



r

SSI Rapport

SSI report

2004:03 GUNILLA HAMREFORS

*Friklassning av material från rivning av
kärntekniska anläggningar i Sverige
– en utredning om EU:s rekommenderade
regler är tillämpbara i Sverige*



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

FÖRFATTARE/ AUTHOR: Gunilla Hamrefors*

*Westinghouse Electric Sweden AB

AVDELNING/ DEPARTMENT: Avdelningen för avfall och miljö./ Department of Waste Management and Environmental Protection

TITEL/ TITLE: Friklassning av material från rivning av kärntekniska anläggningar i Sverige – en utredning om EU:s rekommenderade regler är tillämpbara i Sverige / Clearance of materials from dismantling of nuclear facilities in Sweden – a study on whether the EU recommendations are applicable in Sweden.

SAMMANFATTNING: Rapporten presenterar en utredning om EU:s rekommenderade regler för friklassning av metaller, byggnader och byggnadsrester vid rivning av kärntekniska anläggningar är tillämpbara i Sverige. Analyser görs för att uppskatta de avfallsmängder som skulle kunna friklassas vid rivning av de svenska kärnkraftverken och hur tillståndshavarnas kostnader skulle påverkas. Dessutom ges en sammanställning och en utvärdering av olika metoder och utrustningar för aktivitetsmätning. Slutsatsen är att EU:s rekommendationer kan tillämpas i Sverige.

SUMMARY: The report presents a study on whether the EU recommendations on clearance of metals, buildings and building rubble from the dismantling of nuclear facilities are applicable in Sweden. Analyses are made to estimate the amounts of waste that would be released from dismantling of the Swedish nuclear power plants and to what degree the costs of the licence holders would be influenced. A summary and evaluation of different methods and equipments for measurement is also given. The main conclusion is that the EU recommendations are applicable in Sweden.

SSI rapport: 2004:03

februari 2004

ISSN 0282-4434

The conclusions and viewpoints presented in the report are those of the author and do not necessarily coincide with those of the SSI.

Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Sammanfattning

Utförelse av potentiellt kontaminerat material från zonindelade områden regleras idag av SSI:s föreskrifter FS 1996:2 [1]. Från den svenska kärnkraftindustrin har hittills friklassats en begränsad mängd material totalt. Vid rivning av svenska kärnkraftsanläggningar kommer avfallsmängderna att bli betydligt större, enligt [3, 17].

EU

Syftet med föreliggande rapport är att bedöma tillämpbarheten i Sverige av EU:s rekommenderade friklassningsregler. EU har publicerat teknisk vägledning för friklassning av metaller i [5,6] och för friklassning av byggnader och byggnadsrester i [7,8]. EU:s riktlinjer innehåller nuklidspecifika friklassningsnivåer.

Som grund för beräkning av friklassningsnivåer har EU använt det så kallade "10 µSv-kriteriet" som IAEA rekommenderar. IAEA:s rekommendation, Safety Series 89¹, refererar till en individ-dos på "några tiotal µSv/år" som trivial och därför grunden för friklassning. Som jämförelse kan nämnas att 10 µSv/år motsvarar ca 1 % av den genomsnittliga svenska bakgrundsstrålningen. De föreslagna friklassningsnivåerna är beräknade radioaktivitetsnivåer för det mest begränsande scenariet som leder till en individdos på 10 µSv/år eller en huddos på 50 mSv/år.

Metaller

För metaller ges två uppsättningar av friklassningsnivåer, en för metallskrotsåtervinning och ett för direkt användning av komponenter. I båda fallen ges ytspecifika friklassningsnivåer. För metallskrotsåtervinning ges även massspecifika friklassningsnivåer.

Vid framtagning av friklassningsnivåerna för metallskrot har man studerat hur metallskrotet hanteras och hur återvinningsprocedurerna för metallskrot ser ut. Metallskrotet smälts ner vid ett smältverk och processas därefter på olika sätt beroende på vilken metall det handlar om. Det friklassade metallskrotet med kärntekniskt ursprung förutsätts blandas med annat skrot och återvinnas i den konventionella återvinningsprocessen. Den antagna utblandningsgraden varierar men ligger i allmänhet mellan 0,1-0,2. Vid framtagningen av friklassningsnivåerna för direkt användning antas att de friklassade komponenterna återanvänds direkt (till exempel pumpar, verktyg etc.).

Byggnader

För friklassning av byggnader har tre huvudgrupper identifierats i EU:s studier: Friklassning av byggnader för återanvändning eller rivning, friklassning av byggnader enbart för rivning samt friklassning av byggnadsrester. För byggnader anges ytspecifika friklassningsnivåer och för byggnadsrester anges massspecifika friklassningsnivåer.

Vid framtagning av friklassningsnivåerna för byggnader antas att byggnaden lämnas stående och används för olika ändamål som till exempel fabrik, verkstad, museum eller dylikt eller att den rivs. Friklassningsnivåerna för byggnadsrester antas att byggnaden rivs först och att byggnadsresterna därefter friklassas. De friklassade byggnadsresterna kan sedan antingen deponeras eller användas som fyllnadsmaterial.

Vår bedömning är att de beaktade scenarierna i EU:s studier både för metaller och för byggnader täcker in de scenarier som kan bli aktuella och begränsande även i Sverige. Till grund för EU-rekommendationerna ligger studier från bl a Tyskland, Storbritannien, Frankrike och Sverige.

¹ International Atomic Energy Agency, "Principles for the exemption of radiation sources and practices from regulatory control," Safety Series No 89, Vienna 1988

Sverige

Friklassning av skrot från kärntekniska anläggningar, huvudsakligen stål och aluminium, sker i Sverige främst via smältning i Studsvik. De resulterande göten återvinns inom metallindustrin. Mindre mängder skrot friklassas även direkt från kärnkraftverken. Vid återsmältning blandas göten i proportionen 5-10 gånger vikten med icke-radioaktivt material, [38]. Radioaktivt material med lågt aktivitetsinnehåll får deponeras vid kommunala avfallsdeponier eller destrueras. Vid storskalig rivning av Sveriges kärnkraftsanläggningar kommer troligen friklassat metallskrot också att blandas med övrigt metallskrot och återvinnas på konventionellt sätt. Även friklassade byggnadsrester kommer troligen att hanteras enligt konventionella metoder.

Vad som måste beaktas vid nedmontering och avveckling av kärntekniska anläggningar och när stora mängder material ska deponeras är de krav som miljölagstiftningen ställer i form av till exempel miljökonsekvensbeskrivningar för hanteringen och processande av material. Miljökonsekvens-beskrivning (MKB), enligt kap 6 Miljöbalken, görs för att visa på vilka sätt verksamheten påverkar miljön. Effekter på bland annat människor, djur, växter och landskap identifieras och beskrivs. En inventering av miljöpåverkan från företagets byggnader, processer, produkter och leverantörer samt en riskanalys ingår.

Avfallsmängder

Mängden radioaktivt avfall från kraftverken beror delvis på de friklassningsgränser som kommer att gälla vid rivningstillfället och på i vilken omfattning materialet kommer att dekontamineras.

Total mängd radioaktivt systemavfall från rivning av Oskarshamn 3 uppskattas i [14] till 6 040 ton. Total mängd icke radioaktivt (friklassningsbart) systemavfall uppskattas till 7 830 ton. Om det antas att Co-60 är den dominerande nukliden, vilket beräkningar gjorda i [14] visar, så ger en användning av EU:s friklassningsgräns på 1 Bq/g för Co-60 i skrot för återvinning att ytterligare 213 ton material kan friklassas. Den radioaktiva system-avfallsmängden kan alltså minskas till ca 5 800 ton. Sammanräknat för samtliga 12 kärnkraftsblock i Sverige skulle ytterligare 1 808 ton material kunna friklassas om EU:s friklassningsgräns på 1 Bq/g för Co-60 praktiserats, utöver de mängder som antas friklassas i [14].

Om man istället använder friklassningsgränsen 1 Bq/cm² som gäller för återanvändning av komponenter, så skulle 70 ton material (av de 6040 ton som betraktats som radioaktivt) kunna friklassas för O3, och totalt 594 ton om en dekontamineringsfaktor på 2 kan antas. I några studier, [15] och [16], så anges att en dekontamineringsfaktor i storleksordningen 100 är rimlig att uppnå vid rivning av nukleära anläggningar. I detta fall skulle 700 ton material (av de 6040 ton som betraktats som radioaktivt) kunna friklassas för O3 och totalt 6366 ton för samtliga kärnkraftsreaktorer.

Sammantaget innebär detta att följande mängder kan uppskattas vara friklassningsbara för Oskarshamn 3 och totalt för de 12 svenska reaktoranläggningarna (inom parantes):

- Friklassning av det aktiva avfallet understigande 1 Bq/cm²: 7 830 ton (92 500 ton)
- Som ovan men med dekontaminering med dekontfaktor 2: 7 900 ton (93 000 ton)
- Som ovan men med dekontaminering med dekontfaktor ca 100: 8 580 ton (98 800 ton)

Rent praktiskt är det naturligt i den framtida verkliga rivningssituationen, att många system kommer att hamna i en gråzon nära friklassningsgränsen, vilket innebär att efter avsökning delar kan friklassas, medan andra klassas som aktiva. Denna gråzon kommer troligen att omfatta system både inom gruppen radioaktiva och icke radioaktiva system enligt [14].

Till detta metallavfall från rivning av processsystem skall läggas mängden friklassningsbar betong.

Mätteknik

För friklassningsmätningar krävs instrument med mycket låga detektionsgränser. Dessutom är noggrannheten viktigt för att kunna verifiera att friklassningsgränserna uppfylls på en rimlig konfidensnivå.

Internationella regler, följt av nationella regler, går mot nuklidspecifika friklassningsnivåer. Därmed kommer det att finnas ett tryck på att presentera nuklidspecifika resultat, istället för totalaktivitet. God energi-upplösning och möjligheten att urskilja bakgrundsstrålningen, gör HRGS (High Resolution Gamma Spectroscopy) med germanium-detektorer mycket lämpade för friklassningsmätningar. Ett antal andra tekniker kan också vara användbara beroende på applikation, till exempel alfa/beta-analysatorer, plast-scintillatorer eller LRGS (Low Resolution Gamma Spectroscopy).

Viktiga aspekter att ta hänsyn till vid friklassningsmätningar är också: förekomsten av aktivitet ansamlad i partikelform (sk ”hotspots”), yta/vikt som ingår i medelvärdesbildning samt ytbeskaffenhet på föremålet (målarfärg, smuts etc.).

Kostnader

Generellt sett så innebär möjligheten till friklassning en minskad kostnad för hanteringen av rivningsavfallet. Beräkningar påvisar att något mer material kan friklassas med EU:s rekommenderade gränsvärden än vad som appliceras för nuvarande svenska rivningsprojekt. För Oskarshamn 3:s del kan det röra sig om ca 100 ton mer friklassat material, vilket skulle innebära besparade avfallslagringskostnader på storleksordningen en miljon kronor. Genom specifika dekontamineringsåtgärder för material som ligger nära friklassningsgränsen kan mängderna, och därmed besparingarna, ökas väsentligt.

Denna besparing ska ställas mot den investering som Oskarshamn 3 behöver göra för att kunna utföra de verifierande nuklidspecifika mätningar som erfordras enligt riktlinjerna. Investeringen har uppskattats till i storleksordningen 10 MSEK men som nämnts finns möjligheten att välja enklare vägar som gör att skillnaden i instrumentbehov inte blir så stor.

Slutsatsen blir att införandet av EU:s rekommenderade friklassningsgränser inte kommer att påverka tillståndsinnehavarnas rivningskostnader i någon högre grad. Eventuella kostnadsökningar eller besparingar blir marginella i förhållande till den totala rivningskostnaden.

Ett alternativ till slutförvaring, och kanske även till friklassning, vore markdeponering på anläggningsplatsen, i likhet med hur driftavfall kan hanteras idag på flertalet anläggningar i Sverige (Forsmark, Oskarshamn, Ringhals och Studsvik). Detta har dock inte studerats här.

Kommentarer

Eftersom radioaktiviteten i och på metallkomponenter, utrustning och skrot inte är enhetligt fördelad, måste mängden specificeras över vilken ett medelvärde tillåts räknas ut. Om generösa medelvärdesförfaranden tillåts så håller inte längre de radiologiska antagandena. Som riktvärde enligt [5] är en medelvärdesarea på några 100 upp till 1000 cm² och en medelvärdesmassa på några få 100 kg troligen lämpligt.

Även i och på byggnadsstrukturer och byggnadsrester är inte radioaktiviteten enhetligt fördelad. För byggnader och byggnadsrester är i allmänhet en medelvärdesmassa på 1 ton material och en medelvärdesarea på 1 m² för ytspecifika friklassningsnivåer lämpligt.

Vid hantering av metallskrot i olika situationer förutsätter EU:s rekommendationer olika grader av utspädning av skrot med nukleärt ursprung med metallskrot av annat ursprung. Vid en storskalig hantering av friklassat material, som blir aktuellt vid rivning av kärnkraftsanläggningar är bedömningen att de antagna utspädningskoefficienterna är giltiga även för svenska förhållanden.

Innehållsförteckning

1	Bakgrund.....	7
2	Förutsättningar	8
2.1	Nuvarande praxis för friklassning av kärntekniska anläggningar i Sverige.....	8
2.2	Underliggande strålskyddsprinciper till EU:s riktlinjer för friklassning.....	8
3	EU:s riktlinjer för friklassning av metaller	10
3.1	Rekommenderad friklassningspolicy.....	10
3.2	Friklassningskriterier för metallskrots-återvinning.....	11
3.3	Friklassningskriterier för direkt användning	14
3.4	Kommentarer till friklassning av metaller	16
4	EU:s scenarier för friklassning av metaller	17
4.1	Framtagning av friklassningsnivåerna	17
4.2	Mängder friklassningsbart metallskrot, komponenter och utrustning.....	17
4.3	Järn	18
4.4	Kopparbaserade metaller.....	21
4.5	Aluminiumbaserade metaller	25
4.6	Direkt användning av utrustning, komponenter och verktyg.....	26
4.7	Kollektivdoser från friklassat metallskrot.....	27
4.8	Summering av scenarier	28
4.9	Kommentarer.....	30
5	EU:s riktlinjer för friklassning av byggnader	31
5.1	Rekommenderad friklassningspolicy.....	31
5.2	Friklassning av byggnader för återanvändning eller rivning.....	32
5.3	Friklassning av byggnader enbart för rivning	34
5.4	Friklassning av byggnadsrester	36
5.5	Kommentarer till friklassning av byggnader.....	38
6	EU:s scenarier för friklassning av byggnader	39
6.1	Beräkning av friklassningsnivåerna.....	39
6.2	Mängden friklassningsbara byggnader och byggnadsrester i Europa.....	39
6.3	Konventionell återvinning och avfallsalternativ för byggnadsrester och återanvändning av byggnader.....	39
6.4	Kollektivdoser från friklassade byggnader och byggnadsrester	41
6.5	Summering av scenarier	41
6.6	Kommentarer.....	42
7	Hantering av friklassat material i Sverige idag	44
7.1	Hantering av friklassad metall idag.....	44
7.2	Hantering av övrigt friklassat material idag.....	44
7.3	Kommentarer.....	44
8	Beräkning av friklassningsnivåer i Sverige.....	46
8.1	Grunder för beräkning av friklassningsnivåer	46
8.2	Jämförelse mellan beräkningar av Svenska och EU:s friklassningsnivåer	49
8.3	Kommentarer.....	51
9	Förväntad hantering av friklassat material i Sverige	53
9.1	Förväntad hantering av friklassad stål/Järn.....	53
9.2	Förväntad hantering av friklassad koppar och aluminium	54
9.3	Förväntad hantering av friklassade byggnader och byggnadsrester	56
9.4	Vad säger miljölagstiftningen?.....	58
9.5	Jämförelse mellan förväntad hantering i Sverige och EU:s scenarier för beräkning av friklassningsnivåer	60
10	Friklassningsbara avfallsmängder i Sverige.....	61
10.1	Avfallsmängder vid O3	61
10.2	Tillkommande friklassningsbart avfall vid O3	64
10.3	Totala avfallsmängder i Sverige	67
10.4	Total mängd tillkommande friklassningsbart avfall	67
10.5	Kommentarer.....	68

11	Mätmetoder	70
11.1	Verifiering av friklassningsnivåer.....	70
11.2	Total aktivitet i byggnadstruktuer	71
11.3	Jämförelse mellan olika mättekniker	71
11.4	Mätutrustningar	73
11.5	Val av mätinstrument	83
11.6	Kommentarer	84
12	Kostnader	86
12.1	Kostnader för Mätutrustning	86
12.2	Slutförvars- kontra friklassningskostnader	86
12.3	Nuvarande kontra EU:s friklassningsgränser	87
12.4	Kommentarer	87
13	Slutsatser	88
14	Referenser	89

1 Bakgrund

Utförelse av potentiellt kontaminerat material från kontrollerat område vid kärntekniska anläggningar regleras idag av SSI:s föreskrift FS 1996:2 [1]. Enligt föreskrifterna får material med ett aktivitetsinnehåll på max 500 Bq/kg (varav max 100 Bq/kg α -strålade nuklider) utföras för fri användning. Föreskrifterna är enligt SSI avsedda att tillämpas vid friklassning av mindre kvantiteter kontaminerat gods från anläggningar i drift. För friklassning av gods från rivning av anläggningar finns idag inga särskilda specifika bestämmelser utan även här gäller medgivande från fall till fall, vilket blir tämligen opraktiskt för ett större rivningsprojekt. [2]

Den svenska kraftindustrin har hittills friklassat en begränsad mängd material totalt. Vid rivning av svenska kärnkraftsanläggningar kommer avfallsmängderna att bli betydligt större, enligt [3, 17].

