nks

Nordisk kerne-sikkerheds-forskning | Nordisk kärn-säkerhets-forskning | Pohjoismainen ydin-turvallisuus-tutkimus | Nordic nuclear safety research

AFA1

NKS/AFA-1(95)1

1995-11-20

AVFALLSKARAKTÄRISERING FÖR LÅNGLIVAT LÅG- OCH MEDELAKTIVT AVFALL I NORDEN

Delrapportering för projekt AFA-1.1

Karin Brodén, Studsvik RadWaste AB, Sverige
Steen Carugati och Knud Brodersen, Risö, Danmark
Torbjörn Carlsson och Pekka Viitanen, VTT, Finland
Tord Walderhaug och Sigurður Emil Pálsson, Geislavarnir, Island
Steinar Backe, IFE och Anita Sörlie, Strålevernet, Norge

AFA-1(95)1
1995-11-20

Avfallskaraktärisering för långlivat låg- och medelaktivt avfall i Norden. Delrapportering för projekt AFA-1.1

Karin Brodén, Studsvik RadWaste AB, Sverige
Steen Carugati och Knud Brodersen, Risö, Danmark
Torbjörn Carlsson och Pekka Viitanen, VTT, Finland
Tord Walderhaug och Sigurður Emil Pálsson, Geislavarnir, Island
Steinar Backe, IFE och Anita Sörlie, Strålevernet, Norge

Sammanfattning

I föreliggande rapport redovisas dels exempel på avfallskategorier i de nordiska länderna och dels metoder som används för att bestämma eller uppskatta innehållet i avfallet. Redovisningen har i första hand koncentrerats till långlivat låg- och medelaktivt avfall. Inriktningen varierar dock från land till land. Både metoder för bestämning/uppskattning av aktivitetsinnehåll och kemiskt innehåll behandlas.

Summary

Waste Characterisation for long-lived Low and Intermediate Level Radioactive Waste in the Nordic Countries.
Intermediate Report for the AFA-1.1 Project

The present report deals with waste categories in the Nordic countries and methods to determine or estimate the waste content. The study has mainly been concentrated on long-lived low and medium level waste. However, this matter vary from country to country. Both methods for determination/estimation of activity content and chemical content are discussed.

Innehållsförteckning

		Sida
1	**Inledning**	3
	Referenser	4
2	**Avfallsegenskaper av betydelse vid slutförvaring**	5
2.1	Faktorer som påverkar avfallsegenskapernas betydelse	7
2.2	Nuklidinnehåll	9
2.3	Egenskaper av betydelse för avfallets kemiska och fysiska stabilitet	11
2.4	Övriga toxiska ämnen	14
	Referenser	15
3	**Danmark**	16
3.1	Affaldstyper, affaldsbeholdere og konditioneringsmetoder	16
3.2	Måling og vurdering af aktivitetsindhold	23
3.3	Måling og vurdering af kemisk sammensätning	25
	Referencer	26
4	**Finland**	27
4.1	Avfallstyper, avfallsbehållare och konditioneringsmetoder	27
4.2	Mätning och uppskattning av aktivitetsinnehåll	31
4.3	Mätning och uppskattning av kemisk sammansättning	38
	Referenser	38
5	**Island**	41
5.1	Avfallstyper, avfallsbeholdere og kondisjoneringsmetoder	41
5.2	Måling og bestemmelse av aktivitetsinnehold	43
5.3	Måling og bestemmelse av kjemisk sammensetning	45
	Referanser	45
6	**Norge**	46
6.1	Avfallstyper, avfallsbeholdere og kondisjoneringsmetoder	46
6.2	Målinger og beberegninger av aktivitetsinnehold	56
6.3	Målinger og vurderinger av kjemisk sammensetning	57
	Referanser	58
7	**Sverige**	59
7.1	Avfallstyper, avfallsbehållare och konditioneringsmetoder	59
7.2	Mätning och uppskattning av aktivitetsinnehåll	67
7.3	Mätning och uppskattning av kemisk sammansättning	69
	Referenser	70

1 Inledning

Inom ramen för Nordisk kärnsäkerhetsforskning, NKS, genomförs under perioden 1994-1997 ett avfallsprogram (projekt AFA-1) omfattande insatser inom delprojekt med följande rubriker [1.1]:

- Avfallskaraktärisering för långlivat låg- och medelaktivt avfall (AFA-1.1)
- Funktionsanalys för närområde till slutförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall (AFA-1.2)
- Miljökonsekvensbeskrivningar avseende slutförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall (AFA-1.3)

AFA-1.1 omfattar följande delområden:

- Identifiering av avfallsegenskaper av betydelse vid slutförvaring
- Avfallstyper, avfallsbehållare och konditioneringsmetoder
- Inventering och evaluering av metoder som används i Norden för mätningar och uppskattningar av aktivitetsinnehåll
- Inventering och evaluering av metoder som används i Norden för mätningar och uppskattningar av kemiskt innehåll
- Identifiering av metoder som saknas, behöver förbättras eller bör standardiseras
- Undersökning av nya tillgängliga metoder
- Framtagning av nya, förbättrade eller standardiserade metoder

Nedan redovisas resultat från insatser inom de fyra första delområdena. Insatserna har i första hand koncentrerats på långlivat låg- och medelaktivt avfall eftersom denna typ av avfall finns i alla de nordiska länderna. Inriktningen varierar dock något från land till land beroende på ländernas avfallssituation. Gemensamt för valda exempel på avfallskategorier och metoder för att mäta eller uppskatta innehållet i avfallet är dock att de bedöms vara av intresse i de nordiska grannländerna.

Referenser

1.1 BRODÉN, K
AFA-1: Säkerhet vid slutförvaring av avfall.
Nordisk kernsikkerhedsforskning, Projektplaner för programmet 1994-1997.
NKS(94)7 rev, 1994.

2 Avfallsegenskaper av betydelse för slutförvaring

Vid diskussion av egenskaper hos radioaktivt avfall är det lämpligt att skilja på behandlat och obehandlat avfall. För det obehandlade avfallet gäller det att, med utgångspunkt från dess egenskaper, välja en behandlingsmetod som ger godtagbara egenskaper hos färdigbehandlat och förpackat avfall (avfallskollin) inför kommande mellanlagring, transport och slutförvaring. Man skulle alltså kunna särskilja dessa två stadier, och för vart och ett göra en förteckning av vilka egenskaper som är av betydelse. I detta sammanhang har vi dock valt att fokusera diskussionen till egenskaper hos avfallskollin avsedda för slutförvaring och då särskilt egenskaper av betydelse för den långsiktiga säkerheten, d.v.s. efter tillslutning av ett slutförvar.

Den viktigaste av alla egenskaper hos avfallet (och som också i hög grad avgör metoderna för behandling och slutförvaring) är dess innehåll av radioaktiva och allmänt giftiga ämnen. Därnäst viktigast är sådana egenskaper som kan påverka frigörelse och spridning av radionuklider både före och efter slutförvaring.

Vilka krav som ställs på avfallet inför slutförvaring bestäms i hög grad av i vilken mån själva avfallskollit kan tillräknas någon långsiktig barriärfunktion. Vid slutförvaring av använt kärnbränsle är kraven på behållarnas livslängd mycket hög, t.ex. hundratusentals år. För låg- och medelaktivt avfall ställs mera sällan sådana krav, t.ex. vad avser frigörelse av radionuklider från avfallsformen. Detta är alltså en följd av att de potentiella riskerna är så mycket lägre, men också av att avfallet från början ofta är i en form som är olämplig att ställa krav på i detta avseende. Säkerhetskraven får istället uppfyllas genom funktionen hos övriga barriärer.

En viktig utgångspunkt vid identifiering av betydelsefulla egenskaper är att avfallskollit måste kunna fungera som en del av ett större system i slutförvaret. Därvid bör kollit inte medverka till att störa funktionen hos omgivande barriärer. I tabell 2.1 återfinns en lista över egenskaper som anses vara av betydelse vid bedömning av svenskt låg- och medelaktivt avfall inför slutförvaring[2.1]. I sin tur grundar sig denna lista på en omfattande litteraturstudie av internationella acceptanskrav på avfall [2.2].

I de följande avsnitten diskuteras mera ingående

- de faktorer som avgör vilken typ av slutförvar och vilka krav på avfallsegenskaper som kan bli aktuella (se avsnitt 2.1);
- nuklidinnehåll (se avsnitt 2.2);
- egenskaper hänför sig till kemisk och fysisk stabilitet (se avsnitt 2.3);
- kemotoxicitet (se avsnitt 2.4).

Tabell 2.1
Egenskaper som anses vara av betydelse vid bedömning av låg- och medelaktivt avfall inför slutförvaring [2.1].

Radiologiska egenskaper

- Innehåll av radionuklider
- Ytdosrat eller dosrat på visst avstånd
- Ytkontaminering
- Inverkan intern bestrålning
- Homogenitet

Kemiska och fysikaliska egenskaper

- Sammansättning
- Homogenitet och struktur
- Innehåll av fri vätska
- Korrosionsbeständighet
- Gasutveckling
- Brännbarhet
- Innehåll av kemotoxiska ämnen
- Kemisk reaktivitet
- Innehåll av komplexbildare
- Utlakningsegenskaper

Mekaniska egenskaper

- Hållfasthet mot yttre påverkan
- Inre stabilitet (t.ex. vid klimatvariationer)

Allmänna egenskaper

- Utformning, geometri, dimensioner
- Vikt och andra hanteringsegenskaper
- Märkning

2.1 Faktorer som påverkar avfallsegenskapernas betydelse

System för omhändertagande och slutförvaring av avfall utformas stegvis i en iterativ process, där varje iteration kan beskrivas av de tre stegen

- Befintligt avfall (behandlat och obehandlat) karaktäriseras och behandlingsmetoder anpassas till planerat eller befintligt system.

- Plats för slutförvar väljs bland tillgängliga geologiska formationer och med hänsyn till egenskaper hos avfall och förvarets utformning.

- Slutförvaret utformas med hänsyn till egenskaper hos tillgängliga geologiska formationer och hos avfallet.

När ett slutförvar väl tagits i drift kvarstår bara första steget. Det är viktigt att konstatera att viss behandling av avfall är tänkbar utan att slutförvarets utformning fastställts i alla detaljer. Om sådan behandling sker måste man dock förvissa sig om att avfallets egenskaper dokumenteras noggrant så att en bedömning av dess lämplighet för deponering kan göras långt senare.

Ett slutförvar bör lokaliseras och utformas så att spridningen av radionuklider och andra miljöskadliga ämnen förhindras eller i varje fall inte medför avsevärd exponering av människa och miljö. Förvarets säkerhet beror i stor utsträckning på val av lämplig plats och av tekniska konstruktionslösningar.

Olika principer för slutförvar framgår av Fig. 2.1.

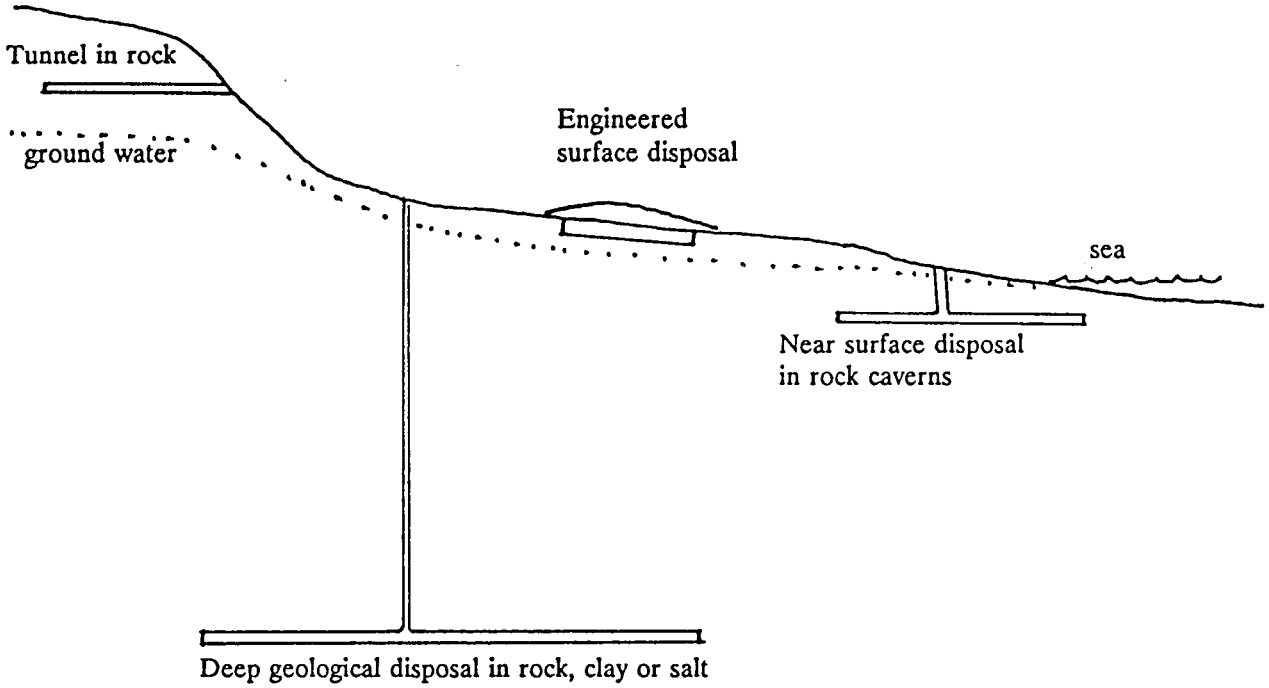
I slutförvaret kommer avfallskollina att utsättas för en miljö som i stor utsträckning bestäms av platsval och förvarstyp. Några väsentliga sådana miljöfaktorer är:

- Förvarsdjup (på ytan/ ytnära, djupförvar)
- Geologisk formation (kristallint berg, salt, lera)
- Tekniska barriärer (betong, lera)
- Hydrologiska förhållanden (över eller under grundvattennivå, flödet och dess fördelning)
- Vattenkemi
- Seismisk stabilitet
- Klimat
- Risk för mänskligt intrång

Följande avfallsegenskaper kan vara av betydelse för platsval och val av förvarstyp, samt för härledning av de acceptanskrav som avfallskollina måste uppfylla:

- Innehållet av långlivade radionuklider, vilket är av särskilt stor vikt för slutförvar på och nära jordytan. Innehållet av alfastrålare kan behöva begränsas, liksom i vissa fall också innehåll av mycket långlivade betastrålare. En övre gräns för mängden av olika radionuklider i förvaret eller dess delar måste fastställas grundat på en säkerhetsanalys.

- Värmeutveckling i avfallet, som dock med få undantag endast gäller för högaktivt avfall.



Figur 2.1
Olika principer för slutförvar.

- Mänskligt intrång av misstag är möjligt om slutförvaret glöms bort. Intrång kan också ske avsiktligt om geologin eller förvaret innehåller värdefulla material. Detta bör undvikas.

- Vissa frågor i samband med hanteringen av avfallet kan påverka utformning av slutförvaret. Hit hör framförallt stråldosrater, behov av ventilation (avfallets innehåll av gasformiga nuklider och andra giftiga ämnen samt radon i berget) och brandfara.

- Som tidigare nämnts är det viktigt att avfallskollin i ett slutförvar inte påverkar barriärfunktionerna negativt. Detta gäller med avseende på både fysikaliska och kemiska processer. Exempel på detta är att avfallskollin inte får innehålla större mängder av ämnen som genom kemisk påverkan kan ge oacceptabel spridning av radionuklider. Avfallskollina får inte heller innehålla större mängder ämnen som kan ge upphov till ogynnsam gasutveckling eller volymsökning.

2.2 Nuklidinnehåll

Den totala mängden av radiotoxiska ämnen i avfallet bestämmer den potentiella faran som är förknippad med slutförvaret. Ett mått på denna fara kan fås om mängderna ställs i relation till tillåtna intag av respektive ämnen. Dessa intag uttrycks som s.k. ALI-värden (Annual Limits of Intake, motsvarande en intecknad dosekvivalent av 20 mSv), vilka har bestämts av ICRP [2.3].

Som en följd av det radioaktiva sönderfallet minskar den potentiella faran med tiden och efter långa tider domineras den av de långlivade nukliderna. En lista över radionuklider som kan vara av vikt för bedömning av ett slutförvars säkerhet presenteras i Tabell 2.2. Halveringstider och ALI-värden anges också. ALI-värdet för inandning av en radionuklid (i olöslig form) är oftast lägre än för oralt intag, vilket pekar på att denna innebär ett svårare fall av exponering. För några av de mycket långlivade nukliderna har ALI-värdet för oralt intag omvandlats till g eller mg. För naturligt uran skulle oralt intag av så stora mängder leda till risk för kemisk förgiftning, vilket inte har beaktats vid bestämning av ALI-värdet. För ^{239}Pu motsvarar ALI-värdet ca 0.02 mg.

Följande argument kan motivera införandet av en radionuklid i tabellen:

a Lång halveringstid (har här något godtyckligt satts till >15 år)

b Stor rörlighet i barriärsystemet

c Hög radiotoxicitet (lågt ALI-värde)

d Hög halt i avfallet

e Enkel att mäta; kan fungera som indikatornuklid

f Stort bidrag till externa stråldosrater

g Förekomst i gasform

De radionuklider som ingår i Tabell 2.2 har alla en halveringstid > 5 år. Vad som är "långlivat avfall" i enlighet med titeln för detta projekt kan dock inte enkelt anges som en funktion av avfallets innehåll av olika nuklider med viss halveringstid. I själva verket är benämningen långlivad i detta sammanhang inte särskilt väl definierad. I många sammanhang används långlivat som beteckning för avfall med förhållandevis hög halt av alfastrålande nuklider (vilka ju generellt också har en betydligt högre radiotoxicitet än andra radionuklider). Detta är givetvis en följd av att många viktiga alfastrålare också är långlivade, t.ex. ^{226}Ra, ^{239}Pu, ^{237}Np. Det finns dock även relativt kortlivade alfastrålare som skulle kunna vara av betydelse. Dessutom finns det långlivade betastrålare som kan förekomma i sådan mängd att det påverkar val av slutförvarslösning på liknande sätt som när det gäller alfastrålare.

Sammantaget är det svårt eller omöjligt att avgränsa vad som ska menas med långlivat radioaktivt avfall. I en mycket vid mening kan dock långlivat avfall sägas vara avfall som utgör en signifikant potentiell fara även efter ca tusen år.

Tabell 2.2
Radioaktiva nuklider som bör betraktas vid värdering av säkerheten vid slutförvaring av långlivat låg- och medelaktivt avfall. Modifierad efter referens [2.4]. Nukliderna är ordnade i en grupp med aktiverings- och fissionsprodukter följd av fyra sönderfallskedjor för aktinider.

