NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

Nordic Society for Radiation Protection

# 3. NORDISKE MØDE

3rd Nordic Radiation Protection Conference

Copenhagen 18. - 20. august 1971

# PROCEEDINGS

Available from: State Institute of Radiation Hygiene,
378, Frederikssundsvej, DK-2700 Copenhagen Brh. Denmark

NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

Nordic Society for Radiation Protection

# 3. NORDISKE MØDE

3rd Nordic Radiation Protection Conference

Copenhagen 18. - 20. august 1971

# PROCEEDINGS

Available from: State Institute of Radiation Hygiene,
378, Frederikssundsvej, DK-2700 Copenhagen Brh. Denmark

# F O R O R D

Det 3. nordiske møde i Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse arrangeredes af selskabets danske afdeling og holdtes i København 18 - 20 august 1971. De to tidligere nordiske møder fandt sted i Stockholm 6 - 9 februar 1966 og i Oslo 2 - 4 oktober 1968.

3. nordiske møde åbnedes af formanden, overlæge E. Juel Henningsen. Mødet havde godt 150 deltagere fra de fem nordiske lande. Der blev holdt ialt 38 foredrag, hvoraf størstedelen inden for de for mødet fastlagte hovedemner:

1. Patientstrålebeskyttelse.
2. Kraftreaktorproblemer.

Hvert af de 2 hovedemner behandledes yderligere i rundbordssamtaler. I rundbordssamtalen om patientstrålebeskyttelse deltog B. Lindell, Sverige (indleder og ordstyrer), M. Faber, H.-H. Jacobsen og L. Jacobsen, Danmark, G. S. Jónsson, Island, J. Flatby, Norge, J. Einhorn og B. Nosslin, Sverige. I rundbordssamtalen om kraftreaktorproblemer deltog H. Jensen (indleder og ordstyrer) og J. Steensberg, Danmark, O. I. Castrén, Finland, P. T. Hvinden og P. Oftedal, Norge, S. O. W. Bergström og A. Hedgran, Sverige.

Denne bog offentliggør alle mødets 38 foredrag i den form de skriftligt er forelagt mødets sekretariat, d.v.s. uden at der er foretaget redaktionel bearbejdning.

# P R E F A C E

The 3rd Nordic Conference of The Nordic Society for Radiation Protection was organized by the Danish section of the Society and held in Copenhagen 18 - 20 August 1971. The 2 previous Nordic conferences were held in Stockholm 6 - 9 February 1966 and in Oslo 2 - 4 October 1968.

The 3rd Nordic Conference was opened by its president, dep. director general E. Juel Henningsen, M.D., Denmark. The conference was attended by more than 150 persons from the five Nordic countries: Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, and a total of 38 papers was contributed. The following main topics were chosen for the conference:

1. Radiation Protection of Patients.
2. Nuclear Power Plant Problems.

Two panel discussions covering the main topics were also arranged. The panel dealing with radiation protection of patients was chaired by B. Lindell, Sweden, and members were M. Faber, H.-H. Jacobsen and L. Jacobsen, Denmark, G. S. Jónsson, Iceland, J. Flatby, Norway, J. Einhorn and B. Nosslin, Sweden. The nuclear power plants panel was chaired by H. Jensen, Denmark, and members were J. Steensberg, Denmark, O. I. Castrén, Finland, P. T. Hvinden and P. Oftedal, Norway, S. O. W. Bergström and A. Hedgran, Sweden.

The 38 papers presented at the 3rd Nordic Conference are published in this volume without editorial adaption. English abstracts are given for all papers published in a Scandinavian language.

Table of Contents in English on page 7.

# I N D H O L D


| | | |
|---|---|---|
| | Table of Contents | 7 |
| | Autores | 9 |
| | **1. PATIENTSTRÅLEBESKYTTELSE** | |
| Flatby, J., Oslo | En oversikt over fysisk/tekniske faktorer og problemer ved pasientstralebeskyttelse i røntgendiagnostikken (indbudt foredrag) | 11 |
| Jacobsen, H.-H., København | Stråledoser på øjet ved carotisangiografi (indbudt foredrag) | 19 |
| Jacobsen, L., København | Gonadedoser ved røntgenundersøgelser af børn (indbudt foredrag) | 25 |
| Ojala, O. A. K., Helsingfors | The genetically significant dose from x-ray examinations in Finland in 1970 | 35 |
| Villaume, C., Middelfart | Principielle betragtninger vedr. patientstrålebeskyttelse i moderne diagnostisk radiologi | 39 |
| Heikkilä, M., Helsingfors | Dental x-ray doses to the patient | 43 |
| Petersen, K.O., Dorph, S. og Okholm, B., Gentofte | Et dosisbesparende gennemlysningssystem | 47 |
| Lindholmer, E. og Berg, O., København | Undersøgelse af effekten af en bekvem gonadebeskytter til mænd | 51 |
| Baryd, I. og Olofsson, A., Stockholm | Kontrollutrustning på Radiumhemmets kilocurieapparat Gammatron 3 vid patientbestrålningar | 59 |
| Ennow, K., København | Patientdosimetri i nuklearmedicinen | 63 |
| Kristensen, K., København | Radioaktive lægemidler og patientstrålebeskyttelse. Nogle synspunkter | 67 |
| Frederiksen, P. Büchler, Haase, J., Jeppesen, P. og Kalnæs, O., Odense | The genetically significant radiation dose from brain scintigraphy and other clinical isotope studies | 73 |
| Bang, J., København | Ultralyd som alternativ til røntgen ved diagnostiske undersøgelser i svangerskabet | 85 |
| | **2. KRAFTREAKTORPROBLEMER** | |
| Bergström, S. O. W., Studsvik | Radiation safety in the nuclear power field - speculations on future needs (indbudt foredrag) | 95 |
| Oftedal, P., Oslo | Kraftreaktorproblemer. Biologiske og arbeidshygieniske synspunkter (indbudt foredrag) | 115 |
| Hedgran, A. og Lindell, B., Stockholm | Synpunkter på normer för begränsningen av aktivitetsutsläpp från kärnkraftverk | 125 |
| Swedjemark, G. A., Stockholm | Synpunkter på "non-action levels" för livsmedel vid radioaktiv förorening | 131 |

| | | |
|---|---|---|
| Tveten, U., Kjeller | Kjernekraftverk på Brenntangen. En foreløbig undersøkelse av atmosfæriske sikkerhetsmessige forhold | 139 |
| Salo, A., Helsingfors | Survey of dietary, working and living habits among the population surrounding the atomic power station in Lovisa | 141 |
| Gyllander, C., Studsvik | Inhalation doses from I 131 at urban siting | 159 |
| Wahlström, L., Stockholm | Determination of radiation doses in the vicinity of a nuclear power plant at a reactor accident | 177 |
| Kahlos, H. og Blomqvist, L., Helsingfors | Spektrometrisk mätning av gammastrålningen ovanför markytan som kontrollmetod vid omgivningsövervakning | 203 |
| Johnson, S. F., Studsvik | Problem och kostnader vid transport av utbränt reaktorbränsle | 215 |
| Vågslid, T., Kjeller | Utvikling av et monitoreringsfilter for jod | 227 |
| Ottersen, U., Halden | Opptak av tritium dannet ved reaktorbestråling av helium-3 | 253 |
| Jensen, H., Risø | Introductory remarks to the nuclear power plants panel | 265 |
| Steensberg, J., København | Introductory remarks to the nuclear power plants panel: Pollution from nuclear power plants in relation to general environmental pollution | 269 |


## 3. ANDRE EMNER


| | | |
|---|---|---|
| Castrén, O. I., Helsingfors | Models for the $^{137}$Cs- and $^{90}$Sr-contamination of milk in Finland | 275 |
| Suomela, M., Helsingfors | Elimination rate of $^{137}$Cs in individuals and in the control group | 285 |
| Rahola, T. og Miettinen, J.K., Helsingfors | Body burden of $^{137}$Cs and radiation dose in Finnish Lapps | 299 |
| Oftedal, P., Oslo | Strålingsvirkninger på musehanners parringsmønster | 309 |
| Visfeldt, J., København | The practical value of chromosome analysis in radiation pathology | 311 |
| Vågslid, T., Kjeller | Bruk av arbeidsstudier i strålevernsarbeidet | 321 |
| Garder, K., Kjeller | Erfaringer med inhalasjon av radioaktivt jod i produksjonslaboratorier | 339 |
| Netteland, O., Oslo | Personalproblemer og strålehygiene ved gynecologisk radioterapi | 347 |
| Netteland, O., Oslo | Betraktninger omkring normer og praktisk risiko ved teknisk strålebeskyttelse | 359 |
| Bull, A., Oslo | Et strålingsuhell med røntgendiffraksjonsapparat | 367 |
| Pettersson, B. G., Stockholm | Radioaktivt märkta id-kort | 371 |
| Widell, C.-O., Studsvik | Kalibreringsbyggnaden i Studsvik | 381 |
| Viitaniemi, T. J., Helsingfors | An example to illustrate a complicated legislation by flow sheet | 391 |

# CONTENTS


| | | |
|---|---|---|
| | Autores | 9 |
| | **1. RADIATION PROTECTION OF PATIENTS** | |
| Flatby, J., Oslo | A short account of problems in patient protection in x-ray diagnosis (invited paper) | 11 |
| Jacobsen, H.-H., Copenhagen | X-ray doses on the eye in carotid angiography (invited paper) | 19 |
| Jacobsen, L., Copenhagen | Gonad-doses at x-ray examinations of children (invited paper) | 25 |
| Ojala, O. A. K., Helsinki | The genetically significant dose from x-ray examinations in Finland in 1970 | 35 |
| Villaume, C., Middelfart | Radiation protection of patients in modern diagnostic radiology. Principal views | 39 |
| Heikkilä, M., Helsinki | Dental x-ray doses to the patient | 43 |
| Petersen, K.O., Dorph, S. and Okholm, B., Gentofte | A dose-reducing fluoroscopy system | 47 |
| Lindholmer, E. and Berg, O., Copenhagen | Investigation of the effect of a convenient device for the protection of the testicles in x-ray examinations | 51 |
| Bâryd, I. and Olofsson, A., Stockholm | Equipment for the control of radiation doses to the patients during treatment at tele-cobalt units, Radiumhemmet, Stockholm | 59 |
| Ennow, K., Copenhagen | Radiation dosimetry in the nuclear medicine | 63 |
| Kristensen, K., Copenhagen | Radiopharmaceuticals and radiation protection of the patient | 67 |
| Frederiksen, P. Büchler, Haase, J., Jeppesen, P. and Kalnæs, O., Odense | The genetically significant radiation dose from brain scintigraphy and other clinical isotope studies | 73 |
| Bang, J., Copenhagen | Diagnostic ultrasound used as an alternative for x-ray examination in pregnancy | 85 |
| | **2. NUCLEAR POWER PLANT PROBLEMS** | |
| Bergström, S. O. W., Studsvik | Radiation safety in the nuclear power field - speculations on future needs (invited paper) | 95 |
| Oftedal, P., Oslo | Atomic power reactors. Biological and occupational hygiene aspects (invited paper) | 115 |
| Hedgran, A. and Lindell, B., Stockholm | Some views on the limitation of releases of radioactive material from nuclear power stations | 125 |
| Swedjemark, G. A., Stockholm | View-points on "non-action levels" for foodstuffs in case of radioactive contamination | 131 |

| | | |
|---|---|---|
| Tveten, U., Kjeller | Nuclear power plant at Brenntangen, Norway. A preliminary evaluation pertaining to gaseous effluents | 139 |
| Salo, A., Helsinki | Survey of dietary, working and living habits among the population surrounding the atomic power station in Lovisa | 141 |
| Gyllander, C., Studsvik | Inhalation doses from I 131 at urban siting | 159 |
| Wahlström, L., Stockholm | Determination of radiation doses in the vicinity of a nuclear power plant at a reactor accident | 177 |
| Kahlos, H. and Blomqvist, L., Helsinki | In situ gamma spectroscopy as a method for environmental surveillance | 203 |
| Johnson, S. F., Studsvik | Problems and costs with shipment of spent reactor fuel | 215 |
| Vågslid, T., Kjeller | Development of a monitoring filter for iodine | 227 |
| Ottersen, U., Halden | Intake of tritium produced by reactor irradiation of helium 3 | 253 |
| Jensen, H., Risö | Introductory remarks to the nuclear power plants panel | 265 |
| Steensberg, J., Copenhagen | Introductory remarks to the nuclear power plants panel: Pollution from nuclear power plants in relation to general environmental pollution | 269 |


## 3. OTHER SUBJECTS


| | | |
|---|---|---|
| Castrén, O. I., Helsinki | Models for the $^{137}Cs$- and $^{90}Sr$-contamination of milk in Finland | 275 |
| Suomela, M., Helsinki | Elimination rate of $^{137}Cs$ in individuals and in the control group | 285 |
| Rahola, T. and Miettinen, J. K., Helsinki | Body burden of $^{137}Cs$ and radiation dose in Finnish Lapps | 299 |
| Oftedal, P., Oslo | Radiation effect on the mating pattern of male mice | 309 |
| Visfeldt, J., Copenhagen | The practical value of chromosome analysis in radiation pathology | 311 |
| Vågslid, T., Kjeller | The application of work studies in health physics work | 321 |
| Garder, K., Kjeller | Experiences with inhalation of radioactive iodine in isotope production laboratories | 339 |
| Netteland, O., Oslo | Personnel problems and radiation hygiene in gynecological radio therapy | 347 |
| Netteland, O., Oslo | Considerations on premises and practical risks in technical radiation protection | 359 |
| Bull, A., Oslo | A radiation exposure accident with x-ray diffraction unit | 367 |
| Pettersson, B. G., Stockholm | Radioactive labelled identification cards | 371 |
| Widell, C.-O., Studsvik | The calibration building at Studsvik | 381 |
| Viitaniemi, T. J., Helsinki | An example to illustrate a complicated legislation by flow sheet | 391 |

# A U T O R E S

Bang, J. 85
Berg, O. 51
Bergström, S. O. W. 95
Blomqvist, L. 203
Bull, A. 367
Båryd, I. 59

Castren, O. I. 275

Dorph, S. 47

Ennow, K. 63

Flatby, J. 11
Frederiksen, P. Büchler 73

Garder, K. 339
Gyllander, C. 159

Haase, J. 73
Hedgran, A. 125
Heikkilä, M. 43

Jacobsen, H.-H. 19
Jacobsen, L. 25
Jensen, H. 265
Jeppesen, P. 73
Johnson, S. F. 215

Kahlos, H. 203
Kalnæs, O. 73
Kristensen, K. 67

Lindell, B. 125
Lindholmer, E. 51

Miettinen, J. K. 299

Netteland, O. 347, 359

Oftedal, P. 115, 309
Ojala, O. A. K. 35
Okholm, B. 47
Olofsson, A. 59
Ottersen, U. 253

Petersen, K. O. 47
Pettersson, B. G. 371

Rahola, T. 299

Salo, A. 141
Steensberg, J. 269
Suomela, M. 285
Swedjemark, G. A. 131

Tveten, U. 139

Viitaniemi, T. J. 391
Villaume, C. 39
Visfeldt, J. 311
Vågslid, T. 227, 321

Wahlström, L. 177
Widell, C.-O. 381

# En Oversikt over Fysisk/Tekniske Faktorer og Problemer ved Pasientstrålebeskyttelse i Røntgendiagnostikken

Jon Flatby
Statens Institutt for Strålehygiene, Oslo

## Abstract

A SHORT ACCOUNT OF PROBLEMS IN PATIENT PROTECTION IN X-RAY DIAGNOSIS. A short review is given of the general situation and the development in the field of patient protection in X-ray diagnosis during the last decade. An increase in the examination rate of something about 50 per cent over this period has been reported from some countries. The simultaneous reduction in individual gonad doses is hardly any major one, and the genetic dose is probably now nearly of the same value as 10-15 years ago. Protection of the gonads is not yet in routine practice carried out to the extent recommended by many authors. An important issue is the design of handy protective devices, which easily can be applied to the patient. Some of the physical and technical factors in patient protection are discussed. The importance of limiting the useful beam to the smallest practicable size is stressed, and examples are mentioned. The new ICRP Publication 16: "Protection of the Patient in X-ray Diagnosis" is presented together with some of its fundamental ideas and recommendations.

Tidsperioden omfattende siste halvpart av femtiårene og første av sekstiårene var karakterisert av et kraftig forskningsmessig fremstøt med det formål å fastsette stråledose til pasient i medisinsk radiologi og å angi regler eller rekommandasjoner for realiseringen av et mest mulig effektivt pasientstrålevern. Innen røntgendiagnostikken, som er det tema vi skal holde oss til i dette innlegg, var det særlig bestemmelser av gonadedosen, og i noen grad også den midlere benmargsdose, som ble gitt høy prioritet. Disse undersøkelser var ofte av landsomfattende karakter og muliggjorde beregning av den genetisk signifikante dose til befolkningen, i noen få tilfeller også den årlige midlere benmargsdose pr. individ av befolkningen. De verdier man fant for den genetisk signifikante dose i røntgendiagnostikken, referert til tiden omkring 1960, lå vanligvis innen intervallet 10 - 60 mrad/år. For den midlere benmargsdose antyder de relativt få bestemmelser noe høyere verdier, slik at man sannsynligvis har en faktor på omkring 2-5 mellom denne og den genetisk signifikante dose. Disse verdier virket neppe betenkelig høye, snarere heller noe lavere enn man fra først av hadde antatt. Allikevel ble det i disse arbeider fremhevet at dosene i mange tilfeller kunne reduseres vesentlig ved relativt enkle forholdsregler. Særlig gjelder dette for gonadedosen og den herav deduserte genetisk signifikante dose. For øvrig skal bemerkes at de hypotetiske doser som er fremkommet ved en midling av virkelig mottatte doser over en større befolkningsgruppe, ikke gir uttrykk for den individuelle risiko den bestrålte person løper. Under en tilsynelatende lav middelverdi kan det naturligvis "skjule seg" unødig høye individuelle bestrålinger.

Mens flommen av publiserte arbeider over pasientdoser og pasientstrålevern i røntgendiagnostikken nok har avtatt i den senere tid, er det allikevel meget som gjøres, og fortsatt kan og bør gjøres, på avdelingene bare med å følge opp de rekommandasjoner og råd som ble gitt i disse arbeider. Hvorledes er det nå f.eks. med bestråling av gonadene og den genetisk effektive dose etter at de store undersøkelser på dette felt ble avsluttet for en 10 års tid siden ? Er alle gode råd blitt tatt til følge i dekning av gonader og foster, anvendelse av høyvolt-teknikk, det minst mulige strålefelt m.v. ? Så vidt vites foreligger ikke adekvate sammenliknbare målinger innen Norden. Det ville vel i noen grad være bortkastet på ny å reprodusere slike omfattende undersøkelser, selv om nok prosedyren kunne forenkles ved at man innskrenket seg til å studere variasjonen av de viktigste parametre. I løpet av de siste 10 år er undersøkelsesfrekvensen regnet pr. individ av befolkning gått opp med noe omkring 50% (Sverige), hvilket skulle kunne indikere en noenlunde tilsvarende økning av den genetisk effektive dose dersom gonadedosen ikke er blitt redusert. Man skulle anta at det har foregått en viss reduksjon av gonadedosen de senere år. Mitt inntrykk er dog at reduksjonen neppe er av dramatisk karakter, og at ennå meget kan gjøres på dette felt. Den genetisk effektive dose er således sannsynligvis av noenlunde samme størrelse som for et decennium siden.

Vi kan nå i større utstrekning enn tidligere se pasientstrålevernet, og de problemer som knytter seg til dette, i perspektiv. Situasjonen er derfor moden for en samlet vurdering av pasientstrålevernet, en vurdering som med sine konklusjoner og anbefalinger bør kunne bli til god støtte for de faggrupper som er berørt av dette spørsmål.

Den Internasjonale Kommisjon for Strålevern (ICRP) har derfor funnet det riktig å ta opp pasientstrålevernet på en mer omfattende måte enn tidligere. Dette gjenspeiles klart i den nye ICRP publikasjon nr. 15: "Protection against Ionizing Radiation from External Sources", og frem for alt i ICRP-publikasjon nr. 16: "Protection of the Patient in X-ray Diagnosis". Den sistnevnte publikasjon er redigert i en enkel og

meget lettfattelig form, og det er ICRP's ønske at publikasjonen ikke bare skal være å finne i strålevernsfysikerens bokhylle, men også, og i særdeleshet, ved de medisinske institusjoner og avdelinger hvor man administrativt, undervisningsmessig eller rent praktisk dekker det røntgendiagnostiske felt. I det følgende vil det bli gitt en kort introduksjon av nevnte ICRP-publikasjon 16.

Publikasjonen gir en kort, men samlende oversikt over situasjonen i røntgendiagnostikken sett fra strålehygienens synspunkt med de anbefalinger og rekommandasjoner som naturlig følger som en konklusjon. Publikasjon 16 er i utstrakt grad koordinert med Publikasjon 15, men er i sitt vesen mer et opplysningsskrift med råd og anbefalinger enn en samling rekommandasjoner i paragrafs form. De anbefalinger som gis går derfor ofte lenger og er delvis også mer detaljerte enn rekommandasjonene i Publikasjon 15. Publikasjon 16 inneholder 4 kapitler eller avsnitt nemlig henholdsvis: "Utdannelsens rolle for beskyttelse av pasient", "Generell informasjon (Litt biologi, dosimetri, pasientstatistikk, gonadedoser, benmargsdoser m.v.), "Kliniske og administrative aspekter for beskyttelse av pasient" og til slutt "Tekniske og fysiske faktorer bestemmende for beskyttelse av pasient". Vi skal se litt nærmere på dette siste kapittel.

De parametre som er bestemmende for stråledose til pasient i røntgendiagnostikken presenteres og diskuteres, slik som fokushudavstand (FHA), rørspenning (kV), filtrering, størrelse av primærstrålefelt, avskjerming av pasient, følsomheten for det registrerende system, fremkallingsteknikk, m.v. Korresponderende ICRP-rekommandasjoner og spesielle anbefalinger gis i samband med denne beskrivelse. Meget av dette er velkjente ting, men allikevel finner man at rekommandasjoner og anbefalinger av denne art ikke blir etterkommet i praksis.

Av særlig viktighet er overholdelsen av reglen om det minst mulige primærstrålefelt. Dette selvfølgelige prinsipp blir ofte ikke etterlevet, delvis grunnet apparattekniske mangler, feilaktig arbeidsteknikk eller en kombinasjon av disse. Vi ser stadig på avdelingene at det er svikt her. I et

fjernt utland observertes at hele 70% av all lungefotografering foregikk med en feltstørrelse som var meget for stor og vesentlig større enn det anvendte filmformat. I Norden er nok forholdene bedre enn dette. I Publikasjon 16 finner vi dog en i så måte interresant oppstilling fra amerikanske undersøkelser publisert i 1964. Omredigert til tabellform finnes nedenunder data over anvendt primærstrålefelt i relasjon til filmareal.

Tabell I

Midlere forhold strålefelt/filmareal for undersøkelse av henholdsvis lunge og abdomen. U.S.A. 1964.

| | Lunge | Abdomen |
|---|---|---|
| Hospitaler | 2.11 | 1.26 |
| Private radiolog-institutter | 2.64 | 1.25 |
| Private grupper | 3.91 | 1.45 |
| Private kontorer | 4.10 | 1.61 |
| Alle andre | 1.89 | |

Fra Penfil, R.L. og Brown, M.L. Radiology 90 (1968).
Inntatt i ICRP-publikasjon 16 (Fig. 3).

Slike data, som angitt i Tabell I, bør kunne mane oss til fortsatt sterk innsats på dette viktige område innen våre nordiske land. Her er det utvilsomt ennå meget som kan, og bør, gjøres. I denne forbindelse skal det for øvrig nevnes at den genetisk signifikante dose i U.S.A. som er anslått til 55 mrad pr.år (1964), ventelig vil kunne reduseres til henimot tredjeparten av denne verdi ved korrekt tilpasning av strålefelt til filmareal.

Overholdelsen av det korrekte strålefelt krever teknisk sett at man disponerer en adekvat blender eller kollimator (dybdeblender, lysvisir, automatisk feltinnblending m.v.). Under drøftingene ved det pågående nordiske samarbeid om stråleverns-normene og deres harmonisering innen Norden, er vi blitt enige

om at all mobil røntgenapparatur, med unntagelse av visse kirurgiske "buer", skal være utstyrt med adekvat, variabel blender med lysvisir.

ICRP rekommanderer at den minste avstand fokus - hud ved bruk av mobil apparatur skal være 30 cm, og på det nordiske plan har vi fastholdt denne regel, som skal være sikret overholdt ved mekaniske arrangement (dimensjon av kollimator, bøyle etc.). Praktiseringen av reglen volder imidlertid visse praktiske problemer, idet en stor gruppe av de nye mobile røntgenapparater er utstyrt med en blender eller kollimator som definerer en minimumsavstand på bare omkring 20 cm. I Norge har man i noen utstrekning forlangt montert tilleggsbøyle, men møtt motstand fra firmaene hva denne forholdsregel angår. En felles nordisk kontakt og påvirkning av firmaer og produsenter bør her komme, dersom man på dette punkt ikke velger å følge en noe mer moderat linje enn angitt i ICRP-rekommandasjonen (f.eks. 20 cm minimum FHA, dog helst 30 cm).

Som bekjent reduseres stråledose til pasient ved anvendelse av "høyvoltteknikk". For en fysiker er det imidlertid ofte ikke lett å imøtegå en lege, når denne hevder at høyvoltteknikk ikke kan anvendes i et gitt tilfelle eller for en bestemt undersøkelsesmetode. ICRP-publikasjon 16 inneholder en tabell som gir veiledning angående disse spørsmål. En kan blant annet merke seg at obstetrisk radiologi bør kunne utføres med rørspenning opp til 120 kV, og luft- og bariumkontrastundersøkelser ved spenninger opp til 150 kV og delvis også ved høyere spenninger. En slik veiledende tabell kan være en god støtte for den fysiker som for legen anbefaler høyvoltsteknikk i forbindelse med bestrebelse på reduksjon av pasientdosene.

Ovenfor nevnte ICRP-publikasjon angir også data over følsomheten for de forskjellige registrerende systemer, og de data som angis kan være til nytte både for strålevernsinspektør og lege. En kan merke seg at en middels hurtig film med middels hurtige (universal) folier må motta en eksposisjon på omkring 1 mR for å gi akseptabel svertning. Ved 70 mm bildeforsterkerfluorografi ligger tilsvarende eksposisjoner på omkring $\frac{1}{10}$

av den ovenfor angitte verdi, og ved 16mm og 35mm filming kan inngangseksposisjon til bildeforsterker pr. bilde bli ennå lavere. Dette er nyttige og interessante data for en omtrentlig dosimetrisk sammenlikning og vurdering av disse fotograferingsmetoder.

Bildeforsterkeren har for øvrig sitt eget lille avsnitt i ICRP-publikasjonen. Når det gjelder enkeltfotografering (fluorografi) er, som ovenfor antydet, en dosereduksjon med en faktor på omkring 10 mulig, og i fremtiden bør en derfor i størst mulig utstrekning basere seg på at helformat fotografering erstattes med fotografering gjennom bildeforsterkeren. Dette er et spørsmål som bør vies større almen oppmerksomhet både hva teknikk, opplysning og økonomi angår.

Bildeforsterkeren har, som bekjent, i sterk grad effektivisert røntgendiagnostikken med sin mulighet for lettvint gjennomlysning, filming og reproduksjon av gjennomlysningsbildet m.v. Dette har delvis ført til nye former for arbeidsteknikk og øket frekvens for visse typer av undersøkelser. En kan nevne at angiografier nå foretas med en relativt større hyppighet enn for 10-15 år siden, og at en stor del av røntgenavdelingene nå har fått sine angiografilaboratorier. Ved disse undersøkelser kan stråledose til pasient bli særlig høy, og medlemmene av staben (lege, sykepleier) kan også bli utsatt for relativt høy bestråling. Hva pasient angår har vi i Norge ved noen foreløpige undersøkelser målt stråledoser på opp mot omkring 50 rad på enkelte hudfelt. En bør på dette område fortsatt gjøre studier for å bringe på det rene om stråledosene kan senkes, uten at den diagnostiske effektivitet reduseres.

Kontroll av bildeforsterkerens forsterkningsfaktor og av bildekvalitet representerer en oppgave som bør inngå i den rutinemessige strålevernsinspeksjon. Egnet apparatur for dette formål må uteksperimenteres. I noen av de nordiske land har man tatt opp disse oppgaver, iallfall på et forberedende plan.

En rekke år er forløpet siden den store flom av gonadedose-bestemmelser ble publisert. Dekning av pasients gonader, og eventuelt av foster, var en av de forholdsregler som ble anbefalt eller krevet gjennomført. Ennå er det imidlertid så som så med realiseringen av denne i prinsippet

enkle beskyttelsesmetode. Konstruksjonen av egnede gonadebeskyttere er tydeligvis en aktuell oppgave, dersom man skal kunne gjennomføre prinsippet effektivt. Mange av de gonadebeskyttere man hittil har hatt på avdelingene, har dessverre ikke vært slik at bruken av dem har vært enkel og lettvint nok, samtidig som effektiviteten ikke alltid har vært den beste. Det er viktig at beskyttelsestiltak av denne art - og for øvrig alle beskyttelsestiltak - innarbeides som ren rutine, og som sådanne betraktes som en nødvendig og selvfølgelig del av røntgenundersøkelsen. For å oppnå dette, må en bestrebe seg på at beskyttelsesmidler og - prosedyrer gjøres minst mulig besværlige.

ICRP-publikasjon 16 tar også opp til vurdering noen undersøkelser som fra pasientvernets synspunkt ansees som særlig viktige, delvis grunnet undersøkelsens karakter, dens hyppighet, vanlig forekommende svikt i strålevernet, m.v. En finner også en kort omtale av radiologiske undersøkelser utført i operasjonssal og på sykestuer. Hva gjennomlysning angår henvises til ICRP-rekommandasjonen (ICRP Publication 15) som sier at gjennomlysning med mobilt røntgenutstyr ikke skal foregå uten at man disponerer en bildeforsterker. Denne regel er viktig, og inngår også i vårt forslag til en felles nordisk tilpasning av ICRP-rekommandasjonene.

En stadig gjenvendende situasjon er følgende: En kvinne er blitt røntgenundersøkt i bekken/abdominalregionen, og så viser det seg at hun er gravid. Fysikeren blir anmodet om å beregne eller måle stråledose til foster, slik at man kan ta stilling til spørsmålet om abortus provocatus. En stor del av disse tilfeller burde bortfalle, dersom strengere forholdsregler ble tatt på det administrative plan. Adekvat opplysning om disse problemer mangler kanskje også i mange tilfeller. I sakens anledning skal det refereres til den rekommandasjon som finnes i ICRP-publikasjon nr. 9 og nr. 15 (174), også gjengitt i den her presenterte publikasjon 16.

Til slutt skal nevnes at man ved strålebeskyttelsen av pasient ofte kan oppnå meget ved enkle midler, og at en reduksjon av stråledose til pasient som regel også medfører en lavere bestråling av stab, og ofte også en øket diagnostisk effektivitet.

# Stråledoser på Øjet ved Carotisangiografi

H. H. Jacobsen
Neuroradiologisk afdeling, Rigshospitalet, København

## Abstract

X-RAY DOSES ON THE EYE IN CAROTID ANGIOGRAPHY. Using the automatic film-changer in cerebral angiographies we have paid attention to the danger of approaching the cataractogenous eye-doses. Measurements in 19 patients have shown an average dose on the focus-near eyelid of 320 mR per exposure. Therefore when repeating the cerebral angiographies, eventually supplemented with air studies our permissible margin will be very narrow.

Indtil for omtrent lo år siden udførte vi vore cerebrale angiografier med en manuel kassetteveksler, der leverede os tre profil- og to frontaloptagelser, og selv om vi ofte supplerede med endnu en frontaloptagelse og måske et par skråbilleder, var det dog sjældent, at en angiografi af én af hjernearterierne resulterede i mere end 12 billeder. Der var naturligvis også dengang tilfælde, hvor vi også måtte undersøge den modsidige carotis og måske vertebralis, der kunne også dengang være tale om at supplere med encephalografi og/eller ventrikulografi, så det resulterende antal billeder - og således den på øjnene applicerede stråledosis kunne blive ret høje.

Den første brugbare serie-filmveksler blev fremstillet i 1952 af Fredzell og Sjögren, og den kom for at blive. Den tjente to formål: 1) at give en mulighed for at fange sådanne flygtige pathologiske blodkar, som på den manuelle veksler kunne tænkes at unddrage sig erkendelsen, fordi de fyldtes i et interval mellem to eksponeringer, 2)at tillade en vis dynamisk bedømmelse af det cerebrale blood-flow, hvorved vi så at sige blev i stand til at overskride grænsen mellem de morfologisk anatomiske og de dynamisk fysiologiske undersøgelser. Torgny Greitz' disputats om Brain-circulation fra 1956 var et resultat af dette. I årenes løb blev det klart for os, at den betydelige stråledosis, som denne teknik måtte medføre, burde kunne bringes ned ved fotografering over billedforstærkeren enten i form af kinematografi eller som optagelser på 7o x 7o eller loo x loo mm billeder. Jeg har selv gjort forsøg med kinematografi, men de diagnostiske resultater var ikke tilfredsstillende, såvidt vi ved, har heller ikke andre klinikker opnået tilstrækkeligt nøjagtige informationer ad denne vej, og noget tilsvarende gælder for, hvad vi har hørt og læst om ved brugen af 7o x 7o mm billeder og videotape-videodisc, her har vi ingen erfaring at bygge på.

Nu kan den såkaldte AOT-veksler eller andre lignende bruges på mange forskellige måder, idet man selv kan regulere sin billedfrekvens og antallet af billeder i hver serie, vi har i årenes løb forsøgt at reducere billedantallet noget, men vi ser os i mange tilfælde stillet overfor spørgsmålet: hvor lidt er forsvarligt, når diagnostikken skal være optimal, hvor meget er

forsvarligt fra strålebeskyttelsessynspunkt. I dette som i andet må vi individualisere: en ældre patient, hos hvem vi på de først optagne serier finder udbredte maligne tumorkar, kræver ikke det samme dosismæssige hensyn som et barn med en klinisk dunkel neurologisk sygdom, hos hvem den første angiografi måske er negativ, og hvor vi da kan være nødt til at foretage de før omtalte supplerende undersøgelser: angiografi i de øvrige cerebrale kar og encephalografi og/eller ventrikulografi. Det samlede kliniske og radiologiske undersøgelsesresultat hos et sådant barn kan blive det, at man må antage en normal levetid, og tvinges vi da til med måneders eller års mellemrum at gentage større dele af proceduren, må vi antage, at øjendosis bliver kritisk.

Det, som især foruroligede os ved den udstrakte brug af serieveksleren, var den uundgåelige bestråling af øjnene og således den mulighed, at undersøgelserne kunne give anledning til opståelsen af katarakt. Strålernes kataraktogene virkning er allerede beskrevet på kaniner i 1897, og litteraturen om dette emne har siden været omfattende. Problemet har været angrebet ad flere veje, nogle har interesseret sig for de histologiske linseforandringer - kvalitativt og kvantitativt - ved forskellige former for bestråling, andre har på forskellige laboratoriedyr forsøgt at bestemme den laveste kataraktogene stråledosis, og atter andre har efterundersøgt strålebehandlede patienter, hos hvilke man dels ved beregning, dels ved fantomforsøg kunne angive stråledosis på øjet (således her i landet Qvist og Zachau-Christiansen).

Litteraturstudier giver følgende kendsgerninger: 1) linsens stråletolerans er forskellig hos forskellige dyrearter, mindst hos mus, hvor Upton og medarbejdere finder opaciteter ved en så lav dosis som 15 R. Toleransen tiltager over rotte og marsvin til menneske. 2) Toleransen er mindre hos unge dyr end hos ældre. 3) Den voksende stråledosis giver større kataraktincidens, sværere forandringer og kortere latenstid.

Vi har naturligvis i særlig grad interesseret os for, om der skulle findes pålidelige angivelser af en laveste kataraktogen stråledosis for røntgenstråler appliceret på humane øjne. De, som efter min mening kommer svaret nærmest, er Merriam & Focht (Amer. J. Roentgenol. 77,759,1957), som i fantomforsøg efterligner forskellige former for stråleterapi på hovedet med do-

sismåling på øjnene. De finder, at den mindste kataraktogene engangsdosis er 2oo R, og med henblik på vor egen problemstilling må jeg understrege, at der her er tale om terapeutiske strålekvaliteter, når vi ved vore cerebrale angiografier bevæger os i et kV-område mellem 55 og 75, må den større absorption formodes at give et lavere tærskeltal.

En svensk kollega, Kjell Bergström, fra Uppsala, holdt et foredrag ved den nordiske radiologkongres i Reykjavik i juni i år om nøjagtig det samme emne, som vi interesserer os for. Han har været så venlig at forære mig en kopi af sit manuskript. Hans fysiske data svarer til vore, som jeg skal komme tilbage til, den eneste forskel er den, at han måler dosis for profiloptagelser og frontaloptagelser hver for sig, det har jeg ikke gjort, fordi vi tager disse to serier simultant, idet vi foruden strålerisikoen har ønsket at tage hensyn til kontraststoffets ganske vist ringe toksicitet. Hans middeldosis på det fokusnære øjenlåg bliver ved profiloptagelsen 33o mrad, ved frontaloptagelsen 57o mrad pr. eksponering.

Bergström har konstrueret en linsebeskytter med 1 mm blyækvivalens. Når den anbringes på øjet reduceres dosis til 1o%, men han understreger, at den ikke kan bruges i visse projektioner, hvor den vil skjule diagnostisk betydningsfulde kar.

Ved vore undersøgelser har min medarbejder dr. Lindholmer hjulpet mig med den praktiske udførelse, medens civilingeniør Berg har foretaget dosisberegningen udfra de eksponerede lithiumfluoriddosimetre. Jeg siger begge herrerne tak for den store hjælp.

Vi har undersøgt 19 patienter, på hvilke vi har udført carotisangiografi med sædvanlig teknik. Til én kontrastinjektion svarer således én profil- og én frontalserie, hver almindeligvis på 12 eksponeringer med nogen variation efter formålet. mAs-tallet ligger konstant på 5o. Spændingen varierer mellem 55 og 75 kV. Filtreringen er for profiloptagelser 2 og for frontaloptagelserne 3 mm Al. Den primære afblænding svarer til filmsformatet 24 x 3o cm. Dosimetret anbragtes på højre øjenlåg, - det

fokusnære, og fokusafstanden til dosimetret var i begge planer 7o cm med nogle centimeters variation fra patient til patient. Den laveste dosis pr. eksponering er 187 mR, den højeste 379, den gennemsnitlige dosis pr. eksponering er 32o mR.

Vi har herefter lov til at føle en betinget beroligelse, idet vi kun i sjældne tilfælde vil komme op på fire serier å 12 eksponeringer på hver af de to carotider + en vertebralis, suppleret med skønsmæssigt 12 encephalografiske optagelser. Føjer vi her til de mindst 5 kraniebilleder, som altid vil være taget før de egentlige neuroradiologiske undersøgelser, er vi oppe på en linsedosis, som overstiger 5o R, sådanne kombinerede undersøgelser oplever vi dog nogle gange om året, og vi har endogså måttet gentage visse af undersøgelserne. Hvis vi i stedet for gennemsnitsværdien bruger maximalværdien kommer vi op på over 6o R, tærskelværdien ligger hos børn og unge sandsynligvis en del under 2oo R, så vor margin er smal.

# Gonadedoser ved Røntgenundersøgelser af Børn.

Lars Jacobsen

Radiologisk afdeling TX
Rigshospitalet
Tagensvej 18
København N. - 2200.

## Abstract

GONAD-DOSES AT X-RAY EXAMINATIONS OF CHILDREN. The problems of radiation hygiene in abdominal X-ray examinations are discussed. A material of children with abdominal examinations, performed together with double gonad-dose measurements, is presented. The measurements were carried out together with routine procedures without any change of these. The gonad-doses, applied at various abdominal types of X-ray examinations in this material, turned out to be of the same order of size as minimum figures in greater materials, investigated in regard to the same types of radio-diagnostic examinations.

On this base, the enormous importance of separate gonadal shielding (lead rubber protection) and of equipment designed so as to afford a maximum of shielding, is pointed out.

The applications in practical radiation hygiene is discussed and some suggestions are made:

1) close team-work between radiologist and clinician.
2) radiological evaluation and advice in regard to roentgenological possibilities and potential damages in the single cases.
3) periodical gonadal dose measurements, to evaluate the dose level of routine work and to encourage the radiographers to sufficient protection of patients and of themselves.

Hvor store gonadedoser appliceres hos børn ved almindelige rutine-røntgenundersøgelser af gonadenære regioner? Og hvilken risiko er forbundet hermed genetisk, eller for senere opstående stråleinducerede lidelser eller defekter? Dette er et tilbagevendende og stadig aktuelt problem for de røntgenafdelinger, der beskæftiger sig med pædiatrisk radiologi, særlig i de tilfælde, der drejer sig om børn med kroniske lidelser i nyre- og urinveje, hvor hyppige kontrolundersøgelser anses for nødvendige.

I de sidste 10-15 år er fremkommet talrige rapporter om gonadedosismålinger udført på store materialer. Fra Skandinavien må nævnes Hammer-Jacobsens og Larssons arbejder, og fra FN de forskellige ekspertkomiteers rapporter. I samme periode er de røntgentekniske, og dermed de kliniske muligheder, forøget, hvorfor der i dag foretages flere og mere extensive røntgenundersøgelser pr. patient. På den anden side er der i samme periode indført forfinet og dosisbesparende apparatur de fleste steder, ligesom der er forekommet en stigende erkendelse af den strålehygiejniske problematik. Trods disse sidstnævnte forhold er det næppe rimeligt at antage, at den genetisk significante dosis pr. år er faldet, sammenlignet med de førstnævnte rapporters resultater.

Formålet med den orienterende undersøgelse, jeg i det følgende skal redegøre for, har været:

1) at få et udtryk for den under rutineundersøgelser af børn applicerede gonadedosis ved forskellige undersøgelsestyper, udført på Rigshospitalets radiologiske afdeling TX, Tagensvej,
2) om det er muligt, med den teknik afdelingen anvender til det daglige rutinearbejde, talmæssigt at belyse betydningen af gonadeafskærmning i form af indblænding og afdækning.

## MATERIALE OG METODE.

Undersøgelserne er udført på et consequtivt materiale af børn fra Rigshospitalets børneafdeling TG. Denne afdeling er udspecialiseret og arbejder med et udvalgt patientmateriale

fra hele landet, således at en relativ stor procentdel af børnene har sværе og alvorlige lidelser.

Gonadedosismålingerne er i en periode foretaget på samtlige børn, der henvistes til abdominale undersøgelser, hvorfor de forskellige undersøgelsestyper ikke foreligger ligeligt repræsenterede. Der blev ikke ændret i den sædvanlige teknik for de pågældende undersøgelsestyper. I alt blev foretaget 42 målinger på 17 børn under anvendelse af thermoluminiscens-dosimetri. Målingerne blev udført i samarbejde med civilingeniør Ole Berg, Strålehygiejnisk Laboratorium, hvor dosimetrene blev aflæst. Herefter blev samtlige film gennemgået og optalt, også eventuelle kasserede, sværtningsgraden, indblænding, format samt røntgenfaste dosimetres position blev noteret. Endelig optaltes antallet af gonadenære film.

Ved gennemlysning anvendtes lavest mulige rørstrøm, d.v.s. ca. 0,5 mA og et kV-niveau på 50-70 på et Siemens Sirescop, som, efter vor erfaring, er fuldt ud tilstrækkelig hos børn i langt de fleste tilfælde, hvor der ikke er tale om kateterisation. Ved ½ mA er billedet tilstrækkeligt uddifferentieret til diagnostisk brug. Men ved kateterisation med fine katetre kan det være nødvendigt at gå op til 1 mA.

Hos hver patient anvendtes 2 dosimetre, placeret som vist i tabel 1. Ved position II mente vi at få et tilnærmet udtryk for den sande gonadedosis med afskærmning. Placeringen i position I, hvor dosimetret er anbragt rørnært i gonadehøjde, ville kunne give et udtryk for gonadedosis uden afskærmning, i hvert fald hos drenge, hos pigerne betydeligt mere usikkert og kun under anvendelse af en formindskelsesfaktor.

Målingernes usikkerhed er anslået til ± 10%, dog mindst ± 5 mrem. Målingerne blev opført som vist i tabel 2. Hos denne patient, som fik undersøgt ventriklen, blev der ikke arbejdet med gonadenære felter, svarende til at de målte gonadedoser er fundet ganske små.

Tabel 3 viser en tarmpassage hos en 3-årig dreng. Trods 7 gonadenære film har afskærmningen været god. Svarende til de målte lave doser har dosimetrene, og forhåbentlig også gona-

derne, under alle optagelserne været uden for indblænding og inden for blyafdækning. Jævnfør måleusikkerheden kan doser under 10 mrem ikke registreres.

I tabel 4 er opført de aflæste resultater for ventrikel-tarmpassage. Afskærmning og alt andet lige i øvrigt, er pigernes doser større end drengenes, jævnfør de anatomiske forhold. Endvidere, med den anvendte teknik og dosimeterplacering ville man på forhånd vente mindre doser i position II end i den rørnære position I. Dette er også tilfældet for de fleste patienter undtagen nr. 2. Dette kan forklares som følge af spredt stråling. Dosimetret på scrotum befinder sig under blyet og uden for indblændingen; det udsættes derfor ikke for stråling fra røret, men kun for spredt stråling hidrørende fra columna og leje. Det andet dosimeter, der er oven på blyet, men uden for afblændingen, modtager heller ikke direkte stråling fra røret og så at sige ikke spredt stråling, da blygummiet beskytter herimod. Ved flere andre patienter gør tilsvarende forhold sig gældende.

Målingerne i de anførte positioner for pigerne, undersøgt for ventrikel-tarmpassage (tabel 4), har på grund af tekniske forhold ikke afgivet brugelige værdier, i flere tilfælde bl.a. på grund af forkert dosimeterplacering i forbindelse med skift fra underbords- til overbords-rør. Det skal parentetisk bemærkes, at undersøgelserne udførtes samtidig med et hårdt arbejdspres på afdelingen.

Værdierne i position II for drengene (tabel 4) er af samme størrelsesorden som de minimumstal, Hammer-Jacobsen fandt i sit materiale for den tilsvarende undersøgelsestype for mere end 10 år siden. For pigerne i position II er de her aflæste dosimeterværdier af størrelsesorden som Hammer-Jacobsens middelværdier.

Ved colonundersøgelserne, tabel 5, ses for patient nr. 1 samme fænomen som tidligere omtalt. Den store værdi i position I, patient nr. 2, kan forklares ved, at dosimetret under én, muligvis to optagelser, befandt sig direkte i strålefeltet, og de 240 mrem i position II skyldes, hvilket fremgik af billed-

materialet, ukorrekt afskærmning. Det viste sig således senere, at blænderen på det pågældende apparat ikke arbejdede synkront med lysvisiret. Desuden havde blygummiet forskubbet sig under flere af optagelserne. De 25 mrem hos patienterne 1 og 3 er af samme størrelsesorden som middeltal fra Hammer-Jacobsens materiale. Afskærmningen hos disse patienter fandtes korrekt.

I tabel 6 er resultaterne for urografierne opført. For patient nr. 2 ses det tidligere nævnte spredt-strålingsfænomen. Bemærk de lave værdier i position II hos pigerne, opnået ved en omhyggelig afskærmning. Men desuden påvises en betydelig forskel mellem positionerne I og II ved denne undersøgelsestype. Det illustreres således, hvor store gonadedoser, man i realiteten opnår ved dårlig eller manglende afskærmningsteknik. De aflæste gonadedoser i position II er af samme størrelsesorden som minimumstallene for de store materialer.

DISKUSSION OG KONKLUSION.

Hvis man skal prøve at konkludere ud fra denne lille orienterende undersøgelse fra det daglige rutinearbejde, må man først og fremmest understrege afskærmningens enorme betydning ved almindelig gængs pædiatrisk radiologi. Uden justerede og optimalt fungerende blændere og blyafdækning kan man ved en enkelt undersøgelse opnå en betydelig forøgelse af gonadedosis, i visse tilfælde op til 3-4 Rem eller mere, hvis der tages en række specialoptagelser.

Som nævnt tidligere giver kroniske nyre- og urinvejslidelser hos børn anledning til talrige kontroller gennem hele barndommen. I det forelagte materiale fandtes netop ved urografier meget store forskelle mellem god og dårlig afskærmning. Ved hæmningsløse kontroller kan man derfor gennem barndommen applicere meget store doser, som formentlig mere eller mindre akkumuleres i kønscellernes genetiske substans. For at undgå dette må man, d.v.s. radiolog og kliniker, ved hver eneste kontrol gøre sig klart: hvad ønsker man at opnå ved denne kontrol? Hvilke terapeutiske konsekvenser har kontrollen? Hvis problemet f.eks. er en størrelsesbedømmelse af en tidligere diagnosticeret hydronefrose, må det være nok at tage et af-

skærmet nyrebillede en vis tid efter kontrastinjektion. Tidspunktet kan fastsættes på basis af foreliggende tidligere urografier. Man bør have disse forhold in mente ved hver eneste henvist undersøgelse af denne art. Og hvis dette ikke er tilfældet, bliver radiologen medansvarlig i en hæmningsløs kontrolleren, som på langt sigt formentlig kan skade den lille patient.

Den genetisk significante dosis pr. år for den danske befolkning er af Hammer-Jacobsen fundet til ca. 20 mrem. Siden dette materiales bearbejdelse for mere end 10 år siden, er antallet af røntgenundersøgelser steget med ca. 50%, hvilket, alt andet lige, kunne indicere, at den i dag er steget til 30 mrem. Også dette bør bidrage til en særdeles veldefineret radiologisk indikationsstilling for pædiatriske røntgenundersøgelser.

Spørgsmålet er da: hvad kan der gøres i så henseende på en stærkt belastet røntgenafdeling? Og hvilke praktiske konsekvenser har disse forhold for gennemførelse af et stort rutinearbejde?

Man må i denne forbindelse pege på de store fordele, der kan opnås ved en omhyggelig visitation af patientmaterialet, gennemførelse af en radiologisk vurdering af indikationsstillingerne for de henviste undersøgelsestyper, samt radiologisk rådgivning i forbindelse med de enkelte tilfælde. Dette program gennemføres på en del røntgenafdelinger i dag og kræver et snævert samarbejde mellem røntgenafdelingen og de kliniske afdelinger. De patientgrupper, man er særlig interesseret i, er børn samt kvinder i den fertile alder. En sådan visitationsordning, med eventuelle restriktioner med henblik på undersøgelser, vanskeliggør efter min erfaring ikke det daglige arbejde, hverken med hensyn til indlagte eller ambulante patienter.

Desuden synes jeg, at der er grund til at anbefale, at de enkelte røntgenafdelinger en gang imellem, f.eks. én gang årligt, foretager gonadedosismålinger for de mest gængse undersøgelsestyper. Herved opnås orientering, ikke alene om det go-

nadedosisniveau, man befinder sig på med den anvendte teknik, men også ofte om, hvorvidt apparaturets funktion, specielt blænderfunktionen, er optimal. Ved bedømmelse af film og måleresultater fra den her forelagte undersøgelse opdagede vi flere småfejl i de anvendte apparaturers blænderfunktion. Selv om der jævnligt foretages teknisk kontrol af apparaturet, vil jeg alligevel anbefale gonadedosismålinger en gang imellem, idet sådanne sikkert kunne bidrage til en større strålehygiejnisk erkendelse hos alle kategorier af det røntgenbeskæftigede personale, specielt med henblik på afskærmningens store betydning. Kontrolmålinger influerer ikke nævneværdigt på det daglige arbejde, og Strålehygiejnisk Laboratorium har i så henseende en udstrakt landsomspændende service, som jeg hermed gerne vil takke for.

Hvad angår en bedømmelse af den biologiske, specielt genetiske risiko, som vi ved røntgenundersøgelser i barnealderen udsætter patienterne for, skal jeg overlade denne problematik til strålegenetikerne, men blot nævne, at det eksperimentelt er vist, at der ikke eksisterer nogen tærskeldosis for stråleinducerede genetiske skader. Indtil en mere uddifferentieret viden om humane forhold er opnået, må der således være holdepunkt for den antagelse, at enhver bestråling af gonaderne er for meget. Seneste iagttagelser af Russell og Curtis tyder dog på, at der kan finde en vis regeneration sted, både af stråleinducerede mutationer og kromosomskader, men disse forhold er for mennesket ganske uafklarede. Derfor må vore bestræbelser i klinikken gå i retning af at gennemføre det diagnostiske arbejde under anvendelse af så små doser som overhovedet muligt.

Risikoproblemerne har imidlertid flere andre facetter, af hvilke jeg kun skal pege på følgende:

1) Hvilke somatiske senskader kan eventuelt opstå efter bestråling af barnets røde knoglemarv i forbindelse med røntgendiagnostik?
2) Består der mulighed for stråleinducerede sene øjenskader i forbindelse med neuroradiologiske undersøgelser af børn? Dette emne vil nærmere blive belyst af overlæge Hans Henrik Jacobsen.

Afslutningsvis vil jeg gerne anføre, at joniserende stråling kun er en enkelt af talrige, potentielt mutationsfremkaldende faktorer, som er til stede i et moderne samfundsmiljø. Der tænkes her på de mange kemiske komponenter, som vi i det daglige kommer i berøring med, og som findes i luft, vand, medicin, fødemidler etc. Disse stoffers biologiske virkning, specielt deres eventuelle mutagene effekt i de forekommende små koncentrationer på langt sigt, er for de flestes vedkommende fuldstændigt uafklarede. I så henseende ved vi trods alt mere om joniserende stråling, som dog yder de enkelte individer en meget stor diagnostisk gevinst.

---

Table 1. Position of Dosemeter.

| | | |
|---|---|---|
| position I | ♂ | on lead rubber, at level with scrotum. |
| | ♀ | on abdominal wall, at level with gonads. |
| position II | ♂ | on scrotum (gonad-dose). |
| | ♀ | in rectum (gonad-dose). |

Table 2. Stomach.

| sex | age (years) | dose (mrem) position I | position II |
|---|---|---|---|
| ♂ | 10 | 10 | 10 |

Table 3. Small Intestine.

| sex | age (years) | dose (mrem) position I | position II |
|---|---|---|---|
| ♂ | 3 | 10 | 10 |

Table 4. Stomach-Small Intestine.

| sex | age (years) | dose (mrem) position I | position II |
|---|---|---|---|
| ♂ | 1 | 15 | 11 |
| ♂ | 4 | 17 | 35 |
| ♂ | 14 | 35 | 35 |
| ♂ | 10 | 500 | 50 |
| ♂ | 6/12 | 160 | 25 |
| ♀ | 10 | ... | 110 |
| ♀ | 5 | ... | 180 |
| ♀ | 6 | 500 | ... |

Table 5. Colon.

| sex | age (years) | dose (mrem) position I | position II |
|---|---|---|---|
| ♂ | 10 | 18 | 25 |
| ♂ | 10 | 1500 | 240 |

(cont.)

(table 5 cont.)

| sex | age (years) | dose (mrem) position I | position II |
|---|---|---|---|
| ♂ | 3/12 | 210 | 25 |
| ♀ | 11 | ... | 160 |

Table 6. Urinary Tract.

| sex | age (years) | dose (mrem) position I | position II |
|---|---|---|---|
| ♂ | 7 | 550 | 22 |
| ♂ | 10 | 18 | 25 |
| ♂ | 4 | 410 | 40 |
| ♂ | 4/12 | 18 | 9 |
| ♂ | 6 | 1000 | 50 |
| ♀ | 7 | 1100 | 60 |
| ♀ | 10 | ... | 70 |

---

References:

Curtis, H.J.: Recovery of mammalian chromosomes from radiation injury.
Brookhaven symposium on Radiation Recovery, 1967.

Hammer-Jacobsen, E.: Genetically significant radiation doses in diagnostic radiology.
Acta radiologica, suppl. 222, Stockholm, 1963.

Larsson, L.-E.: Radiation doses to the gonads of patients in Swedish Roentgen diagnostics.
Acta radiologica, suppl. 157, Stockholm, 1958.

Russell, W.L.: Repair mechanisms in radiation mutation induction in the mouse.
Brookhaven symposium on Radiation Recovery, 1967.

UNSCEAR (United Nations Scientific committee on the Effects of Atomic Radiation): suppl, 16 (A/5216), U.N., New York, 1962.

# The Genetically Significant Dose from X-ray Examinations in Finland in 1970

Olli A.K. Ojala

Institute of Radiation Physics, Helsinki

## Abstract

The genetically significant dose (GSD) is determined by treating five X-ray examinations, which cause almost 60 per cent of the total GSD, according to the previous Finnish study. This study is also utilized in the statistical consideration of the total dose. Gonadal and foetal doses were recorded with TL dosemeters which were placed inside the Rando phantom in the five examinations. The GSD was found to be 19.4 mrem, varying within the limits of 16 and 24 mrem.

In the years of late 1950's and early 1960's the genetically significant dose (GSD) from diagnostic X-ray examinations was determined in about ten countries according to the instructions given by "United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations". The formula can be expressed as

$$D^{+} = \frac{\sum_{j}\sum_{k}(N^{+}_{jk} \cdot w^{+}_{jk} \cdot d^{+}_{jk})}{\sum_{k} N^{+}_{k} \cdot w^{+}_{k}},$$

which can with some approximations be simplified to

$$D^{+} = d^{+}_{j} \cdot \frac{N^{+}_{jk}}{N} \cdot \frac{w^{+}_{jk}}{w}$$

Without going any deeper into the well-known formula, some earlier results are given here from a few countries:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Denmark | 17.0 | mrem/year | 1957 | (Hammer-Jacobsen) |
| England | 14.1 | -"- | 1959 | (The Adrian Report) |
| Finland | 16.8 | -"- | 1963 | (Isola,Ojala) |
| Sweden | 37.9 | -"- | 1955 | (Larsson) |
| U.S.A. | 18.0 | -"- | 1963 | (Cooley,Beentjes) |

After these results were published, it was hard to find later more up-to-date results within this field in the literature. There has been a fast development in the X-ray technique, when the image intensifier-television chain and automatic exposure control were presented and accepted in the medical X-ray field. A question was put in Finland, whether these modern techniques have caused some changes in the patient's dose and consequently in the GSD. On that account, the earlier work was repeated on a smaller scale.

58 % of the Finnish result, 16.8 mrem, was composed of the five following X-ray examinations:

| | |
|---|---|
| abdomen | 2.5 mrem |
| lumbar spine and lumbosacral | 2.2 mrem |
| obstetrical abdomen and pelvimetry | 2.2 mrem |
| colography | 1.9 mrem |
| urography | 0.9 mrem |

These examinations were registered at every Finnish hospital during March in the year 1971. The collected number of examinations during this month was multiplicated by ten to get the average annual number. Number ten was found out by dividing the total of last year's (1970) examinations into different examination groups in the same proportion as the distribution in 1963 indicated. The figures in the five examination groups were found to be approximately ten times as much as the figures in the monthly (March) registration.

Likewise, all the hospitals and private physicians who use an X-ray unit have given the total number of X-ray examinations made during the previous year (1970).

The dose measurements were made at a hospital in Helsinki, where it was possible to use a Gigantos/Pantoskop 2 combination with an image intensifier-television chain and automatic exposure control to record abdomen and colon examination. The three other examinations without fluoroscopy were recorded by using a Tridoros 5 S / Bucky combination. The phantom was a Machlett-Alderson Rando, wherein $Li_2B_4O_7$:Mn dosemeters were placed at the assumed places of ovaries, foetus, and testicles. The results of these measurements were as follows:

| | ovaries left | ovaries right | testicles | foetus |
|---|---|---|---|---|
| abdomen | 120 | 270 | 50 | 350 |
| lumbar spine and lumbosacral | 180 | 770 | 100 | 700 |
| obstetrical abdomen and pelvimetry | 380 | 630 | | 800 |
| colography | 500 | 970 | 350 | 400 |
| urography | 170 | 190 | 50 | 700 |

These five examinations caused the GSD of 11.2 mrem. If the previous number 58 % is now used to get the total dose, we end up to 19.4 mrem. This represents the GSD from X-ray examinations in Finland in 1970.

The fact that the figure didn't get higher, though e.g. the number of examinations has encreased since 1963 about 30 %, is partly due to doses used for the ovaries, testicles, and foetus in 1963. They were considerably less realistic and often higher than the doses recorded later in this new repeated work. These doses were then mainly calculated from the surface doses by using tissue absorption. The fertility rates in Finland have decreased since that time, which stands out in the last term of the formula.

One cannot overemphasize the importance of a light localizer and the use of gonad shields, since it is neither obviously the number nor the frequency of the examinations, which is due to the main part of the GSD, but the technique of examination and thus the gonad and foetal doses caused by it.

The result in 1963 was approximated to hold a ± 20 % error limit, which ment a dose between 14 and 20 mrem. Within these limits it is not impossible however that a 30 % increase in the number of examinations could also have caused a similar increase in the GSD. The physician who assisted us in the phantom measurements had a very practised and quick technique. And since the same ± 20 % error limit is estimated in connection of this present result, we can make the GSD an even 20 mrem and set the limits to 16-24 mrem.

# Principielle Betragtninger vedrørende Patientstrålebeskyttelse i Moderne Diagnostisk Radiologi

Cecil Villaume
Radiologisk afdeling, Sygehuset, Middelfart,
Danmark

## Abstract

RADIATION PROTECTION OF PATIENTS IN MODERN DIAGNOSTIC RADIOLOGY. PRINCIPAL VIEWS. The rapid acceleration of progress within the field of diagnostic radiology has involved considerable problems concerning an adequate control of the X-ray doses of our patients.

The diagnostic radiologist in a busy department has got so many daily diagnostic and technical problems to solve, that he often cannot get time enough to make a proper evaluation of the X-ray doses used during the examinations.

In my opinion it would be of great advantage if the physicists would stretch out a helping hand to the diagnostic departments and organize a more adequate, periodical control of X-ray doses in close cooperation with the radiologists.

During 8 years I have tried on my own account to control and determine our doses in a busy department using the R x $cm^2$ method - and calculation of the absorbed doses. It is my experience that this procedure involves so many advantages in a busy X-ray department, as the method does not interfere with the busy work. The patient dosage will by this means be kept as low as possible, and protective measures can be continuously improved by help of periodical controls. In future work concerning protective problems this sort of information may prove more helpful than perhaps more intricate and time-consuming methods.

I have planned to combine the R x $cm^2$ method with thermoluminescent dosimetry in a special way.

Den voldsomme acceleration indenfor den diagnostiske røntgenteknik i det sidste decennium har medført en lige så kraftig stigning i de røntgendiagnostiske muligheder.
Flere og flere patienter henvises til os - ikke mindst med henblik på store, tidsrøvende specialundersøgelser.
Dette forhold indebærer dels, at røntgenundersøgelserne mere og mere bidrager til at være den absolut største kilde til den menneskeskabte genetiske exposition af populationen - dels også at den arbejdende radiolog får mindre og mindre tid tilovers til at bekæmpe dette problem aktivt.
Dette i forbindelse med vanskeligheden ved at skaffe kvalificeret hjælp på mange røntgenafdelinger bidrager yderligere til en for radiologer og patienter uønsket situation: vi har for lidt tid til at tage os af de dosismæssige problemer på en travlt arbejdende røntgendiagnostisk afdeling.

På basis af mit kendskab til skandinavisk radiologi som helhed nærer jeg ikke tvivl om, at de allerfleste røntgendiagnostikere i højeste grad arbejder sobert også i dosismæssig henseende - og der er på flere steder heldigvis også arbejdet aktivt med disse dosismålingsproblemer og protektionsmæssige opgaver.
Vi har tillige i de senere år fået udviklet et ganske betydeligt strålebesparende røntgenapparatur, som påbegyndtes med billedforstærkeren og røntgentelevisionen, der så småt begyndte at dukke op for ca. 15 år siden. Denne gunstige udvikling er fortsat ved hele den evolution indenfor elektronikken, vi siden har oplevet.
Et dosis-reducerende fluoroscopisk system baseret på pulserende fluoroscopi og billedopmagasinering på MVR-disc recorder er tillige med held udviklet ved røntgenafdelingen i Gentofte (Dorph, Mygind, Northeved, Okholm, O. Petersen, og Oigård).
Formålet med nærværende arbejde skulle være at vække fysikernes interesse for en mere aktiv indsats på vore røntgendiagnostiske afdelinger i Skandinavien - og problemet er forsåvidt det samme i de fleste andre lande i verden.
På flere store sygehuse er der allerede nu ansat fysikere ved røntgenafdelingerne, men de fleste andre hospitaler må undvære denne værdifulde hjælp.
Bo Lindell har nyligt i Health Physics (Maj 1971) fremsat værdifulde betragtninger og bl.a. fremført, at med hensyn til de stråleprotektionsmæssige opgaver og dosismålinger på røntgendiagnostiske afdelinger har strålefysikere enten ikke været taget med på råd - eller også havde de ikke selv vist initiativ i denne retning.

Jeg vil derfor for dette forum, der består af mange fysikere foruden ingeniører og radiologer rette en opfordring om at få organiseret et periodevist dosismålingsarbejde på de røntgendiagnostiske afdelinger. Dette kunne i praksis foretages som en art konsulentordning, samtidigt med at radiologerne kunne benytte lejligheden til at drøfte visse protektionsmæssige problemer med strålefysikeren.
Der er næppe tvivl om, at en sådan ordning ville være en meget stor gevinst for den tekniske og strålemæssige sikkerhed i vort praktiske røntgendiagnostiske arbejde.
I Danmark kunne dette arbejde måske udføres gennem formidling ved det udmærket arbejdende organ: Strålehygiejnisk laboratorium under sundhedsstyrelsen.

Når jeg har fremsat disse betragtninger og ser denne nødvendighed, er det bl.a. fordi jeg som travl radiolog gennem 8 år har arbejdet med dosismålingsproblemerne og visse protektionsmæssige opgaver på afdelingen.
Gennem disse 8 år har jeg i perioder målt flere tusinde patienters stråleexposition - men målet må være at foretage en fortløbende registrering af alle stråledoser, og indføre tallene og samtlige data på en art "røntgenkort", så alle røntgenundersøgte patienters doser kan opsummeres gennem tiden.

Tidsfaktoren på en travlt arbejdende røntgenafdeling kommer her i betragtning: man må arbejde med en forholdsvis let udførbar metode, der ikke sinker eller hæmmer det daglige arbejde. Den skal tillige være sikker og give fuldgyldige oplysninger.

På en travl afdeling kommer derfor navnligt to metoder på tale:

1) areal-bestrålingen ("areal-dosis") i R x $cm^2$

2) thermo-luminescens dosimetri

Jeg har valgt den første metode (R x $cm^2$), men har planer om at kombinere metoden med thermo-luminescens dosimetri.
Teknikken og fordelene ved R x $cm^2$-metoden har jeg omtalt ved sidste møde i Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse (2. nordiske møde, Okt. 1968, Oslo) samt i et lærebogskapitel, hvortil henvises (se litteraturfortegnelsen).

Der skal som kort orientering her vises 5 diapositiver over metodens princip samt nogle måleresultater.

Fordele ved R x $cm^2$-metoden: 1) let udførbar, og arbejdet på en travl afdeling hæmmes ikke, 2) bestrålingen kan omregnes til absorberet dosis i rad, når strålekvaliteten kendes, 3) man kan føre en kontrol med apparatur og arbejdsteknik samt have mulighed for at kunne vurdere strålebesparende procedurer, 4) man

får samlet et materiale, der kan belyse og kortlægge dosisforholdene ved røntgenundersøgelser samt bestrålingen til særlige regioner.
På basis af fortløbende dosis-målinger på store materialer bliver det med årene tillige muligt langt mere sikkert at kunne foretage en vurdering af dosis-effekt relationerne ved de små stråledoser, der er tale om i moderne diagnostisk radiologi.
En nøje relation til og samarbejde med den molekylar-biologiske forskning og undersøgelserne over strålevirkningen på levende organismer og cellen (den molekylare struktur) er nødvendig. Samarbejdet mellem røntgenfysikeren og den arbejdende radiolog er dog i første instans en betingelse, for at vi med tiden har et brugbart materiale at arbejde med.

## Litteratur-referater:


1) Dorph, S., Mygind Th., Northeved A., Okholm B., Petersen K. O., Oigård A.: A Dose-Reducing Fluoroscopy System. Radiology 97, no. 2, 1970, 399.

2) Lindell Bo: Professional Responsibilities of The Health Physicist In Relation To The Medical Profession Health Physics 20, 1971, 475.

3) Villaume C: Moderne Røntgenundersøgelser. Monografi. Munksgårds Forlag, København 1968/69.

4) Villaume C.: Røntgenteknik. En lærebog. Bd. 2, p. 111-124 Arnbergs Bogtrykkeri, København. Redaktion: K. Olaf Petersen, Poul E. Andersen, S. Brünner og M. Eiken.

# Dental X-Ray Doses to the Patient

M.Heikkilä

Institute of Radiation Physics, Helsinki

## Abstract

Radiation doses were investigated in different parts of the patient's head with an American Machlett-Alderson Rando Phantom.

All the measurements were made by irradiating $Li_2B_4O_7$:Mn thermoluminescence dosemeters in the phantom.

The left premolars were exposed with a regular dental radiography equipment. The doses with an intraoral device were measured by exposing both the lower and the upper jaws. The third investigated type of dental device was an orthopantomograph.

The doses to the patient given in this paper are due to one single exposure.

## 1. Introduction

It is difficult to determine the actual dose in one dental exposure since a slight change in the circumstances may cause a big alteration in the local dose.
However, the problem had to be solved in some way. The new phantom at the Institute of Radiation Physics made it possible to start the measurement process. In this writing I am going to present some points of this work.

## 2. Arrangement of Measurements

The phantom that was used was an American Machlett-Alderson Rando Phantom, which consists of plates each 2,5 cm thick. According to the manufacturer the soft tissues of the Rando Phantom have been made of certain rubber compositions, which serve the purpose of human tissues. The skeleton is a real one. Our phantom is a woman from India, height 163 cm and weight 54 kg.

All the measurements were made by irradiating $Li_2B_4O_7$:Mn thermoluminescence dosemeters inside the phantom with the help of two dental specialists. (Institute of Dentistry, University of Helsinki). The measuring and calibration of the dosemeters were completed in the laboratory at the Institute of Radiation Physics.

## 3. Results of Measurements

### a) Siemens Kugel

The exposures of the left premolars both in the upper and the lower jaws were carried out with a regular dental X-ray unit. (In this case it was a Siemens Kugel, 60 kV, 7 mA, exposure time 0.5 sec.) In the first case the tube angle was + 45° and in the second case -10°. When exposing the

upper jaw the result of the measurement was 106 mrad in the bottom of the maxilla cavity. Exposing the lower jaw the dose in the larynx was 108 mrad. Under the tongue was measured not more than 78. In both of these exposures the hypophysis dose was 5 mrad.

b) Status-X

Both the upper and the lower jaws were exposed with the Status-X. The exposure values were 50 kV, 1 mA and the exposure time 0.1 sec., which are the normal values at the Institute of Dentistry, University of Helsinki. When this device was used it was necessary to substitute two of the plates in the phantom with wax. A lower jaw with the teeth was placed inside the wax.

When exposing the lower jaw the dose above the tongue was 2 330 mrad and below the palate 25 mrad. The exposing of the upper jaw gave analogically 35 mrad and 2 490 mrad. Hypophysis dose was now 20 mrad.

c) Orthopantomograph

The most important aim of this work was to clarify the radiation doses when using the Orthopantomograph. With this device the tube and the film rotate round the head. It is possible to see all the teeth in the same picture. There are three rotation axes , one for the front teeth and two for the molars.

Exposure values were 75 kV, 35 mA and the exposure time 15 sec. The highest doses were measured at the rotation axes, on the average 280 mrad. It can be stated that the exposure times were not evenly distributed among the axes since the tube circles slower around the middle axis (when exposing the front teeth). Hypophysis dose was on the average of 30 mrad. The dose varies between 10-60 mrad depending on the patient's position, in other

words whether the hypophysis is close to the primary beam or not. The highest dose on the skin, 100 mrad, was on the neck. The dose on the lips was 5 mrad.

d) Summary

In closing, a short summary with some results of the measurements. All the doses are given per one exposure. When examining the table below you should observe that the amount of teeth that can be X-rayed at the same time varies due to the different devices.

| | KUGEL | | STATUS-X | | ORTHOPANTOMOGRAPH |
|---|---|---|---|---|---|
| jaw: | Lower | Upper | Lower | Upper | Both |
| The bottom of the maxillary cavity | | | | | |
| right | - | - | 13 | 45 | 18 |
| left | 10 | 106 | 18 | 60 | 28 |
| The bottom of the eye (orbita) | | | | | |
| right | 4 | 4 | - | 17 | 7 |
| left | 5 | 13 | - | 15 | 8 |
| Spinal cord (at the level of foramen magnum) | 12 | 5 | 3 | 5 | 50 |
| Hypophysis | 5 | 5 | 6 | 20 | 30 |

# Et Dosisbesparende Gennemlysningssystem

K. Olaf Petersen, Sven Dorph og Bent Okholm

Københavns Amts Sygehus, Gentofte,

Danmark

## Abstract

A DOSE-REDUCING FLUOROSCOPY SYSTEM. A system based on pulsed fluoroscopy and image storage on a video disc recorder was developed to reduce fluoroscopic X-ray dose. It can be applied to any radiologic examination requiring fluoroscopy. A disc recorder was used in connection with a conventional X-ray unit. Separate dose measurements for fluoroscopy and film-exposure radiation were obtained during 50 examinations of the stomach. The results were compared to those in 50 conventional television fluoroscopy studies. Average 90 % reduction in fluoroscopy dosage was obtained, using one 40 msec pulse per sec. Stepwise changing of the fluoroscopic images permitted sufficient impression of gastric dynamics.

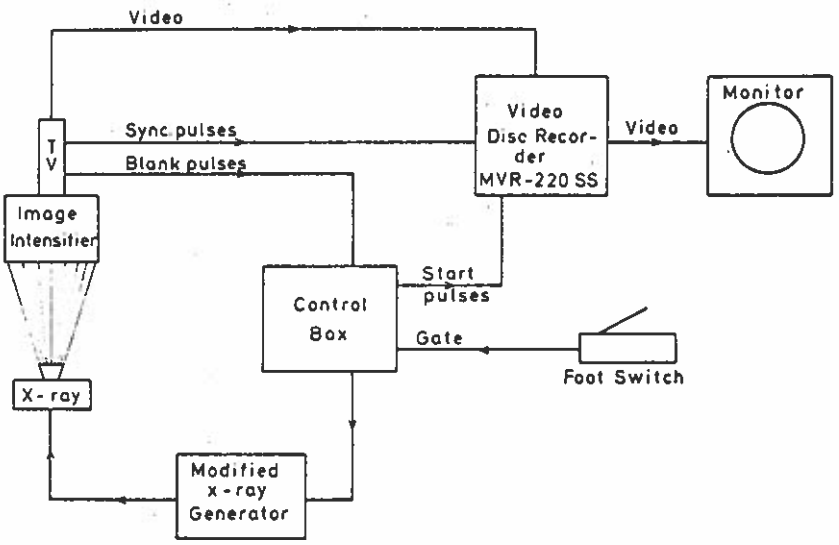
Den teknologiske udvikling,med forøget anvendelse af elektronikken indenfor gennemlysningsarbejdet,har resulteret i en reduktion af den stråledosis,som både patienter og personalet udsættes for. Først anvendelsen af billedforstærkere har reduceret stråledosisen væsentligt,og indførelsen af den medicinske TV har medført en yderligere reduktion.

I de seneste år er der udviklet forskellige elektroniske systemer for at opnå en yderligere strålereduktion, men de fleste,som var baseret enten på hukommelsesrør eller videotaperecorder,havde deres begrænsninger.

Ved fremkomsten af en videodiskrecorder opstod ideen at anvende den i et system til pulserende gennemlysning.

Ved Gentofte Hospital udviklede vi,i samarbejde med Svejsecentralen, en selvejende institution under Akademiet for de Tekniske Videnskaber,et dosisbesparende gennemlysningssystem anvendende den før omtalte diskrecorder.

I fig. 1




vises et blokdiagram af det udviklede system. Det består af en konventionel billedforstærker-fjernsynskæde,en modificeret røntgengenerator,en diskrecorder, en fodkontakt og en synkroniseringsenhed.

Diskrecorderen var en MVR-200SS, fremstillet af DMI (Data Memory Inc.). Recorderen,som er i stand til at optage et enkelt TV-billed og gengive dette øjeblikkeligt, var oprindelig udviklet til et amerikansk fjernsynsselskab for at kunne gengive visse sports-

begivenheder i slow-motion eller som øjebliksbilleder. Hukommelsen er en alminiumsplade med en diameter på ca. 35 cm,hvorpå er pålagt en magnetisk legering.

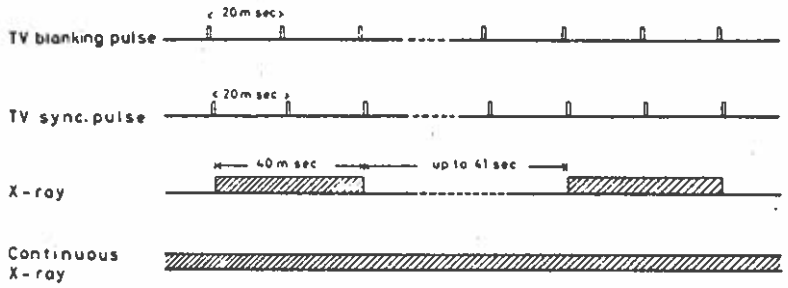
Pladen roterede med en hastighed på 1500 omdrejninger pr. minut, hvilket vil sige,at een omdrejning svarer til et helt fjernsynsbilled. Pladen kan opbevare 800 enkelte fjernsynsbilleder.

Synkroniseringsenheden,som styres af fjernsynskameraets "blanking puls",leverer to impulser til henholdsvis røntgengeneratoren og diskrecorderen. Impulsen til røntgengeneratoren har en bredde på 40 m sek., svarende til et helt TV-billed. Impulsen til diskrecorderen er justeret således,at det frembragte TV-billed bliver recordet og øjeblikkelig gengivet på fjernsynsmonitoren. Afstanden mellem eksponeringspulserne kan justeres fra næsten nul til 40 sekunder.

Som røntgengenerator blev anvendt en Philips Super 100 med den tilhørende Kinepulsenhed. Denne var valgt,fordi man ved forholdsvis små modifikationer kunne styre gennemlysningseksponeringen udefra. Ved senere forsøg,hvor vi har adopteret systemet til en kirurgisk billedforstærker for at afprøve pulserende gennemlysning ved hoftesømning,er anvendt en simplere løsning til styring af gennemlysningseksponeringen.

Hele systemet startes ved at nedtrykke fodkontakten. Slippes denne,vil det sidst optagne billed blive stående på monitoren.

Fig. 2




viser tidsforløbet og en sammenligning mellem normal og pulserende gennemlysning.

For at få en klinisk bedømmelse af systemet blev det bestemt at foretage 100 ventrikelundersøgelser,hvoraf den ene halvdel blev undersøgt med det nye system og den anden halvdel på normal vis. Resultatet ses på fig. 3.

| | | Body Weight (kg) | Height (cm) | Age (yr.) | Duration of Fluoroscopy (min.) | Film-Exposure Dose (R) | Fluoroscopy Dose (R) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Group I (pulsed fluoroscopy) 26 24 | Average | 63.5 | 170.1 | 45.6 | 3.50 | 30.3 | 1.84 |
| | s* | 9.2 | 7.8 | 15.5 | 1.0 | 20.0 | 0.77 |
| Group II (conventional fluoroscopy) 25 25 | Average | 63.6 | 171.1 | 42.2 | 3.70 | 33.8 | 18.1 |
| | s | 11.9 | 8.4 | 14.2 | 0.8 | 23.5 | 5.9 |
| | p | >0.5 | >0.5 | >0.25 | >0.25 | >0.5 | <0.001 |

* s = Standard deviation.

Fig. 3

Alle undersøgelser blev foretaget af den samme person.

Til måling af henholdsvis den totale filmdosis og gennemlysningsdosis for hver undersøgelse anvendtes det i fig. 4 viste apparat.

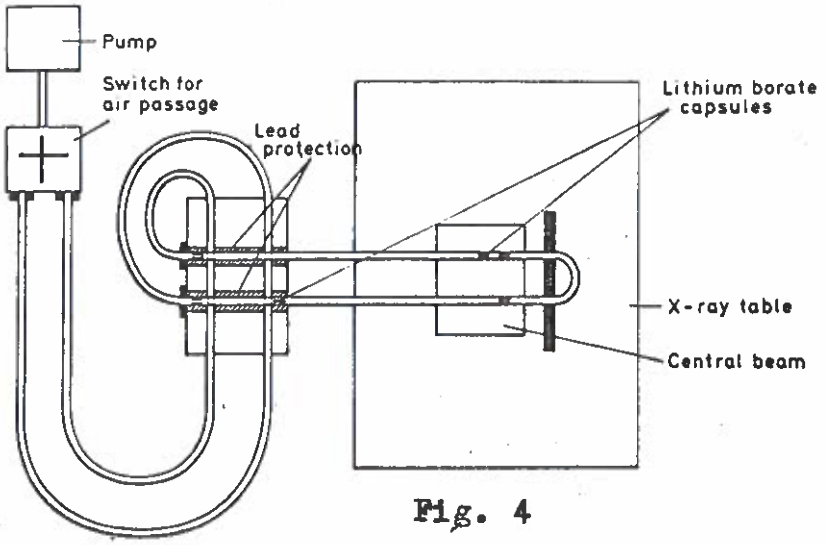



Fig. 4

Apparatet var udviklet af Strålehygiejnisk Laboratorium i samarbejde med Gentofte Hospital. To små polyethylenkapsler er anbragt i hver sin gren af et U-formet polyethylenrør. Ved at skifte retningen af trykluften vil man kunne placere enten den ene eller anden af kapslerne i strålefeltet. Omskiftningen, som skete elektronisk, foregik umiddelbart før og efter hver filmeksponering.

En af grundene til at vi specielt valgte ventrikelundersøgelserne var, at indtrykket af bevægelse i dette område synes særlig vigtigt under gennemlysning. Billedkvaliteten og det halvdynamiske indtryk af mavesækkens sammentrækninger, med et pulsinterval på 1 sekund, blev betragtet som tilstrækkeligt.

Den diagnostiske nøjagtighed blev anset for yderst tilfredsstillende. Ingen af undersøgelserne måtte suppleres eller gentages med normal teknik. Ca. 20% i hver gruppe havde en positiv diagnose for sår på mavesækken eller tolvfingertarmen. Tidsintervallet mellem gennemlysningseksponering, som forårsagede den før omtalte halvdynamiske effekt, virkede i begyndelsen forstyrrende for undersøgeren, men syntes efter nogen rutine ikke at volde nogen vanskelighed. Det blev ligeledes betragtet som en fordel, at man kunne betragte det sidste øjebliksbilled på monitoren efter hver afbrydelse af gennemlysningen.

Ved at placere en diskrecorder centralt og lade den betjene flere undersøgelsesrum, vil man være i stand til at kunne reducere omkostningerne for sådan et system.

# Undersøgelse af effekten af en bekvem Gonadebeskytter til Mænd

Erik Lindholmer og Ole Berg

Røntgenafdeling I
Bispebjerg Hospital, København

og

Statens Institut for Strålehygiejne
København

## Abstract

INVESTIGATION OF THE EFFECT OF A CONVENIENT DEVICE FOR THE PROTECTION OF THE TESTICLES IN X-RAY EXAMINATIONS.
We have modified the Picker lead-rubber gonad protector by mounting two springs in the two channels along its opening-slit. We have compared this protector with the Mavig solid gonad protector regarding both the practical applicability and the protection effect.
The dosimetrics are made by LiF-thermoluminescense technique. Cumulated gonad doses have been measured during 4 x 10 urographies 1) with the new protector, 2) with the Mavig protector, 3) with conventional lead rubber plate protection and 4) without protection. Individual gonad doses have been measured during 5 urographies using the new protector and during 7 urographies using the Mavig protector.
Thereby it is demonstrated that the protection effect of the modified Picker protector is just as good as that of the Mavig protector. From a practical point of view it is far better, because it is easy to apply with little manipulation and with no discomfort to the patient.

I efteråret 197o blev vi inddraget i overvejelser med henblik på anskaffelsen af afdækningsremedier. Herunder fandt man frem til en blygummikapsel af form som en elipsoide med en slidseformet indgang omgivet af to kanaler i hele indgangens længde. Den forhandles af Picker (Fig 1). Det var lidt uklart hvordan denne kapsel skulle fixeres på scrotum, men en læge og en sygeplejerske mente at have set den forsynet med fjedre i kanalerne. Dette viste sig senere at være forkert, idet kanalerne er tænkt anvendt til fastgørelse af kapslen på patienten ved hjælp af bændler. Imidlertid syntes ideen med fjedrene så god, at den var værd at forsøge at realisere. En model blev fremstillet og en foreløbig afprøvning meddeles hermed.
I Röfo 1959 meddelte Stieve en afprøvning af forskellige gonadebeskyttere til mænd og anbefalede den todelte faste blykapsel med kunststofbelægning. Denne har fået en vis udbredelse, men bruges normalt kun til store undersøgelser. Dette skyldes blandt andet, at den er for besværlig at anbringe. Derimod er den med fjedre forsynede blygummikapsel nem at anbringe, idet den åbnes ved et tryk med een hånd for enden af fjedrene, og den slutter dernæst omkring scrotalroden med mindst mulig åbning. Kapslens gummi har en tykkelse svarende til en blyværdi på o,5 mm. Beskyttelses effekten er undersøgt, idet man har målt kumuleret gonadedosis ved lo urografier med blygummikapsel, ved lo urografier med fast kapsel (Mavig), ved lo urografier med konventionel afdækning med blygummistykker og ved lo urografier uden afdækning. Målingerne er foretaget med termo-

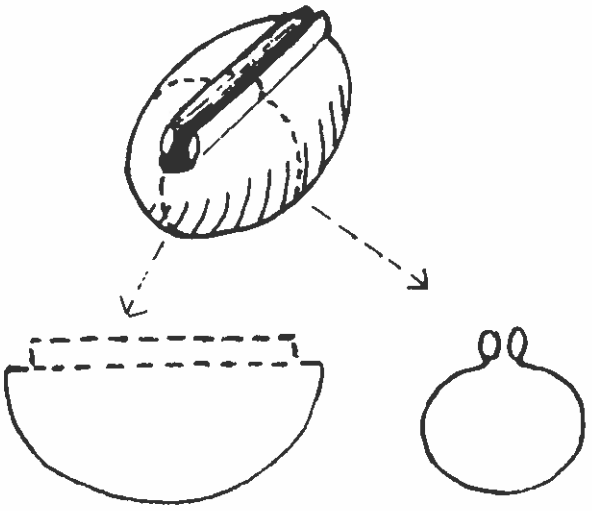


Fig.1.
The Picker lead rubber protector.

luminescensdosimetri og udmålingerne af LiF-dosimetrene er foretaget på Statens Institut for Strålehygiejne, København. Målingerne er gjort ved rutinemæssige urografier, hvor indblændingerne er gjort i samme rutine som sædvanlig. Undersøgelsen kunne ikke gøres som blindforsøg. Man har tilstræbt, at grupperne er ens, hvad angår pulte og lejer, men mindre forskelle mellem grupperne kunne ikke undgås. Ved hver gruppe med afdækning er der foruden et dosimeter på scrotum anbragt et dosimeter oven på afdækningen i linien fra gonade-dosimetret i retning mod fokus. Resultaterne ses i tab.I.

| | number of urographies | number of exposures | average dose on the protector (mr) | average gonad dose per urography (mr) |
|---|---|---|---|---|
| 1 Without protection | 1o | 56 | (13o) | 13o |
| 2 Lead rubber plate | 1o | 61 | 38o | 4o |
| 3 Mavig solid protector | 1o | 6o | 13o | 24 |
| 4 Modified Picker lead rubber protector | 1o | 56 | 85 | 8 |

Table I. Average doses per urography using 3 different gonad protectors.

Hvis vi først ser på dosis i kolonne 3 finder vi i gruppe 1, 3 og 4 en dosis af samme størrelsesorden. Derimod falder gruppe 2 udenfor med en middeldosis på 38o mr. Afblændingen har altså været mindre god ved enkelte eksponeringer i denne gruppe. Ser vi dernæst på gonadedosis ved de forskellige afdækningsformer, finder vi først en ret god effekt af simpel afdækning med blygummistykke. Ved den faste kapsel er dosis mindre endnu. Endelig finder vi ved blygummikapslen

et overraskende godt resultat med en middelgonadegosis på 8 mr pr.urografi mod 24 mr ved den faste Mavig kapsel. Denne forskel kan ikke alene forklares ved den lidt mindre dosis målt udenpå afdækningen. Da tilfældige variationer i optagelses og indstillingsteknikken kan have stor indflydelse på det endelige resultat, vil det dog være forhastet heraf at slutte, at blygummikapslen afskærmningsmæssigt er bedre end den faste kapsel.
Dernæst har vi målt individuel gonadedosis i de samme fire grupper med 5 - 7 undersøgelser i hver gruppe, ligeledes ved urografier. Ved hver patient blev der anbragt et dosimeter til måling af individuel dosis både på scrotum og oven på afdækningen. Hvert sæt dosimetre var således på patienten under een urografi, d.v.s. under 5 eksponeringer (i et enkelt tilfælde under 6 eksponeringer) Rørspænding: 6o - 78 kV.
De væsentligste resultater ses af tab.II og tab.III. Kolonne 2 viser dosis ovenpå afdækningen. Kolonne 3 viser gonadedosis i mr. Kolonne 4 viser differensen mellem værdierne i kolonne 2 og 3, svarende til den dosis, som patientens gonader er skånet for ved hver urografi. Kolonne 5 viser reduktionsfaktor, det vil sige forholdet mellem dosis oven på afdækningen og gonadedosis.
Af de små værdier udenpå kapslerne ses, at kapslerne ikke har været udsat for direkte bestråling ved nogen af undersøgelserne (urografierne). Det vil sige, at resultaterne for de to grupper er direkte sammenlignelige.
Som udtryk for beskyttelseseffekten kan man dels tage gennemsnit af dosis differenserne, dels gennemsnit af reduktionsfaktorerne. Disse størrelser findes meget nær ens i de to grupper. Vi har således ikke ved urografier kunnet påvise nogen forskel i beskyttelseseffekten mellem Mavigs faste kapsel og den modificerede Picker blygummikapsel. Denne sidste undersøgelses resultat tyder på, at det tidligere meget gode resultat for blygummikapslen skyldes en tilfældig variation.

Modified Picker lead rubber protector

| Patient No. | Dose on the protector (mr) | Gonad dose (mr) | Difference (mr) | Reduction-factor |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 11o | 23 | 87 | 4,8 |
| 2 | 35 | 15 | 2o | 2,3 |
| 3 | 75 | 8 | 67 | 9,4 |
| 4 | 17o | 9o | 8o | 1,9 |
| 5 | 3o | 12 | 18 | 2,5 |
| Total | 42o | 148 | | |
| Average | 84 | 3o | 54 | 4,2 |

Table II. Individual doses during 5 urographies using the modified Picker lead rubber protector.

Mavig solid protector

| Patient No. | Dose on the protector (mr) | Gonad dose (mr) | Difference (mr) | Reduction-factor |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 138 | 34 | 1o4 | 4,o |
| 2 | 73 | 24 | 49 | 3,o |
| 3 | 1o8 | 47 | 61 | 2,3 |
| 4 | 125 | 29 | 96 | 4,3 |
| 5 | 71 | 14 | 57 | 5,1 |
| 6 | 85 | 35 | 5o | 2,4 |
| 7 | 4o | 14 | 26 | 2,9 |
| Total | 64o | 197 | | |
| Average | 92 | 28 | 63 | 3,4 |

Table III. Individual doses during 7 urographies using the Mavig solid protector.

I det følgende vil vi se på, hvad man bør forlange af en gonadebeskytter til mænd. Efter Stieve er de seks almindelige krav til en gonadebeskytter til mænd følgende:

1. Den skal være egnet til alle undersøgelser og derfor omslutte scrotum på alle sider.
2. Åbningen ved scrotalroden skal være mindst mulig af hensyn til spredt stråling.
3. Den skal kunne anbringes uden besvær, helst af patienten selv.
4. Den skal være så lille som muligt.
5. Den skal opfylde almindelige hygiejniske krav om mulighed for renholdelse.
6. Direkte stråling skal svækkes mindst 98%.

Hertil mener vi man bør føje et punkt 7: anvendelighed på børn.

Ad punkt 1. Kapslerne er lige gode.
Ad punkt 2. En vigtig funktion for en gonadebeskytter er at afskærme for direkte bestråling, men gonadedosis kan yderligere mindskes i samme grad, som sekundærstrålingen reduceres ved kapslens indgang, som derfor skal være så lille som muligt i hvert enkelt tilfælde. Dette opnås med blygummikapslen uden det er nødvendigt at have et antal forskellige størrelser til disposition, idet fjedrene vil bevirke en lukning omkring scrotalroden til det mindst mulige areal af indgangen, det vil sige til mellem 8 og 11 $cm^2$ mod ca 16 $cm^2$ ved den faste kapsel. Hvad dette punkt angår, er derfor blygummikapslen bedst.
Ad punkt 3. Det ses tydeligt (lysbillede), hvordan patienten selv kan anbringe blygummikapslen, endog medens han ligger på lejet. Dette kan næppe lade sig gøre med den faste kapsel.
Ad punkt 4. Kapslerne er lige gode.
Ad punkt 5. Kapslerne er lige gode under forudsætning af, at man anvender eengangsplasticposer. Dog må det bemærkes, at blygummikapslen kan forsynes med plasticpose inden den udleveres til patienten. Derimod er det ved den faste kapsel nødvendigt først at anbringe plasticposen på scro-

tum og dernæst kapslen, hvilket kræver dobbelt manipulation af genitalia.

Ad punkt 6. Blygummikapslen er med en blyværdi på o,5 mm lidt mindre god end den faste kapsel, men i praksis har dette efter vor opfattelse mindre betydning. Ved 12o kV vil ca. 5% af eksponeringsstrålingen nå gennem ved en blyværdi på o,5 mm. Denne del af gonadedosis vil normalt ikke være større end den del af dosis, der skyldes stråling gennem kapslens åbning, og vi mener derfor, det vil være rimeligt at slække på kravet til blyværdien til fordel for en større anvendelighed. Til en nærmere belysning af spørgsmålet er vi igang med en sammenlignende undersøgelse af de to kapseltyper ved direkte bestråling af genitalregionen på et fantom.

Ad punkt 7. Vi mener, at en mindre model af blygummikapslen vil være velegnet til anbringelse på de fleste drenge, medens dette er tidsrøvende med fast kapsel.

Konklusion: Det er som sagt vort indtryk, at den faste todelte Mavig kapsel for tiden anvendes meget lidt. Den væsentligste årsag hertil er, at den er for vanskelig at anbringe. Tillige gør måske en vis blufærdighed hos sygeplejerskerne sig gældende. Disse hindringer for anvendelsen er betydeligt mindre med blygummikapslen, der er så nem at anbringe, at man i alle tilfælde kan kræve, at patienten selv anbringer den. Vi mener altså, at voksne patienter altid bør anbringe blygummikapslen selv, og dette kan f.eks. gennemføres nemt, ved at den udleveres til patienten sammen med en enkel skreven instruktion.

Det er vor opfattelse, at blygummikapslen, når den er indarbejdet, vil være ligeså nem i brug som almindelig blygummi afdækning, og vi håber derfor den vil blive brugt også ved mindre undersøgelser nær gonaderne, der bidrager betydeligt til genetisk significant dosis. Vi tænker her især på røntgenundersøgelser og kontroller af columna lumbalis, hofte, bækken og femur.

Litt: Stieve, F.E.: Fortschr.Röntgenstr. 1959:90$^{I}$:373-386.

# Kontrollutrustning på Radiumhemmets kilocurie-apparat Gammatron 3 vid patientbestrålningar

Båryd, Ingvar och Olofsson, Arnold
Statens strålskyddsinstitut, Stockholm

## Abstract

EQUIPMENT FOR THE CONTROL OF RADIATION DOSES TO THE PATIENTS DURING TREATMENT AT TELE-COBALT UNITS, RADIUMHEMMET, STOCKHOLM

The controlsystem that has been worked out for one of the cobalt therapy units at Radiumhemmet is intended for the measurements of the entrance-dose. The treatment time and the selected wedgefilter are also recorded by the equipment.

The entrance-dose is measured by a solid state diode placed in the centre of the treatment field. The treatment time set and the entrance-dose measured are digitally recorded and can be plotted on the patients treatment cards. The wedgefilter that has been used is identified by a code-number, which also is plotted on the treatment card.

Vid radioterapi har det alltid förelegat ett behov att direkt kunna kontrollera den stråldos som ges till patienten. Vid Radiumhemmet utförs sådana patientdosmätningar vid externbestrålning antingen med Sieverts Bg-kammare eller med TL-dosimetrar. Dessa rutinmätningar utförs vid varje nyinställning av ett behandlingsstrålknippe samt upprepas ett par gånger under behandlingsperioden. Dosimetrarna avläses på ett rutinlaboratorium, som årligen svarar för ca 16.000 patientdosmätningar.

Sjukhusfysikern kontrollerar mätresultaten samt meddelar personalen vid behandlingsapparaten avvikande mätresultat. Avvikelser större än ± 5 % av den avsedda ingångsdosen medför kontroll av behandlingstiden samt ommätning. Vid kilfält tillåts något större avvikelser ± 7 %. Den utrustning som för närvarande prövas vid Radiumhemmets Gammatron 3 har möjlighet att registrera ingångsdos, behandlingstid samt kilfilter.

Systemet medför följande förbättringar:

1. Möjlighet till mätning vid varje bestrålningstillfälle.
2. Snabb kontroll genom att mätresultat föreligger omedelbart.
3. Arbetsbesparande.
4. Kontroll av tre variabler istället för en.

De krav som man måste ställa på utrustningen är att den skall vara:

a. Noggrann
b. Robust
c. Lättarbetad

Vid patientmätningar bör det uppmätta värdet ej skilja sig från det förväntade med mer än 2 - 3 %, eller var dom i övrigt gäller för mätningar med Bg-kammare och TL-dosimetrar.

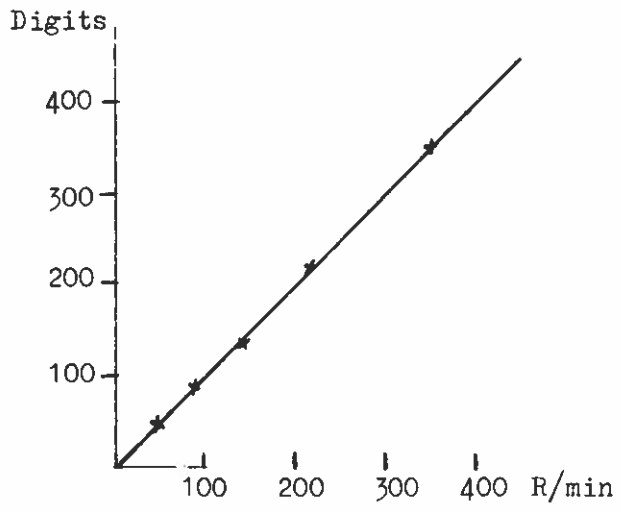
Detektorn bör tåla en daglig, ibland vårdslös behandling - att man tappar den i golvet o.s.v. utan att dess känslighet påverkas.

Systemet måste utformas så att det så litet som möjligt inverkar på personalens ordinarie arbetsrutin.

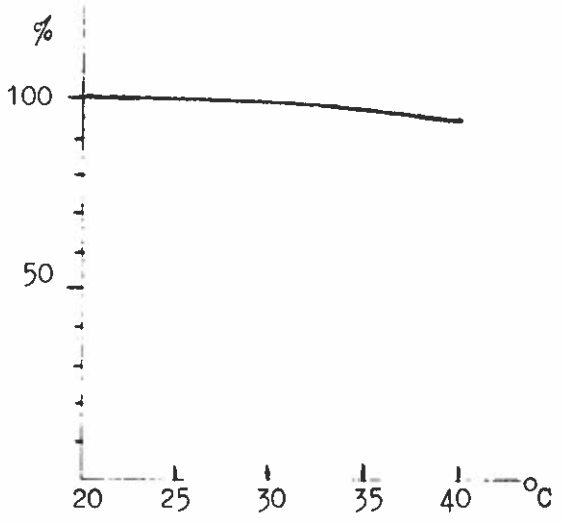
Utrustningen består av en halvledardetektor, som via operationsförstärkare och digitalvoltmeter med BCD-utgång är ansluten till en parallelltryckare. Till parallelltryckaren är vidare ansluten en nätfrekvensstyrd timer samt en kilfilterhållare med indikatorer.

Halvledardetektorn är en kommersiell kiseldiod ingjuten i epoxilim (araldit). Epoxilimmet är uppblandat med svart färgpulver eftersom dioden är ljuskänslig. Ytan på detektorn är ca 1 $cm^2$ samt tjockleken 3 mm. För-

delarna framför en jonisationskammare är den högre känsligheten per volym, cen snabba responsen samt den goda mekaniska hållfastheten. Då dioden bestrålas fungerar den som en strömgenerator och genererar en ström av storleksordningen $10^{-11}$ A/rad/min. Beroende på om det anslutna instrumentets ingångsmotstånd är stort ( $\approx$ 1M$\Omega$ ) eller litet( $\approx$ 1k$\Omega$ ) skiljer man på mätning av tomgångsspänningen respektive mätning av kortslutningsströmmen. Fördelarna vid mätning enligt den senare metoden är att den av strålning genererade strömmen är direkt proportionell mot expositionshastigheten, samt mycket litet temperaturberoende.