Syftet med föreliggande rapport är att den ska utgöra ett underlag för en bedömning av den svenska tillämpbarheten av EU:s rekommenderade friklassningsregler.

Strålskydds krav som hänför sig till drift av kärnkraftsanläggningar i EU:s medlemsstater är upprättade på nationell nivå. Nationella lagar är bundna av Euratom-avtal för att överensstämma med EU-standarden "The Basic Safety Standards for the Health Protection of the General Public and Workers against the Dangers of Ionizing Radiation", BSS. Ett reviderat BSS-direktiv antogs i maj 1996, [4] för att implementeras i de nationella lagarna senast den 13 maj 2000.

Ett av kraven i de nya standarderna är att avfallshantering, återvinning och återanvändning av material som innehåller radioaktiva substanser ska godkännas av de nationella myndigheterna. Det fastslås också att myndigheterna kan specificera friklassningsnivåer under vilka sådana material inte längre är föremål för krav i Standarderna. Dessa friklassningsnivåer ska upprättas på grundval av de allmänna kriterier för undantag som presenteras i EU:s BSS [4], med ledning av de tekniska råd som tillhandahålls av EU. Alltså kan myndighetskontroll undantas för delar av rivningsmaterialet från kärnkraftsanläggningar. Till exempel finns det nu mer än 100 kärnkraftsreaktorer i drift i EU och ca 40 reaktorer (varav många forskningsreaktorer) som har ställts av och är under rivning. Detta representerar en stor potential för rivningsmaterial, varav den största delen är byggnadsmaterial, av vilket merparten inte eller till mycket liten del är radioaktivt kontaminerad. Återvinning eller konventionell avfallshantering av rivningsrester från byggnadsrivning eller icke-nukleära användningen av byggnader skulle undvika omotiverade allokeringar av resurser för radioaktiv avfallshantering av detta mycket lågaktiva avfall och spara värdefulla naturresurser.

EU har publicerat teknisk vägledning för friklassning av metaller i [5] med underlag i [6] och för friklassning av byggnader och byggnadsrester i [7] med underlag i [8].

De radiologiska värderingarna har baserats på begreppet "trivial risk" och en motsvarande individdos på "några tiotal mikrosievert per år" som föreslås i IAEA Safety Series No 89/1988². Detta koncept har inkluderats i BSS, [4], som fastslår att medlemsstater får besluta att en verksamhet kan undantas om den förväntade effektiva dosen till någon person på grund av denna undantagna verksamhet är i storleksordningen 10 mikroSv eller mindre per år och den kollektiva dosen under ett år ej är över 1 manSv. Som tillägg, har en gräns på 50 mSv per år tillämpats för huddos för att härleda friklassningsnivåer.

² International Atomic Energy Agency, "Principles for the exemption of radiation sources and practices from regulatory control," Safety Series No 89, Vienna 1988

2 Förutsättningar

Föreliggande rapport utgör slutrapport för projekt FREDRIK³ och behandlar EU:s riktlinjer för friklassning av metaller och byggnader samt tillämpbarheten av dessa riktlinjer i Sverige. De scenarier som ligger till grund för de rekommenderade friklassningsnivåerna redovisas översiktligt. Vidare går situationen i Sverige igenom m a p avfallsmängder, miljölagstiftning och hantering av friklassat material. I kap 11 presenteras ett urval av mätinstrument som är användbara vid friklassningsmätningar. Avslutningsvis redogörs för hur EU:s friklassningsnivåer påverkar de svenska rivningskostnaderna.

Studien är begränsad till de tolv kraftproducerande reaktorerna, det vill säga Ågesta, bränslefabriken i Västerås och anläggningar på Studsviksområdet behandlas inte eftersom de har en mindre påverkan på mängduppskattningarna.

2.1 NUVARANDE PRAXIS FÖR FRIKLASSNING AV KÄRNTEKNISKA ANLÄGGNINGAR I SVERIGE

Friklassning är en väletablerad del av det svenska systemet för hantering av radioaktivt avfall. Nuvarande föreskrifter SSI 1996:2 [1] anger gränsvärden för radioaktivt material från kärntekniska anläggningar, vilket kan friklassas och undantas från vidare kontroller. [9]

Svenska friklassningsnivåer stämmer överens med OECD/NEA⁴ och NKS⁵ och med nivåer föreslagna av IAEA och EU, [5,7]. En av grunderna för dessa nivåer är det nämnda 10 µSv/år-kriteriet för individdos. Nuvarande friklassningsnivåer visas i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Friklassningsnivåer för material från kärntekniska anläggningar [1]

	Aktivitetskoncentration		Total aktivitet per anläggningsplats
	Gamma/beta	alfa	
Obegränsad användning	40 kBq/m ² 0,5 Bq/g	4 kBq/ m ² 0,1 Bq/g	Inget gränsvärde Inget gränsvärde
Deponering vid kärnteknisk anläggning eller på kommunal avfallstipp	5 Bq/g	0,5 Bq/g	1 GBq/år
Förbränning av olja	5 Bq/g	0,1 Bq/g	0,5 GBq/år

Friklassning kan tillåtas vid högre nivåer efter ansökan hos SSI. Smält material från smältanläggningen i Studsvik har till exempel friklassats, beroende på nuklidsammansättning, vid nivåer upp till 1 Bq/g. Ett av kraven var att materialet måste smältas om med annat material vid en kommersiell smältanläggning.

De svenska friklassningsnivåerna är endast avsedda för små materialmängder. De svenska friklassningsbestämmelserna kommer att behöva revideras för att ta hänsyn till de stora mängder avfall som blir aktuellt vid storskalig rivning av kärntekniska anläggningar.

2.2 UNDERLIGGANDE STRÅLSKYDDSPRINCIPER TILL EU:S RIKTLINJER FÖR FRIKLASSNING

IAEA:s rekommendation, Safety Series 89, anger en individdos på ”några tiotal µSv/år” som trivial och därför den strålskyddsmässiga bedömningsgrunden för friklassning. Som kriterium vid beräkning av friklassningsgränser föreslår därför IAEA ett riktvärde på 10 µSv/år. Som

³ Friklassning enl. Europakommisionens Direktiv vid Rivning av Kärntekniska anläggningar

⁴ OECD/NEA=Organisation for the Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency

⁵ NKS=Nordisk Kärnsäkerhetsforskning

jämförelse kan nämnas att $10 \mu\text{Sv}/\text{år}$ motsvarar ca 1 % av bakgrundsstrålningen i Sverige. Dessutom anger IAEA riktvärdena $1 \text{ manSv}/\text{år}$ för kollektiv dos och $50 \text{ mSv}/\text{år}$ för huddos.

De föreslagna friklassningsnivåerna är beräknade radioaktivitetsnivåer för det mest begränsande scenario som leder till en individdos på $10 \mu\text{Sv}/\text{år}$ eller en huddos på $50 \text{ mSv}/\text{år}$. Doskoefficienterna för inandning och förtäring tas från BSS, [4], huddos-koefficienterna tas från [10], och de externa dosraterna beräknas genom att använda en punktkärnsmetod.

3 EU:s riktlinjer för friklassning av metaller

EU behandlar friklassning av metaller i två rapporter [5] respektive [6]. I [5] redogörs för rekommenderade friklassningsnivåer för återvinning av metaller från nukleära installationer. [5] behandlar förhållanden vid vilka metallskrot, komponenter och utrustning från rivning av nukleära installationer kan friklassas ur radiologisk synvinkel. Rapport [6] presenterar metoder och modeller som används för att beräkna individ- och kollektivdoser från återvinning av metaller från rivning av nukleära installationer. [6] utgör den tekniska grunden för beräkning av de massspecifika friklassningsnivåerna i rapport [5].

I detta kapitel redovisas EU:s rekommenderade riktlinjer för friklassning av metaller medan kap 4 redogör för de beaktade scenarier som ligger till grund för riktlinjerna.

Beräkningarna redovisas med friklassningsnivåer för två olika fall:

1. Metallskrotsåtervinning
2. Direkt användning

För alternativet återvinning av metallskrot, ges nuklidspecifika friklassningsnivåer för den massspecifika aktiviteten respektive ytaktivitetskoncentrationen tillsammans med en instruktion för att bekräfta överensstämmelsen med friklassningskriterierna ifall det finns en blandning av radionuklider i materialet som ska friklassas. För direkt användning, behöver bara ytaktivitetskoncentrationen beaktas i de flesta fall.

På grund av det ekonomiska värdet av metaller, så kan det inte garanteras att metallen stannar i det land där kontrollkraven togs bort. Om målet är en enhetligt europeisk marknad, är det inte önskvärt med ytterligare kontroller. Av denna anledning är det viktigt att enhetliga kriterier tillämpas för att ta bort kontroller. Detta behov identifierades redan på 1980-talet. Då hade inte BSS introducerat begreppet friklassning, utan kontroller avgjorde från fall till fall. Existerande bestämmelser för undantag från kontroller sågs över och det framkom att dessa bestämmelser inte var tillämpbara vid hantering av de mycket stora kvantiteter som ska friklassas vid rivning, utan speciella riktlinjer krävdes. 1988 kom riktlinjer för återvinning av stålrester från kärnkraftsanläggningar, baserat på då känd kunskap. 1990 reviderades dessa riktlinjer och inkluderade kriterier för andra metaller (som stållegeringar, aluminium, aluminiumlegeringar, koppar och kopparlegeringar), kriterier för ytkontamination specifikt för metallåtervinning för att utöka användningsområdet till andra nukleära installationer (som till exempel urananrikning, bränsleproduktion, kraftgenerering och uppberedning).

Enligt [4] måste friklassningsproceduren ligga under myndighetskontroll eftersom friklassningen frigör material från kontrollkrav från säkerhets- och strålskyddsmyndigheterna. När väl friklassningsproceduren är slutförd är inte metallen längre föremål för sådan kontroll och då kan inga ytterligare restriktioner påföras från säkerhets- och strålskyddsmyndigheterna.

Även om utspädning i omgivningen är känt som en viktig faktor för att reducera doser till allmänheten, anger rekommendationerna att myndigheterna måste försäkra sig om att utspädning inte används för att friklassa material med hög specifik aktivitet genom att avsiktligt späda ut dem för att uppnå friklassningsnivåerna. Dokumentation under rivningen bör visa att sådant material hålls åtskilt.

3.1 REKOMMENDERAD FRIKLASSNINGSPOLICY

Slutsatser från studierna som ligger till grund för [5] säger att kriterier kan definieras så att svagt radioaktivt metallskrot, komponenter och utrustning från kärnkraftsinstallationer kan friklassas

till allmänt bruk när återanvändning inom kärnkraftsindustrin inte är möjligt. Återvinning eller återanvändning av detta material sparar värdefulla naturresurser och undviker omotiverad allokering av naturresurser för kontrollerad avfallsbehandling av lågaktivt avfall.

Ansvaret att tillämpa de föreslagna friklassningskriterierna ligger hos myndigheterna i respektive EU-land. De beräknade friklassningsnivåerna har avrundats på samma sätt som undantagsvärdena ("exemption levels") i EU:s BSS [4, 10]. Om det beräknade värdet ligger mellan $3 \cdot 10^x$ och $3 \cdot 10^{x+1}$ ska det avrundade värdet 10^{x+1} användas. Detta innebär t ex att värdet 2 avrundas till 1 och värdet 4 avrundas till 10.

De radiologiska analyserna har i allmänhet baserats på den stora metallmängd som förväntas komma från rivning av kärntekniska anläggningar, speciellt kärnkraftverk. Den lägre gränsen för massspecifik friklassningsnivå för återanvändning har satts till 1 Bq/g. De radionuklider, för vilka den rekommenderade friklassningsgränsen höjts till 1 Bq/g har markerats med en asterisk i tab 3.1. I [5] anges oavrundade värden för varje metalltyp.

Som indikerat kan problem uppstå om friklassningskriterierna skulle vara sådana att det friklassade materialet fortfarande skulle kräva rapportering vid mottagandet för fortsatt användning eller processande. För att undvika lagliga och kontrollmässiga problem rekommenderas att de massspecifika friklassningsnivåerna inte överstiger motsvarande undantagsvärden i BSS, vilka är införda i den svenska strålskyddsförordningen. Under dessa omständigheter är radionuklidkoncentrationen i den friklassade metallen lägre än den massspecifika undantagsnivån och därför undantagen tillståndsplikt. Det bör dock noteras att specifika nuklider koncentreras under smältprocessen i dammet och slaggen så att aktivitetskoncentrationen i dessa biprodukter kan överskrida undantagsvärdena i BSS. De radiologiska analyserna har kalkylerat med dessa fenomen i scenarierna så att de resulterande doserna inte ska överskrida $10 \mu\text{Sv}/\text{år}$ och att BSS automatiskt undantar sådant material, så att tillstånd inte krävs i dessa fall.

3.2 FRIKLASSNINGSKRITERIER FÖR METALLSKROTS-ÅTERVINNING

De nuklidspecifika friklassningsnivåerna i tabell 3.1 är de lägsta värdena från alla metaller som studerats och kan tillämpas på metallskrot för vilket, utom allt rimligt tvivel, dess enda användning efter friklassning är som råvara för produktion av ny metall, det vill säga återvinning genom smältning. De rekommenderade friklassningsnivåerna är värden under vilka myndighetskontroll kan undantas när de tillämpas enligt punkt 1-6 nedan. De kortlivade dotternukliderna är inkluderade i analysen för modernukliderna och kräver därför inga extra begränsningar.

De massspecifika friklassningsnivåerna tillämpas på aktiviteten per massenhet av metallen som ska friklassas, beräknad som ett medelvärde över en rimlig mängd metall. Myndigheterna ska försäkra att medelvärdesförfaranden inte avsiktligt används för att friklassa metall över friklassningsnivåerna. I detta avseende ska rimlig tolkas som en massa på några hundra kilo.

De ytspecifika friklassningsnivåerna tillämpas på den totala ytaktivitetskoncentrationen, (fixed och non-fixed, se kap 3.4.2), och avser ett medelvärde över rimliga ytor. I detta avseende kan myndigheterna, beroende på material, kontaminering och homogenitet hos kontamineringen, godkänna medelvärdesytor på några 100 cm^2 upp till 1 m^2 . För oåtkomliga ytor där kontaminering kan förväntas, rekommenderas att en konservativ uppskattning görs av ytaktiviteten för att jämföras med friklassningsnivåerna.

Följande kriterier anges i [5]:

1. Både det massspecifika och det ytspecifika friklassningskriteriet måste uppfyllas. Alla undantag från detta ska studeras och godkännas av myndigheterna.
2. I de flesta fall är mer än en radionuklid inblandad. För att bestämma om en radionuklidblandning är under friklassningsnivån kan en enkel summaformel användas:

$$\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}} < 1.0$$

där

c_i är den totala aktiviteten i strukturen per ytenhet av radionuklid "i", [Bq/cm²]

c_{li} är friklassningsnivån för radionuklid "i", [Bq/cm²]

n är antalet radionuklider i blandningen

I ovanstående uttryck, summeras koncentrationen dividerat med friklassningsnivån för alla radionuklider i blandningen. Om denna summa är mindre än 1 så uppfyller materialet friklassningskraven.

3. De rekommenderade friklassningsvärdena är inte avsedda för materialblandningar som elektriska kablar. Sådant material måste separeras i metall- respektive ickemetallfraktioner innan friklassningkriteriet kan tillämpas på metallfraktionen. Alla undantag från detta ska studeras och godkännas av myndigheterna.
4. De rekommenderade friklassningsnivåerna kan inte tillämpas på metalldelar eller göt från skrot som smälts före friklassningen.

Tabell 3.1 Nuklidspecifika friklassningsnivåer för metallskrotsåtervinning. [5]

Nuklid	Mass-specifik [Bq/g]	Ytspecifik [Bq/cm ²]
H 3	1000	100000
C 14	100	1000
Na 22	1*	10
S 35	1000	1000
Cl 36	10	100
K 40	1	100
Ca 45	1000	100
Sc 46	1*	10
Mn 53	10000	100000
Mn 54	1	10
Fe 55	10000	10000
Co 56	1	10
Co 57	10	100
Co 58	1	10
Co 60	1	10
Ni 59	10000	10000
Ni 63	10000	10000
Zn 65	1	100
As 73	100	1000
Se 75	1	100
Sr 85	1	100
Sr 90	10	10
Y 91	10	100
Zr 93	10	100
Zr 95	1	10
Nb 93m	1000	10000
Nb 94	1	10
Mo 93	100	1000
Tc 97	1000	1000
Tc 97m	1000	1000
Tc 99	100	1000
Ru 106	1	10
Aq 108m	1	10
Aq 110m	1	10
Cd 109	10	100
Sn 113	1	100
Sb 124	1	10
Sb 125	10	100
Te 123m	10	100
Te 127m	100	100
I 125	1	100
I 129	1	10
Cs 134	1*	10
Cs 135	10	1000
Cs 137	1	100
Ce 139	10	100
Ce 144	10	10
Pm 147	10000	1000
Sm 151	10000	1000
Eu 152	1	10
Eu 154	1	10
Eu 155	10	1000
Gd 153	10	100
Tb 160	1	10
Tm 170	100	1000

Nuklid	Mass-specifik [Bq/g]	Ytspecifik [Bq/cm ²]
Tm 171	1000	10000
Ta 182	10	10
W 181	100	1000
W 185	1000	1000
Os 185	1	10
Ir 192	1	10
Tl 204	1000	1000
Pb 210	1*	1
Bi 207	1	10
Po 210	1	0,1
Ra 226	1	0,1
Ra 228	1	1
Th 228	1	0,1
Th 229	1*	0,1
Th 230	1*	0,1
Th 232	1*	0,1
Pa 231	1*	0,1
U 232	1	0,1
U 233	1	1
U 234	1	1
U 235	1	1
U 236	10	1
U 238	1	1
Np 237	1	0,1
Pu 236	1	0,1
Pu 238	1*	0,1
Pu 239	1*	0,1
Pu 240	1*	0,1
Pu 241	10	10
Pu 242	1*	0,1
Pu 244	1*	0,1
Am 241	1*	0,1
Am 242m	1	0,1
Am 243	1*	0,1
Cm 242	10	1
Cm 243	1	0,1
Cm 244	1	0,1
Cm 245	1*	0,1
Cm 246	1*	0,1
Cm 247	1	0,1
Cm 248	1*	0,1
Bk 249	100	100
Cf 248	10	1
Cf 249	1	0,1
Cf 250	1	0,1
Cf 251	1	0,1
Cf 252	1	0,1
Cf 254	1	0,1
Es 254	10	1

* Höjd till 1 Bq/g (Jfr tabell 7-2 i [5]).