Nuklid	Kommentar	Halveringstid år	ALI Oralt MBq	ALI Inhalation MBq
H-3	b g	12.2	1000	1000
C-14	abg	5730	40	40
Cl-36	ab	301000	20	30
Ca-41	a	103000	70	70
Co-60	def	5.27	7	2
Ni-59	a	76000	300	30
Ni-63	ad	100.1	100	10
Kr-85	bfg	10.7	-	-
Se-79	a	65000	50	10
Rb-87	a	48000000000	20	20
Sr-90	abcd	28.6	0.6	0.06
Zr-93	a	1530000	70	1
Mo-93	a	3500	80	3
Nb-94	a	20300	9	0.2
Tc-99	a	213000	30	8
Pd-107	a	6500000	300	6
Sn-126	a	100000	3	0.7
I-129	ab	15700000	0.2	0.3
Cs-135	a	2300000	10	20
Cs-137	adef	30.14	1	2
Sm-147	a	106000000000	0.6	0.002
Sm-151	a	90	100	4
Eu-154	d	8.8	70	0.3
Cm-248	ac	340000	0.03	0.0003
Pu-244	ac	80800000	0.04	0.0003
Cm-244	ac	18.1	0.06	0.0005
Pu-240	acd	6563	0.04 0.005 mg	0.0003
U-236	a	23416000	0.7	0.0006
Th-232	ac	14050000000	0.005 1.2 g	0.00009
U-232	a	69	0.2	0.0001
Cm-245	ac	8500	0.03	0.0003
Pu-241	d	14.4	2	0.02
Am-241	acd	432.2	0.03	0.0003
Np-237	ac	2140000	0.03	0.0003
U-233	a	159200	0.7	0.08
Th-229	ac	7340	0.04	0.00007
Cm-246	ac	4730	0.03	0.0003
Pu-242	ac	376300	0.04	0.0003
Am-242m	ac	141	0.04	0.0003
U-238	ad	4468000000	0.8 64 g	0.0006
Pu-238	cd	87.7	0.04	0.0003
U-234	ad	245400	0.7	0.0006
Th-230	ac	75381	0.3	0.0004
Ra-226	acd	1600	0.09	0.009
Cm-247	ac	156000	0.03	0.0003
Am-243	ac	7380	0.03	0.0003
Pu-239	acd	24090	0.04 0.018 mg	0.0003
U-235	ad	703700000	0.7 9 g	0.0006
Pa-231	ac	32760	0.001	0.00001

Närvaron av olika radionuklider i avfallet beror i första hand på avfallets ursprung. För låg- och medelaktivt avfall är de främsta avfallskällorna:

1 Industri, sjukvård och forskning i allmänhet
2 Kärnforskning
3 Drift av kraftreaktorer
4 Rivning
5 Anrikning och bränsletillverkning
6 Upparbetning
7 Brytning och utvinning av uran
8 Andra källor till avfall mednaturliga radionuklider

Avfall från verksamhetstyperna 1 - 5, och i någon mån 7 och 8 finns i några eller alla nordiska länder.

Ibland saknas nästan aktinidernas sönderfallsserier (övervägande alfa-strålare med hög radiotoxicitet). Detta gäller särskilt typerna 1, 3 och 4, även om ^{226}Ra och ^{241}Am kan finnas med som förbrukade strålkällor, i kasserade rökdetektorer o.s.v. (typ 1).

Ibland finns bara de naturliga nukliderna i sönderfallskedjorna närvarande (5, 7, 8).

Aktiveringsprodukter såsom ^{59}Ni, ^{63}Ni och ^{41}Ca kan i första hand förknippas med avfall från rivning av reaktorer.

Upparbetningsavfall (6) liksom avfall från undersökningar av använt kärnbränsle i hot-cell (2) innehåller sannolikt de flesta av nukliderna i tabellen. Förutsatt att ingen separation företagits ges proportionerna mellan de olika nukliderna av fissions-utbyten och bränslets bestrålningshistoria. Innehållet av många fissionsprodukter som är svår att mäta kan därför uppskattas från innehållet av den mycket mer lättmätbara ^{137}Cs som indikatornuklid. I viss utsträckning kan också nuklider i aktinidernas sönderfallskedjor uppskattas från mätningar av ^{137}Cs.

2.3 Egenskaper av betydelse för avfallets kemiska och fysiska stabilitet

Långtidsegenskaperna och den därmed sammanhängande möjligheten till utläckage av radiotoxiska ämnen till omgivande berg från de konstgjorda delarna av ett slut-förvar beror på en komplicerad växelverkan mellan avfallskollin, de omgivande barriärerna och yttre betingelser.

Betong och andra cementbaserade material används i stor utsträckning som åter-fyllnad och barriär eller byggnadsmaterial i de flesta typer av slutförvar. Närvaron av cementmaterial har en avsevärd inverkan på vattenkemin i systemet (högt pH, höga halter av Na^+, K^+, eller Ca^{2+}). Om det kan visas att dessa förhållanden kvarstår under lång tid kan detta ha stor betydelse för bedömningen av förvarets säkerhet.

I följande avsnitt diskuteras några av de förhållanden och mekanismer som kan vara av särskild betydelse.

2.3.1 Cementingjutet avfall

Vissa nuklider - särskilt aktinider - kvarhålls mycket effektivt i cementmiljö med högt pH. Så är dock inte fallet för ^{137}Cs och (i frånvaro av koldioxid) ^{90}Sr. Laknings-hastigheten kan behöva begränsas för vissa situationer, men i ett slutförvar bestäms normalt frigörelsen av radionuklider från avfallet av en samverkan mellan funktionen hos flera barriärer. Lättlösliga salter frigörs förhållandevis lätt från cementingjutet avfall och kan leda till pulsartat utläckage av förorenad lösning med hög jonstyrka.

Reaktioner mellan cement och sulfat kan ge upphov till starkt hydratiserade mineral (t.ex. ettringit) med svällning som följd. Detta leder i sin tur till sprickbildning och mekaniska skador, vilket f.ö. kan inträffa redan under mellanlagring om denna sker under kraftiga klimatvariationer. En tänkbar sulfatkälla i detta sammanhang skulle kunna vara sulfonatjonbytarmassa. Dessa fenomen är särkilt utmärkande för produkter gjorda med vanlig portlandcement, medan slaggcement eller micro-silica-modifierade cementsorter är bättre.

2.3.2 Bitumeningjutet avfall

Frigörelse av radionuklider från bitumeningjutet avfall beror på typ och halt av avfall, kvarvarande vattenmängd i produkten, organiska föroreningar såsom tensider, slag av bitumen, samt den yttre lösningens sammansättning. För ingjutna salter och indunstarkoncentrat är frigörelsen kopplad till vattenupptag och bildning av ett nätverk av porer med saltlösning. Modeller för detta beteende finns tillgängliga [2.5]. Av detta följer att bitumeningjutet indunstarkoncentrat borde vara särskilt stabil i miljöer med hög salinitet.

För bitumeningjuten jonbytarmassa är förhållandet delvis det omvända; här gynnas nuklidfrigörelsen av höga salthalter i den yttre miljön [2.6]. Upptag av vatten i båda slagen av bitumeningjutet avfall leder till svällning och, särskilt med jonbytarmassa, till tryckuppbyggnad. Dessa osmotiska tryck kan åtminstone teoretiskt bli mycket höga (> 100 MPa). Plats kan därför behöva lämnas inuti avfallskollina för att undvika sprickbildning och förskjutningar i de omgivande barriärerna.

Bitumen är inte helt ogenomträngligt för vatten, och en del vatten kan tas upp mellan de miceller av kolväten som bygger upp strukturen. Detta vattenupptag i bitumen, liksom genomträngligheten, ökar väsentligt om tensider finns närvarande.

2.3.3 Upptag av vatten från luft

Om ett slutförvar är placerat i den omättade zonen ovanför grundvattennivån, kommer kollina inte att vara i direkt kontakt med flytande vatten, men den omgivande luften kommer att vara mycket fuktig om det inte är sörjt för mycket god ventilation. Det har visat sig att cementingjutet avfall innehållande lösliga salter under dessa omständigheter tar upp fuktighet ur luften varvid det bildas små droppar eller beläggningar av kontaminerad stark saltlösning på ytan [2.7]. Detsamma gäller för bitumeningjutet indunstarkoncentrat [2.5] och i viss mån också för bitumeningjuten jonbytarmassa. Denna vattenkondensation kan utgöra en frigörelse-mekanism i "ovanjords"- och ytnära slutförvar. Svällningen hos dessa avfallsformer sker därvid f.ö. mer eller mindre i samma utsträckning som vid lagring i vatten.

2.3.4 Gasutveckling från korrosion, biologisk nedbrytning och strålning

Korrosion av stål under anaerobiska betingelser och allmän korrosion av andra metaller (t.ex. Al och Zn vid högt pH) kan leda till produktion av stora mängder vätgas, vilket måste beaktas vid utformning av såväl avfallskollin som förvarsutrymmen.

Gasutveckling (av CO_2, CH_4 , H_2) genom biologisk nedbrytning av organiskt material är en viktig process, inte minst för kompakterat avfall.

Bestrålning är normalt av mindre betydelse för cementingjutet avfall än om det innehåller vissa slag och mängder av organiskt material. Mindre mängder gas kan bildas och pH kan minska. Bestrålning av bitumeningjutet avfall är en relativt väl känd process. Svällningen beror på dosraten och kollits storlek. Bildad gasmängd (främst väte) är relativt obetydlig.

Gasutveckling kan ge snabbare uttransport av lösta ämnen och även leda till sprickbildning i omgivande barriärer. Koldioxid kan ge kemiska effekter t.ex. genom att sänka pH och komplexbinda aktinider.

2.3.5 Organiska komplexbildare

Beteendet hos element som normalt har låg löslighet och uppvisar stark tendens till sorption (t.ex. Pu, Am) kan påverkas genom komplexbildning så att dessa gynnsamma egenskaper försämras. I stort finns det tre källor till komplexbildare att ta hänsyn till:

- organiska ämnen i avfallet;
- ämnen som använts vid byggandet av förvaret, främst som tillsatsmedel i betong;
- ämnen som bildas genom kemisk, biologisk eller strålningskemisk nedbrytning/omvandling av båda föregående kategorier.

Avfallet kan redan från början innehålla komplexbildare, t.ex. rester av dekontamineringskemikalier och tvättmedel. Förekomst av sådant material i befintligt avfall kan vara svår att uppskatta. I nyproducerat avfall bör sådana material uteslutas i största möjliga utsträckning.

Tillsatsmedel i betong har bedömts vara av mindre betydelse, bortsett från sådana preparat som bygger på cellulosa (se nedan) [2.8, 2.9].

Av övriga material i avfall har det relativt nyligen visat sig att cellulosa i cementmiljö bryts ner till synnerligen starka komplexbildare (främst isosackarinsyra) för högvalenta metalljoner såsom Pu och Am, och detta gäller till trots av det höga pH som råder i cementmiljö. Lösligheten av dessa element skulle kunna öka med en faktor upp till 10^6 och sorptionen sänkas ned till ca en tusendel av ursprungligt värde. Forskning pågår i syfte bl.a. att fastställa den kemiska och biologiska stabiliteten hos dessa ämnen. Efter cellulosa i betydelse tycks bakelit komma, men i jämförelse med cellulosa torde dess inverkan vara obetydlig [2.8].

2.4 Övriga toxiska ämnen

Kemotoxiska ämnen i radioaktivt avfall gör att även andra bedömningsgrunder än de radiologiska behöver tillämpas vid planering av slutförvarssystem. I princip skall inte detta utgöra något större problem. Avfallet måste tas omhand och slutförvaras så att båda aspekterna tillgodoses. Saken kan dock kompliceras om det råkar finnas detaljerade föreskrifter för någondera eller båda områdena som innebär motstridiga krav på metoder för behandling och slutförvaring. Ett exempel skulle kunna vara om det krävs att ett kemotoxiskt ämne måste destrueras i ugn, medan en sådan hantering inte är möjlig (utan orimliga kostnader) med tanke på radiotoxiciteten. Sådana svårigheter kan behöva lösas på juridisk väg i kombination med utveckling av alternativa behandlingsmetoder. Det är dock uppenbart att för nyproduktion av avfall bör sådana situationer undvikas genom att dels hålla isär olika slags avfall och dels minimera användning av höggradigt kemotoxiska ämnen.

Både organiska och oorganiska kemotoxiska ämnen kan förekomma i låg- och medelaktivt avfall. De flesta oorganiska ämnen, såsom tungmetaller, borde utgöra ett mindre problem då de relativt lätt kan omvandlas i en svårlöslig och stabil form. Organiska ämnen kan vara betydligt svårare att ta omhand, framför allt om de inte är möjligt att destruera dem, t.ex. genom bränning. Vid deponering av organiskt material måste man ju dessutom räkna med att kemisk och biologisk nedbrytning kan ge upphov till komplexbildare (se ovan). De organiska ämnen som förekommer i nämnvärda kvantiteter i nordiskt radioaktivt avfall kan inte karaktäriseras som högtoxiska. Exempel på de senare är klorerade aromater, fungicider, insekticider och vissa metallorganiska föreningar. Övriga organiska ämnen i avfallet såsom plaster, jonbytarmassor, färgrester och smörjmedel måste betraktas som relativt oskyldiga i sammanhanget.

Innehållet av kemotoxiska ämnen beror i hög grad på avfallets ursprung. I avfall från kärnforskning är de mest sannolika giftiga ämnena Be och Cd. Bly i strålskydd förekommer i avfall från industri, sjukvård, forskning och rivning. Kvicksilver kan förekomma i forsknings- och upparbetningsavfall.

Sammanfattningsvis är det inte sannolikt att eventuell förekomst av kemotoxiska ämnen i nordiskt radioaktivt avfall skulle innebära någon teknisk komplikation av slutförvaringen.

Referenser

2.1 SKI och SSI
Myndigheternas riktlinjer för redovisning och bedömning av avfall avsett för slutförvaring i SFR-1.
1987-06-01.

2.2 NIELSEN, P O
Kriterier og akseptansgränser for avfall til SFR-1.
Utarbeidet for Statens kärnkraftinspektioin. Scandpower A/S, 1986.

2.3 "Annual Limits on Intake of Radionuclide by Workers Based on the 1990 Recommendations." A report from Committee 2 of the International Commission on Radiological Protection.
ICRP Publication 61. 1990.

2.4 MARIVOT, J och ZEEVART, T
PACOMA: Performance Assessment of the Geological Disposal of Medium-level and Alpha Waste in a Clay Formation in Belgium.
SEK/CEN Mol. CEC contract FI1W/0046-B, EUR 13042, 1991.

2.5 BRUNEL, G, Coordinator
"Characteristics of Bituminized Radioactive Waste". Risø contributions to CEC contract F12W-0025, Annual report 1994 and related earlier studies.

2.6 BRODERSEN, K and VINTHER, A"Leaching of Bituminized Radioactive Cation Exchange Resin". NKA/AO(80)46, Risø 1981.

2.7 BRODERSEN, K
"Leaching due to Hygroscopic Water uptake in cemented Waste containing Soluble Salts". Waste Management Vol. 12, pp. 261-269, 1992.

2.8 EWART, F, GREENFIELD, B F, HAWORTH, A, ROSEVEAR, A and WILLIAMS, S J
The effects of Organics in SFR on Sorption Coefficients.
SFR-rapport 91-01, SKB 1991.

2.9 SKI och SSI
Granskning av SKBs fördjupade säkerhetsanalys av SFR-1.
SKI Teknisk rapport 92:16, = SSI-rapport 92-07, 1992.
(Engelsk översättning finns.)

3 Danmark

3.1 Affaldstyper, affaldsbeholdere og konditioneringsmetoder

3.1.1 Affaldstyper

Oplagret radioaktivt affald (midlertidigt) på Risø kan inddeles i en af følgende tre grupper:

- Inddampet flydende affald. Radioaktivt spildevand behandlet på destillationsanlægget samt på den efterfølgende slutinddamper.
- Presset fast affald. Affald presset i tromler ved brug af kompakteringsanlægget.
- Oplagret affald der ikke har gennemgået nogen behandling.

Slutprodukt for inddampning af flydende affald

Siden Risøs start i 1959 er det radioaktive spildevand fra de nukleare anlæg (DR2, DR3, Hot cell mm.) samt laboratorier blevet behandlet på destillationsanlægget og på den efterfølgende slutinddamper. I de forløbne år har destillationsanlægget ikke gennemgået større ændringer.

Slutkoncentratet fra destillationsanlægget indeholder typisk 150-200 g/l tørstof, hvoraf 40-80% er vandopløselige uorganiske forbindelser, 10-40% er slampartikler og 10-20% er organiske forbindelser. Indtil dato er der anvendt 4 forskellige typer slutinddampere til behandling af koncentratet fra destillationsanlægget.

De tre første slutinddamperes funktion var kun at bortkoge den tilbageværende væskefase i koncentratet. Det resulterede efter afkøling i et slutprodukt i form af en mere eller mindre tør krystalmasse. Inddampningsresten fra de tre slutinddampere i perioden 1960 til 1970 er fordelt på ca. 450 malede standardtromler (se afsnit 3.1.2) hver indeholdende optil 115 l (typisk ca. 90 l). Tørstofindholdet har ved produktionstidspunktet formentlig ligget omkring 800 g/l, med tromler fra de første år med de laveste værdier.

Siden 1970 har asfaltanlægget (bitumenanlægget) været anvendt som slutinddamper. Her er den opkoncentrerede inddampningsrest blevet indbygget i en asfaltmasse, således at opløselige salte i slutproduktet er indlejret i en ikke-vandopløselig matrix. I marts 1995 var der ialt ca. 600 malede standardtromler hver indeholdende ca. 90 l asfaltprodukt. Anlægget benyttes fortsat med en produktion på ca. 30 tromler årligt.

Aktivitetsindholdet i det nyproducerede asfaltprodukt er typisk omkring 20 MBq/l, hvilket hovedsagelig tilskrives ^{137}Cs og ^{60}Co. Herudover er der kortlivede isotoper

(f.eks. ^{131}I, ^{65}Zn og ^{22}Na) samt α-emittere (f.eks. ^{235}U, ^{238}U og ^{239}Pu) blandt andet fra undersøgelser af brugt brændsel ved Hot cell.

Foruden koncentrat iblandes jævntlig brugt ionbyttermasse anvendt i forskningsreaktorens kølesystem i asfaltproduktet. Der behandles årligt 200-400 l mixed bed ionbyttermasse (en blanding af kat- og anionbytter), som under behandlingen på asfaltanlægget dehydrerer. Indholdet af ionbytter overstiger aldrig 10% vægtprocent af hensyn til slutproduktets stabilitet.

Presset fast affald

Fast affald fra Risøs afdelinger samt fra eksterne brugere af radioaktive isotoper (hospitaler samt forskningslaboratorier på universiteter og i den private sektor) presses i malede standardtromler. En hydraulisk presse med et totaltryk på 20 tons (300 kg/cm^2) benyttes til komprimering af affaldet, hvor der typisk opnås en densitet omkring 0,8 kg/l. 80-110 malede standardtromler indeholdende ca. 90 l affald fremstilles årligt på denne måde. På grund af de beskedne affaldsmængder er det ikke rimeligt at investere i en presse med superkompaktering med høj volumenreduktion. Af samme grund udføres heller ikke forbrænding af affaldet, selv om Risø for mange år siden udførte forsøg i fuld-skala med et svovlsyre forbrændingsanlæg.

Affaldet der modtages fra eksterne kunder er generelt lavaktivt med korte halveringstider (t½). Undtagelser herfra kan blandt andet være større brugte forseglede strålingskilder. Disse kilder bliver ikke presset sammen med det lavaktive affald, men opbevares i stedet for på Centralvejslageret.

Store mængder ^{192}Ir (10-13 TBq årligt) modtages i form af lukkede kilder anvendt til kontrol af svejsninger i industrien. På grund af den korte halveringstid (t½=0.2 år) opbevares disse kilder separat i en dertil indrettet henfaldsfacilitet.

I de seneste par år er der årligt modtaget mellem 3,5 og 5,0 tons affald fra eksterne brugere. Blandt de mest almindelige isotoper kan nævnes ^{241}Am fra røgmeldere, ^{3}H, ^{14}C, ^{137}Cs, og ^{60}Co alle med t½>1år samt ^{192}Ir, ^{125}I, ^{131}I, ^{35}S, ^{32}P og ^{99m}Tc alle med t½<1 år. I perioden 1992 til 1994 lå aktivitetsmængden i det modtagne affald fra eksterne kunder med t½>1år typisk omkring 100 GBq - dog med et enkelt år op til 1000 GBq.

Foruden isotoprester består affaldet udefra hovedsagelig af papir, plastik, gummi, glas og andet laboratorieudstyr.

