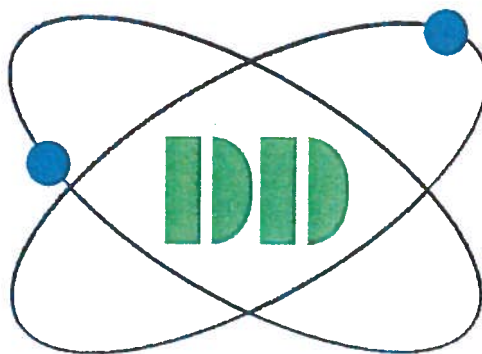




Teoretisk udredning af de tekniske krav til et dansk slutdepot for radioaktivt affald

Rapport afgivet af den af IT- og Forskningsministeriet nedsatte arbejdsgruppe for en teoretisk udredning af tekniske krav vedrørende et dansk slutdepot for radioaktivt affald.

Dansk Dekommissionering, Januar 2002

Teoretisk udredning af de tekniske krav til et dansk slutdepot for radioaktivt affald

Rapport afgivet af den af IT- og Forskningsministeriet nedsatte arbejdsgruppe for en teoretisk udredning af tekniske krav vedrørende et dansk slutdepot for radioaktivt affald.

Dansk Dekommissionering, Januar 2002

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	side 3
2. Sammenfatning og anbefalinger	side 4
3. Kommissorium og sammensætning	side 6
4. Behovet for et dansk slutdepot	side 9
5. Relevante nationale og internationale regler	side 10
6. Tidligere undersøgelser med henblik på deponering af dansk radioaktivt affald	side 14
7. Internationale eksempler	side 17
8. Affaldsmængder i konditioneret tilstand	side 27
9. Affald, der kræver særlige forholdsregler	side 35
10. Principper for pladsvalg, herunder tekniske krav	side 38
11. Koncepter for udformning af et dansk slutdepot	side 41
12. Principper for sikkerhedsanalyse og kriterier for affaldsmodtagelse	side 46
13. Økonomi	side 48
14. Beslutningsproces	side 51
15. Behandling af radioaktivt affald i fremtiden	side 53
 Bilag: Begrebsforklaring	 side 55

1. Indledning

Der foregår ikke længere forsøg med reaktorer i Danmark. Det er resultatet af den beslutning om ikke at genstarte forskningsreaktoren DR3, som Forskningscenter Risøs bestyrelse traf i september 2000. Der er heller ingen udsigt til, at forsøg med reaktorer vil blive genoptaget. Derfor er tiden inde til at rydde op og træffe beslutning om, hvad der skal ske med det affald, som er fremkommet som en uundgåelig følge af næsten 50 års forskningsvirksomhed, og med det affald, som fortsat vil komme fra brug af radioaktive stoffer inden for forskningssektoren, industrien og sundhedssektoren.

Den redegørelse, som hermed fremlægges, beskriver affaldsproblemet, og den giver teoretiske rammer for den diskussion, som *skal* føres for at lægge an til de beslutninger, som *skal* træffes for at få løst dette problem. Det skal understreges, at der ikke er tale om et umådeligt endsige uløseligt affaldsproblem. Redegørelsen illustrerer, at der er tale om et overskueligt problem, som kan løses ved et systematisk arbejde med de tekniske muligheder, som er tilstede. Redegørelsen understreger tillige betydningen af, at en beslutning om indretning af et slutdepot må ske i størst mulig åbenhed og med inddragelse af offentligheden i en bred dialog.

Dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø kan ske uden, at der er truffet beslutning om et slutdepot. Ved udbygning af eksisterende mellemlagringsfaciliteter kan der skaffes plads til midlertidig oplagring af affaldet fra nedbrydning af de nukleare faciliteter. Derfor har overvejelserne om et slutdepots indretning og placering ingen direkte sammenhæng med dekommissioneringen. Men det er arbejdsgruppens bestemte opfattelse, at overvejelserne om et slutdepot med udgangspunkt i denne redegørelse nu kan og bør gennemføres, således at man uden tidspres og ved en nøje gennemgang af de foreliggende muligheder kan finde frem til den optimale løsning.

2. Sammenfatning og anbefalinger

2.1. Indledning

Det overordnede krav til et slutdepot for radioaktivt affald er, at det under driftsfasen og efter lukning af anlægget sikres, at enkeltpersoner, samfund og miljø beskyttes i tilstrækkelig grad mod strålings- og andre farer i overensstemmelse med et i Danmark fastlagt strålebeskyttelsessystem. Dette system bør som minimum tager udgangspunkt i internationalt accepterede principper for og krav til håndtering af radioaktivt affald og strålebeskyttelse.

Derudover kan der stilles overordnede krav til anlæggets udformning og brug:

- Depotet bør være af en tilstrækkelig kvalitet og størrelse til at det kan rumme det lav og mellemaktive danske affald.
- Sikkerheden bør være baseret på et system af barrierer, sådan at svigt i en af disse ikke vil medføre væsentlige udslip.
- Depotet bør kunne modtage senere tilkomne små mængder dansk radioaktivt affald.
- Depotet bør placeres under hensyntagen til omgivelserne, eksempelvis hvad angår visuel udformning.
- Hensynet til den praktiske drift bør indgå i overvejelserne om udformning og placering af depotet.

2.2. Arbejdsgruppens anbefalinger

Det radioaktive affald i Danmark er af meget forskellig oprindelse, type og aktivitetsindhold. Affaldet stammer fra den nukleare forskning på Risø samt fra sundhedssektoren, industrien og anden forskningsvirksomhed. Langt det meste af affaldet kan klassificeres som kortlivet lav- og mellemaktivt affald, mens en forholdsvis lille del vil være langlivet lav- og mellemaktivt affald. I rapporten skønnes det, at der vil være behov for 3.000-5.000 m³ deponeringsplads til det danske radioaktive affald samt eventuelt op mod 3.400 m³ ekstra deponeringsplads til uranmalm og tailings.

Fra de udenlandske eksempler i rapporten kan der drages den konklusion, at der kan gå en betragtelig tid fra den første planlægning af et slutdepot, til anlægget kan tages i drift. Det er herudover en generel erfaring fra udlandet, at god kontakt til offentligheden – ikke mindst til den lokale befolkning – er en nødvendig forudsætning for processen, der skal føre frem til valg af den rette lokalitet for placering af depotet.

Nationale og internationale retsregler m.v. indeholder bestemmelser eller anbefalinger om de forhold, der skal tages i betragtning ved placering og konstruktion af et slutdepot for nukleart affald. Det er imidlertid arbejdsgruppens opfattelse, at det vil være hensigtsmæssigt at tilvejebringe et entydigt hjemmelsgrundlag til at gennemføre en beslut-

ning om placering og konstruktion af et dansk slutdepot, herunder at hele beslutningsprocessens forskellige faser fastlægges på forhånd.

Slutdeponering af radioaktivt affald kan grundlæggende ske på jordoverfladen eller i forskellig dybde under jordoverfladen. I rapporten omhandles tre forskellige koncepter for deponering: Tørre eller næsten tørre overfladenære depoter på eller øverst i jordoverfladen, vandmættede depoter anlagt i de øverste 20-100 meter fra jordoverfladen og dyb eller geologisk deponering i 200-2.000 meters dybde. I forbindelse med valg af depotkoncept bør det overvejes, om affaldet eller dele af affaldet skal anbringes på en sådan måde, at det til enhver tid kan genvindes. Men genvindelighed bliver mere og mere problematisk, jo dybere depotet placeres. Det bør herudover overvejes, om der skal være fleksibilitet med hensyn til senere deponering.

Som udgangspunkt for processen for fastsættelse af overordnede sikkerhedskriterier, udslipscenarier og dosiskriterier m.m. anbefaler arbejdsgruppen, at man benytter anbefalinger fra Den Internationale Kommission for Strålebeskyttelse (ICRP) og fra Det Internationale Atomenergiagentur (IAEA).

Arbejdsgruppen anbefaler, at der i forbindelse med valg af lokalitet tages hensyn til de forhold, som fremgår af IAEA's vejledning om pladsvalg. Arbejdsgruppen anbefaler endvidere, at et konkret depotforslag sendes til international evaluering.

Det kan ikke på nuværende tidspunkt lade sig gøre at give et realistisk skøn over de økonomiske omkostninger ved etablering af et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald. Ved et groft skøn anslås det imidlertid, at de samlede udgifter til et depot til 5.000 m³ affald vil ligge i størrelsesordenen 180-500 mio. kr., afhængig af pladsvalgsstrategi og det valgte depotkoncept.

Det er arbejdsgruppen vurdering, at det næppe vil være realistisk at bortskaffe det danske lav- og mellemaktive affald ved deponering uden for Danmark.

Det er arbejdsgruppens anbefaling, at der foretages særskilte overvejelser for håndteringen af 233 kg lavt beriget brændsel hidrørende fra efterstrålingsundersøgelser af eksperimentelt fremstillet kraftreaktorbrændsel i det såkaldte Hot Cell anlæg på Risø. Det bør i den forbindelse vurderes nærmere, om det kunne være en realistisk mulighed at indgå en aftale om, at få det deponeret i udlandet under sikkerhedsmæssige og miljømæssige forsvarlige vilkår.

Det er endvidere arbejdsgruppens anbefalinger, at der foretages særskilte overvejelser for den fremtidige håndtering af henholdsvis 3.670 tons malm og af 1.130 tons tailings fra forsøg med udvinding af uran fra malm hentet fra en forsøgsmine i Kvanefjeldet i Grønland.

Arbejdsgruppen anbefaler, at der udarbejdes en plan for behandlingen af de mindre mængder af affald, som kræver særlige tiltag, men som efter behørig behandling vil kunne deponeres sammen med det "almindelige" lav- og mellemaktive affald.

3. Kommissorium og sammensætning

Den 21. juni 2001 fastsatte det daværende IT- og Forskningsministerium¹ følgende kommissorium for en teoretisk udredning af tekniske krav vedrørende et dansk slutdepot for radioaktivt affald:

”Baggrund:

Den 28. september 2000 besluttede Forskningscenter Risø en permanent nedlukning af institutionens forskningsreaktor DR3. En tilstandsrapport havde således konkluderet, at der var begyndende tæring i reaktoren. Risø vurderede, at udbyttet ved en fortsat drift af reaktoren ikke ville stå i et rimeligt forhold til omkostningerne til vedligeholdelse af dens tekniske tilstand.

I marts 2001 offentliggjorde Risø en rapport om dekommissioneringen af de nukleare anlæg. Rapporten påpeger nødvendigheden af, at man allerede tidligt i dekommissioneringsforløbet har kendskab til, hvordan det radioaktive materiale skal slutdeponeres. Et sådant kendskab vil således muliggøre, at det radioaktive materiale kan pakkes i containere, som ved opførslen af et slutdepot kan overføres hertil uden yderligere behandling af det materiale, som er indeholdt i containerne. Fastlæggelsen af rammerne for slutdeponeringen tidligt i dekommissioneringsforløbet giver en række fordele såvel med hensyn til sikkerhed, miljø som teknisk og økonomisk.

Med udgangspunkt i ovenstående nedsætter IT- og Forskningsministeriet en gruppe, der skal foretage en teoretisk udredning om dansk slutdeponering af radioaktivt affald.

Formål:

Udredningsgruppen skal udarbejde en teoretisk funderet rapport om de tekniske krav, der kan stilles til en dansk slutdeponering af radioaktivt affald. I udredningsgruppens opdrag indgår i den sammenhæng også at overveje eventuelle ændringer i forhold til Behandlingsstationen på Risø i forbindelse med en dekommissionering, herunder også forslag til den fremtidige drift af Behandlingsstationen, når afviklingen af Risøs nukleare anlæg er blevet afsluttet.

Mere konkret skal udredningsgruppen som minimum beskrive og vurdere følgende emner:

1) Forudsætninger:

- Udenlandske erfaringer på området.
- De internationale forpligtelser, der eksisterer i forhold til slutdeponering af radioaktivt materiale.
- Affaldsmængder og -typer, herunder muligheden for genanvendelse af frigivet materiale og dens betydning for de affaldstyper, der skal indeholdes i et slutdepot.
- De krav, som affaldet stiller til et depots størrelse og udformning.
- Tekniske omgivelseskriterier (hydrologi, geologi, drænforhold m.v.).
- Tidsperspektivet, fx i forhold til kravet om at igangsætte dekommissioneringen hurtigt og det deraf følgende behov for containere.

¹ I forbindelse med regeringsskiftet den 27. november 2001 blev IT- og Forskningsministeriet omdannet til Ministeriet for Videnskab, Teknologi og Udvikling.

2) Mulige koncepter:

- Med udgangspunkt i det oven for under pkt. 1 beskrevne at overveje mulige slutdepotkoncepter.
- De miljømæssige konsekvenser af de forskellige slutdepotkoncepter.

3) Procedure:

- De procedurekrav, der følger af gældende ret, herunder krav til VVM-redegørelse.
- Det nødvendige retsgrundlag for en opførelse af et slutdepot for dansk radioaktivt affald.
- Den nødvendige godkendelsesprocedure for pladsvalg, bygning og ibrugtagning af slutdepotet.

4) Økonomi:

- Omkostningerne i forbindelse med opførelse og drift af et slutdepot.

5) Behandlingsstationen for radioaktivt affald:

- Den nødvendige kapacitet på Behandlingsstationen i forhold til dekommissioneringen.
- Den nuværende og fremtidige brugerbetaling for Behandlingsstationen, også set i lyset af omkostningerne til en slutdeponering.
- Behandlingsstationens organisatoriske og funktionsmæssige indretning, når Risøs nukleare anlæg er nedlagt.

Udredningsgruppen skal på baggrund af arbejdet udarbejde indstillinger til brug for Folketingets stillingtagen til en dekommissioneringsprofil m.v., forventeligt i foråret 2002.

Disse indstillinger koordineres med IT- og Forskningsministeriets samlede beslutningsgrundlag for Folketinget.

Sammensætning:

Udredningsgruppen sammensættes på følgende måde:

- Adm. direktør Knud Larsen, Dansk Dekommissionering (formand)
- Seniorforsker Kurt Lauridsen, Forskningscenter Risø
- Kontorchef Leif Mortensen, Miljøstyrelsens Erhvervsaffaldskontor²
- Specialkonsulent Henrik Wagner, Indenrigsministeriets Beredskabskontor³
- Institutchef Kaare Ulbak, Statens Institut for Strålehygiejne (SIS)
- Forskningsrådgiver for direktionen Per Kalvig, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS)
- Professor Per Freiesleben Hansen, Institut for Bygningsteknik, Aalborg Universitet

² Civilingeniør Povl Olsbjerg Rasmussen har mødt i stedet for Leif Mortensen til arbejdsgruppens møder.

³ I forbindelse med regeringsskiftet den 27. november 2001 blev Indenrigsministeriet og Sundhedsministeriet sammenlagt til et ministerium under betegnelsen Indenrigs- og Sundhedsministeriet.

- Kontorchef Thorkild Meedom, IT- og Forskningsministeriets Juridisk – Administrative Kontor

Sekretariat for udredningsgruppen:

- Anlægsleder Knud Brodersen, Risø Dekommissionering⁴
- Direktionssekretær Henrik Kjær, Dansk Dekommissionering
- Fuldmægtig Martha Brenfors, IT- og Forskningsministeriet

Tidsplan:

Udredningsgruppens indstillinger afleveres som en samlet rapport til IT- og forskningsministeren senest den 31. december 2001.”

Sideløbende med arbejdsgruppens møder har konsulent Knud Brodersen udarbejdet et teknisk rapport om de krav, som bør stilles til et dansk slutdepot. Arbejdsgruppen har brugt denne rapport som det væsentlige tekniske baggrundsmateriale for sit arbejde.⁵

⁴ Den 1. oktober 2001 blev Knud Brodersens stilling ændret til konsulent.

⁵ ”Baggrund for og skitser til slutdepot for dansk lav- og mellemaktivt affald”. Rapporten forventes udgivet af Forskningscenter Risø, primo 2002.

4. Behovet for et dansk slutdepot

Med beslutningen i september 2000 om ikke at genoptage driften af de nukleare anlæg på Risø blev der sat et punktum for reaktorbaseret forskning i Danmark. Hermed blev behovet for etablering af et slutdepot for radioaktivt affald aktualiseret.

I forbindelse med dekommissionering af de nukleare anlæg vil der fremkomme radioaktivt affald i mængder, som kan sammenlignes med de allerede akkumulerede affaldsmængder fra mere end 40 års nukleare forskningsaktiviteter på Risø samt fra Risøs rolle som central opsamlingsstation for al radioaktivt affald i Danmark, herunder radioaktivt affald fra sundhedssektoren og industrien samt fra andre forskningsaktiviteter m.v.

Det vurderes skønsmæssigt, at cirka 40% af affaldet vil hidrøre fra dekommissioneringsprojektet, mens 40% vil være driftsaffald akkumuleret fra anlæggene på Risø, og 20% vil have ekstern oprindelse. Tilsammen vil affaldet fylde cirka 5.000 m³ i et slutdepot. Det meste er lavaktivt, men cirka 10% vil være mellemaktivt og skal håndteres med afskærmning på grund af stråling. Noget af affaldet vil indeholde små mængder langlivede isotoper. I rapportens kapitel 8 redegøres detaljeret for arten og mængden af affaldet, og i kapitel 9 omtales de affaldsmængder, som kræver særlige forholdsregler.

Den hidtidige opbevaring af radioaktivt affald på Risøs areal er alene godkendt som såkaldt midlertidig opbevaring. Heri ligger, at der ikke er tale om en varig løsning. Behovet for sikker bortskaffelse af dette affald er den centrale begrundelse for etablering af et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald.

I de internationale eksperters vurdering af Risøs dekommissioneringsrapport fra februar 2001 påpeges endvidere vigtigheden af at lægge større vægt på affaldsproblematikken, herunder mulighederne for at få fastlagt acceptkriterier for affaldscontainere og at få godkendt behandlings- og deponeringsfaciliteter.⁶

Herudover indeholder indledningen til den internationale konvention om sikkerhed i forhold til behandling af brugt brændsel og behandling af radioaktivt affald⁷ en erklæring om, at radioaktivt affald så vidt muligt skal deponeres i det land, hvor det blev genereret.

Bortskaffelse af lav- og mellemaktivt affald ved deponering i udlandet anses ikke for at være nogen realistisk mulighed, da dette næppe vil være politisk acceptabelt i hverken Danmark eller de lande, hvor dette i givet fald kunne ske under sikkerhedsmæssige og miljømæssige forsvarlige vilkår.

⁶ "Decommissioning of the Nuclear Facilities at Risø National Laboratory – Descriptions and Cost Assessment", Ed. Kurt Lauridsen, February 2001, Risø National Laboratory, Risø-R-1250, p 172.

⁷ "Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management", IAEA.

5. Relevante nationale og internationale regler

5.1. Indledning

I de følgende afsnit oplystes en række nationale og internationale regelsæt af betydning for overvejelserne om etablering af et dansk slutdepot for radioaktivt affald. Der er ikke tale om en udtømmende opremsning af relevante bestemmelser, men udelukkende en illustration af, at der er en række nationale og internationale forpligtelser, som der skal tages hensyn til i forbindelse med den videre proces frem mod en beslutning om at etablere et slutdepot.