Exposure rate dependence




Temperature dependence

Den första kurvan anger känsligheten som funktion av expositionshastigheten vid $Co^{60}$-bestrålning. Ett gott linjärt förhållande råder mellan expositionshastighet och digitalvoltmeterutslag. Nästa kurva är uppmätt vid konstant expositionshastighet med dioden på 3 cm djup i ett vattenfantom. Temperaturen har varierats mellan 25°C och 40°C. Vid ökning av temperaturen sjunker diodens känslighet något. Från rumstemperatur till ca 40°C sjunker känsligheten med ca 4 %.

Vid patientmätningar antager vi att dosimetern får en temperatur av 32°C, vilket medför att vi vid kalibrering av instrumentet i rumstemperatur korrigerar värdet med 2 %. Någon build-up hylsa av plexiglas är ej nödvändig. Detektorns känslighet påverkas inte av strålknippets infallsriktning med undantag av en strålriktning parallell med diodens tilledningar då dess känslighet sjunker med 7 %. Dosmetern kalibreras varje morgon genom bestrålning av dioden på Mix-D fantom 2 min, med 10 x 10 cm fältstorlek och 75 cm SSD. Denna kontroll tar mellan 5 - 10 min. beroende på om digitalvoltmeterutslaget behöver justeras eller ej. Genom kalibrering varje morgon kon-

trolleras vidare en eventuell minskning i diodens känslighet på grund av åldringseffekter uppkomna genom bestrålningen.

Gammatron 3 är försedd med fyra kilar som är numrerade och färgkodade och som när de ej används är placerade i en kilfilterhållare försedd med mikrobrytare. När en kil uttages ur hållaren måste motsvarande färgknapp på manöverbordet tryckas in för att bestrålningen skall kunna startas. Ovanför tryckknapparna finns ett nätfrekvensstyrt räkneverk som anger tiden i hundradels minuter.

Nollställningen av dosmeter och timer är hopkopplade med manöverbordets ordinarie resetknapp. Utgången från dosmetern, timern samt kilfilterhållaren går in i en parallelltryckare. Efter avslutad bestrålning skjuts behandlingskortet ned i hållaren på tryckaren. Genom plexiglasfönstret avläses rätt bestrålningsdatum. På motsatta sidan behandlingskortet trycks i en kolumn för dosmätning tre siffergrupper ut som motsvarar kilfilter, ingångsdos samt bestrålningstid. De arbetsmoment som således tillkommer är placering av detektorn på patienten samt tryckning av mätvärden på behandlingskortet.

# Patientdosimetri i Nuklearmedicinen

Klaus Ennow
Statens institut for strålehygiejne, Brønshøj, Danmark

## Abstract

RADIATION DOSIMETRY IN THE NUCLEAR MEDICINE. With examples from the MIRD publications it was demonstrated, that the physical data needed for internal dosimetry calculations are already available, and what is more necessary is a collection of more accurate informations of the metabolism of different radiopharmaceuticals.

På det danske skema til ansøgning om tilladelse til brug på mennesker af radioaktive lægemidler skal man oplyse, hvilken strålingsdosis man forventer patienten vil modtage, både helkropsdosis og dosis til kritiske organer. De fleste af de ansøgningsskemaer, vi modtager, indeholder de værdier, man kan slå op i det svenske tabelværk, der er udsendt til alle danske isotopbrugere (stråldoser från radioaktiva ämnen i medicinskt bruk, Stockholm 1969). Efterhånden kommer der nye radioaktive lægemidler i anvendelse, for hvilke der ikke findes tabelværdier, og sammen med nye og forbedrede "patientdata" skaber dette et behov for beregning af strålingsdoser.

I denne forbindelse har vi oplevet det glædelige, at flere læger har ringet til os for at få beregningerne udført. Det vil vi naturligvis gerne, men det lader sig ikke altid gøre, fordi vi mangler biologiske data: organaktivitetens variation med tiden eller biologiske halveringstider. Disse data kan lægen finde: ved dyreforsøg eller gennem et almindeligt kendskab til lægemidlers metabolisme, og herved er der kommet et samarbejde i gang, der efter min mening er meget vigtigt. Som jeg ser det, er indsamling af biologiske data det største problem i forbindelse med dosisberegningerne. Dette kan fysikere ikke løse, her må vi have hjælp fra lægerne.

Medical Internal Radiation Dose Committee, MIRD, forsøger at indsamle biologiske data, og man har lovet at udsende publikationer herom, men det er åbenbart svært, for de er endnu ikke udkommet.

Dosisberegningerne udfører vi efter MIRD-systemet, sådan som det foreligger i de 5 supplements til Journal of Nuclear Medicine, der er udkommet indtil sommeren 1971. Alle afsnittene heri behandler fysiske emner, og MIRD publikationerne er faktisk glimrende fysiske tabelværker, måske lidt for gode til vort formål, de manglende biologiske data taget i betragtning.

En størrelse som f. eks. absorptions fraktionen for fotonstråling kan man i MIRD finde for flere forskellige fantomer og organformer. Det viser sig, at det tilsyneladende er massen af organet og ikke formen, der er afgørende - se eksemplerne i figuren - så man vil ikke opnå meget ved at regne på mere vellignende fantomer. I MIRD tabellerne kan man se, at 95% af den energi, der udsendes med elektroner fra en punktformet kilde, absorberes i en kugle med radius 1-2 mm, og da dette er en lille kugle sammenlignet med menneskets organer, antager man, at alle elektroner absorberes, hvor de udsendes. Det er muligt (i MIRD) at få mere detaljerede oplysninger om absorptionen af "elektron-energien" for de gængse isotoper (i pamphlet 7), men for at kunne udnytte disse oplysninger til dosisberegninger kræves meget bedre viden om

radioaktive lægemidlers fordeling i organerne, end vi til dato har. Bedre viden om organfordelinger fås kun ved besværlige undersøgelser og målinger på patienter. Det kræver en ekstra indsats fra lægernes side, og i praksis er man henvist til dyreforsøg. I denne forbindelse kan man stille spørgsmålet: hvor detaljerede oplysninger om dosis er nødvendige, giver det et bedre grundlag for vurdering af dosisstørrelse at kende dosisfordelingen i et organ frem for middeldosis til hele organet? Dette er igen et problem, der kræver nærmere belysning fra medicinsk side.

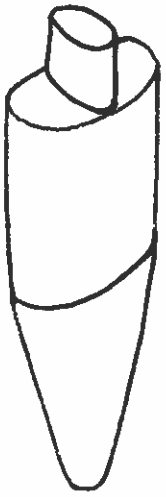
Det er forhåbentlig lykkedes mig at give Dem indtryk af, at vi behøver så megen hjælp fra medicinsk side til dosisberegningerne, at vi strålebeskyttelsesfolk simpelt hen er nødt til at gøre lægerne interesserede i sagen. Samtidig kan vi få ryddet visse misforståelser af vejen, som f. eks. at patientstrålebeskyttelse i nuklearmedicinen altid betyder nedskæring af den indgivne aktivitet. (Min mening er: det hjælper ikke noget at nedskære strålingsdosis ved at nedskære aktiviteten, hvis man samtidig nedskærer informationsmængden i f. eks. scintigrammet så meget, at diagnosen bliver for usikker (og måske ma gentages). På den anden side skal man naturligvis foretrække en undersøgelse, der med mindre dosis giver samme oplysninger).

I Danmark er det planen at udsende en kort vejledning i beregning og vurdering af strålingsdoser fra radioaktive lægemidler, der skal være en guide til MIRD systemet og en orientering til lægen om hans/hendes indsats og medvirken til en bedre patientbeskyttelse.

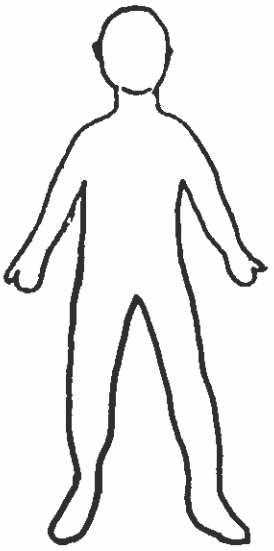
Absorptionsfraktionens (φ) variation
med fantom geometrien

Helkrop

m = 70 kg
φ(E=0,200 MeV) = 0,336
MIRD-PHAMPLET 3

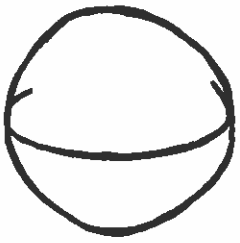


m = 70 kg
= 0,338
PHAM. 5

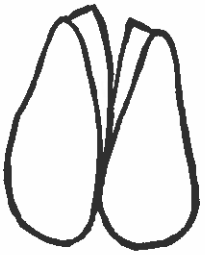


m = 70 kg
= ? (0,34)

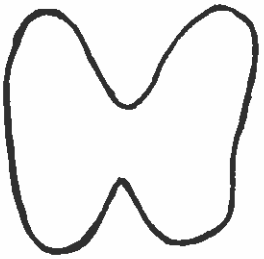
Gl. thyroidea



20 g
φ(E=0,364 MeV) = 0,031
MIRD-PHAMPLET 8



20 g
= 0,0313
PHAM. 5



20 g
= ? (0,031)

# Radioaktive lægemidler og patientstrålebeskyttelse

## Nogle synspunkter.

Knud Kristensen

ISOTOP-APOTEKET

Sundhedsstyrelsen

København

## Abstract

RADIOPHARMACEUTICALS AND RADIATION PROTECTION OF THE PATIENT.
Those radiopharmaceuticals that will give the lowest radiation dose to the patient do often have a short physical half-life.Pharmaceutical problems in relation to preparation and control of these pharmaceuticalsare often difficult to solve. If a satisfactory solution of these problems cannot be found the consequence may be the use of radiopharmaceuticals that will give higher radiation doses to patients. In Denmark a central radiopharmaceutical service will be established. It is hoped that this service through its radiopharmaceutical work may contribute also to improvement in radiation protection of the patient. A short description is given of the plans for the ISOTOPE-PHARMACY and a discussion is given of present and planned legislation on the use of radiopharmaceuticals. A classification of problems into those related to the quality of radiopharmaceuticals and to those related to the clinical use of radiopharmaceuticals is given. It is found that these problems are of a different nature and may best be solved separate.

Der er tidligere peget på de modstridende hensyn, der gør sig gældende ved valg af et radioaktivt lægemiddel, afhængig af om man ser det fra et farmaceutisk synspunkt, eller fra et strålebeskyttelsessynspunkt (1,2). De radioaktive lægemidler, der giver den laveste strålingsdosis til patienten vil ofte have en kort fysisk halveringstid, og dette vil kunne vanskeliggøre fremstillingen og kvalitetskontrollen af det pågældende lægemiddel. Betydningen af, at de farmaceutiske problemer løses, er tidligere understreget, og man er i flere lande på vej til at etablere den radiofarmaceutiske service, der er en nødvendighed for en tilfredsstillende anvendelse af radioaktive lægemidler, og som er en forudsætning for, at de kortlevende og derved de strålingsdosisbesparende radioaktive lægemidler overhovedet kan anvendes på sikker måde.

Som det vil være en del af de tilstedeværende bekendt etableres der nu i Danmark en central radiofarmaceutisk service, det såkaldte Isotop-Apotek, der forhåbentlig gennem en indsats på det radiofarmaceutiske område også kan medvirke til at forbedre strålebeskyttelsen. Den planlægning, der i Danmark er sket på dette område, er baseret på vurderinger af det kvantitative omfang af de radiofarmaceutiske opgaver, og mulighederne for at centralisere disse, herunder af muligheden for at fremskaffe tilstrækkeligt farmaceutisk fagkundskab samt ud fra den kendsgerning, at Danmark importerer mere end 9o % af de anvendte radioaktive lægemidler. Man er i færd med at etablere et system, der indebærer et centralt apotek for radioaktive lægemidler, der samtidig skal fungere som et offentligt kontrollaboratorium for denne gruppe lægemidler, og varetage sundhedsstyrelsens opgaver, med hensyn til registrering af radioaktive lægemidler. Der vil i fremtiden blive åbnet muligheder for at disse lægemidler kan registreres på samme måde, som medicinske specialiteter, idet man dog ikke vil opstille samme strenge begrænsninger med hensyn til muligheder for registrering, som for andre lægemidler. De for registrering anvendte kriterier vil også kunne afvige væsentlig. Den meget begrænsede industrialisering af produktionen af radioaktive lægemidler medfører imidlertid, at et re-

gistreringssystem, der skulle omfatte alle radioaktive lægemidler, kan komme til at virke overordentligt tungt og lægge væsentlige hindringer i vejen for den frie anvendelse af disse særdeles nyttige stoffer. Man har derfor fundet det nødvendigt med et mere fleksibelt system, således som det kommer til udtryk i etablering af Isotop-Apoteket, der skal varetage en apoteksfunktion, og sikre at kun faglige velkontrollerede produkter, når frem til lægen og dermed til patienten.

Isotop-Apotekets opgaver vil være følgende: Det skal foretage indkøb, kontrol, farmaceutisk præparering og distribuering af radioaktive lægemidler, det skal udføre kontrol med radioaktive lægemidler og i muligt og nødvendigt omfang, foretage eftersyn af produktionsstedet, det skal udvikle doserede præparater af anvendte radioaktive lægemidler, hvor dette måtte være påkrævet, det skal være rådgivende for brugere af radioaktive lægemidler i spørgsmål, der vedrører disse lægemidlers kvalitet, egenskaber, opbevaring og lignende, det skal udarbejde og udgive vejledende retningslinier og forskrifter for kontrol med radioaktive lægemidler, det skal udvikle prøvningsmetoder for radioaktive lægemidler, og det skal iøvrigt bistå sundhedsstyrelsen i alle spørgsmål vedrørende disse lægemidler.

Det er hensigtsmæssigt at opdele de radioaktive lægemidler i 2 grupper, nemlig dem der kan leveres færdige til brug til det enkelte sygehus, og dem hvor præparationen må ske umiddelbart før anvendelsen. I førstnævnte tilfælde bør der stilles sådanne krav til fremstilleren af de lægemidler gennem et registreringssystem eller ved indkøb gennem Isotop-Apoteket, at disse lægemidler virkelig er færdige til brug, når lægen modtager præparatet. Det vil være urationelt at hvert enkelt sygehus skal gennemføre en kontrol. Det eneste, der derefter bør blive tale om på det enkelte sygehus vil være at udmåle patientdosis af det modtagne præparat, og i denne forbindelse foretage en kontrolmåling af den aktivitetsmængde, der skal indgives til patienten.

Med de kortlevende radioaktive lægemidler er problemerne anderledes, og der må her nødvendigvis centralt, regionalt eller lokalt etableres den fornødne radiofarmaceutiske service. Man vil f.eks. for et ret stort område kunne distribuere de kortlevende technetium-mærkede forbindelser, der er de mest anvendte idag. Vi har i Danmark forudsat, at der ved en række sygehuse vil finde præparation sted. Vi søger at simplificere dette arbejde mest muligt bl.a. ved, at der i fremtiden vil blive åbnet mulighed for godkendelse af generatorer og af metoder og præparationssæt, således at man i disse tilfælde vil kunne reducere kravet til den lokale farmaceutiske service. Der er for nylig i Danmark afgivet en rapport herom (3).

Det hidtil omtalte har væsentlig vedrørt kvalitetsaspektet af de radioaktive lægemidler. Problemerne omkring patientstrålebeskyttelsen hænger i højere grad sammen med anvendelsen af de radioaktive lægemidler. Efter dansk lovgivning kræver enhver anvendelse af radioaktive stoffer, også den medicinske, tilladelse fra sundhedsstyrelsen. Sådanne tilladelser til medicinske anvendelser har efter ansøgning fra læger, der har gennemgået en specialuddannelse i anvendelse af radioaktive stoffer, været givet til indkøb til et eller flere stoffer, eller i enkelte tilfælde som omfattende grupper af radioaktive stoffer. Tilladelserne er udstedt til enkeltpersoner, principielt til den læge, der direkte arbejder med undersøgelserne. Dette har primært et personalebeskyttelsessigte. Ansvaret for anvendelsen på patienter må naturligt efter dansk tradition ligge hos den enkelte læge. Der har dog været en tendens til at opfatte sundhedsstyrelsens tilladelse, som en endelig godkendelse af anvendelsen på alle patienter. Dette er efter min opfattelse uheldig, idet jeg finder at den afvejning af risici som skal ske i overensstemmelse med strålebeskyttelsesprincipperne vanskeligt kan foretages centralt. De stigende krav til lægemidler, herunder til afprøvning af lægemidler, hvor man f.eks. i Danmark overvejer en anmeldelsespligt ved afprøvning af nye lægemidler, har ført til overvejelser om en ændring af systemet, hvad angår radioaktive lægemidler. En

mindre undersøgelse af, hvilke principper, der anvendes andre steder er udført. (Det følgende begrænses til diagnostisk anvendelse og anvendelser ved sporstofundersøgelser af radioaktive stoffer, idet den terapeutiske anvendelse er overordentlig begrænset og desuden i Danmark stærkt centraliseret).

I mange lande finder man det nødvendigt med særlig tilladelse til medicinsk anvendelse af radioaktive stoffer. I USA f.eks. sker godkendelse i nogle tilfælde centralt og i andre tilfælde hos en lokal isotopkomite. I England, skal der før en ny anvendelse prøves indhentes en udtalelse fra en Medical Research Council Committee. I Sverige findes der lokale isotopkomiteer, der skal rådspørges.

Det er ikke umiddelbart særlig let at overføre noget system, der direkte passer i den nationale lovgivning i Danmark. Det fundamentale princip må her være, at lægen er ansvarlig for behandlingen af den enkelte patient, og altså for anvendelsen af radioaktive stoffer. Forudsætningerne herfor må være, at han har fået den fornødne specialuddannelse, at han har de fornødne laboratoriefaciliteter til rådighed. Disse 2 forhold kan tilgodeses ved krav om, at vedkommende skal have en tilladelse til indkøb af radioaktive stoffer. Den tredie forudsætning er en tilfredsstillende kvalitet af det radioaktive lægemiddel, således som det er omtalt ovenfor og som det vil blive tilgodeset gennem Isotop-Apoteket og de dermed følgende regler. Det fjerde og sidste aspekt er overvejelserne af, om det man kan få ud af en given undersøgelse opvejer de risici, der følger af anvendelsen af det radioaktive lægemiddel; herunder foruden virkningen af strålingen, der er fælles for alle radioaktive lægemidler, overvejelser over stoffets toxicitet m.v. For at denne afvejning kan foretages på relevant måde af den enkelte læge, (og den kan kun efter min opfattelse foretages af denne, fordi den som regel må foretages i relation til den enkelte patient), må alle nødvendige oplysninger være tilstede for lægen. For nye radioaktive lægemidler vil dette måske kun være tilfældet i be-

grænset omfang, og man finder, at der er et behov for, at lægen hjælpes til at få de eventuelle foreliggende oplysninger. Dette kunne ske ved en central opsamling af informationer og et krav til lægen om anmeldelse af planlagte nye undersøgelsestyper eller afprøvning af nye radioaktive lægemidler. Det omtalte organ kunne derigennem stille oplysninger til rådighed, f.eks. om tidligere afprøvninger af samme art, der var endt negativt eller om eventuelle bivirkninger.

Der kan være grund til at nævne, at man ikke her skelner mellem diagnostisk anvendelse og anvendelse ved sporstofundersøgelser, idet lægen efter dansk lovgivning vil have samme ansvar, hvad enten det drejer sig om en patient eller en forsøgsperson. Det er klart at de etiske regler om omgang med forsøgspersoner træder i anvendelse, når der ikke længere er tale om en undersøgelse, der kan komme den pågældende direkte til gavn. Disse etiske betragtninger skal jeg ikke nærmere komme ind på her, men blot anføre, at jeg finder principperne i Helsinki deklarationen velegnede.

Jeg har med disse betragtninger forsøgt at dele problemerne op i en række enkeltproblemer. Det vil efter min opfattelse være en fordel at foretage denne opdeling ved løsningen af disse. Problemerne i forbindelse med kvaliteten af de radioaktive lægemidler lader sig således behandle uafhængigt af de øvrige.

Referencer:

1. Knud Kristensen: Radiopharmaceuticals, Acta Radiologica suppl. 254, 1966.
2. Knud Kristensen: Pharmaceutical and Radiation Hygiene Problems in Relation to Radiopharmaceuticals, Proc. of 1. Int. Congress of Rad. Protection, 1966.
3. Om fremstilling af og kontrol med radioaktive lægemidler på sygehusafdeling, rapport fra en af sundhedsstyrelsen nedsat arbejdsgruppe. I "Fra sundhedsstyrelsen" V, nr. 24, 1971, og Farmaceutisk Tidende, 81, 238-249, 1971.

# The Genetically Significant Radiation Dose from Brain Scintigraphy and Other Clinical Isotope Studies

P. Büchler Frederiksen, J. Haase, P. Jeppesen, and O. Kalnæs.
Radiumstationen, Odense Sygehus.

## Abstract

As the number of clinical isotope studies is increasing rapidly, it is important to know the genetically significant radiation dose due to these examinations.

At the Radiophysical Laboratory at Odense University Hospital the number of clinical isotope studies has thus increased from 2500 in 1969 to 3400 in 1970, and the figure for 1971 will be approximately 4000.

The age distributions for the patients having had brain-, liver-, and thyroid scintigraphy, renography and thyroid uptake measurements are calculated and from these data, obtained by a computer based registration system, and from general population data, the genetically significant doses are calculated. For brain scintigraphy the genetically significant dose is found to be 0.3-0.4 mrad/person/year. For other types of examinations the results are smaller by a factor of about 100.

## 1. Introduction.

In connection with diagnostic examinations utilizing either radioactive isotopes or x-ray examinations, there are two aspects of the irradiation of patients which must be considered. One is the radiation dose that each patient is exposed to during the examination. This dose must be considered in relation to the benefit which the patient will receive from the examination; however, we will not be concerned with this here. The other aspect connected with this kind of examination is the genetically significant dose, which the population as a whole will receive from x-ray and radioactive isotope examinations which are given to a limited number of individuals at a time in their lives prior to their having children.

The genetically significant dose from investigations with radioactive isotopes is no doubt much smaller, mainly because the number of investigations is smaller. This number, however, is increasing rapidly. From fig. 1 it may be seen that the number of investigations at the Radiophysical Laboratory at Odense University Hospital has been trebled from January 1969 to June 1971. It is thus of some interest to make an estimate of the order of magnitude of the genetically significant dose. Brain scintigraphy gives a much higher gonadal dose (100 - 200 mrad) than carotis arteriography, which gives only a few mrad to the gonads; and as brain scintigraphy is the investigation most frequently carried out, we have found it useful to calculate the genetically significant dose at the present time, as this would make it possible to evaluate the order of magnitude in the future if the number of investigations should continue to rise.

## 2. Method of calculation.

The genetically significant dose Gj for examination j is calculated from the formula:

$$Gj = \frac{\sum_i D_j \; P_{i,j} \; N_{i,j}}{\sum_i P_i \; N_i}$$

where $N_i$ is the number of persons in age-group i in the geographical area which is covered by the investigation,

$P_i$ is the expected number of children to be born by persons in age-group i,

$D_j$ is the gonadal dose received by patients due to examination j and

$N_{i,j}$ is the number of patients in age-group i, who have been through examination j and

$P_{i,j}$ is the expected number of children to be born by these patients.

The values for the expected number of children for different age-groups in the general population originate from Hammer-Jacobsen (ref. 1) and are seen in fig. 2. These values are from 1957 and may therefore have changed somewhat, but the changes are unlikely to be very important for this investigation.

As a geographical area is chosen the island of Funen with surrounding small islands. The population in this area was in 1969 approximately 430000 (ref. 2). The age distribution of the population of Funen is not known directly and therefore the age distribution of the Danish population in 1969 (ref. 2) is used. This distribution is seen in fig. 3. From these numbers the denominator of the above formula is calculated, whereas the age distribution of the patients examined must be known to enable the calculation of the nominator.

3. Registration of examinations with radioactive isotopes.

For all examinations utilizing radioactive isotopes a punched card containing coded type of examination, date of examination, name of patient, and the number of the person in the Danish National Register. From these punched cards statistics of examinations are obtained every month, and the punched cards are at the same time used as card index of examinations and of names.

The national personal number contains date of birth and also gives the sex of the patient. It is therefore possible to calculate the age distribution for female and male patients from these punched cards. The above registration has been carried out since January 1969, exept with regard to sex, which has only been registered as from January 1970.

4. Age distributions for patients examined.

The age distribution for patients, having been through brain scintigraphy in the years 1969-1970 and in the first 6 months of 1971 has been calculated. It may be seen from fig. 4 that there has been only a small change in the age distribution, as the maximum is in the fifties, although there is a small trend towards more examinations of younger patients. In fig. 5 the age distribution may be seen for female and male patients for the first 6 months of 1971, and it may be seen that the two age distributions are similar, although more young women are examined. In this connection it is important that the number of young patients examined is still quite small compared to the large number of children and young people in the general population.

Fig. 6-9 show the age distribution for other isotope investigations. These are renography with $^{131}I$ labeled Hippuran, thyroid scintigraphy using $^{99m}Tc$, thyroid uptake measurements with $^{132}I$ and liver

scintigraphy with sulphurcolloid labeled with $^{99m}$Tc. The age distributions are only slightly different, and generally the largest number of examinations are carried out on patients more than 50 years old. The number of examinations of these types are much smaller than the number of brain scintigraphies and therefore only the age distributions for the total number of patients for each type of investigation in the period is calculated. In table I is seen the number of investigations per year. In 1971 the numbers have been obtained by multiplying the number for the first 6 months by 2. The number of male and female patients have been calculated in 1971.

5. Calculation of the genetically significant dose.

The main interest is no doubt connected with brain scintigraphy. A considerable amount of activity of 10 mCi per examination is administered, and the gonadal dose is assumed to be 120 mrad for male patients and 170 mrad for female patients as given in ref. 3. From the age distribution of male and female patients in the first 6 months of 1971 and the above mentioned curves for the number of expected children and from population figures, the expected genetically significant dose for 1971 is calculated to 0,35 mrad per person. If the real age distribution for examined patients had not been known, a genetically significant dose of 0,6 mrad/person/year would have been obtained assuming the same age distribution as for the population in general.

For other isotope investigations genetically significant doses are calculated from the age distributions shown in fig. 6-9. These age distributions are used for both male and female patients, but the expected genetically significant doses are calculated from the real number of male and female patients in the first 6 months of 1971. The results are shovn in tabel II.

## 6. Discussion.

There are considerable sources of error in the reported calculations. First of all it should be mentioned that the curves for the expected number of children are from 1957, and the age distribution for the population of Funen has been assumed to be the same as for Denmark. The figures for the population of Funen are from 1969 as compared with the number of examinations which is from the first 6 months of 1971. These inconsistances are not thought to be very serious and have been unavoidable in order to get an up to date calculation, using the latest number of investigations.

The main source of error probably stems from geographical factors. All patients from the island of Funen and surrounding islands are examined with radioactive isotopes at Radiophysical Laboratory at Odense University Hospital, as this is the only laboratory in the Funen area which carry out the examinations delt with in this report. Quite a few patients come to Odense University Hospital from the southern part of Jutland, as both the neurosurgical and neuromedical departments and also the radiotherapy centre are covering this area as well. Thus it may be estimated that about 15% of the brain scintigraphies are carried out on patients from the southern part of Jutland, and probably about 10% of the renography patients come from this part of the country. This means that the calculated genetically significant doses for these two types of examinations must be decreased correspondingly. For the other kinds of examinations the number of patients, not living in the Funen area is without any significance. The population in the southern part of Jutland is of the same order of magnitude as the population of the Funen area, but it has not been possible to include this population in the investigation as many patients

from this part of the country will be examined at other isotope laboratories in Jutland.

Another source of error is that the number of expected children for different age groups may not be the same for the different patient groups as for the general population. In the case of brain scintigraphy it may be pointed out that 10% of the patients have brain tumours and for this group a lower rate of fertility and also a lower rate of survival must be expected.

Conclusively it may be said that the calculated genetically significant radiation doses are very small compared to background radiation and doses from x-ray investigations. In this connection it must be remembered that also the number of isotope investigations is very small compared with the number of x-rays examinations. A continuous increase in the number of brain scintigraphies in future might mean that the genetically significant dose from this examination could be considerable; but there has during the last few months at our laboratory been a trend indicating that the number of brains scintigraphies will not rise as rapidly in the future as hitherto.

## 7. References.

1. Hammer-Jacobsen. E: Genetically Signigicant Radiation Doses in Diagnostic Radiology. Doctoral thesis.
   Acta Radiologica, supplementum 222. 1963.
2. Statistisk årbog 1970: table 7 and 14. Copenhagen 1971.
3. Stråledoser från radioaktiva ämnen i medicinskt bruk. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm (1969).

| | Brain scint. | Reno-graphy | Thyroid scint. | Thyroid uptake | Lever-scint. | Total number |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1969 | 887 | 441 | 181 | 389 | 78 | 2499 |
| 1970 | 1791 | 675 | 197 | 325 | 125 | 3400 |
| 1971[x] | 2040 | 738 | 244 | 526 | 230 | 4130 |
| 1971[x] female | 958 | 454 | 198 | 448 | 90 | |
| 1971[x] male | 1082 | 284 | 56 | 78 | 140 | |

TableI: Number of investigations using radioactive isotopes.
x The figures for 1971 are those for the first half year multiplied by two.

| Inve-stiga-tion | Isotope | Activity administe-red. | Assumed gonadal dose mrad female | male | Genetically significant doses mrad |
|---|---|---|---|---|---|
| Brain scint. | $^{99m}Tc$ | 10 mCi | 170 | 120 | 0.35 |
| Reno-graphy | $^{131}I$ (hippuran) | 30 µCi | 3 | 3 | 0.001 |
| Thyroid scint. | $^{99m}Tc$ | 1 mCi | 17 | 12 | 0.002 |
| Thyroid uptake | $^{132}I$ | 30 µCi | 3 | 3 | 0.001 |
| Lever-scint. | $^{99m}Tc$ (colloid) | 2 mCi | 46 | 26 | 0.003 |

Table II: Calculated genetically significant doses due to diagnostic use of radioisotopes.

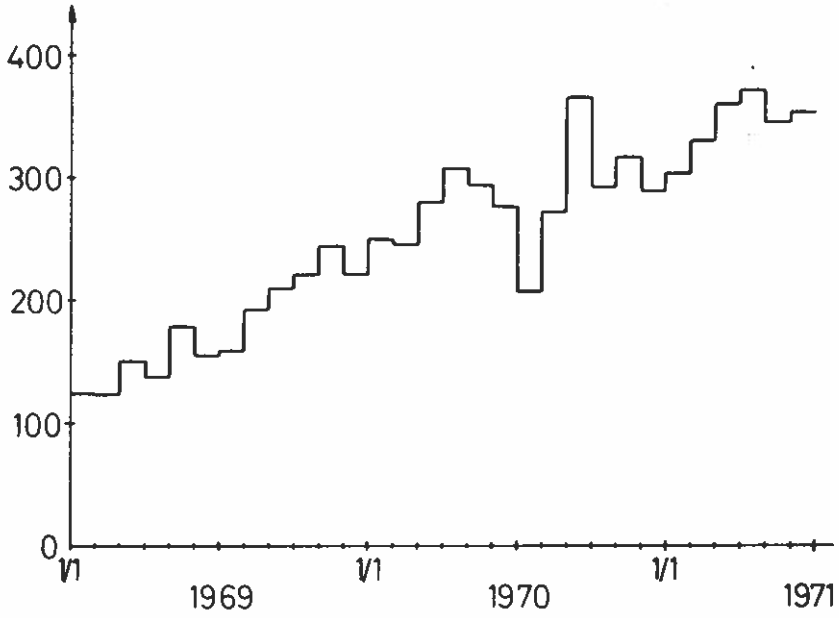



Fig. 1. Number of isotope investigations/month at Radiofysisk laboratorium, Odense Sygehus

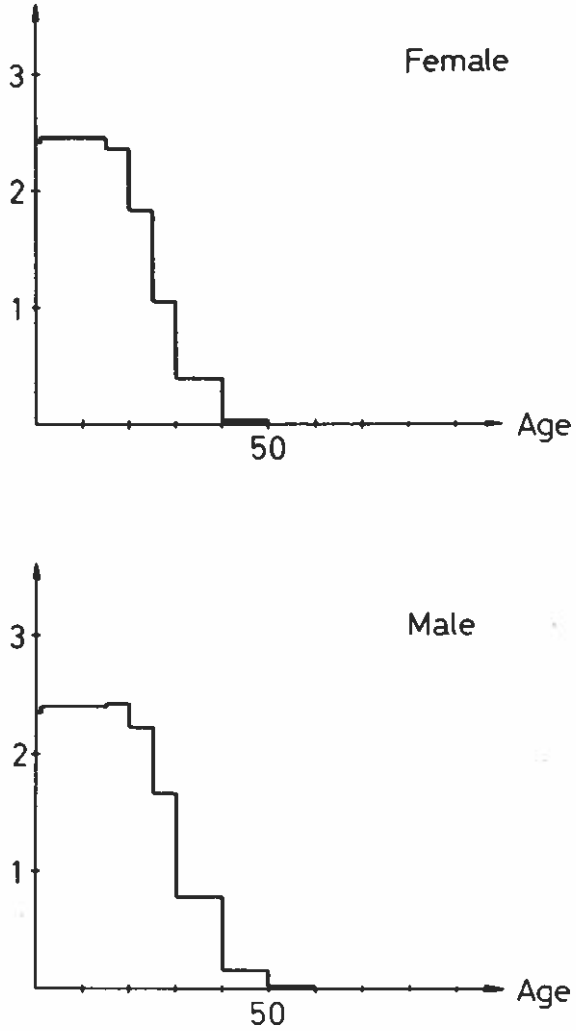
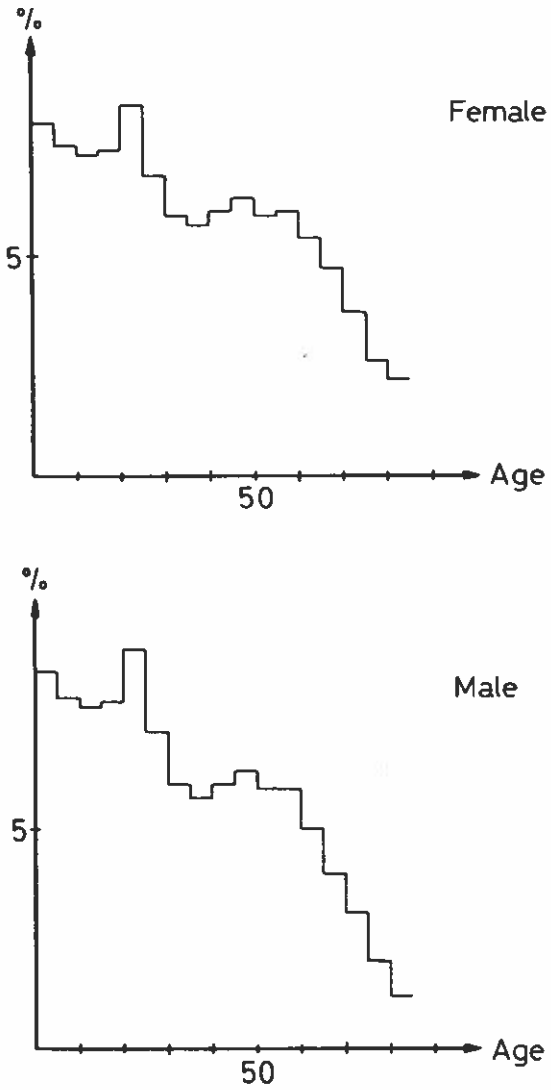



Fig. 2. Expected number of future children as a function of age. Denmark 1957. From E.Hammer-Jacobsen: Genetically significant radiation doses in diagnostic radiologi, 1963.



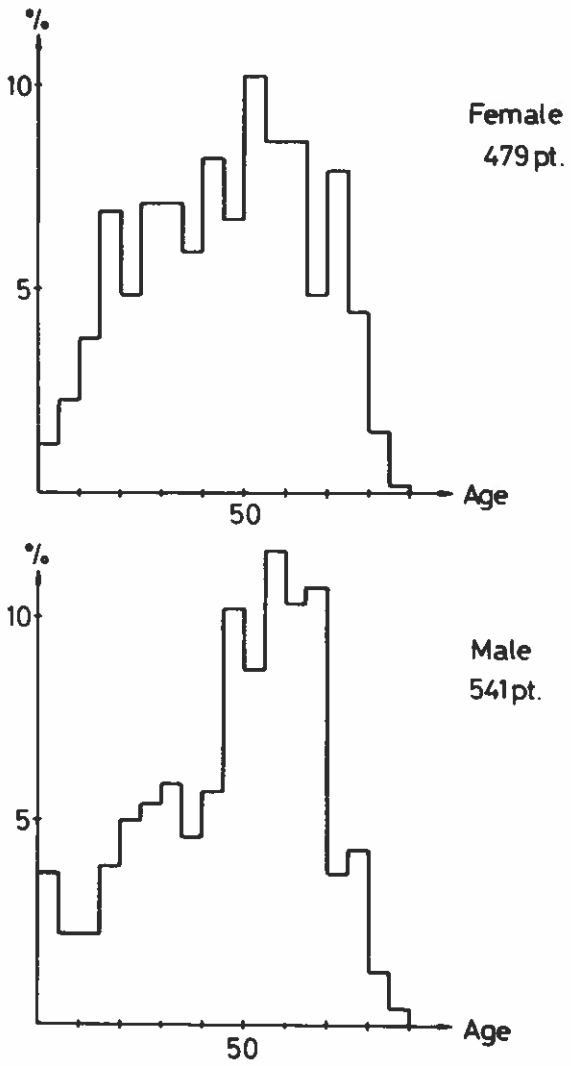




Fig. 3. Age distribution of the Danish population 1969. Fig. 5. Age distribution. Brain scintigraphy, first half of 1971, female and male patients separately.

Ordinate: per cent of population in 5-year groups

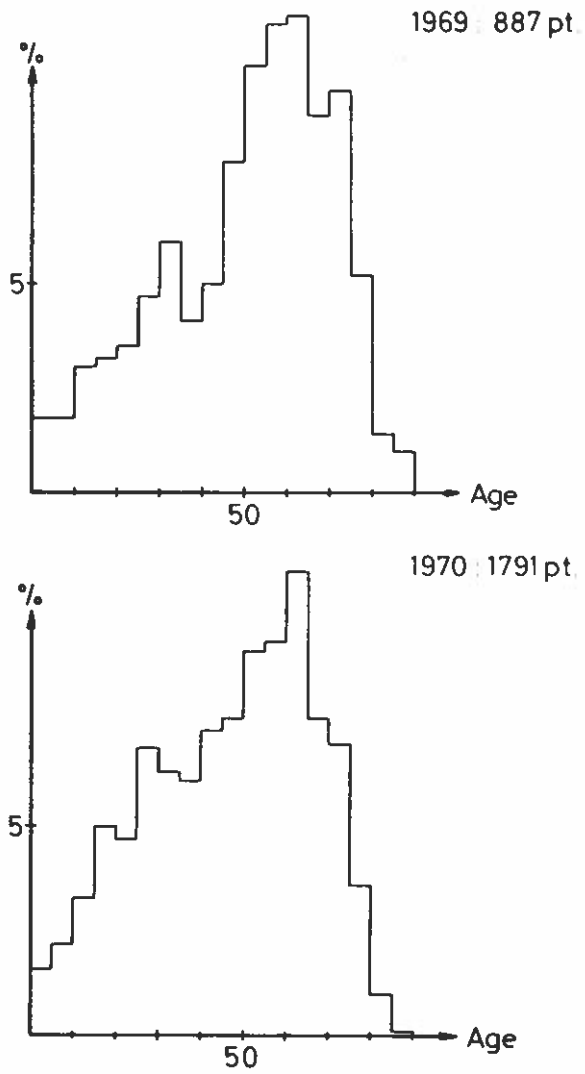



Fig. 4a: Age distribution. Brain scintigraphy. Ordinate: per cent of total in 5-year groups.

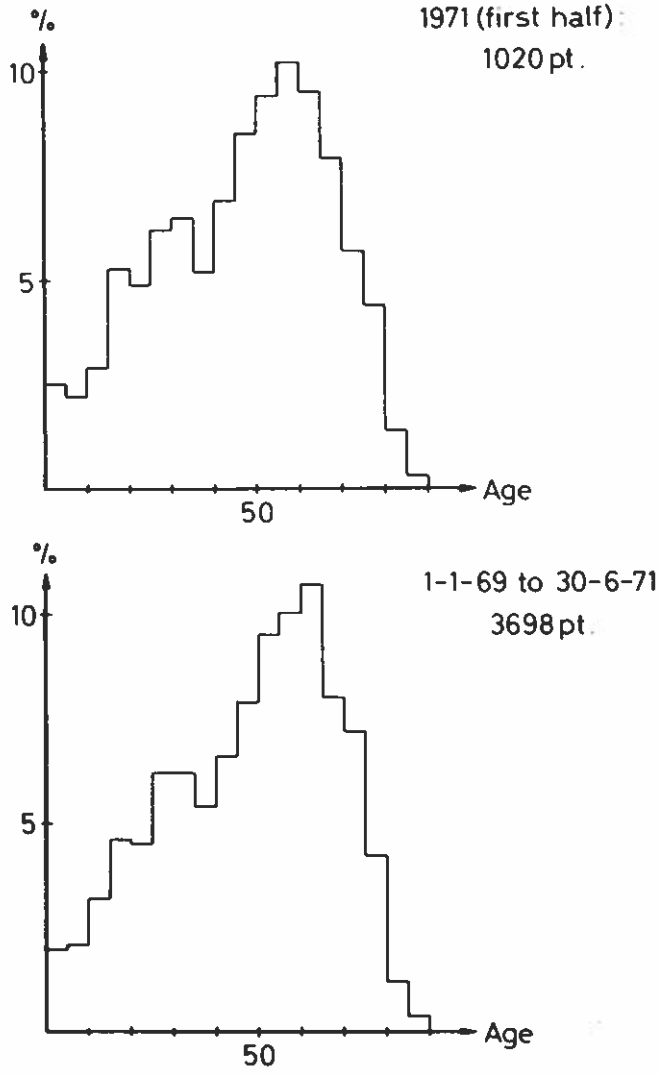



Fig. 4b: Age distribution. Brain scintigraphy. Ordinate: per cent of total in 5-year groups.

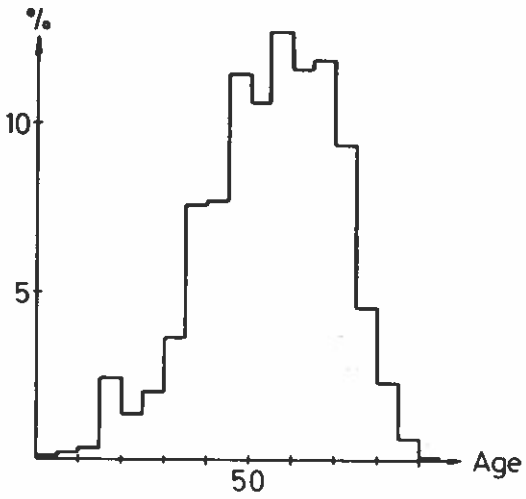



Fig. 6. Renography. 1485 cases.

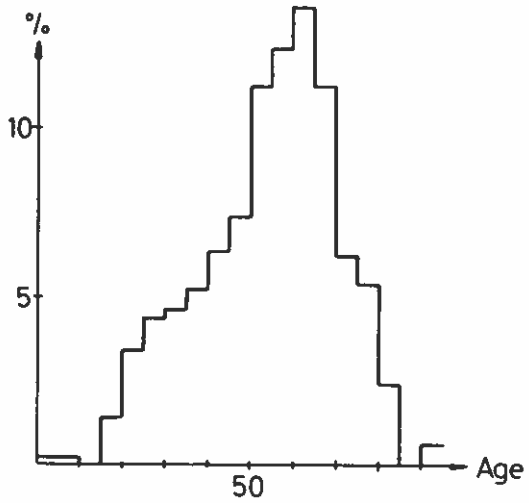



Fig. 7. Thyroid scintigraphy. 5[illegible] cases.

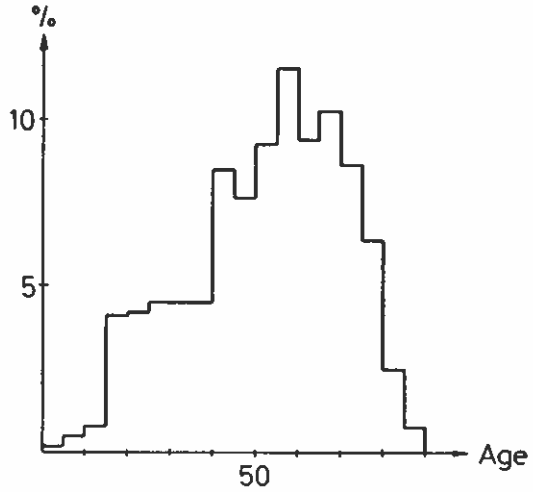



Fig. 8. Thyroid uptake. 977 cases.

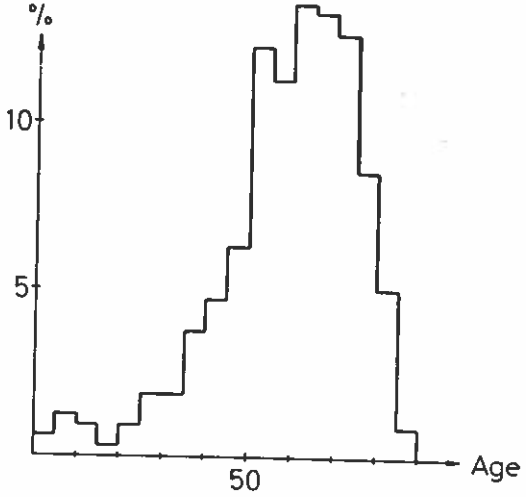



Fig. 9. Liver scintigraphy. 318 cases.

Age distribution. Ordinate: per cent of total in 5-years groups.

# Ultralyd som Alternativ til Røntgen ved Diagnostiske Undersøgelser i Svangerskabet

Jens Bang
Københavns Universitets Arvebiologiske Institut, København

## Abstract

DIAGNOSTIC ULTRASOUND USED AS AN ALTERNATIVE FOR X-RAY EXAMINATION IN PREGNANCY. EXPERIMENTAL WORK ABOUT POSSIBLE TERATOGENIC EFFECTS OF DIAGNOSTIC ULTRASOUND. During the last 10-12 years application of ultrasonics for diagnostic purposes in medicine has been increased especially in obstetrics.

It is possible without the use of X-rays or isotopes but with the help of diagnostic ultrasound to get informations about the position of foetus, the size of the foetus, twins and the location of placenta.

It has been found reasonable in order to obtain qualitative and quantitative evaluation to investigate the teratogenic effects, if any, of ultrasound with frequences equalling those applied for diagnostic purposes in comprehensive animal experiments.

An investigation including a little more than 6500 foetuses of mice exposed to ultrasound of high effect has been carried out. There has been used both continuous and pulsed 2.25 MHz ultrasound in the experiment.

Igennem de sidste lo-12 år har ultralyd vundet stadig stigende anvendelse i medicinsk diagnostik. Dette har ikke mindst været tilfældet indenfor obstetrik, hvor det er muligt ved hjælp af ultralyd uden anvendelse af røntgen eller isotoper at opnå oplysninger om fosterstilling, fosterstørrelse, flerfold svangerskab og placentalokalisation samt registrering af fosterliv ved hjælp af påvisning af fosterhjertebevægelse fra ca. lo. uge. Endvidere kan mola hydatidosa diagnosticeres. Figurerne 1 - 4 illustrerer diagnostiske undersøgelser.

Da vi begyndte at anvende diagnostisk ultralyd på Københavns Amts Sygehus i Gentofte i 1966, var vi selvsagt bekymrede for eventuelle skadelige virkninger, selvom oplysninger fra udlandet meddelte, at der ikke var observeret nogen form for skadelige virkninger.

Fra begyndelsen anvendte vi kun ultralyd efter 12. svangerskabsuge, og samtidig blev et arbejde sat i gang på Arvebiologisk Institut ved Københavns Universitet med henblik på en undersøgelse over eventuelle teratogene virkninger af diagnostisk ultralyd.

På Arvebiologisk Institut var det til meget stor hjælp at dr. Lars Jacobsen velvilligt stillede sin udarbejdede metodik til rådighed. Dr. Jacobsen har som bekendt udført en meget stor undersøgelse af røntgens teratogene virkning på mus.

Indenfor diagnostisk ultralyd anvendes 2 forskellige fysiske principper, nemlig henholdsvis kontinuerlig og pulserende udsendt ultralyd. Det har derfor været nødvendigt at gennemføre 2 forsøgsrækker, en med anvendelse af kontinuerlig ultralyd og en med anvendelse af pulserende ultralyd. Ultralydens intensitet har været varierende fra ganske lave niveauer og til de med forsøgsdyr maximalt anvendelige.

Fig. 5 viser det apparatur, en højfrekvens generator, der måtte opbygges for at frembringe høje kontinuerlige ultralydintensiteter. For at frembringe pulserende ultralyd med høj effekt anvendtes først et modificeret standard ultralydapparat. I diagnostikken anvendes en spidseffekt på ca. 1-2 $W/cm^2$, med det anvendte apparat kunne kun udvikles 7 $W/cm^2$ spidseffekt.

For at opnå højere værdier anvendtes en generator med en hurtig tyrister med extern strømforsyning (fig. 6). Den maximale intensitet blev med dette udstyr 570 W/cm$^2$ i spidseffekt. Der er anvendt en repetitionsfrekvens på 500 Hz og en pulsbredde på 1 $\mu$S.

Det har været nødvendigt at konstruere specielle transducere og fixturer med henblik på at opnå sufficient kobling til forsøgsdyrene og samtidig en effektiv køling af krystalblanketten på de ret høje energiniveauer. Fig. 7 viser transduceren arrangeret i et fixtur, der tillader køling af krystalblankettens frie overflade. Jordnøddeolie ledes ind over krystallets overflade og køler denne samtidig med at denne olie tjener som koblingsmiddel mellem krystal og forsøgsdyr.

Musen er under forsøget placeret på toppen af oliesøjlen og presses let med hånden mod kanten af plexiglasrøret, det er således muligt at sikre musens exacte placering i ultralydfeltet og sikre en bestemt dosering.

Med den hensigt at bestemme energiniveauet og endvidere at opnå en standard reference til de energiniveauer der findes in utero hos kvinder udsat for diagnostisk ultralyd, konstrueredes en miniaturetransducer. Miniaturetransduceren er en 2.25 MHz transducer af bariumtitanat (fig. 8) der måler 6 x 4 x 1 mm. Denne miniaturetransducer er operativt indført i uterus på forsøgsdyrene, mens en 2.25 MHz standardtransducer er anbragt på musens barberede abdomen, der er indgnedet i olie. Standardtransduceren er anvendt som sender og miniaturetransduceren som modtager.

Dæmpningen angivet i dB, varierede fra o - 2 dB med en middeldæmpning på 1 dB. Dæmpningen er endvidere prøvet i det omtalte forsøgsfixtur. Efter forsøg med forskellige koblingsmedier fandtes olie mest egnet.

Ultralyden er appliceret til forsøgsdyrene i organogenesen fra 4.-9. dag i graviditeten. Musene er vejet og kontrolleret dagligt. Den 18. dag i graviditeten er fostrene taget ud, 2 dage før terminen på grund af kannibalisme i stammen. Kuldstørrelse og resorptioner er registreret. Fostre og placentaer er vejet og undersøgt for makroskopiske malformationer.

Der er foretaget farvning med alizarin af skelettet efter exvisceration af fostrene og fostrene er undersøgt under stereomikroskop med henblik på forandringer i ossifikationscentrene (fig. 9). Antallet af dyr udsat for ultralyd, 22oo med kontinuerlig og 35oo ialt med pulserende ultralyd er vist i fig. lo.

Der har ikke været nogen effekt af ultralyd på kuldstørrelse, antal af resorptioner eller foetal vægt. Fig. 11 viser antallet af malformationer i den thoracale del af columna. Der ses nogen øgning i antallet, specielt når ultralyden er appliceret på den 7. dag i graviditeten med maximal effekt.

Fig. 12 viser antallet af døde mødre efter udsættelse af kontinuerlig ultralyd. Også her er der ophobning ved anvendelse af maximal effekt på den 7. graviditetsdag. Denne ophobning betyder, at det ikke er muligt at udelukke, at den effekt, der er fundet på fostrene med den maximale effekt, skyldes en virkning på moderen. Denne virkning er formentlig en varmevirkning.

Ved anvendelse af pulserende ultralyd fandtes overhovedet ingen virkning på ossifikationscentrene. Fig. 13 er en tabel, der viser forholdene i columna thoracalis efter applicering en gang i graviditeten med pulserende ultralyd med maximal effekt. Fig. 14 viser en opgørelse over malformationer i columna thoracalis efter applikation af pulserende ultralyd med højest opnåelig effekt ved applicering en gang daglig i hele graviditeten. Der ses ingen effekt af den pulserende ultralyd.

Fig. 1. Normal pregnancy. The head of the child to the left. On the anterior wall of uterus the placenta is seen.

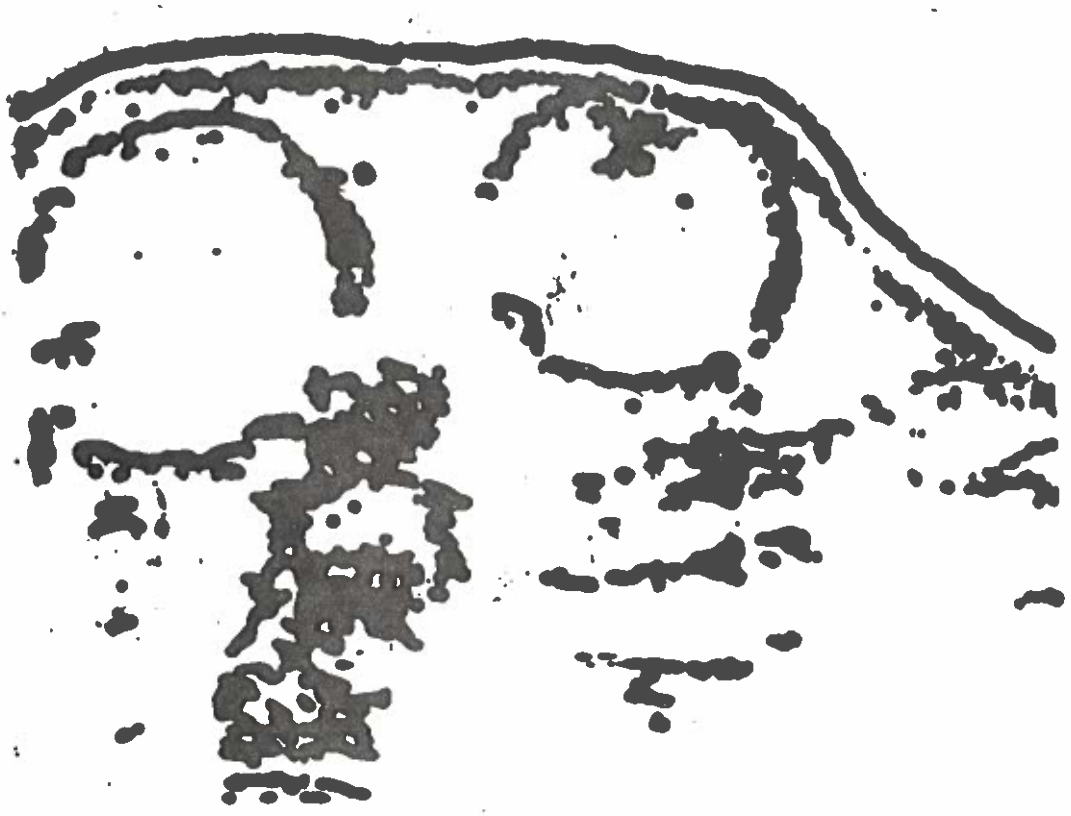


Fig. 2. Twins.

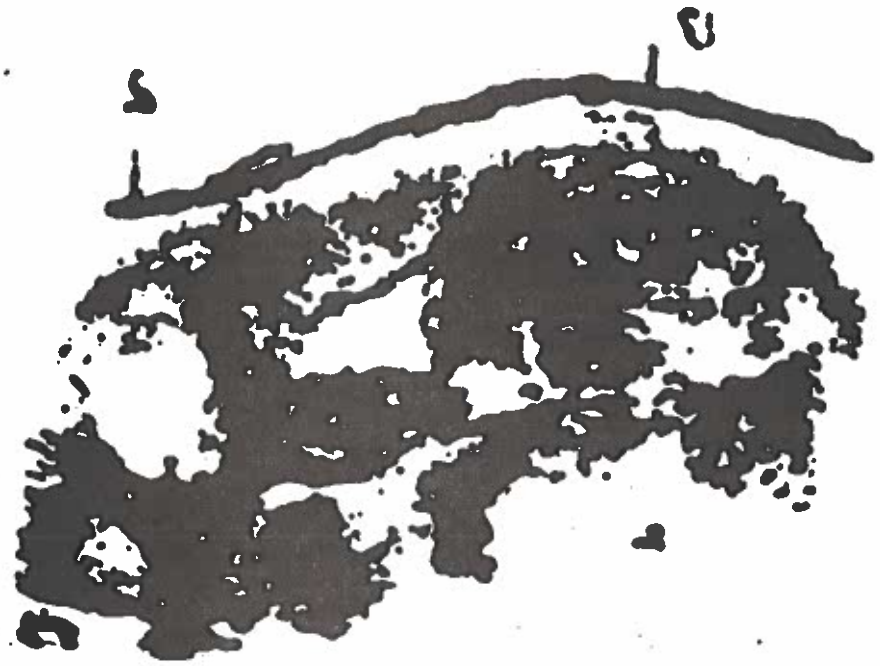


Fig. 3. Placenta praevia.
To the left the urinary bladder. Between the bladder and the amniotic cavity the placenta is seen.

Fig. 4. Mola hydatidosa.

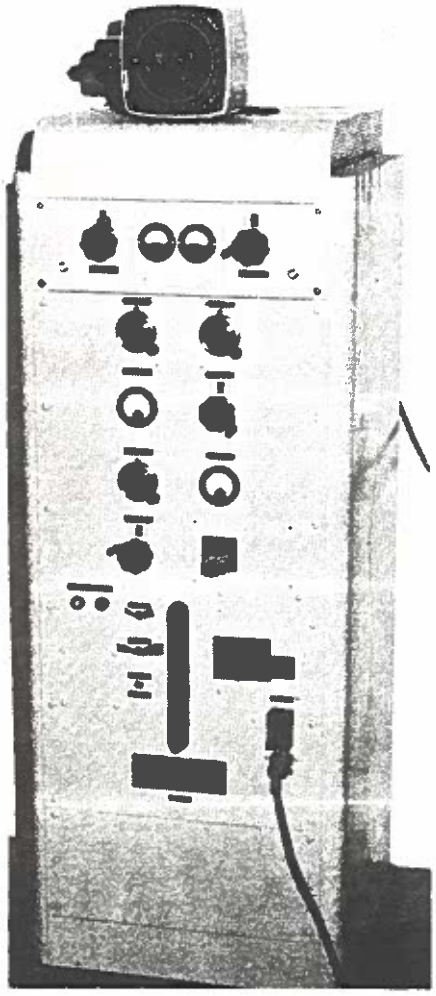


Fig. 5. The high-frequency generator. Modified "High-Frequency Communications Transmitter", manufacture RCA, type ET-4332. The regulation transformer is seen on top of the high-frequency generator.

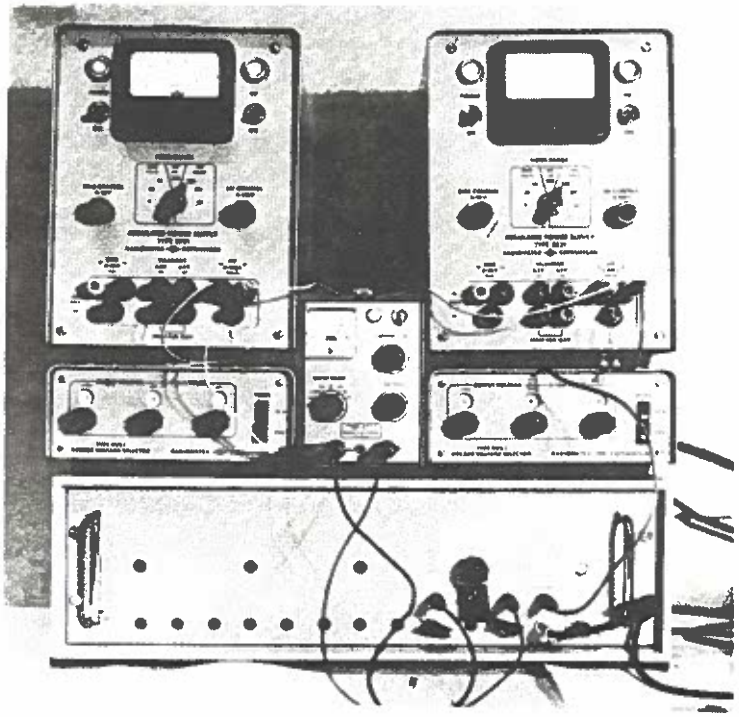


Fig. 6. Equipment for the transmission of pulsed ultrasound of high effect.

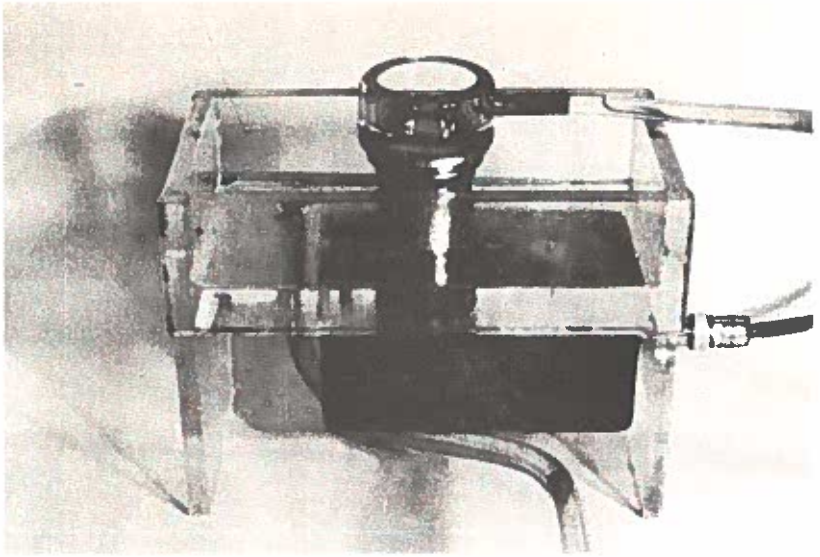


Fig. 7. The transducer placed in fixture thereby permitting that pregnant mice can be placed within the ultrasonic field. Circulating oil is supplied close to the surface of the transducer via a plexiglass tube of a length of 2.5 cm fitted in continuation of the transducer; the outflow runs over the upper edge and into a receptacle.

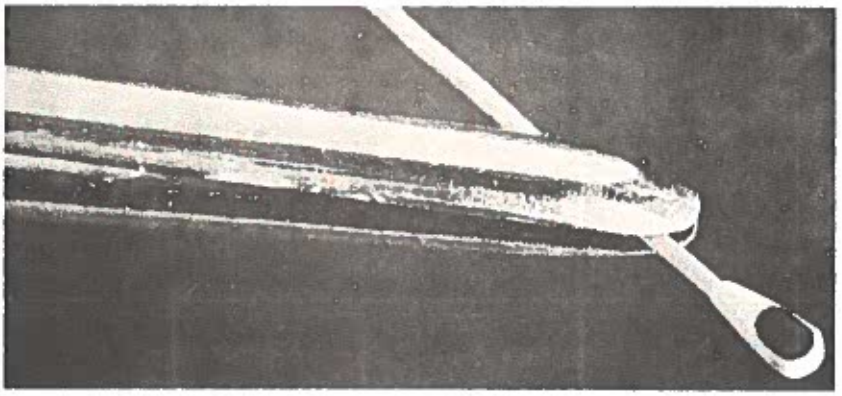


Fig. 8. The miniature transducer is placed on a cable with a diameter of o.75 mm.

Fig. 9. A normal foetus.

| | Mothers | Foetuses |
|---|---|---|
| Continuous ultrasound<br>(0.1 W/cm$^2$ - 4.3 W/cm$^2$ mean effect) | 340 | 2293 |
| Pulsed ultrasound<br>Modified Standard Machine (3.5 W/cm$^2$ - 7.0 W/cm$^2$ peak effect) | 300 | 2161 |
| Pulsed ultrasound<br>High Power Generator (570 W/cm$^2$ peak effect) | 120 | 920 |
| Pulsed ultrasound<br>High Power Generator (570 W/cm$^2$ peak effect)<br>Application daily in the pregnancy | 42 | 274 |

Fig. 10 Number of animals exposed to 2.25 MHz ultrasound

| Application of 2.25 MHz continuous ultrasound | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Application day in the pregnancy | Control group | | Application time 60 seconds with | | | Application time 15 seconds with | |
| | without heating % | with heating % | 0.1 W/cm$^2$ % | 0.5 W/cm$^2$ % | 1.7 W/cm$^2$ % | 1.7 W/cm$^2$ % | 4.3 W/cm$^2$ % |
| 4½ | 3.2 | 0.0 | 6.5 | 0.0 | 2.9 | 1.3 | 47.7 |
| 5½ | | | 1.5 | 2.9 | 2.2 | 0.0 | 4.5 |
| 6½ | | | 8.6 | 3.8 | 7.4 | 0.0 | 10.3 |
| 7½ | 2.9 | 5.7 | 3.2 | 3.9 | 14.5 | 0.0 | 18.2 |
| 8½ | | | 4.9 | 4.9 | 2.8 | 8.0 | 2.5 |
| 9½ | | | 8.8 | 4.5 | 5.7 | 0.0 | 10.9 |

Fig. 11. Malformations in ossification centres in columna thoracalis

| Application of 2.25 MHz continuous ultrasound | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Application day in the pregnancy | Control group | | Application time 60 seconds with | | | Application time 15 seconds with | |
| | without heating | with heating | 0.1 W/ $cm^2$ | 0.5 W/ $cm^2$ | 1.7 W/ $cm^2$ | 1.7 W/ $cm^2$ | 4.3 W/ $cm^2$ |
| 4½ | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| 5½ | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 6½ | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 7½ | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 |
| 8½ | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 9½ | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Fig. 12. The number of experimental animals, who are died during the pregnancy.

Each column in the table represents a group of experimental animals of 10.

The highest mortality is to be seen in the groups which have been exposed to maximum energy levels and furthermore an accumulation where the respite has been of 7½ days in the pregnancy.

| Application of 2.25 MHz pulsed ultrasound. Pulse-repetition-frequency 500 Hz, pulsewidth 1 μ s, rise-time 0.1 μ s. | | |
|---|---|---|
| Application day in the pregnancy | Control group % | 570 W/$cm^2$ peak effect % |
| 4½ | 16.0 | 8.6 |
| 5½ | 8.8 | 23.5 |
| 6½ | 10.5 | 7.8 |
| 7½ | 7.6 | 19.5 |
| 8½ | 4.9 | 23.9 |
| 9½ | 9.7 | 11.1 |

Fig. 13 Malformations in ossification centres in columna thoracalis

| Application of 2.25 MHz pulsed ultrasound. Pulse-repetition-frequency 500 Hz, pulsewidth 1 μ s, rise-time 0.1 μ s. | | |
|---|---|---|
| Application daily in the pregnancy | Absence of one or more ossification centres in columna thoracalis % | Figure-eight shape of one or more ossification centres in columna thoracalis % |
| Control | 14.5 | 1.5 |
| 570 W/$cm^2$ peak effect | 14.0 | 1.4 |

Fig. 14

# Radiation Safety in the Nuclear Power Field - Speculations on Future Needs

Stig O W Bergström

AB Atomenergi
Studsvik

## Abstract

The author presents personal viewpoints on the present situation and future development of radiation control in the nuclear power field. The special areas discussed are personnel education, dosimetry and instrumentation, waste handling, radiation protection norms and fundamental research. The presentation is focussed on conditions in the Nordic countries up to A.D. 2000. The average educational need is estimated to the order of 10 radiation protection officers and 100 reactor operators and similar personnel per year during the three decades considered. Dosimetry for nuclear power plants for formal records is expected to reach 200 000 monthly values at the end of the century. Internal doses should be mainly evaluated by mobile whole body counters, of which there will be a need of 2 to 4 units at the end of the period. A cheap and reliable dose warner for external doses up to 2 rem is suggested to be a valuable addition to the otherwise fairly satisfactory instrument market. More radiation protection built into layouts and component designs is advocated. Waste handling philosophies should be coordinated in the Nordic countries and a wider international circle, with an emphasis on retaining the freedom of choosing alternative methods for still some decades.

It is questioned, whether the international radiation protection norms should not give a more satisfactory result, if one accepted the complication of dose rate differentiation. The new population dose limits are expected to require an intensified research on environmental radioactivity transport mechanisms and the effects of low doses at low dose rates upon large populations.

Contents

Abstract

1. Operational versus accidental conditions
2. Personnel
3. Dosimetry
4. Miscellaneous equipment
5. Waste handling
6. Norms
7. Fundamental research
8. Conclusion
9. Acknowledgements
10. References

This presentation is meant to be nothing but the author´s personal and quite fragmentary viewpoints on the present situation and needs for future developments in radiation safety as related to nuclear power. It would be surprising if others should not have quite different ideas at least on the details of what is said. If so, by stimulating a discussion an introductory paper like this will have filled one of its main purposes.

## 1. Operational versus accidental conditions

The demands on equipment and methods are decidedly different under operational and accidental conditions. Each subheading below will therefore be discussed from both these respective viewpoints. Operational conditions is then here in general supposed to include all situations, when the plant does not have to be shut down due to actual or presumed radiation risks to personnel or environment. A clear - cut logical definition is, however, very difficult to make, as a certain damage to the reactor primary system may be fatal to members of the crew or cause very large economic losses and still not be accompanied by significant releases to the environment. On the other hand one could envisage malfunctions in certain protective systems - noble gas decay systems, iodine filters, liquid waste control systems - where at least the formal limits for releases to the environment are exceeded, but the personnel is not extraordinarily exposed.

## 2. Personnel

The amount of personnel used for radiation control differs quite a lot both between reactor types, and above all, between countries. One may expect that two different trends will compete in the future. One is the generally increased awareness of the necessity to protect people´s health and safety at work that we experience at present, and which we hopefully can expect to grow further in the future. The other is the general trend to cut down personnel costs, that certainly will gain importance in all advanced technical applications.

Recently, Dade W Moeller /1/, tried to summarize the U.S. needs for trained health physicists in the coming decades. His basic figures for the number of professional health physicists, as an average 1.5 per power plant, agrees well with the practice that is developing in Sweden. This figure may be reduced though, when we get stations with 4 - 8 units late this century. Additional to these professionals, there will be a need for the schooling in radiation safety of personnel for reactor and waste plant operation and for industrial hygiene. Moeller quotes figures between 10 and 15 "reactor operators" per unit. If taken to include all three categories above, it can probably be applied also for Nordic conditions. Due to shorter working weeks, more shift groups may be needed in the future and the higher figure, 15, mainly operational personnel, seems more likely than the lower. One also has to allow for the turnover rate in the field. This is difficult, but let us assume that alternatively 5 and 10 % per year of all categories leave their profession. Figure 1 illustrates the needs of the Nordic countries for personnel educated in radiation safety from 1975 to 2000, calculated on the basis of the above assumptions. The countries together are assumed to need twice as much personnel as Sweden alone. The accuracy of the calculations does not warrant any detailed analysis, so that no critical compilation of Nordic nuclear power predictions has been made. The estimates try to account for nuclear power plants, fuel fabrication, manufacturing industry, reprocessing plants, materials testing and emergency organization.

For comparison it may be mentioned that Moeller for USA predicts 1980 needs of twice to three times as many medical physicists (nuclear medicine, roentgen diagnostics etc) as reactor health physicists, seven times as many nuclear medical technicians as reactor operators. Another type of comparison could be made with the target for occupational health efforts in Sweden set up in a fairly recent official study /2/. This target may be summarized as the provision for further 1300 industrial doctors, 2000 industrial nurses and 2600 industrial hygienists. This corresponds to about 2 such specialists per 1000 employees; one single reactor unit may need just above 50 employees.

What kind of education should one provide for the different categories? In Sweden the practice has been to combine responsibilities for radiation safety with those for conventional industrial hygiene, waste handling, chemical analyses etc. This seems to be a practical and efficient arrangement, needing very convincing arguments to motivate a change. A complete education for a radiation safety specialist therefore should include both classical radiation protection and conventional industrial hygiene. The basic education and practical experience should provide a detailed technical knowledge of reactor systems, components and operation, of analytical methods and electronic equipment in use. The man in charge of radiation safety at a nuclear power plant will thus be an extremely diversified specialist. This type of education seems best to be covered by the type of courses provided by e.g. the Nordic School of Public Health in Gothenburg or the National Institute of Occupational Health in Stockholm where students with an earlier degree and a solid practical training are given a specialist training over periods of a month to a year.

As to personnel for emergency actions, it is the author´s opinion that no special resources for this purpose should be kept at each station. The necessarily low frequency of such actions, the need for large scale practice drills and for cooperation over the large areas which may be involved in extreme cases, all speak for extensive coordination within each country and even over national borders. It is felt that the radiation protection authorities and the national research stations here have important roles to play, but that plans should be made, which include all other available specialist resources at e.g. universities and nuclear power plants. The main emphasis should be placed upon the creation of emergency crews able to reach any accident site in a couple of hours. Their main task would be to determine the distribution of radioactivity released to the environment, but also to offer assistance to the plant personnel in their efforts to limit the effects of the accident on-site.

## 3. Dosimetry

The kind of exposures one has to monitor are normally external whole body doses, possibly also hand and arm doses. Further, internal doses from inhaled corrosion products and fission product halogens may occur. External doses may be due to gamma, beta and neutron radiation. It is unlikely, even with plutonium fuel for thermal reactors, that specific alpha radiation risks should occur. Risks from alfa emitters are thus controlled if those from the beta emitters are. When fast breeders are introduced, the need for special alpha monitoring may have to be reevaluated. A similar problem which should be investigated is whether operational neutron doses ever could dominate over gamma doses at power reactors.

The accuracy needed in operational dosimetry is not very high, in the order of ±20 %, but systematic overestimates of the doses obtained must be avoided as they may lead to costly substitution of supposedly overexposed specialist workers. The choice between dosimeter systems will, with the type of norms applied at present, otherwise be dominated by their economical characteristics. The dosimeter itself, its distribution, evaluation and recording give the main costs for a dosimetry service of the type producing data for the files of authorities and employers. Without going into the respective advantages of films, TLD or phosphate glass system, a few viewpoints of possible future importance shall be given. With monthly recording periods, the number of dosimeters processed in the Nordic countries for the nuclear power sector would be increasing from around 50 000 in 1975 to maybe 200 000 per year at the turn of the century. This is not something to build a big business upon unless new dosimeter types are introduced with regular intervals. If the authorities accept that each plant handles its own dosimetry a possible development trend could lead to automatic reading - evaluation - recording devices, checked by centrally administrated calibration dosimeter series. It must be observed, however, that the "formal" monthly dosimetry has to have a dose range up to above 1000 rem whereas the lower limit may be as high as 50 mrem without causing trouble in a monthly reporting system.

This is quite different from the type of dosimeters, read at intervals of the order of hours or fractions thereof, which are used in the surveillance of personnel working in high dose rate areas. The latter type may for its main purpose - direct surveillance - have a range from about 50 to 2000 mrem, and should not fade significantly over 24 hours. If these should also be used for formal and accident dosimetry, their upper range limit must be raised by a factor 1000, and with daily recordings their lower limit should not be above a couple of mrem. A complete integration of the dosimetry for these different purposes does therefore not look especially promising.

Internal doses for power plant personnel will in the future most conveniently be evaluated by whole body measurements /3/. Actually, only uranium-238, plutonium-239 and tritium of the nuclides or nuclide mixtures, that are likely to occur in nuclear power plants are better monitored by urine sampling. One single mobile whole body counter could serve up to 40 reactor units with quarterly, 15 units with monthly measurements of their entire crews. As the number of units per power station increase each mobile counter may be utilized more efficiently through reduction in necessary transportation time, but towards the end of the century a couple of mobile counter groups each with two counters may be needed for the Nordic countries together.

For accidental exposures the personnel will be monitored by the same dosimeters as worn under normal conditions. Dosimetry for people in the environment will be based upon calculations utilizing information on released amounts and their nuclide composition. It is possible that stationary dosimeters in the environment will provide the best data on releases with unknown source geometry - diffuse leakages, steam line ruptures etc - but also when the normal equipment installed for the monitoring of airborne releases is impossible to use on account of high background radiation or contamination of detectors or sampling units.

## 4. Miscellaneous equipment

As with equipment for dosimetry, other radiation control equipment should utilize the knowledge of the spectrum of hazards that reasonably could be expected. The present situation as to available survey instruments is fairly satisfactory what concerns their capability of measuring radiation types and dose rate levels of interest. Future development should be directed towards more standardized universally useful instruments at lower prices and in smaller sizes. An increasing fraction of all measurements will be made by non-specialists. All instruments should therefore be designed for easier handling and reading, faults should be self-indicating to avoid dangerous mistakes. Normal dose rates may vary from less than one mrem up to some rem per hour, extraordinary dose rates being a factor of 1000 higher. This large span would speak for digital presentation with a very clear indication when the instrument operates in the emergency range.

A much needed innovation is a dose warner for external radiation, preferrably with two different alarm levels possible to be set, the first in the range 10 to 100 mrem the second in the range 100 to 2000 mrem. The instrument should be pocket sized, not cost more than U.S. $ 200 and its alarm signals should be easily observed even in environments with high noise levels. Faults should preferably be indicated by triggering the high alarm level.

For air monitoring one should like to see a high volume (0.01 - 0.1 $m^3/s$) combined sampler - meter, easily portable and able to detect down to percents of a permissible annual intake in a 1 $m^3$ sample.

A field that probably would benefit from more attention is that of layout and component design in power reactor stations. At present quite large doses are obtained during maintenance, repair and replacement of components. As was said above, it may be very costly to exceed quarterly or annually permissible doses with the consequent requirement to keep trained personnel in reserve for substitution. When experience has been collected from the first generation full-size reactors under 5 to 10 years one may expect more

stringent demands from the operators that even very infrequent operations should be possible to perform without getting dose sums of several rems (manrems).

Equipment needs for accident situations are difficult to specify on account of the wide spectrum one must cover. The needs inside the plant are also quite different from those outside it. More work should be spent on analysis of the least unlikely accidents and how they may be met. A piece of equipment that would be very useful in the evaluation of large accidental releases to the environment, is a mobile automatic gamma analyzer which in combination with a computer, from the gamma spectrum of deposited noble gas daughters and iodines, and the spectrum change with time, would calculate the noble gas to iodine ratio of the release, and the time when fission stopped. In combination with stationary dose meters giving the total release in e.g. MeV($\gamma$)Ci, one would obtain a detailed picture of the released radioactivity at a very early stage after the accident. It has been pointed out /4/ to the author that a mobile whole body counter also would be a very valuable instrument in case of a reactor accident, both for measurements on persons, samples and background radiation.

## 5. Waste handling

We experience at present an increased pressure from the authorities, from international organizations and from public opinion to reduce all kinds of waste releases, even below what in all probability are completely safe levels. Waste handling at nuclear plants therefore must be given increased attention especially what concerns the long-time planning for final disposal. The author wants to emphasize that he does not believe in waste policies based upon the hope that there always will be some other country available, willing to take care of one´s own waste production. It is not only a feeling of what is fair that motivates this standpoint, but also a conviction that unnecessary transports of irradiated fuel and high level wastes should be avoided both from hazards and cost considerations. A common Nordic planning in this field will be of the greatest im-

portance both for the creation of a united attitude towards a wider international coordination, and for avoiding friction between our countries.

In connection with waste handling problems the author should like to mention an old idea. For coastal power sites a ship-borne low and medium level waste handling plant should offer many advantages. On a ship shielding of tanks for evaporated liquid residues, spent ion exchange resins and active scrapped components can be provided with water which is cheap and practical from handling viewpoints. The ship could either be equipped with evaporators and waste furnaces or transport the unprocessed wastes to a central plant for processing and long-time storage.

As to so-called ultimate disposal methods the opinion is offered that we for some time still should avoid non-reversible processes. Ocean dumping of wastes is one such process that has proven unsuccessful at least as to public relations. Injection in salt formations (when available) seems to be another process difficult to reverse /5/. Long-time storage in tanks or as ceramic materials under surveillance offer the possibility of repeated processing and choice of new disposal methods or even utilization of the waste products in the future. This flexibility can be obtained without undue hazards, and if the stored products are still considered as waste after one or half a century, this seems to be a short delay in the disposal of products that need thousands of centuries to decay.

As to wastes produced in accidents, these are similar to the operational ones. They are however produced and required to be taken care of at short notice. To be prepared for this one mainly needs well analyzed, preferably also tested, methods for the decontamination and decommissioning of systems or entire plants, for the transport, intermediate and long-time storage of the waste products. No investment in stand-by equipment should be necessary at individual power stations. It may be wise to keep some special equipment in central storage for each country to have it immediately available, but most of what is needed could on short notice, and with no or minor changes be bought or leased from firms handling building and construction equipment.

## 6. Norms

All our planning and behaviour in radiological work are governed by the norms for permissible doses, which we apply. It is of the utmost importance that these norms are considered, not only safe enough by the radiation protection authorities, but also, by employers and employees, as reasonably well in line with other protective norms applied in our society. The radiological norms have been based on an attempted compromise between risk and benefit, the risk supposed to be linearly dependent on the dose. Other hygienic norms up to now usually have been based upon a threshold concept - below a certain exposure level no adverse effects are assumed to occur, thus no benefit has to be required to permit subthreshold exposures. This creates problems when money has to be allocated for protective measures either against radiation or against other hazardous agents, or when one has to choose between processes giving alternatively permissible but measurable radiation doses, or subthreshold doses of other agents. To assume a linear relationship between dose and risk independent of the dose rate is not necessarily a safe or over-safe attitude. Many agents are beneficial at low doses and dose rates, indifferent at intermediate levels and increasingly hazardous at higher levels. Dose rate is then often more important than dose in determining the risk. It is not the intention to claim here that there exists a precise analogy in this respect for radiation effects, only to point out the absence of evidence for very low doses and dose rates, and the possibility that the fundamental assumptions we use result in an increased instead of a reduced total risk to man from technical applications. We cannot afford to treat radiation risks and protection against them as isolated from the rest of our environmental hygiene problems.

The quarterly permissible whole body dose of 3000 mrem may during periodic fuel change and maintenance operations govern how the power plant personnel can be utilized. A continuous reevaluation of the norms is therefore desirable and if one e.g. could be allowed to neglect doses acquired at dose rates below a certain level (per

month, hour or second), this might be of great importance. In this way we would also encourage a design trend towards lower normal occupational dose rates in the power plants, which also would give returns in the form of reduced accidental exposures. Such new types of norms would require new types of dosimetry systems, which however, in no way seem to be unfeasible.

For fertile women a dose rate dependent dosimetry system seems to be indicated already with present norms /6/. Female workers in nuclear plants are quite unusual at present, and if the dose distribution trends and the norms are not changed, this field is unlikely to establish full equality between the sexes. Even for other types of radiological work it is doubtful, if one with annual doses in the order of a few rems ever can obtain such low probabilities for acute doses of 1 rem or thereabout, that the protection of fertile women will be consistent with the very high safety standard characteristic for the rest of the field. Another group of personnel which may cause problems are people hired from outside organizations to do special inspection, service or repair work in active areas. A more adequate system for recording and reporting their doses would make it possible to use such specialists more efficiently as radiological workers.

As to norms for people outside the plants, those for critical groups in the vicinity of a plant will probably entirely lose their significance, if the population dose limits, as recently formulated in Sweden and the USA, are generally accepted. The release arrangements necessary from accident considerations combined with the population dose limits for operational releases will lower the critical group exposures by orders of magnitude as compared with e.g. the 500 mrem per year permissible value. The greater the number of nuclear plants become, the more evenly will the environmental doses have to be distributed, so that nobody is likely to get more than a few mrems per year from the operation of such plants.

Norms for accidental releases are inherently controversial concepts. The design values used in connection with design basis accident studies are therefore likely to disappear, and be substituted with risk-benefit analyses of the total risk to the environment from the whole spectrum of more or less improbable accidents. The difficulty to make such analyses must not prevent us from attempting to perform them and to improve our knowledge of the necessary background information. In this connection a requirement from the licensing authorities for rapid and open reporting of malfunctions and mistakes in the operation of power plants would be of great value.

## 7. Fundamental research

From what has been said above it may be concluded where future research for the benefit of radiation control in the nuclear field is needed. As to equipment and in-plant radiation control, a normal commercial development and applied research should be sufficient. Also here however, there is room for new methods and innovations aimed at saving man-power and producing necessary information more rapidly and conveniently.

The main efforts, though, should be directed towards waste handling and storage and the determination of environmental doses from the activity we release or are unable to prove that we have not released. The type of radiobiological information we base our present norms upon, is mainly of a negative kind i.e. if we conform to the norms, we know that the biological effects will not exceed certain levels. It is unlikely that epidemiological studies ever can be run under sufficiently controlled conditions and on sufficiently large populations that they tell us anything about the effects of exposures in the dose and dose rate levels representative of radiological occupations, not to speak of those expected outside the plants. To the author it therefore seems indicated that radiobiological research instead should be directed towards the fundamental mechanisms of radiation injury and repair.

The new population dose limits also will require more extensive calculations of environmental dose distributions from air and food-chain borne activity. For this we have to improve our knowledge of long range atmospheric and hydrospheric transport in terrestrial and aquatic food chains. With the low relative global release rates in the 1970 and 1980 decades, there is still ample time for such research. On the other hand, biological processes are quite variable and ecological situations may be slow in reaching anything similar to a steady state, so that no time should be lost unnecessarily in planning and initiating such research.

Information needed for the analysis of accident effects in the site environment and for planning environmental actions against large accidents, is available to such an extent as the risk should motivate. Additional knowledge of the dispersion and deposition mechanisms for atmospheric releases, especially at low release heights, would, however, be valuable. Another large field for research not considered to be inside the scope of this paper, concerns the probability for and consequences of very large accidents to the primary reactor systems, especially if all protective arrangements should fail so that a large portion of the core melts and remains uncooled.

## 8. Conclusion

In general one may conclude that the state of the art for radiation control in the nuclear power field is satisfactory as to the safety standard, but that the price at which this standard is bought may be unnecessarily high. The latter is especially true if one compares with what our countries consider they can afford for safety in other fields. A closer coordination of protection against radiation with that against other risks is therefore urgently needed. This can hardly be performed on a purely national basis, not even through cooperation between the Nordic countries, but requires a change in attitude internationally. That such a change will come sooner or later seems unavoidable, as the necessary background knowledge increases in other sectors of the

hygienic sciences. The pressure from public opinion is an important factor also here, as the fear of an approaching crisis in mankind´s general environmental situation is rapidly growing.

When all environmental hazards are treated on a common basis, radiation protection as a special profession in the industry should disappear. Until then one of the biggest tasks for these specialists would be to spread the methods and working philosophy of radiation safety to other fields of industrial hygiene. That this may be of great value may be illustrated by e.g. the results in AB Atomenergi. We have during over 20 years of operation had no accident or absence from work caused by radiation. During the years 1960 - 70 in Studsvik we have lost as an average about 0.2 days of absence per manyear from conventional accidents. Our conventional industrial hygiene effort has yet been above-normal, the average number of lost days per annual worker in the Swedish industry being 4 to 5, or more than 20 times as high, and only one branch (finance and insurance) out of more than 40 having a better safety record /7/. Another part of the picture is that we have spent 5 to 10 times as much money to protect ourselves against radiation as against other hazards. Exactly how much more is difficult to say as protective measures against radiation simultaneously reduce other hazards.

Rolf Sievert said at several instances during the 60´s that he thought the ICRP norms then had reached their restrictive maximum, and that the time probably would come for judicious relaxations. We have seen nothing of that yet, but the author´s belief is that the authorities and the radiobiologists shall not eternally be able to lead their present comfortable life in the protection of linearity and no-dose-rate-dependency. The increasing demand upon our environment will also result in demands for the elimination of unreasonable safety margins that formally prevent us to use a certain technique, or such that force us to pay unnecessary money, without gaining additional protection. The fact that life might become more complicated is no very good argument against dose-rate differentiated norms or against a priority order for different types of exposures. In the first case one could always have the option of applying the most stringent norms

instead of specifying the dose rate at which the dose was acquired. As to creating an order of priority between risks of different types and from different sources this is constantly being required from authorities. The situation can hardly be more complicated because we only have to cope with one single type of hazardous agent in this case. From Figure 2 - where approximate, genetically significant population doses and dose rates are shown - it may even be concluded that some sort of priority order already does exist. Why else would we accept an unrestricted choice of building materials, and accept 5 times higher medical diagnostic doses at several orders of magnitude higher dose rates, than environmental doses from all nuclear power AD 2000. Finally, as the author thus feels convinced that there is a need for it, he has overcome his shyness and in Figure 3 presented an alternative norm design. Nothing has been left to national authorities and international specialist organizations but minor details like providing the axes and parametric curves with absolute values.

## 9. Acknowledgement

Without trying to distribute the responsibility for the shortcomings of this paper, the author wants to express his gratitude for valuable comments from and discussions with Dr Lars Carlbom, Studsvik, Mr Bertil Mandahl, OKG and Mr Thor Wahlberg, Studsvik.

/UH

## 10. References


1. MOELLER, D W,
Meeting radiological health manpower needs. A summary ...
Annual meeting of the American Public Health Association, Houston, Texas, on October 26, 1970.
HPS Newsletter. 1971:May, p. 19.

2. Företagshälsovård. Betänkande avgivet av Företagshälsovårds-utredningen. Socialdepartementet, Stockholm.
SOU 1968:44.

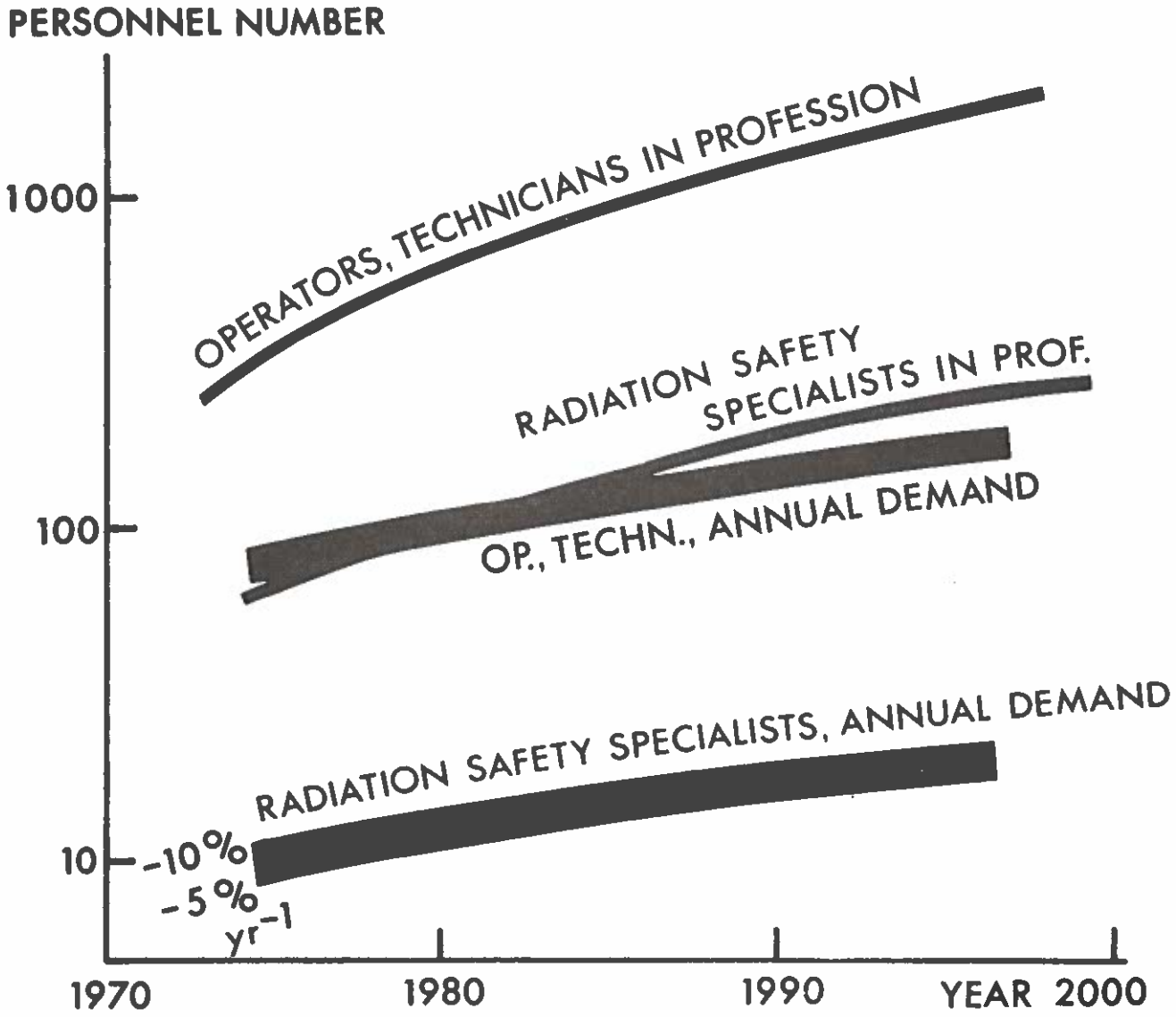
3. DEVELL, L, VENNER L and MANDAHL, B,
Monitoring for internal contamination of nuclear energy personnel.
Nordic radiation protection conference 1. Stockholm, 6 - 9 Febr. 1966. Ed. by K Lidén and E Lindgren. Stockholm 1966. (Acta Radiologica Supplementum 254, p. 111.).

4. MANDAHL, B,
Personal communication (August, 1971).

5. LEWIS, R S,
The radioactive salt mine. June 1971.
Bulletin of the Atomic Scientists, 27(1971):6, p.27.

6. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Adopted Sept. 17, 1965). Pergamon, Oxford 1966. (ICRP Publ. 9, § 62-64).

7. Farligaste jobben.
Ny Teknik. 1971:3, p.22 (Veckans diagram).




PERSONNEL WITH EDUCATION IN RADIATION SAFETY IN THE NUCLEAR ENERGY FIELD

FIG 1

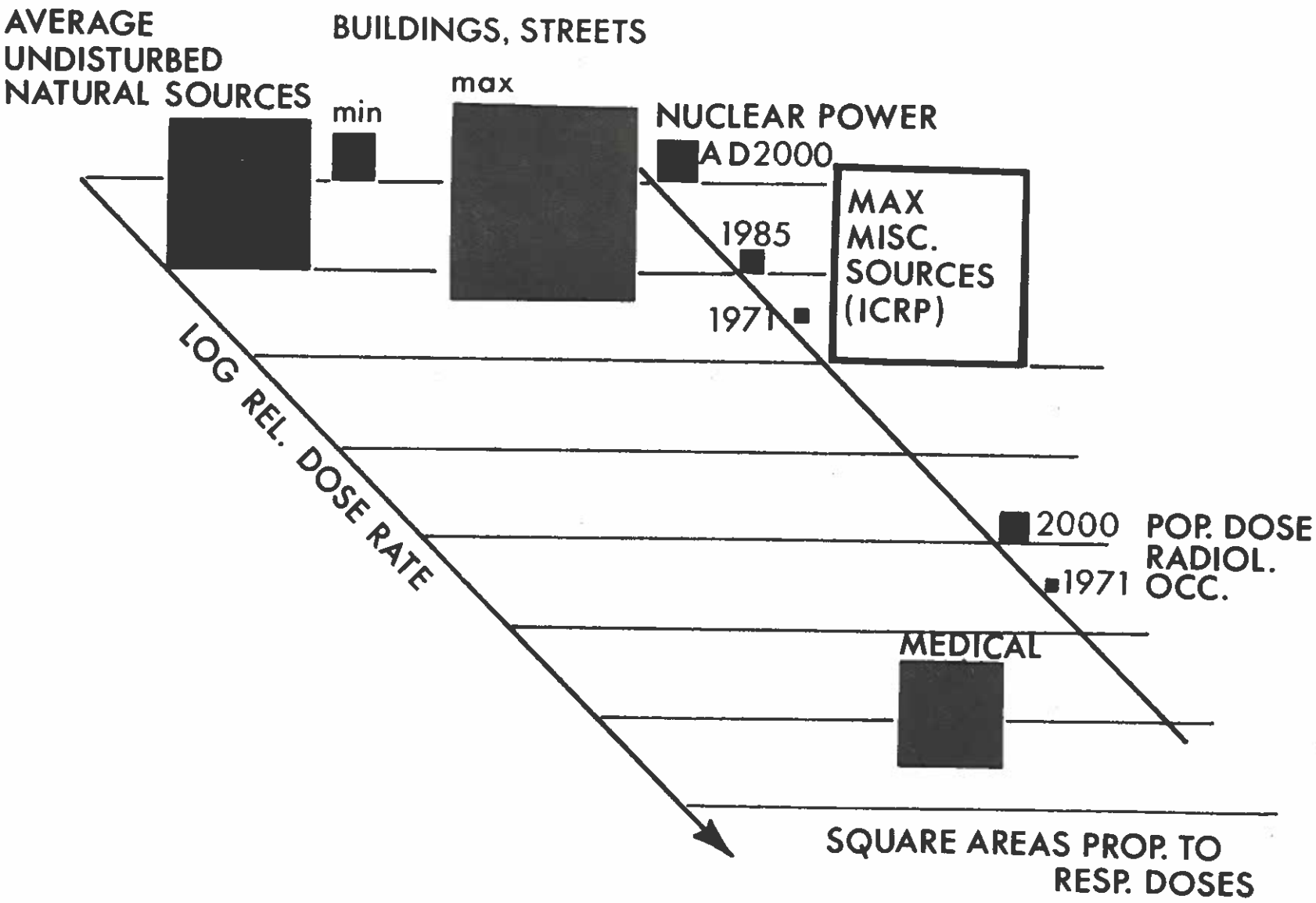



FIG 2

GENETICALLY SIGNIFICANT POPULATION DOSES NORDIC COUNTRIES

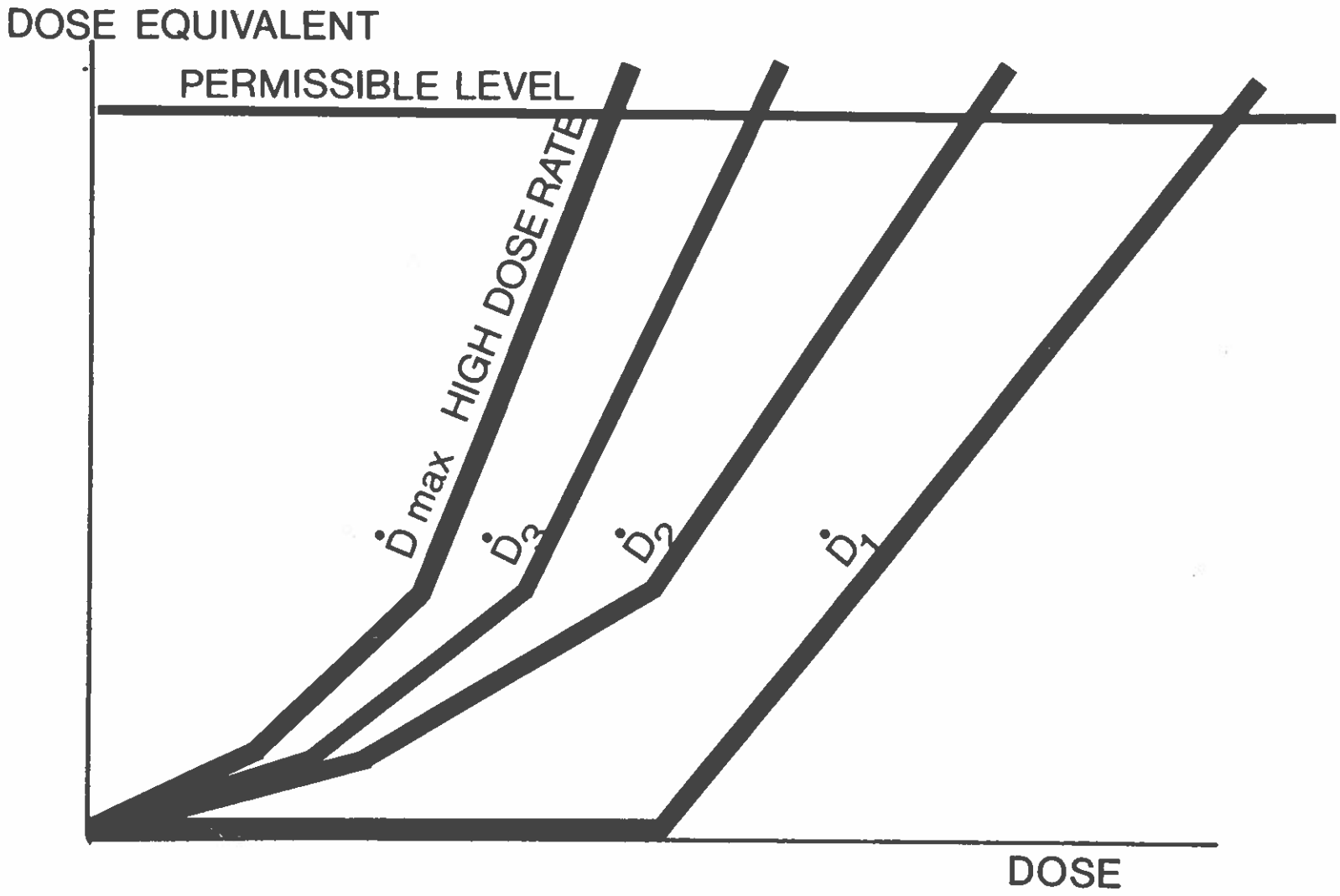



FIG 3

DOSE RATE DIFFERENTIATED NORM CURVES
(TWO OR MORE MAY BE USED)

# Kraftreaktorproblemer. Biologiske og Arbeidshygieniske Synspunkter.

Per Oftedal
Institute for General Genetics, University of Oslo, Norway

## Abstract

ATOMIC POWER REACTORS. BIOLOGICAL AND OCCUPATIONAL HYGIENE ASPECTS. Against the background of the reduced maximum permissible doses now instituted by various responsible health authorities, the following points are discussed:

1. The complexities of weighting economic and biological aspects of radiation hygiene in the dose region in question (fig. 1). Because the trough of the curve is flat, it is clearly a political question where the limits should be set. In order to establish a sound basis for a political decision, it is important that the arguments of the "power promoting" and the "power controlling" agencies should be carried independently up to the level of political decisions and responsibility.