Organisk affald i form af mindre forsøgsdyr kan ligeledes forekomme, men som regel er aktivitetesindholdet her ikke større, end at de kan skaffes af vejen på et affaldsforbrændingsanlæg [3.1].

Som lavaktivt fast affald fra Risøs afdelinger er der udover almindeligt laboratorieaffald modtaget store mængder aluminium (ca. 2 tons årligt) gennem de seneste 5 år. Aluminiumsrør benyttes ved bestråling af siliciumkrystaller ved DR3 til phosphor-dotering. Efter få gange anvendelse kasseres rørene og behandles herefter som lavradioaktivt affald på grund af indhold af aktiverede spormetaller (^{60}Co og ^{65}Zn) i aluminium. Et ringe α-indhold vil ligeledes forekomme ved aktivering af de ca. 5-20 ppm uran som denne type aluminium normalt indeholder.

Ikke-konditioneret affald

Mellemaktivt og α-kontamineret affald oplagres enten i galvaniserede stardardtromler eller i rustfri stålbøtter (se afsnit 3.1.2).

Galvaniserede standardtromler oplagres i lagerhallen for mellemaktivt affald (Centralvejslageret) eller henstilles på Tromlelageret for en kortere periode. Affaldet hidrører hovedsagelig fra DR3 og består i stort omfang af afskårne aluminiums-stave, der har udgjort en del af reaktorens brændselsstave. En stor del af aktiviteten kan tilskrives kortlivede isotoper. For et langtidssynspunkt er driftsaffaldet fra arbejde i Risøs nu nedlagte Hot Cells af større betydning. Det består hovedsagelig af papir, klude og diverse udstyr, der er kontamineret med støv fra undersøgelser af brugte brændselselementer. Affaldet opbevares i standardtromler ofte løst pakket i indre ståldåser, der herefter er placeret i tromlerne.

Affaldet i de rustfri stålbøtter består typisk af dele af bestrålede brændselspiller fra forsøg og efterbestrålings undersøgelser, større kilder (^{60}Co, ^{226}Ra), rigdele (udstyr benyttet ved bestrålingsforsøg) og andet aktiveret metalskrot fra forsøgsopstillinger. Affaldet er pakket på Hot cell, på grund af det høje indhold af aktivitet. Med nedlukningen af Hot cell og den efterfølende oprydning blev der fyldt 33 bøtter med affald svarende til ca. halvdelen af de 65 bøtter, der ialt er oplagret idag. Det er usikkert hvorvidt, der vil blive modtaget flere af denne type kolli i fremtiden.

De rustfri stålbøtter benyttes også til bestrålet fissilt materiale (^{235}U, ^{239}Pu i rester af brændselsstave fra efterbestrålings undersøgelser). Det lagres i huller, der er forseglet, og som er under safeguards administration.

Større α–kontaminerede eller aktiverede genstande med lavt strålingsniveau opbevares enten i plastposer eller i stålkasser i gruber på Centralvejslageret.

Omkring 100-200 tons jord svagt kontamineret med isotopen ^{90}Sr opbevares i uforede 210 l ståltromler. Den kontaminerede jord blev benyttet ved forsøg i 1970'erne i Risøs landbrugsafdeling.

I to perioder i 1976 og i 1982-83 blev der udført pilotforsøg med udvinding af uran fra malm fra Kvanefjeldet på Grønland. Tailings og restmalm herfra udgør en særlig affaldstype, hvor der idag på Risø opbevares ca. 4000 t.

3.1.2 Affaldsbeholdere

Standardtromler: Malet eller galvaniseret betonafskærmet 210 l ståltromle

En 115 l ståltromle (Ø=47 cm, H=73 cm) er indstøbt i en 210 l ståltromle (Ø=59 cm, H=88 cm), malet eller galvaniseret. De to tromler adskilles af 5 cm sulfatresistent beton, se figur 3.1 A . Efter fyldning af tromlen med affald støbes toppen til med ca. 5 cm beton og tromlelåget påsættes.

Til affald med et strålingsniveau på under 5 mSv/hr, 1 m fra overfladen benyttes den malede enhed. Er strålingsniveauet over denne grænse, benyttes den galvaniserede enhed.

Af varianter af denne type enhed, der tidligere er forekommet, men som ikke længere produceres, kan nævnes:

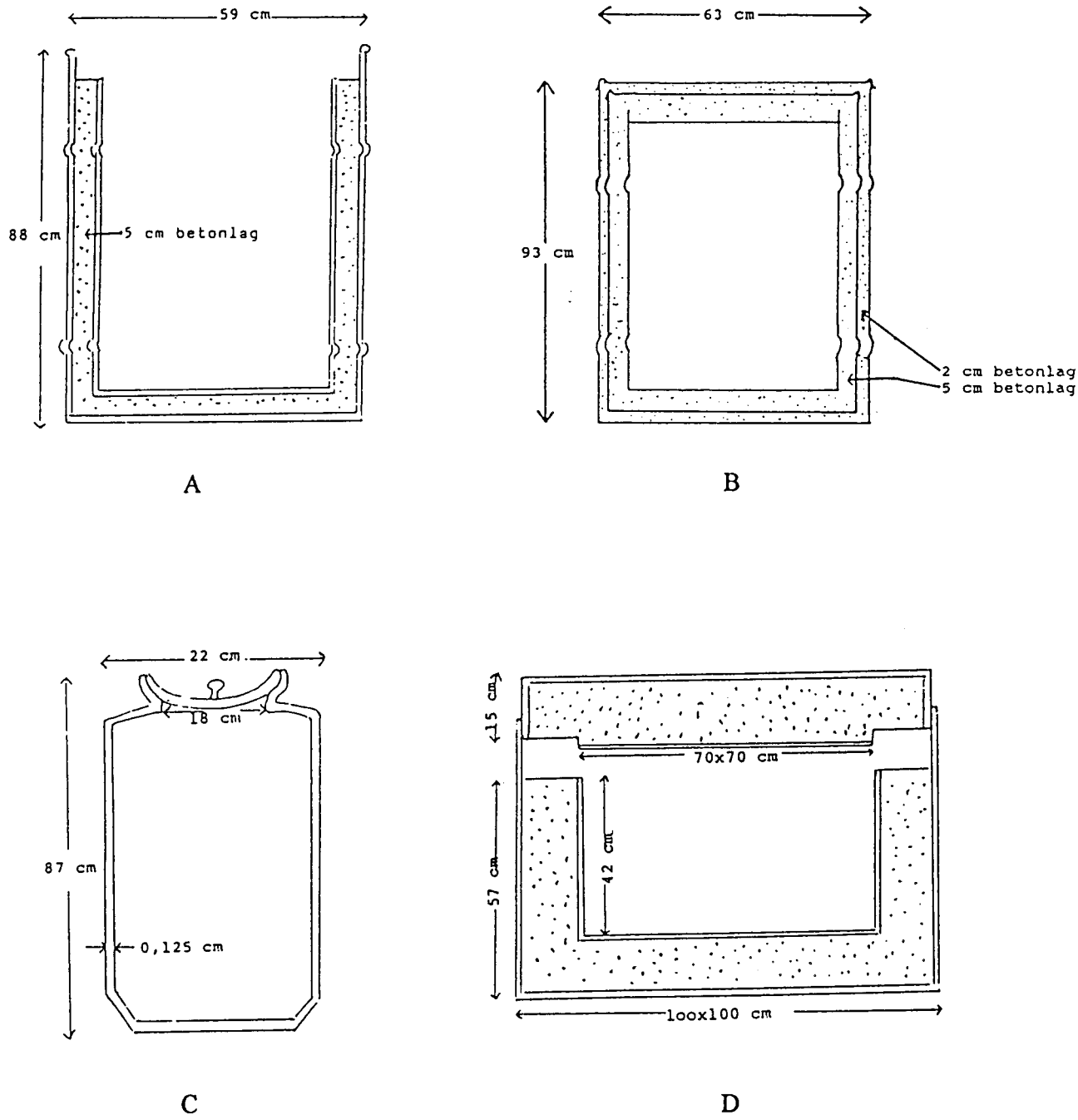
- En betonforet 210 l tromle uden indertromle.
- Dobelttromlen foret med asfaltprodukt fra asfaltanlægget.

Malet betonafskærmet 280 l ståltromle til reemballering af betonafskærmet 210 l ståltromle

Korroderede tromler der flyttes fra Betonrørslageret til Lagerhallen for lavaktivt affald bliver reemballeret i en betonafskræmet 280 l malet ståltromle (Ø=63 cm, H=93 cm), se figur 3.1 B. Hvis tromlen indeholder inddampningsrest, anbringes den forinden i en armeret plastsæk. Et betonlag på 2.5 cm adskiller de to enheder i side og bund. Et tyndt lag beton støbes i toppen efterfulgt af et tromlelåg.

Malet uforet 210- eller 280 l ståltromle

Radioaktivt jord fra betonrørslageret fyldes i plastsæk, indesluttes i en uforet 210 l lakeret ståltromle (Ø=59 cm, H=88 cm), hvorefter tromlelåg påsættes. Kontamineret/aktiveret metalaffald kan ligeledes fyldes i en uforet 210 l tromle og efterfyldes med cement mørtel.



Figur 3.1.
Beholdere til opbevaring af radioaktivt fast affald.
A: Standardtromle. Malet eller galvaniseret betonafskærmet 210 l ståltromle.
B: Malet betonafskærmet 280 l ståltromle til reemballering af betonafskærmet 210 l ståltromle.
C: Rustfri stålbøtte.
D: Container til filtre.

Løst sekundært affald fortrinsvis opstået i forbindelse med udtagning af tromler fra Betonrørslageret fyldes i plastsæk, indesluttes i en uforet 280 l lakeret ståltromle (Ø=63 cm, H=93 cm, hvorefter tromlelåg påsættes.

Ved anvendelse af disse enheder må det maksimale strålingsniveau i 1 m fra tromlens overflade ikke overstige 5 mSv/hr.

Rustfri stålbøtte

Til opbevaring af affald med et højt strålingsniveau og/eller et væsentlig indhold af fissilt materiale anvendes rustfri stålbøtter (ø=22 cm, H=87 cm) med låg, se figur 3.1C. Bøttens stållag er 0.125 cm og den har et indre rumfang på ca. 30 l. Det maksimale tilladelige strålingsniveau 1 m fra bøttens overflade må ikke overstige 100 Sv/hr [3.2].

Containere til filtre

Til oplagring af brugte Hot cell filtre benyttes betonstøbte stålkasser (100 cmx100 cmx57 cm), med en betonafskærmningen på ca. 15 cm, se figur 3.1D. Eksternstrålingen fra de betonafskærmede enheder var oprindelig 1-25 mSv/hr ved overfladen. De ældste enheder er i almindelig stål med påboltet låg og er fra udskiftningen efter Hot cell branden i 1971. De yngre enheder har rustfri yderbeholder og er lukket til med svejsning.

Stålkasser til blandet affald

Stålkassen (115 cmx115 cmx105 cm) med stålplader á 3 mm malet på begge sider med rustbeskyttende maling og forsynet med løfteøskner i hjørnerne. Låget består af en flad stålplade, der er boltet på. I forbindelse med senere deponering vil affaldet formodentlig kunne konditioneres ved udstøbning af mellemrumsvolumenet med cement-mørtel. Vægten pr. enhed bliver så ca. 4 tons.

Containere til CCA-blade

Til opbevaring af brugte CCA-blade (kontrolstænger) fra DR3 anvendes specielt udformede rustfri stålbøtter, der anbringes i de dertil indrettede huller i centralvejslagerblokken. Bøtterne har ydre diameter ø=32 cm og indvendig højde H=144 cm. Totalhøjden inklusiv top afskærmet af 19 cm stål og løftearrangement er 210 cm. Topstykket er fastgjort med fjederlåse.

CCA-underplugs

CCA-underplugs opbevares uden brug af containere eller beholdere i lagerhuller på Centralvejslageret. Forinden er underpluggen renset for eventuelt løstsiddende kontamination.

3.1.3 Konditioneringsmetoder

Ved konditionering af det lavaktive affald i Danmark benyttes asfalt, kompaktering og i mindre grad beton.

Asfalt

Siden 1970 er koncentratet af det afdestillerede lavaktive spildevand behandlet på asfaltanlægget, således at tørstoffet sluttelig er indlejret i en asfalt matrix. Risø har gode erfaringer med praktisk drift af anlægget. Metoden er blevet anvendt stort set uforandret gennem de sidste 25 år.

I forbindelse med tromleflytningsprojektet er der konstateret svelning samt korrosion af stålbeholderen ved kontaktfladen mellem asfaltproduktet og cementtilstøbningen.

Kompaktering

Kompaktering er den mest anvendte konditioneringsmetode for det lavaktive affald i Danmark.

Kompakteringssystemet består af en hydraulisk lavtryks presse installeret i en handskeboks (glovebox) med forbindelse til den betonforede malede standard-tromle, hvori affaldet presses. Affaldet sorteres i handskeboksen, lægges i tromlen og presses.

Arbejdet med tromleflytningsprojektet har vist, at tromler med presset affald generelt er i pæn stand efter 30 års oplagring i betonrørstårne - undertiden med en relativ luftfugtighed nærved 100%.

Beton

Uforede 210 eller 280 l ståltromler benyttes til oplagring af større kontaminerede/-aktiverede genstande og andet kontamineret/aktiveret metalaffald. Tromlerne efterfyldes med beton, som herved øger enhedens stabilitet. Denne metode til opbevaring af metalaffald blev påbegyndt i 1993, således at der kun er et mindre antal af disse enheder på lager. Nu hvor oprydning efter nedlukning af Hot cell er ved at være forbi, bliver der formentlig ikke produceret mere end to enheder årligt.

Stålkasser der benyttes til metalscrap og opbevares i gruber på Centralvejslageret, kan ligeledes efterfyldes med beton før en eventuel slutdeponering.

Kilder som kan afgive gasformige datterprodukter (f.eks. ^{226}Ra) eller isotoper der kan afgives til omgivelserne (f.eks tritium eller ^{85}Kr) bliver ved oplagring indstøbt i beton. Kilden omgivet af betonafskærmningen placeres herefter i en standardtromle sammen med andet affald.

3.2 Måling og vurdering af aktivitetsindhold

3.2.1 Bestemmelse af γ-activitet i tromler med lavaktivt affald

Før en tromle med lavaktivt affald oplagres i lagerhallen for lavaktivt affald, skal tromlen måles for indhold af γ-emittere. Med måleudstyret, som udgøres af en NaI-krystal og et Geiger-Müller rør (GM-rør), bestemmes indholdet af ^{137}Cs og ^{60}Co fordelt i tromlen. Da størstedelen af γ-aktiviteten i affaldet kan tilskrives disse to isotoper (>90%), er NaI-krystallen blevet foretrukket frem for den noget dyrere germanium detektor.

Langt de fleste tromler, der skal måles med måleudstyret, er "standardtromler", hvilket vil sige at affaldet er fordelt i en 115 L ståltromle, som herefter er indesluttet i en 210 L malet ståltromle. Mellemrummet mellem tromlerne udfyldes med sulfatresistent beton, således at sider, top og bund i gennemsnit er foret med 5 cm beton. Der korrigeres for afskærmningen af standardtromlen i programmet til beregning af indholdet af ^{137}Cs og ^{60}Co i tromlen.

Hovedparten af de lavaktive tromler indeholder enten asfaltprodukt fra destillations- og asfaltanlægget eller presset fast affald behandlet på kompaktionsanlægget. Mens aktiviteten i asfaltproduktet er forholdsvis homogent fordelt, vil aktiviten i de pressede tromler være mere eller mindre tilfældigt fordelt.

I forbindelse med måling af hver enkel tromle registreres i database tromlens indhold, højde, vægt, nummer og fysiske tilstand. For hver af de fire positioner registreres i database tælletal med GM-rør/NaI-krystal, spektre med NaI-krystal, afstand mellem tromle og krystal samt eventuel brug af grov- eller finfilter til reduktion af signalets størrelse. Til sidst angives det beregnede indhold af ^{137}Cs og ^{60}Co med en anslået usikkerhedsmargen samt datoen for målingen.

Det beregnede indhold af ^{137}Cs kan senere ved brug af skalatal benyttes til en estimering af indholdet af blandt andet strontium, plutonium og americium. Det forudsættes herved at ^{137}Cs i alt væsentlig hidrør fra efterbestrålings undersøgelser på Hot cell.

3.2.2 Bestemmelse af α-aktivitet i tromler med lavaktivt asfaltprodukt

I forbindelse med slutdeponering af det lavaktive affald i Danmark er det af interesse at kende et eventuelt indhold af α-emittere, da det kan have betydning for udformning af slutdepotet. Risø er således med financiel støtte fra de nukleare myndigheder i Danmark ved at analysere for α-aktivitet i udvalgte prøver af affaldet.

I modsætning til γ-analyse er det ved α-analyse nødvendigt at udtage en prøve af indholdet i den pågældende tromle til brug ved tælling med α-spektroskopi (med mindre en prøve af indholdet allerede foreligger). En homogen fordeling af aktiviteten i affaldet kræves, for at kunne estimere indholdet i større mængder. Produktet fra destillations- og asfaltanlæggene vil således være nærliggende at analysere på grund af den forholdsvise homogene fordeling af inddampningskoncentratet i asfaltmatrixen. Derimod vil det pressede affald være vanskeligt analyserbart for denne type analyse.

Siden 1970 og frem til idag (februar 1995) har asfaltanlægget behandlet koncentrat fra destillationsanlægget fra 66 forskellige driftsperioder. En række asfaltprøver svarende til bestemte driftsperioder på destillationsanlægget er udtaget og gemt. Det er således muligt at udtage prøver til α-analysen (få gram er nok) ved hjælp af disse prøver. Dette vil give oplysninger om indhold af α-aktivitet i tromler med asfaltprodukt fra samme driftsperiode som prøven.

Som forenkling vil der indtil videre kun blive analyseret for indhold af plutonium, men på længere sigt kan α-spektrometriske analyser af americium og eventuelt uran og thorium ligeledes blive aktuelle.

Økologisektionen ved Forskningscenter Risø har gennem flere år undersøgt indhold af plutonium i jord-, sediment-, urin- og knogleprøver. Indhold af isotoperne $^{239+240}Pu$ og ^{238}Pu bestemmes her med brug af ^{242}Pu som tracer. Det var derfor nærliggende at se, om den anvendte metode kunne modificeres til bestemmelse af plutonium i asfaltprøver ved Behandlingsstationen.

Ved hjælp af ionbytning og elektrolyse genfindes indholdet af plutonium i prøven som et tyndt lag ($Pu(OH)_4$) på en stålskive, som herefter kan tælles på α-spektrometer. Denne metode [3.3] har med få ændringer kunnet benyttes til bestemmelse af plutonium i asfaltprøver.

En grovere metode til bestemmelse af indhold af plutonium er ved brug af skalatal, hvor nuklider der er sværere at måle relateres til γ-strålende nuklider, som kan måles direkte. Det er nærlæggende her at vurdere indholdet af $^{239+240}Pu$ ud fra kendskab til indholdet af ^{137}Cs i prøven ved brug af disse skalatal. Det beregnede indhold af $^{239+240}Pu$ kan herefter sammenlignes med opnåede resultater ved α-spektroskopi.

3.3 Måling og vurdering af kemisk sammensätning

3.3.1 Tromler med asfaltprodukt

Der udtages en asfaltprøve pr. driftsperiode, hvilket i gennemsnit svarer til 3 prøver årligt. Hver enkel prøve refererer herefter til indholdet af asfaltprodukt i tromler produceret i den pågældende periode.

Pr. prøve udtages ca. 500 ml asfaltprodukt i et målebæger. Tidligere blev prøverne herefter gemt af vejen til eventuel senere dokumentation af produktets kvalitet. Idag tælles prøven med γ-spektrometri og der udtages få gram til α-spektrometri, hvor indhold af plutonium bestemmes.