5.2. Nationale regler

a) Lov om brug af radioaktive stoffer:

Ved lov nr. 94 af 31. marts 1953 som ændret ved lov nr. 369 af 6. juni 1991 om brug m.v. af radioaktive stoffer blev det bestemt, at radioaktive stoffer af enhver art, hvad enten de er i fri tilstand eller i blanding med andre stoffer eller indbygget i maskiner og apparater, kun må fremstilles, indføres eller besiddes, såfremt der er meddelt tilladelse hertil fra Sundhedsstyrelsen (Statens Institut for Strålehygiejne). Der er i loven hjemmel til at fastsætte almindelige undtagelsesregler fra bestemmelsen.⁸ Herudover gives der blandt andet hjemmel til at fastsætte bestemmelser vedrørende de nødvendige sikkerhedsforanstaltninger i forbindelse med indførsel, fremstilling, anvendelse, opbevaring, transport og bortskaffelse m.v. af radioaktive stoffer.

b) Atomanlægsloven fra 1962:

Lov nr. 170 af 16. maj 1962 som senest ændret ved lov nr. 244 af 12. maj 1976 om nukleare anlæg (atomanlæg), bestemmer blandt andet, at nukleare anlæg (herunder depoter til radioaktivt affald) kun må bygges med indenrigs- og sundhedsministerens godkendelse. Godkendelse meddeles på de vilkår, som findes påkrævet af hensyn til sikkerheden og andre væsentlige almene interesser.⁹

c) Atomskadeerstatningsloven:

Lov nr. 332 af 19. juni 1974 som senest ændret ved lov nr. 433 af 31. maj 2000 om erstatning for atomskader (nukleare skader) implementerer Paris-Konventionen¹⁰ om erstatningsansvar for nukleare skader i dansk ret. Ved loven blev en række forsikringsmæssige bestemmelser i atomanlægsloven fra 1962 ophævet.

⁸ Bekendtgørelse nr. 546 af 9. november 1981 bestemmer, at anskaffelse og anvendelse af visse stoffer ikke kræver tilladelse fra myndighederne. Bekendtgørelse forventes primo 2002 erstattet af en ny bekendtgørelse som led i implementeringen af rådsdirektiv 96/29/EURATOM af 13. maj 1996. Bekendtgørelsen forventes ikke at indebære ændringer i forhold til et eventuelt dansk slutdepot.

⁹ De nukleare anlæg på Risø er alle godkendt efter denne lov. De nærmere vilkår for godkendelserne er fastsat i et regelsæt, "Betingelser for Drift", for hvert enkelt anlæg. Herudover er der i et særligt regelsæt, som også er benævnt "Betingelser for Drift", fastsat generelle regler for hele Risø som et nukleart anlæg.

¹⁰ Konventionen af 29. juli 1960 om ansvar over for tredjemand på det nukleare energis område.

d) 1976-loven:

Lov nr. 244 af 12. maj 1976 om sikkerhedsmæssige og miljømæssige forhold ved atom-anlæg m.v. Loven angiver de processuelle betingelser for etablering m.v. af atomanlæg. Loven træder med enkelte undtagelser først i kraft, når dette vedtages ved lov. Det har været forudsat, at Folketinget samtidig med vedtagelse af en ikrafttrædelseslov ville tage stilling til kernekrafts anvendelse som energikilde i Danmark. I 1985 besluttede Folketinget imidlertid, at den offentlige energiplanlægning skal tilrettelægges ud fra den forudsætning, at atomkraft ikke ville blive anvendt.¹¹ Indtil videre gælder derfor fortsat de bestemmelser om godkendelse af ansøgninger vedrørende bygning og drift af nukleare anlæg, som blev fastsat ved atomanlægsloven fra 1962, og som ikke er ophævet ved senere lovgivning.

e) Planloven:

Lovbekendtgørelse nr. 518 af 11. juni 2000 som senest ændret ved lov nr. 480 af 7. juni 2001 om planlægning indeholder i § 6 c en bestemmelse om, at større enkeltanlæg, der må antages at påvirke miljøet i væsentlig grad, ikke må påbegyndes, før der er tilvejebragt retningslinier i regionplanen om beliggenheden og udformningen af anlægget med en tilhørende redegørelse om vurdering af virkninger på miljøet (VVM-redegørelse).¹² De nærmere regler herom er fastsat i bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999 som ændret ved bekendtgørelse nr. 1.008 af 16. november 2000 (samlebekendtgørelsen). Af et bilag til denne bekendtgørelse fremgår det blandt andet, at anlæg, som er bestemt til deponering af radioaktivt affald, er omfattet af pligten til VVM-redegørelse.

5.3. Internationale forpligtelser

a) EURATOM:¹³

Traktaten forudsætter blandt andet, at EU (Rådet) vedtager ensartede sikkerhedsnormer for al brug af ioniserende stråling, herunder nukleare anlæg og kontrol med nukleart materiale. De ensartede sikkerhedsnormer udmøntes normalt i form af direktiver, der efterfølgende gennemføres i de nationale lovgivninger. Efter traktatens artikel 37, skal hver medlemsstat forsyne EU-Kommissionen med alle almindelige oplysninger vedrørende planer om bortskaffelse af radioaktivt spild i enhver form, for at det derved kan afgøres, om iværksættelsen af denne plan kan antages at medføre en radioaktiv kontaminering af en anden medlemsstats vande, jord eller lufttrum. Efter høring af en ekspertgruppe, afgiver Kommissionen en udtalelse inden for en frist af seks måneder.

b) Affaldskonventionen:

Den internationale fælles konvention om sikkerheden ved håndtering af brugt brændsel og radioaktivt affald¹⁴ trådte i kraft den 18. juni 2001. Danmark underskrev konventio-

¹¹ Folketingsbeslutning B 103 af 29. marts 1985.

¹² Bestemmelsen og de tilhørende bestemmelser i bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999 implementerer rådsdirektiv 337/85 som ændret ved rådsdirektiv 97/11 (VVM-direktivet).

¹³ Traktaten af 25. marts 1957 om oprettelse af Det Europæiske Atomenergifællesskab som senest ændret ved Amsterdam-traktaten af 2. oktober 1997.

nen den 9. februar 1998 og accepterede den endeligt den 3. september 1999. Den danske accept gælder ikke for Færøerne og Grønland. Konventionen indeholder blandt andet en erklæring om, at radioaktivt affald så vidt muligt skal deponeres i det land, hvor det blev genereret.

c) London-Konventionen:

Den internationale konvention om beskyttelse mod forurening af havet ved dumpning af affald og andet materiale¹⁵, populært kaldet "London-Konventionen", blev vedtaget i 1972 og trådte i kraft i 1975. Konventionen, der blev ratificeret af Danmark den 23. oktober 1974, forbyder og regulerer deponering af radioaktivt materiale i havene. Det bemærkes, at Danmark aldrig har deltaget i havdumpningsarrangementer.

d) IAEA's Code of Practice for grænseoverskridende transport med radioaktiv affald

Den 21. september 1990 vedtog IAEA's Generalforsamling et regelsæt (Code of Practice) for grænseoverskridende transport med radioaktivt affald¹⁶. Regelsættet fremhæver som et grundlæggende princip, at alle lande skal tage de nødvendige skridt til at sikre, at radioaktivt affald, som befinder sig på det enkelte lands territorium eller under dets jurisdiktion eller kontrol, bliver håndteret sikkert, og at det bliver deponeret på en måde, som sikrer beskyttelse af menneskers helbred og miljøet.

e) EU-direktivet om international overførsel af radioaktivt affald:

Rådsdirektiv 92/3/EUROATOM indeholder regler om de godkendelsesprocedurer, der skal iagttages ved internationale overførsler af radioaktivt affald. Direktivet er implementeret i Danmark ved Sundhedsstyrelsens bekendtgørelse nr. 969 af 13. december 1993.

f) Århus-Konventionen:

Den internationale konvention om adgang til oplysninger, offentlig deltagelse i beslutningsprocesser samt adgang til klage og domstolsafgørelser på miljøområdet, også kendt som "Århus-Konventionen", har til formål at sikre borgernes rettigheder på miljøområdet. Konventionen, der blev underskrevet af 35 lande den 25. juni 1998, trådte i kraft den 30. oktober 2001.¹⁷ Danmark ratificerede konventionen i september 2000. Det bemærkes, at der på det nukleare område ikke er foretaget ændringer i lovgivningen som følge af denne konvention.

¹⁴ "Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management", IAEA.

¹⁵ Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter.

¹⁶ IAEA's Resolution GC (XXXIV)/RES530 om "Code of Practice on the International Transboundary Movement of Radioactive Waste".

¹⁷ Århus-Konventionen er implementeret i Danmark ved bekendtgørelse nr. 447 af 31. maj 2000.

g) Esbo-Konventionen

Konventionen af 25. februar 1991 om vurdering af virkningerne på miljøet på tværs af landegrænserne, populært kaldet "Esbo-Konventionen"¹⁸ forpligter deltagerne til at vurdere virkningerne på miljøet af visse aktiviteter på et tidligt tidspunkt i planlægningsstadiet. Konventionen fastsætter herudover en generel forpligtelse for de deltagende lande til at konsultere hinanden om alle større projekter, som er under overvejelse, såfremt projektet må antages at have en betydelig negativ miljømæssig indflydelse på tværs af landegrænser. Konventionen, der trådte i kraft den 10. september 1997, blev underskrevet af Danmark den 26. februar 1991 og ratificeret den 14. marts 1997.¹⁹

5.4 Arbejdsgruppens overvejelser

Arbejdsgruppen konstaterer, at såvel danske som internationale retsregler, konventioner m.v. indeholder bestemmelser eller anbefalinger, som omhandler eller grænser op til de forhold, der skal tages i betragtning ved placering og konstruktion af et slutdepot for nukleart affald. Den proces, der skal tilrettelægges, vil derfor komme til at foregå inden for rammer, der allerede i nuværende udformning giver en række normative anvisninger.

Det er imidlertid arbejdsgruppens opfattelse på baggrund sagens omfang og betydning, at det vil være hensigtsmæssigt at tilvejebringe et entydigt hjemmelsgrundlag til at gennemføre en beslutning om placering og konstruktion af et slutdepot, herunder at hele beslutningsprocessens forskellige faser fastlægges på forhånd.

¹⁸ "The Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context (EIA Convention)", UNECE, 1991.

¹⁹ Esbo-Konventionen blev bekendtgjort i Danmark ved bekendtgørelse nr. 71 af 4. november 1999.

6. Tidligere undersøgelser med henblik på deponering af dansk radioaktivt affald

6.1. Indledning

Man har siden ibrugtagningen af den første forsøgsreaktor på Risø i 1957, DR1, været vidende om, at der på et tidspunkt skulle findes en permanent løsning for deponering af det affald, som genereres ved reaktordrift og andre nukleare aktiviteter. I de første mange år var der imidlertid en forventning om, at Danmark ville bygge atomkraftværker inden for en overskuelig fremtid, hvorfor det set med datidens øjne var naturligt, at det radioaktive affald fra Risø skulle deponeres sammen med affaldet fra disse kraftværker.

De tidlige undersøgelser var centreret om højaktivt affald fra nukleare kraftværker. Forløbet er stadig af interesse, men selve undersøgelserne og de foreslåede depotudformninger er næppe relevante i herværende sammenhæng: Langt det meste af det oplagrede affald på Risø er af typen lav- og mellemaktiv. Det har meget lavere indhold af radioaktive stoffer, men til gengæld fylder det mere og stiller dermed andre krav til depotudformningen.

I det følgende nævnes de gennemførte undersøgelser, idet arbejdsgruppen dog ikke hermed har taget stilling til disse.

6.2. Vurderinger af deponeringsmuligheder for højaktivt affald

Oliekrisen i begyndelsen af 1970'erne satte atomkraft som energiform højt på den politiske dagsorden, men affødte samtidig diskussion om deponering af radioaktivt affald fra de atomkraftværker, man dengang forventede at bygge.

På baggrund heraf nedsatte Atomenergikommissionen (AEK) i 1975 det såkaldte Hessner-udvalg, der med udgangspunkt i anvendeligheden af den danske undergrund blandt andet skulle bedømme mulighederne for en sikker deponering af højaktivt affald i Danmark. Hessner-udvalget afleverede i 1976 sin beretning, hvor en af konklusionerne var, at: "*...der ikke foreligger noget, der klart taler imod muligheden for herhjemme at finde deponeringsegne formationer*". Man pegede i den forbindelse generelt på salthorste og granit- og lerformationer som geologisk mulige formationer til en deponering af højaktivt affald. Samtidig blev det fastslået, at det var nødvendigt med en præcis fastsættelse af, hvor megen sikkerhed der skulle tilstræbes.

Samme år meddelte regeringen, at de materielle bestemmelser i Atomanlægsloven²⁰ ikke ville blive søgt sat i kraft, førend der var skabt sikkerhed for en betryggende opbevaring af højaktivt affald.

Motiveret heraf igangsatte de danske elværker (ELKRAFT og ELSAM) efter samråd med det daværende Handelsministerium i 1977 nogle omfattende undersøgelser af, hvorvidt højaktivt affald kunne deponeres i de danske salthorste. Første fase frem til

²⁰ Lov nr. 244 af 12. maj 1976 om sikkerhedsmæssige og miljømæssige forhold ved atomanlæg m.v. (Atomanlægsloven).

1978 omfattede en indledende generel belysning af mulighederne for deponering. I 1979 igangsatte elværkerne anden fase af undersøgelserne. Dette arbejde skulle konkretisere vurderingerne ved blandt andet at foretage specifikke målinger og prøveboringer i salthorstene.

Den endelige rapport²¹ forelå i 1981. Rapporten konkluderede, at det efter elværkernes opfattelse ville være muligt på betryggende måde at deponere højaktivt affald fra eventuelle kommende kraftværker i en dansk salthorst.

Miljøstyrelsen initierede i 1981 nedsættelsen af en uafhængig gruppe, der skulle foretage en vurdering af elværkernes undersøgelse. Den endelige rapport²² fra 1984 fastslog, at ikke alle forhold omkring en sådan deponering i tilstrækkelig grad var blevet belyst i undersøgelsen. Rapportens hovedkonklusion var herefter, at: *"[g]ruppen kan derfor ikke tilslutte sig elværkernes konklusion om, at det ved undersøgelserne er dokumenteret, at højaktivt affald på betryggende måde kan deponeres i en dansk salthorst i de foreslåede anlæg"*. Det blev dog samtidig understreget, at: *"[d]e mangler og usikkerheder, der er fundet ved de foretagne undersøgelser er ikke af sådan karakter, at de udelukker, at det vil kunne dokumenteres, at deponering af højaktivt affald kan foretages på betryggende måde i danske salthorste. Der er derfor basis for at fortsætte undersøgelserne af mulighederne for deponering"*.

Folketingsbeslutningen i 1985 om at fjerne atomkraft fra den danske energiplanlægning skrinlagde imidlertid enhver opfølgning på disse undersøgelser og vurderinger.

6.3. Vurderinger af deponeringsmuligheder for lav- og mellemaktivt affald

Hessner-rapporten omtalte også mulighederne for deponering af lav- og mellemaktivt affald fra nukleare kraftværker i den danske undergrund. Rapporten pegede sammenfattende på to muligheder: dels 1) anbringelse i hulheder (kaverner), dannet ved udvinding af salt ved opløsning og oppumpning fra salthorste, og dels 2) anbringelse i betonkonstruktioner, anbragt på eller tæt ved jordoverfladen. Hvor den første mulighed var af typen dyb geologisk deponering, og dermed i slægt med deponeringsmuligheden for højaktivt affald, kunne den anden mulighed kun være realiserbar for lav- og mellemaktivt affald.

Rapporten blev ikke fulgt op af flere egentlige undersøgelser af deponeringsmuligheder specifikt for lav- og mellemaktivt affald.

6.4. Det radioaktive affald på Risø

Risø fik i perioden 1978-80 defineret²³ og sikkerhedsmæssigt godkendt²⁴ sin affaldsopbevaring uden, at der blev taget stilling til slutdeponering. Man var imidlertid opmærk-

²¹ "Deponering af højaktivt affald fra danske kernekraftværker", juni 1981, ELKRAFT og ELSAM.

²² "Vurdering af elværkernes salthorstundersøgelser", marts 1984, udarbejdet af en gruppe nedsat af Miljøstyrelsen.

²³ Alle Risøs lagre er defineret som såkaldte "mellemlagre", jf. Sikkerhedsdokumentation for Behandlingsstationen 1978-80, med senere ændringer.

som på, at dette engang ville blive aktuelt. På baggrund heraf var der på Risø gennem en årrække en betydelig affaldsrelateret forskningsindsats i EU og Nordisk regi.

Lejlighedsvis er der arbejdet med teoretiske overvejelser omkring, hvordan dansk radioaktivt affald under oplagring på Risø til sin tid kunne bortskaffes.

Muligheden for deponering i et overfladenært slutdepot indgik som et teknisk koncept i disse overvejelser. Oprindeligt, hvor der fortsat var en forventning om indførelse af atomkraft i Danmark, indgik arbejdet med konceptet i internationalt forskningsøjemed med sigte på deponering af lav- og mellemaktivt affald fra nukleare kraftreaktorer.

Da det efter Folketingsbeslutningen i 1985 stod klart, at man ikke ville indføre atomkraft som en del af den danske energiplanlægning, betød det samtidig, at den mest nærliggende deponeringsmulighed til sin tid sandsynligvis ville blive et lille overfladenært slutdepot. Dette ud fra en erkendelse af, at affaldet fra den forskningsvirksomhed, som blev bedrevet på Risø, ikke længere kunne påregnes slutdeponeret som en lille del af driftsaffaldet fra danske kernekraftreaktorer.

På baggrund af disse overvejelser udarbejdede Risø flere interne oversigter over den praktiske problemstilling. Fælles for disse oversigter var, at de alene skitserede de grundlæggende rammer og indlagte forudsætninger, man måtte have for øje, når spørgsmålet om slutdeponering måtte blive aktualiseret. I den forbindelse arbejdede man blandt andet ud fra en forudsætning om, at det i hvert tilfælde ville være nødvendigt at oprette et dansk slutdepot til lav- og mellemaktivt affald. En løsning ved samdeponering med tilsvarende affald i udlandet blev anset for politisk udelukket.

Deponeringsspørgsmålet blev imidlertid ikke anset for umiddelbart aktuelt. Et internt Risø-arbejdspapir beskriver situationen således: "[d]et skønnes mest hensigtsmæssigt at lade valget af tid, sted og metode for slutdeponeringen afhænge af tidspunkt og metode for dekommissionering af DR3 m.v."

²⁴ "Betingelser for Drift" for de nukleare anlæg på Risø, godkendt af det daværende Tilsyn med Nukleare Anlæg (TNA), jf. Atomanlægsloven fra 1976.

7. Internationale eksempler

7. 1. Indledning

En række lande har radioaktivt affald hidhørende fra forskning, hospitalssektoren, industrien og ikke mindst fra drift af atomkraftværker. Selvom der er store forskelle i affaldsmængder, affaldstyper og de fysiske muligheder for depotetablering, vil der i alle sådanne lande være et behov for etablering af et eller flere slutdepoter til anbringelse af radioaktivt affald. Nogle lande har allerede fundet en løsning på bortskaffelsen af lav- og mellemaktivt affald, mens man i andre lande er undervejs med etablering af sådanne depoter eller endnu ikke har truffet afgørelse herom.

Der eksisterer således mange slutdepoter for lav- og mellemaktivt kortlivet affald i og uden for Europa. Ifølge en EU-rapport²⁵ er cirka 90% af de eksisterende mængder i EU-landene af denne type affald allerede deponeret. Nogle anlæg er under planlægning, nogle er i drift, og nogle er lukkede. Velkonstruerede anlæg giver ikke driftsproblemer, og udslip – hvis de overhovedet forekommer – er små og uvæsentlige. Det skal dog siges, at erfaringsmaterialet er begrænset og kun strækker sig over en kortere årrække.

I dette kapitel er medtaget eksempler fra seks lande, hvor man enten har fået etableret depoter, eller hvor man arbejder på at få truffet afgørelse herom. De seks lande er:

- Sverige, som på mange måder har været et foregangsland inden for affaldsdeponering.
- Finland, hvor beslutningsprocessen omkring etableringen af slutdepoter har været relativ ukompliceret.
- Norge, som har samme størrelsesmæssige affaldsproblem som Danmark.
- Tyskland, som har valgt dyb deponering af alt radioaktivt affald.
- Frankrig, som har etableret to depoter af typer, som teknisk kunne tænkes anvendt i Danmark.
- Belgien, hvor det på trods af et grundigt og udførligt forarbejde fortsat ikke er lykkedes at få etableret et slutdepot.

