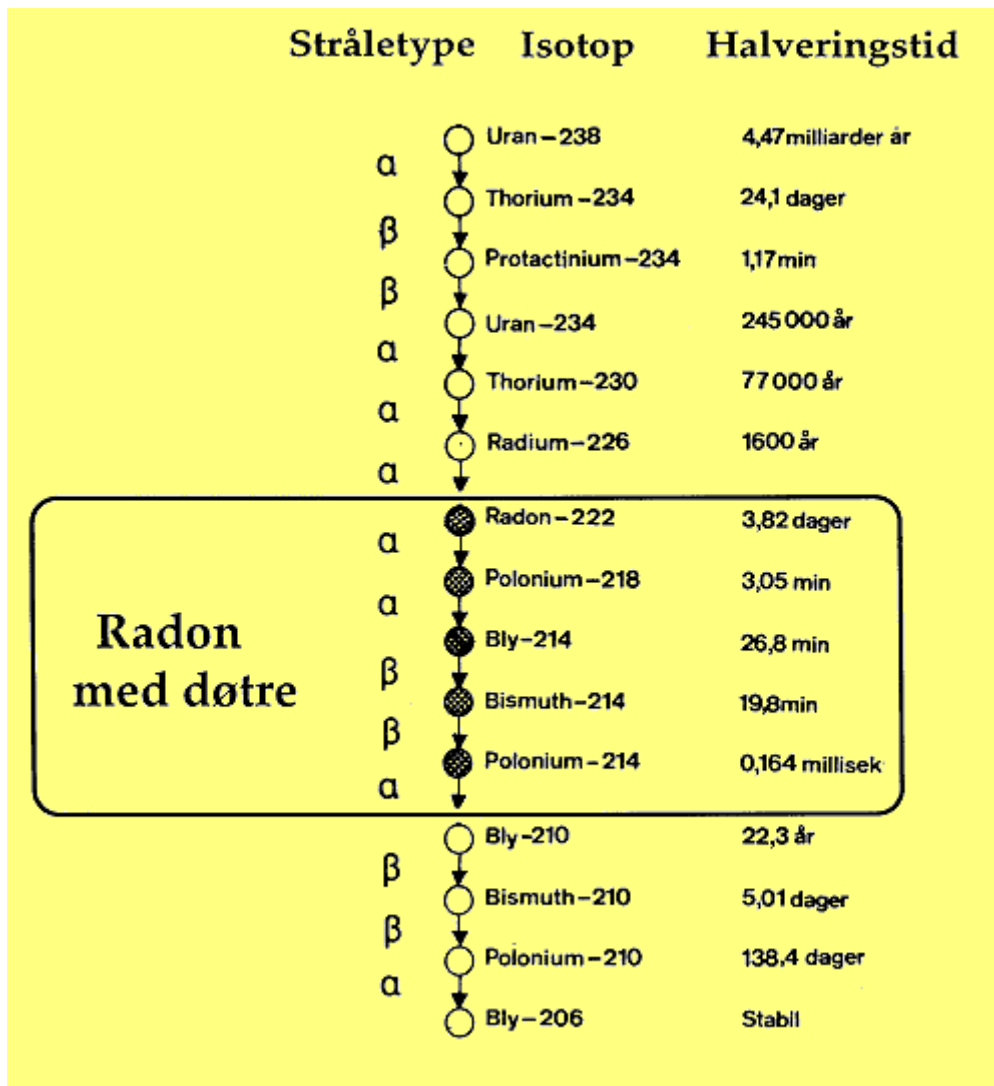
Det er vanlig å angi isotoper ved stoffets kjemiske symbol, hydrogen med H, oksygen med O, uran med U, osv. Videre blir isotopene adskilt ved å angi nukleontallet eller vekten. Vi har for eksempel 3 hydrogenisotoper, som vi i denne boka skriver H-1, H-2 og H-3 (i fagtidsskrifter skriver en ^1H , ^2H , og ^3H). De er forsøkt anskueliggjort ved illustrasjonen over. Siden hydrogenisotopene er så velkjente, har de fått egne navn. H-2 kalles døyterium, og isotopen H-3 kalles tritium. Tritium er forøvrig radioaktiv. I naturen er det mest av isotopen H-1 (hele 99,985%). Resten er H-2 og H-3.

I naturlig vann vil kun ett av 7000 hydrogenatomer være døyterium (H-2). På grunn av strålingsprosesser i atmosfæren (bl.a. bombesprengninger) kan vi også finne spor av tritium (H-3). H-3 har en halveringstid på 12,3 år. Når isotopen desintegrerer, sender den ut en β -partikkel med middelenergi på 5,68 keV (maksimalenergi 18,6 keV).

Kalium er et annet eksempel på et grunnstoff med radioaktive isotoper. Naturlig kalium består av 93,10% K-39, 6,88% K-41 og 0,0118% radioaktivt K-40. Den sistnevnte isotopen finnes i naturen på grunn av den lange halveringstiden. Den er på hele 1,27 milliarder år. Siden kalium finnes i rikelige mengder, har vi også en god del stråling som stammer fra K-40. Det er radioaktivt kalium i alle levende organismer, og et menneske inneholder omkring 60 Bq/kg.

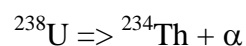
2.3 Radioaktive familier

Et radioaktivt atom kjennetegnes ved at det er ustabilt, og det sender ut en partikkel for å oppnå en mer stabil tilstand. Det hender forøvrig at atomet er ustabilt selv om det har sendt ut stråling. Uran er et eksempel på dette.



Figur 2.3: Uran-radium-serien. Den starter med Uran-238 og ender i Bly-206. Det første leddet har lengst halveringstid - hele 4,47 milliarder år. Radon og radondøtrene er innrammet (merk den korte levetiden).

Det kjemiske tegnet for uran er U. I utgangspunktet har vi isotopen Uran-238 eller U-238. (NB! U-238 betyr at kjernen består av 238 nukleoner. Fra atomfysikken vet vi at uranatomet har 92 elektroner, og kjernen har derfor 92 protoner. Antall nøytroner er da $238 - 92 = 146$.) Når denne isotopen sender ut en α -partikkel, forvandles den til Thorium-234. Dette skriver vi slik:



Th-234 er ikke stabil, men vil sende ut en ny partikkel (denne gang en β -partikkel). Slik fortsetter det ledd etter ledd. I alt går det 14 desintegrasjoner før U-238 ender opp som en stabil blyisotop (se Figur 2.3). En slik rekke av ustabile atomer, der det ene atomet omvandles til det andre, kalles for en "**radioaktiv familie**" eller en "**radioaktiv serie**". Det har vært 4 radioaktive familier på jorda. To av disse er så godt som utdødd i dag, og i strålehygienisk sammenheng regner vi bare med Uran-radium-serien og Thorium-serien (se Kapittel 7.3).

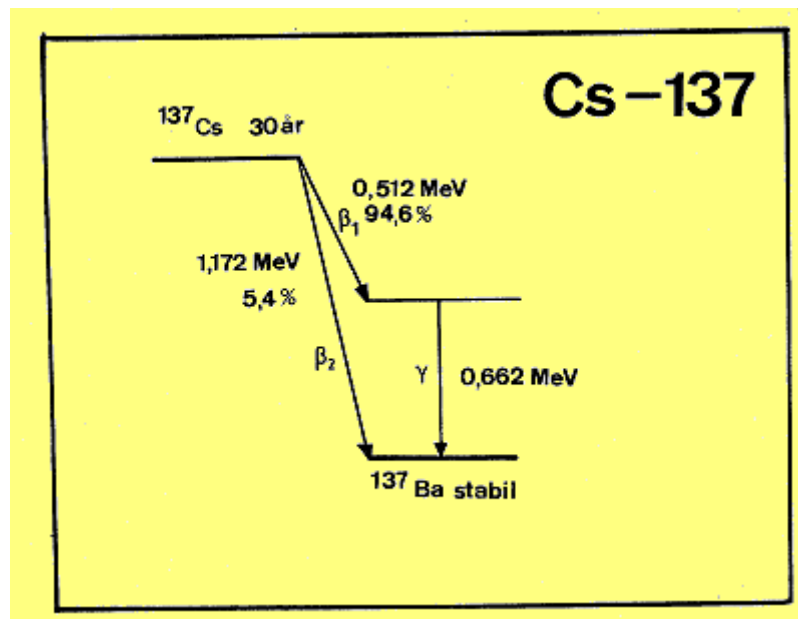
En radioaktiv kilde består av en mengde ustabile atomer. For eksempel vil ett gram jod-131 bestå av $4,6 \cdot 10^{21}$ atomer. Alle disse atomene vil før eller senere sende ut stråling, men det

skjer ikke på en gang. Det er en tilfeldig prosess - en nå og en da. Når halvparten av de ustabile atomene er borte, har det gått en "**halveringstid**". Noen vil kanskje tro at alt er borte etter to halveringstider, men det er ikke tilfelle. Da vil 1/4 av de ustabile atomene være tilbake (du vil lære mer om dette i Kapittel 3).

De radioaktive familiene ble dannet samtidig med jordkloden. Enkelte av leddene har svært lang halveringstid, og det kan gå mange millioner år før det dannes stabile isotoper. Dette kalles "**levetiden**" til den radioaktive familien.

2.4 Hva er en radioaktiv kilde?

Hvordan skal vi på en enkel måte beskrive en radioaktiv kilde? **Styrken** til kilden avhenger av antall atomer som desintegrerer pr. sekund, dvs. antall becquerel (se Kapittel 4). Vel så interessant er stråletype, halveringstid og energi. Alt dette kan oppgis ved et "*desintegrasjonsskjema*" (spaltingsskjema eller "decayskjema"). Som eksempel kan vi se på cesiumisotopen Cs-137 som er et av de viktigste radioaktive avfallsproduktene fra en kjernekraftreaktor. Skjemaet er vist i Figur 2.4.



Figur 2.4: Et skjema som viser hvordan Cs-137 desintegrerer. Vi kaller det et desintegrasjonsskjema eller et decayskjema. Kjernens tilstand er gitt ved horisontale streker (en tenker seg at atomnummeret øker mot høyre). Vertikalt angis kjernenes energi. Høydeforskjellen mellom strekene viser energiforskjellen mellom de to kjernetilstandene. Denne energien frigjøres ved desintegrasjonen. Vi ser at Cs-137 har to mulige desintegrasjonsveier.

Decayskjemaet forteller at Cs-137 går over til den stabile bariumisotopen Ba-137. Dette kan skje på to måter:

1. Ved 94,6% av desintegrasjonene sendes det ut en β -partikkel som umiddelbart etterfølges av γ -stråling med energi på 0,662 MeV.

2. Ved 5,4% av desintegrasjonene sendes det bare ut en β -partikkel.

Cs-137 har en halveringstid på 30 år.

Som vi senere skal se, måles mengden av Cs-137 ved å observere γ -strålingen som avgis. Den har stor energi og er lett å måle.

2.5 Strålingens energi

For å måle radioaktivitet og for å bedømme den biologiske effekt av strålingen, er det viktig å ha kjennskap til energien og stråletypen som sendes ut fra en kilde. Enheten som brukes for energi er **elektronvolt** (forkortes til eV). Den er definert som den energi et elektron får når det akselereres gjennom et spenningsfall på 1 volt. Produktet av spenningen (gitt i volt V) og elektronets ladning (gitt i coulomb C) gir sammenhengen mellom elektronvolt og joule:

$$1 \text{ eV} = 1 \text{ V} \cdot 1,6 \cdot 10^{-19} \text{ C} = 1,6 \cdot 10^{-19} \text{ joule}$$

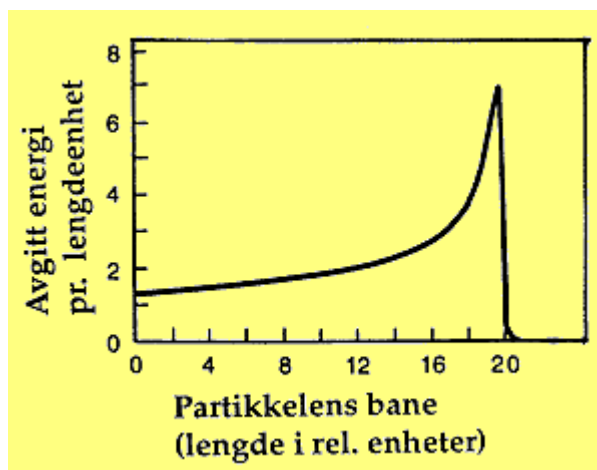
Denne enheten er svært liten. Energien som frigjøres ved radioaktive desintegrasjoner, er fra noen keV (tusen elektronvolt) til 6 MeV (1 MeV = en million elektronvolt).

2.5.1 Alfa-stråling

Energien til en α -partikkel er gjerne noen millioner elektronvolt (MeV) idet den farer ut av kjernen. Vi kan merke oss noen av egenskapene som gjelder for α -partikler:

1. Alfa-partikler fra en bestemt radioaktiv kilde har en karakteristisk energi. For eksempel vil α -partikler som sendes ut fra U-238, alltid ha en startenergi på 4,19 MeV.
2. Når en α -partikkel treffer et stoff, vil den gradvis tape energi ved støtprosesser. Det innebærer at det dannes mange ioner langs partikkelens bane. Den energien som α -partikkelen opprinnelig hadde, avsettes i mange små porsjoner langs et rettlinjert spor.
3. Avgitt energi pr. lengdeenhet (på engelsk kalt "Linear Energy Transfer" eller LET) er stor. Det betyr at partikkelens rekkevidde er kort, og selv i luft er den bare noen få cm.

Energitapet langs partikkelens bane er ikke konstant, og Figur 2.5 viser hvordan energien fordeler seg (energiavsetningen kan teoretisk beskrives ved den såkalte Bethe-Bloch formelen).



Figur 2.5: Energiavsetningen langs sporet til en α -partikkel.

2.5.2 Beta-stråling

Energien til en β -partikkel (som er et negativt eller positivt ladd elektron) er gjerne langt mindre enn energien til α -partiklene. Energien til β -partiklene vil dessuten variere fra en desintegrasjon til en annen, og energien er bestemt ved en sannsynlighetsfordeling. Det er som regel den maksimale energien som oppgis når en skal karakterisere en kilde (se Figur 2.4).

La oss klargjøre dette litt nærmere: Når et radioaktivt atom sender ut stråling, går kjernen over fra en energitilstand til en annen. Det representerer et helt bestemt energisprang. Likevel vil ikke alle β -partiklene ha én og samme energi. Det skyldes at det sendes ut en nøytral partikkel sammen med β -partikkelen, et såkalt **nøytrino** (det betyr "den lille nøytrale" partikkel). Summen av energien for β -partikkelen og nøytrinoet er lik energispranget for desintegrasjonen. *Den midlere β -energien er ca. 1/3 av maksimalenergien.*

Beta-partikler stoppes i et stoff etter samme prinsipp som α -partikler. Som en tommelfingerregel kan en si at en β -partikkel med energi på 1 MeV har en rekkevidde på 1/2 cm i vann. β -partikler fra Cs-137 har en midlere energi på ca. 0,2 MeV. Dersom disse partiklene treffer huden vår, vil de nå en gjennomsnittlig dybde på ca. 1 mm. Hvis det er tilstrekkelig mange partikler, kan huden bli forbrent.

2.5.3 Gamma-stråling

Energien til γ -strålingen er gitt ved uttrykket:

$$E = h f$$

der h er Plancks konstant og f er frekvensen. Vi tenker oss at strålingen består av gamma-kvanter (fotoner) som rett og slett er små energipakker. Energien til γ -strålingen er gjerne i området fra 0,1 til 1,5 millioner elektronvolt (MeV). For cesiumisotopen, Cs-137, er γ -strålingen på 0,662 MeV. Koboltisotopen, Co-60, har to typer γ -stråler med energi på henholdsvis 1,17 MeV og 1,33 MeV.

Gamma- og røntgenstråling absorberes på en helt annen måte enn partikkelstråling. Når β -stråling treffer et stoff, avtar intensiteten etter eksponentialformelen:

$$I(x) = I_0 \cdot e^{-\mu x}$$

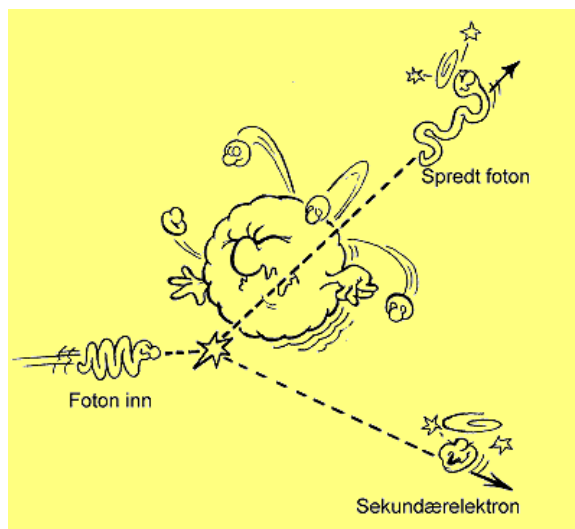
der x er dybden i stoffet og μ er svekningskoeffisienten (μ angir hvor mye intensiteten svekkes pr. lengdeenhet). Svekningskoeffisienten er sammensatt av tre komponenter. Det betyr at tre prosesser er involvert når γ -strålingen passerer: *fotoelektrisk effekt*, *comptonspredning* (uelastisk spredning) og *pardannelse*.

1. Fotoelektrisk effekt betyr at fotonet vekselvirker med et bundet elektron. Fotonet opphører å eksistere, og energien går med til å løsrive elektronet og til å gi det kinetisk energi. Dette er den viktigste absorpsjonsprosessen for stråling med energi under ca. 100 keV (røntgenstråling som brukes innen diagnostikk).

Fotoelektrisk effekt varierer betydelig med elektrontettheten til det absorberende stoffet. Ved stor elektrontetthet er det atskillig mer fotoelektrisk effekt enn ved liten elektrontetthet.

2. Comptonspredning betyr at fotonet vekselvirker med et løst bundet elektron. Det kan beskrives som en støtprosess der fotonet fortsetter i en ny retning med *mindre* energi, og elektronet får tilført så mye energi at det løsrives og blir et sekundærelektron (se Figur 2.6). Denne absorpsjonsprosessen er viktigst for fotoner med energi i området fra ca. 100 keV og opp til ca. 10 MeV (stråling som normalt brukes til strålebehandling).

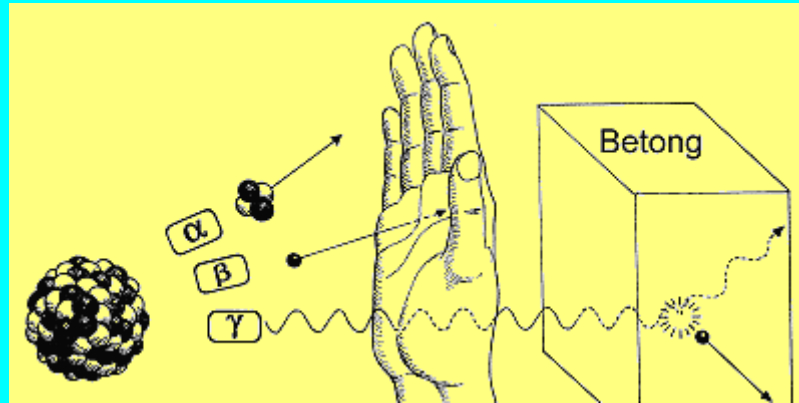
3. Pardannelse er en prosess der fotonets energi går med til å danne et elektronpar. Fotonet må ha en energi på minst 1,02 MeV. Prosessen finner sted nær en atomkjerne, og det er en betydningsfull absorpsjonsmekanisme når fotonenergien overskrider ca. 10 MeV.



Figur 2.6: Arthur H. Compton fikk Nobelprisen i 1927 for oppdagelsen av den spredningsprosessen som bærer hans navn. Tegningen forsøker å vise prinsippet for denne prosessen. Det innkomne fotonet vekselvirker med et elektron. Etter støtprosessen vil fotonets energi avta, mens elektronet får tilført energi slik at det løsrives (det danner et sekundærelektron).

2.6 Strålingens gjennomtrengelighet

Når vi skyter med gevær mot en gjenstand, vil gjennomtrengeligheten være avhengig av energien til kula og materialet som gjenstanden er laget av. Slik er det også med ioniserende stråling. Men det er store forskjeller for α -, β - og γ -stråling, og dette er forsøkt anskueliggjort nedenfor.



Alfapartikler fra radioaktive kilder har energi på opptil 6-7 MeV. Det betyr at rekkevidden i luft bare er noen få cm. Alfapartikler trenger ikke gjennom klær, og de er ufarlige så lenge den radioaktive kilden er utenfor kroppen. Dersom kilden kommer inn i kroppen vår, vil all stråle-energien bli avsatt der inne.

Det er gjerne tunge atomkjerner som uran, radon og plutonium som sender ut α -partikler

Betapartikler med en energi på 1 MeV har en rekkevidde på ca. 5 mm i vev. De fleste β -partikler har forøvrig en midlere energi som er betydelig mindre enn dette. β -partikler fra omgivelsene vil derfor bli stoppet av et tynt kleslag.

Gammastråling har stor gjennomtrengelighet og γ -stråling med energi på 1 MeV vil lett gå gjennom et menneske. Et kobberlag på 1,32 cm stopper halvparten av strålingen. γ -stråling er lett å måle, både innenfor og utenfor kroppen. Følgelig må en bruke isotoper som sender ut γ -stråling i medisinsk diagnostikk (nukleærmedisin).

Røntgen og γ -stråling vil lett trenge gjennom et menneske. Det er denne egenskapen som gjør det mulig å bruke slik stråling i medisinske undersøkelser.

Når γ -stråling går gjennom et stoff (f.eks. menneskevev), blir energien avsatt i små porsjoner. α - og β -stråling blir derimot kraftig oppbremset, og i praksis betyr det at disse partiklene avgir energien innenfor et mye mindre område enn γ -strålingen.

Hvis vi har en radioaktiv kilde *som ligger på bakken*, vil α - og β -strålingen stoppes av luft og klær. Kun γ -strålingen kan treffe huden vår. Siden γ -strålingen har best gjennomtrengelighet, er den også best egnet når radioaktivitet skal måles. De andre stråletypene har problemer med å nå frem til måleinstrumentet. Hvis vi har radioaktive kilder som bare sender ut β -partikler, må vi ofte ha spesialutstyr.

Når en radioaktiv kilde *har kommet inn i kroppen vår*, blir forholdene annerledes. α - og β -strålingen blir fullstendig absorbert i kroppen, i motsetning til γ -strålingen. Noe energi vil riktignok bli avsatt i kroppen, men en god del av γ -strålingen forsvinner ut. Det er *bare* stråling som trenger ut av kroppen som kan måles, og det er grunnen til at γ -kilder benyttes i nukleærmedisinske undersøkelser.

Dersom vi har spist mat som inneholder radioaktive stoffer, er det mulig å måle aktiviteten hvis isotopene sender ut γ -stråling. Det er derfor overkommelig å måle radioaktiviteten i dyr og mennesker som har fått i seg Cs-137 fra f.eks. atombombep prøver og/eller Tsjernobylulykken. Andre viktige isotoper, som Sr-90 (strontium) og Pu-239 (plutonium), er vanskelige å måle siden de kun sender ut β - og α -partikler.

Hva er ioniserende stråling?

Ioniserende stråling er fellesnavnet på all stråling som har nok energi til å ionisere et molekyl (angitt som M nedenfor). Det omfatter stråling fra radioaktive kilder (både α -, β - og γ -stråling), røntgenstråling, kortbølget UV-stråling og partikkelstråling.



Ionisasjon

Hvor stor må stråleenergien være?

De fleste atomer og molekyler krever en energi på over 10 eV for å bli ionisert (enheten eV er definert i Kapittel 2.5). Enkelte molekyler i væsker og faste stoffer kan ha ionisasjonsenergi på nedtil 6 eV. Det betyr at UV-stråling med bølgelengde mindre enn 200 nm har evnen til å ionisere.

Sekundærelektron

Et elektron som blir "sparket ut" av molekylet, kalles for et sekundærelektron. Sekundærelektroner med energi på over 100 eV lager sitt eget "spor" der det ioniserer og eksiterer nye molekyler. Slike sekundærelektroner kalles δ -stråler.

Eksitasjon

Ioniserende stråling vil ikke bare ionisere, men også eksitere molekyler. Dette er en prosess som også kan skje ved hjelp av UV-stråling og synlig lys (ikke-ioniserende stråling). En eksitasjon innebærer at molekylet får tilført energi. Eksitasjonsenergien kan gi seg uttrykk på flere måter; molekylet kan for eksempel få større vibrasjons- og rotasjonsbevegelse, eller det får evnen til å sende ut lys. Lysutsendelsen er kjent som fluorescens og fosforescens. Stoffenes evne til å sende ut lys når de blir truffet av stråling, gir grunnlag for å måle og studere egenskapene til strålingen (se Kapittel 6).

Eksiterte og **ioniserte** molekyler er meget reaktive og har kort levetid. Det er disse produktene som danner utgangspunktet for alle strålebiologiske effekter, som f.eks. kreft. Jo flere ioner og eksiterte molekyler som dannes, desto større blir virkningen.

Kapittel 3

Halveringstid og lover

3.1 Halveringstid

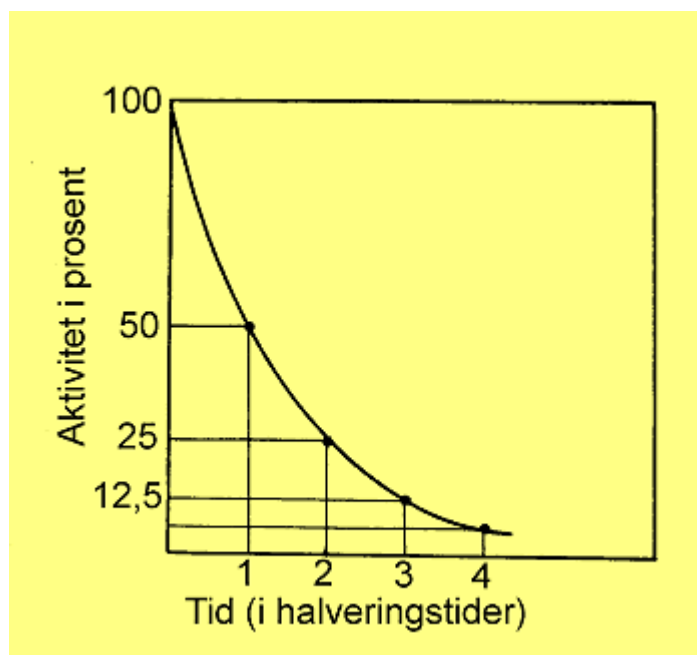
Vi har allerede flere ganger støtt på begrepet **halveringstid**, eller fysisk halveringstid. Når det er snakk om strålingens betydning for miljø og helse, brukes gjerne biologisk halveringstid. De fleste har vel en intuitiv forståelse av hva vi mener.

Halveringstid er definert som den tiden som medgår før mengden av et stoff (eller strålingens intensitet) er halvert.

3.1.1 Fysisk halveringstid

Strålingen fra en radioaktiv kilde vil avta gradvis. Hvor fort strålingen avtar, er gitt ved halveringstiden $t_{1/2}$ (av og til brukes betegnelsen t_F for fysisk halveringstid). Når vi gjør et eksperiment der vi måler radioaktiviteten fra en kilde som funksjon av tiden, vil vi få en kurve som vist i Figur 3.1. Strålingsintensiteten er gitt langs den vertikale aksen (satt lik 1 når vi starter eksperimentet), og tiden (antall halveringstider) er angitt langs den horisontale aksen.

Når det har gått en halveringstid, har strålingsintensiteten avtatt til det halve. Etter to halveringstider gjenstår $1/4$ (25%), og etter tre halveringstider gjenstår $1/8$ (12.5%) av den opprinnelige strålingsintensiteten.



Figur 3.1: Strålingen fra en radioaktiv kilde avtar med tiden som vist her. Figuren demonstrerer hva vi mener med halveringstid.

De fleste naturlige radioaktive stoffer ble dannet samtidig med jordkloden. Når vi fortsatt finner radioaktive stoffer i våre omgivelser, betyr det at halveringstiden er av samme størrelsesorden som jordas levealder, dvs. noen milliarder år.

3.2 Radioaktivitetens lover

Styrken eller aktiviteten A til en radioaktiv kilde, det vil si antall desintegrasjoner pr. sekund (becquerel), er gitt på følgende måte:

$$A = - dN / dt = \lambda \cdot N \quad (3.1)$$

der λ er en konstant som kalles "desintegrasjonskonstanten" (λ varierer fra isotop til isotop). N er antall radioaktive atomer som før eller senere vil desintegrere. Det negative fortegnet skyldes at dN er negativ (dvs. N avtar). Likningen sier at jo flere radioaktive atomer en har, dess sterkere er kilden. Forskjellen i styrke fra en isotop til en annen ligger i halveringstiden som inngår i den konstanten vi kaller λ .

Hvis vi ønsker å finne frem til hvordan N avtar med tiden, tar vi utgangspunkt i ligning (3.1). Det vi gjør er å integrere ligning (3.1). Det kan være en utfordring til de matematikkinteresserte, men svaret er gitt i ligning (3.2)

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (3.2)$$

N_0 er antall atomer ved tiden $t=0$ (når målingene starter). Variasjonen av N er gitt i Figur 3.1.

De to ligningene (3.1) og (3.2) er viktige når en skal vurdere risiko og stråledoser. Vi gjør utstrakt bruk av disse i regneøvelsene bakerst i boka.

Vi nevnte at det er en sammenheng mellom halveringstiden ($t_{1/2}$) og konstanten N . Denne sammenhengen finner vi fra ligning (3.2).

Vi setter $N = 1/2 N_0$ og får:

$$t_{1/2} = \ln 2 / \lambda = 0,693 / \lambda \quad (3.3)$$

Når desintegrasjonskonstanten λ er gitt, kan en lett finne halveringstiden - eller omvendt. Hvis en skal gå løs på beregninger av radioaktivitet, er det nødvendig å ha kjennskap til en av disse to størrelsene.

3.3 Biologisk halveringstid

De fleste stoffer vi får i oss, vil skilles ut etter hvert. Det skjer gjennom urin, avføring, ånding og svette. Har vi fått et radioaktivt stoff inn i kroppen, kan det ofte forsvinne *før* det får anledning til å avgi stråling. Den tiden som medgår før halvparten av stoffet er utskilt, kalles den "**biologiske halveringstid**" og skrives gjerne t_B . Et radioaktivt stoff med fysisk halveringstid t_F ($t_{1/2}$) skilles ut av kroppen med en biologisk halveringstid t_B .

Den "*effektive*" halveringstid (t) er gitt ved uttrykket:

$$1/t = 1/t_F + 1/t_B \quad (3.4)$$

eller:

$$t = t_F \cdot t_B / (t_F + t_B) \quad (3.5)$$

Hvis t_F er stor i forhold til t_B , er den effektive halveringstiden tilnærmet lik t_B .

Det er knyttet stor usikkerhet til angivelsen av den biologiske halveringstiden. For det første er målingene usikre, og for det andre vil utskillelsen fra kroppen være avhengig av kjønn, alder og stoffets kjemiske form. Den biologiske halveringstid vil også variere fra dyreslag til dyreslag og fra én plantart til en annen.

Etter reaktorulykken i Tsjernobyl har det vist seg at Cs-137 er den viktigste isotopen når det gjelder stråledoser til oss mennesker. Den har en fysisk halveringstid på 30 år. Cesium skilles relativt raskt ut av kroppen, og den biologiske halveringstiden for voksne mennesker er omkring tre måneder (den er noe mindre for barn). Cs-137 har en biologisk halveringstid på 2-3 uker for sauer, mens den er ca. en måned for reinsdyr.

På grunn av den korte biologiske halveringstiden til cesium, er det mulig å "fore ned" sauer som har et høyt radioaktivt innhold. Hvis sauene har vært på beite og fått i seg mye Cs-137, kan de føres over på kost som inneholder mindre radioaktivitet. Etter ca. 3 uker vil aktiviteten reduseres til det halve dersom nedforingskosten er fri for Cs-137. Det er også mulig å gi sauene tilførsel av tilleggsstoffer (blant annet berlinerblått) for å øke utskillelsen av cesium. Dermed reduseres den biologiske halveringstiden.

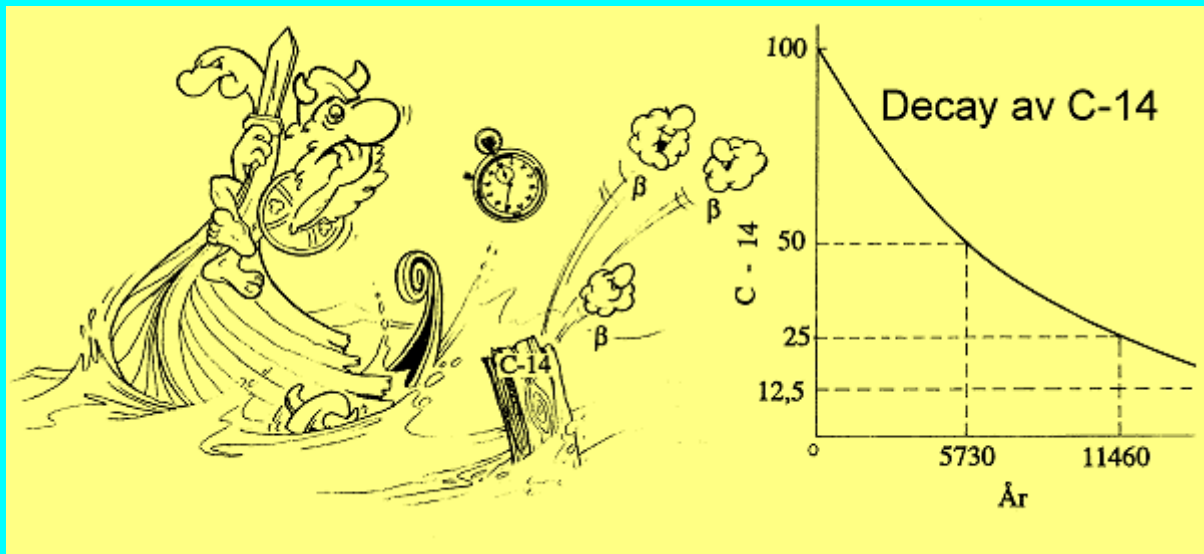
Radium og strontium er stoffer som spesielt samler seg i beinbygningen, og de vil vanskelig skilles ut. Den biologiske halveringstiden for radium er lang, og har vi først fått i oss stoffet (fysisk halveringstid 1600 år), vil det stort sett forbli i kroppen så lenge vi lever.

Det er også mulig å redusere betydningen av et radioaktivt stoff ved å hindre at det tas opp i kroppen. Som eksempel kan nevnes jod. Hvis vi utsettes for radioaktivt jod, kan det være gunstig å tilsette *ikke*-radioaktivt jod samtidig. Alle jodisotopene er kjemisk like, og kroppen kan ikke skille den ene isotopen fra den andre. Når det gjelder jodopptaket, blir det en konkurranse mellom isotopene. Hvis mengden av den *ikke*-radioaktive isotopen dominerer, vil dette hindre opptaket av den radioaktive isotopen.

En annen og selvnående metode for å redusere stråledosene, er å begrense inntaket av mat som inneholder mye radioaktivitet.

C-14 brukt til alders bestemmelse

Karbon 14(C-14)er en radioaktiv isotop med halvenngstid på 5730 år. Til tross for den "korte" halveringstiden (sammenlignet med de andre naturlige radioaktive kildene) er C-14 en naturlig isotop Den lages kontinuerlig i atmosfæren ved at nøytroner i den kosmiske strålingen treffer nitrogenatomer. Karbon inngår i karbondioksid som tas opp av planter gjennom fotosyntesen. Alt levende, både planter og dyr, har derfor et naturlig nivå av C-14. Når organisk materiale dør, stopper opptaket av C-14. Aktiviteten vil derfor avta langsomt fra det tidspunkt livet opphører. Dette kan benyttes til å bestemme hvor gammel en gjenstand er. Det er f.eks. mulig å avgjøre om en trebit stammer fra et vikingskip, - noe som er forsøkt illustrert nedenfor.



C-14 sender ut β -partikler. Siden de har liten energi (maks. 156 keV) og siden antall desintegrasjoner er lite, byr den vanlige C-14 metoden på betydelige måletekniske problemer. En må ha relativt store prøver slik at antall becquerel blir størst mulig. Likevel blir aldersbestemmelsen relativt usikker.

Den vanlige dateringsmetoden er basert på måling av β -partikler fra C-14 atomer som til enhver tid desintegrerer. Bak hver becquerel står det hele 260 milliarder C-14 atomer (se regneøvelsene bakerst). Hvis vi istedet kunne måle det **totale antall C-14-atomer** i prøven, ville følsomheten og aldersbestemmelsen bli betraktelig bedre.

Den amerikanske fysikeren Louis Alvarez utviklet en metode som var basert på dette prinsippet. Han brukte en massespektrograf der C-14-atomene ble identifisert og målt på grunnlag av vekten eller massen. Han kunne måle det totale antallet og ikke bare de C-14 atomer som desintegrerte. Denne teknikken gjør det mulig å aldersbestemme prøver som er mindre enn et milligram.

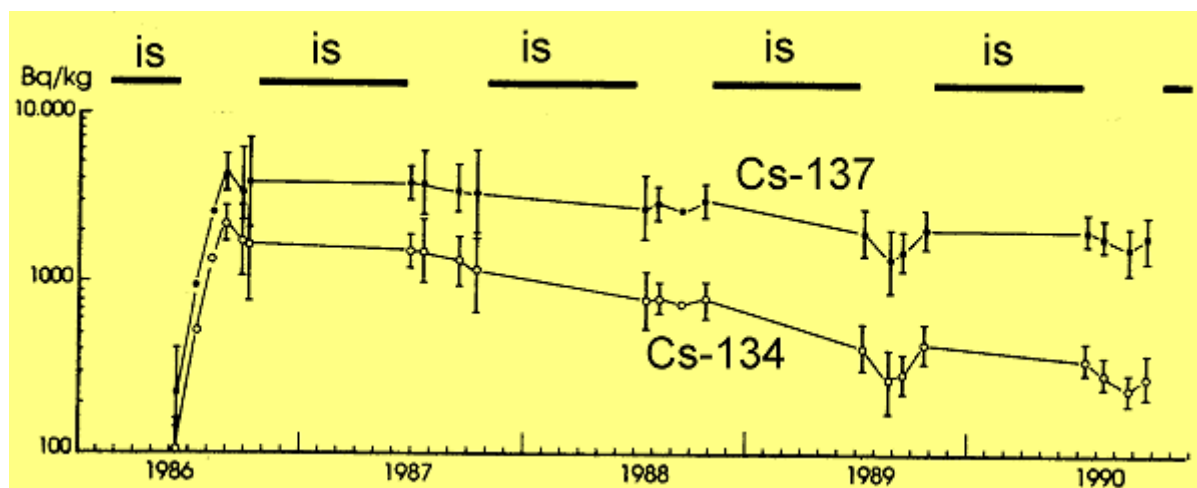
Atombomber som sprenges i atmosfæren, vil friggi mange nøytroner slik at det dannes mer C-14. På grunn av den lange halveringstiden til C-14, vil det ta lang tid for de siste C-14 restene etter bombetestene forsvinner.

3.3.1 Radio-økologisk halveringstid

Radio-økologisk halveringstid er et meget vagt begrep. La oss anta at et område har blitt forurenset med en radioaktiv isotop som legger seg på bakken (for eksempel Cs-137). En del av forurensningen vil gradvis synke ned i jorda, mens noe vil sive ut i vassdragene. Hvert år vil en del radioaktivitet tas opp av plantene og deretter komme inn i dyr som beiter i området.

Radio-økologisk halveringstid er definert som den radioaktive halveringstiden i selve fisken eller i dyrene som beiter. Denne tiden varierer for ulike dyre- og plantearter. Vi har liten kunnskap på dette området men forskning som er gjennomført etter Tsjernobylulykken, har gitt oss en god del tilleggsinformasjon.

Et eksempel som kan trekkes fram, er hentet fra Øvre Heimdalsvatn. Etter Tsjernobylulykken ble det gjort forsøk på å bestemme den økologiske halveringstiden for cesiumisotopene i ørret. I 3-årsperioden etter ulykken ble det gjort en rekke målinger. Verdiene er gjengitt i Figur 3.2.



Figur 3.2: Radioaktiv ørret i Øvre Heimdalsvatn etter Tsjernobylulykken. Aktiviteten er gitt i becquerel pr. kg. Den islagte perioden hvert år er markert med en tykk strek.

Målingene kan ikke tilpasses en eksponensialfunksjon, og dermed er det umulig å angi en "normal" halveringstid. Figur 3.2 antyder at det tar henholdsvis 3,0 år og 1,3 år før mengden av Cs-137 og Cs-134 er halvert.

Kapittel 4

Aktivitet og doser

4.1 Aktivitet i becquerel

Når et atom sender ut stråling, sier vi at det desintegrerer eller nedbrytes. Hvis nedbrytingstakten er høy, har vi en radioaktiv kilde med stor styrke eller høy aktivitet - det er mange desintegrasjoner pr. sekund.

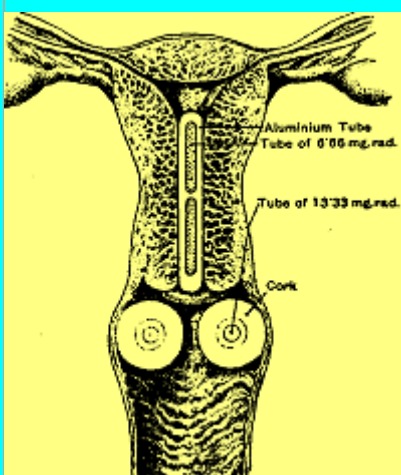
For noen år tilbake ble det introdusert en ny enhet for styrken til en radioaktiv kilde. Den er oppkalt etter Becquerel (forkortes Bq) og er definert som:

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ desintegrasjon pr. sekund}$$

I en rekke land bruker en fortsatt den gamle enheten curie (forkortes Ci og oppkalt etter Marie Curie). Denne enheten defineres som aktiviteten i 1 gram radium. Det er et meget stort antall atomer som desintegrerer hvert sekund i ett gram radium, hele 37 milliarder. Sammenhengen mellom curie og becquerel er gitt ved:

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq.}$$

Før vi går videre skal vi nevne noen radioaktive kilder som har hatt særlig stor betydning for oss i Norge. Det er i første rekke radium som ble innkjøpt til et spesialsykehus for stråleterapi. Da Radiumhospitalet skulle bygges, ble det satt igang en stor innsamling for å skaffe penger til radium (se egen side om Radiumhospitalet). Noe av radiumet ble stykket opp i små kilder som kunne legges direkte på syke kroppsdeler eller i hulrom i kroppen (se eksempel nederst på siden). Ca. 3 gram radium ble brukt i en samlet kilde. Denne kilden ble plassert ca. 10 cm fra pasienten og strålingen ble sluppet ut gjennom en liten åpning. Dette ble kalt en "radiumkanon", og behandlingen kaltes "teleterapi". En strålebehandling tok omkring 45 minutter.



Tegningen til venstre viser hvordan radium nåler ble brukt til behandling av livmorkreft. Ved en strålebehandling ble det brukt en rekke radiumnåler med tilsammen ca. 40 mg radium. Det innebærer at strålekilden var på 40 mCi eller ca. 1,5 milliarder Bq.

Den sterkeste radioaktive kilden som vi har i Norge i dag, finnes på Institutt for energiteknikk på Kjeller. Det er en Co-60 kilde (Co står for kobolt) på ca. 67 000 Ci ($2480 \cdot 10^{12}$ Bq eller

2480 TBq) som brukes til sterilisering av medisinsk utstyr. Slike sterke kilder kan også brukes til bestråling av matvarer for langtidsoppbevaring. Store stråledoser vil drepe bakterier som for eksempel Salmonella.

Når vi måler og angir styrken til en radioaktiv kilde i becquerel, får vi alltid store tall. De fleste synes 3700 becquerel pr. kg er et skremmende høyt tall. Hvis vi derimot oppgir styrken til 0,0000001 curie, høres det langt mindre farlig ut.

Vi er vant til å måle mengden av et stoff i kilo eller liter, men becquerel er en ukjent størrelse for de fleste. De fineste vektene i verden kan måle mikrogram, men der stopper det. Når det gjelder radioaktivitet, er vi langt flinkere til å måle nøyaktig. Hvis vi går i butikken for å kjøpe en kg kalilut (KOH), får vi med oss en radioaktiv kilde på 21 800 Bq med K-40. Radioaktive kilder på 10 til 100 Bq er som vi forstår ørsmå, men med dagens utstyr er det mulig å registrere dem.

4.1.1 Spesifikk aktivitet

Spesifikk aktivitet angir aktiviteten pr. masse eller volumenhet. Når vi f.eks. måler aktiviteten i kjøtt, angir vi måleresultatet i Bq/kg. For væsker blir spesifikk aktivitet oppgitt i becquerel pr. liter (Bq/l) og for luft og gasser brukes becquerel pr. kubikkmeter (Bq/m³).

Som tidligere nevnt, brukes også enheten Curie. Når det gjelder radioaktiv forurensning av et område, blir både Bq/m² og Ci/km² benyttet. Sammenhengen er:

$$1 \text{ Ci/km}^2 = 37000 \text{ Bq/m}^2$$

La oss understreke at det ikke er nok å oppgi spesifikk aktivitet alene. I strålehygienisk sammenheng er det viktig å vite hvilken isotop det er snakk om og hva slags stråling den sender ut (type, halveringstid og energi).

4.2 Stråledoser

En radioaktiv kilde kan være så kraftig den vil - så lenge den er isolert fra omgivelsene. Det er først når strålingen *treffer oss* at vi mottar en stråledose.

Det er viktig at vi skiller mellom aktiviteten til en radioaktiv kilde (målt i becquerel) og stråledosen som kilden forårsaker. Stråledosen er avhengig av kildens plassering i forhold til den som bestråles. Videre er den avhengig av stråletype (α -, β - eller γ -stråling) og strålingens energi.

Vi merker ingen ting når vi bestråles, men vi vet at strålene støter mot molekylerne i kroppen og avsetter energi. Energien avgis i små porsjoner - litt i hver støtprosess. Hvis vi for eksempel bestråler en metallbit vil den bli varm. Jo mer stråling som tilføres, desto varmere blir metallet. Strålingsenergien blir til varme, og her er vi ved nøkkelen til forståelsen av begrepet **dose**.

Med stråledose mener vi den energimengde som blir avsatt i det stoff som bestråles.

Dosen måles i enheten "gray" (forkortet Gy). Definisjonen av doseenheten er:

1 Gy = 1 joule absorbert energi pr. kg.

Radiumhospitalet

Det Norske Radiumhospital ble offisielt åpnet av Kong Haakon 21. mai 1932. Som navnet antyder skulle det være et sykehus for behandling av kreft ved hjelp av stråling fra radium.

Radium kostet mange penger og i 1931 ble det opprettet en komite som gikk igang med en storstilt innsamling for å skaffe penger til å kjøpe 4 gram radium. Innsamlingen ble støttet av Kongehuset, og en rekke kjente kunstnere. Det ble blant annet trykket et frimerke (med verdien 20 + 10 øre) der hver tioring gikk til kreftfondet.

Det ble også solgt såkalte "prikkekort". Hver prikk på kortet kostet 50 øre, og hele kortet med 100 prikker kostet 50 kr. For dette kunne en kjøpe 0,00025 gram radium (eller 9,25 millioner Bq). Det betyr at radium kostet ca. 200 000 kr pr. gram i 1931.



Det første Radiumhospital som ble bygget (se "prikkekortet") hadde plass til 71 pasienter og hadde et personale på 49. Det er senere utvidet flere ganger, senest i 1977. Det har nå 440 senger og mer enn 1000 mennesker arbeider der.



I 1952 startet byggingen av et forskningsinstitutt som ble åpnet i 1954. Det fikk navnet "**Norsk Hydros Institutt for Kreftforskning**" fordi Norsk Hydro hadde bevilget 1 mill. kr til prosjektet. Ved dette instituttet vokste det frem et internasjonalt miljø for stråleforskning. Det var en målsetting å studere fundamentale prosesser for hvorledes stråling dreper kreftceller, hvordan strålefølsomhet endres ved tilsetning av kjemiske stoffer og hvordan stråling kan gi genetiske forandringer. Kreftforskningsinstituttet ved hospitalet har vokst betydelig og arbeider nå innen flere områder. Det har i alle år vært ved "fronten" i kampen mot kreft.

Radiumkanonen (bildet) ble brukt ved behandling av dypereliggende svulster. Vanligvis var radiumet innesluttet i en blybeholder (øverst på bildet). Ved behandling ble kilden sveivet ned i en "tubus" som ble rettet mot det syke sted. (Se oppgave bakerst i boka.)

4.2.1 Enheter for dose - Historikk

I løpet av de nesten 100 årene som er gått siden oppdagelsen av radioaktivitet og ioniserende stråling, har stråledose blitt angitt på flere måter. En del av disse enhetene støter vi på fremdeles, så det kan være nyttig å nevne noen og sette dem i relasjon til enheten gray.

Skin erythema dose

Man oppdaget tidlig at stråling kunne føre til rød hud, akkurat som en solforbrenning. Dette ble brukt som mål for stråledose, og det ble kalt "skin erythema dose". Det er en temmelig ubestemt måleenhet fordi hudforbrenning varierer fra person til person. Det er dessuten kjedelig at hudforbrenningen viser seg lenge *etter* at bestrålingen har funnet sted.

Når det gjelder UV-stråling, brukes fortsatt hudforbrenning som doseenhet. Den minste UV-dose som gir rødhet i huden, kalles for MED. Det står for "minimum erythema dose".

Røntgenenheten

Alle som arbeidet med stråling på 1920-tallet var naturlig nok på jakt etter et presist mål for stråledose. I 1928 fikk vi enheten "røntgen" (forkortet R). Dette er ikke noe mål for stråledose slik vi har definert den, men et mål for hvor mye stråling (hvor stor stråle-eksponering) som finnes på et sted.

En eksponering på 1 R betyr at en utsettes for stråling som er i stand til å danne en viss mengde ioner i luft, retttere sagt $2,58 \cdot 10^{-4}$ coulomb pr. kg.

Det er mulig å regne om fra røntgen (R) til stråledose - selv om det byr på enkelte problemer. Dosen vil blant annet avhenge av strålekvantenes energi og sammensetningen til det absorberende stoffet. Hvis vanlig muskelvev utsettes for γ -stråling på 1 R, vil det gi en stråledose på ca. 9,3 milligray (mGy).

Rad

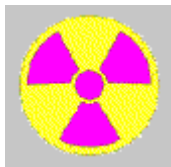
En enhet for stråledose, kalt "**rad**", ble introdusert i 1953. Rad er en forkortelse for det engelske "*radiation absorbed dose*" og er definert som:

Den mengde stråling som gir en energiabsorpsjon på 100 erg pr. gram (dvs. 10^{-2} joule pr. kg).

Enheden rad blir fortsatt brukt av mange. Hvis vi sammenligner rad og gray ser vi at:

$$1 \text{ gray} = 100 \text{ rad}$$

I dag brukes disse enhetene om hverandre, men ifølge det internasjonale enhetssystemet (SI-systemet) er enheten gray det korrekte mål for dose.



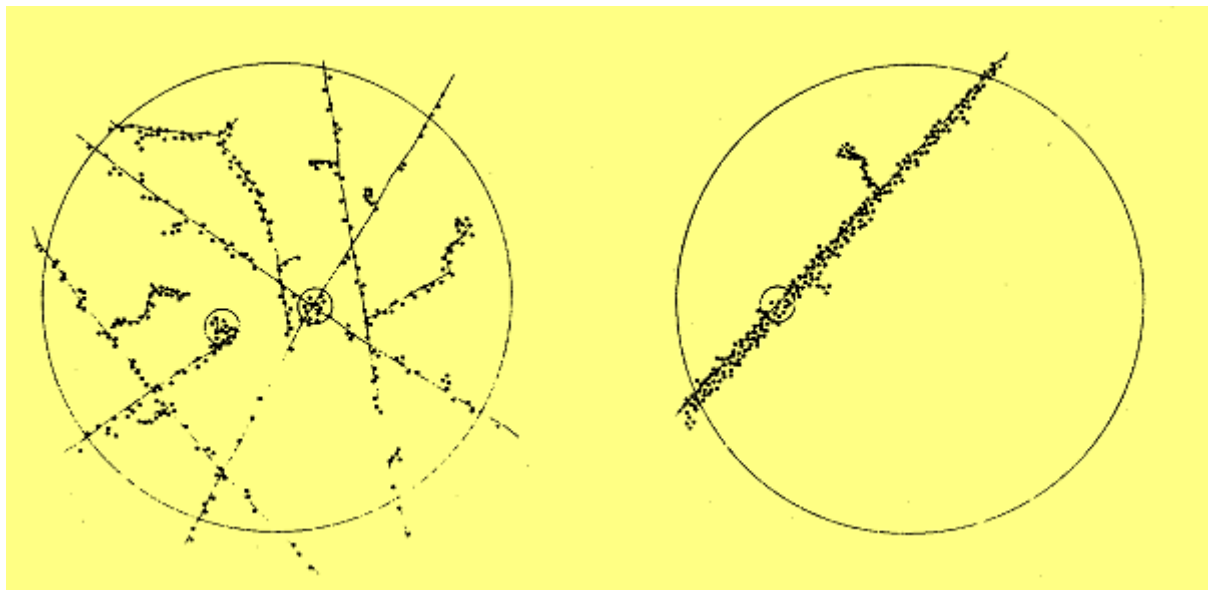
Internasjonalt symbol som gjerne brukes i forbindelse med stråling.

4.3 Ekvivalent dose

Når ioniserende stråling treffer et stoff (for eksempel kroppen vår), vil det alltid bli dannet ioner og eksiterte molekyler. Selv om alle stråletypene gir de samme primærproduktene, vil det bli forskjeller med hensyn til fordelingen av ionene og de eksiterte molekylene (det vil si hvor tett de ligger).

La oss tenke oss et kjempemikroskop som gjør det mulig å "se" molekylene i kroppen. Hvis vi titter gjennom dette mikroskopet idet strålingen treffer molekylene, vil observasjonene

avhenge av stråletypen som benyttes. Røntgenstråling, β -partikler og γ -stråling vil treffe molekylene nokså sporadisk - ett her og ett der. Det blir dannet små områder eller "nålestikk" med ioniserte og eksiterte molekyler. Dette er forsøkt anskueliggjort i Figur 4.1.



Figur 4.1: Figuren viser fordelingen av absorbert stråleenergi i et stoff - for eksempel en celle. Til venstre vises fordelingen som oppstår for røntgen og gamma-stråling. Til høyre vises fordelingen for en α -partikkel. Hver prikk representerer en ionisasjon. Antall prikker innenfor de to sirklene er det samme. Dosene er m.a.o. like store, men fordelingen av prikkene (ionisasjonene) er svært forskjellige.

For α -partikler er situasjonen noe annerledes. Energien avsettes langs ett spor, og alle molekyler langs dette sporet blir truffet.

De to sirklene i Figur 4.1 viser ionisasjonsfordelingen for γ - og α -stråling. Energiabsorpsjonen er den samme i de to tilfellene (samme dose målt i gray), men ionisasjonstettheten (antall ioner innenfor et lite område) og ionefordelingen er forskjellig.

En biologisk virkning er avhengig av stråletypen - det vil si at den avhenger av hvordan den absorberte strålingsenergien fordeles.

Hvis vi holder oss til biologiske effekter som celledød, risiko for kreft eller risiko for genetiske skader, er virkningen størst når energien avsettes innenfor et lite område. Vi kan ta hensyn til dette ved å introdusere en **vektfaktor** (vi bruker den engelske betegnelsen W_R som står for "radiation weighting factor"). W_R gir uttrykk for strålingens relative biologiske virkning, og den angis i forhold til røntgen og γ -stråling som settes lik 1.

Når vi omhandler α -partikler, nøytroner og annen partikkelstråling der ionisasjonstettheten er stor, vil vekt faktoren bli større enn 1. Det skyldes at de fleste biologiske slutteffekter er avhengig av ionisasjonstettheten eller energiavsetningen pr. lengdeenhet (LET som står for Linear Energy Transfer). I strålevernsammenheng bruker vi en vekt faktor på hele 20 når det gjelder α -partikler, mens faktoren for nøytroner varierer fra 5 til 20, avhengig av energien til nøytronene.

Når den fysisk målte dose (antall gray) multipliseres med W_R , får vi den biologisk virksomme dose eller **doseekvivalenten**. Denne måles i enheten Sievert (forkortes Sv), oppkalt etter svensken R.M. Sievert.

$$H = W_R \cdot D$$

Når vi skal vurdere biologiske virkninger av stråling, bruker vi enheten sievert. Et springende punkt er selvsagt W_R og det gjøres en del eksperimenter der hovedhensikten er å øke vår kunnskap om W_R . Den kommer med full tyngde når en skal bedømme betydningen av radon og andre α -emittere.

Rolf M. Sievert og Luis Harold Gray



$$\text{sievert} = \text{gray} \cdot W_R$$

Rolf M. Sievert (1896 - 1966) ble utdannet ved Tekniska Högskolan i Stockholm og ved Uppsala Universitetet. Han interesserte seg tidlig for strålingsfysikk og konstruerte et ionisasjonskammer for dybdedosemålinger. Til rutinemessige doseringer brukte vi tidligere det vi kalte "Sievertkamre" som var små kondensatorkamre.

Sievert spilte en betydelig rolle for de internasjonale komiteene ICRP (International Commission on Radiological Protection) og UNSCEAR (United Nations Committee on the Effects of Atomic Radiation) (se egen side). Sievert var i mange år direktør for det svenske strålevernininstituttet.

Sievert er hedret for sitt arbeid ved at doseenheten "sievert" (Sv) er oppkalt etter ham.

L. H. Gray (1905 - 1965) var en av strålebiologiens store pionerer. Han var opprinnelig kjernefysiker og arbeidet i det berømte Cavendish-laboratoriet i Cambridge den gang Rutherford ledet det.

Da Gray kastet seg over strålebiologien, ble han opptatt av oksygenets betydning for strålefølsomheten. Det er kjent at celler med lite oksygen kan tåle langt større stråledoser enn celler med normalt oksygeninnhold. Dette har ført til problemer for strålebehandling av kreft, fordi de fleste svulster inneholder områder med oksygenfattige celler. Gray ble kjent for sine fundamentale arbeider på dette området.

Ved overgangen til nye doseenheter ble Gray hedret ved at enheten "gray" (Gy) ble oppkalt etter ham.

4.4 Effektiv dose

Når kroppen utsettes for radioaktiv stråling, vil ikke nødvendigvis alle organene bli eksponert. Strålingen fra radon vil berøre lungene, mens radioaktivt jod vil gi størst effekt på skjoldbruskkjertelen. Ulike organer og vevstyper har dessuten forskjellig følsomhet overfor senvirkninger av stråling. Hvis vi skal sammenligne risikoen for sen-effekter ved ulike bestrålinger, må vi beregne *effektiv dose*.

Når en del av kroppen (for eksempel lungene) mottar en stråledose, vil det være en viss risiko for en skadelig effekt, for eksempel lungekreft. Hvis den samme dosen gis til et annet organ, vil det representere en annen risiko.

Vi kan beregne en tenkt dose, gitt til hele kroppen, som gir samme risiko som en større dose, gitt til en bestemt del av kroppen.

Denne tenkte dosen kalles **effektiv dose** og betegnes gjerne H_E . Den er definert på følgende måte:

$$H_E = v_1 H_1 + v_2 H_2 + \dots$$

der v_1 representerer en vektfaktor for organ 1, H_1 er dosen (Sv) til organ 1, osv. Vekt faktoren gjenspeiler et organs strålefølsomhet. Tabell 4.1 angir vekt faktorer som er anbefalt i strålevernssammenheng (ICRP).