2. The quantification of benefits and disadvantages have been carried further in the atomic power field than in most other activities in society (other industries, transport, hospitals, etc.). Also the investment per life saved appears to be higher in the atomic power industry than in most other activities. The need for similar quantifications in other fields (e.g. food additives) is discussed, and the advantages of seeking to adapt the radiation MPD to other noxes in terms of rad-equivalents is stressed.

Som vi alle har hørt, er det skjedd en reel senkning i de aksepterte verdier for tillatelige utslipp fra atomanlegg. Det snakkes ikke lenger om de fem rad pr. generasjon, men om en ganske skarp budsjetering under hensyntagen til alle mulige strålekilder, og til den antatte utvikling av reaktorutbyggningen.

Bakgrunnen for senkningen av tillatelige utslipp er altså ikke noen radikal endring i synet på de biologiske virkninger av joniserende stråling, selvom det nok har vært en tendens i retning av, at virkninger ved lavere doser sees som viktige.

Dels er dette et resultat av den fiolosofi som benyttes - altså av linearitetsprinsippet for dose-effekt forholdet, og at den risiko individet utsettes for skal være akseptabel for den enkelte, og samfunnet. Jeg skal ikke her gå igjennom diskusjonen av dose-effekt forholdet, og om linearitet virkelig er den mest konservative filosofi. Nærvær av følsomme celler eller cellestadier kan føre til at interpolasjoner mellom en normal "spontan" verdi og en eksperimental verdi funnet etter høye doser gir for lave estimater, fordi de følsomme elementer elimineres fra materialet ved de høye belastninger. Faktisk er disse forhold i alle fall ivaretatt ved ICRP's reduksjon av dosen ved overgang fra yrkeseksponerte individer til populasjoner, selv om argumentasjonen ikke går spesifikt på cellestadier, men er knyttet til befolkningens antatte heterogeneitet generelt.

Dels er imidlertid senkningen av MPD sikkert også et resultat av det økende erfaringsmateriale som tyder på at små doser har målbare virkninger, og at virkningene er noe større enn det har vært regnet med hittil. Dette gjelder både somatiske virkninger - først og fremst carcinogene virkninger - og genetiske virkninger. Carcinogenese - leukemi, skjoldbruskkjertelkreft, og andre kreftformer - ligger etter de nåværende estimater på på kanskje 15o x $10^{-6}$ pr. rad for barn og 1oo x $10^{-6}$ for voksne. Trass i de store fremskritt som er gjort med hensyn til forståelsen av strålingens virkninger i molekylære termer, er det

fremdeles ingen samlende teoretisk tolkning av den mutagene prosess i pattedyr, eller av den carcinogene. Fordi vi ikke har et tilstrekkelig teoretisk underlag, er vi avskåret fra å foreta en reell projektiv analyse av den belastning som en økning av strålingen medfører. Vi er henvist til interpoleringer basert på ganske sporadiske observasjoner hos mennesker, og til ganske generelt funderte parallelføringer mellom dyr i eksperiment og mennesker. Hvor relevante de eksperimentelle forhold er til det virkelige livet er det iblandt vanskelig å ha noen formening om. Nylig har Lüning og Searle laget en sammenstilling av ulike publiserte data fra mus, og gjort beregninger over doblingsdosen for fem ulike genetiske test-systemer. Resultatet er bemerkelsesverdig på flere måter. For det første ved at doblingsdosene ligger lavt - fra 16 til 51 R for fem ulike systemer. Dette er i underkant av de tidligere estimater, og gir en antydning om at det også for de genetiske effekter gjør seg gjeldende den samme tendens som er nevnt for cancer, nemlig mot en senkning av de doser som kan ansees som effektive. For det annet er det bemerkelsesverdig at disse doblings-dose-estimatene er så ens - for temmelig ulike genetiske effekter.

En kommer til å undres om dette skyldes en ensartethet i våre eksperimentelle opplegg, eller om doblingsdosen for mutasjoner er en slags biologisk konstant. Det første er jo en foruroligende tanke - som allikevel ikke er ny. Einstein sa noe om at det er teorien bak eksperimentet som bestemmer hva som kan oppdages. Det annet alternativ minner om Tamplin og Gofman's mest kritiserte synspunkt, nemlig at doblingsdosen for de ulike cancere er konstant.

Vender vi så tilbake til den mere generelle strålehygiene, er det et karakteristisk trekk at det må forutsettes en ganske omhyggelig budsjettering av den tillatelige strålingsbelastning for forskjellige kilder.

Denne budsjettering mellom strålekilder og i tid finner nok gjenklang hos de generelt ansvarlige helsemyndigheter, som fungerer på en meget bred sektor, der stråling utgjør bare en del av belastningen.

I den avgjørelsesprosess som finner sted, vil det iblandt komme til motsetninger - for ikke å si konflikter - mellom helsemyndigheter og energiprodusenter. Dette har ihvertfall delvis sin forklaring i at helsemyndigheterne nærmer seg problemene fra den ene kant - reaktorteknikerne fra den annen.

Filosofien som ligger bak argumentene kan også være ulik. Det kan formuleres to utgangsprinsipper som kan kalles henholdsvis liberalistisk - og restriktiv: Alt som ikke er påvist skadelig er tillatt, alternativt: intet er tillatt som ikke er bevist uskadelig.

Derfor - så lenge skader kan påvises er alle enige, det er ingen konflikt, men når skader - konkrete virkninger - ikke kan fastlegges, må beslutningene tas ut fra en filosofi. Vi befinder oss på en trau-formet kurve, som er resultanten av - på høyre hånd - de påviselige skader (som faller av mot venstre), og mot Y-aksen - kurven som beskriver vanskerne ved å senke belastningen (den stiger mot venstre). Dette er en resultantkurve med kompleks sammensetning, og innebærer at uavhengige myndigheter ser på problemene ut fra ulike verdinormer, og da ser problemene ofte meget ulike ut. **(Fig.1)**

Reaktorkonstruktøren er nok også interessert i strålingsbeskyttelse og i å undgå havarier, og den kontrollerende helsemyndighet kan vel ha stor innsikt og forståelse for de tekniske spørsmål og energiforhold, men ut fra ulike referanserammer tar billedet seg allikevel ulikt ut.

Det kan synes tungvint med to uavhengige myndigheter, men jeg tror det er et riktig prinsipp. Det foreligger noe nær en komplementaritet mellom de to ansvarsområder <u>på dette nivå</u>. De <u>skal</u> derfor holdes adskilt, og forenes først på et høyere plan hvor en annen ansvarsfordeling gjør seg gjeldende. Stort sett vil de avgjørelser som da treffes skje ut fra en annen type avveininger. Det kan berettiges ved at vi befinner oss på kurvetrauets flate bunn, og problemet er en avveining mellom to nullverdier. Dette innebærer at faglige argumenter ballanserer, eller er virkningsløse. Jeg håper ingen vil misforstå meg når jeg sier at slikt valg mellom to nuller er en politisk oppgave - politikk her tatt i videste forstand.

En av vanskelighetene ved en slik avveining er selvsagt å finne en felles verdiskala. I Pohls lærebok i fysikk står det noe om at man ikke kan summere ølflasker og flaggermus, og dette er selvsagt en dyp sannhet, hvor således - ifølge Niels Bohr - det motsatte kan sies å være like sant.

Den Hedgran - Lindellske tankegang som nå synes å vinne terreng - å uttrykke totalbelastningen fra kraftverk i manrad, og å sette et nivå for belastningen på den totale befolkning - byr på en mulighet for å gi en slags økonomisk målestokk i saken.

Ifølge de samme herrer er en manrad verd omtrent et par hundre dollar. Hvis vi fører denne tanke et skritt videre, og antar at den totale cancersum er av størrelsesorden loo x $lo^{-6}$ pr. manrad, finner vi altså at et cancertilfelle koster - eller er verd - 2 millioner dollar. Jeg vil ikke si at dette er en høy pris å betale for ett liv - jeg ville f.eks. gjerne betale det for mitt eget - men som beregningsgrunnlag i andre samfunnsmessige sammenheng - trafikksikkerhetsforanstaltninger, legetetthet, hospitalutbyggning, eldreomsorg, osv. - synes summen å ligge ihvertfall en (muligens to) størrelsesordner for høyt.

Forsåvidt stemmer dette med det inntrykk en har og de utsagn som ofte høres vedrørende reaktorindustrien: det er en lite risikofylt industri og en virksomhet med høy sikkerhetsstandard. Dette vet vi er riktig på en måte, på en annen ikke. Vi vet jo at en trålfisker, eller en bygningsarbeider, alltid vet at det å undgå en ulykke er for en stor del opp til ham selv, og han regner vel også med dette rent generelt - at ulykken skal ramme den mindre dyktige, som jo aldri er en selv.

For en strålingsarbeider foreligger det på den annen side en forhøyet risiko for cancer og leukemi. Hvis han befinner seg i et miljø hvor han belastes med la oss si 1 rad pr. år - dvs. 2o% av MPD - vil hans leukemisannsynlighet i løpet av noen år stige til omtrent det dobbelte av det som gjelder ellers i befolkningen, uansett hans egen dyktighet eller aktsomhet. Dette er fremdeles en meget lav risiko - dessuten kan selvsagt diskuteres i hvilken utstrekning en liniær dose-effekt kurve er applikabel, men slik

er nå ICRP's forutsetninger og tankegang - og den er altså akseptabel for samfunnet og individet. Arbeidere i et strålingsmiljø skal - ifølge ILO-konvensjonen - ha risikomomentene ved sitt arbeid klarlagt for seg. Forhåpentlig kan alle arbeidsledere i denne forsamling nikke samstemmende og med god samvittighet. (I parentes bemerket har vi her igjen et eksempel på at saken tar seg ulikt ut om man nærmer seg nedenfra - en fordobling av risiko - eller ovenfra - bare en femte ordens risiko).

På dette punkt er det imidlertid en annen og såvidt jeg kan forstå meget viktig forskjell sett fra hygienikeres synspunkt.

De MPD som ansees som tillatelige - enten det fjelder de 5 rad pr. år til en yrkeseksponert, eller de 167 manrad pr. år (eller den ene manrad pr. MW år) til befolkningen som helhet - innebærer altså et visst risikomoment. Dette er et prinsipp som er relativt sjeldent innen hygienisk arbeid. Man kan tillate en viss risiko for sideeffekter f.eks. ved polio- eller koppevaksinering, men her må en tro at fordelene er så overveldende at valget ikke volder problemer, og dessuten er det samme type skader - polio mot polio, kopper mot kopper - som skal avveies, slik at problemet ikke har noen dimensjonskonflikt.

Med strålingsbelastning er saken anderledes. Dette er en avveiing mellom energibehov - dvs. velstand, vesterlandsk fremskritt, ting-kultur - og helsetilstand. Selv om en skaffer seg en fellesnevner f.eks. i form av dollar pr. mannrad, er avveiningen allikevel prinsipielt ganske enestående. Innenfor yrkeshygiene forøvrig er det uvegerlig et moment av fritt valg - av det som kan kalles administrativ sikkerhet - og av terskelverdi/ikkelinearitet. Hvis støvnivået bringes ned under en viss verdi har man ikke lenger silikose.

Mer relevant er sammenligningen med næringsmiddelhygienen - f.eks. nærvær av carcinogener i næringsmidler. Her er prinsippet at nivået skal holdes så lavt at <u>ingen</u> risiko foreligger.
For potente carcinogener - som f.eks. aflatoxiner - betyr dette at det tillatelige nivå er bestemt av den analysemtodikk som

til enhver tid er tilgjengelig. I Danmark medfører dette at hvis det kan påvises aflatoxiner i en konsentrasjon av 5oo p.p.b. sendes peanøttene i retur - importtillatelse blir ikke gitt.

Men etterhvert som analysemetodene forbedres og de kliniske erfaringer utvides kommer en uvegerlig opp mot konflikt-situasjoner hvor motstridende hensyn må avveies. En slik konflikt ser ut til å foreligge med hensyn til nitrat-nitritttilsetning til matvarer. Disse stoffene later til å være de beste agens for å hindre utvikling av toxiner fra visse anaerobe bakterier i kjøttvarer, men de danner sammen med sekundære aminer under visse forhold nitrosaminer som er sterkt carcinogene. Hvis det viser seg nødvendig å beholde nitritt som mattilsetning av hensyn til botulisme, må en akseptere den carcinogene virkning. En minimalisering av summen av de to virkninger - og at man ser dette i sammenheng med andre risici - krever at det foreligger en felles skala for de ulike dose-effekt kurver.

Slike kvantitative estimater vil jeg tro refereres lettest til en "røntgen-ekvivalent skala", på samme måte som Ehrenberg, Eriksson og Lindgren har gjort for den mutagene virkning av visse kjemikalier (etylenoxyd) som det er yrkesbelastning av innen plastindustrien.

Vi har beveget oss noe bort fra kraftreaktorproblemer, men det står for meg som om strålehygienen står i en særstilling ved at den har akseptert et risikomoment, og gitt kvantitative uttrykk for hvor stor dette er. På den annen side virker det som de kvantitative rammer som nå er i ferd med å fastlegges for den fremtidige utvikling innen atomenergiindustrien kan tjene som modeller også i andre sammenheng.

Avveiningen av de ulike hensyn er - som jeg var inne på tidligere - i bunn og grunn politiske avgjørelser. De bør treffes - og vil sikkert bli truffet - av organer med ansvar også utenfor strålehygienen. Det skal bli spennende å se i hvilken utstrekning de fem rad pr. individ pr. generasjon vil kunne disponeres - på fornuftig måte, f.eks. ved 1 mannrad pr. MWår - utelukkende for reaktorindustrien, eller om et mer generelt forurensnings-

eller skal vi si sivilisasjonsbelastningsbudsjett vil utvikles for å dekke alle aspekter av carcinogen, teratogen og mutagen belastning, hvor stråling har en kanskje relativt beskjeden andel.

Sikkert er det at kraftreaktorene representerer en belastningskilde som det vil være mulig å innpasse under de "tak" vi idag må sette for befolkningens samlede strålingsbelastning.

Like sikkert er det at strålehygienen vil kunne fortsette å gi vesentlige bidrag til den kvantitative analyse av de mange og forskjelligartede noxer vårt moderne samfunn velsigner oss med.

Aug. 1971

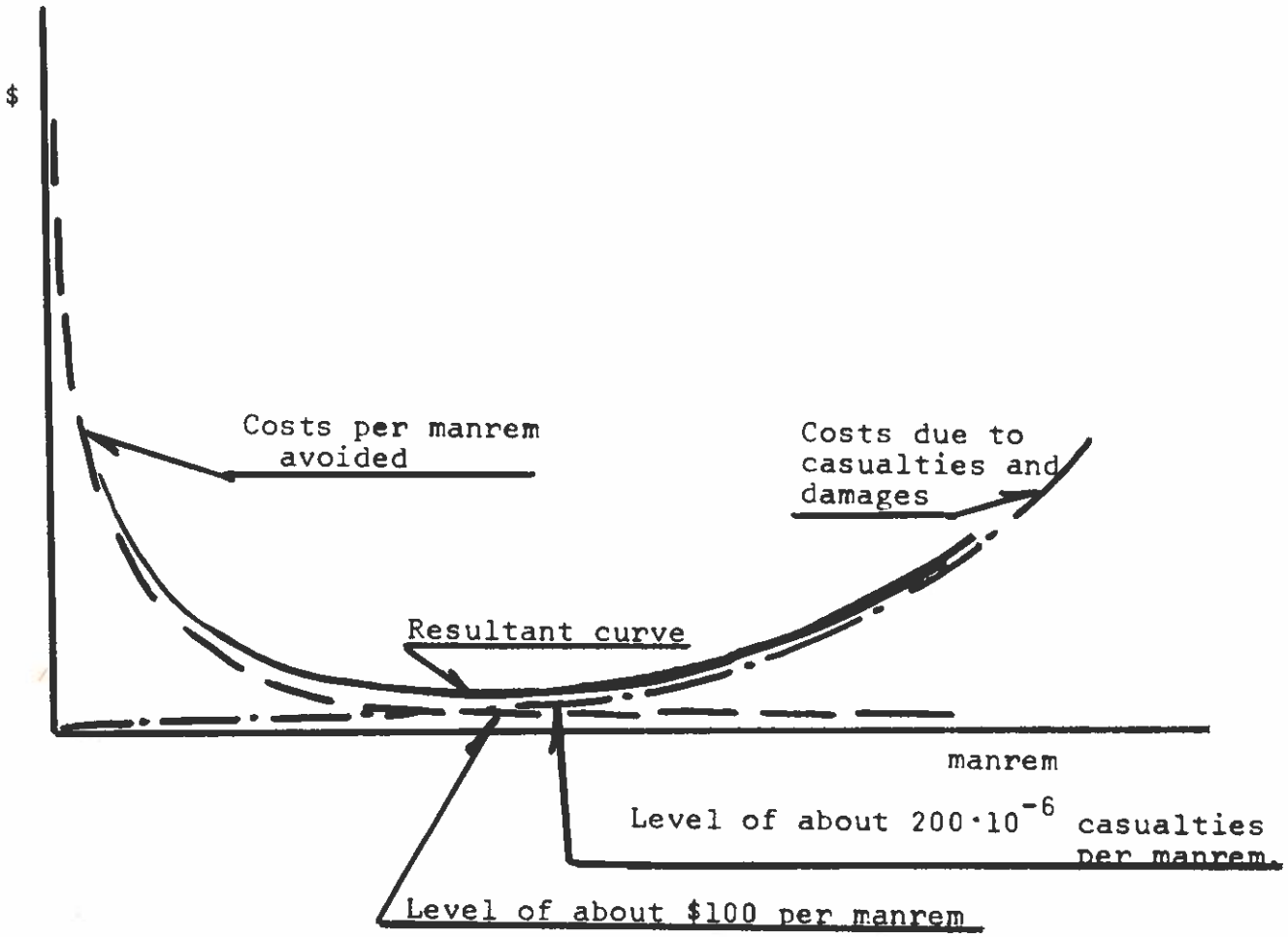



Fig.1. A qualitative plot of the relation between damage, manrem avoided, and costs.

# Synpunkter på Normer för Begränsningen av Aktivitetsutsläpp från Kärnkraftverk

Arne Hedgran[1] och Bo Lindell[2]

[1] Delegationen för atomenergifrågor, Stockholm
[2] Statens strålskyddsinstitut, Stockholm

## Abstract

SOME VIEWS ON THE LIMITATION OF RELEASES OF RADIOACTIVE MATERIAL FROM NUCLEAR POWER STATIONS

The limitation of the amount of radioactive material that is permitted to be released from a nuclear power plant is based upon assessments of the resulting doses to the critical group of individuals and to the whole population. In addition, the ICRP recommendation that "all doses be kept as low as is readily achievable ..." must be interpreted in terms of releases. The use of two relatively new concepts, the dose commitment and the PQR-cost, is discussed in relation to the release limitations. It is suggested that the population dose from a nuclear power plant should not exceed 1 manrem per MWyear(el) for the whole power cycle. Environmental monitoring will not suffice in the control of such low exposures; in addition to the direct control of the release, radioecological research programs must be initiated to check the basic assumptions on the relationships between radiation doses and released activities.

Sverige, liksom de flesta, kanske alla, länder tillämpar regler och förordningar för strålskydd som grundar sig på de rekommendationer som ges av den internationella strålskyddskommissionen, ICRP. De grundläggande rekommendationerna finns publicerade i ICRP Publication 9, som publicerades 1966. Vi skall här redogöra för den svenska tolkningen av dessa rekommendationer när det gäller tillämpningen för att avgöra vilka mängder av radioaktiva ämnen som kan tillåtas bli utsläppta från kärnkraftverk. Vår tolkning är på intet sätt auktoriserad av ICRP och det är endast vår personliga övertygelse som säger att den är helt i överensstämmelse med ICRP:s intentioner. Det bör också tilläggas att det mellan de nordiska ländernas strålskyddsmyndigheter pågår diskussioner om hur internationella strålskyddsrekommendationer lämpligast bör anpassas efter våra länders speciella krav och behov. Dessa diskussioner är ännu inte avslutade.

Den mest kända och sedan länge tillämpade normen för begränsning av aktivitetsutsläppet från reaktoranläggningar är ICRP:s rekommendation att ingen individ, med undantag för personer i radiologiskt arbete, skall få högre stråldoser än 0,5 rem per år, oberäknat doser från naturliga strålkällor och den medicinska användningen av strålning på patienter. Ett annat välkänt uttalande av ICRP är att den genetiska populationsdosen inte skall få överstiga 5 rem per generation.

Mindre beaktad är kanske ICRP:s primära rekommendation att "all doses be kept as low as is readily achievable, economic and social considerations taken into account". Det är en svår rekommendation eftersom den inte ger någon kvantitativ ledning utan lämnar tolkningen åt de nationella myndigheter som formulerar regler och föreskrifter. Vi har tidigare själva, bl.a. i Brighton förra året, fört fram synpunkten att varje åtgärd som leder till en bestrålning medför vad vi har kallat en PQR-kostnad, liksom att varje strålskyddsåtgärd som innebär en eliminering av ett visst antal manrem har ett visst PQR-värde. Såväl PQR-kostnaden som PQR-värdet kan beräknas om man antar att samhället är villigt att betala en viss summa pengar per manrem för att eliminera små stråldoser. Vi har uppskattat den summan till ca. 200 dollar per manrem såsom strålskyddsverksamheten för närvarande bedrivs,

och det finns tecken som tyder på att detta, med tanke på vår uppfattning om strålriskerna, inte står alltför mycket i diskrepans till de skyddsåtgärder samhället har råd att bekosta på en del andra områden (även om vi måste vara medvetna om att det finns många områden som är eftersatta). Avsikten med detta synsätt var dock inte i första hand att relatera strålskyddsansträngningarna till vad som görs på andra områden - och självfallet inte att dämpa ambitionerna - utan en strävan att få verksamheten inriktad så att den ger bästa möjliga resultat.

Med utgångspunkt i de tre grundreglerna: ingen onödig bestrålning (PQR-mässigt), en dosgräns för den mest utsatta individen samt en dosgräns för hela populationen kan man formulera mer detaljerade bestämmelser. Det är den formuleringen som under de senaste åren har börjat beakta en del synpunkter som inte spelade stor roll då antalet reaktorer var litet, men som kan bli av stor betydelse i framtiden om vi får många och stora kärnkraftverk.

En iögonfallande förändring gäller principerna för utsläppskontroll. Enligt äldre principer lade man stor vikt på mätningar i vatten och luft i omgivningen kring en reaktor. Man har nu fått allt större förståelse att detta, som möjligen kan vara motiverat i en statisk situation där miljöföroreningen är i balans med utsläppen, inte ger särskilt meningsfylld information i ett transient förlopp där de uppmätta koncentrationerna i regel inte står i något enkelt förhållande till de stråldoser utsläppen på sikt kommer att förorsaka. Därför övergår man till att låta den primära kontrollen gälla utsläppen som sådana. För att också kunna ta hänsyn till att en del radioaktiva ämnen är långlivade och kommer att ge upphov till en viss långsiktig ackumulering av aktivitet i miljön, har man infört begreppet "dose commitment" som avser den totala stråldos som ett visst aktivitetsutsläpp kommer att ge upphov till, oavsett om dosen avges under kort tid eller fördelad över en lång följd av år efter utsläppet.

Man kan visa att den "dose commitment" som blir följden av ett års utsläpp av radioaktiva ämnen är numerärt lika stor som den årliga stråldosen i en jämviktssituation när det årliga utsläppet har fortgått oförändrat under en lång följd av år. Om man vill att den årliga stråldosen även i den jämviktssituationen, när ackumuleringen av långlivade ämnen har gjort sig fullt gällande, skall understiga de dosgränser man vill tillämpa, måste man alltså se till att den "dose commitment" som följer av ett års utsläpp också

från början är numerärt mindre än dosgränsen. Om man skulle förbise detta och endast se till att årsdosen i inledningsfasen ligger under dosgränsen kan man efter en tid komma att finna att årsdoserna blir allt högre på grund av ackumulering av långlivade ämnen och man har då de första åren dragit för höga växlar på framtiden.

Nästa steg i planeringen är att se till att inte överlappningen av dosbidrag från många olika strålkällor på sikt kommer att ställa till besvärligheter och leda till att dosgränserna överskrids trots att man har sett till att varje strålkälla för sig uppfyller ICRP:s villkor.

När det gäller den individuella dosen har praxis varit att man identifierar de nuklider eller substanser som genom sin dominans i utsläppet eller sina fysikaliska egenskaper (halveringstid, strålenergi, upptag i människokroppen via livsmedel, etc.) kan väntas vara mest betydelsefulla; man söker därefter den viktigaste transportvägen till människan och söker slutligen identifiera den kritiska gruppen, dvs. de personer som på grund av uppehållsort, ålder, levnadsvanor etc. kan väntas få de högsta stråldoserna till följd av reaktordriften. Enligt tidigare praxis utgick man därefter från ICRP:s dosgräns 0,5 rem per år och beräknade vilka utsläpp som skulle ge personer i den kritiska gruppen den stråldosen. Dessa utsläpp angavs vara de högsta tillåtna. De låg i regel långt över de utsläpp som verkligen förekom och genom att man i antagandena om kritiska transportvägar i regel var pessimistisk, kom de verkliga stråldoserna att ligga långt under den avsedda dosgränsen.

En anledning till denna lyckosamma diskrepans var också att ehuru strålskyddsmyndigheten primärt var intresserad av en begränsning av den verkligen förekommande stråldosen, så var reaktorkonstruktörerna angelägna om att bygga in en konstruktiv säkerhetsmarginal så att de kunde vara helt säkra på att anläggningen skulle kunna drivas väsentligt under tillåtna värden. Det kunde dock ha funnits en risk att man på sikt, med större erfarenhet, börjat minska denna marginal och verkligen försökt "utnyttja" den tillåtna stråldosen.

Dels genom att i vilket fall de svenska kärnkraftstationerna planerar för ett relativt stort antal aggregat vid varje station, upp mot 6-8 på lång sikt, och dels genom att antalet stationer i slutet av 1900-talet väntas bli relativt stort, kanske upp mot ett 50-tal, finns det en potentiell risk

för överlagring av stråldoser, givetvis från de olika aggregaten vid samma verk, men också mellan olika verk. Därtill kommer den ökade spridningen av radioaktiva consumer products och andra strålkällor som kan leda till en allmän höjning av strålmiljön. Det är därför uppenbart att man inte på sikt bör planera utsläpp så att stråldosen till individen i den kritiska gruppen blir 0,5 rem per år enbart till följd av ett visst kärnkraftverk eller, ännu mindre, ett visst aggregat. Den svenska strålskyddsmyndigheten har dragit sig för att fastslå en generell siffra som i stället skulle kunna användas vid planeringen, även om man informellt menat att storleksordningen 50 mrem per år från varje kraftstation inte vore orimligt. Orsaken till denna tvekan har varit att värdet dels rimligtvis beror på hur stor sannolikheten är att den kritiska gruppen skall utsättas för avsevärd bestrålning även från annat håll, dels beror på hur svårigheterna rent tekniskt är att ytterligare reducera utsläppen. Nyligen har den amerikanska atomenergikommissionen sänt ut ett nytt normförslag på remiss, som innebär ett så lågt planeringsvärde för stråldosen till individen i den kritiska gruppen som ca. 5 mrem per år per kraftstation (alltså ännu mindre per aggregat). Detta kanske inte innebär alltför stora svårigheter, men det egentliga problemet blir vid ett så lågt planeringsvärde förskjutet till fastställandet av de dosvärden och därmed förbundna utsläpp som, sedan kraftverket väl tagits i drift, måste respekteras för att inte myndigheterna skall föreskriva att driften avbrytes. Normsystemet är här ännu omoget, men ICRP har tillsatt en särskild arbetsgrupp, som kan väntas komma med välbehövliga rekommendationer.

Även om utsläppsmängderna härleds ur försiktigt tilltagna individuella dosgränser skulle det kunna tänkas att man på lång sikt med många kärnkraftverk åstadkommer en sådan allmän höjning av strålmiljön att medeldosen till hela befolkningen blir alltför hög. ICRP:s rekommendation är här i första hand att den genetiska populationsdosen skall "be kept to the minimum amount consistent with necessity" och först i andra hand att populationsdosen skall "certainly not" överstiga 5 rem per generation, dvs. i genomsnitt 170 mrem per år. ICRP har gjort klart att man inte väntar sig att stråldosen skall komma i närheten av detta värde detta århundrade och att det är osannolikt att de radioaktiva miljöföroreningarna kommer att leda till mer än 1 rem över en kommande 30-årsperiod, dvs. stiga till ca. 30 mrem per år. Vi har ansett det orimligt att kärnkraftindustrin, för hela bränslecykeln, dvs. även upparbetningsanläggningarna, kommer att föror-

saka mer än 10 mrem per år i början av 2000-talet. Detta innebär för 10 miljoner personer 100.000 manrem per år. Den svenska elektriska energikonsumtionen i början av 2000-talet väntas inte överstiga 100.000 MW. Om kärnkraftverken således byggs ut i en sådan takt att man kan beräkna en dose commitment som genomsnittligt understiger 1 manrem per MWår(el) är man således skyddad mot överraskningar till följd av ackumulering av långlivade ämnen eller överlagring av verkan mellan många strålkällor. Med en dose commitment mindre än 1 manrem per MWår(el) kommer medelvärdet av den årliga stråldosen från kränkraftindustrin år 2000 att understiga 10 mrem.

Om värdet 1 manrem per MWår(el) skall gälla hela bränslecykeln blir det tal som är tillämpbart för den dose commitment som gäller själva reaktorn lägre, kanske hälften (det amerikanska normförslaget talar här om 0,4 manrem per MWår(el)). Av den totala populationsdosen kommer väsentliga bidrag att härröra från bestrålning av personer utanför landets gränser, vilken på sikt uppvägs av stråldoser inom landet från reaktorer i andra länder, varvid man får hoppas att man når internationell enighet i de normer som tillämpas. Vissa långlivade ämnen, t.ex. krypton-85, som når global spridning släpps huvudsakligen ut från upparbetningsanläggningarna och man kan uppskatta att krypton-85 ger upphov till ca. 0,1 manrem per MWår(el). Som kuriosum kan nämnas att stråldoserna till personalen inom kärnkraftverk, trots att ICRP:s rekommendationer om deras individuella doser har uppfyllts, ger ett avsevärt bidrag till populationsdosen, mellan 0,2-13 manrem per MWår(el), vilket på sikt är otillfredsställande.

Sammanfattningsvis kan sägas att formalismen för att säkerställa att ICRP:s individdosgränser respekteras och att de högsta individdoserna hålls så låga som rimligen är möjligt ännu är bristfällig och måste utarbetas vidare, men att de krav som i Sverige och nu även i USA ställs på begränsningen av populationsdosen är så stränga att de i och för sig medför en sänkning även av stråldoserna till den kritiska gruppen.

Med de normer som har angetts här måste kontrollen inriktas direkt på utsläppet. Halterna av radioaktiva ämnen i omgivningen blir i de flesta fall så låga att de inte kan mätas. Kontrollundersökningar i omgivningen måste i framtiden i stor utsträckning ersättas med radioekologisk forskning i syfte att utröna om man kan lita på de antaganden på vilka man har grundat beräkningen av tillåtet utsläpp med kännedom om tillåten stråldos.

# Synpunkter på "Non-Action Levels" för Livsmedel vid Radioaktiv Förorening

Gun Astri Swedjemark
Statens strålskyddsinstitut, Fack, 104 01 Stockholm 60

## Abstract

VIEW-POINTS ON "NON-ACTION LEVELS" FOR FOOD-STUFFS IN CASE OF RADIOACTIVE CONTAMINATION. Many conferences have discussed the need of "action levels" at which action should be taken against the use of contaminated food-stuffs. The conclusion, however, has usually been that it is difficult to specify in advance any limit for the contamination, corresponding to a specific intervention, for example prohibiting the sale of the food-stuff in question, since the risks and disadvantages associated with the action as such cannot be assessed until the actual circumstances are known. One may have some guidance from the concept of a "non-action level" i.e. a concentration up to which it can always be said in advance that no action is justified. On the basis of the PQR concept presented by Hedgran and Lindell in 1970, a "non-action level" can be derived on economical grounds. The PQR concept implies that the practice of radiation protection involves a certain reasonable cost of eliminating one manrad. The economically based non-action level means that the PQR value of rejecting the food in question is the same as the pure economical value of the food as such. It is of interest to investigate how far the contamination of the environment from nuclear tests has carried various food-stuffs towards such a limit for non-action. Hitherto the highest measured concentrations in most food-stuffs in Sweden have been less than 10 % of the non-action levels based on the PQR concept. The exceptions are $^{131}I$ in milk (40-200 %) and $^{137}Cs$ in reindeer meat (20 %). It is also of interest to see what margins there have been between the existing concentrations of radioactive nuclides and action levels that would be implied by high immediate risks of acute injuries. For most food-stuffs the highest measured intake did not exceed 0.1 % of such action levels.

## Introduction

Åtskilliga internationella och nationella konferenser har diskuterat behovet av "action levels" för åtgärder mot radioaktivt förorenade livsmedel. Man har i regel kommit till resultatet att det är svårt att ange gränser för föroreningen med tanke på ingripanden, t.ex. förbud mot försäljning av livsmedel, om man inte samtidigt känner de risker och nackdelar som är förenade med motåtgärden som sådan. Dessa problem har bl.a. diskuterats i en rapport av Hedgran och Lindell 1970. Om det är enkelt och riskfritt att ingripa mot ett livsmedel - t.ex. genom att kasta bort det - bör man göra det även vid rätt låga strålrisker, men om man är beroende av livsmedlet ur hälso- och näringssynpunkt måste man acceptera högre strålrisker. Ett hjälpmedel vid bedömning är begreppet "non-action level", dvs. föroreningshalter som man i förväg kan säga inte motiverar ingripanden. Mot bakgrunden av det av Hedgran och Lindell framförda "PQR-begreppet", nämligen att strålskyddsverksamhetens praxis innebär en viss rimlig kostnad för att eliminera en manrad, kan man härleda en ny typ av non-action level för livsmedel. Denna grundas på att PQR-värdet av att förstöra livsmedlet ifråga (dvs. värdet av denna åtgärd om man är villig att betala en viss summa per eliminerad manrad) inte uppväger den rent ekonomiska förlusten av livsmedlet som sådant. Det har varit av intresse att undersöka hur nära miljöföroreningen från kärnladdningsexplosionerna har fört olika livsmedel mot en sådan gräns för non-action. Av intresse är också att se vilken marginal det har varit mellan faktiska halter av radioaktiva ämnen och vissa action levels som har satts med tanke på höga omedelbara risker för akuta skador.

## Uppskattning av non-action level med utgångspunkt från PQR

Hedgran och Lindell har föreslagit PQR-värdet till 200 $ per manrad, vilket grovt svarar mot 1000 Skr per manrad. Vid tillämpning på intern kontamination bör PQR-värdet reduceras när det kritiska organet ej är hela kroppen. Jod-131, cesium-137, strontium-90 och strontium-89 i olika livsmedel har undersökts och resultatet framgår av tabell 1. Det reducerade PQR-värdet har för jod-131 satts till 50 Skr, med hänsyn till den relativa risken per enhetsdos. För cesium-137 reduceras inte PQR-värdet eftersom hela kroppen är kritiskt organ. Riskfaktorn för leukemi anses vara 1/10 av riskfaktorn för annan cancer, varför PQR-värdet för strontiumisotoperna reduceras med faktorn 1/10.

Total absorberad dos till det kritiska organet under alla år följande på ett oralt intag av 1 µCi (dvs. intagets "dose commitment") har för jod-131 hämtats från "Stråldoser från radioaktiva ämnen i medicinskt bruk" sammanställda av Garby, Nosslin och Löfveberg. Motsvarande uppgifter saknas för nukliderna cesium-137, strontium-90 och strontium-89 och har därför hämtats från en i samma referens redovisad sammanställning grundad på ICRP:s MPC-värden. För strontium har den totalt absorberade dosen per intagen µCi även uppskattats med hjälp av ekvationer härledda av Lindell 1959. För befolkningsgenomsnittet erhölls på så sätt 1/100 av den dos som grundats på ICRP:s MPC-värden, varför det högsta värdet dvs. ICRP:s värde har använts. För den för strontiumisotoperna mest utsatta åldersgruppen, tonåringarna, erhölls 1/3 av denna dos.

I sista kolumnen i tabell 1 framgår de högsta koncentrationer, för vilka åtgärder ej behöver övervägas normerade till det fall att kostnaden per kg för födoämnet ifråga är 1 kr.

Jämförelse mellan hittills högsta uppmätta halter från kärnladdningsexplosionerna och non-action levels uppskattad på ekonomisk grundval

Av tabell 2 framgår de högsta halterna som % av den ekonomiska non-action nivån. De högsta uppmätta halterna avser prover från en enstaka gård, ett mejeri eller ett område i Sverige beroende på tillgängliga mätvärden och är alltså inte helt jämförbara storheter. I allmänhet är det extremvärden, som relativt små grupper individer har utsatts för. Uppgifter på högsta uppmätta halter har erhållits från mätningar på SSI evad avser mjölk och renkött, från Veterinärhögskolan (Åberg[x] och Ekman[x]) avseende nötkött och fläsk, från Lantbrukshögskolan (Fredriksson och Eriksson) avseende spannmål och från Naturvårdsverket (Hannerz[x], Grimås[x] och Schellin[x]) avseende fisk. När svenska mätningar saknats har mätvärden från Danmark (Aarkrog och Lippert) medtagits för att få en så fullständig bild som möjligt. Tabellen måste ändå läsas med försiktighet eftersom såväl mätfrekvens som geografisk täckning har varit olika för olika födoämnen. Jämförelse med tidigare mätningar visar dock att detta i allmänhet inte betyder så mycket för de långlivade nukliderna som för den kortlivade jod-131 i mjölk, där den högsta uppmätta halten för en gård i fjällbygden var 2 nCi/l samtidigt som den högsta uppmätta halten i mejerimjölk var 0,4 nCi/l.

---

[x] Personal communication

Hänsyn bör även tas till det aktuella födoämnets betydelse. T.ex. renkött och fisk från oligotrofa insjöar kan lokalt förtäras i stora mängder av en liten grupp individer och kan av det skälet vara av intresse även om det för landet genomsnittliga intaget av dessa födoämnen är obetydligt. Födoämnen som förtäres endast i ringa grad och alltså inte ger något dosbidrag av betydelse till någon individ oavsett eventuella höga halter har däremot inte tagits med vid jämförelsen. Av tabell 2 framgår att med ett undantag de hittills högsta uppmätta halterna av de undersökta nukliderna med god marginal underskridit de på ekonomisk grund uppskattade non-action levels. Undantaget är jod-131 i ett mjölkprov från en enstaka gård i fjällbygden. För renkött, fisk, spannmål och mjölk har den högsta uppmätta halten utgjort mellan 5 och 20 % av den ekonomiska non-action level medan nötkött och fläsk har varit högst 1 %.

Dessa högsta värden har uppmätts vid olika tidpunkter från tiden under den stora nukleära provserie, som utfördes hösten 1962. För de kortlivade nukliderna jod-131 och strontium-89 uppmättes de högsta värdena i omedelbar anslutning till provserien. För de långlivade nukliderna cesium-137 och strontium-90 uppmättes för de flesta födoämnena de högsta halterna ca. 1 år efter provserien 1962. Undantag är renkött och fisk, för vilka de högsta halterna uppmättes 2 1/2 till 5 år efter hösten 1962. Ett intressant undantag är cesium-137 i mjölk från ett mejeri i fjällbygden, där cesium-137 halten ännu i september 1969 befanns vara av samma storleksordning som september 1963, när cesium-137 halten för övriga mejerier var som högst.

Jämförelse mellan hittills högsta uppmätta halter och några action levels

Eftersom ingen relevant åtgärdsgräns finns för en landsomfattande radioaktiv förorening, så har jag för att illustrera problemet infört en fiktiv åtgärdsnivå av 10 rad för cesium-137, strontium-90 och strontium-89 och 25 rad till thyroidea för jod-131. Dessa fiktiva gränser motsvarar ungefär de år 1962 av dåvarande medicinalstyrelsens strålskyddsnämnd, föregångaren till statens strålskyddsinstitut, rekommenderade åtgärdsnivåer, som satts med tanke på höga omedelbara risker för akuta skador vid en situation som innebär en kort tids lokal kontamination efter en reaktorolyckshändelse och som alltså inte är avsedda för en allmän fallout-situation.

Med användning av de i tabell 1 upptagna värdena på absorberad dos vid engångsintag har följande fiktiva action levels för totalt intag erhållits

| | |
|---|---|
| jod-131 | 1 µCi |
| cesium-137 | 250 |
| strontium-90 | 8 |
| strontium-89 | 150 |

Dessa har sedan jämförts med de över framtiden extrapolerade kumulativa intagen från kärnladdningsproven hösten 1961 och 1962 för olika livsmedel. Tillskott p.g.a. senare kärnladdningsprov har ej tagits med.

Av tabell 2 framgår att närmast men med god marginal till dessa fiktiva action levels kommer renkött med 6 % för cesium-137 och 3 % för strontium-90 för den speciella gruppen renskötande samer, som konsumerar stora mängder renkött, upp mot 1 kg per dag. För genomsnittssvensken däremot innebär renköttskonsumtionen mindre än 0,05 % av åtgärdsgränsen. För de flesta övriga födoämnen är det högsta uppmätta intaget mindre än eller lika med 0,1 % av åtgärdsgränserna. För jod-131 i mjölk, som för en enstaka gård hade överskridit den ekonomiska non-action nivån, och för vilken man alltså ur ekonomisk synpunkt hade kunnat börja överväga att förstöra mjölken, innebär det kumulativa intaget dock endast 2 % av den fiktiva action level, som här har antagits.

Hittills har fallout-situationen förutsatts härröra från en enstaka serie kärnladdningsprov. Ett under en lång följd av år upprepat fallout-tillskott från nya kärnladdningsprov skulle dock även med lägre högsta uppmätta halter ge en allvarligare situation. Detta under förutsättning att de högsta uppmätta halterna vid en enstaka kärnladdningsprovserie inte är så höga att risk för akuta skador föreligger vid ett engångsintag. Den extrema situationen att de hittills högsta uppmätta halterna skulle ha bestått i all framtid har undersökts för de långlivade nukliderna och framgår av kolumn 3 i tabell 2. För den speciella gruppen renskötande samer skulle cesium-137 och strontium-90 i renkött bidra med 60 % och 16 % resp. av den fiktiva action level, som antagits här. Strontium-90 i mjölk och spannmål skulle bidra med 25-40 % och övriga livsmedel med mindre än 10 % tillsammans.

De införda fiktiva åtgärdsnivåerna, som satts för illustrativt ändamål, har här använts för jämförelse med dostillskott både från enstaka och från under en lång följd av år upprepade kärnladdningsprov. När man i det praktiska fallet skall sätta en åtgärdsgräns bör hänsyn även tas till den totala dosens fördelning i tiden.

Table 1. Estimation of non-action levels based on the PQR concept

| Nuclide | Critical organ | Reduced PQR value Skr/manrad | Dose commitment from a single intake rad/μCi | If the cost per kg is 1 Skr, action need not be considered for concentrations less than:- |
|---|---|---|---|---|
| $^{131}I$ | thyroid | 50:- | infants 25<br>adults 1.3 | 0.8 nCi/kg<br>15 |
| $^{137}Cs$ | total body | 1000:- | 0.04 | 25 |
| $^{90}Sr$ | bone marrow | 100:- | 1.3 | 8 |
| $^{89}Sr$ | bone marrow | 100:- | 0.07 | 140 |

Table 2. Highest hitherto measured concentrations in Sweden from fallout as percentages of some action levels.

| Single nuclear test series | | Repeated nuclear tests | | | | Time | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| % of non-action level based on PQR | % of fictitious action level | % of fictitious action level | Nuclide | Food-stuff | Place | absolute scale | relative Sep.1962 |
| 200 | 2 | - | I-131 | milk | mountain farm | Sep. 1962 | no delay |
| 40 | 0.5 | - | | | Western Sweden, dairy | | |
| 20 | 0.05 | 0.5 | Cs-137 | reindeer meat | country-wide average | winter 64/65 | 2 1/2 y |
| 20 | 6 | 60 | | | reindeer breeders | | |
| 10 | 0.9 | 5 | Cs-137 | fish[a] | oligotrophic lakes | 1967 | 5 y |
| 2 | 0.2 | 1 | | | the Bothnian sea | 1966 | 4 y |
| 9 | 1.2 | 41 | Sr-90 | grain | Denmark[b] | autumn 1963 | 1 y |
| 6 | 1.4 | 8 | Cs-137 | milk | mountain dairy | autumn 1963 | 1 y |
| 2 | ≤0.1 | 3 | Cs-137 | milk | Western Sweden, dairy | autumn 1963 | 1 y |
| 5 | | 2 | Cs-137 | grain | Western Sweden | autumn 1963 | 1 y |
| | 2.4 | 23 | Sr-90 | milk | mountain dairy | Sep. 1963 | 1 y |
| | | - | Sr-89 | grain | Denmark[b] | autumn 1962 | no delay |
| ≤1 | ≤0.1 | | Cs-137 | beef | Western Sweden | Oct. 1963 | 1 y |
| | | ≤1 | Cs-137 | pork | Northern Sweden | Sep. 1963 | 1 y |
| | | | Sr-90 | reindeer meat | country-wide average | winter 64/65 | 2 1/2 y |
| | 3 | 16 | Sr-90 | reindeer meat | reindeer breeders | winter 64/65 | 2 1/2 y |

[a] The whole annual consumption of fish, 17 kg, for the individual is assumed to be obtained from the lake in question.

[b] Data from Sweden is lacking.

Referenser

Aarkrog A., Lippert J. and Petersen J.: Environmental radioactivity in Denmark in 1962 and 1963. Danish Atomic Energy Commission, Risö. Report No. 63 and No. 85.

Blix G., Wretlind A., Bergström S. och Westin S.I.: Den svenska folkkosten. Vår föda. 1965:7, 1-23.

Edvarson K., Fredriksson L., Lindell B. och Åberg B.: Radioaktivitetsmätningar på livsmedel. Medicinalstyrelsens strålskyddsnämnd, Stockholm 1962.

Fredriksson L., Eriksson Å., Haak E., Söderman O. och Arnoldsson H.-Å.: Studies on the transport of fission products through food chains. $^{137}$Cs in Swedish grain crops 1962-1967. The Research Institute of National Defence, Stockholm 1970, FOA 4 report C 4435-28.

Hedgran A. and Lindell B.: On the Swedish policy with regard to the limitation of radioactive discharges from nuclear power stations: an interpretation of current international recommendations. Preliminary review. National Institute of Radiation Protection, Report SSI:1970-027. Stockholm 1970.

Hedgran A. and Lindell B.: PQR - a special way of thinking. Manuscript based upon a paper originally presented at the IRPA Conference in Brighton, May 1970. National Institute of Radiation Protection, Report SSI:1970-028. Stockholm 1970.

Lindell B.: An approach to the question of computing doses and effects from fallout. Health Physics 2, 341-65, 1960.

Lindell B.: A review of measurements of radioactivity in food, especially dairy milk, and a presentation of the 1963 data on $^{137}$Cs and $^{90}$Sr. The Radiation Protection Board, Institute of Radiophysics, Stockholm 1964.

Stråldoser från radioaktiva ämnen i medicinskt bruk, sammanställda av Garby, Nosslin och Löfveberg: Statens strålskyddsinstitut.

Background material for the development of radiation protection standards. Federal Radiation Council, Report No. 5, U.S. Government Printing Office, Washington D.C. 1964.

Background material for the development of radiation protection standards: Protective action guides for strontium-89, strontium-90 and cesium-137, Federal Radiation Council, Report No. 7, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 1965.

Medical Research Council: The hazards to man of nuclear and allied radiations. A second report to the Medical Research Council. London 1960.

# Kjernekraftverk på Brenntangen
## En foreløbig Undersøkelse av atmosfæriske sikkerhetsmessige Forhold

Ulf Tveten
Institutt for Atomenergi
Kjeller, Norge

Abstract

NUCLEAR POWER PLANT AT BRENNTANGEN, NORWAY. A PRELIMINARY EVALUATION PERTAINING TO GASEOUS EFFLUENTS. Upon request from the Norwegian Water Resources and Electricity Board, a power reactor site evaluation for the proposed site Brenntangen, has been performed at Institutt for Atomenergi. Brenntangen is one of several alternate sites in the Oslo fjord area. The evaluation is preliminary, as the meteorological characteristics used in the analysis have not been measured at the actual site.

It was chosen at this stage to perform an evaluation of a relatively conventional character. The accident analysis was performed in a manner very close to the latest USAEC guidelines, assuming a Design Basis Accident of the loss-of-coolant type. Individual whole-body and thyroid doses were calculated at distances out to 2000 meters from the reactor.

Population dose during normal operation was calculated and integrated for distances out to ca. 45 km, that is including Oslo. Data on wind direction, speed and stability distribution over the year were used in the analysis.

Dispersion of the off-gases was calculated using the computer programme RADØS. The meteorological parameters and distributions used in the analysis were supplied by the Norwegian Institute of Air Research. Wind data collection has been initiated at the actual proposed site, but too recently for app-

lication in the present evaluation. The data used in this evaluation is an estimate for the site, based upon data mostly from three meteorological stations in the area, Rygge, Jeløy, and Ås.

The site Brenntangen is situated in a sparsely populated area. Within the closest 1.5 km there are 43 persons. The nearest village, Hvitsten, is at a distance of 3 km. The nearest town, Moss, is ca. 15 km from the proposed site, and Oslo (pop. 450.000) is roughly at a distance of 40 km. A detailed population distribution was assembled by the Norwegian Water Resources and Electricity Board for use in this evaluation.

The meteorological conditions at the site are not quite ideal, as there is a strong predominance of wind in direction of population centers (Moss and Oslo).

The conclusion of the analysis is that there is no reason for not using the proposed site. The calculations indicate that consideration of the population dose may require a longer hold-up time for a BWR than the customary 30 minutes. This depends, of course, upon the choise of criterions made by the Norwegian authorities. It is furthermore imperative to show for a PWR that the spray system operates as it should in case of an accident.

Ref.: Kjernekraftverk på Brenntangen. En foreløbig undersøkelse av atmosfæriske sikkerhetsmessige forhold. Institutt for Atomenergi, October 1971.

# Survey of Dietary, Working and Living Habits among the Population Surrounding the Atomic Power Station in Lovisa

Anneli Salo
Radiofysikaliska institutet, Helsingfors

## Abstract

A survey of the dietary habits among the population living within a radius of 40 km from the reactor site in Lovisa was carried out by interview method. Among the population living nearer than 5 km from the site, either permanently or as summer visitors the dietary habits as well as the working and living habits were investigated. The method of survey and the material studied are described. Some preliminary results of the surveys are given as examples.

## Introduction

Imatran Voima Limited is building an atomic power station, capacity 420 MW, on Hästholm island in the town of Lovisa. It is planned that this, Finland's first atomic power station, will go into operation in mid-1976. A second reactor unit of 420 MW will be built at the same locality, which will be ready to operate a couple of years later.

According to the atomic energy and radiation protection laws in Finland, permission to erect, own and operate an atomic power station is granted by the Ministry of Commerce and Industry, which is also responsible for safety supervision.

The Ministry is assisted by the Atomic Energy Commission and Consultative Commission on Radiation Protection, as well as by the Atomic Commission's Security Section and Environmental Conservation Section, which are appointed by the commissions mentioned.

The Institute of Radiation Physics constitutes the authority which in practice performs supervision and deals with application and authorization questions.

The bodies erecting an atomic power station must demonstrate in their application that neither the radiation dose limits stated in the regulations nor the planning values for these confirmed by the authorities will be exceeded.

Concerning security demands in the environs of an atomic power station, the authorities will, in the main, follow the recommendations and principles issued by ICRP and the Nordic countries jointly. Among other things, this means that the "critical pathway approach" is used, first in prognosis and later in evaluation of the radiation doses to which the population is subjected as a result of the discharge of radioactive substances.

It is well-known that to compile a prognosis of the connection between discharge of radioactive matter and radiation doses affecting the population, a knowledge of various environment factors is necessary

These environment factors include exploitation of the environment, the customs of the population and the behaviour of radionuclides in the environment.

In practice, inquiries to ascertain these environment factors can be grouped as follows:

1. matters which can be ascertained from general statistics, such as population schedules, civil registers, statistical year books, general agricultural assessments, fishing statistics, etc. This group includes community information on populations, population density and age division, occurrence of cultivated plants and cultivation acreage, number of domestic animals and number of fishermen.

2. matters to be established on the spot, e.g. through interviewing the people. This group includes feeding, working and living habits of the population and food production and commerce in the area concerned.

3. field and laboratory investigations and measurements of the occurrence and behaviour of radionuclides in the environment.

With regard to Finland's first atomic power station, the view is that more extensive basic investigations should be made than can reasonably be demanded of the builder or may perhaps be necessary in the building of future atomic power stations. Since the investigations are largely being made to obtain a better basis for the demands to be made of environment enquiries with reference to future atomic power stations, the authorities have felt it their duty to take a greater part in the enquiries in Lovisa than is usual in this country with other industrial pollution problems.

A great many of these basic investigations are financed by the Ministry of Commerce and Industry, among them the survey now being dealt with on food, work and living habits among the population surrounding the atomic power station site in Lovisa.

1. The current investigations immediate goal

To be able to identify the critical group and predict the radiation doses to which the critical group and the whole population will be

exposed as a result of certain discharge quantities of radioactive matter, enquiries of all the three types mentioned above are necessary. In particular, the following questions will be examined in the present survey:

dietary survey

1. Quantities of various food products consumed by the population (both permanent settlement and summer visitors) around the atomic power station site in Lovisa.

2. Principal sources of trace elements and macro-components such as calcium, potassium, etc.

3. Special diet groups which may be found in the area.

Survey on work and living habits

1. Amount of time spent out of doors, particularly on the beach.

2. Amount of time spent fishing.

3. Quantity of fish caught and consumed in the area.

4. Quantity of fish exported from the area.

5. Which agricultural products are produced in the area and which are exported from the area.

The last question is dealt with only qualitatively, since more precise information on the food trade can be obtained from the central marketing organizations and dairies or, where the whole community is concerned, from general statistical information.

## 2. Power station site and investigation area

The power station lies in the Gulf of Finland on the island of Hästholm, in the boundaries of the town of Lovisa, 12 km from the centre, map 1. Hästholm is connected to the mainland by an embankmant beneath which there is a fairway for motorboats. The company owns all the surrounding land within a radius of somewhat more than a kilometre from the building. Cooling water is led to the power station over the west side of the island, which faces the open sea, and is discharged on the east side of the island, a half-closed bight, map 2. The prevailing wind is south-west.

The area selected for the investigation, radius 40 km, includes 15 communities.

These include 4 towns, i.e. Lovisa, Borgå (Porvoo), Karhula and Kotka. The census-registered population in the investigation area was 140 282 on 1.1.71.

In Table 1 the number of inhabitants is given per community, with the distance of the towns from Hästholm. Less than 100 people live within a radius of 5 km the whole year round, with about 500 visitors in summer.

## 3. Method

Information on the population of a very limited area is not usually given in the general statistics, not for areas of less than one community, at least. Some information is given only by county or even for larger areas. Some of the questions included in point 1 are not referred to at all in the statistics. This information thus has to be collected separately, by interviewing people.

For the dietary investigation, every 60. family living entirely or partly between 5 and 40 km's from Hästholm have been selected at random, by computer, from the population register. About 2 000 people (Table 1) were thus selected for interview, since all members of the family over 5 years of age, living between 5 and 40 km away, were interviewed. All people living nearer than 5 km from Hästholm, either permanently or as summer visitors, were interviewed regarding their diet and their working and living customs.

The permanent residents' names and addresses were found in the population schedules and summer visitors' names and home addresses obtained from the tax authorities.

Since, in the investigation area, settlement is found both in dense areas and in sparsely built areas, the interviewees were summoned by letter in the densely populated areas and their immediate vicinity. In the sparsely populated areas people were interviewed in their homes. The interviewers informed then that they would be coming in advance, by letter.

Those who were summoned received no payment either for their journey to or from the place of interview, or for lost working time.

They merely received an information sheet on "The Atomic Power Station and the Security of the Environment", and a packet of coffee. Those interviewed in their homes only received the information sheet.

To increase the percentage of participants and the willing collaboration of the interviewees, information was also given about the investigation and about security questions in general in the local press and on the radio.

The dietary survey was carried out by the Dept. of Nutritional Chemistry, University of Helsinki . The questionnaire in the survey is a version of a type previously used for dietary investigations, somewhat revised to answer the purposes of the current investigations. As it did not greatly affect the costs, all the usual questions in a dietary survey were included to obtain information on the population's dietary state at the same time. Appendix 1 shows the first page of the questionnaire.

Appendix 2 is the questionnaire for the summary on working and living habits drawn up by the Institute of Radiation Physics.

The summary material was processed by computer.

The question has also been raised of whether the summary could serve to assess other pollutants, for example quicksilver and fluor uptake in the area.

Table 1. Populations in communities around Hästholm and number of people selected for interview

| Community | Registered population 1.1.1971 | Distance of towns from Hästholm in km. | Number of persons selected | Number of interviewees after deducting children under 5 years, people living more than 40 km away, deceased persons and people who had moved |
|---|---|---|---|---|
| Anjala | 6112 | | 75 | 35 |
| Askola | 3616 | | 58 | 17 |
| Borgå/Porvoo | 16684 | 38 | 274 | 252 |
| Borgå/Porvoo rural district | 15415 | | 246 | 94 |
| Elimäki | 8341 | | 145 | 71 |
| Karhula | 22110 | 35 | 365 | 345 |
| Kotka | 34349 | 34 | 575 | 539 |
| Kymmene/Kymi | 4937 | | 89 | 71 |
| Lappträsk/Lapinjärvi | 4240 | | 68 | 58 |
| Liljendal | 1514 | | 29 | 25 |
| Lovisa/Loviisa | 6949 | (12) | 115 | 104 |
| Mörskom/Myrskylä | 2513 | | 61 | 19 |
| Pernå/Pernaja | 4613 | | 62 | 54 |
| Pyttis/Pyhtää | 5123 | | 78 | 68 |
| Strömfors/Ruotsinpyhtää | 3766 | | 50 | 39 |
| Total | 140282 | | 2290 | 1791 |
| Selected persons within five km of Hästholm: | | | | |
| permanent residents; included in the populations of Lovisa and Strömfors | | | 69 | 68 |
| summer visitors; included partly in the populations of the above communities | | | (c. 500) | 81[1] + 146[2] |
| | Total | | c. 2900 | 2086 |

1) Food consumption during time spent in immediate area.

2) Food consumption all year (permanent residents in Lovisa)

## 4. Some preliminary results and discussion.

The interviews were started at the beginning of June and were completed at the end of August.

The percentage involved in the towns and the percentage met at home in the rural areas is given in Tables 2 and 3. The total number interviewed was 1065.

The interview percentage in the towns was 34% and in the rural communities 68% of those selected.

In general, people's attitude to the interviews was positive. The interviewer was turned away only in one case. The interviewers were often invited to coffee.

Some preliminary results are given, as an example, in tables 4-7. The preliminary results do not necessarily include all the results which will be included in the final figures, since not all the final results are yet to hand.

The investigation shows, for example, that in the immediate area of Hästholm professional fishermen (6 interviewed: 8 professional fishermen live in the immediate area, two of them retired) on average devote less than 2000 hours per annum to fishing. The maximum figure is 3000 hours, the figure used in calculations in Sweden /1/. The minimum value is about the same as that used as mean value in England /2/.

Concerning the time people spend on the beach bathing, sunbathing, washing clothes, etc., this on average reaches the highest values in the age group 7-15 years, both among permanent residents (250 hours/year) and summer visitors (167 hours/year). The figure of 100 hours/year used in Sweden /1/ appears too low for Finnish conditions, since even older people reach it on average (summer visitors over 15 years 97 hours/year). In the immediate area there are only 5 permanently resident children under 7 years of age and a score of summer visitors. On the basis of the information received, it appears that the smallest children spend less time on the beach than the larger (7-15 year olds) but information is only available on 4 children. No other group occurs in this area which spends

more or even as much time on the beach in its work as the fishermen. Summer visitors on average spend 11.4 weeks of the year in this immediate vicinity.

When the results in these two surveys on the consumption of fish by the whole family are divided by the number of family members, it can be seen from Table 6 that the results correspond pretty well among the permanent residents. Fish consumption data obtained through the dietary survey refer to ready-prepared food and are, for comparison, converted to the edible parts of fresh fish by adding 20%. Analogously, the fishing data have been reduced by subtracting 20% from the total weight for the inedible parts. These correcting percentages are minimal and will be checked for the final results. In any case, the results show that among fisher families the whole family eats over 100 g of fish per day per family member on average, but since the children and women usually eat less this means that male members of the family consume considerably more fish. For comparison, fishing Lapps in Finnish Lapland consume on average 308 g of fish per day /3/ and it is estimated that the fishermen in the area around Tvären in Sweden consume 30 kg/year /1/.

Fishing is practised in the Hästholm bay itself mostly in May, January, April and September and least in July, August and March. Table 7 gives the types of fish the fishermen consider the most important and the approximate catches in Hästholm bay.

Apart from parameters to our calculations of the permissible discharge doses of radioactive substances, we hope that this investigation will help prepare the ground for a objective attitude to atomic power stations.

REFERENCES:

1. P.O.Agnedal and S.O.W.Bergström: Recipient Capacity of Tvären a Baltic Bay, Proceedings of a Symposium Vienna 16.-20.5.1966.

2. H.J.Dunster, A.W.Kenny, W.T.L.Neal, A.Preston: The British Approach to Environmental Monitoring, Nuclear Safety 10 1969 504.

3. A. Jokelainen: Diet of the Finnish Lapps and its Caesium-137 and Potassium Contents, Thesis, Helsinki 1965.

Table 2. Number of people interviewed within 5 km of Hästholm

| | Number of people interviewed | Interview % |
|---|---|---|
| Survey on working and living habits | | |
| permanent residents | 50 | 73 |
| summer visitors | 129 | |
| Dietary survey | | |
| permanent residents | 61 | 90 |
| summer guests | 227 | |

Table 3. Number of people interviewed in dietary surveys, living between 5 and 40 km from Hästholm

| | Number of people interviewed | Interview % |
|---|---|---|
| Anjala | 29 | 83 |
| Askola | 14 | 82 |
| Borgå | 106 | 42 |
| Borgå rural district | 32 | 34 |
| Elimäki | 66 | 93 |
| Karhula | 104 | 30 |
| Kotka | 172 | 32 |
| Kymmene | 56 | 79 |
| Lappträsk | 33 | 57 |
| Liljendal | 18 | 72 |
| Lovisa | 36 | 35 |
| Mörskom | 6 | 32 |
| Pernå | 25 | 46 |
| Pyttis | 47 | 69 |
| Strömfors | 33 | 85 |

Table 4. Hours devoted to fishing and attending to fishing-tackle per year per person living within 5 km of Hästholm

| | Number of fishermen | Hours/year/fisherman | | |
|---|---|---|---|---|
| | | minimum | maximum | mean value |
| Professional fishermen | 6 | 460 | 2900 | 1829 |
| Subsidiary occupation fishermen | 9 | 180 | 2250 | 1080 |
| Fishing for the needs of the home: | | | | |
| permanent residents | 11 | 24 | 156 | 77 |
| Summer guests | 69 | 3 | 425 | 79 |

Table 5. Hours spent on the beach (swimming, sunbathing, washing clothes, etc.) per year per person living within 5 km of Hästholm.

| | Number interviewed | Hours/year/person spent on the beach | | |
|---|---|---|---|---|
| | | minimum | maximum | mean value |
| Permanent residents | | | | |
| 0-7 years | (+2) | - | - | |
| 7-15 years | 6 (+1) | 4 | 630 | 250 |
| over 15 years | 28 (+13) | 3 | 180 | 59 |
| Summer visitors | | | | |
| 0-7 years | (+2) | - | - | |
| 7-15 years | 20 (+2) | 40 | 400 | 167 |
| over 15 years | 84 (+21) | 2 | 360 | 97 |

( ) were not on the beach.

Table 6. Preliminary data concerning annual consumption of fish (kg fresh fish) per person living within 5 km of Hästholm.

| | No. of families | No. of family members | Total fish consumption kg/year/person according to dietary survey | Total fish consumption kg/year/person according to fishing for own use | Amount fished in Hästholm Bay | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | kg/year/person | % |
| Professional and subsidiary occupation fisher families | 8 | 27 | 42 | 41 | 25 | 61 |
| Permanently resident families fishing for the needs of the home | 6 | 18 | 32 | 25 | 20 | 80 |
| Summer visitors | 42 | 139 | | 13.6 | | |
| (summer visitors who fish in Hästholm Bay) | (26) | (86) | | (9.6) | (9.3) | (97) |

Table 7. The most important kinds of fish caught in Hästholm Bay and approximate catch per year

| Kind of fish | Catch kg/year |
|---|---|
| herring | 10 000 |
| sprat | 6 000 |
| perch | 3 000 |
| burbot | 2 600 |
| pike | 1 000 |
| pike-perch | 500 |
| roach | 500 |
| bream | 250 |
| smelt | 100 |
| eel | 50 |
| id | 20 |
| bull-head | 20 |
| Total | c. 24 000 |

Appendix 1

First page of questionnaire in dietary investigation

D I E T A R Y  I N V E S T I G A T I O N

CODE NO. 1 _____6 CARD NO.7 __ 8 DATE 9_____ __14 INTERVIEWER 15___16

17 ___18 19___ ___ ___24 _____ 25___26

SIZE OF FAMILY DATE OF BIRTH WORK

ENUMERATE FROM THE MORNING WHEN YOU EAT OR DRINK ANYTHING

_____ _____ _____ _____

_____ _____ _____ _____

_____ _____ _____ _____

_____ _____ _____ _____

HOW MANY MONTHS IN THE YEAR DO YOU SPEND IN THE AREA?

THE INTERVIEW CONCERNS DIET IN GENERAL 1 /SUMMER 2 27

IS THE FISH YOU EAT CAUGHT IN THE AREA? YES 1 /NO 2 28

DO YOU EAT MAINLY VEGETABLES RAISED IN THE AREA? YES 1 /NO 2 29

DO YOU BUY MILK FROM THE AREA? YES 1 /NO 2 30

WHICH FOODS FROM THE AREA DO YOU TAKE TO YOUR PERMANENT DOMICILE WITH YOU? PER YEAR KG

_____ 31 _____35 36 ____38

_____39 _____43 44 ____46

_____47 _____51 52 ____54

_____55 _____59 60 ____62

| DO YOU USE | NEVER | SOMETIMES | REGULARLY | |
|---|---|---|---|---|
| - IRON PREPARATIONS | 0 | 1 | 2 | 64 |
| - OTHER MINERAL PREPARATIONS | 0 | 1 | 2 | 65 |
| - VITAMINS | 0 | 1 | 2 | 66 |
| - IODINE SALT | 0 | 1 | 2 | 67 |
| - FLUOR SALT | 0 | 1 | 2 | 68 |

DO YOU USE IN COOKING BUTTER 1 /MARGARINE 1 69 OIL 1 70

| FOODSTUFFS | CARD NO | MV CODE | USES D W M | TIMES YEAR | PORTION |
|---|---|---|---|---|---|
| RYE BREAD, HARD CRISPREAD | 7 | | | | 24 |
| RYE BREAD, SOFT | | 25 | | | 40 |
| YEAST BREAD, BOUGHT/ HOME-BAKED | | 41 | | | 56 |
| NAME | | | | | |
| OF WHICH FLOUR | | | | | |
| FRENCH BREAD | | 57 | | | 72 |
| OTHER BREADS, BOUGHT/HOME-BAKED | 7 | | | | 24 |
| NAME/TYPE | | 25 | | | 40 |
| BUTTER | | 41 | | | 56 |
| MARGARINE | | 57 | | | 72 |
| PIROG (RUSSIAN PASTRY) | 7 | | | | 24 |
| WHEATBREAD, BOUGHT/HOME-BAKED | | 25 | | | 40 |
| NAME/KIND | | | | | |
| OTHER COFFEE BREAD: CAKES | | 41 | | | 56 |
| BISCUITS | | 57 | | | 72 |

Appendix 2

INVESTIGATION OF WORK AND LIVING HABITS

CODE NUMBER 1 _____ 6 CARD NO 7 _____8 DATE 9 ___ ___ ___14

15 ___16 17__ 18__ 19____ 20

| SIZE OF HOUSEHOLD | TAKE PART IN FISHING OVER 15 YEARS | CHILDREN UNDER SCHOOL AGE IN HOUSEHOLD | HOW LONG ARE CHILDREN BREAST FED, MONTHS |
|---|---|---|---|

| IS FISHING: | | METHOD OF FISHING | |
|---|---|---|---|
| - MAIN OCCUPATION | 1 21 | SEINE | 1 22 |
| - SUBSIDIARY OCCUPATION | 2 | NET | 1 23 |
| - FOR THE NEEDS OF THE HOUSEHOLD | 3 | FYKE NET | 1 24 |
| | | LONG LINE | 1 25 |
| - RECREATION AND SPORT FISHING | 4 | OTHER | 1 26 |

| FISHING WATERS AND FISHING AREA | | | MONTHS DURING WHICH FISHING CARRIED OUT | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| HÄSTHOLM BAY | 1 | 27 | JANUARY | 1 | 32 | MAY 1 | 36 | SEPT. 1 40 |
| HUDÖ BAY | 2 | 28 | FEBRUARY | 1 | 33 | JUNE 1 | 37 | OCT. 1 41 |
| OTHER NEARBY AREA | 3 | 29 | MARCH | 1 | 34 | JULY 1 | 38 | NOV. 1 42 |
| OPEN SEA | 4 | 30 | APRIL | 1 | 35 | AUGUST 1 | 39 | DEC. 1 43 |
| INLAND LAKES | 5 | 31 | | | | | | |

TIME SPENT WORKING OUT OF DOORS

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| FISHING | | | | |
| AT SEA | 44 _____ | 46 d/year | 47____ | 48 h/day |
| CARING FOR FISHING TACKLE | 49 _____ | 51 d/year | 52____ | 53 h/day |
| WASHING CLOTHES ON THE BEACH | 54 ____ | 55 d/year | 56____ | 57 h/day |
| OTHER OUTDOOR WORK | 58 _____ | 60 d/year | 61_____ | 62 h/day |

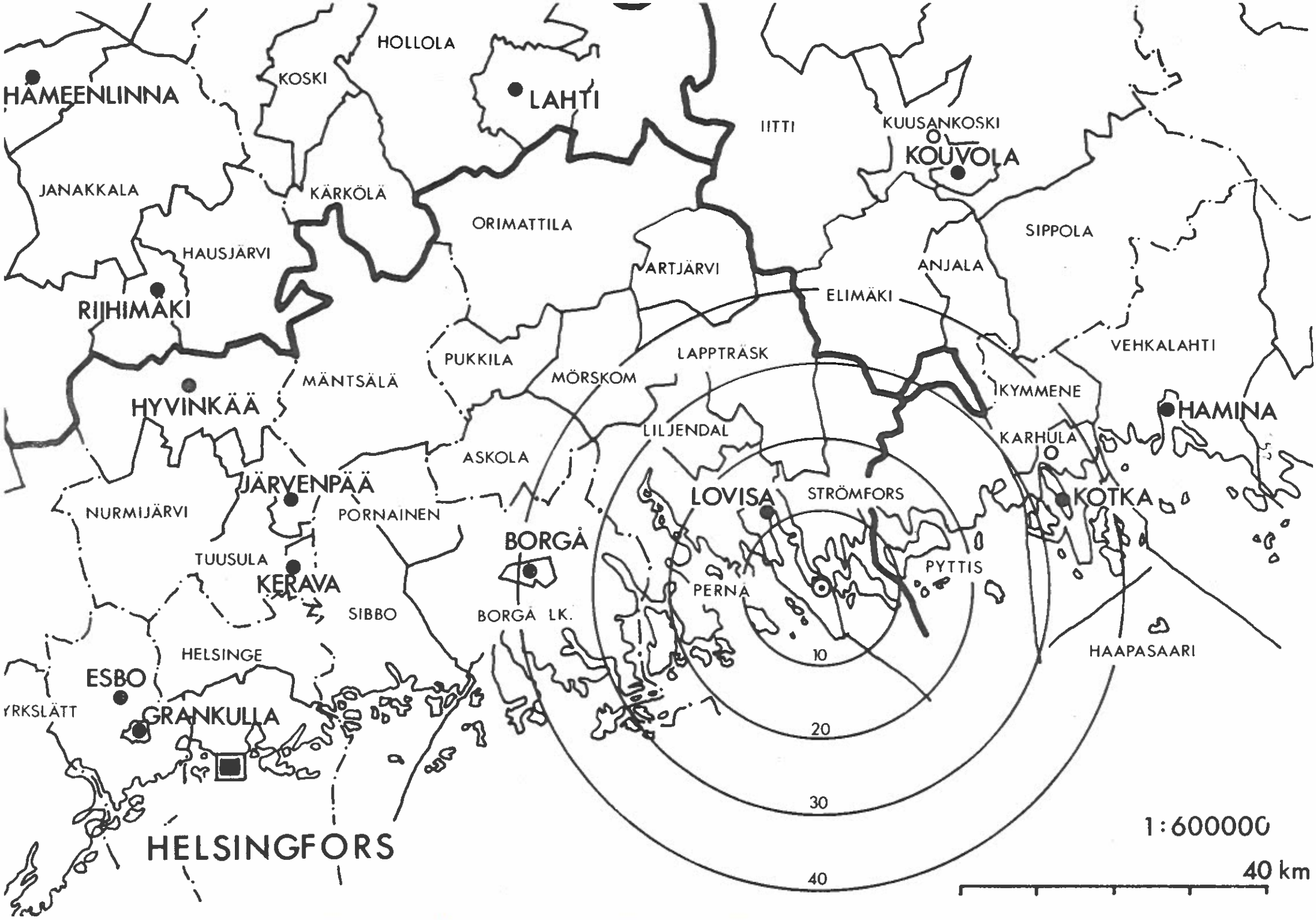
TIME SPENT OUT OF DOORS

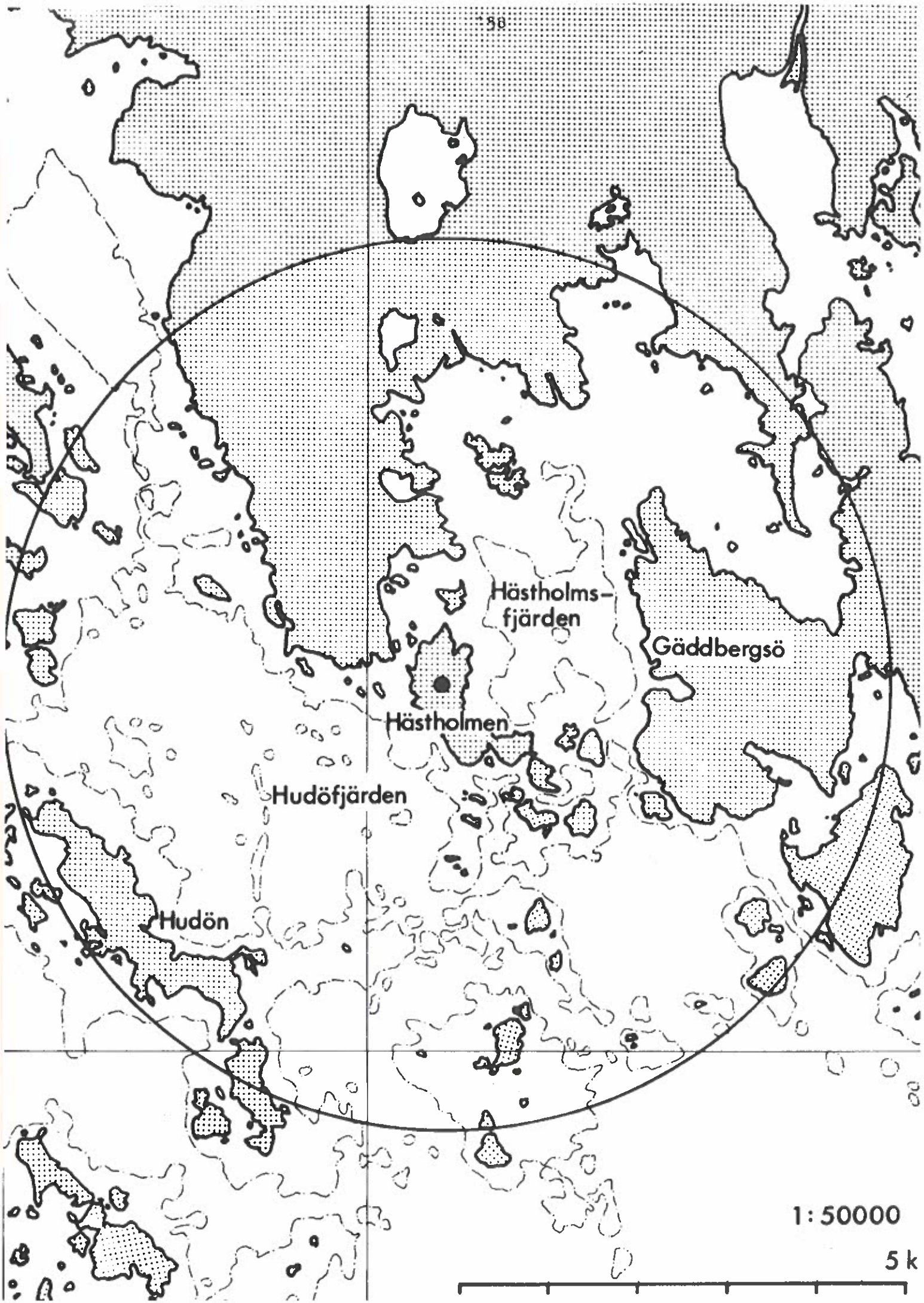
| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| ON BATHING BEACH OR SIMILAR | 63 ____ | 64 d/summer | 65 ___ | 66 h/day |
| OTHER FORMS OF OUTDOOR ACTIVITY DURING SUMMER | 67 ____ | 68 d/summer | 69 ___ | 70 h/day |
| OUTDOORS WINTERTIME | 71 ____ | 72 d/winter | 73 ___ | 74 h/day |

| DO YOU PRACTICE | FOR OWN USE | FOR SALE | NOT AT ALL | |
|---|---|---|---|---|
| VEGETABLE AND BERRY PRODUCTION | 0 | 1 | 2 | 75 |
| EGG PRODUCTION | 0 | 1 | 2 | 76 |
| MILK PRODUCTION | 0 | 1 | 2 | 77 |
| MEAT PRODUCTION | 0 | 1 | 2 | 78 |
| GRAIN PRODUCTION | 0 | 1 | 2 | 79 |
| ROOT VEGETABLE PRODUCTION | 0 | 1 | 2 | 80 |

THE MOST IMPORTANT FISH IN ORDER OF IMPORTANCE

| | KIND OF FISH | | AREA CAUGHT | | CATCH KG/YEAR | | SALE KG/YEAR | | OWN USE KG/YEAR | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | _____ | 9__ | 10 _____ | 11 __ | 12 _____ | 15 | 16 _____ | 18 | 19____ | 21 |
| 2 | _____ | 22__ | 23 _____ | 24 __ | 25 _____ | 28 | 29 _____ | 31 | 32_____ | 34 |
| 3 | _____ | 35__ | 36 _____ | 37 __ | 38 _____ | 41 | 42 _____ | 44 | 45_____ | 47 |
| 4 | _____ | 48__ | 49 _____ | 50 __ | 51 _____ | 54 | 55 _____ | 57 | 58_____ | 60 |
| 5 | _____ | 61__ | 62 _____ | 63 __ | 64 _____ | 67 | 68 _____ | 70 | 71_____ | 73 |
| 6 | _____ | 9___ | 10 _____ | 11 __ | 12 _____ | 15 | 16 _____ | 18 | 19 ____ | 21 |
| 7 | _____ | 22___ | 23 _____ | 24 __ | 25 _____ | 28 | 29 _____ | 31 | 32 ____ | 34 |
| 8 | _____ | 35___ | 36_____ | 37 __ | 38 _____ | 41 | 42 _____ | 44 | 45 ____ | 47 |
| 9 | _____ | 48___ | 49_____ | 50 __ | 51 _____ | 54 | 55 _____ | 57 | 58 ____ | 60 |
| 10 | _____ | 61___ | 62_____ | 63 __ | 64 _____ | 67 | 68 _____ | 70 | 71 ____ | 73 |


HAMEENLINNA
KOSKI
HOLLOLA
LAHTI
IITTI
KUUSANKOSKI
KOUVOLA
JANAKKALA
KÄRKÖLÄ
ORIMATTILA
SIPPOLA
HAUSJÄRVI
ARTJÄRVI
ANJALA
ELIMÄKI
RIIHIMÄKI
VEHKALAHTI
PUKKILA
LAPPTRÄSK
MÄNTSÄLÄ
MÖRSKOM
IKYMMENE
HYVINKÄÄ
HAMINA
LILJENDAL
KARHULA
ASKOLA
JÄRVENPÄÄ
LOVISA
STRÖMFORS
KOTKA
NURMIJÄRVI
PORNAINEN
BORGÅ
TUUSULA
KERAVA
PYTTIS
PERNÅ
SIBBO
BORGÅ LK.
HAAPASAARI
HELSINGE
10
ESBO
YRKSLÄTT
GRANKULLA
20
30
HELSINGFORS
40
1:600000
40 km


Hästholms-
fjärden
Gäddbergsö
Hästholmen
Hudöfjärden
Hudön
1:50000
5 k

# INHALATION DOSES FROM I 131 AT URBAN SITING

Christina Gyllander

AB Atomenergi, Studsvik

## Abstract

Based on concentration statistics and population distribution in an urban area with one million inhabitants inhalation doses from an iodine release have been computed. These calculations include maximum individual doses as well as population doses within a zone of 22 km radius.

The evaluation is valid for a power plant at a distance from the centre of the city of 2, 5 and 20 km alternatively. An exponential formula is used in determining the population distribution.

The dispersion - given in terms of relative concentration (s $m^{-3}$) has been computed for each $10^{o}$ sector, several release heights, distances and sampling periods. By using frequency statistics concentration values, which may be reached or exceeded with a given degree of probability, are easily obtained for an actual set of release data during normal operation as well as in accident conditions.

Based on concentration statistics and population distribution in a fictive urban area with about one million inhabitants computations have been performed of the inhalation dose caused by an iodine release from a nuclear power plant. The dose calculations include maximum individual dose as well as population dose cumulatively added in each $10^{o}$ sector within a zone of 22 km radius. Normal operation as well as accident conditions are considered.

## 1. The site

The nuclear power plant is localized at a distance of 2, 5 and 20 km alternatively from the centre of the city. In this report, covering a fictive area, the site is located south of the urban area, i.e. a plume from the plant will sweep the centre of the city in the sector (bearing) $0^{o}$.

## 2. The population distribution

On the assumption that the population density is declining exponentially from the centre the Clarc formula is applied in its simple initial form (1), by which a population distribution radially symmetric is provided. Using certain parameters valid for a hypothetic ideal urban area a total population of 1.2 million inhabitants is included within a radius of 25 km, corresponding to 99 % of the population obtained when integrating to infinity.

The age distribution is approximated by the following percentages:

| | Interval km | Children $\leq$ 16 y |
|---|---|---|
| Central zone | 0 - 3.5 | 10 % |
| Intermediate " | 3.5 - 12.5 | 20 " |
| Expansion " | 12.5 - 25.0 | 30 " |

## 3. Concentration statistics

The investigation on atmospheric diffusion at Studsvik and Ågesta has resulted in methods for computation of the dispersion at a constant release rate during 1 h (2). For determination of the diffusion conditions of the lower atmosphere the wind velocity and wind direction must be known as well as a stability parameter, including temperature gradient and the "free wind" velocity above friction level.

The method which is valid for the lowest part of the atmosphere, up to about 200 m, is based on a great number of diffusion experiments and simultaneous

recording of meteorological parameters during an intense research period in 1960-1962; in fact, data from 24 000 hours are involved in the computation.

The basic unity of concentration statistics is the hourly mean value (3). Starting from these data, mean values covering even longer release periods can be obtained.

The dispersion - given in terms of relative concentration (s $m^{-3}$) for corresponding cumulative frequency values - has been computed. For safety analyses maximum individual dose as well as total population dose in a sector as a whole must be known. Thus, statistics are computed separately for each standard distance as well as on weigthed mean values of concentration covering the interval 0.5 - 22 km. In dose computations the individual values for each distance, contributing to the mean value, are used. This approach has been introduced to prevent overestimation of concentration at high level releases. Otherwise, a fixed percentage of probability would imply different weather conditions in different parts of the plume track (the sector); a 5 % probability value of concentration, for example, may be caused by great instability close to the site, whereas at great distances it would correspond to inversion conditions.

By using frequency statistics concentration values which may be reached or exceeded with a given degree of probability are easily obtained for actual release data during normal operation as well as in accident conditions. The concentration statistics are a set of universal basic programs, intended for determination of the air concentration during long time operation - for example during one year - as for accident conditions, when short or quasi-instantaneous releases have to be considered. The release rate may be constant or some function of time.

Diagrams 1 and 2, valid for a plume in the 280° sector, represent two examples of application:

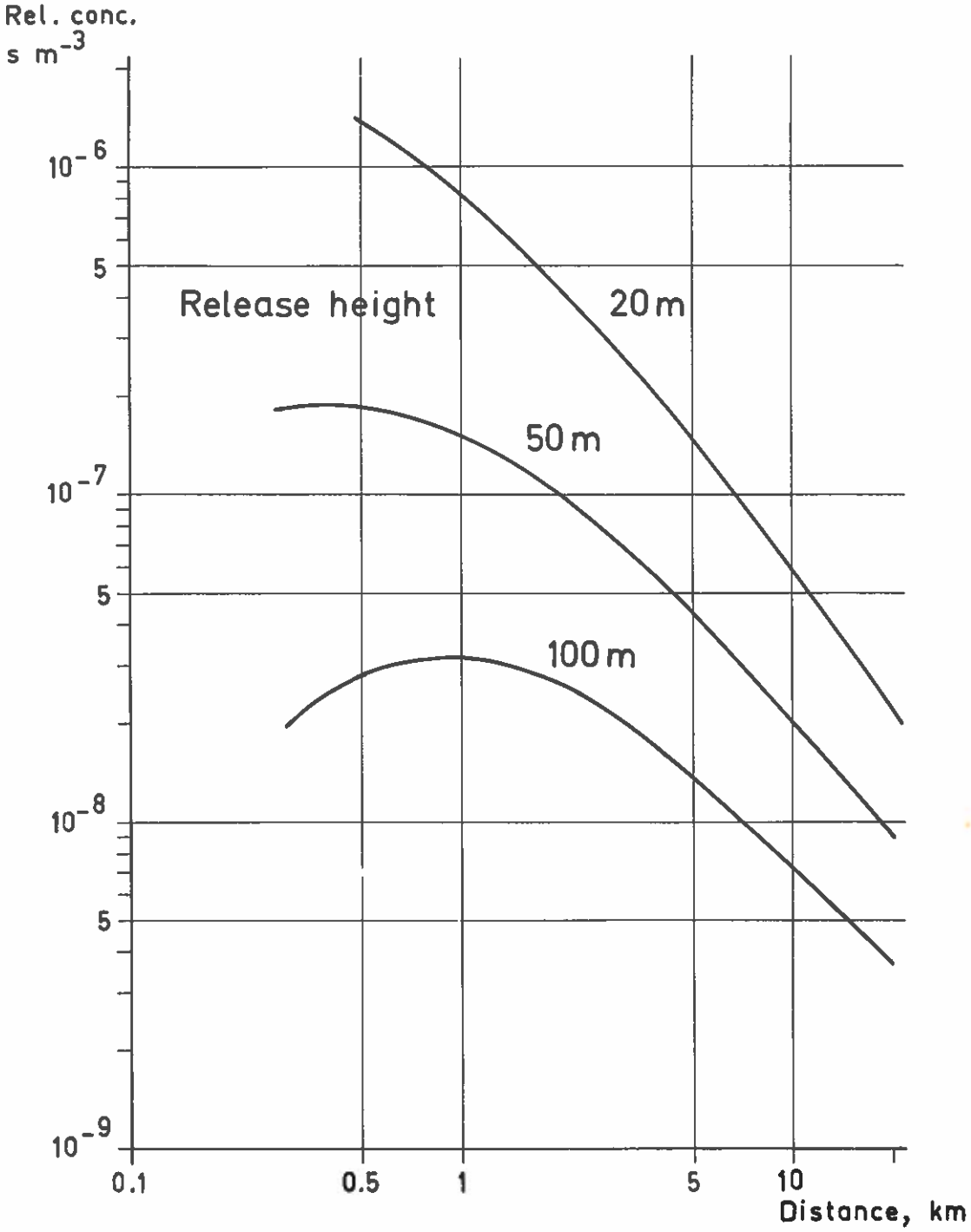
Diagram 1 NORMAL OPERATION - median conditions for long time releases.
The release height is included as a parameter and curves drawn for 20, 50 and 100 m.

Diagram 2 ACCIDENT CONDITIONS - release time 1 h, distance 1 km.
The diagram gives the concentration for a big range of probability and different release heights.

# RELATIVE CONCENTRATION (s m$^{-3}$)

NORMAL OPERATION

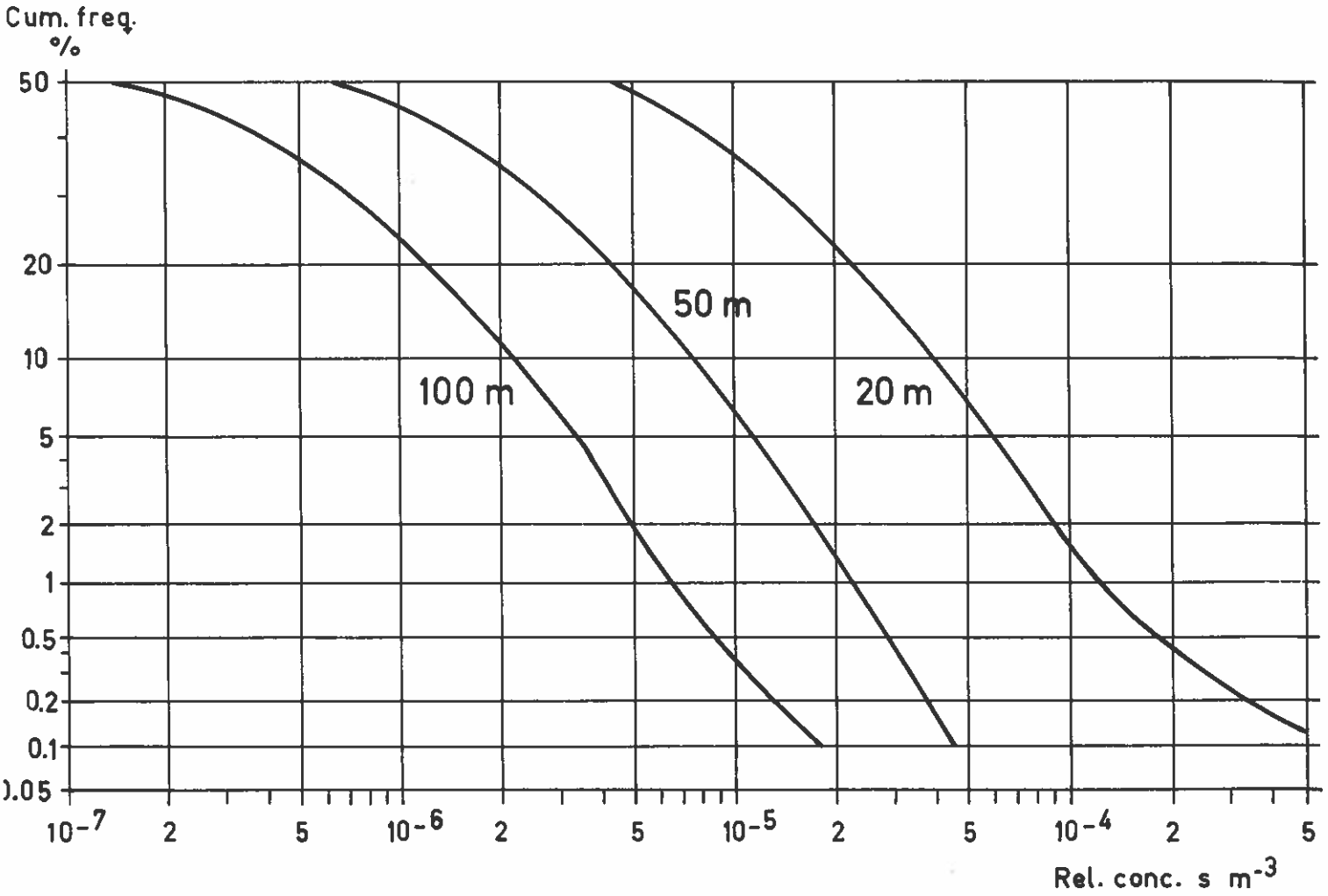
| | |
|---|---|
| Bearing | 280° |
| Release time | 1 y |
| Release height | 20, 50 and 100 m resp. |
| Cum. freq. | 50 % |



# RELATIVE CONCENTRATION (s $m^{-3}$)

## ACCIDENT CONDITIONS

| | |
|---|---|
| Bearing | 280° |
| Release time | 1 h |
| Release height | 20, 50 and 100 m resp. |
| Distance | 1 km |



## 4. Thyroid dose

Different values have been reported in literature concerning the relation exposure (Ci s $m^{-3}$) to thyroid dose (rads) (4 - 7), and Bayer present a comprehensive summary (6) as to dose factors recommended. In this report special attention is devoted to recent results, published by Dunster (1969) and Bryant (1969) and presented by Karhausen, Pages and Ermans at the International Radiation Protection Association Congress in Brighton in May 1970.

In view of the range of variation in literature, standard values are applied in this report as to exposure to dose relation.

| | |
|---|---|
| Children $\leq$ 16 y | 1 000 rad $m^3$ $Ci^{-1}$ $s^{-1}$ |
| Adults > 16 y | 500 - " - |

These values exceed the factors given by Dunster and Bryant and accepted by the Medical Research Council.

The quantity released has been standardized to $10^3$ Ci I 131e, and the inhalation dose computed with no reduction allowed for washout or dry deposition.

In this general model, assuming the existence of an ideal urban area, the dose calculations are restricted to the sector 0 - 180°. All directions are checked, however, as to the maximum individual dose, which for all alternatives is found within the interval 0.5 - 1.5 km.

To sum up, concentration statistics are computed for the following alternatives:

| | |
|---|---|
| Distance of the plant from the centre of the city | 2, 5 and 20 km |
| Release height | 20, 100, 200 m |
| Normal operation, release time | 1 y, cum. freq., 50 % |
| Accident conditions, " " | 1 h, " " , 1, 5, 50 % |
| " " " " | 1 d, " " , 1, 5, 50 % |
| Release rate | Constant with time |

Each 10° sector is divided into 9 intervals. For determination of the population dose the product is formed of relative concentration in the centre of the interval and the number of people within each sector interval. Due atten-

tion is given at the same time to the percentage of children in different urban zones as well as the different values of the dose factor for children and adults. The total thyroid dose to population has been found by cumulatively adding out to 22 km in each $10^{o}$ sector.

For accident condition involving a release to the environment of $10^{3}$ Ci I 131e at constant rate during 1 h the maximum individual dose as well as maximum population dose in a $10^{o}$ sector have been reported in table 1.

A graphic representation of the dose distribution for the release heights 20 m and 100 m respectively is found in figs. 1 - 6; figs. 1 and 2 refer to normal operation, figs. 3 - 6 to accident conditions.

The shades refer to urban zones with different percentage of children.

Values of total population dose in the interval 0.5 - 22.5 km are given for each $10^{o}$ sector.

Table 1 INHALATION DOSE

Population distribution Stockholm 1970
Total release $10^3$ Ci I 131e
Accident conditions 100 %, 1 h, constant release rate

| Release height | Distance from plant to centre of the city | Maximum individual dose | | | | | | Maximum population dose in a 10° sector 0.5 - 22.5 km | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Bearing | Distance km | Nos of children | Dose Rads | Nos of adults | Dose Rads | Bearing | Σ rads |
| 20 | 2 | 340° | 0.5-1.5 | 170 | 100 | 1500 | 50 | 340° | 674 000 |
| | 5 | " | " | 160 | 100 | 630 | 50 | 340° | 747 000 |
| | 20 | " | " | 4 | 100 | 12 | 50 | 0° | 188 000 |
| 100 | 2 | 20° | " | 170 | 5.6 | 1500 | 2.8 | 10° | 35 000 |
| | 5 | " | " | 160 | 5.6 | 630 | 2.8 | 10° | 47 000 |
| | 20 | " | " | 4 | 5.6 | 12 | 2.8 | 10° | 24 000 |
| 200 | 2 | 0° | " | 170 | 2.5 | 1570 | 1.2 | 20°, 310°, 320°, 340° | 11 000 |
| | 5 | " | " | 160 | 2.5 | 640 | 1.2 | 20°, 340° | 11 000 |
| | 20 | " | " | 4 | 2.5 | 12 | 1.2 | 20°, 340° | 2 100 |
| | Maximum number of individuals that may be subjected to maximum individual thyroid dose<br>The centre of the city is then swept by a wind in the most unfavourable direction | | | | | | | | |
| | 2 | | | 170 | | 1570 | | | |
| | 5 | | | 160 | | 640 | | | |
| | 20 | | | 4 | | 12 | | | |

The effect of an increase of the release height or moving of the site to greater distances from the centre of the city is given below in table 2.

Table 2

| Action | Fixed parameter | Maximum individual dose (rads) Will be changed by the factor | Population dose (Σ rads) Will be changed by the factor |
|---|---|---|---|
| Increase of release height | Distance plant-city | | |
| 20 m → 100 m | 2 km | 0.06 | 0.05 |
| | 5 " | 0.06 | 0.06 |
| | 20 " | 0.06 | 0.15 |
| 100 m → 200 m | 2 km | 0.4 | 0.3 |
| | 5 " | 0.4 | 0.2 |
| | 20 " | 0.4 | 0.1 |
| Increase of distance plant - city | Release height | | |
| 2 km → 5 km | 20 m | No change | 1.1 |
| 5 " → 20 " | 20 " | | 0.25 |
| 2 km → 5 km | 100 m | " | 1.3 |
| 5 " → 20 " | 100 " | | 0.5 |
| 2 km → 5 km | 200 m | " | 1.0 |
| 5 " → 20 " | 200 " | | 0.2 |

The most serious conditions arise for short releases (one hour) when the plume sweeps the centre of the city in the most unfavourable direction from the meteorological point of view.

For purpose of comparison, iodine quantities are determined, which must be released to give 100 individuals a thyroid dose $\geq$ 1 000 rads with a probability - or risk - of 5 %. The probability is then given as percentage of time with the wind in the actual direction.

In diagram 3 the result is illustrated for an interval of dose which may be of interest in actual analyses. The population is cumulatively added out to 22.5 km and the diffusion data used refers to the most unfavourable sector.