Som følge af undergrundens beskaffenhed er det i vore skandinaviske nabolande naturligt at bygge slutdepoterne i granit eller andre krystallinske bjergarter. De geologiske forhold i Danmark gør det vanskeligere at anvende et sådant koncept her i landet. Uanset valg af depotkoncept er de generelle erfaringer fra etablering af de skandinaviske depoter dog også relevante i forhold til den proces, som skal iværksættes i Danmark.

²⁵ Communication and Fourth Report From the Commission on "The Present Situation and Prospect for Radioactive Waste Management in the European Union, COM (98) 799 final, Brussels, 11.01.1999.

7.2. Sverige

AKA-udredningen fra 1976, der var bestilt af den svenske regering, havde som hovedopgave at se på muligheder for bortskaffelse af svensk højaktivt affald i form af såvel brugt brændsel som oparbejdet materiale. Men udredningen anbefalede også etablering af et centrallager for lav- og mellemaktivt affald fra de svenske kraftreaktorer. Koncepter for et slutdepot til formålet blev udformet i de følgende år under den ligeledes statslige PRAV-organisation.

I 1980 overtog de svenske kraftværkers organisation vedrørende nukleart brændsel m.v., SKB (dengang SKBF), det praktiske ansvar for etablering af depotet. Placering ved forskningsinstitutionen Studsvik eller ved kraftværkerne Oskarshamn eller Forsmark blev overvejet, blandt andet ud fra et krav om, at al transport skulle kunne forgå med skib. Alle tre kommuner accepterede at huse anlægget. Et ønske om at udnytte eksisterende personaleressourcer førte til valg af Forsmark, cirka 150 km nord for Stockholm.

Efter de nødvendige forundersøgelser søgte SKB i 1982 i henhold til den svenske atomenergilog og lov om naturressourcer om byggetilladelse til SFR (Slutförvar För Reaktoravfall). På baggrund af nukleare og lokale myndigheders accept af fremlagte sikkerhedsanalyser m.m. gav regeringen tilladelsen i 1983. I løbet af de følgende år blev SFR sprængt ud i klipperne i cirka 50-100 meters dybde ud under Østersøen. Adgangen til anlægget sker gennem tunneler fra land. Driftstilladelse fra de svenske nukleare myndigheder (SKI og SSI) forelå i 1988. Samme år afviste den svenske regering en politisk appel om at nægte tilladelse. De sidste indskrænkninger i brugen af SFR blev ophævet 4 år senere, blandt andet på baggrund af et omfattende myndighedsarbejde med specifikation af affaldstyper, der kan accepteres i depotet.

SFR har været i drift siden og indeholder nu hovedparten af det svenske lav- og mellemaktive affald. De svenske kraftværker har dog også etableret mere prisbillige depoter (Markdeponier) til særlig lavaktivt affald ved flere af reaktoranlæggene. En udvidelse af SFR med henblik på dekommissioneringsaffald fra de svenske reaktorer vil eventuelt komme på tale. Særlig langlivet affald planlægges bortskaffet ved dyb geologisk deponering i tilknytning til det fremtidige svenske slutdepot for højaktivt affald (brugt brændsel).

I forbindelse med etablering af SFR har der været afholdt adskillige offentlige høringer. Anlægget har også en omfattende besøgsvirksomhed, hvor offentligheden kan se, hvordan deponering af svensk affald sker i praksis.

7.3. Finland

I Finland har man bygget to depoter for lav- og mellemaktivt affald i forbindelse med kraftværksreaktorerne ved henholdsvis Olkiluoto og Loviisa. Depoterne ejes i dag af et joint-venture selskab, bestående af de to selskaber, som hver ejer ét af de pågældende kraftværker. Begge depoter er sprængt ud i granitten 50-100 meter under klippeoverfladen tæt ved, men ikke ud under Østersøen. Teknisk set er begge varianter af SFR. Generelt er der et nært samarbejde mellem Sverige og Finland på affaldsområdet.

Allerede i forbindelse med udstedelse af driftstilladelse til atomkraftværket ved Olkiluoto i 1983 blev der givet tilladelse til konstruktion af et depot til lav- og mellemaktivt affald på værkets arealer. Inden da blev der i 1980 påbegyndt undersøgelser af klippegrunden med boreprøver m.v., og der blev foretaget en grundig sikkerhedsanalyse, før konstruktionen blev iværksat.

I 1988 blev der givet tilladelse til konstruktion af et depot til lav- og mellemaktivt affald ved Loviisa. Tilladelse blev givet på baggrund af en foreløbig vurdering af områdets anvendelighed fra 1982, en rapport om anvendelse af arealet fra 1983 og en sikkerhedsanalyse fra 1986. Arbejdet med at etablere depotet blev begyndt i 1993 og afsluttet i 1997.

I begge tilfælde blev tilladelserne udstedt i medfør af en lov om atomenergi fra 1957. Tilladelse til konstruktion af depotet ved Olkiluoto blev givet af den finske regering, mens tilladelse til konstruktion af depotet ved Loviisa blev givet af henholdsvis den lokale kommunalbestyrelse og STUK, som er Finlands tilsynsmyndighed vedrørende atomar sikkerhed og strålehygiejne.

I 1992 blev der udstedt driftstilladelse til depotet ved Olkiluoto, og den tilsvarende licens til depotet ved Loviisa blev udstedt i 1998. Licenserne blev i begge tilfælde udstedt af den finske regering i medfør af en ny lov om kerneenergi fra 1987. Depotet ved Loviisa var endvidere igennem en VVM-procedure i overensstemmelse med en lov fra 1994 om procedure for vurdering af virkninger på miljøet og i overensstemmelse med EU-reglerne herom.

Depoterne får ikke status af slutdepot, før der foreligger tilladelse fra STUK til at foretage endelig forsegling af det enkelte depot.

Beslutningsprocessen i Finland har været præget af, at man gik målrettet efter at etablere depoterne i forbindelse med eksisterende nukleare faciliteter. Man gik direkte til grundige undersøgelser af de to pladser uden først at inddrage andre mulige placeringer af depoterne.

Placeringen af depoter i forbindelse med atomkraftværkerne betyder, at affaldet ikke skal transporteres over store afstande.

Den finske regering og rigsdagen gav i 2001 principtilslutning til undersøgelser med henblik på, at et finske depot for højaktivt affald (brugt brændsel) også kunne placeres i området ved Olkiluoto. I dette tilfælde havde der været forundersøgelser i en række kommuner, men også her valgte man og fik lokal tilslutning til at bruge et område med eksisterende nukleare anlæg til formålet.

7.4. Norge

På linie med Danmark har Norge ikke atomkraftværker, hvorfor det nukleare affald primært stammer fra forskning. Affaldsmængden i Norge er omtrent på niveau med den tilsvarende mængde i Danmark. Til løsning af dette affaldsproblem har man sprængt en

tunnel med sidetunneller ind i fjeldsiden ved Himdalen cirka 30 km sydøst for Oslo. I modsætning til de svenske og finske anlæg er der her tale om et i princippet tørt anlæg.

Som indledning til etablering af et slutdepot blev der i 1989 ved kongelig resolution nedsat et udvalg, som havde til opgave at udarbejde planer og metoder for slutlagring eller deponering af radioaktivt affald. Udvalget afgav en rapport i marts 1991 med indstilling om etablering af et depot i en mineskakt ved Sør-Trøndelag eller subsidiært, at der blev sprængt et depot ind i en fjeldside i ikke for stor afstand fra Kjeller, hvor Risøpendant i Norge, IFE (Institut for energiteknikk), er beliggende.

Statens Atomtilsyn²⁶ fik herefter udarbejdet udredninger for at konkretisere det subsidiære forslag om sprængning af et depot ind i en fjeldside. På baggrund af kort- og luftstudier blev der identificeret 52 mulige lokaliteter, som efter nærmere undersøgelser blev reduceret til 13 lokaliteter. Hensyn til blandt andet lokale udbygningsplaner reducerede antallet yderligere til to mulige lokaliteter, hvor der kunne sprænges et slutdepot ind i en fjeldside.

Der blev herefter af Statens Atomtilsyn udarbejdet en redegørelse omfattende hver af disse to lokaliteter samt om mineskikten ved Sør-Trøndelag. Redegørelsen blev lagt ud i offentlig høring i 1991, og der blev afholdt offentlige informationsmøder i de berørte kommuner. I 1992 blev der udarbejdet en miljøkonsekvensudredning, som blandt andet indeholder en beskrivelse af affaldet, et forslag til udformning af et depot samt vurdering af de tre forskellige steder, hvor det blev overvejet at placere depotet. Herudover indeholdt udredningen en beskrivelse af risici for stråling på kort og lang sigt og af andre risici for påvirkninger på miljøet. Ud fra en samlet vurdering konkluderes det i udredningen, at den mest hensigtsmæssige løsning ville være en klippetunnel i Himdalen.

I 1994 vedtog Stortinget, at der skulle anlægges et kombineret lager og depot for lav- og mellemaktivt kort- og langlivet affald i Himdalen. Den kombinerede løsning indebærer, at affald, der indeholder væsentlige mængder radioaktive stoffer med lang halveringstid (plutonium), skal lagres i stedet for at deponeres. Samtidig blev der truffet beslutning om at lade en international ekspertgruppe fra IAEA foretage en uafhængig vurdering af lokaliteten og det tekniske koncept for depotet. Ekspertgruppen konkluderede i 1995, at lokaliteten og det tekniske koncept tilfredsstiller de internationale krav til et sikkert lager og depot for de forventede mængder af lav- og mellemaktivt affald.

Konstruktion af anlægget blev iværksat i 1997 med en offentlig institution, Statsbyg, som bygherre. I 1998 fik IFE udstedt tilladelse til at tage depotet i anvendelse. Transport af det oplagrede affald over afstanden på cirka 25 km sker med lastbil. Operationen forventes at tage adskillige år.

7.5. Tyskland

Tyskland har valgt, at alt radioaktivt affald skal bortskaffes ved dyb geologisk deponering. Man skelner derfor ikke mellem kategorierne kort- og langlivet affald. Fra 1965 til 1978 benyttede man en saltmine, Asse, til formålet. Minen er stadig tilgængelig og be-

²⁶ Statens Atomtilsyn hedder nu "Statens Strålevern".

nyttes til forskningsformål. Morsleben saltminen i det tidligere Østtyskland var i brug som affaldsdepot fra 1978 og i perioder fra 1994 til 2000, hvor den blev opgivet blandt andet på grund af uenighed om konventionel sikkerhed.

Ansvar for affaldsdeponering i Tyskland påhvilede oprindeligt PTB (Physikalisch Technisches Bundesanstalt), der efter Asse valgte at satse på et nyt stort affaldsdepot for lav- og mellemaktivt affald i en nyligt nedlagte jernmine, Konrad, nær Braunschweig. Minen var kendt for at være helt tør, og den geologiske formation var stor nok til, at der ved brydning af nye gange kunne skabes plads til alt tilbageværende tysk lav- og mellemaktivt affald. Deponeringen skulle ske i 800 til 1300 meters dybde. Minedriften blev indstillet i 1976, hvorefter PTB foretog pladsundersøgelser op til 1982. Ibrugtagningsansøgningen førte til krav om yderligere undersøgelser og sikkerhedsanalyser. I 1989 overgik ansvaret for tyske depoter til BfS (Bundesamt für Strahlenschutz), der fortsatte arbejdet med Konrad. På trods af lange offentlige høringer og nye rapporter og undersøgelser er det imidlertid fortsat ikke lykkedes at få en afgørelse om anlægget. Dette skyldes blandt andet modstand fra lokalregeringen i Niedersachsen, der under tysk lov har kompetence til at bremse afgørelser om sådanne anlæg, selvom godkendelsen formelt henhører under forbundsmyndighederne.

I forbindelse med regeringsskiftet i 1998 og aftalerne i 2000 om afvikling af tysk nuklear energi er en eventuel godkendelse af Konrad blevet udsat på ubestemt tid. Regeringen har opsat som et ønskemål, at alt tysk affald, inklusive højaktivt, skal deponeres på samme sted, og at stedfæstelsen heraf skal ske med fuld offentlig indsigt. Hertil har man under det tyske Miljøministerium nedsat en rådgivende komite, AkEnd, der endnu ikke har afsluttet sit arbejde.²⁷

For at kunne opbevare brugt brændsel og andet radioaktivt affald, indtil der foreligger myndighedsgodkendte deponeringsfaciliteter, har kraftværker og forskningsanlæg måttet udbygge mellemlagringsfaciliteter.

7.6. Frankrig

I Frankrig findes der to depoter for lav- og mellemaktivt affald: La Manche, som er beliggende i nærheden af oparbejdningsanlægget La Hague i Normandiet, og L'Aube, som er beliggende i et fladt skovdækket område i regionen Soulaine cirka 200 km øst for Paris. Begge de franske depoter er varianter af en type, der teknisk set kunne anvendes i Danmark, idet anlæggene er etableret på eller ved jordoverfladen.

Depotet ved La Manche blev sat i drift i 1969 af et privat selskab, Infracome og overgik i 1979 til en statslig institution for behandling af radioaktivt affald, ANDRA. Depotet består primært af betonceller, der er gravet ned i jordoverfladen. De mest aktive affaldsenergi er anbragt i betoncellerne og omstøbt med beton. Ovenpå de fyldte betonceller er der stablet et stort antal tromler med lavt aktivitetsindhold. Depotets kapacitet på 500.000 m³ var fuldt udnyttet i 1994, hvorefter man har tildækket det med lag af sand og grus, en vandtæt "geomembran", yderligere et sandlag og et gruslag samt et lag jord. I 1997 var hele området dækket af græsbevoksning.

²⁷ Projektet kan følges på internettet på adressen www.akend.de.

I henhold til planerne skal depotet ved la Manche være under opsyn i op mod 300 år. En ansøgning om overgang til officiel status som slutdepot var i offentlig høring i 2000, og en komité har på baggrund heraf anbefalet, at der udstedes tilladelse at ændre status til slutdepot. Komiteen anbefaler samtidig, at tilladelsen gives under følgende betingelser:

- Der skal de første 10 år være en særlig aktiv overvågning fulgt op af en ny sikkerhedsvurdering,
- Der skal arbejdes med udvikling af metoder til prøvetagning inde under anlægget.
- Der skal undersøges metoder for inspektion, rensning og udbedring af drænsystemet.

Allerede i 1981 drøftede Nationalforsamlingen behovet for etablering af et nyt slutdepot for lav- og mellemaktivt affald til afløsning af anlægget ved la Manche. Efter anbefaling fra flere komiteer nedsat af regeringen blev der i 1984 påbegyndt en systematisk eftersøgning efter et velegnet sted til etablering af det nye depot. Forskellige steder blev vurderet ud fra følgende:

- Tektonisk og geoteknisk stabilitet.
- Simpel og let modellerbar hydrologi.
- Tilstrækkelig fortynding af eventuelle udslip.
- Placering over højeste grundvandsniveau og uden risiko for oversvømmelse.
- Kemisk kompatibilitet mellem affald og omgivelser samt gode retentions egenskaber.
- Ressourcemæssig værdi.

På baggrund heraf fandt man frem til området ved l'Aube, hvor der blev foretaget forundersøgelser og offentlige høringer frem til og med 1986. I 1987 blev en foreløbig sikkerhedsanalyse godkendt, hvorefter anlæggets almene betydning for samfundet blev fastslået ved en regeringsbeslutning. Arealet blev herefter erhvervet og ryddet for skov, mod at der blev beplantet et tilsvarende areal andetsteds i regionen. Tilladelse til at bygge henholdsvis den ikke-nukleare del af anlægget og en nødvendig jernbanestrækning blev udstedt i 1988 og 1989, mens den endelige autorisation til at bygge hele depotet blev udstedt af regeringen i september 1989. Byggeriet blev afsluttet i 1991, og i 1992 udstedte regeringen driftstilladelse til depotet.

Depotet består af betonceller bygget oven på jordoverfladen, hvori der anbringes affaldsenheder i form af tromler og lignende. Betoncellerne fyldes herefter op med beton. I nogle af betoncellerne anbringes betonbeholdere, hvorefter mellemrum fyldes ud med grus som fyldmateriale. Til sidst støbes betonlåg over cellerne, og det hele dækkes med vekslende lag af grus og ler.

Lokalt har man løbende gjort et stort arbejde for at informere lokalbefolkningen og de lokale myndigheder om projektet. Samtidig har projektet betydet etablering af en bedre infrastruktur og nye arbejdspladser i området. Staten har endvidere etableret en lokal udviklingsfond med en kapital på 34 mio. franske franc. Samlet set er depotet blevet godt modtaget i lokalområdet.

7.7. Belgien

I Belgien er ansvaret for alle aspekter vedrørende behandling af radioaktivt affald overgivet til en statslig organisation for behandling af radioaktivt affald, ONDRAF/NIRAS.

Et forslag til et overfladenært slutdepot af samme type som det franske depot ved l'Aube blev i 1994 offentliggjort af ONDRAF/NIRAS sammen med en fortegnelse over 96 mulige lokaliteter for placering af depotet. Disse lokaliteter var udvalgt på baggrund af kortstudier og almen geologisk viden. Processen gik imidlertid ret hurtigt i stå efter offentliggørelse af forslaget, idet projektet mødte stor folkelig modstand. De lokale myndigheder på de udvalgte lokaliteter nægtede derfor at medvirke i det videre forløb frem mod valg af den endelige placering af depotet.

På initiativ fra den belgiske regering blev processen sat i gang på ny i 1998. Undersøgelserne blev indskrænket til fire lokaliteter, hvor der i forvejen findes nukleare installationer. I forbindelse med hver af disse lokaliteter er der nu nedsat samarbejdsorganisationer med bred lokal repræsentation, som har til opgave at udarbejde et lokalt projekt for etablering af et slutdepot. De fire lokale forslag skal senere – efter international vurdering – danne grundlag for regeringens endelige valg af lokalitet for et slutdepot.

Det vides ikke, hvornår den belgiske regering vil træffe en afgørelse om placering af et slutdepot, men planen er fortsat et overfladenært depot af samme type som anvendt ved l'Aube i Frankrig.

7.8. Økonomi

OECD/NEA har i 1999 publiceret en rapport²⁸ over erfaringsmæssige omkostninger ved etablering af overfladenære depoter for lav- og mellemaktivt affald. Rapporten bygger på data indsamlet op til 1995 for 19 forskellige depoter, herunder de i det foregående omtalte eksempler (på nær det norske anlæg Himdalen, der er kommet til senere). Depotterne deles i egentlige overfladenære anlæg (som eksempelvis de franske) og depoter af minitypen i større eller mindre dybde (som eksempelvis i Sverige og Tyskland).

I rapporten er udgifterne opdelt på følgende 5 områder:

- Planlægning, pladsvalg, pladsundersøgelser og godkendelse.
- Teknisk detailplanlægning og konstruktion af depotet.

²⁸ "Low-Level radioactive waste Repositories: An Analysis of Costs", OECD/NEA, 1999.