3.3 FRIKLASSNINGSKRITERIER FÖR DIREKT ANVÄNDNING

De nuklidspecifika friklassningsnivåerna i tabell 3.2 tillämpas på metallkomponenter, utrustning eller verktyg för vilka en användning efter friklassning förutses i samma eller modifierad form, det vill säga direkt användning. De rekommenderade friklassningsnivåerna är maximalt tillåtna aktiviteter under vilka myndighetskontroll kan undantas när de tillämpas enligt punkt 1-3 nedan. De kortlivade dotternukliderna inkluderas i analysen för modernukliderna och kräver därför inga extra begränsningar.

1. De ytspecifika friklassningsnivåerna tillämpas på total ytaktivitetskoncentration, (fixed+ non-fixed, se kap 3.4.2), och är ett medelvärde över rimligt stor yta. Här ska rimligt tolkas som en area på några 100 cm². För otillgängliga ytor där ytkontamination kan förväntas ska ett konservativt antagande göras för jämförelse med friklassningsnivåerna.
2. Massspecifika friklassningsnivåer för direkt användning har inte tagits fram. I allmänhet är utrustningen bara ytkontaminerad. Användningen av endast ytaktivitetsfriklassningsnivåer är berättigat om α - och β -aktivitet gömt under ytlager (till exempel målarfärg eller damm), inkluderas i ytaktiviteten och om γ -aktivitet tillskrivs ytaktiviteten, även om den i verkligheten härrör från djupare lager.
3. I de flesta fall förekommer mer än en radionuklid. För att bestämma om en radionuklidblandning är under friklassningsnivån kan en enkel summaformel användas:

$$\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}} < 1.0$$

där

c_i är den totala aktiviteten i strukturen per ytenhet av radionuklid "i", [Bq/cm²]

c_{li} är friklassningsnivån för radionuklid "i", [Bq/cm²]

n är antalet radionuklider i blandningen

I ovanstående uttryck, summeras koncentrationen dividerat med friklassningsnivån för alla radionuklider i blandningen. Om denna summa är mindre än 1 så uppfyller materialet friklassningskraven.

Tabell 3.2 Nuklidspecifika friklassningsnivåer för direkt användning av metalledar. [5]

Nuklid	Ytspecifik [Bq/cm ²]	Nuklid	Ytspecifik [Bq/cm ²]
H 3	10000	Tm 171	10000
C 14	1000	Ta 182	10
Na 22	1	W 181	100
S 35	1000	W 185	1000
Cl 36	100	Os 185	10
K 40	10	Ir 192	10
Ca 45	100	Tl 204	100
Sc 46	10	Pb 210	1
Mn 53	10000	Bi 207	1
Mn 54	10	Po 210	0,1
Fe 55	1000	Ra 226	0,1
Co 56	1	Ra 228	1
Co 57	10	Th 228	0,1
Co 58	10	Th 229	0,1
Co 60	1	Th 230	0,1
Ni 59	10000	Th 232	0,1
Ni 63	1000	Pa 231	0,1
Zn 65	10	U 232	0,1
As 73	1000	U 233	1
Se 75	10	U 234	1
Sr 85	10	U 235	1
Sr 90	10	U 236	1
Y 91	100	U 238	1
Zr 93	100	Np 237	0,1
Zr 95	10	Pu 236	0,1
Nb 93m	1000	Pu 238	0,1
Nb 94	1	Pu 239	0,1
Mo 93	100	Pu 240	0,1
Tc 97	100	Pu 241	10
Tc 97m	1000	Pu 242	0,1
Tc 99	1000	Pu 244	0,1
Ru 106	10	Am 241	0,1
Aq 108m	1	Am 242m	0,1
Aq 110m	1	Am 243	0,1
Cd 109	100	Cm 242	1
Sn 113	10	Cm 243	0,1
Sb 124	10	Cm 244	0,1
Sb 125	10	Cm 245	0,1
Te 123m	100	Cm 246	0,1
Te 127m	100	Cm 247	0,1
I 125	100	Cm 248	0,1
I 129	10	Bk 249	100
Cs 134	1	Cf 248	1
Cs 135	100	Cf 249	0,1
Cs 137	10	Cf 250	0,1
Ce 139	10	Cf 251	0,1
Ce 144	10	Cf 252	0,1
Pm 147	1000	Cf 254	0,1
Sm 151	1000	Es 254	1
Eu 152	1		
Eu 154	1		
Eu 155	100		
Gd 153	10		
Tb 160	10		
Tm 170	1000		

3.4 KOMMENTARER TILL FRIKLASSNING AV METALLER

De beräknade individuella doserna från ytkontamination på 1 Bq/cm^2 , har använts för att beräkna friklassningsnivåer vilka skulle kunna ge en individdos på $10 \text{ } \mu\text{Sv/år}$ eller 50 mSv/år i huddos. Vid jämförelse av de massspecifika friklassningsnivåerna för olika metaller så är det endast små skillnader för de flesta radionuklider. Samma beräkning används därför för den massspecifika koncentrationen för varje metall. Det är därför lämpligt att rekommendera endast en uppsättning av friklassningsnivåer för alla typer av metallskrot, som gjorts i kap 3.2. Friklassningsnivåerna avrundas som beskrivs i kap 3.1.

3.4.1 Medelvärdesbildning över massor och ytor

Eftersom radioaktiviteten i och på metallkomponenter, utrustning och skrot inte är enhetligt fördelad, måste mängden specificeras över vilken ett medelvärde tillåts räknas ut. Om generösa medelvärdesförfaranden tillåts så håller inte längre de radiologiska antagandena. Detta visas enklast genom ett exempel: Anta en medelvärdesmassa på 1 ton. Då är det teoretiskt möjligt att ha en 100-kg-del med en aktivitet som är 10 gånger högre än friklassningsnivån. När denna massa smälts i till exempel en 1-tons induktionsugn, är andelen skrot med nukleärt ursprung 0,1, men aktivitetens innehåll är detsamma som om hela massan på 1 ton var radioaktivt på friklassningsnivån. Med andra ord produkterna (metall, slagg, stoft) har en aktivitet på upp till 10 gånger de som antagits vid de radiologiska bedömningarna och den resulterande dosen skulle kunna bli i storleksordningen $100 \text{ } \mu\text{Sv/år}$ istället för $10 \text{ } \mu\text{Sv/år}$. Därför bör myndigheterna ha detta i åtanke vid beslut om en begränsad storlek för medelvärdesbildningen. Mätproceduren, inklusive medelvärdesarea och –massa, ska beakta typ av kärnteknisk anläggning, vilket material som ska friklassas och inblandade radionuklider. Som riktvärde enligt [5] är en medelvärdesarea på några 100 upp till 1000 cm^2 och en medelvärdesmassa på några få 100 kg troligen lämpligt. Om aktiviteten är tillräckligt homogent fördelad kan större medelvärdesareor (upp till 1 m^2) och –massor (upp till 1 ton) vara lämpliga.

3.4.2 Borttagbar kontra total ytaktivitet

Mätningar av borttagbar ytaktivitet beror på kontamineringsmekanismen (våt eller torr), yt-karakteristik (ytråhet, kemi och material), dekontamineringsansträngningar och typ av använt strykprov. Av dessa anledningar är mätningar av enbart borttagbar aktivitet inte en pålitlig metod för att bestämma ytkontaminationen. Vidare kan en borttagbar andel ändras med tiden (till exempel rost) så att delar som uppfyller friklassningskraven för borttagbar aktivitet vid en tidpunkt inte uppfyller kraven vid en senare tidpunkt. Å andra sidan registrerar direkta yt-mätningar γ -emmissioner från materialets inre och missar lågenergi γ -, β - och α -emmissioner vilka är skärmade av rost eller ytbeläggningar som till exempel målarfärg. Den radiologiskt viktiga parametern är den totala ytaktiviteten (fixed + nonfixed), vilken använts vid de radiologiska bedömningarna för att räkna ut friklassningsgränserna. När friklassningsgränserna ska tillämpas bör myndigheterna speciellt uppmärksamma sådana här mätproblem.

3.4.3 Friklassning av metall efter licensierad smältning

De radiologiska bedömningar som ligger till grund för beräkningar av friklassningsgränser för metallskrot antar att bara en liten andel av skrotet i ugnen kommer från friklassat skrot av nukleärt ursprung. Göt som produceras i en licensierad smältanläggning består till 100 % av radioaktivt skrot. Därför är friklassningsnivåer för skrot inte direkt tillämpliga på metaller som friklassas efter att de smälts i en licensierad kärnteknisk anläggning. Ändå finns det ett antal fördelar att friklassa efter smältning, såsom dekontaminerings effekter från nuklidseparering och förenkling av mätproceduren, så att myndigheterna kan tillåta detta förfarande efter lämplig utredning av de radiologiska konsekvenserna.

4 EU:s scenarier för friklassning av metaller

I [6] redogörs för de scenarier och beräkningsmodeller som ligger till grund för EU:s rekommenderade riktlinjer som presenteras i kap 3. I detta kapitel behandlas beaktade scenarier för järn, aluminium och koppar som friklassas samt radiologiska konsekvenser av att återvinna friklassat järn-, aluminium- respektive kopparskrot. Även direkt återanvändning av komponenter och verktyg behandlas.

4.1 FRAMTAGNING AV FRIKLASSNINGSNIVÅERNA

De radiologiska riktlinjerna för friklassning är uttryckta i dosertermer som är opraktiska att använda för friklassningsbeslut. Därför omvandlas doskriteriet till massspecifik och ytspecifik aktivitet under vilka friklassning leder till triviala doser. Vid återvinning och återanvändning betraktas 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ som trivial. Framtagning av friklassningsnivåer kräver noggranna studier av möjliga och rimliga exponeringsvägar av det friklassade materialet för människor. EU har genomfört fyra studier vilka utgör den tekniska och vetenskapliga grunden till föreslagna friklassningsnivåer. I dessa analyser analyseras vägar/stadier som metallen passerar och scenarier föreslås som representerar begränsande exponeringsvägar för arbetare och allmänhet för dessa material. [6]

4.2 MÄNGDER FRIKLASSNINGSBART METALLSKROT, KOMPONENTER OCH UTRUSTNING

Friklassningsbart metallskrot från nukleära installationer består primärt av järnhaltiga metaller som stål, samt av aluminium, aluminiumlegeringar, koppar och kopparlegeringar som mässing. Bly används också i nukleära installationer, främst i strålskämsapplikationer. Ett antal andra speciella legeringar med andra basmetaller än järn, koppar och aluminium används också inom kärnkraftsindustrin, till exempel nickel, zirkonium eller kobolt. Dessa används dock oftast inom särskilt utsatta områden i reaktorn och är mycket radioaktiva och därför inte lämpade för friklassning.

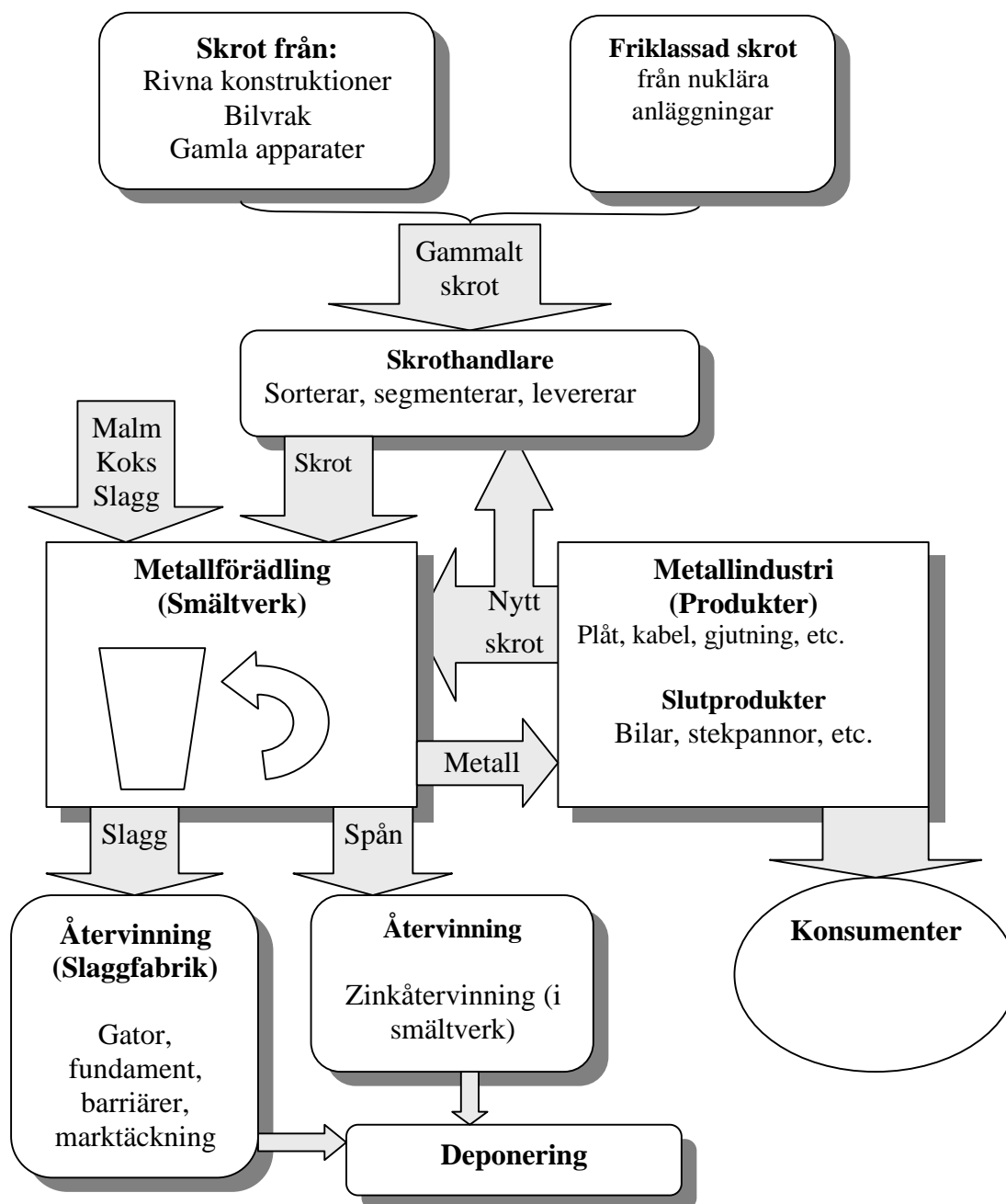
Enligt [5] används grovt räknat ca 8000-13000 ton metall på kontrollerat område i en kommersiell reaktor, av vilket ca 50-70 % är potentiellt friklassningsbart. Den exakta mängden potentiellt friklassningsbart metallskrot beror på många olika faktorer som: rivningsstrategier, tillgänglighet till förvar och dess kostnader, dekontaminerings tekniker och dess kostnader, skrotmarknad, pågående projekt, nationella energibehov och friklassningsnivåer för metallskrot.

Tabell 4.1 visar ett exempel på friklassningsbart metallskrot från Würgassen i Tyskland (BWR).

Tabell 4.1 Friklassningsbart metallskrot vid avveckling av Würgassen, Tyskland, [5]

Riven utrustning	Uppskattad mängd [ton]	Metall
Ångledningar och stödkonstruktioner	350	Stål
Matarvattenledningar	100	Stål
Turbindelrar	100	Stål
Kondensorledningar	350	Mässing
Plåt	50	Aluminium och stål

Figur 4.1 visar en schematisk bild på hur metallskrotsåtervinning och hantering av det friklassade metallskrotet kan se ut idag.