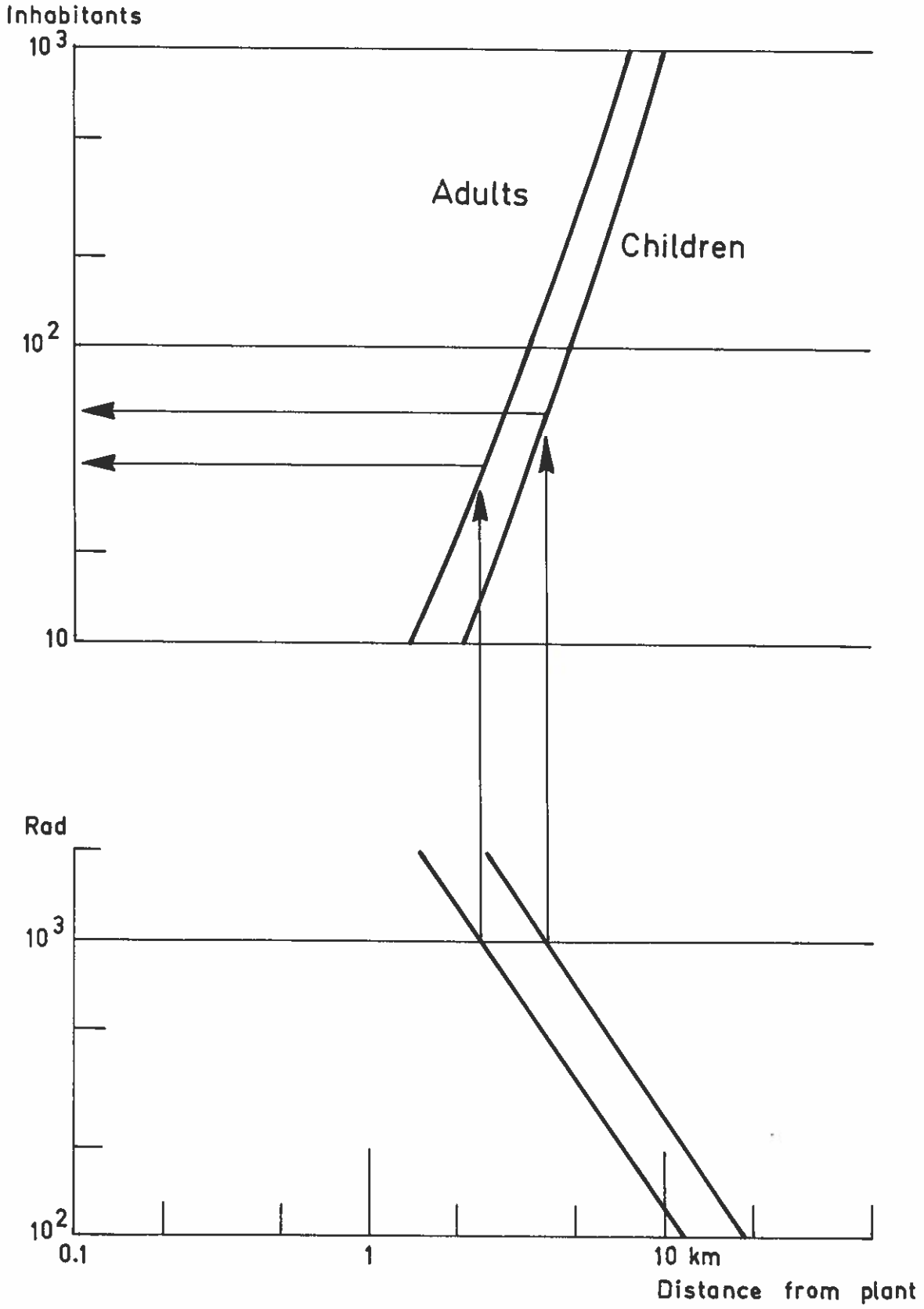
IODINE RELEASES (CI)
necessary to give 100 individuals a thyroid dose $\geq$ 1 000 rads

| Distance plant-city km | Age distribution | Population within a distance of | Release height m | Total release Ci |
|---|---|---|---|---|
| 2 resp 5 km | ~70 children | 1 km | 20 m(~ground level release) | $1.0 \cdot 10^4$ |
| | ~30 adults | | 100 | $2.0 \cdot 10^5$ |
| | | | 200 | $4.5 \cdot 10^5$ |
| 20 km | ~60 children | 4 km | 20 m(~ground level release) | $3.1 \cdot 10^4$ |
| | ~40 adults | | 100 | $1.4 \cdot 10^6$ |
| | | | 200 | $2.5 \cdot 10^6$ |

# INHALATION DOSE I 131e

Plant 20 km from city (1.2 mill.inh.)
Release time 1 h
Release height 100 m
Cum. freq. 5 %

**Total release $1.4 \cdot 10^6$ Ci I 131e**



References

1. U. WIDEMO, Aktiebolaget Atomenergi,
Internal report (to be published).

2. U. HÖGSTRÖM,
An experimental study on atmospheric diffusion.
Tellus, 16 (1964):2, p. 205.

3. U. HÖGSTRÖM, B. BRINGFELT,
Rapport över SMHI:s undersökning av spridningen vid olika samplingstider från R2-skorstenen i Studsvik. Sveriges meteorologiska-hydrologiska institut, Stockholm 1965.

4. S.O.W. BERGSTRÖM,
Engångsexponering av inhalerad I 131 respektive I 131 i mjölk. 1960. (AE TPM).

5. F. MORLEY, P.M. BRYANT,
Basic and derived radiological protection standards for the evaluation of environmental contamination. Environmental contamination by radioactive materials. Proceedings of a seminar. Vienna, 24-28 Mar 1968. IAEA, Vienna 1969 p. 255.

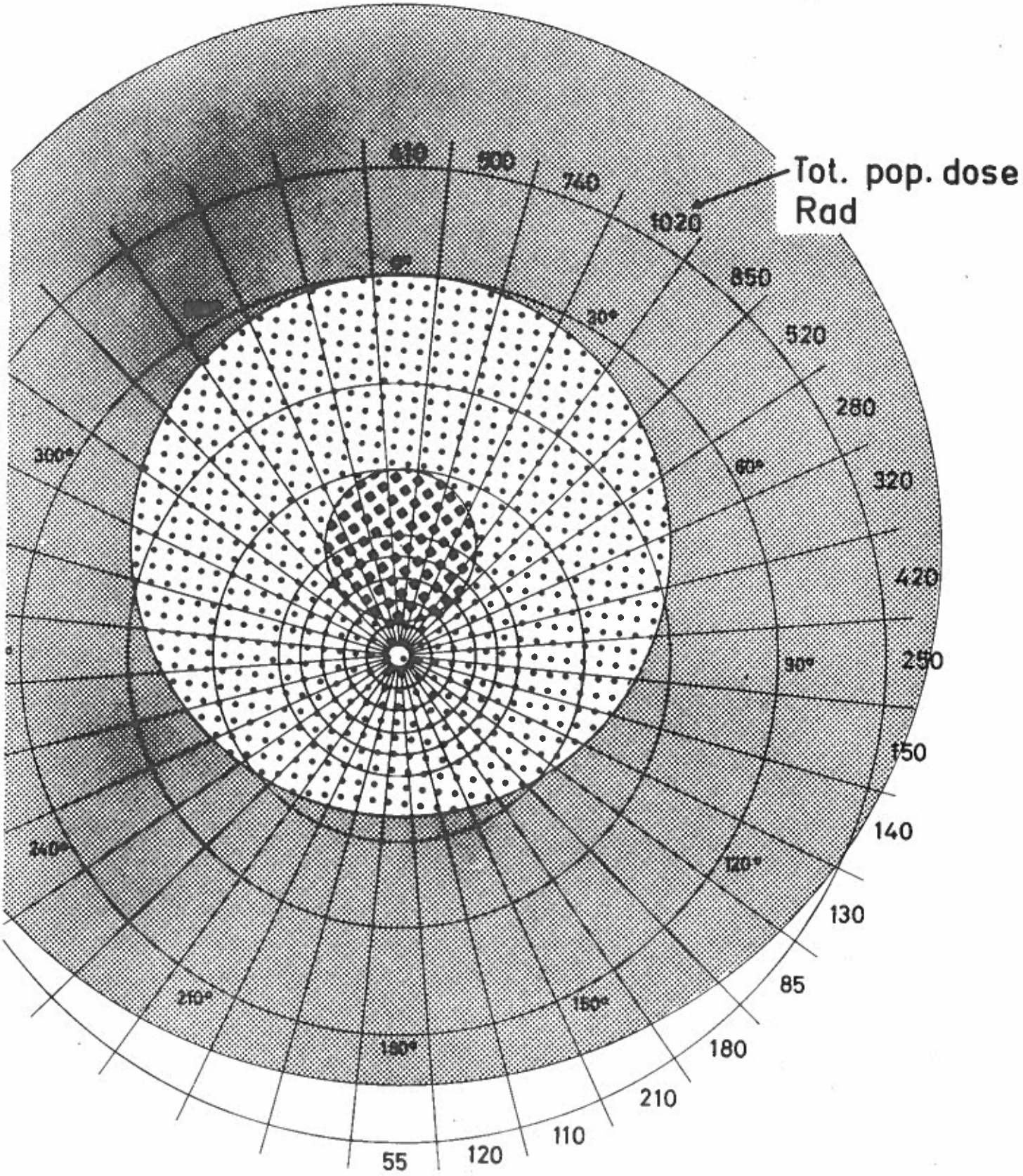
6. A. BAYER, (with references)
Der altersabhängige Inhalations-Dosisfaktor g von J-131. 1969. (KFK-1073).

7. L.R. KARHAUSEN, J.P. PAGES, A.M. ERMANS,
Fate of iodine radioisotopes in infants and adolescents and resulting radiation exposure. 1970. (CEA-CONF-1551).

# NORMAL OPERATION

Figur 1

Plant 5 km from city
Release height 100 m
Long time release
Cum. freq. 50 %

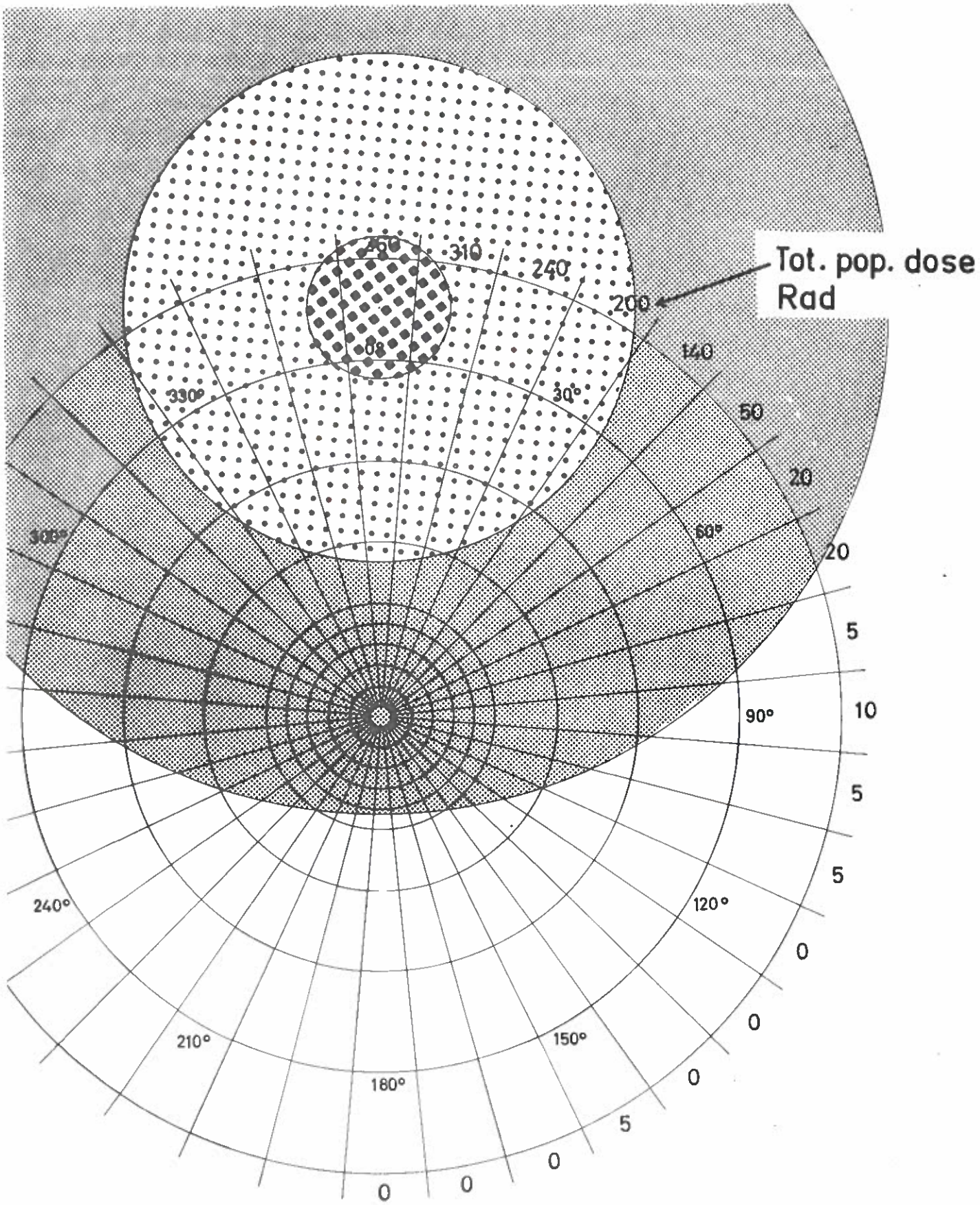



INHALATION DOSE I 131 e

# NORMAL OPERATION

Figur 2

Plant 20 km from city
Release height 100 m
Long time release
Cum. freq. 50 %

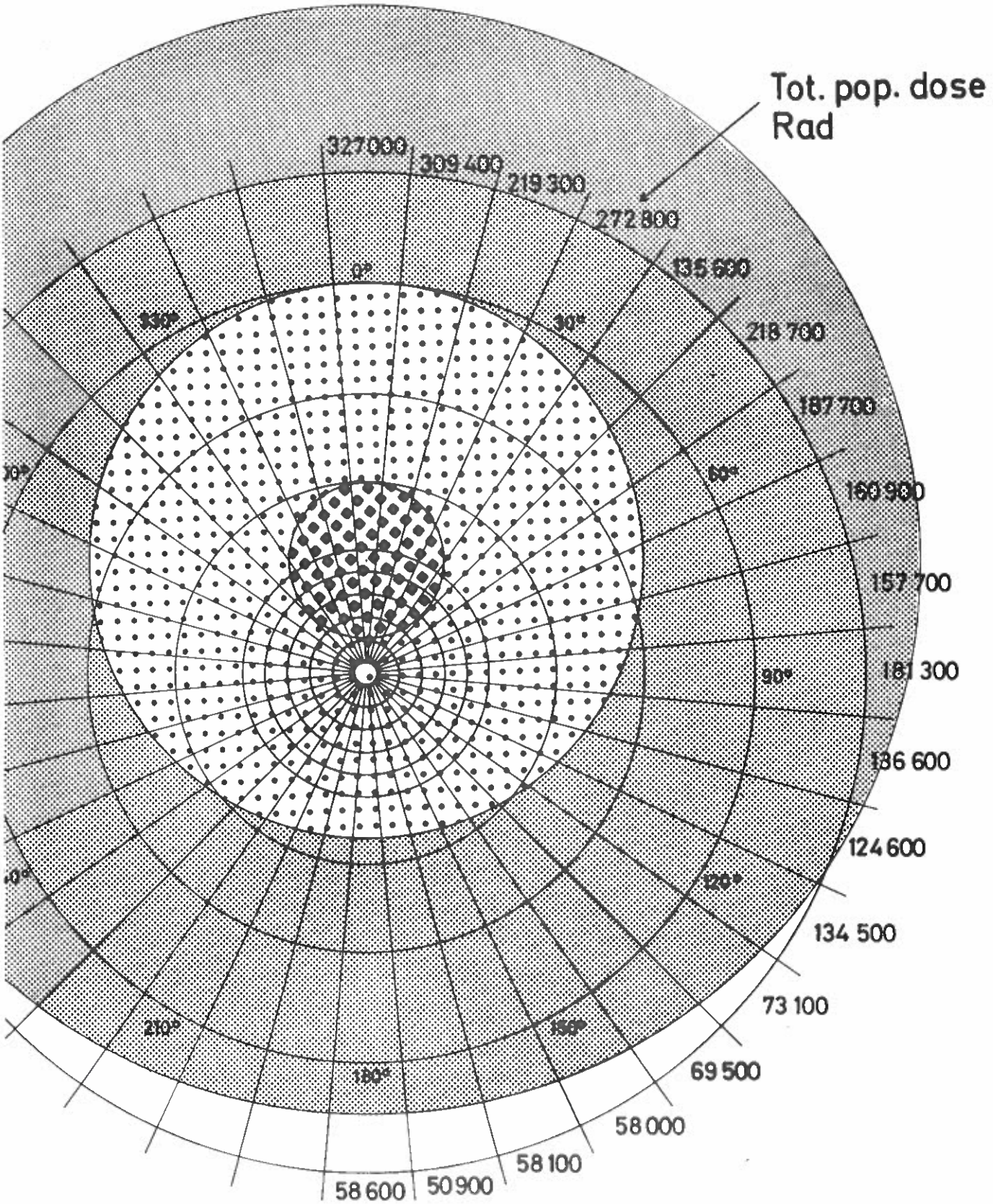



INHALATION DOSE I 131 e

# ACCIDENT CONDITION

Figur 3

Plant 5 km from city
Release height 20 m
Release time 1 h
Cum. freq. 5 %

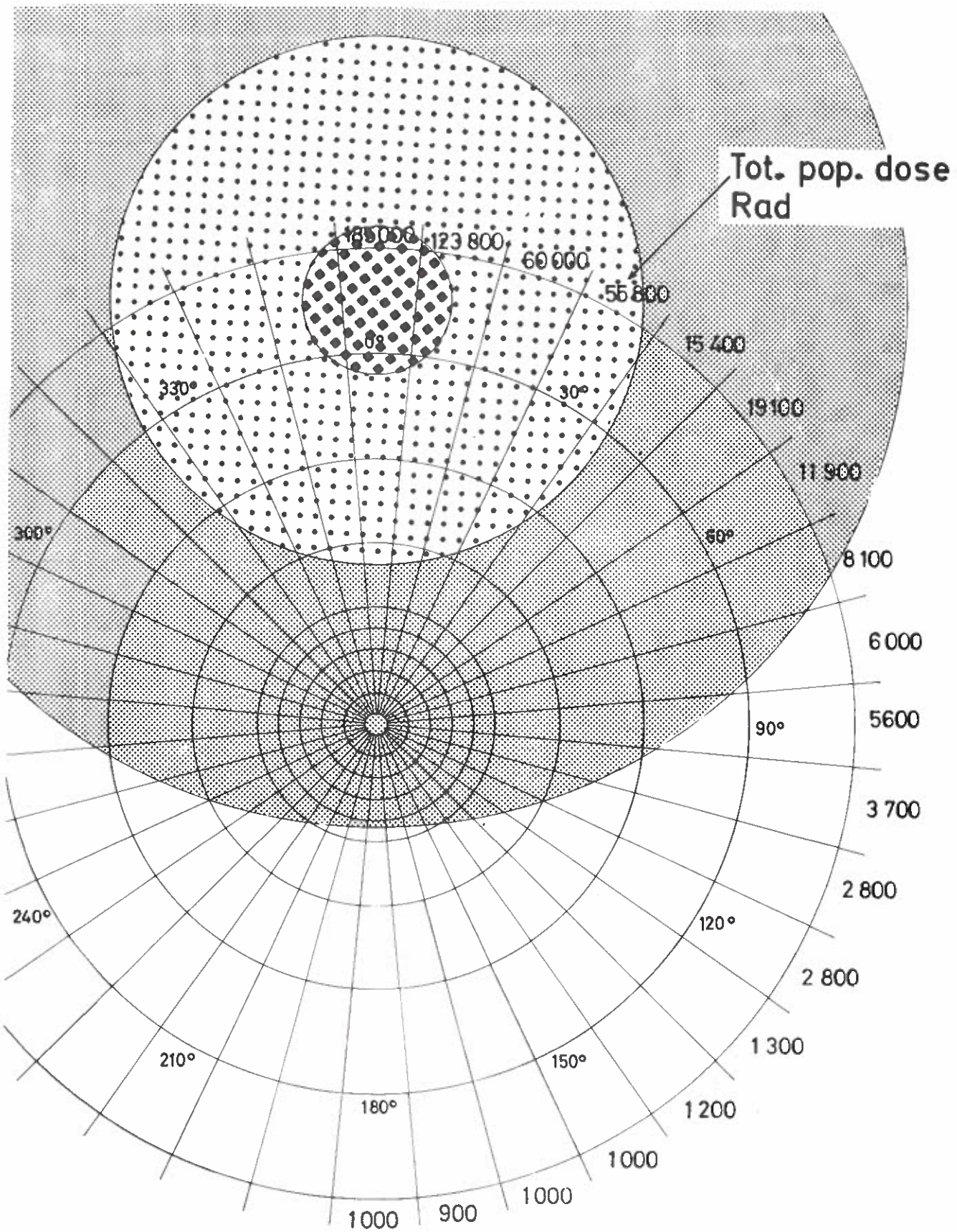



INHALATION DOSE I 131 e

Figur 4

# ACCIDENT CONDITION

Plant 20 km from city
Release height 20 m
Release time 1 h
Cum. freq. 5 %

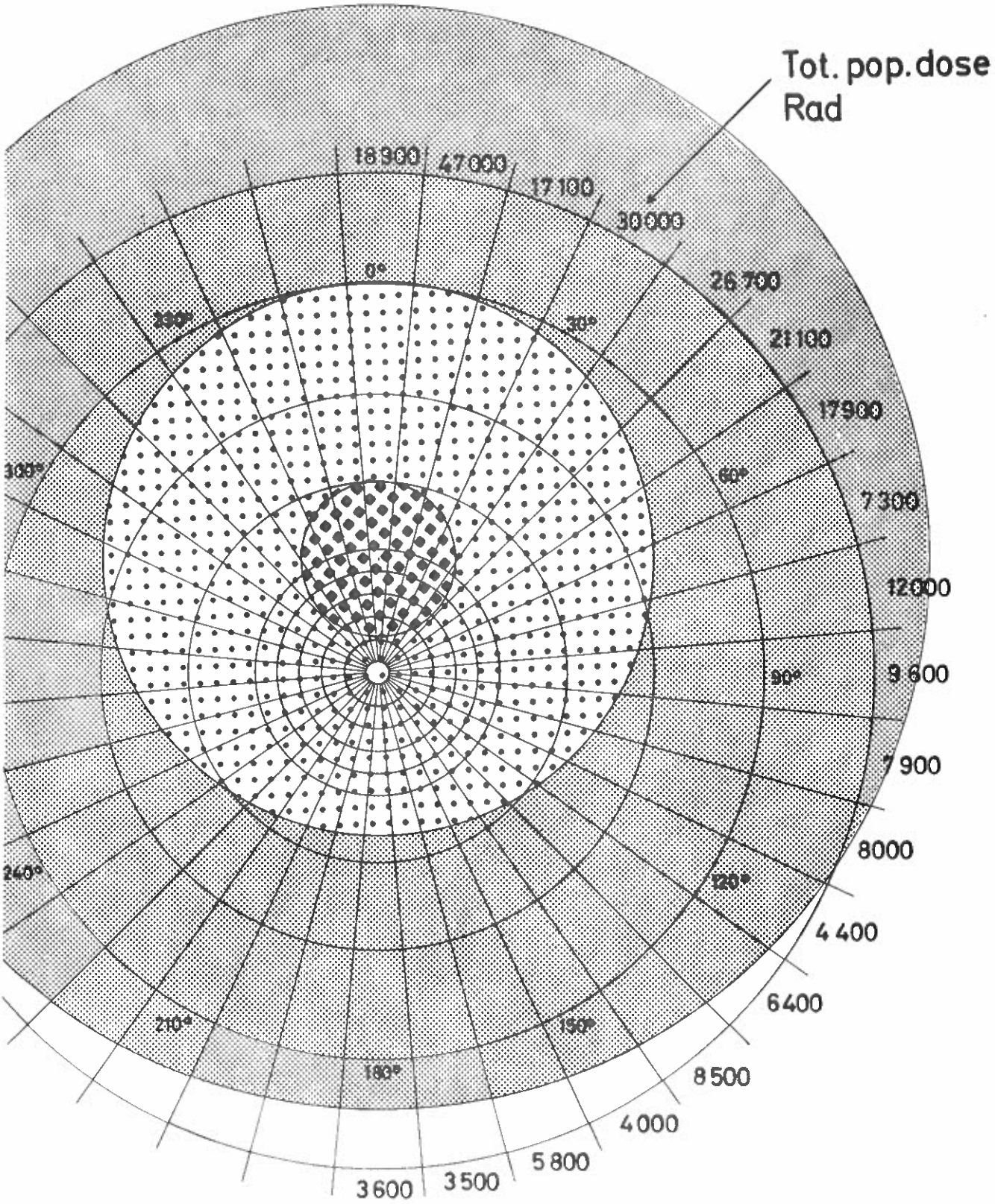



INHALATION DOSE I 131 e

Figur 5

# ACCIDENT CONDITION

Plant 5 km from city
Release height 100 m
Release time 1 h
Cum. freq. 5 %

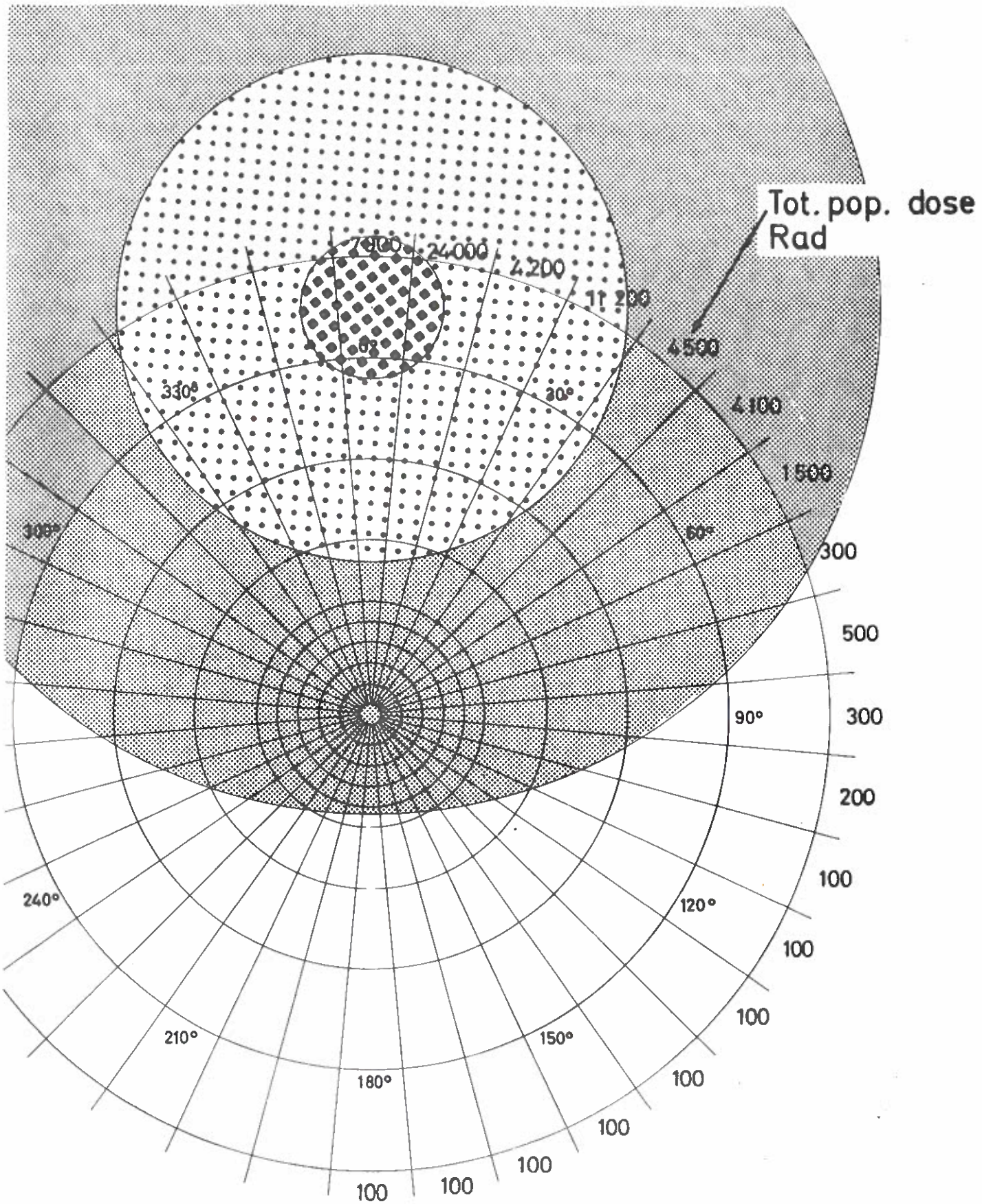



INHALATION DOSE I 131 e

Figur 6

# ACCIDENT CONDITION

Plant 20 km from city
Release height 100 m
Release time 1 h
Cum. freq. 5 %




INHALATION DOSE I 131e

# Determination of Radiation Doses in the Vicinity of a Nuclear Power Plant at a Reactor Accident

Lars Wahlström

Swedish State Power Board, Department Ågesta,

Stockholm

## Abstract

At a reactor accident when radioactive material is released to the vicinity, it is of importance that the authority as soon as possible will be informed of the doses to the public. Such a calculation based on one "standard release" can be done in advance and presented in diagrams. At an accident, the doses are to be corrected to the actual presumptions.

Contents


| | | |
|---|---|---|
| List of figures | page | 179 |
| 1. Location of the plant | " | 180 |
| 2. Estimation of the release of fission products from the reactor containment at an accident | " | 180 |
| 3. Meteorological studies at Ågesta | " | 181 |
| 4. Comparison with other meteorological studies | " | 183 |
| 5. Probable dispersion | " | 183 |
| 6. Deposition and washout | " | 184 |
| 7. Radioactive cloud-dose calculations | " | 186 |
| 7.1 Cloud gamma dose | " | 186 |
| 7.2 Cloud beta dose | " | 187 |
| 7.3 Gamma dose rate from ground deposition | " | 188 |
| 7.4 Beta dose rate from ground deposition | " | 189 |
| 7.5 Beta dose rate from radioactive material deposited on the body | " | 189 |
| 7.6 Internal radiation from radioactive material in the cloud | " | 190 |
| 7.7 Dose to thyroid after consumption of $^{131}I$ via milk | " | 191 |
| 8. Maximum permissible doses | " | 192 |
| 9. Determination of activity and dose | " | 194 |
| References | " | 195 |

List of figures

Fig. 1 Ågesta power and district heating plant
2 Fission product afterpower as a function of time
3 Relative concentration time integral at ground level release. Superadiabatic weather
4 Relative concentration time integral at ground level release. Almost neutral weather
5 Relative concentration time integral at ground level release. Moderate stable weather
6 Relative concentration time integral at ground level release. Stable weather
7 Relative concentration time integral at ground level release. Very stable weather
8 Relative concentration time integral at stack release. Relatively stable weather
9 Relative concentration time integral at stack release. Very stable weather
10 Relative concentration time integral at ground level release. Comparison of different types of weather
11 Ground deposit at dry deposition
12 Ground deposit at washout by rain
13 Gamma dose from a cloud containing one standard release
14 Beta dose from a cloud containing one standard release
15 Gamma dose from the ground contamination
16 Beta dose from the ground contamination
17 Beta dose from radioactive material on the body
18 Concentration of $^{131}I$ in milk and the infinite dose to the thyroid of children who daily consume milk containing $^{131}I$

## 1. Location of the plant

Ågesta nuclear power and district heating plant is situated approx 4 km south of the suburb of Farsta in Stockholm. The reactor containment is built into a rock outcrop and has a gastight steel lining constructed for 3 bar pressure in the containment (Fig 1). Access to the containment is via airlocks. The ventilation ducts and other tubes through the lining are equipped with double shut-off valves.

A valley which can influence the dispersion conditions runs near the plant in approximately north-south direction.

## 2. Estimation of the release of fission products from the reactor containment at an accident

The reactor core contains more than $3.5 \times 10^8$ Ci of fission products after 1000 days in operation at a thermal power level of 80 MW (1). Table 1 gives the value of activity and afterpower. Fig 2 shows the afterpower of fission products as function of time.

Table 1. Fission products in the reactor core after 1000 days in operation at a thermal power level of 80 MW (1)

| Fission product | Activity (Ci) | Afterpower (W) | |
|---|---|---|---|
| | | beta | gamma |
| Noble gases | $3.0 \times 10^7$ | $1.6 \times 10^5$ | $1.5 \times 10^5$ |
| Halogenes | $3.2 \times 10^7$ | $2.1 \times 10^5$ | $2.3 \times 10^5$ |
| Rel. volatile | $7.2 \times 10^7$ | $3.8 \times 10^5$ | $2.9 \times 10^5$ |
| Remaining nucl. | $2.2 \times 10^8$ | $1.0 \times 10^6$ | $1.3 \times 10^6$ |

It is very difficult to predict the activity release from the reactor core at an accident and the dispersion to the atmosphere. Maximum credible accident (MCA) is defined as a complete tube break in the main cooling system but intact emergency cooling system (2). Such an accident may result in cracks in fuel canning and releasing of fission products, especially noble gases and volatile fission products. Beattie and Bryant (3) state the relation between released zenon, iodine and cesium as 15:5:1. Cegelski (4) has found that 100% of $^{133}Xe$ and $^{131}I$ are released if the fuel temperature is about 2000°C. At fuel temperature about 1400°C, 30% of $^{133}Xe$ and $^{131}I$ are released, if the fuel temperature is 1100°C, about 2% of $^{133}Xe$ and 0.2% of $^{131}I$ are released.

According to the specifications on the tightness of the reactor containment, max $2 \times 10^{-4}$ of the air volume in the reactor containment will leak out at MCA (5). Table 2 is an attempt to estimate the fraction of fission products which will leak out of the reactor core and reactor containment, if about 10% of the core is seriously damaged. However, it is difficult to prove that the activity will be retained at an accident and to anticipate where the radioactive fission products will leak out of the reactor containment. In my opinion, the risk for dispersion via the ventilation stack and via the ventilation air intake is largest. The second largest risk for dispersion is via the airlocks, that is via the transport tunnel or via the ordinary staff airlock, and via the main steam pipe and the turbine. (The accident is presumed to damage the main heat exchangers or the steam pipe.)

Table 2. Estimated fraction of fission products which will be released and which will leak out from the reactor containment at MCA if 10% of the reactor core is seriously damaged

| **Fission product** | Fraction of the activity which will be released from the core | Fraction of the activity which will leak out from the reactor containment | |
|---|---|---|---|
| | | with room-sprinkler | without room-sprinkler |
| Nobel gases | $10^{-1}$ | $10^{-5}$ | $10^{-5}$ |
| Halogenes | $2 \times 10^{-2}$ | $2 \times 10^{-6}$ | $2 \times 10^{-5}$ |
| Rel. volatile | $10^{-2}$ | $3 \times 10^{-7}$ | $3 \times 10^{-6}$ |
| Remaining nucl. | $10^{-3}$ | $3 \times 10^{-8}$ | $3 \times 10^{-8}$ |

To simplify the calculations we have defined one standard release as 2000 Ci noble gases (Kr + Xe), 100 Ci $^{131}I$ and 800 Ci of other iodine isotopes. This gives some higher doses than the assumptions mentioned in table 2.

## 3. Meteorological studies at Ågesta

During 1960-1963 meteorological investigations were made at Ågesta (6,7). Bringfelt and Högström (8) have found that dispersion at ground level release, depending on the meteorological situations, can be

classified in 7 dispersion classes. Each dispersion class has one to three sub-groups. Therefore, in total there are 18 dispersion groups at ground level release. The relative concentration time integral (unit $s/m^3$) for these dispersion classes is tabellated in a "dispersion manual" (8). The meteorological investigations show that the dispersion classes F and G are rare and appear for less than 1% of the time (6). Fig 3-7 show the relative concentration time integral for all dispersion groups in the classes A to E as a function of distance.

To determine the dispersion class, it is necessary to know the temperature difference between the 2 and 30- metre level in the mast, the wind speed on the 36-metre level, the wind directions on the 36-metre level and in the Ågesta valley. This information is automaticly registered on recorders.

The stability parameter $\lambda$, which is dependent on the temperature gradient and the wind speed, has been defined as follows (6).

$$\lambda = {}^{10}\log \frac{1+dT/dz}{\bar{u}_f^{\,2}} \cdot 10^3 \qquad (1)$$

were $dT/dz$ = the temperature gradient ($^{o}C/100$ m)

$\bar{u}_f$ = the mean speed of the free wind (m/s)

The speed of the free wind is referred to the wind speed above friction layer, practically this is at a height of 500 to 1000 m above the ground. To determine the stability parameter at Ågesta, there is a diagram in the dispersion manual. According to a scheme similar to a labyrinth in the dispersion manual, the right dispersion class can be determined without calculations. However, it is evident that in stressed situations, mistakes can be made when reading the scheme and the wrong dispersion class is established. For a person without meteorological training or experience there are no possibilities to discover such mistakes.

At stack release the maximum concentration is found at a distance from the stack. The distance to the maximum point depends on the stability parameter and increases by raised value of $\lambda$. Bringfelt and Högström have made diagrams for five dispersion classes and two height readings, h = 60 m and h = 25 m. The top of the stack is assumed to be at the height of h = 0 m. The height reading h = 60 states that the diagram refers to points 60 m below the top of the stack. These diagrams are used for terrain areas

situated less than 50 m above sea level. The diagrams with a heightreading of h = 25 m are used for terrain areas situated more than 50 m above sea level. The diagrams, which are meant to be placed on a map in the scale of 1:50000, are calculated for a wind speed of 1 m/s. In fig 8 and 9 I have presented values for the relative concentration time integral along the central axis of the plume. I have used values of wind speed corresponding to the weather type (9).

The values given in the figures presuppose that the cloud is not depleted by ground deposit or radioactive decay.

## 4. Comparison with other meteorological studies

A method of estimating the dispersion of airborne material has been presented by Pasquill (10). A modification of this method is used in several reactor plants in England (11. 12). Also in USA Pasquill´s method is recommended (13). In fig 10 the curves according to fig 3-7 are compared to two of the curves obtained by Pasquill´s method (14). Investigations made on different places, also show that the values in general are within the limits obtained according to Pasquill´s calculations (15).

## 5. Probable dispersion

Atan MCA, where radioactive material has been dispersed outside the plant, it is urgent that the authorities get information about possible doses as soon as possible. Therefore, in the first phase, the staff has to assume standard release and average weather.

The probable value of the relative concentration time integral, stated in fig 10, has therefore been calculated in this way:

$$\Psi_p = \sum p_i \Psi_i \qquad (2)$$

where $\Psi_p$ = the probable value of relative concentration time integral ($s/m^3$)

$p_i$ = the fraction of total time at type i of weather $\sum p_i = 1$

$\Psi_i$ = the relative concentration time integral ($s/m^3$) at type i of weather

Bringfelt and Högström have investigated $p_i$ at Ågesta (6).

As a matter of fact, a correction factor for different wind speed should be introduced in equation 2. On the other hand, the uncertainty in determining the activity release is larger. The values of wind speed stated in the dispersion manual (8) have therefore been used.

It is evident from fig 10 that for practical use, it is possible to utilize a simplified weather model. Calculations of activities and doses can be made in advance and be presented in diagrams. The discrepancies, amounting to somewhat more than a factor of ten, is negligible in comparison with the uncertainty in the value of activity release.

## 6. Deposition and washout

The cloud of radioactive fission products released from the reactor containment at an MCA will be more or less depleted through deposition of radioactive material on the ground. This depletion can be referred to under several circumstances such as gravitation, electrostatic attraction and chemical interaction (15). The deposition rate can be calculated from

$$\dot{\omega} = v_d \bar{\chi} \qquad (3)$$

where $\dot{\omega}$ = the deposition rate ($Ci/m^2 \times s$)

$v_d$ = the deposition velocity (m/s)

$\chi$ = the average activity concentration ($Ci/m^3$)

A reasonable maximum deposition velocity for $^{131}I$ on grass and water is $2 \times 10^{-2}$ m/s (15). Beattie and Bryant (3) use the value $3 \times 10^{-3}$ m/s, but they point out that if iodine were released as unattached vapour, a value of $10^{-2}$ m/s or exceptionally $3 \times 10^{-2}$ m/s would probably be appropriate in conjunction with dispersion in average weather.

The average activity concentration is calculated as

$$\bar{\chi} = \dot{Q}_o \psi_x \frac{Q_x}{Q_o} \qquad (4)$$

where $\dot{Q}_o$ = the leakage rate (Ci/s)

$\Psi_x$ = the pribanle value of relative concentration time integral at the distance x (fig. 10)

$\frac{Q_x}{Q_o}$ = depletion factor

Assuming Gaussian distribution, the depletion factor can be calculated (15):

$$\frac{Q_x}{Q_o} = \left[ \exp \int_0^x \frac{dx}{\sigma_z \exp(h^2/ 2\sigma_z^2)} \right]^{-\frac{v_d}{u}\sqrt{\frac{2}{\pi}}} \qquad (5)$$

Fig 11 gives the ground deposition at one ground level standard release and at probable value of relative concentration time integral.

Equation (5) is only valid if the concentration profile of the cloud is constant. However, the lowest parts of the cloud are more depleted (6) and at longer distances, the diposition is less than calculated.

Washout by rain also follows an exponential function, which can be written (15)

$$\dot{\omega} = \frac{\Lambda_2 \ \dot{Q}}{u \ \sigma_y \sqrt{2\pi}} \exp\left[ - \frac{y^2}{2 \ \sigma_y^2} \right] \quad \exp\left[ - \frac{\Lambda_1 \ x}{u} \right] \qquad (6)$$

where $\dot{\omega}$ = the washout rate (Ci/m$^2$sec)

$\Lambda_1$ = earlier washout coefficient (sec$^{-1}$)

$\Lambda_2$ = current washout coefficient (sec$^{-1}$)

$\dot{Q}$ = the leakage rate (Ci/sec)

The washout coefficient is of the magnitude $10^{-4}$ sec$^{-1}$ and increases by higher rainfall rate. Fig 12 gives the ground deposition according to equation (6). It has been presumed that the rainfall has long duration, covers a wide area and that the rate is constant.

## 7. Radioactive cloud-dose calculations

### 7.1 Cloud gamma dose

Assuming a cloud of uniform concentration and of infinite extent above ground, the dose of gamma radiation to a person when the cloud passes is

$$ {}_{\gamma}D_{\infty} = 0{,}25\ Q\bar{E}_{\gamma}\ \Psi \qquad (7a) $$

or

$$ {}_{\gamma}D_{\infty} = 42{,}5\ P_{\gamma}\ \Psi \qquad (7b) $$

where ${}_{\gamma}D_{\infty}$ = the gamma dose (rads)

$Q$ = the source activity (Ci)

$\bar{E}_{\gamma}$ = the average gamma energy (MeV) per disintegration

$\Psi$ = the relative concentration time integral ($s/m^3$)

$P_{\gamma}$ = the power of gamma radiation (W)

In reality the cloud has not infinite extent and the dose will be lower than calculated. The ratio of finite to infinite cloud dose can be calculated according to an equation given in reference (15) as

$$ \frac{{}_{\gamma}D_x}{{}_{\gamma}D_{\infty}} = 2{,}03\,\mu\mu_a\sigma^2\ (I_1 + kI_2) \qquad (8) $$

where $\mu$ = the total gamma-ray absorption coefficient ($m^{-1}$)

$\mu_a$ = the energy-absorption coefficient for gamma rays ($m^{-1}$)

$\sigma$ = the standard deviation of the distribution in the plume

$= \sqrt{\sigma_y x \sigma_z}$ (m)

$$ I_1 = \frac{\bar{u}}{4\sqrt{2\pi}\ \mu\ \sigma_I} \int_0^{\infty}\int_0^{\infty} \frac{1}{mr}\, e^{-\mu r}\left[e^{-\frac{(m-r)^2}{2\sigma_I}} - e^{-\frac{(m+r)^2}{2\sigma_I}}\right] dr\ dt $$

$$ I_2 = \frac{\bar{u}}{4\sqrt{2\pi}\ \mu\sigma_I} \int_0^{\infty}\int_0^{\infty} \frac{\mu}{m}\, e^{-\mu r}\left[e^{-\frac{(m-r)^2}{2\sigma_I}} - e^{-\frac{(m+r)^2}{2\sigma_I}}\right] dr\ dt $$

$$ k = \frac{\mu - \mu_a}{\mu_a} $$

The integrals $I_1$ and $I_2$ are further discussed in ref (15) where the solution to equation (8) also is illustrated graphically as a function of $\sigma$. Fig 13 shows the gamma dose at the center axis in a cloud from one standard release and at the probable value of relative concentration time integral.

## 7.2. Cloud beta dose

As the range of the beta radiation is less than the cloud dimensions, the cloud can be regarded as infinite. Therefore, in calculating the beta dose from the cloud, equation (9) can be used

$$_{\beta}D_{\infty} = 0{,}23\ Q\bar{E}_{\beta}\ \Psi \qquad (9a)$$

or

$$_{\beta}D_{\infty} = 38{,}6\ P_{\beta}\ \Psi \qquad (9b)$$

where $_{\beta}D_{\infty}$ = the beta dose (rads)

$Q$ = the source activity (Ci)

$\bar{E}_{\beta}$ = the average beta energy (MeV) per disintegration

$\Psi$ = the relative concentration time integral ($s/m^3$)

$P_{\beta}$ = the power of beta radiation (W)

The dose calculated according to equation (9) is the surface dose to the skin or to the clothes. It is, in fact, more important to calculate the dose to the underlying tissues. Loevinger, Sapa and Brownell (15) have derived an empirical equation that permits calculation of the dose as a function of the depth of penetration and energy of the beta radiation.

$$_{\beta}D_{d} = {}_{\beta}D_{\infty}\,\alpha\left\{ c^2\left[3-e^{\frac{1-\nu d}{c}} - \frac{d\nu}{c}\left(2+\ln\frac{c}{\nu d}\right)\right] + e^{1-\nu d}\right\} \qquad (10)$$

where

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

$c$ = 2 for 0.17 MeV $\leq E_o <$ 0.5 MeV

1.5 " 0.5 MeV $\leq E_o <$ 1.5 MeV

1 " 1.5 MeV $\leq E_o <$ 3 MeV

$E_o$ = the max energy of beta radiation

$$\nu = \frac{37{,}2}{(E_o - 0{,}036)^{1{,}37}}$$

$d$ = the depth from a surface dose

## 7.3. Gamma dose rate from ground deposition

Assuming a Gaussian distribution of the plume activity and a constant deposition rate, the activity on the ground is largest at the central axis and decreases along the y-axis as

$$\omega = \omega_o \, e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \tag{11}$$

where $\omega$ = the activity in the point x, y (Ci/m$^2$)

$\omega_o$ = the activity in the point x, 0 (Ci/m$^2$)

y = the latteral distance (m) from the central axis

Gammertsfelder (15) has derived an equation for gamma dose rate on the central axis at height b above the contamination.

$$_{\gamma}\dot{D} = 0{,}36\,\omega\,\sigma_y \mu \mu_a \bar{E}_{\gamma} \left(G_1 + \frac{k}{2} G_2\right) \tag{12}$$

where $_{\gamma}\dot{D}$ = the dose rate (rads/hr) in the point 0 b

$\mu$ = the total gamma-ray absorption coefficient (m$^{-1}$)

$\bar{E}_{\gamma}$ = the average gamma energy (MeV) per disintegration

$$G_1 = \frac{1}{\sqrt{2}\,\mu\,\sigma_y} \int_0^{\infty} \frac{\exp\left[-\mu\sqrt{l^2 + b^2}\right]}{l^2 + b^2} \, l \, dl$$

$$G_2 = \frac{1}{\sqrt{2}\,\mu\,\sigma_y} \int_0^{\infty} \frac{\exp -\mu\sqrt{l^2 + b^2}}{\sqrt{l^2 + b^2}} \, l \, dl$$

$$k = \frac{\mu - \mu_a}{\mu_a}$$

The integrals $G_1$ and $G_2$ are further discussed in ref (15).

The solution of equation (12) for b = 1 m is given in fig 15. It has been assumed that $\bar{E}_\gamma$ = 0.7 MeV.For other energies (0.2 - 2 MeV) the correct value deviates by a factor of less than $\pm$ 2.5.

## 7.4. Beta dose rate from ground deposition

The dose rate from a thin, uniform beta source on a flat infinite surface is given by Loevinger, Sapha, and Brownell (15) as

$$ {}_\beta\dot{D} = 0{,}0297\ \nu\ \bar{E}_\beta\ \alpha\ \omega \left[ c\ (1+\ln \frac{c}{b\nu}) - e^{1-\frac{\nu b}{c}} + e^{1-b\nu} \right] \qquad (13) $$

where ${}_\beta\dot{D}$ = the beta dose rate (rad/Sec) at height b (g/cm$^2$) above an infinite plane

$\bar{E}_\beta$ = the average beta energy (MeV/dis)

$\omega$ = the surface activity (Ci/m$^2$) at a location (x,y, 0)

The values of the other parameters are given previously. Fig 16 presents the dose rate at two distances above the ground from one standard release as a function of distance.

## 7.5. Beta dose rate from radioactive material deposited on the body

The estimation of the quantities of material deposited on the body can be made only with poor accuracy. Ref (15) presents the approximate beta dose rate at a depth of 7 mg/cm$^2$ as a function of beta energy. I have used these data to calculate the beta dose rate in fig 17. The dose rate is valid for maximum beta energies between 0.8 and 2.0 MeV. For $E_o$ = 0,3 MeV the values are about three times too high. The low values of the deposition velocity $v_d$ are for organic iodine compounds in light wind and the high values for elementary iodine vapour in moderate wind.

## 7.6. Internal radiation from radioactive material in the cloud

Inhaling radioactive materials can result in radiation doses to the lungs, the gastrointestinal tract and other organs in which the nuclides may be deposited. The retention is dependent on the nuclide, but, exposed to the same cloud concentration, children usually get higher doses than adults. Inhalation of radioactive iodine, as well known, produces a dose to the thyroid gland. This dose would be about 3 times higher for an 0-5 years old child than for an adult because of biological factors, and the thyroids of children under ten years of age may be specially sensitive to radiation (3).

If the effective half-life of the radionuclide is short compared with the life of man, the dose to the critical organ will be

$$D = 74 \times 10^6 \times \frac{\bar{E}\,T}{m}\; f_a\; \dot{B}\, \chi\, \tau \qquad (14)$$

where D = the dose to critical organ (rads)

$\bar{E}$ = the average energy absorbed in the critical organ per decay (MeV/dis)

m = the mass of critical organ (g)

T = the effective half-life of radionuclide (days)

$f_a$ = the fraction of a nuclide translocated to critical organ

$\dot{B}$ = inhalation rate ($m^3/s$)

$\chi$ = the concentration of radionuclide in the air ($Ci/m^3$)

$\tau$ = exposure time (5)

In table 3,the dose to the critical organ is given in rad if $\chi \times \tau$ is equal to 1 $Cis/m^3$. The values of $\bar{E}$ and $f_a$ have been taken from ref (3) and (16).

Table 3. Dose to critical organ at exposure in 1 $Cis/m^3$ of some nuclides

| Nuclide | Critical organ | Dose (rad) | |
|---|---|---|---|
| | | 6 month child | Adult |
| I-131 soluble | Thyroid | 816 | 277 |
| Cs-137 soluble | Whole body | 3,4 | 11 |
| Ru-106 unsoluble | Lung | 1160 | 420 |

## 7.7. Dose to thyroid after consumption of $^{131}I$ via milk

A special problem is the transfer of $^{131}I$ from grass to children thyroid via cowmilk. Stigall and Leary (17) have calculated the dose to the thyroid of a one-year-old child. They have defined zero-time ingestion as the amount of iodine activity that would be consumed by a cow in one day if there were no loss of activity from the pastureland, even due to radioactive decay:

$$U_o = \frac{\omega F}{P} \qquad (15)$$

where $U_o$ = the zero-time ingestion by a cow (Ci/day)

$\omega$ = the ground contamination ($Ci/m^2$)

P = land productivity ($gr/m^2$)

F = average amount of pasture foliage consumed daily by a cow (gr)

Tamplin (17) has derived the following equation

$$\frac{C_m}{U_o} = 0.22\ (e^{-0.116t} - e^{-0.346t}) \qquad (16)$$

where $C_m$ = the activity concentration in milk ($Ci/m^3$)

t = the time after start of the contaminating release (days)

The effective half-life for $^{131}I$ on the ground has been presumed to be six days, and the biological half-life for $^{131}I$ in the cow two days. Fig 18 gives the infinite dose to the thyroid of a one-year-old child, drinking one litre of milk every day from the time t=n to the time t=70. The zero-time ingestion by the cow is $10^{-6}$ Ci/day.

According to American investigations (17) a cow consumes 34.14 kilograms of grass per day. The land productivity of the pasture at the test point was 130 $gr/m^2$ fresh weight. This would mean that a ground contamination of $10^{-6}$ $Ci/m^2$ results in a zero-time ingestion of about 300 x $10^{-6}$ Ci/day.

## 8. Maximum permissible doses

In a statement by the Medical Research Council in Great Britain (18), recommendations about doses and maximum permissible dietary contamination is made. The limit values called emergency reference level (ERL) can be found in tables 4 and 5.

In table 5 ERL of cloud-dosage and ERL for control of milk and other ingestion routes are presented (3). As far as I know, there are no corresponding norms established in our country yet.

Table 4. Maximum permissible emergency exposure from external radiation (18)

| | Dose |
|---|---|
| Penetrating gamma radiation | |
| Children up to the age of 16 years | 20 R |
| Pregnant women | 20 R |
| Other persons | 30 R |
| Beta radiation and superficial gamma radiation | |
| Children up to the age of 16 years | 75 rads[x] |
| Other persons | 150 rads |

[x] If a child were exposed to a gamma dose of 20 R, this would correspond to 15 rads in superficial tissue. Hence, the child would not be allowed to receive more than 60 rads beta dose to superficial tissue.

Table 5. ERL-values for some important nuclides (3,18)

| Nuclide | Critical organ | ERL of dose | ERL of cloud-dosage ($Ci-s/m^3$) | ERL in milk | ERL of ground deposition ($Ci/m^2$) | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | corresponding to the ERL in milk | corresponding to ingestion routes other than milk |
| I-131 soluble | Thyroid | 25 rads | 0.030 | 0.25 $\mu$Ci/l | $1.5 \times 10^{-6}$ | $3.1 \times 10^{-4}$ |
| Cs-137 soluble | Whole body | 10 rads | 0.93 | 6.7 $\mu$Ci/l | $2.2 \times 10^{-5}$ | $1.1 \times 10^{-2}$ |
| Sr-89 soluble | Bone | 15 rads | | 0.2 $\mu$Ci/gr Ca | $1 \times 10^{-5}$ | $2 \times 10^{-4}$ |
| Sr-90 soluble | " | 1.5 rads/year | $0.83 \times 10^{-3}$ | 0.002 $\mu$Ci/gr Ca | $1 \times 10^{-7}$ | $2 \times 10^{-6}$ |
| Ru-106 insoluble | Lung | 15 rads | 0.013 | | | |

## 9. Determination of activity and dose

At Ågesta there are radiation monitors in the ventilation stack (gamma monitor, particle filter and charcoal filter), in the fresh air intake (gamma monitor) and in the transport tunnel (gamma monitor). These monitors may give information whether radioactive material has been released from the reactor containment or not and possibly a very rough estimation about the activity.

In the Ågesta-valley at approximately 200 m north of the transport tunnel, there is a station for background control. The ionisation chamber is only intended for very low dose rates ($\mu$R/hr), but, when the wind is blowing from south, it can be reasonable to analyse the collected activity on the particle filter.

At an accident, other measurings are carried out by monitoring patrols which are equipped with appropriate monitors. Near the station, the patrols are going on foot. Farther away they go by car. The measuring results are transmitted by radio to the staff. When scanning larger areas a helicopter may be used. Lister (19) has found that a contamination of $^{131}I$ corresponding to 1 $\mu$Ci/m$^2$ can be detected from a height of 100 feet and a contamination corresponding to 0,4 $\mu$Ci/m$^2$ can be detected from a height of 50 feet by helicopter.

The dose rate on the height of 1 m above the ground amounts to between 3 and 30 rads/hr at 1 Ci/m$^2$ surface contamination if the gamma energy is 0.2 to 2 MeV. Mahmond (20) has presented conversion factors for some nuclides (table 6). If the nuclide is not known, use the conversion factor: 1 Ci/m$^2$ corresponds to 5 rads/hr.

The values of the dose and dose rate obtained from fig 13-16 can be standard for decision on measures to be taken in the first phase. When monitoring survey is available, doses and activities are calculated on the basis of this. Therefore it is urgent to send monitoring patrols to the vicinity as soon as possible, and that samples of grass and air are analysed.

Table 6. Dose rate 1 m above an infinite area with gamma emitting fission products

| Nuclide | Dose rate at 1 $Ci/m^2$ (rads/hr) |
|---|---|
| $^{95}Zr + ^{95m}Nb$ | 9,34 |
| $^{95}Nb$ | 9,69 |
| $^{103}Ru$ | 6,27 |
| $^{106}Ru + ^{106}Rh$ | 2,05 |
| $^{131}I$ | 5,02 |
| $^{137}Cs$ | 6,84 |
| $^{141}Ce$ | 0,91 |
| $^{144}Ce$ | 0,34 |

References


1. P E Ahlström. Beräkning av fissionsproduktinnehållet i Ågesta kraftvärmeverk efter 6800 MWd/tU och olika avklingning utförda med beräkningsprogrammet BISMAK den 13.7.1971

2. T Wadmart. MAH vid Ågesta kraftvärmeverk. AB Atomenergi Tekniskt PM IPV - 27 (1961)

3. J R Beattie och Pamela M Bryant. Assessment of environmental hazards from reactor fission product releases. United Kingdom Atomic Energy Authority, AHSB(S)R 135 (1970)

4. International symposium on Fission Product Release and Transport under Accident condition held at Oak Ridge, April 5 - 7, 1965. US Atomic Energy Commission, CONF - 650407, volume 1

5. L Carlbom och S Bergström. Säkerhetssynpunkter på reaktorinneslutningen för R3/Adam. AB Atomenergi Arbetsrapport RSS-15, R3-154 den 27.11 1959

6. Björn Bringfelt och Ulf Högström. Halvårsrapport nr 5 (1.12.1963) över de lokalmeteorologiska undersökningarna i Studsvik och Ågesta. SMHI, 1963

7. U Högström. An experimental study on atmospheric diffusion. SMHI, meddelanden serie B nr 16, 1964 (Även Tellus Vol 16:2 sid 205, 1964)

8. B Bringfelt och U Högström. Spridningskatalog Ågesta, 1964

9. L-E Haeggblom, Ch Gyllander och U Widemo. Atmospheric diffusion. Investigations at Studsvik and Ågesta 1960 - 1963. AB Atomenergi, AE-379 (1969)

10. F Pasquill. The estimation of the dispersion of windborne material. Met Mag 90, 33 (1961)

11. Pamela M Bryant. Methods of estimation of the dispersion of windborne material and data to assist in their application. United Kingdom Atomic Energy Authority, AHSB (RP)R 42, 1964

12. R H Clarke, Radioogical consequences of accidental and operational releases of radioactivity. Second international congress of the International Radiation Protection Association in Brighton, England, 3 - 8 maj 1970

13. Searle D Swisher. A shift supervisor's introduction to practical local meteorology. Nuclear Safety, 10, 431 (1969)

14. William F Hilsmeier och Frank A Gifford Jr. Graphs for estimating atmospheric dispersion. US Atomic Energy Commission, ORO-545 (1962)

15. David H Slade (Editor). Meteorology and atomic energy 1968. US Atomic Energy Commission TID-24151 (1968)

16. Pamela M Bryant. Data for assessments concerning controlled and accidental releases of $^{131}I$ and $^{137}Cs$ to atmosphere. Health Physics 17, 51 (1969)

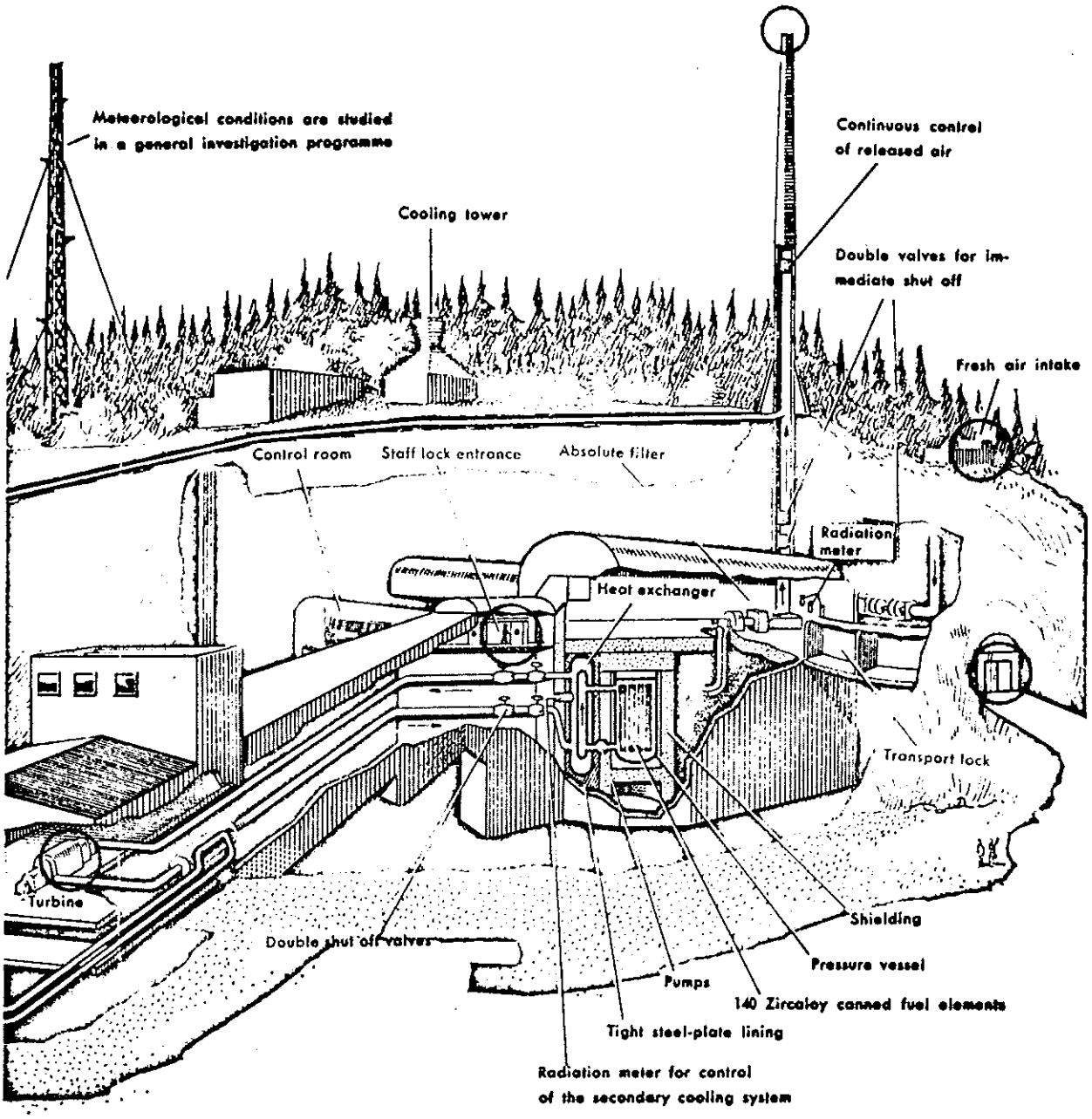
17. G E Stigall och A G Learny. Prediction of $^{131}I$ in milk for protective-action planning. Nuclear Safety 7, 364 (1966)

18. Medical Research Council. The hazards to man of nuclear and allied radiations (Second report). Her Majesty's Stationery Office, London (1960)

19. B A Lister. The use of helicopters for emergency district survey after an accidental release of radioactive material. Health Physics 9, 309 (1963)

20. IAEA. Environmental monitoring in emergency situations. IAEA Safety series no 18, Wien (1966)

Fig 1. Ågesta power and district heating plant




○ Probable points of leakage of radioactive material from the reactor containment at an MCA

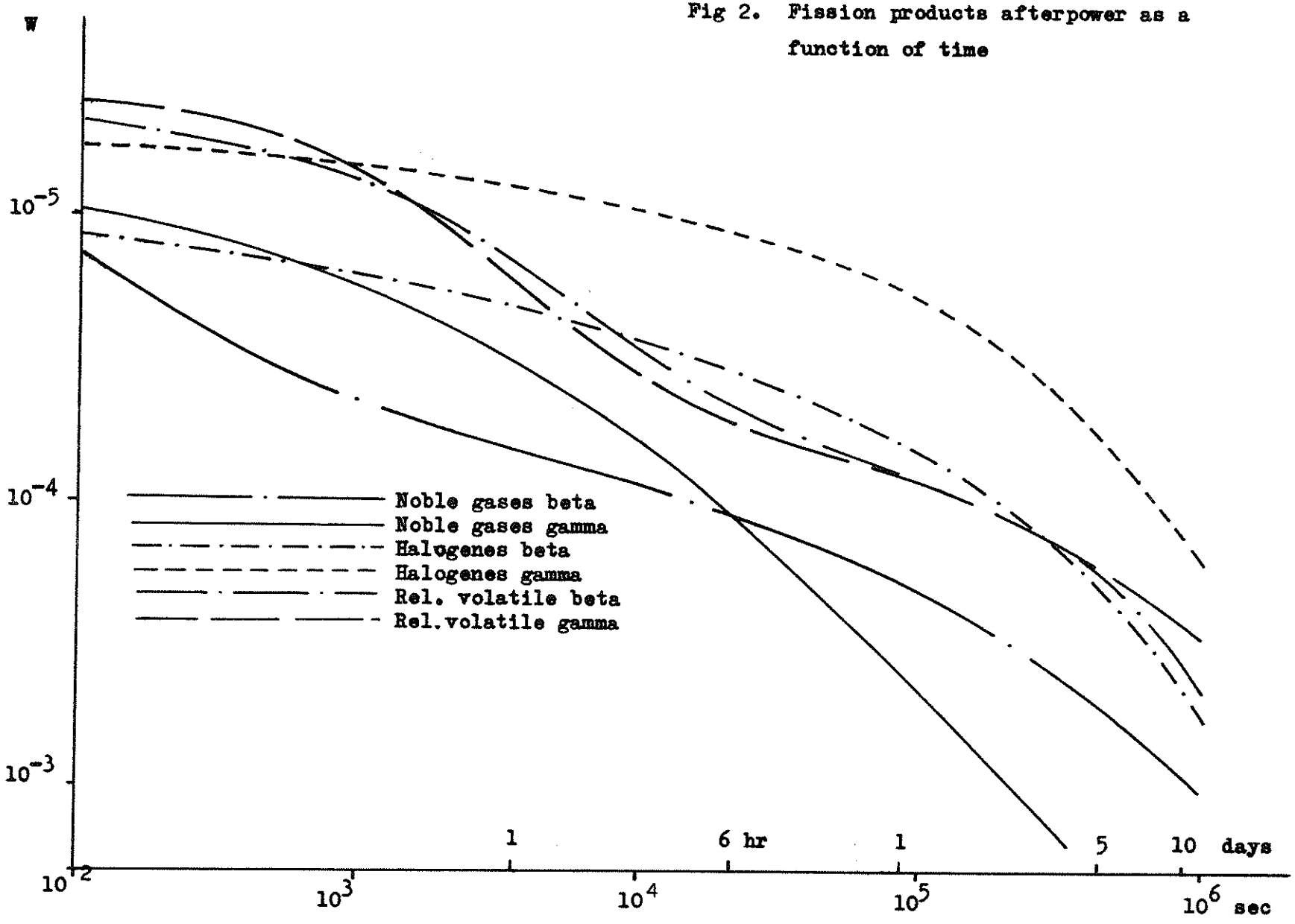



Fig 2. Fission products afterpower as a function of time

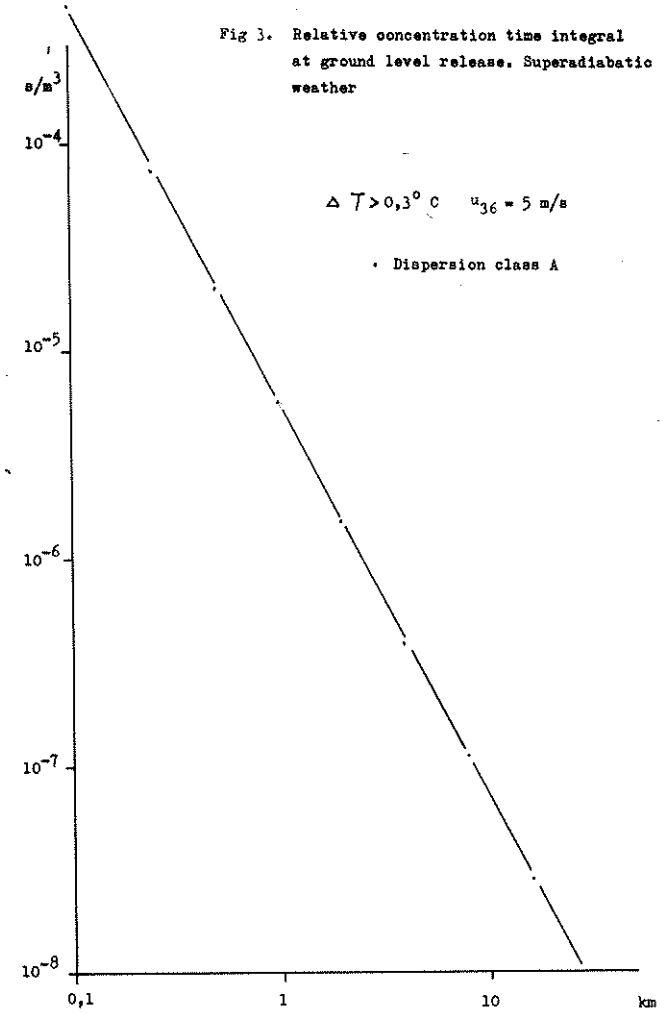



Fig 3. Relative concentration time integral at ground level release. Superadiabatic weather

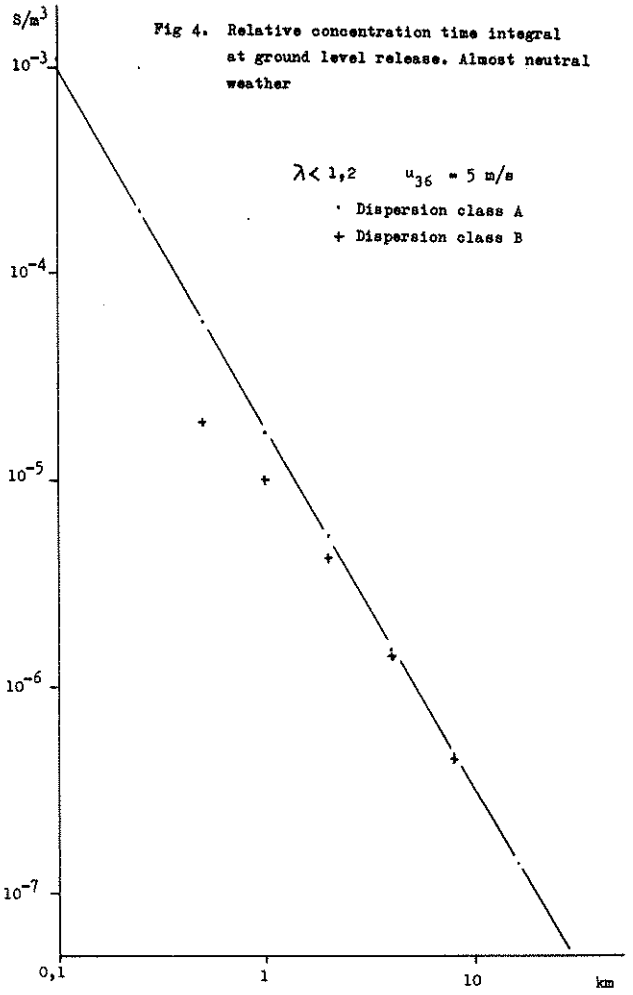



Fig 4. Relative concentration time integral at ground level release. Almost neutral weather

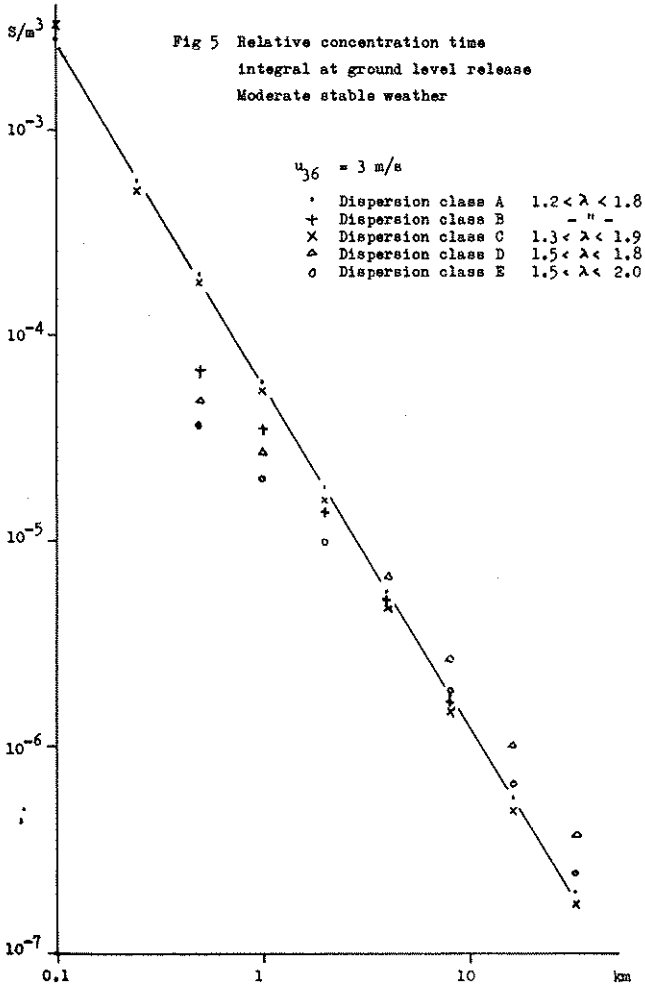



Fig 5 Relative concentration time integral at ground level release Moderate stable weather

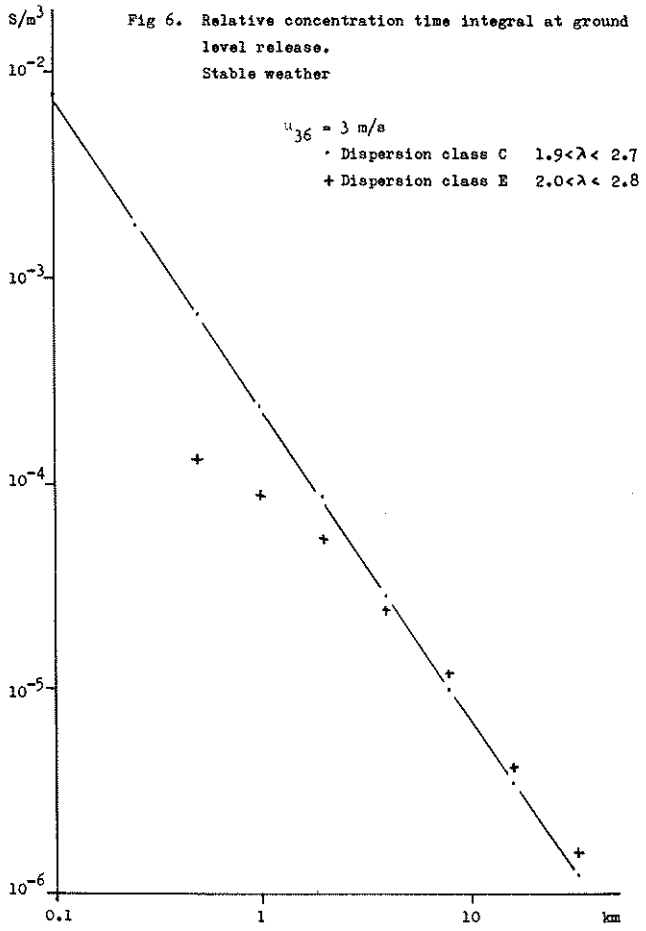



Fig 6. Relative concentration time integral at ground level release. Stable weather

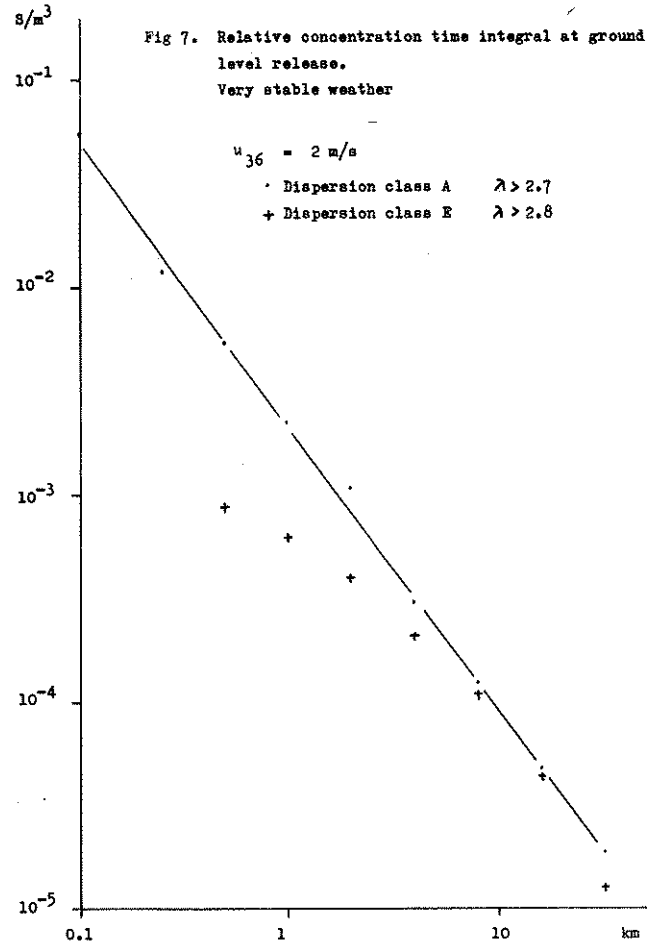



Fig 7. Relative concentration time integral at ground level release. Very stable weather

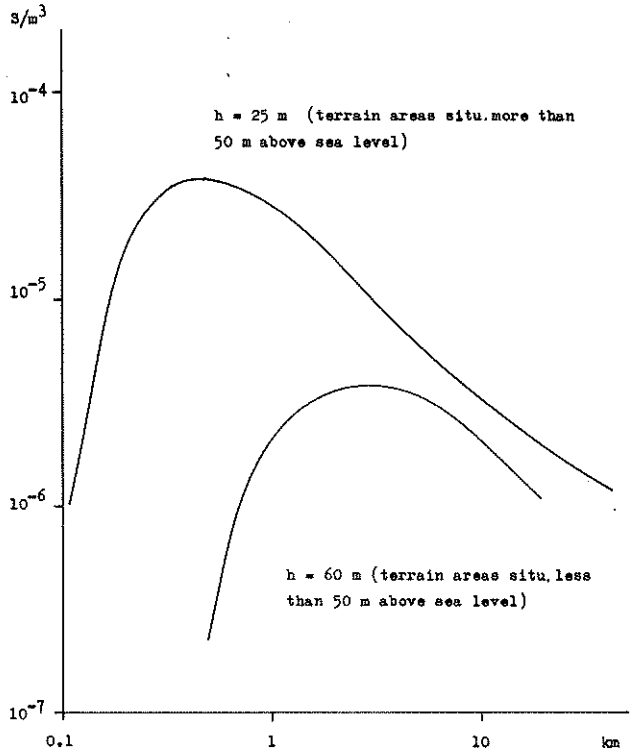



Fig 8. Relative concentration time integral at stark release. Relatively stable weather

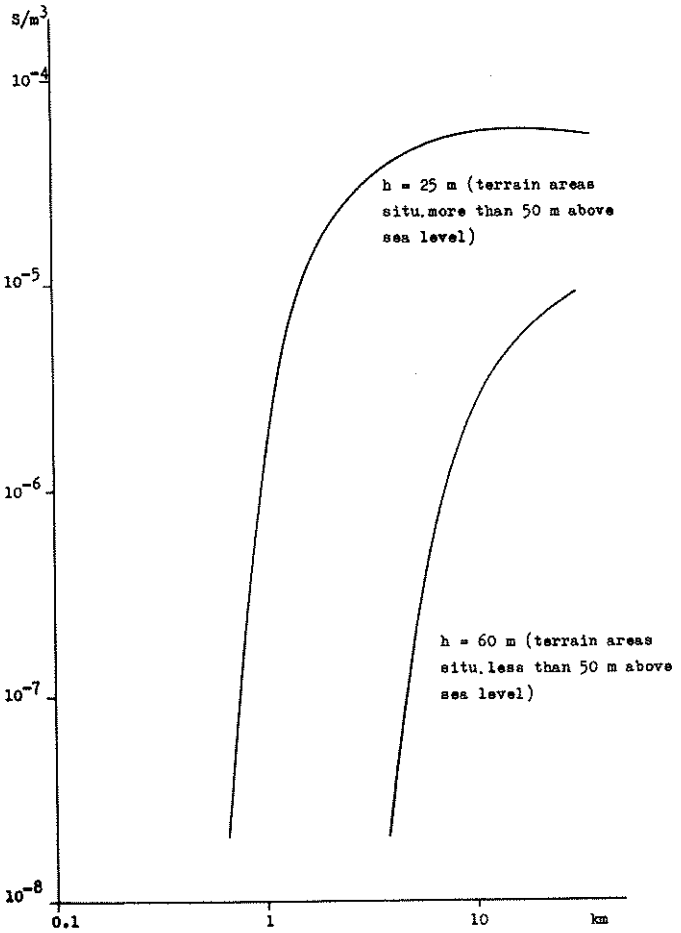



Fig 9. Relative concentration time integral at stark release. Very stable weather

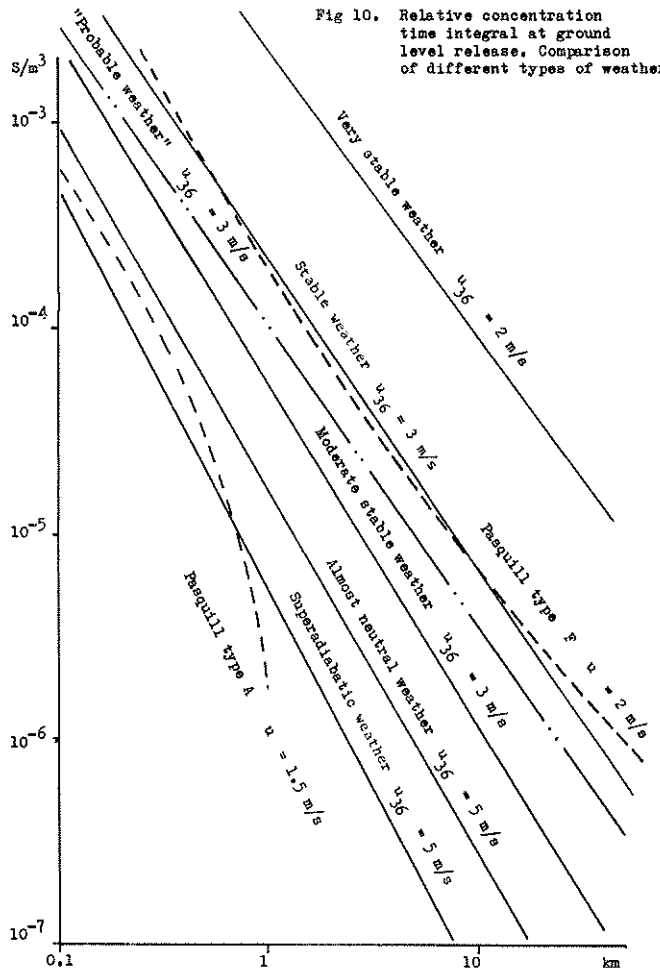



Fig 10. Relative concentration time integral at ground level release. Comparison of different types of weather

Fig 11. Ground deposit at dry deposition

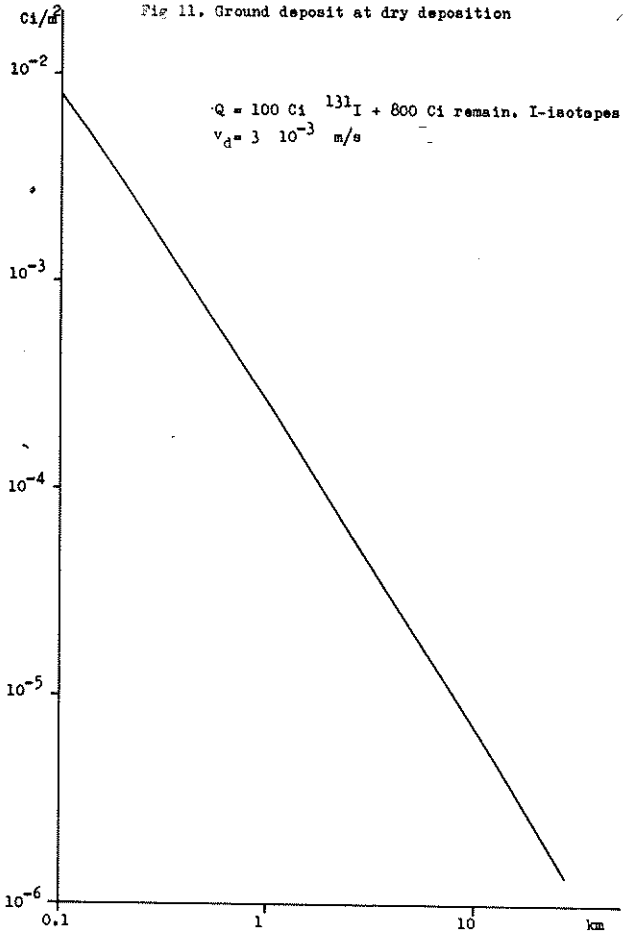



Fig 12. Ground deposit at washout by rain

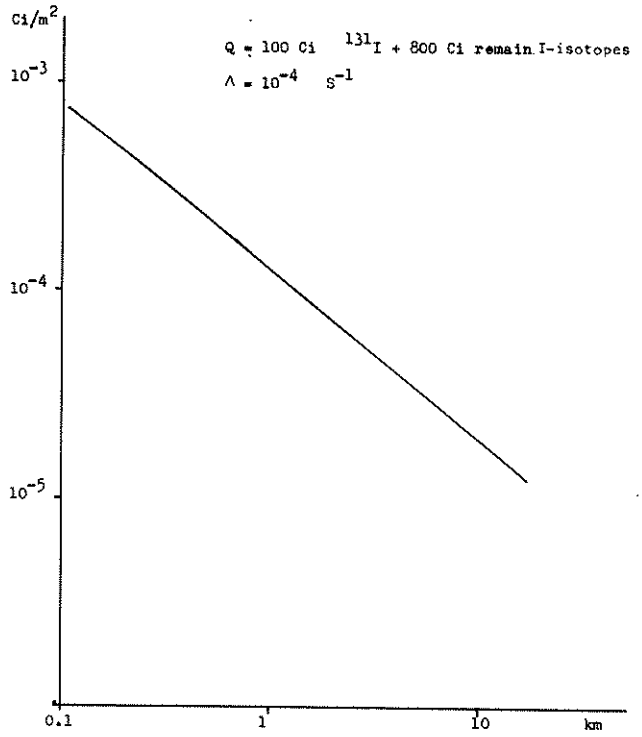



Fig 13. Gamma dose from a cloud containing one standard release

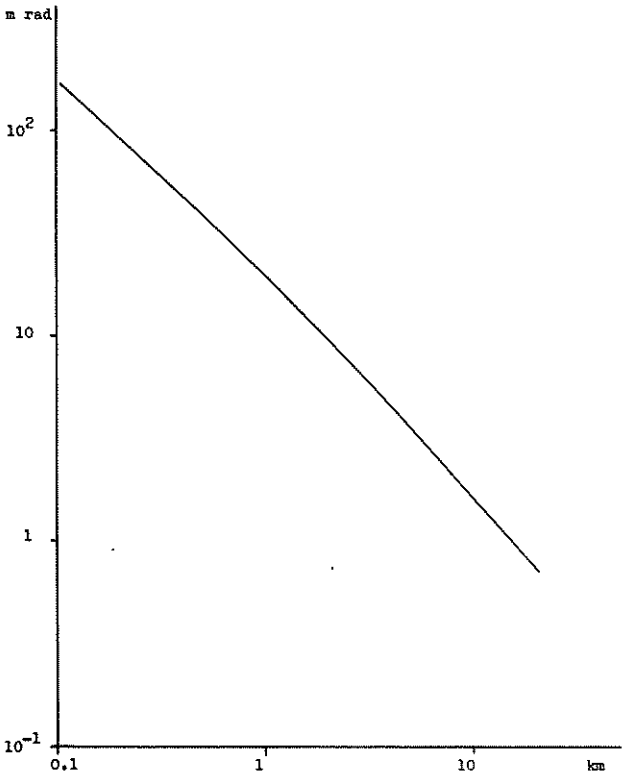



Fig 14. Beta dose from a cloud containing one standard release

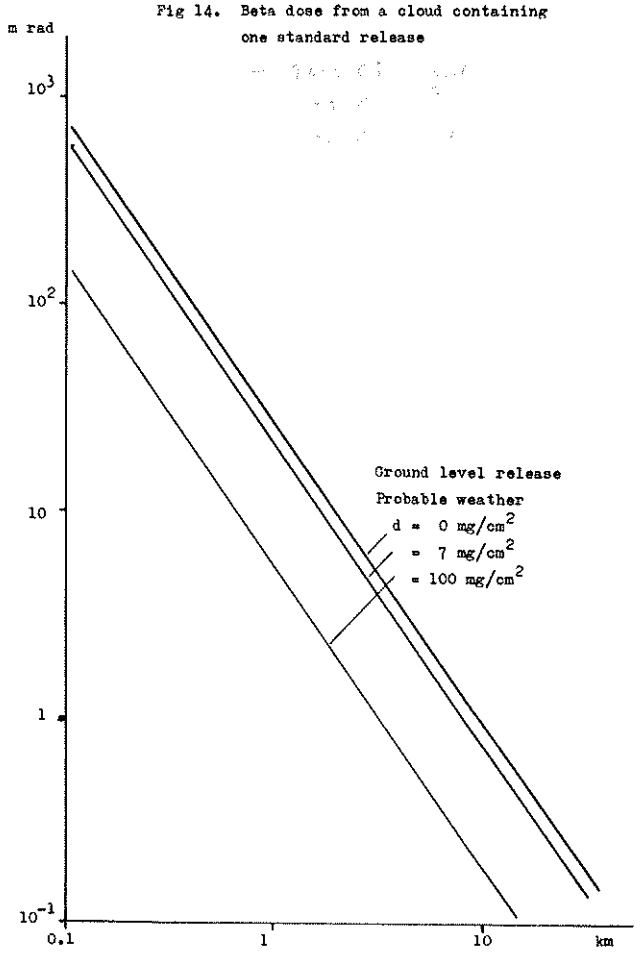


Fig 15. Gamma dose rate from the ground contamination

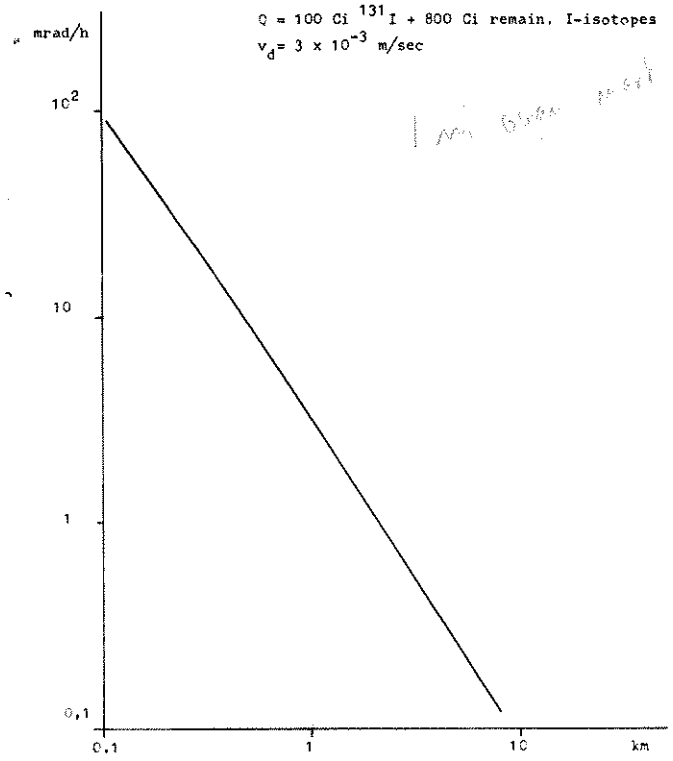



Fig 16. Beta dose rate from the ground contamination

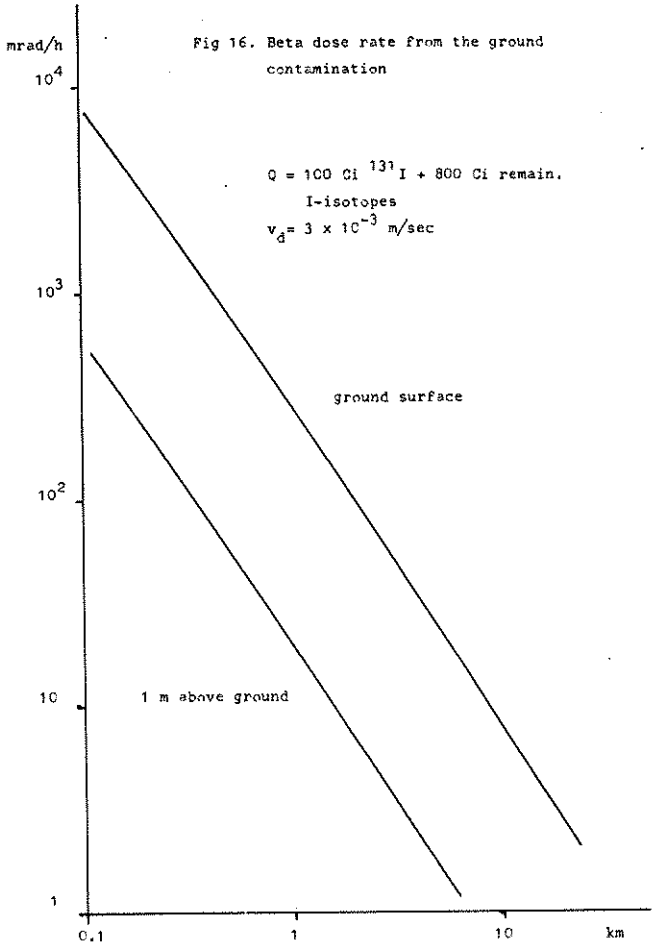



Fig 17. Beta dose rate from radioactive material on the body

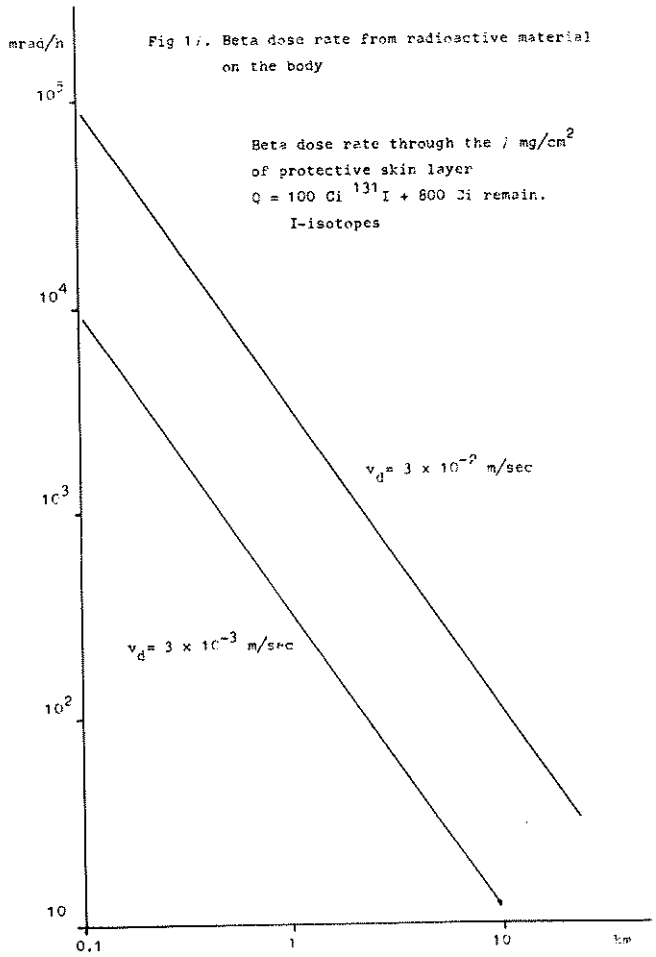
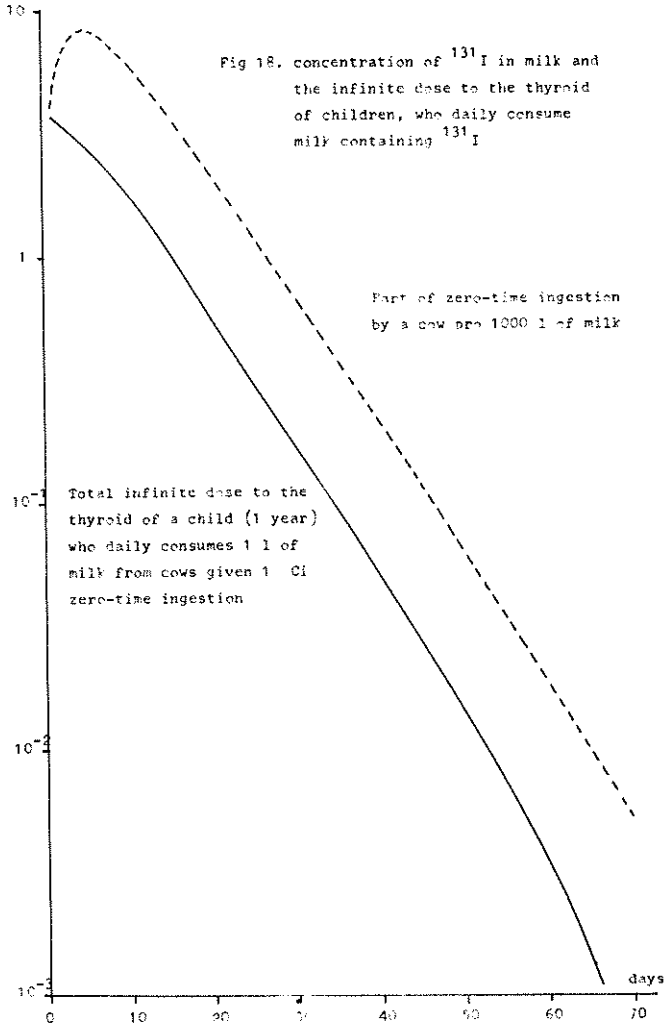



Fig 18. concentration of $^{131}$I in milk and the infinite dose to the thyroid of children, who daily consume milk containing $^{131}$I



# Spektrometrisk Mätning av Gammastrålningen ovanför Markytan som Kontrollmetod vid Omgivningsövervakning

H. Kahlos och L. Blomqvist
Radiofysikaliska institutet, Helsingfors

## Abstract

IN SITU GAMMA SPECTROSCOPY AS A METHOD FOR ENVIRONMENTAL SURVEILLANCE. An *in situ* measurement of the gamma-ray energy spectrum above the ground surface makes it possible to identify the cause of variations in the exposure rate. Such measurements can be used to evaluate and control the gamma exposure from natural radioactivity in the soil, nuclear fallout and the release of radionuclides from a nuclear installation. The method was applied in practice in field measurements in the vicinity of the nuclear power plant under construction in Lovisa. Gamma energy spectra were measured with a 3"x3" NaI(Tl)-detector and a portable multi-channel analyzer. The method of measurement, calibration and evaluation of the results are described. A comparison with other surveillance methods is also given.

## 1. Inledning

För att mäta dosraten från den yttre strålningen i omgivningen har runtom i världen använts flera olika standardmetoder och mätinstrument. Mätanordningarna kan indelas enligt mätprincip i tre grupper

- apparater som mäter den totala gammaexponeringsdosen eller som direkt mäter dosraten i luften,
- gammaspektrometriska laboratoriemätningar eller radiokemiska analyser av jord- och luftprov för att bestämma deras radionuklidkoncentrationer och därur beräkna exponeringsdosen,
- direkt spektrometrisk mätning av gammastrålningen på fältet och beräkning av exponeringsdosen ur gammaspektra.

I tabell 1 jämföres metoderna med varandra. De instrument, som oftast kommer till användning i den första gruppen är lättburna dosratmätare, såsom olika slags jonkammare, GM- och proportionalräknare. Av dessa instrument är en jonkammare med en elektrometer tillräckligt känslig även för att mäta små variationer i bakgrundens strålning. Med alla anordningar kan bakgrundens dosratnivå, 10-20 µr/hr, lätt uppnås. Till exempel högtryckjonkammare eller specialkonstruerade normaltrycksjonkammare med stor jonisationsvolym (ungefär 20 l), kopplade till en elektrometerförstäskare, ger en känslighet ända ned till 1 µrad/hr. Till denna grupp av dosratmätare hör också halvledardetektorer och scintillationsräknare utan energiåtskiljning.

För jonkammare är dosraten praktiskt oberoende av gammastrålningens energi, men till exempel för GM-räknare och särskilt för scintillationsräknare är värdet mera beroende av gammaenergin och instrumentet bör noggrant kalibreras för exponeringsdosmätning.

En annan metod att mäta den totala dosraten består i att använda integrerande dosmätare såsom fofatglas-, termoluminiscens- eller filmdosimetrar. Dosimetrarna är lämpliga för

långtidsövervakning (minst några veckor). Som olägenheter kan nämnas att dosimetrarna hela tiden påverkas av bakgrundsstrålningen så att deras förvaringstid före använding och registering av dosen borde vara kort jämförd med exponeringstiden. Dosmätrarnas naturliga bakgrundsdos vid nollexponering är också ganska hög, ungefär 10-40 mrad, och dessutom bör de särskilt kalibreras för varje användningsgång.