Bortset fra 2 prøver har der indtil videre hverken været resourcer eller tid til at foretage yderligere analyser af asfaltprøverne. Her tænkes på bestemmelse af indhold af tungmetaller, opløselige salte, slampartikler og organiske forbindelser. Af organiske forbindelser er især kompleksdannere og hydrofile komponenter (sæbe) af interesse, da de kan have betydning for hastigheden af udludning af isotoper fra den oplagrede affaldsenhed. I princippet er det fortsat muligt at udføre disse analyser på tidligere udtagede prøver.

3.3.2 Tromler med presset affald

Oplysningerne vedrørende affald i tromler med presset affald er begrænsede. I journalerne er affaldet i disse tromler hidtil kun karakteriseret som "Fast ikke brændbart". Det fremgår ikke, i hvilket forhold de forskellige affaldstyper forekommer, samt fra hvem det pågældende affald er leveret. Følgesedler fra eksterne kunder foreligger, men de kan kun indenfor visse tidsrammer henføres til bestemte tromler.

I fremtiden vil informationsniveauet øges, efter at en computer er blevet opstillet i lokalet med tromlepressen, til indtastning af oplysninger om affaldets sammensætning. Affaldets (typer og mængder) beskrives for hver enkel tromle, samt hvorfra det pågældende affald stammer (afdeling/sektion ved intern kunde; firmanavn ved ekstern kunde).

Ved type affald vil følgende kategorier blive anvendt:

- Plast, gummi
- Papir, pap etc.
- Kilder (isotop og estimeret aktivitet)
- Røgmeldere (^{241}Am)
- Aluminiumsrør fra bestråling af silicium krystaller
- Diverse

Et estimat for forholdet "papir><plast><metal" vil således være givet i de fremtidige tromler med lavaktivt presset affald. Dette er af interesse ved en senere slutdeponering, da korrosion af metal frigiver H_2, mens nedbrydning af organiske materialer (papir, plast mm.) frigiver CO_2 samt under anaerobe forhold CH_4.

Referencer

3.1 SUNDHEDSSTYRELSEN
Bekendtgørelse om anvendelse af åbne kilder på sygehuse, laboratorier m.v. Bekendtgørelse nr. 485, 18. November 1985.

3.2 FORSKNINGSCENTER RISØ
Betingelser for drift for Behandlingsstationen for radioaktivt affald for Forskningscenter Risø, Oktober 1986.

3.3 TALVITIE, N.A.
Radiochemical Determination of Plutonium in Enviromental and Biological Samples by Ion Exchange. Western Enviromental Research.
Laboratory, Enviromental Protection Agency, P.O. Box 15027, Las Vegas, Nev. 89114, Analytical Chemistry, Vol. 43, No. 13, November 1971.

4 Finland

Långlivat låg- och medelaktivt avfall i Finland produceras främst vid de två kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto, medan en mindre mängd skapas i verksamheter inom övrig industri, sjukhus, universitet o.d.

Avfallet från kärnkraftverken konditioneras, förpackas, samt mellan- och slut-förvaras i direkt anslutning till dessa. Avfallet från övriga verksamheter sänds till strålsäkerhetscentralens STUK lager i Sandhamn, Helsingfors, där det lagras tills vidare. Var slutförvaringen av avfallet i STUKs lager kommer att ske beslutas senare.

Kapitlet beskriver olika slag av långlivat låg- och medelaktivt avfall, dess behandling och förvaring, samt de metoder som används för bestämning av aktivitet och kemiskt innehåll. Intresset fokuseras kring den nuvarande situationen, men också planerna för den slutliga förvaringen berörs.

4.1 Avfallstyper, avfallsbehållare och konditioneringsmetoder

4.1.1 Avfallstyper

Avfall från kärnkraftverk

Kärnkraftindustrin producerar låg- och medelaktivt avfall dels i form av driftavfall, som uppkommer vid normal drift av kärnkraftverk, och dels i form av rivningsavfall, som huvudsakligen uppstår då kärnkraftverk rivs.

Driftavfallet indelas i två kategorier: processavfall och serviceavfall. Processavfallet uppkommer i reningssystemen för kärnkraftverkets processvatten och består av medelaktiva filter- och jonbytarmassor. Serviceavfallet uppstår i samband med underhålls- och reparationsarbeten. Det utgörs av lågaktivt material som t. ex. arbetskläder, verktyg, maskindelar och byggnadsmaterial.

Rivningsavfall skapas endast under rivning av kärnkraftverk. Det indelas i a) aktiverat, b) kontaminerat och c) mycket lågaktivt avfall. Aktiverat avfall utgörs av moderatortankar, ångtorkare o.d., medan kontaminerat avfall utgörs av t. ex. rördelar, ventiler etc. Det lågaktiva avfallet utgörs av diverse betongmateriel.

Avfall från verksamheter utanför kärnkraftverk

Låg- och medelaktivt avfall från verksamheter utanför kärnkraftverken, dvs. från industri, sjukvård, universitet o.d., skickas till STUKs (Strålsäkerhetscentralen) lager i Sandhamn, Helsingfors. Avfallet utgörs uteslutande av torrt material, och består främst av tjockleks-, densitets- och nivåinstrument från indistrin, men också av kontaminerade metalldelar, radioaktiva standardkällor, och mindre föremål innehållande radioaktiv färg (t.ex. kompasser och nödutgångsmarkeringar).

Vätskeformigt avfall konditioneras på lämpligt sätt, t. ex. genom evaporering, före transport till Sandhamn. Material av mindre format, t. ex. kompasser med radioaktiv färg, förpackas huvudsakligen i 200 l ståltunnor, eller i mindre stål- eller blyförpackningar. Större metalldelar, t. ex. delar av koboltkanoner från sjukhus och kontaminerad metall från industrin, förpackas inte utan lagras t.v. i befintligt skick på hyllor eller golv. (Årlig avfallsökning: ca 2 m^3.)

En viss mängd lågaktivt avfall produceras vid VTT (Statens tekniska forskningscentral) vid användandet av en 250 kW Triga MK II forskningsreaktor. Jonbytarharts som används vid primärvatten reningen är relativt lågaktivt och kan återanvändas t ex vid rening av kylvatten vid bearbetning av aktiva material. Jonbytarhartsen förvaras efter användning i samma plasttunnor som den ursprungligen levererats. Dessa tunnor lagras hos VTT i Otnäs, Esbo. VTT utför också andra uppgifter som innebär användning av radioaktiva källor. Lågaktivt avfall från dessa operationer inpackas huvudsakligen i 200 l ståltunnor. I de fall forskningsarbete utförs åt kärnkraftverk, skickas det producerade avfallet dit och omhändertas på samma sätt som kraftverkets eget.

4.1.2 Avfallsbehållare

De avfallsbehållare som används vid hantering av låg- och medelaktivt avfall utgörs i stort av följande slag:

- plastsäckar,
- 0.2 m^3 ståltunnor,
  1.3 m^3 eller 1.4 m^3 stållådor,
- betonglådor rymmande 12 eller 16 ståltunnor.

Kombinationer av olika behållare förekommer, t ex ståltunnor/stållådor i betonglådor eller plastsäckar i ståltunnor.

Ståltunnornas kvalitet är i stort sett likartad men mindre variationer förekommer. De tunnor som används för blandat seviceavfall utgörs av kallvalsad 1.0 mm Fe37B-plåt som brännmålats. Ståltunnans tomvikt är 18.4 kg. Stållådorna är gjorda av samma material men har tjockleken 2.0 mm. Lådorna är rostskyddsmålade och deras vikt tomma 165 kg [4.1].

Allt låg- och medelaktivt avfall som förs till Olkiluotos VLJ-slutförvar förvaras slutligen i betonglådor.

4.1.3 Konditioneringsmetoder

Konditionering görs för att förbättra avfallets egenskaper med hänsyn till bl. a. praktisk hantering och säkerhet vid slutförvar. En praktisk målsättning kan t. ex. vara att åstadkomma en volymreducering av avfallet. En säkerhetsmässig målsättning är t. ex. att avfallet är konditionerat så att läckage av radionuklider till omgivningen inte kan ske på ett okontrollerat sätt. De viktigaste målen vid behandling av låg- och medelaktivt avfall är att [4.2]

- reducera avfallsvolymen,
- omvandla avfallet till stabilare former,
- packa avfallet,
- mäta aktiviteter,
- transportera avfall,
- avskilja inaktivt avfall,
- mellanlagra avfall,
- slutförvara avfall.

I det följande berörs de konditioneringsmetoder som används vid kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto.

Lovisa kärnkraftverk

Stationsavfall som bildas vid kraftverket förpackas i 200 l ståltunnor. Avfallet delas in i fyra klasser baserat på brännbarhet och kompressibilitet varvid fyra avfallskategorier erhålls, se figur 4.1. Avfallsgruppen märkes på tunnan. Brännbart och icke brännbart avfall lagras i separata lagerutrymmen.

	Mjuk	Hård
Brännbar	1	4
Icke brännbar	2	3

Figur 4.1
Klassificering vid Lovisa kärnkraftverk av låg- och medelaktivt avfall baserad på materialegenskaper.

Mjukt material pressas ihop för att reducera avfallsvolymen. Den hydrauliska kompakteringen minskar volymen till en tredjedel eller fjärdedel.

Stora metallkomponenter hanteras individuellt. De kan i vissa fall rengöras så att friklassning blir möjlig. Mindre radioaktiva föremål inpackas i tunnor. Större radioaktiva metalkomponenter förvaras för nuvarande vid anläggningen.

Jonbytarharts och andra medelaktiva stationsavfall i Lovisa lagras i förvaringstankar. För rening av primärkretsens vatten används kornformig jonbytarmassa, vars totala volym vid utgången av 1994 var 284 m^3. Jonbytaren ligger och avklingar under vatten i ståltankar med volymen 300 m^3. Något slutligt omhändertagande av massan har inte gjorts och forskning kring hur detta ska göras kan tillåtas pågå ytterligare några tiotal år [4.3]. Planer att använda cementering finns och publicerade resultat från halvskaleförsök som pågått sedan 1987 har gett goda resultat [4.4, 4.5].

Allt aktivt vatten, främst från primärkretsen men också från laborativ verksamhet och lagring av använt bränsle etc, indunstas. Det produceras ca 100 m^3 indunstningsrester årligen vid Lovisas kärnkraftverk. Den lagrade volymen indunstat avfall har dock inte ökat på tio år beroende på att en lika stor volym vatten släppts ut i det omgivande havet. Den utsläppta aktiviteten är i storleksordningen 10 GBq (ca. 1% av utsläppsgränsen) [4.3]. Dessa stora utsläpp möjliggörs genom den unika Cs-reningsmetoden, vilken tagits fram vid Lovisa tillsammans med Radiokemiska Fakulteten vid Helsingfors Universitet [4.6]. Reningsfaktorn för ^{137}Cs och ^{134}Cs är ca 2000. Försök med rening av ^{60}Co pågår och har hittills resulterat i en reningsfaktor på 30.

Olkiluoto kärnkraftverk

Det låg- och medelaktiva avfallet bildas vid kraftverkets service- och reparationsarbeten samt i processvattnets reningssystem. Det lågaktiva avfallets pressas samman i 200 l ståltunnor. Metallskrot, t ex rördelar och ventiler, packas i befintligt skick i betonglådor. De medelaktiva vattenreningsmassorna solidifieras med bitumen och överförs till 200 l ståltunnor. Efter packning förvaras avfallet i avfallsbyggnader för TVO I och TVO II. Före färdigställandet av slutförvaret VLJ förvarades avfall också i särskilda förråd för mellanlagring, vilka dock tömts under 1994 [4.7].

Det ligger utanför ramen för föreliggande arbete att närmare beskriva bitumisering som metod för att konditionera aktivt avfall. Tekniken har använts i större skala sedan slutet av 1960-talet [4.8]. Sverige och Finland har ett flertal utredningar kring bitumisering gjorts bl a vid SKI och VTT [4.9, 4.10, 4.11, 4.12].

4.2 Mätning och uppskattning av aktivitetsinnehåll

4.2.1 Detektorer för aktivitetsmätning

Ofta erhålls tillräcklig information om radioaktivt avfalls aktivitet genom dosratmätning. Mätningen utförs vanligen med en mätare som har en Geiger-Müller givare. Denna kalibreras oftast med en ^{60}Co- eller ^{137}Cs-källa. På grund av skillnad i strålningsenergin ger mätningarna något olika resultat. Dosratmätning ger dock endast en preliminär information för hantering. Spektroskopiska mätningar ger noggrannare aktivitetsvärden för enskilda nuklider.

γ-spektroskopiska mätningar görs med en halvledardetektor. Avfallsmätningar vid kärnkraftverken utföres kampanjvis ett par gånger per år. Detta tillåter att detektorerna används till annat än avfallsmätning. I Lovisa och hos VTT är detektorerna portabla med små behållare för flytande kväve. Eftersom dessa endast har kväve för ca en dag kopplas de vanligen till större behållare. De flesta detektorerna är rena Ge-detektorer. I Lovisa används fortfarande en Ge(Li)-detektor av äldre typ, som kräver en fortlöpande kylning med flytande kväve.

4.2.2 Mätförfarande

Lovisa

Preliminär mätning av aktiviteten i tunnor görs med dosratmätning. Om dosraten vid någon punkt på ytan av tunnan överskrider 1 mSv/h klassificeras tunnan RÖD.

När tunnorna som icke klassificerats som röda mätes klassificeras de som ORANGE om en eller flera av värdena i tabell 4.1 överskrides.

Tabell 4.1
Gränsvärden för enskilda nuklider vid klassificering av tunnornas aktivitet vid Lovisa kärnkraftverk [4.13].

Nuklid	Aktivitet per tunna (MBq)
^{51}Cr	10
^{60}Co	1
^{137}Cs	0,1
Andra	3

Vid en GRÖN tunna överskrides inte något av gränsvärdena i tabell 4.1 medan en BLÅ tunna har en icke mätbar eller mycket låg aktivitet och kan hanteras som konventionellt avfall.

Med undantag av BLÅ tunnor mätes alla tunnors aktivitet medelst gammaspektrometrisk analys. Spektrometerutrustningen innehåller

- en halvledardetektor med förförstärkare,
- hjälputrustning (linjär högspänningsförstärkare, A/D-konverter),
- mångkanalsanalysator,
- dator.

Mätningskampanjen utföres när ca 100-200 tunnor har samlats. Kampanjerna utföres normalt två gånger per år. När kampanjen startar hopsamlas och monteras mätutrustningen.

Tre olika mätgeometrier användes: skanning, 3 m avstånd och 5 m avstånd. Vid skanning-geometrin är tunnan placerad på en plattform som roterar samtidigt som den höjs eller sänks vertikalt. De två andra geometrierna används när tunnans höga aktivitet förorsakar en för hög dödtid vid skanninggeometrin. Om aktiviteten är ojämnt fördelad riktas den högsta doshastigheten mot detektorn. Vid skanning geometrin används en mättid av 100 s. För geometrierna med 3 och 5 m avstånd används längre tider, t.ex. 1000 s.

Utrustningens kalibrering utförs medelst mätning av en tunna där kalibreringskällorna placeras på olika ställen. Tre källor, ^{133}Ba, ^{137}Cs och ^{60}Co, används för skanning-geometrin. Först kontrolleras riktningen av detektorn genom mätning med strålningskällorna mitt i tunnan och vid tunnans kant. Om den uppmätta aktiviteten varierar över 10 % korrigeras riktningen tills resultatet är tillfredsställande. 3 och 5 m geometrierna kalibreras med ^{137}Cs och ^{60}Co strålkällor.

Olkiluoto

Allt stationsavfall i Olkiluoto förvaras i VLJ-slutförvaret, som har separata silon för låg- och medelaktivt avfall. Lågaktivt avfall är huvudsakligen underhållsavfall, medan det medelaktiva avfallet utgörs av använd jonbytarharts.

Driftavfall packas först i plastsäckar, varefter säckarnas dosrat mäts. När denna överskrider 0,1 mSv/h packas säckarna i 200 l ståltunnor. Om värdet är under 0,1 mSv/h mätes säcken med en γ-spektrometer. Om gränsvärdena i tabell 4.2 inte överskrides, kan säcken föras till en avstjälpningsplats.I annat fall placeras säcken i en 200 l tunna. Detta sker med 10-15 % av säckarna. Vid inpackningen användes en hydraulisk press med maximal kraft av 120 kN.

Säckarna placeras vid γ-skanningens på en skiva som roterar samtidigt som den rör sig vertikalt. En Eu-källa användes för systemets kalibrering.

Tabell 4.2
Gränsvärden per plastsäck för enskilda nukliders aktivitet. Säcken kan föras till avstjälpningsplats om aktiviteten underskrider gränsvärdena [4.2].

Nuklid	Aktivitet per säck (*kBq*)
^{51}Cr	1000
^{60}Co	100
^{137}Cs	20
^{134}Cs	20
^{54}Mn	300
^{65}Zn	300
^{58}Co	100
^{110m}Ag	300

Två olika slag av harts används i Olkiluoto kraftverk, kornharts och pulverformig harts. Dessa inpackas i likadana 200 l tunnor som driftavfallet. Begagnat harts och bitumen leds till en blandningssilo och blandningen inpackas i 200 l tunnor. Den bitumiserade produkten är homogen i det fall då hartsen är pulverformig, medan kornharts delvis sedimenterar på tunnans botten.

De lågaktiva tunnorna mätes med en skanninganläggning. Vid en relativt hög aktivitet kan extra kollimatorer användas framför tunnan och/eller detektorn.

Tunnorna som innehåller bituminiserat jonbytarharts mäts från ett avstånd på ca 10 m. Massiva blyskydd med en smal springa används som kollimatorer. Kollimationen kan varieras vid mätningen av aktiviteter av olika storlek.

Avfallstunnorna packas i betonglådor med två olika volym, 5,2 m^3 och 3,9 m^3. Den större lådan rymmer 16 tunnor och den mindre 12 tunnor.

Stora byggnadsbitar och annat slag av lågaktivt skrot har inpackats i stålcontainrar. De kan inpackas direkt i likadana betonglådar som tunnorna. Containrarnas aktivitetsinnehåll uppskattas med dosratmätning under påfyllningen. Dosraten antas bero på ^{60}Co. Andra nukliders aktiviteter beräknas från ^{60}Co-aktiviteten med hjälp av skalningsfaktorer.

Den högsta tillåtna ytdosraten under transport av material till VLJ-slutförvaret är 20 mSv/h. Denna gräns gäller både för enskida tunnor och betonglådor fyllda med löst skrot. De silospecifika aktivitetsgränserna som tillämpas i VLJ-slutförvaret är 10 TBq och 100 TBq för silon med lågaktivt respektive medelaktivt material.

VTT (Statens Tekniska Forskningscentral)

Vid VTT används en 250 kW Triga MK II forskningsreaktor. Jonbytarharts som används vid reningen av primärvatten är relativt lågaktiv och kan återanvändas t ex vid rening av kylvatten vid bearbetning av aktiva material. Jonbytarhartsen förvaras efter användning i samma plasttunnor som den ursprungligen levererats. Dessa tunnor lagras hos VTT i Otnäs. Radioaktivt avfall med låg aktivitet bildas vid forskningsarbetet som utförs med reaktorn. VTT utför också andra uppgifter som innebär användning av radioaktiva källor. Lågaktivt avfall från dessa arbeten inpackas huvudsakligen i 200 l ståltunnor.