Figur 4.1 Schematisk bild på metallskrotsåtervinning. [5]

4.3 JÄRN

Tillgången på järnsrot och energibesparingarna (ca 60%) vid produktion av stål från järnsrot förändrar stålproduktionsstrategin. Mer och mer stål produceras i mini-fabriker med en produktionskapacitet på mindre än 10^6 ton/år genom att använda elektriska ljusbågsugnar som är kapabla att producera stål från 100 % skrot. Kvaliteten på elektrostål är dock svår att kontrollera på grund av okänd skrotkvalitet. Förbättrade tekniska och administrativa procedurer utvecklas dock som ger bättre möjligheter till kvalitetskontroll. [5]

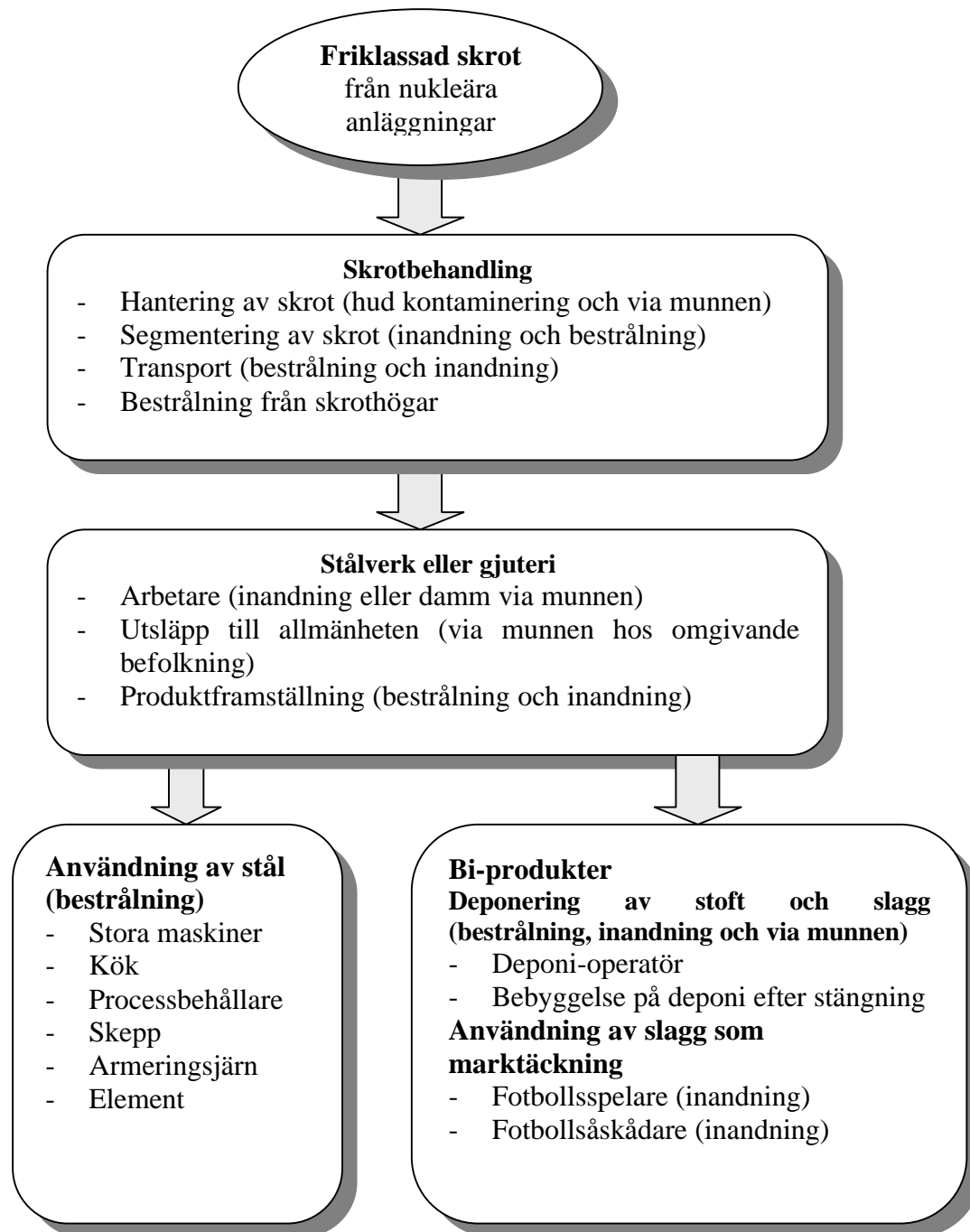
4.3.1 Radiologiska konsekvenser av att återvinna friklassat järnsrot

När skrotet är friklassat säljs det vanligen till en skrothandlare som processar, sorterar och säljer det vidare. Innan skrotet smälts kan ytaktiviteten exponera arbetare genom inandning eller dylikt eller genom extern kontaminering av huden. Arbete nära skrotet leder till extern γ -

bestrålning. De möjliga doserna från processande av skrot har studerats. De uträknade individdoserna från de mest restriktiva scenarierna för en massspecifik aktivitet på 1 Bq/g och ytkontaminering på 1 Bq/cm² redovisas i [5] för ett urval radionuklider. Doser från alla varierande scenarier och för alla nuklider kan studeras i den tekniska dokumentationen och detaljerade beskrivningar av scenarier och parametrar i [6].

Vid bedömning av de radiologiska konsekvenserna av att återvinna metallskrot från kärntekniska anläggningar är en av de viktigaste faktorerna mängden skrot med nukleärt ursprung. För EU uppskattas mängden stål till totalt 10000 ton för en kommersiell kärnkraftsreaktor. Vid de bedömningar som ligger till grund för EU:s rekommenderade friklassningspolicy antas att 4000 ton kolstål återvinns i en fabrik som använder elektrisk ljusbågsugn och 2000 ton rostfritt stål i en fabrik som använder induktionsugn. Förutom kvantiteten som processas i en enskild anläggning är andelen skrot med nukleärt ursprung i en enskild smälta intressant. För syrehaltigt stål är en maximal skrotandel på 0,33 möjlig med nuvarande teknologi. Eftersom kvaliteten på stål beror på skrotet är det mycket troligt att bara en del av skrotfraktionen härstammar från en nukleär källa. Därför antas, vid den radiologiska bedömningen, att andelen nukleärt skrot i stål är 0,1. Speciella legeringar produceras i induktions- eller elektriska ugnar. Detta kan leda till större andel metall från en enskild källa eftersom gjuterier typiskt har små ugnar jämfört med stålverk. För rostfritt stål antas en nukleär skrotandel på 0,2.

Figur 4.2 visar ett schematiskt flöde av radioaktivitet och exponeringsscenarierna för järnmetallskrot som friklassats från nukleära anläggningar.



Figur 4.2: Schematisk figur över flödet av radioaktivitet och exponeringsscenarierna för järnmetallskrot som friklassats från nukleära anläggningar. [5]

Figur 4.2 visar ett urval av scenarier som representerar en hel grupp olika scenarier. Text representerar "kök" alla hushållsapplikationer och -artiklar. Parametrarna för de olika scenarierna har valts konservativt. Med det menas att högre doser är möjligt men ej troligt.

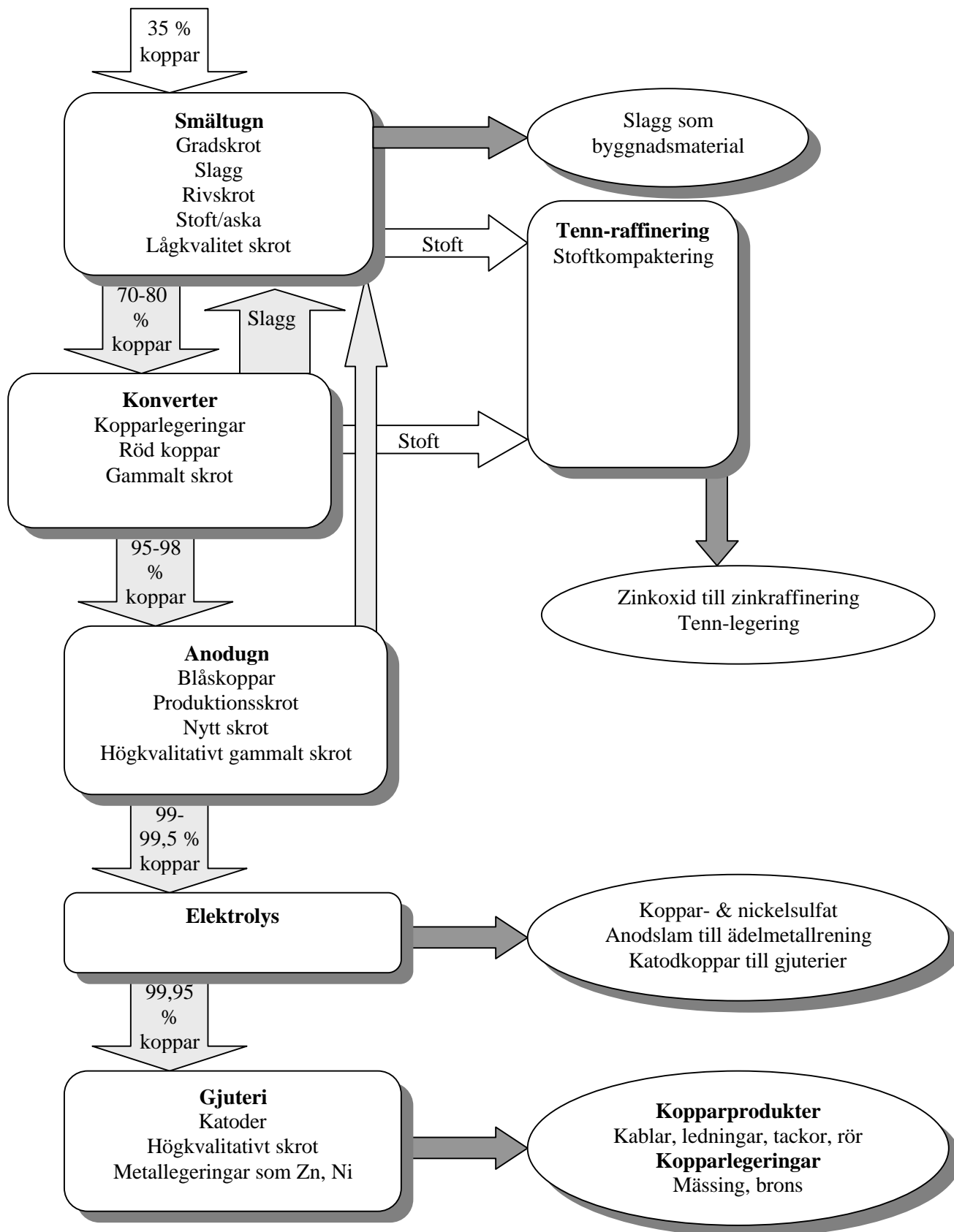
Efter smältning antas radioaktiviteten vara homogent fördelad i hela materialet och doserna beräknas genom att använda aktivitetskoncentrationerna i substansen. För att beräkna koncentrationen i stål eller biprodukterna behövs fördelningen av de radioaktiva isotoperna. Text kobolt-, järn- och nickel-isotoper tenderar att hittas i stål efter smältning medan uran- och plutonium-isotoper återfinns i slaggen och zink och cesium i stoftfraktionen. Nuklidseparationen under smältprocessen har beaktats för ett litet antal av de radionuklider som behandlats här.

Speciellt för Zn-65, Cs-134 och Cs-137, kan doser uppkomma om stoftet återvinns. Utvärderingar har visat att de framräknade doserna från återvinning av stoft är mindre än från deponering och därför betraktas deponeringsscenarioet som det begränsande scenarioet för stoftåtervinning.

4.4 KOPPARBASERADE METALLER

Kopparskrot är avsevärt mer värdefullt än stålskrot, vilket tillsammans med energibesparingar på mellan 80-92 % jämfört med att utvinna primärkoppas, leder till en återvinningsvinst på runt 80 %. I nukleära installationer finns kopparmetall primärt i elektriska komponenter som motorer. Några kärnkraftsanläggningar använder mässing i sina värmeväxlare, vilka efter dekontaminering kan vara friklassningsbara. [5]

Att rena kopparskrot är avsevärt mycket mer komplicerat än att återvinna stål. Den klassiska återvinningsproceduren för kopparskrot visas i figur 4.3 och producerar efter elektrolys en kopparkvalitet som inte går att skilja från kvalitet A producerad från primärkoppas. Ca 40 % av den rena koppas som produceras i EU kommer från gammalt skrot. Nytt och produktionsskrot passar väl för direkt användning i gjuterier. Det är inte möjligt att använda blandad skrot eller okända legeringar i gjuterier. Detta måste alltid passera reningsprocesser, antal steg beror på önskad kvalitet. Det är dock möjligt att smälta gammal koppas och kopparlegeringar direkt i gjuterier, om metallen är väl karakteriserad. [5]



Figur 4.3: Processande av sekundär koppas. [5]

Vid koppar-raffinering avlägsnas de flesta andra metaller. I de första två stegen separeras flyktiga metalloxider som tenn, zink och bly till stoft- och ask-fraktionerna medan mindre ädla metaller som järn, aluminium och kobolt är bundna i slaggen. Dessa biprodukter återvinns inom raffinaderiet eller säljs som råmaterial, till exempel slag som byggnadsmaterial och stoftet till tenn- och zinkraffinering. Under de följande stegen, speciellt elektrolysen, avlägsnas de ädla metallerna från kopparn. Från produktion av ca 1 ton koppar kan ca 2 kg silver avlägsnas. Andra intressanta metaller är guld, selen, tellur, arsenik, antimon, nickel och vismut. De mesta ädla metallerna finns i kopparmalmen och kommer in i processen via svart eller röd primärkoppar så halterna beror på var kopparmalmen brutits.

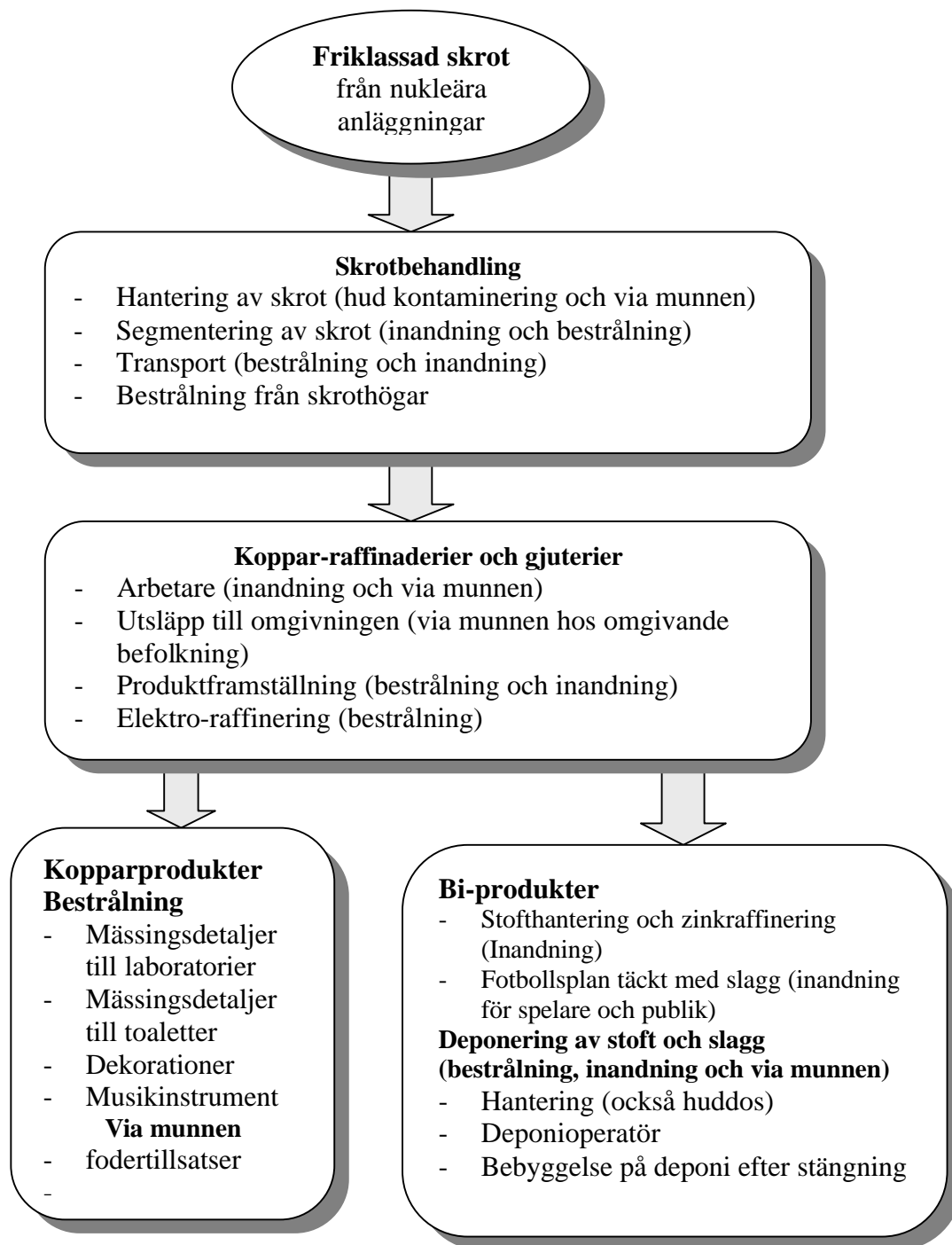
Användningen av koppar, kopparprodukter och kopparlegeringar från raffinerad koppar är ca 2,5 miljoner ton per år i EU. EU importerar ca 50 % av detta. Tack vare koppars höga konduktivitet är den huvudsakliga användningen inom den elektriska industrin. Koppar används också inom modern arkitektur (på fasader). Korrosionsresistensen hos kopparlegeringar gör att de används inom vvs och skeppsbyggnad. Koppar har också en lång historisk tradition inom konsten och musiken (skulpturer och instrument).

4.4.1 Radiologiska konsekvenser av att återvinna radioaktivt kopparskrot

Ytkontamineringsgränser för metallskrot är till största delen oberoende av metalltyp eftersom transporter och hantering är liknande oberoende av metall. Vid jämförelse mellan koppar- och stålskrot så är den förväntade friklassningsbara mängden avsevärt mindre och kan därför processas på kortare tid, vilket leder till kortare exponeringstider och mindre doser. Eftersom de radiologiska analyserna för ytkontaminering gäller för alla metaller används samma ytspecifika friklassningsnivåer för koppar som för stål. För bulkaktiviteten beror doserna på metalltypen så dessa scenarier har beräknats för varje metalltyp. [5].