Metoderna i den andra och/tredje gruppen har också ofta använts för mätning och övervakning av omgivningsstrålningen. Både analysering av jordprov och direkt gammaspektrometrisk fältmätning är tillräckligt känsliga metoder att mäta även små varitationer i bakgrundens radioaktivitet och gör det möjligt att upptäcka eventuell radioaktiv förorening i omgivningen. Den minsta mätbara aktiviteten eller dosraten bestämmes vid dessa metoder av provets storlek och mätningstiden och kan vara av storleken 1 µrad/hr eller mindre. Gammaspektrometrisk fältmätning är naturligtvis den snabbare metoden och därför är det möjligt att få en större mängd mätresultat från ett mera vidsträckt område än vid provtagning. Dess verkliga olägenheter är att få ett pulshöjdanalysatorsystem som fungerar väl i ett laboratorium att också fungera säkert och tillförlitligt på fältet i växlande väderleksförhållanden, samt att det på detta sätt är omöjligt att mäta lågenergetisk betastrålning i omgivningen.

## 2. Bakgrunds-strålningsmätningar

Sommaren 1970 tillämpade vi den direkta gammaspektrometriska mätningen i fältförhållanden för att undersöka bakgrundens nivåvariationer i området kring det kommande kärnkraftverket i Lovisa. Mätanordningen bestod av en 3"x3" NaJ -detektor och en pulshöjdanalysator (modell Nokia LP 4840) försedd med en magnetbandenhet (kassettbandspelare) för utmatning av spektra. Drivkraft för analysatorn togs antingen från ett ackumulatorväxelriktaresystem eller från en bensinmotordriven generator. Själva detektorn ställes på 1 m höjd ovanför markytan med

axeln lodrät och kristalldelen riktad mot marken med hjälp av en tripod. Detektorn hade ingen kollimator.

Figur 1 visar den använda mätutrustningen. Som mätplatser valdes tillsammans 12 olika ställen pä Hästholmen och det närbelägna fastlandet. Områdets berggrund är förvittrad granit (viborgit), som mestadels är täckt av lösa jordarter, grus, sten och stenblock. På holmen växer barrskog och marken är på några platser delvis sank. Vi strävade till att placera detektorn på en flat, jämn markyta och unvika stora stenblock eller klippväggar i närheten, så att vi vid alla mätplatser kunde erhålla en likartad mätgeometri, ett oändligt plan (halvrymd). Mätningstiden varierade från några minuter till en timme och för att öka resultatens tillförlitlighet genomfördes minst två mätningar innan detektorn flyttades.

## 3. Mätresultaten

Det gammaspektrum som erhålles vid mätningen är NaJ-kristallens energisvar för den infallande gammastrålningen. För att ur detta spektrum härleda det verkliga fotonspektret har vi använt en "svarsmatrismetod" (response matrix method), som beskrivits av Minato och Kawano /2,3/. För denna metod måste man känna till den använda detektorns svarsmatris. Den konstruerades med hjälp av en uppsättning energispektra som kalkylerats av Zerby och Moran /4/ för en 3"x3" NaJ-kristall med nära nog samma halvvärdesbredd som vår detektor. Pulshöjdspektret summerades i 29 st 100 keV:s kanaler inom intervallet 100 - 3000 keV, såsom framgår ur figur 2. För att erhålla det infallande fotonspektret måste följaktligen ett ekvationssystem med 29 obekanta lösas. Detta skedde iterativt enligt Scofields /5/ princip, med användning av en datamaskin. Ungefär 40 iterationsvarv fordrades för att uppnå tillräcklig noggrannhet. Resultatet illustreras av figur 3.

I de spektra som erhålles vid nollnivåmätningar sådana som de vilka nu utförts i Lovisa-trakten, kan man räkna med att

strålningen helt härrör sig från naturliga radioaktiva ämnen i marken, dvs. kalium och uran- och toriumserierna. Vid sidan härav kan andra bidrag, såsom radon- och torondotterprodukter i luften, radioaktivt nedfall på markytan och den kosmiska strålningen inom det ifrågavarande energiområdet anses vara små.

Det erhållna infallande fotonspektret upplöstes genom att subtrahera modellspektra för kalium, uran och torium, normerade vid respektive huvudfotolinjer. Modellspektra konstruerades för dessa nuklider med hjälp av nuklidtabeller. Om upplösningen lyckas väl, återstår en jämnt sjunkande komponent som representerar den i marken och luften spridda strålningens andel.

Ur det infallande fotonspektret erhålles dosraten genom summering:

$$D = 834 \cdot \frac{1}{t} \cdot \sum_{i=1}^{29} E_i \, \mu_i n_i \qquad (\frac{\mu r}{h})$$

där $E_i$ = kanalens medelenergi (MeV), $\mu_i$ = luftens linjära absorptionskoefficient för ifrågavarnade energi ($cm^{-1}$), $n_i$ = kanalens pulsinnehåll och t= mättiden (s). Den numeriska faktorns värde beror bl. a. av NaJ-kristallens volym och strålningens infallsvinkel /2/.

Vid mätningarna i Lovisa-trakten varierade den totala doshastigheten mellan 9 - 21 µr/h (medelvärdet 14 µr/h). Det största värdet mättes på stenig mark (gryt) i holmens norra del och det minsta värdet på fastlandet vid en landsväg på en sank skogväxande torvmark. Upprepad mätning på samma ställe gav med 1 - 2 % noggrannhet samma resultat för doshastigheten. Vid flyttning av detektorn några tiotal meter varierade dosratvärdena 15 - 20 %. Av den totala doshastigheten härrörde sig i medeltal ungefär 20 % från K, 20 % från Th och 15 % från U och resten från spridd strålning.

Komponentupplösningen gjordes inte noggrannt, eftersom de med hjälp av nuklidtabeller konstruerade modellspektra för uran och torium i någon mån avvikte från det verkliga fotonspektret. Orsaken till detta kan vara bl. a. det att detektorns energikalibrering varierade avsevärt under mätningen, vilket gjorde huvudfotolinjerna bredare eller att de kalkylerade energispektra som användes till konstruering av svarsmatrisen avvikte från detektorns energisvar.

Om man önskar beräkna dosen från den totala bakgrundsstrålningen, skall man också beakta bidraget från den kosmiska strålningen, i Lovisa-området beräknad vara 3.3 µr/h. Den kosmiska strålningen beror av ortens latitud och höjd över havet, men de tidsmässiga variationerna är obetydliga.

## 4. Metodens användbarhet

I det föregående har beskrivits användningen av direkt gammaspektrometrisk fältmätning för att bestämma doshastigheten från den naturliga radioaktiviteten i omgivningen, t.ex. i samband med ett radiologiskt basprogram för en kärnkraftverksomgivning. Metoden erbjuder också möjligheter att uppskatta exponeringsdosrater från små mängder konstgjorda radionuklider som utsläpps från kärnkraftverk, vilket kan vara av betydelse i beaktande av under senaste tid diskuterade strävanden att sätta t.o.m. mycket låga gränser för kärnkraftverks dosbidrag till omgivningen utanför kontrollområdet. Som en tredje tillämpning kunde man tänka sig metodens andändning i katastrofsituationer för att tillförlitligt kunna uppskatta faran på kritiska ställen och som en komplettering till andra metoder att uppskatta doshastigheter.

Som beräkning av metodens känslighet framställer Lowder et al. /6/ att man med 10 min:s mätningstid kan upptäcka gammastrålflödet av en fotolinje, vilket orsakar dosraten 0.1 µrad/h. Detta motsvarar uttryckt i $^{131}$I-halt ungefär 15 mCi/km$^2$. Värdet förefaller realistiskt jämfört med våra mätningar, i

vilka bakgrundens dosrat inom energi-intervallet 300 - 400 keV ($^{131}$I:s fotolinje) var ungefär 0.7 μr/h.

Litteratur

1. F.H. Attix and E. Tochilin, Radiation Dosimetry, Vol III, 2nd ed., pp. 425-428, 580-587, Academic Press, New York, 1969.

2. S. Minato and M. Kawano, Evaluation of Exposure due to Terrestial Gamma-Radiation by Response Matrix Method, J. Nucl. Sci. Technol., 7, No 8, 401-406, 1970.

3. S. Minato and M. Kawano, On the Constitution of Terrestial Gamma Radiation, J. Geophys.Res., 75, No 29, 5825-5830, 1970.

4. C.D. Zerby and H.S. Moran, Calculation of the pulse-height response of NaI (Tl) Scintillation Counters, Oak Ridge National Laboratory Report ORNL-3169.

5. N.E. Scofield, Iterative Unfolding, Applications of computers to Nuclear and Radiochemistry, Ed. G.D. O'Kelley, NAS-NS 3107, pp. 108-126, Proc. Symposium in Gatlinburg, 1962.

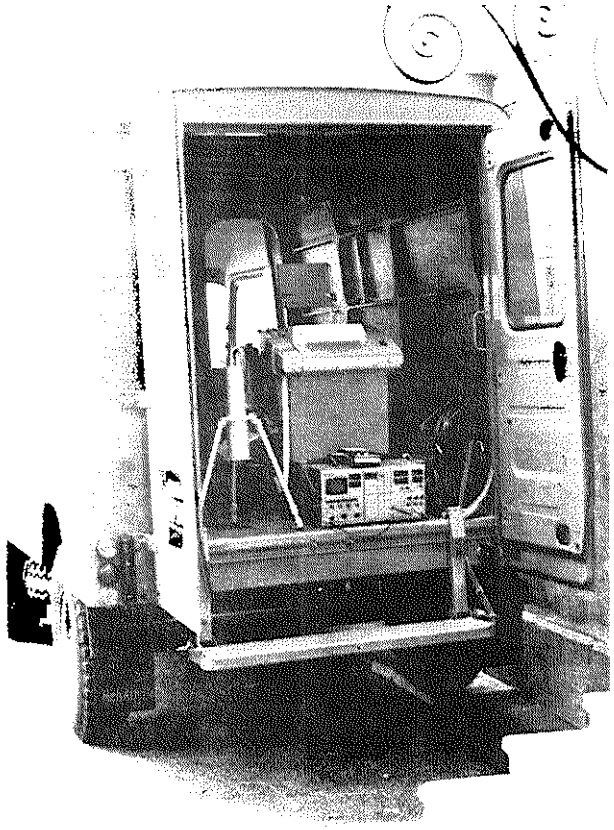
6. W.M. Lowder, H.L. Beck and J.E. McLaughlin, Assessment of radioactive contamination in the environment by field gamma spectrometry, Environmental Surveillance In the Vicinity of Nuclear Facilities, Ed. W.C. Reinig, pp. 419-425, Charles C. Thomas, Springfield Illinois 1970, Proc. Symposium in Augusta 1968.

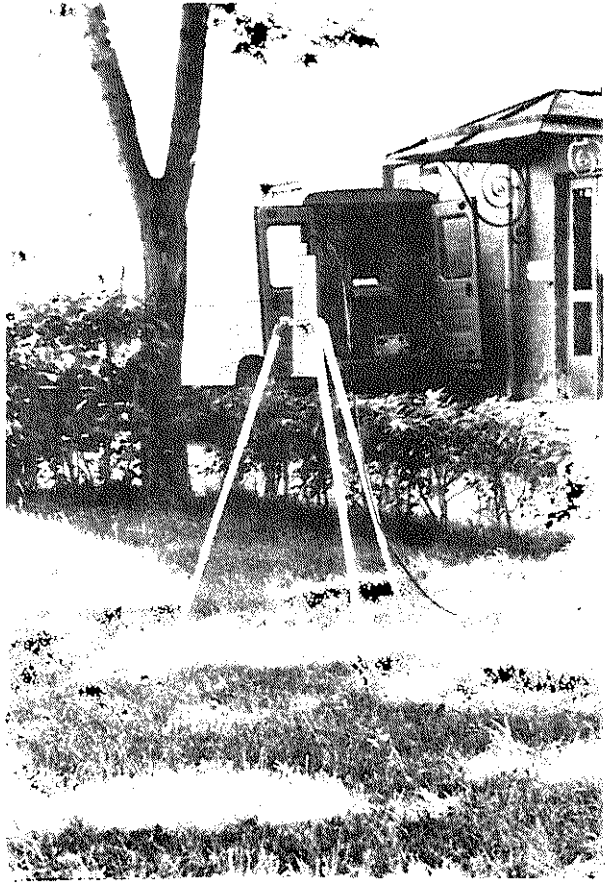
Tabell 1. En jämförelse av metoder och mätanordningar som har använts för att mäta yttre gammastrålningen i omgivningen, delvis tagen ur referens 1.

| Mätmetod | Minsta mätbara dosrat (μr/h) |
|---|---|
| I. Mätning av total dosrat | |
| - specialkonstruerad jonkammare..... | 1 |
| - vanlig jonkammare, proportional-räknare, GM-rör..... | 10 - 20 |
| - NaJ-kristall, plastscintillator, halvledardetektor, ej spektrometrisk... | 10 - 100 |
| - integrerande dosmätare | |
| fosfatglas..... | 1000 |
| termoluminiscens (LiF, $CaF_2$, $CaSO_4$).... | (20) - 50.000 |
| filmdosimeter..... | 10.000- 40.000 |
| II. Provtagning och laboratorieanalys.... | 0.1 |
| III. Direkt gammaspektrometrisk fält-mätning med NaJ-kristall eller Ge(Li)-detektor..... | 1 |

Table 1. Comparison of some methods used to evaluate the exposure rate of environmental gamma radiation, partly taken from reference 1.

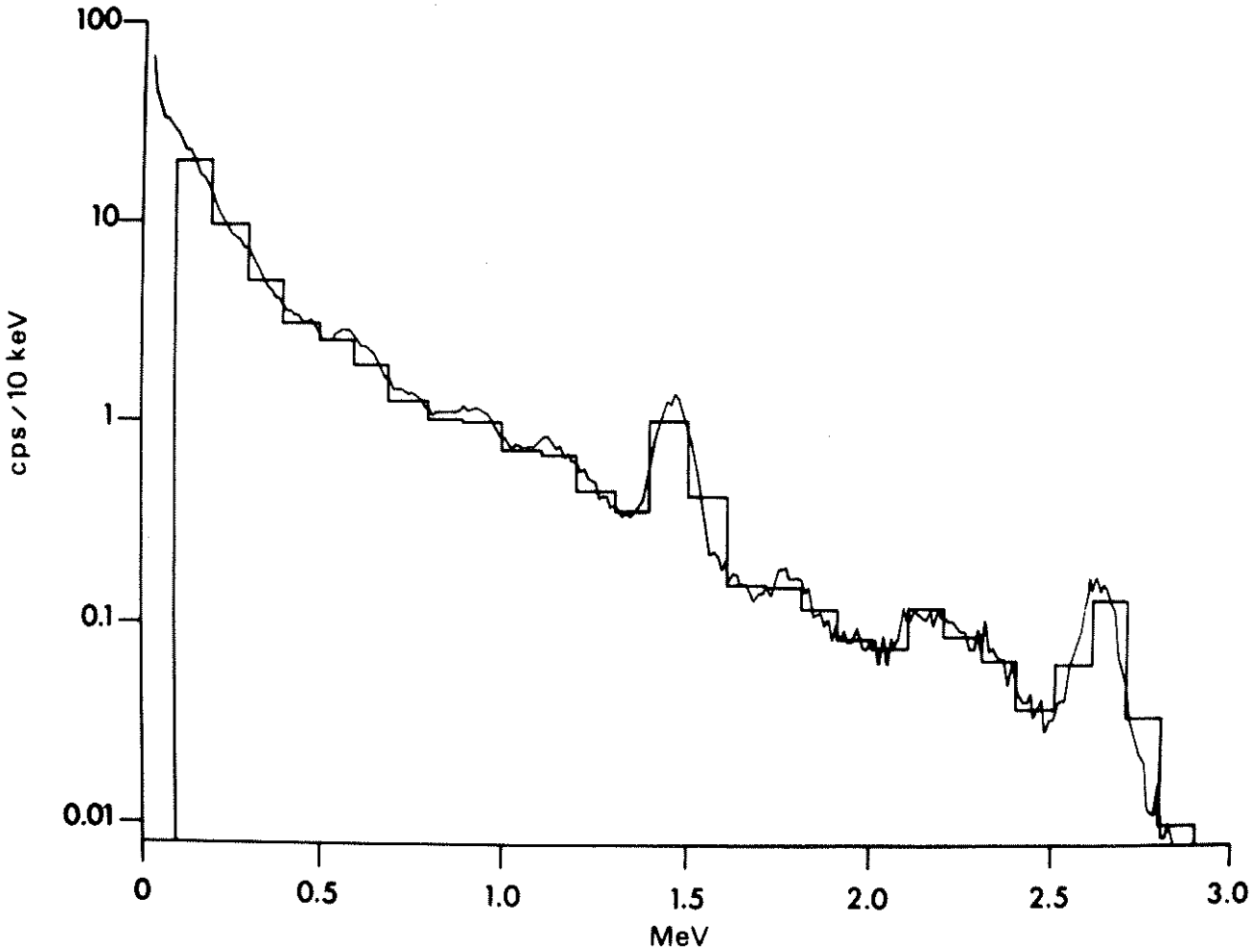
| Fördelar och olägenheter | |
|---|---|
| Portabelt instrument, enkel mätning, resultat snabbt, med jonkammare resultat praktiskt oberoende av γ-strålningens energi. | Mäter bara total dosrat, utan kompensation resultat beroende av γ-strålningens energi, bör speciellt kalibreras för exponeringsdosmätningar. |
| Hög känslighet, god noggrannhet för aktivitetsvärden. | Mycket tidskrävande, provens representativitet osäker. |
| Pålitlig information om alla betydande nuklider som utsänder γ-strålning. | Komplicerad och dyr apparatur, kvalificerad personal |





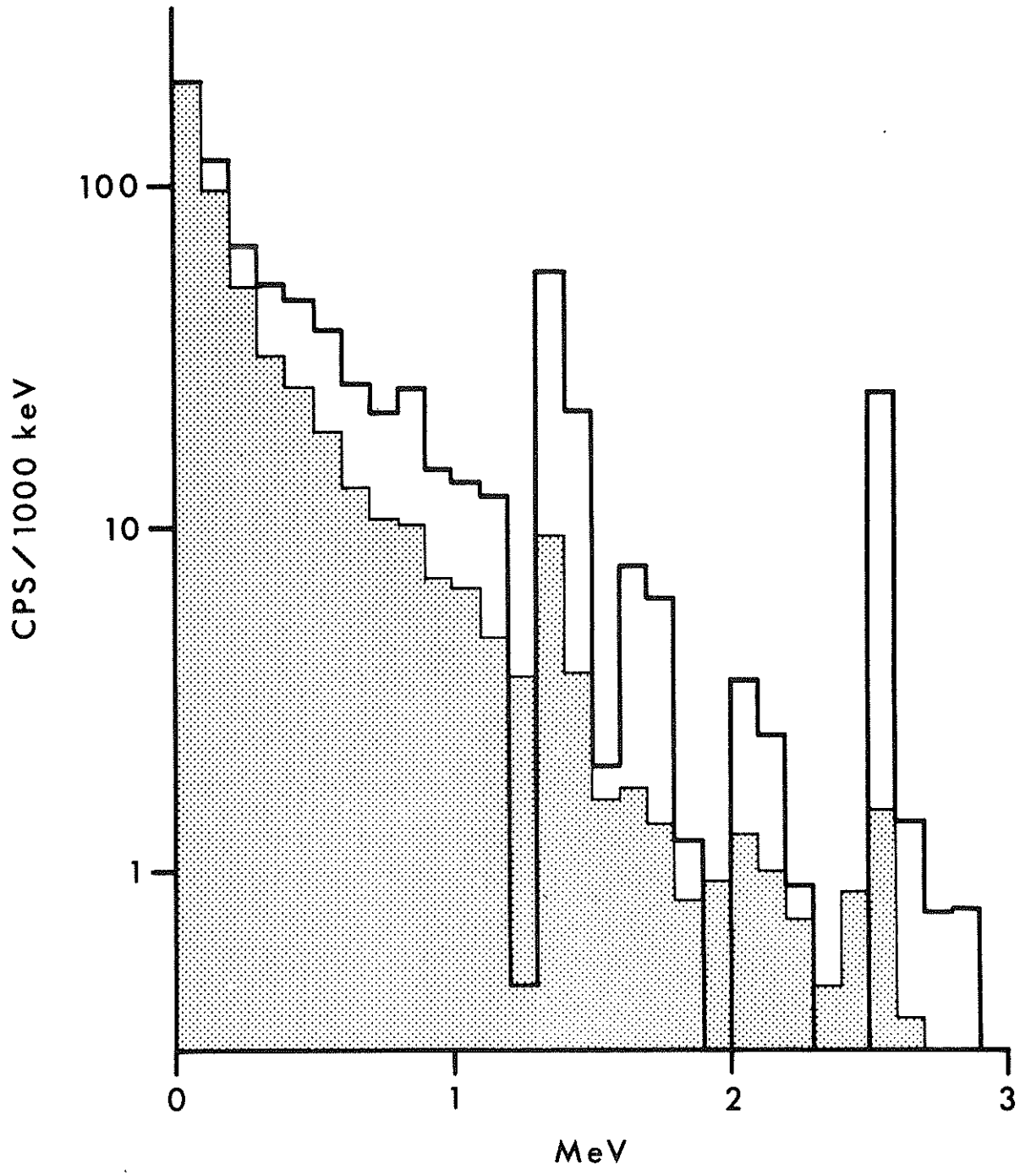
Figur 1. Utrustningen vid gammaspektrometriska fältmätningar.

Figure 1. The equipment for in situ gammaspectroscopy.




Figur 2. Figuren framställer ett typiskt pulshöjdspektrum och dess utjämning med summering i 100 keV:s kanaler för iterativ behandling.

Figure 2. A typical pulse height spectrum and its modification for the iterative method of analysis.




Figur 3. Lösningen av det verkliga infallande fotonspektret från NaJ-kristallens energisvar (pulshöjdspektret) efter 40 iterationsvarv.

Figure 3. The calculation of the true incident photon spectrum using the energy response (pulse height spectrum) of the NaI crystal. 40 iterations.

pulshöjdspektret - pulse height spectrum

verkliga fotonspektret - true photon spectrum

# Problem och Kostnader vid Transport av Utbränt Reaktorbränsle

Siegfried F. Johnson
AB Atomenergi, Studsvik, Nyköping, Sverige

## Abstract

PROBLEMS AND COSTS WITH SHIPMENT OF SPENT REACTOR FUEL. The effective and successful international collaboration with the formation of transport regulations for radioactive material has made it possible to ship relatively large quantities of fissionable and highly radioactive material today without special arrangements.

The biggest radioactive quantities that are shipped consist of spent reactor fuel. The burn-up of the fuel in the reactors increases gradually, which means that all "hotter" fuel must be shipped before an adequate cooling-off period is reached. It is also economically desirable to reduce the cooling-off period. The transport regulations require effective radiation shielding, cooling, criticality safety, and ability to withstand even serious accidents. Therefore the cask designers and manufacturers will have to solve big problems to make even the heaviest shipments economically acceptable.

Present manufacturing costs for casks over 10 tons are around 6 - 8 Sw.Crs./kg for spent fuel from light water reactors. These prices are not likely to decrease. The costs are more likely to rise somewhat when shipments of the fuel from fast reactors become a reality because of the requirements for effective cooling and neutron shielding.

Shipping costs, including insurance, for spent fuel are today between 25 - 50 Sw.Crs./kg U. That makes about 25 - 35 % of the total reprocessing costs.

The total shipping costs can surely be reduced in the future by rational utilization of all shipping casks and by direct rail and sea communications between reactor and reprocessing plants. Sea connections are preferable. The distance plays a smaller role in terms of cost development. The shipment of spent reactor fuel calls for a comprehensive development study regarding construction and handling, so that a reduction in the total costs can be made.

Sammanfattning

Det effektiva och framgångsrika internationella samarbetet vid utformningen av transportbestämmelser för radioaktivt material har resulterat i att relativt stora mängder klyvbart och högaktivt material idag kan transporteras utan större specialkrav på transportmedlen. Detta har blivit möjligt endast genom att stora krav ställs på utformning och konstruktion av emballagen.

De största aktivitetsmängderna som transporteras utgörs av utbränt reaktorbränsle. Utbränningen av bränslet i reaktorerna höjs successivt, vilket medför att allt "hetare" bränsle måste kunna transporteras om inte avsvalningstiden skall bli orimligt lång. Det är också ett ekonomiskt önskemål att allmänt avkorta avsvalningstiderna. Transportbestämmelsernas krav på effektiv strålskärmning, kylning, kriticitetssäkerhet och förmåga att kunna motstå även svåra olyckor gör att emballagekonstruktörer och -tillverkare ställs inför svåra problem, bl a för att göra även de tyngsta transporterna ekonomiskt acceptabla.

Nuvarande tillverkningskostnader för emballage över 10 ton ligger vid 6-8 Skr/kg för utbränt bränsle från lättvattenreaktorer. Dessa priser kommer knappast att sjunka. Kostnaderna kan antas stiga något när transporter av bränsle från snabba reaktorer blir aktuella, eftersom kraven på effektiv kylning och neutronskärmning ökar.

Transport- inkl försäkringskostnader för utbränt bränsle ligger idag mellan 25-50 Skr/kg U. Detta utgör ca 25-35 % av upparbetningskostnaderna.

De totala transportkostnaderna kan i framtiden säkert reduceras genom ett rationellt utnyttjande av alla transportemballage och placering av framtida reaktor- och upparbetningsanläggningar så att direkta järnvägs- och sjöförbindelser finns mellan anläggningar. Sjöförbindelser är att föredraga. Transportsträckans längd spelar en mindre roll för kostnadsutvecklingen. Transporter av utbränt reaktorbränsle kräver ett omfattande utvecklingsarbete beträffande konstruktion och hantering för att totalkostnaderna skall kunna reduceras.

## 1. Säkerhetskrav vid transport av utbränt reaktorbränsle

Internationella transporter av utbränt reaktorbränsle, innehållande stora mängder högaktiva fissionsprodukter, kan idag utföras utan större specialkrav på transportmedlen. Detta har endast blivit möjligt efter ett omfattande och intensivt internationellt samarbete under IAEA:s regi. Expertgrupper har sedan 1959 träffats åtskilliga gånger för granskning och revidering av alla säkerhetskrav, som skall ställas på emballage och transportutrustningar. En på nytt reviderad och omarbetad upplaga av nu gällande IAEA-transportbestämmelser /1/ väntas utkomma under 1972.

De av International Commission on Radiological Protection (ICRP) uppställda normerna för stråldoser, som människor i radiologiskt arbete och allmänheten får utsättas för, låg till grund vid utformningen av säkerhetskraven vid hantering och transport av allt radioaktivt material /2/.

Målsättningen vid utarbetandet av transportbestämmelser för radioaktivt material och speciellt utbränt reaktorbränsle var att genom lämpliga krav på utformning och konstruktion av emballagen möjliggöra transport av kollin utan speciella krav på transportsätt eller transportmedel /3/.

Detta innebär att reaktorbränsle med de högaktiva fissionsprodukter i fast eller gasformigt tillstånd, som har bildats vid utbränningen, måste inneslutas tätt och den genomträngande radioaktiva strålningen nedbringas till en acceptabel nivå.

Även vid svåra transportolyckor skall den utläckande radioaktiviteten inte kunna förorsaka högre stråldoser för omgivningen än de av ICRP tillåtna. Alla emballage för transport av såväl utbränt som färskt reaktorbränsle måste godkännas av behöriga myndigheter. Godkännandet utfärdas inte förrän emballagets konstruktör och framtida användare i detalj har redovisat emballagets konstruktion och planerade innehåll samt uppfyllt alla krav i transportbestämmelserna.

## 2. Internationella och nationella transportbestämmelser

Transportbestämmelser, utgivna av det Internationella Atomenergiorganet i Wien (IAEA), kan endast anses som rekommendationer till medlemsstaterna. Den sista utgåvan bär titeln "Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials. 1967 Edition" och är nr 6 i IAEA:s Safety Series.

Dessa rekommendationer har accepterats av alla medlemsstater och utgör grundstommen i bestämmelser, utgivna av olika internationella organ och en rad stater, som under tiden har hunnit lagfästa transportbestämmelserna för radioaktivt material. Av sådana bestämmelser med direkt tillämpning för transport till, i och från Sverige kan nämnas:

a) Statens Järnvägars Författningar, SJF 621, utgåva 2, Föreskrifter för transport av farligt gods (GTff), Klass IV b, Radioaktiva varor. (Vid transport på utländska järnvägar måste man även beakta innehållet i motsvarande internationella utgåva: Règlement international concernant le transport des marchandises dangereuses par chemins de fer (RID).

b) IATA Restricted Articles Regulations, Fourteenth Edition, Part 2 (vid flygtransport),

c) International Maritime Dangerous Goods Code, Class 7, Radioactive Substances (vid sjötransport),

d) ADR, europeisk överenskommelse om internationell transport av farligt gods på väg (vid landsvägstransport till de flesta länder på kontinenten). Sverige har ännu inte anslutit sig till ADR.

## 3. Transportemballage

### a) Dagens läge

Transportbestämmelsernas krav på effektiv strålskärmning, kylning, kriticitetssäkerhet och förmåga att kunna motstå även svåra olyckor med fall från 9 m och efterföljande brand i 30 minuter gör att emballage för utbränt bränsle är mycket tunga. För att erhålla god transportekonomi måste emballagen rymma så stor aktiv last som möjligt. Många transportemballage, som idag är i bruk men byggda före 1966-67, har blivit konstruerade endast med tanke på att tillgodose en enda eller högst ett par reaktorers transportbehov av utbränt bränsle. Detta har till stor del sin förklaring i att de flesta reaktorer, som idag är i drift i Europa, är forsknings- och försöksreaktorer, som använder kärnbränsle av vitt skilda geometrier och anrikningsgrader. Dessutom förekommer olika utbränningsgrader, som medför variationer i aktivitetsinnehåll och restvärme. Förhållandet mellan emballagevikt och bränslevikt (payload) blev på grund av alla dessa faktorer inte alltid det mest ekonomiska från transportsynpunkt. Payload mellan 7 och 285 förekommer för närvarande. /4/

Efter 1966 har planeringen börjat komma igång av emballage, som på ett mera ekonomiskt sätt kan tillgodose transporter av utbränt bränsle från den första generationen lättvattenreaktorer. Fig 1 visar det europeiska transportbehovet fram till 1980. Teoretiska överläggningar /5/ pekade då mot emballagevikter av 70-100 ton på grund av följande faktorer:

- Payload minskar med ökande emballagevikt. En ökning av mängden bränsle orsakar i regel bara en liten ökning av strålskärmen, och hanteringskostnaden blir praktiskt taget densamma (se fig 2).
- Specifika tillverkningskostnaderna minskar med ökande vikt (fig 3),
- Antalet transporter minskar vid stora enheter och därmed totala hanteringskostnaden,
- Det minskade antalet transporter minskar risken för transportolycka.

Utförda beräkningar och mätningar visar att neutronemissionen från bränsle, som har bestrålats till mer än ca 20 000 MWd/t, kommer att kräva en neutronskärm av vätehaltigt material. /6/ Även andra olösta

tekniska problem gör det för närvarande svårt att bygga 70-100 tons emballage, som uppfyller säkerhetskraven. Mot dessa tunga emballage talar även att de flesta avsändar- och mottagarstationer saknar direkt järnvägs- eller sjöförbindelse. Den på vägarna i allmänhet tillåtna ekipagevikten ligger betydligt lägre än 100 ton. I Sverige tillåtes t ex 25-35 ton som bruttovikt på lastvagnar, som inte är underkastade speciella åtgärder och förordningar. Då har man inte tagit hänsyn till broar eller viadukter som begränsande faktorer. Resultatet av dessa optimeringsförsök blev att de mest ekonomiska emballagen för idag och några år framöver inte får väga mer än ca 30 ton. Då har dessa emballage en payload på 25-30 och tillverkningskostnaderna ligger mellan 6 och 8 kr/kg.

b) Utvecklingstendenser

Undantag från ovan uppställda optimeringsöverläggningar finns redan idag, som t ex vid bränsletransporter från Anzio, Italien, till Windscale, England. Där är emballagevikten uppe i 50 ton, och payload har sjunkit till 20. Transporten går sjövägen utom mellan stationerna och hamnen, där specialfordon har satts in.

Detta exempel visar en bit in i framtiden, då mer ekonomiska emballage troligen kan byggas, om man väljer ett transportsätt, som tål höga vikter och ej nödvändiggör omlastning. Större emballage betyder större mängd utbränt kärnbränsle åt gången och samtidigt större restvärme, som måste kylas bort. 30-50 kW kan genom naturlig luftcirkulation utan separata kylanordningar kylas bort från ytan av ett emballage utan att yttemperaturen blir högre än bestämmelserna tillåter. Som kylmedel inne i emballagen användes luft i exempelvis franskbyggda och vatten i engelskbyggda emballage. Frankrike och England är idag Europas största tillverkare av emballage för radioaktivt material.

Separata kylanordningar höjer emballagekostnaderna märkbart, om de är utformade på ett sätt som medger myndigheternas godkännande. En möjlighet att undvika separata kylanordningar är att låta bränslet svalna längre, t ex 6 månader i stället för normalt 3 månader, innan transporten till en upparbetningsanläggning påbörjas. Detta måste naturligtvis vägas mot lagrings- och övriga kostnader i bränslecykeln. Den naturliga kylningen kan troligen också förbättras genom lämpligt materialval och förbättrade konstruktioner.

Ett material, som redan har kommit in i bilden, är utarmat uran. Uran är bättre som strålskärm och har en mycket högre smältpunkt än bly. Ett emballage, där blyet ersätts av utarmat uran, väger dessutom ca 25 % mindre.

För närvarande är tillverkningskostnaderna och priset för utarmat uran för höga för att på ett effektivt sätt kunna konkurrera med bly som material för transportemballage. /7/.

Hänsyn måste naturligtvis också tagas till möjligheterna att kunna använda ett emballage för transport från så många olika reaktorstationer som möjligt.

Med en bruklig avskrivningstid på 10 år är utnyttjandegraden av stor betydelse för kostnaderna.

När snabba reaktorer har nått så långt att de på allvar kan sättas in i kärnkraftproduktionen och konkurrenskraftiga transporter av utbränt reaktorbränsle från dessa reaktorer måste utvecklas, kommer kraven på emballagekonstruktionerna och konstruktionsmaterialet att stiga ytterligare.

Bränslet från snabba reaktorer kommer att ha mycket kompaktare konstruktioner med högre anrikning och skilda sammansättningar (t ex Pu-berikade uranelement, karbider, nitrider etc). Bränslet kommer att utsättas för mycket högre neutronflöden, och även utbränningsgraden blir avsevärt högre än hos lättvattenreaktorer. Allt detta innebär att större restvärme måste kylas bort och en effektiv neutronskärmning konstrueras. Olika bränsletyper gör dessutom en standardisering av emballagen svår. Det är troligt att tillverkningskostnader för emballage då kommer att stiga. /5/.

## 4. Transportkostnader för utbränt reaktorbränsle

### a) Dagens läge

Lokaliseringen av reaktorstationer och upparbetningsanläggningar och avstånden däremellan är naturligtvis av direkt betydelse vid valet av transportsätt och storleken av transportkostnaderna. De upparbetningsanläggningar, som idag är i drift i Europa, kräver flera transportsätt för en enda leverans.

Kostnaderna för landsvägstransport i Europa ligger för närvarande mellan 25 och 50 Skr/kg U. Ett mera korrekt sätt att uttrycka transportkostnader är i Skr/ton,km. Dessa priser inkluderar försäkringskostnader och avskrivning men inte hanteringskostnader vid anläggningarna.

Specifika fraktkostnader varierar relativt litet med avståndet, men lägger man till de fasta kostnaderna (planering, administration) så ökar priset per ton och kilometer kraftigt om transportsträckan blir kortare. Se fig 4, som visar ett exempel på transportkostnader (utan försäkring) på landsväg och järnväg i Sverige för ett 20 tons kolli. I detta fall är järnvägstransport billigare än landsvägstransport, speciellt för långa sträckor, men under förutsättning att transporten sker "från dörr till dörr". Direkt järnvägsförbindelse mellan anläggningar i Europa finns bara i undantagsfall. Transporter från anläggning till järnvägsstation samt omlastning där höjer kostnaderna så att landsvägstransporter dominerar i dagens läge. För kollivikter mellan 55 och 150 ton måste en 6- eller 10-axlad vagn användas. För dessa vagnar krävs en användningsavgift på 55 resp 350 kr/dygn.

Försäkringen vid transport av utbränt reaktorbränsle består av en ren sakförsäkring och en atomansvarighetsförsäkring. Försäkringskostnadernas höjd beror i första hand på antalet transporter och sedan på fraktens värde, transportsträcka, antalet omlastningar etc.

Hanteringen vid anläggningarna av emballagen inkluderar bl a lastning, lossning, laddning av emballaget, avsökning med avseende på kontaminering, dekontaminering. Denna hantering räknas i vanliga fall inte in i transportkostnaderna. Vill man av någon anledning göra detta, måste man öka transportkostnaderna med 7-10 %. /8/.

b) Utvecklingstendenser

Den i första kapitlet redovisade tendensen till större och därmed mera ekonomiska emballage minskar valmöjligheten av transportsätt. En planering av transporter på ett tidigt stadium kan ändå ge möjligheter att minska kostnaderna.

Landsvägstransport. Trots att landsvägstransporter idag är mycket konkurrenskraftiga och i vissa länder det absolut billigaste transportsättet, kommer detta transportsätt för utbränt bränsle att försvinna ur bilden, om byggandet av allt större emballage visar sig vara riktigt från säkerhets- och ekonomisk synpunkt. Den maximalt tillåtna belastningen av broar, viadukter och vissa vägar sätter en övre gräns vid 25-35 ton för ekonomiskt försvarbara transporter på landsväg.

Järnvägstransport. Förutsättningen för järnvägstransport av mycket tunga emballage är att det finns järnvägsspår "från dörr till dörr", där anläggningarnas egna lyftkranar kan användas. I annat fall är lastning och lossning vid ändstationerna komplicerade och kostsamma och stationernas krankapacitet bestämmer emballagevikten. Vid transport av radioaktiva varor krävs tillägg till de vanliga godstarifferna. I Sverige t ex 30 % och i Västtyskland 50 % vid vagnslast.

Järnvägstransporter kan i framtiden göras billigare om de för tarifferna ansvariga kan övertygas om att säkerhetskraven på emballage, avsett för utbränt reaktorbränsle, redan är så rigorösa (de kommer att skärpas ytterligare i nästa utgåva av IAEA:s transportbestämmelser) att de blir villiga att helt slopa eller sänka de extra tilläggen för radioaktiva varor.

Sjötransport. Bortsett från transporter med färja har utbränt reaktorbränsle hittills endast transporterats med chartrade fartyg eller med fartyg, som fick förstärkas. Belastningsgränsen hos ett vanligt lastfartyg ligger vid 3.5 - 5 ton/$m^2$. Dessutom var ansvarighets- och försäkringsfrågorna svåra att lösa. Antalet transporter sjövägen förblev därför litet.

Tack vare den alltjämt växande containertrafiken kan idag en trailer eller ett containerflak tillsammans med emballaget lyftas direkt på fartyget. I bestämmelsehamnen behöver då endast en dragbil kopplas på. Detta gäller för alla emballage, som får transporteras på landsväg. Möjligheterna för omlastning och vidaretransport sjövägen av tunga emballage, som kommer på järnväg till en hamn, är för närvarande inte fullt klarlagda.

Sjötransporter skulle redan idag spela en större roll än de gör, om inte en motvilja mot radioaktiva varor funnits i sjöfartskretsar. Motviljan avtar redan, och sjötransporter kommer säkert att spela

en betydande roll i framtiden som det billigaste transportsättet. Hos de få transporter, som redan har gått eller där vi har fått offerter, ligger priserna på 0:10-0:12 Skr/ton, km, om man får tala om km på sjön.

Flygtransport. Internationella transporter av utbränt reaktorbränsle med flyg diskuteras på vissa håll i USA, och denna möjlighet skall i framtiden inte helt uteslutas. /9/.

## 5. Avslutning

Transporten av utbränt reaktorbränsle får inte betraktas som en separat och oavhängig del i hanteringen av bränslet. Konstruktörer av en reaktorstation eller en upparbetningsanläggning bör redan på ett tidigt stadium ta kontakt med emballagekonstruktören eller tillverkaren för att gemensamt diskutera rutinen vid lastning resp lossning av det utbrända bränslet. I annat fall kan det skapa irritation, förseningar och onödiga extrakostnader.

## Referenser


1. IAEA Safety Series No 7: Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials. Notes on Certain Aspects of the Regulations. Vienna 1961.
2. Examination of the International Atomic Energy Agency's Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials. EUR 3485 e, f Vol I.
3. The Safe Transport of Radioactive Materials. Editor R. Gibson. Pergamon Press 1966.
4. Transport of Irradiated Nuclear Fuel on the European Continent. F. R. Marcus, J. Ashee. Presented at the Third United Nations International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy. May 1964.
5. 2nd International Symposium on Packaging and Transportation of Radioactive Materials. Gatlinburg, Tenn., Oct. 1968. CONF 681001.
6. Rollius J.P., Best R.F. Neutron Shielding Problems Associated with the Shipment of High-Burnup LWR Fuel. Transactions Am. Nucl. Soc. Vol 12 (1969) p. 970.
7. 4th FORATOM Congress, Sept. 21-23 1970, Stockholm, Sweden.
8. Kostnadsstudier för transport av radioaktivt material. G.Goode Intern arbetsrapport, AE-STK-207, 1966.
9. S.Hagsgård, personliga kontakter.

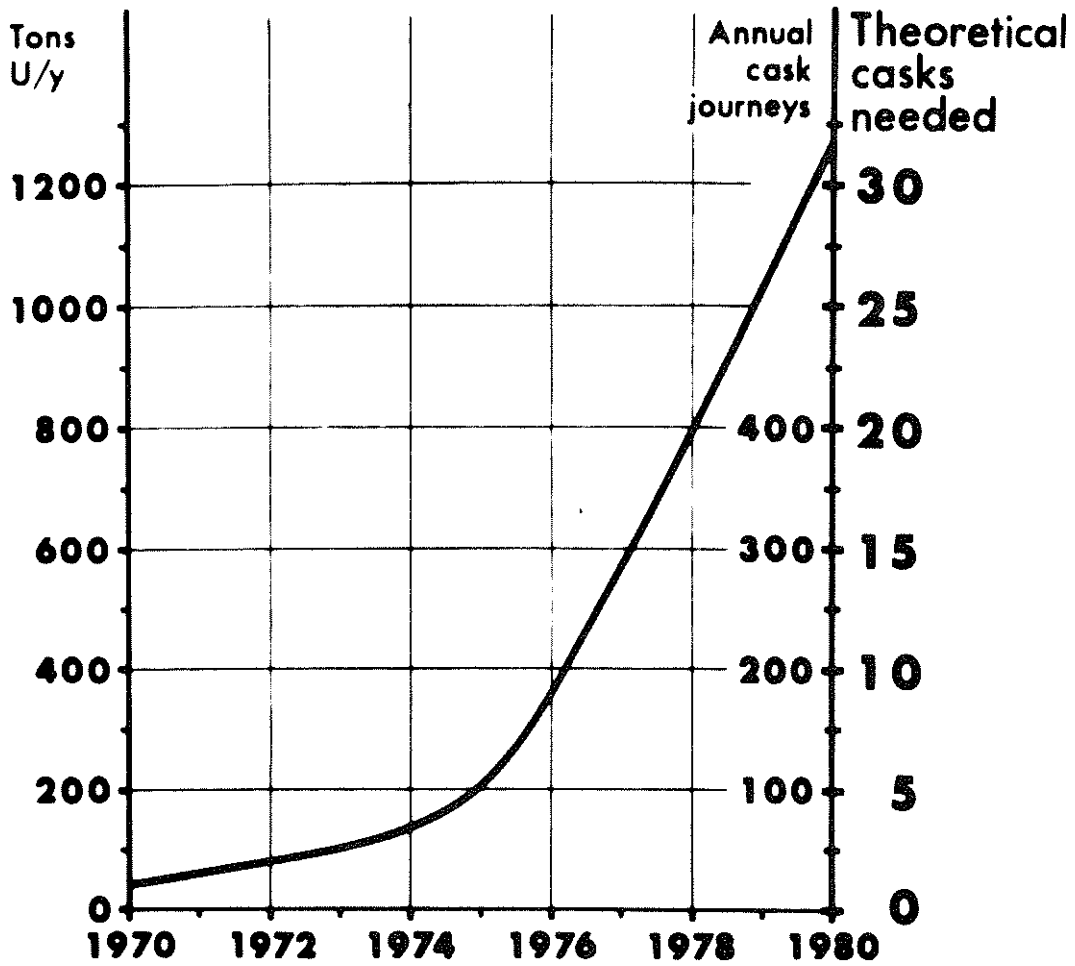



Fig. 1. European Fuel Transportation Needs 197o-8o (LWR)

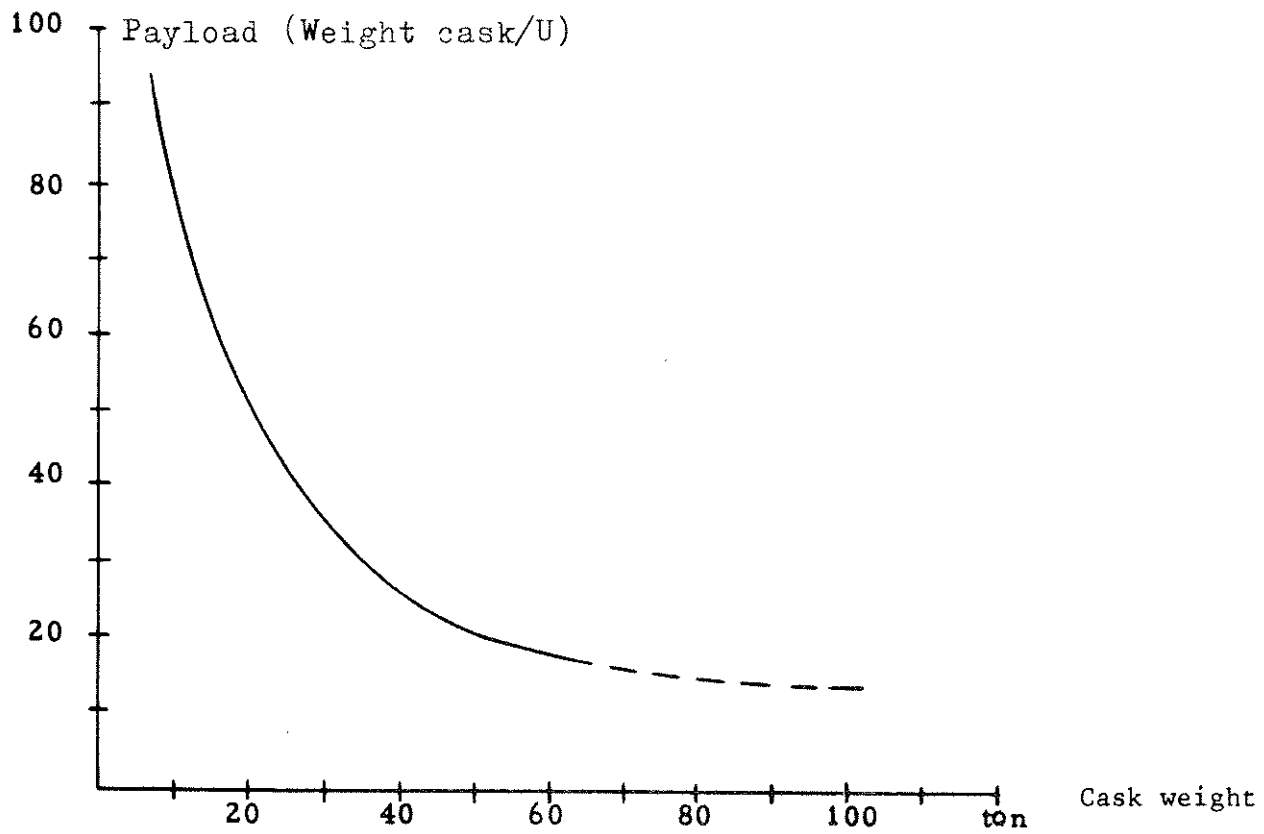



Fig. 2. Payload vs cask weight

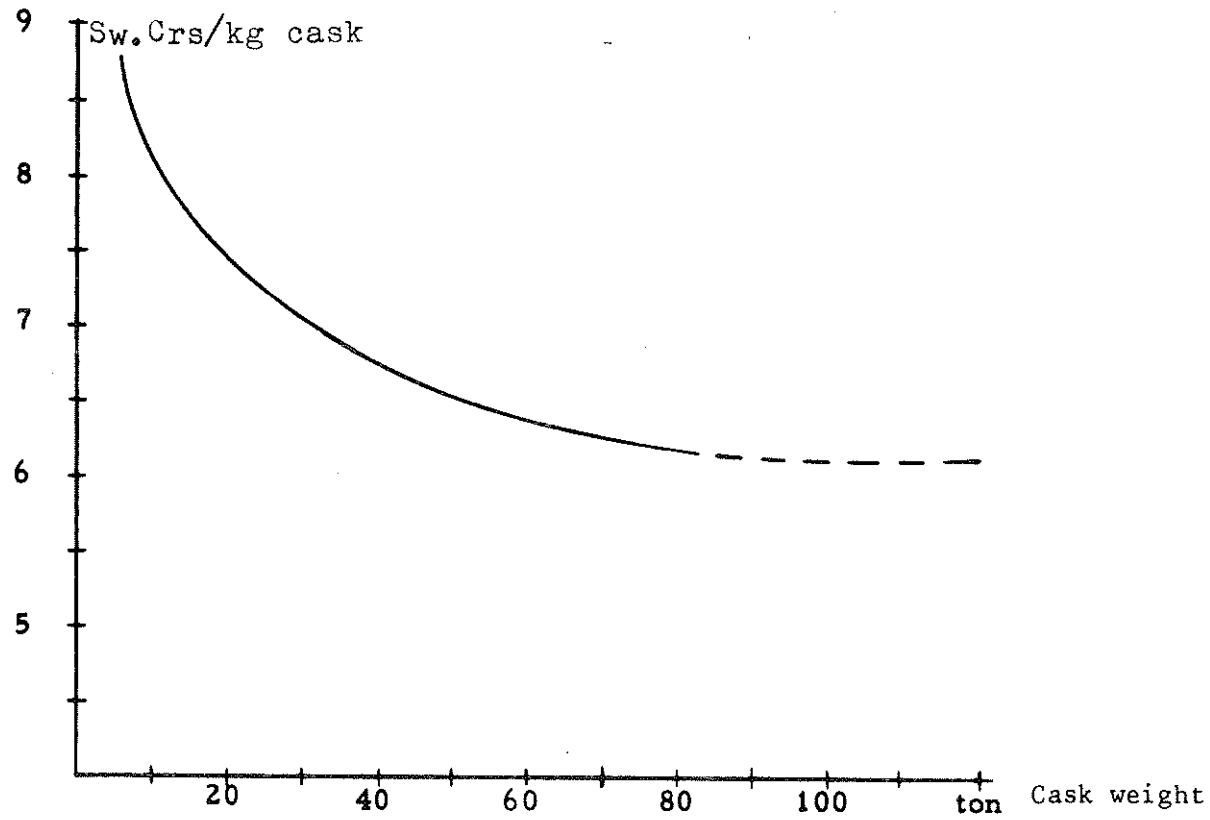



Fig. 3. Cask production costs vs cask weight

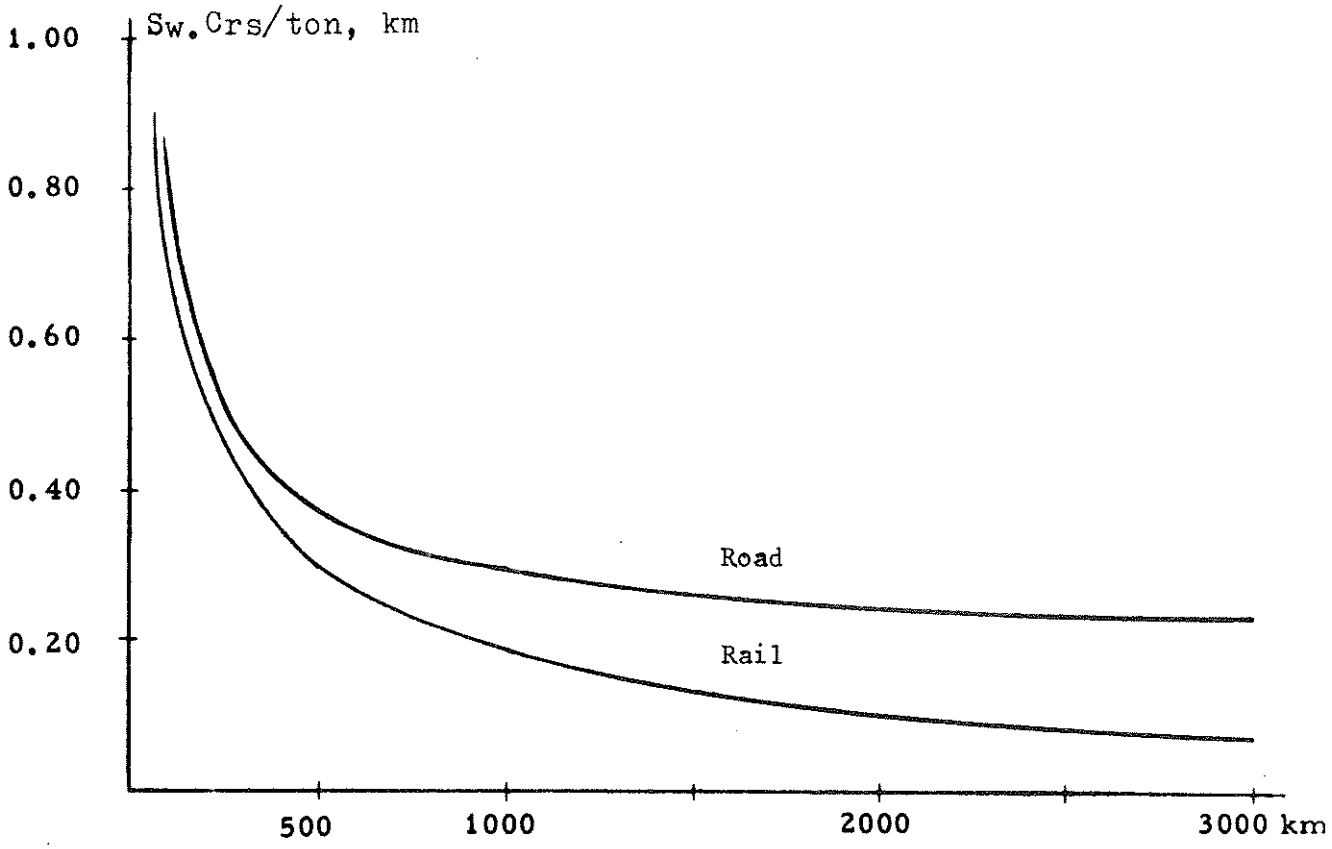



Fig. 4. Transport costs for road and rail transport "from door to door" in Sweden vs distance

# Utvikling av et Monitoreringsfilter for Jod

Torgeir Vågslid

Institutt for Atomenergi, Kjeller, Norge

## Abstract

DEVELOPMENT OF A MONITORING FILTER FOR IODINE. The development of a monitoring filter for iodine involved tests with various types of charcoal and the design and testing of a suitable filter cartridge. Charcoal filters are usually tested under controlled conditions in a laboratory apparatus and the filter efficiency is determined on the basis of the accumulated activity in filters connected in series. The Health Physics Dept. at Institutt for Atomenergi wished, however, to try another arrangement. It was found desireable to test the charcoal filters under conditions similar to those under which they would be used and to determine their correct mode of use. An attempt was made to obtain an absolute measurement of the filter efficiency by comparing the accumulated $^{131}I$ activity on the charcoal filter with measurements of $^{131}I$ in air samples taken with vacuum jars. This method allowed determination of the filter efficiency under the varying operating conditions normally encountered in practice at nuclear plants. The type of filter developed as a result, and about 1½ years operational experience with it, are also described.

INNHOLD

1. Innledning
2. Forsøksmetodikk
3. Innledende forsøk
4. Utprøving av testfilter
5. Diskusjon
6. Beskrivelse av og driftserfaringer med monitoreringsfilteret som benyttes ved IFA, Kjeller

Tabeller

Tabell 1 Oppsamlingseffektivitet for $^{131}I$ i 20 $cm^3$ filterpatron
" 2 " " " i 47 $cm^3$ "
" 3 " " " i 47 $cm^3$ "
" 4 Desorbsjon av $^{131}I$ i 47 $cm^3$ filterpatron
" 5 Fordeling av $^{131}I$ i 4 stk. seriekoplede 47 $cm^3$ filterpatroner

Figurer

Figur 1 Forsøksoppstilling
" 2 Testfilter, 47 $cm^3$ kull
" 3 Oppsamlingseffektivitet TEDA-impregnert kull
" 4 " " "
" 5 Desorbsjon av $^{131}I$ i TEDA-impregnert kull
" 6 Monitoreringsfilter
" 7 47 $cm^3$ filter brukt i skorstens- og romluftmonitor

Referanser

## 1. INNLEDNING

Strålevernsavdelingen ved IFA, Kjeller, har i mange år brukt aktivt kull i monitoreringsstasjoner for overvåking av luftbåren radioaktivitet. Spesielt har aktivt kull vært nyttet på de steder hvor det har vært grunn til å vente luftkontaminering av $^{131}I$. Dette gjelder både for overvåking av utslipp til atmosfæren, kontroll av romluft i laboratorier og til omegnsmålinger. Til disse formål brukte vi tidligere kullpapirfilter, type AC1, levert av Gelman. Kalibreringer av denne filtertype har vist at den ikke kan brukes til kvantitative målinger av $^{131}I$ i luft ved våre anlegg. Filteret er imidlertid godt brukbart i luftaktivitetsvarslere i laboratorier, under forutsetning av at de skiftes ofte (1 - 2 døgns brukstid). Disse undersøkelser er publisert i Acta Radiologica Supplementum 254 i 1966.

Fra midten av 60-årene og frem til i dag har det ved flere institutt vært drevet forskning på filtrering av jod i luft. Av litteraturen går det frem at en har bestrebet seg på å bestemme de former for jod en finner i ventilasjonsluft fra nukleære anlegg og utvikle filtertyper for filtrering av disse.

Målet for våre undersøkelser var imidlertid å utvikle et monitoreringsfilter for kontroll av denne rensing. Det tidligere brukte AC1-filteret har vist seg ikke å være tilfredsstillende for dette formål. Strålevernsavdelingen besluttet derfor om mulig å utvikle et mer egnet monitoreringsfilter.

Ifølge tilgjengelig litteratur har som sagt hovedvekten av undersøkelsene om aktivt kulls filtreringsevne for jod vært lagt på ventilasjonsfilter og tilsynelatende lite på monitoreringsfilter. En utarbeidet derfor en egen metodikk for praktiske undersøkelser av monitoreringsfilter. Disse undersøkelser omfatter sammenliknende prøver av forskjellige kullgranulat, utvikling av filterpatron og utprøving av testfilterene i det miljø de skulle benyttes.

## 2. FORSØKSMETODIKK

### 2.1 Beskrivelse av forsøksmetode og oppsett

Utprøving av kullfilter gjøres vanligvis under kontrollerte betingelser i oppstillinger i laboratorier. Prøvefilterenes effektivitet bestemmes som regel på grunnlag av oppsamlet I-aktivitet i seriekoplete kullfilter. Prøvetiden for et forsøk (run) varierer gjerne mellom noen timer og et døgn.

Strålevernsavdelingen ønsket imidlertid et annet opplegg for utprøvingen. For det første var det ønskelig å teste filterene i det miljø de skulle nyttes, og bestemme riktig bruk av de der. Dernest skulle filtereffektiviteten bestemmes ved sammenlikning av oppsamlet I-aktivitet i prøvefilter med direkte måling av luftprøver tatt med vakuumkolber.

Forsøkene ble foretatt på Isotopavdelingen. Som prøveluft ble ventilasjonsluften ut fra produksjonsboksene benyttet. $^{131}$I-innholdet i prøveluften varierte derfor avhengig av produksjonsgangen og annen virksomhet i produksjonsboksene. Dette førte med seg at en ikke kunne kjøre parallelle forsøk under helt like betingelser. Til gjengjeld fikk en resultater som viste prøvefilterenes oppsamlingseffektivitet under forskjellige produksjonsfaser, vedlikeholdsarbeid i boksene og under perioder uten noen virksomhet.

Fig. 1 viser prinsippet for eksperimentutstyret. Prøveluften ble suget fra ventilasjonskanalen etter ventilasjonsfilteret (absolutt- og uimpregnert kullfilter i serie). Gjennom et kort rustfritt rør gikk den til et fordelingskammer hvor filterene var montert og hvor en tok luftprøver med kolber. Ved hjelp av denne oppstilling kunne en bestemme filterenes oppsamlingseffektivitet ved å sammenholde måleresultatene for oppsamlet $^{131}$I-aktivitet i filterene med en direkte måling av $^{131}$I i luft i kolbene. De siste ga momentankonsentrasjonen av $^{131}$I i prøveluften. Ved å ta tilstrekkelig mange slike prøver under en prøveperiode, fikk en et meget godt bilde av hvorledes aktivitetsmengden i prøveluften varierte, avhengig av virksomheten i produksjonsboksene. Prøvefilterene derimot viste den gjennomsnittlige konsentrasjon av $^{131}$I i prøveluften pr. interval.

Disse sammenliknende prøver ble foretatt i prøveperioder som varte fra 24 timer til flere døgn. Prøveperioden ble oppdelt i intervall av ulik varighet. Innen hvert intervall tok en mange luftprøver med kolber, og etter

hvert intervall ble filterene tatt ut for måling av oppsamlet $^{131}$I-aktivitet. Ved å tilpasse startpunktet, varigheten av hele prøveperioden og intervall-inndelingen i forhold til $^{131}$I-produksjonsprogrammet, fikk en et bilde av filterenes oppsamlingseffektivitet under forskjellige driftsforhold og varierende brukstid.

Både luftprøver og prøvefilter ble målt i 400 kanals pulshøydeanalysator med 3" NJ-krystall.

## 2.2 Kalibreringer

Måling av filterenes effektivitet er basert på en sammenlikning mellom $^{131}$I-innholdet i prøvefilterene og en direkte måling av $^{131}$I i luft. Dette forutsetter en nøyaktig kalibrering av telleeffektiviteten for de to typer beholdere (prøver). Videre representerer oppsamlet $^{131}$I i filterene aktiviteten fra en luftstrøm gjennom filterene, noe som forutsetter en best mulig kalibrering av rotameterene for måling av prøveluftens hastighet gjennom prøvefilterene.

### 2.2.1 Kalibrering av rotameter

I forsøksoppstillingen, vist i fig. 1, ble rotameterene plassert på sugesiden av filterene, og målte på luft med et visst undertrykk som følge av trykkfallet over prøvefilterene. Rotameterene som ble brukt var gradert for normaltrykk og måtte følgelig justeres. Korreksjonen ble utført eksperimentelt ved hjelp av et Fisher & Porter flowmeter, modell 10A 1197A. Nøyaktighet oppgitt til ± 2% av max. flow, dvs. ± 1,67 l/min. og reproduserbarhet: ± 0,2%.

### 2.2.2 Volumkalibrering av rundkolber

Volumet ble målt ved å evakuere luften og så suge inn vann fra et måleglass. Volumet ble målt til 1,1 liter.

Som nevnt under kalibrering av rotameter, var det et visst undertrykk i forsøksapparaturen. Derfor måtte en under eksperimentene kontrollere luftfyllingen av kolbene etter prøvetaking og aktivitetsmåling.

### 2.2.3 Kalibrering av telleeffektivitet for kolber

Telleeffektiviteten for $^{131}$I i luft i rundkolber ble bestemt ved at en først kalibrerte med en vannløsning av $^{131}$I. Deretter ble det

eksperimentelt bestemt en faktor for forholdet telleeffektivitet i luft/telleeffektivitet i vann for en beholder med tilnærmet samme geometri. På denne måte ble telleeffektivitet for vakumkolber bestemt til 2,2 ± 0,2%.

### 2.2.4 Kalibrering av telleeffektivitet for filter

Det var vanskelig å finne en eksakt metode for bestemmelse av telleeffektiviteten for filterpatronene. Under forsøksbetingelsene ble $^{131}$I-innholdet ikke jevnt fordelt i filterene. Mesteparten av $^{131}$I-innholdet ble samlet i et skikt der hvor prøveluften gikk inn i filteret. Telleeffektiviteten vil derfor avhenge av hvor dypt dette skiktet er. For å gjøre denne effekt minst mulig, ble filterpatronene tellet i en avstand på 10 cm fra krystallen.

Kalibreringen ble videre gjennomført på følgende måte:
Det ble tatt en del luftprøver i eksperimentoppsettet. Disse ble målt, først med det minst aktive skiktet mot krystallen, deretter med det mest aktive skiktet mot krystallen. Forholdet mellom disse målingene viste seg å være relativt konstant, som det fremgår av nedenforstående tabell:

| 20 ml filter | 10 l/min. 4 timers prøve | 10 cm avst. fra kryst. | |
|---|---|---|---|
| Filtertype | cpm normal stilling / cpm snudd opp ned | f | f midl. |
| Ultrasorb | 1349 cpm / 2529 cpm | 0.55 | |
| " | 1493 cpm / 2345 cpm | 0.64 | |
| " | 63545 cpm / 107200cpm | 0.59 | 0.58 |
| KJ-impregnert | 67490 cpm / 122960 cpm | 0.55 | |
| " | 70825 cpm / 130750 cpm | 0.54 | |
| Norit "D" | 1471 cpm / 2392 cpm | 0.62 | |

På grunnlag av disse målingene ble kalibreringsfilterene preparert. $^{131}$I-standardløsning ble dryppet på filterene i skikt til en oppnådde samme forhold mellom målingene som ved prøvefilterene. På

denne måten ble telleeffektiviteten til prøvefilterene bestemt.

Det er vanskelig å angi noen eksakt nøyaktighet for disse kalibreringer, men en vurdering av måleresultatene viser at en kan regne med en nøyaktighet på ± 10%.

## 3. INNLEDENDE FORSØK

Første del av utviklingsprogrammet var bestemmelse av den type kullgranulat som skulle nyttes i monitoreringsfilteret. Foruten det tidligere benyttede kullfilter, Gelman AC1, ble følgende 4 typer testet:

| | Type | Forsøkskode |
|---|---|---|
| a | Norit med.kull type "D" | D |
| b | Ultrasorb | U |
| c | 0,5% KJ-imp. 207B 8-12 BSS | KJ |
| d | 5% TEDA-imp. 207B5 TEDA 8-12 BSS | TEDA |

En valgte å starte disse forsøk med en filterpatron som rommet ca. 20 ml gramulert kull. Disse ble laget av standard plastbeger med 24 mm diameter og 45 mm høyde. Bunn og lokk ble perforert. Imellom toppskiktet av kullene og lokket ble det lagt et glassfiberfilter. Med en prøveluftmengde på 10 l/min. gjennom dette filteret har en:

Lineær lufthastighet : $\frac{10000}{1.2 \cdot 1.2 \cdot 3.14 \cdot 60} = \underline{37 \text{ cm/sek}}$.

Prøveluftens oppholdstid: $\frac{4.5}{37} = \underline{0.12 \text{ sek}}$.

Erfaringsmessig vet en at en oppholdstid for prøveluften i filteret på 0,1 sek. er noe lavt, men muligens brukbart. En valgte derfor å starte forsøkene med denne filtertype. Skulle den vise seg å være brukbar, hadde man en meget billig filterpatron.

### 3.1 Vurdering av måleresultatene fra de innledende forsøk

Hovedmålet for de innledende forsøk var å bestemme kulltype for monitoreringsfilterene. I nedenforstående tabell har en søkt å sette opp de forskjellige kulltypers effektivitet. Grunnet forsøksbetingelsene, kan ikke

tallene sies å være et resultat av helt parallelle forsøk. Men tallene skulle i alle fall indikere forskjellen i effektivitet for de testede kulltyper.

| Oppsamlingseff. for $^{131}I$ i 20 $cm^3$ filterpatron | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Filter-type | 1. intervall ca. 11000 l luft | 2. intervall ca. 14000 l luft | 3. intervall ca. 18000 l luft | 4. intervall ca. 24000 l luft |
| AC1 | 14% | 16% | 14% | 12% |
| D | 39% | 61% | 48% | 27% |
| U | 39% | 57% | 54% | 29% |
| KJ | 17% | 77% | 49% | 47% |
| TEDA | 40% | 76% | 65% | 85% |
| | Ingen virksomhet i lab. | $^{131}I$-prod. + div. arbeid | Div.arb. i begynnelsen av 3. intervall. Senere ingen virksomhet | Ingen virksomhet i lab. |

T A B E L L 1

Av tabellen går det frem at verdiene for filterene D og U er forholdsvis høye i 1. intervall. Dette skyldes at forsøkene med disse filterene startet bare ca. 12 timer etter avsluttet $^{131}I$-produksjon, mens øvrige forsøk startet ca. 48 timer etter avsluttet $^{131}I$-produksjon.

Av tabellen går det frem at det TEDA-impregnerte kullfilteret sto best. Andre forsøk over lengre prøveperioder og med andre intervall-inndelinger bekreftet dette. Denne filtertype (TEDA-kull i 20 $cm^3$ patron) hadde en oppsamlingseffektivitet på 80 - 90% i starten av en prøveperiode om denne falt sammen med en $^{131}I$-produksjon. Videre holdt oppsamlingseffektiviteten seg på 40 - 80% utover i prøveperioden, avhengig av virksomheten i laboratoriene.

I de innledende forsøk benyttet en 20 $cm^3$ plastbeger som filterpatron. Som nevnt innledningsvis, ble det gjort av bl.a. økonomiske grunner. Nå viste det seg imidlertid at de rent mekanisk var noe svake, og filtereffektiviteten kunne også tyde på at de var noe for små (oppholdstid for luften ca. 0.12 sek.).

Resultatet av de innledende forsøk ble derfor at en bestemte seg for å konstruere en mer egnet filterpatron og teste den med 5% TEDA-impregnert kull. En ville hovedsakelig nytte samme forsøksmetodikk.

## 4. UTPRØVING AV MONITORERINGSFILTER

### 4.1 Konstruksjon av monitoreringsfilter og beskrivelse av forsøksoppstillinger

Ved å konstruere en ny type filterpatron ønsket en i tillegg til mekaniske forbedringer også et filter med bedre effektivitet. En naturlig vei å velge var da å øke volumet til filterpatronen. I forhold til 20 $cm^3$ filterpatronen ville en da oppnå en redusering av prøveluftens lineære hastighet og forlenget oppholdstid for prøveluften i filtermaterialet.

En kom da frem til en filterpatron med følgende innvendige mål:

Diameter: 47 mm Høyde: 27 mm Volum: 47 $cm^3$

Med en luftmengde på 10 l/min. får en disse karakteristiske mål for denne filterpatron:

Prøveluftens lineære hastighet gjennom filtermaterialet: ca. 10 cm/sek.

Prøveluftens oppholdstid i filtermaterialet: ca. 0.27 sek.

En skjematisk tegning av filterpatronen med noe tilbehør er vist i fig. 2. Den er utført i syrefast materiale for å lette eventuell dekontaminering. Filterpatronens ytre utforming er fremkommet som et resultat av test-programmet. Det var ønskelig å teste filterpatronen i forskjellige forsøksapparaturer. Videre skulle seriekopling av flere filterpatroner og lagdeling av filtermaterialet i en filterpatron også være mulig.

Apparaturen for testing av de nye filterene er i prinsippet den samme som vist i fig. 1. Den består av en beholder av syrefast materiale hvor en kan montere 4 stk. filter i parallell. Til beholderens lokk er det montert en stuss med ventil for prøvetaking med kolber. Innvendig høyde i beholderen tillater seriekopling av 2 stk. filter. Luftstrømmen gjennom filterene justeres med kalibrerte rotameter.

I tillegg til de forsøk hvor en bestemte filterenes oppsamlingseffektivitet ved sammenlikning med luftprøver tatt med vakuumkolber, ble også andre forsøk utført med 47 $cm^3$ filter. I disse forsøk studerte en hvorledes 47 $cm^3$

filter holdt på tidligere sorbert jod under lengre tids bruk. Det var særlig to typer forsøk en da kjørte. For det første tok en luftprøver av $^{131}I$-kontaminert luft til filterene hadde samlet opp en del aktivitet. Så ble apparaturen flyttet til et inaktivt område hvor en suget ren luft gjennom filterene over en lengre periode. I denne perioden ble filterene målt hver 24. time og måleresultatene sammenliknet med decay-kurven for $^{131}I$.

I den andre typen forsøk studerte en hvorledes $^{131}I$-aktivitet fordelte seg i 4 stk. seriekoplede 47 $cm^3$ filter under lengre tids bruk.

Ca. 10 forsøk hvor en bestemte oppsamlingseffektiviteten til 47 $cm^3$ filteret ved sammenlikning med luftprøver tatt med vakuumkolber ble gjennomført. I denne rapporten er det bare funnet plass til å referere 2 av disse forsøk (forsøk 1 og 2). Videre ble det kjørt 4 - 5 parallelle forsøk av de andre typene, og et av hver av disse forsøk er her referert (forsøk 3 og 4).

## 4.2 Forsøk nr. 1

### 4.2.1 Forsøksbetingelser

| | | |
|---|---|---|
| Startpunkt | : | ca. 4 døgn før $^{131}I$-produksjon |
| Varighet | : | ca. 5 døgn |
| Prøveluftmengde | : | 10 l/min. |
| Filtertype | : | 47 ml testfilter |
| Filtermateriale | : | TEDA-impregnert kull<br>F 5 TEDA<br>F 6 TEDA |
| Måleprogram | : | 4. intervall. Testfilterene måles etter følgende tidsskjema: |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| 1. | intervall | etter | 66 | timers | bruk |
| 2. | " | " | 90 | " | " |
| 3. | " | " | 99 | " | " |
| 4. | " | " | 114 | " | " |

Ca. 30 luftprøver med kolber fordelt over hele prøveperioden

### 4.2.2 Resultat, forsøk nr. 1

Måleresultatene fra forsøk nr. 1 er gjengitt i tabell 2, og de er grafisk fremstilt i fig. 3.

Oppsamlingseffektivitet for $^{131}I$ i 47 $cm^3$ filterpatron

| Filter | Intervall | | | Oppsamlings-eff. |
|---|---|---|---|---|
| | Nr. | Tid | ltr. prøveluft gjennom filterene | |
| F 5 TEDA<br>F 6 " | 1 | 66 timer | 39600 liter | 92% |
| F 5 "<br>F 6 " | 2 | 24 timer | 54000 liter | 90% |
| F 5 "<br>F 6 " | 3 | 9 timer | 59200 liter | 100% |
| F 5 "<br>F 6 " | 4 | 15 timer | 68000 liter | 88% |

T A B E L L 2

Forsøk nr. 1 viser at det nye 47 $cm^3$ filteret med TEDA-impregnert kull hadde en god oppsamlingseffektivitet i hele prøveperioden. I 3. intervall, som faller sammen med en $^{131}I$-produksjon i laboratoriet, fikk en nær 100% oppsamlingseffektivitet.

## 4.3 Forsøk nr. 2

### 4.3.1 Forsøksbetingelser

Startpunkt : ca. 20 timer før $^{131}I$-produksjon

Varighet : ca. 70 timer

Prøveluftmengde : 10 l/min.

Filtertype : 47 ml testfilter

Filtermateriale : TEDA-impregnert kull
F 7 TEDA
F 8 TEDA

Måleprogram : 5. intervall. Testfilterene måles etter følgende tidsskjema:

1. intervall etter 20 timers bruk
2. " " 26 " "
3. " " 32 " "
4. " " 43 " "
5. " " 68 " "

20 - 25 stk. luftprøver tas etter behov over hele prøveperioden

### 4.3.2 Resultat, forsøk nr. 2

Måleresultatene for forsøk nr. 2 er gjengitt i tabell 3, og de er grafisk fremstilt i fig. 4.

Oppsamlingseffektivitet for $^{131}I$ i 47 $cm^3$ filterpatron

| Filter | Intervall | | | Oppsamlings-eff. |
|---|---|---|---|---|
| | Nr. | Tid | ltr. prøveluft gjennom filterene | |
| F 7 TEDA<br>F 8 " | 1 | 20 timer | 12600 liter | aktivitetsnivå under målegrense |
| F 7 "<br>F 8 " | 2 | 26 timer | 15900 liter | 93% |
| F 7 "<br>F 8 " | 3 | 32 timer | 19200 liter | 87% |
| F 7 "<br>F 8 " | 4 | 43 timer | 25000 liter | 72% |
| F 7 "<br>F 8 " | 5 | 68 timer | 39100 liter | 80% |

T A B E L L 3

Dette forsøket viser også at det nye 47 $cm^3$ filteret sto bra i hele prøveperioden. 2. interval, som faller sammen med en $^{131}I$-produksjon, fikk en 93% oppsamlingseffektivitet.

## 4.4 Forsøk nr. 3

### 4.4.1 Forsøksbetingelser

Luftprøver av ventilasjonsluft fra produksjonsbokser i Isotoplaboratorium tas med 4 stk. 47 ml testfilter fylt med TEDA-impregnert kull.

Aktivitetsinnhold i testfilterene ved start av gjennomsugning av ren luft:

F1 : 798 cpm = 100%
F2 : 636 " = 100%
F3 : 758 " = 100%
F4 : 729 " = 100%

Friskluftmengde gjennom filterene:

F1 og F2 : 15 l/min.

F3 og F4 : 8 l/min.

Måleprogram: Filterene tas ut og måles i gammaspektrograf hver 24. time i en 8 døgns periode.

### 4.4.2 Resultat, forsøk nr. 3

Resultat av forsøk nr. 3 er gjengitt i tabell 4 og grafisk fremstilt i fig. 5.

Desorbsjon av $^{131}I$ i 47 $cm^3$ filterpatron

| Intervall | Filter | % Decay | % av start-verdien | % Tap |
|---|---|---|---|---|
| 1. døgn | F 1 TEDA | 91,7 | 85,5 | 7 |
| | F 2 " | | 97 | |
| | F 3 " | | 90,5 | 1 |
| | F 4 " | | 89,5 | 2,5 |
| 2. døgn | F 1 " | 84,2 | 75 | 11 |
| | F 2 " | | 81,5 | 3 |
| | F 3 " | | 81 | 4 |
| | F 4 " | | 82 | 2,5 |
| 5. døgn | F 1 " | 65,0 | 51 | 21 |
| | F 2 " | | 59 | 9 |
| | F 3 " | | 58 | 11 |
| | F 4 " | | 54,5 | |
| 6. døgn | F 1 " | 59,2 | 46,5 | 23 |
| | F 2 " | | 48,5 | 18 |
| | F 3 " | | 48,5 | 18 |
| | F 4 " | | 50,5 | 15 |
| 7. døgn | F 1 " | 54,7 | 39,5 | 28 |
| | F 2 " | | 45,5 | 17 |
| | F 3 " | | 47 | 14 |
| | F 4 " | | 41,5 | 27 |
| 8. døgn | F 1 " | 50,2 | 38 | 24 |
| | F 2 " | | 41 | 18 |
| | F 3 " | | 41 | 18 |
| | F 4 " | | 41 | 18 |

T A B E L L 4

Av tabellen går det frem at noe jod desorberes i de 5 første døgnene. I andre forsøk, hvor en koplet et rent filter bak de eksponerte filterene, bekrefter disse resultatene. Det viste seg da at i de 3 - 4 første døgnene økte aktiviteten i de rene filterene, og i resten av perioden sank den ved fysisk decay. Ved sammenlikning av resultatene av denne type forsøk, fant en at desorbsjonen lå på 2 - 20% for en prøveperiode på 8 døgn, når lufthastigheten var mellom 8 og 15 l/min. Den laveste desorbsjon fant en i filter som var eksponert med elementært jod. Den største desorbsjon fant en i filter hvor aktiviteten var samlet opp etter ventilasjonsfilteret (som i forsøk nr. 3) og filter hvor det var oppsamlet $CH_3\,^{131}I$.

## 4.5 Forsøk nr. 4

### 4.5.1 Forsøksbetingelser

4 stk. 47 $cm^3$ filter med TEDA-impregnert kull ble seriekoplet. Gjennom filterene suget en prøveluft fra ventilasjonskanalen (etter ventilasjonsfilter).

| | | |
|---|---|---|
| Prøveluftmengde | : | 15 l/min. |
| Varighet | : | 10 døgn |
| Måleprogram | : | Alle filterene tas ut for måling hver 24. time (20 $m^3$ prøveluft pr. 24 timers interval) |

### 4.5.2 Resultat, forsøk nr. 4

I tabell 5 er resultatene fra forsøk 4 gjengitt.

Fordeling av $^{131}I$ i 4 stk. seriekoplete 47 $cm^3$ filtere

| Intervall | | Filter | Fordeling av oppsaml. $^{131}I$ % |
|---|---|---|---|
| Nr. | Prøveluftmengde | | |
| 1 | 70 $m^3$ luft | F 1<br>F 2<br>F 3<br>F 4 | 86,5<br>12,1<br>0,8<br>0,6 |
| 2 | 90 $m^3$ luft | F 1<br>F 2<br>F 3<br>F 4 | 86<br>12,4<br>1,4<br>0,2 |
| 3 | 110 $m^3$ luft | F 1<br>F 2<br>F 3<br>F 4 | 81,7<br>15,5<br>2,3<br>0,5 |
| 4 | 130 $m^3$ luft | F 1<br>F 2<br>F 3<br>F 4 | 79,4<br>17,4<br>3,0<br>0,3 |
| 5 | 150 $m^3$ luft | F 1<br>F 2<br>F 3<br>F 4 | 78<br>17,4<br>4,1<br>0,5 |
| 6 | 220 $m^3$ luft | F 1<br>F 2<br>F 3<br>F 4 | 70,5<br>19,5<br>8,4<br>1,5 |

T A B E L L 5

Dette forsøket er gjort i en periode uten $^{131}I$-produksjon. Virksomheten i laboratoriene begrenset seg til noe dispensering og en del vedlikeholdsarbeid. Av resultatene fremgår det at etter ca. 3 døgns bruk (70 $cm^3$ luft), sitter ca. 86% av samlet aktivitet i 1. filter. Dette harmonerer godt med de filtereffektiviteter en målte i tilsvarende intervall i forsøk 1 og forsøk 2.

Et tilsvarende forsøk som ble kjørt over 10 døgn uten noen virksomhet i laboratoriene (påskeferien 1969), viste en noe annen fordeling etter 10 døgn (220 $m^3$ luft). En fant da følgende fordeling av $^{131}I$-aktivitet:

Filter 1 : 43%
" 2 : 36%
" 3 : 17%
" 4 : 4%

## 5. DISKUSJON

Av litteraturen går det frem at det fremdeles rår en viss uenighet om fordelingen av elementært jod og mer gjennomtrengende former (hovedsakelig methyljodid) i ventilasjonsluft. Det oppgis tall for Methyljodid-innholdet fra under 1% til over 40% av det totale jodinnhold i ventilasjonsluften. Uenighet er det også om gode impregnerte kullfilteres effektivitet for de mer gjennomtrengende former av jod under forskjellige forhold. Ved en undersøkelse av ca. 20 stk. impregnerte filtere har R.E. Adams et al (1) funnet filtereffektiviteter for $CH_3\,^{131}I$ > 97% i 50 mm kullfilter ved romtemperatur og 65% relativ fuktighet. Ved 90% relativ fuktighet varierte filtereffektiviteten mellom 16% og 99%. J.G. Wilhelm (2) har testet impregnerte kullfilteres effektivitet for $CH_3I$ under simulerte MCA-betingelser i laboratorium. Han fant filtereffektiviteter mellom ca. 50% og 99,99%, avhengig av $CH_3\,^{131}I$-konsentrasjonen i luft og luftens oppholdstid i filtermaterialet. Disse forsøk ble utført med nye filter. Senere har J.G. Wilhelm (3) undersøkt aldringseffekten på impregnert kull (Norit RCX 1% KJ). Etter $1.9 \cdot 10^7$ luftutbyttinger i filtermaterialet, var filtereffektiviteten sunket til 21,2% ved 0.1 sek. oppholdstid. Ved 0.2 sek., 0.3 sek. og 0.4 sek. oppholdstid var filtereffektivitetene henholdsvis 47%, 75% og 90,4%.

I likhet med J.G. Wilhelm, har også D.K. Craig et al (4) påvist at filtereffektiviteten er avhengig av jod-konsentrasjonen i luften. Alle disse eksperimenter er utført med henblikk på rensing av ventilasjonsluft i nukleære anlegg. Som nevnt innledningsvis, var imidlertid målet for våre undersøkelser å utvikle et monitoreringsfilter for kontroll av denne rensing.

Både i innledende forsøk og i hovedforsøkene, fant en at monitoreringsfilterene hadde forskjellig oppsamlingseffektivitet når de ble prøvet direkte i forbindelse med en $^{131}I$-produksjon eller en tid etter avsluttet produksjon. Dette kan ha to årsaker:

1) Konsentrasjonen av $^{131}I$ i prøveluften er høyest i forbindelse med produksjonsfasen

2) Det kan muligens være noe jod som absorberes i kanaler og ventilasjonsfilteret, og som senere desorberes og avgis i former som vanskeligere tas opp i monitoreringsfilteret.

Etter vår oppfatning, synes årsak 2 å være den mest sannsynlige, fordi vi ellers ikke har kunnet finne noen spesiell sammenheng mellom konsentrasjon og oppsamlingseffektivitet i det konsentrasjonsområdet vi har arbeidet i. Konsentrasjonene var i alle tilfelle lave, $10^{-8}$ - $10^{-5}$ µCi/cc. En vet imidlertid at monitoreringsfilterets oppsamlingseffektivitet er avhengig av både jodformer og konsentrasjon. I tillegg til disse faktorer har en også andre, f.eks. luftfuktighet, mengden av syredamper og organiske aerosoler i luften. Til sammen danner disse faktorer et miljø hvor monitoreringsfilteret skal virke. De nevnte faktorer har ikke samme innvirkning på oppsamlingseffektiviteten, og i en prøveperiode på noen døgn er det heller ikke noe konstant forhold mellom dem. Dette betyr at miljøet varierer kontinuerlig, avhengig av virksomheten i anlegget. Det er derfor naturlig at monitoreringsfilterets oppsamlingseffektivitet varierer i en prøveperiode. Følgelig kan en ikke på grunnlag av enkelte tester av filter under bestemte forsøksbetingelser angi en oppsamlingseffektivitet som gjelder generelt.

Vi søkte derfor å utvikle en metodikk som muliggjorde langtidstester av monitoreringsfilteret i de miljøer det skulle benyttes (beskrevet i forbindelse med de innledende forsøk og forsøk 1 og 2). Best mulig kjennskap til det miljø monitoreringsfilteret skal virke i er nødvendig for å oppnå gode måleresultater.

Et annet viktig moment når det gjelder monitorering av $^{131}I$ i luft er utformingen av selve filterpatronen. De forhold som vi har lagt mest vekt på i utviklingen av et monitoreringsfilter er følgende:

1. Filtermaterialet
2. Luftens oppholdstid i filtermaterialet
3. Luftens lineære hastighet gjennom filtermaterialet
4. Mekaniske egenskaper
5. Tilpasning til eksisterende og nytt måleutstyr

Av de filtermaterialer som ble testet, fant vi at TEDA-impregnert kull var best.

Luftens oppholdstid i filtermaterialet bør være noen 1/10 sek. og den lineære hastighet lavest mulig. Filterpatronen må imidlertid ha en størrelse som er praktisk brukbar, og prøveluftmengden må harmonere med de aktuelle $^{131}$I-konsentrasjonsnivåer i ventilasjonssystemene. På grunnlag av disse delvis kryssende hensyn kom vi frem til en 47 $cm^3$ filterpatron med følgende karakteristiske mål ved en prøveluftmengde på 10 l/min.:

| | | |
|---|---|---|
| Luftens oppholdstid i filtermaterialet | : | ca. 0.27 sek. |
| Luftens lineære hastighet gjennom filtermaterialet | : | ca. 10 cm/sek. |

Etter vår mening må det ideelle monitoreringsfilter tilfredsstille følgende krav:

1. Det skal være i stand til å samle opp og holde på de gjennomtrengende former av jod som allerede har passert ventilasjonsfilteret
2. Det skal virke ved høye og meget lave $^{131}$I-konsentrasjoner i luft
3. Det skal ha en relativt fast oppsamlingseffektivitet ved bestemte luftgjennomstrømningshastigheter over en viss brukstid (måleperiode)
4. Det bør være brukbart for andre aktuelle nuklider enn $^{131}$I også, dvs. muligheter for å kombinere forskjellige filtermaterialer i samme filterpatron

5a Det må utformes så det er mulighet for kontinuerlig registrering av den oppsamlede aktivitet i filtermaterialet på prøvetakingsstedet

5b Oppsamlet aktivitet må kunne analyseres i målelaboratorium

Vi mener at det filteret vi har utviklet og testet på lang vei tilfredsstiller disse krav.

## 6. BESKRIVELSE AV OG DRIFTSERFARINGER MED MONITORERINGSFILTERET SOM BENYTTES VED IFA, KJELLER

Den endelige utforming av monitoreringsfilterene er gjort på grunnlag av testfilterene som ble benyttet under forsøkene. De har omtrent samme innvendige mål, mens de ytre er tilpasset standarder for gjenger og tetningsringer. Filterpatronen (vist i fig. 6) er utført i rustfritt materiale. Den består av en beholder (47 $cm^3$) for kull, pakningsring, skive med anlegg for glassfiberfilter og skrulokk.

Filterholderene (fig. 6) er utformet så de kan benyttes for flere monitoreringsformål, og fig. 7 viser 2 av disse.

Denne filtertype har vi nå benyttet i 2 år i skorstensmonitorer hvor det er muligheter for utslipp av $^{131}I$, i omegnsmonitorer og i mobilt luftmonitoreringsutstyr ved IFA, Kjeller.

Filterpatronene tømmes for kull og rengjøres etter bruk, og de samme filterpatronene kan benyttes om igjen. Vi trenger derfor et relativt lite antall filterpatroner, ca. 50 stk. dekker vårt behov.