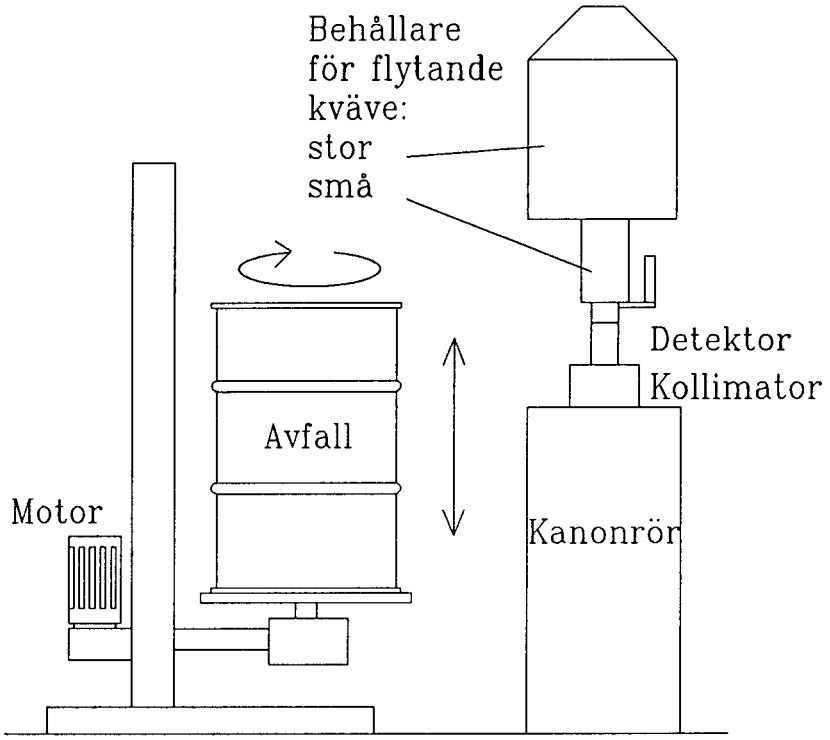
Lovisa kraftverk tar hand om det radioaktiva avfallet från arbeten som VTT utför åt IVO. Innan avfallet sänds till Lovisa mäts dosraten vid ytan och på 1 m avstånd från tunnorna. I Lovisa behandlas avfallet som IVOs eget avfall. På motsvarande sätt returneras aktivt material som använts i arbeten åt TVO, till Olkiluoto kraftverk.

En spektrometrisk aktivitetsuppskattning görs för allt VTTs eget avfall. Aktivitetsmätningen utförs huvudsakligen med skanningutrustning liknande dem som används i Lovisa och Olkiluoto. Ett principschema av utrustningen presenteras i figur 4.2. Aktivitetsgränserna för avfall som får friklassas är 10 kBq/kg för γ-och β-aktiva källor och 1 kBq/kg för α-aktiva källor.

STUK (Strålsäkerhetscentralen)

Aktiviteterna och isotoperna i material som levereras till STUK än vanligen väl kända, eftersom materialet är av kommersiellt ursprung och oftast försett med detaljerad dokumentation. Endast några enstaka prov kräver spektrometriska mätningar. STUK är väl utrustat med olika typer av spektrometrar.

STUK ger också direktiv om hantering av radioaktivt avfall, t.ex. direktiv som handlar om friklassning [4.14].



Figur 4.2
En avfallstunna vid mätning med skanningutrusning vid VTT. Liknande utrustning användes vid Lovisa och Olkiluoto kärnkraftverk. Den roterande plattformen höjer och sänker tunnan vertikalt framför detektorn. Detektorn kan sänkas ner till det stora strålningsskyddet ("kanonrör") under kollimatorn vid mätning av små prov.

4.2.3 Bestämning av aktivitet

Standarder

Vid mätning av tunnors aktivitet används i stort sett samma skanninggeometrier och mätmetoder i Lovisa, Olkiluoto och VTT. De huvudsakliga skillnaderna ligger i kalibreringen och användningen av standarder för mätningarna.

I Lovisa används en tunna i vilken kalibreringskällorna kan insättas i olika lägen. Tunnan innehåller representativt avfall, dvs. papper, tyg, plast o. d. Tre källor, ^{133}Ba, ^{137}Cs och ^{60}Co, används.

I Olkiluoto har flera kalibreringskällor tillverkats för olika typer av avfallsförpackningar:

- Plastsäckarnas skanningmätning kalibreras med en ^{152}Eu-knappkälla.
- Eu-standardkällan har blandats med rent avfall och används som standard för mätning av lågaktiva avfallstunnor.
- Aktivitetsinnehållet i en tunna medelaktivt jonbytarharts har uppmätts på laboratoriet i flera små portioner. Det uppmätta hartset har därefter bituminiserats och används därefter som standard.

VTT använder knappkällor som fästes på tunnans vägg. En mätning görs utan källan och om aktivitet finns görs en andra mätning med källan fästad. Om källan har annan energi än avfallet, så är det tillräckligt med en mätning med knappen fästad. Ett sådant mätförfarande planeras för framtiden.

Homogenitet av prov och avskämningseffekt

Skanningen av roterande tunnor och annat inpackat avfall utföres för att få representativa värden för totalaktiviteter. I de fall då dosraten är för hög, så kan skanning inte utföras. I stället används mätning på större avstånd i den högsta dosriktningen, vilket är ett konservativt alternativ till skanning.

Avskärmningseffekten förorsakas av självabsorbtion hos prov med hög täthet. En faktor på fem användes i Lovisa för material i klass 3 och 4.

I Olkiluoto innehåller de lågaktiva tunnorna endast mjukt material. Självabsorptionen är minimal och beaktas automatisk via standardprovet, vilket har ungefär samma avskärmningseffekt som provet.

Vid VTT varierar provens natur varför några generella regler ej finns för beaktande av avskärmningseffekt och inhomogenitet.

Användning av jämförelsenuklider

Den γ-spektroskopiska mätningen möjliggör observation av nuklider inom energiområdet över ca 200 keV. Nuklider med låg γ-energi samt rena β- och α-aktiva nuklider observeras ej.

De långlivade rena β-aktiva nukliderna som finns i avfall från kärnreaktorer är ^{63}Ni och ^{90}Sr. Aktinider U, Pu, Am och Cm är α-aktiva och emitterar även relativ få γ-kvanta av låg energi.

Aktivitetuppskattningen av dessa svårmätbara nuklider grundar sig på bruk av jämförelsenuklider. Som jämförelsenuklider användes ^{60}Co eller ^{137}Cs. Vid anläggningens drift förblir förhållandet mellan dessa svårmätbara nuklider och jämförelsenukliderna relativt stabilt. Bränsleläckage kan påverka förhållandet, men sådant

läckage observeras redan vid rutinanalys av processvatten. Förhållandet kan då bestämmas på nytt.

Bestämningen av förhållandet utförs vanligen vid Radiokemiska Fakulteten vid Helsingfors Universitet [4.15, 4.16]. Förhållanderna varierar i olika reaktorer beroende huvudsakligen på bränsleläckage. Förhållandet mellan t. ex. ^{63}Ni och ^{60}Co varierar mellan 0,03 och 1,4 i prov av reaktorvatten och jonbytarharts. Således är en entydig bestämning av en skalningsfaktor inte möjlig varför en konservativ uppskattning används.

Kraftverken har en omfattande avfallsbokföring som kan användas till att uppdatera skalningsfaktorer för olika nuklider och avfallstyper vid olika tidpunkter. Därmed kan aktivitetsuppskattningar korrigeras i efterhand, om det t ex skulle visa sig att icke representativa skalningsfaktorer använts under någon period.

4.2.4 Uppskattning av metoder

Huvudmetoden för mätning av avfallsförpackningar är gamma-spektroskopi utförd med Ge-halvledardetektorer. Standarderna och kalibrationen som användes möjliggör aktivitetsmätning med tillräcklig nogrannhet. När aktiviteten i ett slutförvar eller annan typ av förvar ska beräknas, är en feluppskattning av mätningarna för enskilda kollin inte ändamålsenlig. Beräkning av konfidensnivåer kräver kännedom om flera osäkra faktorer. De viktigaste av dessa är:

- osäkerheter i mätgeometrin, vilket inkluderar geometrin hos detektor och kollimator, avståndet mellan prov och detektor samt skärmningseffekter i provet,
- (in)stabilitet i mätelektroniken,
- statistiskt fel i aktivitetsmätning.

Det förekommer inte någon systematisk bestämning av mätningarnas konfidensnivåer. I några fall har dock sådana kontroller gjorts. Vid mätningar i Lovisa kraftverk har det visat sig att skillnaden mellan de ursprungliga mätningarna och kontrollmätningarna varit mindre än 1 % [4.17].

Jämförelsenuklider för att bestämma aktivitet av β- och lågenergi γ-källor används på ett mycket konservativt sätt. Förhållandet mellan svårmätbara nuklider och jämförelsenuklid är vanligen tre gånger större än det experimentellt uppskattade [4.15, 4.16, 4.18]. Detta kan eventuellt ge problem vid slutförvaring av avfall, eftersom användandet av alltför stora skalningsfaktorer resulterar i att den beräknade nuklidaktiviteten i förvaret blir för stor och riskerar att nå högsta tillåtna värde. En optimal uppskattning bör erhållas genom mer realistisk aktivitetsuppskattning kombinerad med noggrann feluppskattning.

4.3 Mätning och uppskattning av kemisk sammansättning

Den kemiska sammansättningen av låg- och medelaktivt avfall har betydelse för bedömningen av avfallets kemotoxicitet och dess eventuella inverkan på de olika barriärernas funktion vid slutförvaring.

Det låg- och medelaktiva avfallet från kärnkraftverken är tillräckligt väl dokumenterat för att dess hantering och konditionering ska kunna ske kontrollerat. Metoderna för att t ex solidifiera jonbytarharts (bitumisering och cementering) är välkända och fungerar tillfredsställande vid en korrekt tillämpning. De mätningar på korn- och pulverjonbytare som görs avser främts pH och borsyrekoncentration.

Det avfall som finns i STUKs lager är i fast form med undantag av en mycket liten mängd krypton-gas. Materialet är väldokumenterat och för varje nuklid finns uppgifter om dess förekomstform: H-3 finns som titantitrider (från neutrongeneratorer), Ra som sulfat, Cs i keramiska komponenter och som kloridsalt, Co i metall etc. I lagret finns också ca 15 000 kg bly.

Det framgår av ovanstående att behovet av mycket detaljerade kemiska undersökningar i normalfallet inte är särskilt stort. Nuvarande rutiner ger en tillräckligt gott underlag för att göra korrekta säkerhetsmässiga överväganden beträffande hantering, mellan- och slutförvaring av låg- och medelaktivt avfall i Finland.

Referenser

4.1 VLJ-luolan turvallisuusseloste, FSAR. (På finska. Svensk översättning av titeln: VLJ-slutförvarets säkerhetsrapport, FSAR.)

4.2 NYKYRI, M
Low- and intermediate waste management at Olkiluoto power plant. Paper presented at in the Finnish-Soviet seminar "Processing and disposal of radioactive reactor wastes", 8 november 1988, Helsingfors.

4.3 WAHLSTRÖM, B
Rening av cesium ur vätskeformigt avfall. Nordiska sällskapet för strålskydd: Temamöte "Strålskydd på kärntekniska anläggningar, 13-16 november 1994, Nådendal.

4.4 IPATTI, A och HÄRKÖNEN, H
Käytettyjen ioninvaihtohartsien puolimittakaavainenkiinteyskoe. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-89-11, Helsingfors, 1989. (På finska. Svensk översättning av titeln: Solidifieringsförsök med använd jonbytarharts.)

4.5 IPATTI, A
Cement solidification of spent ion exchange resins - intermediate results of a half-scale experiment. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-90-19, Helsingfors, 1990.

4.6 WAHLSTRÖM, B G och TUSA, E H
Practice to minimize liquid wastes in Loviisa nps. International waste management conference ASME (American Society of Mechanichal Engineers), Hongkong, 1-3 .12.1987.

4.7 VLJ-luolassa jo 500 laatikkoa voimalaitosjätettä. Teollisuuden Voima Oy:n tiedotuslehti Olkiluodon ympäristön asukkaille. Joulukuu 1994. (Finskspråkig artikel i TVOs informationsblad "Olkiluodon uutiset", december 1994.)

4.8 Bituminization of radioactive wastes. IAEA Technical Report Series No. 116. IAEA, Vienna, 1970.

4.9 WINGEFORS, S
Bitumen som ingjutningsmatris för reaktoravfall - kunskapsläge och förslag till åtgärder. Statens kärnkraftinspektion, SKI-UK-PM 84:1, Stockholm, 1984.

4.10 BRODÉN, K och WINGEFORS, S
The effect of temperature on water uptake, swelling and void formation in a bitumen matrix with ion exchange resins. Statens kärnkraftinspektion, SKI TR 89:10, Stockholm,1989.

4.11 VALKIAINEN, M och VUORINEN, U
Long-term properties of TVO's bituminized resins. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-89-06, Helsingfors, 1989.

4.12 VALKIAINEN, M och VUORINEN, U
Properties of bituminization product from Olkiluoto power plant. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-85-24, Helsingfors, 1985.

4.13 KALLONEN, I och KÄTKÄ, M
The amount and activity of maintenance and decommissioning waste produced in Loviisa NPP, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-85-09, Helsingfors, 1985.

4.14 Radioaktiiviset jätteet ja päästöt, Strålsäkerhetscentralen, ST-direktiv 6.2, Helsingfors 1992 (På finska. Svensk översättning av titeln: Radioaktivt avfall och friklassning.)

4.15 PUUKKO, E och JAAKKOLA, T
Actinides and beta emitters in the process water and ion exchange resin samples from the Loviisa power plant. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-22, Helsingfors, 1992.

4.16 PUUKKO, E. och JAAKKOLA, T
Beta emitters (Ni-63, Sr-90) and actinides (U, Pu, Am, Cm) in process water and resin samples from Olkiluoto nuclear power plant, TVO Work Report 88-06, Helsingfors, 1988.

4.17 HAIMI, A
Personlig kommunikation, 1995.

4.18 Matala- ja keskiaktiivisten jätteiden käsittely ja varastointi, TVO Tekninen valvontatoimisto, Ohje O-KC-C1-3/7, 1994. (På finska. Svensk översättning: Låg- och medelaktivt avfalls hantering och förvaring.)

5 Island

5.1 Avfallstyper, avfallsbeholdere og kondisjoneringsmetoder

Kjernekraftrelatert industri og forskning eksisterer ikke i Island, og radioaktivt avfall genereres kun i mindre målestokk innen medisin, forskning og industri. Dersom en ser bort fra Americium i röykdetektorer og Carbon-14 benyttet som tracer i forskning, kan intet eksisterende langlivet radioaktivt materiale klassifiseres som avfall, siden alt materiale fremdeles oppbevares hos de respektive brukere eller eiere. Noen kilder er ikke lenger i bruk, og et fåtall instrumenttilknyttede kilder har vært returnert til produsent. En regner imidlertid med en ökt interesse for deponering av radioaktivt materiale.

Når det gjelder Americium fra röykdetektorer og Carbon-14 fra forskning, foretaes et kontrollert utslipp av disse stoffer til miljöet. Utslippet er i henhold til nordiske anbefalinger på området [5.1], og behandles ikke nærmere i det etterfölgende.

En fremtidig avfallssituasjon kan forutsies dersom en oversikt over det eksisterende materiale foreligger. Spesielt bör en slik oversikt inneholde opplysninger om muligheter for retur av de enkelte kilder til produsent, enten i form av inngått avtale ved anskaffelse, eller at angjeldende produsent er villig til å ta tilbake materialet mot godtgjörelse. Materiale uten spesifiserte returmuligheter vil da kunne klassifiseres som potensielt avfall, og den totale mengde av dette vil i höy grad påvirke valg av metode for den videre behandling og deponering. Her etter fölger derfor en detaljert oversikt over alt langlivet radioaktivt materiale i Island med spesiell vekt på opplysninger som kan benyttes til å få et overslag over potensielt avfall, og som de offentlige myndigheter eventuelt selv må sörge for å deponere.

Siden det radioaktive materialet fremdeles er plassert ved brukersted, har en funnet det hensiktsmessig å klassifisere det i gruppene stråleterapi, mindre referanse,- forsknings,- og undervisningskilder og industrikilder og större kilder benyttet i forskning. Oversikt over eksisterende materiale innen de enkelte grupper er presentert i tabell 5.1 - 5.3. Oppgitt aktivitet er opprinnelig aktivitet registrert ved import, justert for henfall til april 1995.

Tabell 5.1
Radioaktivt materiale benyttet i stråleterapi.

Isotop	Bruk	Antall enheter	Aktivitet	Produsent	Mulighet for retur
^{60}Co	Teleterapi	1	79 TBq	AECL Canada	Ja
^{137}Cs	Brachyterapi. Etterladning	18	615 MBq	Amersham	Ja
^{226}Ra	Brachyterapi. Konvensjonell	37	19 GBq	Amersham	Ja

Tabell 5.2
Industrikilder samt större (opprinnelig aktivitet mere enn 37 MBq) forskningskilder.

Isotop	Antal enheter	Samlet aktivitet (MBq)
^{14}C	1	44
^{60}Co	4	1278
^{137}Cs	59	26900
^{241}Am	20	141600

Tabell 5.3
Små kilder benyttet som referanse og i undervisning og forskning.

Isotop	Antall enheter	Samlet aktivitet (kBq)
^{60}Co	13	1870
^{90}Sr	10	890
^{133}Ba	2	280
^{137}Cs	7	850
^{204}Tl	1	23
^{226}Ra	11	2030
^{232}Th	5	250
^{239}Pu	1	185
^{241}Am	9	1560

De fleste kilder benyttet i industrien er tilknyttet spesiell apparatur, f. eks. som nivåvoktere i automatiske styringssystemer. I slike tilfeller er det vanlig at apparatprodusent tilbyr seg å ta tilbake kilden etter bruk. I de fleste tilfeller er imidlertid også mulig å få opplysning om hvem som er produsent eller distribuent av den radioaktive kilden, som kan benyttes til å få nærmere opplysninger om fysisk og kjemisk sammensetning av angjeldende isotop. I langt fleste tilfeller er kilden produsert av Amersham og distribuert gjennom enten Amersham International plc i Storbritania, Amersham Corporation i USA eller Amersham Buchler GmbH Co i Tyskland. I tillegg finnes industrikilder produsert av det franske Atomenergikommisseriat (Department des Radioelements du Commissariat a l'Energie Atomique). Tabell 5.4 viser de forskjellige apparater som er benyttet i industrien i Island, samt deres produsenter.

Naturlig nok er ingen spesielle avfallsbeholdere og kondisjoneringsmetoder for radioaktivt avfall i bruk i Island. All langlivet radioaktivitet nevnt ovenfor er i form av forseglede kilder som oppbevares i de opprinnelige beholdere. Type forsegling er avhengig av blant annet isotop og bruksområde. Når det gjelder de större kildene benyttet i terapi, industri og forskning, så utnyttes gammastrålingen fra disse, som innebærer muligheten av en forholdsmessig solid forsegling. Standard forsegling består både av en om nödvendig immobilisering av det radioaktive materialet, f. eks. ved dannelse av en keramisk forbindelse, og en innkapsling i en eller flere beholdere med tilfredsstillende beskyttende egenskaper, vanligvis rustfritt stål.

5.2 Måling og bestemmelse av aktivitetsinnehold

For å kunne foreta en bestemmelse av aktivitetsinnehold av radioaktivt materiale trenges först opplysninger om isotopsammensetning. Denne er vanligvis vel dokumentert. I tilfeller hvor sammensetning ikke er kjent, er det mest sannsynlig snakk om gammastrålende isotoper, som kan identifiseres med HPGe gammaspektrometri. En regner det for svært lite sannsynlig å få avfall som innholder ukjente isotoper som kun gir fra seg ß- eller α-stråling. Slik stråling kan i så fall oppdages med håndmåleinstrumenter og med andre metoder kan en så forsöke å identifisere og måle aktivitet av isotopene (f.eks med væske scintillasjonsteller).