Majoriteten av potentiellt friklassningsbar koppar kommer från elektriska kablar. Kablar är ofta täckta med ett isolerande material, ofta PVC, vilket måste separeras från kopparn före smältning. Det resulterande isolermaterialavfallet kommer troligen att deponeras men återvinningsalternativ studeras och pilotprojekt finns. Varken den radiologiska konsekvensen av att separera kablar eller den fortsatta användningen eller deponeringen av isolermaterialet är beaktade i de radiologiska studierna. Därför är friklassningskriterierna tillämpbara endast på kopparfraktionen hos kablarna och det förutsätts att separering äger rum före friklassning och att isolermaterialet behandlas som radioaktivt avfall. [5]

Figur 4.4 visar ett schematiskt diagram över materialflödet och exponeringsscenarierna vid återvinning av kopparskrot som friklassats från nukleära anläggningar.



Figur 4.4: Återvinning av kopparskrot som friklassats från nukleära anläggningar. [5]

Efter tillvaratagande av de ädla metallerna från elektrolys-slammet återfinns de radioaktiva isotoperna med de andra isotoperna av samma metall. En ekonomisk slamhanteringsanläggning har en kapacitet på ca 1000 ton per år, vilket motsvarar slam från ca 140000 ton katodkoppar. Därför kan det i princip garanteras att andelen slam från friklassat nukleärt skrot är mindre än 1 %. Vidare återfinns de dominerande nukliderna från kärnbränslecykeln (Co-60, Cs-137, U-235, U-238, etc) i slaggen och stoftet, inte i slammet. Därför leder scenarierna som täcker in återvinning och deponering av avfallsprodukter till mer restriktiva friklassningsnivåer än scenarierna som täcker in ädelmetallraffineringen.

Förutom doserna till arbetare under kopparraffineringen, beaktas doser från användningen av kopparprodukter. Andelen friklassad kopparskrot i produkterna antas vara 0,3. Om skrotet säljs direkt till ett gjuteri och används för att tillverka produkter är detta ett realistisk antagande. Å andra sidan, för kopparskrot som processats i ett raffinaderi är denna uppskattning i överkant konservativ. Eftersom inga kontroller är möjliga efter att skrotet har friklassats, användes den

konservativa skrotandelen för alla produkter. I [5] redovisas den största beräknade individdosen från skrot med en aktivitet på 1 Bq/g tillsammans med det scenario som leder till denna dos för respektive nuklid. Parametrarna och scenarierna behandlas utförligt i [6].

4.5 ALUMINIUMBASERADE METALLER

Aluminiumåtervinning praktiseras aktivt i de flesta EU-länder eftersom återvinning förbrukar upp till 95 % mindre energi än utvinning ur bauxit. Aluminium och dess legeringar används inom kärnkraftsindustrin primärt för elektriska komponenter och ventilationskanaler. Av säkerhetsskäl är användningen av aluminium begränsad i kärnkraftsanläggningar. Stora mängder aluminium används dock i uranriktningsanläggningar speciellt gasdiffusionsanläggningar. [5]

I Västeuropa producerades ca 5 miljon ton aluminium 1990, av vilket ca 30 % var sekundärt aluminium. Ca 24 % av använt skrot var nytt eller produktionskrot. EU importerar ca 7 % av aluminiumskrotet, främst från de forna öststaterna.

Aluminium används överallt i vårt dagliga liv, på grund av dess mångsidighet, till exempel transportindustrin, byggnadsindustrin, elektrisk teknik, förpackningsindustrin, mekanisk teknik, metallurgisk industri, hushållsprodukter.

I motsats till stålproduktion, används inte aluminiumskrot vid produktion av aluminium från bauxit. Tre typer av ugnar används för att producera sekundärt aluminium, rotationsugn, flamugn och induktionsugn. Ugnskapaciteterna varierar från 0,5-20 ton och använder aluminiumskrot som sorteras i 25 olika kategorier. Med nuvarande teknik är det möjligt att återvinna aluminium utan att förlora i kvalitet. Ändå används sekundärt aluminium i första hand för gjutning och primärt aluminium för formbara produkter.

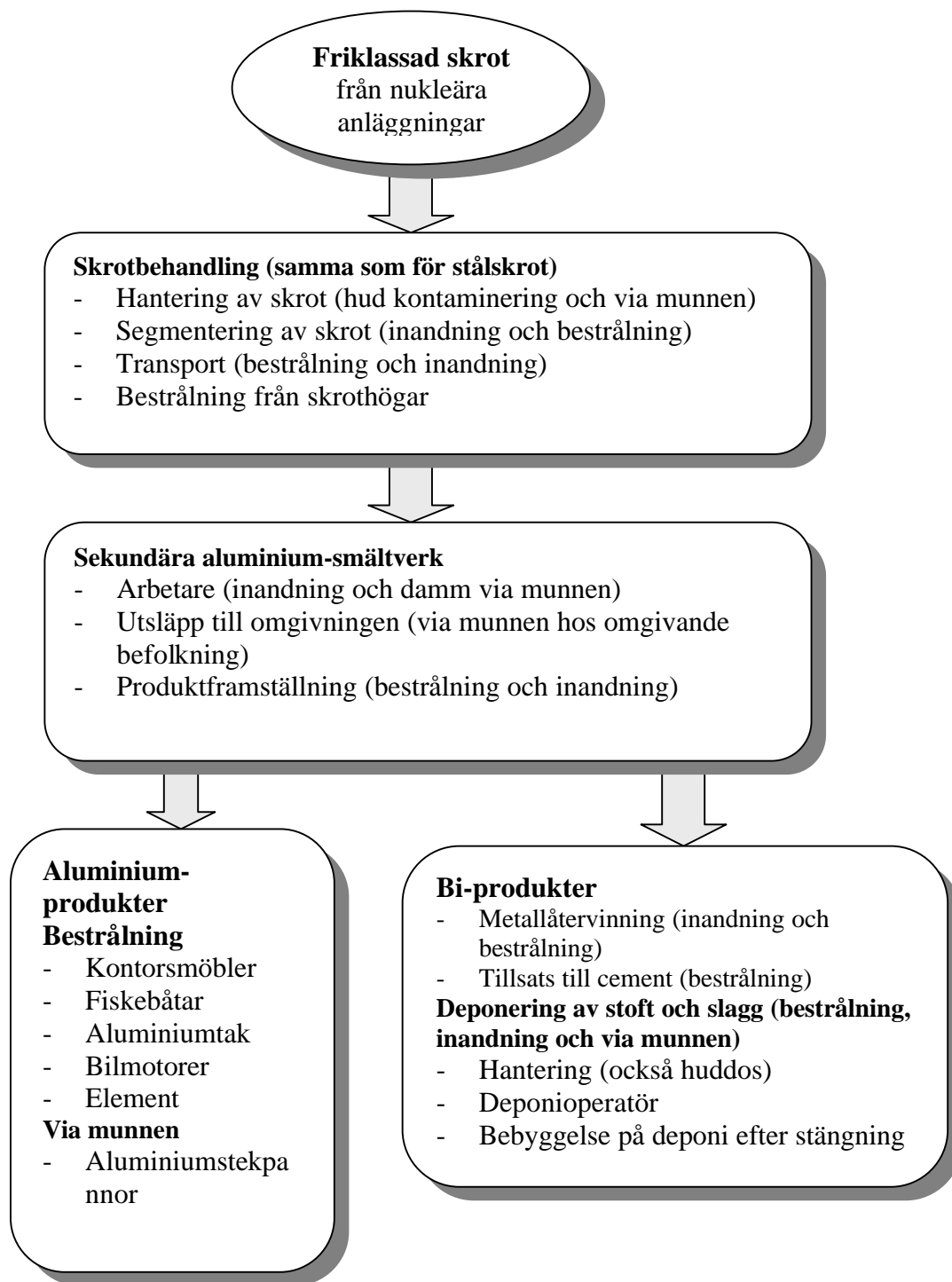
Reaktiviteten för aluminium med syre kräver att den vid smältning är täckt med en saltlösning, vilket leder till en stor mängd salt-slagg som tappas av och formas till block. Gränsen mellan aluminiumet och salttäckningen innehåller ca 20-50 % aluminium och kan återvinnas efter en separationsprocess. Per ton aluminium produceras ca 300 kg slagg och 3 kg stoft. Den möjliga användningen för dessa biprodukter är begränsad och majoriteten deponeras, fast en del slagg kan användas som tillsats i cement. Återprocessande av salt-slaggen inom aluminiumsmältsverken ökar eftersom deponeringskostnaderna ökar och miljölagarna i EU-länderna blir mer restriktiva.

4.5.1 Radiologiska konsekvenser av att återvinna radioaktivt aluminiumskrot

Resonemanget för kopparskrot gäller också för aluminiumskrot, så ytkontaminationsgränserna för aluminiumskrot sätts till samma som de för stål. Separata beräkningar har gjorts för bulkaktivitetskoncentrationer för aluminiumskrot. [5]

Den sekundära aluminiumsmältprocessen medför att skrotet kommer att blandas med ett antal andra olika skrottyper. Därför är den antagna skrotandelen för skrot av nukleärt ursprung på 0,2 ett rimligt konservativt antagande. Under aluminiumsmältning äger en nuklidseparering rum mellan stoft-, slagg- och metallfraktioner, vilket beaktas i de radiologiska antagandena. Figur 4.5 visar de beaktade scenarierna, där exponering av radioaktivitet kan förväntas. I [5] presenteras de högsta beräknade individdoserna och motsvarande begränsande scenarier för ett urval radionuklider. För uranisotoperna antas att 1500 ton aluminium friklassas. Detta beaktar den stora mängd aluminium som förväntas från gasdiffusionsanläggningar. För alla andra nuklider antas att endast 40 ton aluminium friklassas, vilket motsvarar de mängder som kan bli aktuella från kärnkraftsanläggningar.

Figur 4.5 visar materialflödet och exponeringsscenarierna för återvinning av aluminiumskrot som friklassats från kärntekniska anläggningar.



Figur 4.5: Återvinning av aluminiumskrot. [5]

4.6 DIREKT ANVÄNDNING AV UTRUSTNING, KOMPONENTER OCH VERKTYG

Friklassning av utrustning och verktyg från anläggningar för direkt användning är vanligt inom kärnkraftsindustrin och är ekonomiskt mer fördelaktigt än deponering eller skrotning av utrustningen. Samma radiologiska kriterier som används för lätt radioaktivt skrot kan inte tillämpas för att återanvända utrustningen. Återvinning av skrot inbegriper smältning och omformning av skrotet till nya produkter, då skrotet blandas med skrot från ickenukleära källor och radionukliderna separeras från metallen. Därför är aktivitetsinnehållet i nya produkter från skrot med nukleärt ursprung avsevärt lägre än aktivitetsinnehållet i det friklassade skrotet. Efter friklassning av utrustning äger däremot ingen reduktion eller homogenisering av aktiviteten rum (beror på hur löst aktiviteten sitter).

Friklassningskriterierna för direkt användning består främst av ytkontaminationsgränser eftersom att mäta bulkaktiviteten i många fall skulle innebära att utrustningen förstörs (behövs inte om verktygen är ytkontaminerade). Ett problem uppstår vid beräkning av friklassningsnivå för ytaktiviteten för utrustning som har hög kontamination av högenergetiska γ -strålande nuklider som Co-60. Detektorn kan inte avgöra om aktiviteten hör till ytan eller till bulken. Genom att sätta restriktiva ytfriklassningsnivåer (fixed + non-fixed, se kap 3.4.2) begränsas bulkaktiviteten genom att bara mäta totalt γ -dosrat på utrustningens yta.

Friklassningsnivåerna för direkt användning har beräknats genom att anta att totala ytaktiviteten är begränsad. De radiologiska antagandena beaktar:

- Sekundärt intag via munnen av ytaktivitet från händerna
- Huddoser från hantering av friklassad utrustning
- Extern bestrålning från friklassad utrustning
- Inandning från avgiven aktivitet vid användning av utrustningen

I [5] redovisas den högsta beräknade individdosen från en ytaktivitet på 1 Bq/cm^2 och motsvarande begränsande scenario för ett urval av radionuklider. Detaljerad beskrivning av scenarier och parametrar redovisas i [6]. Eftersom aktiviteten antas vara ytkontaminering, är friklassningsvärdena oberoende av metalltyp och gäller för alla metalldetaljer.

4.7 KOLLEKTIVDOSER FRÅN FRIKLASSAT METALLSKROT

Förutom att begränsa individdoserna, så rekommenderar IAEA i SS89⁶, att om kollektivdoserna är mindre än 1 manSv/år kan verksamheten anses som optimerad och vidare alternativ behöver inte undersökas. Därför har kollektivdoserna från återvinning av stål, koppar och aluminium studerats. Kollektivdoserna är beräknade för ett års friklassning och återvinning och integrerat över 100 år under antagande av att produkterna återvinns igen när de kasserats. Kollektivdosen är summan av individdoserna från vissa scenarier multiplicerat med antal exponerade människor. [5]. Följande scenarier används för att beräkna kollektivdoserna:

- Stålatervinning: Skrothög, smältning, tillverkning, element, armeringsjärn i byggnader samt vistelse på deponi
- Kopparåtervinning: Skrothög, smältning, reningsprocedurer, hantering av biprodukter, tillverkning, tandprodukter, vistelse på deponi
- Aluminiumåtervinning: Skrothög, smältning, behandling av biprodukter, tillverkning, slagg i betong, kontorstak, element, bilmotorer, vistelse på deponi

Andra scenarier ger signifikant lägre exponering och deras bidrag till kollektivdosen är endast i storleksordningen 1 %. Kollektivdoserna är beräknade för en aktivitet på 1 Bq/g för varje nuklid. För att utvärdera de förväntade kollektivdoserna för friklassningsnivåerna i tabell 3.1 i kap 3 har kollektivdosen per Bq/g multiplicerats med den massspecifika friklassningsnivån. Detta presenteras i [5] i enheten manSv/år för varje metalltyp för ett urval av radionuklider. Den detaljerade beskrivningen finns i [6].

För nästan alla studerade radionuklider är kollektivdoserna avsevärt under 1 manSv/år . I två fall är kollektivdoserna i storleksordningen 1 manSv/år . Vid beaktande av att aktiviteten typiskt består av ett antal nuklider och att summaformeln tillämpats, kan det förväntas att i realiteten kommer inte 1 manSv/år att överskridas när de rekommenderade friklassningsnivåerna används. Beräkningarna av kollektivdoser visar att en optimering inte är nödvändig. Inte desto mindre kan kollektivdoserna vidare reduceras genom återvinning inom kärnkraftsindustrin, och därmed bidra till att hålla exponeringen av hela befolkningen så låg som det är rimligt möjligt.

⁶ International Atomic Energy Agency, "Principles for the exemption of radiation sources and practices from regulatory control," Safety Series No 89, Vienna 1988

4.8 SUMMERING AV SCENARIER

Tabell 4.2 visar en summering av de scenarier som använts för att beräkna friklassningsnivåer för metaller.

Tabell 4.2: Summering av scenarier [6]

Scenario	Stål	Koppar	Aluminium	Kollektivdos
Skrotlager	Extern (transport)	Extern (transport)	Extern (transport)	
Gjuteri	Extern (fyllning) Inandning av damm (vid smältning) Damm via munnen (vid smältning)	Extern (fyllning) Inandning av damm (smältning) Damm via munnen (vid smältning)	Extern (fyllning) Inandning av damm (vid smältning) Damm via munnen (smältning)	Stål, koppar, aluminium: Extern (fyllning) Inandning av damm (smältning)
Atmosfäriska emissioner	Inandning Externt Via munnen	Inandning Externt Via munnen	Inandning Externt Via munnen	
Hantering av biprodukter och raffinering-procedurer		Externt (slaggprocessande, elektroraffinering) Inandning (stoffkompaktering, zinkåtervinning, slaggprocessande)	Externt (slaggprocessande) Inandning (slaggprocessande)	Koppar: Extern (elektroraffinering) Inandning (stoffkompaktering, zinkåtervinning) Aluminium: Extern (slaggprocessande) Inandning (slaggprocessande)
Förädling	Externt (tillverkning) Inandning av damm (metallbearbetning)	Inandning (tillverkning)	Inandning (tillverkning)	Stål: Externt (tillverkning) Inandning av damm (metallbearbetning) Koppar, aluminium: Inandning av damm (metallbearbetning)
Yrkesmässig användning av produkter	Externt (maskin, kök, processkärl, skepp)	Externt (mässingsobjekt till lab, stora dekorationer, mässingsinstrument)	Externt (kontorsmöbler, fiskebåtar, kontorstak)	Aluminium: Externt (kontorstak)
Hushållsmässig användning av produkter	Externt (armeringsjärn, element)	Externt (mässingsbeslag i kök) Via munnen (grisfoder)	Externt Via munnen (kokkärlspartiklar)	Stål: Externt (armerings järn, element) Koppar: Externt (mässingsbeslag i kök) Aluminium: Externt (element, bilmotrer)
Avfall eller användning av biprodukter	Avfall: Deponiarbetare (externt, inandning av damm, damm via munnen) Via bostäder (allmänt fyllmaterial): (Externt, inandning av damm, damm via munnen) Användning: Inandning (slaggfält – fotbollsspelare, åskådare)	Avfall: Deponiarbetare (Hudkontaminering, externt, inandning av damm, damm via munnen) Via bostäder (allmänt fyllmaterial): Externt, inandning av damm, via munnen med jord ocb föda) Användning: Inandning (slaggfält – fotbollsspelare, åskådare)	Avfall: Deponiarbetare (Hudkontaminering, externt, inandning av damm, damm via munnen) Via bostäder (allmänt fyllmaterial): Externt, inandning av damm, via munnen med jord ocb föda) Användning: Betongtak	Avfall: Stål, koppar, aluminium: Via bostäder Användning: Aluminium: Externt (betongtak)

4.9 KOMMENTARER

De beaktade scenarierna som presenterats i kap 4 och som ligger till grund för de rekommenderade riktlinjerna för friklassningar av metaller i kap 3 är mycket detaljerade och omfattande. Vår bedömning är att de täcker de scenarier som kan vara tänkbara och begränsande även för svenska förhållanden.