Ekvivalent dose og effektiv dose har bare mening når det gjelder senskader som kreft og genetiske forandringer.

Tabell 4.1: *Vekt faktorer som brukes i strålevernssammenheng*

Organ	Vekt faktor
Gonader (kjønnskjertler)	0,20
Beinmarg (rød)	0,12
Lunger	0,12
Mage	0,12
Tykk tarm	0,12
Blære	0,05
Bryst	0,05
Lever	0,05
Skjoldbruskkjertel	0,05
Spiserør	0,05
Beinoverflater	0,01
Hud	0,01
Øvrige kroppsdelar	0,05
Tilsammen	1,0

4.5 Andre doseenheter

I tillegg til de størrelser og enheter vi allerede har definert, finnes det en rekke begreper som benyttes innen strålevernet. Dette kan være nokså forvirrende. I strålebiologien er en i første rekke interessert i å finne frem til mekanismer for strålevirkning på biologiske systemer, mens strålevernet er interessert i retningslinjer som skal gjelde for store grupper. I den sammenheng møter vi et begrep som "kollektiv dose". La oss kort nevne noen av de viktigste begrepene som benyttes:

Kollektiv dose.

Dette er summen av alle individuelle doser i en befolkningsgruppe, og den beregnes ved å multiplisere gjennomsnittsdosen med antallet i gruppen. For kollektiv dose brukes enheten *man sievert* (manSv). En skiller mellom:

1. Kollektiv ekvivalent dose som er summen av ekvivalent dose til et bestemt organ i en befolkningsgruppe.

2. Kollektiv effektiv dose som er summen av effektive doser.

Begrepet kollektiv dose har ingen mening med mindre dose effekt kurven er lineær og uten terskelverdi (se kapittel 11).

Ervervet dose (på engelsk "committed dose").

Når en får i seg radioaktive stoffer, vil aktiviteten avta med tiden, både fordi aktiviteten avtar rent fysisk og fordi noe stoff skilles ut med svette, urin og avføring. Dette varierer fra et radioaktivt stoff til et annet. Samlet dose over en viss tid, vanligvis 50 år, kalles for ervervet dose.

Hvor lite radioaktivitet kan vi måle?

Måleinstrumenter som brukes for måle radioaktivitet er meget følsomme og kan registrere utrolig små mengder. Hvem skulle tro at det var mulig å finne målbare mengder av 1 gram stoff som ble fordelt utover hele jordkloden? Med vanlige vekter er dette umulig, men hvis stoffet er radioaktivt, er mulighetene til stede. Hvis 1 gram I-131 fordeles utover hele jordkloden (et areal på $5,1 \cdot 10^{14} \text{ m}^2$), vil aktiviteten være ca. 10 Bq pr. m^2 . Fra oppgavene bakerst i boka kan du regne ut at et gram I-131 har en aktivitet på $4,59 \cdot 10^{15} \text{ Bq}$.



Det er mulig å måle aktiviteter helt ned til 10 Bq pr. kvadratmeter. Det sier mye om hvor godt måleutstyr vi har til rådighet. Overalt på jorda kan vi registrere en jod-kilde som alt i alt veier ett gram! For andre radioaktive isotoper kan det være nødvendig med større vektmengder. Det skyldes at aktiviteten er nøye knyttet til halveringstiden. Hvis halveringstiden er kort trenger vi lite stoff. Hvis den er lang, trenger vi større mengder av stoffet. Cs-137 har en halveringstid på 30 år. Det betyr at ett gram Cs-137 (fordelt over hele jordkloden) bare gir 0,007 Bq pr. kvadratmeter

Den totale mengde cesium som ble sluppet ut ved Tsjernobylulykken, var omkring 12 kg. Hvis en fordelte dette jevnt utover hele jorda, ville det gi en aktivitet på 83 Bq pr. kvadratmeter. Enkelte områder i Norge fikk et nedfall på omkring 100 000 Bq pr. kvadratmeter, og nær Tsjernobyl kunne tallet være mer enn 10 ganger så stort.

Kapittel 5

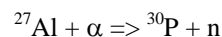
Kunstige radioaktive isotoper

5.1 Oppdagelsen

I 1934 klarte Irene Joliot Curie (datteren til Marie Curie) og mannen hennes, Frederic Joliot, å lage en radioaktiv kilde. De holdt på med eksperimenter der de bombarderte en aluminiumsplate med α -partikler fra en naturlig radioaktiv kilde. Etter at de fjernet α -kilden, oppdaget de at det kom stråling fra aluminiumsplatene. Denne strålingen avtok med en halveringstid på ca. 3 minutter.

Bombardementet hadde ledet til kjernereaksjoner der α -partiklene trengte inn i aluminiumkjernene og omdannet dem til fosfor. De nye fosforisotopene var radioaktive og ga opphav til den observerte strålingen.

Selve kjernereaksjonen skrives på følgende måte:



Sammen med fosforisotopen blir det dannet et nøytron som kan observeres. Nøytronstrålingen blir umiddelbart borte når α -kilden fjernes. Fosforisotopen P-30 er radioaktiv, og den sender ut et positron med energi på 3,24 MeV (denne er lett å registrere). Halveringstiden til P-30 er 2,50 minutter.

I midten av 1930-årene var det flere laboratorier som hadde utviklet utstyr der det var mulig å akselerere protoner og α -partikler opp til høye hastigheter (energier). Disse partiklene ble brukt til å bombardere stabile atomer, noe som ofte førte til dannelse av nye isotoper. En del av disse isotopene var radioaktive.

En annen og meget viktig partikkel som ble brukt i slike forsøk, var nøytronet. Det har ingen elektrisk ladning og blir ikke påvirket av det elektriske feltet som omgir atomkjernen. Nøytronet trenger lett inn i et atom og er således idéelt med tanke på å lage radioaktive kilder. I en reaktor dannes det mange nøytroner, og reaktorer er derfor egnet for produksjon av radioaktive isotoper.

Antall kunstige radioaktive isotoper økte raskt i årene etter 1934. Allerede i 1937 var det registrert 200 ulike typer, i 1949 hadde tallet økt til omkring 650 og i dag kjenner vi mer enn 1300 kunstige radioaktive isotoper.

5.2 Fisjon

Etter oppdagelsen av nøytronet i 1932, oppsto en livlig forskningsaktivitet for å lage og

identifisere stadig nye isotoper ved nøytroninnfangning i atomkjerner. I 1938 ble det oppdaget at de tyngste atomene, f.eks. uran, desintegrerte på en meget dramatisk måte når et nøytron ble fanget inn. Kjernene delte seg omtrent på midten. Dette kalles **fisjon** (se egen side).

Delingen av en tung atomkjerne er statistisk betinget og kan skje på mange måter. Over 200 fisjonsprodukter fra uran er identifisert. Produktene som dannes ved en fisjon, kan deles i to grupper; en "tung" del som veier omkring 140 atomvektenheter, og en "lett" del som har en vekt eller masse på omkring 90. Dette er vist for U-235 i Figur 5.1. I det lette masseområdet finner vi strontium-90 (Sr-90), og i det tunge området er Cs-137 det viktigste avfallsprodukt.

Ved fisjon frigjøres mye energi. Det meste frigjøres i selve fisjonsøyeblikket, men omkring 7% frigjøres fra radioaktive fisjonsprodukter på et senere stadium. De fleste fisjonsproduktene har kort halveringstid, men det finnes unntak. I miljømessig sammenheng er Cs-137 og Sr-90 spesielt viktige. Begge har en halveringstid på omkring 30 år.

Fisjonsprosessen er en forutsetning for dagens kjernekraftreaktorer, og den er avgjørende ved sprengning av atombomber. Dette fører til dannelse av en rekke radioaktive isotoper. De kan deles inn i tre grupper; *fisjonsprodukter, transuraner og aktiveringsprodukter*.

Historien om urankjernens spalting

Mye av det banebrytende arbeidet for forståelsen av fisjonsprosessene ble gjort i 1930-årene. Ved flere laboratorier i Europa ble det drevet forskning der tunge atomer (bl. a. uran) ble bombardert med nøytroner.

I 1934 bombarderte italieneren **Enrico Fermi** uran og observerte β -partikler. Han trodde at urankjernen tok opp et nøytron, sendte ut en β -partikkel og endte opp som et element en plass høyere opp i det periodiske system.

Kort tid etter at Fermis arbeid ble trykket i det engelske tidsskriftet "Nature", publiserte den tyske kjemikeren **Ida Noddack** et arbeid hun kalte "*On element 93*" der hun kritiserte Fermis arbeid. Hun mente at tunge atomkjerner som ble truffet av nøytroner, kunne brytes opp i store fargmenter. Idag vet vi at dette er en riktig teori, men den gang var det ingen som trodde det var mulig og Ida Noddacks arbeid fikk ikke den publisitet det fortjente.

Ved Kaiser Wilhelm instituttet i Berlin arbeidet **Otto Hahn, Lise Meitner og Fritz Strassmann** med uran og nøytronbombardering. Kjemiske analyser tydet på at de fikk dannet et element som lignet barium (se figuren for fisjon). Ved tilsvarende forsøk i Paris, hadde **Irene Joliot Curie** påvist et stoff som lignet lanthan, men ingen kunne forklare hva som foregikk (idag vet vi at det var barium og at når det desintegrerer sender det ut en β -partikkel og omdannes til lanthan).

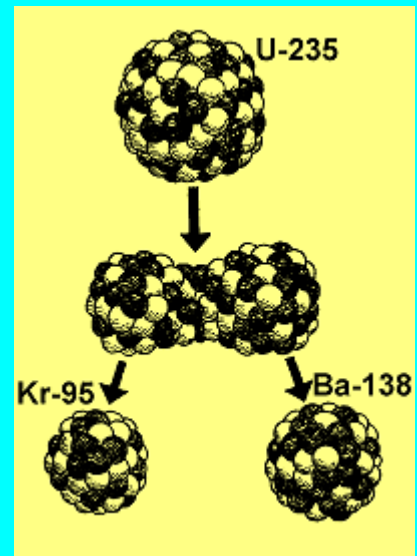
Lise Meitner, som var Østerisk jøde, måtte flykte sommeren 1938. Hun kom til Sverige, takket være hjelp fra Niels Bohrs og fikk støtte av Nobel stiftelsen. Hahn og Strassmann fortsatte forsøkene i Berlin og viste i et forsøk 17. desember 1938 at en **ikke kunne skille barium fra det stoff som ble dannet** når uran ble truffet i av nøytroner.

Mandag 19. desember 1938 sendte Hahn et brev til Meitner og fortalte om de siste funn omkring barium-mysteriet. Han sier til slutt: "*Perhaps you can suggest some fantastic explanations*".

Lise Meitner dro på juleferie til familie i Kungälv (like nord for Gøteborg), og der traff hun sin unge nevø **Otto Frisch** som arbeidet hos Bohr. De diskuterte intenst problemet. Historien vet å fortelle at en dag Meitner og Frisch var på tur, satte de seg på en trestubbe og grublet. Med Bohrs atomkjernemodell (den lignet en væskedråpe) som grunnlag, beregnet de at et nøytron som trengte inn i kjernen kunne skape svingninger i kjernen (væskedråpen) som ble så store at den delte seg - fisjon var en mulighet!

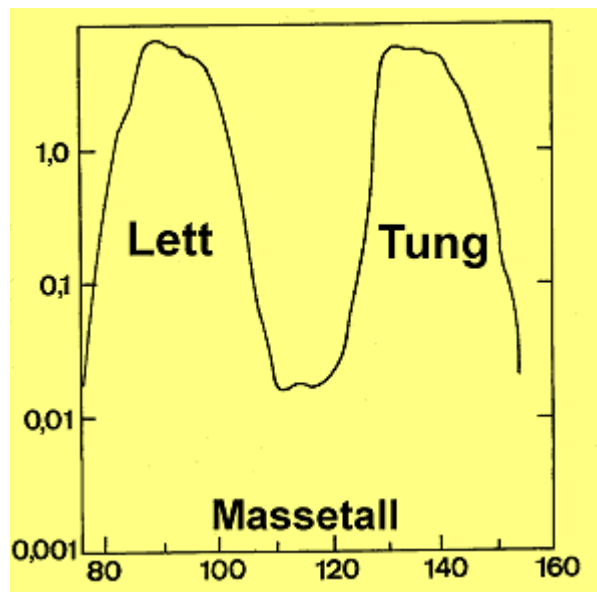
Kanskje vi kan si at atomalderen startet i Skandinavia, på en trestubbe nord for Gøteborg julen 1938.

Hahn og Strassmann publiserte sine eksperimentelle observasjoner i det tyske tidsskriftet "*Naturwissenschaften*", Meitner og Frisch publiserte sine teoretiske beregninger i det



engelske tidsskriftet "Nature" og Bohr lot nyheten springe på en konferanse i USA i januar 1939.

Bildene viser **Otto Hahn** (1879 - 1968) og **Lise Meitner** (1878 - 1968)



Figur 5.1: Når urankjernen spaltes dannes to nye atomkjerner. Det er flere muligheter for spalting, og de to delene er aldri like store. Én del veier omkring 90 masse-enheter, mens den andre kjernen veier omkring 140. Vi får en massefordelingskurve som viser to topper. (Legg merke til at x-aksen er logaritmisk.)

Tabell 5.1: Viktige radioaktive fisjonsprodukter.

Lett del			Tung del		
Isotop	Symbol	$t_{1/2}$	Isotop	Symbol	$t_{1/2}$
Krypton-85	Kr-85	10,7 år	Tellurium-129m	Te-129m	33,6 dager
Strontium-89	Sr-89	50,5 dager	Jod-131	I-131	8,04 dager
Strontium-90	Sr-90	29,1 år	Xenon-133	Xe-133	5,3 dager
Yttrium-91	Y91	58,5 dager	Cesium-137	Cs-137	30,0 år
Zirkonium-95	Zr-95	64 dager	Barium-140	Ba-140	12,7 dager
Technesium-99	Tc-99	213 000 år	Praseodym-143	Pr-143	13,6 dager
Rutenium-103	Ru-103	39,3 dager	Neodym-147	Nd-147	11,0 dager
Rutenium-106	Ru-106	368 dager	Prometium-147	Pm-147	2,6 år

1. Fisjonsprodukter

Det finnes en lang rekke fisjonsprodukter, og noen av de viktigste er gitt i Tabell 5.1. Den første tiden etter en fisjon vil isotoper med kort halveringstid dominere, for eksempel Zr-95 og I-131, men etter en viss tid vil Sr-90 og Cs-137 bli mest dominerende.

2. Transuraner

Transuraner er grunnstoffer som har høyere atomnummer enn 92 (uran). De fleste transuraner blir lagd i store akseleratorer der tunge kjerner (for eksempel uran) blir bombardert med lette atomkjerner eller nøytroner. Plutonium-239 er et transuran som dannes ved at U-238 fanger inn et nøytron og deretter emitterer to β -partikler i serie. I en reaktor kan slike nøytroninnfangninger produsere store mengder radioaktive transuraner.

En annen ting vi kan merke oss når det gjelder transuraner, er at de gjerne sender ut α -partikler, mens fisjonsproduktene som regel sender ut β -partikler. Det betyr at transuraner som kommer inn i kroppen, er ekstra leie å ha med å gjøre (α -partikler tillegges en vektfaktor på 20).

3. Aktiveringsprodukter

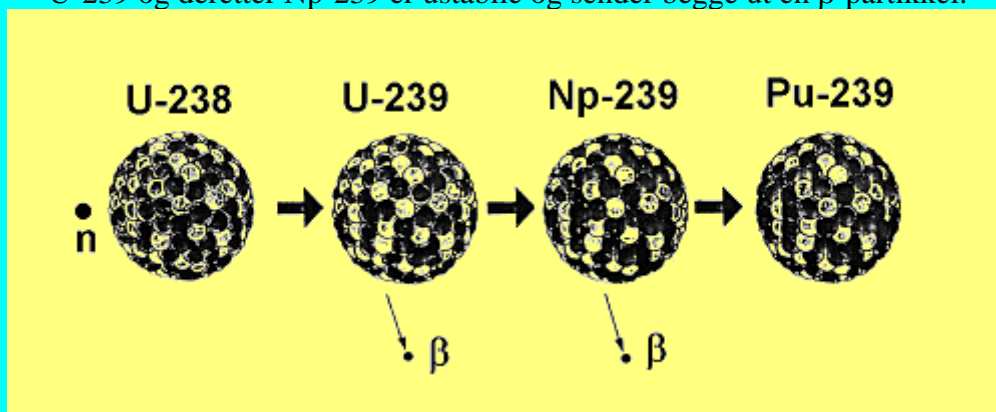
En tredje type avfall fra reaktorer og bomber, kalles aktiveringsprodukter. Det er radioaktive stoffer som blir dannet når stabile atomer treffes av nøytroner. Co-60 er et aktiveringsprodukt som dannes når Co-59 fanger inn et nøytron. Et annet aktiveringsprodukt er Cs-134 som dannes fra den stabile isotopen Cs-133. Materialene som omgir selve kjernen i reaktoren eller bomben, danner utgangspunktet for aktiveringsproduktene.

I en atombombe er det i første rekke materialet som holder bomben sammen, som gir grunnlag for aktiveringsprodukter. Hvis en sprengning foregår i atmosfæren, vil det i tillegg dannes C-14 når luftens nitrogen bombarderes av nøytroner. Hvis sprengningen foregår nær bakken, kan store mengder materiale (jord, stein, bygningsmaterialer, osv.) bli aktivert og sugd opp i ildkulen. Det fører til spredning av store mengder aktiveringsprodukter.

Plutonium - et transuran

Det er få radioaktive isotoper som har fått så mye oppmerksomhet som plutonium. Det finnes flere plutoniumisotoper med forskjellig halveringstid; Pu-238 (halveringstid 87,7 år), Pu-239 (24400 år), Pu-240 (6570 år) og Pu-241 (14 år). Pu-239 er mest kjent, og den dannes i reaktorer ved nøytronbestråling av U-238 (se illustrasjon). Denne isotopen kan brukes til våpen og som brensel i reaktorer.

Pu-239 dannes ved nøytroninnfangning i U-238.
U-239 og deretter Np-239 er ustabile og sender begge ut en β -partikkel.



Med tanke på miljøforurensning er Pu-239 den viktigste plutoniumisotopen. I likhet med de fleste transuraner sender den ut, α -partikler, og energien er på 5,15 MeV. I luft har disse α -partiklene en rekkevidde på noen få cm, og i vev er rekkevidden mindre enn 1 mm. Vi kan trekke en viktig konklusjon ut av dette; **plutonium er ikke farlig så lenge det er utenfor kroppen.**

Det er først når stoffet kommer inn i kroppen at det kan representere et strålehygienisk problem.

Det er sluppet ut en god del plutonium til atmosfæren, Det skyldes i første rekke kjernefysiske våpentester. For perioden 1945 til 1974 antas et totalt utslipp på ca. 400 000 Ci eller $1,5 \cdot 10^{16}$ Bq. Dette tilsvarer 6,5 tonn plutonium. Utslippene har ført til at en kan finne plutonium i naturen. Nedfallet av plutonium skjer med samme hastighet som for strontium (Sr-90). Forholdet mellom plutonium- og strontium-nedfallet har vært temmelig konstant etter at de store bombetestene stanset i 1963. Beregninger viser at det totale nedfall På den nordlige halvkule er ca. 50 Bq pr. kvadratmeter. Plutonium som kommer inn i kroppen via mat, representerer et lite stråleproblem, - bare noen tusendels promille tas opp i blodet fra tarmen. Det er kun plutonium som pustes inn (via støvpartikler) som er av helsemessig betydning, og som vi bør rette oppmerksomheten mot. Se også kapittel 13.

5.3 Aktiveringsanalyse

Vi kan ikke forlate aktiveringsproduktene uten å nevne en elegant analysemetode som bygger på idéen om nøytronbestråling. Når et materiale eller en prøve bombarderes med nøytroner,

kan flere av grunnstoffene i prøven bli radioaktive. Radioaktiviteten kan lett måles, og strålingens egenskaper vil identifisere et stoff med usvikelig sikkerhet. En kan således identifisere og påvise tilstedeværelsen av ørsmå mengder av et stoff som ellers ville unnsnippe alle andre analysemetoder.

En arkeolog kan få verdifull hjelp av aktiveringsanalyse for å bestemme sammensetningen av gamle potteskår, mynter og andre gjenstander. Analysemetoden er svært gunstig fordi den ikke ødelegger gjenstanden.

Kriminalpolitiet kan ha stor nytte av aktiveringsanalyse ved oppklaring av forbrytelser. Ved hjelp av aktiveringsanalyse fant en at Napoleons hår inneholdt noe arsen. Dette kan tyde på at den franske keiseren ble arsenikkforgiftet i sin tid.

Det kan også være interessant å merke seg at månens sammensetning ble bestemt ved hjelp av aktiveringsanalyse. Steiner som romfarerne bragte med seg hjem, ble utsatt for nøytronstråling og deretter studert.



Det å måle stråling fra en radioaktiv kilde, er ikke alltid en enkel sak. Vi må ha et egnet telleverk (litt mer avansert enn en kuleramme), men viktigst er "øynene som ser" strålingen og som kan skille de ulike stråletypene fra hverandre. I tillegg ønsker vi informasjon om strålingens energi. Dette blir omtalt i Kapittel 6.

Kapittel 6

Måling av stråling

6.1 Innledning

I dette kapitlet skal vi ta for oss det mest alminnelige utstyret som brukes for å registrere radioaktivitet, eller sagt på en annen måte, de spesielle mottakerne vi bruker for å "se" strålingen. Vi skiller mellom telleutstyr (hvor vi måler antall becquerel og bestemmer strålekvaliteten) og dosemetriutstyr (hvor vi måler stråledoser). Vi kan merke oss at begge typer utstyr forutsetter at *strålingen gir målbare forandringer i et stoff* (en gass, en væske eller et fast stoff).

Alt måleutstyr består av to hoveddeler som gjerne er montert sammen. Den første delen er et *følsomt volum* - et stoff som enten får en varig eller en kortvarig forandring når det treffes av stråling. Den andre hoveddelen *omformer forandringen til signaler* som gir utslag på et måleinstrument.

Vi måler flere egenskaper ved strålingen:

- 1. Aktivitet.** Aktiviteten eller styrken måles i becquerel. Konsentrasjonen av et radioaktivt stoff er gitt i Bq/kg eller Bq/m³ (spesifikk aktivitet). Ved forurensning av et landområde brukes Bq/m².
- 2. Stråletype.** Det innebærer at en skiller mellom α -, β -, γ -, røntgenstråling og nøytroner.
- 3. Strålingens energi.** Energien måles i enheten elektronvolt (eV). Strålingsenergien måles idet partiklene kommer ut av kjernene som desintegrerer.
- 4. Dose** er absorbert strålingsenergi. Vi understreker at det er forskjell på absorbert strålingsenergi og energien til strålingen idet den kommer ut fra kjernen (se forrige punkt).

Måleutstyret kan variere i størrelse og pris, fra noen få kroner til flere hundre tusen. Valg av utstyr er avhengig av hvilke strålingsegenskaper vi ønsker å måle og hvilken målenøyaktighet som kreves. Det enkleste utstyret angir hvor mye stråling som treffer det følsomme stoffet, det vil si strålingens intensitet. Ved å dekke til det følsomme volumet med plater av varierende tykkelse og stoff (absorbatorer), kan utstyret gi informasjon om stråletypen. Denne type utstyr brukes gjerne til overvåking eller på personer som kan utsettes for stråling.

For nøyaktige målinger av strålingens energi trengs mer komplisert utstyr. Dette er blant annet nødvendig når en skal foreta doseberegninger. Strålingens energi er karakteristisk for en radioaktiv kilde. Hvis det er flere radioaktive isotoper tilstede samtidig, som for eksempel i en kjernekraftreaktor, forutsetter det nøyaktig energimåling. Vi trenger utstyr med *god energiopløsning* som kan skille isotopene fra hverandre.

Når røntgen eller γ -stråling treffer det følsomme volumet, kan en risikere at en del av strålingen går tvers gjennom målevolumet uten at det skjer noe. Den følsomme delen av måleapparatet må være så stor at all stråling blir registrert. Jo mer energi partiklene og

strålekvantene har, desto større må det følsomme volumet være. Hvis mye stråling passerer uhindret, sier vi at utstyret har *liten effektivitet*.

Dersom målevolumet består av tunge atomer, er det stor sjanse for at strålingen blir registrert. Tunge atomer er m.a.o. mest effektive med tanke på å stoppe stråling. (Dette gjelder ikke nøytronstråling.)

6.2 Typer av måleutstyr

I dette avsnittet skal vi ta for oss forskjellige typer av måleutstyr. La oss først summere opp hvilke prinsipper som brukes og hvilket utstyr som anvendes:

1. Film.

De fleste har sett et røntgenbilde. Det er et resultat av stråling som treffer en film, og svertingen kan brukes til å fortelle hvor mye stråling som har vært tilstede.

2. TLD.

Dette står for TermoLuminescens Dosemetri. En krystall forandres når den bestråles, og forandringene kan frigjøres ved oppvarming. Krystallen vil da sende ut lys som måles.

3. Ionisasjon.

Strålingen fører til dannelse av ioner, og mengden av ioner kan måles.

4. Scintillasjon.

Enkelte stoffer lyser opp når de treffes av stråling. Lyset kan måles.

5. Halvledertellere.

Stråling gir strøm i halvledere, og denne strømmen kan måles.

6. Kjemiske forandringer.

Stråling kan gi kjemiske forandringer både i løsninger og i faste stoffer. En kan måle reaksjonsprodukter, for eks. dannelsen av frie radikaler (se Kapittel 10), og således få informasjon om stråledosen.



Figur 6.1: Bilde av et filmdosemeter. Til venstre vises dosemeteret slik det brukes til vanlig. Til høyre er plastholderen åpnet, og en kan se noe av innholdet i dosemeteret. I tillegg til et åpent vindu, er det felter med innlagte absorpsjonsplater.

6.2.1 Film

Det aller enkleste måleutstyret består av en fotografisk film. Ioniserende stråling gjør akkurat det samme med filmen som synlig lys, - spalter sølvbromid til sølv og brom. Det følsomme stoffet vil i dette tilfellet være sølvbromid. Forandringen består i spalting av sølvbromidmolekylene, og stråledosen måles ved svertningsgraden etter at filmen er fremkalt.

Stråleutsatt personell bruker ofte film som persondosemeter. Filmen bæres som regel synlig, og den er innkapslet i en liten plasholder med små, tynne absorpsjonsplater av bly, tinn, kadmium og plast. I tillegg finnes det et helt åpent vindu der de minst gjennomtrengelige strålene slipper inn til filmen. Svertningen bak de forskjellige platene avhenger av energien til strålingen og om filmholderen har vært bestrålt med β -, γ - eller røntgenstråling. Hvis strålingen inneholder nøytroner med liten energi, såkalte termiske nøytroner, vil filmen bak kadmiumplaten få en ekstra svertning på grunn av reaksjoner mellom nøytroner og kadmium.

6.2.2 Termoluminescence-dosemeter (TLD)

Mange stoffer kan få "permanente" forandringer i krystallgitteret når de mottar store stråledoser. Dette fører ofte til fargeforandringer i stoffet. Noen blir brunaktig, mens andre blir nydelig rosa eller lyseblå.

En del av forandringene som dannes i krystallene, kan senere frigjøres ved oppvarming. Krystallen vil da sende ut lys som kan måles. Ettersom varme er nødvendig, kalles det "termoluminescens" (TLD).

Mest benyttet som TLD-dosemeter er små krystaller av LiF. LiF har samme absorpsjonsevne som bløtvev, og lysmengden ved 200° C vil være proporsjonal med dosen til denne type vev. En får således et persondosemeter for α - og γ -stråling som er uavhengig av strålingens energi.

Li har to isotoper, Li-6 og Li-7, men kun en av disse (Li-6) er følsom for nøytroner. Hvis vi har en kombinasjon av nøytron- og gammastråling, vil lysutbyttet fra en LiF-krystall med Li-7 gi et mål for gammastrålingen alene. Lysutbyttet fra en krystall med Li-6 vil derimot gi totaldosen fra både nøytron- og gammastrålingen. Det å lage et dosemeter som er uavhengig av nøytronenes energi, viser seg å være svært vanskelig.

6.2.3 Detektorer basert på ionisasjon

Et ionisasjonskammer består av et gassvolum i et elektrisk felt mellom to elektroder. Stråling som treffer dette volumet vil danne ioner. Hvis det er spenning over elektrodene, vil positivt og negativt ladde partikler trekkes mot hvert sitt hold. Partikler (ioner) som har stor energi, kan i sin tur ionisere andre molekyler. Når spenningen øker, vil mengden av nydannede ioner øke, og for et bestemt spenningsområde (proporsjonalområdet) vil antall ioner ved elektrodene være proporsjonalt med strålingsenergien som er avsatt i gassen. For store spenninger (Geiger-Muller-området) vil hver enkelt ionisasjon (forårsaket av den innkomne strålingen) gi opphav til en kaskade av ioner. Det oppstår en strømpuls, og selv om strålingens energiavsetning varierer, vil detektoren alltid gi én og samme puls.

Vi skal ikke gå nærmere inn på denne målemetoden, men slår fast at den gir grunnlag for flere typer måleutstyr, for eksempel:

Proporsjonaltellere.

I en proporsjonalteller er elektrodespenningen justert slik at antall ioner som når frem til elektrodene, er proporsjonalt med antall ioner som strålingen avsetter. Telleren kan skille mellom α - og β -partikler og bestemme deres energi.

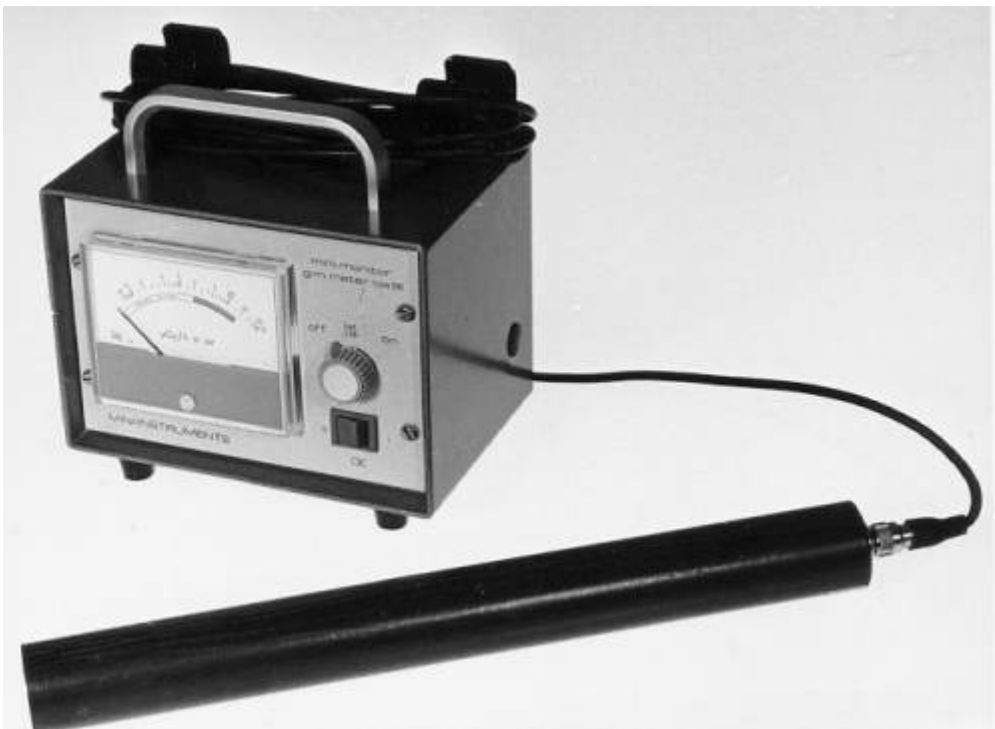
Geiger-Muller-teller.

Et annet enkelt måleinstrument, basert på et ionisasjonskammer, er den berømte Geiger-Muller-telleren (Geigertelleren). Navnet stammer fra to fysikere som oppfant telleren i 1928.

En Geigerteller har to elektroder med et mellomliggende gasslag. Gasstrykket er lite og spenningen mellom elektrodene er stor. Telleren er ofte utformet som et rør der veggen er den ene elektroden, mens den andre elektroden er en tynn metalltråd i midten av røret.

Ioniserende stråling som passerer gassvolumet, danner ioner i gassen. Ionene trekkes til elektrodene og spenningen mellom dem er så stor at mengden av ioner øker og elektrodene treffes tilslutt av en mengde ioner. Dette gir en elektrisk puls som kan drive et telleverk. Pulsen kan også sendes direkte inn på en høyttaler, som dermed gir et hørbart "knepp".

Geigertelleren er et hendig instrument som er mye brukt og finnes i mange varianter. Informasjonen gis spontant, og den er derfor egnet som varslingsutstyr. Telleren forteller *ikke* hva slags stråling som finnes, bare at det er stråling tilstede. Den er velegnet når en skal lokalisere radioaktiv forurensning i forbindelse med ulykker, eller den kan brukes til å oppspore radioaktivitet i et område.



Figur 6.2: En Geiger-Muller-teller. Selve røret er forbundet til en pulsteller eller strømmåler via en signalkabel. Apparatet gir informasjon om strålenivået, gitt i mikrogray pr. time.

6.2.4 Scintillasjonsteller

En scintillasjonsteller er basert på et stoff som "lyser opp" når det treffes av stråling. Vi sier at stoffet **scintillerer**. Det er mange organiske stoffer som har slike egenskaper, bl.a. bencen og antracen. Mest kjent er krystaller av natriumjodid (NaI). De kan lages ganske store med volum på flere liter. Ved sykehus benyttes gammakameraer med NaI-plater på over 40 cm. Til måling av radioaktivitet i norske matvarer (i det såkalte LORAKON-prosjektet) brukes sylindrerformede krystaller med volum på 0,35 liter.

Lysglimt som sendes ut når krystallen blir truffet, varierer i takt med strålingens energi. Tellerne er derfor egnet til å gi informasjon om strålingens energi og til å identifisere ulike isotoper (se Figurene 6.3 og 6.4).

Krystaller som brukes i scintillasjonstellers, må være gjennomsiktige slik at lyset kan passere uhindret. Lysglimtene registreres av en følsom lysmåler (en fotomultiplikator), og signalene fra lysmåleren kan videre behandles elektronisk.

Vi skal ikke forlate seintillasjonstellersen uten å fortelle om en oppdagelse som ble gjort i pionértiden. Forskere som plasserte en radioaktiv kilde i nærheten av øyet, kunne registrere lysglimt. Slike lysglimt blir også observert av astronauter, og det ble mye omtalt etter de første romferdene. Strålingsfysikere mente dette skyldtes kosmiske partikler (protoner og tyngre partikler) som traff øyet. For å bevise at det virkelig var partikkelstråling som forårsaket disse glimtene, fortelles det om en forsker ved University of California i Berkeley som stilte seg opp foran syklotronen og så direkte på partikkelstrålingen. Det stemte! Vi vil imidlertid ikke anbefale slike eksperimenter.

6.2.5 Halvledertellere

Transistorer og andre komponenter i elektronisk utstyr er laget av halvledere. Når det blir frigjort elektrisk ladning i halvlederne, kan strømmen måles med stor nøyaktighet.

Det at en halvleder gir elektrisk strøm når den treffes av stråling, vet mange tusen norske hytteeiere som har skaffet seg solcellepanel. Panelene er laget av tynne silisiumkrystaller, og den strømproduserende strålingen er sollyset.

Hvis vi har en stor, ren og nær perfekt krystall av halvlederstoff, har vi en ideell teller for radioaktiv stråling. Frigjort elektrisk ladning gir et nøyaktig mål for den avsatte strålingsenergien, og ladningen (eller ladingpulsene) kan måles elektronisk. Slike tellere brukes spesielt for γ -stråling og røntgen, men også for β -stråling og andre typer partikkelstråling.

Krystallene er enten laget av silisium eller germanium. Dette er lette stoffer, og det er dessverre vanskelig å lage store krystaller med tilstrekkelig renhet. Halvledertellere er derfor lite effektive, men til gjengjeld gir de et meget nøyaktig mål for energien. For å få tilstrekkelig nøyaktighet, må telleren nedkjøles, - helst til en temperatur der nitrogen er flytende (kaldere enn -196 grader C).

Som en forstår er halvledertellerne omstendelige å bruke og kostbare i drift. Ikke desto mindre blir store germaniumtellerne benyttet når en skal gjøre gode kvalitative målinger av γ -strålingen.

6.2.6 Kjemisk dosemetri

Ioniserende stråling har evnen til å gi kjemiske forandringer som kan observeres og kvantifiseres. Ved å måle kjemiske produkter som dannes etter en bestråling, kan en få et mål for stråledosen. En velkjent kjemisk reaksjon er basert på oksydasjon av Fe^{2+} til Fe^{3+} . Det var dansken Fricke som i 1929 introduserte dette som et dosemeter. Han brukte jernsulfat i en svovelsur løsning og kunne måle mengden av Fe^{3+} -ioner som ble dannet. Kjemisk dosemetri har vært mye brukt innen strålingskjemien.

6.3 Strålingens energi

Det er svært viktig å ha tilstrekkelig kunnskap om strålingens energi. Hvis vi kjenner partikkeltype og energi, kan vi identifisere en hvilken som helst radioaktiv isotop. Dette har stor betydning ved lagring og behandling av radioaktivt materiale.

Både halvledertellere og scintillasjonstellersen gir elektriske pulser som er et mål for strålingsenergien som avsettes i det følsomme volum. Antall pulser pr. sekund gir et mål for intensiteten. Pulsene forsterkes og filtreres elektronisk. Deretter blir pulsstørrelsen målt, og pulser med forskjellig størrelse telles opp hver for seg. I praksis blir pulsene omgjort til tall i en omformer (AD-omformer, eller analog til digital omformer) som er tilkoblet en

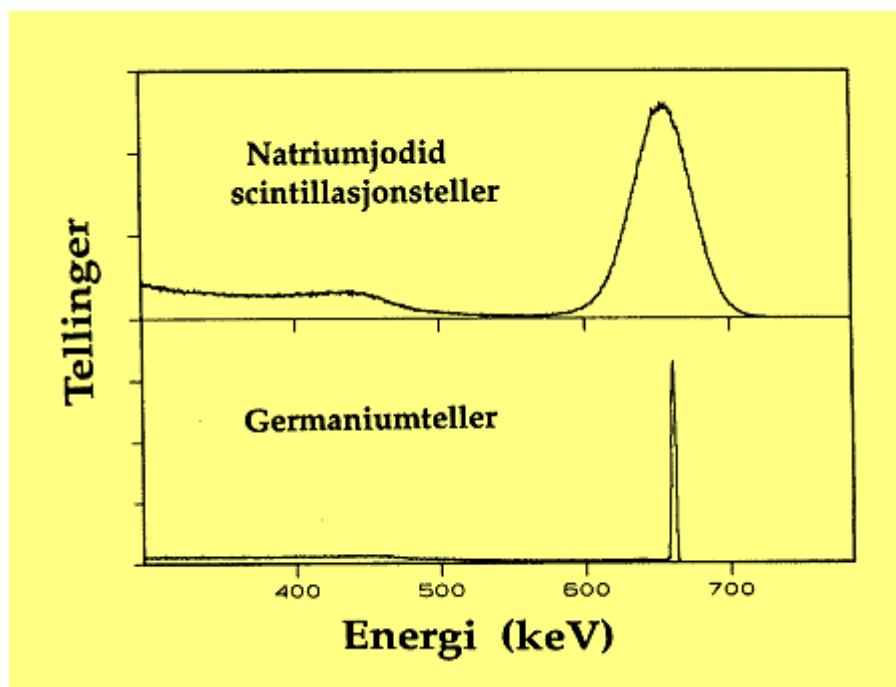
datamaskin. Datamaskinen registrerer og sorterer tallene som kommer inn og presenterer resultatene på en skjerm eller skriver. I dag kan en få kjøpt spesiellagede datamaskiner til dette bruk.

Figur 6.3 viser resultatet fra en måling av Cs-137 med en natrium-jodid scintillasjonsteller og en germanium halvlederteller. Strålingsenergien er avsatt langs den horisontale aksene og antall tellinger langs den vertikale aksene. Kurven som fremkommer kalles et γ -spektrum.

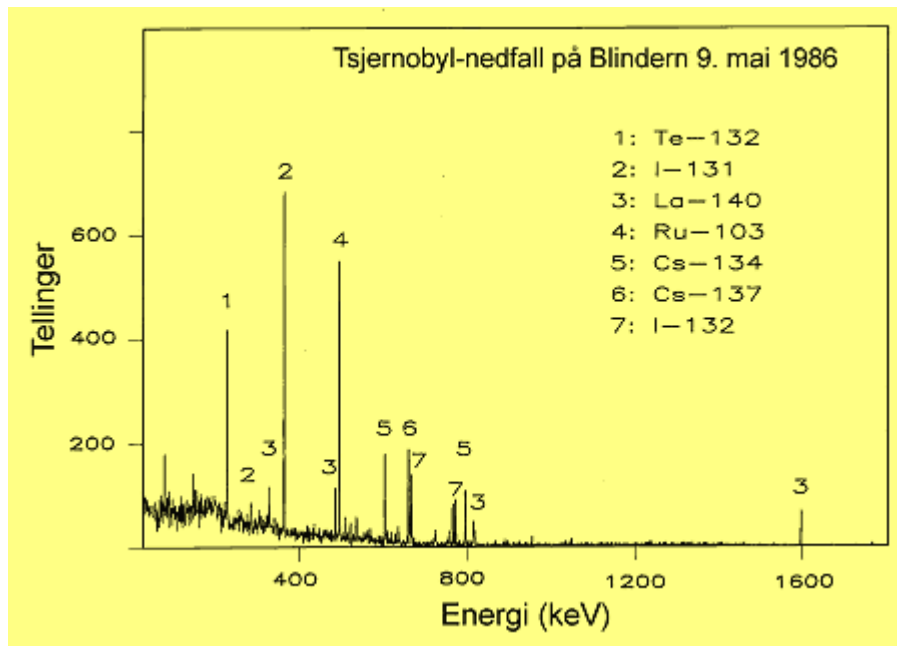
Cs-137 sender ut et γ -kvant med energi på 662 keV. Figuren viser hvordan de to tellerne reagerer når strålingen treffer det følsomme volum. Energien absorberes enten fullstendig ved fotoelektrisk effekt, eller delvis ved Comptonprosesser. Energi som absorberes i sin helhet, gir opphav til det vi kaller fototoppen, mens delvis absorbert energi gir opphav til den venstre delen av spekteret (Compton-delen).

Kurven i Figur 6.3 kalles gjerne for tellerens responsfunksjon. Dersom en radioaktiv kilde sender ut kvanter med flere forskjellige energier, vil kurven ha tilsvarende mange toppe. Hvis vi skal bruke slike tellere til kvantitative målinger, må vi *skille ut* bidragene fra de enkelte strålekvantene.

Figur 6.3 viser at en scintillasjonsteller gir betydelig bredere toppe enn en halvlederteller. Hvis en kilde består av isotoper med tettliggende toppe, kan det være vanskelig, men ønskelig, å skille disse fra hverandre for å identifisere de ulike isotopene. Faststofftellere er godt egnet til dette formålet. Et eksempel er vist i Figur 6.4 der det er gjort målinger av nedfallet etter Tsjernobylulykken. Spekteret viser en gressprøve som er tatt utenfor Universitetet på Blindern i mai 1986. Noen isotoper, f.eks. I-131, La-140, Cs-134 og I-132, sender ut flere γ -kvanter. Dette gir mange toppe i γ -spekteret.



Figur 6.3: Deler av gammaspekteret fra isotopen Cs-137 målt med henholdsvis en NaI krystall og en germaniumteller. Gammastrålingen har en energi på 662 keV. Toppen vi får ved denne energien, kalles fototoppen, og den gjør det mulig å identifisere isotopene.



Figur 6.4: Et gammaspektrum som viser at en kan skille 7 forskjellige isotoper. Prøven er gress fra Blindernområdet etter Tsjernobylulykken, målt med en germaniumteller. Energiopløsningen er så god at en kan bestemme hvilke isotoper som er tilstede.

6.3.1 Kjemisk separasjon

For å bestemme aktiviteten til isotoper som ikke sender ut γ -stråling, må en ofte bruke kjemiske metoder for å separere de ulike stoffene. Ved hjelp av denne metoden, fant en ut at nedfallet fra atombombeprovne inneholdt omtrent like mye Sr-90 som cesium. Sr-90 sender bare ut β -partikler, mens cesium (både Cs-134 og Cs-137) sender ut γ -stråling i tillegg til β -partiklene. I nedfallet fra Tsjernobylulykken var det nesten ikke Sr-90-aktivitet i det hele tatt.

6.4 Dosemålinger

Ved hjelp av tellere kan vi måle styrken til en radioaktiv kilde, og vi kan bestemme energien til partiklene og til γ -strålingen. Er ikke dette det samme som en dosemåling? Svaret er nei!

En stråledose er definert som den energien som avsettes i det stoffet som bestråles. Hvis strålingen treffer et menneske, vil dosen være den energi som avsettes i de celler som treffes.

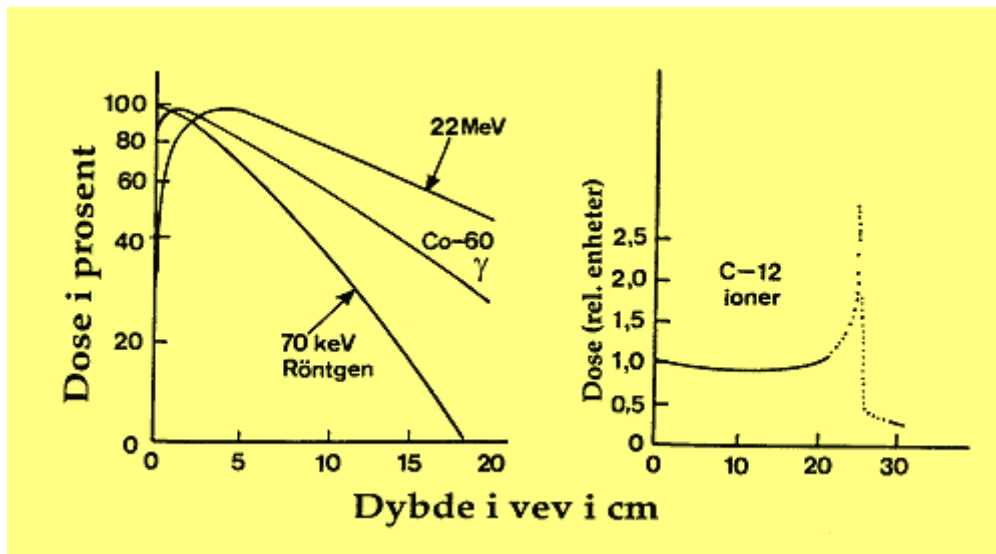
Tellere registrerer gjerne én og én partikkel eller ett og ett strålekvant. Ved en dosemåling er man ikke opptatt av enkeltpartikler og strålekvanter, men av den integrerte (totale) energiabsorpsjonen. For å måle stråledoser kan vi benytte oss av filmsverting, scintillasjoner (lysglimt) eller ionisasjoner i følsomme volum eller kamre.

I praksis er det vanskelig å måle energiabsorpsjonen i et biologisk system. Noen av problemene vi møter er antydnet under:

1. Vi har tidligere nevnt at røntgen og γ -stråling på 1 R (1 røntgen) vil gi en dose til muskelvev på ca. 9,3 mGy. Presisjonsnivået kan vanskelig bli bedre fordi røntgendefinisjonen er basert på absorpsjon i luft, mens doser til et biologisk system (f.eks. bløtvev og bein) dreier seg om strålingsabsorpsjon i dette systemet.

Absorpsjonen av stråling øker med elektrontettheten i stoffet og er større i bein enn i bløtvev. Videre vil absorpsjonen øke når strålingens energi avtar. Siden disse forholdene *ikke* er like for luft, bløtvev og bein, vil dosene tilsvarende 1 R bli forskjellige.

2. Når strålingen treffer vev, vil dosen variere med dybden (hvor langt inn i vevet vi måler). Dette er illustrert i Figur 6.5 for forskjellige typer røntgenstråling og partikkelstråling.



Figur 6.5: Dybdedosekurver for bløtvev. Dosen er målt fra hudoverflaten og nedover i vevet. Til høyre er vist dybdedosen når en bruker partikkelstråling. I dette eksemplet er det brukt energirike karbonkjerne som er "strippet" for alle sine 6 elektroner.

Når en skal bruke stråling til behandling av en kreftsvulst, er det svært viktig å ha kunnskap om dybdedosekurver. Ved å øke energien på røntgenstrålingen, kan en forandre vevsområdet som utsettes for den maksimale dosen (se Figur 6.5). Hvis kreftsvulsten ligger ca. 6 cm under hudoverflaten, bør en bruke stråling med energi på over 20 MeV. Det vil gi størst dose til det syke stedet og minst mulig stråledose til vevet omkring.

Partikkelstråling har et ganske spesielt dybdedoseforhold. Som antydnet i Figur 6.5, kan en med stor fordel bruke partikkelstråling ved kreftbehandling. Den gir en kjempedose et stykke ned i vevet, men ellers er energiavsetningen liten. Det er forøvrig kostbart å lage denne type stråling, og i Norge har vi ikke tilgang til slike instrumenter. Dybdedosekurven som er vist ovenfor, er laget ved hjelp av en forskningsakselerator i California.

Når vi befinner oss i et strålefelt, er det vanlig å angi "**dosehastigheten**" eller "**doseraten**", dvs. stråledosen vi mottar pr. tid. Totaldosen beregnes ved å multiplisere dosehastigheten med tiden vi oppholder oss i strålefeltet.

Som tidligere nevnt, finnes det en rekke typer utstyr for å måle doser. Blant disse utstyrstypene er ionisasjonskammeret det viktigste. Ved å velge forskjellige utforminger av selve kammeret, kan det måle både α -, β - og γ -stråling.

For å måle dosen i bløtvev, forårsaket av γ -stråling, må kammerveggene og gassen ha en sammensetning som tilsvarer absorpsjonen i bløtvev. Den målte ionestrømmen vil da være direkte proporsjonal med dosehastigheten. Kammerstørrelsen må være liten når dosehastigheten er stor, og omvendt.

Termoluminescens-dosemetre (TLD) er også mye brukt ved dosemålinger. De er velegnet for all slags ioniserende stråling og for både store og små doser og dosehastigheter. Hvis LiF-krystaller benyttes, vil røntgen og γ -stråling gi et termoluminescensutbytte som er proporsjonalt med dosen i bløtvev. Benyttes krystaller med kalsium, vil lysutbyttet bli mer i samsvar med dosen i beinvev.

Siden TLD-krystallene er små, egner de seg utmerket til måling av pasientdoser. De kan plasseres på egnede steder både *på* og *i* kroppen.

Stråleutsatt personell bærer med seg dosemetre som måler totaldosen for den tiden de benyttes. Tidligere var det vanlig å bruke film som persondosemeter, men i den senere tid har en gått over til TLD-krystaller og små ionekamre. Kammeret har ofte form som en penn som kan stikkes i brystlommen. Derav kommer navnet pennkamre.

6.5 Strålevern og grenseverdier

Før vi går videre skal vi se nærmere på grenseverdier og regelverket for strålevern.

Bruk av stråling til nyttige formål er blitt en del av vår hverdag. Da det ble klart at strålingen kunne ha skadelige virkninger, ble det viktig å få retningslinjer for hvor store stråledoser som kunne tillates. En måtte vurdere strålingens risiko mot dens fordeler. Hvis vi f.eks. skal bruke en radioaktiv kilde på et sykehus, må gevinsten for pasienten (og dermed samfunnet) være større enn den skade som eventuelt påføres de som lager, transporterer og anvender denne kilden. Vi må finne en balanse mellom fordeler og risiko.

Det er utarbeidet grenseverdier for ulike befolknings- og yrkesgrupper. Vi har noen verdier for personer som bruker stråling i sitt daglige arbeid (*yrkeseksponert personell*). For resten av befolkningen er grenseverdiene kun en tiendedel så høye.

De retningslinjer vi benytter idag er utarbeidet av den internasjonale organisasjonen "*International Commission on Radiological Protection*" (ICRP). De fleste land i verden følger anbefalingene fra ICRP (se egen side). Vi må her bemerke at retningslinjene ikke er basert på eksperimentelle eller observerte erfaringer, men på en teoretisk model som vi kaller LNT-modellen. LNT står for det engelske "Linear No Threshold" og baserer seg på at forholdet mellom dose og helse-effekt (dose effekt kurven) er rettlinjet (lineær) og at det ikke er noen minste dosegrense for helseskader (det vil si ingen skader under en viss minste dose). Denne modellen kan ikke bevises og den støttes ikke av de observasjoner vi har (se figurene 11.3 og 11.4). Den er derimot enkel å praktisere, - særlig i forbindelse med planlagt bruk av stråling.

ICRP har satt opp følgende hovedprinsipper for alt strålevern:

1. All bruk av stråling skal være nyttig.

Dette innebærer at enhver virksomhet hvor det brukes strålekilder, kun skal aksepteres når det foreligger en fordel som oppveier risikoen.

2. Hvis en antar at det ikke er noen nedre doseterskel, bør **stråledosene være så små som praktisk mulig**. På engelsk kaller en dette **ALARA-prinsippet**. Det står for "*As Low As Reasonably Achievable*". Vi kan merke oss ordet "reasonably" som peker mot mer praktiske hensyn. Dosene skal reduseres så mye som mulig, samtidig som økonomiske og sosiale forhold tas i betraktning.

Det siste prinsippet innebærer at stråledosene bør reduseres hvis dette er en enkel sak, men en bør neppe sette inn store ressurser for å redusere doser som allerede er små. La oss nevne et par eksempler:

A. Etter Tsjernobylulykken ble det bestemt at en ikke skulle omsette matvarer med et Cs-137 innhold over 600 Bq/kg. Dette har ført til betydelige økonomiske uttelling og har først til en dosereduksjon som er mindre enn 1% av den stråledosen vi alle får på grunn av naturlig stråling (se Kapittel 7).

B. Tidligere brukte en klokke der visere og tall var selvlysende, - takket være et lumineserende stoff som inneholdt radium. Dette ga en liten stråledose til den som hadde denne type klokke. I dag er radiumklokkene erstattet av nye modeller med β -kilder. β -partiklene vil ikke trenge ut av klokkene, og følgelig gir de ingen stråledose til den som har en slik klokke.

6.5.1 Dosegrenser

For å forsikre oss om at ingen blir utsatt for stråledoser som gir stor personlig risiko, er det innført dosebegrensninger. I regelverket for yrkesutøvere heter det at risikoen for helseskader på grunn av stråling skal være like liten som risikoen for helseskader i ethvert annet yrke.

ICRP anbefaler følgende grenseverdier:

Yrkeseksponert personell. Grenseverdien er satt til 20 mSv pr. år, midlet over en 5-årsperiode. Dosene bør ikke overskride 50 mSv i løpet av et enkelt år.

Befolkningen. Stråling, bortsett fra bakgrunnsstråling, bør ikke overskride en grenseverdi på 1 mSv pr. år.

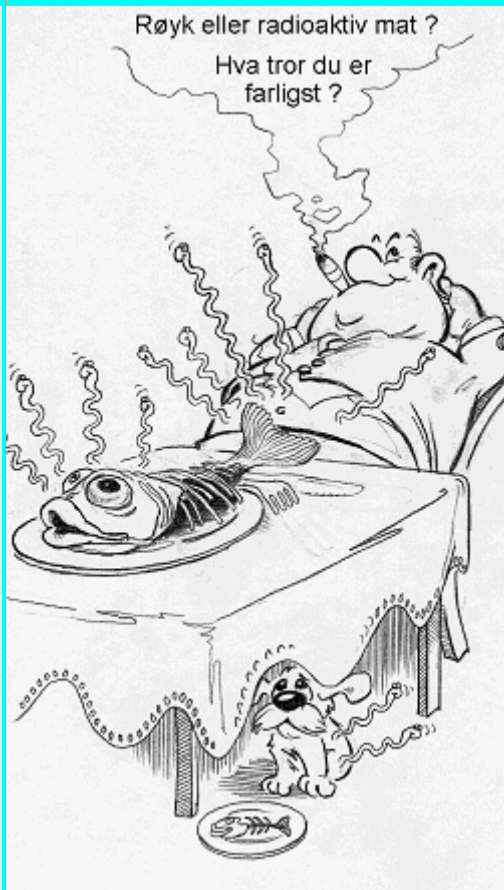
Gravide. Det kreves spesiell kontroll av yrkesutsatt personell som blir gravide. Når graviditet er konstatert, skal dosen til fosteret holdes under 2 mSv for resten av graviditetsperioden.

Statens strålevern.

I Norge er det **Statens strålevern** som holder kontroll med alle strålekilder på sykehus, i industri og forskning. Strålevernet følger de retningslinjer som trekkes opp av ICRP (se egen side).

Statens strålevern ble opprettet i 1939 med navnet "*Statens fysiske kontrollaboratorium*". Oppgaven var å føre tilsyn med Røntgenloven av 19.juni 1938. Loven regulerer bruk av stråling og sier blant annet: "*Til vern om liv og helse og for å gjøre anlegg og apparater mest mulig gagnlige for syke kan Kongen osv*". I 1964 gikk laboratoriet over til å bli et eget institutt, "**Statens Institutt for Strålehygiéne**" (SIS). Instituttet fikk egen bygning i Bærum i 1975. I 1993 skiftet SIS navn til "**Statens strålevern**".

Statens strålevern skal føre tilsyn med bruken av både ioniserende og *ikke*-ioniserende stråling. Det skal være et kompetanseorgan når det gjelder vern og hygiene ved bruk av radioaktivt materiale og røntgenutstyr. Instituttet har idag en stab på mer enn 50 personer og de utgir en egen publikasjonsserie.



Radioaktivitet i kroppen

Vi har alle noe radioaktivitet i kroppen. De *naturlige radioaktive isotopene* (i første rekke K-40) gir oss en stråledose på 0,3 til 0,4 mSv pr. år (se neste kapittel). Atombombesprenningene i atmosfæren på 1960-tallet og reaktorulykken i Tsjernobyl har ført til spredning av en rekke radioaktive isotoper. Mange er redde for at nye ulykker og lekkasjer i avfallslagre vil forverre situasjonen. Noen isotoper vil utvilsomt finne veien inn i næringskjedene og komme inn i kroppen vår. Så lenge mengden av isotoper er liten og stråledosene dermed er ubetydelige, bør ikke det bekymre oss. Men spørsmålet som trenger seg frem er; *hvor skal vi sette grensen for inntak av kunstige radioaktive stoffer?*

Radioaktive isotoper med halveringstider på noen få dager (eks. I-131) gir et forbigående doseproblem. Jod-isotopene er viktige fordi de i særlig grad konsentrerer seg til skjoldbruskkjertelen.

I forbindelse med Tsjernobylulykken er det Cs-137 (fysisk halveringstid på 30 år) som har fanget mest oppmerksomhet Dette var også det viktigste

nedfallsprodukt etter bombeprøvene på 1960-tallet.

Like etter Tsjernobylulykken bestemte helsemyndighetene at den øvre grense for radioaktivitet i matvarer skulle være 600 Bq/kg (senere fikk reinkjøtt en grense på 6000 Bq/kg). En god del kjøtt av sau, og særlig rein, har inneholdt betydelig mer enn dette. *Er det farlig å spise slikt kjøtt?*

Etter å ha lest denne boka burde du være rustet til å svare på slike spørsmål (se også oppgaver bakerst i boka). En middag med kjøtt som inneholder 10 000 Bq/kg gir en ekstra stråledose som tilsvarer en flyreise til Syden. Dosen er fordelt over et helt år. Vi kan spise et par hundre slike middager i året før stråledosen blir like stor som den dose vi får (i gjennomsnitt) fra naturlig stråling!

Vi mener at det er uheldig å fiksere en bestemt grenseverdi gitt i Bq/kg. Derimot bør vi satse på å gi informasjon om stråledoser ved inntak av kunstige radioaktive isotoper.