Tabell 5.4
Apparatur benyttet i industrien som inneholder radioaktivt materiale.

Bruks område	Apparat type	Antall	Apparat produsent	Benyttede isotoper
Nivåvoktere	NOR4079 og NOR4079/45°	20	Gamma Industries A/S, Norge	^{137}Cs
	Ohmart Levelart 1000 SHGS-2	23	Ohmart, USA	^{137}Cs
	Philips Industrial Systems Q4621S	1	Philips Industrial System, Sverige	^{137}Cs
	Kay-Ray/Sensall GLS 7062B	7	Kay-Ray Inc., USA	^{137}Cs
	Vegatom 003	2	Vega Grieshaber Gmbh Co, Tyskland	^{60}Co
	Gamma 101P	4	Justus Technik Industrie-Anlagen, Tyskland	^{241}Am
	Heuft Spectrum VO C224	1	Heuft Systemtechnik, Tyskland	^{241}Am
Tykkelses-målere	Servolap SLS	8	Houget Duesberg Bosson, Belgia	^{241}Am
Fuktighets-tetthetsmålere	Troxler 3241, 3401-B, 3411-B og 3440	7	Troxler Electronic Laboratories Inc., USA	^{241}Am, ^{137}Cs
Væske-standsmålere	Ginge model 62A02	4	Ginge Brand og Electronik, Danmark	^{60}Co

Vanligvis er aktivitetsinnhold av radioaktive kilder dokumentert og målinger derfor unödvendige. Om aktivitetsinnehold av kjent gammastrålende isotop skal måles benyttes en av etterfölgende metoder:

a) Strålingsraten bestemmes med håndmåleinstrument med flat energi respons i en bestemt avstand. Aktivitet er siden estimert med hjelp av angjeldende isotops gammakoeffisient. Ved Geislavarnir ríkisins benyttes vanligvis håndmåler av type Bicron Microsievert, scintillasjonsteller med plastkrystall.

b) Måling med HPGe gammaspektrometer i en bestemt avstand, 25 cm eller mere. Til sammenligning benyttes Eu-152 punktstandard.

Metode a) benyttes kun dersom det er snakk om en enkelt isotop eller forholdet mellom de forskjellige isotoper er kjent.

5.3 Måling og bestemmelse av kjemisk sammensetning

Opplysninger om kjemisk sammensetning baseres på skriftlige opplysninger fra produsent av det radioaktive materialet, siden det for det meste er snakk om lukkede kilder og egne bestemmelser av kjemisk sammensetning vil ikke være aktuell. Opplysningene er imidlertid ofte mangelfulle, slik at direkte henvendelse til isotop produsent vil kunne være nödvendig.

Referanser

5.1 THE RADIATION PROTECTION INSTITUTES IN DENMARK, FINLAND, ICELAND, NORWAY AND SWEDEN
Application in the Nordic Countries of International Radioactive Waste Recommendations, 1986.

6 Norge

Institutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller utenfor Oslo eier og driver Norges eneste anlegg for mottak og behandling av radioaktivt avfall. Lisens for virksomheten er gitt av Nærings- og energidepartementet i Norge. Anlegget betegnes som Radavfalls-anlegget (RAA) og består av Avfallsbehandlings-anlegget (ABA) og to lagerbygg for lagring av avfallstønner. I tillegg ligger ca 1000 tønner nedgravd i et deponi på IFEs område på Kjeller.

Det radioaktive avfallet som beskrives her betegnes som lavt- og middel-radioaktivt avfall. Brukt brensel (høyaktivt avfall) overføres ikke til RAA men lagres separat på IFEs område på Kjeller og i Halden.

6.1 Avfallstyper, avfallsbeholdere og kondisjoneringsmetoder

6.1.1 Kilder til avfall og avfallstyper

Den største mengden radioaktivt avfall kommer fra IFEs nukleære virksomhet på Kjeller og i Halden. Denne virksomheten er:

- Drift av IFEs to forskningsreaktorer, Jeep II på Kjeller og Halden-reaktoren (HBWR).
- Produksjon av isotoper til medisinsk bruk.
- Undersøkelser av brukt brensel ved Metallurgisk laboratorium II på Kjeller.

Avfall fra disse virksomhetene omfatter:

- Driftsavfall inklusive ionebyttermasse.
- Forurensede metalldeler.
- Flytende avfall og prosessløsninger.
- Fast lavaktivt avfall som plast, glass og papir.

Andre kilder til radioaktivt avfall i Norge er:

- Medisin og forskning.
- Verksted- og prosessindustri.
- Luftfart og oljeindustri.
- Forbruksartikler.

Avfallet fra de eksterne virksomheter omfatter:

- Radioaktive løsninger til diagnostiske og terapeutiske formål i medisin og forskning samt kapslede kilder fra disse virksomhetene.
- Kapslede kilder fra nivåkontroller, væskestandsmålere, utstyr for fjerning av statisk elektrisitet, tykkelsesmålere og fuktighetsmålere og kapslede kilder for kontroll av sveiseskjøter.
- Selvlysende skilt, EXIT-skilt og selvlysende instrumentkomponenter som inneholder ^{3}H. Forsvaret har tidligere levert komponenter med ^{226}Ra for avfallsbehandling.
- Scale (avleiringer) fra oljeproduksjon i Nordsjøen.
- Små radioaktive kilder fra røykvarslere, osv. Mesteparten av dette deponeres på kommunale fyllpasser mens noe går til IFE for avfallsbehandling.

Totalt sett produseres det i dag ca 130 beholdere (både tønner og stål-/betongkasser) med radioaktivt avfall pr år. Av dette bidrar IFE, Kjeller med 40, IFE, Halden med 30 og eksterne brukere med 60 inkluderet 40 med scale.

Ved rivning av det nedlagte uran-renseanlegget på Kjeller har det oppstått endel radioaktivt avfall i form av metallavfall, rør, ventiler, tanker, elektriske- og mekaniske komponenter. Slikt avfall forventes også å oppstå når de to forskningsreaktorene og Metallurgisk laboratorium II på Kjeller en gang i fremtiden skal demonteres/rives.

6.1.2 Avfallsbehandling og avfallsbeholdere

De tekniske installasjoner i Avfallsbehandlingsanlegget (ABA) ble montert og tatt i bruk i årene 1961 - 1965. I 1965 ble anlegget utvidet med Lagerbygg I (L-I) og i 1978 - 1979 med Lagerbygg II (L-II). Foruten å tjene som lagre for avfall inneholder L-I og L-II utstyr for bearbeiding av avfall. Uranrenseanlegget var i drift i perioden 1962 - 1968 og er nå i hovedsak demontert. Deler av bygningen er tatt i bruk til behandling av avfall. Installasjonene blir fortløpende komplettert og justert.

Avfallsbehandlingsanlegget består i dag av følgende utstyr:

- Lagertanker for lavaktivt væskeavfall.
- Ionebytterkolonner for rensing av lavaktivt væskeavfall.
- Regenereringsutstyr for ionebytterkolonner.
- Inndampingsanlegg for konsentrering av væskeavfall.
- Støpeanlegg for væskeavfall.
- Våtblåsingskabinett.
- Støpeanlegg for preparering av avfallsbeholdere.
- Lagringsbrønn for midlertidig oppbevaring av industrielle strålekilder og spesialtilpassede avfallsbeholdere.

Lagerbygg I består av følgende:

- Lagerhall som inneholder ca 800 tønner med bearbeidet avfall.
- Utstyr for kverning (oppmaling) og komprimering av fast avfall.
- Bunker med lagertank for mottak av ionebyttermasse fra Halden-reaktoren.
- Utpumpings-/sirkulasjons-/ og støpeanlegg for overnevnte ionebyttermasse.
- Rørledningsnett og lagertanker for lavaktivt prosessvann fra andre bygninger på IFEs område samt utpumpingsustyr og filter.

Lagerbygg II består av følgende:

- Lagerhall med ca 1000 tønner og 30 kasser (stålkasser og betongkasser) med bearbeidet radioaktivt avfall.
- Forbrenningsanlegg for lavaktivt fast avfall.
- Lager for oppbevaring av uran.

Pr februar 1995 er det mottat 44 stålkasser som tilsvarer ca 350 tønner i lagringsvolum med scale fra oljeproduksjonen i Nordsjøen. Scale defineres i dag som radioaktivt avfall og lagres på IFE, Kjeller i en Wiikhall (industritelt) etter tillatelse fra Statens strålevern i Norge.

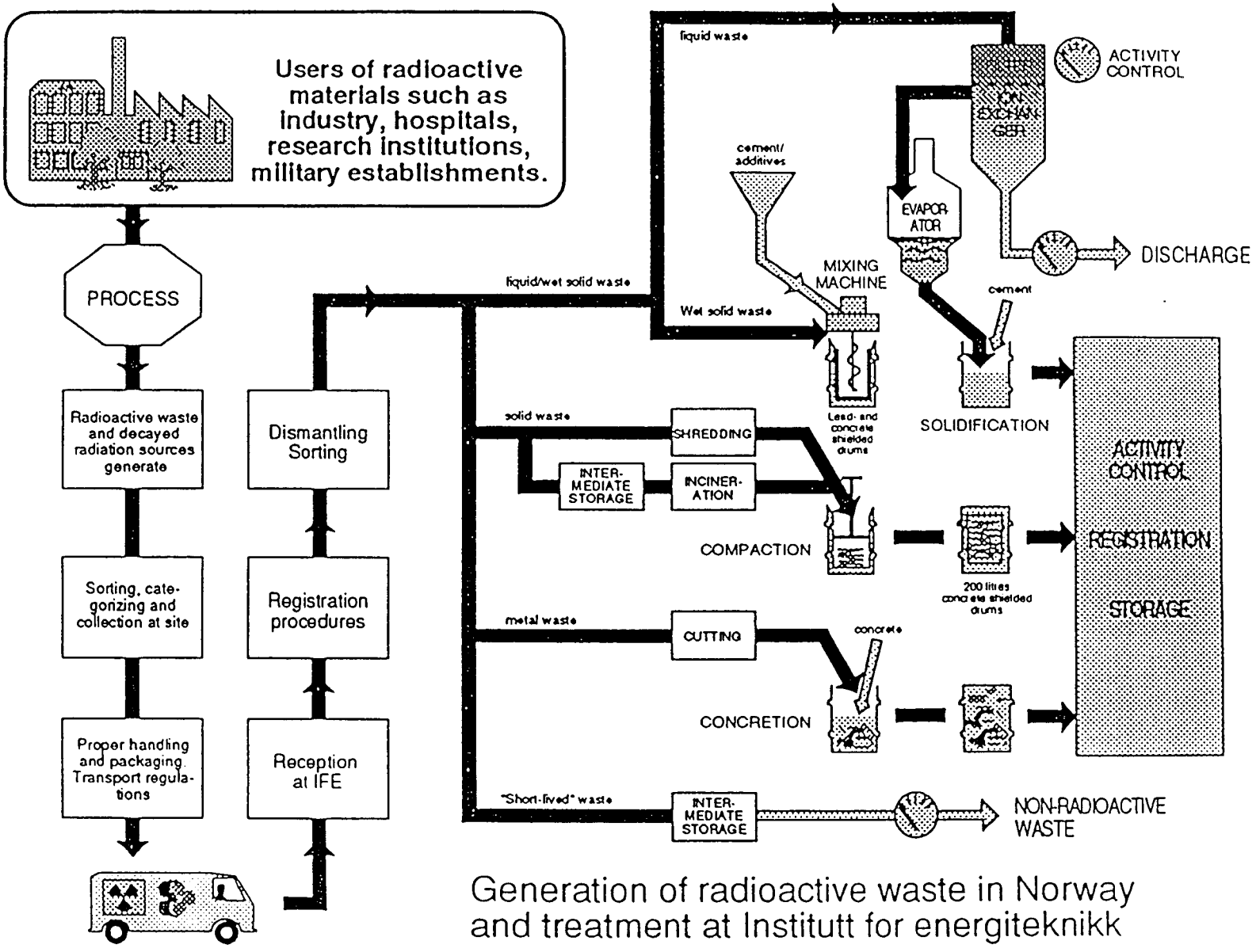
Figur 6.1 viser prinsippene for behandling av radioaktivt avfall i Norge. Nedenfor beskrives avfallsbehandlingen og beholdertyper for [6.1]:

- Fast avfall
- Metallavfall
- Halvflytende avfall
- Flytende avfall

Fast avfall

Fast avfall omfatter alt som oppstår ved laboratorie-, forsknings-. og eksperimentell virksomhet og utgjøres av:

- Plastartikler (målekolber, begerglass, pipetter, ampuller, plastposer, plastfolie, plastslanger mm).
- Glassartikler (samme typer som nevnt over)
- Metallisk avfall (aluminiumsfolie, små komponenter, bokser, platebiter, verktøy, stativkonstruksjoner mm)
- Annet avfall som bleievatt som brukes til å absorbere sølt væske, sagflis, lavaktiv ionebyttermasse, tankbunnavfall absorbert i vermikulit, kjemikalierester, elektriske kabler, isolasjonsmateriell, vaskefiller, luftfiltre, EXIT-skilt fra fly og oljeboringsplattformer, arbeidshansker, arbeidstøy, gummipropper, korker, trevirke, pappesker og mopper. I tillegg kommer elektriske komponenter, selvlysende markører og kanonsikter fra forsvaret.



Generation of radioactive waste in Norway and treatment at Institutt for energiteknikk

Figur 6.1
Prinsippene for behandling av radioaktivt avfall i Norge.

Det er ikke tillatt å brenne avfall som inneholder alfaradioaktivitet. Dette avfallet blir kvernet og komprimert eller bare komprimert. Større gjenstander (ca 60 x 60 x 30 cm) må først demonteres eller skjæres/kuttes opp. Brennbart avfall med isotoper med halveringstid opptil ett år settes bort for hendøing av aktivitet i 2 år før det brennes. I praksis er dette i all hovedsak avfall med kortere halveringstid enn 3 måneder, og som oppstår ved fremstilling av radioaktive legemidler og tilhørende eksperimentell virksomhet. Etter brenning tas aske og sot vare på som radioaktivt avfall.

Fast avfall av kategori som er nevnt her emballeres i:

- Yttertønne på 210 l og innertønne på 110 l med betong mellom ytter- og innertønne. Dette gir en betongskjerming på 3 - 5 cm i sidene og 6 - 8 cm i bunn og topp. Slike avfallsbeholdere benyttes når doseraten i kontakt med avfallet er $\leq$ 1 mSv/h.
- Yttertønne på 210 l og innertønne på 60 l med betong mellom ytter- og innertønne. Dette gir en betongskjerming på 8,5 - 10 cm i sidene og 8 - 9 cm i bunn og topp. Slike avfallsbeholdere benyttes når doseraten i kontakt med avfallet er opptil 2 - 3 mSv/h.

Metallavfall

Metallavfallet omfatter:

- Komponenter som plater, rammeverk, stativer, ventilasjonskanaler, filterkasser, tanker, pumper, kar, kontaminerte tønner, verktøy, ventiler, rør, ekperimentelt utstyr mm.
- Industrielle og medisinske kapslede kilder og røykvarslere.

Industrielle og medisinske kapslede kilder (størrelse opp til 50 x 50 cm inkludert skjerming og av sylindrisk-, kule-, firkant- eller mangeartet form og sammensetning) blir normalt ikke demontert fordi denne skjermingen isåfall måtte kompenseres med tilsvarende skjerming i avfallsbeholderen.

Røykvarslere i større antall skal ikke kastes på kommunal søppelplass men leveres IFE for behandling. De demonteres og den radioaktive kilden (^{241}Am) tas vare på.

Metallavfallet kuttes/skjæres opp, plasseres i ståltønner og omgis med betong. Kontaminert lavaktivt metallavfall ble tidligere innstøpt i betong i 210 l tønner uten innertønne. Ved kontaminering som ga doserater i kontakt > 0,1 mSv/h ble innvendige beholdere med betongskjerming mellom ytter- og innertønne benyttet. I dag anvendes bare dobbelttønner med yttertønne på 210 l og innertønner på 110 l, 60 l eller 30 l. Ved høyere doserater (> 10 mSv/h) benyttes blyskjerming i tillegg til betong. Spesialtil-passede skjermingsbeholdere anvendes for særskilte tilfeller. Der det er praktisk gjennomførbart og der det er ytterligere behov for skjerming fylles invendig hulrom med betong. Ytre fat på 400 l anvendes også i spesielle tilfeller hvor størrelsesreduksjon er umulig eller mer skjerming er nødvendig.

I de senere år er det blitt behov for større og firkantet emballasje. Det er tatt i bruk stålkasser og betongkasser, de fleste bygget etter Europall flatemål (80 x 120 cm) og høyde på 90 cm og enda større kasser av karbonstål for gjenstander som er kompliserte å skjære opp og som ny ytre emballasje for beskadigede fat.

Stålkasser anvendes for metallavfall med lav doserate (0,1 mSv/h). Av betongkasser finnes to typer med henholdsvis 10 cm og 20 cm tykke vegger. Disse fylles med avfall opp til 10 cm eller 20 cm under toppen. Deretter fylles betong mellom avfallet og opp til toppflaten. Hvis løs overflatekontaminering kan flyte opp og blande seg med betongen foretas støpingen i to etapper. Først fylles betongen opp til 10 cm, respektive 20 cm under toppen, armeringsjern innsettes for å feste toppstøpen og toppstøpplaten påføres etter at underliggende støp er herdet.

Halvflytende avfall

I denne kategorien finnes:

- Tankslam
- Lavaktiv ionebyttermasse (fra Jeep II - reaktoren)
- Middels radioaktiv ionebyttermasse (fra HBWR)
- Lavradioaktiv scale fra oljeindustrien

Fuktighetsoverskudd i slam absorberes i vermikulit eller blandes med sement til en støp i fattypen 210 l/110 l.

Lavradioaktiv ionebyttermasse ($\leq$ 1 mSv/h) frigjøres for overskuddsvann ved avsuging og lagres i dag på fat av typen 210 l/110 l.

Middels radioaktiv ionebyttermasse ($\geq$ 100 mSv/h) støpes ved blanding med sement/tilsatsmidler i en spesiell tilpasset 2 mm tykk stålbeholder med 2 cm blyskjerming på sidene og 3 cm på topp og i bunn. Denne er plassert inne i et 210 l fat og betongskjermingen er 6 cm. Støpeoperasjonen foretas i en skjermet celle og styres fra et utvendig instrumentpanel og med manipulatortenger.

Lavradioaktiv scale (belegg) akkumuleres på innsiden av rør som fører olje fra reservoarer til produksjonsplattformene. Når oljen kommer i kontakt med injisert sjøvann dannes en saltutfelling som i hovedsak består av kalsiumkarbonat og bariumsulfat. Radium akkumuleres sterkest ved utfelling av sulfatscale.

Rør med scale demonteres og fraktes til Ågotnes i Øygarden utenfor Bergen, der oljeselskapene har bygd opp serviceinstallasjoner for bransjen. Rensing av rørene foretas av to firmaer, CCB og AGR.

Scalen blir fjernet ved høytrykksspyling. Den samles i kum og synker til bunnen. Overskuddsvann pumpes ut. Scalen blir videre tørket inn så langt at dette ikke medfører støvproblemer og fare for innånding av radioaktivt støv og blir deretter

overført til stålkasser. Kassene er laget av rustfritt stål i 2 - 3 mm tykke sider og bunn og 3 - 4 mm topp-plate. Kassene er lekkasjetestet og er forsterket med innvendige profiler i sider og bunn.

Flytende avfall

Flytende avfall er væskekonsentrat fra inndamping av avfallsløsninger. Den kjemiske sammensetningen av avfallet er beskrevet i avsnitt 6.3.