Vid hantering av metallskrot i olika situationer förutsätter EU olika grader av utspädning av skrot med nukleärt ursprung med "konventionellt" metallskrot. Vid en storskalig hantering av friklassat material, som blir aktuellt vid rivning av kärnkraftsanläggningar är bedömningen att de antagna utspädningskoefficienterna är giltiga även för svenska förhållanden, eftersom de friklassade avfallsmängderna troligen kommer att integreras i de konventionella återvinningsprocesserna.

För till exempel syrehaltigt stål är en maximal skrotandel på 0,3 möjlig med nuvarande teknologi. Eftersom kvaliteten på stål beror på skrotet är det troligt att bara en del av skrotfraktionen härstammar från en nukleär källa. Därför antas vid den radiologiska bedömningen att andelen nukleärt skrot i stål är 0,1. För rostfritt stål antas en skrotandel på 0,2. För aluminium så medför den sekundära aluminium-smältprocessen att aluminiumskrotet kommer att blandas med ett antal andra olika skrottyper. Därför är den antagna skrotandelen för skrot av nukleärt ursprung på 0,2 ett rimligt konservativt antagande. För koppar gör den omfattande återvinningsprocessen att skrotandelen med nukleärt ursprung på 0,3 är ett rimligt och konservativt antagande.

5 EU:s riktlinjer för friklassning av byggnader

EU behandlar friklassning av byggnader i två rapporter [7] och [8]. [7] innehåller vägledning för att sätta friklassningsnivåer för återanvändning av byggnader och återvinning av byggnadsrester som uppkommer vid rivning av nukleära installationer. Friklassningsnivåer föreslås för olika alternativ tillsammans med motsvarande kontroller som föregår en friklassning.

[8] behandlar den tekniska basen för upprättandet av friklassningsnivåer för byggnader och byggnadsrester vid rivning av nukleära installationer. Detta inkluderar en översikt över exponerings-scenarier för de olika beaktade friklassningsalternativen, de resulterande individuella och kollektiva doserna och motsvarande friklassningsnivåer. Scenarierna är översatta till formler för beräkning av doser och en omfattande datamängd tillhandahålls med alla valda parametervärden och specifika radionukliddata.

Detta kapitel presenterar EU:s rekommenderade riktlinjer för friklassning av byggnader medan kap 6 redogör för de beaktade scenarierna som ligger till grund för riktlinjerna.

Enligt [7] måste friklassningsproceduren ligga under säkerhets- och strålskyddsmyndigheternas kontroll eftersom friklassningsproceduren frigör material från sådana kontrollkrav. När friklassningsproceduren är avslutad föreligger inte längre någon kontroll av materialet och därför kan inga vidare restriktioner påföras materialet. I fallet friklassning av byggnader för rivning, är inte friklassningsproceduren avslutad förrän byggnaden är riven.

Myndigheterna kan besluta att införa ytterligare kriterier, såsom årlig total aktivitet eller massgränser för friklassning för enskilda anläggningar. Myndigheterna kan också besluta att hålla radioaktivt material under kontroll och kräva till exempel kontraktsbundna arrangemang med mottagaren. Även om inte dessa tilläggskrav ingår i dessa rekommendationer, skulle det vara möjligt för myndigheterna att garantera kontrollen av ackumulering av radioaktiviteten.

5.1 REKOMMENDERAD FRIKLASSNINGSPOLICY

Följande friklassningskriterier kan tillämpas på byggnader, rum, byggnadssektioner och byggnadsstrukturer samt på byggnadsrester från rivning av sådana strukturer. Ansvar för beslutet att tillämpa friklassningskriterierna ligger hos myndigheter och det förväntas att friklassningsproceduren övervakas av myndigheten för att försäkra att kriterierna uppfylls. Friklassningskriterierna har härletts baserat på de strålskyddsprinciper som definierats i kapitel 2.2.

De radionuklider som undersökts här är de med halveringstider längre än 60 dagar för vilka det finns undantagsvärden i BSS, med undantag av ädelgaserna. Listan på radionuklider är inte fullständig och det är därför möjligt att olistade radionuklider kan vara relevanta för friklassningsbeslut. Som exempel kan nämnas att radionuklid Ba-133 som är en aktiveringsprodukt i betong och ofta använd som "nyckelnuklid" för fingeravtryck av byggnadsrester, inte är inkluderad i BSS. Med hänsyn till dess betydelse har den dock inkluderats i listan med friklassningsnivåer. Om myndigheterna i ett EU-land identifierar någon annan viktig radionuklid som saknas i listan föreslås att de beräknar dess friklassningsnivåer från fall till fall.

Beträffande själva friklassningsproceduren har tre huvudgrupper identifierats för byggnader och byggnadsrester, baserat på vidare användning eller behandling:

1. Friklassning av byggnader för återanvändning eller rivning
2. Friklassning av byggnader enbart för rivning
3. Friklassning av byggnadsrester

Motsvarande dessa tre friklassningsalternativ har tre set med friklassningsnivåer för byggnader och byggnadsrester tagits fram. De möjliga exponeringsvägarna är:

- extern γ -dos
- inandning
- med födan
- β -huddos

Om de kriterier som presenteras här tillämpas så finns det ingen radiologisk skillnad mellan rivning och fortsatt icke-nukleär användning.

5.2 FRIKLASSNING AV BYGGNADER FÖR ÅTERANVÄNDNING ELLER RIVNING

De rekommenderade friklassningsnivåerna i tabell 5.1 representerar total aktivitet i strukturen per ytenhet under vilken friklassningskriterierna i [4] är uppfyllda när de tillämpas som beskrivs i punkt 1-4 nedan. Efter friklassning kan byggnaderna användas för icke-nukleära ändamål eller rivas.

1. Den ytspecifika friklassningsnivån i tabell 5.1 kan tillämpas på den totala aktiviteten vid ytan som ska mätas dividerat med dess area. Den totala aktiviteten är summan av (fixed + non-fixed, se kap 3.4.2) aktiviteten på ytan plus aktiviteten som har penetrerat in i bulken. Ytan som används för medelvärdet bör i allmänhet inte överstiga 1 m².
2. I de flesta praktiska fall är mer än en radionuklid involverad. För att bestämma om en blandning av radionuklider är under friklassningsgränsen kan följande summeringsformel användas:

$$\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}} < 1.0$$

där

c_i är den totala aktiviteten i strukturen per ytenhet av radionuklid "i", [Bq/cm²]

c_{li} är friklassningsnivån för radionuklid "i", [Bq/cm²]

n är antalet radionuklider i blandningen

I ovanstående uttryck, summeras koncentrationen dividerat med friklassningsnivån för alla radionuklider i blandningen. Om denna summa är mindre än 1 så uppfyller materialet friklassningskraven.

3. De kortlivade aktiveringsprodukterna behöver inte inkluderas i ovanstående summering.
4. Aktiviteten från naturligt förekommande radionuklider som inte härrör från den reglerade verksamheten kan ignoreras.

När friklassningsnivåerna i tabell 5.1 tillämpas, krävs inga restriktioner på aktiviteten per år.

Tabell 5.1: Radionuklidspecifika friklassningsnivåer för återanvändning av byggnader eller rivning av byggnader. [7]

Nuklid	Mest restriktiva scenario	Yt-specifik frikl. [Bq/cm ²]	Avrundad friklassningsnivå [Bq/cm ²]	Nuklid	Mest restriktiva scenario	Yt-specifik [Bq/cm ²]	Avrundad friklassningsnivå [Bq/cm ²]
H 3	Vatten B	3,8E+3	10000	Tm 171	Externt	1,5E+3	1000
C 14	β-hud	2,8E+3	1000	Ta 182	Externt	1,7E+0	1
Na 22	Externt	4,4E-1	1	W 181	Externt	5,1E+1	100
S 35	β-hud	2,6E+3	1000	W 185	β-hud	8,1E+2	1000
Cl 36	Grönsak	3,2E+1	100	Os 185	Externt	3,3E+0	10
K 40	Externt	5,6E+0	10	Ir 192	Externt	3,7E+0	10
Ca 45	β-hud	1,1E+3	1000	Tl 204	β-hud	4,8E+2	1000
Sc 46	Externt	1,3E+0	1	Pb 210	Grönsak	1,4E+0	1
Mn 53	Grönsak	2,3E+4	10000	Bi 207	Externt	5,4E-1	1
Mn 54	Externt	1,5E+0	1	Po 210	Inandn	4,2E+0	10
Fe 55	Inandn	1,0E+4	10000	Ra 226	Externt	4,9E-1	1
Co 56	Externt	8,2E-1	1	Ra 228	Inandn	4,4E-1	1
Co 57	Externt	1,2E+1	10	Th 228	Inandn	2,7E-1	0,1
Co 58	Externt	3,2E+0	10	Th 229	Inandn	1,2E-1	0,1
Co 60	Externt	3,6E-1	1	Th 230	Inandn	3,3E-1	1
Ni 59	Inandn	4,2E+4	100000	Th 232	Inandn	1,4E-1	0,1
Ni 63	Inandn	1,8E+4	10000	Pa 231	Inandn	1,3E-2	0,1*
Zn 65	Externt	2,3E+0	1	U 232	Inandn	1,7E-1	0,1
As 73	Externt	4,0E+2	1000	U 233	Inandn	1,2E+0	1
Se 75	Externt	5,2E+0	10	U 234	Inandn	1,4E+0	1
Sr 85	Externt	6,2E+0	10	U 235	Inandn	1,3E+0	1
Sr 90	Grönsak	3,4E+1	100	U 236	Inandn	7,1E-1	1
Y 91	β-hud	4,1E+2	1000	U 238	Inandn	1,6E+0	1
Zr 93	Inandn	3,1E+2	1000	Np 237	Inandn	6,2E-1	1
Zr 95	Externt	1,8E+0	1	Pu 236	Inandn	7,1E-1	1
Nb 93m	Externt	5,0E+2	1000	Pu 238	Inandn	3,1E-1	1
Nb 94	Externt	5,3E-1	1	Pu 239	Inandn	2,9E-1	0,1
Mo 93	Externt	7,5E+1	100	Pu 240	Inandn	2,9E-1	0,1
Tc 97	Externt	8,0E+1	100	Pu 241	Inandn	1,1E+1	10
Tc 97m	Externt	2,9E+2	100	Pu 242	Inandn	3,0E-1	1
Tc 99	Grönsak	7,0E+1	100	Pu 244	Inandn	3,1E-1	1
Ru 106	Externt	5,6E+0	10	Am 241	Inandn	3,4E-1	1
Ag 108m	Externt	5,1E-1	1	Am 242m	Inandn	3,2E-1	1
Ag 110m	Externt	4,8E-1	1	Am 243	Inandn	3,4E-1	1
Cd 109	Externt	4,0E+1	100	Cm 242	Inandn	2,5E+0	1
Sn 113	Externt	7,2E+0	10	Cm 243	Inandn	4,6E-1	1
Sb 124	Externt	1,9E+0	1	Cm 244	Inandn	5,5E-1	1
Sb 125	Externt	2,1E+0	1	Cm 245	Inandn	3,0E-1	0,1
Te 123m	Externt	1,4E+1	10	Cm 246	Inandn	3,4E-1	1
Te 127m	Externt	1,3E+2	100	Cm 247	Inandn	3,7E-1	1
I 125	Externt	7,5E+1	100	Cm 248	Inandn	1,5E+0	0,1
I 129	Vatten V	7,5E+0	10	Bk 249	Inandn	8,4E+1	100
Cs 134	Externt	6,3E-1	1	Cf 248	Inandn	1,5E+0	1
Cs 135	β-hud	1,8E+3	1000	Cf 249	Inandn	2,1E-1	0,1
Cs 137	Externt	1,5E+0	1	Cf 250	Inandn	4,2E-1	1
Ce 139	Externt	1,2E+1	10	Cf 251	Inandn	2,0E-1	0,1
Ce 144	Externt	2,6E+1	10	Cf 252	Inandn	7,1E-1	1
Pm 147	Inandn	1,5E+3	1000	Cf 254	Inandn	4,2E-1	1
Sm 151	Inandn	3,6E+3	10000	Es 254	Externt	1,4E+0	1
Eu 152	Externt	7,7E-1	1	B=barn V=Vuxen			
Eu 154	Externt	6,9E-1	1	Vatten= Dricka vatten fr brunn			
Eu 155	Externt	1,5E+1	10	Externt= Extern γ-dos			
Gd 153	Externt	1,2E+1	10	Grönsak=Äta grönsak odlad på uppblandad jord			
Tb 160	Externt	2,9E+0	1	Inandn= Andas in damm			
Tm 170	Externt	3,7E+2	1000	β-hud= Ackumulering av damm på huden			

* Om denna nuklid bidrar mer än 10 % till summaformeln så ska det oavrundade värdet användas.

5.3 FRIKLASSNING AV BYGGNADER ENBART FÖR RIVNING

Byggnader vid en kärnkraftanläggning rivs oftast och de resulterande resterna antingen återvinns eller deponeras konventionellt. Antingen kan den stående byggnadsstrukturen som ska rivas friklassas och därefter rivas utan vidare radiologiska beaktanden eller så kan resulterande byggnadsrester från rivningen friklassas genom att använda massspecifika friklassningskriterier. [7].

Det är ingen bra strategi att riva byggnadsstrukturer med en hög kontamineringsnivå för att blanda kontaminerarna på ytan med okontaminerat innandöme i byggnadsstrukturen och friklassa resulterande byggnadsrester genom att använda massspecifika friklassningsnivåer. Ytorna på sådana högkontaminerade strukturer ska första avlägsnas före rivning och de resulterande resterna behandlas som radioaktivt avfall.

De rekommenderade friklassningsnivåerna i tabell 5.2 representerar total aktivitet i strukturen per ytenhet under vilken friklassningskriterierna i [4] är uppfyllda när de tillämpas som beskrivs i punkt 1-4 nedan. Efter friklassning ska byggnaderna rivas.

1. Den ytspecifika friklassningsnivån i tabell 5.2 kan tillämpas på den totala aktiviteten vid ytan som ska mätas dividerat med dess area. Den totala aktiviteten är summan av (fixed + non-fixed, se kap 3.4.2) aktiviteten på ytan plus aktiviteten som har penetrerat in i bulken. Ytan som används för medelvärdet bör i allmänhet inte överstiga 1 m².
2. I de flesta praktiska fall är mer än en radionuklid involverad. För att bestämma om en blandning av radionuklider är under friklassningsgränsen kan följande summeringsformel användas:

$$\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}} < 1.0$$

där

c_i är den totala aktiviteten i strukturen per ytenhet av radionuklid "i", [Bq/cm²]

c_{li} är friklassningsnivån för radionuklid "i", [Bq/cm²]

n är antalet radionuklider i blandningen

I ovanstående uttryck, summeras koncentrationen dividerat med friklassningsnivån för alla radionuklider i blandningen. Om denna summa är mindre än 1 så uppfyller materialet friklassningskraven.

3. De kortlivade aktiveringsprodukterna behöver inte inkluderas i ovanstående summering.
4. Aktiviteten från naturligt förekommande radionuklider som inte härrör från den reglerade verksamheten kan ignoreras.

När friklassningsnivåerna i tabell 5.2 tillämpas, krävs inga restriktioner på aktiviteten per år.