Internasjonale komitéer

Det er flere internasjonale komitéer og organisasjoner som er opptatt av stråling og strålingens virkning på mennesker og dyr. Når det gjelder strålevern er **ICRP** retningsgivende, mens **UNSCEAR** er opptatt av strålebiologi. Komitéene består av et lite antall av fagfolk. De mange forskere som arbeider med stråling er stort sett samlet i organisasjonen "**Radiation Research Society**".

ICRP

"International Commission on Radiological Protection" ble dannet i forbindelse med den andre internasjonale radiologkongress i Stockholm i 1928. En av initiativtagerne var Rolf Sievert, som senere også ble formann i ICRP. Komitéen trekker oppretningslinjer for strålevern som blir fulgt av de fleste land der en har et nasjonalt strålevern. Komitéen er, og skal være, konservativ i sine anbefalinger. Når det gjelder helseeffekter av små stråledoser anvender ICRP idag prinsippet om lineær dose-effekt-kurve uten terskelverdi (LNT-modellen)(se Kapittel 11).

UNSCEAR

FN's vitenskapelige strålekomité UNSCEAR ble dannet i 1955 med R.M. Sievert som den første formann. Komitéens oppgave er å samle inn og vurdere forskningsresultater innen stråling og helse fra hele verden. Med jevne mellomrom presenterer komitéen sitt arbeid i rapporter som legges frem for FN's generalforsamling.

Rapportene er gjerne konsentrert om bestemte fagområder. I 1986 dreide det seg om genetiske effekter, i 1988 var det om stråling fra naturlige kilder og Tsjernobyl, i 1993 ga de en 1000 siders rapport om doser fra både naturlige og kunstige kilder. I 1994 omhandlet rapporten et uhyre spennende fagfelt, - hvorvidt små stråledoser kan ha en positiv helseeffekt. Det gjelder effekter som stimulerer cellenes reparasjonsmekanismer og immunapparat (se også kapittel 11 og 12). En del av de konklusjoner som UNSCEAR kommer frem til, vil etterhvert føre til endringer i de retningslinjer ICRP gir.

Rolf M. Sievert (tegningen) spilte en betydelig rolle med hensyn til opprettelsen og styringen av både ICRP og UNSCEAR.

Kapittel 7

Naturlig stråling

7.1 Innledning

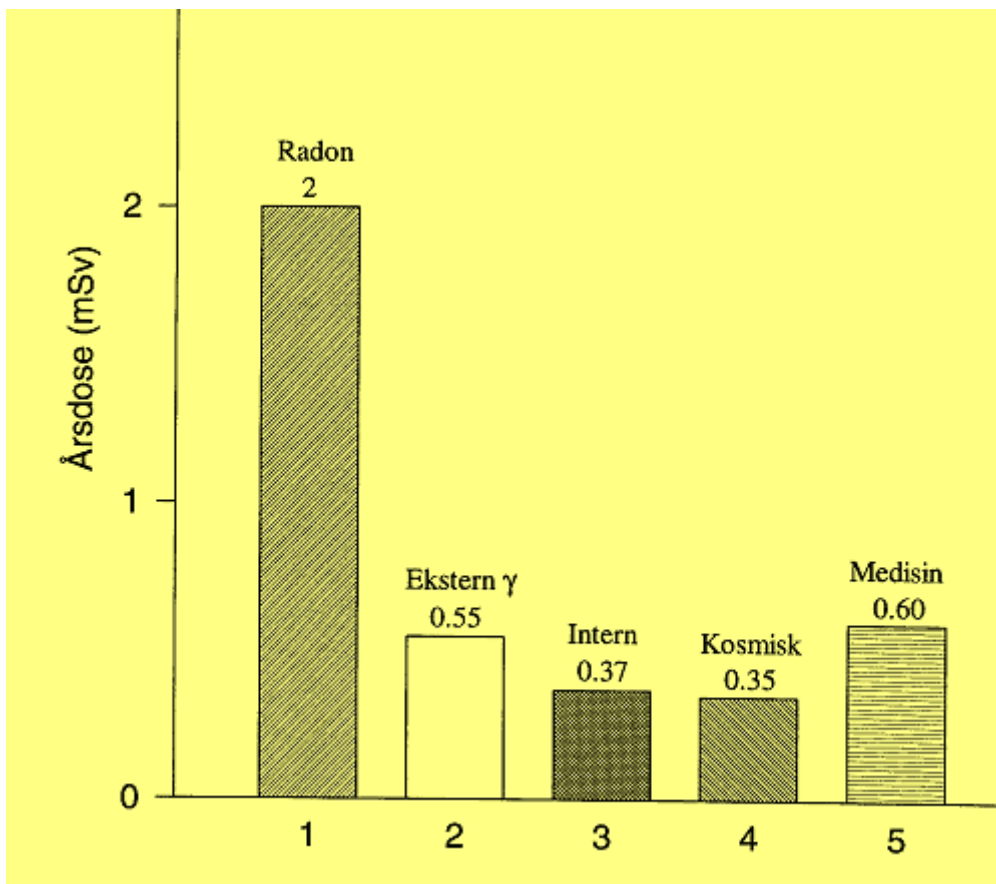
Vi har flere ganger nevnt at vi lever i et strålemiljø - vi har radioaktive stoffer i oss og rundt oss. I dette kapitlet skal vi gå nærmere inn på de naturlige strålekildene og se hvilke doser de representerer. Vi skal også ta med de antropogene strålekildene (røntgenstråling og radioaktive isotoper som er laget av mennesker).

Figur 7.1 viser en oversikt over dosene som en gjennomsnittsnordmann mottar fra forskjellige kilder i løpet av ett år. Vi skal gå inn på noen detaljer i dette strålebildet og først ta for oss de naturlige strålekildene. I Kapittel 8 skal vi se på medisinsk bruk av stråling, og i Kapittel 9 skal vi ta for oss stråledoser i forbindelse med bombetester og kjernekraftulykker.

7.2 Kosmisk stråling

$$\text{Årsdose} = 0,35 \text{ mSv}$$

Atmosfæren blir utsatt for en kontinuerlig strøm av partikler fra verdensrommet. Partikkelstrømmen består av ca. 85% protoner, ca. 13% α -partikler, mens resten er større atomkjerner.



Figur 7.1: Strålekilder og den årsdose de gir gjennomsnittsnordmannen (i mSv).

Noen av partiklene har svært stor energi når de treffer atmosfæren - helt opp mot 10^{14} MeV. Når strålingen vekselvirker med atomene i atmosfæren, vil strålingsenergien gradvis avta. Støtprosessene fører til at det dannes en rekke nye partikler, og den kosmiske strålingen ved jordoverflaten (den "sekundære kosmiske strålingen") består av γ -stråling og en rekke forskjellige partikler.

I tillegg til de sekundære partiklene dannes det også noen radioaktive isotoper, - såkalte "kosmogeniske nuklider". De viktigste er H-3 (tritium), Be-7, C-14 og Na-22.

Foruten strålingen fra verdensrommet, som er temmelig konstant fra år til år, inneholder den kosmiske strålingen en strøm av partikler og elektromagnetisk stråling fra sola. Solstrålingen er variabel og vil blant annet avhenge av solfleckaktiviteten som varierer med en periode på ca. 11 år. Energien til solpartiklene er forholdsvis liten og gir bare et lite bidrag til totaldosene fra den kosmiske strålingen.

Vi har nevnt at den sekundære kosmiske strålingen (strålingen som trenger ned til jordoverflaten) består av en rekke forskjellige partikler. I hovedsak dreier det seg om myoner, nøytroner og elektroner - ørsmå partikler som treffer jorda med stor energi. Ja, energien kan være så stor at en del partikler går gjennom bygninger, mennesker og langt ned i jordskorpa.

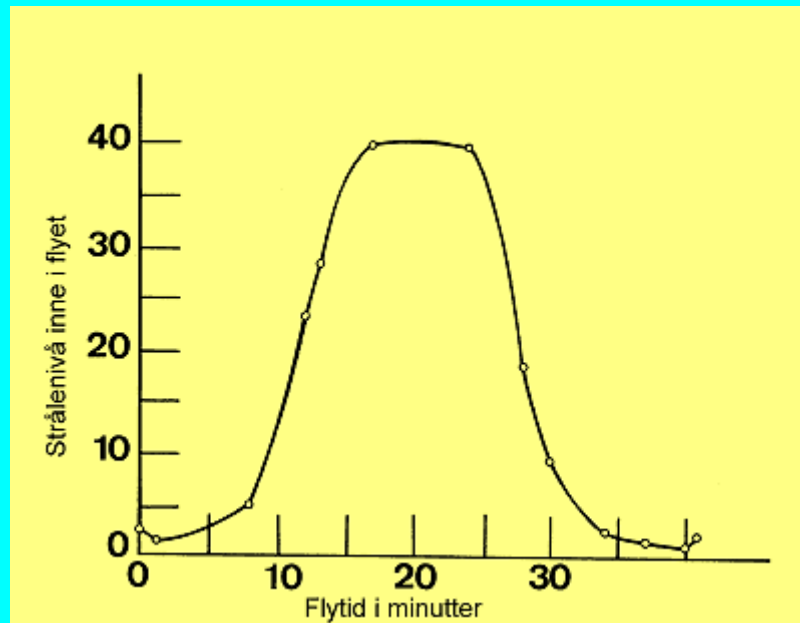
Intensiteten av den kosmiske stråling varierer med høyden over havet. Når vi beveger oss fra havnivå og opp til ca. 1600 meters høyde, vil intensiteten øke til det dobbelte (det lever en rekke mennesker i slike høyder i for eksempel Alpene og Mexico City). Hvis vi kommer opp i 5000 meter, er strålingen 8 til 10 ganger mer intens enn ved havets overflate. Ved høyder over 5000 meter vil nøytronstrålingen øke spesielt mye.

Disse høydevariasjonene vil selvsagt gjøre seg gjeldende når vi er oppe i fly. Flypersonale som årlig oppholder seg mange timer i lufta, får en betydelig ekstradose. Det tyske laboratoriet "*Gesellschaft für Strahlenforschung*" har plassert måleinstrumenter ombord i en rekke av Lufthansas fly og målt både γ - og nøytronstråling. For en total årlig oppholdstid på 600 timer med gjennomsnittlig flyhøyde på 10 000 meter, målte de en dose på 3 mSv. Ved en flyhøyde på 11 700 meter økte dosen til 5 mSv, og ved 18 km høyde ble det registrert en dose på hele 0,15 mSv pr. time. De fant også at en 8 timers flytur mellom Europa og USA ga fra 0,04 til 0,065 mSv.

Den kosmiske strålingen varierer noe med breddegraden. Den er mindre ved ekvator enn ved polene. Dette skyldes at partiklene fra verdensrommet har elektrisk ladning og blir påvirket av jordas magnetfelt. Siden påvirkningen er størst ved ekvator, blir disse partiklene stoppet eller bøyd av høyt oppe i atmosfæren. I polområdene kan partiklene følge magnetfeltlinjene og trenge dypere ned i atmosfæren. Dette fører til større stråledoser, men det gir også andre effekter som f.eks. praktfulle nordlys.

Flyreiser og stråledoser

Kosmisk stråling øker med høyden over bakken, og en betydelig del av den energirike strålingen vil trenge inn i et fly. Det betyr at strålenivået inne i flyet øker med høyden. For å vise dette, ble det tatt med et måleinstrument på en flytur fra Trondheim til Oslo.



Når flyet står på flyplassen, er strålenivået satt til 1. Det er summen av kosmisk stråling og ekstern γ -stråling fra radioaktivitet i omgivelsene. Like etter start går flyet over vann (Trondheimsfjorden), og strålenivået synker. Det betyr at radioaktiviteten i vann er atskillig mindre enn i jord og stein. Når flyet stiger, øker den kosmiske strålingen. Flyet har en marsjhøyde på 8500 meter der strålenivået er omkring 40 ganger høyere enn ved bakken. Flyet lander på Fornebu fra sjøsiden, og igjen ser vi at strålenivået er mindre over vann enn på bakken.

Stråledosene vi får ved flyreiser kommer i tillegg til dosene fra naturlige strålekilder. Flypersonale blir utsatt for doser i samme størrelsesorden som totaldosene fra bakgrunnsstrålingen. Ved en enkelt flytur til Middelhavet får vi en ekstradose som tilsvarer dosen fra en reinsdyrmiddag med 10 000 Bq/kg. En flyver får en ekstradose i løpet av et år som tilsvarer mer enn 100 slike middager.

7.3 Ekstern gamma-stråling

$$\text{Årsdose} = 0,55 \text{ mSv}$$

Gamma-stråling fra radioaktivitet i byggematerialer og berggrunn gir en midlere årsdose på 0,55 mSv, men i enkelte deler av landet kan gamma-strålingen bli mye høyere enn normalt. Dette gjelder for eksempel et område ved Ulefoss i Telemark der berggrunnen inneholder mye radioaktivt thorium.

Vi skal se litt nærmere på γ -strålingen fra naturlige radioaktive kilder.

7.3.1 Naturlige radioaktive kilder

Den gang jorda ble til (for ca. 5 milliarder år siden), oppstod det en rekke radioaktive isotoper. En del av disse stoffene har svært lang halveringstid og finnes fremdeles i våre omgivelser. Noen av de tyngste isotopene er ustabile og brytes ned til lettere stoffer, og det skjer gjerne 11 eller 14 desintegrasjoner før utgangsatomet endelig blir stabilt. De to mest kjente nedbrytningsseriene eller familiene er **Uran-radium-serien** og **Thorium-serien**. Det finnes også to andre serier, som vist i Tabell 7.1, men de har langt kortere halveringstid.

Tabell 7.1. De fire radioaktive familiene

Navn	Startisotop	Sluttisotop	Halveringstid
Uran-radium	U-238	Pb-206	$4,47 \cdot 10^9$ år
Neptunium	Np-237	Bi-209	$2,14 \cdot 10^6$ år
Uran-actinium	U-235	Pb-207	$7,038 \cdot 10^8$ år
Thorium	Th-232	Pb-208	$1,405 \cdot 10^{10}$ år

Thorium-familien har en halveringstid på hele $1,4 \cdot 10^{10}$ år, så det finnes fremdeles thorium i berggrunnen. Det er derimot svært lite igjen av actinium-familien, og neptunium-familien har for lengst utspilt sin rolle. Det er forøvrig mulig å fremstille disse seriene i laboratoriet, så vi har forholdsvis god kjennskap til alle familiene.

I tillegg til de radioaktive seriene, har vi en rekke radioaktive isotoper som blir stabile etter én desintegrasjon. Vi har tidligere nevnt isotopen K-40, som har en halveringstid på 1,27 milliarder år. Halveringstiden er kortere enn jordas levealder, så i dag er det bare noen få prosent igjen av K-40. Det er også en del sjeldne jordarter som er radioaktive.

Halveringstidene som er angitt i Tabell 7.1, viser at den naturlige radioaktiviteten har avtatt betydelig siden jordas begynnelse. Dette kan selvsagt gi rom for flere interessante refleksjoner når det gjelder livets utvikling og strålingens skadelige virkninger. Vi skal komme tilbake til dette senere i boka.

7.3.2 Naturlig radioaktivitet i Norge

Naturlig radioaktivitet forekommer overalt i våre omgivelser, men i ulike konsentrasjoner. Når det gjelder den eksterne γ -strålingen, vil det viktigste bidraget komme fra elementene i uran-radium-serien, thorium-serien og K-40. Forekomsten av radioaktive elementer blir vanligvis angitt som aktivitet pr. kilo (Bq/kg) eller som antall atomer pr. million atomer totalt. Dette skrives ppm og betyr "*parts per million*".

Tabell 7.2 viser en oversikt over konsentrasjonen av Ra-226, Th-232 og K-40 i ulike bergarter i Norden. Vi ser at enkelte typer alunskifer kan ha konsentrasjoner av Ra-226 som gir opptil 4500 Bq/kg. Dette er mer enn 100 ganger over gjennomsnittet for norske bergarter. Konsentrasjonen av Th-232 kan også variere betydelig fra bergart til bergart. Enkelte steder i Fenfeltet i Telemark kan thorium stå for mer enn 90% av den eksterne stråledosen, og det eksterne dosebidraget kan bli 20 ganger høyere enn landsgjennomsnittet. Andre steder i

verden finnes det områder med enda høyere bakgrunnsstråling. Dette gjelder blant annet distrikter i India, Brasil og Iran.

Kalium finnes overalt, - i jord, planter, dyr og mennesker. Det utgjør 2,4 vektprosent av alle stoffer (det er blant annet mye i leire), men bare 0,0118% av kaliumet er radioaktivt. Tabell 7.2 viser at berggrunnsvariasjonene av K-40 er mindre enn for radium og thorium. Når det gjelder den eksterne γ -dose, bidrar K-40 med ca. 40%, Th-232 med 40% og Ra-226 med ca. 20% i gjennomsnitt.

Både ute og inne blir vi utsatt for stråling fra naturlige radioaktive kilder. Husene vil riktignok skjerme en god del for strålingen utenfra, men til gjengjeld inneholder alle byggematerialer noe radioaktivitet. Valg av byggematerialer har derfor en viss betydning for stråledosene vi mottar innendørs.

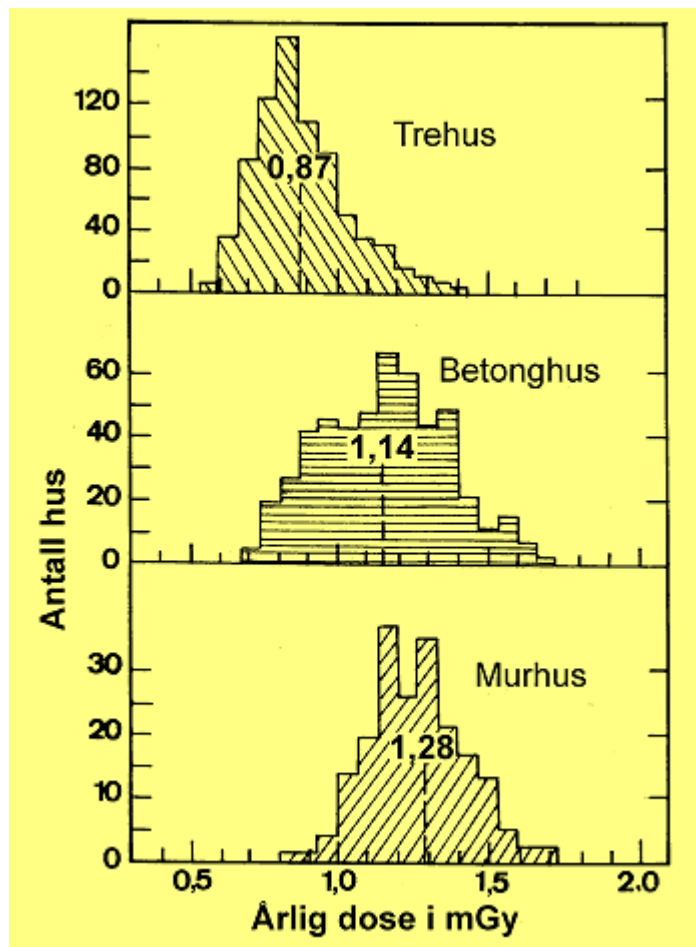
Tabell 7.2: Konsentrasjon av isotoper (gitt i Bq/kg) i noen bergarter og jordtyper

Bergart/jordtype	Ra-226	Th-232	K-40
Granitt	20-120	20-80	600-1800
Thorium og uranrik granitt	100-500	40-350	1200-1800
Gneis	20-120	20-80	600-1800
Sandstein	5-60	4-40	300-1500
Kalkstein	5-20	1-10	30-150
Skifer	10-120	8-60	600-1800
Alunskifer (fra kambrium)	120-600	8-40	1000-1800
Alunskifer (nedre ordovicium)	600-4500	8-40	1000-1800
Alunskiferrik jord	100-1000	20-80	600-1000
Morenejord	20-80	20-80	900-1300
Leire	20-120	25-80	600-1300
Sand og salt	5-25	4-30	600-1200

Vi vet at mengden av radioaktive stoffer varierer fra én landsdel til en annen. Av den grunn vil også radioaktiviteten i betong variere, avhengig av sanden som benyttes. Når det gjelder den røde mursteinen, er det derimot små forskjeller mellom teglverkene i landet.

Siden vi oppholder oss mye innendørs, har det vært en viktig oppgave å kartlegge strålingen fra vegger, gulv og tak. I et trehus vil γ -strålingen i første etasje være tilsvarende som utendørs, fordi mesteparten av strålingen kommer fra bakken og kjelleren. Ettersom trematerialer gir mindre stråling enn jord og stein, vil strålenivået avta når vi beveger oss oppover i etasjene.

I hus eller kjellere av betong vil det også være en sammenheng mellom strålenivået inne og ute. Det skyldes at byggematerialene (sand og stein) som regel er hentet fra distriktene i nærheten.



Figur 7.2: Strålenivået i norske hus. Verdiene angir summen av kosmisk stråling (Ca. 0,3 mSv) og ekstern gamma-stråling. Middelerdien er gitt ved stiplet linje. Resultatene er hentet fra A. Storruste og medarbeidere.

Lettbetonghus der byggematerialene inneholder uranrik alunskifer, gir mye stråling. Det finnes mange slike hus i Sverige, men kun noen få her i landet. Den svenske produksjonen av lettbetong med alunskifer ble stoppet 1 1979.

I Norge er det boliger med rød murstein som gir de høyeste stråleverdiene. Det skyldes at rød murstein inneholder relativt mye K-40. Disse husene er mest utbredt i byene, og bybefolkningen får derfor noe mer stråling enn folk som bor i trehus (ca. 85% av landets boliger er trehus).

En omfattende kartlegging av strålenivået i norske boliger, er gjennomført av en rekke fysikkstudenter ved Universitetet i Oslo. Over 2000 hus i Sør-Norge ble målt på 1960-tallet. En del av resultatene er gitt i Figur 7.2. Vi ser at strålenivået innen en bestemt hustype kan variere med en faktor 2, og som ventet er gjennomsnittsnivået (stiplet linje) lavest i trehus. Hvis vi bor ett år i et trehus, vil vi få en årlig helkropps dose på ca. 0,87 mGy. Denne γ -strålingen er summen av kosmisk stråling og stråling fra gulv, vegger og tak.

Figur 7.2 viser at personer som flytter fra trehus og over i betonghus, vil øke årsdosen med ca. 0,3 mGy. Hvis personen flytter til et murhus, øker dosen med ca. 0,45 mGy. Disse

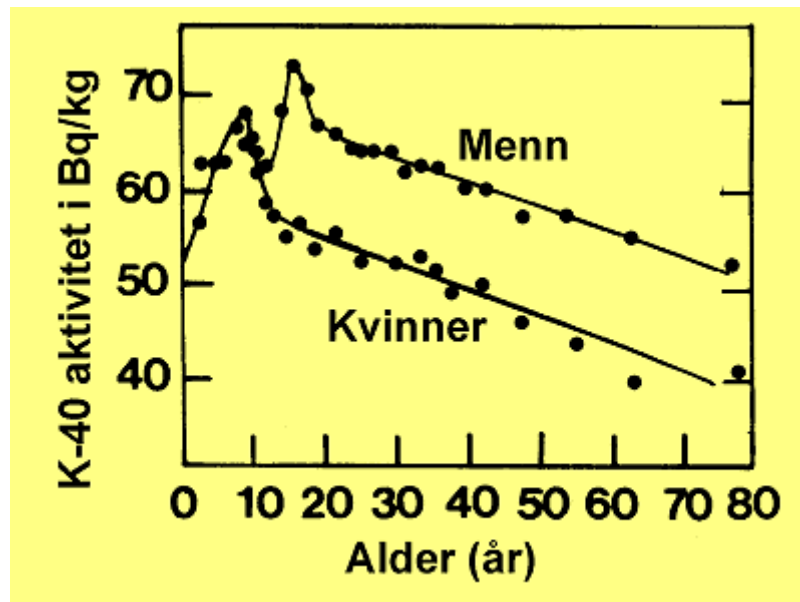
forskjellene er større enn den ekstradosen som en gjennomsnittsnordmann ble påført gjennom reaktorulykken i Tsjernobyl.

7.4 Radioaktivitet i kroppen

$$\text{Årsdose} = 0,37 \text{ mSv}$$

All mat vi spiser inneholder noe radioaktivitet, og dermed vil kroppen vår inneholde små mengder radioaktive isotoper. Den viktigste av disse er K-40.

Vi spiser omtrent 2,5 gram kalium daglig, noe som betyr at vi hver dag får et påfyll av omkring 75 Bq med K-40. Kostholdet har forholdsvis lite å si for kroppens kaliuminnhold (det reguleres av stoffskiftet). Kalium er tilstede i cellene som bygger opp musklene, og innholdet pr. kg kroppsvekt vil derfor variere med alder og kjønn (se Figur 7.3). Stråledosen som forårsakes av K-40, vil variere på samme måte som kaliumkonsentrasjonen. Det betyr at unge veltrente idrettsmenn får en større stråledose enn eldre og utrente personer.



Figur 7.3: Konsentrasjonen av kalium (gitt i becquerel pr. kilo) varierer med alder og kjønn. K-40 utgjør 0,0118% av alt kalium og vi har her gitt kaliuminnholdet som Bq/kg kroppsvekt.

Vi får også i oss en rekke andre radioaktive isotoper gjennom maten, blant annet polonium (Po-210). Vi skal se litt nærmere på hvordan polonium finner veien inn i næringskjeden:

Fra radon i luften dannes blyisotopen Pb-210 som legger seg på planter og jord. Pb-210 er en β -emitter og brytes ned til Bi-210 som igjen brytes ned til Po-210. Denne isotopen sender ut α -partikler som har en vektfaktor på 20. Dosene fra Po-210 blir følgelig store. Pb-210 vil oppsøke beinbygningen i kroppen og følgelig avgir Po-210 mesteparten av stråledosene der.

Mengden av polonium i matvarer varierer en del, men det finnes spesielt mye i reinsdyrkjøtt (på grunn av det høye Pb-210 opptaket i reinlav). Personer som spiser mye reinsdyrkjøtt, vil derfor få en effektiv dosekvivalent fra Po-210 som er høyere enn normalt. Målinger har vist

at samene i Nord-Finland har Po-210-konsentrasjoner som er 10 ganger høyere enn hos befolkningen i Sør-Finland.

Tobakksplanten tar også opp Pb-210, og personer som røyker får derfor en liten tilleggsdose i forhold til ikke-røykere. Det er beregnet at den midlere effektive dosen fra naturlig radioaktivitet i maten, er på ca. 0,37 mSv/år.

7.5 Radon

Årsdose = 2,0 mSv

Radon er en edelgass som dannes når radium desintegrerer. Siden radon er en gass, kan den frigjøres til lufta og deretter komme ned i lungene våre. Radon og de fire etterfølgende datterproduktene, gir de største stråledosene til den norske befolkningen, men det er vanskelig å angi en gjennomsnittsdose i mSv pr. år (se nedenfor). Norge, Sverige og Finland ligger høyt oppe på, rankinglisten over land med store radondoser. Danmark og Island ligger derimot langt nede på listen.

I gruver og andre bergrom (blant annet kraftstasjoner og militære anlegg) kan det ofte være nokså høye radonkonsentrasjoner. De som arbeider på slike steder, får de største stråledosene i Norge.

I boliger er det flere kilder som avgir radon til innendørslufta. Berggrunnen under huset vil alltid inneholde noe radium, og radongassen kan sive inn i huset gjennom små sprekker i kjellergulv og vegger. Byggningsmaterialer, som f.eks. betong, inneholder også små mengder radium og avgir noe radon til innendørslufta. Husholdningsvann fra borede brønner, spesielt i områder med radiumholdig granitt, kan ha forholdsvis høye radonkonsentrasjoner. Når vannet brukes, vil radon bli frigjort til lufta. Figur 7.4 viser hvordan radon kommer inn i husene våre.

Berggrunnen er den viktigste radonkilden i norske boliger. Byggningsmaterialer og husholdningsvann spiller en mindre rolle. I andre land, for eksempel i Finland, er derimot grunnvannet en svært viktig radonkilde i enkelte områder.

Radiuminnholdet i berggrunn og jordsmonn varierer med ulike geologiske formasjoner, og dette vil selvsagt gjenspeile de distriktsmessige variasjonene i radonkonsentrasjonen innendørs.

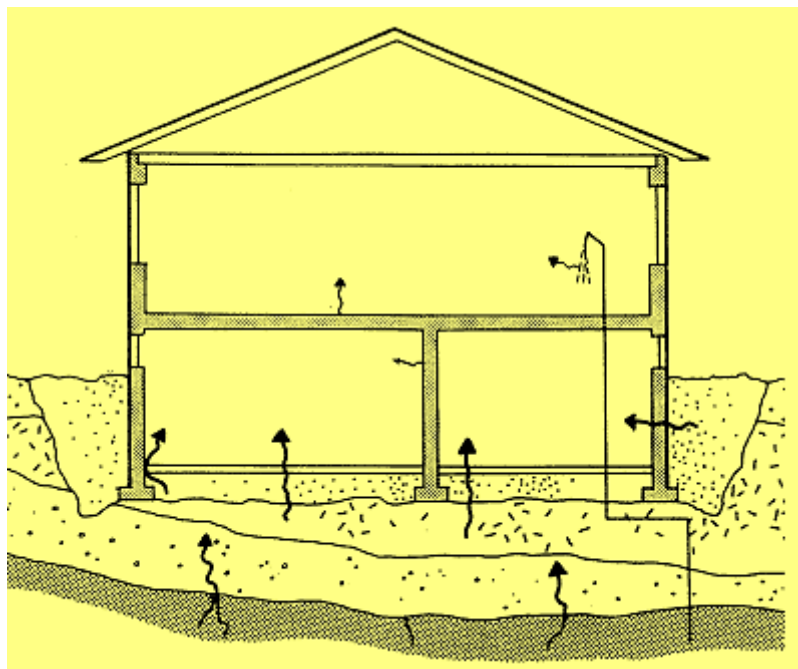
Som vi ser i Figur 2.3 (uran-radium-serien), sender radon (Rn-222) ut en α -partikkel og går over til Po-218. Etter Po-218 dannes Pb-214, Bi-214 og Po-214. Disse 4 produktene kalles med en fellesbetegnelse for **radondøtrene**. De har en halveringstid på noen minutter, de er metalliske, og de fester seg til bronkiene når vi puster. Det er altså lunger og bronkier som mottar de største stråledosene fra radon. De langlivede produktene som følger etter radondøtrene, vil på sin side avgi små doser til andre organer i kroppen.

Radonfamilien

Isotopen Ra-222 og de fire etterfølgende produktene i uran-radium-serien, kalles radonfamilien. Radon er en gass, mens de 4 døtrene, Polonium-218, Bly-214, Vismut-214 og Polonium-214, er metaller. Figuren under viser en munter fremstilling av hele familien.

Ra-222-, Po-218 og Po-214 sender ut α -partikler. Energien til disse partiklene er fra 5,49 MeV til 7,69 MeV. Pb-214 og Bi-214 sender ut β -partikler med middelenergi på henholdsvis 0,29 MeV og 0,69 MeV. Disse isotopene sender også ut γ -stråling. Pb-214 har en midlere γ -energi på 0,25 MeV, mens Bi-214 har en midlere energi på 1,46 MeV.

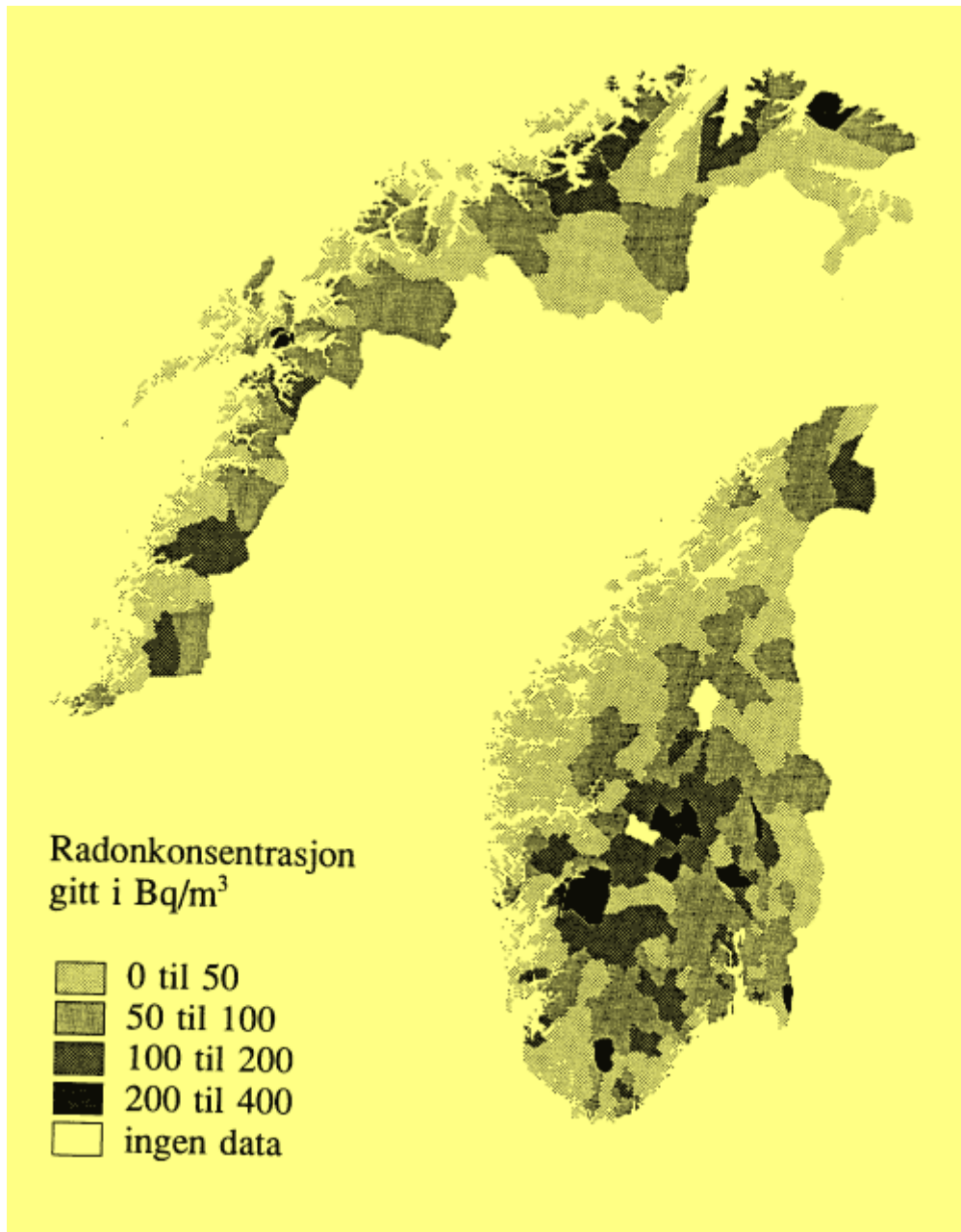
Radondøtrene kan feste seg til partikler i lufta. Når vi puster, vil disse datterproduktet komme inn i lungene. Det er α -strålingen fra Pb-218 og Po-214 som gir brorparten av stråledosene. Doseberegningninene er vanskelige. De er basert på modeller med mange usikkerhetsfaktorer som blant annet vekt faktoren som benyttes ved overgangen fra Gy til Sv. Idag bruker vi verdien 20 for α -partikler. Det vil kanskje være bedre å korrelere radonnivå målt som Bq/m³ i luft direkte med for eksempel forekomst av lungekreft istedet for å gå veien om en doseverdi.



Figur 7.4: Figuren viser hvordan radon kommer inn i husene våre. Radon er en gass som stammer fra radium i jord, berggrunn eller vann. Det er også radium i de fleste byggematerialer.

Statens strålevern har gjennomført to store kartlegginger av radon i norske boliger. Den første ble gjennomført i perioden 1983 - 1986 og omfattet ca. 1600 boliger fordelt på 79 av landets kommuner. Undersøkelsen viste at Østlandsområdet har spesielt høye radonkonsentrasjoner. I undersøkelsen ble det benyttet en målemetode med integrasjonstid (måletid) på bare 5 til 7 dager, og målingene er derfor noe usikre.

I perioden 1987 - 1989 ble det gjennomført en ny og større kartlegging. Det ble gjort målinger i ca. 7500 tilfeldig utvalgte boliger, fordelt etter folketallet i alle landets kommuner. Dette var en del av et arbeide der en skulle korrelere radoneksponering med forekomsten av lungekreft. Målingene ble gjort med sporfilm (se Kapittel 7.5.1), og hver måling ble gjort over en periode på hele 6 måneder. Kartet i Figur 7.5 viser resultatet av målingene.



Figur 7.5: Radon i norske boliger. Verdiene angir kommunemiddelet for radon i inneluften, gitt i Bq/m^3 . Målingene er gjennomført av Terje Strand og medarbeidere ved Statens strålevern.

I landsdeler med mye alunskifer finner en de høyeste radonkonsentrasjonene, men det er observert høye verdier i så å si hele Norge. Det skyldes at andre faktorer enn geologi er med

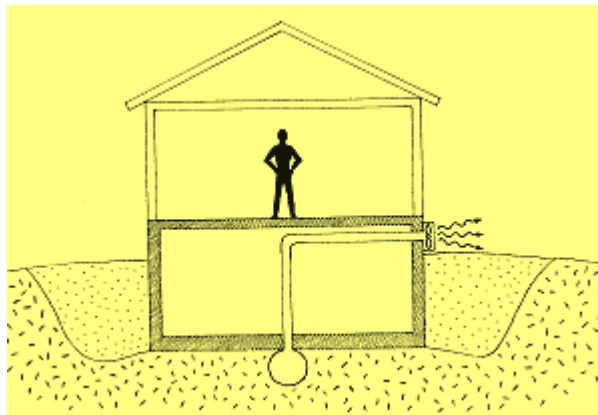
på å bestemme radonnivået, blant annet bygningsteknikk og arkitektur. En kan således få store radonforskjeller mellom boliger som ligger like i nærheten av hverandre.

Det er anslått at mellom 80 000 og 110 000 norske boliger har radonkonsentrasjoner over 200 Bq/m³. I enkelte boliger er det målt betydelig høyere konsentrasjoner. Det er gjort målinger som viser at radonmengden i enkelte norske boliger kan komme opp en konsentrasjon på 15 000 til 30 000 Bq/m³. Det er flere hundre ganger landsgjennomsnittet.

Verdens helseorganisasjon (WHO) anbefaler å sette inn mottiltak når radonkonsentrasjonen innendørs er høyere enn 800 Bq/m³. En bør vurdere mottiltak når konsentrasjonen er mellom 200 og 800 Bq/m³, men da fortrinnsvis enkle og billige tiltak.

Mottiltakene går stort sett ut på å sikre at radon ikke trenger inn i huset fra grunnen under kjelleren. I de fleste hus vil det være et undertrykk sammenlignet med omgivelsene. Hvis boligen har dårlig frisklufttilførsel og dessuten har sprekker og utettheter i kjellergulv eller grunnmur, kan radonholdig jordluft bli sugd inn i huset. Radonkonsentrasjonen er ofte høy i jordluft, og det kan gi høye konsentrasjoner innendørs. Et vanlig mottiltak er å tette synlige sprekker i gulv og vegger i kjelleren og rundt rørgjennomføringer.

I enkelte tilfeller er det ikke tilstrekkelig med tetting av sprekker. Et annet, og meget effektivt tiltak, går ut på å "suge ut" radonholdig luft under kjellergulvet. Ved hjelp av et enkelt rør og en vifte, kan radongassen føres ut i friluft. Denne løsningen er gjennomført i mellom 200 og 300 boliger i Norge (frem til 1992) og har vist seg å være effektiv, selv for svært små vifter (25 til 50 watt). I Figur 7.6 er det vist et eksempel på hvordan slike tiltak kan utføres.



Figur 7.6: Mottiltak i et hus med høye radonkonsentrasjoner. En vifte vil "dra" radon ut av undergrunnen og forhindre at radonholdig luft kommer inn i huset.

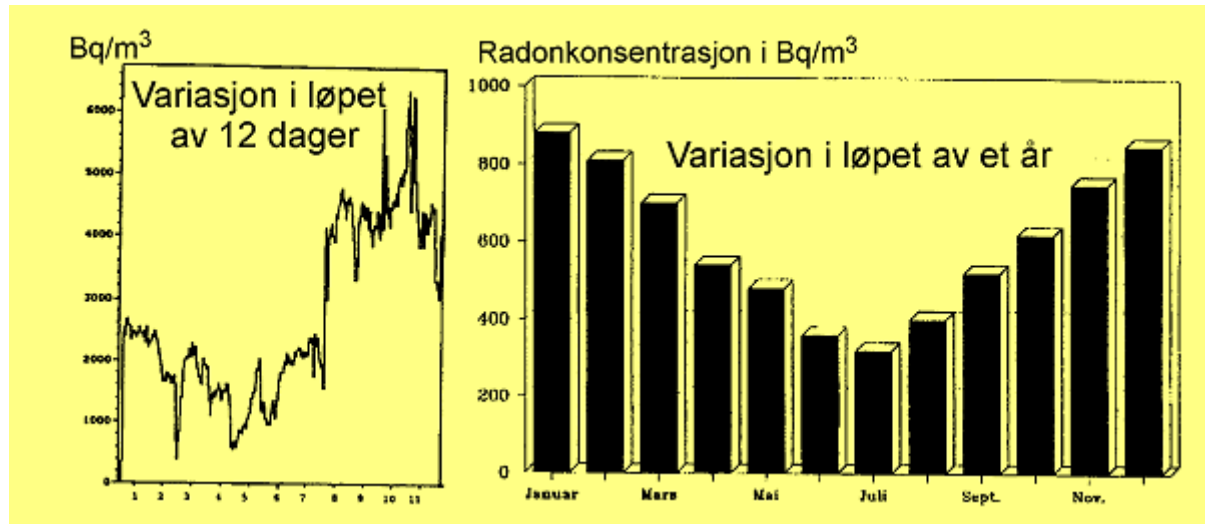
7.5.1 Måling av radon

Radonkonsentrasjonen i et boligrom kan variere betydelig over tid og med ventilasjon. Eksempel på dette er vist i Figur 7.7.

Dette skyldes variasjoner i en rekke faktorer som har betydning for ventilering og innstrømning av radon fra grunnen. Ved vurdering av helserisiko og eventuelle mottiltak, ser en på den gjennomsnittlige

radonkonsentrasjon over lang tid (f.eks ett år). Det er derfor viktig at målingene utføres med lang integrasjonstid (måletid) slik at en kan beregne årsmiddelverdien.

I den siste undersøkelsen i Norge ble det brukt **sporfilm-detektorer**. Denne metoden baserer seg på at tungt ioniserende α -partikler lager mikroskopiske spor i enkelte materialer (polymerer, mineraler, glass). Disse sporene kan gjøres optisk synlige ved etsing. Detektorene er lette (ca. 20 gram) og er godt egnet i forbindelse med store måleprosjekter. Integrasjonstiden ved denne metoden er vanligvis fra én måned til nærmere ett år.



Figur 7.7: Figuren viser eksempler på korttids og langtidsvariasjon av radon i et boligrom (T. Strand, Statens strålevern).

Det er også flere andre metoder som kan benyttes ved radonmålinger. En metode, som er utviklet ved Statens Institutt for Strålehygiene, er en kombinasjon av aktivt kull og et termoluminescens-dosemeter (TLD). Detektoren består av en boks med aktivt kull og to termoluminescens-krystaller. Radon vil feste seg til kullet og bestråle den krystallen som er plassert i midten av kullet. Den andre krystallen er plassert i detektorlokket og skal korrigere for stråling fra utsiden (kosmisk stråling og γ -stråling fra vegger, tak og gulv). Forskjellen i TL-signalet fra de to krystallene, gir et mål for den gjennomsnittlige radonkonsentrasjon i løpet av eksponeringstiden.

Det finnes også instrumenter for mer spesielle radonmålinger: radonkonsentrasjonen som funksjon av tiden, konsentrasjonen av de enkelte radondøtrene, andelen som ikke er bundet til partikler, etc.

7.5.2 Radondoser

Det vi kan måle ganske bra er konsentrasjonen (gitt i Bq/m^3) av radon og radondøtre i innelufta i en bolig. Men det er adskillig vanskeligere å beregne årsdosen gitt i mSv til de som bor i denne boligen. Når vi oppgir en gjennomsnittsdose på 2 mSv er dette basert på beregninger der en bruker "dosemodeller". En må blant annet ta hensyn til hvordan radondøtrene setter seg fast i luftveisystemet og hvordan de renses ut.

Det er de kortlivede datterproduktene av radon som gir størst stråledoser. De er metalliske og kan derfor feste seg til bronkiene. Når de sender ut α -partikler, kan de reproduktive cellene (celler som deler seg) bli truffet. Dosen er avhengig av om radondøtrene er bundet til partikler eller om de er frie, - frie radondøtre gir størst doser.

Når radon sender ut α -partikler, dannes Po-218 i fri form. Hvis det er andre partikler i nærheten (f.eks. støv), kan radondøtrene feste seg til disse. I motsatt fall vil de feste seg til flater og gjenstander i rommet og dermed bli fjernet fra lufta. Forholdet mellom radondøtre som forsvinner og andelen som er bundet til partikler, vil avhenge av støvmengden og den effektive flaten i rommet.

Når en beregner stråledosen fra en gitt radonkonsentrasjon, må en ta hensyn til både fysiske og biologiske faktorer, f.eks. pustefrekvens, pustevei (nese/munn), alder og kjønn. Beregninger er basert på årsgjennomsnittet av radon i lufta (se Figur 7.7) og at en også tilbringer en del tid utendørs hvor radonnivået er adskillig mindre.

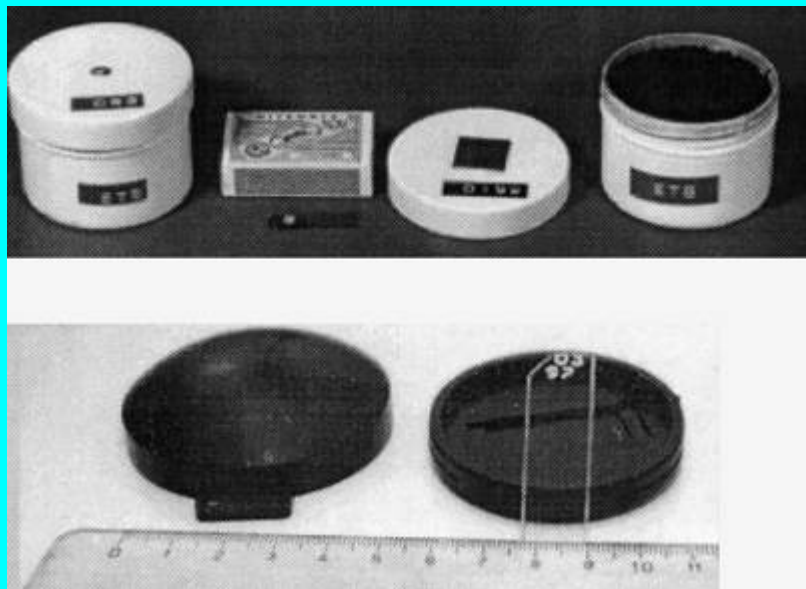
I thoriumserien har vi en radonisotop (Rn-220) som kalles *thoron*. Den har også døtre, *thorondøtre*, som gir stråledoser på tilsvarende måte som den tradisjonelle radonisotopen. Målinger og beregninger har vist at thoron gir omlag 10% av dosene fra radon.

Et svært viktig trinn i doseberegningene er strålingsvektfaktoren W_R som brukes for overgangen mellom gray og sievert. Idag bruker ICRP verdien 20.

De to isotopene, radon og thoron, gir samlet en midlere årsdose på ca. 2 mSv. Dette representerer den klart viktigste strålekilden i Norge - sammenlignet med alle andre naturlige og kunstige kilder. Det er forøvrig viktig å understreke at stråledosene fra radon kan reduseres med relativt enkle og billige metoder.

Metoder til måling av radon i inneluften

Øverst ses det gamle kullbokssystemet, og nederst er sporfilmssystemet. Vi kan ikke se selve detektorene, men bildene gir informasjon om dimensjonene. Systemene "samler opp stråling" og avleses tilslutt. De angir samlet stråling i måleperioden.



Kapittel 8

Stråling i medisin og forskning

Kunstige eller antropogene (laget av mennesker) strålekilder brukes innen medisin, forskning og industri. Her er strålekildene under kontroll, og bruken er regulert gjennom et godt utbygget regelverk og et sett av prinsipper som er basert på en klar erkjennelse av strålingens risikoaspekter.

I dette og neste kapittel skal vi gå inn på noen av de områdene der kunstige strålekilder benyttes, og vi skal forsøke å vurdere stråledoser.

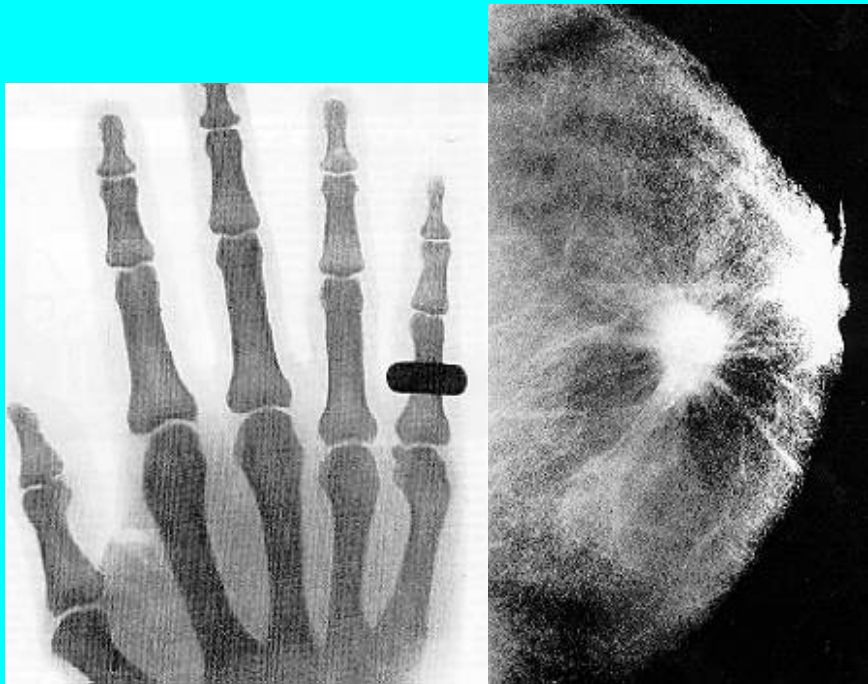
8.1 Strålekilder i medisin og forskning

Når det gjelder kunstige strålekilder, er det bruk av røntgenstråling i diagnostikk som gir det viktigste bidraget. Vi har flere tusen røntgenapparater ved bl.a. sykehus, kiropraktorer og tannleger. I tillegg har vi en rekke store terapimaskiner, vesentlig lineærakseleratorer, som brukes til kreftbehandling. Strålingen vil være tilstede så lenge apparatet er i bruk, og den forsvinner momentant når vi skrur av apparatet. Ved hjelp av skjermingsutstyr kan strålingen begrenses og styres til de steder en måtte ønske.

Det blir også produsert en rekke isotoper som benyttes innen medisin, forskning og industri. Noen radioaktive isotoper brukes for å diagnostisere sykkelige tilstander, mens andre brukes til strålebehandling. Viktige isotoper i diagnostikk er Tc-99m, I-131, Xe-133, Tl-201 og Au-195m. Kildene lages, fraktes og brukes, deretter må de lagres på en trygg måte inntil aktiviteten er nede på et akseptabelt nivå.

Røntgendiagnostikk

Bare noen få måneder etter oppdagelsen av røntgenstrålene, ble de første røntgenbildene vist. Vi hadde med ett fått muligheten til å "se inn i" et levende menneske. Til venstre er vist et av de aller første røntgenbilder (mai 1896), mens bildet til høyre (et mammografi) er tatt nesten 100 år senere.



Legg merke til forskjellene på disse to bildene. Hånden viser detaljer av beinstrukturen + en ring på lillefingeren. Det er relativt enkelt for de fleste å se et beinbrudd.

Mammografibildet (røntgenbildet av brystet) er vanskeligere å tyde og er først og fremst for spesialister. Det som er vanskelig er å se forskjell på to forskjellige vevstyper (normalt vev og kreftvev). Absorpsjon av røntgenstråler er avhengig av elektrontettheten i vevet. Det er stor forskjell i elektrontetthet mellom bein og vev og derfor er det lett å se beinbrudd. Det er liten forskjell i elektrontetthet mellom normalt vev og kreftsvulster i det samme vevet. For å skille disse vevstypene kan en bruke røntgenstråling med liten energi (spenningen over røntgenrøret er liten). For mammografi brukes rørspenninger på 25 til 30 kilovolt. Røntgenstråling med lav energi absorberes stort sett ved fotoelektrisk effekt som er meget følsom for små variasjoner i elektrontettheten. Hvis røntgenstrålingen går gjennom mye stoff (eller hvis en ønsker å se beinstrukturen) må en øke spenningen. Et lungebilde krever at spenningen over røntgenrøret er på 100 kilovolt eller mer, avhengig av hvor tykk pasienten er.

8.1.1 Strålekilder til medisinsk bruk

Røntgenstråling oppstår når elektroner med stor fart og energi plutselig bremses opp (denne typen stråling kalles også bremsestråling). I et vanlig røntgenrør akselereres elektronene gjennom et spenningsfall som er fra 20 000 til 300 000 volt (300 kV). Deretter "kolliderer" elektronene med en elektrode av tungmetall (ofte wolfram) og gir fra seg energien de har opparbeidet. Det meste av energien går over til varme, men en god del vil også omdannes til

stråling. Maksimalenergien på denne strålingen er gitt ved spenningsfallet i røntgenrøret. Hvis spenningen er omkring 25 kV, dannes det "bløt" røntgenstråling som for eksempel kan brukes ved brystundersøkelser (mammografi). Det bærende prinsippet for enhver diagnostisk metode, er at "noe" (for eksempel stråling) kan trenge inn i og gjennom et menneske. Røntgenstråling har slike egenskaper. Strålingen vekselvirker med elektroner og blir dermed absorbert eller spredt. Det betyr at kroppsdeler og vev med mange elektroner har stor absorpsjon, og omvendt. Strålingen som slipper gjennom mennesket blir registrert (for eksempel på en film), og røntgenbildene viser elektrontettheten i kroppen. Slik kan en skille bein (med stor elektrontetthet og stor absorpsjon) fra muskler og fett som har mindre elektrontetthet og følgelig mindre absorpsjon.

For å ta bilder av lungene trengs stråling med energi på 80 - 120 kV, avhengig av hvor tykk pasienten er. Hvis strålingen skal brukes til behandling av kreft, må energien være enda større. Den mest gunstige stråling for behandling av dypereleggende kreftsvulster, har gjerne energier på 10 - 30 MeV.

Spenningsfallet i et vanlig røntgenrør kan sjelden bli større enn 300 kV (på grunn av overslag), men i dag finnes apparater der elektronene kan akselereres til langt større energier. Det første norske apparatet med slike egenskaper, var en "van de Graff-generator" som Odd Dahl laget til Haukeland sykehus i Bergen. Apparatet ga stråling med energi på omkring 1 MeV og ble kalt "Høyvoltanlegget i Bergen".

I 1953 tok Radiumhospitalet i bruk en såkalt *betatron* der elektronene ble akselerert i et smultringlignende rør og oppnådde en maksimal energi på 31 MeV. Med dette utstyret åpnet det seg en ny epoke innen strålebehandlingen. I dag har vi en rekke terapimaskiner (hovedsakelig lineærakseleratorer) som gir røntgenstråling med energi i området 5 -30 MeV. Disse anleggene kan erstatte både vanlige røntgenapparater og radioaktive isotoper i stråleterapien.

Ved Universitetet i Oslo finnes det en akselerator, en såkalt *syklotron*, som benyttes til forskning innen kjernefysikk. Vi må også nevne 2 forsøksreaktorer som er i drift på Kjeller og i Halden. Nøytronene som dannes, brukes til grunnforskning innen fysikk (kondenserte fasers fysikk) og til å lage radioaktive isotoper beregnet på medisin, forskning og industri. Reaktorene gir også en del fisjonsprodukter som representerer et avfallsproblem.

I de senere år har det skjedd store forbedringer ved røntgendiagnostikken, takket være kontraststoffer og datautstyr som f.eks. CT ("computer tomografi" eller databearbejdede bilder). Vi foretar omkring 2,6 millioner røntgenundersøkelser i året og gjennomfører omkring 50 000 undersøkelser med radioaktive stoffer som spises, pustes eller injiseres i kroppen (såkalt nuklærmedisin).

Det er også andre typer stråling som har evnen til å trenge inn i kroppen, for eksempel radiobølger. Dette blir benyttet i den nye diagnostiske metoden som heter "magnetisk resonans tomografi" (MRI som står for "*magnetic resonance imaging*"). Ved denne metoden er elektrontettheten uten betydning, fordi radiobølgene vekselvirker med atomkjernene (i første rekke vannmolekylets hydrogenkjerner). I stedet for elektrontetthet måler vi protontetthet eller mengden av hydrogenkjerner pr. volumenhet. I tillegg kan vi få informasjon om dynamikk og bevegelse. Metoden kan i mange tilfeller erstatte røntgen, og det er en stor fordel at radiobølgene *ikke* er ioniserende. En utstrakt bruk av magnetisk resonans vil således redusere dosebelastningen fra røntgen. Utstyret er kostbart og komplisert,

og foreløpig er det bare de største sykehusene i Norge som har slikt utstyr. Ultralydbølger kan også trenge inn i kroppen og gi grunnlag for informasjon. Dette benyttes særlig innen fosterdiagnostikk, men også ved hjerteundersøkelser. Teknikken medfører, som vi senere skal se, en mulighet for dannelse av tilsvarende produkter som ved røntgen.

Metastabile isotoper brukt i medisinsk diagnostikk

Radioaktive isotoper er ustabile og sender ut enten en α - eller en β -partikkel. Hvis kjernen fremdeles er ustabil, vil det følge med γ -stråling. Det skjer som regel umiddelbart (innen brøkdelen av et sekund). Hvis det tar lenger tid (minutter eller mer), har vi en "metastabil" tilstand. Dette kan vi dra nytte av innen medisinsk diagnostikk. Vi skal her vise et eksempel.

Bruk av metastabile isotoper

En metastabil tilstand oppstår når den radioaktive isotopen Mo-99 (molybden) sender uten β -partikkel og omdannes til Technetium (Te-99m). Det er vanlig å føye til en "m" for å markere at Tc-99m er ustabil (en metastabil tilstand). Den vil sende ut γ -stråling, men på grunn av kjernens spesielle struktur forsinkes dette med flere timer (halveringstid på 6 timer). Det er mulig å bruke den metastabile isotopen i medisinsk diagnostikk for å få opplysninger om sykdommer.

En starter gjerne med Mo-99 som er bundet til aluminiumoksid. Når en skyller fysiologisk saltvann over dette, vil Tc-99m som er dannet slå følge med vannet. Denne Tc-99m løsningen kan i sin tur tilsettes stoffer som binder technetium.

Noen stoffer, med Tc-99m bundet, vil spesifikt samle seg i lungene, mens andre stoffer oppsøker nyrer, skjelett, osv. Tc-99m sender ut γ -stråling med energi på 0,14 MeV, og vi kan måle γ -strålingen som kommer ut av kroppen. Vi kan til og med måle hvor strålingen kommer fra med et instrument som kalles for et γ -kamera. Det lager bilder av den radioaktive fordelingen i kroppen. Hvis vi sammenligner bildet fra en undersøkelse med bildet fra en frisk person, kan vi få opplysninger om hvorvidt noe er galt.

Metoden byr på fordeler fremfor røntgen fordi stråledosen både til pasient og personale er relativt liten. I en undersøkelse brukes gjerne kilder på noen hundre millioner Bq. I det eksempelet som er vist her ble det brukt 700 millioner Bq.