Det flytende avfallet fylles i porsjoner på 120 - 130 l på polyetylenbelagte stålfat. To typer stålfat anvendes:

- 210 l fat med veggtykkelse 1,25 mm og 2 mm tykk innvendig løs polyetylenbeholder og avtagbart lokk med 2 stk. spunsgjennomganger.
- 210 l fat med veggtykkelse 1,25 mm og minimum 1 mm innvendig polyetylenbeholder og fast lokk med 2 stk spunsgjennomganger.

For tiden er det kun den sistnevnte typen som produseres.

Det flytende avfallet overføres til fast form ved blanding med sement/tilsatsmidler. Til 120 -130 l avfall medgår opptil 200 kg sement. Sementen er basisk og nøytraliserer sure løsninger.

Organiske løsninger som ikke er blandbare med vann tilsettes emulgatorer og blandes i porsjoner av ca 10 l til 120 - 130 l vandig avfall.

Merking av tønner, tønnejournal

Tønnene blir malt i følgende tre fargekoder:

Gul tønne; Inneholder aktiviteter med halveringstider $\leq$ 1 år. Dette er i hovedsak avfall fra isotopproduksjonen på IFE. Avfallet står til hendøing i 1 - 2 år og innholdet blir deretter brent. Hvis den inneholder aktivitet med lengre halveringstid vil den bli overført til en tønne med merking som angitt under.

Gul-sort-gul tønne; Inneholder isotoper med halveringstider fra1 år til 30 år, dvs i hovedsak ^{60}Co, ^{90}Sr og ^{137}Cs. Disse tønnene inneholder i hovedsak driftsavfall.

Sort-gul-sort tønne; Inneholder isotoper med halveringstider $\geq$ 30 år, dvs Ra, U, Pu og Am. Dette er i hovedsak avfall fra virksomheten ved Metallurgisk laboratorium II og fra drift og riving av det tidligere uranrenseanlegget.

For hver tønne som lagres blir det ført en "tønnejournal". Tønnejournalene inneholder pr i dag den tilgjengelige informasjon om innhold og emballasje.

I forbindelse med bygging av nytt sentralt kombinert deponi/lager i Norge vil det i henhold til myndighetenes krav bli laget en EDB-basert tønnejournal som foruten informasjonen i eksisterende tønnejournaler også vil inneholde informasjon med relevans for det nye deponi/lager.

6.1.3 Nedgravet avfall

I oktober/november 1970 ble det gravet ned 1013 tønner og 19 andre enheter med radioaktivt avfall på IFEs område på Kjeller. Dette ble gjort etter tillatelse fra Statens institutt for strålehygiene (nå Statens strålevern).

Tønnene ble plassert liggende i leire i to lag. Det øverste tønnelaget ligger i 1,5 - 2 meters dybde. Feltet har en utstrekning på 11,5 x 23 meter. I enden av feltet er en dreneringskum. Formålet med leireomslutningen og kummen var å sikre at alt vann som rant gjennom tønnefeltet skulle samles i kummen. Fra kummen føres vannet til IFEs avfallsbehandlingsanlegg. Det tas jevnlig prøver av vannet og av slammet i kummen for å overvåke lekkasje av radioaktivitet fra tønnene. Vannet slippes ut til Nitelva dersom dette ikke bryter med IFEs utslippstillatelser.

Et tracerforsøk med ^{3}H utført i 1975 viste at dreneringssystemet fungerte etter intensjonene og at vann fra tønnefeltet (nedgravingsområdet) følger veien til dreneringskummen.

Avfallstyper, emballasje og volumer

Avfallstyper og emballasje er beskrevet i ref. [6.2]. Avfallet deles i fire hovedtyper:

Laboratorieavfall (papir, plast, glass osv) ble presset i skjermede ståltønner av to typer:

210 liters utvendig tønne (veggtykkelse 1,25 mm) med 110 liters innvendig tønne (veggtykkelse 1 mm). Mellomrommet mellom tønnene er fylt med betong, 5 cm på sidene og 7 - 8 cm i bunn og topp.

210 liters utvendig tønne (veggtykkelse 1,25 mm) med 60 liters innvendig tønne (veggtykkelse 0,8 mm). Mellomrommet mellom tønnene er fylt med betong, ca 10 cm på sidene og ca 13 cm i topp og bunn.

Innstøpt flytende avfall ble overført til fast form ved tilsats av sement i 210 liters ståltønner (veggtykkelse 1,25 mm) med innvendig polyethylenbeholder (veggtykkelse 2 mm).

Innstøpt metallavfall, metallskrap som beholdere, stativer, rør kanaler osv ble støpt direkte inn i 210 liters ståltønner.

Tønner med forskjellig innhold består av:

Organisk væskeavfall ble absorbert i vermikulit og støpt inn i 110 l/60 l i ståltønner plassert i 210 l yttertønner med betongstøp mellom tønnene.

Ionebyttermasse ble frigjort for vannoverskudd og støpt inn i 110 l/60 l i ståltønner plassert i 210 l yttertønner med betongstøp mellom tønnene.

Metall- og væskeavfall med høyere doserater ($\geq$ 20 mSv/h) ble plassert i spesielt tilpassede beholdere. For flytende avfall ble det benyttet 10 l polyetylenbeholder plassert i 30 liters innertønne i en yttertønne på 210 l. Det ble benyttet jernmalm mellom polyetylenbeholder og innertønne og betong mellom indre og ytre ståltønne. Metallavfall ble plassert i blyskjermet 30 l innertønne i 210 l yttertønne. For mindre mengder avfall med høye doserater (> 200 mSv/h) ble innerbeholderen tilpasset i hvert enkelt tilfelle.

Avfallsvolumer fordelt på ulike typer avfall er gitt i tabell 6.1.

Tabell 6-1
Avfallstyper og antall nedgravde tønner

Type avfall	Antall tønner
Presset laboratorieavfall	580
Innstøpt flytende avfall	230
Innstøpt metallavfall	130
Forskjellig (se tekst)	60
Totalt	1000

Oppgraving av deponiet med nedgravde tønner

I forbindelse med etablering av et sentralt lager/deponi for lavt- og middelradioaktivt avfall i Norge har har det norske Storting bestemt at tønnene skal graves opp og settes i det framtidige lager/deponi.

Det er stilt krav om at de tønnene som inneholder plutonium skal skilles ut og plasseres i lagerdelen i det nye lageret/deponiet i påvente av et senere vedtak om hvordan og når de skal deponeres. Disse 230 tønnene kan identifiseres ved at de har to spunser. Ytterligere identifikasjon og beskrivelse av innholdet i de nedgravde tønnene kan by på problemer på grunn av mangelfulle opplysninger og tønnenes tilstand. En regner med at 40 - 50 % av tønnene kan identifiseres gjennom intakt nummerering.

I forbindelse med planleggingen av oppgraving av tønnene foregår det nå en kartlegging av forurensningen i leirmassene rundt tønnefeltet. Forurenset leire skal tas hånd om som radioaktivt avfall og deponeres i det planlagte lager/deponi. Et foreløpig anslag antyder en mengde med forurenset leire på 46 m^3 som tilsvarer 225 tønner med avfall. Dette tilsvarer et 2 cm lag med forurenset leire rundt hver av de 1000 nedgravde tønnene.

Det er hittil i alt tatt opp 15 tønner fra tønnefeltet 5 etter Miljøstiftelsen Bellonas aksjon i september 1993 og 10 i forbindelse med undersøkelser av tønnefeltet i desember 1994. Tønnene var i varierende tilstand. Tønner fra det øverste tønnelaget synes stort sett intakte. Tønner fra det nederste tønnelaget hadde ligget i vann og ytterbeholderen var i enkelte tilfeller punktvis gjennomrustet. Det var også vanskelig å identifisere disse tønnene. Tilstanden for betongskjerming og innerbeholder er ukjent på nåværende tidspunkt.

På grunn av tønnenes tilstand må de omemballeres før de kan transporteres og lagres/deponeres i det planlagte sentrale lager/deponiet. Omeballeringen er planlagt foretatt ved at 4 stk fat plasseres i en 3 mm tykk stålkasse med målene 1,3 x 1,3 x 1 m = 1,7 m^3. For de rundt 780 tønnene som vil bli omstøpt og skal deponeres vil det bli anvendt karbonstål (kvalitet RST 37) og for de 230 tønnene som skal lagres vil det bli anvendt syrefast stål (kvalitet AISI 316). De kontaminerte leirmassene deponeres i 210 l tønner. På bakgrunn av anslag over massene vil dette utgjøre 29 tønner i 8 kasser + en tønne. 780 tønner til deponering vil utgjøre 195 kasser og 230 tønner til lagring vil utgjøre 58 kasser.

6.1.4 Avfallsvolumer

Følgende mengder med lavt- og middelsradioaktivt avfall finnes lagret og nedgravet på IFE, Kjeller, og forventes oppstå i Norge fram til år 2030. Alle avfallsbeholdere er regnet om til ekvivalente antall tønner. Estimatene over tilveksten fram til år 2030 er gjort av hensyn til lagerkapasiteten i det planlagte lager/deponi. Dette er planlagt bygget med en total kapasitet på 10 000 tønner.

Nedgravet avfall på IFE, Kjeller:	1 000	tønner
Lagret avfall på IFE, Kjeller:	2 000	tønner
Forventet avfallsmengde 1995 - 2030:	4 000	tønner
Forventet rivingsavfall "gamle reaktorer" og andre anlegg 1995 - 2030:	2 000	tønner *
Sum	9 000	tønner

* Det opprinnelige overslaget i Konsekvensutredningen for deponi [6.3] var på 800 tønner. Erfaringer fra første og annet trinn i riving av uranrense-anlegget og mengden avfall fra tredje trinn i riving av dette anlegget tilsier at dette anslaget er for lavt og at anslaget over antall avfallstønner fra riving av reaktorer og andre anlegg ved IFE fram til år 2030 må økes til 2000 tønner.

6.2 Målinger og beregninger av aktivitetsinnhold

6.2.1 Dagens prosedyrer

Isotopsammensetning og aktivitetsmengder i avfallet som sendes IFE skal angis av produsent/forsender.

Spesielt bemerkes at Pu i avfallet fra Metallurgisk laboratorium II skal angis fordi det er satt krav om at Pu-innholdet i avfallsbeholderne ikke skal overskride 100 mg pr. år. Beregninger av Pu-innholdet i dette avfallet kan være problematisk fordi en opererer med eksperimentelt brensel med varierende sammensetning og utbrenningsgrad.

Etter at avfallet er pakket i tønner blir det utført målinger av doseraten i kontakt med sider, topp og bunn. Gjennomsnittsverdier og maksimalverdi blir registrert.

Innholdet i hver kasse med scale blir analysert med tanke på spesifikk aktivitet av Ra. Doseraten utenpå kassene blir målt og registrert som beskrevet over.

Prøver av flytende avfall dampes inn på metalldisker. Gross α- og β- aktivitet i prøvene måles med et Leab Universal Printing Spectrometer, Mod. UPS-1. Beta-aktivitet og γ-doserate fra fast avfall måles i kontakt med en RATO/F før avfallet behandles. Asken fra forbrenning analyseres med tanke på langlivede γ-emmiterende nuklider med NaI -detektor. Doseraten utenpå tønner og kasser måles i kontakt med RATO/F. All informasjon om isotopsammensetning, aktivitetsmengder og doserater føres inn i tønnejournalen.

6.2.2 Nedgravde tønner og leire, framtidige planer

Informasjon om isotopsammensetningen og aktivitetsinnholdet i hver av de nedgravde tønnene foreligger i liten grad. Det arbeides med planer om prosedyrer og utstyr for målinger av γ-doserate og γ-spektrometri på tønnene etter oppgraving og før omemballering. Måleresultater skal sammen med eksisterende informasjon føres inn i det planlagte EDB-registeret over tønner med avfall (se avsnitt 6.1.2).

Leirmasser rundt tønnene vil bli monitorert med tanke på forurensning. Forurenset leire vil bli analysert med γ-spektrometri og det vil bli tatt stikkprøver for analyse av Pu og Sr før leira pakkes i tønner/kasser. Målinger av doseraten utenpå tønnene vil bli gjennomført og registrert som beskrevet over. All informasjon føres inn i det planlagte EDB-registeret over avfall.

6.3 Målinger og vurderinger av kjemisk sammensetning

6.3.1 Dagens prosedyrer

Den kjemiske sammensetning av avfall som sendes IFE skal angis av produsent/-forsender. Det gjøres ingen kjemisk analyse av avfallet ved Avfallsbehandlingsanlegget ved IFE på Kjeller. Det flytende avfallet som mottas til behandling og lagring kan inneholde:

- Salpetersure løsninger i konsentrasjoner $\leq$ 3 molar, vanligvis 0,5 - 1 molar.
- Salpetersure prosessløsninger fra driften av det nedlagte uranrenseanlegget.
- Overskuddsvann fra våtblåsingskabinett for overflaterensing av kontaminerte metallgjenstander.
- Kjemiske løsninger med innhold av saltsyre, svovelsyre, sitronsyre, uranylnitrat, uranylacetat og thoriumnitrat. Totalmengden av hver er anslått til maksimalt 50 kg pr 1994.
- Kjemiske løsninger og stoffer som ammoniumnitrat, ammoniumkarbonat, ortokrom-fosforsyre, fosforsyre, sulfaminsyre, fosfater, melkesyre, flussyre, etanol, rødsprit, jernklorid, ascorbinsyre. Totalmengden av hver er anslått til ca 20 kg pr 1994.
- Kvikksølv, kadmium, ammoniumcyanid. Maksimalt 1 kg av hver pr 1994.
- Organiske løsninger som tributylfosfat, kerosene, ca 200 kg av hver pr 1994. Emulgatorer, white sprit og lynol, ca 100 kg av hver pr 1994. Løsningene er tilsatt det vandige avfallet i porsjoner av ca 10 l pr 120 - 130 l.
- HDEHP, fotogen, DTPA, manistol, solvesso 150, olje, aminer, aceton, perhydrol og xylen. Mengdene er opp til 20 kg av hver pr 1994.

6.3.2 De nedgravde tønnene

Det foreligger ingen sikre opplysninger om den kjemiske sammensetning av avfallet i de nedgravde tønnene. Det er heller ikke planlagt noen detaljert analyse av innholdet i disse 1000 tønnene ved oppgraving.

Referanser

6.1 LUNDBY, J E
Sikkerhetsrapport / Himdalen, Karakterisering av avfallet.
Upublisert.

6.2 LUNDBY, J E
Nedgraving av tønner med radioaktivt avfall.
Institutt for atomenergi Report. no.: CH-91, Febr. 1971.

6.3 STATENS BYGGE- OG EIENDOMSDIREKTORAT
Deponi for lavt og middels radioaktivt avfall. Konsekvensutredning etter Plan- og Bygningsloven.
Hovedrapport, Statens bygge- og eiendomsdirektorat 16. november 1992.

7 Sverige

I Sverige är slutförvaret SFR-1 är i drift sedan 1988. Förvaret är byggt för låg- och medelaktivt driftavfall från de svenska kärnkraftverken samt för liknande avfall från Studsvik. Enligt planerna kommer ett djupförvar, SFL 2, att byggas för slutförvaring av använt bränsle. I anslutning till SFL 2 planerar man att bygga djupförvaren SFL 3-5 avsedda för långlivat låg- och medelaktivt avfall samt avfall av SFR-1-karaktär som produceras efter att SFR-1 förslutits.

För avfall som ska slutförvaras i SFR-1 gäller generellt att avfallskollin inte får ge upphov till oacceptabel spridning av radionuklider på kort och lång sikt. Dessutom ska de kunna hanteras utan att ge upphov till oacceptabel exponering till personal och allmänhet från joniserande strålning [7.1]. Detta innebär att en rad allmänna, mekaniska, radiologiska och kemiska egenskapskrav ska vara uppfyllda.

Avfallskollin till SFR-1 indelas i ett antal typer (se tabell 7.1). Myndigheterna SKI och SSI kräver att varje avfallsproducent som har en viss sådan avfallstyp ska ta fram en typbeskrivning för de aktuella avfallskollina. I typbeskrivningarna redovisas avfallskollinas egenskaper. Typbeskrivningarna stöds av aktuella anläggningsbeskrivningar och driftinstruktioner samt av resultat av utredningar, undersökningar och beräkningar. Myndigheternas granskning av typbeskrivningarna sköts av en arbetsgrupp kallad MAAS (Myndigheternas arbetsgrupp för avfall till SFR-1).

För avfall till SFL 3-5 kommer troligen myndigheterna att ställa krav på liknande redovisningar.

7.1 Avfallstyper, avfallsbehållare och konditioneringsmetoder

En del av det långlivade låg- och medelaktiva avfallet som ska slutförvaras i SFL 3-5 kommer att utgöras av avfall från Studsvik. Skillnaderna mellan studsviksavfallet till SFR-1 och SFL 3-5 är i de flesta fall små. Det är i allmänhet inte frågan om en artskillnad utan bara en gradskillnad. Samma typer av avfallsbehållare används i båda fallen. Nuklidinnehållet får i allmänhet avgöra om avfallet kan deponeras i SFR-1 eller om det behöver slutförvaras i SFL 3-5.

Den totala mängden avfall från Studsvik till SFR-1 begränsas till 22 000 fatekvivalenter. Det sammanlagda aktivitetsinnehållet får maximalt uppgå till $1 \cdot 10^6$ GBq varav $4 \cdot 10^5$ GBq Cs-137, $7 \cdot 10^2$ GBq Ni-59, $1 \cdot 10^1$ GBq Pu-239+240 och $6 \cdot 10^2$ GBq Am-241 [7.2]. Dessutom finns det begränsningar avseende maximal tillåten mängd av olika nuklider till olika förvarsdelar samt begränsningar som rör avfallets kemiska beskaffenhet. Sammanställningen i detta kapitel hänför sig i första hand till långlivat låg- och medelaktivt studsviksavfall som inte inryms under dessa begränsningar och som därför kräver slutförvaring i SFL 3-5.

Tabell 7.1
Avfallstyper till SFR-1. SFR-1 har förvarsdelarna Silo, Bergsal för medelaktivt avfall (BMA), Bergsal för lågaktivt avfall (BLA) och Betongtankförvar (BTF).

Typ nr	Rubrik	Förvarsdel i SFR-1
01	Betongkokill med cementingjuten lågaktiv jonbytarmassa	BMA
02	Betongkokill med cementingjuten medelaktiv jonbytar-massa	SILO
03	Plåtfat med cenentingjuten medelaktiv jonbytarmassa	BMA
04	Plåtfat med cenentingjuten medelaktiv jonbytarmassa	SILO
05	Plåtfat med bitumeningjuten medelaktiv jonbytarmassa	BMA
06	Plåtfat med bitumeningjuten medelaktiv jonbytarmassa	SILO
07	Betongtank med avvattnad lågaktiv jonbytarmassa	BTF
08	Kolli med B-behållaregenskaper	SILO
09	Plåtfat med cementingjutet slam	BMA
10	Betongkokill med betongingjtuet slam	BMA
(11)		
12	Container med sopor och skrot	BLA
13	Plåtfat med betingingjutna askfat	BTF
14	Plåtfat med betongkringgjutna fat med sopor och skrot	BLA
15	Plåtkokill med cementingjuten lågaktiv jonbytarmassa	BMA
16	Plåtkokill med cementingjuten medelaktiv jonytarmassa	SILO
17	Plåtkokill med bitumeningjuten lågaktiv jonbytarmassa	BMA
18	Plåtkokill med bitumeningjuten medelaktiv jonbytarmassa	SILO
(19)		
20	Container med bitumeningjuten lågaktiv jonbytarmassa i plåtfat	BLA
21	Plåtfat med sopor och skrot	BMA
22	Plåtfat med sopor och skrot	SILO
23	Kokill med sopor och skrot	BMA
24	Kokill med sopor och skrot	SILO

7.1.1 Betongkokiller med fast medelaktivt avfall, plutoniumkontaminerat avfall och tritiumavfall

Avfallets ursprung och beskaffenhet

I Studsvik hanteras sedan början av 1960-talet radioaktivt avfall. Avfallet härrör dels från verksamheten i Studsvik och dels från externa avfallsproducenter såsom industri, sjukhus, högskolor och försvaret

Det medelaktiva avfallet i betongkokiller som kräver slutförvaring i SFL 3-5 består av fast material såsom utbytta aktiverade komponenter från forskningsreaktorn R2, utbytta kontaminerade komponenter från olika anläggningar i Studsvik och strålkällor. Avfallet kommer från ett lager för fast medelaktivt avfall (AT, Aktiva Tråget) med avfall, som huvudsakligen producerats före 1986, och också direkt från olika anläggningar i Studsvik. Huvuddelen av avfallet utgörs av olika metaller, av vilka några är toxiska. Små mängder organiskt material förekommer också [7.4].