Tabell 5.2: Radionuklidspecifika friklassningsnivåer för rivning av byggnader. [7]

Nuklid	Mest restriktiva scenario	Yt-specifik frikl. [Bq/cm ²]	Avrundad friklassningsnivå [Bq/cm ²]	Nuklid	Mest restriktiva scenario	Yt-specifik [Bq/cm ²]	Avrundad friklassningsnivå [Bq/cm ²]
H 3	Vatten B	3,8E+3	10000	Tm 171	Deponi	5,8E+4	100000
C 14	Vatten B	5,8E+3	10000	Ta 182	Deponi	1,4E+1	10
Na 22	Deponi	3,5E+0	10	W 181	Deponi	1,7E+3	1000
S 35	Mun arb	2,0E+5	100000	W 185	Mun arb	3,9E+5	1000000
Cl 36	Grönsak	3,2E+1	100	Os 185	Deponi	2,9E+1	10
K 40	Grönsak	2,4E+1	10	Ir 192	Deponi	3,1E+1	100
Ca 45	Inandn	6,4E+4	100000	Tl 204	Grönsak	2,5E+3	1000
Sc 46	Deponi	1,1E+1	10	Pb 210	Grönsak	1,4E+0	1
Mn 53	Grönsak	2,3E+4	10000	Bi 207	Deponi	4,5E+0	10
Mn 54	Deponi	1,2E+1	10	Po 210	Inandn	7,4E+1	100
Fe 55	Mun B	2,4E+4	10000	Ra 226	Grönsak	9,4E-1	1
Co 56	Deponi	6,1E+0	10	Ra 228	Inandn	3,8E+0	10
Co 57	Deponi	1,3E+2	100	Th 228	Inandn	2,6E+0	1
Co 58	Deponi	2,6E+1	10	Th 229	Inandn	9,4E-1	1
Co 60	Deponi	2,9E+0	1	Th 230	Inandn	2,7E+0	1
Ni 59	Mun B	8,9E+4	100000	Th 232	Inandn	1,2E+0	1
Ni 63	Mun B	3,7E+4	100000	Pa 231	Inandn	1,1E-1	0,1
Zn 65	Deponi	1,9E+1	10	U 232	Inandn	1,4E+0	1
As 73	Deponi	2,1E+4	10000	U 233	Inandn	9,7E+0	10
Se 75	Deponi	4,9E+1	100	U 234	Inandn	1,1E+1	10
Sr 85	Deponi	5,2E+1	100	U 235	Inandn	1,0E+1	10
Sr 90	Grönsak	3,4E+1	100	U 236	Inandn	1,2E+1	10
Y 91	Inandn	5,4E+4	100000	U 238	Inandn	1,3E+1	10
Zr 93	Inandn	2,5E+3	1000	Np 237	Inandn	5,0E+0	10
Zr 95	Deponi	1,5E+1	10	Pu 236	Inandn	6,5E+0	10
Nb 93m	Mun B	3,8E+4	100000	Pu 238	Inandn	2,5E+0	1
Nb 94	Deponi	4,3E+0	10	Pu 239	Inandn	2,3E+0	1
Mo 93	Vatten V	2,3E+3	1000	Pu 240	Inandn	2,3E+0	1
Tc 97	Grönsak	6,9E+2	1000	Pu 241	Inandn	9,2E+1	100
Tc 97m	Vatten B	5,2E+2	1000	Pu 242	Inandn	2,4E+0	1
Tc 99	Grönsak	7,0E+1	100	Pu 244	Inandn	2,5E+0	1
Ru 106	Deponi	4,5E+1	100	Am 241	Inandn	2,8E+0	1
Ag 108m	Deponi	4,2E+0	10	Am 242m	Inandn	2,6E+0	1
Ag 110m	Deponi	3,9E+0	10	Am 243	Inandn	2,8E+0	1
Cd 109	Deponi	4,1E+3	10000	Cm 242	Inandn	4,0E+1	100
Sn 113	Deponi	6,7E+1	100	Cm 243	Inandn	3,8E+0	10
Sb 124	Deponi	1,5E+1	10	Cm 244	Inandn	4,5E+0	10
Sb 125	Deponi	1,8E+1	10	Cm 245	Inandn	2,4E+0	1
Te 123m	Deponi	1,6E+2	100	Cm 246	Inandn	2,8E+0	1
Te 127m	Deponi	5,2E+2	10000	Cm 247	Inandn	3,0E+0	1
I 125	Mun arb	1,4E+4	10000	Cm 248	Inandn	7,9E-1	1
I 129	Vatten V	7,5E+0	10	Bk 249	Inandn	9,8E+2	1000
Cs 134	Deponi	5,1E+0	10	Cf 248	Inandn	1,7E+1	10
Cs 135	Grönsak	8,8E+3	10000	Cf 249	Inandn	1,7E+0	1
Cs 137	Deponi	1,2E+1	10	Cf 250	Inandn	3,5E+0	10
Ce 139	Deponi	1,4E+2	100	Cf 251	Inandn	1,6E+0	1
Ce 144	Deponi	2,4E+2	100	Cf 252	Inandn	6,6E+0	10
Pm 147	Inandn	2,4E+4	10000	Cf 254	Inandn	1,4E+1	10
Sm 151	Inandn	2,9E+4	10000	Es 254	Deponi	1,2E+1	10
Eu 152	Deponi	6,2E+0	10				
Eu 154	Deponi	6,2E+0	10				
Eu 155	Deponi	2,6E+2	100				
Gd 153	Deponi	2,9E+2	100				
Tb 160	Deponi	2,3E+1	10				
Tm 170	Deponi	9,0E+3	10000				

B=barn, V=Vuxen, arb=arbetare
Vatten= Dricka vatten fr brunn
Deponi=extern γ -dos till deponiarbetare
Grönsak=Äta grönsak odlad på blandad jord
Inandn= Andas in damm
Mun=Intag av damm

5.4 FRIKLASSNING AV BYGGNADSRESTER

Ett möjligt alternativ är att friklassa materialet efter att rivning av byggnader (eller delar av) har ägt rum. I detta fall kan de massspecifika friklassningsnivåerna i tabell 5.3 tillämpas.

När detta alternativ väljs måste myndigheterna försäkra med yttersta noggrannhet att utspädning inte används för att friklassa relativt höga specifika aktiviteter i material. Utspädning menas i detta fall avsiktlig blandning av kontaminerade och okontaminerade byggnadsrester, med syfte att nå friklassningsnivåerna. Byggnader är vanligen bara kontaminerade på eller nära ytan. Därför är byggnadens interna delar i princip fria från aktivitet. Beräkningen av friklassningsnivåer förutsätter att starkt kontaminerade ytlager avlägsnas före rivning och deponeras som aktivt avfall. Det är därför inte lämpligt att blanda den biologiska skärmen vid en kärnreaktor med okontaminerade byggnadsstrukturer med avsikten att nå de massspecifika friklassningsnivåerna. På samma sätt ska dokumenterat kontaminerade zoner dekontamineras före rivning. Rivningsprocedurerna ska dokumenteras för att visa att sådana kontaminerade zoner har dekontaminerats och att material med högt aktivitetsinnehåll har hållits avskilt.

Tillämpningen av de massspecifika friklassningsnivåerna i tabell 5.3 garanterar att friklassningskriterierna i [4] uppfylls när de tillämpas enligt punkt 1-4 nedan. Om kriterierna uppfylls är det ingen radiologisk skillnad mellan återvinning och bortforsling. [7]

1. De massspecifika friklassningsnivåerna i tabell 5.3 skall ej överskridas. Tillåten massa att medelvärdesbilda över ska ej överstiga 1 ton.
2. I de flesta praktiska fall är mer än en radionuklid involverad. För att bestämma om en blandning av radionuklider är under friklassningsgränsen kan följande summeringsformel användas:

$$\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}} < 1.0$$

där

c_i är den totala aktiviteten i strukturen per ytenhet av radionuklid "i", [Bq/cm²]

c_{li} är friklassningsnivån för radionuklid "i", [Bq/cm²]

n är antalet radionuklider i blandningen

I ovanstående uttryck, summeras koncentrationen dividerat med friklassningsnivån för alla radionuklider i blandningen. Om denna summa är mindre än 1 så uppfyller materialet friklassningskraven.

3. De kortlivade aktiveringsprodukterna behöver inte inkluderas i ovanstående summering.
4. Aktiviteten från naturligt förekommande radionuklider som inte härrör från den reglerade verksamheten kan ignoreras.

De massspecifika friklassningsnivåerna i tabell 5.3 gäller för alla kvantiteter som blir aktuella för en kärnkraftsanläggning. För kvantiteter av rester som inte överstiger ca 100 ton/år från en anläggning, kan myndigheterna lätta på friklassningsnivåerna. För sådana kvantiteter är friklassningsnivåer på en faktor 10 högre vanligen radiologiskt acceptabla.

Tabell 5.3: Radionuklidspecifika friklassningsnivåer byggnadsrester. [7]

Nuklid	Mest restriktiva scenarie	Mass-specifik frikl. [Bq/g]	Avrundad friklassningsnivå [Bq/g]
H 3	Vatten B	6,2E+1	100
C 14	Grönsak	1,0E+1	10
Na 22	Deponi	1,0E-1	0,1
S 35	β-hud	1,0E+3	1000
Cl 36	Grönsak	1,1E+0	1
K 40	Grönsak	7,9E-1	1
Ca 45	β-hud	4,2E+2	1000
Sc 46	Deponi	1,1E-1	0,1
Mn 53	Grönsak	1,5E+3	1000
Mn 54	Deponi	2,6E-1	0,1
Fe 55	Mun B	6,1E+2	1000
Co 56	Deponi	6,2E-2	0,1
Co 57	Deponi	2,7E+0	1
Co 58	Deponi	2,3E-1	0,1
Co 60	Deponi	8,9E-2	0,1
Ni 59	Mun B	2,9E+3	1000
Ni 63	Mun B	1,2E+3	1000
Zn 65	Deponi	3,8E-1	1
As 73	Deponi	2,1E+2	100
Se 75	Deponi	6,7E-1	1
Sr 85	Deponi	4,4E-1	1
Sr 90	Grönsak	1,5E+0	1
Y 91	β-hud	1,6E+2	100
Zr 93	Inandn	8,2E+1	100
Zr 95	Deponi	1,2E-1	0,1
Nb 93m	Mun B	1,2E+3	1000
Nb 94	Deponi	1,4E-1	0,1
Mo 93	Vatten V	3,8E+1	100
Tc 97	Grönsak	1,4E+1	10
Tc 97m	Vatten B	8,6E+0	10
Tc 99	Grönsak	1,4E+0	1
Ru 106	Deponi	1,1E+0	1
Ag 108m	Deponi	1,4E-1	0,1
Ag 110m	Deponi	8,1E-2	0,1
Cd 109	Deponi	1,0E+2	100
Sn 113	Deponi	8,9E-1	1
Sb 124	β-hud	2,0E+2	100
Sb 125	Deponi	5,4E-1	1
Te 123m	Deponi	2,1E+0	1
Te 127m	Deponi	4,3E+1	100
I 125	Mun arb	1,1E+2	100
I 129	Vatten V	1,2E-1	0,1
Cs 134	Deponi	1,4E-1	0,1
Cs 135	Mun B	4,3E+2	1000
Cs 137	Deponi	4,0E-1	1
Ce 139	Deponi	2,1E+0	1
Ce 144	Deponi	5,2E+0	10
Pm 147	β-hud	6,0E+2	1000
Sm 151	Inandn	9,5E+2	1000
Eu 152	Deponi	2,0E-1	0,1
Eu 154	Deponi	1,8E-1	0,1
Eu 155	Deponi	8,1E+0	10
Gd 153	Deponi	6,0E+0	10
Tb 160	Deponi	2,1E-1	0,1
Tm 170	Deponi	1,3E+2	100

Nuklid	Mest restriktiva scenarie	Mass-specifik [Bq/g]	Avrundad friklassningsnivå [Bq/g]
Tm 171	β-hud	1,5E+3	1000
Ta 182	Deponi	1,8E-1	0,1
W 181	Deponi	2,4E+1	10
W 185	β-hud	3,2E+2	1000
Os 185	Deponi	3,3E-1	1
Ir 192	Deponi	2,9E-1	0,1
Tl 204	Grönsak	8,1E+1	100
Pb 210	Mun B	8,7E-2	0,1
Bi 207	Deponi	1,5E-1	0,1
Po 210	Inandn	1,1E+0	1
Ra 226	Mun B	8,3E-2	0,1
Ra 228	Inandn	1,2E-1	0,1
Th 228	Inandn	7,3E-2	0,1
Th 229	Inandn	3,1E-2	0,1
Th 230	Inandn	8,8E-2	0,1
Th 232	Inandn	3,8E-2	0,1
Pa 231	Inandn	3,5E-3	0,1*
U 232	Inandn	4,5E-2	0,1
U 233	Inandn	3,2E-1	1
U 234	Inandn	3,6E-1	1
U 235	Inandn	3,4E-1	1
U 236	Inandn	3,9E-1	1
U 238	Inandn	4,3E-1	1
Np 237	Inandn	1,6E-1	0,1
Pu 236	Inandn	1,9E-1	0,1
Pu 238	Inandn	8,2E-2	0,1
Pu 239	Inandn	7,7E-2	0,1
Pu 240	Inandn	7,7E-2	0,1
Pu 241	Inandn	3,0E+0	1
Pu 242	Inandn	8,0E-2	0,1
Pu 244	Inandn	8,2E-2	0,1
Am 241	Inandn	9,1E-2	0,1
Am 242m	Inandn	8,5E-2	0,1
Am 243	Inandn	9,1E-2	0,1
Cm 242	Inandn	6,7E-1	1
Cm 243	Inandn	1,2E-1	0,1
Cm 244	Inandn	1,5E-1	0,1
Cm 245	Inandn	8,0E-2	0,1
Cm 246	Inandn	9,1E-2	0,1
Cm 247	Inandn	9,9E-2	0,1
Cm 248	Inandn	2,6E-2	0,1*
Bk 249	Inandn	2,2E+1	10
Cf 248	Inandn	4,0E-1	1
Cf 249	Inandn	5,5E-2	0,1
Cf 250	Inandn	1,1E-1	0,1
Cf 251	Inandn	5,4E-2	0,1
Cf 252	Inandn	1,9E-1	0,1
Cf 254	Inandn	1,1E-1	0,1
Es 254	Deponi	2,5E-1	0,1

B=barn, V=Vuxen, arb=arbetare
Vatten= Dricka vatten fr brunn
Deponi=extern γ-dos t deponiarbetare
Grönsak=Äta grönsak odlad på uppblandad jord
Inandn= Andas in damm
Mun=Intag av damm
* Om denna nuklid bidrar mer än 10 % till summaformeln, så anv det oavrundade värdet [8]

5.5 KOMMENTARER TILL FRIKLASSNING AV BYGGNADER

5.5.1 Friklassningsnivåer i förhållande till undantagsvärden

Som indikeras i kap 5, kan problem uppstå om friklassningskriterierna är så höga att det friklassade materialet fortfarande kräver rapportering vid mottagandet för fortsatt användning eller processande. För att undvika formella problem av detta slag, bör de massspecifika friklassningsnivåerna inte överskrida undantagsvärdena i BSS.

De beräknade friklassningsnivåerna i kap 5.2-5.4 har jämförts med undantagsvärdena i BSS, [4], och i inga fall var undantagsvärdena mer restriktiva än friklassningsnivåerna. Under dessa omständigheter är radionuklidkoncentrationen lägre än de massspecifika undantagsvärdena och därför undantagna från rapportering eller tillståndsplikt. Det ska dock noteras att under speciella förhållanden kan radionuklider koncentreras i vissa delar av det friklassade materialet, till exempel i dammet som genereras under processande av byggnadsrester, så att aktivitetskoncentrationen i dessa biprodukter kan överskrida gränsvärdena. De radiologiska analyserna har beaktat dessa fenomen i scenarierna och därför kommer de resulterande doserna inte att överskrida kriterierna som finns i [4].

De beräknade friklassningsvärdena för återanvändning av byggnader har valts som de lägsta värdena från återanvändningsscenarierna och rivningsscenarierna eftersom byggnaden efter friklassning också kan rivas.

5.5.2 Medelvärdesbildning för massor och ytor

Eftersom radioaktiviteten i och på byggnadsstrukturer och byggnadsrester inte är enhetligt fördelad måste mängden över vilken ett medelvärde tillåts specificeras. Om generösa medelvärdesförfaranden tillåts håller inte längre de radiologiska antagandena. Speciellt om medelvärdesbildning över hela rum eller byggnader tillåts i en kärnkraftsanläggning, så skulle de mycket aktiverade delarna av den biologiska skärmen kunna blandas med nästan okontaminerade grannväggar, och de resulterande byggnadsresterna skulle fortfarande uppfylla friklassningskriterierna.

Därför måste myndigheterna föreskriva en medelvärdesarea för ytkontamination och en medelvärdesmassa och tillse att avsiktlig utspädning inte sker. Mätprocedurena, inkl medelvärdesmassa och -area, ska beakta typ av nukleär byggnad, material som ska friklassas och inblandade radionuklider. I allmänhet är en medelvärdesmassa på 1 ton material och en medelvärdesarea på 1 m² för ytspecifika friklassningsnivåer lämpligt. Större massor och areor skulle leda till friklassning av mer aktivitet och därför skulle antagandena i scenarierna behöva ändras.

När massan för medelvärdet hålls under ca 1 ton kommer den massspecifika aktiviteten som utgör medelvärdet över de totala byggnadsresterna (10⁵ ton) att vara ca 1 tiopotens under friklassningsnivån. Om det å andra sidan antas att resterna processas med en hastighet av 100 ton/h så skulle det ta 1000 h att processa 10⁵ ton, vilket betyder att viss blandning med rester från andra källor måste antas. En faktor på 0,1 används för att beakta dessa effekter vid framtagning av friklassningsnivåerna.

6 EU:s scenarier för friklassning av byggnader

Den tekniska och vetenskapliga grunden för de rekommenderade friklassningsnivåerna, som presenteras i kap 5, redovisas i [8]. I detta kapitel anges de vägar som byggnadsmaterialet passerar och de beaktade scenarier som kan ge exponeringar för arbetare och allmänhet från dessa byggnadsmaterial.

6.1 BERÄKNING AV FRIKLASSNINGSNIVÅERNA

Även för beräkning av friklassningsnivåer för byggnader används det nämnda 10 μ Sv-kriteriet, se kap 4.1.

Radioaktivitet i nukleära installationer har sitt ursprung från kärnbränslet, inkl fissionsprodukter (Sr-90, Cs-137, U-235, U-238, Pu-239 etc) och från radionuklider på grund av neutronflödet, aktiveringsprodukter (Fe-55, Co-60, Ni-63 etc). En åtskillnad görs mellan kontaminering, det vill säga radioaktivitet som transporteras med luften eller vattnet till en mottagare, och aktivering, det vill säga radioaktivitet som produceras av neutronflöde i en komponent. Aktiveringsprodukter produceras i kärnkraftsreaktorer och transporteras genom anläggningen och ger upphov till kontaminering. Fissionsprodukter återfinns också i kontamineringspektrat av kärntekniska anläggningar. [8]

Det är inte möjligt att ge ett standard-radionuklidspektrum för varje typ av nukleär anläggning. Spektrat beror på många olika faktorer som anläggning, typ av verksamhet i byggnaden, byggnadsmaterial mm. Många studier redovisar nuklidspektra. Dessa data är nödvändiga för att besluta om rivningsstrategier men behövs inte vid bestämning av radionuklidspecifika friklassningsnivåer.