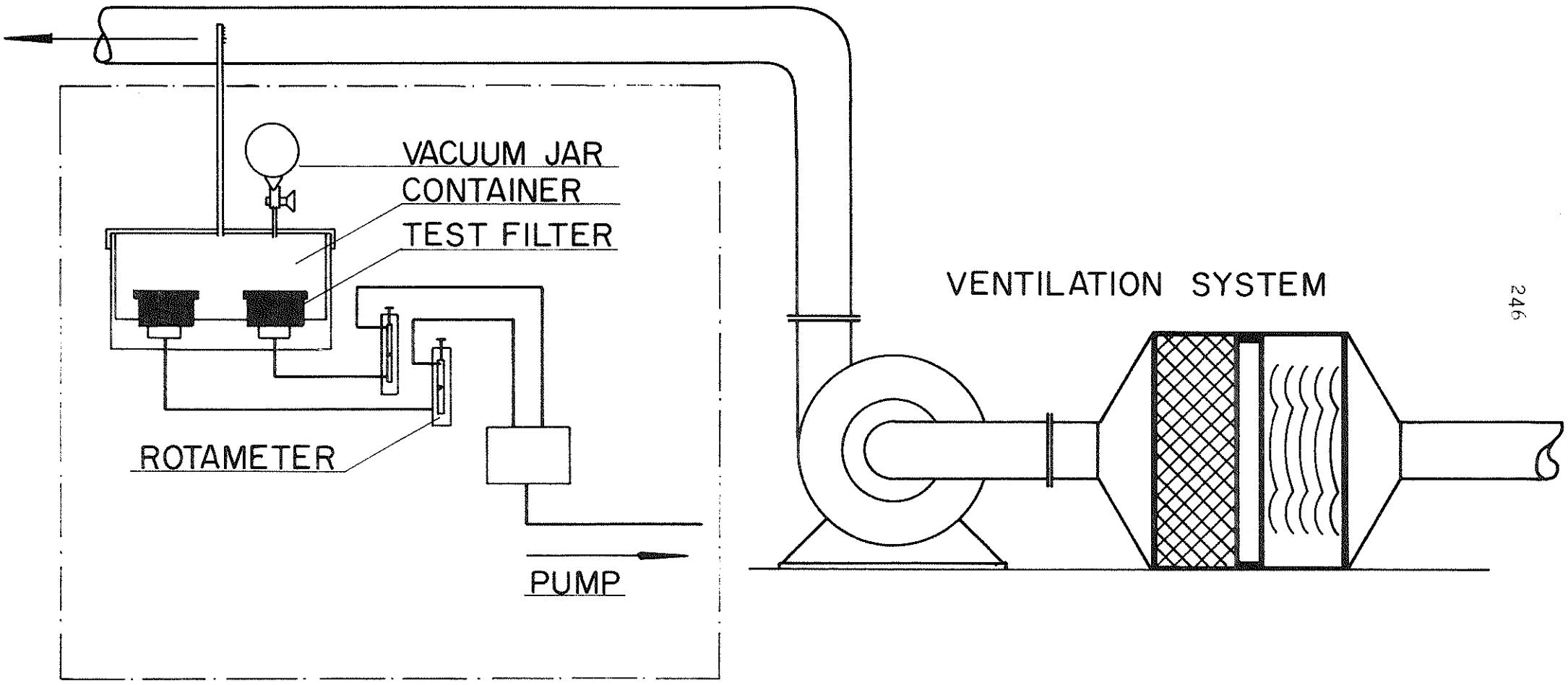
REFERANSER

1) R.E. Adams, R.D. Ackley and R.P. Shields:
Application of impregnated charcoals for removing of radioiodine from flowing air at high relative humidity. Treatment of Airborne Radioactive Wastes, Procedings of a Symposium, New York 26 - 30 August 1968

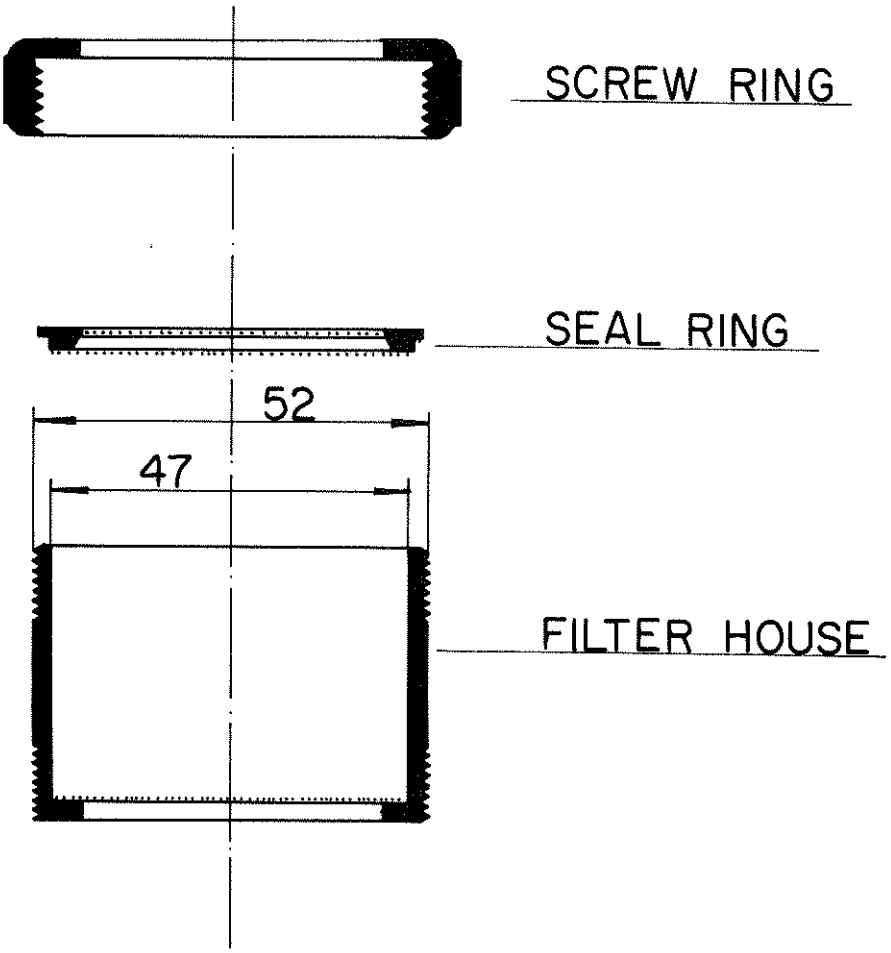
2) J.G. Wilhelm:
Testing Iodine Filters for Nuclear Installations
Treatment of Airborne Radioactive Wastes. Prosedings of a Symposium, New York, 26 - 30 August 1968

3) H. Schüttelkopf, J. Wilhelm:
Jodfilterprogram, Jahresbericht 1969
Kernforschungszentrum, Karlsruhe

4) Douglas K. Craig, H.W.W. Adrian and D.I.I.C. Bouwer:
Effect of Iodine concentration on the efficiency of activated charcoal absorbers
Health Physics, Vol. 19 No. 2, August 1970




TEST ARRANGEMENT
Fig. I




TEST FILTER 47cm$^3$

Fig. 2

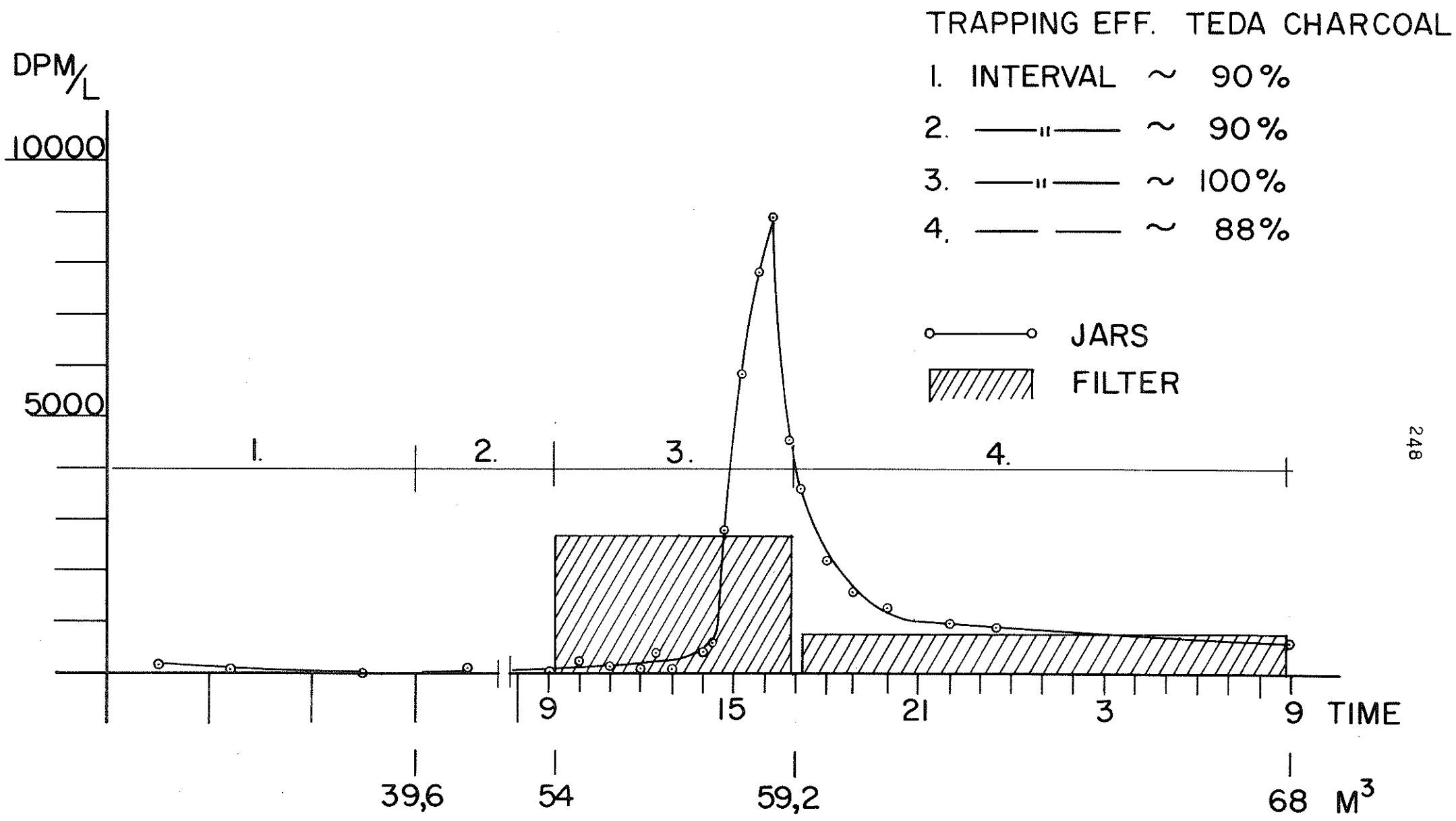

TRAPPING EFF. TEDA CHARCOAL
1. INTERVAL ~ 90%
2. —"— ~ 90%
3. —"— ~ 100%
4. — — ~ 88%
JARS
FILTER
DPM/L
10000
5000
1.
2.
3.
4.
9
15
21
3
9
TIME
39,6
54
59,2
68
M3

Fig. 3

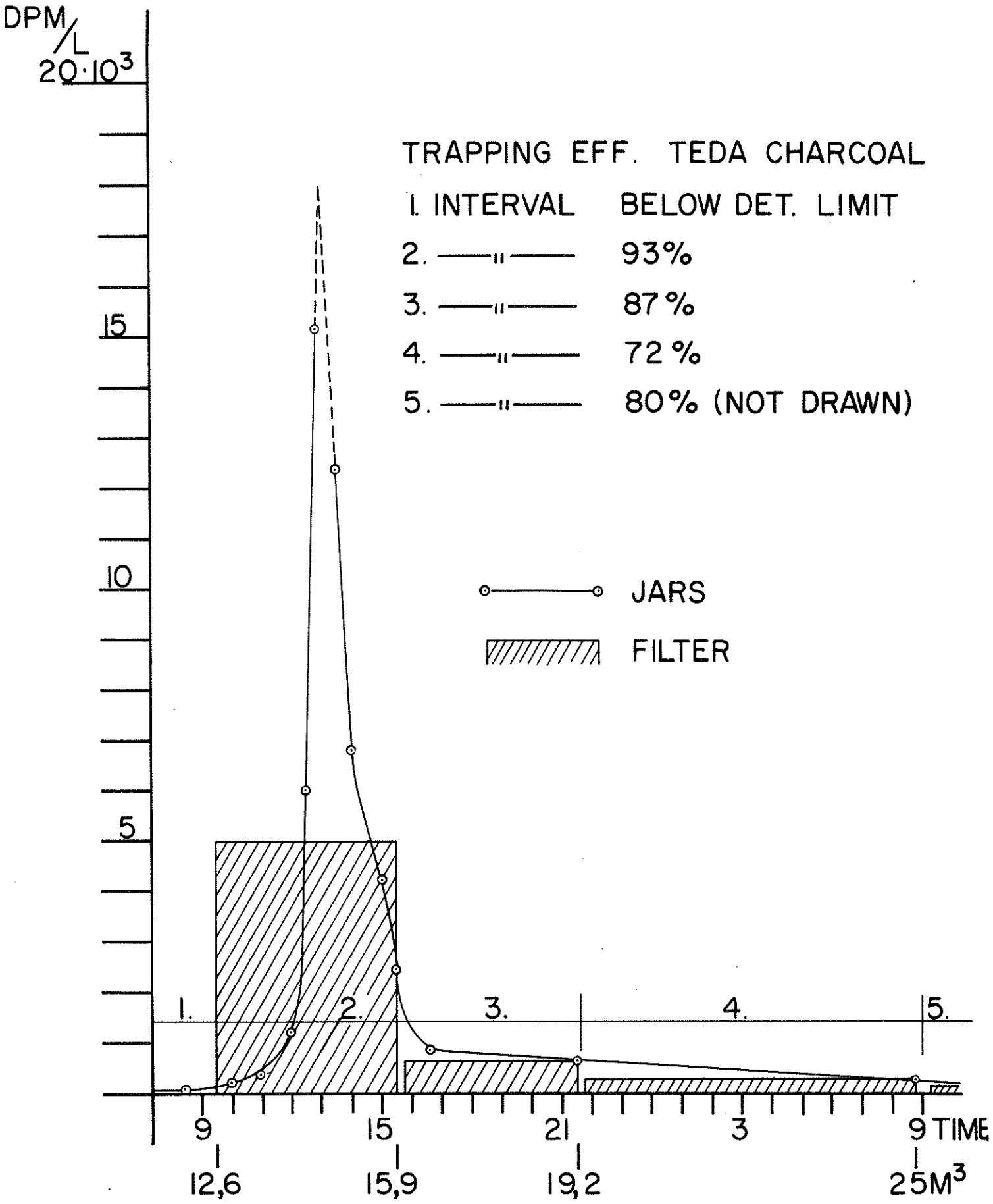
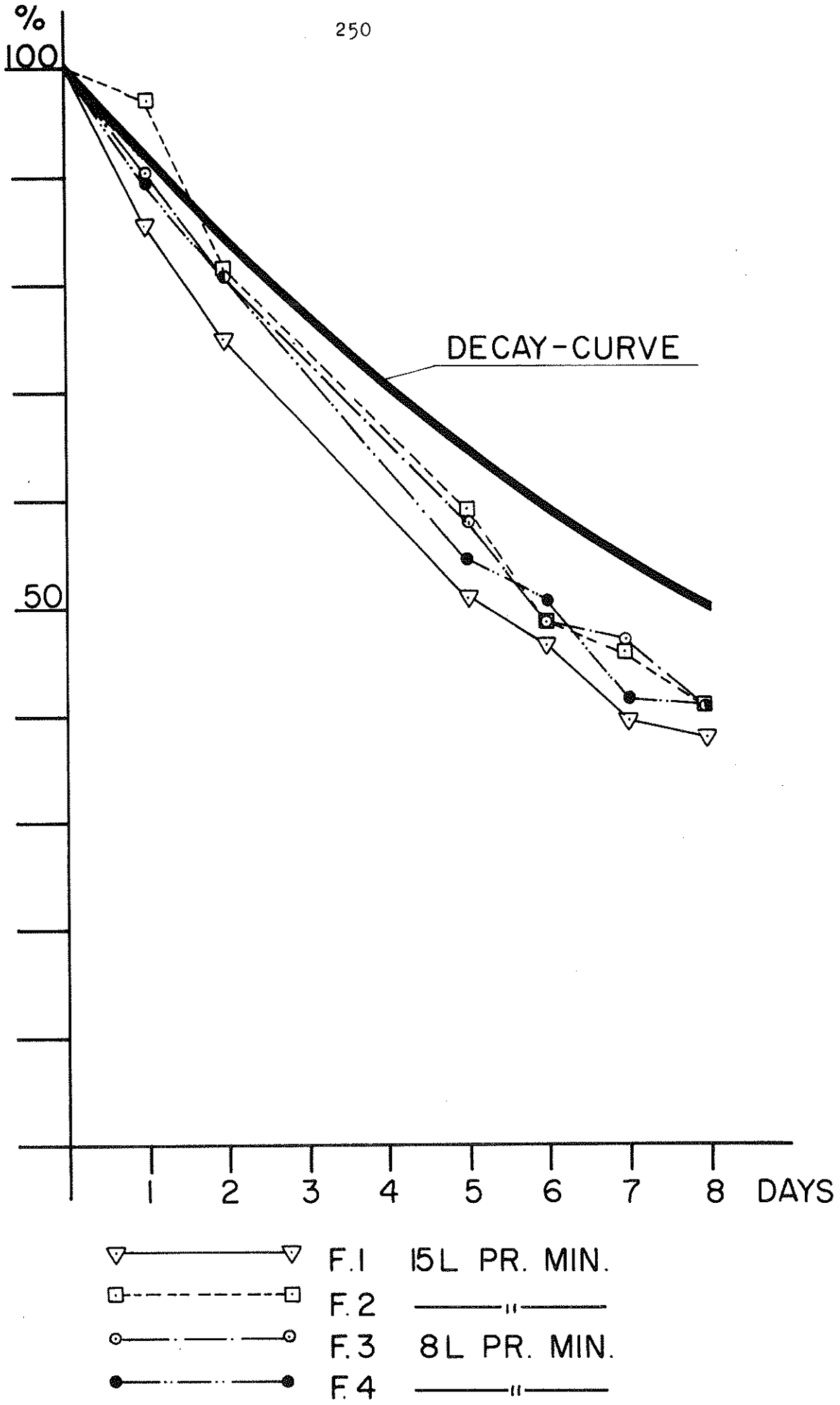
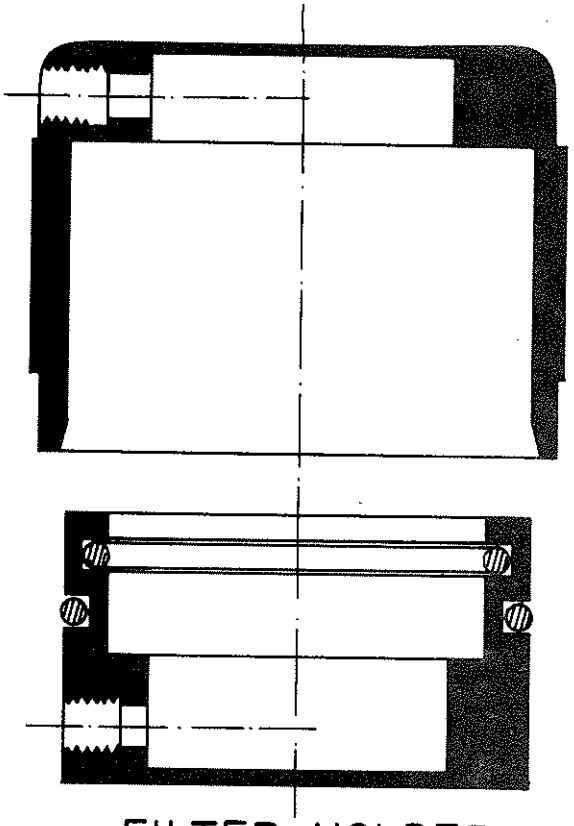

DPM/L
20·10³
15
10
5
TRAPPING EFF. TEDA CHARCOAL
1. INTERVAL BELOW DET. LIMIT
2. —"— 93%
3. —"— 87%
4. —"— 72%
5. —"— 80% (NOT DRAWN)
JARS
FILTER
1.
2.
3.
4.
5.
9
15
21
3
9 TIME
12,6
15,9
19,2
25M³

Fig.4

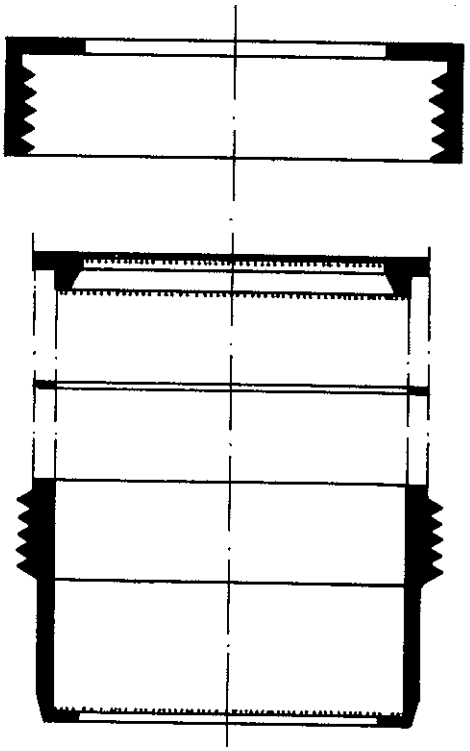



DESORPTION OF IODINE IN TEDA-IMPR. CHARCOAL

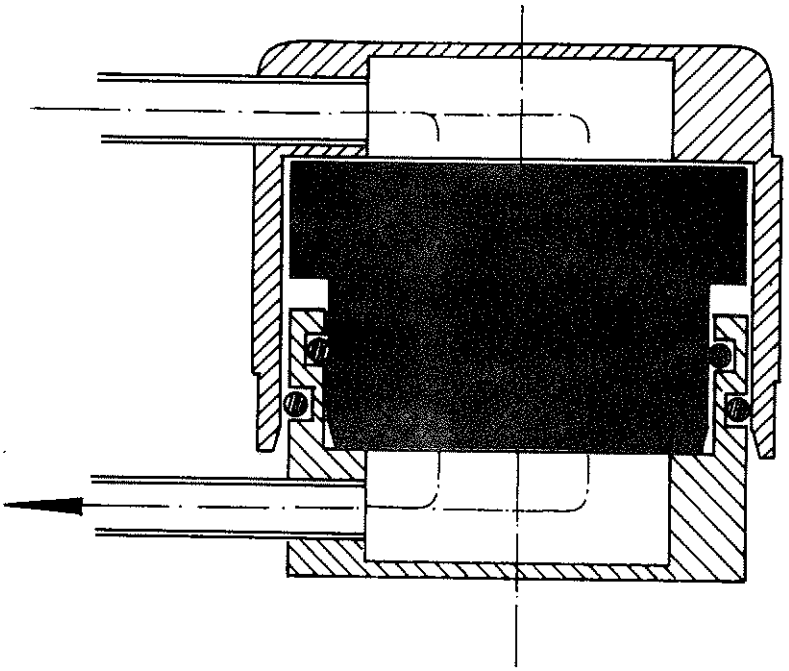
Fig. 5



FILTER HOLDER

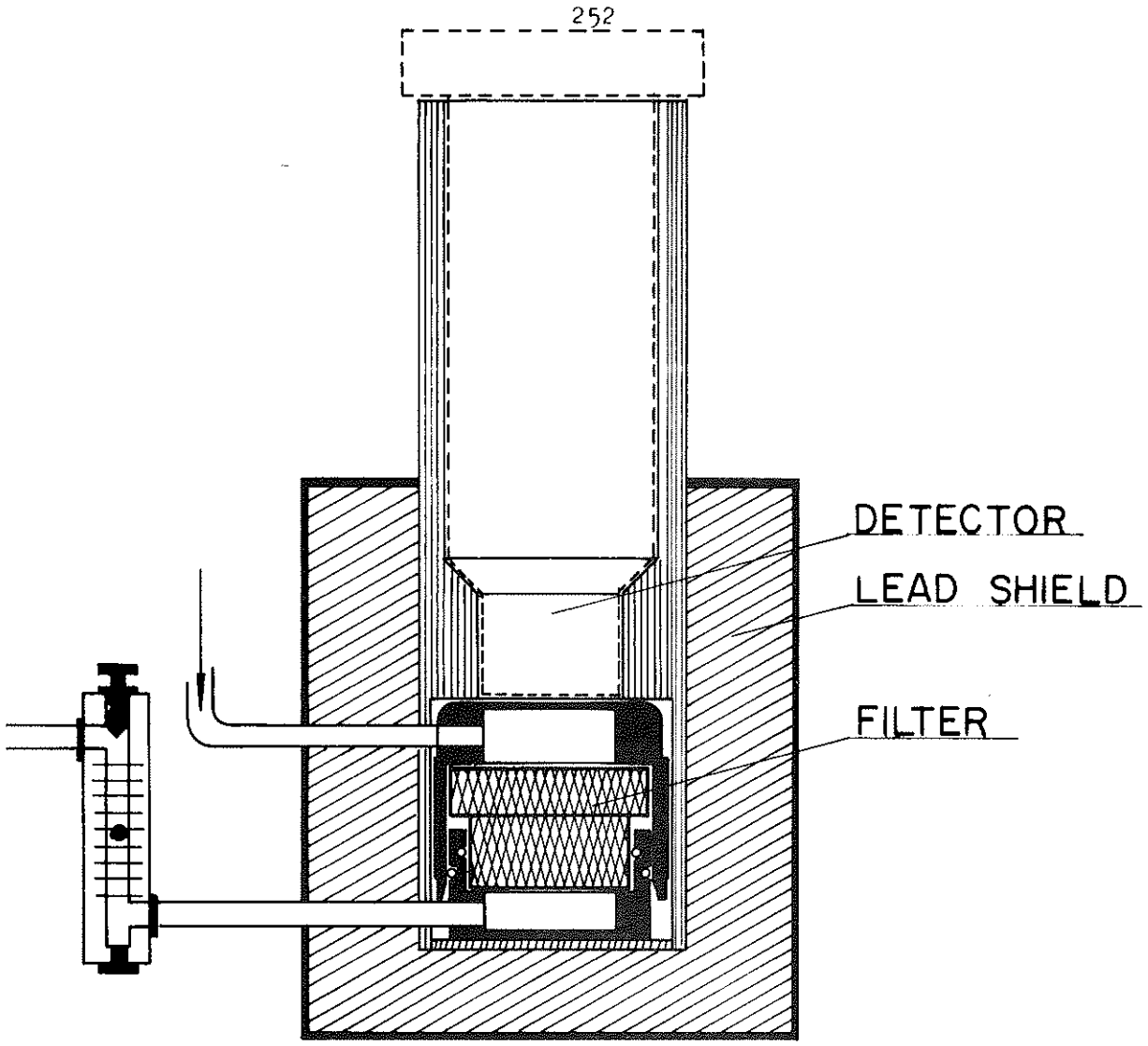


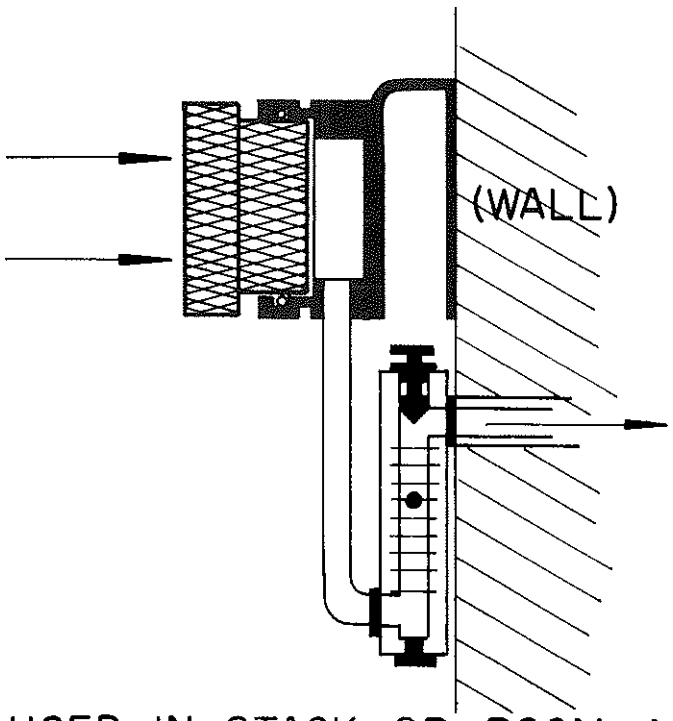
FILTER CARTRIDGE



MONITORING FILTER

Fig.6




47 $CM^3$ FILTER USED IN STACK OR ROOM MON.

Fig. 7

# Opptak av Tritium Dannet ved Reaktorbestråling av Helium 3

Ulf Ottersen
Institutt for Atomenergi
OECD Halden Reactor Project
Halden, Norge

## Abstract

INTAKE OF TRITIUM PRODUCED BY REACTOR IRRADIATION OF HELIUM 3. Helium 3, which was irradiated in the Halden reactor, escaped to the reactor hall when 4 persons were present. The content of tritium produced from Helium 3 was ca. 200 Ci, which distributed in the room. The concentration rose to 40 000 pCi/cm$^3$ generally, but with a local peak at the release point where one of the persons were positioned. All persons had left the room within 4 minutes from start of the release. One person received a dose of 4.2 rems. The other 3 considerably lower. To explain the doses measured it was obvious that the tritium had been present partly as HTO. It was found that oxygen had contaminated the helium gas. The amount was sufficient to form 10% of the tritium as HTO. This incident was a reminder that a thorough check of technical installations is necessary and that proper health physics control during performance of special operations, involving high activities, is mandatory. It also seems reasonable to be cautious with the application of MPC values for tritium gas in cases similar to the one described here.

## 1. Introduksjon

Når helium 3 bombarderes med nøytroner, dannes tritium.

To beholdere inneholdende tilsammen ca. 3 Nl He-3 ble bestrålt i Haldenreaktoren.

Etter noen ukers bestråling skulle gassen overføres fra beholderne. Under denne prosess unnslapp en vesentlig del av gassen til rommet, der 4 personer befant seg. Disse forlot straks området og en vurdering av faregraden ble straks foretatt. Man mente at personene var utsatt for eksponering av tritium i form av gass. Faregraden er da meget liten. Imidlertid ble det tatt urinprøver av samtlige. Resultatene av disse prøver ga forbausende høye opptaksverdier for tritium.

Undersøkelser i litteraturen ga ingen støtte for at tritiumgass kunne gi slike opptak. Hele prosedyren, fra gassen ble fylt til den ble tømt, samt analyser av gassene ble gjennomgått i detalj. En vurdering av muligheten for tilstedeværelse av tritium i form av oksyd ble foretatt, og er beskrevet i det følgende. Denne vurdering danner grunnlaget for en estimering av mulig opptak i kroppen. De virkelig målte verdier for opptak sammenholdes med de estimerte.

## 2. Beskrivelse av systemet

To sylindre av rustfritt stål er installert i høyfluksregionen i Haldenreaktoren. De brukes til utvikling av nytt system for finkontroll av reaktoroperasjonen. Sylindrene fylles med He-3, som har et høyt absorbsjonstverrsnitt for termiske nøytroner. Gasstrykket varieres etter behov ved hjelp av en membran forbundet med en servomotor.

Systemet er vist på Fig. 1.

Noen data av betydning er :

| | | |
|---|---|---|
| - | Helium volum | 1.5 l |
| - | " trykk | 1-2 ato |
| - | " temp. | 240°C |
| - | Nøytronfluks, termisk | ca. $10^{13}$ n/cm$^3$ · sek |

- Nøytronfluks, hurtig ca. $10^{13}$ $n/cm^3 \cdot sek$
- $\beta$ -stråling fra tritium $2.5 \cdot 10^7$ $(sec \cdot cm^3 \cdot Ci)^{-1}$
- $\gamma$ - og $\beta$ -stråling fra kjernereaksjoner

Nøytronbombardementet gir følgende reaksjon:

$$^{3}_{2}He + ^{1}_{0}n \longrightarrow ^{3}_{1}H + ^{1}_{1}p$$

I systemet vil det da danne seg en blanding av følgende gasskomponenter :

He-3, $T_2$, HT, $H_2$

For å danne $H_2O$, $T_2O$ eller HTO må det være oksygen tilstede. Vanlig fylleprosedyre er slik at oksygen skal være praktisk talt utelukket.

| | | | |
|---|---|---|---|
| For å danne | 1 Ci HTO | trenges | 0.385 $Ncm^3$ $O_2$ |
| " " " | 1 Ci $T_2O$ | " | 0.193 " " |

## 3. Hendelsesforløpet

Etter en tids kjøring er gassens reguleringsegenskaper så reduserte at ny gass må fylles. Det var ved en slik anledning at den her beskrevne hendelse fant sted. Den bestrålte gassen ble ført gjennom en slange fra systemet til utslippspunktet i avløpskanalen til skorsteinen. Ved en feil unnslapp mesteparten til reaktorhallen, der 4 personer befant seg, plasert som vist på Fig. 2.

Vanlige forholdsregler var tatt :

2 av de 4 som var til stede i reaktorhallen tilhørte helsefysikkstaben, og kontinuerlig tale-kommunikasjon var opprettet mellom reaktorhall og kontrollrom, der en helsefysiker overvåket instrumenter og skrivere. Avløpsluften fra reaktorhallen ble kontinuerlig registrert av en tritiummåler med skriver i kontrollrommet. I tillegg hadde man 2 bærbare tritium-monitorer på arbeidsplassen. Straks tømmeaksjonen var begynt, steg monitor-lesningene. Etter en kort kontroll av situasjonen forlot alle personer reaktorhallen. Alle var ute av lokalet innen 3-4 minutter, regnet fra det

tidspunkt da utslippet startet.

## 4. Aktivitetskonsentrasjonen

Den høyeste konsentrasjon som ble registrert på utslippsluften fra reaktorhallen, var 40000 $pCi/cm^3$, som ble nådd ca. 4 min. etter utslippet startet. Fig. 3 viser tidsforløpet av konsentrasjonen.

En må regne med at en del av utslippet de første minutter gikk direkte i avløpskanalen. Det vil si at konsentrasjonen i reaktorhall-luften har vært lavere enn angitt for det tidsrom folk var tilstede.

## 5. Personelldoser

Resultatet av urinanalyser av de 4 involverte personer er vist i Fig. 4. Det biologiske halvliv er omtrent som en kunne vente etter inntak av tritium i form av oksyd. Den høyeste dose ble 4.2 rem. De 3 personer som befant seg noen meter fra utslippspunktet, fikk vesentlig lavere doser.

Doseberegningene er basert på ICRPs nylig korrigerte anbefalinger med hensyn til kvalitetsfaktoren. Denne er nå satt til 1 mot tidligere 1.7 for $\beta$-energier $\leq$ 0.03 MeV.

I første omgang var det ikke ventet noe tritiumopptak av betydning, da man mente at tritiumet befant seg i gassform. Med en $MPC_a$ (40)-verdi av $2 \cdot 10^{-3}$ $\mu Ci/cm^3$ og "submersion" skulle dosen bli neglisjerbar. Det var gjort anstrengelser for å sikre at He-3 gassen i sylindrene var renest mulig. En mente at oksygen praktisk talt ikke var tilstede i gassen. Det viste seg senere at dette ikke stemte.

Til tross for at det ikke var ventet noe tritiumopptak i kroppen ble det straks beordret urinprøver av samtlige. Av praktiske grunner tok det noe tid for å få målingene gjort. Straks resultatet forelå ble person B anbefalt å sørge for stor væskeomsetning. Litt senere fikk han også tabletter for å drive ut vannet. Det kan spores en viss virkning av dette.

Basert på luftkonsentrasjonen og oppholdstiden og ved å anta at all aktivitet var i oksyd form ble det overslagsmessig beregnet at de personer som oppholdt seg langt fra utslippspunktet skulle kunne ha fått ca. 2000 μCi i kroppen. De målte mengder var ca. 600 μCi. Av dette syntes det rimelig å anta at en vesentlig del av tritiumet måtte ha vært i bundet i oksyd form.

## 6. Kjemisk form og faregrad

### 6.1 Opptaksbetingelser

En litteraturstudie antydet klart at dersom tritiumet hadde befunnet seg i gassform i utslippsøyeblikket var sjansen for opptak i kroppen meget liten. Forholdet mellom opptak av HTO og HT angis i ref. 1 til ca. 15000. I ICRP 2 gir $MPC_a$-verdiene uttrykk for en faktor 400 i forskjell i faregrad. (Krit. organ for HT er skinn ; for HTO kroppsvev).

Da resultatet av de første urinmålinger forelå syntes det som om opphold i tritiumgass atmosfære kunne lede til større opptak enn litteraturkildene antydet. En grundig gjennomgåelse av hendelsesforløpet ble derfor foretatt. Følgende spørsmål var særlig viktige:

1. Hvilken mengde $O_2$ fantes i He-3 systemet ?
2. I hvilken grad ville oksygenet reagere med tritiumgassen inne i systemet ?
3. I hvilken grad ville tritiumgass reagere med luftens oksygen etter utslipp ?

### 6.2 Oksygen i systemet

Ved fylling av He-3 ble følgende prosedyre benyttet:

1. Evakuering av luften.
2. Fylling av He-4.
3. Evakuering.
4. Fylling av He-4.
5. Evakuering.
6. Fylling av He-3.

Denne prosedyre syntes betryggende for å redusere forurensninger til et minimum. Ved en gjennomgåelse av detaljene ble følgende klarlagt:

- He-3 og He-4 gassen inneholdt minimale mengder $O_2$.
- For fylling av He-3 ble et koblingsstykke frakoblet. Dette ga mulighet for innlekkasje av ca. 3 $cm^3$ luft.
- En reduksjonsventil med 2 manometre, som var montert på He-3 flasken, hadde et volum på 27 $cm^3$. Luften i dette volum ble trolig ikke fjernet før fylling.
- Mulig mengde oksygen i systemet kan da ha vært 5.7 $Ncm^3$

## 6.3 Reaksjoner mellom hydrogenisotoper og oksygen

Det er flere forhold som er bestemmende for mulige reaksjoner mellom hydrogenisotoper og oksygen:

Trykk, temperatur, elektriske utladninger, radioaktiv bestråling, katalysatorer.

Tritium er spesiell ved at det innebærer en egen strålekilde. Det er påvist at denne stråling forårsaker en viss reaksjon av typen $T_2 + \frac{1}{2} O_2 = T_2O$. Ved 20-25°C vil det iflg. ref. 2 kunne dannes omtrent $2 \cdot 10^{-6}$ Ci/sek $T_2O$ pr. Ci $T_2$. Ved fortynning med andre gasser blir mengden noe mindre, ref. 3, og er $H_2$ tilstede vil også dette påvirke resultatet. En får likevel en god indikasjon ved å bruke ovennevnte tall.

## 6.4 Mulige mengder tritiumoksyd

Dersom all aktivitet i lokalet var tritiumgass ville det i løpet av den aktuelle oppholdstid, ifølge det som er nevnt, ha kunnet dannes en mengde tritiumoksyd tilsvarende 2 $MPC_a$ (40) i lokalet.

Omdanningen til oksyd etter utslipp må altså ha vært for liten til å ha betydning i vårt tilfelle.

Inne i systemet har derimot situasjonen vært en helt annen. Gassen har der i flere uker vært utsatt for høy temperatur og kraftig stråling i tillegg til egenstråling fra tritiumet. Det er grunn til å anta at en vesentlig andel av alt tilstedeværende oksygen har bundet seg til hydrogenisotoper.

Dette oksygen er beregnet til maksimalt å ha dannet 10% tritium i oksyd form. 90% har altså vært i gassform.

## 7. Vurdering av dosene

Vi kan nå gå tilbake til doseberegningene ved å anta følgende:

- Oppholdstid : 3,8 min
- Gjennomsnittlig konsentrasjon i luften : 20000 pCi/cm$^3$
- 10% HTO + $T_2O$ = 2000 pCi/cm
- 90% $T_2$ + HT = 18000 pCi/cm

Med standard inhalasjonsmengde og 50% opptak gjennom huden skulle person A og C ha tatt opp ca. 240 µCi.

Dette er omtrent 1/3 av det målte. Det er flere feilkilder i beregningen så som:

- Inhalasjonsmengde
- Hudopptak
- Luftkonsentrasjon
- Oppholdstid
- Urinmålinger

Av særlig betydning synes det å være at aktivitetskonsentrasjonen høyst sannsynlig har vært lavere enn tallene ovenfor angir, da disse er målt i avløpskanalen, som også har fått tilskudd direkte. Person A og C oppholdt seg mest like ved inntaket til ventilasjonskanalen.

## 8. Diskusjon

Erfaringene fra dette tilfellet viser at kontroll av teknisk opplegg kan være meget viktig. Likeledes ble det bekreftet at en effektiv helsefysikk-kontroll ved gjennomføringen av operasjonen var av vesentlig betydning. En må alltid ta med i betraktningen at uforutsette ting skjer.

Utslippet av tritium resulterte i opptak som ikke var ventet, fordi en antok at tritiumet var i gassform. En skal være særlig varsom med å anvende MPC-verdier for tritiumgass, da det ofte er vanskelig å være sikker

på at gasser ikke er omdannet til oksyd.

En lærdom var at det er meget viktig, under forhold som her referert, å ha en sikker kontroll av oksygenforurensningen i He-3 gassen.

## REFERANSER

1. E.A. Pinson and W.H. Langham, Physiology and Toxicology of Tritium in Man, J. Appl. Physiol. 10, 108 (1957).

2. L.M. Dorfmann and B.A. Hemmer, Ion Pair Yield of the Tritium-Oxygen Reaction, J. Chem. Phys., 22(9): 1555-1558 (1954).

3. J.Y. Yang and L.H. Gevantman, Tritium Beta-Radiation-Induced Isotopic Exchange with Water Vapor, J. Phys. Chem., 68(11): 3115-3119 (1964).

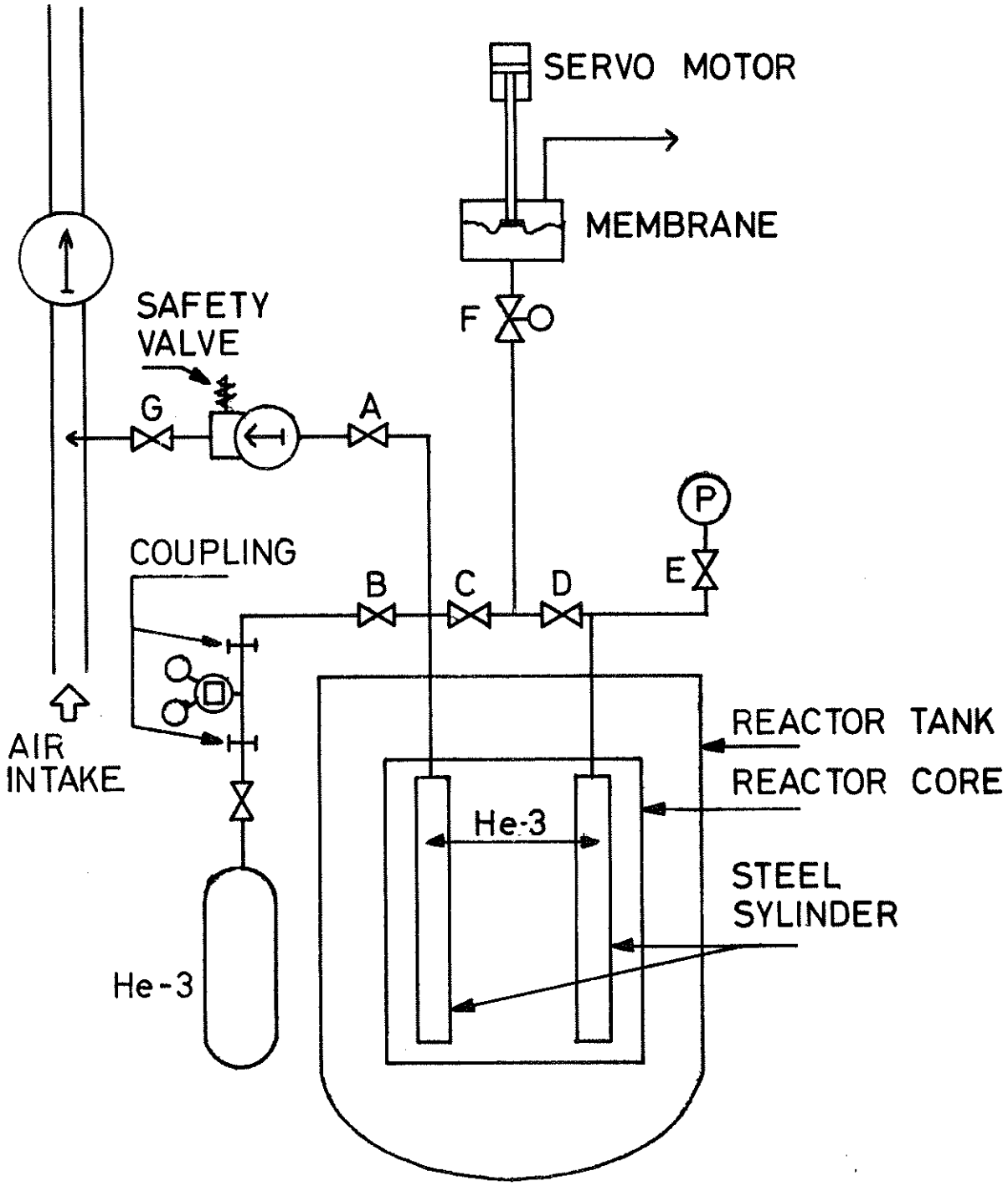



FIG. 1 HELIUM-3 SYSTEM

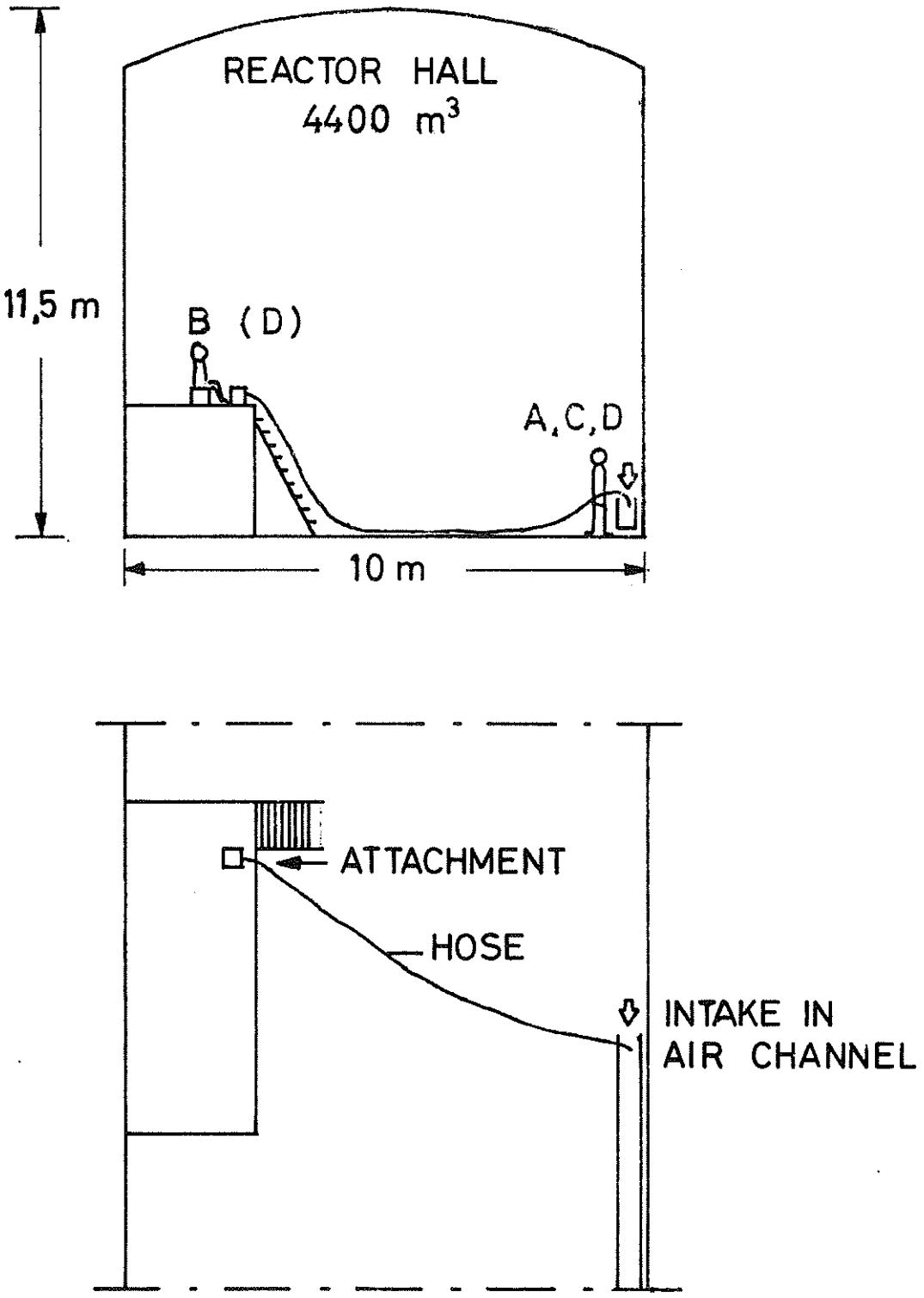



FIG. 2 POSITIONING OF PERSONS AND COMPONENTS

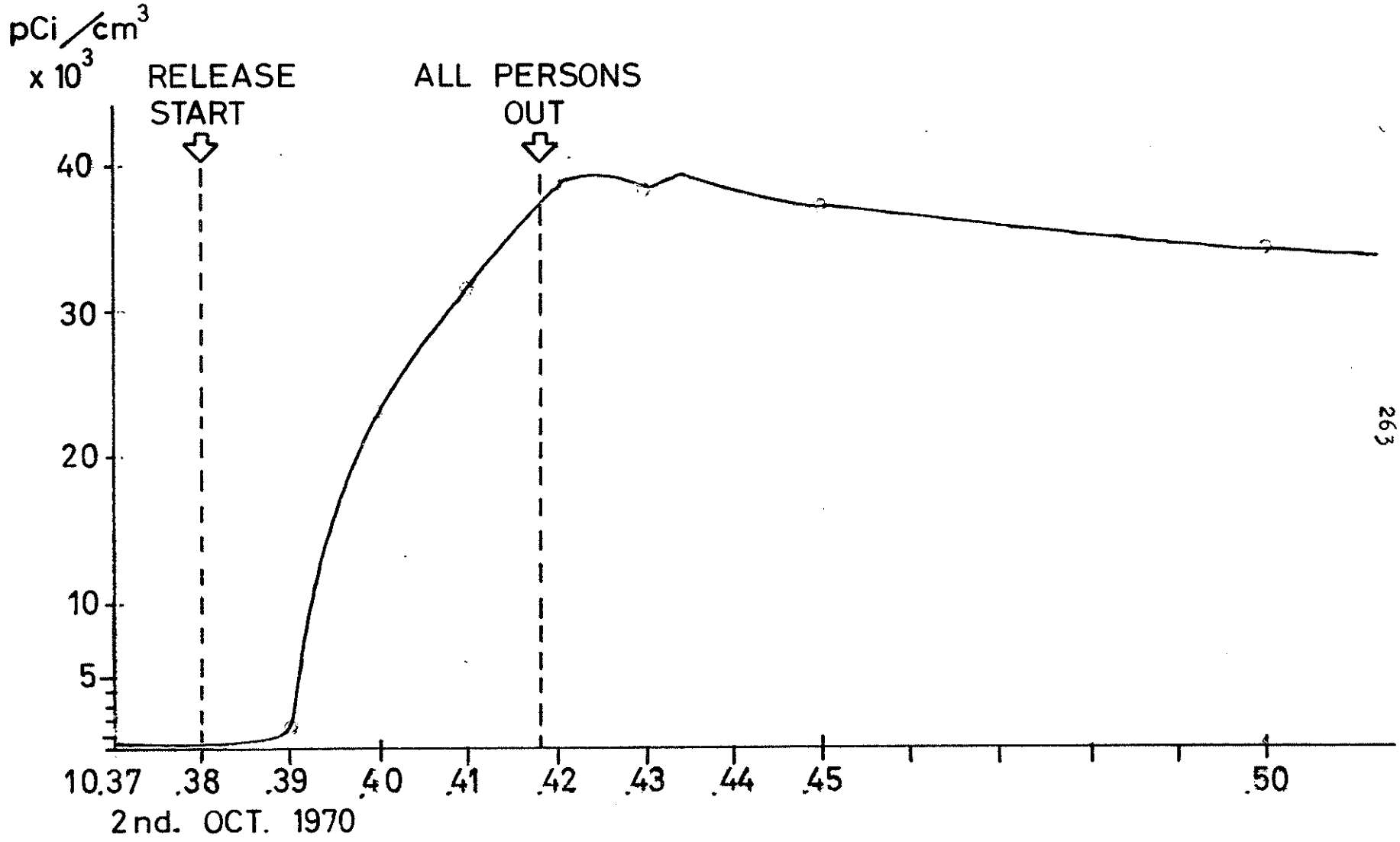



FIG. 3 TRITIUM ACTIVITY IN AIR LEAVING THE REACTOR HALL

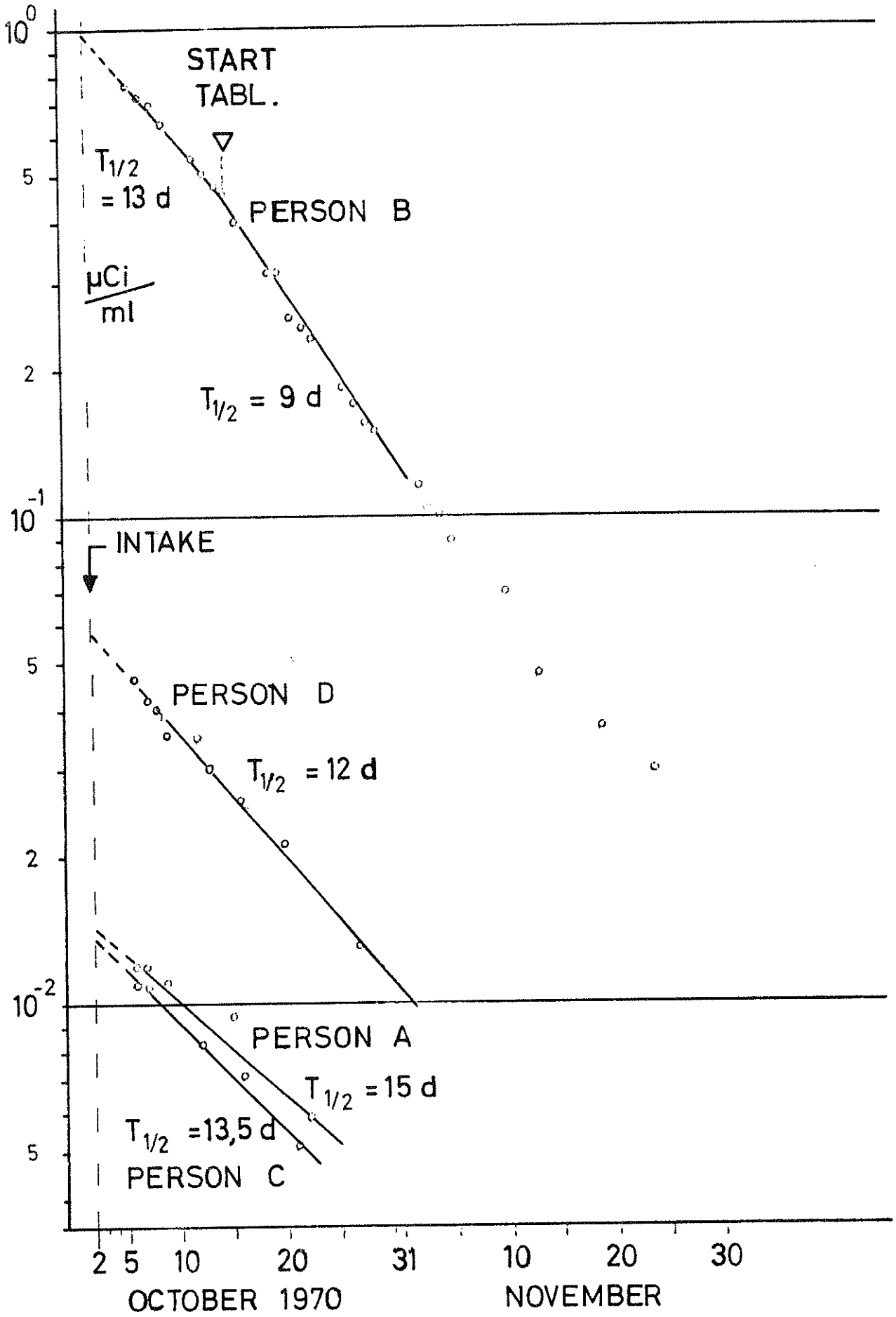



FIG. 4 TRITIUM CONCENTRATION IN URINE

# Introductory Remarks to the Nuclear Power Plants Panel

Henning Jensen
Risø, Denmark

It is an honour and a pleasure for me to take the chair and to open this panel discussion concluding the session on power reactor problems.

As you observe we will use the English language for the benefit of our foreign guests from the WHO-seminar whom I welcome heartily.

I have been advised by the organizers of the symposium not to try to touch a good many of the various aspects of power reactor safety, but rather to concentrate on one single subject of principal interest.

You will probably not be surprised that we have chosen as theme "Policy and practices regarding the protection of the environment from radioactive effluents".

I should add that we will not limit ourselves to discuss the radioactivity problem isolated, but try to see whether there is a balance in the overall approach to protect the environment from the many noxious waste products in our industrial society.

In order to set the stage for our discussion dr. Steensberg and I will make opening statements, which I hope will give the clues for an interesting exchange of viewpoints among the panel members.

I will take the liberty of making the first statement myself.

Within the nuclear field we are in the very fortunate position of having a well established basic policy concerning the protection against our noxious waste products - the radioactive isotopes.

The policy is not a result of a hasty effort made in the last years - on the contrary it has been developed parallel to and in concert with the progress of nuclear power application. The policymakers have been and are so far-seeing and conservative and the implication of the policy has been so successful that there have been no backfitting problems and none to foresee.

We all know that the policy is founded on the recommendations of the ICRP. The ICRP works on the highest international scientific level.

All of the existing research results on radiation effects are at its disposal and the unique status of the Commission makes it completely independent of special interests except that of protecting man.

The ICRP recommendations are scrutinized by several international organizations and by the national competent authorities. It is gratifying that the ICRP recommendations are generally adopted on national basis thus giving a uniform framework for radiation protection not influenced by the borderlines between the countries.

By this policy-making system we have the best arguments against the hypothetical possibility advanced in the public discussion that the radiation protection policy as regards the environment favours the nuclear development at the expence of the safety of the population.

It is not the right place here to go into a review of the ICRP views, and even if it was, it would be pretentious of me to do so. For the sake of comparison between the radiation protection policy and the policy within other areas of environmental protection, however, I will call attention to some of the fundamental principles laid down by ICRP.

There exists a threshold in the dose-effect relationship for acute effects.

No threshold exists in the dose-effect relationship for late somatic and genetic effects. A linear dose-effect relationship is assumed.

Considerations should be given to the health of individual members of the population as well as to the society as a whole.

In the design and operation of radiation sources the foreseeable annual dose to members of the population should be limited to 0.5 rem in the case of whole body exposure. Care should be taken of ensuring that the dose assessment include contributions from all artificial sources except medical treatment.

In the long range planning, the population genetic dose should not exceed 5 rem, that is to say an average annual, individual dose of 170 mrem. The genetical dose include all occupational exposures and medical treatment exposure.

In the case of uncontrolled exposure remedial actions should be taken. Above certain dose levels such actions are mandatory. In general no universally applicable recommendations on action levels can be given due to the many factors which have to be judged against each other in the particular situation.

Finally I will underline the ICRP statement:

"Any unnecessary exposure should be kept as low as is readily achievable, economic and social considerations being taken into account".

By now it is time to leave policy for a moment and look at realities concerning nuclear reactor safety.

For the safety engineer, no matter whether he is a designer, an operator

or an authority representative, the crucial questions related to the environmental aspect concern:

Design objective for the equipment to control routine radioactive effluents.

Limiting conditions for the operational control of such effluent.

Effluent monitoring.

Criteria for the necessary defence in depth through build-in-safety in the process system, through additional engineered safeguards and through siting to minimize the population risks from incidental and accidental releases of radioactivity.

I think it is unique for the nuclear power program that all parts involved wholehearted have worked along a common line to ensure safety - to keep the radiation exposure "as low as is readily achievable" without any major divergencies in points of view on how far to go.

Let us take the question of control of routine radioactive effluents.

For airborne releases the governing criteria has been the 0.5 rem per year limit at the fence. This limit together with very conservative assumptions or dispersion conditions and on ecological reconcentration factors form the bases for setting design release values.

Then on the assumption of a heavily perforated core from an operational point of view (1% of the fuel pins defected) the capacity of the gaseous waste treatment system for normal operation has been set.

A similar conservative approach is used for setting the design basis for normal liquid waste treatment systems. Actually if a person takes all his drinking water from the effluent point before dilution the 0.5 rem whole body limit of the corresponding for other critical organs would by far be reached even for the 1% defect core.

Detailed examinations for operating reactors show that routine releases of radioactivity contribute at the fence about 1% or less to the natural background exposure.

The outlined implication of the 0.5 rem "fence-limit" ensure at present that the reactor operation on the short view takes only minimal part of the available 5 rem per 30 years for the foreseeable future.

But we shall look ahead and we want no backfitting problem. It is therefore very important to assign manrem values to the projected nuclear power activities as a whole and to the power producing plants themselves to get the limiting criteria on the long view.

It is therefore of great interest to follow the Swedish work within this area and also the thinking in USA resulting in the proposed amendments to 10 CFR 50 issued this summer.

As regards the possibility of accidents the situation is much more complicated. On the engineering side we are not able to provide an index in absolute terms of the degree of safety of a plant. This would presuppose an accomplishment of a quantitative reliability analysis on all subsystems and on the plant system as a whole. What we can do is to demonstrate, discuss and judge all the safety features build into the plant and I would like all who are critical to power reactor safety to follow such an assessment step by step.

On the other side we have no criteria on how far one should go in engineering for safety. A large effort is made to quantify the reliability of reactor systems and components, and a similar effort should be made to clarify the questions of the order of risks that the society is prepared to accept from potential releases of radioactivity.

I have tried to outline some of the main principles for the protection of the environment from radioactivity and now we have come to the point where we will appreciate to hear about the situation within the conventional hygiene area. I will therefore give the floor to dr. Steensberg.

Introductory Remarks to the Nuclear Power Plants Panel

# Pollution from Nuclear Power Plants in Relation to General Environmental Pollution

Jens Steensberg
The National Health Service
Denmark

## Introduction.

In practice society is constantly, though not always consciously, balancing the gain and the loss of the technological advances. Also the hazards of radiation and radioactivity of course need to be considered in relation to their potentialities for good. Although high doses of radiation can produce malignances and cause mutations there are also numerous chemical carcinogens and mutagens, and much work needs to be done on the possible carcinogenic and mutagenic effects of chemicals used as pesticides, food additives and industrial materials. There seems to be a difference in the public attitude to these conventional toxic hazards compared to radioactive contamination. The conventional hazards have generally been acknowledged to be beneficial, whereas the subject of radioactive hazards has been far more controversial.

In the following I shall briefly mention the Danish temporary pollution control board, the use of isotopes in hygiene, siting of plants, environmental monitoring and the problem of establishing norms and guidelines.

## Power Supply.

A recently published report on Danish long term planning up to the year of 1985 states that plans for changing to atomic energy in production of electric power have been retarded some years because the price of such power stations is still high, and their reliability have not improved at the expected speed. Furthermore prices on fossil fuel have been comparatively low, and the Danish rate of interest is on a very high level. Atomic energy is thus not expected to be introduced in Denmark until the 1980'es.

A temporary pollution control board was set up in 1969 by the Danish government and has been given very broad terms of reference. It must arrange for the problems of environmental pollution to be catalogued, it must examine the powers of public authorities with

regard to environmental pollution control, recommend any new statutory powers and immediate measures required and propose an institutional framework for the future control of pollution. This board and its various working parties and subcommittees have not been dealing specifically with atomic energy problems. Yet the problems have been touched, for example in a report on production of electricity, which states the fact that restrictions on sulphur dioxide emissions from convertional power plants lead to increasing costs and may therefore have an influence on the time when atomic energy is economically feasible. One new factor which may also influence this question is of course the availability of natural gas.

Isotopes in Hygiene.

The knowledge of ionizing radiation which has been gained during recent years has been of great importance to many fields of hygiene which again may lead to improvements in the quality of our environment.

Let me as an example mention that it was the efforts to follow the passage of radioactive material from a radioactive cloud to plants, soil and water and from here through foodstuffs to man which really opened our eyes for the passage of material through the food chains. To-day this knowledge is of immense importance when we try to follow pesticides, heavy metals and a number of new chemical substances through the ecological systems and try to find methods to lower or to prevent the spread of such pollutants.

Also the use of radioactive isotopes has been of importance in increasing our knowledge of currents in the open sea and in other recipients. In Denmark this method has been used to predict the possibilities of placing waste water outfalls and to give estimates of the necessary length and depth of these.

Basic physiological research - for example concerning the reaction of the human airways to various forms of air pollution - has been made possible through use of radioactively labelled aerosols and particles.

Siting of plants.

Yesterday some of the papers dealt with the problems of siting atomic energy plants. This is a field where experts dealing with conventional types of industry and energy plants can learn from the atomic energy scientists as they have for many years been forced to undertake detailed studies of this kind.

Wahlström demonstrated the models which have been constructed to enable prediction in an emergency situation of the radioactive concentrations which have reached various sections of the population. The same exercises ought to be made in advance when dealing with many conventional industrial plants. As an example you can take a large fertilizer plant where accidental emissions of ammonia may be dangerous to the surrounding population. Calculations on the concentrations of ammonia which may reach the population under different

meteorological circumstances in case of an accident ought to be made as the basis for evacuation plans.

Environmental monitoring.

Before turning to the fundamental question of norms and guidelines I should mention that the International Atomic Energy Agency has already for many years been concerned with the question of environmental monitoring. Measurements must be made during the course of the normal operation of an establishment, and more extensive and elaborate surveys may be needed for better understanding of the potential hazards arising from normal operation of a plant.

These fundamental principles of environmental monitoring laid down in the atomic energy field should be born in mind by experts dealing with the more conventional pollution problems. The United States' Council on Environmental Quality last year stated the necessity of establishing nationwide environmental monitoring, information and analysis systems as a basis for an effective strategy for national environmental quality. Without such information we can only react to environmental problems after they become serious enough for us to see. As an example you can take the mercury problem which we only became aware of after it had become critical in some areas and probably already had done environmental damage. If we had possessed an adequate environmental early warning system we would have been able to anticipate mercury pollution and take early action to try to stop it at its sources.

Norms.

I shall now turn to the question of norms.

In 1963 Juel Henningsen at a seminar on protection of the public in the event of radiation accidents stated that it was necessary to make clear to everybody the philosophy, the thinking behind words like "maximum acceptable level" and "radiation protection guides". The formal procedures and scientific bases for developing and establishing standards for protection against ionizing radiation seem to be the most comprehensive of any applied to environmental stresses. Yet the effects of radiation on man are not fully understood, and there remains room for disagreement over the adequacy of current standards.

The question of norms and standards was also dealt with in yesterdays' papers notably the one by Bergström. I hope that his ideas will also be taken up by others even if there may not be general agreement on all of his thought-provoking conclusions.

The basic philosophy of norms in the field of radiation protection should be the same as the one of norms, for example in the field of air pollution. Let me take my examples from air pollution control where we meet different approaches. The so-called "best practicable means approach" which is well-known from the United Kingdom stresses the principle that air pollution must be prevented as far as practicable without reference to air quality guides or standards. On the contrary what you may call the "air resource management approach" stresses that air quality guides and standards are the basic elements in all control programmes. The latter principle has gained ground in the United States.

In the United States the first step for the administration dealing with air quality problems has been to issue a number of useful publications on air quality criteria for various pollutants. From these we can judge the effects of certain levels of pollutants in the air and their possible impact on the health of the population. The next step must be to judge to what extent the existing observations of clinical, epidemiological and experimental kind make it possible to establish certain "norms" based on health considerations. For these figures I prefer the word "guidelines", so that it can clearly be seen that this is not to be taken as a proper standard.Standards represent the final step which must be based on a firm scientific basis and where economic and technological aspects must also be taken into consideration.

The United States' Environmental Protection Agency recently proposed national air quality standards for 6 common classes of air pollutants divided into primary standards designed to protect human health and secondary standards designed to protect against effects on soil, water, vegetation, materials, animals, weather, visibility and personal comfort and well-being. This last step in establishing fixed standards is a very difficult one, and it seems debatable where to put the dividing line between the concepts of "human health" and of "personal comfort and well-being" bearing in mind the definition of health of the World Health Organization.

The fundamental difficulties of establishing such figures are also seen when you compare the United States' proposals with the new Canadian Clean Air Act. This law gives powers to the minister to formulate national ambient air quality objectives which are divided into maximum tolerable, maximum acceptable and maximum desirable limits. In this relation the concept of health is not at all mentioned. When it comes to emissions of air contaminants into the ambient air the Canadian law talks about either emission standards or emission guidelines.

In Sweden recommendations on guidelines for sulphur dioxide in the ambient air were issued in 1967, but none of the Scandinavian countries have yet taken the last step to establish air quality standards. I very much hope that the experience from the radiation protection field will be utilized to clarify these concepts, so that different words are not used without considering the philosophy behind them. The new concept of "non-action levels" which was introduced yesterday by Swedjemark shows that much fundamental thinking, which may also be of use in the conventional pollution field, comes from scientists in the radioactivity field.

## Conclusion.

In conclusion I would like to point out that the strict limits on activity in the radioactive field may have overemphasized the risks of these activities compared to other harmful factors in our synthetic environment. Anyway no other risk factor to which mankind has been exposed seems to have been so thoroughly studied as radioactivity. If we utilize the basic theoretic knowledge from this field and also the philosophy behind the established criteria and standards we may be able to deal more effectively with the problem of chemicals and other pollutants in our environment. We may also some day have the proof that pesticides or non-radioactive air pollutants have caused more damage than ionizing radiation.

## References:

Environmental quality. The First Annual Report of the Council on Environmental Quality. Transmitted to the Congress August 1970. U.S. Government Printing Office.

Clemedson, G.-J.: Vår syntetiska miljö som hälsovårdsproblem. Svenska Läkartidningen. 1965:62: 2115-2130.

Henningsen, E.J.: Public Health Aspects of Radiation Emergencies: The Nature of the Problem in: Protection of the Public in the Event of Radiation Accidents. WHO Geneva, 1965.

Manual on Environmental Monitoring in Normal Operation. I.A.E.A. Vienna, 1966.

Industriproduktion og elektricitetsfremstilling. Forureningsrådet - sekretariatet. Publikation nr. 5. april 1971.

Perspektivplanlægning 1970-1985. København, marts 1971.

Radiation Levels . Air, water and Food. The Royal Society of Health, London 1964.

# Models for the $^{137}Cs$- and $^{90}Sr$-Contamination of Milk in Finland

O.I. Castrén
Institute of Radiation Physics
Helsinki

## Abstract

Models were constructed from the 1960-1971 milk survey results using regression analysis. The dependent variables were the average levels for the periods June-September and October-May. Fallout of $^{137}Cs$ and $^{90}Sr$ during the same and three preceding years as well as the cumulative deposition up to the end of the fourth preceding year were used as independent variables. The models were linear, and the constant term was forced to be zero.

Because the statistical spread of the coefficients in the five-term model was very large, independent variables were combined to attain a compromise between the accuracy of the model and the accuracy of the coefficients. From the ten models chosen for both summer and winter and each of the five sampling areas studied, models for the production-weighted annual country-wide means were constructed. The transfer coefficients from fallout to milk, calculated from the models chosen, agreed with those from the best five-term models. The transfer coefficients for the production-weighted country-wide means were:

$$15.8\ (8.1 - 32.6)\ \text{pCi y (gK)}^{-1} \text{ per mCi km}^{-2} \text{ for } ^{137}Cs$$
$$3.8\ (3.0 - 4.5)\ \text{pCi y (gCa)}^{-1} \text{ per mCi km}^{-2} \text{ for } ^{90}Sr$$

The lowest and highest area values are given in parentheses.

## 1. Introduction

Mathematical models describing the dependence of diet contamination on the deposition of radioactive fallout are not only useful in the prognoses of diet contamination and planning of countermeasures. They are also necessary for the reliable assessment of dose commitments from fallout and its geographical variations. In Finland, the geographical variations of milk contamination levels are large, especially for $^{137}Cs$. The seasonal variation also depends somewhat on location. Therefore, the construction of models has been postponed until now. Although the milk contamination in many areas still exceeds the MDA-level of the routine methods, it seems unlikely that the information that will be gathered in the next few years, will essentially facilitate the construction of models.

## 2. Data

Results of milk survey programmes, for which models are sought, have been presented earlier /1-5/. Models are sought for two mean levels, that for June-September and that for October-May. Only five of a total of eight milk sampling areas presented in Fig. 1 have been taken into account, because the newest ones, VI-VIII in operation since summer 1966, did not seem to provide enough information for the construction of a model. The reduced results are presented graphically in Fig. 2.

Annual amounts of deposition are used as independent variables. Although the seasonal variation of deposition cannot be considered insignificant, the variation in its form was assumed to be so small that a constant fraction of the annual fallout is deposited each month. Furthermore, the same deposition values have been used for all sampling areas, since significant differences between different deposition collection stations have not been found /6/.

Results of determinations of fallout deposition in Finland are available from 1964 onwards for $^{137}Cs$ and from 1961 onwards for $^{90}Sr$ /3-6/. For the years 1957-60, data from Leningrad have been used /7/ (the graphical presentation of the same data in /8/ is not in agreement with the original data). For the years before 1957, half of the estimated cumulative amount in the beginning of 1957 /7/ was supposed to have been deposited during 1955 and the other half during 1956. Deposition of $^{137}Cs$ during 1961-63 was estimated by multiplying the amount of $^{90}Sr$-deposition by 1.4 /8/. The annual amounts of deposition that were used are presented in Table 1.

In order to take into account the lower reliability of the deposition estimates for the earlier years, a weight presented in Table 1 was given to each year's milk result. These weights are used by the regression programme when the sum of squares to be minimized is formed.

Table 1. Annual amounts of deposition in 1955-70 used in the analyses and the weights for milk results in 1960-70. Sources of deposition data are given in the text.

| Year | $^{137}Cs$ mCi/km$^2$ | $^{90}Sr$ mCi/km$^2$ | Weight $^{137}Cs$ | Weight $^{90}Sr$ |
|---|---|---|---|---|
| 1955 | (3.5) | (2) | | |
| 1956 | (3.5) | (2) | | |
| 1957 | 7 | 3 | | |
| 1958 | 7.8 | 5 | | |
| 1959 | 6.2 | 2 | | |
| 1960 | 2 | 1 | 15 | 15 |
| 1961 | 1.1 | 0.8 | 20 | 25 |
| 1962 | 9.3 | 6.65 | 24 | 33 |
| 1963 | 17 | 12.1 | 27 | 39 |
| 1964 | 10.2 | 6.41 | 34 | 43 |
| 1965 | 4.19 | 2.57 | 39 | 45 |
| 1966 | 2.23 | 1.64 | 42 | 45 |
| 1967 | 0.99 | 0.7 | 44 | 45 |
| 1968 | 0.92 | 0.85 | 45 | 45 |
| 1969 | 0.65 | 0.48 | 45 | 45 |
| 1970 | 1.09 | 0.77 | 45 | 45 |

## 3. Method

Models were constructed using a standard programme for stepwise multiple regression. An Elliott 503 computer was used. The constant term of the linear model was forced to be zero by representing each observation twice, with true values of the variables and the same provided with a negative sign.

The model was sought in the following form

$$(1) \qquad C(j) = \sum_{n=0}^{k-1} b_n \cdot F(j-n) + b_k \cdot \sum_{n=0}^{\infty} s^n \cdot F(j-k-n)$$

where $C(j)$ = mean level during summer j or winter j...j+1
$F(j)$ = annual deposition during the year j

To start with, a five-term model (k=4) was used. The best value for s was sought by performing analyses with s values from 0.40 to 0.90 with 0.05 intervals, and letting the programme choose the best model. The optimization of s was performed only for the six models for areas I-III. The best s-values varied between 0.40 and 0.80 for $^{137}Cs$ and between 0.65 and 0.85 for $^{90}Sr$. For areas IV and V, the mean of the best values, s = 0.7, was used in the five-term models.

Although the five-term models accurately described the observations, they could not be regarded as satisfactory in all respects. The statistical spread of the coefficients was so large that the results often did not significantly differ from zero, and even physically impossible negative coefficients appeared. This phenomenon is well-known and is due to the strong correlation between independent variables.

To get more meaningful values for the coefficients of the model, independent variables had to be changed so that the correlation between them was not too large. One possibility would have been to use the common two-term model corresponding to formula (1) with k=1. Because the optimization of s for new values of k would have led to many technical diffi-

culties, i.e. reshaping, repunching and rechecking of a large number of data, another means of modification was chosen. The number of terms in the model was reduced by combining the independent variables in various ways and by choosing the best model from among them. The deposition during the same year was always given as an independent variable, and only consecutive years were combined. The combination of, say, the three preceding years was identical with the assumption

$$b_3 = 0.7 \cdot b_2 = 0.7^2 \cdot b_1 \qquad (2)$$

In this way, one one-term model, four two-term models, six three-term models, four four-term models and one five-term model were compared. In each group the models including a cumulative term were usually significantly better than those where the influence of the earlier years' depositions had been neglected. The final choice was therefore made between one two-term model, three three-term models, three four-term models and one five-term model. The choosing criteria were: standard deviation for the value of $b_0$ of the order of 5 per cent or less and of the order of 20 per cent or less for all other coefficients. Neither the five-term model nor any of the four-term models met these requirements. For $^{137}Cs$, the best model was in two cases a two-term model, in four cases a three-term model with two preceding years combined and in four cases a three-term model with three preceding years combined. For $^{90}Sr$, the best model was in all cases a three-term model with three preceding years combined.

## 4. Results

The levels calculated from the models are shown in Fig. 2, together with the measured levels. From the coefficients of the original ten models for each nuclide (summer and winter levels in five areas), a model for the annual production-weighted country-wide mean was derived, both for periods beginning in June and for the calendar year. The coefficients of these models are given in Table 2.

Because stored fodder from the preceding year is fed to the cows during January-May, the former model can be regarded as more "natural" in Finland.

Table 2. Coefficients in the models for the annual production-weighted countrywide means of $^{137}Cs$- and $^{90}Sr$-concentrations in Finland. The means are given in pCi $^{137}Cs$ (g K)$^{-1}$ and pCi $^{90}Sr$ (g Ca)$^{-1}$, respectively, when the annual depositions are given in mCi km$^{-2}$.

| Nuclide | Period | Coefficients | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $b_o$ | $b_1$ | $b_2$ | $b_3$ | $b_4$ | $b_5$ |
| $^{137}Cs$ | June-May | 8.8 | 2.0 | 1.4 | 1.0 | 0.77 | |
| $^{90}Sr$ | June-May | 1.8 | 0.50 | 0.35 | 0.25 | 0.29 | |
| $^{137}Cs$ | Jan.-Dec. | 5.4 | 4.8 | 1.6 | 1.2 | 0.84 | 0.61 |
| $^{90}Sr$ | Jan.-Dec. | 1.1 | 0.99 | 0.41 | 0.28 | 0.27 | 0.23 |

The total amount of $^{137}Cs$ or $^{90}Sr$ in milk caused by unit deposition can be calculated from

$$P_{23} = b_o + b_1 + b_2 + b_3 + b_4/(1-s) \quad (3)$$

The values of this quantity, called the transfer coefficient from deposition to milk in the last UNSCEAR-report /9/, are given in Table 3. The values have been calculated from the chosen models, but agree relatively well with those calculated from the best five-term models.

Table 3. Transfer coefficients from deposition to milk for $^{137}Cs$ in pCi y (g K)$^{-1}$ per mCi km$^{-2}$ amd for $^{90}Sr$ in pCi y (g Ca)$^{-1}$ per mCi km$^{-2}$.

| | Area | | | | | Production-weighted country-wide mean |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | I | II | III | IV | V | |
| $^{137}Cs$ | 8.1 | 14.4 | 22.2 | 32.6 | 14.9 | 15.8 |
| $^{90}Sr$ | 3.0 | 3.6 | 4.3 | 4.1 | 4.5 | 3.8 |

## 5. Discussion

It has been shown that it is not possible to derive from the present survey results a model that gives the exact contribution of each year's deposition to the milk contamination level. If the deposition period had been shorter, or even if it had included steeper changes, as in 1961-62, much more information could have been derived from the data.

It is hard to say whether the method used to find the best model does have any other advantages over the optimization of s in a two-term model apart from easier analysis with the particular computer programme used. However, if the contribution from the earlier years does not decrease purely exponentially with age, the present method, or some modification of it, may give better results.

The larger deviations of the models from the experimental results during the earlier years, as seen in Fig. 2, are caused by the smaller weights that were given to the first years' results. However, the slight rise in $^{137}Cs$ level in area IV in 1969 cannot be explained by the model.

## REFERENCES


1. Report SFL-A2, Säteilyfysiikan laitos, Helsinki 1966

2. " SFL-A3, " " " 1966

3. " SFL-A8, " " " 1967

4. " SFL-A12, " " " 1968

5. " SFL-A17, " " " 1971

6. " SFL-A4, " " " 1966

7. Shvedov, V.P., Shirokov, S.I., eds., Radioaktivnye zagriiazneniia vneshnei sredi. Moscow 1962.

8. UNSCEAR report 1964.

9. UNSCEAR report 1969.

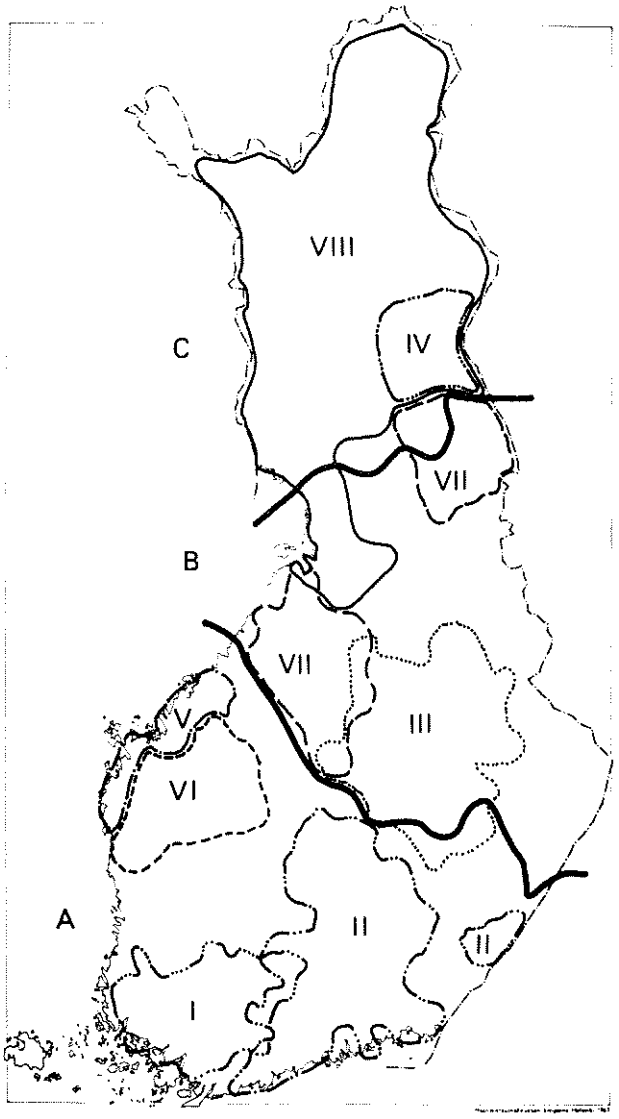



Figure 1. Milk sampling areas in Finland.

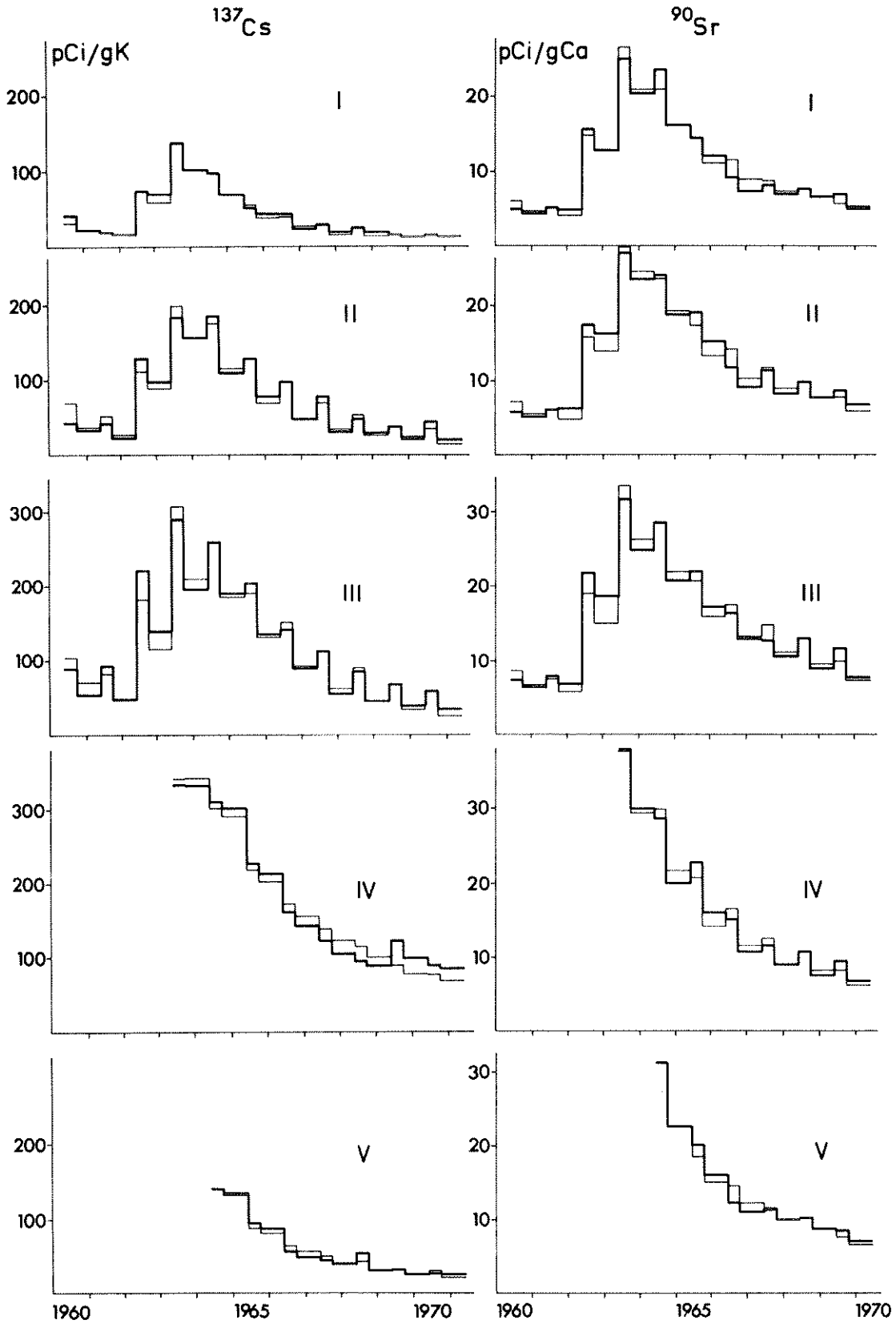



Figure 2. Concentration of $^{137}Cs$ and $^{90}Sr$ in milk in Finland. Mean levels during summer (June-Sept.) and winter (Oct.-May). Heavy line: measured levels. Thin line: levels calculated from the models.

# Elimination Rate of $^{137}Cs$ in Individuals and in the Control Group

Matti Suomela
Institute of Radiation Physics
Helsinki

## Abstract

The biological half-life of $^{137}Cs$ was measured for a group of two women and three men. To make measurement of the biological half-life possible these volunteers ate smoked reindeer meat. The amounts of meat eaten varied from 1.1 to 1.4 kg and the $^{137}Cs$-amounts ingested in the meat from 27 to 74 nCi. The biological half-lives were determined from whole-body counter measurements and were 61 and 65 days for women and 60, 73 and 80 days for men.

Changes in the $^{137}Cs$-level in the control group of the Institute of Radiation Physics have been followed since the end of 1965, when the maximum value, 182 pCi/g, for the $^{137}Cs$/K-ratio was found. The values of the $^{137}Cs$/K-ratios decreased thereafter at an average rate of 31 per cent a year up to the beginning of 1969, whereafter the decrease in the ratio became smaller and was only 14 per cent a year. Ten women and sixteen men belonged to the control group.

Details of both measurement series are given.

## Introduction

This paper deals with the behaviour of fall-out $^{137}Cs$ in man. The first part of the paper gives the results of the study concerning the elimination rate of $^{137}Cs$ in individual persons after $^{137}Cs$-administration. From these results the biological half-life of $^{137}Cs$ was determined in each case. The second part of the paper gives the results of the $^{137}Cs$-body burden in the control group in the years 1965 - 1970. A whole-body counter of the multidetector scanning type was used for all the body burden measurements.

## Determination of the biological half-life of $^{137}Cs$

Five volunteers partisipated in the measurements for the determination of the biological half-life of $^{137}Cs$. The group consisted of two women and three men with normal health. Their ages varied from 20 to 27, the average being 24.

To make determination of the biological half-life of $^{137}Cs$ possible the test persons ate smoked reindeer meat. Every test person obtained his own piece of meat, the $^{137}Cs$ concentration of which was determined by taking two meat samples of 100 - 150 grammes and measuring these samples gammaspectrometrically. The $^{137}Cs$-concentration of the samples taken from the same piece of meat varied only 1 - 6 per cent, which showed that the distribution of $^{137}Cs$ in the piece of meat was very homogeneous. The $^{137}Cs$-concentration of the pieces of meat varied between 24.7 and 54.8 nCi/kg. The test persons ate from 1.1 to 1.4 kg of reindeer meat and the $^{137}Cs$-amounts ingested varied from 27 to 74 nCi. The men ate their portion of reindeer meat in twenty-four hours and women within four to five days. Details of the data are given in Table 1.

The urine voided by men during the two days following the beginning of the reindeer diet was collected. Both the urine and the feces voided by women during the four or five days following the beginning of the reindeer diet were collected. The amounts of $^{137}Cs$ excreted were measured gammaspectrometrically and are shown in Table 2. The main purpose was to use the results of the excretion study to check the calibration of the whole-body counter. Because the test persons ate their reindeer meat in small portions, neither the weight nor the point in time of ingestion of which were known, the $^{137}Cs$-amounts excreted are given for the whole collection period only. For the same reason these results cannot be used to calculate a mathematical model for the rapid excretion of $^{137}Cs$.

The excreted fractions are consistent with the data given by Naversten and Lidén /1/. According to Häsänen and Rahola the fraction excreted in urine during the first twenty-four hours after a single intake varied from 2.1 to 8.3 per cent, the average being 5.4 per cent /2/. Taking into account the different collection periods these results agree with the values given in this paper.

To determine the slow component of $^{137}Cs$-excretion the decrease in the $^{137}Cs$-body content of the test persons was followed by whole-body counting. The whole-body counter used was of the multidetector scanning type, details of which are reported elsewhere /3/. The 585 - 735 keV energy band was used for $^{137}Cs$-measurements and the 1335 - 1585 keV energy band for potassium measurements. The respective calibration factors were 10.7 cpm/nCi $^{137}Cs$ and 0.73 cpm/gK. The results of the measurements are shown in Fig. 1 and Table 3. The background spectrum of each test subject was measured before ingestion of the reindeer meat (Table 1). The measurements of the elimination rate of $^{137}Cs$ were started in May 1967 and could be continued for about two months, after which the $^{137}Cs$-body content of the test persons began to increase. The main reason for this was

the increased concentration of $^{137}Cs$ in milk. This effect could not be found in the $^{137}Cs$-body content of test person number 1, which continued to decrease at an almost constant rate for the next five months. After this period the measurements were not continued. The milk consumption of this person was very low, which in part at least explains the behaviour of her $^{137}Cs$-body content.

The elimination rate of $^{137}Cs$ could be described by an exponent function after one day from the end of $^{137}Cs$-intake. The graphic method was used to fit the straight lines to the measuring points in Fig. 1. The biological half-lives of $^{137}Cs$ were determined from these straight lines. The error limits of the biological half-lives were also estimated by the graphic method. Because the $^{137}Cs$-body contents decreased during the measuring period, the effect of the drop in $^{137}Cs$-level was taken into account as a correction in calculating the biological half-lives. The $^{137}Cs$-body contents of the test persons were assumed to decrease at the same rate as the $^{137}Cs$-body contents in the control group. The biological half-lives of the women were corrected by using the decrease rate of the $^{137}Cs$-level in the female control group, and for the men the decrease rate of the $^{137}Cs$-level in the male control group. The decrease rate in the female group corresponded to an effective half-life of 900 days and that in the male group to an effective half-life of 1200 days. After correction the biological half-lives were $65^{+4}_{-3}$ and $61^{+7}_{-4}$ days for women and $60^{+4}_{-2}$, $80^{+7}_{-5}$ and $73^{+6}_{-3}$ days for men.

Häsänen and Rahola /2/ give 84 days as the average of the biological half-lives for 24 - 38 year old men. The biological half-lives varied from 52 to 104 days. The respective values determined by Naversten and Lidén were between 63 and 89 days for 28 - 47 year old men /1/. The biological half-lives given in this study are in agreement with those mentioned above, but as with other values determined in Scandinavia they are clearly shorter than the value of 115 days adopted by the ICRP in Publication 10 /4/.

No explanation can be given for this difference though some investigators have discussed the dependence of the elimination rate of $^{137}Cs$ on the daily potassium intake. The dependence of biological half-life on age is indicated by Naversten and Lidén but the explanation is not applicable in this case.

## $^{137}Cs$-level in the control group in 1965 - 1970

The control group consisted of 10 women and 16 men measured at least twice a year from the end of 1965, when the whole-body counter was introduced. All the members of the control group are employed at the Institute and live in Helsinki.

The composition of the group changed at the end of 1967 and 1969 when two women had to be replaced by two new women. The $^{137}Cs/K$-ratios of these new persons differed only slightly from the $^{137}Cs/K$-ratios of those they replaced. The average age of the women was 37 (range 21-56) and that of the men 35 (range 21-53) in 1970. If a person could not attend a certain measurement series the missing result was replaced by a value estimated with the aid of adjacent measurements. Table 4 shows the results of 14 measurement series. Table 5 and Fig. 2 indicate the annual averages of women and men for $^{137}Cs$-body content and for the $^{137}Cs/K$ ratio in 1966 - 1970.

The relative decrease in the annual mean values of the $^{137}Cs/K$-ratio of women and men remained almost constant from 1965 to 1969 and was about 31 per cent a year. The decrease rate became slower in 1969 and 1970, being only 14 per cent a year. The values were estimated from the straight lines drawn in Fig. 2, which show that the decrease rate of the $^{137}Cs/K$-ratio was almost exponential. If the relative decrease rate of the $^{137}Cs/K$-ratio in the control group is expressed in terms of effective half-life, the corresponding half-lives are approximately 2 years in the period 1965 - 1969, and 4.5 years in 1969 and 1970. The straight lines

in Fig. 2 describe these half-lives. The chance in the decrease rate of the $^{137}Cs/K$-ratio is more noticeable in the results for the male group than in those for the female group, in which the variation of the results is rather large.

Between the end of 1965 and the end of 1970 the mean $^{137}Cs$-body content of the women dropped from 14.7 to 2.9 nCi, which means that the $^{137}Cs$-level was then only 20 per cent of the value at the end of 1965. The corresponding numbers for the male group were 28.6 nCi, 8.1 nCi and 28 per cent, and for the average of the women and men 21.7 nCi, 5.5 nCi and 25 per cent. The percentual decrease rates of the $^{137}Cs/K$-ratios are consistent with those of $^{137}Cs$.

According to UNSCEAR /5/ the dose rate factor for $^{137}Cs$ in man is 0.02 mrad/yr per pCi$^{137}Cs$/gK. Using this factor the average of the total body doses from 1966 to 1970 was 8.5 mrad for the men and 6.8 mrad for the women in the control group.

References

1. Y. Naversten and K. Lidén, Half-life Studies of Radiocaesium in Humans, Proc. of the Symposium on the Assessment of Radioactivity in Man, pp 79-88, IAEA, Vienna 1964.

2. E. Häsänen and T. Rahola, The biological half-time of $^{137}Cs$ and $^{24}Na$ in man, Report TKK-F-A133 (1970).

3. M. Suomela, The construction and calibration of the whole-body counter at the Institute of Radiation Physics, Report SFL-A6, Säteilyfysiikan laitos, Helsinki 1967.

4. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 10, p. 68, (1968).

5. Report of the UNSCEAR, 19th Session, Supplement No 14 (A/5814) p. 44, United Nations, New York 1964.

Table 1. Data on reindeer meat and $^{137}Cs$-intake. The last column indicates the $^{137}Cs$-body content of the test persons before eating the reindeer meat

| | Consumption of reindeer meat kg | $^{137}Cs$-concentration in the meat | | | Amount of $^{137}Cs$ ingested in the meat nCi | $^{137}Cs$-body content before ingestion nCi |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Sample 1 nCi/kg | Sample 2 nCi/kg | Average nCi/kg | | |
| Women | | | | | | |
| 1 | 1,22 | 30,0 | 30,6 | 30,3 | 37 | 8,7 |
| 2 | 1,11 | 23,9 | 25,4 | 24,7 | 27 | 10,3 |
| Men | | | | | | |
| 3 | 1,40 | 45,2 | 44.2 | 44,7 | 63 | 21,1 |
| 4 | 1,35 | 46,2 | 45,8 | 46,0 | 62 | 16,7 |
| 5 | 1,36 | 56,5 | 53,1 | 54,8 | 74 | 15,7 |

Table 2. Amounts of $^{137}Cs$ excreted. The values given indicate the amounts of $^{137}Cs$ voided in the urine of the men during the first two days following the beginning of the reindeer meat diet and in the urine and feces of woman number 1 for five days and of woman number 2 for four days after the beginning of the reindeer diet. In the table U stands for the amount of $^{137}Cs$ voided in urine and F that in feces. I means the amount of $^{137}Cs$ ingested.

| | $\frac{U}{I}$ % | $\frac{F}{I}$ % | $\frac{U+F}{I}$ % | $\frac{U}{U+F}$ % | $\frac{F}{U+F}$ % |
|---|---|---|---|---|---|
| Women | | | | | |
| 1 | 12 | 6 | 18 | 66 | 34 |
| 2 | 4 | 5 | 9 | 41 | 59 |
| Men | | | | | |
| 3 | 13 | - | - | - | - |
| 4 | 11 | - | - | - | - |
| 5 | 16 | - | - | - | - |

Table 3. The biological half-lives of $^{137}Cs$ in man. The corrected values for the biological halflives were calculated assuming that the $^{137}Cs$-body contents of the test persons decreased at the same rate as the respective values in the control group.

| | Age yr | Height cm | Weight kg | Biological half-life before correction d | Biological half-life after correction d |
|---|---|---|---|---|---|
| Women | | | | | |
| 1 | 20 | 167 | 60 | $61^{+4}_{-3}$ | $65^{+4}_{-3}$ |
| 2 | 21 | 157 | 51 | $57^{+6}_{-3}$ | $61^{+7}_{-4}$ |
| Men | | | | | |
| 3 | 26 | 172 | 86 | $57^{+4}_{-2}$ | $60^{+4}_{-2}$ |
| 4 | 25 | 178 | 114 | $75^{+6}_{-4}$ | $80^{+7}_{-5}$ |
| 5 | 27 | 174 | 76 | $69^{+5}_{-3}$ | $73^{+6}_{-3}$ |

Table 4. Results of the whole-body counter measurements of the control group in 1965-1970.

| 1 | Number and sex of subjects measured 2 | Cs-137 body content in nCi mean 3 | Cs-137 body content in nCi range 4 | Cs-137 body content in pCi $^{137}Cs/gK$ mean 5 | Cs-137 body content in pCi $^{137}Cs/gK$ range 6 | Potassium body content in gK/kg body weight mean 7 | Potassium body content in gK/kg body weight range 8 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Oct. 1965 | 7 K | 14.7 | 9.6 - 23.9 | 160 | 103 - 217 | 1.57 | 1.17 - 2.00 |
| | 14 M | 28.6 | 14.6 - 48.4 | 204 | 117 - 361 | 1.82 | 1.17 - 2.40 |
| Average | | 21.7 | | 182 | | | |
| May 1966 | 7 K | 12.1 | 6.1 - 19.8 | 127 | 63 - 213 | 1.67 | 1.28 - 2.06 |
| | 14 M | 25.7 | 14.6 - 40.0 | 185 | 118 - 328 | 1.78 | 1.38 - 2.25 |
| Average | | 18.9 | | 156 | | | |
| Oct. 1966 | 9 K | 11.8 | 5.9 - 19.2 | 127 | 55 - 203 | 1.62 | 1.29 - 2.03 |
| | 14 M | 21.5 | 8.4 - 31.7 | 158 | 80 - 211 | 1.83 | 1.29 - 2.51 |
| Average | | 16.7 | | 143 | | | |
| March 1967 | 7 K | 9.1 | 5.2 - 14.5 | 102 | 60 - 156 | 1.56 | 1.09 - 2.19 |
| | 13 M | 20.5 | 6.4 - 35.0 | 146 | 50 - 272 | 1.79 | 1.30 - 2.31 |
| Average | | 14.8 | | 124 | | | |

Table 4. continued

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| May 1967 | 8 K | 8.4 | 6.3 - 13.8 | 88 | 47 - 149 | 1.63 | 1.15 - 2.23 |
| | 15 M | 19.6 | 7.9 - 35.4 | 139 | 59 - 281 | 1.79 | 1.26 - 2.35 |
| Average | | 14.0 | | 114 | | | |
| July | 9 K | 8.5 | 5.4 - 14.5 | 89 | 64 - 146 | 1.63 | 1.08 - 2.16 |
| | 15 M | 18.9 | 9.4 - 30.7 | 132 | 68 - 229 | 1.83 | 1.31 - 2.27 |
| Average | | 13.7 | | 111 | | | |
| Dec. 1967 | 7 K | 7.0 | 5.2 - 11.3 | 75 | 44 - 118 | 1.60 | 1.14 - 2.10 |
| | 14 M | 17.3 | 6.1 - 24.7 | 123 | 47 - 182 | 1.80 | 1.36 - 2.28 |
| Average | | 12.2 | | 99 | | | |
| June 1968 | 9 K | 5.1 | 2.3 - 8.1 | 53 | 24 - 84 | 1.49 | 1.14 - 1.85 |
| | 14 M | 14.4 | 4.7 - 29.8 | 100 | 37 - 198 | 1.88 | 1.42 - 2.39 |
| Average | | 9.8 | | 77 | | | |
| Nov. 1968 | 9 K | 5.6 | 2.4 - 9.9 | 56 | 21 - 94 | 1.57 | 1.27 - 1.95 |
| | 15 M | 11.6 | 3.7 - 16.4 | 79 | 29 - 121 | 1.91 | 1.35 - 2.35 |
| Average | | 8.6 | | 68 | | | |

Table 4. continued

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| March 1969 | 10 K | 4.1 | 1.9 - 6.6 | 43 | 26 - 66 | 1.52 | 1.22 - 1.89 |
| | 16 M | 9.7 | 4.1 - 18.3 | 66 | 30 - 129 | 1.90 | 1.44 - 2.33 |
| Average | | 6.9 | | 55 | | | |
| June 1969 | 6 K | 4.2 | 2.2 - 6.6 | 43 | 24 - 67 | 1.57 | 1.26 - 2.10 |
| | 16 M | 9.3 | 4.2 - 15.1 | 63 | 31 - 109 | 1.93 | 1.40 - 2.46 |
| Average | | 6.8 | | 53 | | | |
| Nov. 1969 | 10 K | 4.4 | 1.6 - 7.0 | 44 | 21 - 72 | 1.58 | 1.32 - 2.04 |
| | 16 M | 9.0 | 4.8 - 14.9 | 61 | 36 - 94 | 1.90 | 1.39 - 2.37 |
| Average | | 6.7 | | 53 | | | |
| May 1970 | 10 K | 3.1 | 1.6 - 4.5 | 31 | 16 - 48 | 1.54 | 1.25 - 1.93 |
| | 16 M | 8.7 | 2.0 - 21.2 | 59 | 22 - 146 | 1.91 | 1.36 - 2.31 |
| Average | | 5.9 | | 45 | | | |
| Oct. 1970 | 10 K | 2.9 | 1.0 - 4.9 | 30 | 14 - 51 | 1.50 | 1.23 - 2.15 |
| | 16 M | 8.1 | 3.7 - 13.1 | 55 | 24 - 92 | 1.90 | 1.39 - 2.40 |
| Average | | 5.5 | | 43 | | | |

Table 5. Annual averages of the control group measurements. The values given were calculated as the averages of the results of the measurement series performed during the second and fourth quarters of the year.

| Year | Group | Average of the $^{137}Cs$-body contents nCi | Average of the $^{137}Cs/K$-ratios pCi/g |
|---|---|---|---|
| 1966 | Women | 12.0 | 127 |
| | Men | 23.6 | 172 |
| | Average of women and men | 17.8 | 150 |
| 1967 | Women | 7.7 | 82 |
| | Men | 18.5 | 131 |
| | Average of women and men | 13.1 | 107 |
| 1968 | Women | 5.4 | 55 |
| | Men | 13.0 | 89 |
| | Average of women and men | 9.2 | 72 |
| 1969 | Women | 4.3 | 43 |
| | Men | 9.1 | 62 |
| | Average of women and men | 6.7 | 53 |
| 1970 | Women | 3.0 | 31 |
| | Men | 8.4 | 57 |
| | Average of women and men | 5.7 | 44 |

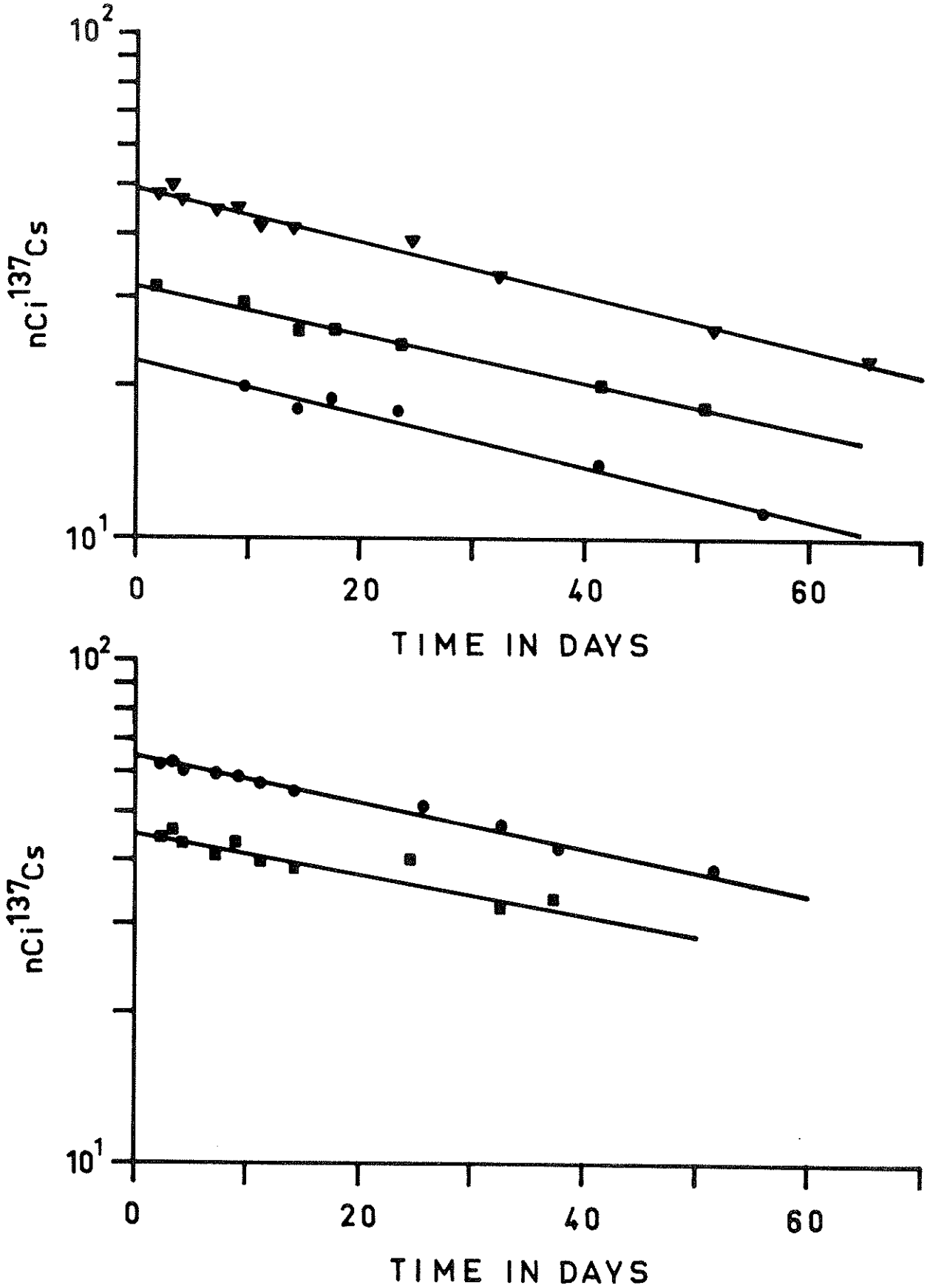



Fig. 1. $^{137}$Cs-body contents of the test persons as a function of time. The time is calculated from the end of the reindeer diet.
Upper figure: ■ ■ ■ Person 1 ● ● ● Person 2 ▼ ▼ ▼ Person 3
Lower figure: ■ ■ ■ Person 4 ● ● ● Person 5

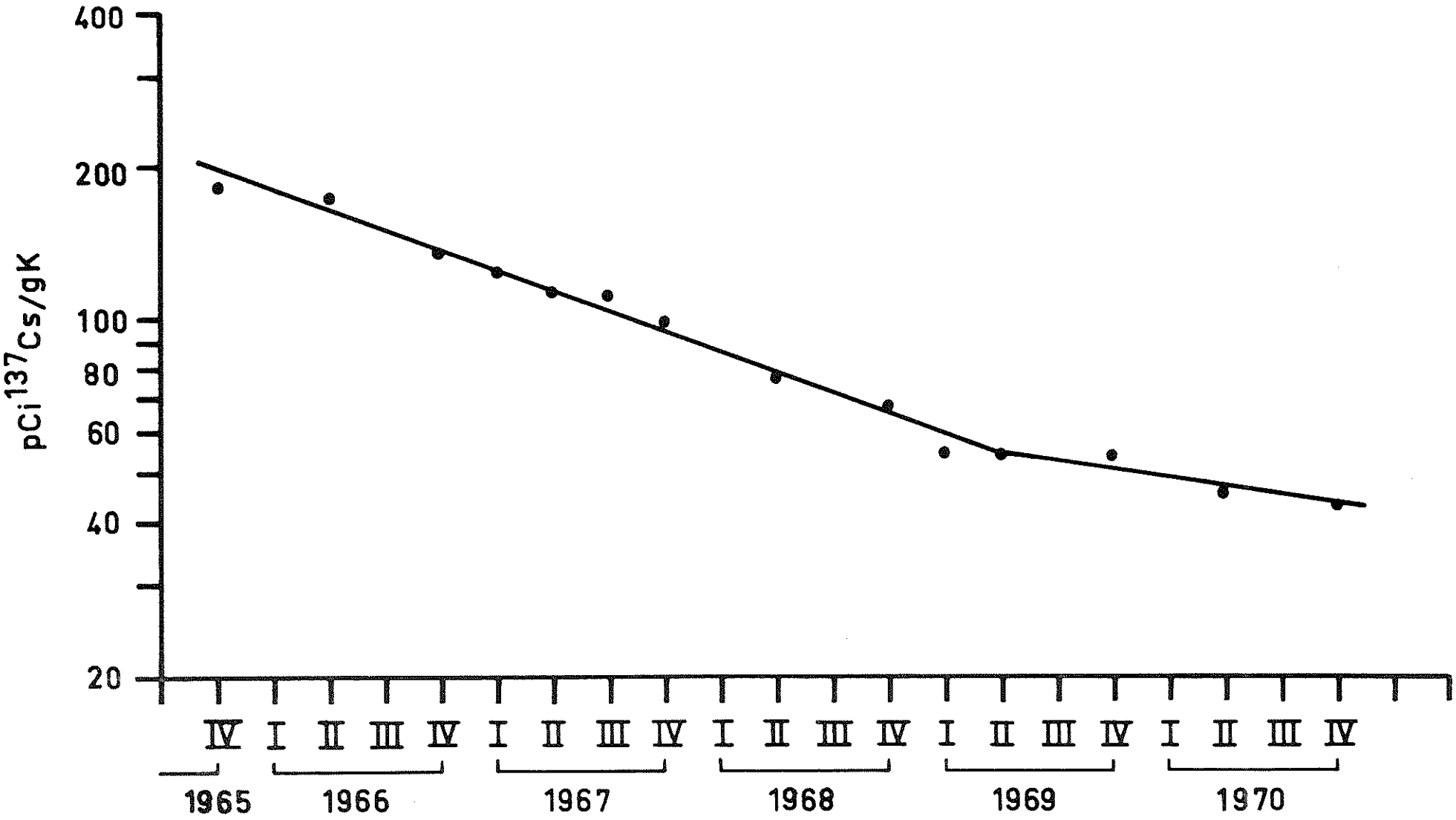



Fig. 2. Results of the whole-body counter measurements of the control group in 1965 - 1970. The points show the averages of the $^{137}Cs/K$-ratios of women and men.