I eksempelet er Tc-99m satt til metylen difosfonat som tas opp av de beindannende cellene (osteoblastene). Bildet viser et helkroppsscan av skjelettet. Det gir muligheter for å studere sykdommer i skjelettet (beinkreft).



8.2 Medisinsk strålebehandling (terapi)

Kort tid etter Becquerels og Røntgens oppdagelser, fant en ut at den ioniserende strålingen hadde biologiske virkninger og kunne føre til at huden ble rød, øynene såre og at håret falt av.

Historien forteller at både Pierre Curie og Becquerel fikk sår på fingertuppene etter å ha holdt i radioaktive kilder.

Becquerel bemerket i sitt nobelforedrag i 1903 at radium muligens kunne brukes til behandling av kreft. Dette har vist seg å slå til i fullt monn, og en rekke sykehus startet sin virksomhet med radium som strålekilde. I dag brukes ikke radium i særlig grad, men vi har fremdeles navn som Radiumhospitalet i Oslo og Radiumhemmet i Stockholm.

Strålebehandling er en av de viktigste metodene vi har i kampen mot kreft. Omkring halvparten av alle kreftpasienter får, eller kan ha nytte av, strålebehandling. For det meste benyttes røntgenstråling fra spesialbygde terapimaskiner (vesentlig lineærakseleratorer), og i noen tilfeller brukes γ -stråling fra radioaktive isotoper, gjerne Co-60 og Cs-137.

8.3 Forskning

Radioaktive isotoper brukes i stor grad innen forskning, spesielt innen biokjemi og biologi. Vi har lært en masse om livsprosessene ved å bruke radioaktive isotoper som kan bindes spesifikt til proteiner, nukleinsyrer og deres byggestener. Ved å måle strålingen, kan vi til enhver tid følge de radioaktive atomene og hvilke reaksjoner de tar del i. Dette kaller vi *tracerteknikk* - vi merker en del av et system og mottar informasjon ved å måle strålingen. Noen viktige isotoper er gitt i Tabell 8.1.

Tabell 8.1: Noen isotoper og den midlere energi pr. desintegrasjon fra β - og γ -strålingen.

Isotop	Symbol	$t_{1/2}$	Energi γ MeV	Energi β keV
Tritium	H-3	12,35 år		5,68
Karbon-11	C-11	20,38 min.	1,02	385,5
Natrium-24	Na-24	15,0 timer	4,12	553
Fosfor-32	P-32	14,29 dager		69,5
Svovel-35	S-35	87,44 dager		48,8
Strontium-89	Sr-89	50,5 dager		583
Strontium-90	Sr-90	29,12 år		196
Molybden-99	Mo-99	66 timer	0,15	391
Rutenium-103	Ru-103	39,28 dager	0,468	74,5
Rutenium-106	Ru-106	368,2 dager		10
Jod-123	I-123	13,2 timer	0,171	28
Jod-131	I-131	8,04 dager	0,38	190
Cesium-134	Cs-134	2,06 år	1,55	163
Cesium-137	Cs-137	30 år	0,626	187
Xenon-133	Xe-133	5,3 dager	0,393	48,8
Barium-140	Ba-140	12,74 dager	0,182	311
Cerium-141	Ce-141	32,5 dager	0,0761	170
Cerium-144	Ce-144	1 284 dager	0,0207	91

Energiene som er oppgitt i Tabell 8.1, angir *midlere energi pr. desintegrasjon*. Vi har tidligere sett at Cs-137 har to desintegrasjonsveier (se Kapittel 2.4). Ved 94,6% av desintegrasjonene sendes det ut et γ -kvant med energi på 0,662 MeV. Følgelig blir middelenergien pr. desintegraon:

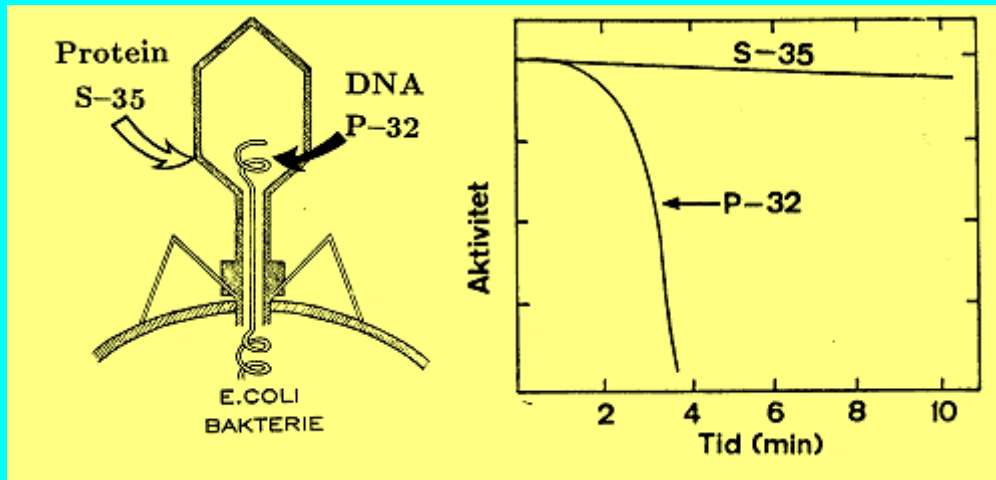
$$0,662 \text{ MeV} \cdot 0,946 = 0,626 \text{ MeV}$$

β -partikler har en maksimalenergi som er omlag 3 ganger større enn middelenergien.

Radioaktive isotoper har gitt oss muligheten til å studere hvordan livsviktige molekyler bygges opp og brytes ned og hvilke mekanismer som styrer disse prosessene. Det finnes en lang rekke lysende eksempler der tracerteknikken er benyttet, men vi har begrenset oss til det berømte eksperimentet til Alfred Hershey og Martha Chase fra 1952 (se egen side).

Hershey-Chase-eksperimentet

Et berømt eksperiment som viser nytten av radioaktive isotoper, ble utført av Alfred Hershey og Martha Chase i 1952. De studerte hvordan et virus angriper og ødelegger en celle (en bakterie).



Et virus består av en proteinkappe som omgir en nukleinsyre (enten RNA eller DNA). I dette eksperimentet ble det brukt et virus (en bakteriofag kalt T2) og en vanlig E.Coli-bakterie. Med svovelisotopen S-35 ble proteindelen av viruset merket, og fosforisotopen P-32 ble brukt for å merke virusets DNA-molekyl.

Når et virus angriper en celle, for eksempel en bakterie, setter det seg på celleoverflaten. Etter en viss tid blir cellen infisert. Betyr det at **hele** viruset trenger inn i cellen, eller er det bare en bestemt **del** som overføres? Hershey og Chase hadde utarbeidet en teknikk som gjorde det mulig å skille viruset fra bakterien. Etter at de hadde foretatt en slik "stripping", målte de radioaktiviteten i viruset. Figuren ovenfor viser resultatet fra eksperimentet.

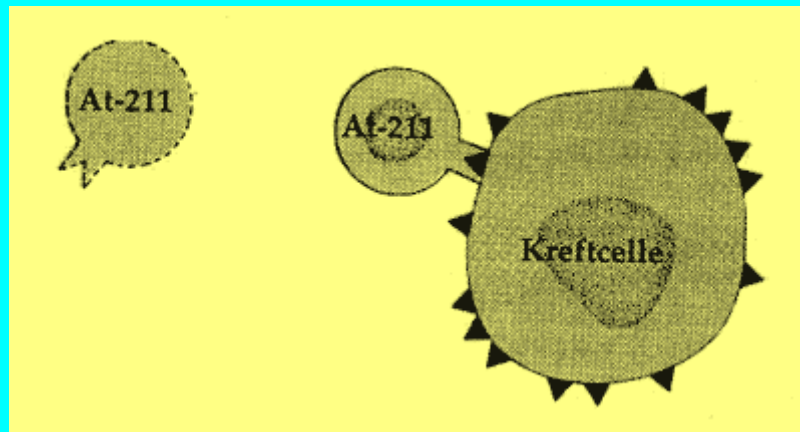
Vi ser at aktiviteten og mengden av S-35 er tilnærmet konstant, mens aktiviteten av P-32 avtar raskt etter et par minutter. Det betyr at proteindelen (merket med S-35) forblir på cellens ytterside og følger med når viruset stripes fra bakterien. **DNA-delen vil derimot trenge inn i bakterien etter et par minutter** og overta styringen.

Dette var en meget viktig oppdagelse som viste at DNA er bærer av den genetiske informasjonen, - det er selve "arvemolekylet" (se mer om dette i Kapittel 12).

Når en bruker flere isotoper i samme eksperiment, er det viktig at en kan skille disse fra hverandre. Både P-32 og S-35 sender ut β -partikler, men de har forskjellig energi og halveringstid.

Målrettede isotoper i stråleterapien

Strålebehandling av kreft har som målsetting å drepe kreftcellene. Samtidig bør de friske cellene beskyttes mot dødelige stråledoser. For å oppnå en slik effekt er det ønskelig å bringe strålekilden helt frem til de syke cellene. Hvis strålekilden avgir sin energi til et begrenset område (en kilde som sender ut alfa- eller beta-partikler), kan denne målsettingen være nådd.



For å bestråle skjoldbruskkjertelen kan en bruke radioaktivt jod (I-131). Kroppen selv vil føre jod til det syke stedet. I-131 sender blant annet ut β -partikler. De har kort rekkevidde. Det betyr at bare de nærmeste cellene vil bli truffet, og det er nettopp hva vi ønsker.

Isotoper som sender ut α -partikler er enda bedre egnet. En slik isotop er astat (At-211) som har en halveringstid på 7,2 timer. Vi ønsker å bruke en slik isotop til å bestråle kreftceller, men må ha et system slik at vi kan frakte strålekilden til kreftcellene.

Hvordan kan dette gjøres?

Vi bruker antistoffer som "fraktesbåter". Metoden forutsetter at kreftcellene har et antigen på overflaten. Vi må finne antistoffet til dette antigenet og hekte på den radioaktive isotopen. Tegningen over illustrerer metoden. Antistoffet fører med seg At-211, og når dette bindes til antigenet, kan en desintegrasjon (α -partikkel) skade kreftcellen.

Det er stilt forventninger til en slik metode. For tiden gjøres det en god del dyreforsøk med metoden, blant annet ved Radiumhospitalet. Selve metoden kan selvsagt brukes i andre sammenhenger. Istedenfor At-211 kan en hekte på andre medisiner eller fluoreserende stoffer.

8.4 Industriell bruk av isotoper

Vi bruker strålekilder til en rekke industrielle formål, blant annet innen *industriell radiografi*. Prinsippet er det samme som ved medisinsk diagnostikk: vi ønsker å "se" inn i et stoff. Industrien baserer seg på tilsvarende metoder for å studere metaller og faste stoffer, f.eks. for å kontrollere sveiseskjøter. Til dette formål brukes både γ -stråling fra radioaktive isotoper (i første rekke iridiumisotopen Ir-192) og røntgenapparater.

Strålekildene som brukes innen industri, har ofte en meget høy aktivitet. Stråleverket tillater Ir-192-kilder på opptil 1500 milliarder becquerel. I spesielle tilfeller kan en også bruke kilder som har vesentlig større aktivitet. Den berømte klokken "Liberty Bell" i Philadelphia i USA, ble i sin tid undersøkt ved å ta et stort bilde med en Co-60-kilde på flere hundre TBq (10^{12} Bq). Poenget med dette var å finne feil som ikke var synlige for øyet.

En annen anvendelse av radioaktive kilder er innen prosessstyring. Der er det vanlig å bruke såkalte "kontrollkilder". La oss nevne noen få eksempler:

En utbredt type kontrollkilder er *nivåvaktene*. De kan f.eks. brukes til å måle hvor mye materiale det er i en silo, og videre kan de styre påfyllingsprosessene i siloen. Dette kan gjøres ved å plassere en radioaktiv kilde (som sender ut γ -stråling) på den ene siden av siloen, mens et måleinstrument monteres på motsatt side. Kildene som brukes er gjerne Cs-137 eller Co-60. Når massen i siloen når opp til høydenivået der strålekilden befinner seg, vil en god del av strålingen bli absorbert i massen, og signalet til måleinstrumentet blir dermed redusert. Måleinstrumentet er koblet til en mekanisme som stopper påfyllingsprosessen når massen har nådd det ønskede nivået. Optiske instrumenter vil i slike sammenhenger støves til, og de er derfor ubrukelige.

Oljeindustrien kan bruke radioaktive kilder for å undersøke formasjonene på havbunnen. Nøytroner blir reflektert annerledes fra hydrogenrike stoffer (olje) enn fra sand og stein. Nøytronkilder gjør det derfor mulig å bestemme innholdet av karbohydrater i havbunnsformasjonene.

Ved hjelp av radioaktive "tracere" kan en studere prosesser i industrien og følge merkede stoffer. For å gi minst mulig radioaktiv forurensning ved utslipp, brukes gjerne isotoper med kort halveringstid.

Det finnes også enkelte forbruksartikler der en bruker radioaktive kilder. Best kjent er kanskje røykvarslere. De består av en radioaktiv kilde som ligger inne i et ionekammer. Siden strålingen ioniserer luften i kammeret, blir det generert elektrisk strøm. Hvis røykpartikler kommer inn i kammeret, reduseres strømmen og alarmen går. Til røykvarslere brukes strålekilder som sender ut α -partikler (som regel 40 kBq Americium-241), og det er derfor knapt noen målbar stråling på utsiden av varsleren.

Når et radioaktivt stoff blandes med et egnet fosfor, er det mulig å lage et selvlysende materiale. Dette ble tidligere benyttet i maling på merkeskilt og innen spesielt utsatt industri, for eksempel i oljeindustrien. Det samme prinsippet ble også benyttet for å lage selvlysende instrumentpaneler og klokker. Tidligere var det vanlig å bruke radium i klokker, men i ettertid har en gått over til isotoper som sender ut β -stråling. Dette er en stor fordel siden β -strålingen har kort rekkevidde og aldri slipper ut i friluft. De gamle radiumklokkene sendte ut γ -stråling, og styrken var gjerne på 5 000 - 10 000 Bq. Omfattende målinger viste at klokkene kunne gi huden en dose på ca. 1,3 mGy pr. år, mens dosene til kjønnskjertlene var ca. 0,1 mGy pr. år. Et alvorlig argument mot bruk av radium, foruten γ -strålingen, var at de frigjorde radon. Selv om det dreide seg om relativt små doser, var dette unødvendig bruk av stråling, og i dag er det forbudt å produsere radiumklokker.

8.4.1 Sterilisering av medisinsk utstyr

Store stråledoser kan drepe bakterier, sopp og insekter. Til slike formål brukes gjerne kraftige Co-60-kilder (i området 10^{11} til 10^{16} becquerel) som sender ut γ -stråling. I Norge har vi en slik strålekilde på Institutt for energiteknikk på Kjeller.

Allerede i 1958 tok en i bruk stråling for å sterilisere medisinsk utstyr som vanskelig lar seg sterilisere med varme og damp. Metoden har vist seg meget god, og i dag brukes den til å sterilisere sprøyter, bandasjer, blodoverføringsutstyr og en hel rekke andre utstyrsenheter som brukes i helsesektoren. Stråledosene ligger i området 20 000 til 40 000 Gy. Det er liten tvil om at denne type sterilisering har forbedret hospitalarbeidet og forhindre mange infeksjoner.

8.4.2 Bestråling av matvarer

Veien er ikke lang fra sterilisering av medisinsk utstyr til bestråling av matvarer for langtidsoppbevaring. Forsøk med bestråling av matvarer startet allerede i begynnelsen av 1950-årene. Stråling er neppe aktuelt når det gjelder produkter som med letthet oppbevares i fryselagre, eller som forekommer i så store mengder at det er vanskelig og kostbart å gjennomføre bestråling. Men for en rekke vareslag som fisk, grønnsaker, kjøtt, frukt (særlig tørket frukt) og krydder, gir bestråling store muligheter. Stråledosene som har vært anvendt til matvarer (5 000 til 10 000 Gy), er langt mindre enn de som benyttes for sterilisering av medisinsk utstyr.

Strålebehandling av matvarer har flere positive sider, og mange mener at dette er den mest betydningsfulle konserveringsmetoden siden hermetikkboksen ble introdusert i 1810. Den kan for eksempel eliminere farene for Salmonellainfeksjon. En kan også slippe å bruke kjemiske midler som vi ikke kjenner konsekvensene av (for eksempel etylenoksyd og etylendibromid).

I Mellom-Europa kan en kjøpe melk som er holdbar i flere måneder. Her er selve melken behandlet med UV-stråling, mens plastboksene er behandlet med γ -stråling. Melk egner seg ikke for behandling med γ -stråling fordi smaken endrer seg ved relativt små doser. Smaksendringer vil vanligvis ikke være noe problem, - med mindre stråledosene er veldig store.

Det er sikkert mange som lurer på om det kan medføre noen helsemessig fare å spise bestrålt mat. Vi vet jo at proteiner og nukleinsyrer blir skadet ved bestråling. En rekke kjemiske bindinger brytes (en del av makromolekylene denatureres), og det dannes radikaler som til dels kan ha lang levetid. Forskningen på dette feltet har gitt følgende resultater:

1. Bestråling fører *ikke* til dannelse av kjemiske stoffer som har giftvirkninger for mennesker.
2. Den mikrobiologiske sikkerhet for et bestrålt produkt er den samme som for et varmebehandlet produkt.
3. Bestråling fører ikke til endring av varenes ernæringsmessige kvalitet. Påvirkningen er mindre enn for tilsvarende varmebehandling.

4. Så lenge det brukes γ -stråling fra Co-60 eller Cs-137, kan det *ikke* dannes radioaktivitet i matvarene. I så fall må γ -strålingen ha en energi på flere MeV, eller en må bruke nøytroner.

Verdens helseorganisasjon (WHO) og en rekke nasjonale helseorganisasjoner har gitt tillatelse til bruk av bestrålte matvarer. Norske helsemyndigheter har i prinsippet godkjent matvarebestråling med doser inntil 10 kGy.

Bestrålingsmetoden er trygg, effektiv og lett kontrollert. Den kan, om ønskelig, varedeklarerer ved bare ett tall - stråledosen.

8.4.3 Insektkontroll

Innen landbruket brukes store mengder plantevernmidler og kjemisk giftige stoffer til insektkontroll. Et alternativ til disse stoffene er bruk av stråling. Man samler inn noen eksemplarer av de plagsomme insektene, lar de formere seg i "fangenskap" og bestråler dem med γ -stråling slik at de blir sterile. Deretter slippes de løs. De bestrålte, sterile insektene vil blande seg med de ubestrålte, men de vil ikke være i stand til å formere seg. Denne metoden er spesifikk, dvs. at den kun rammer én type insekter.

Selv om metoden synes ideell, er den ikke helt enkel å benytte fordi mengden av bestrålte insekter må være sammenlignbart med antall ubestrålte. Her kan en lett feilvurdere situasjonen. For noen år tilbake ble det gjort et forsøk med den fryktede "Mediterranean fruitfly" i California. Dette insektet var og er et betydelig problem, og en prøvde å begrense bestanden ved bruk av stråling. Forsøket slo imidlertid feil fordi mengden av bestrålte insekter var altfor lite.

8.5 Doser ved medisinsk bruk av stråling

$$\text{Årsdose} = 0,6 \text{ mSv}$$

All medisinsk bruk av stråling fører til en ekstra stråledose. De individuelle dosene vil variere fra null (enkelte har aldri blitt røntgenundersøkt) og oppover. Tidligere var det mange lungeundersøkelser som ga relativt store doser, men etter at lungetuberkulosen "forsvant", er antall undersøkelser redusert. På den annen side har nye typer undersøkelser kommet til, og gjennomsnittsdosene har heller økt enn avtatt i den senere tid. Det er riktignok gjort mange forbedringer i utstyr og undersøkelsesteknikk som har redusert gjennomsnittsdosen. Når det gjelder brystundersøkelser (mammografi), har dosene ved hver enkelt undersøkelse blitt mindre, men til gjengjeld har antall brystundersøkelser økt kraftig de siste årene.

Introduksjonen av "computer tomografi" (CT) har bidratt til å redusere pasientdosene ved en rekke typer undersøkelser. Som eksempel kan nevnes nyreundersøkelser. Dosene til testiklene blir omkring 50 ganger mindre ved CT enn ved den gamle røntgen-teknikken. En CT-undersøkelse kan dessuten gi fine bilder av organer som det ellers er problematisk å røntgenfotografere.

Det er vanskelig å beregne gjennomsnittsdosen ved medisinsk bruk av stråling. En må beregne den effektive dosen til en rekke organer, og dette må gjøres for alle typer undersøkelser. Det viser seg også at dosene kan variere betydelig fra ett sykehus til et annet.

Den FN-oppnevnte komitéen, UNSCEAR, har beregnet en effektiv, medisinsk gjennomsnittsdose på omkring 1 mSv pr. år i industrialiserte land. Hvis vi ser på hele verdens befolkning under ett, er dosen beregnet til 0,4 mSv. For Norges vedkommende er gjennomsnittsdosen anslått til omkring 0,6 mSv pr. år. I land med høyt alkoholkonsum (for eksempel Frankrike) er det mange røntgenundersøkelser av lever og nyrer. Dette fører til at gjennomsnittsdosen fra medisinsk strålebruk er høyere enn i Norge.

Kapittel 9

Bombetester og reaktoruhell

9.1 Atombombetester

I perioden fra 1945 til 1981 ble det gjennomført ialt 461 kjernevåpentester i atmosfæren. Den totale sprengkraften i disse prøvene er beregnet til ca. 550 megatonn TNT (TNT er forkortelsen for sprengstoffet trinitrotoluen. Bombene i Hiroshima og Nagasaki tilsvarte en sprengvirkning på henholdsvis 15 og 22 tusen tonn TNT). Prøvesprengningene var særlig omfattende i periodene 1954 - 1958 og i 1961 - 1962.

Mange av prøvesprengningene ble gjennomført i den nedre delen av atmosfæren. Det førte til at en god del av de radioaktive fisjonsproduktene falt ned i nærheten av teststedet. Det mest kjente nedfallet etter en slik bombetest, er fra Bikiniøyene i Stillehavet (se egen side).

På grunn av de ekstremt høye temperaturene som oppstår ved en bombeeksplosjon, blir det radioaktive materialet finfordelt i atmosfæren. En del av utslippet forblir i troposfæren (de nederste 10 km) og føres med vindstrømmene rundt jorda, omtrent på samme breddegrad som eksplosjonsstedet. Dette støvet faller gradvis ned til jorda, og i gjennomsnitt vil det oppholde seg i atmosfæren i ca. én måned. Ved atmosfæresprengninger vil forøvrig mesteparten av det radioaktive materialet bli slynget helt opp til stratosfæren (i 10 - 50 km høyde). Der oppe kan det forbli i måneder og år.

Bombetester

Verdens første kjernefysiske våpentest (kalt Trinity) skjedde nær Almagordo i New Mexico i juli 1945. Senere har USA, Sovjet, England, Frankrike, Kina og India foretatt mer enn 1900 tester. Kartet viser en del av de stedene der det er foretatt bombetester.



To av hoved-teststedene i Sovjet har vært Semipalatinsk i Øst-Kazakhstan og Novaja Semlja.

Når det gjelder frigjøring av radioaktive stoffer, er plasseringen av selve bomben av helt avgjørende betydning. Vi skiller mellom bomber som sprenges i atmosfæren og bomber som sprenges under bakken (under fjell eller jord). Det er bare bomber som sprenges i atmosfæren som gir nedfall av betydning.

For bomber som utløses i atmosfæren, må en skille mellom sprengninger nær bakken og sprengninger som utføres ved så store høyder at "ildkulen" ikke treffer bakken.

Sprengninger nær bakken gir det største utslippet. Prøvesprengningene i atmosfæren ble hovedsakelig utført frem til 1963, - da vi fikk en begrenset prøvesprengningsavtale. Frankrike og Kina fortsatte med atmosfæresprengninger frem til 1978 og 1980.

De underjordiske testene på Novaja Semlja startet i 1964, og det har vært omkring 40 tester frem til i dag.

Vindretningen ved Novaja Semlja er stort sett vestlig. Det betyr at mesteparten av det radioaktive utslippet blåser mot øst og nordøst. Stråledosene til den norske befolkning fra prøvesprengningene er svært liten.

Bombetest i Stillehavet

Den 1. mars 1954 sprengte amerikanerne en hydrogenbombe (med sprengkraft ca. 15 megatonn TNT) ved Bikini-atollet i Stillehavet. Bomben var plassert på en båt på relativt grunt vann. En god del materiale (blant annet koraller) ble sugd opp i ildkulen, og det ble dannet store mengder radioaktive aktiveringsprodukter.



Et par timer etter "smellet" begynte måle-instrumentene på en amerikansk værstasjon på Rongerikøya (250 km unna) å vise betydelige utslag. Strålenivået økte raskt, og det ble besluttet å evakuere de omlag 280 menneskene som bodde på de nærliggende øyene; Rongelap, Alingiae og Utirik. Øyene fikk et svært stort nedfall av radioaktive stoffer, og det gikk over 3 år før innbyggerne kunne vende tilbake.

Omkring 130 km fra sprengningsstedet lå den japanske båten Fakuru Maru med 23 fiskere ombord. Da bomben smalt, dro de inn fiskeredskaper og forlot området.

Fire timer senere begynte nedfallet å gjøre seg gjeldende. Støv, sot og tildels store partikler falt ned på båten. Fiskerne levde med dette i flere dager og tok ingen forsiktighetsregler med hensyn til hygiene, mat og klær. De hadde ingen kunnskaper om radioaktivitet og helsemessige konsekvenser av stråling.

Fiskerne mottok sannsynligvis stråledoser på 2 - 6 Sv. De følte seg syke (kvalme) og fikk synlige hudskader (brannsåre på grunn av β -partikler), men ingen døde. De fleste var i live 30 år senere, men kromosomstudier viste at de hadde flere kromosomskader enn normalt.

Nedfallet fra bombeprøvene består av flere hundre radioaktive isotoper, men det er bare et fåtall som gir oss stråledoser av betydning. De viktigste isotopene er:

- Zirconium-95 (Zr-95) som har en halveringstid på 64 dager og jod-131 (I-131) med en halveringstid på bare 8 dager. Når det gjelder bombeprovne på 1960-tallet, er disse isotopene forlenget borte.
- Cesium-137 (Cs-137) med halveringstid på 30 år. Den sender ut β -partikler som er viktig når Cs-137 er inne i kroppen, og γ -stråling som gir stråledoser både når isotopen er inne i og utenfor kroppen. Se decayskjemaet i Figur 2.4.
- Strontium-90 (Sr-90) med halveringstid på 29,12 år. Den sender bare ut β -partikler og er derfor vanskelig å måle (maks. energi på 0,54 MeV). Det er først når isotopen kommer inn i kroppen at den er av helsemessig betydning.
- En fjerde isotop er karbon-14 (C-14). Den er riktignok ikke noe fisjonsprodukt, men blir dannet fordi det frigjøres nøytroner som reagerer med luftens nitrogen (C-14 er et aktiveringsprodukt). De individuelle dosene fra denne isotopen er meget små, men på grunn av den lange halveringstiden (5730 år) vil den være virksom i naturen i hundrevis av år. Ved C-14 datering må en korrigere for bidraget fra bombetestene.

9.2 Sprengninger på Novaja Semlja

Prøvesprengningene som har fått størst betydning for oss i Norge, er de russiske testene som ble foretatt på Novaja Semlja, ca. 1000 km fra Finnmark. Da Novaja Semlja ble tatt i bruk som prøvesprengningsområde i 1954, bodde det 104 familier i området, og alle måtte forlate hjemstedet. Ialt ble det foretatt 87 atombombesprengninger i atmosfæren, og virksomheten var særlig stor i 1961 og høsten 1962. Disse sprengningene ble foretatt så høyt at "*ildkulen*", som ble dannet i eksplosjonen, ikke berørte bakken. Dette begrenset dannelsen av aktiveringsprodukter.

Sprengningene på Novaja Semlja i 1961 og 1962

Det var særlig i 1961 og 1962 at de russiske prøvesprengningene på Novaja Semlja var viktige for oss i Skandinavia. Det var mange tester, og alle bombene ble detonert i atmosfæren. Nedfallet, som stort sett kom med nedbøren, var størst i Nord-Norge og på Vestlandet. Reinlav, reinsdyr og samer var mest utsatt.



De radioaktive målingene ble stort sett utført ved hjelp av scintillasjonstellere der en målte γ -stråling. Det er vanskeligere å måle Sr-90 (den sender bare ut β -stråling). En forsøkte å måle forholdet mellom Cs-137 og Sr-90. En mente at dette forholdet var tilnærmet konstant, slik at målingene av Cs-137 også ga informasjon om Sr-90-nedfallet.

Aktiviteten i en rekke matvarer ble målt, og en startet også med såkalte helkroppsmålinger. Ved hjelp av en stor scintillasjonskrystall (plassert over mageregionen på en person) kunne en få informasjon om mengden av Cs-137 i kroppen (se Figur 9.2).

Praktisk talt alle de radioaktive produktene som ble dannet i disse testene, slapp ut i atmosfæren. Beregninger tyder på at alle atmosfæriske bombetester (inkludert USA, England, Frankrike og Kina) har ført til et totalt utslipp av Cs-137 på $10\text{--}14 \cdot 10^{17}$ Bq (eller omkring 30 millioner Ci). Dette er omtrent 30 ganger mer enn utslippet fra Tsjernobyl. Mengden av Sr-90 er beregnet til omlag $6 \cdot 10^{17}$ Bq (75 ganger mer enn Tsjernobylutslippet).

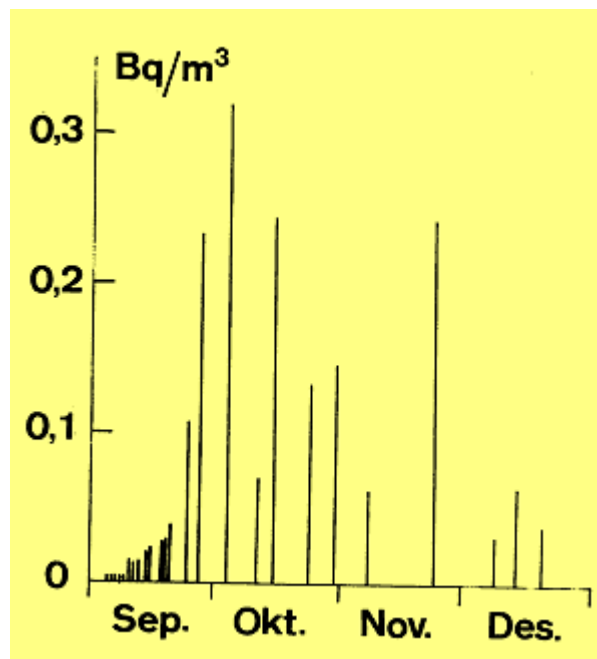
Når sprengninger foretas i atmosfæren, vil en stor del av radioaktiviteten gå gjennom tropopausen og opp i stratosfæren. Det radioaktive materialet kan bli værende der oppe i lang tid, og vestlige vinder vil føre materialet østover. Det er ikke nødvendigvis områdene nær teststedet som får det største nedfallet. Radioaktiviteten fra prøvesprengningene på 1960-tallet ble spredd over store områder. I Norge var det betydelige variasjoner fra landsdel til landsdel, først og fremst på grunn av ulike nedbørsmønstre. Det var ikke Finnmark, men Vestlandet, som ble utsatt for mest radioaktivt nedfall. Spredningen var ikke avhengig av kortsiktige

omslag i vindretningen, noe som var tilfelle ved Tsjernobylulykken (utslippet var da begrenset til troposfæren).

Fra 10. september til 4. november 1961 ble det foretatt 20 sprengninger ved Novaja Semlja. Sprengkraften varierte fra noen kilotonn til ca. 58 megatonn (kanskje den største bomben som noen gang er detonert). Det radioaktive utslippet var stort, og vi kunne måle økt aktivitet i lufta over Oslo, - hele 2000 km fra sprengningsstedet. Målingene ble utført ved å suge luft gjennom et filter, og isotoper som var festet til støvkorn i lufta, ble sittende fast i filteret (se bildet på neste side). Radioaktiviteten i filteret ble målt, og luftaktiviteten kunne beregnes siden en kjente luftvolumet som var sugd inn.

Allerede den 14. september 1961 (4 dager etter den første bomben) ble det målt et økt strålenivå i Oslo, og omkring 1. oktober var nivået omkring 30 ganger høyere enn normalt. Luftaktiviteten høsten 1961 er vist i Figur 9.1.

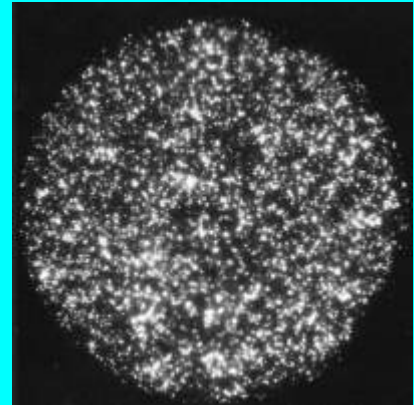
Lignende målinger ble gjennomført i 1962. Den 7. november var luftaktiviteten i Oslo omtrent 200 ganger høyere enn ellers det året. Det tyder på at en av bombene, som ble detonert 3. eller 4. november (klassifisert til middels styrke), hadde spesielt mye fisjonsmateriale.



Figur 9. 1: Radioaktivitet i luften over Oslo etter prøvesprengningene i 1961. Aktiviteten er gitt i Bq pr. kubikkmeter luft.

Et radioaktivt filter

Radioaktiviteten i luften i 1961 ble målt ved å suge luft gjennom et filter. Filteret ble lagt på en røntgenfilm, og de hvite flekkene viser radioaktive partikler som stammer fra prøvesprengningene på Novaja Semlja. De radioaktive isotopene var festet til støvkorn og brukte ca. 4 dager på veien fra Novaja Semlja til Oslo-området. Ved å måle filteret med en scintillasjonsteller, var det mulig å bestemme hvilke isotoper som forurenset.



9.2.1 Radioaktivitet i regnvann

Radioaktiviteten som nådde ned til bakken, kom for det meste sammen med nedbøren. Nedfallet var derfor ekstra stort i perioder med mye regnvær. Totalnedfallet på Blindern i perioden fra 1. september 1961 til 30. november 1962, var ca. $39\,000\text{ Bq/m}^2$. Hvis dette divideres med den totale nedbøren i samme periode, får vi et gjennomsnittlig aktivitetsnivå på 35 Bq pr. liter regnvann.

Nedfallet som ikke kom med regnet - det såkalte "tørre nedfallet" - ble beregnet til ca. 100 Bq/m^2 pr. måned.

9.2.2 Radioaktivitet i maten

I de årene som har gått siden prøvesprengningene i atmosfæren opphørte, har det stadig falt radioaktive isotoper ned til bakken. Dette nedfallet domineres fullstendig av Cs-137 og Sr-90. Nedfallet har avtatt betydelig siden midten av 1960-årene, men fortsatt er det et lite bidrag fra bombetestene.

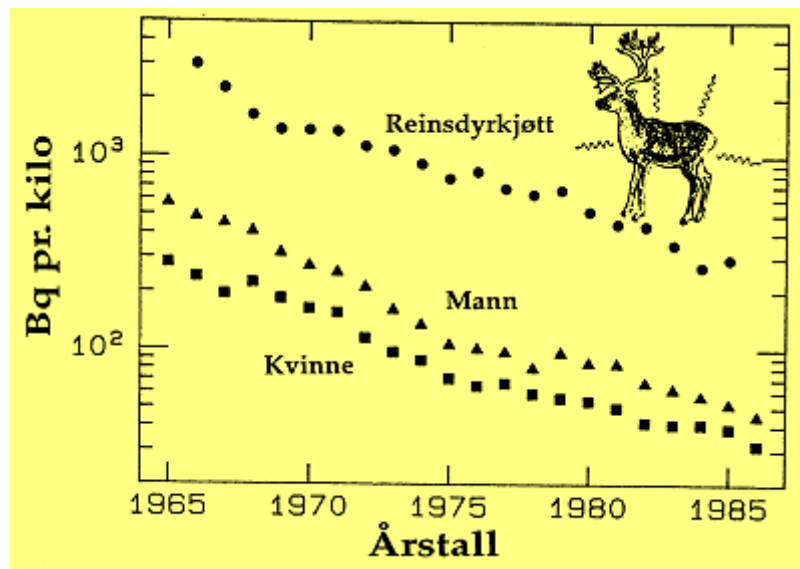
De radioaktive isotopene finner vi hovedsakelig i gress og planter og ikke minst i reinlav. Dette er en mangeårig plante, så radioaktiviteten avtar langsommere enn hos planter som visner om høsten.

Noe av radioaktiviteten som kommer ned i jordsmonnet, vil bli tatt opp gjennom planterøtter. På den måten får vi radioaktivitet inn i næringskjeden. I tillegg til de naturlige radioaktive isotopene, har derfor de fleste matvarer et lite tillegg av fisjonsprodukter, - i første rekke Cs-137. Dette gjelder spesielt reinsdyrkjøtt, fordi reinsdyr har reinlav som sin viktigste matkilde.

Statens strålevern har målt Cs-137-aktiviteten i reinsdyrkjøtt fra Kautokeino-området. Siden midten av 1960-tallet har de også målt innholdet av Cs-137 i kroppen på flyttsamer fra dette området (*helkroppsmålinger*). Resultatene er vist i Figur 9.2.

Aktiviteten har avtatt langsomt siden testene ble stanset. Nedgangen skyldes at gammelt reinlav delvis er nedbeitet og at nytt lav har fått liten tilførsel av cesium fra luften. Figur 9.2 gir grunnlag for å bestemme halveringstiden for Cs-137 i reinsdyr. Målepunktene i figuren kan tilpasses en rett linje, noe som viser at aktiviteten avtar eksponensielt. Resultatene fra Figur 9.2 viser at halveringstiden er på ca. 6 år, og dette gjenspeiler i første rekke aktiviteten i

reinlav. Den samme halveringstiden gjelder også for flyttsamer med reinsdyrkjøtt som en viktig næringskilde.



Figur 9.2: Radioaktivt cesium i reinsdyrkjøtt og i flyttsamer fra Kautoketno-området fra 1965 til 1986. Vi antar jevn fordeling av cesium i kroppen og angir aktiviteten i Bq/kg. Resultatene stammer f E.A. Westerlund ved Statens strålevern.

Hvis vi ser på andre grupper av mennesker, som har et annet næringsgrunnlag (et annet kosthold), vil halveringstiden bli en annen. I en svensk undersøkelse ble Cs-137-aktiviteten målt for en gruppe mennesker fra Stockholm i perioden 1960 til 1985 (Eklund og Falk). Resultatet viser en halveringstid på ca. 3 år.

9.3 Stråledoser fra bombetester

Det er selvsagt av stor interesse å få bedre kjennskap til de stråledose vi fikk i Norge i forbindelse med bombeprovvene. Vi kan med en gang slå fast at dosene var små, men det er en langt vanskeligere oppgave å beregne dem. Vi skal likevel gjøre et forsøk, basert på data i Figur 9.2.

Flyttsamer fra Kautokeino-området, som spiste mye reinsdyrkjøtt, fikk trolig de største ekstradosene i forbindelse med borbombesprengningene over Novaja Semlja. Ifølge Figur 9.2 hadde samene en kroppsaktivitet på ca. 600 Bq/kg i 1965. Det tilsvarer en årsdose på ca. **1,5 mSv** og er noe mindre enn den ekstra årsdosen som flykabinpersonell mottar.

Figur 9.2 viser at aktiviteten avtok med en halveringstid på 6 år. Det innebærer at samene, i perioden 1965 til 1985, fikk en samlet ekstradose på omlag 12 mSv. Flykabinpersonell får en vesentlig større ekstradose i løpet av 20 år siden den kosmiske strålingen *ikke* avtar med tiden.

Naturlig bakgrunnsstråling gir gjennomsnittsnordmannen en dose på ca. 80 mSv over en 20-årsperiode. Bombeprovvene har med andre ord påført flyttsamene et ekstra dosebidrag på ca. 15%. For samekvinnene er ekstrabidraget omkring halvparten så stort.

Det er få nordmenn som spiser reinsdyrkjøtt til daglig, og vi har lite informasjon om stråledosene til Kari og Ola fra bombetestene. Som tidligere nevnt, ble en svensk kontrollgruppe målt jevnlig i perioden 1960 til 1985. Vi kan gjøre et grovt doseoverslag for

disse menneskene. I 1965 hadde de en total kroppsaktivitet på ca. 850 Bq (det tilsvarer 13 Bq/kg). Den effektive halveringstid for Cs-137 ble anslått til 3 år for denne gruppen. Det gir en samlet dose på omkring 0,15 mSv i 20årsperioden fra 1965 til 1985. Det er omkring 2 promille av den stråledose den svenske kontrollgruppen mottar fra naturlig bakgrunnsstråling.

Ekstradosen til den norske befolkning i årene 1964 og 1965 har trolig variert fra 0,03 mSv til 0,3 mSv. Selv den største stråledosen (0,3 mSv) er langt mindre enn de doseforskjeller som kan oppstå ved å flytte fra et trehus til et murhus (se Figur 7.2).

Konklusjon.

Når det gjelder den norske befolkning og de ekstra stråledoser som kan tilbakeføres til atombombetestene er de så små at **det ikke er mulig å bruke dem i epidemiologiske studier for eventuelt å påvise biologiske effekter eller helseskader**. Likevel er det enkelte som forsøker å gjøre dette (se Kapittel 12 om "stråling og intelligens") og som mener at det bør satses ressurser på slike undersøkelser. Det er i så fall fullstendig bortkastede penger.

9.4 Kjernekraftulykken i Tsjernobyl

Mengden av radioaktivt materiale som ble frigjort ved reaktorulykken i Tsjernobyl, er ikke kjent i detalj. Ifølge de rapporter som foreligger, var utslippet som antydnet i Tabell 9.1.

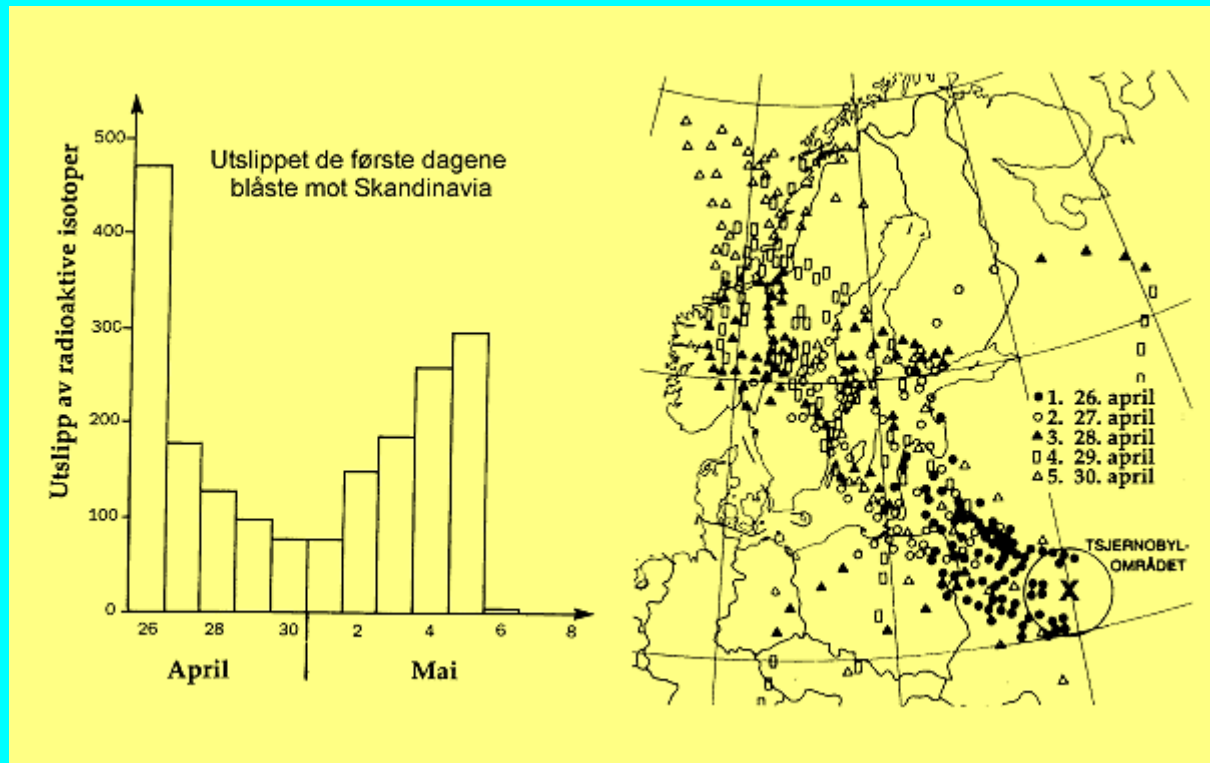
Tabell 9.1: Utslipp av radioaktive isotoper fra Tsjernobylreaktoren. Mengden er gitt i TBq (10^{12} Bq).

Isotop	Halveringstid	Mengde 10^{12} Bq
Cs-134	2,06 år	19 000
Cs-137	30,0 år	38 000
I-131	8,04 dager	260 000
Xe-133	5,3 dager	1 700 000
Mo-99	2,8 dager	110 000
Zr-95	64 dager	140 000
Ru-103	39 dager	120 000
Ru-106	368 dager	60 000
Ba-140	12,7 dager	160 000
Ce-141	32,5 dager	100 000
Ce-144	284 dager	90 000
Sr-89	50,5 dager	80 000
Sr-90	29,2 år	8 000

Tsjernobyl ligger i Ukraina, nær grensen mot Hviterussland. En god del av den frigjorte radioaktiviteten (omtrent halvparten) falt ned i distriktene rundt den havarete reaktoren. Alt plutonium og det meste av strontium (Sr-89 og Sr-90) er begrenset til et område på ca. 30 km fra ulykkesstedet. Når det gjelder Cs-134 og Cs-137, var det spredning over et langt større landområde. Hviterussland og enkelte steder vest i Russland mottok mesteparten av nedfallet, men betydelige mengder cesium ble ført med vinden og falt ned i Vest-Europa.

Utslipp fra Tsjernobyl

Tsjernobylulykken fant sted 26. april 1986. Ved selve eksplosjonen ble det frigjort store mengder radioaktive isotoper. Den påfølgende reaktorbrannen, førte til radioaktive utslipp i 9 dager, - frem til 6. mai (se figuren under).



Det var utslippet de første dagene som ble ført med vindene mot Skandinavia.

I eksplosjonsøyeblikket ble en god del radioaktivt materiale slynget opp i atmosfæren - i over 2000 meters høyde. Stoffene ble deretter ført med vinden, og kartet ovenfor viser hvordan de radioaktive luftmassene beveget seg i dagene etter ulykken. En god del blåste mot Skandinavia, og når det samtidig ble regnvær, fikk vi et betydelig nedfall både i Sverige og Norge. Danmark, Nederland, Belgia, Frankrike og England, slapp derimot billig unna.

Vindretningen dreide etter hvert mot sør, og land som Romania, Bulgaria, Hellas og Tsjekkoslovakia ble også utsatt for radioaktivt nedfall.

Stoffer som vanskelig fordampet, falt ned i områdene nær reaktoren. Det gjalt blant annet Sr-90 og plutonium. Det var derfor svært lite plutonium som havnet mer enn 30 km fra reaktoren.

I dag er nedfallet fra Tsjernobyl ganske godt kartlagt, og vi kan beregne årsdosene og livstidsdosene til befolkningen som bor i de forurensede områdene. Det er derimot atskillig vanskeligere å beregne dosene til mennesket som deltok i oppryddingsarbeidet.

De første dagene etter ulykken sto vinden mot Skandinavia, og luftmasser med radioaktive fissionsprodukter førte til et betydelig nedfall i midtre deler av Sverige og Norge.

For å bestemme nedfallet i Norge, ble det tatt jordprøver fra samtlige kommuner i landet. I-131 var mest dominerende de første døgnene. Halveringstiden er bare 8 dager, så radioaktiviteten avtok relativt raskt. I Tabell 9.2 oppgis de viktigste nedfallsisotopene som ble funnet i jordsmonnet i Norge 1. juli 1986. Tabellen inneholder kun isotoper med halveringstid lenger enn 200 dager, og tallene angir gjennomsnittsverdier for hele landet. Det største nedfallet kom over Midt-Norge og Trøndelag.

Tabell 9.2: Nedfall i Norge etter Tsjernobylulykken

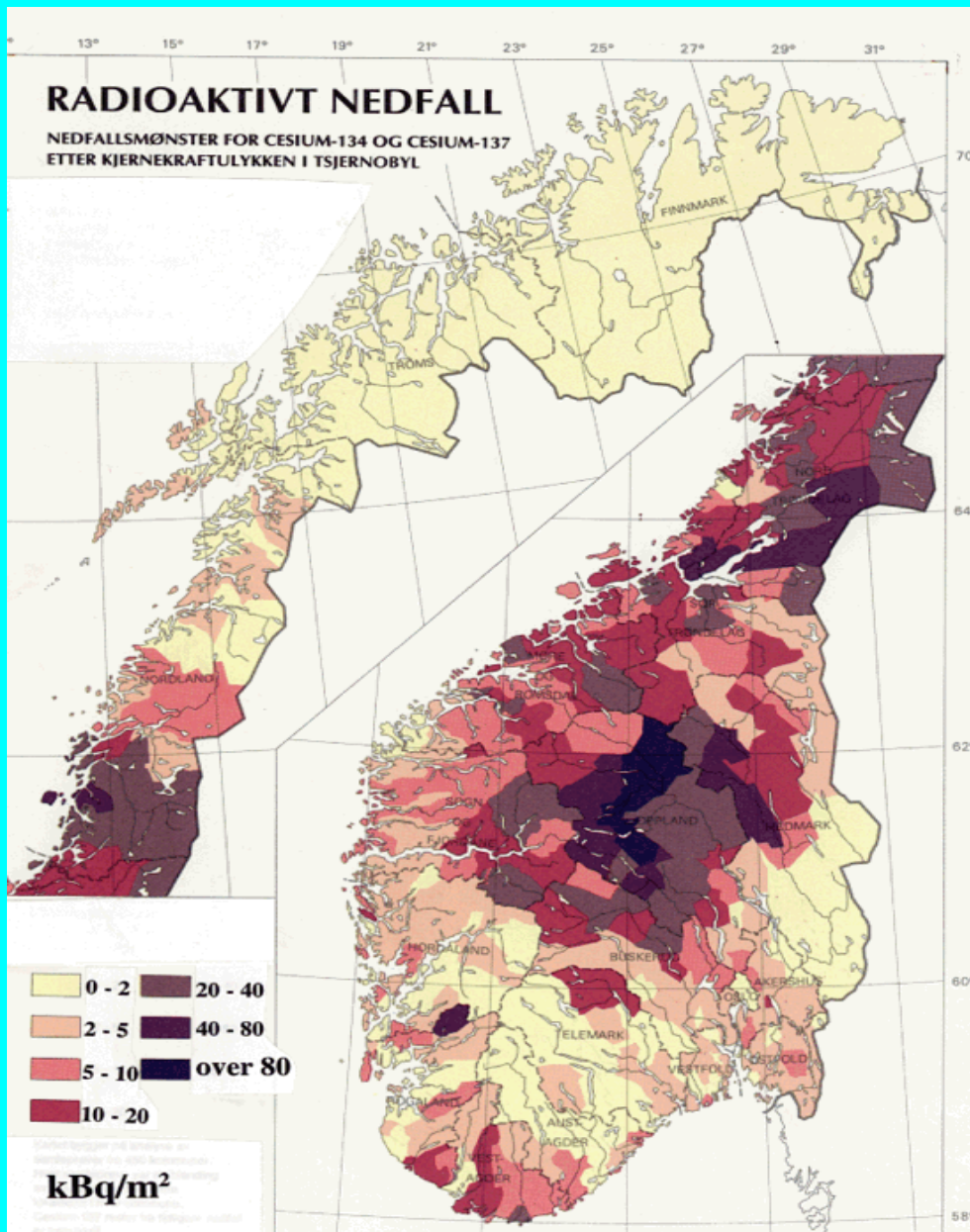
Isotop	Aktivitet kBq/m²	Totalt nedfall TBq
Cs-134	3,5	1200
Cs-137	7	2300
Ru-106	3	950
Sb-125	0,4	130
Ce-144	1	320

Noe av Cs-137-aktiviteten i jordsmonnet stammer fra bombeprøvene (omkring 0,4 til 1 kBq/m²), og i 1992 antok en at totalt 100-200 TBq skyldes gamle prøvesprengninger.

Som det går frem av Tabell 9.2, er det totale nedfallet av Cs-134 og Cs-137 beregnet til 1200 TBq og 2300 TBq. Cesiumisotopene kommer lett inn i næringskjedene, og når det gjelder konsekvensene av Tsjernobylulykken, er det disse to isotopene som har størst helsemessig betydning.

Nedfall i Norge

Både i Norge og Sverige ble det foretatt en rekke målinger for å fastlegge mengden og fordelingen av nedfallet fra Tsjernobylulykken. I Norge tok en jordprøver fra alle kommunene i landet (4 prøver fra hver kommune). Nedfallet kom relativt tidlig på året, og svært få husdyr var sluppet ut på beite. Dermed slapp en unna problemer med I-131 i melken.



Kartet ovenfor viser hvilke områder som fikk de største nedfallene. Datakilde: Statens institutt for strålehygiene. Framstilt av: Statens Kartverk. Det maksimale nedfallet var på ca. 100 kBq/m². Landsgjennomsnittet for Cs-137 var på omkring 7 kBq/m² (se Tabell 9.2). For de som er interessert i mer detaljer, henvises til de mange rapportene som er kommet om ulykken.

I nedfallet fra bombeprøvene var Sr-90 viktig. Nedfallet fra Tsjernobyl har en annen sammensetning, og målinger både i Norge og andre nordiske land viser at Sr-90-innholdet er mindre enn 1% av Cs-137 innholdet. Det skyldes blant annet at temperaturen ved reaktorbrannen var relativt lav,- for lav til at store mengder strontium kunne frigjøres.

9.4.1 Radioaktivitet i matvarer

Stråledosene fra Tsjernobylulykken skyldes først og fremst radioaktivitet i matvarer - spesielt i kjøtt. Aktiviteten har vært dominert av de to cesiumisotopene. Siden Cs-134 har en fysisk halveringstid på to år, avtok aktiviteten raskt, og i dag (mer enn 12 år senere, eller 6 halveringstider) spiller den en ubetydelig rolle i forhold til Cs-137. I startfasen var aktivitetsforholdet mellom Cs-134 og Cs-137 omtrent 1 : 2.

Stråledosen til gjennomsnittsnordmannen kan beregnes på grunnlag av målinger som er gjort av ulike matvareslag. Det første året etter ulykken ble det gjort omkring 30 000 målinger på forskjellige næringsmidler fra alle deler av landet. Doseberegningene er basert på kostholdsundersøkelser og middelverdiene av de nevnte prøvemålingene. Det viser seg at tilleggsdosene var på ca. 0,23 mSv det første året etter ulykken. Av denne dosen utgjorde næringsmidler 0,15 mSv og ekstern γ -stråling 0,08 mSv. Til sammenligning kan vi merke oss at personer som flytter fra trehus til murhus, mottar en økt stråledose på 0,45 mSv pr. år (se Figur 7.2).

Radioaktiviteten fra Tsjernobyl-nedfallet vil gradvis avta, og tilleggsdosene vil bli betydelig redusert etter hvert som årene går. Ut fra vår kunnskap fra bombeprøvene, vil Tsjernobylulykken påføre gjennomsnittsnordmannen en totaldose på omkring 2 mSv over 50 år. I samme periode vil vi motta omkring 200 mSv fra de naturlige strålekildene.

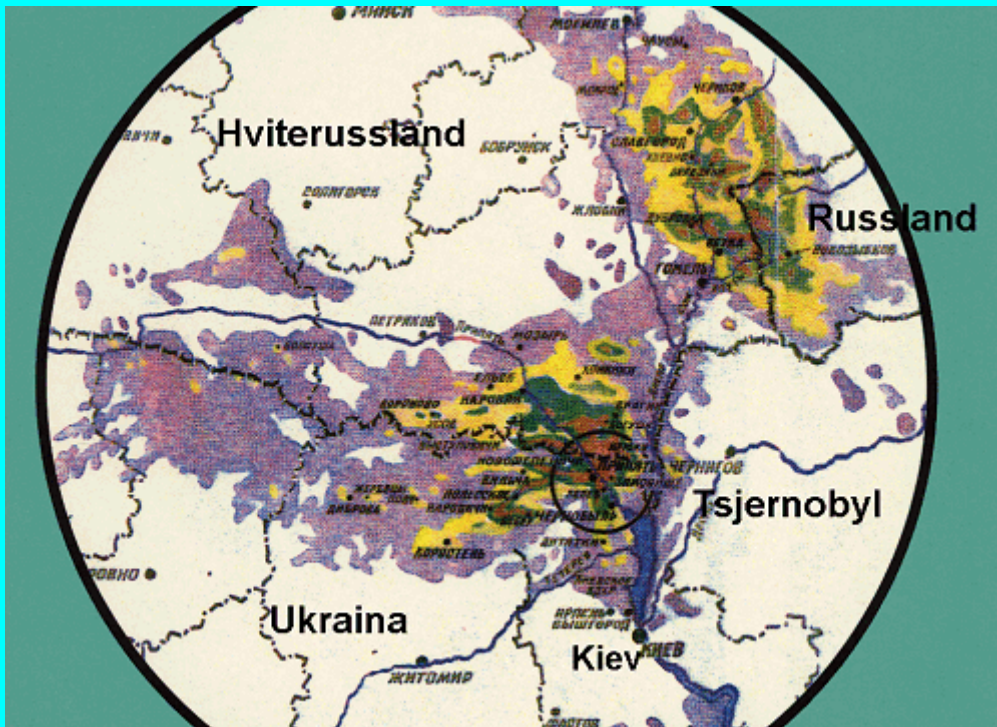
9.4.2 Norske tiltak

I juni 1986 introduserte Norske myndigheter tiltaksgrenser for å redusere virkningene fra Tsjernobylulykken. For matvarer ble det satt en grense på 600 Bq/kg. Det ble satt i gang et program med nedføring av sau i utsatte distrikter, slik at cesiuminnholdet kunne reduseres før slaktning. Det ble gitt restriksjoner for omsetning av alt reinsdyrkjøtt i Sør-Norge, og betydelige mengder sauekjøtt ble kassert.

La oss anta at det *ikke* hadde eksistert noen grenseverdier eller tiltak. Hvor mye ville gjennomsnittsdosen ha økt da? Ekstradosen ville vesentlig ha kommet fra saue- og reinsdyrkjøtt i Sør-Norge. En nøktern vurdering tilsier at gjennomsnittsdosen hadde økt med ca. 0,1 mSv det første året. For spesielt utsatte grupper, som spiser mye reinsdyrkjøtt (f.eks. samer i Sør-Norge), har tiltaksgrensene hatt større betydning.

Forurensning rundt Tsjernobyl

Reaktorulykken i Tsjernobyl førte til at store områder i Ukraina, Hviterussland og Russland ble forurenset med radioaktive isotoper, - i første rekke med cesium. Kartet under viser landområder som ble forurenset av cesiumisotopene. De grå områdene har en forurensning på mer enn 37 kBq/m^2 . Mørkere områder har større forurensning. Grensene mellom de tre land er markert med stiplet kurve. Den såkalte 30 km sonen rundt Tsjernobyl er markert med en ring. Her hadde en i tillegg forurensning av Sr-90 og plutonium.



FN-kommisjonen, UNSCEAR, har beregnet at mennesker som lever i områder med Cs-137-forurensning, vil få en ekstra **total livstidsdose** (over 50 år) på 0,16 mSv ved en forurensning på 1 kBq/m^2 . Det betyr at de som bor i de grå områdene i 50 år etter ulykken kan regne med en ekstra dose på ca. 30 mSv (mer i de mørkeste områdene).