Det plutoniumkontaminerade avfallet består av plutoniumkontaminerat fast material såsom handskboxar, verktyg, instrument, förbrukningsmaterial och laboratorieutrustning. Avfallet härrör från tidigare upparbetningsforskning i Studsviks Aktiva centrallaboratorium (ACL) samt från Försvarets forskningsanstalt (FOA) [7.5].

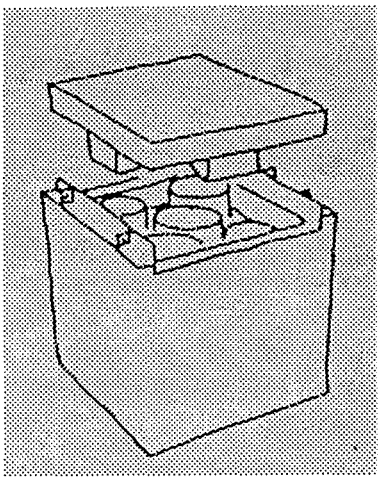
Tritiumavfallet består av tritium i titanhydrid. Det härrör från forskningsrektorn R2 [7.3].

Avfallsbehållare

Armerade kubiska betongkokiller med yttermåtten 1.2 m x 1.2 m x 1.2 m används som behållare för avfallet (se figur 7.1). Varje behållare har fem 105-liters hål anpassade för 85-liters dubbellocksfat.

Till det plutoniumkontaminerade avfallet och tritiumavfallet används dessutom innerbehållare.

Två typer av innerbehållare används till det plutoniumkontaminerade avfallet, dels en tjockväggig innerbehållartyp (väggtjocklek 10-50 mm) med lock som bultas fast och dels en tunnväggig innerbehållartyp (väggtjocklek 2-4 mm) med lock som svetsas fast. Plutoniumaktiviteten i de tunnväggiga behållarna begränsas till 40 MBq Pu-239 per behållare. Det betyder att den totala aktiviteten Pu-239 i en kokill med tunnväggiga innerbehållare inte överstiger 200 MBq, vilket är den övre gränsen för typ-A transportbehållare enligt IAEA Safety Series No 6.



Figur 7.1
Fem-positions betongkokill (ytterdimensioner: 1.2 m x 1.2 m x 1.2 m). Kokillen har fem hålutrymmen där 85-liters dubbellocksfat med avfall placeras. Denna typ av behållarsystem används för medelaktivt fast avfall, tritiumavfall och plutonium-innehållande avfall.

Till tritiumavfallet används samma typ av tunnväggiga innerbehållare, som används för en del av det plutoniumkontaminerade avfallet.

Behandling och konditionering

Behandling och packning av det medelaktiv avfallet görs fjärrmanövrerat i hanteringsanläggningen för medelaktivt avfall, HM. Avfallet sorteras, kapas och kompakteras vid behov och packas därefter i 85-liters dubbellocksfat som i sin tur placeras i kokiller. Fem fat placeras i varje kokill. Slutligen förses kokillerna med lock som bultas fast.

Det plutoniumkontaminerade avfallet sorteras, kapas och packas i tjock- och tunnväggiga innerbehållare, som försluts och placeras i dubbellocksfat, som i sin tur placeras i kokiller. Arbetet görs i ACL.

Tritiumavfallet packas i tunnväggiga innerbehållare, som försluts och placeras i dubbellocksfat, som i sin tur placeras i dubbellocksfat varefter dubbellocksfaten placeras i kokiller (eventuellt kommer endast en kokill med denna typ av avfall att produceras).

Mellanlagring

Producerade kokiller mellanlagras i ett bergrum i mellanlagret AM (Aktivt Mellanlager).

Aktivitetsinnehåll

Hittills (3 maj 1995) har uppgifter om totalt 242 producerade kokiller av den typ som troligen kommer att kräva slutförvaring i SFL 3-5 inregistrerats i ett dataregister. I tabell 7.2 redovisas bearbetade aktivitetsuppgifter från registret.

7.1.2 Fat med solidifierat slam

Avfallets ursprung och beskaffenhet

Avfallet utgörs av fällningsslam från kemisk behandling av avfallsvatten. Avfallsvattnet kommer huvudsakligen från verksamheten i Studsvik. Vatten från eluering av jonbytarmassa i forskningsreaktorn R2 dominerar.

Fällningen består huvudsakligen av järnhydroxid och kopparferrocyanid [7.5].

Avfallsbehållare

Behållarna utgörs av plåtfat med omrörare och inre lock försedda med anslutningshål för avfall, ventilation och omrörare (se figur 7.2). Efter att avfallet solidifierats appliceras yttre lock.

Behandling och konditionering

Slammet avskiljs genom centrifugering och solidifieras i betong. Detta görs fjärrmanövrerat i HM.

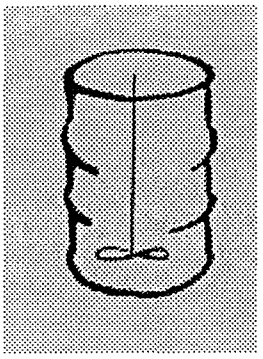
Aktivitetsinnehåll

Hittills (3 maj 1995) har aktivitetsuppgifter för totalt 361 producerade solidifieringsfat av den typ som troligen kommer att kräva slutförvaring i SFL 3-5 inregistrerats i dataregistret. I tabell 7.2 redovisas bearbetade aktivitetsuppgifter från registret.

Tabell 7.2
Aktivitetsuppgifter från dataregister, 1995-05-03. Uppgifterna gäller för totalt 242 SFL-kokiller och 361 SFL-solidifieringsfat. Aktiviteterna är omräknad till år 2010.

Kokiller	
Nuklid	**Aktivitet (Bq)**
Ag-108m	$8 \cdot 10^{10}$
Ag-110m	$5 \cdot 10^{3}$
Am-241	$4 \cdot 10^{11}$
Ce-144	$7 \cdot 10^{5}$
Co-56	<1
Co-57	$1 \cdot 10^{6}$
Co-58	<1
Co-60	$1 \cdot 10^{14}$
Cs-134	$8 \cdot 10^{9}$
Cs-137	$2 \cdot 10^{13}$
Eu-152	$4 \cdot 10^{12}$
Eu-154	$1 \cdot 10^{12}$
Eu-155	$1 \cdot 10^{8}$
Fe-59	<1
Gd-153	$1 \cdot 10^{1}$
H-3	$8 \cdot 10^{12}$
Ir-192	<1
K-40	$2 \cdot 10^{8}$
Mn-54	$3 \cdot 10^{6}$
Nb-95	<1
Pu-239	$1 \cdot 10^{11}$
Ra-226	$2 \cdot 10^{11}$
Ru-103	<1
Ru-106	$2 \cdot 10^{7}$
Sb-124	<1
Sb-125	$2 \cdot 10^{10}$
Sc-46	<1
Se-75	<1
Sn-113	<1
Sr-90	$5 \cdot 10^{8}$
U-235	$2 \cdot 10^{8}$
U-238	$4 \cdot 10^{8}$
Y-88	<1
Zn-65	$4 \cdot 10^{4}$
Zr-95	<1

Solidifieringsfat	
Nuklid	**Aktivitet (Bq)**
Ag-110m	$3 \cdot 10^{1}$
Ce-144	$9 \cdot 10^{5}$
Cm-242	$1 \cdot 10^{0}$
Cm-244	$4 \cdot 10^{10}$
Co-56	<1
Co-58	<1
Co-60	$2 \cdot 10^{10}$
Cs-134	$3 \cdot 10^{9}$
Cs-137	$1 \cdot 10^{12}$
Eu-152	$5 \cdot 10^{10}$
Eu-154	$3 \cdot 10^{10}$
Eu-155	$7 \cdot 10^{7}$
Gd-153	$6 \cdot 10^{0}$
Mn-54	$5 \cdot 10^{3}$
Nb-95	<1
Pu-238	$6 \cdot 10^{10}$
Pu-239	$3 \cdot 10^{10}$
Ru-106	$1 \cdot 10^{7}$
Sb-124	<1
Sb-125	$5 \cdot 10^{7}$
Zn-65	<1
Zr-95	<1



Figur 7.2
200-liters solidifieringsfat med omrörare. Denna typ av avfallsbehållare används för fällningsslam och jonbytarmassa som gjuts in i betong. Omröraren får sitta kvar i fatet.

Mellanlagring

Producerade solidifieringsfat mellanlagras i AM.

7.1.3 Fat med fast avfall

Avfallets ursprung och beskaffenhet

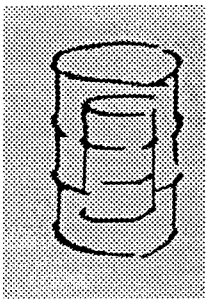
Avfallet utgörs av lågaktivt avfall (maximal ytdosrat 2 mSv/h) i form av järn, rostfritt stål, aluminium, bly, glas, stenull, glasfiber, trä, papper, plast, m m och härrör från Studsviks anläggningar, industri, sjukhus, forskningsinstitutioner och försvaret [7.7]. Dessutom finns det fat med uraninnehållande aska.

Avfallsbehållare

Förpackningssystemet utgörs av 200-liters fat med kringgjutna 100-litersfat eller stålkorgar (se figur 7.3).

Behandling och konditionering

Avfallet packas i 100-litersfat (tidigare även stålkorgar) som placeras i 200-litersfat varefter tomutrymmet fylls med betong. Behandlingen görs i hanteringsanläggningen, HA.



Figur 7.3
200-litersfat med 100-liters avfallsfat som kringgjuts med betong. Denna typ av behållarsystem används idag i viss mån för SFL-avfall men används i första hand för lågaktivt avfall (sopor och skrot samt aska) som kan slutförvaras i SFR-1. Tidigare har detta behållarsystem, och ett liknande med stålkorg i stället för innerfat, i större utsträckning använts för avfall som kräver slutförvaring i SFL 3-5.

Aktivitetsinnehåll

För närvarande pågår arbete med att ta fram uppgifter om ca 6000 gamla fat där en del av dessa kommer att kräva slutförvaring i SFL 3-5 (se avsnitt 7.2.5).

Mellanlagring

Producerade fat mellanlagras i en lagerbyggnad.

7.1.4 Stållådor med skrot

Avfallets ursprung och beskaffenhet

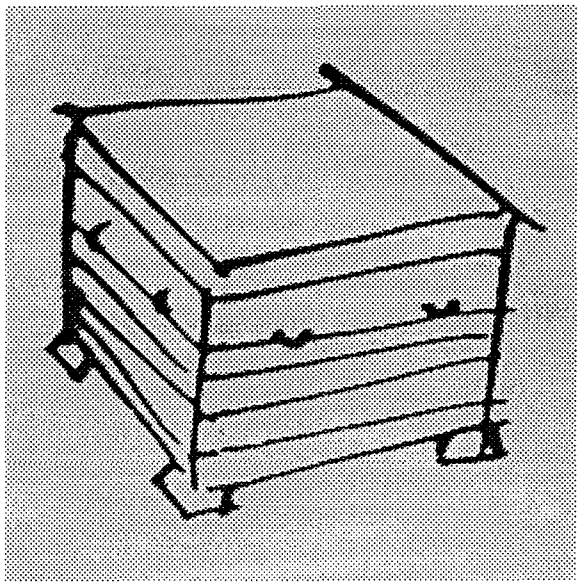
Avfallet, som härrör från rivning av R1-reaktorn i Stockholm, innehåller kadmium-, aluminium- och järnskrot.

Avfallsbehållare och packning

Avfallet har packats i plåtlådor, så kallade Berglöfslådor (se figur 7.4).

Aktivitetsinnehåll

Materialet har bestrålats och innehåller därför aktiveringsprodukter.



Figur 7.4
Stållåda (ytterdimensioner: 1.2 m x 0.8 m x 0.8 m). I denna typ av behållare har kadmiuminnehållande skrot packats.

Mellanlagring

Berglöfslådorna lagras för närvarande i AM.

7.2 Mätning och uppskattning av aktivitetsinnehåll

7.2.1 Gammaspektrometriska och alfaspektrometriska mätningar i samband med behandling

Gammaspektrometriska mätningar genomförs av innehållet i kokiller med fast medelaktivt avfall (se avsnitt 7.1.1). Mätningarna genomförs på fyllda dubbellocksfat innan dessa placeras i kokiller [7.4].

Vid avfallsbehandling av plutoniuminnehållande handskboxavfall (se avsnitt 7.1.1) analyseras inplastat mjukt avfall (papper, plast m m) gammaspektro-metriskt varvid 129 keV gammastrålning från Pu-239 mätes. Hårda komponenter analyseras i stället genom att strykprov tas och därefter utvärderas med hjälp av en proportionalräknare.

Avfallet i solidifieringsfat (se avsnitt 7.1.2) analyseras gamma- och alfaspektrometriskt. Slamprov tas ut för analys före ingjutningsprocessen [7.5].

Numera genomförs gammaspektrometriska mätningar av innehållet i fat med fast avfall (se avsnitt 7.1.3). Mätning utförs på fyllda innerbehållare (100-litersfat). Ett 100-litersfat åt gången placeras under 5 minuter på en roterande skiva varvid

mätning görs med en stationär germaniumdetektor [7.8]. Denna typ av mätning har inte genomförts på gamla fat.

7.2.2 Användning av jämförelsenuklider för uppskattning av svårmätbara nuklider

För fat med fast lågaktivt avfall (sopor och skrot samt aska) till SFR-1 baseras uppskattningar om TRU-innehåll på jämförelser med Cs-137 och Co-60. Följande kvantifiering av TRU-innehåll i avfall från verksamheten i Studsvik grundar sig på gjorda utredningar för avfall som har sitt ursprung i kontamination från utbränt bränsle [7.8]:

Pu-239+240	1% av mängden Cs-137
Am-241	4% av mängden Cs-137

För aska från förbränning av lågaktivt brännbart avfall från kärnkraftverken i Sverige tillämpas följande förhållande mellan TRU-innehåll och Co-60 [7.9]:

Barsebäck	$1.6 \cdot 10^{-5}$
Forsmark	$6.0 \cdot 10^{-6}$
OKG	$1.5 \cdot 10^{-4}$
Ringhals	$2.1 \cdot 10^{-5}$

Faktorerna bedöms vara av konservativ karaktär.

7.2.3 Uppskattningar av aktivitetsinnehåll i äldre avfallskollin genom användning av dosratuppgifter

I Studsvik mellanlagras ca 6000 gamla fat med lågaktivt fast avfall (se avsnitt 7.1.3). När dessa producerades genomfördes inte några gammaspektrometriska mätningar på avfallet. Däremot gjordes dosratmätningar. Nyligen har gammaspektrometriska mätningar genomförts på några av faten (9 st). Dessutom gjordes nya dosratmätningar på de aktuella faten. De nya uppmätta dosratuppgifterna som funktion av uppmätta Co-60 aktiviteter vid samma tidpunkt gav ett rätlinjigt förhållande. Utnyttjas detta samband kan Co-60 aktiviteterna i resterande gamla fat uppskattas utan att gammaspektrometriska mätningar genomförs [7.7].

7.2.4 Inventering av gammal dokumentation

För de ca 6000 gamla faten med lågaktivt fas avfall tillämpas administrativa metoder för att få fram uppgifter om avfallet och utröna vilka fat som kan slutförvaras i SFR-1 och vilka som kräver slutförvaring i SFR 3-5 [7.7]. Härvid utnyttjas uppgifter från gjutprotokoll och följesedlar. Uppgifterna håller för närvarande på att registreras i ett dataregister så att uppgifterna från gjutprotokollen och följesedlarna ska kunna samköras.

För varje producerat fat finns en gjutprotokoll, som bl a ger information om fatets nummer, vikt och följesedelsnummer för ingående avfall. Ett gjutprotokoll kan innehålla mer än ett följesedelsnummer och flera gjutprotokoll kan innehålla samma följesedelsnummer. Dessutom finns det fall där endast en del av avfallet med ett visst följesedelsnummer hänförs till denna avfallskategori.

Följesedlarna ger, om de är fullständigt ifyllda, information om avsändare, mottagare, avfallets ursprung, behållare, ytdosrat, transportindex, typ av strålning samt i tillämpliga fall också kvantitet klyvbara ämnen. Dessutom ger de ibland också kompletterande information om avfallet.

7.3 Mätning och uppskattning av kemisk sammansättning

7.3.1 Sortering och vägning

På senare tid ägnas större ambition än tidigare åt att göra uppskattningar av avfallets kemiska sammansättning.

Vid behandling av medelaktivt avfall i HM dokumenteras numera viktuppgifter för avfallets kemiska innehåll.

Vid behandling av handskboxavfall sorteras avfallet så att avfallet i enskilda innerbehållare renodlas. Varje innerbehållare vägs och dess innehåll dokumenteras.

7.3.2 Registrering av uppgifter från följesedlar

Den i avsnitt 7.2.4 beskrivna administrativa metoden för att ta fram uppgifter om gammalt avfall ger i viss mån också information om avfallets kemiska sammansättning.

Referenser

7.1 SKI och SSI
Myndigheternas riktlinjer för redovisning och bedömning av avfall avsett för slutförvaring i SFR-1.
1987-06-01.

7.2 AGGERYD, I, ANDERSSON, L och BENGTSSON B-G
Sorteringskriterier för avfall till SFR.
Studsvik Arbetsrapport NW-91/61, 1991.

7.3 LINDGREN, M, BRODÉN, K, CARLSSON, J, JOHANSSON, M och PERS, K
Low and intermediate level waste for SFL 3-5.
SKB Arbetsrapport 94-32, 1994.

7.4 AGGERYD, I och BENGTSSON, B-G
Typbeskrivning för avfallskollin från Studsvik.
Betongkokill med insats av ett eller fem dubbellocksfat med sopor och skot (typ 23).
Studsvik Arbetsrapport NW-92/1, Draft 1992.

7.5 AGGERYD, I och BENGTSSON, B-G
Typbeskrivning för avfallskollin från Studsvik.
Plåtfat med cementingjutet slam (typ 9).
Studsvik Arbetsrapport NW-91/55, Draft 1991.

7.6 BRODÉN, K och PETTERSSON, A
Skrotning av handskboxar med innehåll.
Studsvik Report STUDSVIK/NW-91/44, 1991.

7.7 ÖBERG, L
Metoder för framtagning av uppgifter om fat med lågaktivt avfall.
Studsvik Arbetsrapport RW-94/51, 1994.

7.8 AGGERYD, I och ANDERSSON, L
Typbeskrivning för avfallskollin från Studsvik.
Plåtfat med betongkringgjutna sopor och skrot för slutförvaring i SFR1's bergsal för lågaktivt avfall (typ 14).
Studsvik Arbetsrapport RW-93/26, 1994.

7.9 ANDERSSON, L
Transuraninnehåll i avfallstyp S13.
Studsvik Arbetsrapport NW-91/56, 1991.