# Body Burden of $^{137}Cs$ and Radiation Dose in Finnish Lapps

Rahola, Tua and Miettinen, J.K.

Department of Radiochemistry
University of Helsinki

## Abstract

The long life fission product $^{137}Cs$, born in atmospheric nuclear tests, is largely accumulated in slowly growing lichens and is transferred to man by the food-chain lichen - reindeer - man. Since 1961, the $^{137}Cs$ burdens of Finnish Lapps have been measured every spring (also in autumn 1962 and 1969) by using a truck-installed whole-body counter.

The highest $^{137}Cs$ whole-body burdens were found in March 1965, when the highest individual value found was 3 μ Ci/man. The average for the most exposed group of male reindeer herders in March 1965 was 1.5 μ Ci per man. In March 1971 the highest individual value found was 0.9 μ Ci per man and the average for the group of male reindeer herders 0.5 μ Ci. From 1965, until 1969 there was a rapid decrease in the body burdens. The levelling of the decrease after 1969 is probably mainly effected by the Chinese nuclear tests in the atmosphere.

In 1970 and 1971 the annual radiation dose of reindeer herders from $^{137}Cs$ was estimated to be about 60 mrad/year. The integrated dose to the present generation of reindeer herders (1955-1985) from tests carried out before 1963 was estimated to be about 1 rad/30 years per man. The dose from other artificial fallout nuclides will be much smaller. However, the dose commitment to this Lapp population from the natural alpha-emitting radionuclide $^{210}Po$ is exceptionally high, of the order of 3 rem/30 years.

The contribution of the artificial radiation sources to the total dose of the present generation of the average western population and even of the Lapps will be much smaller than that of the natural sources, if no major changes in the fallout situation take place.

It is well known that, of all fission products, $^{90}Sr$ and $^{137}Cs$ are the two most dangerous long-lived contaminants of the human body and its food. In Lapland, as well as in other arctic and subarctic regions, an exceptionally efficient enrichment of these radionuclides occurs in plants and animals (especially reindeer and caribou). The strontium radionuclide, however, is not further enriched in man since it is almost completely localised in the inedible bone material of the reindeer. On the contrary, $^{137}Cs$, localised in the muscle, is effectively enriched.

The transport of a radionuclide via food occurs by means of the so-called foodchain, and the best known, though not the only, arctic foodchain trans porting $^{137}Cs$ is lichen - reindeer - man. Two other foodchains, viz. fresh water - fish man and water-sedge and horsetail - cow's milk - man, also contribute to more effective human accumulation of $^{137}Cs$ in Lapland than in southern Finland. This is due to the fact that surface water in Lapland contains very low concentrations of potassium. Approximately 70-90% of the amount of $^{137}Cs$ in the bodies of reindeer-herders originates from reindeer muscle, 5-15% from cow's milk, and 5-20% from fish (1).

The high-level enrichment of $^{137}Cs$ in man necessitates whole-body measurements of the most exposed population groups in all countries where reindeer or caribou muscle is consumed in substantial amounts. The first measurements performed by this department occurred in the autumn of 1961, in co-operation with Prof. Lidén's laboratory in Lund (2). Thereafter, this department has continued to perform such measurements regularly. Every spring since 1962, the $^{137}Cs$ content of a group of 80 100 Finnish Lapps has been determined by using a truck-installed whole body counter. In order to determine seasonal variations, whole body measurements were also performed in the autumn of 1962 and 1969. The methods employed and the results obtained in earlier years have been presented at various Nordic and international symposiums (2,3,4,5).

## Results

The results of the latest measurements, performed in the spring of 1971, are presented in Tables I, II and III. The average value of 247 nCi $^{137}Cs$/person for all Lapps is the same as in 1970. The annual decrease of 15-20% observed over the period 1965 1969 is now evidently compensated by fresh fallout (probably originating in large part from the Chinese atmospheric nuclear tests). The amount of $^{137}Cs$ in reindeer muscle also did not change from 1970 to 1971 (45 and 47 nCi/kg fresh weight, respectively). Fig. 1

presents the $^{137}Cs$ body burden in the most exposed group of male reindeer-herders during the years 1962 1971. The individual values for one male with a high and another with a low body burden are also shown. It is seen that the highest values (mean of approximately 1500 nCi) were found in 1965. In this year, however, the male subject with the high body burden indicated in the figure was not available for counting. The highest individual value was about 3000 nCi.

## Radiation doses

### Internal irradiation

The $^{137}Cs$ body burden causes an annual radiation dose to the "standard man" of about 8 mrad/nCi/kg body weight. Corrections must be made for seasonal variations (2). The radiation dose to the most exposed group of reindeer-herders was approximately 60 mrad in 1970. The integrated dose to the present generation of reindeer-herders (1955-1985) caused by the $^{137}Cs$ produced before the end of 1962, when the atmospheric tests of the superpowers were discontinued, is estimated to be 1000 mrad/30 years (Fig. 2). However, if Chinese and French hydrogen bomb testing increases, or even continues at the present level, then this prognosis will be appreciably altered. Continued testing at the present rate will increase the $^{137}Cs$ dose to 1800 mrad/30 years. For the Lapps, $^{137}Cs$ is the most significant source of internal irradiation due to artificial fallout. In addition, however, they also receive somewhat higher radiation doses from other artificial sources.

According to a recently published paper by Persson (6), the total absorbed dose which will be delivered by $^{90}Sr + ^{90}Y$ to the bone tissues of adult Lapps over the period 1950-2000 is estimated to be 50 mrad to the bone-marrow and 80 mrad to the entire endosteum (with reservation for the effect of possible future atmospheric nuclear explosions). Of minor importance are $^{55}Fe$ and $^{14}C$, which will produce internal doses of only a few mrads over this same period (7,8).

Natural sources of radioactivity also add to the total internal radiation dose. The naturally-occurring radionuclide that usually causes the highest dose is $^{40}K$. Gustafsson (9) has shown that Lapps receive, from this source, approximately 27 mrad/y in muscle tissue and 20 mrad/y in the gonads. A dose rate of 20 mrad/y corresponds to a total dose of 600 mrad/30 y.

In Lapland, the natural long-lived nuclides $^{210}Po$ and $^{210}Pb$ are also transported along the food-chain lichen - reindeer - man and thus contribute to

the higher radiation dose of the Lapps than of the southern Finns. Kauranen and Miettinen (10) estimate that the dose caused by these radionuclides is 8.5 mrad/y to the gonads of Lapps and 0.7 mrad/y to the gonads of southern Finns (assuming homogenous distribution in the tissue), but as these doses are due to alpha-radiation, their biological significance is probably about 10 times higher than that of the other nuclides, which are beta- or gamma-emitters. The gonad dose would thus be approximately 85 mrem/y.

External irradiation

External irradiation is of both natural and artificial origin. The natural background radiation dose is composed of cosmic irradiation and terrestrial irradiation. The cosmic dose rate is estimated to be about 31 mrad/y at the latitudes of Lapland. The terrestrial radiation dose rate in the Inari region, where the most exposed reindeer-herders live, was determined to be 20 mrad/y (11). Thus, the external dose rate would be about 51 mrad/y, or 1530 mrad/30 years.

Summary

Nuclear tests conducted up until the present time have caused or will cause the Lapps to receive higher radiation doses than any other population group. The most spectacular source of irradiation is the natural radionuclide $^{210}Po$ (3 rem/30 y). Second in importance is the natural external radiation (1.65 rem/30 y), while the third (for the present generation) is the fallout nuclide $^{137}Cs$ (1 rem/30 y, for fallout produced before 1963).

The arctic food-chains described here exist not only in Lapland but in all the arctic and subarctic regions of the northern hemisphere. Regions in which radioactivity measurements of arctic populations have been performed and where radiation doses of the same magnitude as those described above have been found are presented in Fig. 3. There are 4-5 million reindeer and approximately 1 million people living in these regions, and all are subjected to those elevated radioactivity dose levels. Continued survey of these populations is therefore of paramount importance.

Acknowledgement

We would like to acknowledge the financial support of the United States Atomic Energy Commission in the form of Research Contract AT (30-1)-3446.

References


1. Jokelainen, A. "Diet of the Finnish Lapps and its Caesium-137 and Potassium Contents", Acta Agralica Fennica No. 103, Helsingfors (1965) 145 s (Avhandling).

2. Miettinen, J.K., Jokelainen, A., Roine, P., Lidén, K. och Naversten, Y. $^{137}$Cs and potassium in people and diet - A study of Finnish Lapps. Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A II Chemica, No 120 (1963).

3. Miettinen, J.K. och Häsänen, E. $^{137}$Cs in Finnish Lapps and other Finns in 1962-66, in Radioecological Concentration Processes (utgiven av B. Åberg och F.P. Hungate) 221-231, Pergamon Press, Oxford (1967).

4. Rahola Tua, Hattula, Tuulikki och Miettinen, J.K. Present situation regarding accumulation of $^{137}$Cs and radiation burden in Finnish Lapps. Actes du Symposium International de Radioecologie, Cadarache (1969) 1039-1056.

5. Rahola , Tua och Miettinen, J.K. Body burden of $^{137}$Cs and the radiation dose of a population group in Finnish Lapland. (Abstract). Health Phys. 19 (1970) 135. In extenso in Radioactive foodchains in the subarctic environment, Research Contract AT(30-1)-3446, US AEC, Technical Progress Report for the Period Aug. 15, 1969 - Aug. 14, 1970, Dept. of Radiochemistry, University of Helsinki, Finland.

6. Persson, B. $^{90}$Sr in Northern Sweden: Relationships and annual variations from 1961 to 1969 in lichen, reindeer and man. Health Phys. 20 (1971) 431-435.

7. Jaakkola, T. Analysis of Iron-55 produced by Nuclear Tests and its Enrichment in Finnish Lapps. Ann. Acad. Scien. Fennicae, Series A, II Chemica, No. 150, Helsingfors (1969) 64 s (Avhandling).

8. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: 1966 General Assembly Official Records, 21st Session supplement No. 14 (A/6314) 153 s., New York.

9. Gustafsson, M. External and Internal Irradiation of Swedish Reindeer Breeders 1950-1970. Health Phys. 17 (1969) 19-34.

10. Kauranen, P. och Miettinen, J.K. $^{210}$Po and $^{210}$Pb in the Arctic Food Chain and the Natural Radiation Exposure of Lapps. Health Phys. 16 (1969) 287-295.

11. Jaakkola, T. och Kauranen, P. Environmental γ-radiation dose rate in Finnish Lapland and southern Finland. (Abstract). Health Phys. 19 (1970) 136. In extenso in Radioactive foodchains in the subarctic environment, Research Contract AT(30-1)-3446, US AEC, Technical Progress Report for the Period Aug. 15, 1969 - Aug. 14, 1970, Dept. of Radiochemistry, University of Helsinki, Finland.

Table 1. Body burden of Cs-137 in Finnish Mountain Lapps in March, 1971.
(The same individuals measured both years)

| GROUP | Subjects | Age | 1971 Cs - 137 nCi | nCi/kg | nCi/g K | K g | g/kg | 1970 Cs-137 nCi | nCi 3/71 as percentage of nCi 3/70 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| INARI | | | | | | | | | |
| Men | | | | | | | | | |
| Reindeer breeders | 7 | 45 | 552 | 8.12 | 4.1 | 138 | 2.0 | 528 | 105 |
| Reindeer breeding fishers | 8 | 48 | 341 | 4.83 | 2.5 | 135 | 1.9 | 359 | 95 |
| Lapps of other occupation | 2 | 47 | 146 | 2.33 | 1.1 | 149 | 2.4 | 149 | 98 |
| Women | | | | | | | | | |
| Reindeer breeders | 3 | 50 | 299 | 4.63 | 3.3 | 91 | 1.4 | 267 | 112 |
| Reindeer breeding fishers | 5 | 48 | 202 | 3.10 | 2.4 | 83 | 1.3 | 214 | 94 |
| Lapps of other occupation | 2 | 49 | 170 | 2.61 | 1.9 | 89 | 1.4 | 185 | 92 |
| UTSJOKI | | | | | | | | | |
| Men | | | | | | | | | |
| Reindeer breeders | 6 | 42 | 287 | 4.46 | 1.9 | 154 | 2.4 | 290 | 99 |
| Reindeer breeding fishers | 3 | 50 | 239 | 3.30 | 1.8 | 133 | 1.8 | 214 | 112 |
| Lapps of other occupations | 7 | 38 | 125 | 1.76 | 1.0 | 128 | 2.0 | 145 | 86 |
| Women | | | | | | | | | |
| Lapps of other occupation | 10 | 49 | 117 | 2.02 | 2.8 | 101 | 1.7 | 112 | 104 |
| SKOLTS from Nellimö | | | | | | | | | |
| Men | | | | | | | | | |
| Lapps of other occupation | 2 | 38 | 117 | 1.81 | 0.7 | 164 | 2.6 | 117 | 100 |
| Women | | | | | | | | | |
| Lapps of other occupation | 2 | 39 | 105 | 2.13 | 1.1 | 95 | 2.0 | 120 | 88 |
| All men | 35 | 44 | 298 | 4.36 | 2.2 | 140 | 2.1 | 300 | 99 |
| All women | 22 | 48 | 165 | 2.68 | 2.5 | 94 | 1.6 | 164 | 101 |
| All Lapps | 57 | 46 | 247 | 3.71 | 2.3 | 122 | 1.9 | 247 | 100 |

Table 2. $^{137}$Cs body burdens of a group of young Lapps (14-25 years) which were measured in 1962 as school children (6-14 years).
(Some but not all individuals are represented in both years).

| GROUP | Number of subjects | Average age years | 1971 Cs - 137 nCi | nCi/kg | nCi/g K | K g | g/kg | Number of subjects | Average age years | 1962 Cs - 137 nCi | nCi/kg | nCi/g K |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| INARI | | | | | | | | | | | | |
| Young men | 5 | 23 | 321 | 4.61 | 2.0 | 161 | 2.4 | 11 | 12 | 83 | 2.43 | 0.86 |
| Young women | 7 | 19 | 102 | 2.09 | 0.9 | 105 | 2.2 | 9 | 11 | 63 | 2.28 | 0.76 |
| UTSJOKI | | | | | | | | | | | | |
| Young men | 2 | 23 | 115 | 1.64 | 0.8 | 141 | 2.2 | 5 | 13 | 32 | 0.85 | 0.35 |
| Young women | 8 | 22 | 75 | 1.44 | 0.7 | 102 | 1.9 | 12 | 10 | 24 | 0.84 | 0.34 |
| All young men | 7 | 23 | 262 | 3.77 | 1.7 | 155 | 2.3 | 16 | 12 | 66 | 1.90 | 0.69 |
| All young women | 15 | 20 | 88 | 1.75 | 0.8 | 104 | 2.0 | 21 | 10 | 41 | 1.46 | 0.52 |
| All young | 21 | 22 | 150 | 2.50 | 1.2 | 126 | 2.2 | 37 | 11 | 52 | 1.66 | 0.60 |

Table 3. $^{137}Cs$ body burdens of Skolts at Sevettijärvi, according to age and sex (some but not all individuals are represented in both years).

| GROUP | Number of subjects | Average age years | 1971 Cs - 137 nCi | nCi/kg | nCi/g K | K g | g/kg | Number of subjects | Average age years | 1966 Cs - 137 nCi | nCi/kg | nCi/g K |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Skolts from Sevettijärvi | | | | | | | | | | | | |
| Men | 5 | 27 | 361 | 5.67 | 2.5 | 146 | 2.3 | 8 | 24 | 1079 | 18.4 | 7.8 |
| | 3 | 43 | 355 | 5.19 | 3.2 | 110 | 1.7 | 8 | 35 | 1092 | 18.1 | 8.3 |
| | 1 | 56 | 267 | 4.45 | 2.0 | 137 | 2.3 | 5 | 55 | 837 | 14.1 | 7.4 |
| | 4 | 67 | 242 | 4.92 | 2.5 | 97 | 1.9 | 3 | 66 | 416 | 9.3 | 5.2 |
| Women | | | | | | | | | | | | |
| | 4 | 36 | 149 | 2.62 | 1.3 | 82 | 1.9 | 7 | 35 | 454 | 8.5 | 5.5 |
| | 8 | 45 | 286 | 4.60 | 3.7 | 85 | 1.3 | 7 | 43 | 670 | 11.8 | 7.2 |
| | 8 | 56 | 249 | 4.29 | 3.1 | 84 | 1.4 | 8 | 54 | 603 | 11.9 | 7.0 |
| | 4 | 67 | 239 | 5.17 | 3.7 | 65 | 1.6 | 4 | 72 | 461 | 11.8 | 6.7 |
| All men | 13 | 46 | 316 | 5.23 | 2.6 | 122 | 2.0 | 24 | 39 | 965 | 16.1 | 7.7 |
| All women | 24 | 51 | 243 | 4.38 | 3.1 | 81 | 1.5 | 28 | 47 | 542 | 10.4 | 6.4 |
| All Skolts from Sevettijärvi | 37 | 49 | 268 | 4.68 | 2.9 | 95 | 1.5 | 52 | 43 | 718 | 13.5 | 7.0 |

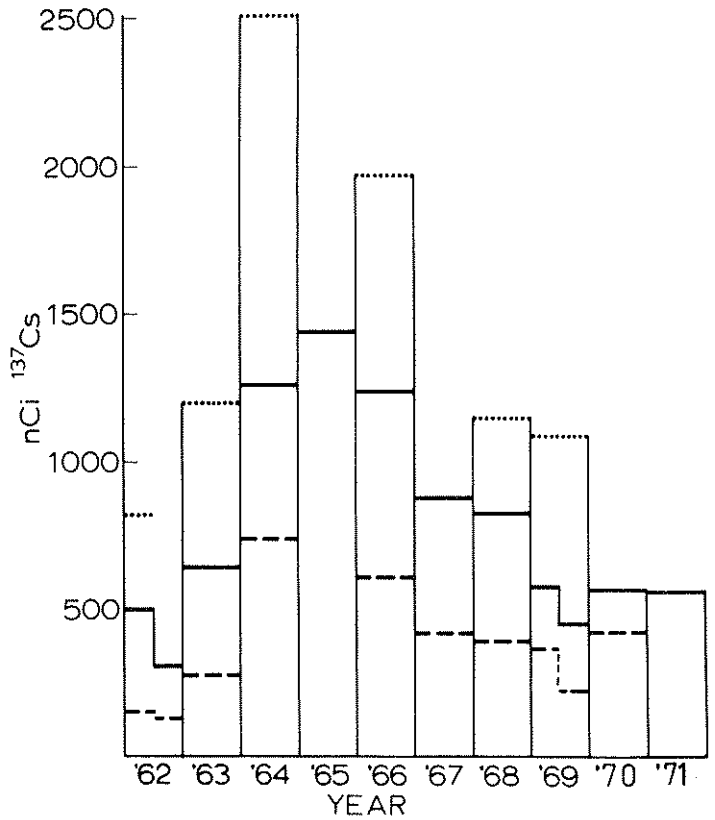



Fig. 1. $^{137}$Cs body burden (nCi) in male reindeer-herders from the Inari region, 1962-1971. Mean values —— ; values of one man with a high burden ··· ; values of one man with a low body burden --- (In 1962 and 1969, both spring and autumn values are marked).

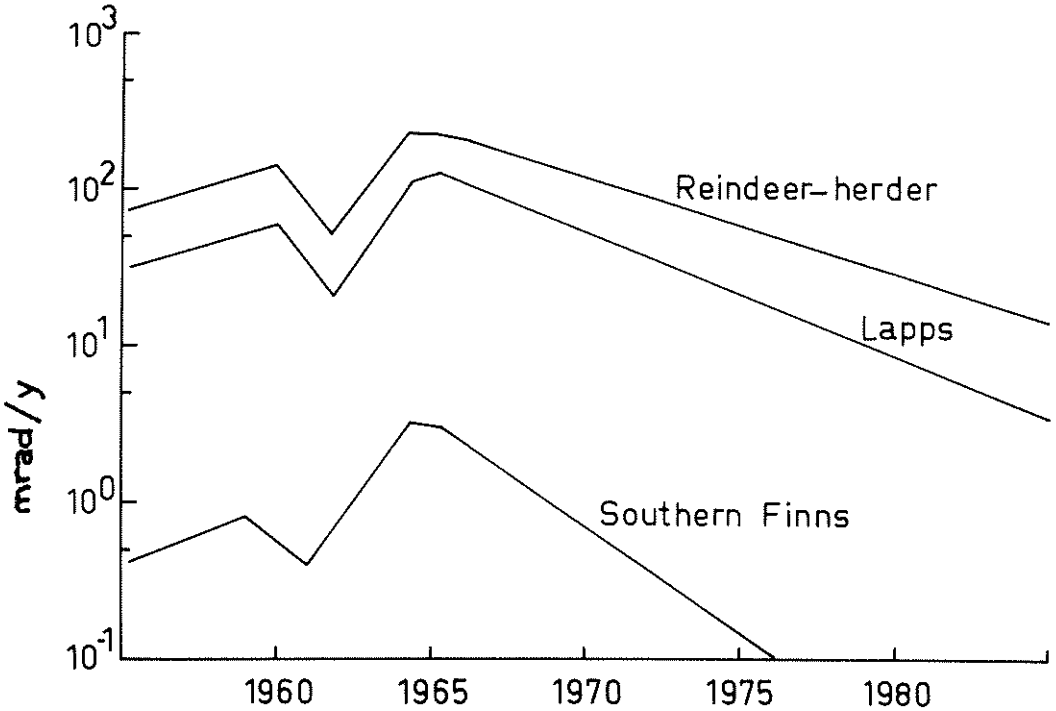



Fig. 2. Radiation dose from whole-body $^{137}$Cs to southern Finns, to reindeer-herding Lapps and to a male reindeer-herder with a high $^{137}$Cs body burden; 1955-1985. (Fission products formed after 1962 not included).

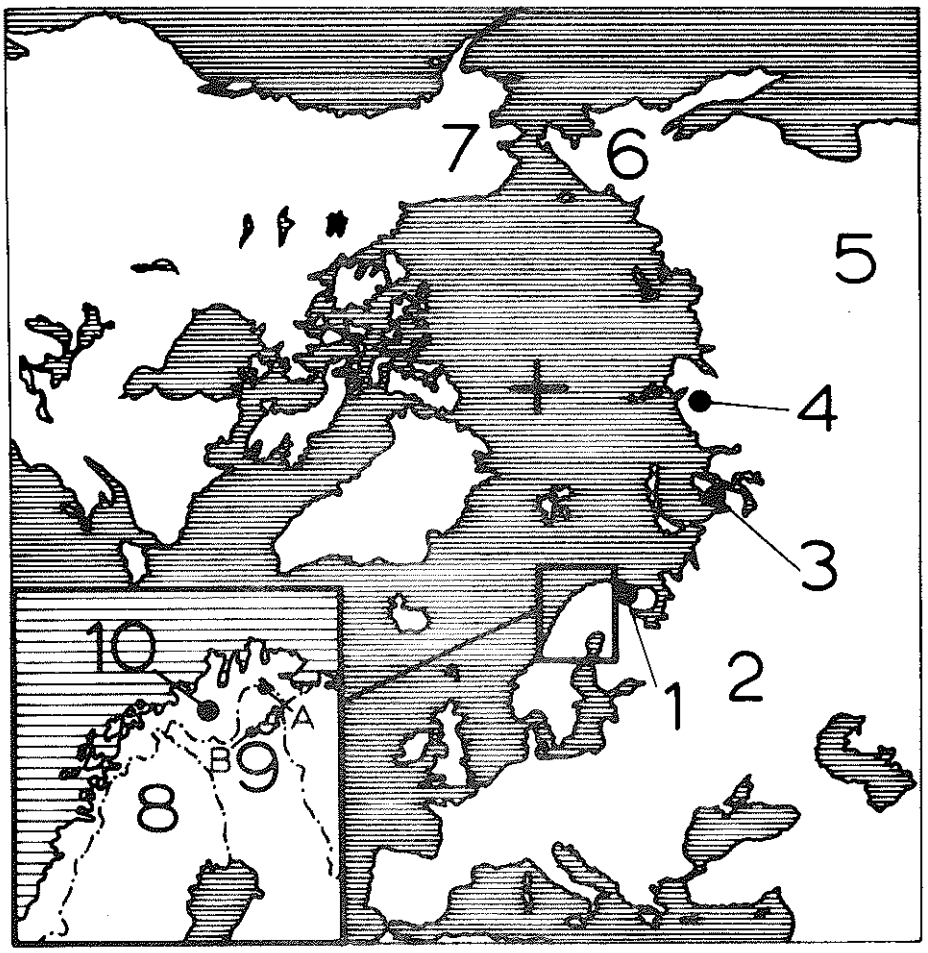



Fig. 3. Regions in which the food-chain lichen - reindeer or caribou - man has been investigated by radioactivity measurement of indigenous population.

| | |
|---|---|
| 1 = Murmansk | 7 = Alaska |
| 2 = Nenetz | 8 = Sweden |
| 3 = Jamalo-Nenetz | 9A = Utsjoki, Finland |
| 4 = Taimir | 9B = Inari, Finland |
| 5 = Jakutskij | 10 = Norway |
| 6 = Chukotskij | |

# Strålingsvirkninger på Musehanners Parringsmønster

Per Oftedal
Institutt for generell genetikk, Universitetet i Oslo, Norge.

## Abstract

RADIATION EFFECT ON THE MATING PATTERN OF MALE MICE. Irradiated male mice were mated to three females per five day week, and pre-implantation death rate, post-implantation death rate, and number of live embryos per male per week were determined. Radiation effects can be expressed in two ways in this material: as the frequency of missing or dead embryos, or as the number of live offspring. Expressing the data relative to the pertinent control value facilitates comparisons. The present discussion relates to the situation 9 weeks or more after exposures.

These relative values may be converted to the probability for an egg to become fertilized and to implant (p pre), the probability for an embryo to survive till the time of dissection (p post), and the probability of producing a normal number of young (p live). These probabilities should relate as:

$$\frac{\text{p pre x p post}}{\text{p live}} = 1.0, \text{ or at least constant,}$$

but this is found not to be the case. However, an additional factor may be considered, namely the number of females impregnated by the male. Relative to the control frequency, this may be called p preg. One may then write:

$$\frac{\text{p preg x p pre x p post}}{\text{p live}} = 1.0$$

In a number of experimental situations this expression holds, in spite of considerable variation in dominant lethal frequency. Radiation effect on the libido of the male thus appears to play a significant part in determining the total effect on reproduction, long after the acute radiation effects have disappeared.

# THE PRACTICAL VALUE OF CHROMOSOME ANALYSIS IN RADIATION PATHOLOGY

Jakob Visfeldt

The Institute of Pathology
Frederiksberg Hospital, Denmark

## Abstract

Despite the fact that less than 15 years have elapsed since research into radiation-induced chromosome aberrations began, chromosome analyses to-day play an important role in clinical radiation pathology.

The analyses are of practical value mainly within the following fields:

1. Biological dosimetry. Chromosome analyses are indicated in cases of:

   a) Acute whole-body irradiation. Nuclear disasters (atom bomb explosions and experiments, reactor accidents, etc.). Chromosome analyses of peripheral blood for calculation of average whole-body dose.

   b) Acute non-uniform or partial-body irradiation. Chromosome analyses of peripheral blood for calculation of equivalent whole-body dose.

   c) Suspected exposure to irradiation to an unknown extent. Generally in order to eliminate the suspicion. Analyses of peripheral blood.

   d) Chronic external irradiation. Mostly of workers in atomic power plants and personnel in radiotherapeutic departments. Analyses of peripheral blood in order to gain sufficient experience in the correlation between the chronic exposition and the incidence of chromosome aberrations.

2. Chronic internal irradiation. First and foremost patients with isotopes, particularly $^{32}P$-treated patients with primary polycythaemia. Registration of the incidence of chromosome aberrations in peripheral blood, and examination of bone marrow for clones with abnormal chromosome patterns, possibly with an increased tendency to malignancy.

3. *In vitro* systems. Mainly of importance for basic experimental studies.

From comprehensive studies on radiation-induced chromosome aberrations in a great many plant and animal systems, it has long been known that a close relationship exists between radiation dose and frequency of aberrations under well-defined experimental conditions.

In 1956, Tijo & Levan (13) succeeded in establishing the human karyotype. This was a result of the development during the early 1950'es within tissue cultivation and technique of preparation.

This was a challenge to the radiation pathologists, and as early as in 1957, Bender (1) published the first studies on radiation-induced chromosome aberrations in cultivated human cells. He found that by irradiation of human cells it was possible to produce the various types of chromosome aberrations which could be expected on the basis of theoretical considerations.

The next very important question to be solved was to ascertain whether a quantitative relationship could be demonstrated between radiation dose and frequency of aberrations. In this connection serious problems arose: although the individual laboratories could demonstrate the presence of such relationship from in vitro experiments under well-defined experimental conditions, the results obtained by the laboratories showed poor agreement. Recently these facts have been made the subject of very exhaustive studies, and over the years a number of factors have been disclosed which might well cause the variation in results obtained in the different laboratories as regards the dose-effect relationship. A detailed survey of the factors known to-day would be extremely comprehensive, but the most important of such factors

are: culture conditions (type of culture, media, time in culture, etc.), radiation exposure (radiation quality, dose rate, temperature during irradiation, etc.), the origin of the tissue (genotypic and phenotypic variations), technique of analysis and registration procedure.

Most of the experiments in vitro were made with cultures from peripheral blood, applying various modifications of the technique described by Moorhead & al. (12).

Currently, the time in culture is always 48 hours and during the scoring the so-called dicentric and ring chromosomes are recorded first and foremost. As regards these types of aberration, the dose-effect relation has been established, most often by applying the equation $y = k D^n$, where y is the number of aberrations per cell, D is the radiation dose and k and n calculated constants. The value of n has been the primary subject of discussion, both for theoretical and practical reasons; most research workers have found values of n ranging from 1.5 to 2.0 (9).

Establishment of the dose-effect relationship in vivo is a prerequisite for applying chromosome analyses in biological dosimetry. Consequently, great efforts have been made in order to determine whether the experimental data obtained from in vitro experiments could be applied after irradiation in vivo - and in this connection exposed individuals are of primary concern. This problem can be approached in two different ways: a) by animal experiments, the dose-effect relationship could be compared after experiments in vivo and in vitro, and b) following acute accidental whole-body irradiation of individuals, with known radiation doses, the results could be correlated to

results obtained on the basis of experiments in vitro with human cells.

Both approaches have been made. The animal experiments show good correlation between in vivo and in vitro data. Naturally, the most important studies are made in individuals who have received accidentally a known radiation dose but, fortunately, very few radiation accidents have occurred, and only on rare occasions has the actual radiation dose been known. The limited data available from the exposed individuals present reasonable agreement with experimental observations.

To-day, most radiation pathologists consider the correlation to be so well established that data obtained from in vitro experiments are accepted for human biological radiation dosimetry - taking into consideration the appreciable inaccuracies which burden the systems and the correlations.

In a number of laboratories chromosome analysis in human beings is now a routine radiation-pathological method of examination. In various situations such examinations may be indicated, but the examination is time-consuming and, therefore, the information which can be expected from chromosome analyses in the individual cases, and the practical value of such examinations, will be briefly described.

Acute whole-body irradiation

In a number of cases it has been possible to make chromosome analyses after various nuclear disasters, such as atom bomb explosions and atom bomb tests, reactor accidents, accidental intake of isotopes, etc. A few of these cases will be mentioned briefly.

Bender & Gooch (2) made chromosome analyses on peripheral

blood in eight males who had received whole-body irradiation with gamma rays and neutrons. The doses calculated ranged from 22.8 to 365 rad, the neutron dose being 26%. Chromosome analyses were repeated several times in the same individuals.

These authors also published results of chromosome studies from another radiation accident (3), at which three males received 13, 22.5 and 47 rad from gamma rays and neutrons, and where the neutron dose was 25-50% of the total dose.

Extensive chromosome analyses of survivors of the atom bomb explosions in Hiroshima and Nagasaki have been made (5) and also of the fishermen who were exposed to radioactive fallout from the atom bomb test at Bikini (11).

Irradiation following accidental inhalation or intake of radioactive isotopes has also given rise to chromosome analyses.

Some of the studies made in individuals who by accident had received whole-body radiation, took place long time after the exposure. Consequently, the frequency of chromosome aberrations was so low that it was difficult to use it for dose-effect calculations.

Accidental whole-body irradiation is, however, one of the most important fields in which chromosome analyses can be applied for biological dosimetry, and during recent years it has proved of value on various occasions (e.g., 8).

Some of the most important limitations for the practical use of the method should be mentioned. The ratio between the gamma and neutron irradiation received must be known, based on physical measurements, since the frequency of aberrations varies with different radiation qualities. Furthermore, the lower practical limit to this method of dosimetry is of the order of

magnitude of 50 rad, because the analytical procedure necessary for obtaining a reasonable statistical accuracy with doses below this range will entail an enormous amount of work, unless and until automatic analytical methods become available (8).

Acute non-uniform or partial-body irradiation

The studies carried out by Biola & Le Go (4) in a person who had been exposed to heavy heterogeneous gamma and neutron irradiation at an accident in Belgium is an example. On the basis of physical calculations it was estimated that this individual had received an average dose of 500 rad. Chromosome analyses on peripheral blood were made, and parallel experiments *in vitro* were run on peripheral blood from a healthy donor, after exposing the blood to $^{60}Co$ gamma irradiation in doses ranging from 400 to 600 rad. The frequency of aberrations in the patient's blood corresponded to the frequency of aberrations in the *in vitro* experiments with 450 rad and, consequently, the physically calculated radiation dose was in close agreement with that determined by chromosomal biological dosimetry.

This study presents a good illustration of determination of equivalent whole-body dose in acute, non-uniform irradiation, but both in this type of exposure and in partial-body exposure, it applies that determination of the equivalent whole-body dose is an insufficient guideline for medico-therapeutical measures to be taken in such cases.

Suspected radiation exposure of unknown range

From practical experience it is known that the majority of blood samples referred for chromosome analysis to laboratories with facilities for undertaking examinations for radiation-induced chromosome aberrations, will come from persons who are suspected

of having been exposed to radiation of unknown range. Most often such persons will be employed in institutions having radiation risk, where the routine check-up of film badges has failed, either because such badges have been forgotten or have been over-exposed. Also cases where intake of radioactive isotopes is suspected, may be referred. Two such individuals were examined in Copenhagen (14). In such cases where the dose cannot be established by other measures, it may be determined by biological dosimetry - most often with a negative outcome, comforting the person involved who will usually expect the worst.

Chronic external irradiation

Chromosome analysis following chronic exposure to radiation has inter alia been carried out in people working at atomic power plants (7) and in the staff in radiotherapeutic departments (15). In these cases, the known cumulative doses can be as high as 100 rad and a clearly increased incidence of typical radiation-induced chromosome aberrations has been demonstrated. However, the data obtained are still too limited to establish a relationship between frequency of aberrations and the dose received, and further extensive studies are required in order to obtain a more reliable basis of experience. A number of factors will complicate the establishment of dose-effect relationship in cases of chronic radiation exposure, e.g., that the persons involved are not exposed continuously. The possibility of using the analytical results as guidelines for permissible radiation doses in chronic radiation exposure has been taken into consideration, but so far, this does not appear justifiable.

Chronic internal irradiation

It has been mentioned already that the administration of radioactive isotopes may induce chromosome aberrations in peripheral blood. This was demonstrated first for $^{131}I$ (6) and has been found later for a number of isotopes. In thorotrast(R) patients, attempts were made to correlate the amount of thorotrast to the frequency of aberrations (10). Various parameters influence these calculations, and the correlation demonstrated must be viewed with reservation.

Radiophosphorus has been widely used during the last 20 years in the treatment of patients suffering from primary polycythaemia. No positive correlation has been found between the level of chromosome aberrations in peripheral blood and the amount of $^{32}P$ administered (16). Large clones with abnormal chromosomal patterns have been found in the bone marrow from these patients. The majority of the clones are presumed to originate primarily from cells with radiation-induced chromosome aberrations. It is well-known that treatment with radiophosphorus ultimately results in about 20% of the patients dying under the picture of acute and subacute leukaemia. The hypothesis has been advanced that the clones in the bone marrow from these radiation-treated patients represent cell populations with an increased tendency to malignant transformation (17). The conditions are far from being clarified, and further studies are required, but chromosome studies of the bone marrow now appear to be indicated during $^{32}P$-treatment.

In vitro systems

As will appear from the above, a great deal of cytogenetic research with radiation pathological aspects is based on experi-

ments in vitro. It has been proved that many results obtained in in vitro systems can be transferred to in vivo conditions. It will still be required to carry out experiments in vitro, but it will be necessary to use in vivo systems to an increasing extent. Likewise, probably bone marrow and other types of tissue will be increasingly preferred to peripheral blood, because in such cases it is possible to carry out chromosome analysis by a direct method, i.e., without previous culture, whereby a great many interpretation problems are avoided.

## References


1. Bender, M.A.: Science 1957:126:974-975.

2. Bender, M.A. & Gooch, P.C.: Radiat. Res. 1961:14:451.

3. Bender, M.A. & Gooch, P.C.: Radiat. Res. 1966:29:568-582.

4. Biola, M.T. & Le Go, R.: Utilisation des analyses chromosomiques en tant que dosimetrie biologique; i: Snyder, W.S., Abee, H.H., Burton, L.K., Maushart, R., Benco, A., Duhamel, F. & Wheatley, B.M. (eds.): Proc. 1st int. Congr. Radiat. Protection. Pergamon Press, London 1968, vol. 1: p. 33-45.

5. Bloom, A.B., Nerishii, S., Kamada, N. & Iseki, T.: Leukocyte chromosome studies of adult and in uteroexposed survivors of Hiroshima and Nagasaki; i: Evans, H.J., Court Brown, W.M. & McLean, A.S. (eds.): Human radiation cytogenetics. North-Holland publishing Company, Amsterdam 1967, p. 136-143.

6. Boyd, E., Buchanan, W.W. & Lennox, B.: Lancet 1961:I:977-978.

7. Court Brown, W.M., Buckton, K.E. & McLean, A.S.: Lancet 1965: I:1239-1241.

8. Dolphin, G.W. & Purrott, R.J.: The use of radiation induced chromosome aberrations in human lymphocytes as a dosemeter; i: IAEA: Symposium on new developments in physical and biological radiation detectors. Wien 197o: p. 1-1o.

9. Edgren, J.: Finska Läk.-Sällsk. Handl. 1968:112:11o-12o.

1o. Fischer, P., Golob, E., Kunze-Muehl, E. & Muellner, T.: Chromosome aberrations in persons with thorium dioxide burdens: i:Evans, H.J., Court Brown, W.M. & McLean, A.S. (eds.): Human radiation cytogenetics. North-Holland publishing Company, Amsterdam 1967, p. 194-2o2.

11. Ishihara, T. & Kumatori, T.: Chromosome studies on Japanese exposed to radiation resulting from nuclear bomb explosion; i: Evans, H.J., Court Brown, W.M. & McLean, A.S. (eds.): Human radiation cytogenetics. North-Holland publishing Company, Amsterdam 1967, p. 144-166.

12. Moorhead, P.S., Nowell, P.C., Mellman, W.J., Battips, D.M. & Hungerford, D.A.: Exp. Cell Res. 196o:2o:613:616.

13. Tjio, J.H. & Levan, A.: Hereditas (Lund) 1956:42:1-6.

14. Visfeldt, J.: Ikke offentliggjorte resultater.

15. Visfeldt, J.: Chromosome aberrations in occupationally exposed personnel in a radiotherapy department, i:Evans, H.J., Court Brown, W.M. & McLean, A.S. (eds.): Human radiation cytogenetics. North-Holland publishing Company, Amsterdam 1967, p. 167-173.

16. Visfeldt, J.: Acta path. microbiol. scand. 1971:79 A: 233-242.

17. Visfeldt, J., Franzén, S. & Tribukait, B.: Acta radiol. Ther. Phys. Biol. 1971:1o:86-114.

# Bruk av Arbeidsstudier i Strålevernsarbeidet

Torgeir Vågslid

Institutt for Atomenergi, Kjeller, Norge

## Abstract

THE APPLICATION OF WORK STUDIES IN HEALTH PHYSICS WORK. The Health Physics Dept. at Institutt for Atomenergi, Kjeller, has made use of work study techniques to find the most rational procedures as a means of reducing the doses received by the production personnel at the Isotope Laboratory. Almost all isotope production processes are composed of a series of operations, varying in duration from seconds to hours, in which the dose rates are normally a few mr. per hour. In the majority of cases it is therefore difficult to analyse the relationship between the dose received and the individual operations without systematic investigations. The methods by which a combination of work study techniques and dose rate measurements permitted registration and evaluation of the various factors and allowed the setting up of priorities for improvements are described. These resulted in a considerable reduction in the doses received by the personnel at the Isotope Laboratory and a better knowledge of the factors of major importance in health physics work at such plants.

# I N N H O L D

1. Innledning

2. Arbeidsstudier

   2.1 Metodestudiet

   2.2 Tidsstudiet

3. Eksempel på bruk av arbeidsstudieteknikk i strålevernsarbeidet ved Isotoplaboratoriene, Kjeller

   3.1 Beskrivelse av undersøkelsene

4. Resultat og konklusjon

5. Avslutning

## TABELLER

Tabell 1: Gjennomsnittlig strålingsnivå over 4 uker

" 2: Arbeidsstudieskjema nr. 1

" 3: Arbeidsstudieskjema nr. 2

" 4: Dosefordeling for personell ved Isotopavdelingen

## FIGURER

Figur 1 : Mottatte stråledoser for lab.personell

" 2 : Måling med dosimeterfilm under arbeidsstudiet

" 3 : Produksjonsstigning og stråledoser

## 1. INNLEDNING

I årene 1965 - 1968 steg de mottatte stråledoser til produksjonspersonellet ved Isotoplaboratoriet. Dette hang sammen med produksjonsstigning, en betydelig høyere grad av bearbeiding av de enkelte isotopforsendelser. F.eks. økte fremstillingen av merkede forbindelser med over 300% i denne perioden. Dessuten tok en samtidig i bruk den nye reaktoren JEEP II i bestrålingstjenesten. Alle disse forhold førte til et høynet aktivitetsnivå i Isotoplaboratoriene.

Strålevernsavdelingen søkte å redusere dosebelastningene på vanlig måte. En anbefalte en del ekstra skjermingsarbeider, skjerpet overvåking, innskjerping av arbeidsreglementet o.s.v. Disse tiltak dempet nok stigning i de mottatte stråledoser noe, men tiltakene var ikke tilstrekkelige.

Det synes som om et produksjonsopplegg har et metningspunkt. Holder en virksomheten under dette punktet, er det samsvar mellom produksjonsstigning og stigningen i mottatte stråledoser. Kommer en derimot over "metningspunktet", virker det som om de mottatte stråledoser stiger raskere enn produksjonsveksten skulle tilsi. Samtaler jeg har hatt med strålevernspersonell ved isotoplaboratorier ved flere europeiske anlegg, bekrefter at en også der har hatt samme erfaringer.

Den umiddelbare årsak til Strålevernsavdelingens aksjon var resultatene fra dosemålingene i 1968. Isotopavdelingen kom da i en meget vanskelig situasjon, idet de mottatte stråledoser for flere av nøkkelpersonellet innen produksjonsgruppen nærmet seg 5 rem ved årsskiftet 1968/69, og 2 personer overskred denne grensen.

Av fig. 1 går det fram at de mottatte stråledoser for 5 av personene i produksjonsgruppen i gjennomsnitt steg fra ca. 1,5 rem i 1965 til ca. 4,5 rem i 1968.

For å snu denne uheldige utvikling, besluttet Strålevernsavdelingen i samarbeid med Isotopavdelingen å foreta en systematisk undersøkelse av arbeidsforholdene i produksjonslaboratoriene. En valgte da å gjennomføre en enkel form for arbeidsstudie for om mulig ved hjelp av denne teknikk å komme fram til de mest rasjonelle tiltak for å redusere strålebelastningen.

## 2. ARBEIDSSTUDIER

Arbeidsstudier er systematiske undersøkelser av menneskelig arbeid, for ut fra tekniske, økonomiske, fysiologiske, psykologiske og beslektede hensyn å fastlegge den beste metode og tidsforbruk for utførelse av et arbeid.

Det fremgår av denne definisjon at ved å ta i bruk arbeidsstudier, søker en for det første å oppnå rasjonelle arbeidsmetoder, og for det andre å bestemme mest mulig korrekte tidsforbruk under hensyntagen til en rekke forhold. Det er i definisjonen nevnt tekniske, økonomiske, fysiologiske, psykologiske hensyn. Innen vårt felt kommer imidlertid hensynet til radioaktiv stråling også med.

Under utførelsen av praktiske arbeidsstudier betyr dette at en som regel vil klarlegge flere alternative metoder som er tilfredsstillende teknisk sett. Disse alternativer må så vurderes ut fra de øvrige hensyn som er nevnt. Den beste metoden representeres da av det alternativ som er gunstigst, sett ut fra en helhetsvurdering.

Jeg vil her bare behandle kort to begreper innen arbeidsstudiet, metodestudier og tidsstudier.

### 2.1 Metodestudiet

Metodestudier er en fellesbetegnelse på de studier som utføres for fastleggelse av den beste metode sett ut fra de tidligere nevnte hensyn.

Videre er det en fremgangsmåte for systematisk analyse av arbeidsmetoder hvor en tar hensyn til råvaren, produktutformingen, verktøy, arbeidsplass o.s.v.

Godhetskriteriet er svært ofte de rent økonomiske forhold, men lettere arbeid, tidsbesparelse, sikkerhet, materialbesparelse kan ofte bli utslagsgivende ved valg av arbeidsmetode.

Metodestudiet er bygget på to fundamentale antagelser:

1) Det er vanligvis svært mange måter å utføre et arbeid på, men ut fra de opplysninger som er tilgjengelige på et bestemt tidspunkt, er normalt en metode bedre enn de andre, altså en beste metode.

2) Systematisk problemløsning er mer egnet til å utvikle bedre arbeids-

metoder enn tilfeldig genialitet.

Metodestudiet innebærer at en bruker en logisk fremgangsmåte i syv trinn for å fastlegge en foretrukket måte for å utføre et eksisterende eller nytt arbeid på. Den generelle fremgangsmåten ved systematisk problemløsning er vanligvis den samme enten arbeidet er i industri, i landbruk, i et hospital, i en servicestasjon etc. Det er bare detaljene ved utførelsen av de forskjellige trinn som forandrer seg etter det enkelte problems behov. Hovedparten av kunnskapene innen fagområdet arbeidsstudier består i kjennskap til fremgangsmåte eller metodikk for hvert av de syv trinn i den systematiske problemløsning, og disse kan grupperes på følgende måte:

1) Systematiske metoder til å velge et mål som har kjente karakteristiske egenskaper

2) Metoder for å dele opp arbeidet i passende enheter som har kjente karakteristiske egenskaper

3) Sjekklister over ønskede eller uønskede egenskaper som kan benyttes på disse oppdelinger

4) Hjelpemidler og metoder til å beskrive den nye metode før den blir utført

5) Hjelpemidler og metoder til å sjekke brukbarheten av den nye metode før den blir utført

6) Metoder og hjelpemidler til å observere den første anvendelse av en metode og vurdering av slike observasjoner

7a) Metoder for å nedtegne en arbeidsmetode slik at det gir et grunnlag for å trene opp operatører til å benytte den foreslåtte arbeidsmetode

7b) Metoder og hjelpemidler til å bestemme tiden som er nødvendig til å utføre arbeidet, og metoder til å kontrollere standarder, både med hensyn til metode og tidsforbruk

Som før nevnt rommer metodestudiet en rekke spesielle teknikker og registreringshjelpemidler som spenner fra de groveste til de mest detaljerte. Ytterpunktene dannes av prosess-studier og mikroelementstudier. Ved prosess-studiet skaffer en seg en oversikt over tilvirkning av et produkt, idet en følger det fra det foreligger som råmateriale og fram til ferdig-

produkt. Ved mikroelementstudiet nytter en f.eks. filmopptak som registreringshjelpemiddel for å få med alle detaljer. Mellom disse to yttergrensene er det utviklet en rekke metodestudier av forskjellig detaljeringsgrad.

### 2.2 Tidsstudier

Med tidsstudie menes som regel de teknikker som er utviklet for gjennom systematisk observasjon av et arbeid å bestemme standardtid for arbeidets utførelse. En bruker stoppeklokke, automatisk tidtagning eller frekvensstudie. Det skille som vanligvis finnes i litteraturen mellom metodestudie og tidsstudie er på mange måter kunstig. I praksis vil en kunne nytte en vanlig tidsstudie for å klarlegge metodesituasjoner. Ved hjelp av tidsstudie vil en kunne klarlegge hvorledes en operatørs arbeidstid fordeler seg på forskjellige gjøremål. Med utgangspunkt i et slikt materiale, kan det så gjennomføres rasjonaliseringstiltak som har et klart metodemessig innhold.

Hensikten med bruk av arbeidsstudier i industri og næringsliv er i første rekke å skape en økonomisk og rasjonell produksjon. Dette er selvsagt ingen primære mål for en strålevernsavdeling, men det er noen av de registreringsteknikker og den metodikk en finner i visse deler av arbeidsstudiet som er meget tjenlige i strålevernsarbeidet. Spesielt gjelder dette fagområdene metodestudiet og tidsstudiet. Med små modifikasjoner kan en rekke av de hjelpemidler en der rår over benyttes for strålevernsformål.

## 3. EKSEMPEL PÅ BRUK AV ARBEIDSSTUDIETEKNIKK I STRÅLEVERNSARBEIDET VED ISOTOPLABORATORIENE, KJELLER

Som tidligere nevnt, ville en benytte arbeidsstudieteknikk for å finne de mest rasjonelle tiltak for å redusere strålebelastningen til produksjonspersonellet ved Isotoplaboratoriet. Hovedbegrunnelsen for dette var at det ved vårt Isotoplaboratorium nesten ikke fantes åpenbare mangler, f.eks. kraftige strålefelter eller områder med høye strålingsnivåer hvor folk oppholdt seg. Problemet lå derimot i å registrere de lave strålingsnivåers betydning under de forskjellige arbeidsoperasjonene. Hver enkelt produksjonsprosess er sammensatt av en rekke operasjoner, som i arbeidstid varierer fra noen sekunder til timer, og hvor dosehastighetene vanligvis er noen få mr pr. time.

Ifølge det som er skrevet i avsnittet om arbeidsstudier, vil en i praksis kunne nytte et vanlig tidsstudie for å klarlegge metodesituasjonen. Ved hjelp av tidsstudiet kan en bestemme hvorledes en operatørs arbeidstid fordeler seg på forskjellige gjøremål. Kombinert med tidsstudiet ble det gjennomført dosehastighetsmålinger med håndmonitorer og med film.

## 3.1 Beskrivelse av undersøkelsene

For å få et bilde av det generelle strålingsnivå på de mest vanlige arbeidsplassene, valgte en ut ca. 20 posisjoner hvor dosimeterfilmer ble plassert (fig. nr. 2). Filmene hang ute i tidsrommet kl. 09.00 - 16.00 de fleste dagene i 2 14-dagers perioder. Enkelte dager hang de noe lenger på grunn av overtidsarbeid.

Samtidig ble det foretatt en tidsstudie av 5 av de ansatte i produksjonsgruppen, 2 reseptarer, 2 ingeniører og en tekniker. Disse ble valgt ut fordi de har noe forskjellige gjøremål, men nytter stort sett samme apparatur i samme lokaler. Under studieperioden, som varte i en uke for hver mann, målte en også dosehastigheter ved arbeidsstedene under de forskjellige arbeidsoperasjonene. Disse dosehastighetsmålingene ble utført så nøyaktig som det var praktisk mulig, og tidfestet slik at måleresultatene kunne sammenholdes med deltidene tatt under arbeidsstudiene.

I tillegg til disse målingene ble enkelte operatører utstyrt med ekstra dosimeterfilm som ble båret under bestemte arbeidsoperasjoner.

I tabell 1 er det oppført det gjennomsnittlige dosehastighetsnivå målt med dosimeterfilm over 4 uker. Videre er det i tabell 2 og 3 vist eksempel på de deltider som en målte under studiet. Tabell 3 viser et samleskjema for det arbeidet en person utførte i løpet av en uke.

Til registreringsarbeidet benyttet en modifiserte arbeidsstudie-skjemaer. Det finnes forskjellige typer for ulike oppgaver, f.eks. tidsstudieskjema, prosess-skjema, operasjons-skjema, høyre-venstrehånds-skjema o.s.v. Ved hjelp av disse skjemaene, dosehastighetsmålingene og andre iakttagelser en gjorde under studieperioden, ble det utarbeidet oversikter som en i sin tur nyttet for å påpeke mangler og rette disse opp.

Flere av de forhold som ble beskrevet er det mulig at erfarne stråleverns-folk ville ha oppdaget og rettet uten bruk av arbeidsstudieteknikk. Men i de fleste tilfeller var årsakssammenhengen så uoversiktlig at den uten

systematiske undersøkelser vanskelig ville kunne klarlegges.

I det følgende vises et eksempel på et uheldig produksjonsopplegg som en vanskelig ville oppdage og bedømme konsekvensene av ved vanlig strålevernsarbeid, men som ved hjelp av arbeidsstudieteknikk var relativt enkelt å registrere. Som eksempel er valgt:

Fremstilling av $^{131}$I-merkede forbindelser (MSA)

Denne produksjon har hatt en jevn og kraftig stigning de siste 5 årene. En har ved Isotoplaboratoriet hele tiden sikret seg at disse produktene holder medisinske krav. Produksjonsteknisk har en søkt å tilpasse fremstillingen i de eksisterende laboratorier. Dette har etter som produksjonen steg, ført til visse strålevernsmessige uheldige forhold.

Som tidligere nevnt, kan en ved hjelp av tidsstudiet klarlegge metodesituasjonen. Ved å studere arbeidsstudieskjemaene for nevnte produksjon og sammenholde dem med dosehastighetsmålingene, kan en registrere hele fremstillingsmetoden. En får opplysninger om preparatets transportruter gjennom laboratoriene, operatørens håndtering og arbeidsmetoder samtidig som en registrerer den tid som medgår til de forskjellige operasjoner. I dette eksempelet kunne en på grunnlag av arbeidsstudiet trekke ut følgende faktorer som hadde en betydelig innflytelse for de mottatte stråledoser:

1) Mange og lange interne transporter med inaktive og aktive løsninger i forbindelse med produksjonen

2) En betydelig del av inaktivt forarbeid måtte utføres i laboratorier med relativt høy bakgrunnsstråling

3) Utilstrekkelig skjerming av utstyr i aseptiske fremstillingsbokser

4) Alt arbeid i disse foregikk med hendene gjennom luker i frontplaten

5) Betydelig bakgrunnsstråling fra tidligere produksjoner i naboskap

6) Sterilt, innpakket utstyr delvis vanskelig å åpne

7) Varmeskap og benkeskap for bakterieprøver var uskjermet

Strålevernsavdelingen utarbeidet så forslag til forbedringer av nevnte forhold. Og etter samarbeid med Isotopavdelingen kom en fram til følgende

prioriteringsliste over utbedringstiltak for denne produksjon.

1. Romdisponering

   1a Nytt strålingsfritt laboratorium innredes for inaktivt forarbeid

   1b Konsentrasjon av produksjonen til færre laboratorier

   1c Fremstilling av de merkede preparatene med høyest aktivitetsinnhold overføres til nytt Aseptisk laboratorium (under planlegging og konstruksjon i studieperioden)

2. Skjermingsarbeider

   2a Skjerming av kolonner, kolbe for bakteriefiltrering av ferdig produkt og beholder for brukt utstyr bak i boksen

   2b Forsterket skjerming i bunn av boksen

   2c Lett avskjerming av varmeskap og benkeskap for bakterieprøver

3. Generelt

   3a Konstruering av utstyr som gjør det mulig å regulere og arbeide mest mulig fra utsiden av aseptisk boks

   3b Klargjøring av produksjonsboks og rydding av nabobokser før innsetting av aktive løsninger og start av ny produksjon

   3c Prøve å skaffe strålingsfritt arbeidssted for dyreforsøkene

## 4. RESULTAT OG KONKLUSJON

De utførte arbeidsstudier viste at ved vårt isotopanlegg var det arbeid i Dispenseringslab., Pakkerom og fremstilling av en del merkede forbindelser som ga de største bidrag til de mottatte stråledoser. Noe overraskende viste det seg at selv fremstillingen av de enkelte isotopene i Produksjonslab. 1 og 2 ikke hadde samme betydning, selv om en her håndterte de absolutt største aktivitetsmengder.

Det er selvsagt ikke bare strålevernsmessige hensyn å ta ved en isotopproduksjon. I virkeligheten er det mange andre og like viktige sider å ta hensyn til, f.eks. de medisinske, økonomiske og produksjonstekniske krav. Det er der-

for meget viktig for Strålevernsavdelingen å kunne, med stor sikkerhet,gradere betydningen av de forhold som en ønsker rettet. Som underlag for slike vurderinger vil arbeidsstudie-resultatene være meget nyttige.

På grunnlag av den systematiske undersøkelsen anbefalte Strålevernsavdelingen flere utbedringstiltak. Denne listen inneholdt et helt spekter av forslag, fra betydelige skjermingsarbeider og forandret rom-disponering til små lokalskjermer. Under hensyntagen til Isotopavdelingens særkrav, satte en så opp i fellesskap en prioritetsliste for utbedringsarbeidene.

En måtte ved utarbeidelsene av en slik liste ta hensyn til omkostningene og tilpasse utbedringsarbeidene til den igangværende produksjon. Noen av Strålevernsavdelingens forslag ble da også av slike grunner ikke gjennomført i første omgang. Arbeidsstudiene ble utført i januar - februar 1969, og de viktigste utbedringsarbeidene ble så etter tur utført i løpet av 1969 og noe ut i 1970.

For å illustrere bakgrunnen for gjennomføringen av arbeidsstudiet og resultatet av utbedringsarbeidene, har en i fig. 3 vist produksjonsstigningen (antall forsendelser) i tiden 1965 - 1970. På samme figur er også inntegnet dosebelastningen uttrykt i mann-rem pr. forsendelse. Kurvene viser tydelig at dosebelastningen steg raskere enn produksjonsveksten skulle tilsi i perioden 1965 - 1968, men at en ved hjelp av arbeidsstudieteknikken og påfølgende tiltak maktet å snu denne utviklingen i 1969.

Produksjonsveksten har i 1969 og 1970 vært like sterk som årene før, og antall ansatte ved Isotopavdelingen det samme de 3 siste årene.

Et annet betydningsfullt resultat ble en gunstigere dosefordeling på personellet. Av tabell 4 går det fram at i 1968 hadde vi 5 personer i doseområdet 4 - 6 rem pr. år, og i 1969 og 1970 ingen. Kurvene i fig. 1 viser at årsdosene for disse 5 personene gikk kraftig ned til tross for at de utførte det samme arbeid som før arbeidsstudiene ble foretatt. De oppnådde resultater burde derfor indikere at en i arbeidsstudieteknikken har et tjenlig hjelpemiddel for denne sektor av strålevernsarbeidet.

Andre disipliner innen arbeidsstudieteknikken kan benyttes under planlegging av laboratorier og de enkelte arbeidsplassene for å redusere strålebelastningen og øke sikkerheten. Som eksempel på det siste kan nevnes studie for å etablere en relativt strålingsfri og samtidig betryggende pakkemetode for radioaktive isotoper til medisinsk bruk.

## 5. AVSLUTNING

Arbeidsstudier har i en årrekke vært benyttet i industri, næringsliv og innen service-yrkene, og det har særlig tidligere vært en god del strid om dette. Dette henger sammen med folks naturlige frykt for å bli rasjonalisert bort eller tvunget inn i et hardere arbeidstempo. Disse problemene blir jo ikke relevante når en bare nytter arbeidsstudieteknikken i arbeidet med å redusere strålebelastningen til laboratoriepersonalet. Men en viss engstelse for at de registrerte operasjonstider kan misbrukes kan muligens finnes. Det er derfor viktig at en innen en starter opp et slikt studie, enten i egen regi eller ved hjelp av konsulenter, informerer de ansatte slik at all tvil kan fjernes. En er absolutt avhengig av operatørenes samarbeidsvilje for å kunne gjennomføre en arbeidsstudie og senere komme med forslag til forandringer og få disse gjennomført.

## REFERANSER

Arbeidsstudier I og II
Norsk produktivitetsinstitutt - prosjekt nr. 226

St.nr. 9968
TVå/VES
3.5.1971

Gjennomsnittlig strålingsnivå over 4 uker

| Posisjon | mr/hr | Posisjonsbeskrivelse | |
|---|---|---|---|
| 1 | 2,4 | Prod. I | 30 cm fra blymur $^{131}J$ |
| 2 | 3,5 | " | " " " " " |
| 3 | 4,3 | " | 60 " " " $^{40}K$ |
| 4 | | | |
| 5 | | | |
| 6 | 3,5 | Pakkerom | På veggen ved luken til Disp. I |
| 7 | 3,5 | " | På veggen ved falsemaskin |
| 8 | 2,4 | " | På veggen ved følgeskrivhylle |
| 9 | 2,4 | " | På veggen ved regnemaskin |
| 10 | 2,0 | " | Midt i rommet (nord) |
| 11 | 2,5 | " | Midt i rommet (sør) |
| 12 | 5,7 | " | På veggen ved luken mot disp. II |
| 13 | 5,0 | " | På veggen ved falsemaskin mot disp. II |
| 14 | 10,0 | Disp. II | Midt i rommet (nærmest døren) |
| 15 | 10,0 | " | Midt i rommet |
| 16 | 3,5 | Prod. II | 30 cm fra blymur. Hippuran |
| 17 | 3,5 | " | 30 cm fra blymur. Human serum alb. |
| 18 | 3,5 | " | 30 cm fra blymur. $^{198}Au$ |
| 19 | 8,5 | " | Bak Hippuranboks, ca. 60 cm avstand |
| 20 | 5,0 | Asept.lab. | Midt i rommet. Foran Triiodothyronineboks |
| 21 | 3,7 | " | Midt i rommet. Foran MISN |
| 22 | 3,5 | " | Midt i rommet. Foran MACR |

T A B E L L 1

# ARBEIDSSTUDIESKJEMA NR. I

Dato: 16. januar 1969 Operatør: Reseptar A Blad 1 av 8 blad

| DIV. LAB. | | | | | PROD. LAB. I | | | | DISP. LAB. I | | | | PAKKEROM | | | | DISP. LAB. 2 | | | | PROD. LAB. 2 | | | | ASEPT. LAB. I | | | | FORSØKSLAB | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | Min. | Sek. | Arb.op. | D.mål | mrk. |
| | | | | | 1 | 05 | E | 2 | 17 | 55 | D | X | 0 | 40 | E | 2 | 0 | 25 | E | | 0 | 30 | A | 2 | 0 | 50 | E | 1 | | | | | |
| | | | | | 0 | 30 | E | 2 | 1 | 55 | D | X | 0 | 30 | E | 2 | 0 | 35 | E | | 0 | 30 | A | 2 | 0 | 50 | E | 1 | | | | | |
| | | | | | 0 | 20 | E | 2 | 14 | 50 | D | X | 3 | 20 | C | 2 | 0 | 35 | E | | 1 | 00 | A | 2 | 2 | 15 | E | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | 2 | 05 | E | 2 | 0 | 20 | C | 2 | 0 | 25 | E | | 69 | 20 | A | X | 0 | 40 | E | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | 1 | 50 | E | 2 | 14 | 30 | C | 2 | 4 | 45 | E | | 10 | 00 | A | X | 2 | 55 | E | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | 11 | 50 | D | X | 14 | 00 | C | X | | | | | 10 | 30 | A | X | 6 | 00 | B | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | 3 | 25 | E | 3 | 0 | 10 | C | 2 | | | | | 23 | 10 | A | X | 0 | 25 | B | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | 4 | 00 | D | X | 8 | 15 | C | X | | | | | 1 | 00 | A | X | 6 | 35 | B | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | 5 | 55 | D | X | 2 | 05 | E | X | | | | | 20 | 00 | A | X | 31 | 35 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | 2 | 00 | D | X | 0 | 25 | E | 2 | | | | | | | | | 9 | 50 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 2 | 25 | E | 3 | | | | | | | | | 2 | 00 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 0 | 15 | E | 3 | | | | | | | | | 1 | 20 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 1 | 15 | E | 3 | | | | | | | | | 1 | 45 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 1 | 00 | E | 3 | | | | | | | | | 0 | 30 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0 | 10 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10 | 00 | B | 2 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0 | 25 | E | 1 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | 30 | E | 1 | | | | | |
| 45 min. | | | | | 2 min. | | | | 70 min. | | | | 48 min. | | | | 7 min. | | | | 136 min. | | | | 81 min. | | | | | | | | |

A: Produksjon av human serum alb. MACR ca. 16 mCi
B: Vasking av ionebyttermasse
C: Dispensering av ionebyttermasse
D: Pakking
E: Div. arbeid (beregninger, telefonkonf. etc.)
F:

1: < 1 mr/time
2: 1 - 2 "
3: 2 - 4 "
4: 4 - 6 "
5: "
X: Se dosehastighetsskjma

Operasjonsstudie på arbeid i Aseptisk boks
Prosess-studie: fremstilling MACR

Tabell. 2

# ARBEIDSSTUDIESKJEMA. NR. 2

Dato: 13.-17. januar 1969 Operatør: Reseptar A Blad 1 av 5 blad

| Tid | Oppholdstider i radioaktive laboratorier (minutter.) | | | | | | | | Sum | Arb. operasjoner |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | DIV. L | PROD. I | DISP. I | PAKKE. | DISP. 2 | PROD. 2 | ASEPT. | FORSØK | | |
| Mandag 13/1 | 45 | | | 70 | 32 | 6 | 291 | | 444 | Pakking, klargjøring av kolonner. Produksjon MISN. |
| Tirsdag 14/1 | 45 | 3 | | 58 | 8 | 5 | 61 | 47 | 227 | Pakking, dyreforsøk, bakterieprøver. |
| Onsdag 15/1 | 45 | | | 42 | 19 | 10 | 146 | 18 | 280 | Pakking. Klargjøring av div. løsninger. Produksjon MACR. |
| Torsdag 16/1 | 45 | | 2 | 70 | 48 | 7 | 136 | 81 | 389 | Pakking. Vask og dispensering av ionebyttermasse. Produksjon MACR. |
| Fredag 17/1 | 45 | | | 122 | 32 | 75 | 12 | | 286 | Pakking. Produksjon og dispensering av $^{198}Au$. |
| Sum | 225 | 3 | 2 | 372 | 139 | 103 | 646 | 146 | 1626 | |
| Fordeling % | 14% | - | - | 23% | 8% | 6% | 40% | 9% | | |

HOVEDFILM: Januar, Februar } 620 mrem

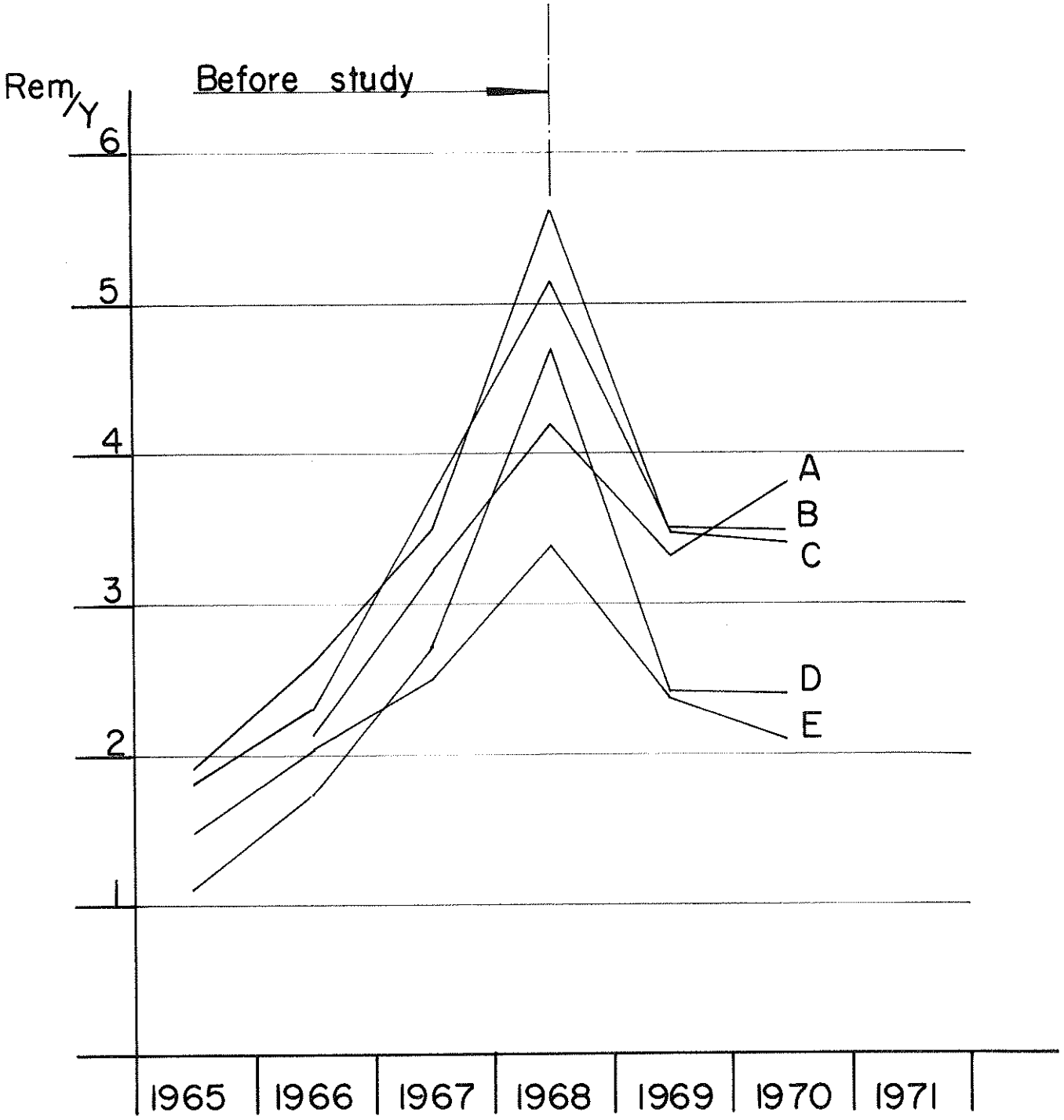
EKSTRAFILM: nr. 35; 240 mrem 2 uker, ca. 4 mr/time
——"—— : nr. 34; 80 mrem 2 dager (17/1 og 24/1), ca. 8 mr/time

Tabell 3

DOSEFORDELING FOR PERSONELL VED ISOTOPAVDELINGEN

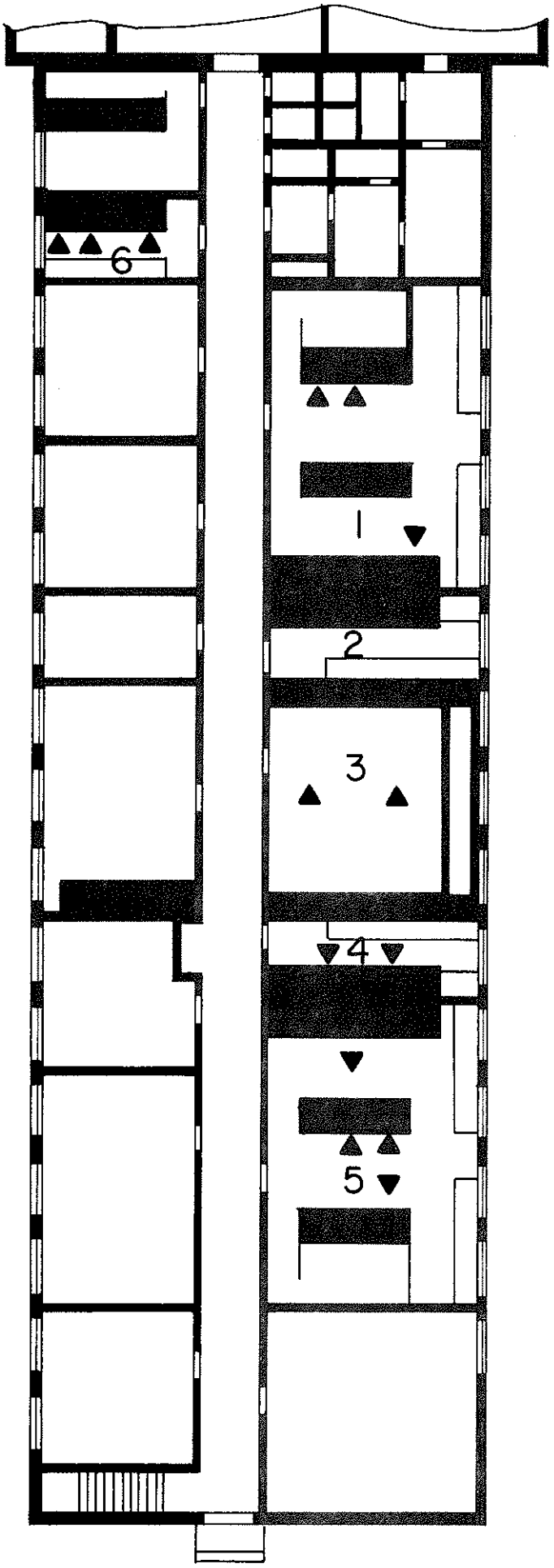
| År | Mann-rem | Antall personer | | | | | | Antall personer |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | < 1,5 rem | 1,5 - 2,5 rem | 2,5 - 4,0 rem | 4,0 - 5,0 rem | 5,0 - 6,0 rem | > 6,0 rem | |
| 1965 | 14,0 | 31 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 |
| 1966 | 19,0 | 25 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 31 |
| 1967 | 34,5 | 24 | 2 | 5 | 1 | 1 | 0 | 33 |
| 1968 | 58,5 | 26 | 4 | 3 | 3 | 2 | 0 | 38 |
| 1969 | 45,0 | 27 | 5 | 7 | 0 | 0 | 0 | 39 |
| 1970 | 50,0 | 23 | 9 | 7 | 0 | 0 | 0 | 39 |

T A B E L L 4




RAD. DOSES RECEIVED BY LAB. PERSONNEL

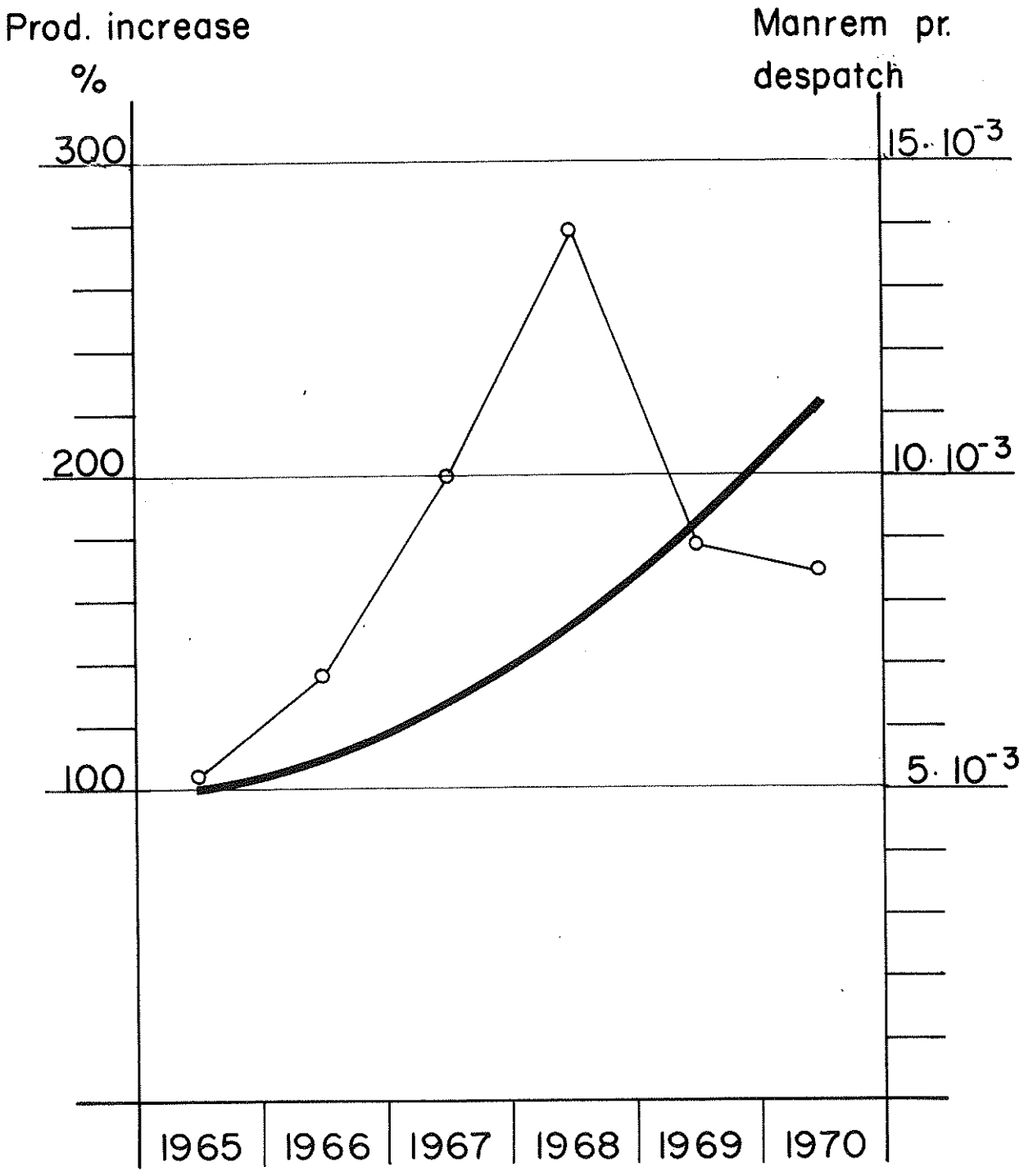
Fig. 1




| LAB. NO | D. FILM NO |
|---|---|
| 1 Prod. lab | 1, 2, 3 |
| 2 Disp. lab | |
| 3 Packing. | 6 to 13 |
| 4 Disp. lab | 14, 15 |
| 5 Prod. lab | 16 to 19 |
| 6 Asept. lab | 20 to 22 |

Measurements with filmdosimeters during work study

Fig. 2




Manrem pr. despatch

Production increase in %

Production increase and radiation doses

Fig. 3

# Erfaringer med Inhalasjon av radioaktivt Jod i Produksjonslaboratorier

Karen Garder

Institutt for Atomenergi, Kjeller, Norge

## Abstract

EXPERIENCES WITH INHALATION OF RADIOACTIVE IODINE IN ISOTOPE PRODUCTION LABORATORIES. The production of radioactive iodine and labelled organic compounds of this isotope involve handling procedures which represent a relative high potential risk of uptake.

The report deals with operational experiences in controlling uptake of iodine in production laboratories.

From the data of air monitoring and measurements of radioactive iodine in the thyroid gl. an analysis has been performed showing the correlation between these two quantities. The report further discusses how much monitoring is needed for an adequate personnel surveillance, and specially how much is needed for making reliable thyroid dose estimations.

## Innledning

Fremstilling av radioaktivt jod og jod-merkede preparater representerer etter vår erfaring et arbeidsområde hvor risikoen for intern eksponering er relativt høy. Radioaktive isotoper av jod har også en utstrakt anvendelse til forskjellige formål, og produksjonen av disse er betydelig.

Strålevernskontrollen ved den rutinemessige fremstilling og anvendelse av disse isotoper har i litteraturen ikke vært viet særlig oppmerksomhet.

Det er for eksempel forbausende få tilfelle av intern eksponering med radioaktivt jod som blir rapportert. De få tilfeller som er omtalt gjelder tilfeller av engangsopptak som følge av spesielle uhell.

Både når det gjelder personellkontrollen og laboratorieovervåking har vi i denne forbindelse hatt forhold som har vært lite behandlet i ICRP's publikasjoner (ICRP's publikasjoner 10 og 12).

Når det gjelder den førstnevnte kontroll, har vi for eksempel typiske tilfeller av gjentatte og prolongerte inntak av radioaktivt materiale. Med hensyn til overvåking av luftforurensing med radioaktive isotoper av jod i laboratorier, er opplysningene sparsomme når det gjelder vurdering av behov og omfang.

Hensikten med denne rapporten er derfor i første rekke å diskutere hvor omfattende monitorering som er nødvendig for å føre en tilfredsstillende personellkontroll under arbeidsforhold hvor gjentatte og prolongerte inntak av radioaktivt materiale forekommer.

Driftserfaringer

Kontrollen med inntak av radioaktivt jod ved isotoplaboratoriene er basert på luftmonitorering, kontroll med forurensing av overflater og kontrollmålinger av opptak i thyroidea.

I laboratoriene blir det fremstilt $^{131}I$, som foruten de mest alminnelige kjemiske forbindelser også blir benyttet til merking av forskjellige organiske preparater.

Inhalasjon synes å være den primære årsak til inntak av radioaktivt jod, selv om det leilighetsvis forekommer inntak som vanskelig kan korreleres med luftforurensninger. Luftmonitorering av radioaktivt jod foregår kontinuerlig; målinger av thyroidea har vært foretatt ca. 1 gang pr. uke.

De daglige gjennomsnittskonsentrasjoner for $^{131}I$ i luft ligger oftest på et nivå som tilsvarer 10 - 100% av ICRP's MPC(a) verdier - enkelte ganger noe høyere - og det ble funnet ønskelig å få en nærmere oversikt over sammenhengen mellom luftforurensing og inntak av $^{131}I$.

Det er derfor foretatt en analyse av måleresultatene for luft og for opptak til thyroidea for en periode på et år (april 1970 - mars 1971). Analysen ble foretatt på følgende måte:

Det ble valgt ut de laboratorier hvor luft-aktiviteten i gjennomsnitt var høyest, d.v.s. laboratoriet for fremstilling av $^{131}I$ og aseptisk laboratorium for fremstilling av merkede preparater. I førstnevnte laboratorium håndteres aktivitetsmengder på noen Curie, i det andre laboratoriet aktivitetsmengder på ca. 50 mCi. Likeledes ble det valgt ut de tre personer som hadde sin hovedbeskjeftigelse i disse laboratoriene.

Det ble funnet hensiktsmessig å samle måleresultatene i perioder på en måned.

Disse ble beregnet som prosent av grenseverdiene for $^{131}I$ i luft og opptak til thyroidea. Som grenseverdi for $^{131}I$ i luft ble valgt 176 MPC(a) timer (8 t. pr. dag i 22 dager) pr. måned. Dette skulle da ifølge ICRP gi en grenseverdi for opptak til thyroidea på 450 nCi pr. måned.

Opptak til thyroidea ble beregnet på grunnlag av målinger på thyroidea. For hver enkelt måling ble resultatet korrigert for tidligere opptak ved å regne seg tilbake til forrige måling (benyttet halveringstid 7,6 døgn). Ved hjelp av resultatene for luftmonitorering ble det mest sannsynlige tidspunkt for opptak vurdert og måleresultatene ble tilsvarende korrigert.

Resultatene beregnet som prosent av grenseverdiene er gitt i tabell 1 og figur 1. Operatør A blir vesentlig eksponert i forbindelse med fremstillingen av $^{131}I$. Luftforurensingen i dette laboratorium er varierende med enkelte høye verdier. Operatør A oppholder seg ikke hele tiden i dette laboratoriet. Operatørene B og C blir eksponert i forbindelse med fremstilling av merkede preparater. Luftforurensingene i dette laboratorium er også varierende, men variasjonene er ikke så store som i førstnevnte laboratorium. Operatør B oppholder seg det meste av tiden i dette laboratorium, mens operatør C også er delvis beskjeftiget i andre laboratorier. Det er ikke foretatt noen korreksjon for operatørenes oppholdstid i laboratoriene.

Som det fremgår av tabellen og figuren, er korrelasjonen mellom luftforurensning og opptak til thyroidea kanskje forbausende god, tatt i betraktning de usikkerhetsfaktorer som gjør seg gjeldende både for luftmonitoreringen (konsentrasjonsvariasjoner i rom og tid) og ved bestemmelsene av opptak.

Diskusjon

Hensikten med den beskrevne analyse er å finne de mest rasjonelle metoder for en tilfredsstillende personellkontroll. Resultatene viser at i dette tilfelle bør den baseres på en kombinasjon av luftmonitorering og thyroideamålinger.

Frekvensen av thyroideamålinger kan da i noen grad tilpasses på grunnlag av resultatene av luftmonitoreringen. Videre er disse resultatene av stor betydning for å vurdere det mest sannsynlige tidspunkt for opptak, slik at dosen til thyroidea kan beregnes med størst mulig nøyaktighet.

Undersøkelsene viser også et interessant forhold med hensyn til graden av luftforurensing i de to forskjellige laboratorier. I laboratoriet for fremstilling av $^{131}I$, hvor det håndteres Curie-mengder, er luftforurensingen generelt ikke høyere enn i laboratoriet for fremstillingen av merkede preparater, hvor aktivitetsmengden som håndteres er mindre enn 100 mCi. (Årsaken til dette er i første rekke at denne arbeidsprosess medfører mange kompliserte operasjoner). I sistnevnte laboratorium er det altså funnet nødvendig med både luftmonitorering og individuell monitorering for intern og ekstern stråling for arbeidsoperasjoner som involverer håndtering av så vidt beskjedne aktivitetsmengder som ca. 50 mCi $^{131}I$. I ICRP's publikasjon nr. 12 ("General Principles of Monitoring for Radiation Protection of Workers") blir det uttrykt både når det gjelder luftmonitorering og individuell monitorering at dette sjelden er nødvendig unntatt for aktivitetsnivåer på noen hundre millicurie $^{131}I$.

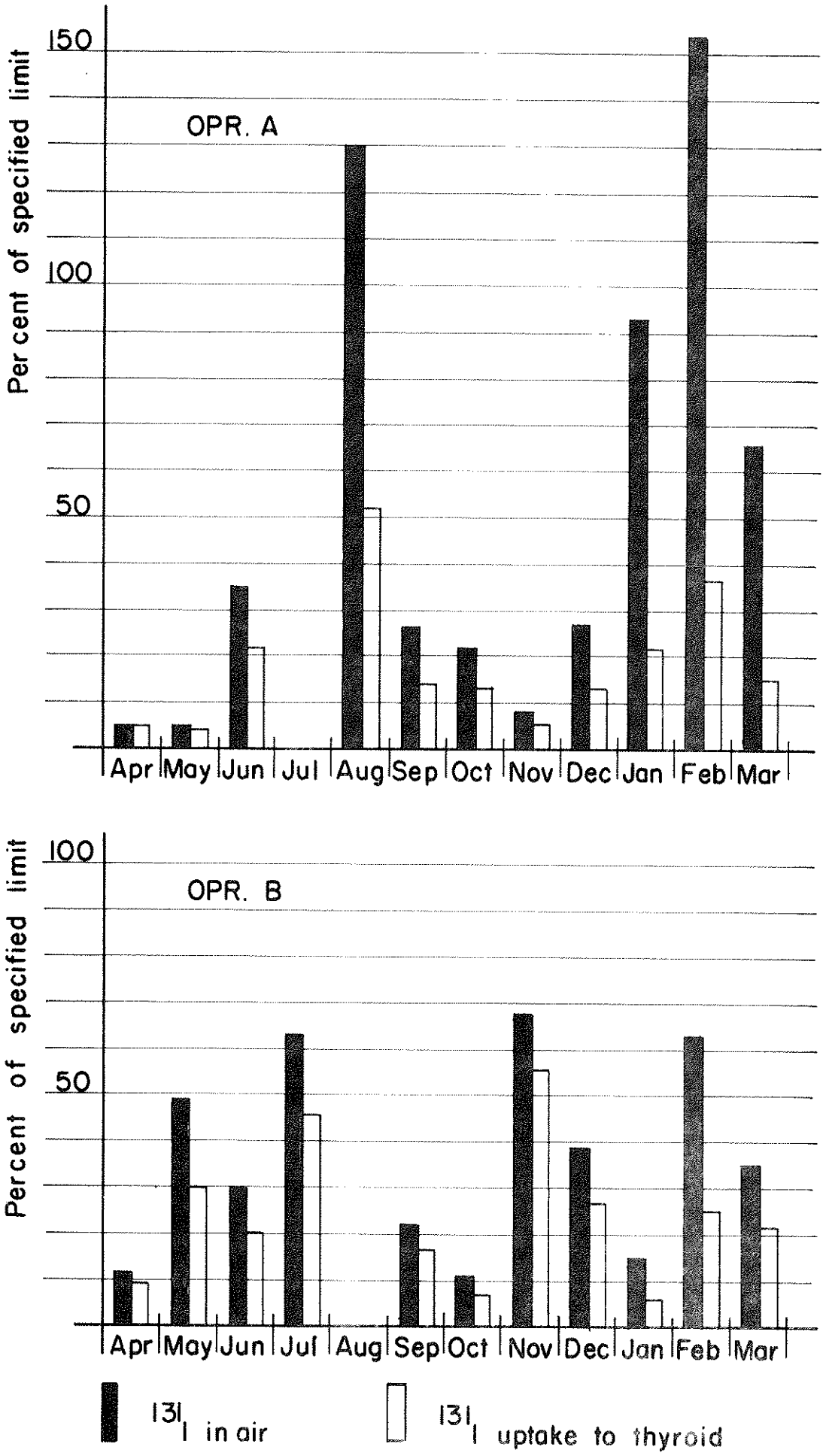
Vår erfaring er at håndtering av radioaktive jod-forbindelser alltid medfører en høy risiko for luftforurensing, selv om laboratoriene tilfredsstiller alle rimelige krav til radiologisk standard. Ofte kan ganske små forandringer i arbeidsmetoder og materiale medføre uventede luftforurensinger.

# T A B E L L 1

## Luftforurensing med $^{131}I$ og opptak til thyroidea

| Prosent av grenseverdiene | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Periode | Operatør A | | Operatør B | | Operatør C | |
| | Luft | Opptak til thyroidea | Luft | Opptak til thyroidea | Luft | Opptak til thyroidea |
| April 1970 | < 5 | 5 | 12 | 9 | 7 | 3 |
| Mai " | < 5 | 4 | 49 | 30 | 49 | 14 |
| Juni " | 35 | 22 | 30 | 20 | 25 | 9 |
| Juli " | - | - | 62,5 | 45,5 | - | - |
| August " | 130 | 52 | - | - | 110 | 50 |
| September " | 26 | 14 | 22 | 17 | 5 | 4 |
| Oktober " | 22 | 13 | 11 | 7 | 21 | 5 |
| November " | 8 | 5 | 68 | 56 | 15 | 15 |
| Desember " | 27 | 13 | 39 | 27 | 21 | 5 |
| Januar 1971 | 93 | 22 | 15 | 6 | 15 | 5 |
| Februar " | 154 | 37 | 63 | 25 | 63 | 7 |
| Mars " | 66 | 15 | 35 | 22 | 35 | 14 |
| Gj.snitt for året | 52 | 18 | 37 | 24 | 33 | 12 |

KGa/VES




$^{131}I$ Contamination of air and uptake to thyroid

Fig. I

# Personalproblemer og Strålehygiene ved Gynecologisk Radioterapi

En foreløbig Rapport

Olav Netteland

Health Physics Department
The Norwegian Radium Hospital, Oslo, Norway

## Abstract

PERSONNEL PROBLEMS AND RADIATION HYGIENE IN GYNECOLOGICAL RADIO THERAPY

In this paper is given a preliminary report on personnel exposure in relation to working conditions for the ward personnel of The Gynecological Department, The Norwegian Radium Hospital, Oslo. This investigations cover the period 1958-70, during which the personnel directly engaged in gynecological Radium therapy being the only group exposed to biologically relevant doses. (Fig. 1)

During this period the technical conditions as well as the treatment methods and the practical working conditions for the personnel are well standardized. In spite of this variations in personnel exposure seem to be quite irregular in relation to number of treated patients and the amount of used radioactive material per year. The corrected dose curve (Fig.2) indicates a marked influence by nonphysical factors, most likely working conditions and social factors.

The exposure situation for the closely cooperating groups Nurses and Nurses Aids is compared and studied in detail, (Fig. 4).

The effect on health physical conditions by personnel turnover in both personnel groups is studied numerically by means of a socalled "Stress factor S" (eq. 1) and the results given in Figures 5, 6 and 7, indicating remarkable coincidenses and high correlation between personnel exposure curves and "Stress" curves. Results are discussed.

## 1. Innledning

De senere års utvikling med hensyn til alminnelig strålebevissthet, personalutdannelse og adekvate tekniske hjelpemidler har stort sett eliminert de strålehygieniske problemer ved radiologisk arbeide i moderne sykehus. Dette gjelder iallfall innenfor Norden. Det står imidlertid ennu tilbake enkelte personalgrupper hvor den reelle, men først og fremst den relative strålebelastning kan være betydelig og derfor har krav på speciell interesse.

Dette vil fremgå tydelig av fig. 1, som viser et utdrag av den helsefysiske personalstatistikk for Det Norske Radiumhospital, et større specialsykehus for generell cancerbehandling. For de fleste personalgruppers vedkommende er den gjennomsnittlige strålebelastning minimal og på grensen av det målbare. De eneste grupper med biologisk relevante årsdoser er personalet på gynekologisk sengeavdeling, ved radiumavdelingen og ved poliklinikken. Når den siste gruppe kommer med, skyldes dette at en større del av personalet rutinemessig hvert år arbeider 3 måneder på radiumavdelingen og derved i betydelig grad avlaster det faste radiumpersonale.

## 2. Den gynekologiske stråleavdeling

Den overveiende reelle strålebelastning faller, som vist i i fig. 1, på de personalgrupper som er direkte implisert i gynekologisk strålebehandling, med hovedvekt på sengeavdelingen, hvor pasientenes pleie under behandlingen foregår. Det bør her opplyses at denne avdelingen gjennom en lang årrekke har hatt selvstendig status med egen overlege, legestab og pleiepersonale.

Det er ved denne anledning utelukkende den strålehygieniske situasjon for pleiepersonalet som vil bli gjort til gjenstand for en nærmere undersøkelse, dels fordi avdelingen i noen grad fremdeles byr på aktuelle helsefysiske problemer, dels fordi denne personalgruppe arbeidsmessig er specielt labil med ekstremt stor turnover. Pleiergruppen er sammensatt av to samarbeidende personalkategorier, nemlig sykepleiere med full utdannelse og hjelpepleiere med variabel utdannelse og faglig bakgrunn. Hele dette personale er i regelen

uten radiologisk specialutdannelse. Personalets direkte befatning med radioaktive kilder er av enkel, rutinemessig art.

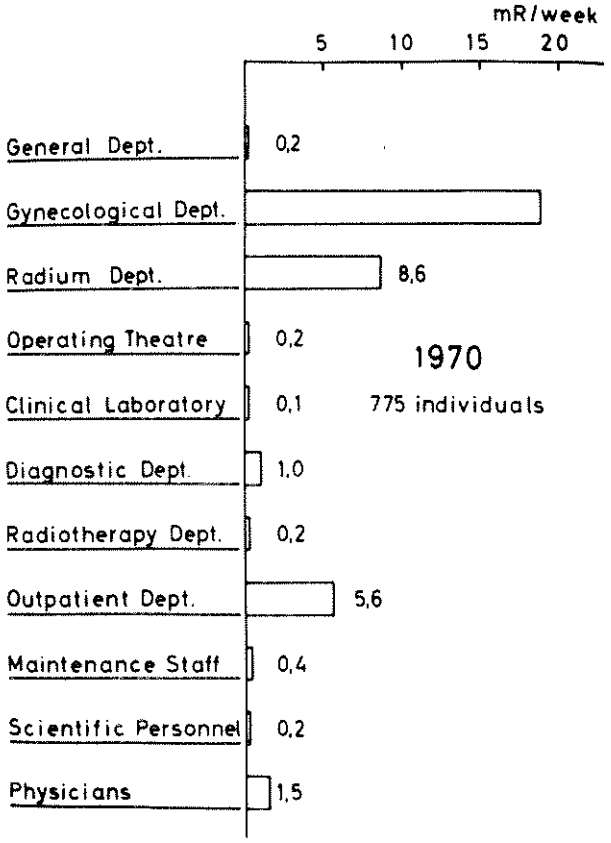



Fig. 1 Health physical personnel statistics for 1970.
The Norwegian Radiumhospital, Oslo.

Selv om strålebelastningen varierer noe fra sted til sted, vil de forhold som her er påpekt være typisk for de fleste sykehus som driver gynekologisk radioterapi i større omfang. Årsakene vil være velkjente, idet man ved pleie av pasienter under intern radiumbehandling i regelen ikke har til rådighet effektive tekniske beskyttelsesmidler for pleiepersonalet. Tilfredsstillende strålehygieniske forhold vil derfor være helt avhengig av fornuftig personalinstruksjon, hensiktsmessig arbeidsrutine og personalets vilje og evne til selvbeskyttelse.

## 3. Den strålehygieniske utvikling

Som det vil fremgå av fig. 2 er strålebelastningen gjennom hele perioden 1958-1970 tilfredsstillende med middeldoser som ligger godt under det tillatte maksimum på ca. 100 millirad pr. uke. Man var i 1958 kommet i stabil drift i et nytt hospitalsbygg. Pasientantall, behandlingsmetoder og personalstab

undergår selvsagt visse variasjoner fra år til år, men man antok at den totale arbeidssituasjon stor sett var vel etablert. Under slike forhold skulle man vente at personaldosene i det vesentlige vil variere i takt med det årlige radiumforbruk. Strålebelastningen viser imidlertid betydelige tilfeldige variasjoner uten noen tydelig sammenheng med radiumforbruket. Det synes ved direkte betraktning av de observerte kurver heller ikke å være noen tydelig tendens i den helsefysiske utvikling.

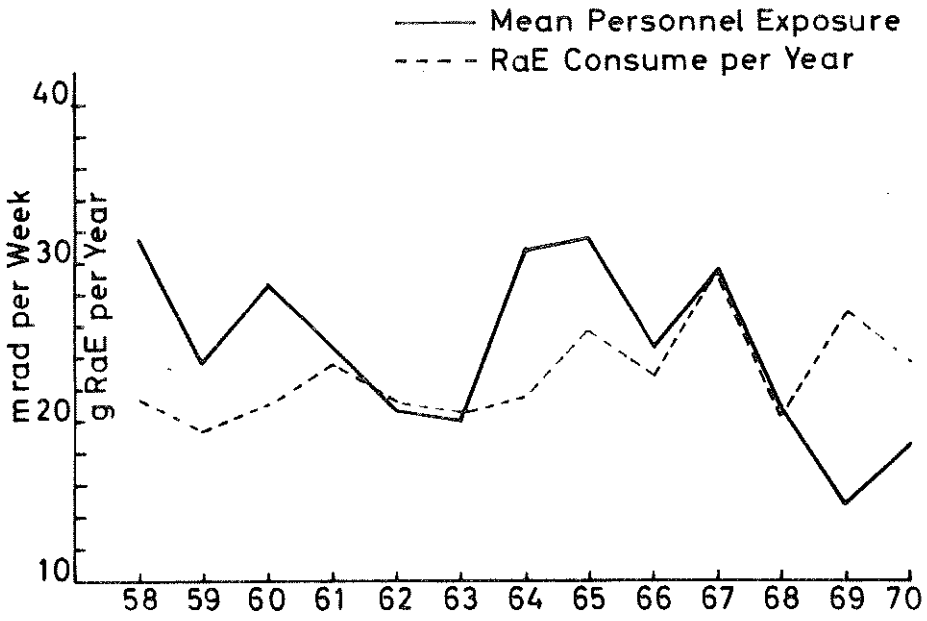



Fig. 2 Variations in gynecological personnel exposure, compared to yearly Radium consume for 1958-70. The Norwegian Radiumhospital, Oslo.

De årlige variasjoner i radiumforbruket må imidlertid være en primær fysisk årsak til dosevariasjoner og kan korrigeres for. Dette er gjort i fig. 3, hvor den strekete kurve viser de direkte observerte persondoser, den heltrukne kurve er korrigert for radiumforbruket, med middelforbruket for hele perioden som normeringsgrunnlag. Den korrigerte dosekurve viser nye trekk med en tydelig fallende tendens i persondosene for tidsrommet 1958-63, en meget utpreget stigning i 1964 og deretter en sterkere fallende tendens i de følgende år med et påfallende lavt doseminimum i året 1969. De lange strekede linjer antyder disse tendenser, hvorav den midterste linje markerer en antatt hovedtendens for hele perioden, og den nederste linje

antyder en hypotetisk tendens dersom utviklingen fra seksårsperioden 1958-63 hadde fortsatt uforstyrret.