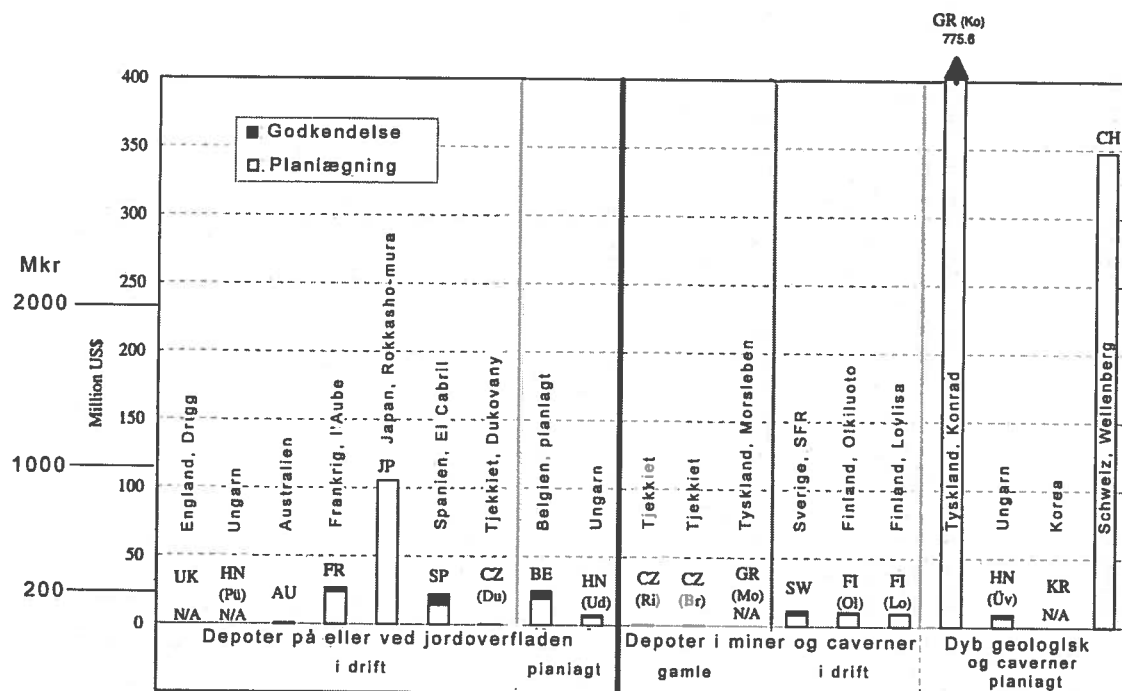
- Driftsudgifter ved modtagelse og anbringelse af affaldet.
- Dekommissionering (lukning) af anlægget.
- Overvågning efter lukning.

Figur 7.1 er en grafisk fremstilling af dels byherrens udgifter til planlægning, pladsvalg m.v. og dels myndighedernes udgifter i forbindelse med godkendelsesproceduren. Anlæggene er inden for de to grundtyper ordnet efter aftagende alder. Der er ingen umiddelbar sammenhæng mellem anlæggenes størrelse og forundersøgelsesudgifterne, der typisk ligger i området 50-200 mio. kr. Erfaringerne fra Tyskland (Konrad), Schweiz og til dels Japan viser imidlertid, at uenighed om pladsvalg og krav til undersøgelser kan medføre meget store udgifter af denne art.

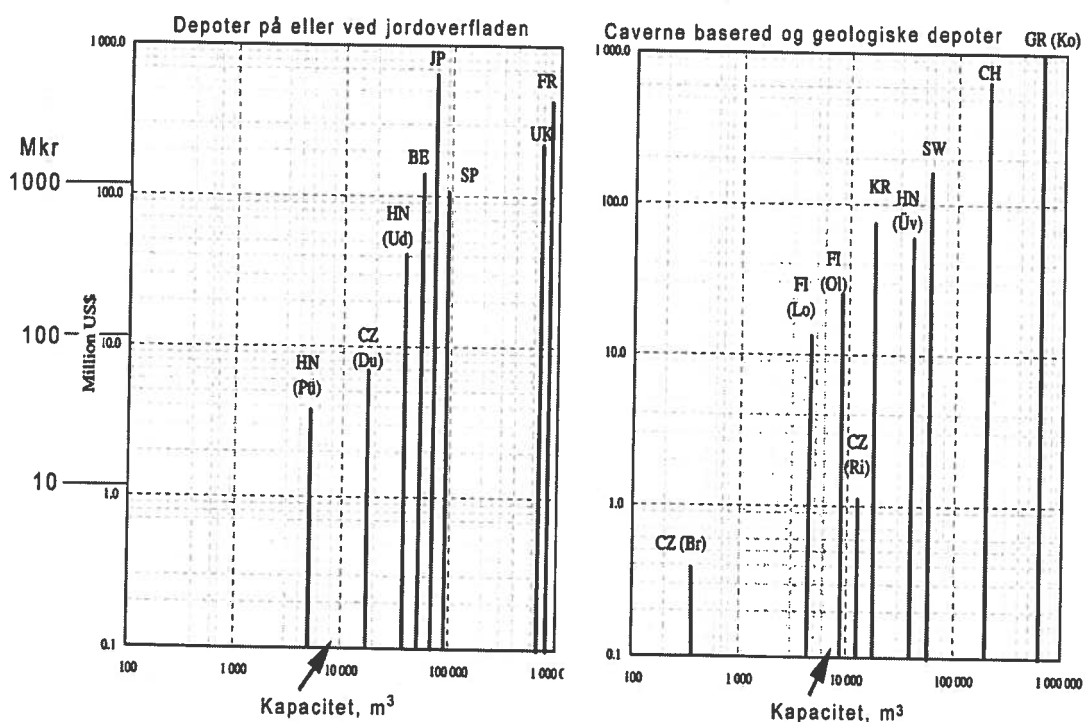
Figur 7.2 viser konstruktionsomkostningerne som funktion af anlæggenes deponeringskapacitet igen delt på de to grundtyper. Inden for hver gruppe er der som ventelig en vis sammenhæng mellem størrelse og udgift. For samme kapacitet er udgifterne til nyanlæg sprængt ud i klipper i større eller mindre dybde noget højere end for egentlige overfladenære anlæg. Med al mulig forbehold tyder figuren på, at konstruktionsudgifterne til et dansk depot med kapacitet på 3.000 – 5.000 m³ eller højst 10.000 m³ burde ligge i området 40 til 200 mio. kr. (Omfatter ikke finansieringsudgifter eller arealanskaffelse). Det kan nævnes, at konstruktionsudgifterne til det Norske Himdalen var cirka 70 mio. kr.

Rapporten giver også oversigter over driftsudgifterne indbefattende både faste og variable udgifter. Typiske værdier synes at være 5.000 til 20.000 kr./m³ deponeret affald. Det er en økonomisk fordel, hvis driftspersonalet og kan udføre andre opgaver.

Der er ikke mange erfaringstal vedrørende dekommissionering og langtidskontrol med lukkede affaldsdepoter. NEA rapporten skønner, at der må regnes med 5-10% af "livstidsomkostningerne".



Figur 7.1. Planlægningsomkostninger for overfladenære depoter for lav- og mellemaktivt affald. Efter OECD/NEA rapport baseret på data op til 1995.



Pilene markerer det danske behov på 5.000-10.000 m³ deponeringsplads til lav- og mellemaktivt affald.

Figur 7.2. Dobbeltlogaritmisk plot af depotanlægsomkostningerne som funktion af kapaciteten. (De to tjekkiske (Br, Ri) repræsenterer brug af eksisterende miner uden større modifikationer).

7.9. Sammenfatning

Der eksisterer mange slutdepoter for lav- og mellemaktivt kortlivet affald i og uden for Europa. Ifølge en EU-rapport²⁹ er cirka 90% af de eksisterende mængder i EU-landene af denne type affald allerede deponeret. Nogle anlæg er under planlægning, nogle er i drift, og nogle er lukkede. Velkonstruerede anlæg giver erfaringsmæssigt ikke drifts-problemer, og udslip – hvis de overhovedet forekommer – holder sig inden for de internationale normer herom.³⁰ Det skal dog siges, at erfaringsmaterialet er begrænset og kun strækker sig over en kortere årrække.

Med Norge som en klar undtagelse er de fleste udenlandske anlæg væsentligt større, end hvad der er behov for i Danmark – typisk mellem fire og hundrede gange større. Alt andet lige skulle dette gøre det teknisk lettere at etablere et sikkert dansk anlæg.

I nogle tilfælde har man valgt at etablere depotet tæt ved allerede eksisterende nukleare anlæg, og i andre tilfælde har man valgt en strategi for pladsvalg, som er uafhængig af, hvor de eksisterende nukleare anlæg er beliggende. Der er valgt tekniske løsninger, der spænder fra mineanlæg i stor dybde, over etablering af depoter i overfladenært grund-fjeld (i nogle tilfælde ud under eller tæt ved havet) til deponering i jorddækkede beton-konstruktioner på eller tæt ved den oprindelige jordoverflade.

Der kan gå en betragtelig tid fra den første planlægning af et slutdepot, til anlægget kan tages i drift. For de her beskrevne eksempler mellem 7 og 11 år, forudsat at alt går vel. Når pladsvalget giver politiske problemer, som i Tyskland og Belgien, bliver tidsbeho-vet og udgifterne uforudsigelige.

Det er en generel erfaring fra alle de beskrevne eksempler, at god kontakt til lokalbe-folkningen er en forudsætning for et rimeligt forløb af pladsvalget. For de nyere anlæg har VVM-redegørelser været væsentlige. En international evaluering (eksempelvis ud-ført af IAEA) kan også være værdifuld.

²⁹ Communication and Fourth Report From the Commission on "The Present Situation and Prospect for Radioactive Waste Management in the European Union, COM (98) 799 final, Brussels, 11.01.1999

³⁰ Et eksempel, som kan nævnes er det franske anlæg, l'Aube. Oplysninger om udslip fra anlægget gives på internetadressen <http://www.andra.fr/en/Centres/surveil.htm>.

8. Affaldsmængder i konditioneret tilstand

8.1. Indledning

Radioaktivt affald er af meget forskellig oprindelse, type og aktivitetsindhold. Dansk radioaktivt affald hidrører dels fra den nukleare forskning på Risø og dels fra andre danske brugere af radioaktive stoffer, herunder hospitaler, medicinsk- og anden forskningsvirksomhed, industri, råstofudvinding, prospektering m.m.

Affaldets art vil primært være bestemt af oprindelsen og kan opdeles på følgende måde:

- Restprodukt fra rensning af vand fra Risøs anlæg (bitumenindesluttet inddamperkoncentrat, ionbyttere m.v.).
- Komprimeret lavaktivt fast affald (papir, plast, glas, metal m.v. delvis af ekstern oprindelse).
- Kasserede radioaktive kilder (de fleste med oprindelse uden for Risø).
- Kasseret radioaktivt forurennet udstyr.
- Egentligt dekommissioneringsaffald fra nedrivning af nukleare anlæg.
- Specialaffald.

8.2. Affaldets volumen

Behandling af radioaktivt affald vil normalt gå ud på at omdanne eller pakke materialerne, sådan at de fylder mindst muligt, og sådan at risikoen for spredning af aktivitet formindskes. Flydende affald bringes på fast form, og fast affald pakkes i tromler eller andre beholdere af stål eller rustfri stål. Undertiden anvendes omstøbning med beton. Affaldsmængder angives i reglen som færdigkonditioneret affald.

De på Risø hidtil anvendte beholdere (tromler m.m.), er godkendt til mellemlagring i Risøs lagerbygninger for radioaktivt affald.

Til brug for affaldet fra dekommissioneringsprojektet vil der være behov for en større affaldsenhed. En kasseformet betonbeholder med ydre dimensioner på cirka 1,5×1,5×1,4 meter eller eventuelt 1,5×1,5×2.8 meter er for øjeblikket under udvikling. Håndtering, afskærmning og transportegenskaber vurderes. Hensigten er at kunne anvende enheden til mellemlagring af dekommissioneringsaffald, sådan at nedtagning af de nukleare anlæg kan påbegyndes uden at skulle afvente, at et slutdepot er til rådighed. Der planlægges opført et nyt mellemlager til affaldsenhederne.

Hensigten er endvidere, at den nye affaldsenhed med sit indhold af affald på et senere tidspunkt uden yderligere forarbejdning kan anbringes i et slutdepot. Enheden skal også kunne bruges som ydre emballage omkring tromler og andre beholdere med allerede eksisterende affald, hvor dette er ønskeligt som følge af højt aktivitetsindhold, høj stråling

eller af andre grunde. Beholdernes langtidsstabilitet skal sikres ved brug af højkvalitetsbeton. Betonkassens vekselvirkning med andre materialer i depotet vurderes, og sandsynlig langtidsudvikling under forskellige betingelser beskrives. En forhåndsgodkendelse af enheden til slutdeponering kan dog ikke gives på nuværende tidspunkt, men må afvente, at der til sin tid kan gennemføres de på det tidspunkt fastsatte krav om sikkerhedsanalyser og godkendelser for et konkret slutdepot.

I det følgende lægges brug af betonkassen til grund for vurdering af behovet for depotkapacitet. Direkte deponering af tromler og andre former for affaldsenheder må dog også påregnes.

En oversigt over, hvor meget det eksisterende radioaktive affald og det forventede affald fra dekommissioneringen af nukleare anlæggene vil fylde, blev udarbejdet til brug for Risøs dekommissioneringsrapport 1 og udgør fortsat det bedst tilgængelige skøn over de samlede affaldsmængder.

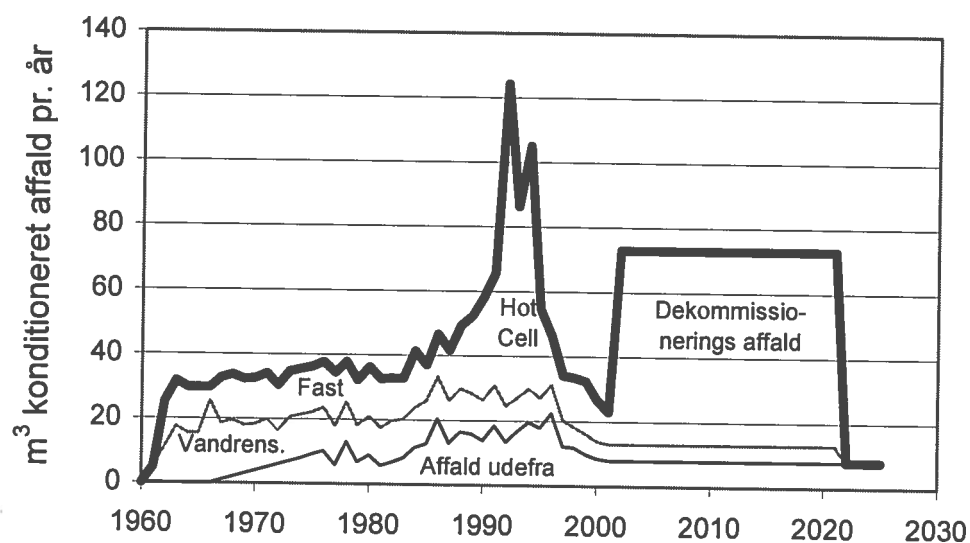
Figur 8.1 giver en grafisk fremstilling af den årligt mængde affald på Risøs i perioden fra 1960 til 2000 fordelt på affald fra eksterne leverandører, affald fra vandrensningen og fast affald fra anlæggene på Risø. I løbet af de 40 år er der oplagret cirka 300 tons fast affald og cirka 50 tons inddampningsrest, som - konditioneret i Risøs standard betonforede tromler – og anbragt i slutdepotet tilsammen vil fylde cirka 1800 m^3 . De relativt store affaldsmængder i perioden fra 1991 til 1995 skyldes lukningen af Risøs Hot Cell anlæg og den heraf følgende oprydning.

Affaldet fra dekommissionering antages at kunne pakkes i de oven for omtalte betonkasser, sådan at det fylder $1\text{ m}^3/\text{t}$ – i alt cirka 1.200 m^3 . Figur 8.1 viser en fremskrivning af de forventede årlige affaldsmængder fra dekommissionering under antagelse af, at arbejdet gennemføres i jævnt tempo i løbet af en 20-årig periode.

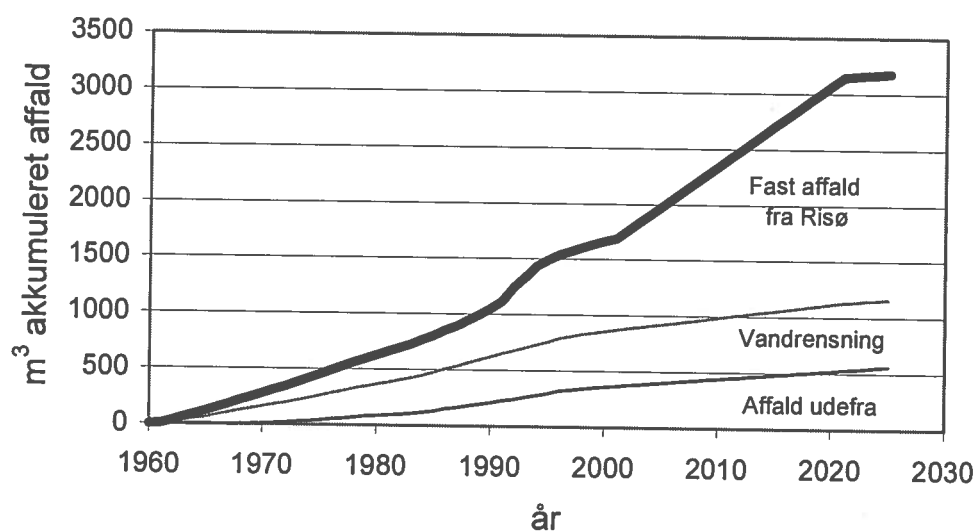
Figur 8.2 giver et billede af den akkumulerede affaldsmængde over perioden frem til 2020. Det samlede deponeringsbehov bliver cirka 3.000 m^3 (se også højre kolonne i Tabel 8.1).

En væsentlig usikkerhed knytter sig til, i hvor høj grad det vil være muligt at frasortere ikke aktivt materiale under dekommissioneringsarbejdet. Det kræver håndteringsmæssige procedurer indrettet herpå samt et omfattende målearbejde til dokumentation af, at det frasorterede materiale opfylder fastsatte værdier for, hvornår målte aktivitetsniveauer er så lave, at der ikke er behov for at tage hensyn hertil ved genforarbejdning eller deponering som inaktivt affald.

Ovennævnte deponeringsbehov på 3.000 m^3 må anses for et absolut minimum. Det maksimale deponeringsbehov vurderes at være 10.000 m^3 deponeringsplads. Ved overvejelserne omkring udformning af et dansk slutdepot er der i det følgende regnet med et deponeringsbehov af størrelsesordenen 5.000 m^3 . Et sådant lager vil være af samme størrelse som det norske, men en eller to størrelsesordener mindre end de øvrige anlæg omtalt i rapportens kapitel 7.



Figur 8.1. Årlig affaldsoplagring på Risø i perioden 1960-2000 samt prognose for et scenarium med dekommissionering over 20 år. Modtagelse af affald udefra samt produktion af konditioneret inddampningsrest fra vandrensning antages at fortsætte på nuværende niveau.



Figur 8.2. Samme data i akkumuleret form. Totalkurven viser den samlede affaldsmængde, der skal deponeres.

8.3. Affaldets aktivitetsindhold og øvrige egenskaber

Langt det meste danske radioaktive affald kan klassificeres som kortlivet lav- og mellemaktivt affald (LILW-SL), mens en forholdsvis lille del vil være langlivet lav- og

mellemaktivt affald (LILW-LL)³¹. Efter returnering af det sidste brugte DR3 brændsel til USA opbevarer Risø ikke længere egentligt højaktivt affald, hvor varmeudvikling på grund af radioaktivt henfald må tages i betragtning. De oplagrede cirka 233 kg bestrålet kraftreaktorbrændsel til rest efter forsøg udført i 1970'erne og 1980'erne er formelt ikke højaktivt, idet mængden er for lille til, at henfaldsvarmen er væsentlig. Det betydelige indhold af langlivet aktivitet – herunder cirka 1,2 kg plutonium fordelt i brændslet – gør, at der bør stilles særlige krav til deponering af dette affald (se kapitel 9).

Mere diffust spredt aktivitet i det eksisterende affald hidrører også hovedsagelig fra efterbestrålingsundersøgelser på Hot Cell-anlægget af eksperimentelt fremstillet kraftreaktorbrændsel. I alt svarer det til op mod 10 kg brugt brændsel tilstede som støv og lignende. Der er således tale om kontamination, det vil sige radioaktive stoffer tilstede som forurening på ydre overflader.