I Hviterussland er ca. 14200 km^2 av landomradene forurenset med radioaktivt cesium på over 185 kBq/m^2 . Det tilsvarer et areal på størrelse med Buskerud fylke. I Ukraina er det ca. 2100 km^2 og i Russland ca. 8000 km^2 med samme forurensning. Det bor ialt omkring 825 000 mennesker i områder med en Cs-forurensning på mer enn 185 kBq/m^2 . Disse kan da forvente, en økt livstidsdose (over 50 år) med fra ca. 30 til 250 mSv. Til sammenligning kan vi nevne at en gjennomsnitt nordmann mottar en stråledose over 50 år på ca. 200 mSv (fra naturlig bakgrunnsstråling). Bruk av røntgen på sykehus og hos tannlege gir oss ca. 30 mSv i løpet av 50 år. Dette er doseforhold vi må ta i betraktning når vi skal vurdere stråleskader etter Tsjernobylulykken.

9.5 Forurensning rundt Tsjernobyl

Den største forurensningen er lokalisert til områdene rundt reaktoren. Under ulykken var det radioaktive stoffer både i lufta og på bakken, og det ga et strålenivå som førte til umiddelbar

evakuering av ca. 130 000 mennesker. Stråledosene til denne befolkningsgruppen er ikke bestemt, men folk på landsbygda (innen 15 km fra reaktoren) fikk størst doser. Det dreier seg om ca. 24 000 personer som fikk doser på omlag 450 mSv.

Det første året etter ulykken ble det innkalt over 200 000 arbeidere for å rydde opp (Det totale antall som hevder at de har vært med på oppryddingen er omkring 600 000.) Mange av disse fikk trolig betydelige stråledoser, men det vet vi lite om.

I 1989 begynte Sovjetunionen å frigi opplysninger om den geografiske spredningen av det radioaktive materialet. Opplysningene stemte dårlig overens med andre rapporter, som ga strålingen skylden for befolkningens dårlige helsetilstand. En rekke meldinger var i strid med våre kunnskaper om strålingens biologiske virkninger og konsekvenser. Sentralregjeringen i Sovjetunionen ba derfor om internasjonal hjelp i 1989.

Våren 1990 ble det dannet en ekspertkomité (**International Advisory Committee**) som skulle undersøke tilstanden i de forurensede områdene i Ukraina, Hviterussland og Russland. Komitéen skulle vurdere data som stråleverneksperter i Sovjetunionen hadde kommet fram til når det gjaldt forurensning, stråledoser og helsetilstand. Samtidig skulle de gi råd med tanke på ytterligere tiltak.

Komitéen besto av ialt 200 eksperter fra 23 land, og japaneren Itsuzo Shigematsu ble utnevnt til formann. Han har i mange år vært sjef for et institutt som har overvåket og analysert helsetilstanden til befolkningen som ble bestrålt ved atombombene i Hiroshima og Nagasaki ("Radiation Effects Research Foundation" i Hiroshima). Organisasjoner som deltok i den nye ekspertkomitéen var: **WHO** (Verdens helseorganisasjon), **IAEA** (Det internasjonale atomenergibyrå), **FAO** (FN's næringsmiddel- og landbruksorganisasjon), **UNSCEAR** (FN's strålevi tenkskapelige komité), **ILO** (Den internasjonale arbeidsorganisasjon) og **WMO** (Verdens meteorologiske organisasjon). I dette prosjektet ble det gjort 40 besøk til Sovjet, og laboratorier i østerrike, Frankrike og USA hjalp til i analysearbeidet. Dette er et av de mest ambisiøse internasjonale prosjekter som noen gang er gjennomført innen fagfeltet. Hvis noen skal bli trodd når det gjelder Tsjernobyl, må det nettopp være en slik gruppe av eksperter. Rapporten ble frigitt 21. mai 1991 (5 år etter ulykken).

Konklusjonene og problemene som ble belyst i rapporten var:

1. Den radioaktive forurensningen

Radioaktiviteten i drikkevann og næringsmidler var betydelig lavere enn grenseverdiene som sovjetmyndighetene hadde satt. Aktiviteten i melk og viltvoksende mat, lå av og til over grenseverdiene.

2. Stråledoser

I de hardest rammede områdene er den forventede ekstra livstidsdose (stråledose utover bidraget fra naturlig bakgrunnsstråling) beregnet til 80 - 160 mSv. De sovjetiske myndigheter har selv oppgitt verdier fra 150 - 400 mSv (se ekstraside for mer detaljer).

3. Helsetilstanden i de forurensede områdene

Det er ikke bekreftet at det er noen negative somatiske helseeffekter på grunn av stråling (når en ser bort fra en øking i skjoldbruskkjertelkreft som kom noe senere, - se nedenfor). En rekke lokale kliniske undersøkelser har vært dårlig gjennomført, og de

har gitt forvirrende og selvmotsigende resultater. Mange voksne trodde, eller hadde mistanke om, at de hadde en sykdom som skyldtes stråling. Barn var stort sett ved god helse. En del barn hadde lave hemoglobinverdier, men det var ingen forskjell mellom forurensede og "rene" områder.

Det har vært hevdet at immunforsvaret har blitt svekket hos befolkningen i de forurensede områdene. Dette er vanskelig å slå fast, men hvis en bruker lymfocytverdiene som mål for styrken av immunforsvaret, fant ikke komitéen noen forskjell hos folk som bodde i forurensede og ikke-forurensede områder. Det er m.a.o. lite som tyder på at immunforsvaret har blitt merkbart påvirket av ulykken.

Kreftforekomsten i området har økt det siste tiåret, men det gjorde den også i årene før ulykken. Gamle rapporter er ufullstendige, og den registrerte kreftøkningen skyldes trolig bedre diagnostikk og hyppigere helsekontroll. Opp til 1991 var det ikke registrert noen klar økning i forekomst av leukemi. Derimot er det en klar økning av kreft i skjoldbruskkjertelen hos barn som bor i området rundt reaktoren. Det er imidlertid vanskelig å bestemme noen doser basert på de kortlivede jodisotopene. Stråleindusert kreft har en latenstid på mange år (leukemi ser ut til å ha et maksimum etter 5 - 7 år).

Foreløpig finnes ingen statistisk vitenskapelig dokumentasjon på at strålingen har ført til fosterskader. Ut fra det vi vet om stråling og stråledoser, kan det bli vanskelig å finne kreft eller genetiske skader i et så stort omfang at det er mulig å bruke epidemiologiske metoder for å påvise en eventuell økning (se Kapittel 12).

4. Tiltak

Mot slutten av 1988 anbefalte den sovjetiske strålekommissjonen at alle som kunne forvente en ekstra livstidsdose på over 350 mSv, burde evakueres til et "rent område". Hvis vi anvendte et liknende evakueringskriterium i Norge, ville omkring en halv million nordmenn se seg nødt til å flytte fra sine boliger - særlig i områdene rundt Mjøsa der radondosene er betydelige. Den internasjonale kommisjon var forøvrig imot evakueringsforslaget. Det ville skape store psykiske og praktiske problemer, og dosereduksjonene ville bli minimale.



Plutonium rundt Tsjernobyl

Et russisk kart over området rundt Tsjernobyl. Reaktorområdet ligger midt i sirkelen som markerer 30 km sonen. Selve reaktoren ligger i Ukraina, men vi ser at grensen mellom Ukraina og Hviterussland (vist ved en tykk strek) går tvers gjennom 30 km sonen.

Det mørke området på kartet viser plutonium forurensning på mer enn $0,1 \text{ Ci/km}^2$ eller slik vi pleier ångi det, $3,7 \text{ kBq/m}^2$.

Når det gjelder Sr-90 er forurensningen stort sett begrenset til de samme områdene, men den strekker seg noe utover 30 km sonen.

Sr-90 forurensningen er fra 1 til mer enn 3 Ci/km^2 , det vil si fra 37 til mer enn 111 kBq/m^2 .

9.5.1 Konklusjon om Tsjernobyl

Idag, 12 år etter ulykken kan vi gjøre følgende konklusjon:

1. Tsjernobylulykken var den største og mest omfattende reaktorulykke vi har hatt.
2. Store landområder ble forurenset. Befolkningen må leve videre med Cs-137 og Sr-90 forurensning i flere hundre år.
3. Det har vært en betydelig øking i skjoldbruskkjertelkreft i de mest forurensete områdene i Hviterussland, Ukraina og Russland. Siden vi har brukt I-131 til medisinske formål uten å se en tilsvarende kreftforekomst, er det en utfordring for oss å få mer informasjon om de doser som er involvert. Videre er det en oppgave å finne frem til andre faktorer (genetiske og miljøfaktorer) som kan ha innflytelse for stråleindusert kreft.
4. Det er ingen observasjoner som viser at strålingen har ført til andre kreftformer i noen av de tre landene. Dette er også litt uforståelig fordi en ifølge de doseberegninger som er gjort kunne forvente omkring 500 leukemier (basert på det vi vet fra Hiroshima og Nagasaki-bombene).

Det er betydelig arbeid igang med å undersøke helsetilstand og kreftforekomst hos de som deltok i oppryddingsarbeidet (de såkalte "liquidators") etter ulykken. Det var en lang rekke mennesker som arbeidet kortere eller lengre tid etter ulykken i områder

med betydelig stråling. Det er svært viktig for stråleforskerne å finne frem til den stråledose de fikk mens de arbeidet.

5. Det er de psykiske effekter som er de mest alvorlige etter ulykken. En lang rekke mennesker har psykiske problemer som: depresjon, hypokonderi, hodepine, tretthet som nærmest er kronisk, dårlig konsentrasjon, redsel, følelse av håpløshet, mangel på kjønnsdrift og mange er både mentalt og fysisk utmattede.

For de som ble bestrålt eller lever i forurensede områder har en registrert en øking når det gjelder høyt blodtrykk, alkoholisme og til og med selvmord.

Hovedkonklusjonen av Tsjernobylulykken med hensyn til helse er at millioner av mennesker har psykiske problemer. Ulykken har skapt en resdel for stråling (vi kan kalle det "strålefobi" eller "radiofobi"). Dette må vi ta alvorlig. Vi tror at korrekt informasjon og kunnskap om stråling og radioaktivitet vil kunne hjelpe store grupper av mennesker og frigjøre dem fra den frykt som nå syntes å være fremherskende.

Vi tror at kunnskap om radioaktivitet, hvordan man beregner stråledoser, og sammenligner doser fra ulykker med doser fra naturlig stråling, medisinsk bruk og flyreiser vil være av stor betydning. De personer eller grupper som forsøker å overdrive strålefare har et betydelig ansvar for den økende stråleredsel vi har sett etter Tsjernobylulykken.

9.5.2 Andre reaktoruhell

Før Tsjernobylulykken har vi hatt to store reaktoruhell, men ingen av disse førte til noe særlig spredning av radioaktivitet, og konsekvensene for Norge har vært ubetydelige.

Windscale

I oktober 1957 tok det fyr i kjernen i en av de grafittmodererte reaktorene i Windscale, England (nå heter det Sellafield). Dette førte til frigjøring av omkring 600 TBq I-131, 45 TBq Cs-137 og 0,2 TBq Sr-90. Som en forstår, var det jodforurensningen som skapte størst bekymring, og allerede dagen etter ulykken ble det funnet I-131 i melk. Det medisinske forskningsrådet anbefalte at all melk som inneholdt over 3700 Bq/l ikke skulle benyttes. Det berørte melk fra et område på ca. 500 km². Den høyeste melkeaktiviteten ble målt til 50 000 Bq/l og stammet fra et gårdsbruk ca. 15 km fra reaktoren. Jodopptak i skjoldbruskkjertelen ble også registrert, og den høyeste dosen ble beregnet til 160 mGy.

Three Mile Island

Et nyere og mer kjent uhell er reaktorhavariet på Three Mile Island nær Harrisburg i Pennsylvania. Episoden skjedde 28. mars 1979. Kjølingen på en trykkvannsreaktor gikk tapt, og deler av reaktorkjernen smeltet i løpet av de 6 - 7 timene som gikk før reaktoren var dekket med vann. Reaktoren hadde sikkerhetsbeholder, og det var bare små mengder radioaktivitet som slapp ut. Ja, radioaktiviteten var faktisk langt mindre enn den aktiviteten som hvert år frigjøres fra de radioaktive kildene i Bad Gastein, - kildene som i sin tid ble ansett som svært helsebringende.

På grunn av en misforståelse mellom Nuclear Regulatory Commission og de offisielle myndigheter, ble barn og gravide i et område på 8 km fra reaktoren oppfordret til å forlate

sine hjem. Alle skolene i distriktet ble stengt, Denne reaksjonen viste seg å være helt unødvendig, og den skapte atskillig frykt og engstelse blant befolkningen.

Kapittel 10

Stråling og helse. Store doser

10.1 Innledning

Det ble forholdsvis tidlig klart at stråling kunne gi biologiske virkninger. I årene omkring århundreskiftet ble det gjort flere strålingsforsøk som vi i dag ville betegne som farlige og dumdristige. Hva var det så en oppdaget? Jo, stråling kunne gi hudforbrenning og håravfall, og i 1899 brukte svenskene Stenbeck og Sjøgren stråling til å fjerne en kreftsvulst fra nesetippen på en pasient. Det betyr at stråling i store doser kan drepe celler.

De første årene etter at radium ble tatt i bruk, laget en strålekildene i form av kapsler eller i små rør. Ved en strålebehandling ble det ofte benyttet parafinvoks. Den ble tilpasset det syke området på kroppen, og små radiumnåler ble puttet inn i parafinvoksen. På den måten prøvde en å behandle en rekke synlige hudsykdommer og svulster.

Det oppsto en tro på at stråling fra radioaktive kilder var godt for de fleste lidelser. Som eksempel har vi tatt med et PR-fremstøt fra 1913, og det viser hvordan enkelte tjente penger på å lage radioaktivt drikkevann (se Figur 10.1). Ved hjelp av en beholder og litt radiumsalt, kunne en lage radonholdig vann. Når en drakk dette vannet, fikk en i seg "helsebringende" radioaktivitet. Den gang, som nå, var det en rekke mennesker som var villige til å prøve metoder som på ingen måte var vitenskapelig anerkjent.

Bruken av stråling og behandlingen av radioaktive kilder var temmelig skjødesløs i disse årene. Det skyldtes liten kunnskap om strålingen og dens biologiske virkninger.



Figur 10.1: Et PR-fremstøt fra 1913 om radioaktivt drikkevann. Inne i en beholder med vann er det en sylinder der en legger et "trekkpapper" med radiumsalt. Når Ra-226 desintegrerer, dannes radon som slipper ut i vannet. Når vannet tappes, følger det med litt radon. Stråledosene det her er snakk om, er svært små, og vi kan trygt si at det hele var et harmløst fremstøt.

I dag vet vi mye mer om virkningene av ioniserende stråling. Desverre har vi ikke vært flinke nok til å formidle denne kunnskapen og mange er redd stråling og radioaktivitet. Stråling kommer langt ned på listen over de farer som omgir oss og det er derfor vondt å se den strålingsredsel som stadig kommer til uttrykk i mediene.

Vi vet at store stråledoser kan drepe levende celler, for eksempel kreftceller, og i forbindelse med kreftbehandling er stråling et uvurderlig hjelpemiddel. Vi vet også at store stråledoser til hele kroppen kan føre til akutte dødsfall (det betyr at døden inntreffer i løpet av noen dager eller etter noen få uker).

Når det gjelder betydningen av små og middels store stråledoser, er vi derimot langt mer usikre. Det skyldes hovedsakelig at det tar måneder og år før de biologiske effektene observeres. Vi vet at Marie Curie, og en rekke andre av hennes kolleger, døde av kreft. Det er grunn til å tro at dette var forårsaket av deres stadige omgang med stråling. Skjebnen til disse pionérene, samt en del andre erfaringer, gir gode holdepunkter for å hevde at stråling kan innebære en risiko for kreft. På den annen side er det også gode holdepunkter for å hevde at små stråledoser kan ha en positiv helseeffekt.

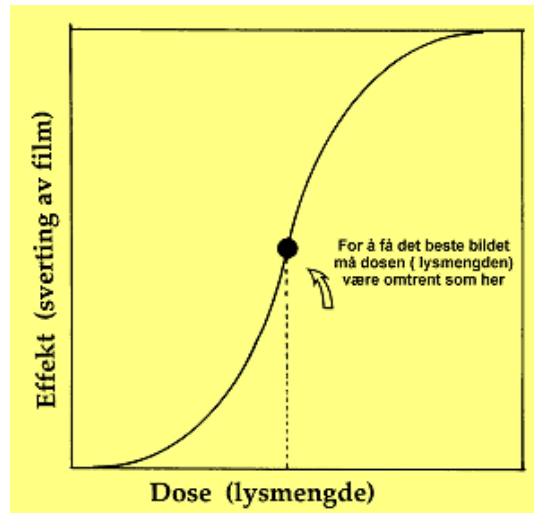
Stråledose er nøkkelordet når det gjelder de biologiske virkningene av stråling. Uten kjennskap til denne størrelsen, er det nærmest meningsløst å diskutere biologiske effekter av stråling. Sammenhengen mellom stråledose og virkning opptar mange forskere, og denne type kunnskap er en forutsetning for alle uttalelser om virkningsmekanismer og om helserisiko.

10.2 Dose-effekt-kurver

Strålevirkningen er avhengig av dosen. Jo større dose, desto større virkning. Forholdet mellom dose og virkning kaller vi en **dose-effekt-kurve**. Vi skal forsøke å belyse dette ved et relativt kjent eksempel.

Når vi bruker et fotoapparat, er det viktig at filmen eksponeres med riktig lysmengde (lysmålere i apparatet bestemmer dette automatisk). Er det for mye lys, blir filmen svart, og er det for lite lys, blir bildet blast og uklart. Svertingen av filmen er avhengig av lysmengden (det vil si dosen). Dette kan illustreres ved en kurve der lysmengden er gitt langs den horisontale akse og svertingen langs den vertikale (se Figur 10.2). Den S-formede kurven er det vi kaller en *dose-effekt-kurve*. I dette tilfellet gjelder den sverting av belyst film.

I arbeidet med stråling og biologiske effekter er det vanlig å angi resultatene i form av slike dose-effekt-kurver. En stor del av strålebiologien er konsentrert omkring dette problem. Dose-effekt-kurvenes form, særlig ved små doser, er et meget heftig debattert emne. Dette blir tatt opp i neste kapittel.



Figur 10.2: Dose-effekt-kurve for sverting av film. Langs abcissen avsettes lysmengde (dose) og langs den vertikale akse avsettes sverting (effekt).

10.3 Hva er en stor stråledose?

De som har lest kapitlene foran, burde vite hva en stråledose er og hvordan den måles. I de følgende kapitlene skal vi se på effekter av stråling på celler, dyr og mennesker. Ved hjelp av en rekke eksempler skal vi forsøke å vurdere strålingens biologiske betydning.

Når vi snakker om biologiske effekter, er det vanlig å bruke den avledede doseenheten sievert. Som vi husker, er effektiv dose (antall sievert) lik den fysiske målte dose (antall gray) multiplisert med en vektfaktor. Siden vi primært bruker røntgenstråling, γ -stråling og β -partikler, er vekt faktoren lik 1. Det betyr at dosen angitt i gray og sievert er like stor.

Når vi omhandler radon, som sender ut α -partikler (tungt ioniserende stråling), brukes en vektfaktor på hele 20. Nøytroner og annen partikkelstråling har også vekt faktorer større enn 1.

Men hva menes egentlig med en stor og en liten dose? Vi velger å definere dette på følgende måte:

*En stor dose er alt over 1 til 2 Gy, og en liten dose er mindre enn 0,1 Gy (100 mGy).
En ørliten dose er omkring 5 mGy.*

10.3.1 Hvor forekommer store doser?

Store stråledoser kan forekomme i forbindelse med:

1. Sterilisering av medisinsk utstyr. Strålingen kommer gjerne fra radioaktive kilder som Co-60 og Cs-137, og dosene varierer fra 20 til 40 kGy. Hensikten er å uskadeliggjøre bakterier, virus og sopp.

2. Strålebehandling av matvarer. Formålet med matvarebestråling er å ødelegge bakterier. Dosene er imidlertid noe mindre enn ved sterilisering (5 til 10 kGy) fordi større doser kan sette smak på enkelte varesorter.

3. Stråleterapi. På en rekke sykehus brukes stråling til behandling av kreft. Poenget er å drepe de syke cellene, mens de friske skal overleve. Dette er en balansekunst som er krevende, og det legges ned betydelig arbeid for å finne frem til behandlingsprogrammer som kan gi det gunstigste resultat.

Ved en strålebehandling er det viktig at den syke delen (det vil si svulsten) får så store doser at cellene dør. Dosene som brukes ved slike behandlinger er fra 10 til 70 Gy. Det er vanlig å gi stråledoser på 2 Gy pr. dag, 5 dager i uken. Strålingen stammer gjerne fra spesielle høyvoltageapparater, f.eks. lineærakseleratorer. Slike apparater gir røntgenstråling med energier opp til 30 MeV, og dybde-dosekurvene blir svært gunstige (se Figur 6.3). En kan også bruke elektroner fra lineærakseleratorene direkte i behandlingen, men dosemetrien er gjerne noe mer komplisert. Til strålebehandling kan en også bruke γ -kilder, for eksempel Co-60, men gammakildene blir i stadig større grad erstattet av lineærakseleratorer.

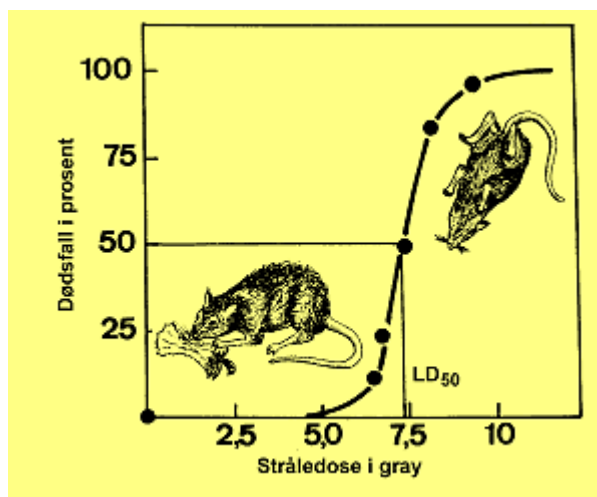
Når stråledosen gis i porsjoner (fraksjonert behandling), er den mindre effektiv enn når dosen gis som én stor enkeltdose. Jo mindre dosene er ved hver behandling, desto mindre effektiv er totaldosen. Det er likevel flere fordeler ved en slik oppdeling - blant annet for å løse problemet med oksygenfattige celler (se Kapittel 12). Erfaringer har vist at fraksjonert behandling gir det beste resultat når det gjelder å drepe en kreftsvulst uten at det friske vevet ødelegges på en uakseptabel måte.

4. Beinmargstransplantasjoner. I forbindelse med beinmargstransplantasjoner har en ofte brukt helkroppsbestråling for å "slå ut" den gamle beinmargen. I dag er det mer vanlig å bruke cellegifter til dette formål. Dosen ved en strålebehandling var gjerne 12 Gy (6 dager á 2 Gy). Dette ødela beinmargen fullstendig og ville ført til døden hvis en ikke overførte ny beinmarg. Det er en god del mennesker som har fått så store stråledoser.

5. Ulykker. Det har forekommet noen få ulykker der dosene er så store at det har ført til døden i løpet av noen få dager. Før Tsjernobylulykken kjente vi omkring 50 - 60 slike ulykker. I 1982 hadde vi en ulykke i Norge der en ingeniør på Institutt for energiteknikk gikk inn i et rom med en meget sterk Co-60-kilde. Han fikk en dose til kroppen som ble bestemt til 22 Gy (se senere).

10.4 LD₅₀-doser

La oss se på et eksperiment med rotter som ble bestrålt med store stråledoser. Dyrene ble delt inn i fem grupper (ca. 15 rotter i hver gruppe). De ble observert etter bestråling, og en registrerte hvor mange som døde i hver gruppe i løpet av 30 dager. Resultatet er vist i Figur 10.3. Dosen er avsatt langs den horisontale akse og prosent dødsfall langs den vertikale. Dette er en dose-effekt-kurve, og den viser at alle rottene overlevde en dose på ca. 5 Gy. Det var derimot ingen rotter som overlevde en dose på 10 Gy. Resultatene i Figur 10,3 viser at halvparten av rottene døde ved en dose (kalt LD₅₀) på ca. 7.5 Gy



Figur 10.3: Dose-effekt-kurve for stråleindusert rottedød.

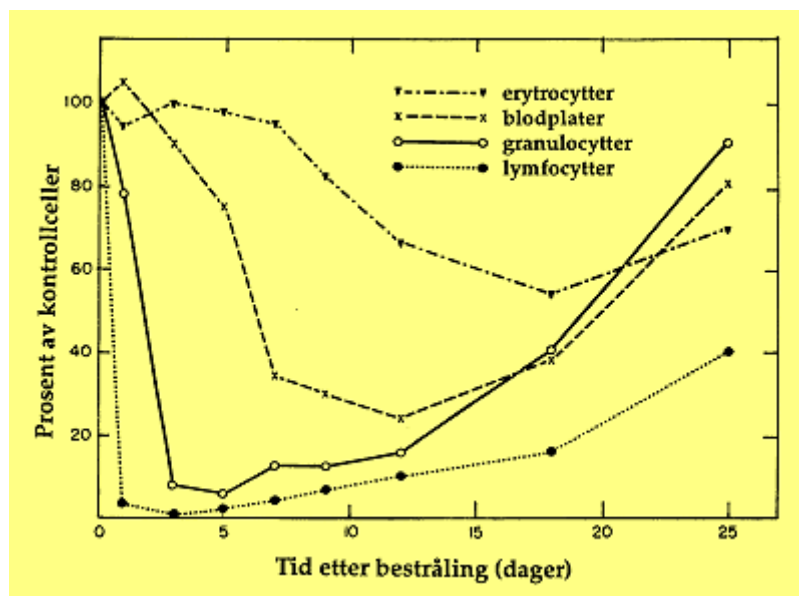
Nå dyr og mennesker utsettes for stråling, vil de bloddannende organene (beinmargen) reagere raskest. Ved høye doser vil produksjonen av både hvite og røde blodlegemer, samt blodplater, avta som vist i Figur 10.4. Når produksjonen av blodlegemer reduseres, vil immunsystemet svikte, og etter én til to uker kan det oppstå livstruende infeksjonssykdommer. Hvis stråledosene er mindre enn 4 - 5 Gy, er det gode muligheter for at beinmargen vil gjenoppta produksjonen av blodlegemer, og overlevelsessjansene er store. Dette skjer innen 3 - 4 uker, og følgelig er 30 dager en rimelig valgt grense for det en vil kalle "akutt stråledød".

Vi kan bestemme LD₅₀-dosen for en rekke dyreslag, og noen verdier er oppgitt i Tabell 10.1. Enkelte encellede dyr (for eksempel bakterier, tøffedyr eller paramecium) kan overleve doser på 2000 - 3000 Gy.

Når det gjelder mennesker, har vi ikke nok informasjon for å angi en bestemt LD₅₀-dose. Grunnen er nokså innlysende, - vi kan ikke gjøre strålingseksperimenter med mennesker. Frem til i dag har tilfeldige ulykker gitt oss en del informasjon som vi kan bygge på.

Tabell 10.1: LD₅₀-doser

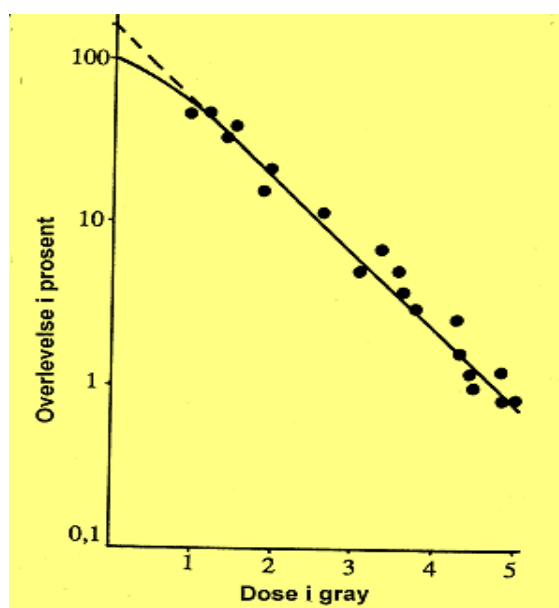
Dyreslag	Dose i Gy
Hund	3,5
Ape	6
Rotte	7,5
Frosk	7
Hare	8
Skilpadde	15
Gullfisk	23
Menneske	2-3



Figur 10.4: Helkroppss stråledoser fører til forandringer i antall blodceller. Her vises resultatet av moderate doser til rotter.

10.5 Akutt strålesyke

Allerede i 1906 viste Bergonie og Tribondeau at strålefølsomheten varierte fra celletype til celletype. Celler som deler seg raskt og celler som er udifferensierte, er mest strålefølsomme. Det betyr at beinmarg, eggstokker, testikler og epitelvev er mer strålefølsomme enn lever, nyrer, muskler, hjerne og bein. Dette spiller en stor rolle når hele kroppen blir utsatt for en stråledose. Beinmargen, epitelvev i mage/tarm, gonader, lymfocytter og huden får de største skadene. Skader på beinmargen er den viktigste dødsårsak for doser i området fra 2 til 10 Gy, mens skader på mage/tarm-epitelvevet er viktigst for doser i området fra 10 til 100 Gy. For kjempedoser over 100 Gy er skader på sentralnervesystemet viktigst.



Figur 10.5: Overlevelseskurver for beinmargceller hos mus bestrålt med Co-60 γ -stråling.

Beinmarg-syndromet

Som nevnt ovenfor, vil beinmargssvikt være den viktigste dødsårsaken for helkropps doser i området fra 2 til 10 Gy. Stråling fører til at cellene dør eller stopper i utviklingen. En dose på 5 Gy vil drepe ca. 99% av stamcellene hos mus (se Figur 10.5). Stamcellene er helt avgjørende ved fornyelsen av de sirkulerende blodceller (erythrocytter, granulocytter og trombocytter). Bestråling fører til en reduksjon av disse celletypene, noe som i sin tur kan gi anemi, blødninger og infeksjoner.

Sykdomstegn som oppstår er kvalme, oppkast og diaré (noe i likhet med sjøsyke). Dette går relativt raskt over, og etter et par dager er en fri for symptomer. Deretter går det en kort periode før konsekvensene av tapte blodceller gjør seg gjeldende. Da kan det igjen oppstå betydelige diaréer, som ofte er blodige, og ikke minst vil det oppstå ubalanse i væskesystemet. En slik ubalanse, samt blødninger, forekommer i alle organer. Når det i tillegg oppstår infeksjoner, kan det føre til døden i løpet av noen uker.

Mage/tarm-syndromet

For helkropps doser mellom 10 og 100 Gy er overlevelsestiden sjelden mer enn en uke. Skader på epitelvevet i tarmen resulterer i betydelige infeksjoner fra tarmfloraen. På engelsk kaller en det "*The gastrointestinal syndrome*". I tillegg er det nesten fullstendig stopp i stamcelledelingen, slik at blodcellene forsvinner i løpet av noen få dager. Etter 2 - 3 dager er nesten alle granulocytene borte.

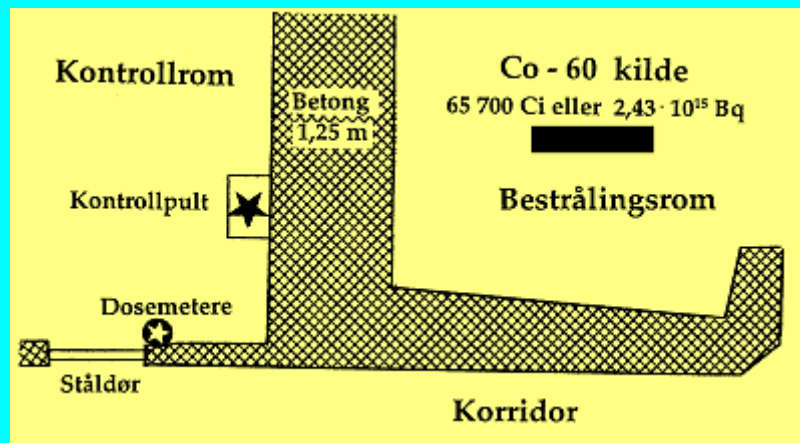
Symptomene som oppstår er smerter i mage og tarm, kvalme og oppkast og en stadig økende diaré. Dette gir betydelig væsketap, og tap av væske og elektrolytt gir endringer i kroppens serumsammensetning. I tillegg vil det oppstå infeksjoner.

Sentralnerve-syndromet

Hvis stråledosene er over 100 Gy, vil de fleste dyr dø løpet av 48 timer som følge av "sentralnerve-syndromet". Symptomene er irritabilitet og hyperaktive responser (ligner epileptiske anfall), som raskt etterfølges av slapphet, oppkast og diaré. En blir ute av stand til å koordinere bevegelsene, det oppstår skjelvninger og koma. Etterhvert vil det oppstå respirasjonsproblemer som fører til døden. Symptomene skyldes skader på hjernens nerveceller og blodårer. Det oppstår permeabilitetsendringer i blodårene og umiddelbare forandringer i elektrolyttbalansen. Væsketap fra blodårene gir økt væsketrykk i hjernen. Det er mulig at respirasjonssenteret i hjernen blir skadet spesifikt, - undersøkelser har nemlig vist at enkelte dyr dør uten synlige hjerneskader (post mortem-undersøkelser).

Stråleulykke i Norge

I september 1982 hadde vi en stråleulykke med dødelig utgang ved Co-60 anlegget på Kjeller. En ingeniør som arbeidet ved anlegget, ble utsatt for en stor stråledose. Han var alene ved anlegget da ulykken skjedde. Et sammentreff av tekniske feil ved en sikkerhetslås og en varsellampe, i tillegg til brudd på sikkerhetsrutinene, førte til at han kom inn i bestrålingsrommet mens kilden sto i uskjermet stilling. En skisse av rommet med Co-60 kilden er vist nedenfor. Kilden var på 2430 TBq.

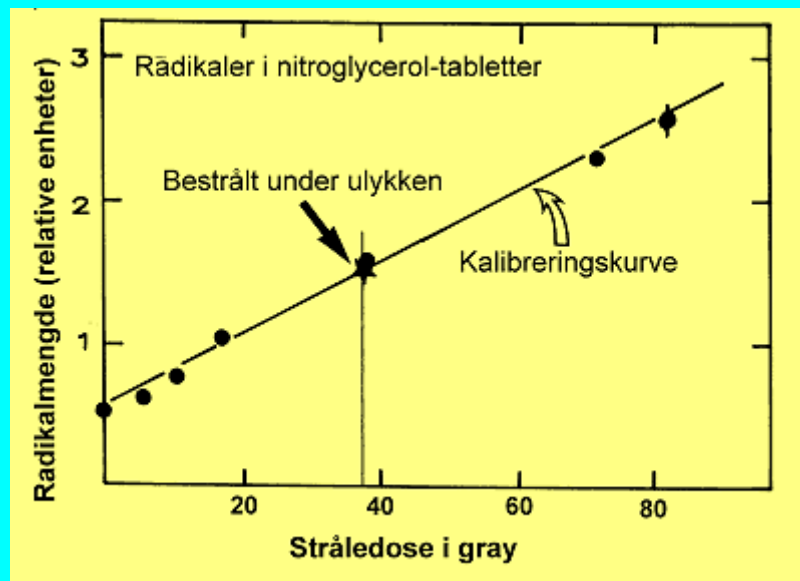


Mannen ble funnet utenfor anlegget med tydelige sykdomstegn. Siden han hadde angina pectoris, trodde en først at det var akutt hjerteinfarkt. Da de andre kom på jobb, ble det klart at mannen hadde vært utsatt for en stråleulykke. Han fikk akutt strålingssyndrom, med skader i de bloddannende vev. Blodverdiene gikk ned på samme måte som vist i Figur 10.4. Han ble behandlet med antibiotika og blodoverføringer, men døde 13 dager etter ulykken.

Dosemålinger (se neste side) viste at mannen fikk en midlere kroppsdose på ca. 22,5 Gy. Beinmargsdosen var ca. 21 Gy, mens dosen til hjernen ble beregnet til 14 Gy.

Doser ved stråleulykker

Det er vanskelig å bestemme doser ved stråleulykker. Ulykkene skjer gjerne uten varsel, og det er som regel dårlig med måleutstyr akkurat der og da. Personer som bruker stråling i sitt arbeid, bærer gjerne med seg et dosemeter. Ved ulykken på Kjeller ble det brukt et filmdosemeter. Det er brukbart for helkropps doser opptil 1 Gy, men ikke for doseområder der det står om liv eller død (3 - 12 Gy). Vi skal vise hvordan vi bestemte stråledosene ved Kjellerulykken.



For å måle en dose **etter** at en ulykke har funnet sted, må en lete etter stofforandringer (evt. skader) som er forårsaket av strålingen og som er relativt permanente. En type forandringer, er dannelsen av frie radikaler i tørt materiale (klær, negler, tenner, etc.).

Ved Kjellerulykken brukte den forulykkede ingeniøren nitroglycerol-tabletter på grunn av hjerteproblemer. Han hadde alltid en eske tabletter i bukselommen. Disse ble bestrålt sammen med mannen, og mengden av dannede radikaler ga et mål for stråledosen. Radikalmengden ble bestemt ved ESR (se Kapittel 12.2).

Samme type tabletter ble anskaffet og eksponert med kontrollerte doser i området 1 - 80 Gy. Ved å sammenligne test- og ulykkestablettene, kunne en slå fast at mannen hadde fått en stråledose på 40 Gy til bukselommen.

Deretter ble det gjort målinger på et fantom (en menneskemodell) som ble plassert i bestrålingsrommet, - på nøyaktig, samme måte som den forulykkede ingeniøren. En stråledose som ga 40 Gy til fantomets bukselomme, representerte en midlere kroppsdose på hele 22 Gy.

Kapittel 11

Stråling og helse. Små doser og risikoberegninger

11. 1 Innledning. Dose effekt kurven

Vi vet mye om de biologiske effektene av store stråledoser, men er langt mer usikre når det gjelder små doser. Jo mindre dosene er, desto mindre eksakt er vår kunnskap. I de fleste eksperimenter med dyr og planter bruker en store stråledoser (opp til flere Gy), fordi en da har klare og signifikante resultater. Når dosene avtar, vil også effektene avta. I eksperimentelt arbeid kan dette til en viss grad kompenseres ved å øke antall forsøksobjekter (dyr), men når en kommer ned til virkelig små doser (det vil si fra en årlig dose på noen få mGy til en akutt dose på ca. 50 mGy), må antallet øke i en så stor grad at eksperimenter og/eller epidemiologiske studier blir umulig.

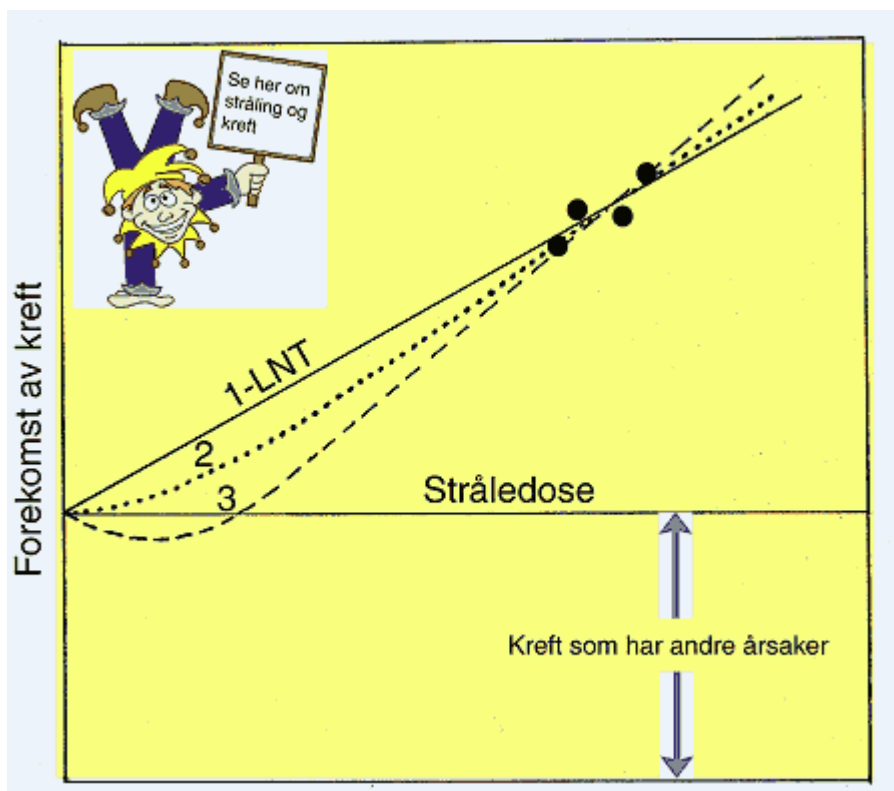
I epidemiologiske studier sammenligner en små stråledoser med en biologisk effekt som kreft hos en gruppe mennesker. Eksempler er lungekreft og radondoser, kreft etter Hiroshima og Nagasaki bombene, helse-effekter og stråling etter Tsjernobylulykken etc. Slike studier har gitt mange forvirrende resultater, men de blir ofte viet stor medieoppmerksomhet.

I dette kapittel skal vi diskutere helse-effekter og risiko for små stråledoser. Vi skal konsentrere oss om forekomst av kreft. Den helt avgjørende faktor i en slik diskusjon er dose effekt kurven.

Formen på dose effekt kurven er avgjørende for alle risikoberegninger

En diskusjon om dose effekt kurven for lavdose-området må inneholde både eksperimentelt arbeid og modeller.

Steilheten på dose effekt kurven (det som matematisk kalles "den deriverte") er et mål for risiko. Følgelig er alle risikoberegninger nøye knyttet til dose effekt kurven og dens form. Noen mulige dose effekt kurver er skissert i figur 11.1. Disse skal vi diskutere i dette kapittel.



Figur 11.1 Figuren viser 3 forskjellige dose effekt kurver for forekomst av kreft. Kurven som er merket 1-LNT (det står for "Linear No Threshold") er rettlinjert og har ingen terskel. Den blir brukt av strålevernet (ICRP). Kurve merket 2 er en kombinasjon av en lineær og en kvadratisk kurve (på engelsk "linear quadratic curve"). Kurven merket 3 er en tredje form som inkluderer både en terskel så vel som en "hormetisk" del ved de aller minste dosene. De fylte ringene markerer observerte data for høydose-området. Alle tre kurvene er tilpasset de observerte data i høydose-området

Hvis kurve 1-LNT er den riktige (lineær og uten terskel) er det lett å beregne helse-effektene på grunn av radioaktiv forurensning og ulykker som Tsjernobyl. Grunnen til det er at en rett linje fører til en risikofaktor som er uavhengig av stråledosen (den deriverte av en rett linje er en konstant). Videre kan vi bruke begrepet "kollektiv dose" (se kapittel 4). Den totale effekt for en befolkning av en atomulykke er ifølge 1-LNT modellen lik produktet av risikofaktoren og den kollektive dose. For alle andre former av dose effekt kurven vil risikoberegningene bli langt mer kompliserte og i virkeligheten umulige.

Små stråledoser vil aldri gi akutte effekter. Når det gjelder mulige seneffekter er det kreft og genetiske skader vi tenker på. I vår diskusjon av dose effekt kurvens form skal vi ta med en del nyere forskning om reparasjonsprosessene og eksperimenter som viser at små stråledoser kan stimulere immunsystemet, cellevekst og reparasjonssystemet.

Hvordan kan vi få informasjon om dose effekt kurven ?

Vi kan oppnå informasjon om dose effekt kurven på 2 måter:

1. Eksperimenter og observasjoner.

Vi kan gjøre eksperimenter med dyr og vi kan gjennomføre epidemiologiske studier på grupper av mennesker som er blitt utsatt for stråling.

2. Teoretiske modeller og forskning på mekanismer.

Punkt 2 er mest lovende og spennende. Hvis vi antar at stråleindusert kreft skyldes en stokastisk prosess (det vil si et tilfeldig treff som for eksempel en ionisasjon) så vil dose effekt kurven bli lineær og uten terskel (kurve 1-LNT i figur 11.1). Hvis derimot strålingen setter igang andre prosesser som i sin tur er doseavhengige og som kan vekselvirke med de prosesser som fører til kreft, så vil den lineære kurve ikke være korrekt.

11.2 Eksperimentell informasjon om stråling og kreft

Det kan synes merkelig for mange at stråling som brukes til å helbrede kreft også innebærer en risiko for å få kreft. Dette skyldes at strålingen starter en rekke prosesser i en celle. Hvis stråledosene er store så vil de drepe cellen, - og en "død celle kan ikke utvikle seg til en kreftcelle". En liten dose derimot kan føre til skader, som hvis de ikke repareres, kan transformere cellen til en kreftcelle som i sin tur kan dele og dele seg og gi en kreftsvulst.

Noen få år etter oppdagelsen av radioaktivitet og røntgenstrålingen, oppdaget man de første stråleinduserte krefttilfellene. Det var ofte leger som fikk "basalcelle kreft" (en form for hudkreft) på hender og armer. Videre var det arbeidere i urangruvene som fikk lungekreft. En rekke jenter som malte radium på klokkevisere slik at de skulle være selvlysende fikk beinkreft. Madame Curie døde av blodkreft som ganske sikkert var forårsaket av hennes arbeid med radioaktiviteten.

Før vi går løs på eksperimenter og observasjoner som kan gi informasjon om dose effekt kurven skal vi diskutere noen viktige punkter om stråling og kreft.

1. Krefttype

Stråling gir ingen nye typer eller spesielle former for kreft. Det er likevel enkelte kreftformer som forekommer hyppigere enn andre, for eksempel leukemi. De fleste kreftformer kan trolig forårsakes av stråling, men det er viktig å understreke at stråling spiller en forholdsvis beskjeden rolle som kreftårsak hos mennesker.

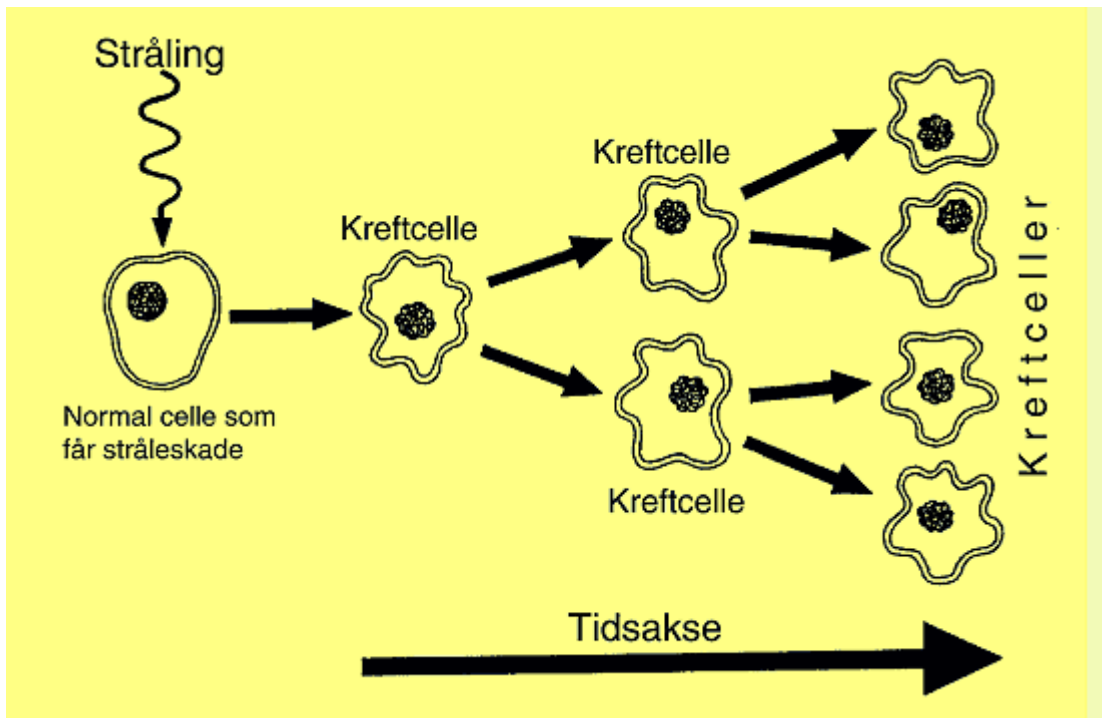
Det er derfor umulig å avgjøre om et aktuelt krefttilfelle skyldes stråling, eller om det er andre årsaksfaktorer som er inne i bildet.

2. Latenstid

Når det gjelder kreft, enten årsaken er kjemiske stoffer, røyking eller stråling, vet vi at det går en viss tid mellom eksponering og frem til tidspunktet da sykdommen oppdages. Denne perioden kalles **latenstiden**. Vi vet lite om hva som skjer i denne perioden, men det er foreslått flere mulige mekanismer for hvordan kreft utvikler seg fra molekylære prosesser i en celle til en registrerbar svulst eller en annen sykdomsbetinget endring.

En teori for dannelse av kreft er mutasjonsteorien. Den antar at kreft starter med en skade i en av kroppens vanlige celler. Hvis skaden består i en genforandring som ikke repareres (eventuelt feilrepareres), har vi fått en såkalt "**somatisk**" mutasjon. En tilsvarende forandring i en kjønnselle kalles for en "**genetisk**" mutasjon.

En mutasjon kan skyldes en DNA-skade eller en skade som oppstår gjennom delingsprosessene. Slike forandringer kan resultere i at en normal celle transformeres til en kreftcelle. Hvis, eller når cellen deler seg, dannes det to kreftceller. Cellene må dele seg omkring 20-25 ganger før vi kan observere en ertestor svulst. Dette tar tid og utgjør latenstiden (se figur 11.2).



Figur 11.2 Mutasjonsteorien for kreft innebærer at en normal celle forandres til en kreftcelle. Når den deler seg, blir det to kreftceller. Antallet øker fra 2 til 4 - 8 - 16 - 32 osv. Etter 20 delinger har vi over én million kreftceller, og svulsten kan oppdages. Tiden det tar kalles latenstiden.

Latenstiden kan strekke seg fra noen måneder og opp til flere år. Når det gjelder stråling, mener en at latenstiden er kortest for leukemi. Data fra Hiroshima og Nagasaki har vist at leukemi forekomsten hadde et maksimum etter ca. 5 - 7 år. For andre kreftformer kan latenstiden være fra 10 til 20 år eller mer.

Det faktum at en risiko er knyttet til en latenstid, er sikkert uvant for mange. Når det gjelder andre typer risiki, for eksempel trafikkulykker, skjer skaden eller uhellet der og da. På den annen side vet vi at det kan oppstå senskader også etter en trafikkulykke.

Vi må også nevne at latenstiden syntes å avhenge av dosen. Således vil latenstiden øke dess mindre dosen er. I denne forbindelse kan en jo bemerke at hvis latenstiden blir riktig lang, slik at den strekker seg ut over resterende forventet levetid, vil eventuelle effekter av strålingen bortfalle.

3. Doseterskel

Et annet viktig spørsmål når det gjelder stråleindusert kreft, er hvorvidt det eksisterer en nedre dosegrense. Det ville i så fall bety at alle doser under en gitt grense ikke representerer noen fare.

Som vi skal se er det ingen eksperimentelle dyredata eller epidemiologiske humane data som kan løse problemet med en terskelverdi. De data vi har, er mest i tråd med kurveformene 2 og 3 i figur 11.1 (se senere).

Hvis vi vender oss til teoretiske modeller vil, som nevnt, den stokastiske modellen, som starter ut med en enkel ionisasjon, ikke gi noen terskelverdi. En rekke forskere hevder at en ikke kan utelukke at en enkel ionisasjon eller prosess kan gi en skade som i sin tur kan utvikle en kreftsvulst. Det er vanskelig å bevise en slik hypotese, og som vi skal se i avsnitt 11.5, kan strålingen påvirke en rekke prosesser i cellen, - noen negative og noen positive.

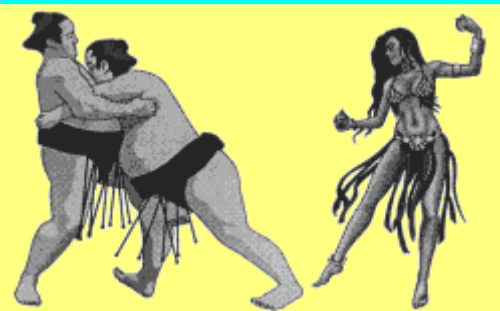
I sammenheng med "en-ionisasjons teorien" er det interessant å merke seg det store antallet ioniseringer som skjer i kroppen hvert eneste sekund. Den naturlige bakgrunnsstrålingen fører til omkring 500 millioner ioniseringer pr. sekund i et voksent menneske (se innrammet side).

Det kan godt tenkes at vi aldri får tilstrekkelig informasjon til å avgjøre spørsmålet om det finnes en doseterskel for de skadelige effektene av stråling.

4. Dosehastighet

Dosehastigheten, det vil si hvor fort dosen gis, spiller en viktig rolle for dannelsen av kreft hos dyr. En stråledose gitt over kort tid, er langt farligere enn en tilsvarende dose som gis over et lengre tidsrom (i risikoanalyser introduseres gjerne en dosehastighets reduksjonsfaktor).

Grunnen til at dosehastigheten spiller en rolle, er trolig knyttet til reparasjonsprosessene i cellene. Når en skade repareres, bortfaller konsekvensene. Store dosehastigheter gir mange skader på en gang, og i slike situasjoner kan det skorte litt på kapasiteten i "reparasjonsverkstedet". Det er rimelig å anta at den brøkdelen som repareres under slike omstendigheter er mindre enn når reparasjonssystemet har mer tid til rådighet (d.v.s. når dosehastigheten er liten).



Ioniseringer i kroppen vår

De fleste blir forbauset og litt vantro når de hører at naturlig stråling fører til omkring 500 millioner ioniseringer i kroppen hvert eneste sekund. Hvis du er interessert i å vite hvordan vi finner frem til dette, så følg med:

Antall ioniseringer er proporsjonalt med kroppsvekten. For en sumobryter kan antall ioniseringer fort komme opp i 1 milliard pr. sekund, mens det neppe er mer enn halvparten for danserinnen.

Figur 7.1 angir de ulike strålekilder og tilhørende årsdoser (gitt i mSv). Ved beregning av antall ioniseringer, må vi se på stråleenergien som absorberes i kroppen og regne årsdosene i **mGy**. Det betyr at radon, med sin høye vektfaktor, spiller en vesentlig mindre rolle enn antydnet i Figur 7. 1. Hvis vi videre kutter ut doser fra medisinsk strålebruk, vil de naturlige strålekildene gi oss en årsdose på ca. 1,5 mGy. Det betyr at 1,5 millijoule strålingsenergi blir absorbert pr. kg pr. år.

For atomære prosesser er det vanlig å angi energien i elektronvolt (eV). Den er definert som;

$$1\text{eV} = 1,6 \cdot 10^{-19} \text{ J}$$

En dose på 1,5 mGy, omregnet til elektronvolt, blir dermed:

$$9,4 \cdot 10^{15} \text{ eV}$$

Videre må vi finne ut hvor mye energi som går med til én ionisering.

Vi vet at det går med ca. 34 eV for å danne et ionepar i luft. Samtidig dannes det flere eksitasjoner, men det skal vi holde utenfor i dette regnestykket.

La oss anta at det går med 34 eV til én ionisering i kroppen. Antall ioniseringer pr. kg pr. år blir da:

$$2,75 \cdot 10^{14}$$

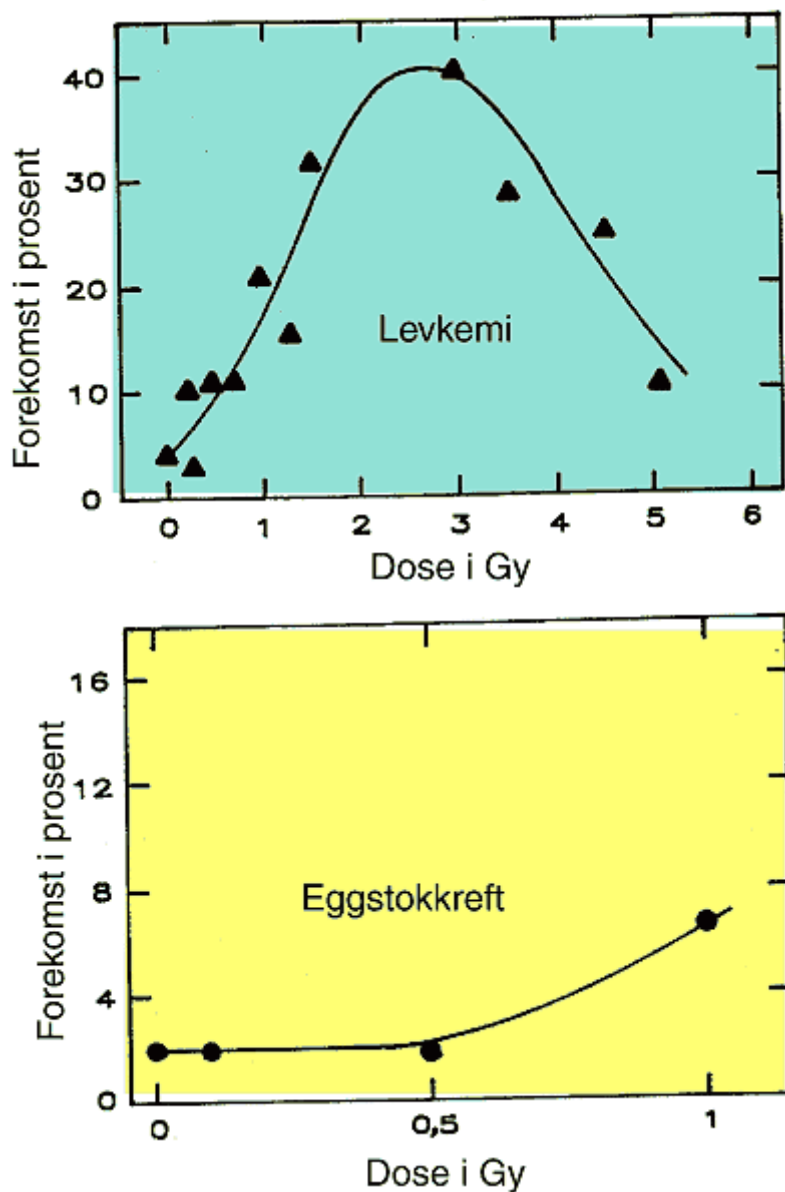
Hvis en person veier 70 kg, blir det totale antall ioniseringer pr. sekund:

$$(2,75 \cdot 10^{14} \cdot 70)/(365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60)$$

Utregnet blir det 610 millioner ioniseringer pr. sekund. Dette er et ufattelig stort tall, og det er lite vi kan gjøre for å hindre alle disse ioniseringene. Vi er tilpasset et naturlig strålingsnivå og har et reparasjonssystem. Vi har ikke noe grunnlag for å hevde at det fører til skadelige effekter. Vi vet således ikke om det ville vært en fordel å flytte til et sted med lavere bakgrunnstråling.

11.3 Stråleindusert kreft hos dyr

Mye av det vi vet om stråling og kreft bygger på dyreforsøk, gjerne med rotter og mus. Dyrene bestråles med relativt store doser, og antall krefttilfeller blir registrert. Eksperimentene omfatter både helkroppsbestråling og lokal bestråling til bestemte organer. Et par eksperimenter er vist i Figur 11.3.



Figur 11.3. Dose-effekt-kurver for stråleindusert kreft hos mus. Det gjelder to ulike kreftformer; leukemi (fylte trekant) og eggstokkreft. I begge tilfellene er stråledosene langt større enn det vi betrakter som "små doser".