Det er flere bemerkelsesverdige trekk ved denne utvikling. Først og fremst at persondosene stort sett viser en fallende tendens gjennom hele tidsrommet på tross av at middeldosene allerede i 1958 var kommet ned på et meget akseptabelt nivå. Dernest må man legge merke til den akutte forværrelse i den den helsefysiske situasjon som inntrådte i 1964. Det finnes ingen i øynefallende tekniske årsaker til dette, og det synes rimelig å anta at personalsituasjonen, det vil si arbeidsmessige og sociologiske faktorer må ha innvirket i betydelig grad på de objektive fysiske forhold som her registreres.

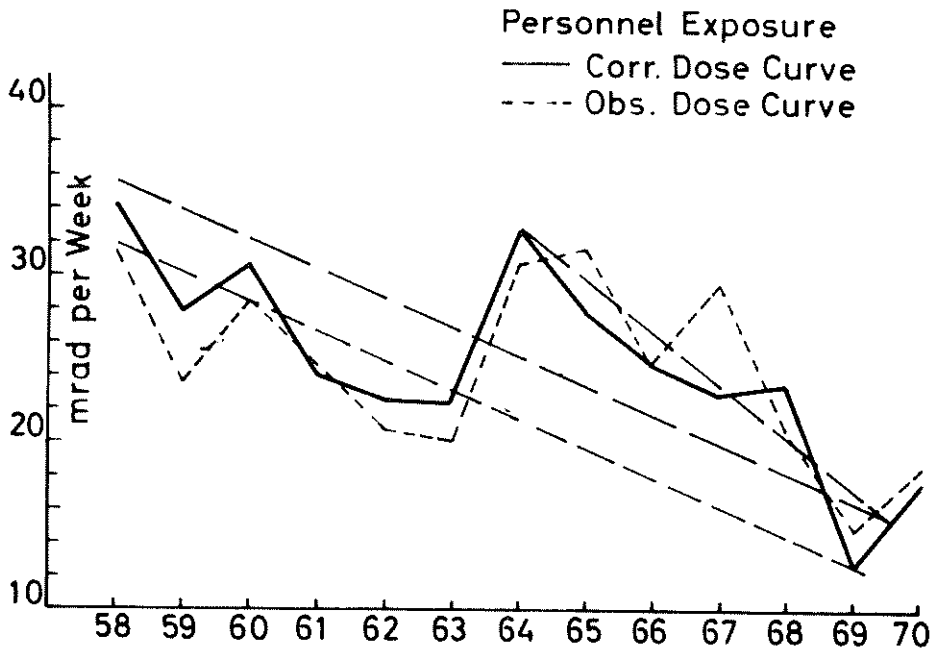



Fig. 3 Variations in Mean Personnel Exposure 1958-70, corrected for variations in yearly Radium consume. General trends in health physical situation is indicated.

## 4. Strålehygiene og sociologiske aspekter

Diagrammene i fig. 4 viser variasjonene i den midlere strålebelastning for gruppene Sykepleiere og Hjelpepleiere, korrigert for variasjoner i årlig radiumforbruk. Man vil umiddelbart feste seg ved den store relative forskjell i dosenivå for de to grupper. Den er mest utpreget i begynnelsen av perioden, men utjevnes gradvis. Også kurveformene

har karakteristiske forskjeller, idet de absolutte dosevariasjoner for sykepleiernes vedkommende er forholdsvis moderate gjennom hele perioden, hvilket tyder på en relativt stabil helsefysisk tilstand. For hjelpepleiernes vedkommende er utslagene store og vidner om en labil og lett påvirkelig situasjon. For begge grupper er 1964 et utpreget kritisk år.

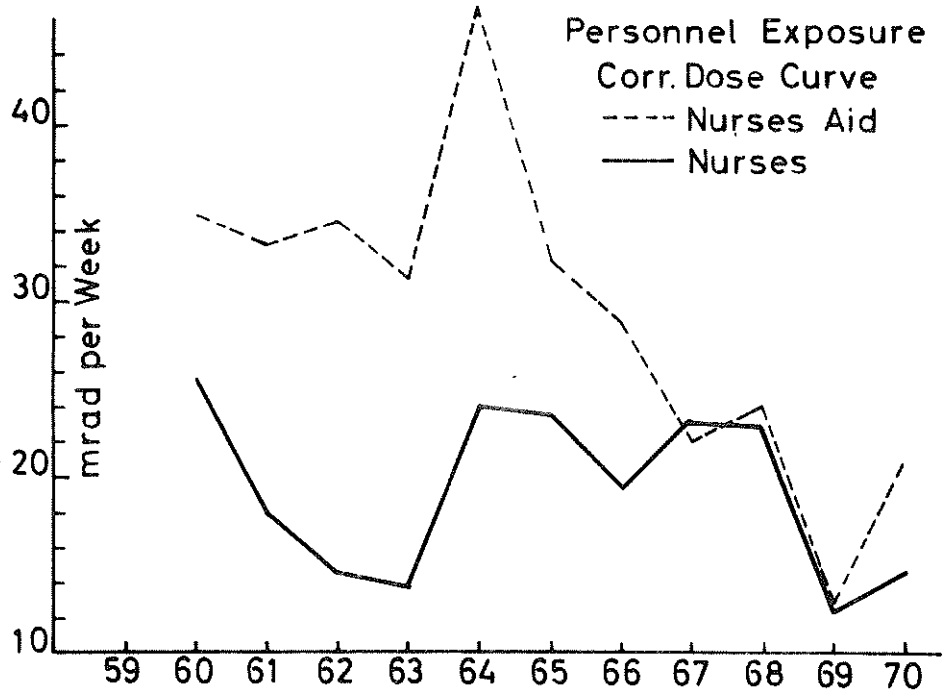



Fig. 4 Personnel Exposure for Nurses and Nurses Aids, corrected for variations in yearly Radium consume.

Det er intet specielt påfallende i forskjellig strålebelastning for to samarbeidende personalgrupper. Både ut fra arbeidsmessig og strålehygienisk synspunkt er det naturlig og delvis tilsiktet at den mer permanente sykepleierstab utfører også administrativt og specielt medisinsk arbeid og at hjelpepleierne blir satt til enklere, men mere strålebelastende rutinearbeid ut fra den forutsetning at hjelpepleierne ofte arbeider relativt kort tid ved avdelingen.

Personalsituasjonen er allikevel mere kompleks enn dette. Dette viser bl. a. den overraskende og særdeles markante positive utvikling av hjelpepleiernes helsefysiske situasjon som inntrer fra 1965 og preger forholdene i de følgende år. Før 1965 må hjelpepleierne med rette kunne betegnes som en

som en strålehygiensik problemgruppe som preget avdelingens totale dosesituasjon i negativ retning. I løpet av et par år utjevnes dosenivåene for de to grupper fullstendig, middeldosene faller raskt og de helsefysiske forhold stabiliseres. Det helsefysiske tilbakeslag i 1964 ble overvunnet hovedsakelig på grunn av den positive utvikling i hjelpepleiergruppen.

Disse forhold er tidligere ikke blitt påvist i vårt statistiske materiale, og man er nu avskåret fra å analysere den stadig vekslende personalsituasjon i detalj for om mulig å finne frem til sikre årsaksforhold. Man er i det vesentlige henvist til antagelser.

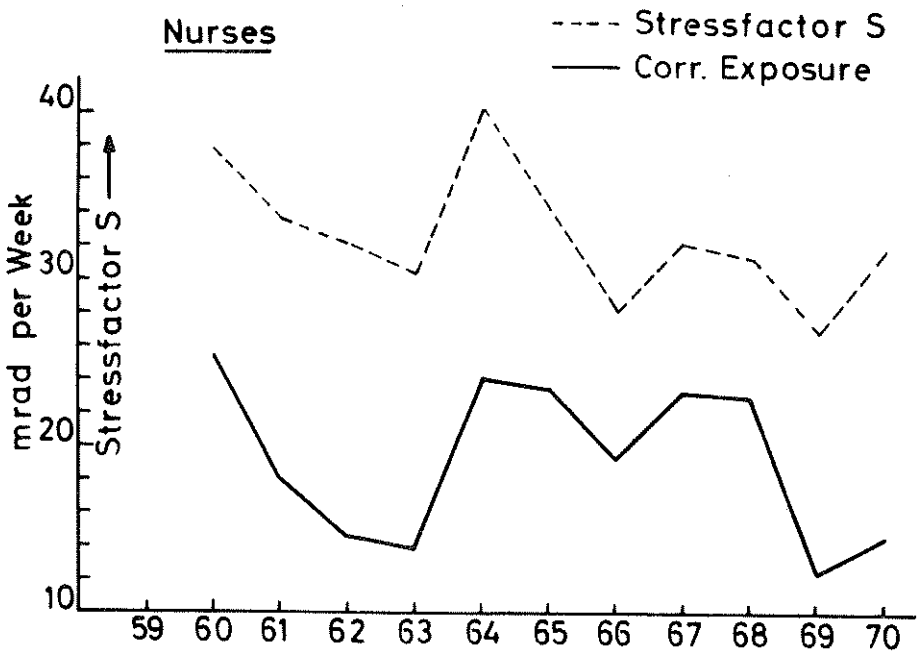



Fig. 5 Variations in Personnel Exposure for the Nurses, compared to variations in "Stressfactor S", defined in the text.

Som det vil bli påvist nedenfor, viser det statistiske materiale at det i 1964-65 foregikk et tilnærmet generasjonsskifte i hjelpepleiergruppen. Tidligere var rekrutteringen til dette underordnede pleiearbeide tilfeldig og få hadde nevneverdig teoretisk utdannelse. Noe av dette preg er fremdeles bevart, men et økende antall yngre hjelpepleiere har god allmenutdannelse og en viss yrkesutdannelse fra hjelpepleierskole. Dette gjelder den mere permanente stab, men hjelpepleiergruppen rekruteres også i betydelig grad fra kvinnelige studenter som skaffes sykehuspraksis som grunnlag for et medisinsk studium.

Det må være grunn til å tro at bedre utdannelse, sterk motivering og interesse for sykehusarbeid samt øket evne til å forstå og følge faglig instruksjon er positive faktorer som i vesentlig grad kan ha medvirket til den gunstige helsefysiske utvikling. Men man står overfor en kompleks arbeidssituasjon hvor også andre faktorer må ha medvirket.

## 5. Arbeidssituasjon og strålebelastning

For om mulig å finne en forklaring på dosekurvenes karakteristiske trekk i forhold som hovedsakelig er betinget av gruppenes arbeidssituasjon, er stabiliteten i den søkt tallmessig uttrykt ved hjelp av det midlere antall arbeidsuker pr. år og ansatt ved avdelingen. Middelverdiene er sammenstillet i tabell 1.

Table 1. Mean Number of Working Weeks per Year and Person

| Year | Nurses | Nurses Aids | Total |
|---|---|---|---|
| 1960 | 30,4 weeks/pers. | 24.6 weeks/p. | 26.7 |
| 61 | 34.1 | 23.6 | 27.4 |
| 62 | 35.7 | 32.7 | 34.0 |
| 63 | 37.9 | 25.6 | 30.3 |
| 64 | 28.7 | 22.8 | 25.2 |
| 65 | 33.6 | 32.2 | 32.8 |
| 66 | 41.0 | 29.2 | 33.6 |
| 67 | 35.8 | 29.7 | 32.2 |
| 68 | 36.9 | 28.6 | 32.2 |
| 69 | 42.9 | 27.5 | 34.0 |
| 70 | 36.1 | 22.8 | 27.5 |

En rask sammenligning mellom dosekurver og tallene i denne tabell indikerer en klar negativ sammenheng mellom det gjennomsnittlige antatt arbeidsuker pr. ansatt og de registrerte middeldoser for det angjeldende år. For å få variasjonene i fase er arbeidssituasjonen i det følgende karakterisert ved en mere hensiktsmessig størrelse:

$$\text{Stressfactor } S = k.52/T_u \quad \text{(Eq. 1)}$$

hvor $T_u$ er uketallene fra tabell 1 ($T_u$ numbers from Table 1) K normeringsfaktor som gir S = 40,0 for 1964. Det må her pointeres at det her bare tilsiktes å påvise koincidenser mellom kurvene, men foreløbig ingen matematisk eller årsaksmessig avhengighet.

Valget av betegnelsen "Stressfactor" kan diskuteres. Den indikerer en formodet arbeidsmessig stressituasjon som følge av

av en ustabil personalsituasjon med stor turnover. Men høy turnover kan også være et resultat av en utilfredsstillende personalsituasjon like meget som en årsak. Man må i allfall regne med en meget sterk "feed back" effekt.

I fig. 5 er vist den korrigerte dosekurve for sykepleiergruppen sammenlignet med dens "stresskurve" for tidsrommet 1960-70. Det er påfallende godt samsvar mellom hovedrekkene i kurveforløpet. De strålehygienisk gode år 1960-63 er karakterisert med en sterkt fallende stresskurve og kriseåret 1964 med plutselig økende stress, ustabil personalsituasjon og ekstremt lav gjennomsnittlig funksjonstid pr. ansatt. Også året 1970 er et stressår, men mindre utpreget.

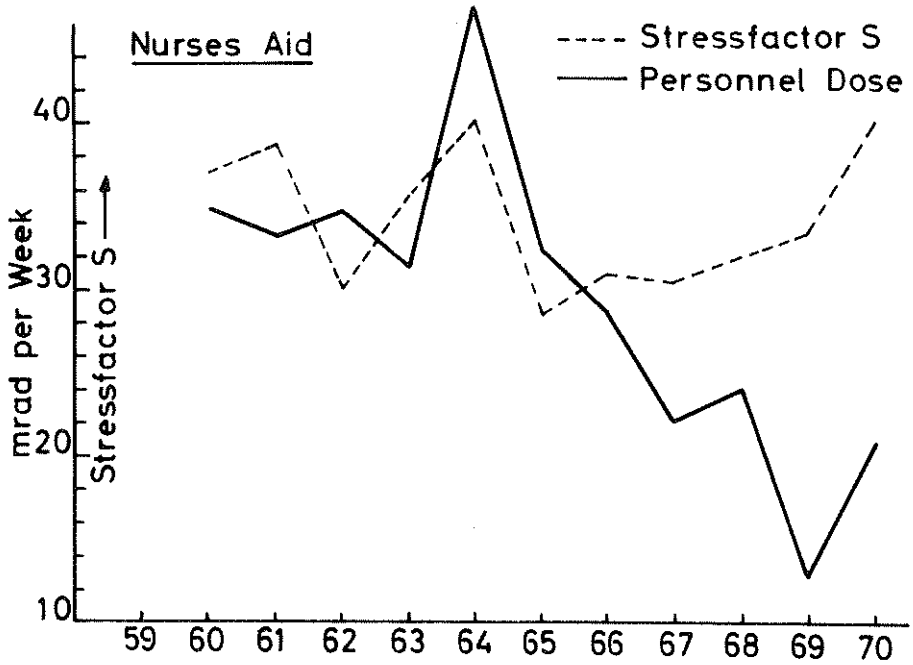



Fig. 6 "Stress" and personnel exposure for the Nurses Aid.

I fig. 6 er de tilsvarende forhold for hjelpepleierne gjengitt. Samsvaret i kurveform og koinsidenser er som helhet mindre utpreget enn for sykepleierne, som utgjør en stabilere og mere etablert gruppe. Men også her er de specielt kritiske år 1964 og 1970. Det er ikke uventet at hjelpepleiergruppen alene bare viser et moderat samsvar mellom stress og strålebelastning, idet den ikke har en klart definert selvstendig funksjon. Den er basert på et intimt samarbeid med sykepleierne, får sin praktiske opplæring av denne og blir betydelig påvirket i den daglige arbeidssituasjon. Selv om hjelpepleierne et år har stor turnover og derved høy stressfaktor, kan utslagene i vesentlig grad dempes gjennom samarbeid med en

en stabil sykepleiergruppe med lavt stress.

Dette fremgår tydelig av fig. 7., som viser de tilsvarende forhold for det totale gynekologiske pleiepersonale. De to kurver viser i hovedtrekkene like godt samsvar som det man finner for sykepleiergruppen alene. Dette på tross av at hjelpepleiergruppen tallmessig dominerer og derved påvirker middelverdiene forholdsvis sterkt. Som ovenfor nevnt kan man ikke vente å finne fullt samsvar i amplituder og kurveform, det er koinsidensene som er det avgjørende.

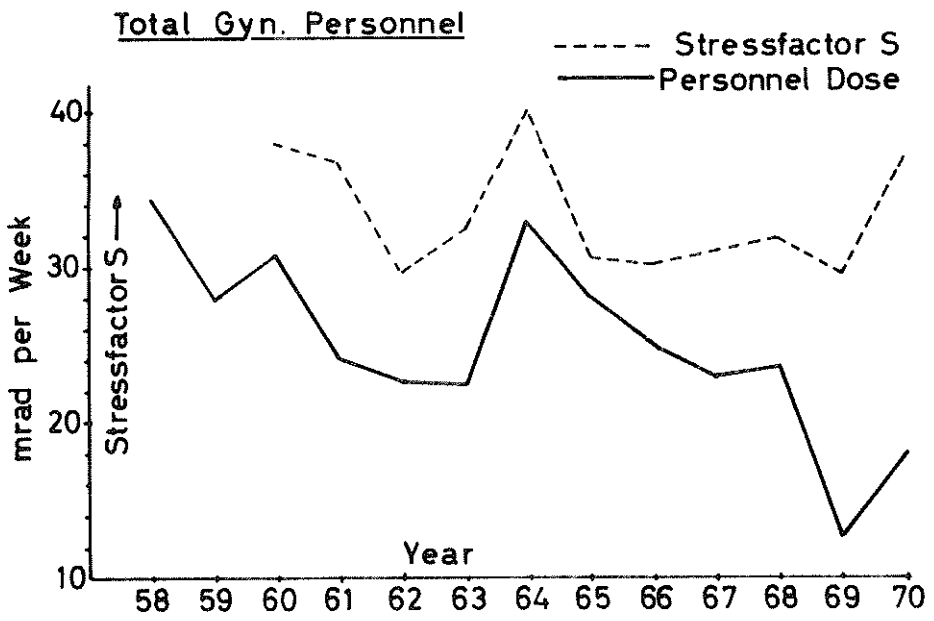



Fig. 7 Variation in personnel exposure and "stressfactor" S for the total gynecological personnel.

De store utslag som karakteriserer en helsefysisk "krisesituasjon med meget markert økning i persondosene, vil ifølge dette materiale kunne inntre når det samtidig opptrer betydelig stress i begge samarbeidende personalgrupper. Dette gjelder både 1964 og 1970. Men når situasjonen ikke utviklet seg så drastisk i 1970 skyldes det vel delvis at det i de foregående år var etablert så stabile helsefysiske forhold at gruppen som helhet hadde betydelig mostandsevne. Desuten var stressituasjonen delvis tilsynelatende, idet personalet i dette utrolige år øket ca. 20 %, hvorved virkningene på de midlere persondoser selvsagt ble vesentlig avdempet. Det er i det hele vanskelig å skille ut de forskjellige samvirkende faktorer som innvirker på helhetsbildet.

## 6. Konklusjon

De undersøkelser som her er fremlagt er av foreløbig art som et første forsøk på en mere detaljert analyse av den helsefysiske utvikling i et hospitalsmiljø hvor det fremdeles i noen grad eksisterer strålehygieniske problemer og hvor man kan regne med å følge utviklingen fremover ennu noen år. Det er åpenbart at denne utvikling hittil ikke bare er blitt preget av rasjonelle tekniske og strålefysiske faktorer, men også av mere diffuse miljøbestemte forhold.

De foreløbige konkrete resultater tyder på at det i det foreliggende statistiske materiale er relativt høy korrelasjon mellom personalsituasjonen i arbeidsmiljøet og den strålehygieniske effektivitet, slik den gir seg objektive fysiske uttrykk i de målte persondoser. Men forholdene er kompliserte, og man bør ikke la seg friste til å trekke vidtgående slutninger om årsaksforhold av psykologisk eller sociologisk natur. Området gir dog interessante perspektiver.

# Betraktninger omkring Normer og Praktisk Risiko ved Teknisk Strålebeskyttelse

Olav Netteland

Health Physics Department
The Norwegian Radium Hospital, Oslo 3, Norway

## Abstract

CONSIDERATIONS ON PREMISES AND PRACTICAL RISKS IN TECHNICAL RADIATION PROTECTION

In planning and calculation of technical radiation shielding in modern hospitals, it is aimed to obtain an efficient and adequate protection of the involved personnel according to ICRP recommendations and other relevant regulations. During ordinary radiation work in controlled areas it is therefore expected to be some calculated risks and no absolute protection against any professional exposure.

During several years of extensive practical experience it has proved that in modern hospitals most of the controlled personnel groups are exposed to very low yearly doses of only negligible biological importance, which indicates extreme overprotection compared to the original shielding premises.

This situation may have economic and technical consequenses which now should be critically evaluated. But it seems more important that such overprotection may have a negative influence on radiation understanding and behaviour of the involved personnel. Special interest should be paid to the circumstance that obvious overprotection of most personnel groups in a hospital may give psychological and social problems to the few left groups which still are exposed to relatively high doses and for which the existing radiation hazard can be eliminated only by radical technical improvements and corresponding economic efforts.

The present situation in different representative Scandinavian hospitals should be investigated to give evidence for the need of an eventual revision of the existing practical norms and regulations.

## 1. Innledning

Ved planlegging og beregning av tekniske beskyttelses anordninger ved medisinske strålingsanlegg i sykehus, tilsiktes et effektivt og adekvat strålevern for det personale som regelmessig arbeider ved anlegget, i overensstemmelse med ICRP's rekommensasjoner og andre relevante normer og bestemmelser. Med tekniske anordninger forståes her først og fremst rent bygningsmessige anordninger og andre passive hjelpemidler som ikke fordrer aktiv medvirkning og specielle tekniske ferdigheter fra personalets side for å kunne bli effektive.

Som kjent gjelder under disse forhold 5000 millirem som maksimal tillatt strålebelastning pr. år eller ca. 100 millirem pr. uke for yrkesmessig eksponert personale. Det er ved mange anledninger gitt uttrykk for at det er denne verdi som må legges til grunn ved planlegging av teknisk strålebeskyttelse for "kontrollerte områder" hvor personalet forutsettes å være undergitt pliktmessig og kontinuerlig helsefyisk kontroll. Den nedre grense på 1500 millirem pr. år indikerer klart at det her forutsettes en betydelig kalkulert risiko og det ikke hverken tilsiktes eller forventes et fullstendig strålingsfritt arbeidsmiljø. Dette forhindrer selvsagt ikke at beskyttelsen bør være så god som det er praktisk mulig når det tas rimelig hensyn også til tekniske og økonomiske forhold.

## 2. Den praktiske strålesituasjon i sykehus.

Ser man på den praktiske risiko ved såkalt "strålefarlig" arbeide i moderne sykehus, vil man i allfall innenfor Norden, av den foreliggende helsefysiske statistikk finne at for de fleste personalgruppers vedkommende er de årlige middeldoser så lave at all faktisk strålerisiko er eliminert. Dette kan belyses ved fig. 1, som er et utdrag av siste års personalstatistikk for Det Norske Radiumhospital, Oslo, men kan antas å være noenlunde representativ også for de fleste andre institusjoner av denne art. Det sees at den langt overveiende del av det regelmessig kontrollerte personale har ukedoser i området 0- 2,5 millirem eller maksimale årsdoser på 50- 100 millirem. Dette er middeldoser som ligger under eller på grensen av det skkert målbare og vesentlig lavere enn det som var antatt da strålingsanleggene i sin tid ble planlagt.

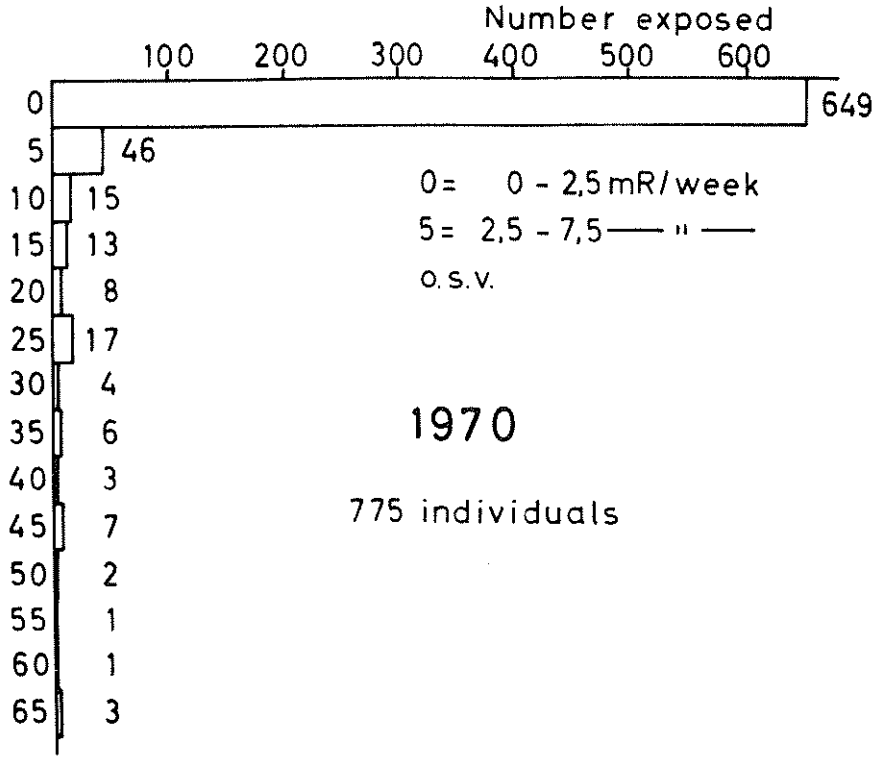



Fig. 1 Helsefysisk personalstatistikk for Det Norske Radiumhospital, Oslo

Health Physical Personnel Statistics for The Norwegian Radium Hospital, Oslo

Som det vil fremgå av fig. 2 gjelder dette i høy grad også for personalet i de klassiske "strålebelastede" grupper, f.eks. røntgendiagnostikk, røntgenbehandling, høyenergi stråleterapi og de forskjellige isotoplaboratorier. Samtlige disse kan betegnes som ekstreme "lavdosegrupper" som arbeider i kontrollerte områder og derfor må betegnes som teknisk overbeskyttet.

For de fleste av de nevnte personalgrupper er det teknisk sett mulig og ofte ikke særlig kostbart å realisere et praktisk talt strålingsfritt miljø ved at strålingsanleggene kan monteres i rom med tilstrekkelig tykke betongvegger, forsynt med strålingssluser eller solide blydører, hvor apparatene fjernbetjenes eller automatiseres og pasientene overvåkes ved hjelp av strålesikre vinduer eller fjernsynsanlegg. Uansett hvor seriøst man arbeider med planlegging og gjennomføring av byggearbeidene vil resultatet i de fleste tilfeller bli strålingsrom med en betydelig grad av tilsiktet eller utilsiktet overbeskyttelse.

Som et eksempel på dette er på fig. 3 vist et strålingsrom

som jeg selv i sin tid har planlagt, med angivelse av de anvendte beskyttelsesmaterialer og målte stedsdoser under normale driftsforhold. Det er åpenbart at ved så lave stedsdoser overalt hvor personer kan oppholde seg, vil de resulterende bidrag til de registrerte persondoser ikke være målbare. Tilsvarende forhold vil man utvilsomt finne ved de fleste moderne sykehusanlegg.

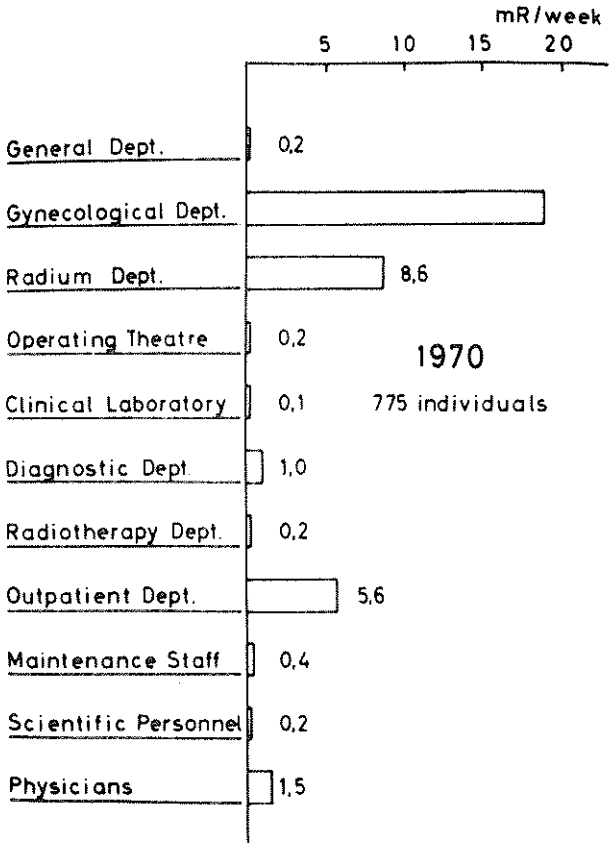



Fig. 2 Personalstatistikk for Det Norske Radiumhospital. Strålebelastning av forskjellige personalgrupper.

Personnel Statistics for The Norwegian Radium Hospital. Mean weekly exposure for different personnel groups.

## 3. Årsaker til teknisk overbeskyttelse.

Selv om lavdoseforholdene sikkert er konstatert og diskutert ved de fleste hospitaler, kjenner jeg ikke til at det er utført mere omfattende og detaljerte undersøkelser på dette felt. Når det gjelder årsakene til den alminnelige tekniske overbeskyttelse må man derfor bygge på mer eller mindre velbegrunnede antagelser. Strålingsinstallasjoner som ble planlagt i 1950 årene og kanskje også i begynnelsen av 1960 årene, var for de fleste planleggere

nye og uvante arbeidsoppgaver, hvor man først og fremst manglet praktisk erfaring, men til dels også måtte bygge på et noe mangelfullt strålefysisk materiale. Dette gjelder specielt for større betatronanlegg, men til dels også for lineære akseleratorer med store dosehastigheter. ICRP's rekommendasjoner vil i regelen bare gi prinsipielle synspunkter av generell karakter, men det oppstår problemer når disse av statlige instanser eller andre faggrupper skal omsettes i konkrete normer eller forskrifter.

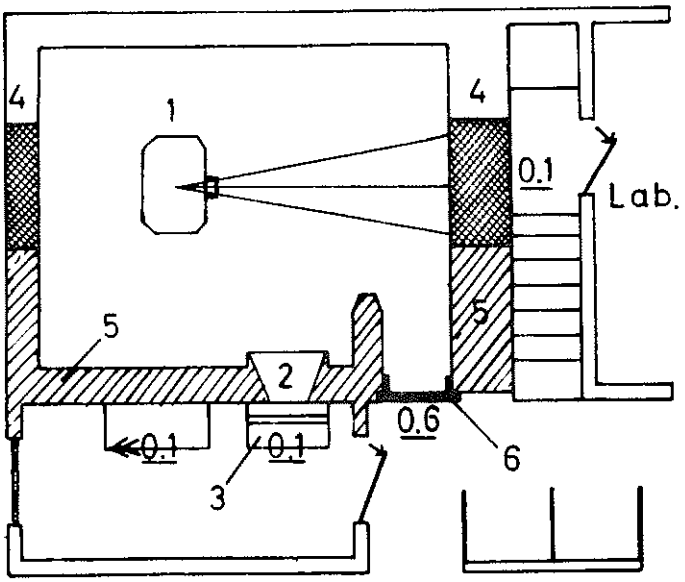



Fig. 3 Eksempel på strålebeskyttelse av betatronrom.
Radiation Protection of a Betatron Room.

1: Betatron 2: Water window 3:Control desk
4: Iron enriched Magnetite concrete. Dens. 4.3
5: Magnetite concrete, density: 3.5
6: Door with 40 mm Pb. Doses in mrad/h.

Til dels rigorøse tekniske normer, til dels uoversiktlige strålefysikalske forhold, men først og fremst skjønnsmessige, driftsbetingede faktorer basert på utilstrekkelig praktisk erfaring har ofte blitt feilvurdert eller ensidig overvurdert, og har samvirket til å gi overbeskyttelse. I svært mange tilfelle vil i skjermingsområder som kan treffes av primærstråler bli forlangt en strålebarriere med tykkelse tilsvarende 18-20 HVL, uten hensyn til hyppighetsfaktoren for den angjeldende stråleretning. For et 30 MeV betatronanlegg kan dette bety vegg tykkelser på 2,5 m normalbetong eller tilsvarende mindre av tyngre, men vesentlig dyrere specialbetong. Fig. 3 viser et eksempel på dette. Man har også her et eksempel på overvurdering

av behovet for sekundærstrålebeskyttelse, idet et 90 cm dypt vannvindu uten tilsetning av tunge metallsalter, gir fullverdig beskyttelse av kontrollpulten for all spredt stråling. Det er da innlysende at normalbetong i veggen vilde vært fullt tilstrekkelig.

I mange tilfelle vil hyppighetsfaktoren for horisontal eller oppadrettet stråleretning ut fra teoretiske forhåndsbetraktninger bli sterkt overvurdert, idet ved de fleste terapianlegg hyppigheten for vertikalt nedadrettet bestråling vil være 80% eller mere. Sannsynligheten for en bestemt annen retning vil derfor bli ganske liten. Et annet forhold som også ofte blir sterkt overvurdert er den totale effektive bestrålingstid pr. kontrollert person ved passasje utenfor relativt lite brukte strålingsfelt, f.eks. mot trapp eller korridor. Passasjetidene blir her av få sekunders varighet og dosebidraget blir forsvinnende.

Disse eksempler antyder noen av de faktorer som kan ha medvirket til teknisk overbeskyttelse. Det er ikke forbausende at situasjonen er slik, fordi kravene til full sikkerhet alltid må være de dominerende, og der hvor det er grunn til tvil må resultatene trekke i samme retning. Det er vel forståelig at man heller overdimensjonerer en vegg enn å risikere at den senere må forsterkes, f.eks. ved å legge på bly. Ofte vil også ekstrem strålebeskyttelse i seg selv bli ansett for prisverdig, og er verd visse ekstra økonomiske ofre.

## 4. Konsekvenser av teknisk overbeskyttelse.

Når disse forhold allikevel er tatt opp til behandling skyldes det at slik overbeskyttelse også har sine negative sider, som etterhånden kan få økende betydning og derfor har krav på oppmerksomhet. Det er sannsynligvis de økonomiske forhold som først faller i øynene. idet man uten videre vil kunne anta at betydelig overbeskyttelse også må medføre til dels betydelige unødvendige omkostninger. Dette holder dog ikke alltid stikk, idet et nytt bestrålingsrom med normalbetong i veggene ikke blir nevneverdig fordyret dersom veggtykkelsen økes en del. Men i andre tilfelle vil selvsagt dyrebare arealer bli ødslet til overdimensjonerte strålebarrierer.

Langt viktigere er adekvat dimensjonering der hvor plassen er så liten at betydelige blymengder eller kostbar special-

betong er nødvendig for å kunne realisere et strålingsprojekt. I slike tilfelle vil det kunne oppnåes relativt store besparelser. På lengere sikt er imidlertid de rent tekniske muligheter av størst interesse, idet en realistisk skjermingsteknologi vil kunne gi mere fleksible planløsninger også for medisinske strålingsrom. Derved vil f.eks. de hittil anvendte massive og høyst permanente bunkerkonstruksjoner i fremtiden kunne avløses av halvpermanente anlegg utformet i overensstemmelse med den alminnelige tendens i moderne sykehusbygging, basert på få bærende konstruksjoner og flyttbare veggelementer.

Ved siden av de her antydede økonomiske og tekniske aspekter er det også personalmessige problemer som har krav på oppmerksomhet. Dersom personalgrupper i et kontrollert område permanent overbeskyttes, vil de etterhvert miste interessen for sin helsefysiske situasjon. Stadig registrerte nulldoser vil lett svekke tilliten til filmkontrollen, og det oppstår lett slendrian med bruk av film. En del institusjoner har tatt konskvensen av dette og f.eks. helt sløyfet filmkontrollen av terapipersonalet. Også dette er betenkelig, for også i et nulldosemiljø eksisterer en potensiell strålerisiko på grunn av teknisk svikt eller tilfeldig brudd på innarbeidede rutiner. Også lavdosepersonalet trenger strålerespekt og strålehygienisk innsikt. Dette er lettest å erhverve og vedlikeholde når det faktisk eksisterer en målbar risiko.

Saken har også sin interessante psykologiske og sociale side, idet lavdosepersonalet i kontrollerte områder fremdeles blir betraktet som potensielt stråleeksponerte og har arbeidsmessige og sociale fordeler sammenlignet med annet sykehuspersonale. Det er konstatert antyding til konflikt mellom lavdosegruppene og de få gjenværende høydosegrupper, som fremdeles utsettes for relativt stor strålebelastning og hvor effektiv teknisk strålebeskyttelse er ugjennomførlig av praktiske eller økonomiske grunner.

Det tenkes her spesielt på personalet ved radiumavdelinger og gynekologisk pleiepersonale på strålеavdelinger. Selv om middeldosene for disse høydosegrupper oftest ligger langt under tillatt maksimum og de helsefysiske problemer er praktisk eliminert, så er de relative forskjeller mellom grupper i samme arbeidsmiljø så store at det kan oppstå reelle sociale problemer.

## 5. Konklusjoner.

Disse betraktninger henleder oppmerksomheten på et problemkompleks som hittil har vært viet liten interesse. Men det er dermed ikke sagt at saken har reell praktisk betydning. Dertil er vår innsikt på dette felt ennu for mangelfull. Det er på den annen side ikke tvilsomt at det ved nordiske hospitaler allerede finnes et omfattende erfaringsmateriale vedrørende planlegging, bygging og mangeaårig drift av medisinske strålingsanlegg av forskjellig art.

En samlet systematisk vurdering av dette materiale med hensyn til tekniske, økonomiske, driftsmessige og strålehygieniske forhold, bør kunne gi verdifull faglig innsikt på dette felt. Det er mulig at resultatene av en slik undersøkelse vil indikere behov for visse forandringer av skjermingstekniske normer og forskrifter. Men også uten slike formelle reaksjoner vil ny eksakt kunnskap på dette område bidra til at fremtidige medisinske strålingsavdelinger kan planlegges og bygges mere hensiktsmessig enn hittil.

# Et Strålingsuhell med Røntgendiffraksjonsapparat

Arne Bull
Helsefysikktjenesten, Universitetet i Oslo

## Abstract

A RADIATION EXPOSURE ACCIDENT WITH X-RAY DIFFRACTION UNIT. At the University of Oslo a great number of x-ray diffraction units are used, many of them fitted with self-made accessories. One of them operating a Weissenberg camera developed a fault in the beam shutter system and a warning system was overlooked due to special circumstances. The operator was exposed to the direct beam for about 3 minutes while making adjustments by looking in a microscope. The unprotected left eye and the nearby skin of the face was exposed by appr. 720 R, resulting in appr. 175 rad to the lens of the eye. Personal filmdosimeter showed no exposure. Repeated medical examinations have been negative.

Universitetet i Oslo har ca. 30 røntgenapparater som benyttes til analytiske formål, diffraktometre, spektroskoper, goniometre m.v. Ofte har en på samme røntgenapparat flere stråleutganger. Arbeidsrutinen skal gjøre det mulig å arbeide med stråleutgangene uavhengig av hverandre og uten å stanse røntgenrørets stråling.

Mange av våre apparater er av et eldre Philips fabrikat, type PW 1010/30 med fire separate stråleutganger, hver forsynt med filtersystem og elektromekanisk strålelukker. Strålelukkerne åpnes manuelt, men stenges ved at holdemagnetens strøm brytes av en manuell bryter eller av et tidsur. Et lite rødt markeringsfelt indikerer åpen stilling, det samme gjør en liten rød lampe på strømforsyningsenheten, men begge indikatorer er vanskelige å se.

Vi har erfart en del feil i tidsurene, dels også i de elektromagnetiske lukkermekanismer. For å øke sikkerheten har vi derfor montert mikrobrytere som utløses av strålelukkerens bevegelser. Mikrobryterne betjener en separat strømkrets som gir grønt signallys i fullstendig stengt lukkerposisjon, rødt lys for alle andre lukkerposisjoner. En av lampene skal alltid lyse såfremt apparaturens hovedbryter er slått på.

I den apparatur der uhellet inntraff var mikrobryterens funksjon endret til å bryte strømmen til motoren i et Weissenberg-kamera. Ved stråling påsatt vil dette kamera bevege seg kontinuerlig frem og tilbake. Denne bevegelsen var før uhellet akseptert som "signal" for åpen strålelukker.

Uhellet inntraff som følge av en rekke omstendigheter:

1. Tidsuret feilet. Strålelukkeren sto åpen da tiden var ute.
2. Kameraets bevegelse ble oversett. Vedkommende operatør var særlig erfaren og rask og greide å løsne kameraet fra motorens drivaksel enda denne roterte. (En mindre erfaren person ville ikke ha greidd det).

3. På grunn av en lyskilde ble hele Weissenberg-kameraets stativ mot normalt løsnet, og skjøvet ca. 6 cm til høyre. Dermed fulgte også siktemikroskopet med. Dette ville ellers vært innsiktet mot primærstrålen, og stanset denne.

Under det etterfølgende arbeidet med å stille inn nytt preparat ved innsiktning i mikroskopet med høyre øye, ble det venstre øyet og huden omkring i en diameter av 5 cm bestrålt av primærstrålen i ca. 3 minutter.

Røntgenstrålen var Cu-stråling, nikkelfiltrert, midlere energi ca. 8 keV. Eksposisjonen mot huden og øyet ca. 240 R/min, målt med Victoreen bløtstrålekammer. Dose til øyelinsen er beregnet til ca. 175 rad. Total eksposisjon ca. 720 R. Filmdosimeteret båret på brystet viste ingen dose. Vedkommende fikk lettere irritasjon i øyet samme aften, men dette kan også være psykisk betinget. Legekontroll 2 dager etter bestråling ga ingen synlige reaksjoner. Årlig legekontroll vil bli foretatt inntil videre.

Apparaturen vil bli underkastet forbedrete sikkerhetstiltak. For tiden har en festet seg ved muligheten av å sette en rød signallampe i serie med holdemagneten i denne oppstilling, men dette signal indikerer ikke mulig mekanisk feil i lukkermekanismen, hvorfor mikrobryter som ovenfor nevnt, må ansees som bedre løsning der dette er mulig.

Generelt er det et problem at universiteter i stor utstrekning selv konstruerer kameraer m.v. slik at sikkerhetsanordninger som tilhører originalutstyr ikke alltid funksjonerer etter hensikt. Stadig større studentgrupper lærer å bruke slik apparatur. De strålehygieniske forhold i denne sammenheng må derfor tillegges større vekt enn tidligere.

# Radioaktivt Märkta ID-kort

Bengt G Pettersson
Statens strålskyddsinstitut, Stockholm

## Abstract

RADIOACTIVE LABELED IDENTIFICATION CARDS. The increasing use of false documents (identification cards and cheques) has enforced a need for more strict rutines for the identity verification in banks. An identification card, judged by banks and police authorities to meet highly put requirments on inherent security against falsifying, is described. Particularily the radioactive labeling which is introduces to render it more difficult to make a false identification card, is presented together with an account of functional demands on the labeling.

The new identification card has been scrutinized from radiation protection point of view on the following bases. The card shall be totally harmless to carry and use for individual persons handling the card (β-radiation). The distribution of cards to a large number of people shall not imply an unduly large contribution to the dose to the whole population considering the benefit gained by labeling (bremsstrahlung). Both theoretical calculations and experimental dose measurements have been used to form a basis for dose estimations. The result of the examinations is an approved identification card labeled in a special way with not more than 1 μCi Pm-147.

# I SYSTEMBESKRIVNING

Sedan ungefär ett år har en ny typ av id-kort börjat ersätta hittills utnyttjade legitimationshandlingar i Sverige. Det nya id-kortet har vissa helt nya egenskaper jämfört med de äldre; särskilt kan framhållas att det är försett med en radioaktiv märkning, som har kommit till i det dubbla syftet att göra kortet svårare att förfalska och att möjliggöra en automatisk kontroll av kortets äkthet.

Id-kortet har framtagits i samarbete mellan banker, posten, rikspolisstyrelsen och det tillverkande företaget AB ID-kort, och får anses fylla mycket högt ställda krav på förfalsningssäkerhet. För närvarande distribueras detta id-kort via tre kanaler, dels som primära bank- och postlegitimationskort (med posten resp bank som utfärdare), dels som tjänstekort (med offentlig institution, t ex hälsovårdsnämnd, militärförband, statlig myndighet etc, som utfärdare) och dels som företagskort (med större, välrenommerade, företag som utfärdare). Oberoende av distributionssättet är legitimation gentemot penninginstitut att se som den primära användningen.

## Kortets egenskaper

De äldre id-korten var i allmänhet uppbyggda så, att på en kartongskiva, där personuppgifterna inklusive namnteckningen noterats, klistrades ett fotografi. I vissa fall försågs kortet med ett skyddande laminathölje. Erfarenheterna har visat att denna korttyp är mycket lätt att förfalska. Allt var möjligt, och praktiserades, från mindre ändringar av text eller utbyte av fotografi till hel nytillverkning.

Det nya id-kortet tillverkas efter helt nya principer. Vid beställningen skriver kunden sin namnteckning på ett masterkort, som sedan tillsammans med foto, personuppgifter och en bekräftelse på att dessa är autentiska sänds till AB ID-kort. På fotografisk väg överföres där foto, personuppgifter, giltighetstid, namnteckning samt utfärdarens namn till det egentliga id-kortet.

Redan av det skälet att hela kortet är en fotografisk handling har förfalskning försvårats avsevärt. Som ytterligare säkerhet mot förfalskad handling, användes ett speciellt papper försett med vattenmärke, och på såväl fram- som baksida tryckes i flera färger ett mönster av samma typ som återfinnes på sedlar. Slutligen användes fluorescerande färg och radioaktiv märkning.

Kortet är i detta skick känsligt för mekanisk påverkan och nötning, och för att få erforderlig stadga och slitstyrka är det laminerat på baksidan och lackerat på framsidan. Skälet till att inte laminera även framsidan är att laminatet under vissa förutsättningar kan avlägsnas utan att kortet skadas, varigenom en förfalskares arbete underlättas. Det är vidare lättare att dölja skrapmärken och dylikt med laminering.

I det följande kommer att ges en i viss mån ofullständig beskrivning av märkningen och systemet i övrigt. Ofullständigheten har tillkommit på uppmaning av tillverkaren, som har ett naturligt intresse av att inte systemtekniska detaljer publiceras. Författaren hoppas läsaren har förståelse härför.

Radioaktiv märkning

Det radioaktiva ämnet prometium-147 utnyttjas för märkningen. I tabell 1 ges sönderfallsdata för Pm-147.

Tabell 1 Sönderfallsdata för Pm-147

| | | |
|---|---|---|
| $T_{1/2}$ | 2,6 år | |
| $\beta^-$ | 230 keV | (100 %) |
| $\gamma$ | 121 keV | (~0,01 %) |

Enligt föreskrifterna för märkningsarbetet får det på varje kort finnas högst 1 µCi Pm-147 och så applicerat att aktiviteten är helt skyddad från direkt beröring. Vidare skall aktiviteten anbringas över en viss minsta yta, i praktiken av storleksordningen $cm^2$. Den exakta storleken av den aktiva ytan styrs bl a av vilken detektor som valts för kontrollerna. Eftersom precision i sig är en säkerhetsfaktor kommer aktivitetsarean och detektorns effektiva area att vara i det närmaste lika stora.

Precisionen kräver även att det medium i vilket Pm-147 ingår har väl kända egenskaper i fråga om bl a inträngning i kortet och ev missfärgning. Självfallet måste även eftersträvas att aktiviteten appliceras ythomogent över den avsedda arean. Detta krav har även tillkommit av strålskyddsskäl, liksom kravet att kortet i övrigt inte får vara kontaminerat.

När samtliga faser i tillverkningen är avslutade sker en kvalitetskontroll, som även innefattar kontroll av märkningen. Korrekt märkning är ett krav från såväl strålskydds- som funktionssynpunkt där de funktionella kraven torde vara hårdast. Varje kort undersöks individuellt, och kort med för hög eller för låg aktivitet förkastas. Stickprovsvis görs även kontroller att korten i övrigt är fria från kontamination.

Märkningens praktiska användning

Avsikten med märkningen har av avnämarna angetts vara att ge möjligheter till automatisk och objektiv kontroll av kortens autenticitet. Kassapersonalen i en bank skall alltså i tveksamma fall kunna få ett snabbt och klart ja eller nej som svar på frågan om kortet är äkta. Eftersom vidare halveringstiden är 2,6 år, kan sönderfallet utnyttjas för att sortera ut kort som är för gamla; giltighetstiden är 5 år. Kontrollen tillgår sålunda. Kortet föres in i en kontrollapparat, och efter en viss tid "svarar" apparaten genom att tända en grön eller röd lampa. Under mättiden registrerar en detektor den utträngande β-strålningen, och antalet registrerade pulser under mättiden styr signallamporna. Utöver den för den egentliga mätningen avsedda detektorn finns i kontrollapparaten även en γ-känslig detektor som avslöjar om en β- och γ-strålande nuklid använts i förfalskningssyfte. Några egentliga drifterfarenheter från praktiskt bruk på fältet av denna kontrollapparat finns ännu inte att redovisa.

Även om den primära användningen av kontrollapparaten torde vara penninginstitutens äkthetskontroll kan det i ett senare skede väntas att t ex även polisväsendet tar kontrollapparaten i bruk om drifterfarenheterna är goda. Detta kan dock ske först sedan spridningen av märkta kort blivit mer allmän.

Författaren är pessimistisk i sin bedömning av det nu använda märkningssystemets möjligheter att motsvara framtida krav på operationell smidighet och faktisk säkerhet.

Sannolikt fordras ett omfattande vidareutvecklingsarbete för att öka tillförlitligheten i systemet. I nuläget kommer ett i princip beräkningsbart antal äkta kort att underkännas av kontrollapparaten av räknestatistiska skäl, och så länge nuvarande mätteknik bibehålles, kommer denna olägenhet att kvarstå. Genom att förfina mätteknik och märkning kan den minskas, men det måste anses vara principiellt otillfredsställande att tillförlitligheten är beroende av slumpen. Allmänhetens förtroende för kontrollsystemet är ju helt beroende av att detta fungerar klanderfritt och utan inverkan av helt slumpmässigt fördelade händelser.

Det må slutligen nämnas att introduktionen av de märkta korten gick mycket smidigt. Endast ett fåtal förfrågningar om de nya id-kortens farlighet nådde strålskyddsinstitutet. Inte heller i pressen förekom någon motaktion. Ett mindre antal seriösa frågeställare framträdde i dagspress och facktidskrifter. Läkartidningen nr 15 och nr 19 1970 innehåller exempel på dessa frågor. Svaren är skrivna av docent Peter Reizenstein och professor Bo Lindell.

## II STRÅLSKYDDSMÄSSIGA ÖVERVÄGANDEN

### Consumer products

Inom begreppet "consumer products" rymmes produkter, som avger strålning av låg intensitet, och som är fritt tillgängliga för den stora allmänheten. Tillgängligheten kan sägas vara aktiv i det att det gäller produkter som marknadsförs direkt till allmänheten och inte bara, efter visst besvär och till påtagliga kostnader, kan anskaffas av vem som helst. Produkterna innehåller oftast något radioaktivt ämne (t ex lysfärgen i klockor), men kan även innehålla någon komponent, som vid drift avger röntgenstrålning ( t ex TV-apparater).

Karaktäristiskt för consumer products är att de sprids bland allmänheten på ett helt okontrollerat sätt. Detta är avsiktligt; dvs strålskyddsmyndigheten har funnit det acceptabelt att de individuella artiklarna säljes fritt, och den strålskyddsmässiga styrningen av verksamheten skall avse den samlade användningen.

Vanligen är produkterna inte märkta med uppgifter om aktivitetsinnehåll. I de fall märkning användes, är den begriplig endast för specialisten.

De radioaktivt märkta id-korten är ett närmast idealiskt exempel på consumer products. Eftersom samhället är intresserat av att varje individ skall vara enkelt, säkert och i vissa fall tvångsmässigt identifierbar, kommer korten att spridas bland ett stort antal människor. Man kan vänta sig att varje vuxen person kommer att bära ett kort. Några personer kommer kanske att bära två eller flera kort, t ex av det skälet att den av XYZ-bolaget anställde inte alltid vill visa vilken hans arbetsgivare är vid kontakter med banker.

### Normer

I avsikt att ge ett internationellt gemensamt underlag för bedömningar av nytillkommande consumer products har ENEA utgivit en normgivande skrift med titeln: "Basic approach for safety analysis and control of products containing radionuclides and available to the general public". Normerna bygger på ett förarbete som Dr R E Cunningham utfört, och omnämnes därför ibland som Cunninghamrapporten.

Den för policydiskussioner mest intressanta delen av rapporten upptar en tabell som visar dosportionering baserad på överväganden om risk contra nytta. Tabellen återges nedan.

Tabell 2 Dosportionering för consumer products

| Grad av nytta | Individuell dos | Populations-dos |
|---|---|---|
| Obestridlig nytta (såsom livräddande utrustning) | $< 0,1$ av ICRP:s dosgräns | $< 10^{-4}$ av ICRP:s dosgräns |
| Säkerhetsutrustning<br>Ökning av tekniska produkters tillförlitlighet<br>Speciell tekniskt utrustning | $< 0,01$ av ICRP:s dosgräns | $< 10^{-4}$ ICRP:s dosgräns |
| Lägre grad av nytta | $< 0,001$ av ICRP:s dosgräns | $< 10^{-5}$ av ICRP:s dosgräns |
| | (avser enstaka artiklar) | (avser bruket av samtliga artiklar) |

Id-korten faller naturligt i den mellersta kategorin under rubriken "ökning av tekniska produkters tillförlitlighet". De dosgränser som skall iakttagas för Pm-märkta id-kort blir

populationsdos $< 10^{-4}$ av 5 rem över 30 år eller $< 0,02$ mrem/år

individuell dos $< 10^{-2}$ av 30 rem/år eller $< 300$ mrem/år

Populationsdosgränsen gäller strålningsbidrag från broms- och gammastrålning, medan den individuella dosgränsen avser betabestrålning av huden.

Båda dosgränserna gäller för normal användning av id-kort. För missbruk, eller mer exakt, för icke orimlig, men oväntad, användning av kortet har dosgränsen 30 rem/år till huden ställts upp. Dvs vid ett icke otroligt missbruk skall ingen enstaka individ kunna erhålla högre huddos än vad som en med strålning yrkesverksam person får erhålla enligt ICRP:s rekommendationer.

Extern exponering

Populationsdoskravet att ingen standardindivid skall erhålla mer än 0,02 mrem/år kan inte verifieras som uppfyllt genom direkta mätningar på entaka kort. Teoretiska beräkningar över bromsstrålningsproduktionen kompletterade med mätningar från en 10 mCi Pm-lösning har tillgripits, varvid följande förutsättningar har ställts upp.

1 Kortet bäres i handväska, i plånbok eller löst i en ficka under en tredjedel av total tid.

2 Minimiavstånd till gonader 10 cm (räknat som vatten).

3 Årsdosen skall räknas som medelårsdos över kortets giltighetstid, dvs över 5 år.

Mätningar har gjorts med hjälp av dosimeterfilm och TLD på relativt små avstånd från Pm-lösningen; 5 och 10 cm. Vatten har använts som absorbator för att simulera vävnad. Av tekniska skäl kunde endast 3 cm vattenskikt användas.

Under beaktande av förutsättningarna ovan gav teoretisk beräkning av den aktivitetsmängd, som svarar mot dosgränsen 0,02 mrem/år, värdet ca 4 µCi och mätningarna gav ca 20 µCi. Överensstämmelsen är tillfredsställande och resultaten ger tillräckligt noggranna upplysningar om den mest sannolika exponeringen.

Kravet att huddosen vid normal användning skall vara mindre än 300 mrem/år är mycket svårare att översätta till verkliga förhållanden.

Vid normal användning av kortet ligger det i en plånbok eller handväska, eventuellt instoppat i ett plastfodral, och tages fram en kort stund vid bank- eller postkassan. Så länge kortet ligger i handväskan eller plånboken utgör det inget bekymmer från hudexponeringssynpunkt, β-partiklarnas räckvidd är för kort (ca 50 mg/cm$^2$). I de fall kortet förvaras på annan plats men instoppat i plastfodral är β-exposition av samma skäl omöjlig. Förutsättningen för β-exposition är alltså nära nog direkt kontakt mellan den aktiva delen av kortet och huden eftersom räckvidden är kort (den har reducerats av att aktiviteten är "inbakad" i kortet). Det normalt egentligen enda möjliga fallet är att någon trycker kortet mot handen eller ett finger; dvs handen är här den för exponering mest sannolika kroppsdelen. Vissa svårigheter i bedömningen introduceras därigenom i det att tillåtlig exponering borde vara 750 mrem/år och inte 300 mrem/år (ICRP:s handdos 75 mrem/år). Skälet till att ändock bibehålla

huden som dosgränsdefinierande organ är förhållandena vid rimlig felanvändning. Här förutsättes att en person använder kortet utan plastfodral eller dylikt, och bär det ständigt och jämt i bröstfickan på en tunn skjorta så att kortet kommer praktiskt taget i kontakt med huden och ständigt bestrålar samma hudområde. Huddosen får då inte överstiga 30 rem/år.

Bedömningen i denna fråga är baserad på i huvudsak teoretiska beräkningar, i vissa fall kompletterad med mätdata för att få ett beräkningsunderlag.

För den teoretiska beräkningen har utnyttjats en metod som anvisas av Loevinger, Japha och Brownell i Hine-Brownell "Radiation Dosimetry" (sid 693 ff). Metoden ger dosen (eller dosraten) på olika inträngningsdjup, och kan därför utnyttjas för beräkning av dosen till det ICRP anger som hud; dvs ett plan beläget omedelbart under ytterhudens 7 mg/cm$^2$. I ett avseende svarar förutsättningarna inte helt mot de krav metoden ställer, nämligen att såväl strålkällan som punkten av intresse skall befinna sig inom samma homogena absorbator. Då kravet på noggrannhet i dessa beräkningar inte är uttalat stort accepteras felkällan. Förutsättningarna för beräkningarna har varit att absorbtion sker dels i kortet (aktiviteten är "inbakad") och dels i skjorta och ytterhud, totalt ca 30 mg/cm$^2$. Huddosraten blir ca 10 mrad/h per 10$^4$ dps/cm$^2$. Medlas dosraten över giltighetstiden och beaktas att occupancy factor är 1/3 blir medelårsdosen ca 20 rad. Dvs kort med specifika ytaktiviteten ca 10 000 dps/cm$^2$ (= 0,3 µCi/cm$^2$) är acceptabla enligt huddosgränsen för felanvändning.

Utifrån uppmätta data om β-partikelflödet från kort med känt aktivitetsinnehåll har även β-dosen beräknats som medeldos i det hudskikt (under 7 mg/cm$^2$) som svarar mot den kvarvarande räckvidden. Detta ger ett mått på vävnadsdosen i huden. Vid beräkningen har β-partiklarnas medelenergi antagits vara densamma vid olika inträngningsdjup. Initialdosraten blir ca 2 mrad/h och medelårsdosen ca 3 rad per 5 000 dps/cm$^2$. Eftersom beräkningsförutsättningarna inte stämmer överens med ICRP:s huddefinition får dosratuppgifterna endast användas som en grov kontroll av den rent teoretiska beräkningen. I detta syfte har även en direkt ytdosmätning med hjälp av TLD-dosimetrar utförts. Tillförlitlig kalibrering kunde inte göras vid mättillfället, varför utvärderingen måste baseras på kalibreringar gjorda för en högre β-energi. Överensstämmelsen med den teoretiska beräkningen var därför inte bättre än inom en faktor ca 10.

Intern exponering

Om ett kort skadas kan aktiviteten frigöras och eventuellt ge upphov till intern exponering. Vid oralt intag, som är det enda praktiskt möjliga, är stråldosen till magtarmkanalen omkring 10 mrem/µCi. Utöver magtarmkanalen, varifrån upptaget är mindre än 0,01 %, är skelettet kritiskt organ. MPBB för skelettet anges av ICRP till 60 µCi.

Det står klart att någon intern exponering av betydelse inte kan erhållas ens efter förtäring av flera kort med en Pm-aktivitet av 1-10 µCi. Innehåller korten t ex 1 µCi och någon äter tio kort per vecka blir dosen till magtarmkanalen ca 100 mrem/vecka.

Slutsatser

Cunninghamrapportens dosgränser tillämpade på de radioaktivt märkta id-korten ger följande aktivitetsgränser:

populationsdos $<$ ca 10 µCi/kort (4-20 µCi)
individuell dos $<$ ca 0,3 µCi/cm$^2$ ($10^4$ dps/cm$^2$)

Eventuell intern exponering kan inte sägas imlicera en viss exakt övre aktivitetsgräns. Däremot kan (se ovan) tveklöst konstateras att 1-10 µCi/kort inte utgör något problem från internexpositionssynpunkt.

De angivna mängderna är de största som kan accepteras enligt tabell 2 ovan. Vid fastläggandet i ett enskilt fall av den tillåtliga mängden har strålskyddsmyndigheten även att i mer detalj än tabell 2 direkt visar väga risken mot nyttan. Inom de tre nyttogrupperna ges för den individuella dosen ett intervall mellan 0,1 och 1,0 av dosgränsen. Strålskyddsmyndigheten har därigenom tillfälle, och anledning, att göra en finare indelning.

För id-korten var situationen den, att värdet av märkningen motiverade placering av korten i den mellersta av grupperna. Inom gruppen var däremot nyttan inte enastående, och aktiviteten kunde därför inte utan vidare vara den högsta. I det slutliga ställningstagandet kom aktivitetsmängden därför att pressas så lågt som oundgängligen erfordrades från mätteknisk synpunkt.

Beroende på att beslutet i strålskyddsinstitutets styrelse den 12.3.1971 skall kunna tillämpas även på andra typer av legitimationshandlingar än den som först aktualiserades, regleras alla detaljer inte explicit däri. Beslutet har följande lydelse (utdrag):

" ... För märkningen får användas endast det radioaktiva ämnet Pm-147, vilket ämne skall anbringas på kortet så att det är helt skyddat från direkt beröring. Mängden radioaktivt ämne skall avpassas så att den från kortet utträngande β-strålningen från hudexpositionssynpunkt är ekvivalent med β-strålningen från ett kort med specifika ytaktiviteten 2 500 sönderfall per $cm^2$ och sekund täckt av ett absorberande skikt av minst 12 $mg/cm^2$; dock får den totala mängden av radioaktiva ämnet Pm-147 i varje kort ej överstiga 1 mikrocurie.

Den närmare utformningen av den radioaktiva märkningen skall i övrigt vara godkänd av kärnfysikaliska avdelningen vid statens strålskyddsinstitut. ..."

# Kalibreringsbyggnaden i Studsvik

Carl-Olof Widell
AB Atomenergi, Studsvik

## Abstract

THE CALIBRATION BUILDING AT STUDSVIK. Studsvik has a special building for the calibration of radiation protection instruments and other radiation detectors.

The building is situated far from other buildings in order not to be disturbed from other radioactive sources and not to disturb work in low background in other parts of the Studsvik site. The main building material is wood.

There are several radioactive sources placed in a shielded store in the floor of the building. The sources are pneumatically operated and the operator is shielded by a concrete wall with leadshields and leadglass-windows. The sources consist of caesium and cobalt ranging from 0.01 mCi to 100 Ci. A 2 Ci PuBe source is used for neutron calibrations. The sources can be used either in a fixed position or moving on a car.

For lower energies a X-ray unit is used.

## 1. Inledning

Vid kalibrering, kontroll och justering av strålningsövervakningsinstrument och andra strålningsdetektorer användes i Studsvik en speciell kalibreringsbyggnad. I denna kan bestrålning av instrument utföras med dosrater från bakgrund upp till 10 000 R/h. Dosratomfånget är sålunda 9 dekader.

## 2. Byggnad

Byggnaden är uppförd i trä på betongbjälklag. Den innehåller tre rum skilda åt av betongmurar samt kapprum och toalett, se fig. 1 och 2. Från första rummet, kontrollrummet, skötes undersökningen genom diverse optiska, mekaniska penumatiska och elektriska anordningar. Det andra rummet, kalibreringsrummet, är skilt från det första genom en 60 cm tjock betongmur med infällda blyskydd och betongglasfönster. Kalibreringsrummet är 8 m långt och innehåller själva kalibreringsbanan. Takhöjden i kalibreringsrummet är 3.5 m. Det tredje rummet, röntgenrummet, är skilt från kalibreringsrummet genom en 40 cm tjock betongmur. I detta rum finns en 190 kV röntgenapparat.

## 3. Byggnadens lokalisering

Byggnaden ligger på södra delen av Studsviksområdet, långt från reaktorerna, och är genom bergformationer väl skyddad från Van de Graaff acceleratorn, se fig. 3. Därigenom störs inte arbeten i byggnaden av ev. strålning från annat håll. Inte heller stör arbeten med stora strålkällor i byggnaden arbeten på annat håll på Studsviksområdet,där låg bakgrund är önskvärd. För att personal icke av misstag skall komma i närheten av byggnaden, då arbete i denna pågår med stora strålkällor är byggnaden omgiven av ett staket på 150 m radie. Genom detta arrangemang kan de största strålkällorna användas under obegränsad tid baserad på bestrålning av personer utanför staketet.

## 4. Kalibreringsförfarande

I kalibreringsrummet finns möjlighet till:

1. dels en noggrannare kalibrering på 2.5 m höjd över golvet. I denna position erhålles relativt litet spridd strålning, varför den spektrala fördelningen till största delen bestämmes av preparatet.

2. dels en möjlighet till rutinkalibrering med preparat och detektorer på 1.3 m höjd över golvet. Vanligtvis placeras därvid instrumentet i en glugg i muren mot kontrollrummet, varigenom det är enkelt att utföra justeringar, se fig. 7.

Vid alla manövrer med preparaten befinner sig personalen i kontrollrummet, som är relativt väl strålskyddat. Medeldosraten i detta uppgår till 4 mrem/h vid användande av 20 Ci kobolt och till 10 mrem/h vid användande av 100 Ci cesium.

## 5. Preparatbanken

Preparaten förvaras i en preparatbank under golvet i kalibreringsrummet, se fig. 4 och 5. I denna kan förvaras upp till 20 preparat. De är inneslutna i en speciell preparatburk, utformad som en trådrulle, se fig. 8. Preparaten befinner sig i en revolver och önskat preparat kan inställas med en ratt. De är strålskyddade uppåt av 10 cm bly, 70 cm strålsand och 15 cm betong. Strålningen i golvhöjd över preparatbanken med 20 Ci kobolt och 100 Ci cesium överstiger ej den normala bakgrunden i byggnaden. Den normala bakgrunden i byggnaden är relativt låg, 8 μR/h, på grund av att speciell lågaktiv sand valts till betongkonstruktionerna. Preparaten tages upp ur banken med hjälp av en rörpostfläkt, som blåser upp dem genom ett S-böjt rör, antingen till positionen i taket genom ytterligare ett rör eller till positionen på vagnen genom röret på vagnen, se fig. 4 och 5.

I preparatbanken finns preparat av Co 60 och Cs 137. Co-preparaten har aktiviteter mellan 0.01 mCi och 20 Ci och Cs-preparaten en aktivitet mellan 0.01 mCi och 100 Ci. Dessutom finns i preparatbanken ett neutronpreparat på 2 Ci PuBe för kalibrering och kontroll av neutroninstrument. Detta senare preparat är dock för tungt för att manövreras pneumatiskt och manövreras i stället med hjälp av tråd.

För speciella kalibreringar med andra energier användes I 131, Na 24 m.fl.,vilka dock är kortlivade.

## 6. Preparatmanövrering

Upptagningen av preparat manövreras från kontrollrummet. Uppblåsningsmekanismen är spärrkopplad, så att inget preparat kan blåsas upp, om inte vagnens rör eller röret upp till taket finnes uppkopplat. Ej heller kan något preparat släppas ned från taket eller vagnen utan att dessa befinner sig över röret ned till preparatbanken. I rörens ändar finns mikroswitchar, som stänger av fläkten då preparatet slår i ändstoppen på röret. Preparaten hålles kvar i position i rören av spärrar, som manövreras av elektromagneter. Om villkorskretsen för upp- och nedtagning av preparat är obruten kan preparaten även släppas ned av en timer.

## 7. Rutinkalibrering och instrumentjustering

Vid den återkommande kalibreringen och justeringen av strålskyddsinstrument placeras dessa i gluggen i väggen mot kontrollrummet, se fig. 7. Gluggen består av 10 cm tjockt bly och dimensionerna 20 x 20 cm. Då gluggen ej användes skjutes en 5 cm tjock blyplatta framför denna. Vid rutinkalibreringar blåses preparatet upp i vagnposition, d.v.s. 1.3 m över golvet, och vagnen kan placeras på olika avstånd från instrumentet. Även röntgenapparaten är centrerad till höjden 1.3 m över golvet, så att dess energier kan användas för instrumentkontroll. Vagnens och därmed preparatets läge kan avläsas på en syngonmotordriven klocka eller med hjälp av kikare och spegel på en skala på golvet.

Vid kalibrering av ett större antal dosimetrar användes en ring med 1 m diameter vilken också placeras på 1.3 m över golvet. På denna ring får 300 penndosimetrar plats.

## 8. Kalibrering vid tak

För noggrannare kalibreringar, då energin önskas mera väldefinierad, användes positionen 2.5 m över golvet. Instrumentet placeras därvid på ett bord på vagnen, se fig. 4. Vagnen förskjutes sedan i förhållande till det fasta preparatet i röret i taket. Längs banan i denna position erhålles relativt litet spridd strålning. Ur fig. 9 ses att det spridda strålbidraget i hallen från kobolt 0.5 m från väggen mot kontrollrummet, d.v.s. i punkt 4 m från röret, är ca 4 %. Det spridda dosbidraget i samma punkt från cesium är ca 11 %.

Vid kalibrering av dosimetrar upphänges dessa på ställningar av aluminium med plexiglashängare, se fig. 5 och 6. Samtidigt kan upptill 16 dosimetrar på olika avstånd bestrålas. Vid kalibrering av filmdosimetrar måste hänsyn tagas till den spridda strålningens låga energier. Om en filmdosimeter med open-window placeras direkt på väggen mot kontrollrummet och bestrålas med cesium erhålles en svärtning motsvaranden den dubbla dosen. (Det riktiga dosvärdet är 118 %). Normalt användes icke avstånd längre än 3 m från preparatet, men möjligheter finns för upptill 7.2 m. En beklädnad av väggarna med bly har visat sig väsentligt kunna reducera det spridda dosbidraget.

## 9. Låga energier

Kalibrering mot låga energier göres vanligtvis mot röntgenapparaten. Därvid användes relativt hårt filtrerad strålning.

Tabell 1

Filtrerad röntgen

| Rörspänning (kV) | Filtrering (mm) | $\bar{E}$ (keV) |
|---|---|---|
| 60 | 0.5 Cu | 47 |
| 80 | 1.6 Cu | 65 |
| 120 | 7.5 Cu | 95 |
| 150 | 4.5 Sn | 123 |

Röntgenapparaten befinner sig 1.3 m över golvet, på vilket höjd alltså kalibrering med dessa låga energier företages.

För extremt långa avstånd finns möjlighet att fortsätta ca 100 m ut från röntgenapparaten eller från preparat i röret.

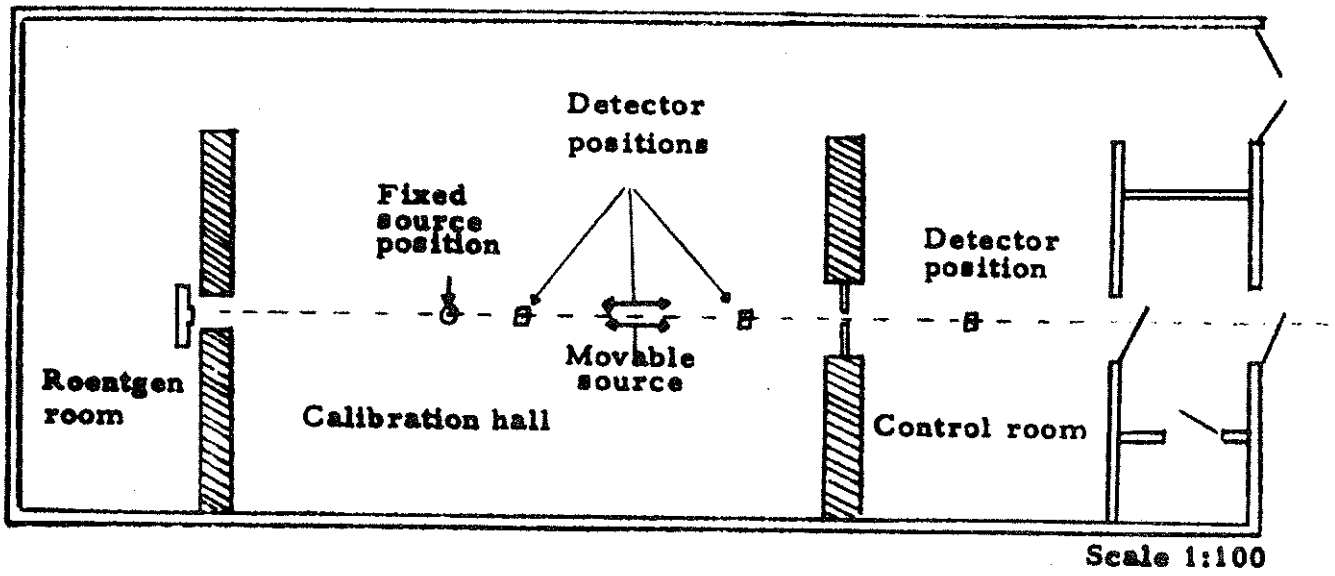



Fig. 1 Plan of the Calibration Building

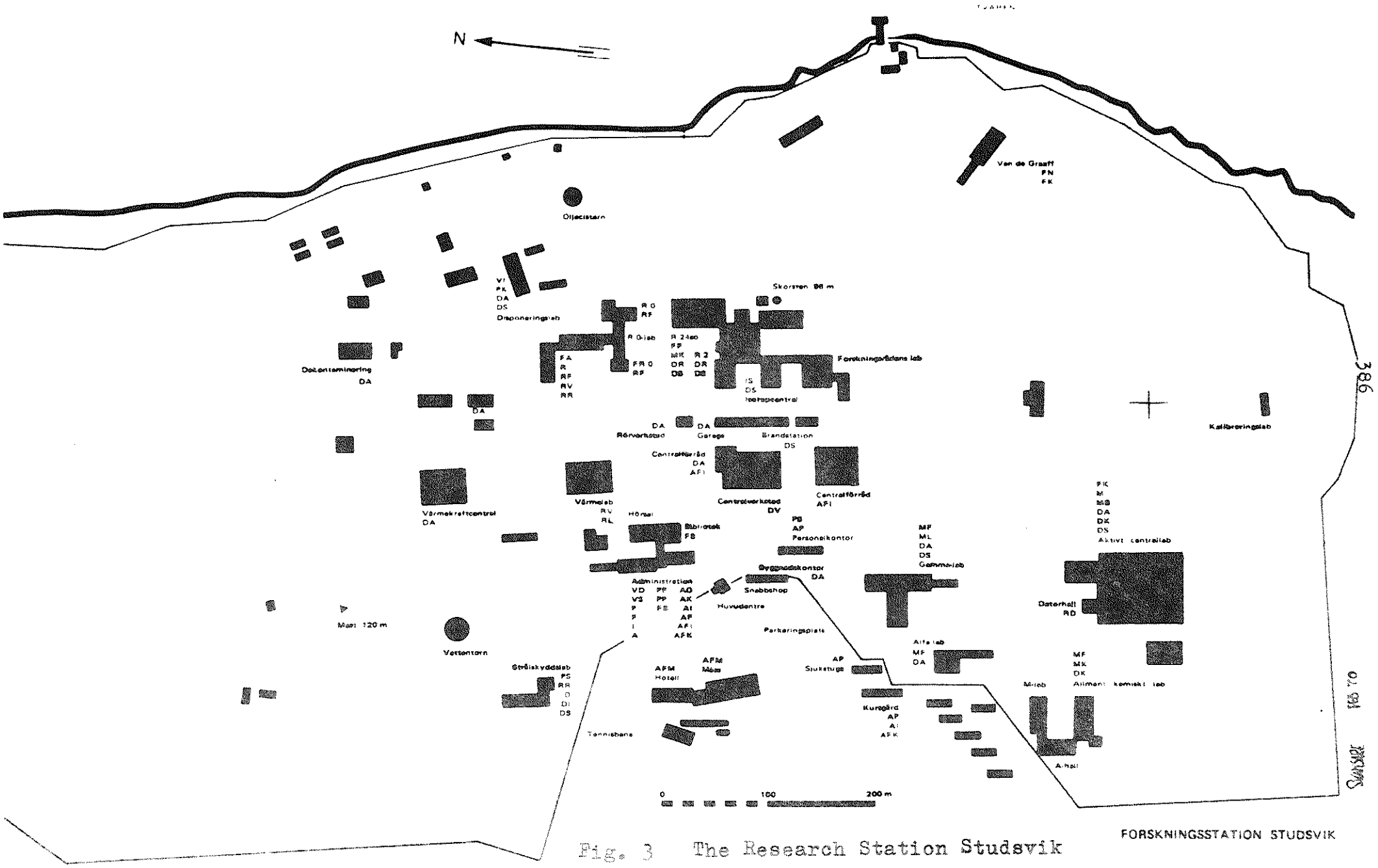



Fig. 3 The Research Station Studsvik

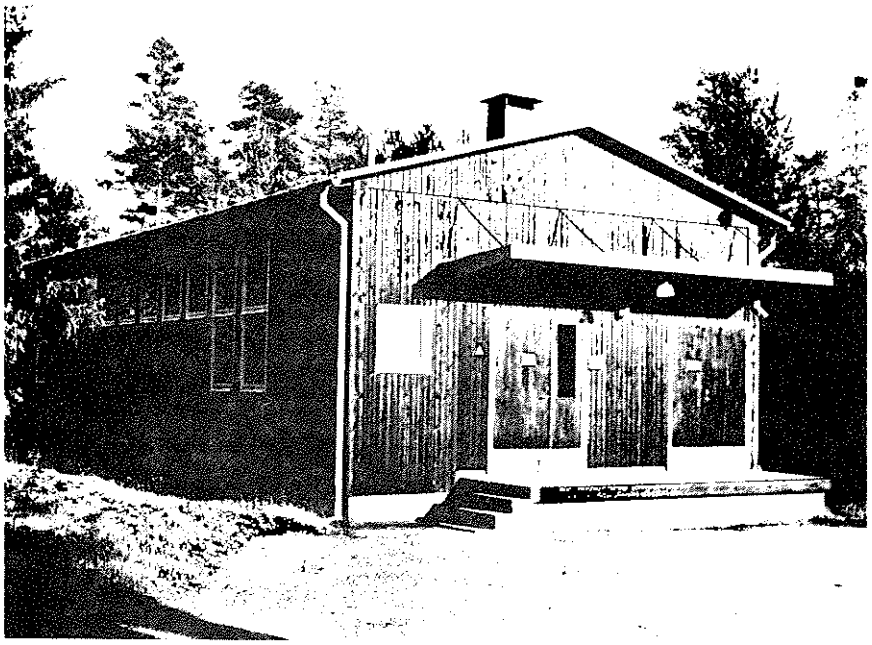


Fig. 2 The Calibration Building

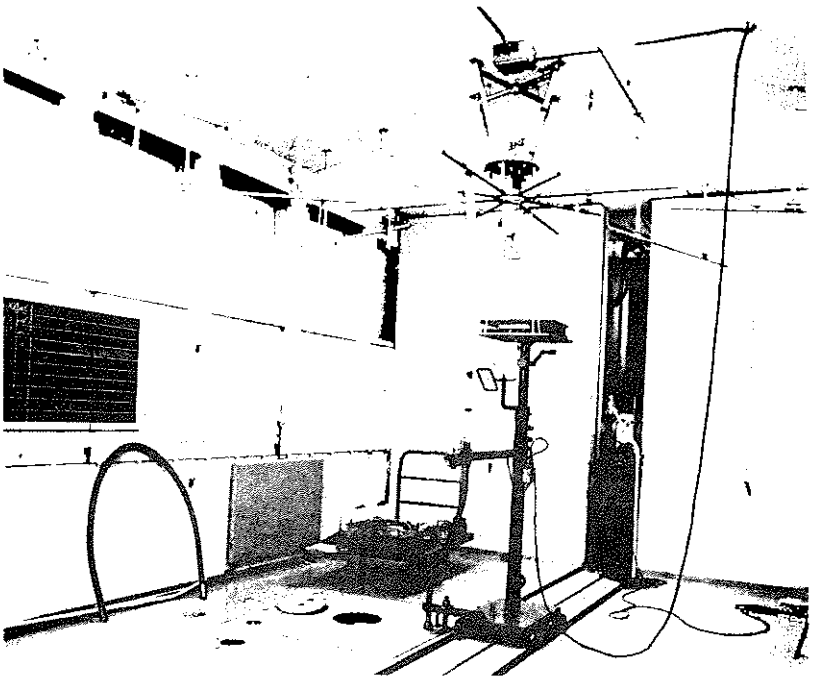


Fig. 4 The carriage in position for blowing up the source

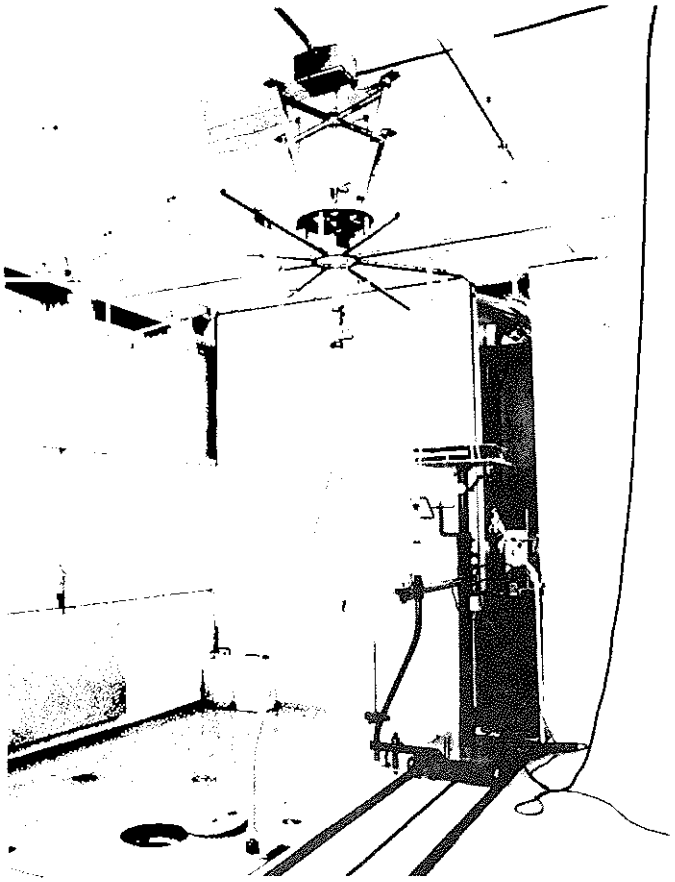


Fig. 5

Arrangement for having the source in the ceiling position

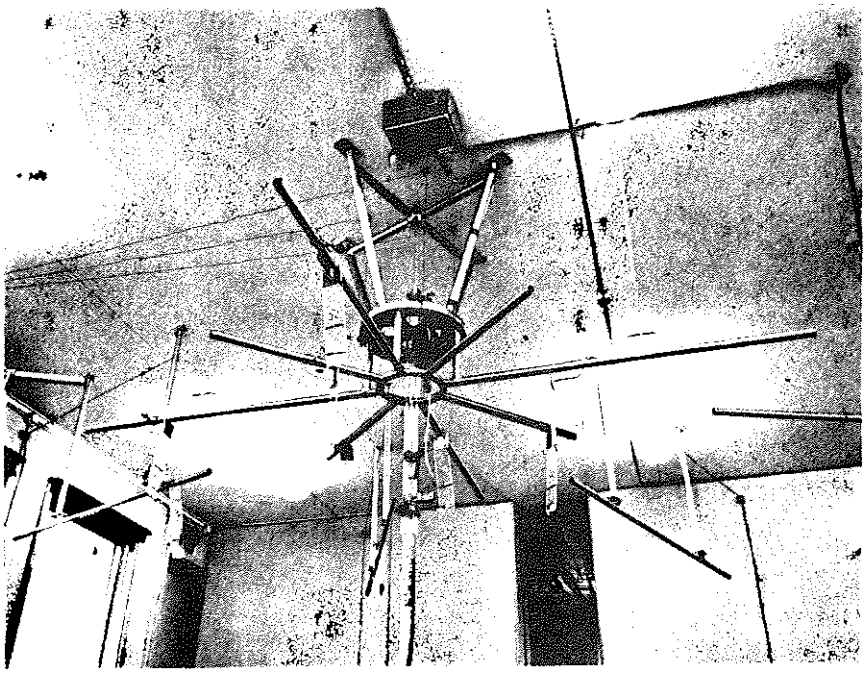


Fig. 6

Dosimeter hangers

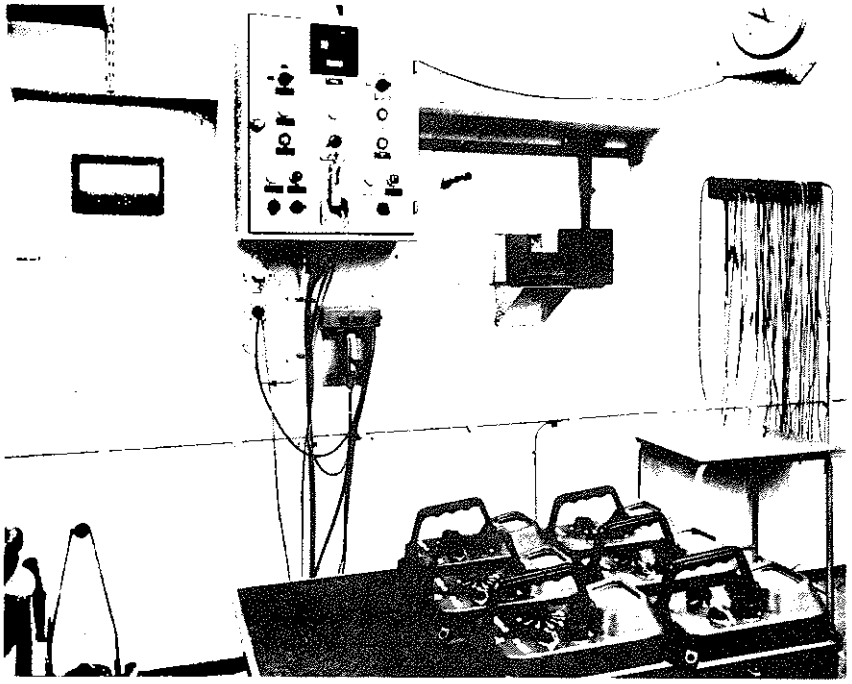


Fig. 7 Control room with control panel and irradiation hole

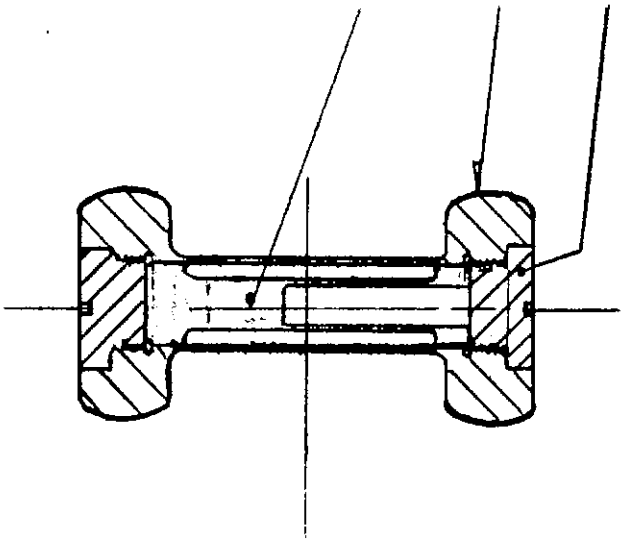


Fig. 8 Source holder

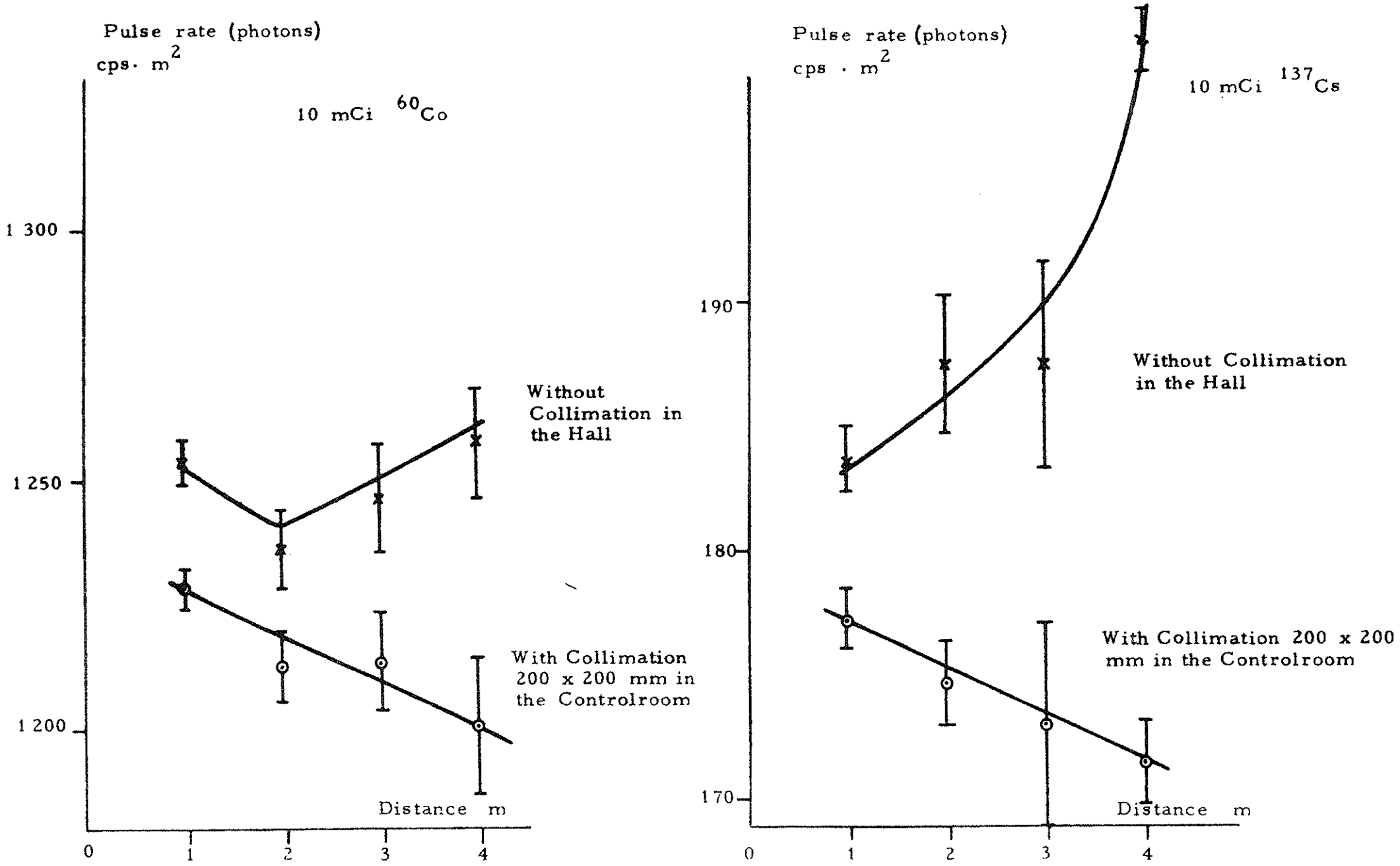



Fig. 9 The irradiation field in the Calibration Building

# An Example to Illustrate a Complicated Legislation by Flow Sheet.

T.J.Viitaniemi

Institute of Radiation Physics, Helsinki

## Abstract

The legislation on radiation protection in Finland includes such concepts as the exempted amount of activity, obligation to declare, exemption by inspecting, type inspection and obligation to have a permit.

For those who begin to use ionizing radiation it is difficult to find out what regulations are valid for different radiation sources e.g. colour television sets, level gauges, smoke detectors and dental radiography units.

To ease the situation two flow sheets are presented. One is for devices which produce X-rays and the other for radioactive substances. With these flow sheets it is easy to demonstrate the category of various devices and other radiation sources.

## Introduction

When the Finnish legislation on radiation protection was renewed in the 1960's it was brought about mainly on the most detailed parts of the legislation.
This was the reason to the publication of the Decision of Ministry of Social Affairs and Health on Radiation Protection, which came into force Dec. Ist 1968.

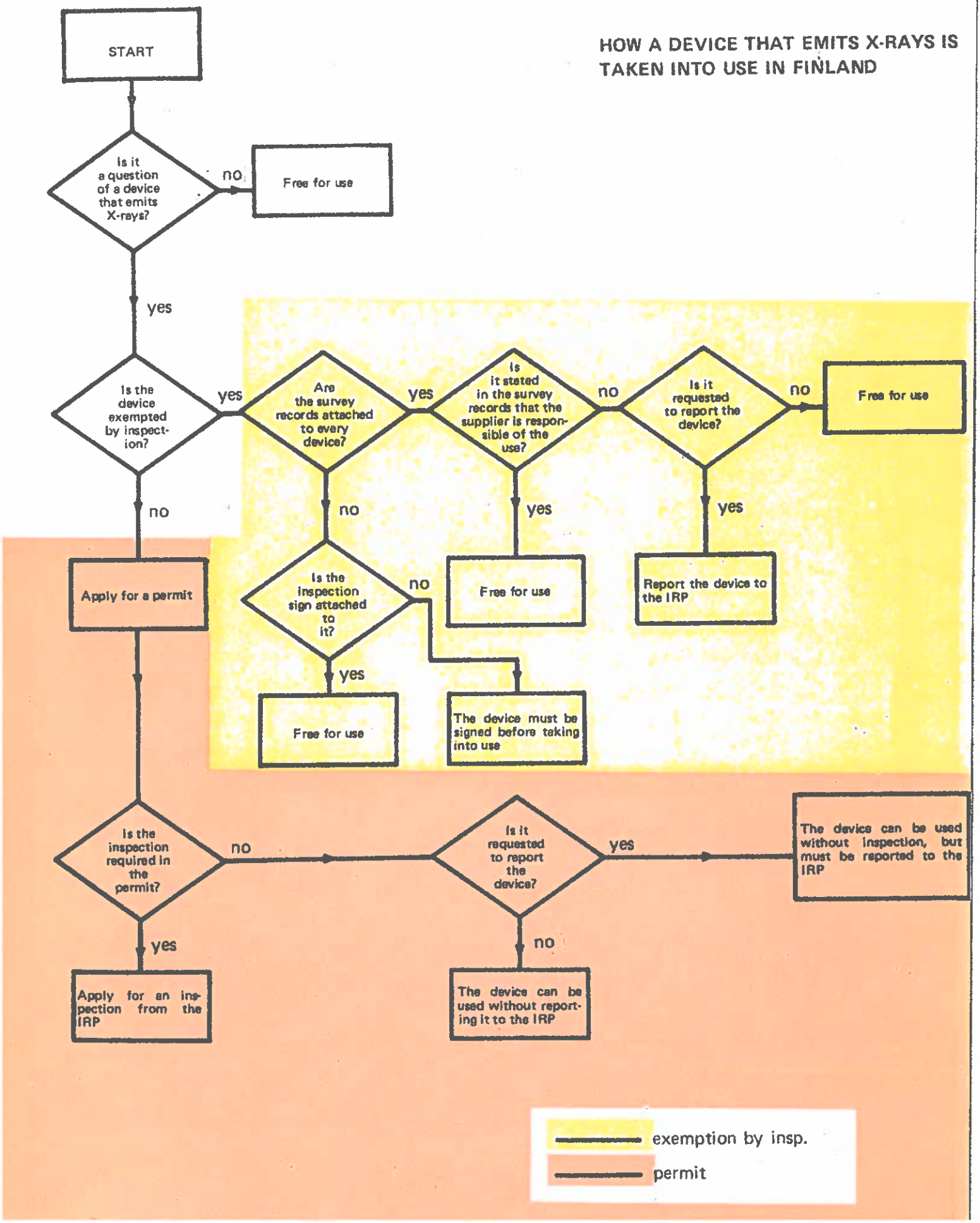
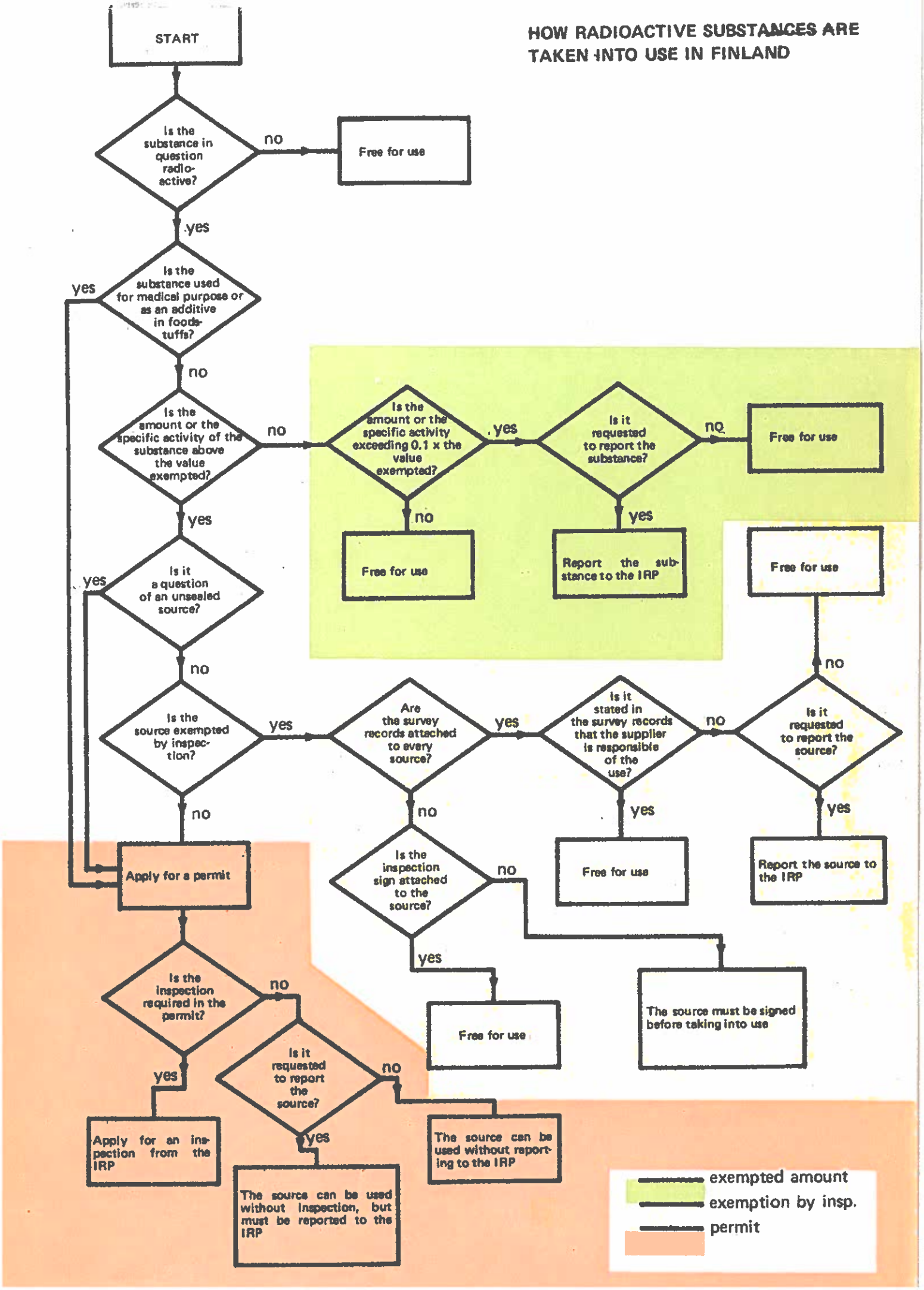
When the work with the ionizing radiation started earlier, only things that needed consideration were the permit, type inspection and inspection at the site. After renewing the decision other things appeared; like the amount of activity exempted from the permit, the obligation to declare and exemption by inspecting from the permit.
The result of this was the difficulty to the users to get information on how these different terms relate to each other. Furthermore when there is a question of a certain radiation source, it is rather difficult to judge on which conditions it is permitted to be used. For example colour television set, level gauge, smoke detector, and dental radiography unit.

## Flow Sheets

To get more accurate knowledge of the legislation text we have made two flow sheets. They consist of the easiest possible questions, which require only an answer of yes or no. With the help of the diagram we get to know to which category the device or the radiation source in question belongs.

The sheet number 1 shows the case when there is a question of a device which produces X-rays. The corresponding diagram for radioactive substances (sealed or unsealed sources) is shown on the sheet number 2.

## HOW A DEVICE THAT EMITS X-RAYS IS TAKEN INTO USE IN FINLAND



# HOW RADIOACTIVE SUBSTANCES ARE TAKEN INTO USE IN FINLAND