Dekommissioneringsaffaldet fra reaktorerne vil derimod være aktiveret ved neutronbestråling, sådan at de radioaktive stoffer sidder inkorporeret i konstruktionsmaterialerne. Aktivitetsindholdene kan skønnes ud fra reaktorerens driftsmåde, opbygning og materialesammensætning og sammenholdes med angivelser for tilsvarende anlæg i udlandet.

I begge typer aktivitet kan man ud fra måling af nogle karakteristiske isotoper skønne over indholdet af ledsagende langlivede isotoper, der måleteknisk er vanskeligere at bestemme.

Det tredje væsentlige bidrag til aktivitet i affaldet er kasserede radioaktive kilder indeholdende enkelt isotoper. Det er typisk lukkede kilder indesluttet i rustfri stål. Nogle har høj specifik aktivitet. De kan have været brugt til mange formål og vil i de fleste tilfælde være modtaget fra leverandører uden for Risø. Information om aktivitetsindholdet er normalt af administrativ art.

En fortegnelse over forventede aktivitetsindhold fordelt på væsentlige isotop- og affaldstyper er givet i Tabel 8.1. Aktiviteterne er korrigeret for henfald til år 2000 uden hensyn til, at nedbrydningen af de nukleare anlæg endnu ikke har fundet sted. Detaljer omkring måling, beregning og skøn af aktivitetsindholdene er givet i en teknisk baggrundsrapport, udarbejdet blandt andet til brug for herværende udredning.³²

Usikkerheden på nogle af tallene er betydelig, og nogle af de skønnede værdier er sandsynligvis for høje. Forbedrede målinger vil kunne gennemføres i forbindelse med omflytning og i nogle tilfælde ompakning af det eksisterende affald. Der planlægges med systematiske måleprogrammer under dekommissioneringsarbejdet til karakterisering af aktivitetsindholdet i affaldet herfra.

³¹ Kommissionens henstilling om et klassifikationssystem for fast radioaktivt affald. SEK(1999)1302 endelig udgave. Heri defineres: LILW-SL (Low and Intermediate Level Short-Lived) indholder radionuklider med halveringstid op til 30 år. Midlet over et større antal enheder skal indholdet af langlivede isotoper (især α emittere) være mindre end 400 Bq/g. Ved større indhold af langlivede isotoper betegnes affaldet LILW-LL (Low and Intermediate Level Long-Lived).

³² "Baggrund for og skitser til slutdepot for dansk lav- og mellemaktivt affald", Knud Brodersen, forventes udgivet af Forskningscenter Risø, primo 2002.

Generelt er det karakteristisk, at hovedparten af aktiviteten findes i en mindre del af affaldet, typisk 5-10 %, mens resten er lavaktivt eller undertiden næsten helt inaktivt materiale. Det gælder eksempelvis for restproduktet fra vandrensningen, der imidlertid på grund af opløselighed og kemiske sammensætning stiller særlige krav til depotet.

Tabel 8.1 indeholder desuden angivelser over aktivitetssindhold i de lukkede kilder, der for øjeblikket er i brug her i landet. Oversigten er baseret på oplysninger fra Statens Institut for Strålehygiejne³³, udarbejdet til brug for denne rapport suppleret med information om større kilder i brug (eller nyligt taget ud af brug) på Risø. For nogle meget store kobolt-kilder, brugt til industriel bestråling af plastprodukter blandt andet, til medicinske formål, eksisterer der aftaler om returnering til producenten. De er derfor ikke medtaget i oversigten. For nogle af de øvrige kan der eventuelt også blive tale om tilbagelevering, men til gengæld må der også forventes nyanskaffelser i årene fremover. Her er det antaget, at samtlige de kilder, som på nuværende tidspunkt er tilstedeværende, vil skulle anbringes i depotet.

Aktivitet i nogle af de andre typer specialaffald, som er omtalt i kapitel 9, er også inkluderet i tabel 8.1.

Aktivitet i 2000		GBq (= 1.000.000.000 Bq)			Omtrentlig affaldsmængde m ³
Affaldstype og oprindelse		Kortlivede β/γ emittere	Langlivede β emittere	Langlivede α emittere	
Eksisterende radioaktivt affald oplagret på Risø	Fra vandrensning	30	lav	1	500
	Lavaktivt fast affald	4.900	40	310	1.130
	fra Hot Cell	32.000	250	2.500	100
	fra DR3	8.100	22.000	lav	50
	Kilder, mest udefra	280.000	200	2.500	30
Affald fra dekommissionering af de nukleare anlæg på Risø		44.000	7.900	100	1.200 ¹⁾
Specialaffald fra tabel 9.1 ²⁾		~3.000.000	1	~60	~50
Kilder, der p.t. er i brug i Danmark, og som måske skal deponeres		500.000 ³⁾	100	12.300	30
Sum:		3.900.000	30.000	18.000	3.100

- 1) Forudsætter effektiv pakning og frasortering af inaktivt materiale. Hvis dette ikke er mulig, kan mængderne øges til op mod det 4-dobbelte.
- 2) 15 m³ tungt vand, DR1 core opløsning samt 10-20 tons ubestrålet uran er medtaget her.
- 3) Nogle meget store (140.000.000 GBq) 60Co kilder er udeladt, idet der eksisterer aftaler om returnering til producenten.

Tabel 8.1. Aktivitet opdelt på forskellige affaldstyper og kort- og langlivede isotoper samt omtrentlige mængder af affald, der forventes deponeret.

Depotet vil derudover komme til at indeholde aktiverede eller kontaminerende tungmetaller og andre kemisk giftige stoffer, hovedsageligt 10-20 tons ubestrålet uran, 50-70 tons bly, ~200 kg cadmium og ~80 kg beryllium. Depotet vil desuden komme til at indeholde betydelige mængder rustfri stål, almindelig stål og aluminium og må udformes, sådan at der tages hensyn til gasudvikling fra korrosion af sidstnævnte to metaller.

³³ "Registrering af lukkede radioaktive kilder i Danmark – Status december 2000", en oversigt udarbejdet af Statens Institut for Strålehygiejne til brug for herværende udredning.

Ved valg af placering og udformning af slutdepotet må det være hensigten, at alt eller næsten alt af det danske affald skal kunne anbringes i depotet, og at denne deponering skal ske på en miljø- og sikkerhedsmæssig forsvarlig måde. Situationen er en anden i de større lande, hvor man ofte planlægger at konstruere forskellige depoter til affald i forskellige kategorier, og hvor det ikke udgør et større problem, om mindre mængder specialaffald må stilles på lager, indtil der er etableret et depot til dette affald.

Figur 8.3 illustrerer henfaldet af de i tabel 8.1 givne aktivitetsmængder fordelt på de væsentligste enkeltisotoper. I den viste enkelt logaritmiske fremstilling af aktivitet versus tid vil henfaldet af en isotop blive gengivet ved en ret linie med hældning omvendt proportional med halveringstiden. Det ses, at eksempelvis en kortlivet isotop som ^{60}Co vil være forsvundet i løbet af 50–100 år. Aktiviteten af langlivede isotoper, for eksempel af plutonium, vil derimod ikke ændre sig væsentligt i løbet af de 900 år, der er vist i figuren.

Figur 8.4 viser sumkurverne for totalaktiviteten samt for isotoperne opdelt på α - og β -emittere. Det fremgår, at aktiviteten i løbet af cirka 300 år er faldet til under 1 % af det oprindelige, hovedsageligt som følge af henfald af β/γ -emittere som ^{137}Cs og ^{60}Co og rene β -emittere som ^3H (tritium). Derefter bliver affaldets indhold af α -emittere som ^{241}Am , ^{239}Pu og ^{240}Pu dominerende, og totalaktiviteten aftager væsentligt langsommere.

Kurvernes form illustrerer, hvorfor der ofte angives en periode på 300 år, hvor det kan være rimeligt, at depotområdet er under tilsyn. Efter dette tidsrum sker ændringerne så langsomt, at sikkerheden bør være baseret på en depotudformning, der ikke kræver opsyn.

Figurene viser den samlede aktivitet i et depot, der skønsvist indeholder 5.000 m³ eller 10.000 tons i form af konditioneret affald, heraf en væsentlig del i form af beton. Med denne vægtmængde bliver figurenes aktivitetsangivelser i GBq ensbetydende med gennemsnitlige aktivitetskoncentrationer i enheden Bq/10g. Skalaværdien 10.000 svarer således til 1.000 Bq/g. Det fremgår, at gennemsnitskoncentrationen af α -emittere efter 300 år er cirka 1.700 Bq/g, det vil sige højere end de 400 Bq/g, der i en række lande har været anvendt som modtagelseskriterium ved overfladenær deponering. Cirka 90 % af α -aktiviteten hidrører fra store ^{241}Am kilder, som er modtaget fra andre danske brugere af radioaktive stoffer.

Til sammenligning kan anføres, at almindelig dansk overfladejord typisk indeholder cirka 0,12 Bq/g og den i afsnit 9 omtalte grønlandske uranmalm cirka 26 Bq/g af langlivede α -emittere.

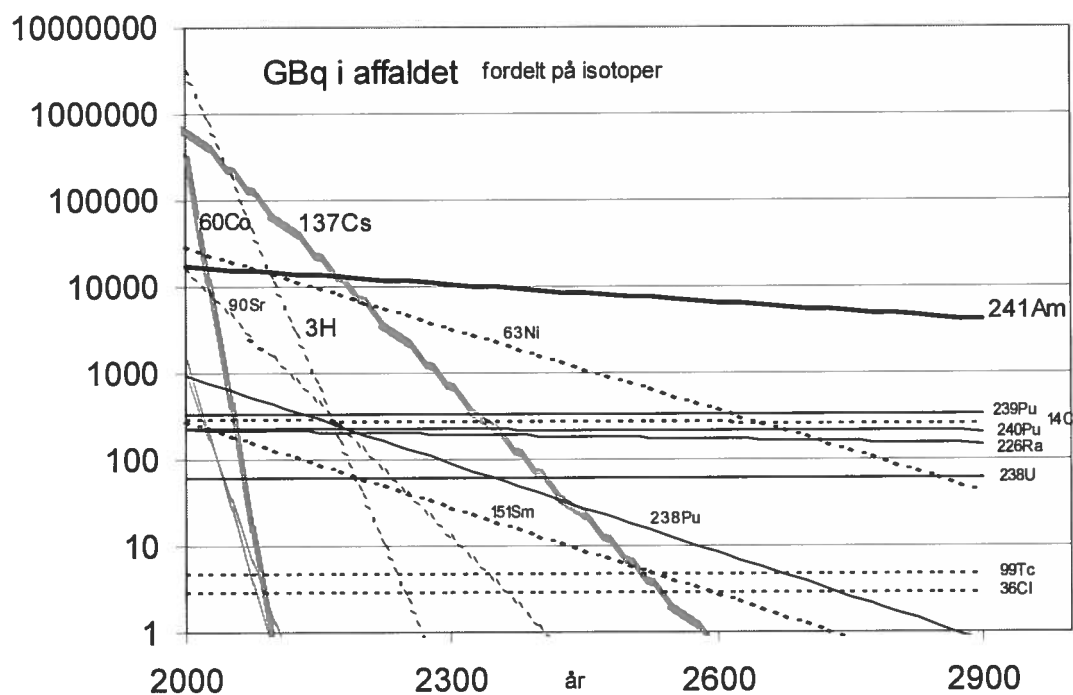
Generelt kan der om farligheden af de forskellige isotoper anføres følgende:

- At de håndteringsmæssige risici, eksempelvis i forbindelse med dekommissioneringsarbejde, primært skyldes ekstern stråling fra relativt kortlivede isotoper som ^{60}Co og ^{137}Cs .
- At de rene β -emittere (der ikke udsender γ -stråling) kun kan gøre skade ved indånding eller efter indtag med føde. Tritium er aktivitetsmæssigt den dominerende isotop, men strålingen har lav energi, og stoffet elimineres hurtigt fra kroppen og har

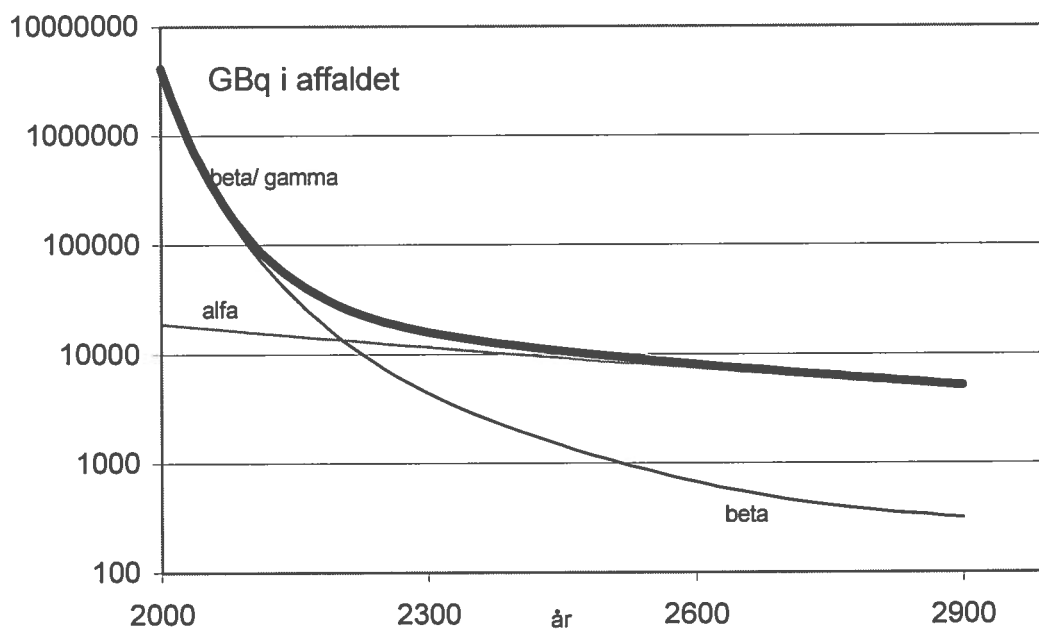
derfor kun svag biologisk virkning. Den senere dominerende langlivede Ni isotop vil typisk findes i aktiveret rustfri stål, hvor den vil være effektivt indesluttet.

- At skadevirkning fra α -emitterne ligeledes forudsætter indånding eller indtag med føde. Især risici for indånding må undgås. Anbragt i et slutdepot har stofferne imidlertid meget ringe tendens til at flytte sig med gennemsivende vand, idet de er tungtopløselige og bindes stærkt, eksempelvis til beton.

Forhold af denne art skal belyses i sikkerhedsanalysen for depotet.



Figur 8.3. Henfald af de forskellige radioaktive isotoper i affaldet som funktion af tiden. Særlig væsentlige isotoper er tegnet med kraftig streg. Fuldt optrukne linier er α -emittere, punkterede linier er rene β -emittere, mens grå linier for isotoper, der udsender både β - og γ -stråling.



Figur 8.4. Sumkurver for aktiviteten af de forskellige typer radioaktive isotoper.

9. Affald, der kræver særlige forholdsregler

9.1. Indledning

Af fremstillingen om affaldsmængder i kapitel 8 fremgår det, at Risø har forskellige typer af affald, som kan betegnes som specialaffald, der kræver særlige overvejelser i forhold til at kunne lave en løsning for deponering af al dansk radioaktiv affald i samme depot.

De pågældende affaldsmængder er i dette kapitel taget ud til særskilt behandling, idet der for hver af disse affaldstyper bør udtænkes løsningsforslag, som ikke nødvendigvis medfører deponering sammen med den mængde af lav- og mellemaktivt affald, som udgør den volumenmæssige hovedmængde af det danske affald. Aktivitetsindhold med videre i en del af disse specialprodukter er givet i Tabel 9.1.

Aktivitet i 2000 Affaldstype og oprindelse	GBq (= 1.000.000.000 Bq)			Omtrentlig affalds- mængde m ³
	Kortlivede β/γ emittere	Langlivede β emittere	Langlivede α emittere	
15 m ³ tungt vand	3.000.000	-	-	50
DR1 core opløsning	125	1	3	5
10-20 tons ubestrålet uran	-	-	60	<1
233 kg forsøgsbrændsel	608.000	5.300	48.700	<1
1.130 tons tailings	datterprodukter	-	30	1.000
3.670 tons uranmalm	datterprodukter	-	100	2.400

Tabel 9.1. Specialaffald

9.2. Bestrålet lavt beriget brændsel

Den affaldstype, som aktivitetsmæssigt må formodes at give de største problemer i forbindelse med deponering i et enkelt depot i Danmark, er 233 kg lavt beriget brændsel, hidrørende fra efterstrålingsundersøgelser af eksperimentelt fremstillet kraftreaktorbrændsel i det såkaldte Hot Cell anlæg på Risø. Driften af Hot Cell ophørte i 1989, og betoncellernes indhold af løse ting blev i de følgende år fjernet. Cellerne blev forseglet i 1993, efter at ventilationsanlæg, manipulatorarme m.v. var blevet nedtaget.

I princippet er der tale om højaktivt affald, indeholdende væsentlige mængder radioaktive isotoper med en meget lang halveringstid (se nederste linie i tabel 9). Det meste er oplageret på en måde, sådan at materialerne er holdt for sig selv, men noget kan være vanskeligt at sortere ud fra andet affald.

I forhold til lande med atomkraftværker er der tale om en forsvindende lille mængde affald. Såfremt dette affald skal deponeres i Danmark, vil det være påkrævet at genoptage det i kapitel 6 beskrevne arbejde for at finde et egnet sted dybt i den danske undergrund, hvor det vil være muligt at etablere et depot for højaktivt affald. En sådan løsning må formodes at blive meget dyr set i forhold til den lille mængde affald, som sagen drejer sig om.

Som nævnt i kapitel 5 indeholder den internationale konvention om sikkerhed i forhold til behandling af brugt brændsel og behandling af radioaktivt affald³⁴ en erklæring om, at radioaktivt affald så vidt muligt skal deponeres i det land, hvor det blev genereret. Der kan dog undtagelsesvis foretages deponering i et andet land, såfremt denne løsning skønnes mere hensigtsmæssigt.

Det er arbejdsgruppens anbefaling, at der foretages særskilte overvejelser for håndteringen af dette affald. Det bør i den forbindelse vurderes nærmere, om det kunne være en realistisk mulighed at indgå en aftale om at få det deponeret i udlandet under sikkerhedsmæssigt og miljømæssigt forsvarlige vilkår.

9.3. Malm

I perioden fra 1976 til 1983 eksperimenterede Risø med udvinding af uran fra malm hentet fra en forsøgsmine i Kvanefjeldet i Grønland.

Fra denne periode har man på Risø 3.670 tons ubrugt malm, som indeholder cirka 430 g uran og 1270 g thorium pr. tons. Aktivitetsindholdet fremgår af Tabel 9.1. Aktivitetskoncentrationerne er cirka 200 gange højere, end hvad der typisk forekommer i dansk jord (~2 g uran og ~5 g thorium pr. ton).

Malmen opbevares på Risø på et særligt areal med begrænset nedsivning. Opsamlet regnvand kontrolleres for indhold af opløst uran og fluorid. Niveauerne er ikke højere, end at vandet kan udledes via Risøs inaktive spildevandsanlæg. Malmen giver et noget forhøjet strålingsniveau i området, men strålingen dæmpes af omgivende jordvolde og aftager hurtigt med afstanden.

Det er arbejdsgruppens anbefaling, at der foretages særskilte overvejelser for den fremtidige håndtering af malmen.

9.4. Tailings

Fra perioden, hvor der blev eksperimenteret med uranudvinding fra malm hentet fra Kvanefjeldet, har Risø 1.130 tons "tailings" (det vil sige knust, ekstraheret malm) fra forsøgscentrrets uranekstraktionsanlæg.