Den øverste kurven viser dose-effekt-kurvens form ved store stråledoser. Vi ser at kurven synker når dosene overstiger 2 - 3 Gy, men det betyr ikke at risikoen avtar når dosene blir store. Det betyr ganske enkelt at for store doser vil dyrene dø og de lever ikke lenge nok til å utvikle kreft.

Som tidligere nevnt har vi to prosesser eller strålingseffekter som mer eller mindre konkurrerer; stråleindusert død og transformasjon av celler. For store doser vil stråleindusert død dominere både for celler og dyr.

Den nederste kurven viser et eksperiment der mus ble bestrålt med γ -stråling fra Cs-137, og forekomsten av eggstokkreft ble registrert. I dette eksperimentet ble det påvist at dosehastigheten var svært viktig. Kurven i Figur 11.3 gjelder en dosehastighet på 83 mGy pr. minutt. Hvis dosehastigheten økte til 450 mGy pr. minutt, viste det seg at antall krefttilfeller steg, selv om totaldosen var den samme. Figuren viser at doser under 1 Gy gir få tilfeller av eggstokkreft. Andre dyre-eksperimenter har gitt tilsvarende resultater.

Vi kan konkludere med at eksperimenter med mus gir informasjon om store stråledoser og kreft, men vi får liten eller ingen informasjon om dose effekt kurven i lavdose-området.

11.4. Epidemiologiske studier

En rekke mennesker har fått langt større stråledoser enn gjennomsnittet, enten gjennom sitt arbeid eller på annen måte. Disse gruppene kan en nå studere med hensyn til forekomst av kreft og de kan kanskje si oss noe om dose effekt kurven for stråleindusert kreft. Vårt mål er å få informasjon om risikoen for kreft, særlig i lavdose-området.

Den oppgave som er skissert ovenfor har to viktige sider som begge er avgjørende ved risikoberegninger; én medisinsk der helseskadene blir konstatert (diagnostikk av kreft), og én fysisk der stråledosen bestemmes. Det siste punktet er det vanskeligste.

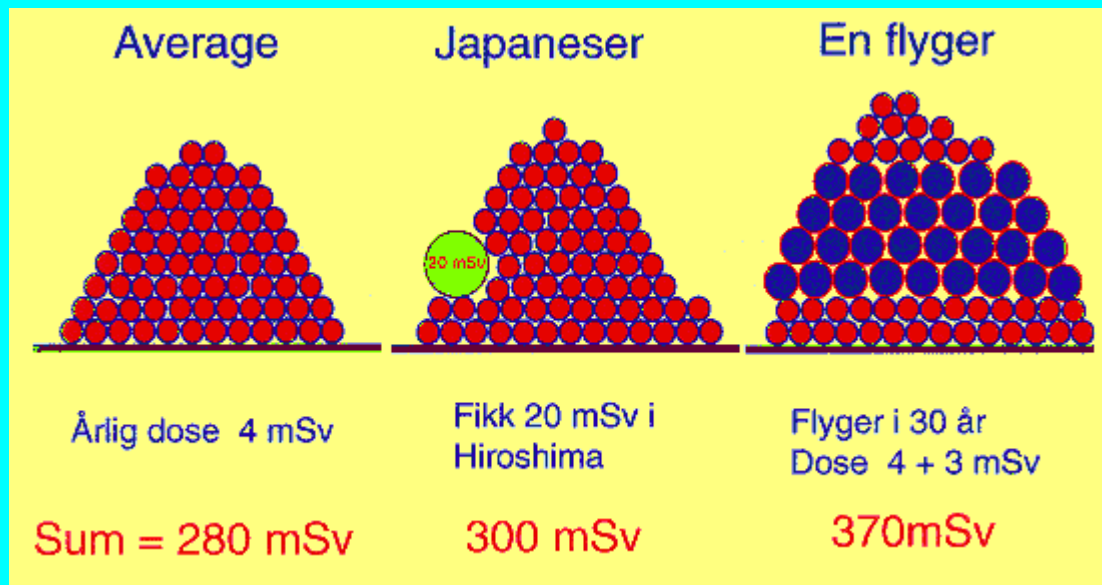
Stråledosen

Det er lett å bestemme stråledosen i et planlagt laboratorie-eksperiment. Det er langt vanskeligere når en har en ulykke. I en ulykke har en sjelden med seg et dosemeter og følgelig sitter vi igjen med problemet å beregne stråledosen ut fra den informasjon en kan få etter ulykken.

I det tilfellet stråledosen blir gitt over et vist tidsrom, for eksempel dager, uker og år er det ennå vanskeligere. For å gi deg en liten ide om de vanskeligheter en møter i epidemiologiske studier, skal du se på følgende.

Livstidsdoser og variasjon

I vår diskusjon om betydningen av små doser er det ofte en ser bort fra bakgrunnsdosen, dens variasjon fra år til år for hver enkelt av oss og hva det tilslutt summer seg opp til gjennom et langt liv. Livstidsdosen er forskjellig fra en person til en annen, og den årlige dosen kan variere betydelig avhengig av bosted og livsstil. Som eksempel skal vi sammenligne 3 personer. I figuren har vi forsøkt å angi hvordan stråledosene har summert seg opp år for år gjennom en 70 års periode.



Hver enkelt lille sirkel representerer en årsdose.

1. En gjennomsnittsperson

Den "første haugen" med årsdoser gjelder for en gjennomsnitt nordmann. Kari og Ola får i middel hvert år en dose på 4 mSv (se figur 7.1). En har det samme dosenivå i store deler av verden, men det finns områder med både mindre og større årsdoser.

For de fleste av oss vil årsdosene variere i løpet av livet. Noen ganger er du ute på flyreiser, har sykdom som krever røntgen eller det hender at en flytter fra et hus til et annet. Alt dette kan influere betydelig på årsdosen og følgelig på den samlede livstidsdose.

2. En japaneser i Hiroshima.

I det eksempelet har vi antatt at japaneren var 20 år da bomben falt i 1945. Han fikk da en akutt stråledose på 20 mSv. Både før og etter har han fått en stråledose som en gjennomsnitt nordmann.

3. En flyver i 30 år.

I dette eksempelet har vi antatt at vedkommende har vært flyver i 30 år. Han har i disse årene fått en ekstradose på 3 mSv pr. år, - og det er ikke uvanlig for en flyver eller et kabinpersonale. Ellers er årsdosene som for gjennomsnittet i Norge.

Vi kan selvsagt lage tallrike eksempler av samme type som ovenfor. Du vil fort se at de

såkalte livstidsdoser (oppsamlede doser i 70 år) vil variere fra omkring 150 mSv og oppover. Flyveren i vårt eksempel får en dose på 370 mSv, - langt mer enn japaneren som ble bestrålt i Hiroshima. Du vil finne mange med livstidsdoser opp til mer enn 1000 mSv, - og fortsatt må vi regne det som normalt.

Så kommer spørsmålet

Hvordan skal en gå fram for å observere en helseeffekt fra en liten ekstradose? Det kan for eksempel være japaneren med en akutt dose på 20 mSv, eller en forsker som har fått en ekstradose på 20 mSv gjennom en periode på 20 år. Hvor stor må en akutt dose, eventuelt en ekstradose gitt over flere år være for at vi skal ha muligheter til å observere en helseeffekt som for eksempel kreft?

Vi kan ikke se at det er mulig å gi et svar på disse spørsmål. Enhver undersøkelse som gjennomføres for å få informasjon om helseeffekter på grunn av små ekstra stråledoser, må inkludere bakgrunnsdosene og variasjonen i disse. Fordi vi lever i et hav av stråling med store variasjoner i dose er det nytteløst å anvende epidemiologiske studier på betydningen av Tsjernobylulykken eller nedfallet fra atombombeprovne på 1960-tallet.

Vi har tidligere vist at den årlige dose er omkring 4 mSv i gjennomsnitt. Ingen av oss vil tilhøre "gjennomsnittet" hele livet gjennom. Noen ganger får vi ekstradoser hos tannlegen, ved skjermbilde eller mammografi undersøkelser, ved flyreiser, osv. Noen får også ekstradoser gjennom sitt arbeid. Det gjelder en del medisinsk personale, forskere og andre som arbeider med radioaktivitet, gruvearbeidere og andre som arbeider i bergrom. Noen vil også få stråledoser på grunn av ulykker som for eks. Tsjernobyl.

Fordi vi alle utsettes for stråledoser på 2 mSv til 10 mSv årlig vil det være uhyre vanskelig å få informasjon om helseskader på grunn ekstradoser som ligger godt innenfor variasjonen i den naturlige strålingen.

Det er gjort en del epidemiologiske studier. I en slik undersøkelse skal en sammenligne en bestrålt gruppe med en kontrollgruppe som ikke har fått noen ekstradose. På grunn av den naturlige stråling og dens variasjon er umulig å få en veldefinert kontrollgruppe. De fleste epidemiologiske studier bærer preg av dette.

Bestrålte grupper.

Flere av pionérene innen stråling døde av kreft, og det er sannsynlig at de fikk relativt store stråledoser. Noe av det første som ble oppdaget var forekomst av hudkreft hos radiologer og lungekreft hos arbeiderne i urangruvene.

De gamle selvlysende klokkene hadde visere og tall som var malt med en blanding av radium og et fluorescerende stoff. Det var en rekke jenter som hadde som arbeidsoppgave å male radium på klokkene. Enkelte ganger fikk de radium i seg - de slikket på penselen for å få den spiss og fin. Radium samler seg i beinbygningen, og flere av jentene fikk beinkreft senere i livet.

For en del år tilbake, da lungetuberkulosen herjet, var det vanlig at pasientene ble undersøkt med røntgen. Det ble gjort stadige røntgengjennomlysninger i forbindelse med en såkalt pnemathorax-behandling. Den gikk ut på å gi lungene mest mulig ro, og dette ble gjort ved å presse lungene sammen. En slik behandling kunne strekke seg over flere år, og påfyll av luft skjedde annenhver uke. Hver gang ble pasienten gjennomlyst med røntgenstråling. Dette innebar betydelige stråledoser, og senere er det påvist en økt forekomst av brystkreft hos kvinner som ble røntgengjennomlyst.

I en viss periode ble det brukt et radioaktivt kontrastmiddel (thorotrast) i røntgendiagnostikken. Særlig i Tyskland og Japan har en observert seneffekter av dette, spesielt i form av leverkreft.

De gruppene som er nevnt her, har fått stråledoser som har gitt økt krefthyppighet. Men vi mangler fullstendige dosedata, og foreløpig har det ikke vært mulig å komme frem til dose effekt kurver som kan gi grunnlag for risikoberegninger.

Hiroshima og Nagasaki

Når det gjelder stråleindusert kreft, er det vanlig å henvise til befolkningsgruppene som overlevde bombene i Hiroshima og Nagasaki. Ifølge beregninger bodde det 429 000 mennesker i de to byene i august 1945. Bombene drepte 67 000 den første dagen og omkring 36 000 i de etterfølgende fire månedene.

I 1950 hevdet 283 500 personer at de hadde vært utsatt for stråledoser på grunn av bombene (gjennomsnittsdosen er beregnet til omkring 160 mSv).

I perioden fra 1950 til 1978 døde 67 000 av de som hevdet at de hadde mottatt en ekstra stråledose fra atombombene. Av disse dødsfallene kan antagelig 530 kreftdødsfall føres tilbake til stråling fra bombene. Det ble registrert 190 leukemifall og 340 tilfeller av andre kreftformer - et forholdstall på 2,79 : 1 mellom kreftsvulster og leukemi. I en nyere undersøkelse av 42 000 japanere som hadde fått en gjennomsnittsdose på ca. 300 mSv, ble det registrert 80 tilfeller av leukemi og 260 andre kreftformer for perioden 1950 til 1985 - et forholdstall på 3,25 : 1. Forholdstallet mellom faste svulster og leukemi ser ut til å øke med tiden, noe som trolig er et resultat av ulike latenstider.

For å bestemme kreftrisiko, er det helt avgjørende at vi kjenner stråledosene. Det innebærer at vi må beregne stråledosen som hvert enkelt individ har mottatt. Dosene var akutte, dvs. de ble gitt i løpet av sekunder i august 1945.

Vi har ingen informasjon om de samlede stråledoser og deres variasjon for den 50 års periode som har gått siden Hiroshimabomben falt. Det er rimelig å anta at de individuelle doser er omkring 200 mSv, - med en variasjon på 100 mSv. Dette er det ikke tatt hensyn til i de data vi viser nedenfor.

Det har medgått mange tusen arbeidstimer i forsøket på å bestemme individdosene fra Hiroshima og Nagasaki. Doseberegninger ble publisert i 1966, i 1981 og i 1986. Det er blant annet to forhold som gjør beregningene vanskelige:

1. Strålekvaliteten. Strålingen var en blanding av γ -stråling og nøytroner (nøytroner tillegges en vektfaktor på 5 til 20, avhengig av hvor stor energi de har).

2. Værforholdene. Nøytroner kan absorberes av vann i atmosfæren. Derfor er værforholdene eller luftfuktigheten av stor betydning ved doseberegningene.

Når en skal fastlegge individdoser, må en vite hvor hver enkelt person oppholdt seg da bomben ble detonert og hvilken beskyttelse de hadde (om de var inne i hus, ute, osv). For noen år tilbake fant en ut at selve sprengningspunktet for bomben i Nagasaki måtte flyttes med 37 meter. Det kan virke som en bagatell, men det førte til at en del personer måtte flyttes fra en dosegruppe til en annen.

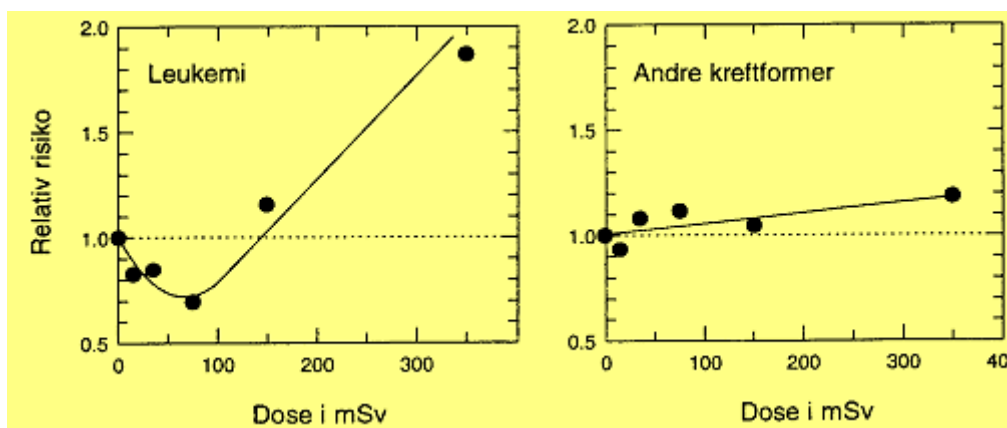
Bombematerialet som omgir selve urankjernen (U-235), er viktig med tanke på stråledosen. I Hiroshima og Nagasaki ble det brukt jern og tyngre metaller i nesepartiet og halen. Det bremsset nøytronerne og absorberte en del γ -stråling. Tidligere mente en at nøytrondosene var store i Hiroshima, ja betydelig større enn i Nagasaki. Senere er det foretatt nye beregninger som viser at nøytrondosene fra Hiroshimabomben må reduseres, samtidig som γ -dosene må settes høyere. Som vi skjønner er det både vanskelig og møysommelig å fastlegge stråledosene i forbindelse med atombombene.

"The life span study cohort"

Det meste av arbeidet som er gjort for å få informasjon om kreftrisiko, er basert på en utvalgt gruppe som er fulgt i alle år siden 1945. Studiene av denne gruppen som kalles "the lifespan study cohort" vil fortsette til omkring 2015 (gjennom 70 år). De akutte stråledoser disse menneskene mottok, varierte betydelig. Ifølge de seneste doseberegninger (fra 1986) var det hele 52% som fikk doser under 10 mSv.

De som tilhører "the lifespan study cohort" ble fordelt i mindre grupper, avhengig av dosen. Gruppeinndelingen fulgte bestemte dosegrenser; 0 - 10 mSv, 10-20 mSv, 20-50 mSv, 50-100 mSv, 100-500 mSv, 500-1000 mSv, 1-2 Sv, 2-3 Sv, 3-4 Sv, og over 4Sv.

Resultatene av disse studiene frem til idag er gitt i figur 11.4. Den akutte dosen i 1945 er avsatt langs absissen og den relative risiko for kreftdød er langs den vertikale aksene. Den relative risiko for gruppen 0 til 10 mSv er satt lik 1,0.



Figur 11.4. Figuren viser relativ risiko for kreftdød etter bombene i Japan i 1945. Doseberegningene er fra 1986 og gjelder "the life span study cohort". Dosen som er angitt er den akutte ekstradose de fikk i 1945.

I dette arbeidet er de akumulerte doser fra naturlig stråling både før og etter august 1945 ikke tatt hensyn til. Dette er et svakt punkt som gjør det ytterst vanskelig å gi noen konklusjoner med hensyn til dose effekt kurven for doser under 200 mSv.

Det går frem fra figur 11.4 at resultatene for levkemi er i overensstemmelse med en u-formet dose effekt kurve (kurve merket 3 i figur 11.1). Det kan bety at små akutte stråledoser kan beskytte mot levkemi. Det er muligens en forhastet slutning, men det viser klart at for akutte doser under ca. 100 mSv har vi ikke tilstrekkelig informasjon om dose effekt kurven. Vi kan bemerke at disse data er de beste vi har med hensyn til epidemiologiske studier.

11.5 Konklusjon av dose effekt kurver

Vi startet dette kapittel i den hensikt å komme fram til formen på dose effekt kurven i lavdose-området. Kunnskap om dette er helt avgjørende for alle risikoberegninger av stråling.

Den informasjon vi har fått så langt er fra laboratorie-eksperimenter med dyr og epidemiologiske studier av utvalgte grupper av mennesker, der "the life span study cohort" fra bombene i Hiroshima og Nagasaki er den viktigste. Dette har gitt oss informasjon om kreftrisiko, som kan brukes i forbindelse med store akutte stråledoser. Vi vet ikke om de samme risikodata kan brukes i forbindelse med små doser (akutte doser under ca. 50 mSv) eller for akkumulerte doser (oppsamlet gjennom år) opp til omkring 200 mSv

I epidemiologiske studier vil den helt avgjørende parameter være stråledosen. Vi må bestemme stråledosen til den utvalgte gruppen og så finne kontrollgrupper, som ikke er bestrålt, men som ellers er lik den bestrålte gruppen. Vi vil feile stort hvis vi antar at alle i kontrollegruppen har den samme dosen.

I Kina er det to store grupper av mennesker som lever i områder der den naturlig bakgrunnstrålingen varierer med en faktor 3. Hvis en sammenligner disse med hensyn til kreftdød viser det seg at de som lever i lavdose-området har størst risiko. Dette viser tydelig de problemer vi strir med når det gjelder en bestemmelse av dose effekt kurven for lavdose-området.

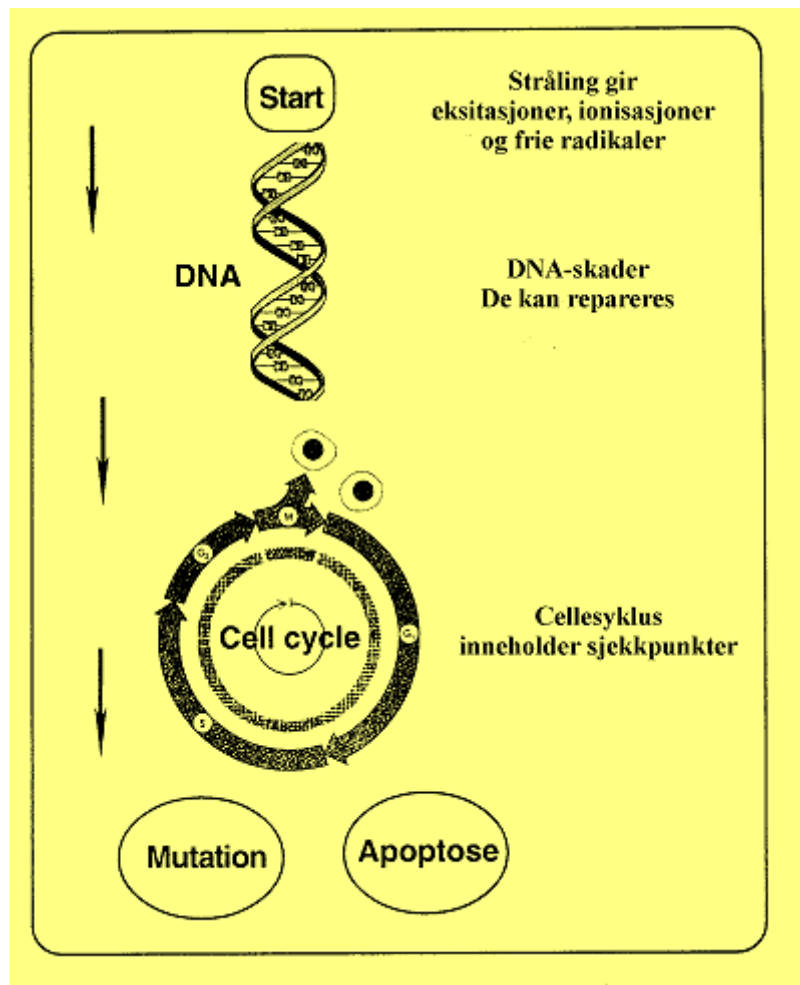
Konklusjonen frem til idag er følgende:

1. Store stråledoser kan gi kreft.
2. Vi har ikke tilstrekkelig informasjon til å konkludere noe med hensyn til dose effekt kurven for doser under 200 mSv. Følgelig vil alle de 3 kurvene som er skissert i figur 11.1 være mulige

Faktorer som kan innvirke på dose effekt kurven

Hvis vi antar at kreft er sluttresultatet av en stokastisk prosess (for eks. en tilfeldig ionisasjon eller primær stråleprosess) så vil dose effekt kurven bli lineær også i lavdose-området. Dette er en altfor primitiv model og gjelder ikke. Hvis vi ser nærmere på de basale prosesser som inngår i kreftutviklingen finner vi flere faktorer som kan innvirke på dose effekt kurven.

I figur 11.5 har vi rent skissemessig presentert en rekke viktige trinn og prosesser som antagelig er involvert i de mekanismer som fører til kreft.



Figur 11.5. Her er et forsøk på å beskrive noen av de viktige trinn og produkter som er involvert i transformasjonen av en normal celle til en kreftcelle. Ioniserende stråling kan gi ekstra skade til DNA. En celle med skade kan gi en mutasjon og resultere i en kreftcelle. Vi har også andre alternativer, - som at skaden kan bli reparert eller at cellen trigges til å gå inn i en programmert celledød (det som kalles "apoptose"). En skadet celle kan også stoppes i sin livs-syklus ved visse sjekkpunkter. Nyere forskning viser også at reparasjons-systemet kan stimuleres ved små stråledoser.

Hovedmodellen for kreftutvikling er en mutasjon i et viktig gen. For eksempel har en nå funnet en mutasjon i genet p53 i mange humane tumorer eller kreftsvulster. Genet p53, som lager proteinet p53, er kalt et "tumor-suppressor gen". Proteinet p53 ser ut til å kontrollere et sjekkpunkt i cellesyklus. Når dette proteinet ikke lages, eller inneholder feil, vil det ikke kunne stoppe skadede celler i å passere dette sjekkpunktet, og vi får en ukontrollert cellevekst.

En mutasjon er et resultat av en skade på DNA-molekylet eller det skyldes en skade som oppstår gjennom delingsprosessen. I kapittel 12 beskriver vi en del av den forskning som pågår med hensyn til skader og reparasjon av DNA-molekylet.

Det er viktig å peke på at de normale metabolske prosesser fører til en masse skader på DNA-molekylet (det vi kaller "endogene" skader). Stråling og en rekke kjemiske stoffer kan øke mengden av skader (det kaller vi "exogene" skader). Vi har reparasjonsprosesser som vil reparere eller kutte ut de fleste skadene. Det kan være av interesse å nevne at denne mekanismen svekkes med alderen, noe som betyr at antall ureparerte skader øker med alderen.

Når en har skader i en celle, ser det ut til å ha en stimulerende effekt på DNA-reparasjon. Støtte for dette har vi fra en del nyere studier som viser at stråling har en såkalt "adaptiv" effekt (se kapittel 12.7). Det er derfor mulig at små mengder av stråling kan øke effektiviteten av reparasjonsmekanismene slik at både endogene og exogene skader repareres. Dermed oppstår den mulighet at små mengder stråling kan reparere flere skader enn det den produserer (det ville støtte en dose effekt kurve med en u-form, dvs. kurve 3 i figur 11.1).

En skadet celle kan også stoppes i sin utvikling ved bestemte sjekkpunkter i cellyklus. Det før omtalte p53 protein ser ut til å kontrollere et sjekkpunkt på overgangen fra G₁ til S fasen. Det kan bety at det hindrer en skade i å utvikle seg til en mutasjon. Vi vet også at dette proteinet frigjøres av reparasjonsprosessene. Videre er p53 proteinet involvert i å trigge de prosesser som gir programmert celledød (apoptose) som igjen hindrer en skadet celle i å bli transformert til en kreftcelle.

Vi skal stoppe her med disse spekulasjonene og håper at de har gitt deg et lite innblikk i det spennende feltet som moderne kreftforskning er. Vi må medgi at det fortsatt er mangel på kunnskap når det gjelder prosesser og produkter som er involvert i kreftutviklingen.

Konklusjon

Vi har nå gått gjennom en del av det som er kjent for å få informasjon om dose effekt kurven for stråleindusert kreft. Konklusjonen så langt er:

A. Hverken eksperimenter eller teoretiske modeller er istand til å bestemme dose effekt kurven i lavdose-området (dvs. doser i området opp til 100 mSv).

B. Dose effekt kurven er helt avgjørende for alle risiko beregninger og "kost - nytte" beregninger. Resultatene av slike analyser vil variere betydelig enten en bruker den lineære dose effekt kurve (markert med 1-LNT i figur 11.1) eller en hvilken som helst annen kurveform.

I neste avsnitt skal vi se i mer detalj på konsekvensene av å bruke de ulike kurveformene.

11.6 Risiko analyser

11.6.1 Den lineære dose effekt kurve

ICRP og de fleste strålevernmyndigheter (blant dem Statens Strålevern) bruker den lineære dose effekt curve uten terskelverdi (kurve 1-LNT i figure 11.1). Hovedbegrunnelsen til ICRP er at den er lett å bruke og drive strålevern etter. Vi skal nå se litt nærmere på dette.

Kollektivdoser

Den kollektive dose er definert som summen av de individuelle doser til en gruppe av eksponerte mennesker, eller middeldosen multiplisert med antall mennesker (se kapittel 4).

Begrepet kollektiv dose har en mening og kan brukes i risikoanalyser hvis dose effekt kurven er lineær og uten terskel. For alle andre kurveformer har begrepet kollektiv dose ingen mening og kan ikke benyttes i hverken risiko eller "kost-nytte" beregninger.

Hvis dose effekt kurven er lineær (kurve 1-LNT i figur 11.1) vil risikoen for skadelige effekter av strålingen være konstant og dose-uavhengig (vi definerte risiko som den deriverte av dose effekt kurven). Det betyr at hvis vi kan finne frem til et eneste punkt på kurven (da hentet i fra høydose-området) så har vi fått en risikoverdi som kan brukes for alle doseområder.

ICRP har flere ganger forsøkt å angi en risikoverdi for stråleindusert kreftdød. Verdiene har variert fra $6 \cdot 10^{-3}$ til $50 \cdot 10^{-3}$ pr. Sv. Den siste verdien er brukt i ICRP 60 rapporten.

La oss nå gi noen eksempler på risikoanalyser basert på den lineære dose effekt kurve modellen. Det består i meget enkel regning og er ganske enkelt produktet av den kollektive dose og risikofaktoren (og her vil vi bruke $50 \cdot 10^{-3}$ pr. Sv som risikofaktor).

I Norge er det 4,2 millioner mennesker som i snitt får en årlig stråledose på 4 mSv. Det betyr at vi får en kollektiv årsdose på ca. 16 800 Sv. Hvis vi nå bruker den risikofaktor som er gitt, vil det innebære at den naturlige strålingen fører til 840 kreftdødsfall i Norge pr. år (i USA vil det bli ca. 46 000).

Et annet regnestykke er å se på de stråledoser vi får på grunn av medisinsk bruk av stråling. Den midlere årlige dose er beregnet til 0,6 mSv. Det betyr en kollektivdose på 2 500 Sv og har som følge at 126 nordmenn mister livet hvert år på grunn av denne bruken av stråling.

Denne forfeilede regnekunsten er også brukt i forbindelse med Tsjernobylulykken. Omtrentlige beregninger gjør at en kan sette livstidsdosen fra ulykken til ca. 2 mSv for gjennomsnittsnordmannen. Det fører til, med samme antagelser som ovenfor, at 400 nordmenn vil dø på grunn av ulykken. Desverre er dette blitt tatt bokstavelig av mange mennesker.

Vi har tatt med disse eksemplene, og kan godt gi mange fler, som viser at en ukritisk bruk av den lineære dose effekt kurve lett fører til skremmende konklusjoner. Likevel er modellen til stadighet blitt brukt i forbindelse med Tsjernobylulykken og andre ulykker. Når en bruker det kollektive dosebegrepet, der en liten eller ubetydelig stråledose multipliseres med et stort antall mennesker, vil det nødvendigvis gi en betydelig dose som, brukt på denne måten, får skremmende følger. Det er god grunn til å advare mot slike analyser, noe følgende eksempel vil vise.

Hvis 10 mennesker hver spiste 1000 tabletter med aspirin ville den kollektive dose være 10 000 tabletter. Risikoen for å dø av 1000 aspirintabletter er stor og resultatet kunne vel være at 9 av de 10 døde (det ville da gi oss en risikofaktor som kunne brukes videre). Hvis 10 000 mennesker hver tok 1 aspirintablett ville kollektivdosen fortsatt være 10 000 tabletter. Risikoen for å dø av en tablett er uhyre liten, men hvis en slavisk bruker den lineære dose effekt kurve uten terskel vil 9 personer fortsatt dø etter en kollektivdose på 10 000 tabletter.

11.6.2. Andre former av dose effekt kurven

For alle andre former av dose effekt kurven (kurver som 2 og 3 i figur 11.1) vil begrepet "kollektiv dose" være uten mening. Videre vil risikofaktoren (den deriverte av kurven) være

avhengig av stråledosen og ikke lenger konstant. Vi kan ikke ekskludere den muligheten at små stråledoser kan ha en positiv effekt, mens en større dose kan gi en negativ helse-effekt.

Et interessant, men hypotetisk spørsmål er: trenger vi litt stråling for å ha en god helse, eller vil vi kunne forbedre helsen om vi flyttet til et sted der det ikke var noe stråling?

I denne forbindelse kan vi nevne en fransk gruppe som har studert cellevekst hos *Paramecium* (små encellede dyr i vann, også kalt "tøffeldyr"). Forskergruppen kom frem til følgende resultater:

1. Celleveksten ble redusert når paramecium vokste i et 5 til 10 cm tykt blykammer der de var beskyttet mot bakgrunnstrålingen. Samme resultat fikk de når eksperimentet foregikk i et underjordisk laboratorium.
2. Neste skritt i eksperimentet var at en både i blykammeret og i det underjordiske laboratoriet førte inn radioaktive kilder. Strålingen fra disse kildene ga stråledoser som tilsvarte 2 til 7 mGy pr. år (ganske likt bakgrunnstrålingen).

Resultatet av dette ble at veksthemmingen ble borte og celleveksten ble "normal".

Disse eksperimentene viser at små stråledoser kan stimulere en rekke prosesser slik som cellevekst, reparasjonsprosesser og apoptose.

Vi må konkludere med at når det gjelder helse og kreft ser det ut til at en rekke av de prosesser som er involvert er avhengige av stråling, eller lar seg påvirke av stråling. Det gjør at vi ikke er istand til å fastlegge formen på dose effekt kurven i lavdose-området. Vi kan håpe på at fremtidig forskning vil gi mer informasjon. Det er tydelig at vi må sette vårt håp til studier av mekanismene for kreftutvikling og at vi ikke kan forvente å få tilstrekkelig informasjon via epidemiologiske metoder.

11.7. Er små stråledoser farlige?

Vi startet dette kapitlet med den oppgave å komme frem til en dose effekt kurve i lavdose-området som kan brukes i forbindelse med strålevern, i risikoanalyser og til "kost-nytte" analyser. Vi skulle så gjerne hatt slike muligheter fordi "kost-nytte" analyser angår oss alle både av psykologiske og økonomiske grunner. Vi må innrømme at til nå har vi ikke lyktes i å nå dette mål, og vi kan fortsatt ikke presentere en dose effekt kurve for lavdose-området fra null og opp til ca. 100 mSv.

Hva kan vi gjøre?

Strålevernet (ICRP og Statens Strålevern) bruker den lineære kurve uten terskel. Sammen med begrepet kollektiv dose har den vært brukt til å beregne de skadelige effekter til publikum fra både Tsjernobylulykken og fra radon i boliger. Modellen er enkel å anvende, men har alvorlige følger.

Siden den lineære modellen ikke har noen nedre terskel vil det alltid oppstå spørsmål om dosebegrensninger i forbindelse med ulykker, den nukleære industri (kjernekraft) og avfallsproblemer. Strålevernet har en ledetråd i den sammenheng, det såkalte ALARA-prinsippet. Ledetråden her er at dosen skal være så liten som praktisk mulig "As Low as Reasonable Achievable". Ordet "reasonable" (praktisk mulig) er en nøkkel i alle "kost-nytte"

analyser. Det kan bety at noen mener en individuell dose på 1 mSv er så stor at en bør sette inn tiltak for å redusere den - tiltak som gjennomføres selv om kostnadene langt fra er "reasonable" lave.

Det fikk vi klart demonstrert etter Tsjernobylulykken da en rekke land i Vest-Europa introduserte maksimalverdier for innholdet av Cs-137 i matvarer. Her i Norge har vi til nå brukt mer enn 500 millioner kroner med det formål å redusere en stråledose som akkumulert over 50 år er av størrelsesorden 1 mSv. Fra et strålebiologisk synspunkt er dette fullstendig bortkastede penger. Men langt alvorligere enn de penger som er kastet bort, er at restriksjoner av denne art har ført til en redsel for stråling hos en hel generasjon av mennesker. Det er nok en større belastning for befolkningen enn det økonomiske.

Konklusjon

Noe av hensikten med denne boka om stråling og helse er å gi informasjon om stråling og dens bruk i industri og medisin. Vi har ingen intensjoner om å gi retningslinjer for hvordan strålevernet skal organiseres. Vi har imidlertid pekt på det faktum at vi "lever i et hav av stråling" som gir hver enkelt av oss en årlig stråledose på fra 2 til 10 mSv (et middel på 4 mSv). Vi bruker stråling til medisin, til industriformål og forskning. Mer enn 25 land har også kjernekraft. Alt dette fører til en liten ekstra stråledose til hver enkelt.

Vi håper at leseren har fått tilstrekkelig kunnskaper til selv å gjennomføre enkle doseberegninger både i forbindelse med medisinsk bruk og når det gjelder radioaktivitet i matvarer eller forurensninger (i kapittel 14 er gitt en del regneoppgaver).

Vi vil konkludere på følgende måte:

Hvis stråledosene er små og innenfor variasjonen av den årlige dose fra naturlige strålekilder bør du akseptere denne dosen. Du bør glemme den lineære dose effekt kurve uten terskel og begrepet "kollektiv dose" og de risikoanalyser som er et resultat av den modellen.

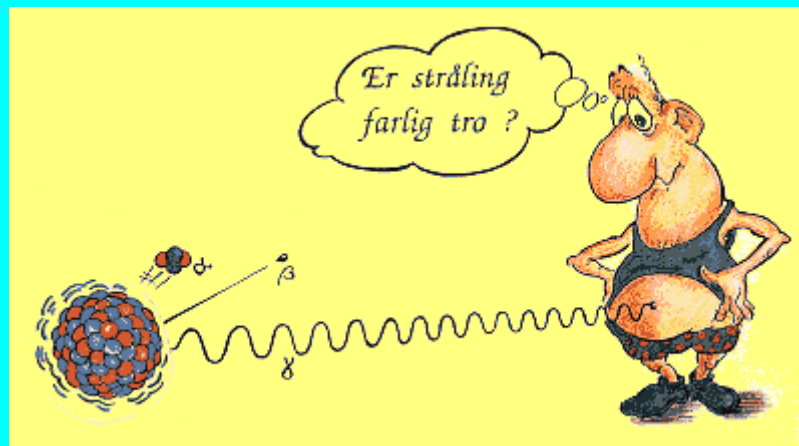
Små doser du kan utsettes for

Når du går til tannlegen, reiser med fly, spiser kjøtt som inneholder Cs-137 eller tar røntgenbilder på et sykehus får du stråledoser som kommer i tillegg til det naturen gir deg. Hvis du lurer på hvor store enkeltdoser dette kan dreie seg om, gir vi her noen eksempler.

Reinsdyrmiddag der kjøttet inneholder 1.000 Bq/kg	ca. 0,003 mSv
Et bilde hos tannlegen ca.	ca. 0,03 mSv
Flytur til USA	ca. 0,03 mSv
Røntgenbilde av lungene	ca. 0,1 mSv
Røntgen av rygg, bekken eller nyrer	ca. 1-5 mSv
Årsdose for flypersonell	ca. 2-3 mSv
Røntgen CT av mage-tarm	ca. 1,20 mSv
Astronaut i 1 mnd.	ca. 10 mSv

Er stråling farlig?

Helt siden Tsjernobylulykken i 1986 har ulike organisasjoner og enkeltpersoner (godt fulgt opp av mediene) hevdet at stråling er farlig for mennesker og dyr (uansett dose). For en rekke mennesker har dette ført til redsel for stråling, "**radiofobi**". Vi håper at alle lesere har fått informasjon, slik at de selv kan vurdere strålefare og gjøre overslag over doser som er aktuelle i gitte situasjoner.



Stråledoser

La oss minne om at en gjennomsnittsnordmann mottar en stråledose på ca. 4 mSv pr. år. I løpet av 70 år blir det en totaldose på 280 mSv. Det finnes ingen strålebiologiske data som viser at en slik dose (spredd over et så langt tidsrom) har noen skadelige effekter. FN-organisasjonen, UNSCEAR, studerer nå sannsynligheten for at små stråledoser kan ha **positive** effekter for vår helse (dette kalles hormese). En del observasjoner kan tyde på slike effekter, og det er derfor all grunn til å se på stråling med nøkternhet. Det er flere liv som er reddet av stråling, enn liv som er tapt.

Reduksjon av stråledoser

I Norge bruker vi en god del stråling innen medisin (både til diagnostikk og terapi). Enkeltdoser er gitt på siden foran. Den årlige tilleggsdose er i middel beregnet til 0,6 mSv. Det betyr at vår bruk av stråling i medisin gir oss en livstidsdose (gjennom 70 år) på ca. 42 mSv. Sammenlign det med livstidsdosen fra Tsjernobylulykken som er beregnet til 1-2 mSv.

Før en setter igang tiltak bør en vurdere de ulike strålekilder opp mot hverandre. I Norge er radon det største stråleproblemet, og hvis vi tenker på tiltak bør radonstråling ha høy prioritet.

Kapittel 12

Strålebiologi - Mekanismer

12.1 Innledning

I dette kapitlet skal vi se på en del grunnleggende problemer innen stråleforskningen. Vi skal se hvordan strålingen kan skade de ulike molekylene i en celle, hvordan den kan påvirke cellenes livsløp og hvordan stråling virker på mennesker og dyr.

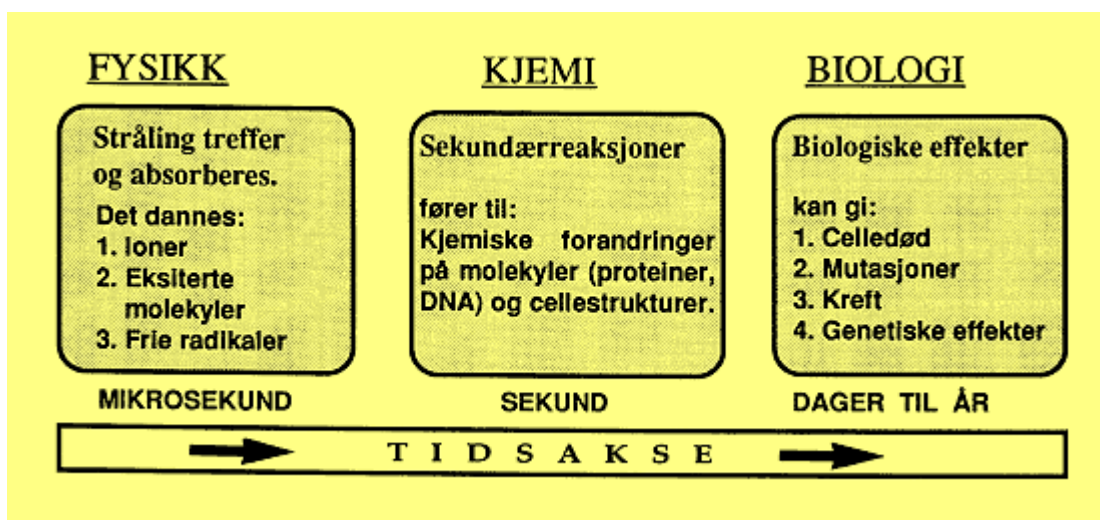
Når stråling treffer et biologisk system, settes det igang en rekke prosesser, og det kan ta lang tid (uker, måneder eller år) før det biologiske resultatet blir synlig. Dette må ikke forlede oss til å tro at det ikke skjer noe i denne tiden. I Figur 12.1 har vi forsøkt å fremstille stråleforløpet rent skjematisk.

Det første som skjer, er at strålingen absorberes. Det betyr at strålingsenergi avsettes i systemet, og det fører til dannelse av en mengde produkter. Disse produktene er svært reaktive, og levetiden i en vanlig celle er bare brøkdelen av et sekund. De forårsaker en lang rekke prosesser som til slutt gir et synlig resultat (celler kan dø eller det kan oppstå en kreftsvulst eller en genetisk forandring).

Vi ønsker mest mulig kunnskap om alle prosessene som finner sted. Dette fagfeltet kalles for "strålebiologi" (tidligere kalt "radiobiologi"), og det omfatter både fysikk, kjemi, biologi og medisin.

Gjennom mange år med forskning, har vi fått stadig bedre kjennskap til strålingen og dens biologiske virkninger. En ble tidlig klar over at strålefølsomheten varierte fra én celletype til en annen og at strålefølsomheten var størst hos celler som delte seg raskt. Denne oppdagelsen ga støtet til strålebehandling av kreft, siden kreftceller vokser raskt og ukontrollert. Fagfeltet skjøt ytterligere fart da engelskmannen D.E. Lea i 1946 publiserte en glimrende bok om faget ("*Actions of Radiations on Living Cells*").

Vi skal ikke gå i dybden når det gjelder de mange, interessante forskningsoppgaver som finnes innen strålebiologi, men noen "smakebiter" skal vi ta med.



Figur 12.1: Stråleforløpet i et biologisk system.

12.2 Strålingsbiofysikk

All strålevirkning starter med en vekselvirkning mellom stråling og molekylene i en celle. Vi deler denne vekselvirkningen inn i:

1. Direkte effekt. Det betyr at effekten opptrer i det molekylet der den primære stråleabsorpsjonen finner sted.

2. Indirekte effekt. I dette tilfellet absorberes strålingen i et molekyl (som regel vann), slik at det dannes reaktive produkter. Disse produktene kan i sin tur reagere med det molekylet der effekten opptrer.

I et tørt system er det stort sett bare direkte effekter, mens den indirekte effekten dominerer i vanlige løsninger. Det dannes reaktive vannradikaler (se Kapittel 12.3) som setter igang en rekke prosesser. En levende celle består av omkring 70% vann og 30% tørrstoff. I et slikt system er de direkte og indirekte effektene omtrent like betydningsfulle.

Ved studier av primære stråleprodukter, står strålingsfysikerne overfor en rekke problemer. Det største problemet er den korte levetiden til stråleproduktene. I en vanlig celle er levetiden i milli- og mikrosekundområdet. Det har lenge skortet på metoder som gjør det mulig å identifisere og studere disse primærproduktene. En har stort sett bare to muligheter:

1. Hurtigteknikker.

I hurtigteknikker brukes en meget kort og intens strålepuls (i dag kan en lage pulser på 10^{-9} sekund). I tillegg må en ha målepulser (gjerne lyspulser) som er like korte. Dette fagfeltet kalles *pulsradiolyse*.

2. Stabiliseringsmetoder.

Levetiden til de reaktive produktene kan økes ved å "fryse dem fast". Dette krever svært lave temperaturer, helst under 100 kuldegrader. For å oppnå dette kan en bruke flytende nitrogen som gir -196 grader C, eller flytende helium som gir -269 grader C. Arbeid med flytende helium er krevende og kostbart, men meget spennende. Produktene som fryses fast, kan "*slippes løs*" på en kontrollert måte ved å øke temperaturen. På den måten er det mulig å følge reaksjonene i detalj.

I over 20 år har biofysikere ved Universitetet i Oslo studert noen av de primærprodukter som dannes ved bestråling av vann, hormoner, proteiner og DNA. En del av resultatene har vakt internasjonal oppmerksomhet. Den metoden som er best egnet når en arbeider med stråleinduserte primærprodukter, kalles "*elektron spinn resonans*" (ESR). Det er en komplisert og høyteknologisk metode. For å gi leseren en liten anelse om hva metoden går ut på skal vi kort beskrive den på de to neste sidene. De som ikke føler seg fristet, kan hoppe over disse avsnittene.

ESR-metoden

Ved ESR-metoden (også kalt *magnetisk resonans*) blir en bestrålt prøve plassert i et sterkt magnetfelt. Mikrobølger som sendes inn mot dette systemet blir absorbert av de

stråleinduserte produktene. Ved å studere denne absorpsjon kan en få informasjon om de molekylskader som dannes.

Stråleinduserte primærprodukter er gjerne det vi kaller "*frie radikaler*". Det betyr at de mangler et elektron (eller har et ulikt antall elektroner) og er paramagnetiske. Radikaler har følgelig et uparet elektronspinn og får et magnetisk moment, μ , som er gitt ved uttrykket:

$$\mu = g\beta S$$

der g er en karakteristisk konstant, β - er Bohr's magneton og S er elektronets spinn. Siden radikalet har et magnetisk moment, vil det oppføre seg som en liten kompassnål når det kommer i et magnetfelt, B . Energien i feltet er gitt ved:

$$\mu \cdot B = g\beta S \cdot B$$

S kan ha 2 verdier, $\pm 1/2$. Det innebærer at det er to mulige energitilstander. Her er vi ved nøkkelen til forståelsen av ESR-metoden. En samling av radikaler i et magnetfelt kan deles inn i to grupper, avhengig av spinn tilstanden. Disse gruppene har forskjellig energi.

Ved hjelp av mikrobølger kan en indusere overganger fra den ene tilstanden til den andre. Dette forutsetter at energien til mikrobølgene er nøyaktig lik energiforskjellen til de to tilstandene. Denne resonansbetingelsen skrives:

$$hf = g\beta B$$

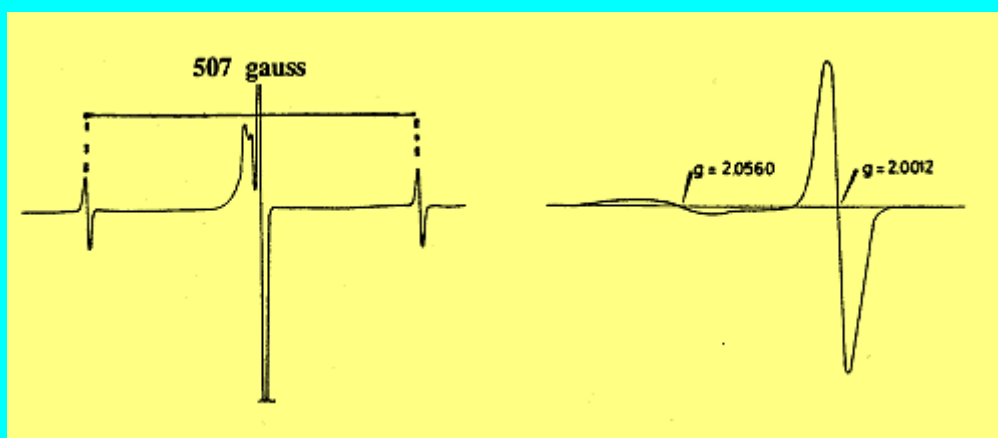
For et magnetfelt på 0,33 tesla (3300 gauss), vil det oppstå resonans ved en frekvens på ca. 10 GHz. Det tilsvarer en bølgelengde på ca. 3 cm (samme bølgelengde som radar i fly).

ESR-metoden gir et resonansspektrum som inneholder mye informasjon om de produktene som er dannet.

ESR og stråling

De første produktene som dannes ved bestråling, er ioner og frie radikaler. Den viktigste metoden i studiet av disse reaktive produktene er "elektron spinn resonans" (ESR). Teknikken gir muligheter for å: 1) Identifisere produktene, 2) Angi relativ mengde, 3) Studere reaksjonene de deltar i.

Et ESR-spektrum angir absorpsjonen av mikrobølger som funksjon av magnetfeltstyrken. Spekteret er basert på at frie radikaler har et uparet elektron. Spekterets form kan fortelle om omgivelsene til elektronet og om eventuelle vekselvirkninger med atomkjernene. Dette gir muligheter for å identifisere radikalet.



Figuren ovenfor viser spekteret til to av de viktigste stråleproduktene som dannes i vann. Vi har bestrålt frosne isbiter av svovelsyre (til venstre) og lut (NaOH). I disse eksperimentene har vi søkt etter dannelsen av henholdsvis **H-atomer** (til venstre) og **elektroner** (til høyre). Alle produkter avsetter sitt spesielle "fingeravtrykk", og et H-atom kan identifiseres ved 2 linjer med en avstand på 507 gauss, (1 tesla er 10 000 gauss).

Et elektron som er stabilisert i vann, har et ESR-spektrum som består av en enkel linje. Linjens plassering i magnetfeltet svarer til en g-verdi på 2,0012 (se Kapittel 12.2). Det betyr at elektronet er bundet i et bur av vannmolekyler. Hvis elektronet hadde vært helt fritt, ville g-verdien vært 2,0023.

For store radikaler blir spektrene atskillig mer kompliserte.

En gruppe biofysikere i Oslo har arbeidet med ESR-teknikken siden 1958. Den første doktorgraden innen dette fagfeltet ble tatt i 1963 og omhandlet studier av strålebeskyttende stoffer. Den foreløpig siste doktorgrad (om DNA-skader) ble avsluttet i 1992.

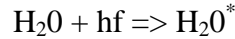
12.3 Strålingskjemi

Strålingskjemien dreier seg hovedsakelig om bestråling av vandige løsninger og identifisering av type og mengde av kjemiske produkter. Dannelse av polymerer via stråleinduserte radikaler (plaststoffer), hører også med til dette fagfeltet.

12.3.1 Stråleprodukter i vann

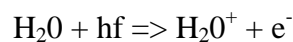
Når vann (H_2O) bestråles, blir det dannet joner og eksiterte molekyler. Disse kan i sin tur danne reaktive radikaler. Det er to forskjellige prosesser som er inne i bildet:

1. Eksitasjon



der H_2O^* betegner et eksitert molekyl. Dette er et ustabilt molekyl som raskt vil kvitte seg med overskuddsenergi. Dette skjer gjerne ved at molekylet deles i to radikaler; H og OH.

2. Ionisasjon



Primærproduktene H_2O^* , H_2O^+ og e^- gir opphav til tre reaktive radikaler: OH (hydroksylradikalet), e^-_{aq} (hydrert elektron) og H-atomet. Ved nøytral pH dannes de i forholdet: 2,6: 2,6: 0,6. Vi gjør oppmerksom på at e^- og e^-_{aq} ikke er det samme. e^-_{aq} er et elektron som omkranses av en rekke vannmolekyler, og av den grunn er det mer stabilt enn et helt fritt elektron. Alle primærproduktene er påvist ved ESR-teknikken. I 1955 viste R. Livingston, ved Oak Ridge at det ble dannet H-atomer i frosne løsninger av H_2SO_4 .

I 1954 foreslo R. Platzmann at det hydrerte elektronet var et strålingsprodukt. Denne teorien ble bekreftet av J. Boag og E. Hart i 1960 (ved bruk av pulsradolyse) og av T. Henriksen, som i 1962 studerte frosne NaOH-løsninger ved hjelp av ESR.

De tre primærproduktene i vann er utgangspunktet for de fleste strålevirkningene som kan observeres i biologiske systemer. Et av målene med forskningen er å følge de prosessene som finner sted når primærproduktene reagerer og gir forandringer i viktige molekyler (f.eks. i proteiner og DNA.)

12.4 Stråleskader i proteiner og DNA

12.4.1 Proteiner

Et protein er bygd opp av aminosyrer som er heftet sammen i lange kjeder (peptidkjeder). I alt har vi 20 forskjellige aminosyrer som kan kombineres på utallige vis. En har studert stråleskader eller forandringer i de enkelte komponentene (aminosyrene) og i korte og lange kjeder av peptider.

Enzymene tilhører en protein-klasse som har flere livsnødvendige egenskaper. De er viktige arbeidshester i alle celler, og de virker som katalysatorer ved en rekke biokjemiske prosesser. Enzymer blir ofte brukt i stråleforskningen. De blir bestrålt i både løsning og i tørr tilstand, og deres evne til å katalysere en prosess (enzymaktiviteten) blir brukt som mål for den biologiske skaden.

Forsøk har vist at skadene (det vil si de molekylære forandringene) ofte er lokalisert til bestemte områder av proteinene. Vi vet at strålingen absorberes jevnt i molekylet, og et slikt

funn har derfor ført til hypoteser om at stråleinduserte skader kan *vandre* og slå seg ned på bestemte steder.

Det er arbeidet en god del med mekanismene for hvordan stråleskader kan vandre og hvordan de også kan repareres. I avsnitt 12.7 skal vi se nærmere på reparasjonsprosesser.

12.4.2 DNA

Stråleforskning som omfatter virkninger på kromosomer, gener og DNA, er gjenstand for stor interesse. Når vi nevner de tre navnene under ett, er det fordi kromosomene er bygd opp av gener, og gener består av DNA-biter. Vi er svært opptatt av hvordan stråling og andre miljøpåvirkninger (i første rekke kjemikalier, men også UV og ultralyd) kan forandre DNA-molekylet. Vi er videre interessert i kunnskap om sammenhengen mellom forandringene på molekylnivå og biologiske forandringer (celledød, genetiske forandringer, etc.).

Det er ingen overdrivelse å si at DNA er ett av de viktigste molekylene som eksisterer. Selve navnet er en forkortelse for den engelske betegnelsen "deoxyribonucleic acid". Hvis vi skal få en meningsfull diskusjon om stråleskader på DNA, må vi se litt nærmere på hvordan dette kjempemolekylet er bygd opp.

DNA-molekylets struktur og betydning som *arvemolekyl*, er et av de mest spennende og flotte forskningsområdene innen naturvitenskapen. Dette har gitt opphav til en rekke Nobelpriser.

I årene 1951 til 1953 foregikk en spennende jakt for å finne DNA-molekylets struktur. Den unge amerikaneren James D. Watson og engelskmannen Francis Crick ved Cavendish-laboratoriet i Cambridge, vant kappløpet. I 1953 fant de frem til den verdensberømte modellen av DNA-strukturen. Watson var biolog og bare 24 år gammel, mens Crick var fysiker og 12 år eldre. De baserte sin modellbygging på røntgenstrukturstudier. Dette arbeidet gjorde de riktignok ikke selv - de hentet mye av sin informasjon ved å smugtitte på Rosalind Franklins eksperimenter. Hun arbeidet i Maurice Wilkins laboratorium i London. Dessverre døde Rosalind Franklin i 1958, bare 37 år gammel, og hun fikk aldri del i den nobelprisen hun så ærlig hadde fortjent.

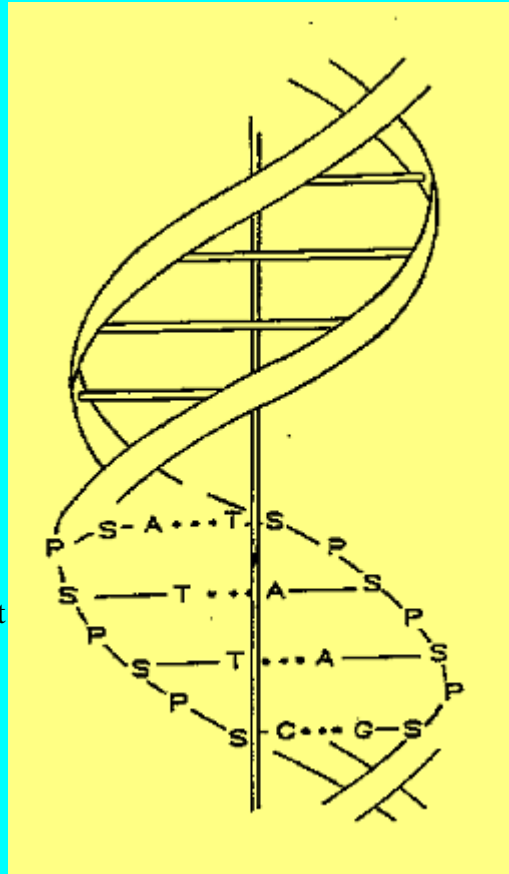
For oss nordmenn er det morsomt å nevne at Sven Furberg (professor i strukturkemi ved Universitetet i Oslo) i sterk grad bidro til å løse DNA-molekylets gåte. I sitt doktorgradsarbeid fra 1951, fant han at suktermolekylet sto loddrett på den flate basen cytosin. På dette grunnlag fremsatte Furberg en modell for DNA. Han mente at molekylet lignet en helix (vindetrapp) der sidekanten vekselvis besto av suktermolekyler (merket S) og fosfatgrupper (merket P) i en lang tråd; S-P-S-P-S-P. Basen sto loddrett på helixaksen, og avstanden mellom basene var 3,4 Å (ågnstrøm som er 10^{-10} meter). Modellen til Furberg var riktig i det aller meste, men feilet i antagelsen om en én-trådet helix. Grunnet for den genetiske kode, introdusert i den geniale Watson-Crick-modellen, er ikke en én-trådet, men en to-trådet helix.

DNA - Arvemolekylet

Watson og Crick la et "gullegg" da de 25. april 1953 presenterte sin DNA-modell i det engelske tidsskriftet Nature. Modellen var relativt enkel, men fortalte svært mye om gener, kromosomer og om deres virkemåte.

Nukleinsyrene ble oppdaget av Friedrich Miescher for mer enn 100 år siden. En forstod tidlig at kromosomene var bærere av genetisk informasjon, men at det var kromosomenes DNA som inneholdt denne informasjonen, ble først kjent gjennom Griffiths og Averages bakterieforsøk.

I 1928 viste Fred Griffith at en type pneumokokker (kalt R) kunne arve egenskapene til en annen type (kalt S) ved å gi de et ekstrakt av av døde S-bakterier. I 1944 viste Oswald Avery, Colin MacLeod og Maclyn McCarty at det var DNA-molekylet som spilte nøkkelrollen. I dag er dette så innarbeidet at det kan være vanskelig å forstå hvilken vitenskapelig bragd som lå i disse oppdagelsene.