Tailings opbevares i dag under vand i to særlige bassiner på Risøs areal. Ved denne anbringelse er strålingen fra affaldet uden betydning.

Tailings skal helst holdes vandmættet for at forhindre udsivning af den radioaktive gasart radon. Tailings er derfor muligvis ikke velegnet til deponering i overfladenære depoter, som ikke er vandmættede (se koncept 1 i afsnit 12.2). Kemiske forhold i vand, der har været i kontakt med tailings, kan også kræve særlige overvejelser i forhold til at kunne deponere tailings i samme depot som det egentlige radioaktive affald fra Risø.

³⁴ "Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management", IAEA.

Det er arbejdsgruppens anbefaling, at der foretages særskilte overvejelser for den fremtidige håndtering af tailings.

9.5. Andet

Herudover er der mindre mængder af affald, som kræver særlige tiltag, men som efter behørig behandling vil kunne deponeres sammen med det "almindelige" lav- og mellemaktive affald. Der er tale om følgende mængder:

- ~50 tromler og andre beholdere med op mod 8 kg bestrålet brændsel i form af støv, cementsolidificerede opløsninger m.v.
- DR1 core-opløsning. (20 % beriget uransulfat opløsning fra DR1's kerne.)
- 15 m³ tungt vand indeholdende tritium (det tunge vand fra DR3's kerne.)
- Cirka 10-20 tons naturlig eller forarmet uran (som metal, oxid, salte)
- Større brugte kilder (hvoraf en del stadig er i brug)
 - kortlivede: ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs
 - langlivede: ²²⁶Ra, ²⁴¹Am
- Aktiveret beryllium (~80 kg), cadmium (~200 kg) og bly (50-70 tons)

Det vil være en specialopgave at forestå behandlingen af dette affald, sådan at det kan placeres sammen med det øvrige affald, men der kan peges på teknisk acceptable løsninger. Nogle af materialerne repræsenterer en betydelig værdi og kan måske overføres til brug i udlandet. Det gælder eksempelvis for det tunge vand fra DR3. Det samlede aktivitetsindhold er imidlertid inkluderet i vurderingerne i afsnit 8.

Der bør derfor laves en plan for behandlingen af dette affald, sådan at det vil være klar til deponering, når et dansk depot for lav- og mellemaktivt affald er godkendt til ibrugtagning. Behovet for deponering af kemisk giftige stoffer som beryllium, cadmium og bly betyder, at depotet også må være godkendt hertil.

10. Principper for pladsvalg, herunder tekniske krav

10.1. Indledning

Der skal findes en plads, som er egnet til etablering af et slutdepot. Opgaven går ud på at finde en lokalitet, som opfylder de relevante sikkerhedsmæssige, miljømæssige og tekniske krav.

IAEA anbefaler to strategier for pladsvalg,³⁵ idet der enten kan arbejdes med en strategi for en systematisk gennemgang af landet med henblik på at finde anvendelige steder for et depot og derefter ud fra tekniske kriterier vælge et særligt velegnet sted, eller der kan arbejdes med en strategi for undersøgelse af steder, som på forhånd er udvalgt ud fra mere praktisk orienterede hensyn, herunder nærhed til de affaldsproducerende anlæg eller tilstedeværelsen af andre anlæg, som i forvejen kræver særlige hensyn til miljø og sikkerhed.

10.2. Internationale anbefalinger

IAEA's vejledning om pladsvalg for overfladenære depoter nævner nedenstående forhold, som bør indgå i forbindelse med valg af en egnet lokalitet:

a) Geologi:

Vejledningen fremhæver, at de geologiske forhold bør bidrage til indeslutning af affaldet, til begrænsning af frigivelsen af radionuklider og til konstruktionens fysiske stabilitet. Formationens omfang skal være tilstrækkelig. Områder med ensartet og forudsigelig geologi bør foretrækkes. Stratigrafi, litologi og mineralogi, struktur og geotekniske egenskaber bør kortlægges.

b) Hydrologi:

De hydrologiske forhold bør indbefatte lav grundvandsstrømning og lange strømningsveje. Simple hydrologiske systemer bør foretrækkes. Data om eksisterende og eventuel fremtidige vandindvinding bør identificeres. Identifikation af væsentlige udstrømningsområder bør foretages. Grundvandets strømningshastighed og -retning samt regionale og lokale grundvandsniveauer og årstidsbetingede fluktuationer bør kortlægges.

c) Geokemi:

De geokemiske egenskaber af grundvandet og geologi skal bidrage til at bremse udslip af radionuklider. Samtidig skal man være opmærksom på, at de geokemiske egenskaber ikke må have en sådan karakter, at de medfører nedbrydning af de ingeniørmæssige barrierer. Retentionsegenskaber af de geologiske materialer samt oplysninger om pH og eh i grundvandet og muligheden for dannelse af kolloider og komplekser bør undersøges. De geologiske materialer må ikke være korrosive over for beton.

³⁵ "Siting of Near Surface Disposal Facilities", IAEA Safety Series No. 111-G-3.1, Wien 1994.

d) Tektonik og jordskælv

Depotet bør være anbragt i et område med lav tektonisk og seismisk aktivitet. Der bør tages højde for gamle forkastninger.

e) Overfladeprocesser

Oversvømmelse, landglidning og erosion bør ikke forekomme. Topografi og dræning m.v. skal sikre, at der ikke er risiko for oversvømmelser. Der bør tages højde for den niveaumæssige placering i forhold til havoverfladen.³⁶

f) Meteorologi:

De meteorologiske forhold bør ikke give ekstreme effekter. Der bør søges taget højde for eventuelle voldsomme begivenheder, ændringer i klima og nedbør samt variationen i grundvandsstand.

g) Menneskelig virksomhed:

Sandsynlig nuværende eller fremtidig menneskelig virksomhed må ikke påvirke depotet. Der bør tages højde for placering af lufthavne eller transport af farlige stoffer i området. Potentielt værdifulde ressourcer, for eksempel vand, kan være en hindring. Information om tidligere borer og eventuel minevirksomhed bør indsamles.

h) Transport af affaldet:

Adgangsvejene skal tillade transport af affaldet med mindst mulig risiko for befolkningen. Risiko for ulykker, krav til beredskab, eventuelle strålingsdoser og omkostninger bør vurderes.

i) Arealudnyttelse og ejerforhold:

Nuværende brug og sandsynlig fremtidig udvikling i form af regional planlægning bør kortlægges. Et allerede etableret ejerforhold eller anden råderet kan gøre etablering af et slutdepot mere acceptabelt.

j) Befolkningsfordeling:

Risici fra depotet må være acceptabel for den nuværende og fremtidige befolkning. Områder med høj befolkningstæthed bør om muligt undgås.

k) Omgivende miljø:

Det omgivende miljø skal være beskyttet i et acceptabelt omfang med skyldigt hensyn til tekniske, økonomiske, sociale og miljømæssige forhold. Der bør tages hensyn til på-

³⁶ IAEA nævner ikke specifikt drivhuseffekter, landhævning, istider, men eventuelle risici herfra bør ligeledes vurderes.

virksomheder under såvel konstruktions- og driftsfasen som efter forsegling af depotet. Der bør tages højde for områder med særlig offentlig, naturmæssig, historisk eller arkæologisk værdi. Der kan hertil tilføjes, at anlægget bør kunne føjes ind i landskabet på en æstetisk forsvarlig måde.

10.3. International evaluering

Et konkret depotforslag omfattende pladsvalgsprocedurer og vurderinger, det planlagte depotkoncept, beskrivelser af affaldets egenskaber og aktivitetsindhold samt en foreløbig sikkerhedsanalyse kan eventuelt forelægges for en international faglig komite, organiseret af IAEA under WATRP-programmet. Komiteen vil i givet fald vurdere, om anlægget og dets sikkerhedsdokumentation lever op til internationale anbefalinger og metoder. Et eksempel er vurderingen af det norske depot i Himdalen³⁷.

10.4. Arbejdsgruppens anbefaling

Arbejdsgruppen anbefaler, at der i forbindelse med pladsvalg tages hensyn til de forhold, som fremgår af IAEA's vejledning. Arbejdsgruppen anbefaler endvidere, at et konkret depotforslag sendes til international evaluering.

³⁷ "Report of the WATRP review team on the evaluation of the Norwegian work on establishing a combined storage of disposal facility for low and intermediate level waste". Del af Strålevern Rapport 1995:10.

11. Koncepter for udformning af et dansk slutdepot

11.1. Indledning

Slutdeponering af radioaktivt affald kan ske på eller i forskellig dybde under jordoverfladen.

- Egentlige overfladenære depoter er typisk systemer som de, der er anvendt i Frankrig. Det er betonkonstruktioner bygget på eller øverst i jordoverfladen, og som derefter dækkes med jord, sådan at der dannes forhøjninger. De kan også være gravet ind i skrænter, fjeldsider og lignende. Anlæggene vil oftest befinde sig i den umættede zone over grundvandsstanden, men affaldet vil stadig kunne være udsat for nedsigende regnvand og jordfugtighed.
- Depoter anlagt i de øverste 100 meter fra jordoverfladen regnes også som overfladenære, men de vil normalt være vandmættede og befinde sig under grundvandsstanden. De svenske og finske depoter til lav- og mellemaktivt affald er typiske eksempler.
- Ved dyb eller geologisk deponering anbringes affaldet i fra 200 til 2.000 meters dybde. Velegnede geologiske formationer er ler, salt eller krystallinske bjergarter. Metoden er primært blevet undersøgt med henblik på deponering af højaktivt og andet særlig langlivet affald, men i eksempelvis Tyskland er det hensigten at bruge dyb deponering til alt radioaktivt affald.

Alle tre metoder kan i princippet finde anvendelse til deponering af det danske radioaktive affald, men hver vil have sine fordele og ulemper. Grundtrækkene i de tre typer fremgår af de små skematiske tegninger i tabel 11.1, der også indeholder en sammenligning mellem de tre grundtyper. I dette kapitel vil der blive gennemgået nogle hovedtræk med relation til krav til pladsvalg og sikkerhedsvurdering, men detaljer i de tekniske udformninger er ikke medtaget.

Det skønnes, at der vil være behov for 3.000-5.000 m³ deponeringsplads til de danske affald, jævnfør rapportens kapitel 8. Hertil kommer eventuelt op mod 3.400 m³ uranmalm og tailings, som er nærmere omhandlet i rapportens kapitel 9.

Ud fra affaldsmængderne kan der skønnes over depoternes størrelse. De nedenfor angivne antal af depotsektioner og dimensionerne på disse skal imidlertid kun ses som eksempler, der skal vurderes nærmere ud fra praktiske konstruktive og håndteringsmæssige synspunkter.

11.2. Størrelse, konstruktion og drift

Koncept 1:

Fire moduler á 33×11×4 meter i form af betonbunkere på jordoverfladen. Det indvendige arealbehov er cirka 1.500 m², men der vil være brug for en del udenomsplads, mens anlægget er i brug.

Bygningsmæssigt er der tale om konventionelle betonkonstruktioner med særligt tykke vægge. De enkelte kamre forsynes med dræn i bunden. Anbringelse af affaldsenhederne kan ske med kran eller gaffeltruck. Når et kammer er fyldt, støbes mellemrum ud med tyndtflydende specialbeton, eller der fyldes efter med grus.

Når et eller flere moduler er fyldt, bygges der tag henover, og der etableres et beskyttende dække af ler og sandlag, som kan lede regnvand ud til siden, sådan at det ikke trænger ned til affaldet. Anlægget vil fremstå som en vegetationsdækket forhøjning i området.

Koncept 2:

To cylindriske siloer med 11 meter indvendig diameter og højde på 30 meter anbragt med et jorddække på 20–30 meter. Det nødvendige indvendige areal er kun 190 m², fordi affaldsenhederne stables i højden. Der vil imidlertid i brugsfasen være et væsentligt større arealbehov på overfladen til hjælpesystemer, nedkørselsramper og lignende.

Siloerne er tykvæggede betonkonstruktioner bygget i en dyb udgravning. Teknik kendt fra anlæg af mineskakter er en anden mulighed, ligesom erfaringer fra tunnelbyggerier kan være nyttige. Anbringelsen af affaldsenheder sker med kran oppefra.

Når siloerne er fyldt, støbes der låg over, der dækkes med ler, og de øverste 20-30 meter fyldes op med materiale fra området. Det lukkede anlæg vil ikke være synligt i landskabet.

Koncept 3:

Dyb deponering kan for eksempel ske i fem betonstøbte siloer med 8,5 meter indvendig diameter og højde 20 meter. En vandret tunnel er også en mulighed. Under alle omstændigheder må der etableres en flere hundrede meter dyb skakt (måske to skakter) ned til et serviceområde, hvorfra affaldsenhederne kan bringes på plads i depotet. Arealbehovet på overfladen vil være beskedent.

Når affaldet er anbragt, lukkes anlægget ved at fylde skakterne op. Det lukkede anlæg vil ikke være synligt i landskabet.

11.3. Pladskrav og sikkerhed

Koncept 1:

Et depot på jordoverfladen stiller ikke vanskeligt opfyldelige krav til stedet, hvor det skal anbringes. Det kan derfor indpasses stort set overalt i Danmark, og valg af plads vil hovedsagelig være bestemt af andre forhold.

Sikkerhedsmæssigt forudsætter anlægget, at den umættede tilstand opretholdes, og at det er muligt at sikre mod væsentlig vandindtrængning både oppefra og nedefra. Konceptet forudsætter, at der er begrænset adgang til området, at dæklaget vedligeholdes, og at der føres tilsyn med anlægget i en længere periode fremover, eksempelvis 300 år.

Under normale omstændigheder vil der ikke være udslip fra depotet, fordi eventuelt perkolat vil blive opsamlet og kontrolleret for aktivitet.

Når tilsynet med anlægget ophæves, vil der være en vis risiko for strålingsdoser til personer, der utilsigtet trænger ind i et ("glemt") depot (det såkaldte "intrusion-scenarium").

Koncept 2:

Siloer et stykke under jordoverfladen kan formodentlig også etableres mange steder her i landet. De kræver imidlertid, at geologiske og hydrologiske forhold er velforståede og rimeligt simple. Anbringelse i en tæt lerformation vil måske være at foretrække, forudsat at formationen er af tilstrækkelig tykkelse, men anbringelse i mere vandførende lag er måske også muligt.

Efter lukning vil et system af denne art normalt blive mættet med vand, der siver ind fra det omgivende grundvand. Sikkerhedsmæssigt må mulighederne for udsivning af aktivitet til grundvandet vurderes. Der er tale om multibarriere systemer, hvor hver barriere bidrager til systemets samlede sikkerhed. Det vil være en betydelig opgave at dokumentere risikoen for udslip, men sikkerhedsanalyser udført for depoter i udlandet viser, at depoter af denne type kan konstrueres, sådan at udslip vil ligge under de internationale normer herfor. Det vil næppe være meningsfuldt at forsøge at måle eventuelle udslip.

Af overfladeprocesser er det formodentlig kun en ny istid, der vil kunne forstyrre et sådant depot. Risikoen for intrusion er mindre for et depot i 20 meters dybde end for et, placeret på overfladen. Boring efter vand er den mest nærliggende mulighed, men sandsynligheden herfor kan reduceres ved passende valg af plads.

Opretholdelse af et vist tilsyn med depotområdet vil være rimeligt, men der er ikke samme behov herfor som ved et overfladenært depot. En ekstra silo kunne eventuelt anvendes til deponering af uranmalm og tailings, der hermed ville være sikret oplagring under vand.

Koncept 3:

Dyb geologisk deponering forudsætter tilstedeværelse af en homogen og velegnet geologisk formation af passende størrelse og beliggende i ikke alt for stor dybde. De i 1970'erne gennemførte forberedende undersøgelser af mulighederne for deponering af højaktivt affald i Danmark (Hessner-rapporten³⁸) pegede på tre muligheder, nemlig ler, salt (nordjyske salthorste) og granit (Ringkøbing-Fyn ryggen), hvor de to sidste formationstyper dog nok er for dybtliggende til at være interessante i herværende sammenhæng.

Derimod findes der under Syd- og Midtjylland cirka 100-150 meter tykke lag af ler fra Eocæn-Paleocæn, hvor oversiden befinder sig 100 til 200 meter under jordoverfladen.

³⁸ "Affald fra kernekraftværker", Handelsministeriet, April-maj 1976.

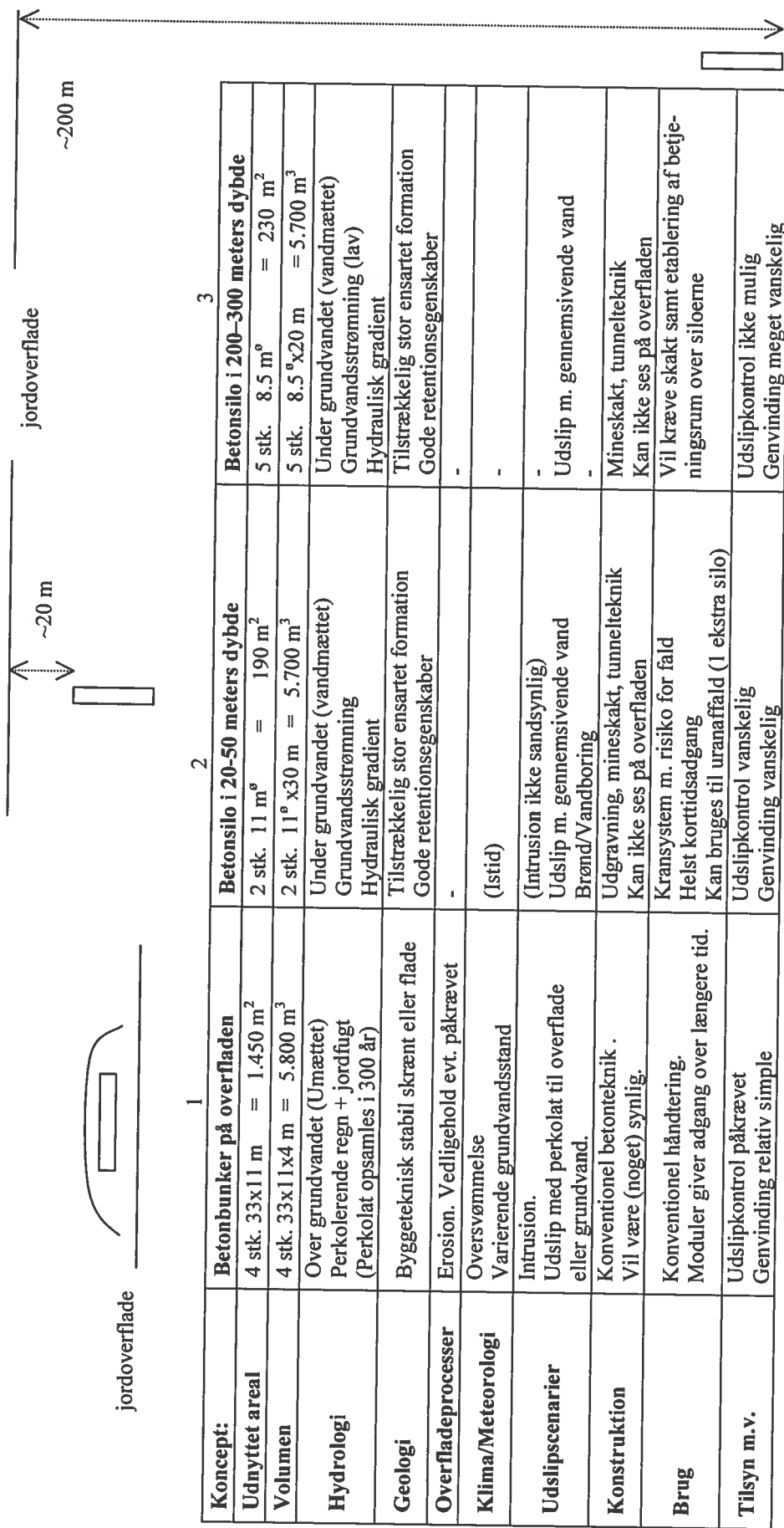
I disse formationer kunne det overvejes at etablere et dansk depot for lav- og mellemaktivt affald. Sikkerhedsmæssigt er udslip ved diffusion til vand i de omgivende lerlag formodentlig den eneste mulighed for, at aktivitet kan komme ud af lageret. Det er en langsom proces, og videretransport af aktivitet gennem tykke lerlag sker også ekstremt langsomt (under forudsætning af, at lerformationen er homogen). Selv langlivede isotoper når at forsvinde ved radioaktivt henfald, og deponering i tykke lerlag kan derfor være sikkerhedsmæssigt acceptabel for alle typer radioaktivt affald.