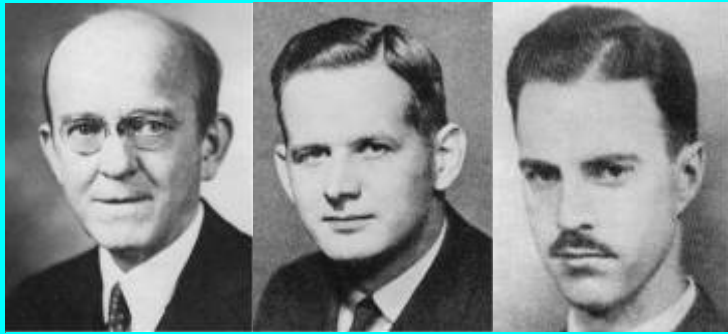


DNA er et langt molekyl (polymer) som har 6 byggesteiner. Det er de 4 basene cytosin (C), thymin (T), guanin (G) og adenin (A), samt et suktermolekyl (S) og en fosfatgruppe (P). Fosfat, sukker og base danner et nukleotid, og DNA er bygd opp av en lang rekke nukleotider. Hvis en tar alt DNA fra en menneskecelle, hekter det sammen og strekker det ut er det omkring 2 meter langt. Helixen eller vindeltrappen inneholder omlag 6 milliarder trappetrinn. Hvert trinn består av to baser, - én base på hver side. Det trengs 3 trinn for å kode en bestemt aminosyre i et protein. Hvis et protein består av 200 aminosyrer, må DNA-biten inneholde minst 600 trinn. Dette utgjør et **gen**. Hvis det oppstår feil ved ett av trinnene, kan det gi opphav til en gal aminosyre, og dermed kan proteinets egenskapene bli endret. En slik feil er årsaken til sigdcelleanemi, - en fryktet sykdom i Afrika.

Det som skiller ett menneske fra et annet, er små forskjeller langs DNA-helixen. Dette kan vi nå få informasjon om, og såkalte DNA-tester kan derfor brukes ved identifisering av personer.

Det er kanskje ikke så rart at forskere er opptatt av ytre påvirkninger som kan forandre DNA. Forandringene kan være så alvorlige at cellen dør, men det er kanskje vel så interessant hvis den overlever. Da kan forandringen føre til at cellen mister kontrollen, og mange mener at dette er begynnelsen til kreft.

Forskerne bak arvemolekylet



Fra venstre: **Oswald T. Avery**, **Maclyn McCarty** og **Colin M. MacLeod**

Det var en milepel i molekylarbiologien da **O.T. Avery** og hans to unge medarbeidere **C.M. MacLeod** og **M. McCarty** i 1944 kunne slå fast at DNA-molekylet var selve arvemolekylet. De arbeidet med to typer av pneumokokker. Allerede i 1928 hadde **Fred Griffrith** vist at en kunne transformere den ene typen ved å gi den et ekstrakt av den andre typen. I arbeidet "*Studies on chemical nature of substance inducing transformation of pneumococcal types*", viste Avery at det var DNA som var virksomt.

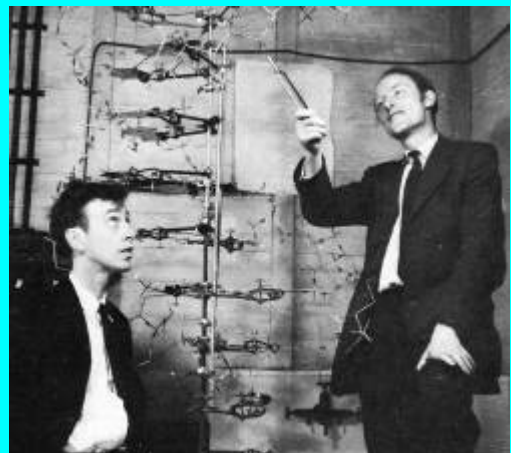


Sven Furberg (1920 - 1982) spilte en betydelig rolle for DNA-forskningen. Han bestemte i sin doktoravhandling strukturen av cytidin. Det var den første strukturbestemmelse av et nukleosid (en av byggestene i DNA) og fikk stor betydning. Crick sa det slik; "*a remarkable achievement for the time*". Furberg foreslo en helixstruktur for DNA - en éntådet helix.

Furberg som var professor ved Universitetet i Oslo var en ivrig Nordmarkatraver. Han var en tid formann i studentenes idrettsforening (OSI), og var mest opptatt av orientering.

Det neste bildet viser **J.D. Watson** (til venstre) **F.H.C. Crick**.

Det er få, om noen, arbeider som har fått så stor betydning som den ene siden Watson og Crick fikk trykket i *Nature* i 1953. Bildet her er hentet fra Cavendish laboratoriet da de nettopp hadde fått på plass en modell av DNA-molekylet. I denne modellen er byggestene laget av ståltråd og vi ser at Crick peker på en detalj.



Den genetiske informasjon i DNA er lagret ved rekkefølgen av basene i helixen. Hvis vi skal bygge opp et virus, trenger vi ikke så mye informasjon. Det betyr at DNA-molekylet er

relativt kort, og det kan dreie seg om noen tusen trappetrinn i vindeltrappen. I utstrakt tilstand vil et slikt molekyl være omlag et par mikrometer langt. Hvis vi skulle skrive ned informasjonen med bokstaver (én bokstav for hvert trappetrinn), ville vi trenge et par sider i en bok. En bakterie vil trenge mer informasjon, - omkring 50 sider. Et menneske er derimot langt mer komplisert, og for å skrive ned rekkefølgen av basene ville boken bli på omkring én million sider. Denne "boken" er forskere i full gang med å kartlegge (*the human genome*). I en menneskecelle er DNA-tråden pakket og ordnet i 46 biter (kromosomer). Ved en spesiell prepareringsteknikk kan en studere kromosomene i mikroskop når cellene er i delingsfasen.

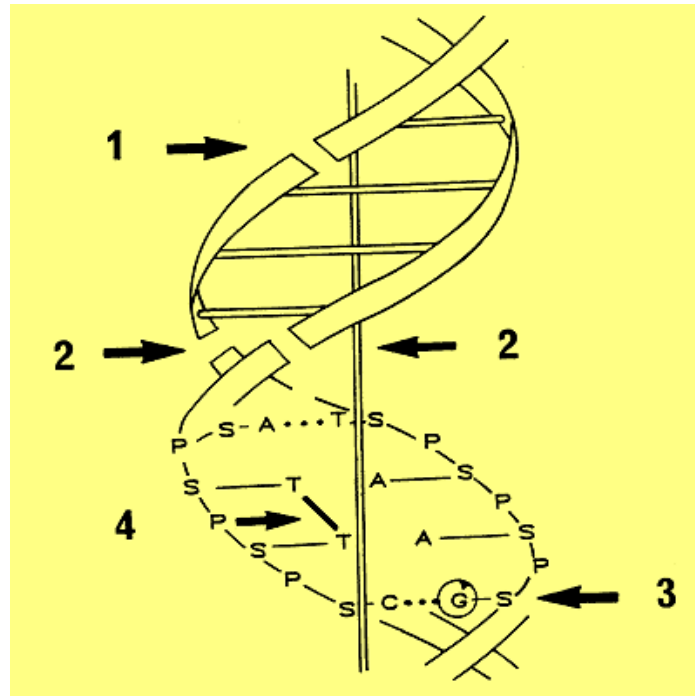
Organismer vokser ved at cellene deler seg. En celle gjennomløper en livssyklus (se egen side), og før selve delingsfasen (mitosen) må mengden av DNA øke til det dobbelte. Det må lages nytt DNA som er identisk med det gamle. Denne prosessen kalles for en "*replikasjon*". Det er fantastisk å tenke på at det ikke oppstår alvorlige feil når "*en bok på én million sider skal kopieres*". Det oppstår selvsagt en rekke feil hver dag, men disse blir som regel reparert, eller de er uten biologisk betydning. Vi har en rekke molekyler - "enzymmer" - som kontrollerer og reparerer DNA-tråden (se 12.7).

Hvis det oppstår feil som ikke repareres, får vi en mutasjon. Hvis mutasjonen oppstår i en vanlig celle i kroppen, er det en såkalt *somatisk mutasjon*. Hvis cellen fremdeles er levedyktig, kan det trolig føre til kreft.

En mutasjon som finner sted i en kjønnselle, kalles for en *genetisk mutasjon*. Disse kan skje spontant, og mange har spekulert på årsaken. La oss imidlertid understreke at evolusjonen forutsetter mutasjoner, og det fører til at artene langsomt endrer seg. Det er forsket mye på hvordan strålingen innvirker på den spontane mutasjonshastigheten, og vi er spesielt på jakt etter dosen som fordobler mutasjonsfrekvensen, det vil si *doblingsdosen*.

Stråleskader på DNA

De viktigste skadene på DNA, som er forårsaket av stråling, er vi Figur 12.2.



Figur 12.2: DNA-molekylet med 4 av de mest vanlige stråleskader (se tekst).

De kan deles inn i fire klasser:

1. Én-trådbrudd

Billedlig betyr det at den ene sidekanten i helixen får et brudd. Slike brudd er vanligvis lette å reparere, og eksperimenter har vist at ca. 90% av bruddene blir reparert i løpet av én time ved 37 grader C.

Det er grunn til å tro at trådbrudd gir opphav til en del av de kromosomskadene som kan observeres i mikroskop (se avsnitt 12.6). Det er fortsatt mange detaljer vi ikke har kjennskap til når det gjelder mekanismen(e) for hvordan disse bruddene oppstår.

2. Dobbeltrådbrudd

Denne skaden innebærer at begge helix-trådene brytes og at molekylet deles i to. En skulle tro at dette var den visse død for en celle. I bakterieforsøk er det da også vist korrelasjon mellom celledød og dobbeltrådbrudd.

Slik vi har beskrevet kromosomene, kan det synes som om dobbeltrådbrudd er umulig å reparere fordi de to DNA-delene vil falle fra hverandre. Men helt umulig er det ikke. Pakkingen av DNA skjer ved hjelp av proteiner som kan holde strukturen sammen, selv når det oppstår trådbrudd på begge sider av DNA-helixen.

3. Baseskader

Det kan skje små eller store forandringer med basene. En del interessante forsøk tyder på at de fire basene har ulik følsomhet overfor ytre påvirkninger. Etter en ionisasjon kan det skje raske elektroniske forandringer, og det ser ut som om skadene forflytter seg til bestemte partier. Basen guanin har vært nevnt som et spesielt utsatt sted.

Skader på basene er trolig utgangspunktet for en mutasjon. Hvis en base forandres, kan det bety at informasjon går tapt eller endres. Dermed kan det dannes proteiner som er litt forskjellige fra de opprinnelige. Vi vet at enkelte sykdommer har sitt utgangspunkt i slike baseforandringer, og mange forskere mener at stråleindusert kreft kan tilbakeføres til baseskader. Som vi forstår, er det viktig å få mer informasjon om de prosessene som skjer på det molekylære plan.

4. Pyrimidindiméerer

Dette er en skade der to av trinnene i dobbelthelixen bindes sammen. Det er ikke alle trappetrinn som kan bindes sammen på denne måten, for det forutsetter at to pyrimidinbaser (thymin eller cytosin) følger etter hverandre.

Pyrimidindiméerer dannes av loniserende stråling eller UV-stråling (virkningsspekteret viser at UVB er mest effektivt). Det betyr at hver gang vi går ut i sola, dannes diméerer i cellene i huden. Og hva verre er; hvis de ikke repareres, kan de føre til kreft.

Pyrimidindiméerer er et glansnummer innen molekylarbiologien. Det er en DNA-skade som vi kan beskrive, som vi vet hvordan dannes og som vi kjenner de biologiske konsekvensene av. Som vi forstår, er det viktig med et effektivt reparasjonssystem. Men vi bør helst ikke overbelaste det - reparasjonssystemet kan muligens få *for* mye å gjøre.

12.5 Stråleskader på celler

I vevsdyrklingslaboratorier er det mulig å få humane celler til å leve og utvikle seg. Disse cellene kan vi bestråle eller behandle på annen måte, uten at det har konsekvenser for giveren. Et vevsdyrklingslaboratorium står derfor sentralt innen kreftforskningen.

I stråleeksperimenter er gjerne siktemålet å finne frem til dose-effekt-kurver, f.eks. for celledød. Siden det er vanskelig å observere døde celler, må gjerne dose-effekt-kurvene gis som "*overlevelseskurver*" (på engelsk *survival curves*). En måler hvor mange celler som overlever en gitt dose.

Celler vokser gjerne asynkront. Det betyr at cellene befinner seg i alle mulige faser i cellesyklusen.

Eksperimenter med partikkelstråling viser at cellekjernen er mer sensitiv for stråling enn cytoplasma. Når asynkrone cellekulturer bestråles med doser på ca. 5 Gy, vil det skje en nedgang i "*mitotisk indeks*" (den brøkdelen av celler som er i mitose). Det fører til at økningen i antall celler stopper opp. Etter noen timer vil mitotisk indeks øke igjen, nå et maksimum og deretter avta på ny.

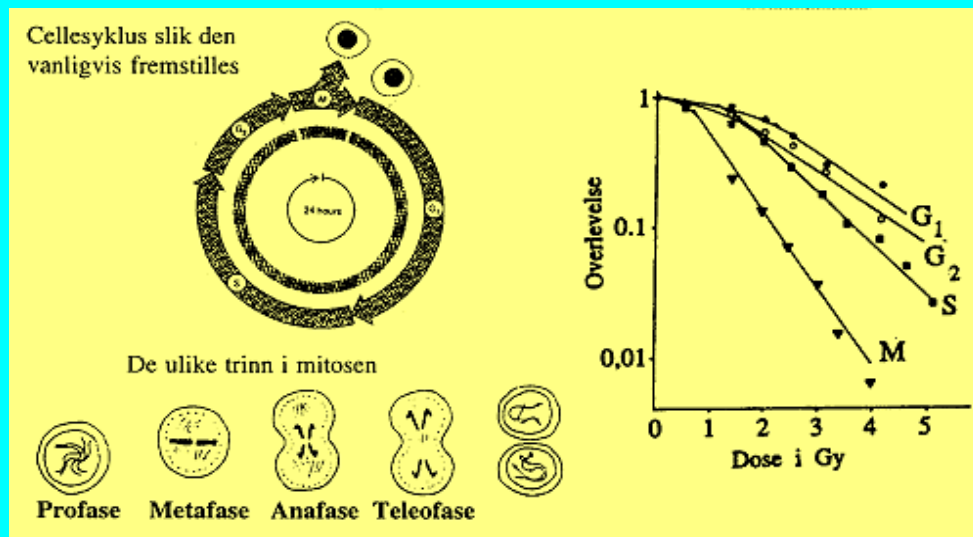
Celledød som er forårsaket av stråling, kan deles inn i to grupper:

1. Hvis cellen dør etter første mitose, kalles det **mitotisk død** eller **reproduktiv død**.
2. Hvis cellen dør før den når frem til første mitose, kalles det **interfase død**.

Celler som utsettes for store stråledoser, men som likevel overlever, kan ofte få kromosomforstyrrelser. Det kan blant annet oppstå mutasjoner som forandrer cellen.

En celledes liv

En levende celle gjennomløper flere faser fra det øyeblikk den "fødes" ved en celledeling, og frem til den selv deler seg og blir til 2 nye celler. Før den deler seg må cellen doble sin masse og duplisere alt sitt innhold. Cellens liv kan deles inn i 4 perioder, og strålefølsomheten varierer for de ulike celledfasene som vist i figuren nedenfor.



I **M-fasen** (mitosen) skjer celledelingen og en ny celle starter sitt liv. Mitosen er delt inn i 4 faser: profase, metafase, anafase og teleofase. M-fasen varer gjerne 1 - 2 timer.

S-fasen er den perioden hvor DNA-syntesen finner sted (DNA-mengden øker til det dobbelte).

Mellom M- og S-fasen er det to tidsgap som går under betegnelsen **G₁** og **G₂**

De to G-fasene og S-fasen kalles samlet for interfasen. Her befinner cellen seg størstedelen av sitt "liv".

Vi har en rekke metoder for å studere celledyklusser, foreta celledykluskontroll og studere prosessene som finner sted i de forskjellige fasene. Cellenes strålefølsomhet varierer med fasen, og figuren til høyre viser overlevelseskurver for bestrålte HeLa-celler. For å gjøre denne type strålingseksperimenter, må cellene vokse synkront (alle cellene må være i samme fase). Vanligvis finner vi celler i alle faser, - i et forhold som tilsvarer oppholdstiden for hver fase. Den brøkdelen av celler som er i mitose, kalles "mitotisk indeks". Dette er en parameter som studeres ved bestråling.

Figuren over gjelder HeLa-celler, men andre cellyper kan gi andre overlevelseskurver. Stort sett er cellene mest følsomme i **M-fasen**, og kjønnceller er spesielt strålefølsomme.

Siden langsomt og hurtigvoksende vev har et forskjellig forhold av celler i ulike faser, vil strålefølsomheten variere fra én vevstype til en annen. Dette er forhold som har betydning ved strålebehandling.

12.5.1 Strålebeskyttelse

I en lang periode, særlig i 1950- og 1960-årene, var mange opptatt av å finne frem til stoffer som kunne gi en form for beskyttelse mot stråling. Det er ikke vanskelig å se fordelene ved en "pille" mot strålingsskader. Idéen var å tilsette et stoff og dermed endre strålefølsomheten til en celle, - enten øke eller nedsette følsomheten.

Det har vist seg at det er en rekke organiske stoffer som kan øke strålebeskyttelsen hvis de anvendes *før* bestrålingen finner sted. Samtlige av disse stoffene er svovelholdige (såkalte thiol og disulfider), og de gir en beskyttelsesfaktor på mellom 2 og 3. Det betyr at stråledosen kan økes til det dobbelte eller tredobbelte uten at virkningen endres. Vi kjenner igjen dette prinsippet når det gjelder solkrem og solfaktorer.

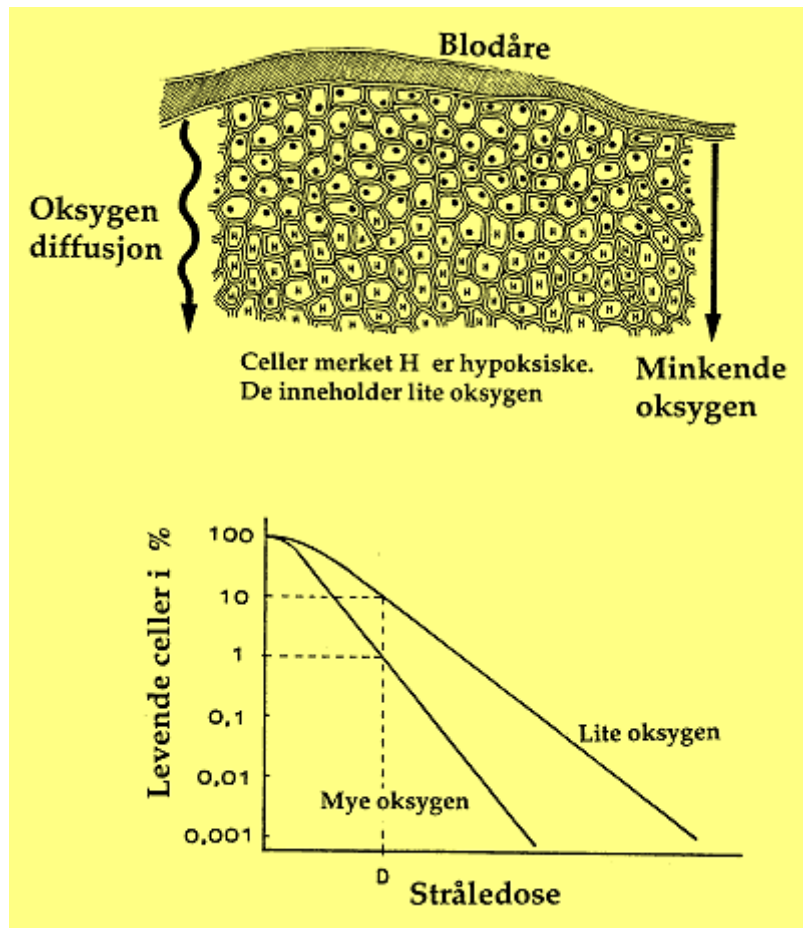
Selv om en aldri fant noe vidunderstoff mot stråling, ble det i 1960-årene brukt store forskningsressurser for å finne mekanismene bak strålebeskyttelsen. Gjennom dette arbeidet lærte vi en god del om hvordan stråling virker på cellenivå. Norske forskere (L. Eldjarn og A. Pihl) skapte et fint forskningsmiljø innen dette fagområdet i 1960-årene.

12.5.2 Oksygeneffekt og sensitiserende stoffer

I dag drives intens forskning på det motsatte av strålebeskyttelse, - nemlig å finne stoffer som kan *øke* strålevirkningen. Dette høres kanskje merkelig ut, så la oss forklare problemstillingen litt nærmere.

Når vi bruker stråling til kreftbehandling, ønsker vi at de syke cellene skal få så stor stråledose at de dør. Samtidig ønsker vi at de friske nabocellene skal overleve behandlingen. Dette er en balansegang som er svært krevende.

Celler som befinner seg i de indre deler av kreftsvulsten, ligger ofte langt fra blodårer, og etter hvert vil oksygentilførselen bli dårlig. Det hevdes at svulster som er mer enn 2 mm i diameter, vil inneholde partier der cellene har et redusert oksygeninnhold.



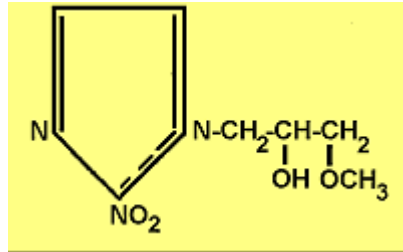
Figur 12.3: øverst er en modell av en svulst. Cellene får oksygen fra blodet. Jo lenger en celle er fra en blodåre, desto lavere er oksygeninnholdet. Nederst ser vi overlevelseskurver for celler med normalt oksygeninnhold og for hypoksiske celler.

Celler som inneholder lite oksygen, er svært motstandsdyktige mot stråling. Det betyr at "normale" stråledoser er for små til å drepe cellene (se Figur 12.3), og dette kan representere et problem ved strålebehandling av kreft. En dose som dreper celler med normalt oksygeninnhold, kan vise seg å bli for liten med tanke på de oksygenfattige kreftcellene. De vil leve videre, og kreftsvulsten kan utvikle seg.

Flere metoder har vært forsøkt for å få bukt med dette problemet:

1. Strålebehandlingen kan gis i små porsjoner på ca. 2 Gy pr. dag i flere uker. Ett av poengene med denne fraksjoneringen er at noen kreftceller dør og forsvinner (de som opprinnelig har et normalt oksygeninnhold). Dermed kan oksygenfattige områder gjenvinne sitt normale oksygennivå og bli mer strålefølsomme med tanke på senere strålebehandlinger.
2. En har forsøkt med partikkelstråling som gir stor ionisasjonstetthet. Når ionisasjonstettheten øker, vil oksygeneffekten til dels settes ut av spill.
3. En har forsøkt å øke oksygenkonsentrasjonen ved hjelp av trykkamre og gassmasker der pasienten får tilført ekstra oksygenrik luft. Metoden har ikke vært noen stor suksess.

4. I de senere årene er det gjort forsøk med kjemiske stoffer som kan tilsettes oksygenfattige celler. På den måten er det mulig å øke strålevirkningen. Det viser seg at frie radikaler av typen N-O[•] har sensitiserende egenskaper. Det mest virkningsfulle stoffet vi kjenner i dag er "misonidazol". Idag må vi desverre erkjenne at betydningen av disse stoffene i stråleterapien er mindre enn hva en først trodde.



Strukturformelen til misonidazol.

12.6 Stråling og kromosomendringer

Studiet av stråleskader i DNA er uhyre spennende. I de senere år er det utviklet fysiske metoder som gjør det mulig å studere detaljer i DNA-strukturen. Vi har blant annet gode og følsomme metoder for å studere både trådbrudd og dimerer.

For å se kromosomforandringer, brukes en omstendelig prepareringsmetode med hvite blodceller (lymfocytter). Lymfocytene er fordelt i hele kroppen, og er tilnærmet i en hvilefase. En tar en blodprøve, skiller ut lymfocytene og stimulerer de slik at de går inn i celledyklus og kan dele seg. En dyrker cellene i ca. 48 timer ved 37 grader C. De "høstes" i delingsfasen (den delen av mitosen som kalles metafasen). Kromosomene farges etter velkjente metoder og studeres i mikroskop. Det er da mulig å se om kromosomene er normale eller om det har oppstått forandringer. *Tegningen viser et typisk kromosom slik det ser ut i metafasen. Her ser vi et normalt kromosom med ett knutepunkt eller sentomer.*



Det er flere typer forandringer som observeres. I forbindelse med stråling kan det ofte oppstå ringdannelser (kromosomet ser ut som en ring) og disentriske kromosomer (kromosomet får to knutepunkter eller sentromerer i stedet for ett).

Vi vet ikke sikkert hvordan disse forandringene dannes, men det kan være en følge av trådbrudd i DNA (brudd i sidekanten på vindeltrappen). I forbindelse med strålingsulykker kan kromosomforandringene gi informasjon om stråledosene, - forutsatt at dosene er i området fra ca. 0,1 - 10 Gy.

Det oppstår kromosomforandringer etter hvert som vi blir eldre, men det er ikke lett å avgjøre om det er stråling som er årsaken til disse forandringene. De japanske fiskerne ombord på Fuku Maru, som ble bestrålt i 1954, hadde unormalt mange kromosomforandringer da de ble undersøkt i 1982, hele 28 år senere.

En har forsøkt å finne kromosomforandringer hos samene som fikk ekstradoser på grunn av Cs-137 fra bombeprovvene 1950- og 1960-årene og fra Tsjernobylulykken. Dosene det her er snakk om er meget små (maksimum noen få mSv) og de er gitt over et langt tidsrom. Det er derfor ikke mulig å avgjøre om observerte kromosomforandringer skyldes stråling.

12.7 Reparasjon - Adaptiv effekt

I 1960 publiserte M.M. Elkind og H. Sutton ved National Institutes of Health i USA et interessant arbeid med bestråling av celler i kultur. Når de bestrålte cellene med 10 Gy, overlevde ca. 2 promille. Hvis de derimot delte opp dosen i to like store porsjoner (to doser à 5 Gy) og bestrålte med 2 timers mellomrom overlevde 8 promille. For kortere hvilepauser ble overlevelsessevnen redusert. Dette tolket Elkind og Sutton på følgende måte: Den første dosen på 5 Gy drepte mange celler og påførte andre celler skader som de kalte "sublethal damage". I hvilepausen kunne disse skadene bli reparert og cellene var igjen "friske" da neste dose ble gitt. Dette kan sammenlignes med en bokser som får en rekke slag, men som reddees av gongongen. I hvilepausen arbeider sekundantene for å få bokseren på fote igjen.

Cellene har altså et reparasjonsverksted. Dette er faktisk nødvendig for at vi skal overleve. Vi skal ikke gå inn på flere detaljer når det gjelder reparasjonssystemene, men heller nevne noen nyere eksperimenter som viser at stråling kan **stimulere** reparasjonsprosessene.

Eksperimenter som viser adaptiv effekt startet med kromosomskader i lymfocytter (se foran). Kromosomskadene ble induisert av en stråledose på 1,5 Gy. Følgende resultater ble funnet:

1. Når lymfocytene blir bestrålt med en liten dose **før** hoveddosen på 1,5 Gy, blir antall skader redusert betydelig (opp til 50%). Den lille stimuleringsdosen må helst være i området 10 til 150 mGy.
2. For å oppnå maksimal effekt må stimuleringsdosen gis 4 til 6 timer før den store dosen. Effekten holder seg gjennom tre celledyninger.
3. Det er også funnet at antall mutasjoner hos bananfluer reduseres når små stråledoser på ca. 200 mGy gis før en stor dose på 4 Gy.

Det er også de siste årene vist i eksperimenter med mus at en kan stimulere immunapparatet. Små stråledoser vil danne proteiner som stimulerer celleveksten i milt og tymus. Dette har en positiv virkning på dannelsen av antistoffer. Det er også andre parametre som kan stimuleres ved små stråledoser.

Konklusjon.

De resultater som er nevnt her tyder på at små stråledoser kan sette igang en rekke prosesser. Ikke alle disse er skadelige, men noen ser ut til å stimulere reparasjonsmekanismene. Små stråledoser stimulerer dannelsen av proteiner som bindes til skadede DNA-molekyler.

Dette er et forskningsfelt i rivende utvikling og konklusjonen så langt er at små stråledoser kan influere på en rekke prosesser, - både negative og positive. Hvis den samlede effekt er positiv snakker man om *hormese*. Dette er kanskje ikke den beste betegnelse som en kan bruke og det er nok riktigere å betegne det som en *stimulerende effekt* eller en *adaptiv effekt*.

Uavhengig av hvilket navn en skal bruke syntes det klart at vi må være varsomme når det gjelder betydningen av små stråledoser (faktisk opp til 100 mSv) utover bakgrunnstrålingen. Dette er noe vi bør ta med oss når vi skal vurdere den helsemessige betydning av radioaktiv forurensning og ulykker som den i Tsjernobyl.

12.8 Genetiske skader

I 1927 oppdaget Herman Muller at ioniserende stråling kunne føre til mutasjoner. Han arbeidet med bananfluer som ble bestrålt med røntgen. Muller fant en økning i den spontane mutasjonsfrekvensen i bananfluens X-kromosom. Dette var starten til vår kunnskap om strålingsinduserte kromosomforandringer som har genetiske følger.

Stråling kan gi skader til DNA-molekylet. Hvis skadene oppstår i en vanlig kroppscelle og de ikke repareres eller fører til celledød, kan det utvikles kreft (en somatisk mutasjon). Det samme resonnement gjelder hvis tilsvarende skader oppstår i en kjønnselle. Da har vi en genetisk mutasjon som kan gi synlige forandringer hos etterkommerne.

En god del av det vi vet om stråleinduserte mutasjoner, kommer fra laboratoriestudier. Tidligere var det vanlig å bruke bananfluer i disse eksperimentene, men senere har en gått over til mus. I et kjent eksperiment ved Oak Ridge i USA ("The megamouse experiment"), ble det benyttet over syv millioner mus. En registrerte syv forskjellige typer av mutasjoner (forandringer i pelsfargen og ørene), og ved bestråling økte mengden av mutasjoner utover det normale. Konklusjonene fra eksperimentet var følgende:

1. Strålefølsomheten for de forskjellige mutasjonene varierte med en faktor 20.
2. En fant en betydelig avhengighet av dosehastigheten (stor dosehastighet var mest effektiv). Det betyr at en dose som var spredd over tid, ga langt færre mutasjoner. Dette resultatet ble ikke funnet hos bananfluen.
3. Hannmusene var de mest strålefølsomme når det gjaldt mutasjoner. For hunnmusene fant de ingen signifikant økning i mutasjonsfrekvensen når dosene og dosehastighetene var små.
4. Antall mutasjoner for en bestemt dose avtok raskt når tiden mellom bestråling og unnfangelse økte. Dette ble først konstatert for hannmus, men ser også ut til å gjelde for hunnmus. Hvis kjønnsorganene bestråles, kan det derfor være lurt å vente noen måneder med en planlagt befruktning.
5. Det foregår alltid en del spontane mutasjoner. Det er mange som mener at en del av disse mutasjonene skyldes strålemiljøet vi lever i. Dyreeksperimenter tyder på at ca. 2% av de spontane mutasjonene skyldes naturlig bakgrunnsstråling. Eksperimentet viste også at en dose på 1,5 Gy fordoblet den spontane mutasjonsfrekvensen.

Bananfluer - Stråling - Genetikk

Den lille uskyldige bananfluen (*Drosophila melanogaster*) har vist seg å være velegnet til genetiske studier. De er greie å arbeide med og de viser lett observerbare genetiske forandringer. Det var dette systemet Herman J. Muller brukte da han viste at røntgenstråling kunne føre til mutasjoner. I arbeidet "*Artificial Transmutation of the Gene*" beskriver han hvordan røntgenstråling kan gi observerbare mutasjoner i X-kromosomet. Han fikk nobelprisen for dette arbeidet i 1946.



Et eksempel på en synlig mutasjon er vist i figuren under. Her ser vi en normal bananflue til venstre, mens den andre har krøllete vinger. Bananfluene er såvidt små at en gjerne bruker lupe for å studere de synlige mutasjonene. Fluene bedøves da med eter slik at de ligger rolig.



Museforsøket ga resultater som på mange punkter skilte seg fra eksperimentene med bananfluene, og dette har i stor grad dempet engstelsen for de genetiske følgene av stråling. Det er to grunner til dette. For det første er doblingsdosen betydelig større enn hva en tidligere trodde. Effektene er dessuten sterkt avhengige av dosehastigheten - hvis dosen spres over lang tid, minsker effekten.

Når det gjelder mennesker, må vi igjen støtte oss til japanske data. Det er registrert omkring 70 000 barn der foreldrene fikk stråledoser på ca. 350 mSv. Dette datamaterialet er studert meget nøye, og en har sett på forekomsten av dødfødsel, barnedød, misdannelse, død før fylte 26 år, unormalt antall kromosomer og endret gutt/pike-forhold. I en nylig utkommet bok som inneholder arbeidet frem til 1991, hevder Neel og Schull at doblingsdosen er ca. 2 Sv for akutt dose og ca. 4 Sv for kronisk stråling. [The Children of the Atomic Bomb Survivors: A Genetic Study., James V. Neel and William J. Schull, National Academic Press, 1991.] Sett i forhold til atombombene i Japan, er det derfor lite som skulle tilsi genetiske effekter fra Tsjernobylulykken.





12.9 Bestråling på fosterstadiet

Det er to helt forskjellige grunner til at det kan oppstå skader på et foster. For det første kan det være genetiske eller arvelige årsaker (forandringer som har oppstått i DNA-molekylet til en av foreldrene), og for det andre kan det skyldes ytre påvirkninger under svangerskapet. Vi skal se litt nærmere på de ytre påvirkningene.

For noen år tilbake mente den engelske epidemiologen Alice Stewart og hennes medarbeidere at kreft ville forekomme hyppigere hvis en bestråling skjedde på fosterstadiet enn hvis den forekom senere i livet. Hun fant at 15% av barna som døde av kreft i England før de var 10 år, hadde blitt bestrålt på fosterstadiet (mødrene ble røntgeenundersøkt). Stewarts hypotese har møtt adskillig motstand, og det er hevdet at hun studerte en gruppe mennesker som var disponert for kreft. Det faktum at mødre søkte medisinsk hjelp, betød nettopp at de hadde problemer.

Teorien om at en stod overfor en spesielt utsatt gruppe, blir støttet fra to hold. Nå i ettertid er det konstatert økt krefthyppighet også hos søsknene til de avdøde barna. Det er derimot ikke funnet økt kreftfrekvens hos de ca. 2000 japanerne som ble bestrålt på fosterstadiet da atombombene i Hiroshima og Nagasaki ble detonert. Det er med andre ord vanskelig å finne støtte for hypotesen om at det ufødte barn er mest sensitivt for kreft.

Fosterutviklingen deles inn i flere trinn (se Figur 12.4):

Befruktning	Kimperiode	Embryonalperiode	Føtalperiode
 egg- og sædcelle			
	1 - 2 uker	6 - 8 uker	9 måneder

Figur 12.4: Tre trinn i fosterutviklingen.

Kimperioden omfatter de første dagene etter en befruktning. Cellene vil da dele seg uten å bli differensiert. I en rekke dyreeksperimenter er det vist at stråling på dette stadiet kan gi celledød, og at sensitiviteten avtar med økende grad av celledeling. Det oppstår neppe skader som videreføres med fosteret.

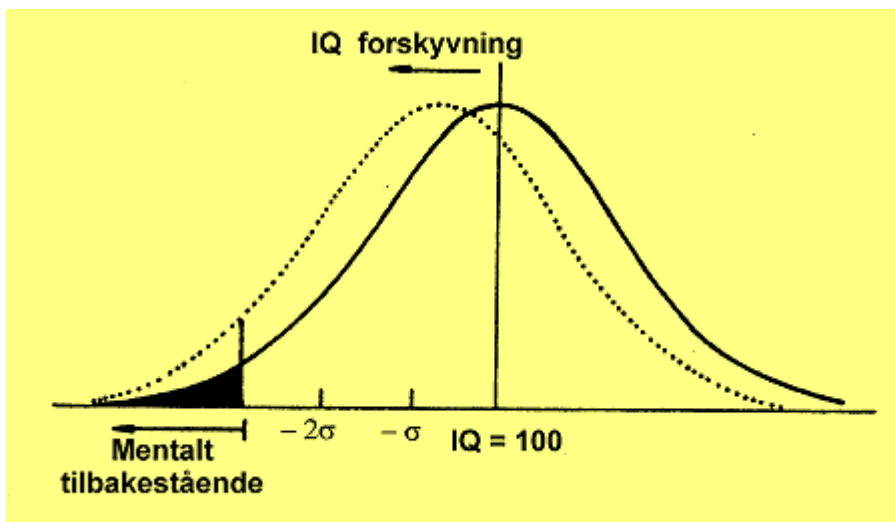
Embryonalperioden strekker seg fra uke 2 til omkring uke 8 -9. I denne perioden dannes de viktige organsystemene. Enhver ytre påvirkning kan gi skader og misdannelser på dette stadiet. I dyreforsøk har en registrert økt forekomst av misdannelser ved store stråledoser, men hos mennesker er det ikke observert noe tilsvarende. Derimot har vi opplevd tragiske følger ved bruk av kjemiske stoffer. For en del år tilbake var det en rekke gravide kvinner som brukte stoffet thalidomide (mot kvalme), og dette førte til en rekke defekter hos fosteret.

Føtalperioden varer fra ca. uke 8 og ut svangerskapet. Når det gjelder skader som oppstår i denne perioden, er de helst knyttet til sentralnervesystemet.

Blant de 1600 barna som ble bestrålt på fosterstadiet i Hiroshima og Nagasaki, var 30 mentalt tilbakestående (de hadde fått doser på mellom 100 og 500 mGy). Dette er langt mer enn normalt.

En fant at risikoen for mentale forstyrrelser var ca. 0,4 pr. Gy i uke 8 - 15 og omkring 0,1 pr. Gy i uke 16 - 25. Hvis en bruker disse data ukritisk, betyr det at intelligensen (målt i form av IQ) blir redusert når fosteret bestråles. Risikofaktoren som er foreslått, tilsier en nedsettelse på 30 IQ-poeng for en dose på 1 Gy.

Stråleskadene som er nevnt ovenfor, er en viktig årsak til at en har sluttet å bruke røntgen ved undersøkelse av gravide. Det er også enkelte som hevder at sjansen for spontan abort øker hvis et foster utsettes for stråledoser på over 100 mGy de seks første ukene.



Figur 12.5: Data fra Hiroshima og Nagasaki tyder på økt risiko for mentale forstyrrelser (reduert IQ) hos personer som ble bestrålt på fosterstadiet. Den heltrukne kurven viser den normale, gaussfordelte IQ-kurven. Den stiplede kurven angir en tenkt IQ-fordeling for personer som mottar en fosterdose på 1 Gy.

Stråling og intelligens

Etter atombombene i Japan ble det funnet noen tilfeller av mentalt tilbakestående barn. De hadde fått store stråledoser mens de var på fosterstadiet, og mest utsatt var fostre som ble bestrålt i uke 8 - 15 av svangerskapet. Antallet var lite, men det viste at bestråling på fosterstadiet kan innebære en viss risiko for skader på sentralnervesystemet. Disse resultatene har ført til en rekke spekulasjoner om en generell IQ-nedsettelse når fostre bestråles mellom uke 8 og 25 av svangerskapet.

Basert på data fra Japan, kan vi forsøke å få et kvantitativt mål for hvordan IQ nedsettes ved bestråling på fosterstadiet. Vi tar utgangspunkt i en vanlig gaussfordelt IQ-kurve (se forrige side). Personer som har IQ lavere enn 3 standardavvik fra 100, defineres som **mentalt tilbakestående**.

Vi antar at bestråling på fosterstadiet fører til en generell forskyvning av IQ-kurven. En forskyvning som er i overensstemmelse med de observerte data fra Japan, gir en IQ-reduksjon på 30 enheter pr. Sv. Som nevnt ovenfor, er risikoen størst i uke 8 - 15, men det er også en viss risiko i uke 16 - 25.

Skoledyktighet og stråling

I norske medier har det vært hevdet at bestråling på fosterstadiet har ført til redusert skoledyktighet i Norge.

Barn som ble født langs Vestlandskysten (fra Andenes i nord til Vest-Agder i sør) i 1964 og 1965, fikk "trolig" litt større fosterdoser enn barn på Østlandet. Vi sier "trolig" fordi dette ikke på noen måte er vist ved målinger. Årsaken til denne antagelsen var at nedfallet etter bombeprøvene på Novaja Semlja var størst på Vestlandet, - i områder med mye nedbør.

Det har vært hevdet at normerte skoleprøver for årsklassen 1964 - 1965 viser et svakere prestasjonsnivå for barn født på Vestlandet enn tilsvarende aldersgrupper fra Østlandet. Dermed ble disse to faktorene koplet, som bevis på sammenhengen mellom skoledyktighet og stråling.

For å kunne forstå noe av dette må vi gå til dose effekt kurvene. Vi vet at store doser gir en viss risiko for mentale skader. Videre må vi anta at dose effekt kurven er lineær og uten terskel (ICRPs LNT-modell "Linear No Threshold"). Vi må bestemme stråledosene som fosteret mottok i uke 8 til 25, og videre må vi gi et anslag over doseforskjellene som muligens forekom i forskjellige deler av Norge på grunn av prøvesprengningene.

Samene nær Kautokeino fikk de største stråledosene. Ikke fordi nedfallet var så stort, men fordi samene spiste mye reinsdyrkjøtt. Som vist i Kapittel 9, hadde samekvinner et Cs-137 innhold i kroppen på ca. 300 Bq pr. kg i 1965. Det betyr at et foster ville fått en ekstra stråledose på ca. 0,25 mSv i løpet av uke 8 - 25. Dette skulle tilsi en IQ-reduksjon på **0,0075 IQ-poeng**. En slik reduksjon kan selvsagt ikke måles ved IQ-tester eller normerte prøver i skolen.

Går vi tilbake til forholdet mellom Vest- og Østlandet, var doseforskjellene enda mindre. Det betyr at ethvert forsøk på å registrere forskjeller i form av nedsatte skoleresultater er helt umulig og må betraktes som misbruk av statistikk.

12.9.1 Ultralyd og fosterdiagnostikk

Vi skal ikke forlate denne forskningsdelen før vi har nevnt en interessant oppdagelse som ble gjort for noen år siden. Da fant amerikanske forskere molekyl- og celledskader ved bruk av ultralyd.

Peter Riesz og medarbeidere fant ut at klinisk ultralydutstyr (utstyr som blant annet brukes innen fosterdiagnostikk) ga H og OH-radikaler i vandige løsninger. Dannelsesmekanismen for disse radikalene er ikke kjent, men det er de samme produktene som oppstår når en bruker røntgen og γ -stråling.

Dooley og medarbeidere fant skader på DNA-molekylet når de brukte ultralyd på museceller som vokste i reagensrør. Det var spesielt basen thymin (byggestein som er merket T i Figur 12.3) som ble endret. Forandringene var av samme art som skadene en kan registrere ved bruk av røntgenstråling.

Liebeskind og medarbeidere observerte skader på celler som vokste i kultur. De studerte hvordan cellene vokste etter en ultralydbehandling og fant forandring med hensyn til bevegelse og overflateegenskaper. Ved å undersøke celler som delte seg, ble det registrert forandringer som gikk igjen hos dattercellene i minst ti generasjoner. Dette kan tyde på at skadene som dannes er permanente.

Vi kan merke oss at alle skader som observeres etter ultralyd, er av samme art som skadene ved røntgen. I dag bruker vi ultralyd til fosterdiagnostikk, og det reiser seg straks et spørsmål om dette kan innebære en helserisiko. Her vet vi lite, men igjen vil dosen være avgjørende. Hvor stor stråledose tilsvarer en normal undersøkelse med ultralyd? Den er sikkert meget liten og bør ikke skremme oss fra å bruke ultralyd. For de som er mest engstelige for stråling og som holder fast på en lineær dose effekt kurve uten terskel vil derimot ultralyd være belastet med en risikofaktor.

Kapittel 13

Stråling og miljø

13.1 Innledning

Når vi skal vurdere stråling som miljøfaktor, er det en rekke forhold å ta hensyn til:

1. Stråledose. Hvis det oppstår en situasjon med radioaktiv forurensning, er det meget viktig å beregne stråledosene som kan bli aktuelle. *Det er liten grunn til kostbare tiltak hvis dosene er mindre enn variasjonene i den naturlige bakgrunnsstrålingen.* Dette bør være en ledetråd for oss når det gjelder Tsjernobyl, sunkne atomubåter eller forurensning på Kola.

2. Stråletype. For å gjennomføre doseberegninger og vurdere helserisiko, må vi kjenne stråletypen - vi må vite hvilken radioaktiv isotop som forurenser. Det går et klart skille mellom isotoper som sender ut γ -stråling, og isotoper som bare sender ut α - og β -partikler.

3. Forurensningsmengde. Når det gjelder utslipp av radioaktive isotoper, måles mengden i Bq (eller Ci), og ikke i liter eller tonn. Det skyldes at utslippet består av mye ikke-radioaktivt materiale, og mengden av de radioaktive isotopene kan være svært beskjeden. Det totale norske Cs-137-nedfallet fra Tsjernobylulykken var ca. 600 gram. Dette kunne lett fått plass i en 1 liters melkekartong.

4. Utslippets form og spredning. Det har stor betydning hvorvidt det radioaktive utslippet er i fast form (det vil si partikler), i flytende form eller i gassform. Det er også viktig å vite hvordan radioaktiviteten spres i naturen.

La oss se på to eksempler som demonstrerer forskjeller med hensyn til transport og spredning av radioaktivt materiale:

Tsjernobyl.

Det var utslipp til atmosfæren og spredning med vindsystemene. Det som så bestemte nedfallet var i stor grad nedbørsmønsteret. De radioaktive isotopene som nådde våre områder, ble fordelt over hele Norge, men mengden (målt i Bq/m^2) varierte betydelig fra sted til sted. Etter at de radioaktive isotopene har falt ned på bakken, er det fortsatt muligheter for spredning. Det gjelder avrenning til vassdrag og opptak i planter. Noe av radioaktiviteten kommer dermed inn i næringskjedene.

Ubåten Komsomolets.

I 1989 havarerte den russiske atomdrevne ubåten Komsomolets, og alt det radioaktive materialet fulgte med til bunns. Det dreide seg blant annet om ca. 10 kg plutonium (i reaktoren og i stridshodene). Spredningen videre vil være avhengig av hvor raskt radioaktiviteten frigjøres og hvordan havstrømmene går. Når det gjelder plutonium er det svært lite løselig i vann, og spredningen blir begrenset. Vi kjenner mengden av Cs-137 og Sr-90 og kan lett lage senarier der stråledoser til fisk og i sin tur mennesker kan beregnes.

Det er et gjennomgående ønske å kontrollere og begrense stråledosene fra alle menneskeproduserte kilder (antropogene strålekilder). Et slikt ønske er i tråd med grunnprinsippene innen strålevern, og det er svært viktig med retningslinjer for *når* samfunnet skal sette inn tiltak for å redusere stråledosene.

Vi skal se nærmere på en del aktiviteter som kan føre til radioaktiv forurensning og økte stråledoser. De fleste er enige om at radioaktive isotoper som benyttes innen medisin og forskning, representerer et ubetydelig forurensningsproblem. Når det gjelder sterke radioaktive kilder, kan det derimot forekomme strålingsulykker med til dels alvorlige utfall. Vi har sett et par eksempler på dette, og det viser behovet for fagkunnskap og sikkerhetsrutiner som er vel gjennomtenkte, - spesielt innen kjernekraftvirksomheten. Under hele prosessen - helt fra utvinningen av uran til den endelige deponeringen av det radioaktive avfallet - er det en viss risiko for ukontrollerte utslipp, som i sin tur kan gi stråledoser til biosfæren. Under normal drift vil et kjernekraftverk gi nærmest neglisjerbare utslipp av radioaktivitet. Det største problemet er knyttet til lagringen av det radioaktive avfallet og risikoen for ulykker.

Vi skal ikke gå inn på tekniske detaljer når det gjelder lagring av radioaktivt avfall eller risiko for kjernekraftulykker, men vi skal trekke fram noen eksempler der radioaktive utslipp kan forurense miljøet og skape engstelse blant befolkningen.

13.2 Kjernekraft

I et kjernekraftverk brukes fisjons- eller spaltingsenergi for å produsere elektrisk energi. Ved årsskiftet 1994/95 var det 430 kjernekraftverk i drift, fordelt på 26 land. Kjernekraft dekker ca. 17% av verdens elektrisitetsproduksjon, og i 12 land står den for mer enn 25% av elektrisitetsproduksjonen. Denne listen toppes av Frankrike, Belgia og Sverige, der kjernekraft utgjør henholdsvis 73%, 59% og 52% av el-kraftforsyningen. Ser vi på den totale globale energiproduksjonen, bidrar kjernekraften med kun 5%.

Det er utviklet en rekke forskjellige reaktortyper. Vi skiller mellom *termiske* reaktorer (der fisjonen forutsetter termiske eller nedbremsede nøytroner) og *hurtige* reaktorer (der de frigjorte nøytronene hverken bremses ned eller termaliseres).

Dagens kjernekraftverk er basert på termiske reaktorer. Disse blir igjen delt inn i to grupper: gasskjølte/grafittmodererte reaktorer og vannkjølte/vannmodererte reaktorer (*lettvannsreaktorer*). I tillegg har vi noen mellomtyper, bl.a. den sovjetiske vannkjølte/grafittmodererte reaktoren (den såkalte Tsjernobylytjen).

Lettvannsreaktorer

Det blir bygget to typer av lettvannsreaktorer: kokevannsreaktoren (BWR som står for "Boiling Water Reactor") og trykkvannsreaktoren (PWR som står for "Pressurized Water Reactor"). I begge reaktorene er uranbrenselet og kontrollelementene plassert i en trykktank med vann. Energien fra brenselet blir overført til vannet, som i sin tur overfører varmeenergi til en sekundær kjølekrets.

I en BWR koker vannet i selve tanken, mens en PWR opererer under ekstra høyt trykk (ca. 150 atmosfærer) slik at koking forhindres.

Effektiviteten eller virkningsgraden for disse reaktorene er godt og vel 30%. Det betyr at ca. 1/3 av varmeenergien omdannes til elektrisitet, mens ca. 2/3 føres bort med kjølevannet.

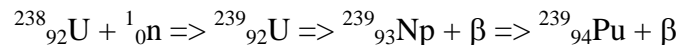
Hurtige breeder-reaktorer

Naturlig uran består for det meste av U-238. Bare 0,72% er av typen U-235 som brukes i energiproduiserende reaktorer. Vi sier at U-235 er "fissil" eller spaltbar. Det viser seg at de fleste tunge atomkjerner med ulike (odde) antall nøytroner er fissile, og alle disse kjernene er radioaktive. I praksis er det bare U-235 som eksisterer i dag, - de andre isotopene er så godt som utdødd.

Selv om U-235 er den eneste fissile isotopen som forekommer naturlig, er det mulig å produsere andre spaltbare kjerner, blant annet Pu-239 og U-233. De kan produseres i en vanlig kjernereaktor ved at nøytroner fanges inn av U-238 eller Th-232.

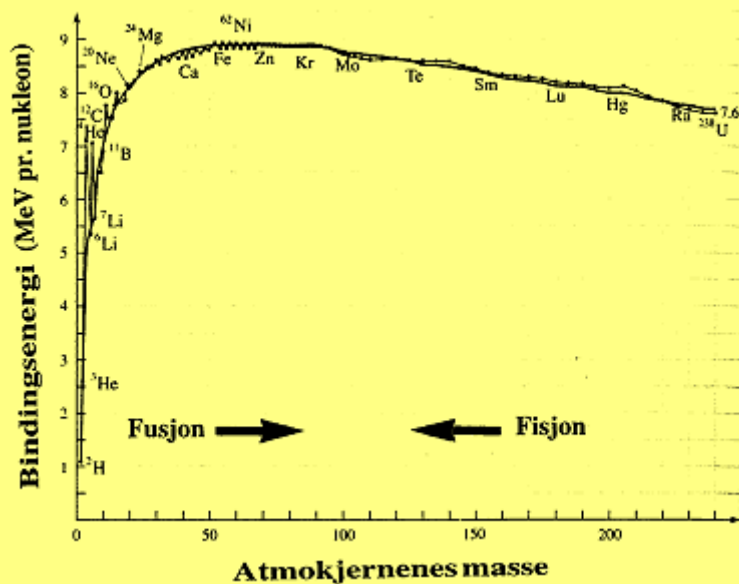
Når vi har en reaktor der det produseres mer fissilt materiale enn det forbrukes, kalles den en "breederreaktor". Disse reaktorene går under betegnelsen FBR ("Fast Breeder Reactor"). Det legges en kappe av uran-238 eller thorium-232 rundt reaktoren, og nøytroner som unnslipper kjernen blir fanget inn av denne kappen. For å få prosessen til å gå (dvs. opprettholde kjernereaksjonen), er det nødvendig med høy konsentrasjon av brenselet. Det må inneholde uran som er anriket til 15-20% i U-235, eller tilsvarende konsentrasjoner av U-233.

Fissilt plutonium dannes ved at U-238 fanger inn et nøytron og deretter sender ut to β -partikler:



Vi starter med U-238, som det er rikelig av i naturen, og ender opp med Pu-239. Mellomproduktene, U-239 og Np-239, er begge radioaktive med korte halveringstider (henholdsvis 23 minutter og 2,35 dager).

Det er bygget noen få anlegg av denne typen, og de har en størrelse på et par hundre megawatt. Erfaringene fra Frankrike og England er lovende, men breeder-reaktorene representerer ennå ikke noe økonomisk konkurransedyktig alternativ. Ut fra foreliggende planer, er det rimelig å anta at de vil være konkurransedyktige en gang ut i neste århundre.



Energi fra atomkjerner

Fisjon - Fusjon

Kjernekraft er basert på to fysiske prosesser som kalles fisjon og fusjon. Dagens reaktorer er basert på fisjon, mens fusjonsreaktoren er vårt store håp som fremtidens energikilde. Figuren under angir bindingsenergien i atomkjernene, og den kan brukes til å forklare prinsippet bak kjernefysisk energiutnyttelse.

En vinner energi når en går fra kjerner med liten bindingsenergi til kjerner med stor bindingsenergi. Figuren viser at det kan skje på 2 måter.

Protoner og nøytroner holdes sammen av sterke krefter i atomkjernene. Langs ordinataksen (y-aksen) i figuren ovenfor, angis bindingsenergi pr. nukleon (masseenhet). Den øker fra ca. 2 MeV (for døyterium) til omkring 8,8 MeV (for jern). Deretter avtar den gradvis når en går mot tyngre atomkjerner.

Vi kan vinne energi ved å gå fra kjerner med liten bindingsenergi til kjerner med større bindingsenergi. Det vi vinner er den samlede energiforskjell.

Fra figuren ser vi at ved å smelte sammen to døyteriumkjerner til helium vinner vi ca. 26 MeV. Likeledes vil en spalting av U-238 i to omtrent like deler gi en gevinst på hele 230 MeV. Det er 2 muligheter for energigevinst:

1. Vi kan **spalte** en tung atomkjerne i lettere komponenter. Dette kalles **fisjon**. Det forutsetter at en tung atomkjerne (til høyre på kurven) spaltes til atomkjerner med høyere bindingsenergi (midtre del av kurven). Kjerner som lar seg spalte ved fisjon, er blant annet U-235 og Pu-239.
2. Vi kan **smelte** sammen to lette kjerner (f.eks. hydrogen) og danne tyngre kjerner, f.eks. helium. Dette kalles **fusjon** og er bl.a. energikilden på sola. Fusjon krever temperaturer på flere millioner grader, og frem til i dag har man ikke klart å oppnå kontrollert fusjon med energiutbytte.

Den første reaktor

Den 2. desember 1942, 4 år etter oppdagelsen av fisjon, startet den første atomreaktor under tribunen på Stagg fotballstadion i Chicago.

Kort etter oppdagelsen av fisjon ble det klargjort av **N. Bohr** og **J. A. Wheeler** at det var den sjeldne isotopen U-235 (0,72% av uran, består av denne isotopen) som ble spaltet.

Det var den ungarske fysikeren **Leo Szilard** som unnfanget ideen om kjedereaksjon. Han tenkte at hvis en fisjonsprosess frigjorde nøytroner kunne de i sin tur "treffe" og spalte nye urankjerner. En fant ut at hver fisjonsprosess frigjorde 2 til 3 nøytroner med stor energi (det vi kaller hurtige nøytroner).

Naturlig uran er for det aller meste U-238 som ikke lar seg spalte så lett. Derimot vil det "spise opp" de hurtige nøytronene som frigjøres og stoppe en kjedereaksjon. Siden U-238 har langt mindre "appetitt" på langsomme nøytroner ble det et mål å bremse ned de hurtige nøytronene som frigjøres når U-235 spaltes. En måtte blande et "bremsestoff" (det kaller vi for moderator) inn i uranmassen.

En moderator består av lette atomkjerner (helst så store som nøytronene) som kan bremse nøytronene (rent billedlig kan du tenke deg at det er biljardkuler) når de treffer hinannen.

I vanlig vann har H-atomets kjerne (protonet) den rette størrelsen, men de vil gjerne "spise opp" nøytronene. Tungtvann derimot, som inneholder døyterium er bra som brems for nøytroner, og derfor ble Norge og tungtvannet på Rjukan blandet inn i atomforskningen under krigen.

E. Fermi og medarbeidere hadde ikke tungtvann under krigen så de måtte satse på noe annet som inneholdt relativt lette atomkjerner. Det ble rent kull i form av grafitt.

Dermed startet de oppbyggingen av en reaktor i en hall brukt til squash på Stagg stadion midt i storbyen Chicago. De stablet lag på lag med grafittblokker. I disse lagene ga de plass for bokser med naturlig uran (ca. 2.5 kg i hver). I dette byggverket hadde de 10 kontrollstaver av kadmium som kan absorbere nøytroner. Det en ønsket å komme frem til var et byggverk der en kunne kontrollere nøytronfluksen. Hvis **én** spalting i middel ga **ett** nøytron som kunne treffe et nytt U-235 atom ville prosessen gå av seg selv. Det betyr at "*reproduction factor*" som Fermi kalte det, måtte være større enn 1,0. De målte nøytronfluksen ettersom lagene bygget seg opp. Hele byggverket hadde form som en ellipsoide (liggende egg) 7,6 meter bred og ca. 6 meter høy. Den besto av 57 lag grafitt (ca. 385 tonn) og ca. 40 tonn uranoksyd.



Den 2. desember 1942 var en kald dag (nærmere 20 kuldegrader) med snø i Chicago, men det var en fortettet stemning i squashrommet på Stagg stadion. Mange samlet seg på balkongen hvor tellerne sto (blant disse var Szilard, Wigner og Compton), da Fermi ba om at kadmiumstavene skulle trekkes langsomt ut. Nøytronfluksen, som ble målt med en bor-

trifluoride teller, økte. Fermi som styrte stavene frem og tilbake ba tilsist om at den siste kontrollstaven skulle taes 12 fot ut. Tellerens klikking økte mer og mer og ble til et sammenhengende brøl. Da hevet Fermi hånden og sa "*The pile has gone critical*". K-verdien hadde vært 1,0006.

Den første dagen kjørte de reaktoren i 4 minutter, med en intensitet på en halv watt. Wigner hadde for anledningen kjøpt en flaske italiensk chianti og det vellykkede eksperiment ble feiret.



En naturlig reaktor - Oklo fenomenet

Da Fermi startet reaktoren under Stagg stadion i Chicago i 1942 trodde en at dette var den aller første reaktor. Omkring 30 år senere oppdaget franske fysikere at naturen selv hadde slått Fermi med omkring 2 milliarder år. De kunne da slå fast at i Gabon i Afrika hadde det vært en "naturlig fisjonsreaktor" som hadde vært i virksomhet i flere hundre tusen år.

Oklo ligger i Gabon tett opp til ekvator. Her har en rike uranleier. Det er i "lommer" med høy

urankonsentrasjon at det har foregått fisjon av U-235 på samme måte som i en menneskelaget reaktor.

Det var et spennende detektivarbeid som førte til oppdagelsen av Oklo fenomenet.