Risikoen for intrusion i et depot i ler er meget lav, idet der ikke er nogen ressourcemæssig grund til at udføre dybe borer. Tilsyn med et lukket lager har ingen mening.

11.4. Tilgængelighed

Depoternes tilgængelighed har indflydelse på risikoen for intrusion, men vil også influere på muligheden for genvindelighed eller reversibilitet. Det bør overvejes, om affaldet eller dele af affaldet skal anbringes på en sådan måde, at det til enhver tid kan genvindes. Et eksempel er Himdalen i Norge, jf. afsnit 7.4. Kravet er ikke noget problem ved overfladedepoter, men genvindelighed bliver mere og mere vanskeligt, jo dybere depotet placeres.

Det bør herudover overvejes, om der skal være fleksibilitet med hensyn til senere deponering. I modsætning til, hvad der er tilfældet i udlandet, er hovedmængden af dansk radioaktivt affald kendt eller vil i hvert fald være det, når deponering bliver aktuelt. Produktion af en mindre mængde affald fra fortsat brug af radioaktive isotoper til medicinske formål, forskning, industri m.v. må imidlertid forventes også fremover. Det kan være ønskeligt, at dette affald med passende mellemrum kan overføres til depotet, der i så fald skal kunne holdes delvis åbent i en lang periode fremover. Også dette krav vil være lettere at opfylde for overfladedepoter end for de dybere beliggende depoter.



Koncept:	1	2	3
Udnyttet areal	Betonbunker på overfladen	Betonsilo i 20-50 meters dybde	Betonsilo i 200-300 meters dybde
Volumen	4 stk. 33x11 m = 1.450 m ² 4 stk. 33x11x4 m = 5.800 m ³	2 stk. 11 m ^ø = 190 m ² 2 stk. 11 ^ø x30 m = 5.700 m ³	5 stk. 8.5 m ^ø = 230 m ² 5 stk. 8.5 ^ø x20 m = 5.700 m ³
Hydrologi	Over grundvandet (Umættet) Perkolerende regn + jordfugt (Perkolat opsamles i 300 år)	Under grundvandet (vandmættet) Grundvandsstrømning Hydraulisk gradient	Under grundvandet (vandmættet) Grundvandsstrømning (lav) Hydraulisk gradient
Geologi	Byggeteknisk stabil skrånt eller flade	Tilstrækkelig stor ensartet formation Gode retentionsegenskaber	Tilstrækkelig stor ensartet formation Gode retentionsegenskaber
Overfladeprocesser	Erosion. Vedligehold evt. påkrævet	-	-
Klima/Meteorologi	Oversvømmelse Varierende grundvandsstand	(Istid)	-
Udslipscenarier	Intrusion. Udslip med perkolat til overflade eller grundvand.	(Intrusion ikke sandsynlig) Udslip m. gennemslivende vand Brønd/Vandboring	Udslip m. gennemslivende vand
Konstruktion	Konventionel betontechnik . Vil være (noget) synlig.	Udgravning, mineskakt, tunnelteknik Kan ikke ses på overfladen	Mineskakt, tunnelteknik Kan ikke ses på overfladen
Brug	Konventionel håndtering. Moduler giver adgang over længere tid.	Kransystem m. risiko for fald Helst korttidsadgang Kan bruges til uranaffald (1 ekstra silo)	Vil kræve skakt samt etablering af betjeningsrum over siloerne
Tilsyn m.v.	Udslipkontrol påkrævet Genvinding relativ simple	Udslipkontrol vanskelig Genvinding vanskelig	Udslipkontrol ikke mulig Genvinding meget vanskelig

Tabel 11.1. Deponeringskoncepter

12. Principper for sikkerhedsanalyse og kriterier for affaldsmottagelse

12.1. Sikkerhedsanalyse

Før myndighederne vil kunne tage stilling til pladsvalg og det koncept for slutdepot, som til sin tid bliver besluttet, vil der være behov for at gennemføre en foreløbig sikkerhedsanalyse. Resultater fra sikkerhedsanalysen vil indgå som et naturligt led i VVM-redegørelsen for det foreslåede anlæg samt til orientering i international sammenhæng, herunder den redegørelse, som skal udarbejdes til brug for notifikation i medfør af artikel 37 i Euratom-traktaten og som materiale for en eventuel IAEA WATRP vurdering (se afsnit 11.3).

IAEA har illustreret processen for sikkerhedsanalyse ved beslutningsdiagrammet, som er indsat som figur 12.1.³⁹

Til brug for sikkerhedsanalysen skal der udformes matematiske delmodeller, som – sammen med de nødvendige data og systemets øvrige egenskaber (herunder FEPs, features, events og processes) – tillader beregning af aktivitetsudslip for forskellige hændelsesforløb.

Delmodellerne vil typisk omfatte et normalscenarium, der beskriver systemets forventede udvikling, samt et eller flere uheldsscenarier, eksempelvis med kraftigt forøget vandgennemstrømning eller, hvor der i fremtiden sker utilsigtet indtrængning i depotet, såkaldt intrusion.

Senest til brug for myndighedernes godkendelse af ibrugtagningen af det færdigbyggede anlæg skal der udarbejdes en 'endelig' sikkerhedsanalyse under brug af de detaljerede data for den konkrete plads, som er fremkommet i forbindelse med bygning af anlægget. I forbindelse med lukning af anlægget kan der eksempelvis også blive stillet krav om fornyede sikkerhedsanalyser.

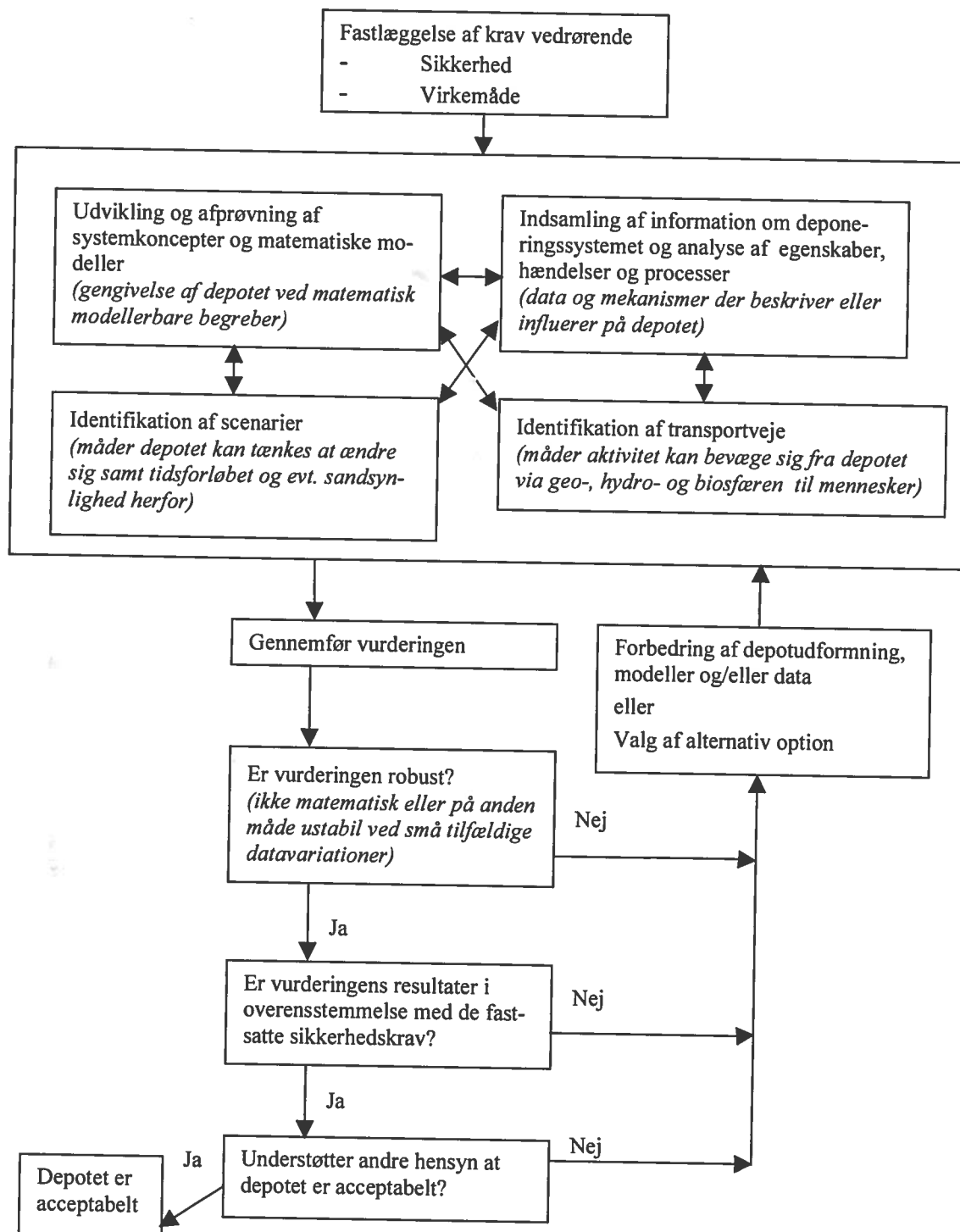
Resultater fra beregningerne kan være givet i form af udslip fra depotet til omgivende lag (eventuelt sammenlignelig med indhold af naturlige radionuklider (Bq/m^3) eller til grundvandet. Udslip til brønd eller havet omregnes via radioøkologiske modeller til dosis til individuelle særlig udsatte mennesker (mSv/år) eller eventuelt en integreret kollektiv dosis til en større gruppe (person-Sv). Herudover kan resultater være givet i form af udslip (Bq/år) eller som doser fra direkte bestråling i tilfælde af intrusion.

De beregnede individdoser for de forskellige scenarier kan sammenholdes med de tidligere i beslutningsprocessen fastsatte dosiskriterier.

Som udgangspunkt for processen for fastsættelse af dosiskriterier i Danmark kan man benytte anbefalingerne fra Den Internationale Komite for Strålingsbeskyttelse (ICRP).⁴⁰

³⁹ "Safety Assessment for Near Surface Disposal of Radioactive Waste", IAEA Safety Guide WS-G-1.1, Wien 1999.

⁴⁰ Blandt andet "Principles for the Protection of the Public in Situation of Prolonged Exposure", ICRP Publication 81, 2000.



Figur 12.1. Beslutningsdiagram for sikkerhedsanalyser for slutdepoter, efter IAEA (i oversættelse og med enkelte indføjede kommentarer i kursiv).

12.2. Modtagelseskriterier

På baggrund af sikkerhedsanalysernes resultater (og eventuelle andre begrænsninger i brug af depotet) fastlægger myndighederne i samarbejde med organisationen, der er ansvarlig for depotet, såkaldte modtagelseskriterier. Det vil sige specifikationer for mængder og koncentrationer af radioaktive stoffer, der kan tillades anbragt i depotet.

13. Økonomi

13.1. Afgrænsning og usikkerhed

Det kan ikke på nuværende tidspunkt lade sig gøre at give et realistisk skøn over de økonomiske omkostninger ved etablering af et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald. Årsagerne hertil er følgende:

- Krav til pladsvalg. Det er ikke fastlagt, hvor mange steder som skal vurderes, og hvor omfattende forundersøgelser der skal foretages.
- Depotets størrelse er kun delvis kendt. Deponeringsbehovet ligger et sted mellem 3.000 og 10.000 m³ med 5000 m³ som en sandsynlig værdi.
- Deponeringskonceptet er ikke valgt, og overvejelserne om den tekniske udformning er derfor kun af foreløbig karakter.
- Det kan eventuelt vise sig hensigtsmæssigt at gå efter flere depoter med forskellige formål.
- Depotkonceptet vil have betydning for behovet for langtidskontrol.
- Personalebehov til drift af anlægget vil afhænge af placeringen.
- Det er uafklaret, hvor mange år depotet skal holdes åbent.
- Tidspunkt for bygning af depotet er usikkert. Beløb i det følgende er angivet i 2000-tal.

Nedenstående omfatter ikke udgifter, der naturligt hører under dekommissioneringsprojektet (så som anskaffelse af betonbeholdere og bygning af mellemlager), udgifter til arealanskaffelse eller udgifter til håndtering af dansk radioaktivt affald, som fremkommer efter gennemføring af deponeringen. Der er i skønnet taget højde for, at der skal afsættes midler til at dække omkostninger til den indledende overordnede beslutningsproces (overordnede sikkerhedskriterier, valg af udslipscenarier og dosiskriterier m.v.). Der er imidlertid ikke taget højde for myndighedernes omkostninger og ressourcebehov i forbindelse med dette arbejde.

Med disse forbehold, og med brug af samme opdeling af udgifterne, som OECD/NEA har benyttet i sin rapport over erfaringer med omkostninger ved etablering og drift af overfladenære slutdepoter (se afsnit 6.8), kan der gives følgende skøn:

13.2. Planlægning, pladsvalg, pladsundersøgelser og godkendelse.

Opgaven omfatter udarbejdelse af deponeringskoncepter med tilhørende planer for affaldshåndtering og transport, konsulentbistand vedrørende konstruktioner og materialer, præliminære pladsvalg og pladsundersøgelser på udvalgte steder (samarbejde med GEUS), foreløbige og endelige sikkerhedsanalyser (eventuelt med konsulentbistand fra

udlandet), udarbejdelse af VVM og internationalt materiale, IAEA-WATRP-møder m.v., anden informationsvirksomhed, eventuel målrettet forskning til belysning af enkeltproblemer samt - som en post for sig - myndighedernes direkte og indirekte udgifter ved godkendelse af depotet (ikke inkluderet nedenfor).

Udgifterne anslås til 20-40 mio. kr., hvor det mindste tal står for 1-2 undersøgte pladser, og det øverste for undersøgelser på et større antal steder (for undersøgelser med henblik på dyb deponering må der regnes med større udgifter).

13.3. Teknisk detailplanlægning og konstruktion af depotet

Opgaven omfatter ingeniørrådgivning og anden konsulentbistand ved detailplanlægning, etablering af infrastruktur og servicefaciliteter, bygning af depotkonstruktioner, kraner og andet håndteringsudstyr, kvalitetssikring, måling af stedspecifikke data i forbindelse med byggeriet.

Udgifterne vil afhænge af det valgte depotkoncept, kvalitetskrav m.v. Foreløbige konsulent-skøn kunne tyde på beløb omkring 120-140 mio. kr. for koncept 1 og 2, som blev beskrevet i rapportens kapitel 11. Egentlig dyb deponering er ikke blevet evalueret, men det må antages, at omkostningerne vil blive mindst dobbelt så store, som ved deponering på eller i nærheden af jordoverfladen.

13.4. Drift af depotet

Opgaven omfatter klargøring af eksisterende affaldsenheder, cirka 1.000 transporter fra Risø til slutdepotet, løn til driftspersonalet, energi og materialer (blandt andet såkaldt backfill til udfyldning af hulrum mellem affaldsenhederne), kontrol og vedligehold kraner m.v., kvalitetssikring, dataopsamling og arkivsikkerhed, konventionel og radiologisk sikkerhed, omegnsmonitoring, rapportering, myndighedskontakt og almen information.

Udgifterne vil ud over depotkonceptet også afhænge af, hvor længe depotet ønskes holdt åbent. Hvis anbringelsen i depotet strækker sig over mere end 3 år, vil det være en fordel at arbejde i kampagner. Også i den sammenhæng vil det være en økonomisk fordel, hvis den arbejdsstyrke, der passer depotet, kan deles med tilsvarende virksomhed.

Udgifterne anslås til omkring 30-60 mio. kr. over en fem års periode. Det må forventes, at omkostningerne vil være forholdsvis højere, såfremt man vælger en længere driftsperiode.

13.5. Lukning af anlægget

Opgaven omfatter etablering af procedure for montering og kontrol samt etablering af eventuelt dæklag og omfangsdræn (koncept 1), en eventuel fornyet sikkerhedsanalyse, fjernelse af overflødige bygninger og lignende.

Udgifterne anslås til cirka 10 mio. kr.

13.6. Overvågning efter lukning

Opgaven omfatter tilsyn og vedligehold (eksempelvis dæklag ved koncept 1), kontrol med gennemslivende vand, omegnsmonitoring, rapportering og eventuelle fornyede sikkerhedsanalyser.

Udgifterne vil primært optræde ved koncept 1 og anslås til omkring 20-30 mio. kr. fordelt over 300 år. Dette har kun mening, hvis opgaven opfattes som en del af forpligtigelserne for en organisation, der i øvrigt beskæftiger sig med aktivitet og kontrol af tekniske installationer.

13.7. Sammenfatning

De samlede udgifter til et depot til 5.000 m³ affald kan herudfra skønnes til i størrelsesordenen 200-280 mio. kr. for et overfladenært depot af betonbunkers-typen (Koncept 1), 180-255 mio. kr. for et depot i form af betonsiloer i 20-30 meters dybde, og (med megen forbehold) 400-500 mio. kr. for et dybt depot i en lerforkomst.

Sammentællingen fremgår af tabel 13.1.

En udgift på cirka 200 mio. kr. for et depot til 5.000 m³ vil svare til cirka 40.000 kr. pr. m³ deponeret konditioneret affald. Det er i den høje ende af, hvad der er typisk for overfladenære depoter, men det er forventeligt, at omkostningerne pr. m³ vil være højere for et så lille anlæg som det her nævnte.

	Planlægning og pladsundersøgelser	Design og konstruktion	Drift	Lukning	Overvågning	I alt
Koncept 1	20-40	120-140	30-60	10	20-30	200-280
Koncept 2	20-40	120-140	30-60	5	5-10	180-255
Koncept 3	30-50	300 (?)	100 (?)	5	-	400-500

Tabel 13.1. Skønnede deludgifter ved etablering af slutdepoter efter de tre beskrevne koncepter (2000-priser i mio. kr.).

14. Beslutningsproces og dialog med offentligheden

14.1. Indledning

Opgaven for det danske samfund er at rydde op efter mere end 40 års offentligt finansieret nuklear forskning. Der antages at være støtte til princippet om, at man som miljøbevidst samfund har en pligt til at dekommissionere de nukleare anlæg på Risø på en miljøforsvarlig måde, men alligevel må det forventes, at etableringen af et slutdepot i Danmark – som i verden omkring os – fremkalder offentlig debat.

Det er nødvendigt, at der i forbindelse med beslutningsprocessen om et slutdepot for radioaktivt affald er en grundig dialog med offentligheden om projektet fra start til mål.

De internationale eksempler, som er beskrevet i rapportens kapitel 6, viser, at offentlighedens deltagelse i beslutningerne omkring overordnede sikkerhedskriterier, valg af udslipscenarier og dosiskriteriet m.v., samt placering og bygning af slutdepoter er nødvendig for at sikre en løsning, som i praksis kan gennemføres.

Det er derfor vigtigt, at det forud for en beslutning om etablering af et slutdepot grundigt overvejes, hvordan offentligheden kan inddrages i beslutningsprocessen på en sådan måde, at den nødvendige dialog bliver en konstruktiv del af processen.