I alle prøver som tas av uranforekomster er det et meget bestemt forhold mellom isotopene, U-238 og U-235. Da en analyserte prøver fra uranleiene i Oklo fant en at mengden av U-235 var mindre enn vanlig. I enkelte prøver var det knapt mer enn halvparten av forventet. Etter en mengde isotopanalyser måtte en konkludere, med at U-235 var delvis "brent opp" som i en vanlig fisjonsreaktor.,

Uranleiene i Oklo var dannet for omkring 2000 millioner år siden. Den gang var mengden av U-235 omkring 3%. (idag er det 0,72%). Dette er omtrent som i en anriket reaktor.

En av de viktigste parametre for en reaktor er at en har stoffer som kan bremse ned de hurtige nøytronene som dannes ved en fisjon. i Oklo var det vann. Mineralene inneholder nemlig bundet vann som kunne bremse nøytronene.

En tror at det var tre lommer der det kunne foregå fisjon. Effektnivået var lite, - omtrent som en liten forskningsreaktor. Reaktoren var trolig kontrollert av en variasjon av vanninnholdet. Det ble selvsagt dannet fisjonsprodukter. Radioaktiviteten i disse er forlengst borte, men de stabile sluttproduktene er tilbake og de finner en i betydelig grad.

Et svært interessant resultat, med hensyn til lagring av radioaktivt avfall, er at fisjonsproduktene ikke har beveget seg særlig i løpet av 2 milliarder år.

Det ble også dannet plutonium (Pu-239) i Oklo-reaktoren. En kan slutte at Pu-239 ble på stedet og etterhvert omdannet til U-235 (Pu-239 sender ut en α -partikkel og går da over til U-235) som så ble brent opp.

Idag er mengden av U-235 så liten at vi ikke kan få noen ny naturlig fisjonsreaktor. Okloreaktoren vil ikke gjentas, men uranleiene i Gabon har gitt forskerne mange interessante opplysninger.

13.3 Kjernekraft og utslipp

I forbindelse med et kjernekraftverk vil det oppstå radioaktivt avfall. Det dannes ved uranutvinning, ved preparering og behandling av brenselet, ved regulær drift av reaktoren og ved nedlegging av kraftverket. Det radioaktive avfallet kan være i fast form, i flytende form eller i gassform. Aktiviteten er som regel høy til at avfallet kan slippes direkte ut i naturen, og det er derfor nødvendig med en form for isolasjon og lagring.

Ifølge internasjonal praksis, deler en det radioaktive avfallet inn i tre kategorier:

- 1. Lavaktivt avfall.** Avfallet har kort halveringstid, og aktiviteten er relativt lav. Denne type avfall oppstår i forbindelse med drift av reaktorer og i alle anlegg der reaktorbrensel blir behandlet.
- 2. Langlivet middelsaktivt avfall.** Dette avfallet produserer ikke varme, og det oppstår i forbindelse med opparbeiding (reprosessering) og fabrikasjon av "blandet" brensel (plutonium/uranbrensel)
- 3. Høyaktivt avfall.** Dette avfallet inneholder langlivede isotoper og stammer fra brukt brensel som ikke er opparbeidet, eller fra komponenter som er skilt ut i opparbeidingsprosessen. I det siste tilfellet er avfallet i væske- eller glassifisert form, og aktiviteten er så høy at det utvikles varme. Det glassifiserte avfallet inneholder mer enn 99% av den totale aktivitetmengden som var tilstede før opparbeidingen.

13.3.1 Reprosessering

Brukt reaktorbrensel inneholder ca. 1% ubrukt U-235, mer enn 90% av den opprinnelige U-238-mengden, 0,5-1% Pu-239 og Pu-241, små mengder Np-237, samt andre tyngre fisjonsprodukter og aktinider (grunnstoffer med atomnummer mellom 90 og 103).

Ved reprosessering eller opparbeiding av det brukte brenselet (dvs. kjemisk separasjon av de ulike komponentene), gjenvinnes spaltbart uran og plutonium. Pu-239 kan brukes til å lage nytt brensel for lettvannsreaktorer, eller som brensel i hurtige breeder-reaktorer. Uranet kan anrikes og brukes på nytt i lettvannsreaktorer.

En rekke land har bygget og drevet anlegg for reprosessering; Frankrike (Marcoule, Cap la Hague), India (Tarapur, Trombay), Japan (Tokai Mura), Storbritannia (Dounreay og Sellafield), Sovjet (Kyshtym) og USA (NFS, West Valley). I dag har Frankrike og Storbritannia den største industrielle kapasiteten.

Selve reprosesseringen er en kjemisk renseprosess. Siden det brukte brenselet er sterkt radioaktivt, må deler av prosessen foregå under avskjermede forhold (ved hjelp av fjernstyring og roboter).

Etter at brenselstavene er kappet opp, blir de løst opp i salpetersyre. Deretter blir avfallet delt i tre:

- 1. Uran** (i nitrat-form) som renses og overføres til oksid-form (UO_2).
- 2. Plutonium** (1 nitrat-form) som renses og overføres til oksid-form (PuO_2).

3. Spaltingsproduktene. Høyaktivt avfall (i nitrat-form) lagres kjølig i tanker av rustfritt stål. Etter noen år (maksimum 5 år) overføres dette til fast form.

Det er utviklet flere metoder for overføring av det flytende høyaktive avfallet til fast form. I dag brukes helst en metode som er utviklet i Frankrike. Den innebærer inndamping og varmebehandling av avfallet, som i sin tur omdannes til bor-silikat glass. En glassifisering hindrer spredning.

13.3.2 Behandling og lagring

Et hovedprinsipp ved all behandling og lagring av radioaktivt avfall, er å bringe det over i en form som egner seg for permanent langtidslagring. Hensikten er å isolere avfallet fra omgivelsene.

For lav- og middelsaktivt avfall overføres mesteparten av det flytende materialet til fast form. Små mengder slippes imidlertid ut til omgivelsene som *kontrollerte utslipp*.

I dag er det vanlig praksis at fast radioaktivt avfall lagres i 5 - 10 år ved selve kjernekraftverket eller opparbeidingsanlegget. På den måten vil radioaktiviteten bli sterkt redusert før avfallet transporteres bort.

Selve lagringen består av følgende hovedfaser:

- 1. Mellomlagring.** Dette er en ikke-permanent lagring. Avfallet settes bort på en slik måte at det senere kan hentes fram. Denne lagringsformen krever overvåking og tilsyn.
- 2. Sluttlagring.** Avfallet plasseres på et permanent lagringssted, men det bør likevel være teknisk mulig å bringe avfallet tilbake. Sluttlagring innebærer at kontinuerlig overvåking og tilsyn ikke betraktes som nødvendig.

Kravene til sikring og lagring av radioaktivt avfall går langt utover de gjeldende krav for industriavfall (inkludert spesialavfall). For høyaktivt avfall bør sluttlagringen skje i stabile geologiske formasjoner (salt, leire, granitt), helst 500 til 1000 meter under bakken. Berggrunnen vil sørge for en effektiv beskyttelse mot ytre påkjenninger samt virke som en barriere mot spredning av radioaktive stoffer (for eksempel via grunnvannet). Anleggene bør helst plasseres i områder som er lite utsatt for fremtidige forandringer (en ny istid).

Under disse forutsetningene vil avfallet representere en risiko som ligger på samme nivå som risikoen fra naturlig radioaktivitet i malm. I realiteten er risikoen lavere fordi avfallet, i motsetning til malmen, er brakt over på en mer tungtløslig form. Dessuten vil en eventuell kontakt mellom avfallet og grunnvannet bli vanskeliggjort gjennom en serie av tekniske og naturlige barrierer.

Verdens kjernekraftverk ga tilsammen ca. 500 kubikkmeter høyaktivt avfall i 1985. Det tilsvarer et 1 meter tykt lag på en fotballbane. Med tanke på volum, er dette svært lite sammenlignet med de enorme avfallsmengdene som stammer fra kull og olje.

Når brenselet tas ut av en reaktor, er det i første rekke isotoper med kort halveringstid som dominerer. Etter hvert vil disse dø, og Cs-137 og Sr-90 blir dominerende. Etter 20 år vil disse to isotopene bidra med hele 99,7% av aktiviteten i avfallet.

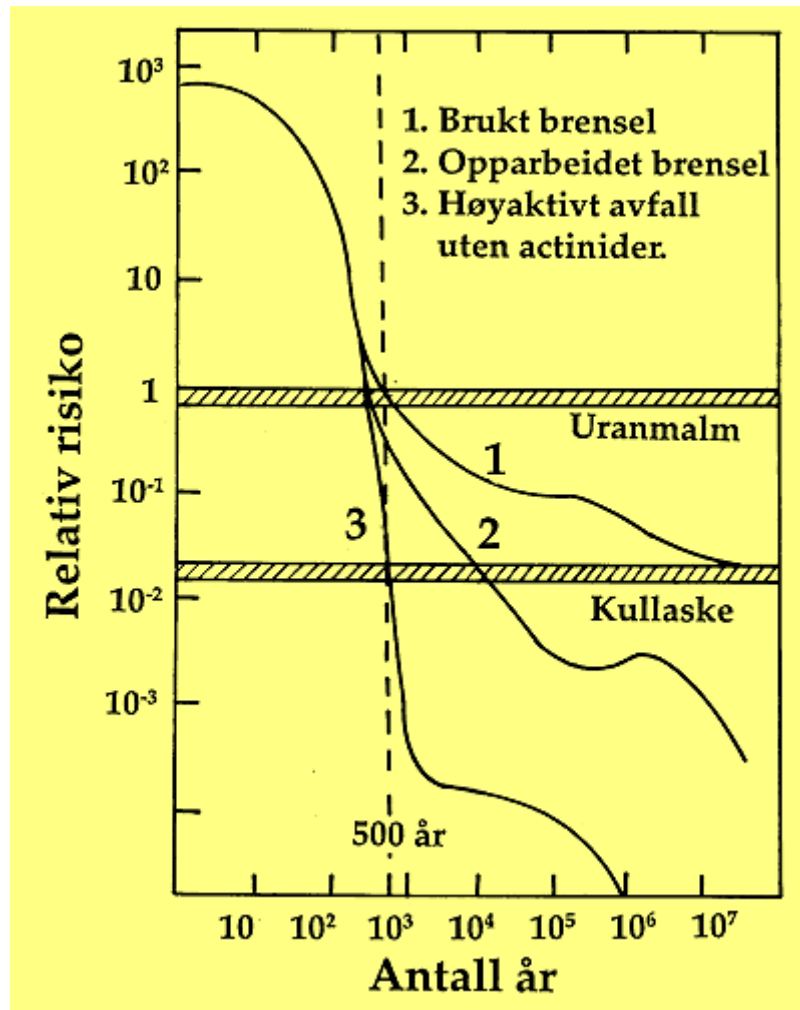
Det er i stor grad isotopsammensetningen som bestemmer hvor problematisk avfallet er. Noen isotoper eller grunnstoffer vil på en naturlig måte hope seg opp (anrikes) i næringskjedene. I Norge har vi erfaring med cesium som samler seg i reinlav og dermed kommer inn i næringskjedene. Det er også kjent at jod kan anrikes i enkelte sjøplanter og i meieriprodukter. Jod som kommer inn i mennesker, vil konsentreres til skjoldbruskkjertelen. Radioaktivt jod (I-131) har en halveringstid på bare åtte dager, og det representerer ikke noe reelt lagringsproblem.

ICRP har forsøkt å angi øvre grenser for akseptable konsentrasjoner av radioaktive isotoper i luft og vann. Disse grensene kan brukes til å beregne en "risikoindeks".

Avfall fra kjernekraft og kullkraft

Både kjernekraft og fossilt brensel gir avfall. Når det gjelder fossilt brensel, blir enorme avfallsmengder (blant annet CO₂) sluppet direkte ut i atmosfæren. Restriksjonene rundt kjernekraftutslipp er atskillig strengere, og det foreligger planer og avtaler for hvordan avfallet skal behandles og isoleres. Det er liten tvil om at kjernekraft og fossilt brensel vil være de to dominerende energikildene i det neste århundret, og det kan derfor være av interesse å sammenligne type og, kanskje i førsterekke, mengde avfall. Som referanse bruker vi et 1000 Mwatt anlegg (for eksempel et svensk kjernekraftverk).

Kjernekraftverk Årlig avfallsproduksjon er:	Kullkraftverk Årlig avfallsproduksjon er:
1. Høyaktivt avfall: 27 tonn brukt brensel. Hvis dette blir repros- sesert og glassifisert, vil det utgjøre ca. 3 kubikkmeter.	1. CO₂ : 6,5 millioner tonn. Dette tilsvarer 15 til 20 % av det totale årlige utslipp av karbon dioksid i Norge.
2. Middeltaktivt avfall: 310 tonn.	2.SO₂ : 44 000 tonn.
3. Lavaktivt avfall: 460 tonn.	3. NO_x: 22000 tonn.
4. Kontrollerte utslipp til omgivelsene er uten helsemessig betydning.	4. Aske: 320 000 tonn. Inkludert ca. 400 tonn med toksiske tungmetaller som arsen, kadmium, kvikksølv og bly.
5. Restprodukter fra urangruver og malmprosesseringsanlegg har et mindre volum enn tilsvarende restprodukter fra kullbryting.	



Figur 13. 1: Risikoindeks for langtidsoppbevaring av radioaktivt avfall fra en reaktor. Kurve 1 er ubehandlet avfall. Kurve 2 gjelder avfall der 1% plutonium og 0,1% uran er tilbake, og kurve 3 gjelder avfall der alle aktinider er fjernet.

I Figur 13.1 angis risikoindeks for langtidsoppbevaring av fisjonsprodukter og for utgravd uranmalm.

Kull inneholder også små mengder radioaktive isotoper, og risikoindeksen for aktiviteten i steinkullaske er gitt i Figur 13.1. Verdiene forutsetter at kjernekraft erstattes av tilsvarende mengder kull. Etter ca. tusen år er risikoindeksen fra kjernekraftavfallet lavere enn risikoen fra kullaktiviteten.

13.4 Kjernekraft og sikkerhet

Tsjernobylulykken og uhellet på Three Mile Island viser at store kjernekraftulykker kan inntreffe. Disse ulykkene har også demonstrert betydningen av en *reaktorinneslutning*. Uten en god inneslutning (armert betong) kan det bli en betydelig radioaktiv forurensning av omgivelsene.

Beregninger, basert på dagens vestlige kjernekraftverk, angir en sannsynlighet for ett alvorlig uhell pr. 10 000 år reaktoren er i drift. For reaktorer med klare sikkerhets- og kvalitetsmessige svakheter (for eksempel fravær av reaktorinneslutning), er derimot risikoen betydelig større.

Målsettingen for bruk av kjernekraft er at:

1. Hvis reaktorkjernen havarerer, skal inneslutningen holdes intakt, og det skal være mulig å nå en stabil slutttilstand der den skadede reaktorkjernen holdes avkjølt og er dekket av vann.
2. Den stabile slutttilstanden skal oppnås uten at utslippet til omgivelsene blir på mer enn 0,1% av kjernens innhold av Cs-134 og Cs-137.
3. Selv om en ikke kan utelukke havariforløp som fører til store utslipp, skal sikkerhetssystemene være utformet på en slik måte at sannsynligheten er ekstremt liten.

13.4.1 Sikkerhet ved kjernekraftverk i Øst-Europa

I dag er det to hovedtyper av reaktoranlegg som er i drift i den tidligere østblokken:

1. **RBMK.** Dette er en grafittemoderert, vannkjølt reaktor. Denne modellen har aldri blitt bygget utenfor det tidligere Sovjetunionen.
2. **VVER.** Dette er en trykkvannsreaktor med samme funksjonsprinsipp som de vestlige trykkvannsreaktorene.

En RBMK skiller seg fra lett vannsreaktorer på mange punkter. I en RBMK kan tap av kjøling utløse en ukontrollert effektøkning. Det skjedde blant annet ved Tsjernobylulykken. RBMK-reaktoren mangler dessuten full sikkerhetsinneslutning (det vil si en trykksterk og gasstett betongkappe), som er den siste og avgjørende barrieren mot radioaktive utslipp.

Funksjonsprinsippet for VVER er det samme som for trykkvannsreaktorer av vestlig type. De eldste VVER- anleggene i den såkalte 440-serien, har betydelige sikkerhetsmessige svakheter (de mangler bl.a. reaktorinneslutning). Ved årsskiftet 1991/92 var det 24 slike anlegg i drift i det tidligere Sovjetunionen, Bulgaria, Tsjekkoslovakia og Ungarn.

Som en følge av Tsjernobylulykken ble det gjennomført en bred granskning av sikkerheten i VVER-440 reaktorene. Resultatet ble publisert i 1988, og konklusjonen vitner om betydelige sikkerhetsmessige svakheter og utilstrekkelig teknisk standard hos disse reaktorene. Det sies blant annet at:

Den opprinnelige konstruksjon er slik at en oppgradering til dagens internasjonale sikkerhetsnivå ikke er mulig.

I Greifswald, i det tidligere Øst-Tyskland, er samtlige av disse reaktorene stengt. Det skyldes at sikkerheten ble bedømt som uakseptabel av vesttyske myndigheter.

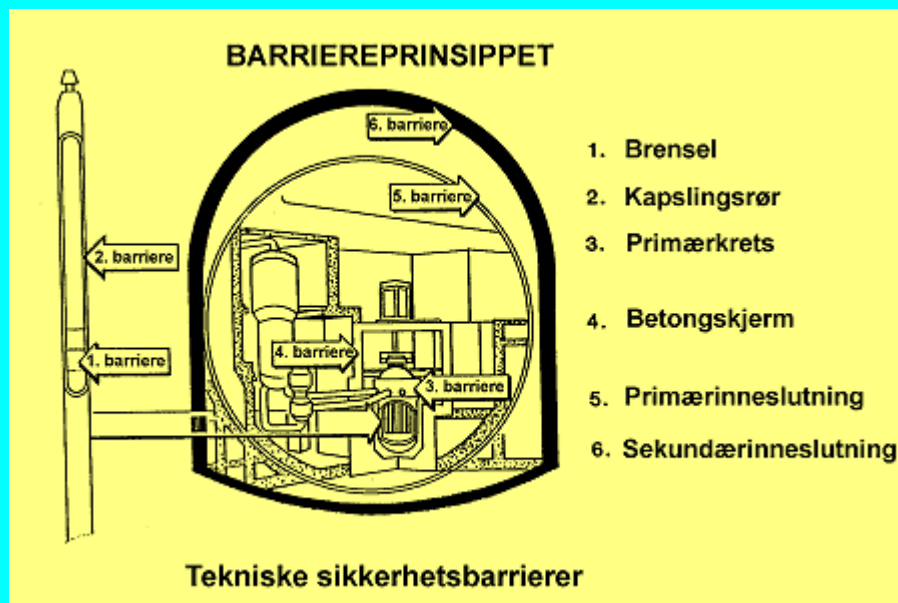
I tillegg til de 24 VVER-440-anleggene, finnes det 18 trykkvannsreaktorer av den moderne VVER-1000-typen. Disse kjernekraftverkene har grunnleggende tekniske sikkerhetsforhold på linje med anleggene i vest. De har full sikkerhetsinneslutning i armert betong og flerdoble uavhengige nødkjølesystemer.

Det første publiserte sikkerhetsstudiet av en VVER-440, ble offentliggjort 1 1991. Dette gjaldt Kola 1, som ble satt i drift i 1973. Studiet viser at anlegget ikke kan tilpasses moderne sikkerhetskrav og at en rekke forbedringer er nødvendig.

Menneskelig svikt har vært en medvirkende årsak til de reaktorhavariene som hittil har skjedd. Det er derfor viktig å trene opp driftspersonalet slik at de handler korrekt i unormale situasjoner. Ved de vestlige kjernekraftverkene drives det utstrakt simulatorentrening, men slike øvelser har dessverre vært mindre utbredt i de tidligere østblokklandene. Det er forøvrig satt i gang en rekke tiltak for å øke sikkerheten i de mest utsatte anleggene.

Reaktorsikkerhet

I forbindelse med alle energikilder vil det være en viss risiko for ulykker og uhell. Med dagens teknologi er det liten tvil om at kjernekraft og fossilt brensel vil dominere i lang tid fremover. Det er derfor viktig med en akseptabel sikring av anleggene. Når det gjelder kjernekraft, er det et primært mål å forebygge og forhindre skader på reaktorkjernen. Sikkerhetstiltakene må være organisert som et "forsvar i dybden". Hvis det oppstår et havari, må det foreligge et konsekvensreducerende forsvar.



Figuren ovenfor viser hvordan en tenker seg oppbygningen av sikkerhetssystemet. Det er svært viktig med en god reaktorinneslutning. De primære sikkerhetsfunksjonene er:

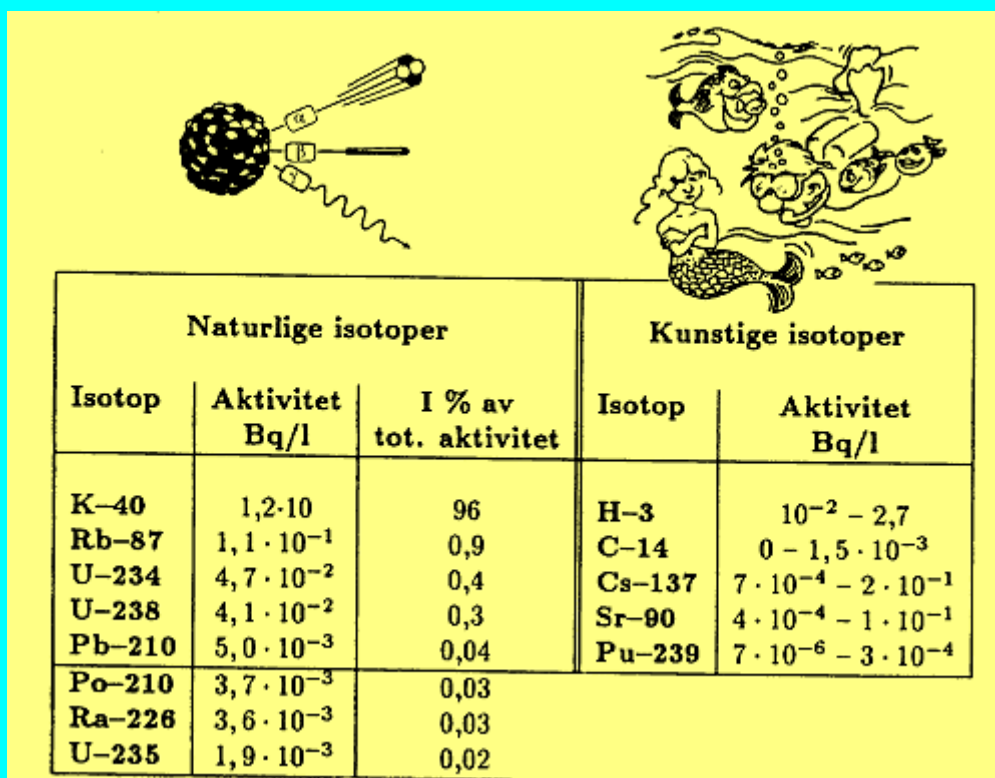
1. Effektkontroll
2. Brenselkjøling
3. Utslippsbegrensning.

Målet er å **minimalisere menneskelige feil** og gjøre **sikkerhetsfunksjonene automatiske**.

Det må stilles strenge krav til kompetanse, trening og vedlikehold og til inspeksjon og testing av utstyret. Videre bør det gjennomføres sikkerhetsanalyser for å undersøke hvordan reaktoranlegget oppfører seg i unormale situasjoner.

Radioaktivitet i havet

Mesteparten av de radioaktive isotopene i havet stammer fra naturlige kilder, men en del skyldes også atomvåpenprøver i atmosfæren og kjemkraftvirksomhet. Radioaktiviteten er ikke like stor i alle havområder, og variasjonene skyldes først og fremst forskjeller i den naturlige strålingen. I det østlige Middelhav, Rødehavet og den Persiske Gulf finner vi områder med høy naturlig aktivitet.



Som vi ser, utgjør K-40 hele 96% av aktiviteten i havet (ca. 12 Bq pr. liter). Vi har tidligere diskutert hvordan kalium kommer inn i kroppen, og som vist i Figur 7.3 har yngre mennesker en gjennomsnittlig K-40 aktivitet på omkring 70 Bq pr. kilo. Fisken i havet vil utvilsomt ta opp en del K-40. Forskningsdata antyder en anrikingsfaktor på ca. 16 (se Tabell 13.1), og det innebærer at aktiviteten i fisk er ca. 190 Bq/kg. Det tilsier en naturlig stråledose på ca. 0,5 mSv, dvs omkring 10% av den stråledose dyr og mennesker på landjorda mottar.

Det ekstra bidraget fra kunstige isotoper betyr svært lite med hensyn til stråledosene til fisk. Samtidig kan vi slå fast at fisk inneholder mindre radioaktivitet enn kjøtt.

13.5 Radioaktivitet i havet

Opp gjennom årene har det vært en del utslipp av radioaktive isotoper til havet. Det skyldes først og fremst radioaktivt nedfall fra kjernevåpenprøver i atmosfæren og utslipp fra represseringsanleggene i Sellafield i England og La Hague i Frankrike. Det er også foretatt dumping av lav- og middelsaktivt avfall fra forskningsreaktorer og utslipp fra atomdrevne marinefartøyer. Det er nedlagt en god del arbeid i å kartlegge forurensningen og å måle aktiviteten i sjøvann, marine organismer og sedimenter.

Havvannet inneholder en del naturlige radioaktive isotoper, bl.a. K-40, U-238 og Ra-226. I gjennomsnitt inneholder havvannet 12,5 Bq pr. liter (K-40 står for hele 96%). Nedfallet fra våpenprøvene har gitt en gjennomsnittlig økning på 1 Bq pr. liter (se egen faktaside).

Ved hjelp av målinger er det mulig å kartlegge hvordan de antropogene utslippene følger havstrømmene. I Figur 13.2 er det vist et eksempel fra Sellafield i Storbritannia.

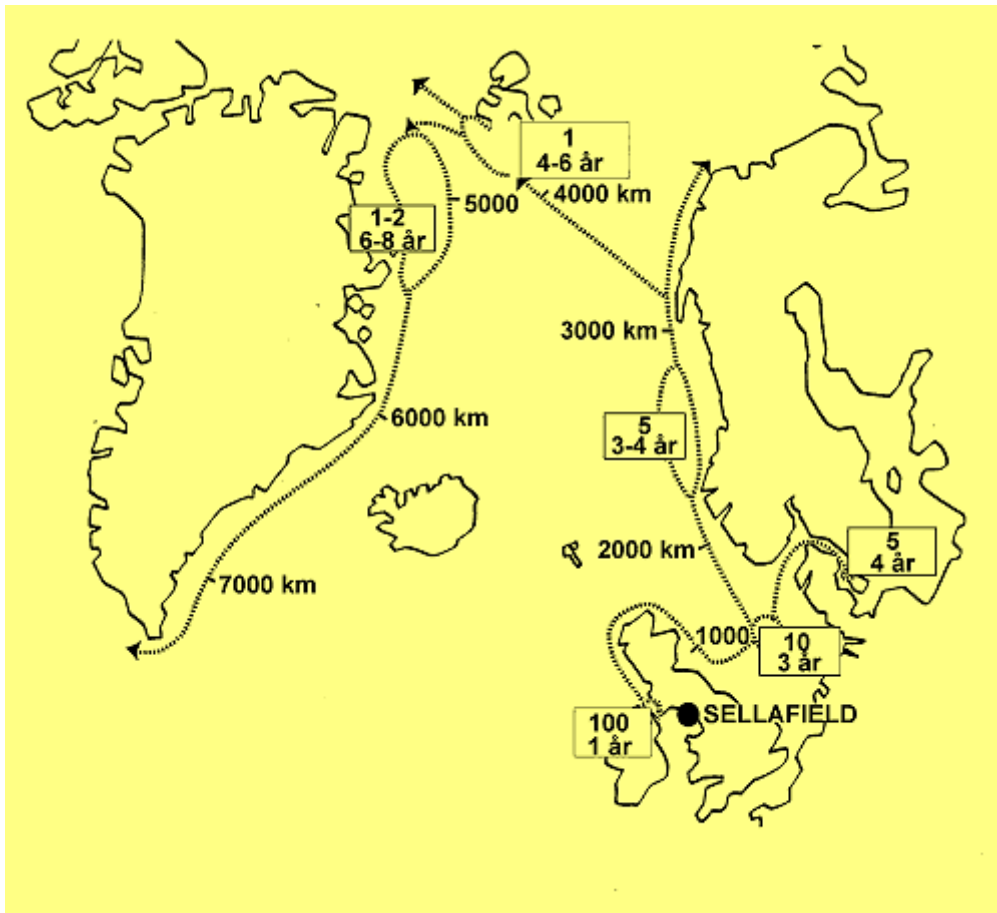
Når det gjelder Cs-137-utslippene fra Sellafield, kan de spores i Nordsjøen etter 3 til 4 år, i Vest-Spitsbergenstrømmen etter 4 til 6 år og i Øst-Grønlandstrømmen etter 6 til 8 år. I kyststrømmen langs Vest-Norge er aktiviteten omlag 50 Bq pr. m³. Det tilsvarer 10 milligram pr. km³ sjøvann!

Plutonium har en tendens til å binde seg til sedimenter og uorganisk stoff. Omkring 90% av plutonium-utslippet bindes i sedimenter som ligger mindre enn 20 km fra utslippsstedet.

13.5.1 Stråledoser til fisk

I den senere tid har det vært mye snakk om radioaktiviteten som er dumpet i sjøen, særlig i Nordområdene. Det hevdes at dette er en miljøtrussel og at vi bør satse stort på å fjerne avfallet før det blir ytterligere spredt og forurenses fiskebestanden.

I utgangspunktet er fisk bedre beskyttet mot stråling enn dyr og mennesker som lever på landjorda. Det skyldes at mengden av radioaktive stoffer er langt mindre i vann enn i jord og fjell. Vannet vil også redusere betydningen av den kosmiske strålingen og beskytte fisken mot all ekstern stråling. Siden vann er en effektiv stopper for stråling, er det bare radioaktivitet som *kommer inn i fisken* som er av dosemessig betydning.



Figur 13.2: Transport av radioaktive isotoper fra Sellafield i England. Utslipet føres med havstrømmene. Relativ konsentrasjon av Cs-137 i Bq/m^3 er gitt (i de små firkantene på kartet) sammen med transport-tider i år. Avstanden fra Sellafield (km) er gitt på den prikkede kurven. Utslippene når Norge etter 3-4 år.

Radioaktiviteten kommer inn i fisken via plankton (både fytoplankton og zooplankton). En rekke grunnstoffer vil anrikes i planter og fisk. Anrikingsfaktoren CF ("concentration factor") er definert som:

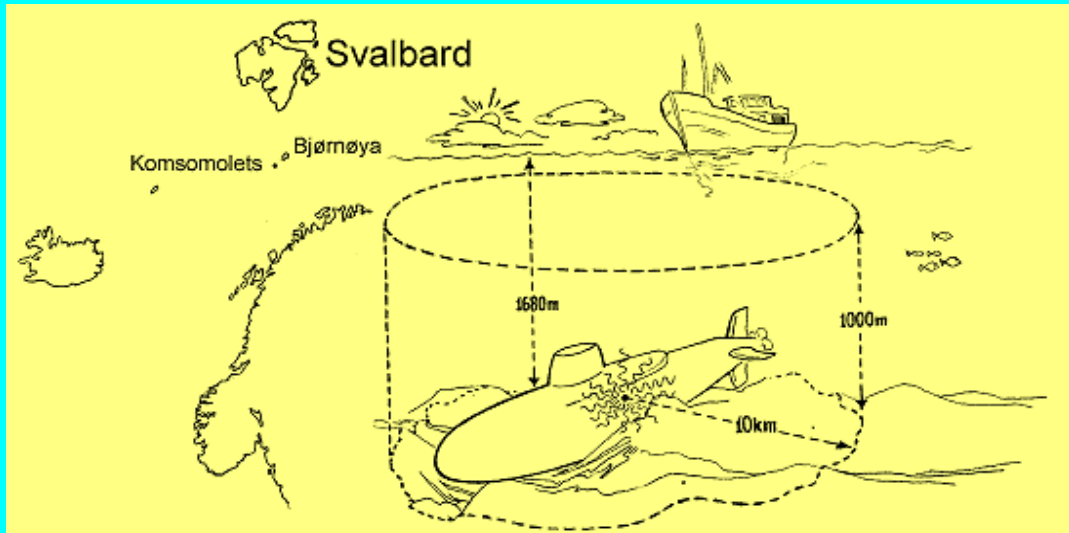
$$CF = C_{\text{organisme}} / C_{\text{vann}}$$

der $C_{\text{organisme}}$ er konsentrasjonen av stoffet i fisken eller planten, og C_{vann} er konsentrasjonen av samme isotop i vann.

Vi har forholdsvis lite kjennskap til de ulike anrikingsfaktorene, men det er gjort enkelte forsøk og undersøkelser. Noen av resultatene (riktignok svært usikre) er gitt i Tabell 13.1. Det er spesielt interessant å se de store forskjellene mellom anrikingsfaktorene i ferskvann og sjøvann.

Ubåter og forurensning

Det har vært flere ulykker med atomdrevne ubåter. Best kjent er havariet til den sovjetiske ubåten Komsomolets den 7. april 1989. Båten ligger nå på 1680 meters dyp i nærheten av Bjørnøya. Det spørsmål mange har spurt er om radioaktiviteten i ubåten kan være en trussel for miljøet i havet?



I det øyeblikket ubåten sank, hadde den et radioaktivt innhold på ialt $2,5 \cdot 10^{16}$ Bq (680,000 Ci). Reaktoren inneholdt ca. 1,9 kg plutonium (det er også plutonium i stridshodene, anslagsvis 8 kg). Det var $2,8 \cdot 10^{15}$ Bq Sr-90, og $3,1 \cdot 10^{15}$ Bq Cs-137 ombord i båten.

Sr-90 sender ut β -partikler med middelenergi på ca. 0,2 MeV. Det betyr at strontium kun har betydning hvis stoffet kommer inn i et biologisk system.

Cs-137 sender ut både β -partikler (middelenergi ca. 0,2 MeV) og γ -stråling (energi 0,662 MeV). Vi vet at γ -stråling kan gi stråledoser både **utenfor** og **inne i** et biologisk system.

Vann er en effektiv brems for alle typer stråling, og et vannlag på ca. 10 cm vil halvere γ -strålingen fra Cs-137. Det betyr at hvis det skulle oppstå lekkasjer i ubåten, slik at det radioaktive innholdet blir liggende åpent, kan fisken svømme på en meters avstand uten å få noen stråledoser.

La oss så anta en lekkasje med spredning til vannet omkring. Hvis aktiviteten fordeles jevnt i vannmassene innenfor en radius på 10 km fra båten (vi antar en sylinder med radius 10 km og vanddybde 1000 meter), vil aktiviteten av Sr-90 og Cs-137 bli på h.h.v. 8,9 Bq/l og 9,8 Bq/l.

Fisk som oppholder seg i området, vil etterhvert bli radioaktiv. Anta at Sr og Cs anrikes i fisk som angitt i Tabell 13.1. I et slikt scenario vil fisken inneholde henholdsvis 3,8 Bq/kg Sr-90 og 470 Bq/kg Cs-137). Hvis aktiviteten var så stor gjennom et helt år ville fisken selv få en stråledose på ca. 1,2 mGy. (Du kan selv beregne dosen, eller se tilsvarende regnestykke i kapittel 14). Vi kan da konkludere med at fisk i dette forurensede området får mindre doser og inneholder mindre radioaktivitet enn dyr på landjorda. Spis derfor fisk hvis du er engstlig for reindyrkjøtt eller sauekjøtt.

Tabell 13.1: Anrikingsfaktorer for fisk i ferskvann og sjøvann.

Isotop	CF Ferskvann	CF Sjøvann
K-40	4400	16
Cs-137	3680	48
Sr-90	14	0,43

Når det gjelder radioaktiviteten i havet, er den naturlige isotopen K-40 fullstendig dominerende, både med hensyn til konsentrasjon og stråledose. Av de kunstige radioaktive isotoper som er dumpet i havet, er Cs-137 den viktigste. Likevel er konsentrasjonen av Cs-137 fra 100 til 17 000 ganger mindre enn konsentrasjonen av K-40.

Forekomsten av plutonium i havet er svært beskjeden, og de små mengdene som finnes er i stor grad bundet til sedimenter. Plutonium sender ut α -partikler, så eventuelle skadevirkninger vil kun opptre når stoffet kommer inn i fisk, dyr og mennesker. Det meste av plutoniumet som kommer inn via mat og vann, blir skilt ut relativt raskt. Ifølge ICRP vil bare 30 ppm (0,03 promille) tas opp i blodet hos mennesker. Det er først når plutoniumet pustes inn at det virkelig skaper problemer. Siden fisken ikke har lunger, vil plutonium representere et svært lite stråleproblem for fisk.

13.6 Giftige fysiske og kjemiske stoffer

Vi har sett at stråling har betydning for liv og helse. Vår oppmerksomhet har stort sett vært rettet mot de skadelige effektene, selv om vi i mange sammenhenger kan dra nytte av strålingen. På grunn av de skadelige virkningene er det enkelte som har betegnet radioaktive stoffer som "*giftige*". Denne giftigheten er knyttet til strålingen som avgis, og stoffene betegnes ofte som "*strålingstoksiske*".

Kjernerkeftindustrien er utvilsomt den største produsenten av strålekilder. Likevel spiller den en beskjeden rolle med tanke på de stråledosene vi mennesker mottar. Medisinsk bruk av stråling, og for ikke å snakke om den naturlige bakgrunnsstrålingen, gir atskillig større stråledoser.

Vi har også en rekke kjemiske forurensninger som blir spredt til omgivelsene gjennom ulykker og uforstand. Flere av disse stoffene lar seg ikke bryte ned. Det er ikke lett å sammenligne giftige stoffer og sette opp en "rankingliste" over giftigheten, men for å vurdere stoffene opp mot hverandre, er det vanlig å sammenligne vektmengder som gir dødelige doser. Da må en igjen anta at dose effekt kurvene for alle stoffer + stråling er lineære og uten terskel. Vi vil på det sterkeste advare mot en slik fremgangsmåte og den fører til både gale og farlige konklusjoner (se Kapittel 11 og 12).

13.6.1 Plutonium og giftighet

Pu-239 sender ut α -partikler, og følgelig vil ikke plutonium representere noe strålingsproblem så lenge det er utenfor kroppen. Rekkevidden for α -partikler i luft er kun noen få cm. I vev er rekkevidden begrenset til noen få celler, men til gjengjeld er ionisasjonstettheten stor (stor LET). α -partikler er tillagt en strålingsvektfaktor på 20.

Plutonium kan komme inn i kroppen på to måter:

1. Gjennom maten. Hvis vi får i oss plutonium via maten, vil svært lite forbli i kroppen. Grunnen til det er at opptaket gjennom tarmen og inn i blodstrømmen er liten (se forrige side). Plutonium i mat og vann er med andre ord av liten betydning.

2. Inhalasjon. Ved innånding kan vi få plutonium inn i bronkier og lunger. Ifølge ICRP vil ca. 25% av plutonium-partiklene (med størrelse 0,5 til 5 mikrometer i diameter) avsettes i lungene. Omkring 60% av disse vil elimineres med en halveringstid på 500 dager, mens ca. 20% føres med blodstrømmene og samler seg i beinbygningen og leveren. For det sistnevnte tilfellet er halveringstidene på 70 og 35 år.

Det synes klart at plutonium som pustes inn, gir de skadelige stråleeffektene. Igjen vil risikoen for kreft være den viktigste langtidseffekten. Lungekreft, samt kreft i bein, lever og mage, kan bli resultatet. Det er gjort en rekke eksperimenter med hunder, mus, rotter og kaniner som har pustet inn store mengder plutonium. De har mottatt betydelige lungedoser (2 til 3 Sv), og dette har ført til lungekreft hos mange av dyrene.

Ekspirementene viste også at latenstiden var lang, og den økte med minkende doser. Hvis dose-effekt-kurven (eller dose-latenstid-kurven) ekstrapoleres til doseområder som er aktuelle i forbindelse med plutoniumulykker, vil latensperioden fort bli større enn forventet levetid.

I forbindelse med Tsjernobyl-ulykken var det en del plutoniumutslipp til 30-km sonen rundt reaktoren. I forbindelse med kraftige vinder kan plutoniumstøv virvles opp og representere en strålefare for dyr og mennesker.

Plutonium - Miljø - Helse

Plutonium er behandlet flere steder i boka, - ikke fordi det representerer noe særlig strålehygienisk problem, men fordi det stadig er fremme i diskusjoner om miljø og helse. Plutonium er laget av mennesker (se side 48), og bruken av det styres også av mennesker. Den kan både være positiv og negativ. La oss derfor trekke noen konklusjoner som kan brukes i debatten om helse og miljø.

Stråling:

Plutonium sender ut α -partikler og går da over til uran igjen. Isotoper som bare sender ut α -partikler er helsemessig ufarlige så lenge de er utenfor kroppen (se avsnitt 13.6). Den korte rekkevidden for α -partikler i luft gjør at vi bruker slike isotoper blant annet i brannvarslere.

Risikoen for at vi skal puste inn plutonium i slike mengder at det vil gi stråledoser som tilsvarer radon er meget liten (se Kapittel 7.5).

Kilder:

Kildene for plutonium er uranreaktorer. Mengden vil øke etterhvert som reaktoren er i drift.

Bomber:

Både uran og plutonium kan brukes til atombomber. For at kjedereaksjonen skal løpe løpsk må fisjonsmaterialet samles i en klump av en viss størrelse. Vi kaller det en kritisk masse - som for plutonium er omkring et par kilo. Hvis alt materialet fissionerte på en gang kan vi beregne sprengkraften. Som regel blir det noe tilbake, og følgelig fikk vi et nedfall av plutonium i forbindelse med atomsprengningene i atmosfæren.

Miljø:

1. Plutonium som er spredd utover representerer et **lite** helseproblem.
2. Plutonium samlet slik at det kan **nå** kritisk masse er livsfarlig.
3. Plutonium brukt i reaktorer kan være både miljøvennlig og en viktig energiresurs. Det er derfor vi som avgjør om plutonium er positivt eller negativt.

Radioaktivitet i Barents- og Karahavet

Det har vært dumpet en god del radioaktivt avfall i havområdene i nord. Dette har ført til bekymring og usikkerhet når det gjelder fiskestammen i området. Det er vanskelig å få oversikt over hvilke isotoper som er dumpet og hvor stor aktiviteten er, men la oss gjøre et lite overslag.



Opp gjennom årene har atomdrevne fartøyer dumpet flytende radioaktivt avfall i havet. Aktiviteten ved disse utslippene utgjør totalt ca. 500 TBq. Videre er det dumpet fast avfall med aktivitet på tilsammen ca. 2300 TBq. Det er forøvrig dumpingen av reaktorer som har gitt den største radioaktive forurensningen av havområdene. Idag er dette samlet, men når det hele ruster opp kan vi forvente noe spredning. Omlag 17 reaktorer har av ulike årsaker havnet i sjøen, men det har mye å si hvorvidt disse reaktorene inneholder brensel eller ikke.

Komsomolets hadde 5900 TBq av Cs-137 og Sr-90 ombord. En annen ubåt: (som ble senket i 1988) var uten brensel, og her ble aktiviteten oppgitt til kun 68 TBq.

Hvis vi summerer opp alle kjente utslipp, tyder det på at 50 000 - 100 000 TBq radioaktivt materiale er dumpet i Barents og Karahavet. Mesteparten av utslippet stammer fra reaktorer, og så godt som alt materialet er i fast form.

Dette overslaget er meget grovt, men det tyder på at de totale utslippene er ca. 10 ganger større enn aktiviteten fra ubåten Komsomolets alene. Hvis vi antar at det radioaktive materiale på Komsomolets ble sluppet ut i dag, ville det gi svært beskjedne stråledoser til fisken i området.

Radioaktiviteten av Cs-137 og Sr-90 vil avta til det halve etter 30 år, og etter 600 år vil aktiviteten være 1 million ganger mindre enn idag. Dumping av radioaktivt avfall i havet bør *ikke* forekomme, men de mengder som er dumpet frem til i dag, representerer ikke noen miljøtrussel.

13.7 Tiltak

I forhold til de fleste land i verden har Norge avsatt store midler til miljøtiltak. Det er likevel viktig og fornuftig å vurdere ethvert tiltak, slik at ressursene utnyttes best mulig. Nyten og effekten bør hele tiden evalueres.

Når det gjelder stråling, har vi brukt over 500 millioner kroner på tiltak som reduserer dosebelastningene fra Tsjernobylulykken. Det gjelder i første rekke kassering av kjøtt og nedføring av sau. Det ble også gjort investeringer i utstyr for måling av radioaktivitet i næringsmidler. I dag har vi utstyr for LOKal RADioaktivitets KONtroll (LORAKON) ved ca. 60 kontrollstasjoner.

I en utredning om de helsemessige konsekvensene av Tsjernobylulykken [Statens Institutt for Strålehygiene, oktober 1991, nærmest en selvevaluering], hevdes det at tiltakene har halvert totaldosen til den norske befolkning og at de har bidratt til å redusere konsekvensene for befolkningens helsetilstand. I rapporten fra Statens Institutt for Strålehygiene sies det (sitat):

"Samlet kan man fastslå at ressursbruken for å redusere stråledosene har vært riktig, og på lang sikt medført bedret fysisk, psykisk og sosial helse for befolkningen."

De som har lest kapitlene foran, vil ha vanskeligheter med å slutte seg til en slik konklusjon. Stråledosene som det her er snakk om, er en livstidsdose på 1 til 2 mSv pr. person. Det er meget lite i forhold til den naturlige strålingen vi utsettes for (den er omkring 280 mSv over 70 år, se Kapittel 9). De aller fleste stråleforskere vil derfor hevde at de norske tiltakene har vært en sløsing med ressurser og at midlene kunne ha vært anvendt bedre til andre miljøformål (selv innen stråling). Vi bør i langt større grad legge vekt på informasjon og opplæring gjennom skoleverket, blant annet som en del av miljøfagsundervisningen.

13.8 Avslutning

Hensikten med denne boka har vært å formidle kunnskap om loniserende stråling, dens anvendelse og mulige konsekvenser. Vi har lagt vekt på nytteverdien av stråling i et moderne samfunn og hvilke forhold som må iakttas ved bruk av nukleære teknikker innen medisin, forskning og industri.

Risikofaktorer som er forbundet med stråling, er relativt enkle å identifisere. Dette har gjort det mulig å etablere et regelverk knyttet til begrensnings av stråledoser, både for enkeltindivider og for grupper av individer.

Vi håper at leserne har fått tilstrekkelig kunnskap til selv å foreta enkle doseberegninger og gjøre sammenligninger med doser fra den naturlige bakgrunnsstrålingen.

Hvis noen har lyst til å lese mer om stråling og det strålemiljøet vi lever i, vil vi anbefale referansene som er oppgitt bakerst i boka.

Kapittel 14

Regneoppgaver og eksempler

Alle som er interessert i stråling vil, etter å ha lest denne boka, ha kunnskaper nok til å foreta enkle doseberegninger og til å vurdere størrelse og omfang av en eventuell radioaktiv

forurensning. For å gjennomføre beregninger må du forstå og kunne bruke de ligninger vi gjennomgikk i Kapittel 3. Det gjelder særlig ligningene 3.1, 3.2 og 3.3.

Vi vil oppfordre leseren til å forsøke seg på oppgavene som presenteres på de neste sidene. De aller fleste av oppgavene har vært benyttet på kurs og/eller som del av eksamen i kurset i "miljøfysikk". Du får hjelp og tips underveis, og alle svarene er oppgitt, men du kan godt prøve selv før du titter på løsningen.



Oppgave 1. C-14

I Kapittel 3 viste vi hvordan C-14 aktiviteten kan brukes til aldersbestemmelse. Det ble nevnt at en har to forskjellige målemetoder; enten bestemme antall desintegrasjoner i en prøve, eller bestemme hvor mange C-14 atomer en har totalt i en prøve. Den siste metoden har større følsomhet fordi det bak hver desintegrasjon står hele 260,7 milliarder C-atomer.

Den første oppgaven går nettopp ut på å vise dette. Spørsmålet er derfor: hvor mange C-14 atomer er det i en radioaktiv kilde på 1 Bq ?

Halveringstiden for C-14 er 5730 år.

Du løser oppgaven ved å starte med ligning 3.1 for aktiviteten (antall desintegrasjoner pr. sekund):

$$dN / dt = N \cdot \lambda$$

Her er N antall atomer i kilden (det vi er på jakt etter). Videre er $dN/dt = 1$ Bq. Desintegrasjonskonstanten λ er ifølge ligning (3.3) i Kapittel 3 gitt ved:

$$\lambda = 0,693 / t_{1/2} = 0,693 / (5730 \cdot 365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60)$$

Som vi ser, har vi gjort om halveringstiden til sekunder fordi aktiviteten er gitt i Bq. Vi finner at $N = 1/\lambda = 260,7$ milliarder.

Oppgave 2: Ra-226

a) Desintegrasjonskonstanten for radium (isotopen Ra-226) er $1,4 \cdot 10^{-11} \text{ s}^{-1}$. Hvor mange radiumatomer desintegrerer pr. sekund i en prøve som inneholder 1 mg radium? Med andre

ord, hvor mange becquerel er det i 1 mg radium?
Avogadros tall er $6,023 \cdot 10^{23}$.

b) Jodisotopen I-131 har en halveringstid på 8,04 dager. Hvor mange becquerel er det i en prøve som inneholder 1 mg I-131?

Svar: a) $3,7 \cdot 10^7$ Bq og b) $4,59 \cdot 10^{12}$ Bq.

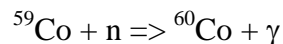
Du løser denne oppgaven ved å starte med samme ligning som i oppgave 1. Siden vi har en radiumkilde på 1 mg, finner vi antall atomer når vi vet at 1 mol radium, som veier 226 gram, inneholder $6,023 \cdot 10^{23}$ atomer.

Svaret på oppgaven kunne vi fått direkte fra definisjon av enheten curie (se avsnitt 4.1). Ett mg radium har en styrke på 1 mCi.

Den store forskjellen i styrken på disse to kildene, som begge veier 1 mg, skyldes den store forskjellen i halveringstiden (eller desintegrasjonskonstanten). For radium er den 1600 år, mens den for jod er bare 8,04 dager.

Oppgave 3.

I en reaktor lages isotopen kobolt-60 ved følgende reaksjon:



der n er et nøytron. Halveringstiden for Co-60 er 5,3 år. Nøytronbestrålingen foregår inntil aktiviteten i prøven er $3,7 \cdot 10^{10}$ becquerel (1 curie).

Hvor mange Co-60 atomer er det i prøven når bestrålingen opphører?

Svar: $8,9 \cdot 10^{18}$ atomer.



Oppgave 4.

Noen arkeologer som driver med utgravninger, finner en trebit som de lurer på om kan stamme fra et vikingskip. De vil derfor bestemme alderen på trebiten ved vanlig C-14 analyse.

Vi vet at alt levende materiale inneholder isotopen C-14 i en mengde som svarer til 15,4 desintegrasjoner pr. minutt pr. gram rent karbon.

Trebiten som arkeologene fant veide 2 gram. Den hadde en aktivitet på 11,8 desintegrasjoner pr. minutt. Videre fant en at karboninnholdet i trebiten var 44%. Hvor gammel var trebiten ?

Svar: 1144 år.



Oppgave 5

En jernring som brukes i en av San Franciscos cable cars veier 50 gram. Vi er interessert i hvordan denne jernringen slites ned og vil bruke radioaktiv merking til å måle dette. Vi bestråler derfor jernringen i en reaktor og får dannet den radioaktive jernisotopen Fe-59. Den har en halveringstid på 45 dager. Vi har jernringen i reaktoren så lenge at aktiviteten er $3,7 \cdot 10^5$ Bq i det øyeblikk eksperimentet starter, og etter 40 dagers bruk finner vi at en del av ringen er slitt av slik at noe radioaktivitet er kommet i smøreoljen.

Vi undersøker 100 ml smøreolje og finner en aktivitet på 14 desintegrasjoner pr. minutt. Ialt er det 3 liter smøreolje. Hvor mange gram jern er slipt av jernringen ?

Svar: 1,75 mg.

I denne oppgaven skal en merke seg at Bq (desintegrasjoner pr. sekund) er blandet sammen med desintegrasjoner pr. minutt. En må passe på å bruke samme enheter overalt.

Anta at x gram jern er slitt av etter 40 dager. Aktiviteten i disse x gram finnes i smøreoljen (ialt $(14/60) \cdot 30 = 7$ Bq). Siden aktiviteten avtar etter ligning 3.1 kan vi sette:

$$7 = (x / 50) \cdot 3,7 \cdot 10^5 \cdot e^{-(\ln 2/45) \cdot 40}$$

Ligningen løses med hensyn på x.

Oppgave 6.

Den viktigste isotop som ble sluppet ut ved Tsjernobylulykken var Cs-137. Den har en halveringstid på 30 år.

Målinger gjort like etter ulykken viste at det totale nedfall av Cs-137 i Norge var $2,3 \cdot 10^{15}$ Bq. Hvor mange gram tilsvarer dette?
(Avogadros tall er $6,023 \cdot 10^{23}$).

Svar: 714 gram.

Du regner ut dette ved å bruke samme ligning som i oppgave 1.

Oppgave 7.

I et laboratorium arbeides det med den radioaktive isotopen Na-24. En dag skjer det et uhell slik at laboratoriet blir forurenset. Stråleverket finner ut at aktiviteten er 100 ganger høyere enn det som kan aksepteres, og de beslutter å stenge laboratoriet inntil strålenivået kommer ned på et akseptabelt nivå.

Na-24 har en halveringstid på 15 timer. Hvor lenge må de holde laboratoriet stengt ?

Svar: 100 timer.



Oppgave 8.

Anta at du blir invitert på reinsdyrmiddag og får oppgitt at reinsdyrkjøttet er radioaktivt med en Cs-137 aktivitet på 10.000 Bq/kg. Før du takker ja, vil du gjerne gjøre en beregning for å vurdere den stråledosen du vil få av dette måltidet.

La oss anta at du veier 60 kg og at biffen du hadde tenkt å spise veier 200 gram. Hvor stor stråledose gir dette deg totalt?

Tips: Se på desintegrasjonsskjemaet i Figur 2.4. Videre er $1 \text{ eV} = 1,6 \cdot 10^{-19}$ joule.

Svar: 0,03 mSv (ca. 0,6 % av en vanlig årsdose). Kari og Ola får gjennomsnitt ca. 4 mSv hvert år fra naturlig stråling (se Figur 7.1).

Cs-137 har fysisk halveringstid på 30 år, men skilles raskt ut av kroppen. Vi regner med en "biologisk" halveringstid på 3 mnd. Det betyr, ifølge ligning (3.5), en effektiv halveringstid på 90 dager. Aktiviteten A kan uttrykkes tilsvarende ligning 3.1, slik at det totale antall desintegrasjoner (x) blir:

$$x = \int_0^{\infty} A_0 e^{-\lambda t} dt = A_0 / \lambda = 2,24 \cdot 10^{10}$$

der $A_0 = 2000$ Bq er aktiviteten i 200 g reinsdyrkjøtt ved tiden $t = 0$ (idet måltidet inntas).

Mer enn 93% av disse desintegrasjonene skjer i løpet av det første året, slik at det aller meste av stråledosen mottas i løpet av ett år.

Desintegrasjonskjemaet til Cs-137 er gitt i Figur 2.4. Alle β -partikler vil avgi all sin energi i kroppen. Vi vet at den midlere β -energi er omtrent 1/3 av maksimalenergien som er oppgitt i Figur 2.4. Det betyr at β -partiklene gir et dosebidrag på ca. 0,2 MeV pr. desintegrasjon. γ -strålingen som følger med vil delvis absorberes i kroppen og delvis gå ut av kroppen (ca. 1/2-parten bidrar til stråledosen). Det er derfor en rimelig antagelse at hver desintegrasjon gir et gjennomsnittlig dosebidrag på 0,5 MeV.

Vi antar at Cs-137 fordeler seg jevnt i kroppen. Den totale energiavsetning i hele kroppen (60 kg) blir: $1,12 \cdot 10^{16}$ eV. Siden $1 \text{ eV} = 1,6 \cdot 10^{-19}$ joule vil dette gi en stråledose på:

$$D = (1,12 \cdot 10^{16} \cdot 1,6 \cdot 10^{-19}) / 60 = 3,0 \cdot 10^{-5} \text{ J/kg} = 0,03 \text{ mGy}$$

Siden det er snakk om β -partikler og γ -stråling må vi bruke en vektfaktor på 1, som gir en biologisk virksom dose på 0,03 mSv.

Det er denne dosen en må vurdere og sette i sammenheng med andre doser en utsettes for i løpet av et år. Dermed skulle du ha et godt grunnlag for å svare på middagsinvitasjonen.

Oppgave 9

Norge skal lagre atomavfall i Himdalen. Blant annet har en til hensikt å lagre plutonium, i første rekke isotopen Pu-239, som har en halveringstid på 24400 år. Tilsammen er det tenkt lagret 116 gram.

Plutonium sender ut α -partikler med en energi på 5,15 MeV. Disse har en rekkevidde på noen få cm i luft og vil derfor **ikke** gi oss noen stråledose ved et besøk til lageret.

Enkelte er redde for at det skal oppstå fremtidige lekkasjer som kan føre til forurensning over store områder. Vi ønsker å sammenligne de 116 grammene med den mengde plutonium som allerede befinner seg i dette området, - plutonium som stammer fra prøvesprengninger i atmosfæren på 1950 og 1960-tallet. Som tidligere nevnt, regner en med en forurensning på ca. 50 Bq/m^2 i våre områder.

Himdalen ligger i Akershus, som har et flateinnhold på 4917 km^2 . Beregn hvor mange gram plutonium som allerede ligger spredt rundt i Akershus.

Svar: 108,3 gram.

Fremgangsmåten i denne oppgaven er omtrent den samme som i oppgave 1 og oppgave 6.

Oppgave 10

En radiumkilde på 1 gram gir en stråledose på $8,4 \cdot 10^{-3}$ Gy pr. time i en avstand 1 m fra kilden (det er γ -strålingen som benyttes).

Radiumhospitalet hadde for mange år tilbake en kilde på 3 gram radium som ble brukt til behandling av pasienter (se egen side i Kapittel 4). Ved behandling var kilden ca. 10 cm fra det syke stedet. Ved en strålebehandling for kreft gir en gjerne stråledosen i porsjoner på 2 Gy. Hvor lang behandlingstid måtte en ha for å få en dose på 2 Gy ?

Svar: 47,6 minutter.

Det er viktig å være klar over at ved bruk av strålekilder vil dosen avta med kvadratet av avstanden fra kilden.

Referanser for interesserte lesere

1. **RADIATION AND LIFE** av Eric J. Hall, Pergamon Press 1984.
2. **ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY**, av Merril Eisenbud, Academic Press 1987.
3. **1990 RECOMMENDATIONS OF THE INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION**, ICRP Publication 60, Pergamon Press 1991.
4. **ANNUAL LIMITS ON INTAKE OF RADIONUCLIDES BY WORKERS BASED ON THE 1990 RECOMMENDATIONS**, ICRP Publication 61, Pergamon Press 1991.
5. **RADON AND ITS DECAY PRODUCTS IN INDOOR AIR**, av W.W. Nazaroff og A.V. Nero, John Wiley 1988.
6. **RADIOISOTOPIC METHODS FOR BIOLOGICAL AND MEDICAL RESEARCH**, av Herman W. Knoche, Oxford University Press 1991.
7. **BIOLOGICAL RADIATION EFFECTS**, av J. Kiefer, Springer-Verlag 1990.
8. **RADIATION BIOPHYSICS**, av EL: Alpen, Prentice Hall 1990.
9. **SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION**, UNSCEAR rapport, United Nations, New York, 1988.