14.2. VVM-redegørelse

Etablering af et slutdepot kan kun finde sted efter en nøje vurdering af virkningerne på miljøet. Det skal derfor lægges til grund, at et konkret forslag om slutdepot-løsning kun kan iværksættes, såfremt der foreligger en VVM-redegørelse⁴¹ (redegørelse om vurdering af virkninger på miljøet). Processen omkring en sådan redegørelse sikrer en bred og ubegrænset adgang for offentligheden til at kommentere et konkret projekt.

Beslutning om placering af anlægget kan træffes via regionplanlægning, landsplanlægning eller en anlægslov. Beslutning via planlovgivningen forudsætter en VVM-redegørelse, mens beslutning gennem vedtagelse af en anlægslov forudsætter en offentlighedsperiode af samme art og med samme indhold som ved udarbejdelse af en VVM-redegørelse. Uanset valg af fremgangsmåde vil der således være sikkerhed for en offentlig høring af betydelig intensitet.⁴²

14.3. Beslutningskompetencen

Arbejdsgruppen opfatter det ikke som sin opgave at rådgive om, på hvilken måde en beslutning om etablering af et slutdepot skal træffes. Man skal imidlertid pege på, at den

⁴¹ Bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999 som ændret ved bekendtgørelse nr. 1.008 af 16. november 2000 om supplerende regler i medfør af lov om planlægning.

⁴² Kravet om, at der skal foretages en vurdering af virkninger på miljøet med tilhørende offentlighedsfase, fremgår af rådsdirektiv nr. 337/85 som ændret ved rådsdirektiv 97/11. Kravet gælder uanset om, om projektet søges "miljøgodkendt" via en detaljeret anlægslov eller via udstedelse af et regionplantillæg eller et landsplandirektiv.

gældende lovgivning⁴³ næppe ubetinget kan anses for fyldestgørende til, at de ansvarlige myndigheder kan give tilladelse til etablering eller ibrugtagning af et slutdepot. Det anbefales derfor, at der via lovgivning skaffes et klart og ubetinget hjemmelsgrundlag, herunder at hele beslutningsprocessens forskellige faser fastlægges på forhånd.

⁴³ Lov nr. 170 af 16. maj 1962 som senest ændret ved lov nr. 244 af 12. maj 1976 om nukleare anlæg.

15. Behandling af dansk radioaktivt affald i fremtiden

15.1. Nuværende praksis

Indsamling, rensning, konditionering og mellemlagring af al radioaktivt affald i Danmark har siden påbegyndelsen af den nukleare forskning påhvilet Risøs Behandlingsstation. Opgaven udføres under tilsyn fra de nukleare tilsynsmyndigheder. Driften varetages af to ingeniører og seks teknikere, men staben har også andre opgaver blandt andet inden for planlægning, forskning og international virksomhed med tilknytning til radioaktivt affald. Hertil kommer inaktiv vandrensning og affaldshåndtering på Risø. Det årlige driftsbudget til håndtering af radioaktivt affald er cirka 2 mio. kr. Investeringer i vedligehold og udbygning af lagre har i de senere år i gennemsnit ligget på cirka 1 mio. pr. år.

Efter aftale med Sundhedsstyrelsen modtager Behandlingsstationen også affald fra andre danske brugere af radioaktive stoffer til oplagring og senere slutdeponering. Prisen herfor er i øjeblikket 175 kr./kg med specialpriser for særligt affald. Prisen har traditionelt ikke omfattet udgifter til slutdeponering.

15.2. Behandlingsstationen mens Risøs nukleare anlæg dekommissioneres

Så længe dekommissioneringsarbejdet pågår, forventes Behandlingsstationens rensningsfaciliteter og øvrige affaldshåndteringssystemer at være i drift. Den eksterne service med modtagelse af affald fra andre danske brugere vil blive opretholdt. En stab svarende til den nuværende forventes at kunne varetage den ordinære drift samt bidrage til karakterisering af affald fra dekommissioneringen.

Som det fremgår af figur 8.1 i kapitel 8, vil de årlige affaldsmængder, der skal oplagres under dekommissioneringsfasen, være betydeligt større end normalt. Kapacitetsproblemer i denne sammenhæng skal løses i samarbejde med dekommissioneringsprojektet.

I løbet af de senere år er mængden af radioaktivt kontamineret affald modtaget udefra faldet fra ~4 til ~2 tons. Det afspejler sandsynligvis en reel tendens, idet forskningsvirksomheder efterhånden råder over metoder, der ikke er afhængige af brugen af radioaktive isotoper. Til medicinsk brug foretrækkes meget kortlivede isotoper, der ikke giver affald. Tendensen til aftagende mængder vil derfor muligvis fortsætte, men i figur 8.1 er det antaget, at der fremover årligt modtages 2 tons affald udefra. Med nuværende priser svarer det til en indtægt på i størrelsesordenen 400.000 kr. pr. år. I færdigkonditioneret tilstand fylder affaldet ~8 m³. Indtægten kan dermed dække enten den øvrige håndtering eller slutdeponeringen (cirka 40.000 kr./m³), men ikke begge dele. Det kan overvejes at øge prisen, men dette må afvejes mod interessen i, at alt radioaktivt affald bortskaffes på kontrolleret måde.

Brugen af lukkede kilder til forskellige formål må antages at fortsætte. Ifølge en af Statens Institut for Strålehygiejne udarbejdet opgørelse til brug for herværende rapport er der i øjeblikket her i landet registret cirka 3.600 kilder med vidt forskellig aktivitet. Aktivitetsindholdene er givet i tabel 8.1 i kapitel 8. Som omtalt i forbindelse med tabellen, vil nogle af kilderne kunne returneres til producenten, mens resten må antages at skulle

deponeres her i landet. Volumenmæssigt drejer det sig ikke om ret meget. Derimod kan der være et ikke uvæsentligt indhold af langlivede isotoper.

Når slutdepotet er bygget, vil det mellemlagrede affald skulle overføres hertil. Transporten og driften af slutdepotet må antages at blive en selvstændig opgave, der ikke nødvendigvis påhviler Behandlingsstationen.

15.3. Dansk radioaktivt affald efter afslutning af dekommissioneringen

Når dekommissioneringen er gennemført, lagrene tømt og affaldet overført til et slutdepot, opstår der en ny situation.

En vis fortsat produktion af radioaktivt kontamineret materiale fra forskning, medicinsk brug og industri må forudses, ligesom der formodentlig stadig vil skulle indsamles brugte lukkede kilder. Vægtmæssigt vil det formodentlig ikke overstige ovennævnte 2 tons pr. år ved de nuværende regler. Mængden kan muligvis nedbringes ved systematisk sortering.

Det vil være nødvendigt at opretholde en organisation med ansvar for indsamling, konditionering, mellemlagring og deponering af dette affald. Ud over praktisk ekspertise på området vil der være behov for kendskab til helsefysiske forhold og til sikkerhed ved håndtering af radioaktive stoffer i almindelighed.

Organisationsmæssigt er der en række muligheder:

- En reduceret version af den nuværende behandlingsstation (eksempelvis ville der næppe være behov for de eksisterende vandbehandlingssystemer).
- Flytning af opgaven til slutdeponeringsstedet og den organisation, der driver og fører det løbende tilsyn hermed.
- Opgaven overgår til en eller flere andre (konventionelle) affaldshåndteringsorganisationer, der i så fald må tilføres ekspertise på området.
- Opgaven overdrages til de nukleare tilsynsmyndigheder (dette er eksempelvis tilfældet i Finland).

Det bemærkes, at arbejdsgruppen ikke har taget stilling til hensigtsmæssigheden ved de nævnte muligheder.

Sandsynligvis bliver der tale om små mængder radioaktivt affald, der skal bortskaffes ved deponering i fremtiden: Måske nogle få hundrede m³ hvert kvarte eller halve århundrede. Det er tvivlsomt, om det vil være hensigtsmæssigt at indrette et slutdepotet med henblik på deponering med lange mellemrum langt ud i fremtiden. De praktiske muligheder vil blandt andet afhænge af det valgte koncept. En mulighed kunne være at bygge et separat lille depot til affaldet i samme område som det depot, der nu er under overvejelse.

Bilag: Begrebsforklaring

Begreb	Betydning
α -emitter	Isotoper der udsender α -partikler. Højt α -indhold bruges i affaldssammenhæng ofte som indikation for at der er tale om langlivet affald, indeholdende eksempelvis plutonium eller radium.
α -stråling	Stråling bestående af elektrisk ladede heliumkerner. Har kort rækkevidde, men høj energi, og er derfor primært skadelig ved indtag af stof, der udsender α -stråling.
β -stråling	Stråling bestående af elektroner. Har længere rækkevidde end α -stråling.
γ -stråling	Elektromagnetisk stråling (det vil sige "i familie" med lys og radiobølger, men mere energirig). Udsendes normalt sammen med α - eller β -stråling. Har generelt længere rækkevidde end β -stråling.
Actinider	Grundstoffer med atomnummer højere end actinium (U, Th og transuraner).
Aktivering	Dannelse af et radioaktivt stof ud fra et ikke-radioaktivt. Sker (blandt andet) ved neutronbestråling i en reaktor.
Aktiveringsprodukter	Radioaktive isotoper dannet for eksempel ved neutronbestråling i en reaktor. Aktiveringsprodukter i reaktorens strukturmateriale og interne komponenter udgør et strålingsproblem i forbindelse med dekommissionering.
Aktivitet	Et mål for mængden af et radioaktivt stof. Måles i Becquerel (Bq).
Becquerel (Bq)	En stofmængde har aktiviteten 1 Bq, når der i stofmængden henfalder et atom pr. sekund. En tidligere anvendt måleenhed var Curie (Ci), $1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq}$. Da 1 Bq er en meget lille aktivitetsmængde, vil man ofte støde på betegnelserne med præfikserne k (= kilo = 1000), M (= Mega = 10^6), G (= Giga = 10^9) og T (= Tera = 10^{12}), fx $1 \text{ Ci} = 37 \text{ GBq}$.
Brændsel (til reaktor)	Består hovedsagelig af uran, for DR3s vedkommende i form af uransilicid indesluttet i aluminiumplader og for DR1 af uransulfat opløst i vand (core-opløsning, homogen reaktor). Langt de fleste af udlandets kraftreaktorer benytter uranoxid indesluttet i zircalloy rør som brændsel. 233 kg eksperimentelt fremstillet og bestrålet brændsel af denne type findes oplagret på Risø.

Begreb	Betydning
Deklassificering, Friklassning	Administrativ myndighedsafgørelse af, at et materiale eller en genstand indeholder så lidt aktivitet at det kan genanvendes, genforarbejdes eller evt. deponeres som inaktivt affald.
Dekommissionering	Nedbrydning og fjernelse af et anlæg. Udføres ofte faseopdelt, således at man først nedbryder ydre kredsløb og derefter lader det tilbageværende stå i en årrække for at tillade radioaktiviteten at aftage.
Dekontaminering	Rensning af komponenter (eller personer) for kontaminering.
Deponering	Deponering eller slutdeponering benyttes om endelig anbringelse af radioaktivt affald på en måde der i princippet er irreversibel.
Dyb geologisk deponering	Anbringelse af affald i miner eller borehuller i dybe geologiske lag (salt, ler, tuf eller krystallinsk bjerg). Dybden vil normalt være 200 meter eller mere. Anvendes fortrinsvis til højaktivt affald, men også til andet langlivet affald.
EURATOM	EU's traktat vedrørende atomenergi.
Fissionsprodukt	Grundstof som opstår ved spaltning af eksempelvis en urankerne; ved denne proces spaltes urankernen, som har en masse på 235 enheder, til to kerner, som har masser på henholdsvis omkring 95 og omkring 140. Mange, men ikke alle fissionsprodukter vil være radioaktive.
Genvindelig	(Engelsk: retrievability.) At affald deponeres på en måde, så det senere er til at få fat på igen.
Green field	Slutstadiet for en total dekommissionering, hvor såvel anlægget som eventuel forurening af omgivelserne er fjernet, således at området, inklusive eventuelle tilbageværende bygninger, er tilgængeligt uden restriktioner.
Halveringstid	Den tid i løbet af hvilken mængden af et radioaktivt stof formindskes til halvdelen af det oprindelige. Halveringstiden er forskellig for forskellige radioaktive stoffer og kan være fra brøkdeler af et sekund til hundredtusinder af år. Hvad der betegnes som kort henholdsvis lang halveringstid afhænger af sammenhængen. Ved affaldsdeponering er der tradition for at isotoper med halveringstid på op til 30 år betegnes som kortlivede.
Henfald / Radioaktivt henfald	Spontan atomkerneomdannelse hvorved den pågældende kerne ændres til kernen af et andet grundstof. I forbindelse med processen udsendes stråling (α -, β - eller γ -stråling).

Begreb	Betydning
Henfaldsvarme	Den stråling, der udsendes ved radioaktivt henfald, besidder energi, som afsættes i form af varme, når strålingen bremses i omgivelserne. Henfaldsvarmen er dimensionerende for udformning af depoter for højaktivt affald.
Hot cell	Anlæg, hvor man ved hjælp af fjernbetjente manipulatorer (manipulatorarme) kan bearbejde stærkt radioaktive emner. Anlægget kan typisk bestå af en eller flere forbundne celler med metertykke betonvægge og lige så tykke vinduer af specialglas med indhold af bly (blyglasruder).
Højaktivt affald	Radioaktivt affald med en aktivitetskoncentration større end ca. 10^{10} Bq/kg. Defineres ofte som affald, hvor det ved oplagring og slutdeponering er nødvendigt at tage hensyn til henfaldsvarmen. Omfatter væsentligst fissionsprodukter udvundet ved oparbejdning af brugt brændsel. Brugt brændsel i sig selv anses også (i nogle lande) som højaktivt affald.
IAEA	International Atomic Energy Agency.
ICRP	International Committee on Radiological Protection.
Indtrængning	(Engelsk: intrusion) Hændelsesforløb hvor mennesker en gang i fremtiden trænger ind i (borer ned i) et måske glemt depot.
Isotop	Variant af et grundstof. Grundstoffet er karakteriseret af et bestemt atomnummer (=antallet af protoner i atomkernen); dets isotoper afviger fra hinanden blandt andet ved at have forskellig masse (afhængig af antallet af neutroner i atomkernen). Nogle isotoper er radioaktive, andre stabile.
Kontaminering	Forurening med radioaktivt stof (i denne forbindelse) - ikke at forveksle med aktivering.
Kortlivet aktivitet	Ved affaldsdeponering opfattes isotoper med halveringstid op til 30 år som kortlivede. På 100 år vil aktiviteten af sådanne isotoper være mindre end 1/10 og på 300 år mindre end 1/1.000 af det oprindelige.
Lagring	Lagring eller mellemlagring benyttes om midlertidig oplagring af radioaktivt affald i en periode inden den endelig bortskaffelse.
Langlivet aktivitet	Ved affaldsdeponering opfattes isotoper med halveringstid længere end 30 år som langlivede.
Lavaktivt affald	Radioaktivt affald med en aktivitetskoncentration mellem cirka 10^5 og cirka 10^9 Bq/kg. Omfatter for eksempel kitler, overtrækssko og afdækningsmateriale, der er blevet forurenet med radioaktivt stof. Kan håndteres uden særlig strålingsbeskyttelse.

Begreb	Betydning
Mellemaktivt affald	Radioaktivt affald med en aktivitetskoncentration mellem cirka 10^7 og cirka 10^{11} Bq/kg. Omfatter for eksempel emner, der er blevet bestrålet i en reaktor, herunder kontrolstave og andre komponenter fra reaktoren. Kræver oftest afskærmning ved håndteringen.
Modulært opbygget depot	Et depot, der er designet således, at det let kan udbygges i takt med behovet.
NEA	OECD's Nuclear Energy Agency.
Nedlæggelse	I denne forbindelse synonymt med dekommissionering.
Normalscenarium	Ved sikkerhedsanalyser defineret som et sammenhængende tids- og hændelsesforløb der beskriver udviklingen af et depot og dets omgivelser. Normalscenariet gengiver den forventede udvikling mens afvigende scenarier gør rede for mere usandsynlige forløb.
NUC	Beredskabsstyrelsens Nukleare Kontor.
Oparbejdning af brugt brændsel	Kemisk proces, hvor tilbageværende uran og plutonium i det brugte brændsel skilles fra fissionsprodukterne. Uran og plutonium er værdifulde materialer, som kan anvendes i nyt brændsel, mens fissionsprodukterne er affaldsprodukter (selv om nogle af dem i princippet kunne tjene nyttige formål som radioaktive kilder).
Overfladenært depot	Slutdepot, som er etableret over jordens overflade eller nedgravet, dækket af 10-50 meter jord eller klipper.
Reaktor (nuklear - ikke at forveksle med en kemisk reaktor)	En tank, hvor der foregår spaltning (fission) af uran eller plutonium med det formål at producere varme eller at udnytte de neutroner, der udsendes ved processen til for eksempel materialeundersøgelser eller produktion af radioaktive isotoper.
Safeguards	IAEA's (og EURATOM's) system til at føre kontrol med at fissilt materiale (uran, plutonium) ikke 'forsvinder' og eventuelt anvendes til atomvåben.

Begreb	Betydning
Sievert (Sv)	Måleenhed for strålingsdoser modtaget af mennesker. I grove tal er en strålingsdosis til hele kroppen på 6-8 Sv modtaget over kort tid med stor sandsynlighed dødelig, hvis ikke der foretages en knoglemarvstransfusion. Lavere doser (og dosishastigheder) kan give genetiske skader eller føre til udvikling af kræft, men ofte med en hyppighed der ikke lader sig skelne på baggrund af de naturlige frekvenser. Den naturlige baggrundsstråling i Danmark giver af størrelsesorden 0,003 Sv pr. år, hvoraf omkring 2/3 stammer fra radon i huse.
Sikkerhedsanalyse (af slutdepot)	Modelberegninger der simulerer sandsynlige tidsmæssige udviklinger af slutdepotet og de påvirkninger det eventuelt kan have på omgivelserne. Analysen skal vise' at strålingsdoser m.v. ligger under accepterede værdier herfor.
SIS	Statens Institut for Strålehygiejne.
Slutdepot	Et opbevaringssted - i dette tilfælde for radioaktivt affald - hvor affaldet efterlades uden henblik på senere at skulle flyttes. For den type affald, der vil blive aktuelt i Danmark, kan depotet eventuelt udformes som et overfladenært depot. En anden mulig depottype er dyb geologisk deponering eksempelvis i salt-horste, som blev undersøgt af de danske elværker i 1970'erne.
Tailings	Restprodukt fra uranudvinding.
Transuraner	Grundstoffer med atomnummer højere end uran (Np, Pu, Am, Cm).
Tritium (^3H)	Isotop af brint, hvis kerne indeholder en proton og to neutroner, hvorimod en almindelig brintkerne kun indeholder en proton. Tritium dannes i vandet i en reaktor, specielt i reaktorer med tungt vand, som eksempelvis DR3.
Tungt vand	Vand hvor det sædvanlige brintatom i molekylerne er erstattet af deuterium ("tung brint" hvis kerne indeholder en proton og en neutron).
'Tørt' depot	Depot, der ikke er vandmættet, fordi det er anbragt over grundvandsspejlet, og/eller hvor indtrængende vand kan drænes (eller eventuelt pumpes) bort. Nogen fugtighed må påregnes at være tilstede.
Udslip	Frigivelse af radioaktivt stof fra et depot til omgivende geologiske lag, vand, atmosfæren eller biosfæren.

Begreb	Betydning
Vandmættet depot	Depot hvor porer og tilbageværende tomrum efter lukning bliver fyldt med vand. (Normaltilstand for depot under grundvandsspejlet.)
WATRP	IAEA's Waste Management Assessment and Technical Review Program.
Åbent depot	Depot som er i drift, det vil sige under opfyldning.

Dansk Dekommissionering

Postboks 320 - 4000 Roskilde - Tlf.: 4677 4370 - Fax: 4677 4300²