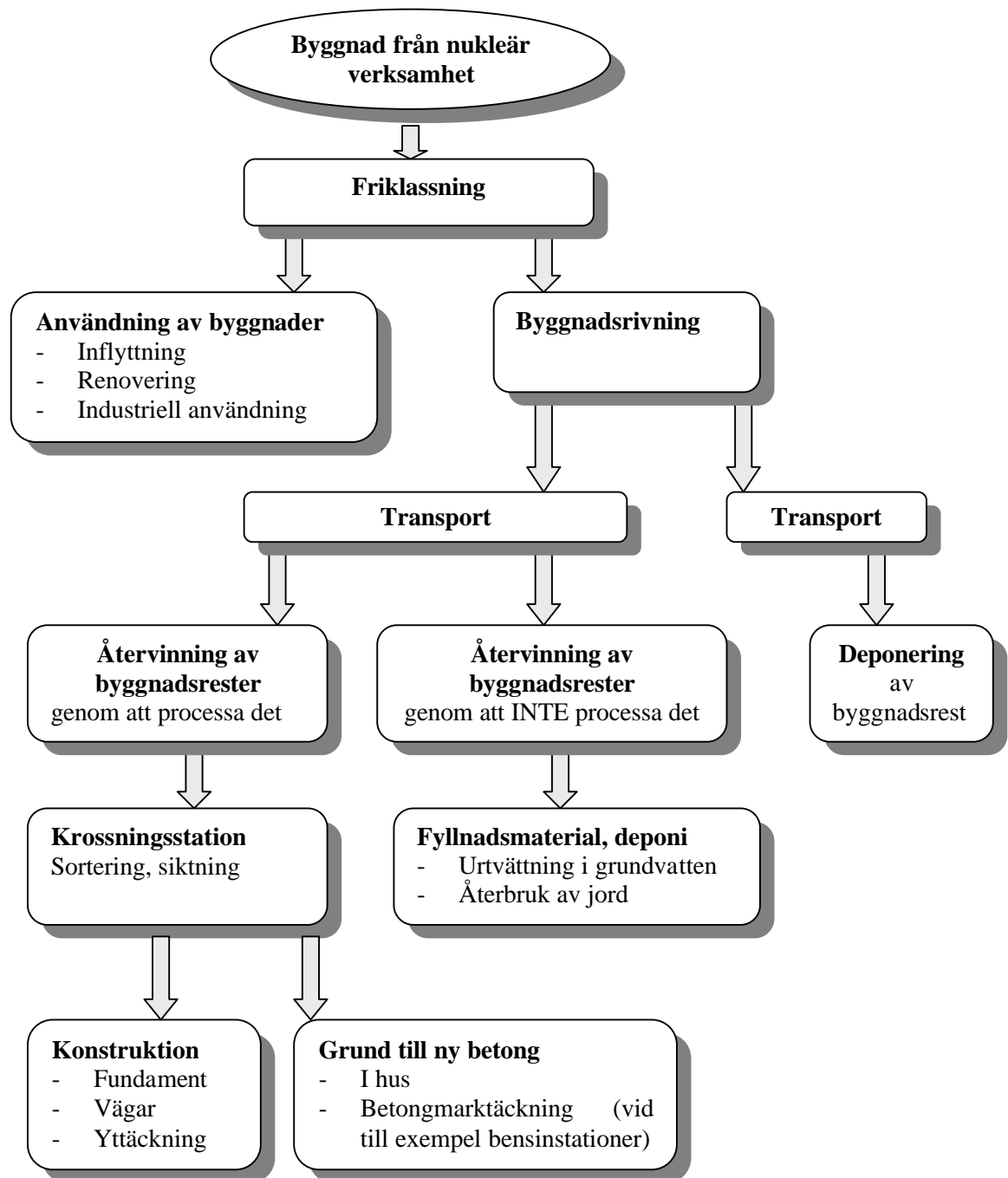
6.2 MÄNGDEN FRIKLASSNINGSBARA BYGGNADER OCH BYGGNADSRESTER I EUROPA

För att bestämma den totala betongmängden i Europa behöver man göra generiska antaganden. De flesta byggnadsrester produceras vid rivning av kärnkraftverk till "green-field"-tillstånd. I [8] uppskattas betongavfallet i Europa under nästa årtionde. De förväntade mängderna av betongrester från alla kärnkraftsanläggningar i Europa som funktion av tiden stämmer väl överens med de antagna mängderna som använts för beräkning av de massspecifika friklassningsnivåerna i denna rekommendation. Ett typiskt värde för en kärnkraftsreaktor är i storleksordningen 10^5 ton/år. Detta ska betraktas som ett medelvärde och ska ej förväxlas med extremvärdena för vissa år.

6.3 KONVENTIONELL ÅTERVINNING OCH AVFALLSALTERNATIV FÖR BYGGNADSRESTER OCH ÅTERANVÄNNING AV BYGGNADER

Efter att en byggnad eller byggnadsrester har friklassats, finns många alternativ att välja på, vilket visas schematiskt i figur 6.1. I allmänhet måste resterna först processas (inkl krossas) innan det kan sorteras i olika storlekar beroende på vidare användning. Materialet kan användas inom väg- och vattenbyggnad för vägkonstruktioner eller som en tillsats vid tillverkning av ny betong. Byggnadsresterna kan också användas i fundament, att fylla upp hål eller i återbruks- eller landskapsprojekt för vilka byggnadsresterna inte nödvändigtvis behöver processas. Återvinningsalternativ såväl med som utan processande har studerats. Vid bedömningarna av individuoser och beräkningar av friklassningsnivåer, som beskrivs detaljerat i [8], har konservativa exponeringsscenarier motsvarande dem i nedanstående figur använts. Dessa scenarier har baserats på stora kvantiteter (storleksordningen 10^5 ton).

Byggnadsrester från nukleära installationer kan också användas för andra ändamål, där kontakten med befolkningen signifikant reduceras. Återfyllning av underjordiska gruvhål, tillverkning av avfallscontainrar för avfallsdeponering eller ingjutning av avfall är exempel på alternativa användningsområden. Sådana alternativ måste utvärderas med hänsyn till nationella lagar och regler och kan efter en studie av radiologisk påverkan implementeras för material som har en aktivitetsnivå över friklassningsnivån. Sådana alternativ till friklassning behandlas dock inte här.



Figur 6.1: Schematisk bild över återvinning och avfallsalternativ för byggnader. [7]

6.4 KOLLEKTIVDOSER FRÅN FRIKLASSADE BYGGNADER OCH BYGGNADSRESTER

Förutom begränsningar av individdoser så kräver [4] en optimering om kollektivdoser på mer än 1 manSv/år kan förväntas. I [7] uppskattas kollektivdoserna för återanvändning av byggnader och för återvinning och deponering av friklassade byggnadsrester.

Vid bedömning av kollektiva doser är det viktigt att börja från aktuell exponeringssituation. Kollektivdoser måste bedömas för de viktigaste exponeringssituationerna, vilka är återanvändning av stora byggnader och återvinning av byggnadsrester från kärnkraftsanläggningar vilka ger de största bidragen till den totala massan av byggnadsrester från nukleära installationer. Detta i sin tur gör Co-60 och Cs-137 till de viktigaste nukliderna eftersom de dominerar nuklidsammansättningen i kärnkraftsanläggningar, vilket leder till att extern bestrålning är den viktigaste exponeringsvägen.

En uppskattning av kollektivdoserna baserade på dessa antaganden redovisas i [7]. Det visas där att kollektivdoserna från återanvändning av byggnader och kollektivdoser från byggnadsrester (friklassade inom ett år) kommer att vara under 1 manSv/år. M a p byggnader, har ett vistelse/beboende-scenario använts och då beaktat antal människor som möjligen kan komma att vistas i byggnaden. M a p byggnadsrester har ett återvinningsscenario använts och då beaktat hur många människor som kan komma att påverkas av de återvunna byggnadsresterna. I båda fallen är de från friklassning resulterande kollektivdoserna under 1 år i storleksordningen 1 manSv eller mindre, och då har även de radiologiska konsekvenserna för kommande år beaktats.

För dessa uppskattningar har konservativa bedömningar av antal exponerade människor, exponeringstid och de resulterande doserna använts. Detta visar att, trots konservativa antaganden, så uppfylls kriterierna för kollektivdoser i [4] klart. Troligen kommer det mesta av byggnadsresterna att användas i fundament och vägkonstruktioner eller deponeras, så i realiteten kommer doserna de kommande åren efter friklassning av vara avsevärt lägre.

6.5 SUMMERING AV SCENARIER

6.5.1 Friklassning av byggnader för fortsatt användning som icke-nukleär anläggning

En friklassad byggnad kan lämnas stående och användas som fabrik, lagringsanläggning, verkstad, museum etc. För att utvärdera den radiologiska påverkan av friklassning av byggnader för fortsatt användning har följande exponeringsvägar beaktats vid beräkning av friklassningsnivåer: [8]

Extern γ -dos: En fabriksarbetare som arbetar i en friklassad byggnad eller en forskare i ett friklassat laboratorium representerar scenarier som kan förväntas uppstå. Exponeringstid: 1800 h/år.

Inandningsdos: I allmänhet förväntas inte någon signifikant inandningsdos på grund av vistelse i friklassade byggnader. Inandningsdoser kan förväntas när ytor manipuleras, som till exempel vid borring av hål eller avlägsnande av ytlager för att förbereda för ny ytbehandling som till exempel målning. Därför antas ett renoveringsscenario som representativt för inandningsexponering. Exponeringstid: 100 h/år.

Dos sekundärt via munnen: Ett intag kan ske när ytlager manipuleras som frigör radionuklider. Det antas att arbetarna under renovering intar 1 g damm.

Huddos: Under renoveringsarbete kan kontaminerat damm ackumulera på huden och orsaka β -huddos. Genom att välja en total hudarea för en referensperson till 1,7 m² garanteras att hud-dosen är mindre än huddosgränsen på 50 mSv/år på varje cm², som krävs i [4], när den effektiva individdosen är mindre än 10 μ Sv/år.

Exponering av radon: En byggnad som är kontaminerad med radium-isotoper kommer att ge ifrån sig radonisotoper till luften i rummet. Radonprodukterna kan sen inandas av dem som vistas i rummet. Produktionshastigheten av Rn-222 beror av sönderfallshastigheten för Ra-226. Beräkningar i [8] visar att Rn-222-koncentrationen i ett friklassat rum, där friklassningsnivån för Ra-226 var 1 Bq/cm^2 , kommer att vara runt 50 Bq/m^3 . Detta värde är klart under rekommenderade värden som kräver åtgärder, men kan leda till inandningsdoser över $10 \mu\text{Sv/år}$ för de som vistas i rummet på grund av radonprodukter. Eftersom Rn-222-koncentrationen beror på användning och karaktäristik i rummet är det inte lämpligt att använda radon-scenariet för att definiera friklassningsnivåer för Rn-226. Ändock, om byggnaden ska återanvändas efter friklassning och en signifikant andel av radioaktiviteten kommer från Rn-226 är det lämpligt att göra direkta mätningar av radonhalten i rumsluften. Om koncentrationen är för hög kan aktiviteten reduceras med till exempel målning av väggarna.

6.5.2 Friklassning av byggnadsrester och byggnader för rivning

Följande exponeringsvägar har beaktats för återvinning och deponering av byggnadsrester. [8]

Extern γ -dos: Många scenarier är möjliga. Till exempel transport av byggnadsrester, en deponiarbetare, boende i hus byggt av återvunna byggnadsrester, motorvägsbygge som använder återvunna byggnadsrester, exponering under processande av byggnadsrester, exponering från högar av byggnadsrester, tillverkning av betongkonstruktioner i fabrik. Det mest restriktiva av dessa scenarier är tillverkning av återvunnen betong och exponeringen av en arbetare 1800 h/år .

Inandningsdos: Uppkommer när byggnadsrester bryts upp, processas eller deponeras. Det valda begränsande scenariet är drift av en processanläggning för krossning och separering av byggnadsfraktioner. Vid dessa processer uppkommer stora mängder luftburet stoft.

Intag via munnen: Intag av damm som fastnat på till exempel handen. Uppskattningsvis konsumerar en arbetare på detta vis 20 g damm/år . Ett litet barn skulle kunna få i sig 100 g rester/år genom att äta jord där byggnadsrester använts för marktäckning. Intag av förorenat vatten från en dricksvattenbrunn där vatten runnit genom deponi och via grundvattnet trängt in i brunnen. Intag av grönsaker som växt i jord blandat med byggnadsrester. En fördröjning på 10 år innan grönsaker odlas antas.

Huddos: Under tiden byggnadsresterna processas (1800 h/år) kan damm ackumuleras på huden och orsaka bestrålning av huden.

6.5.3 Kollektivdos

Kollektivdoser bedöms i [8] utifrån de viktigaste exponeringssituationerna som är:

- Återanvändning av stora byggnader, baserat på att människor kommer att jobba i byggnaderna på heltid. $1 \text{ person per } 10 \text{ m}^2$ antas. $10\,000 \text{ m}^2$ per år antas friklassas vilket leder till att 1000 personer per år exponeras.
- Återvinning av byggnadsrester från kärnkraftverk. $3 \cdot 10^6$ ton byggnadsrester per 5 år förväntas. En densitet på 2 ton/m^3 , lagertjocklek på $0,5 \text{ m}$, yta på 1 km^2 täckt, befolknings-täthet på $200 \text{ personer/km}^2$ och en faktor 10 högre i städer antas. Detta leder till 2000 exponerade personer.

Detta gör att Co-60 och Cs-137 är de viktigaste radionukliderna eftersom de dominerar nuklid-sammansättningen från kärnkraftsanläggningar, vilket leder till extern bestrålning som den mest betydelsefulla exponeringsvägen.

6.6 KOMMENTARER

De beaktade scenarierna som presenterats i kap 6 och som ligger till grund för de rekommenderade riktlinjerna för friklassning av byggnader i kap 5, täcker in de scenarier som kan bli aktuella i Sverige.

De beräknade friklassningsvärdena för återanvändning av byggnader har valts som de lägsta värdena från återanvändningsscenarierna och rivningsscenarierna eftersom byggnaden efter friklassning också kan rivas.

7 Hantering av friklassat material i Sverige idag

Fram till idag har inga stora mängder friklassat material varit aktuella att hantera i Sverige utan det är först när de svenska kärnkraftsanläggningarna börjar rivas som det blir fråga om riktigt stora mängder. Metallsrot och metallkomponenter med nukleärt ursprung hanteras idag främst av Studsvik och övrigt friklassat material deponeras på kommunala avfallstippar eller förbränns.

7.1 HANTERING AV FRIKLASSAD METALL IDAG

Friklassning av skrot från kärntekniska anläggningar, huvudsakligen stål och aluminium, sker i Sverige främst via smältning i Studsvik. De resulterande göten återvinns inom metallindustrin. Mindre mängder skrot friklassas även direkt från kärnkraftverken. Smältning av skrotmaterial anses av SSI som en lämplig väg för återvinning av material. Dock har stålindustrin varit motvillig till att använda det friklassade materialet, och frågor har ställts huruvida det är möjligt att sälja produkter som innehåller friklassat material. Denna motvillighet understryker hur viktigt det är att hitta brett accepterade friklassningskriterier. [35]

Baserat på den specifika aktiviteten i varje smältsats (4-5 göt), så beslutas om göten kan friklassas direkt eller måste förvaras för avklingning tills friklassning är möjligt. Förvaring för avklingning ingår i smältservicen.

Sedan den 10 juni 2003 gäller gränserna enligt EU:s rekommendationer för återvinning av skrot [5] för friklassning av göt från smältanläggningen i Studsvik [38]. Som villkor gäller att Studsvik ska försäkra sig om att göten kommer att smältas om på sådant sätt som antas i EU:s rekommendationer. Detta innebär att göten vid omsmältning blandas i proportionen 5-10 gånger vikten med annat material.

Om den specifika aktiviteten är mindre än 0,5 Bq/g så friklassas göten direkt av Studsvik enligt SSI FS 1996:2.

Sekundärt avfall som slagg från smältprocessen och stoft från filtreringssystemen kan normalt inte friklassas utan måste skickas tillbaka till ägaren av avfallet. Detta inkluderar också göt som inte kan friklassas på grund av för hög aktivitetskoncentration.

7.2 HANTERING AV ÖVRIGT FRIKLASSAT MATERIAL IDAG

Radioaktivt material med lågt aktivitetsinnehåll får användas fritt (normalt för farligt avfall typ sprayburkar, batterier, lysrör), deponeras vid vanliga kommunala avfalls-tippar eller destrueras i enlighet med SSI:s föreskrifter [1] eller särskilda beslut. Materialet friklassas i samband med deponering på avfallstippen. Slam från sanitära anordningar på nukleära anläggningar får deponeras på odlingsbar jord i överensstämmelse med bestämmelser från SSI. [9]

Lätt kontaminerad olja får förbrännas i ugnar som designats för destruktion av kemikalier eller i stora oljeugnar.

7.3 KOMMENTARER

Smältning av friklassat skrot vid rivning av kärntekniska anläggningar i Sverige syftar till att återanvända värdefullt material, spara naturresurser samtidigt som utrymme vid slutförvarsanläggningar kan sparas.

Smältanläggningen i Studsvik består av en induktionsugn med kapaciteten 9000 ton/år. Nuvarande tillstånd gäller max 2500 ton/år.

Ett alternativ (förutom göt) är tillverkning av produkter som kan återanvändas inom kärnkraftsektorn, såsom behållare för aktivt avfall och strålskyddsblock.

När de svenska kärnkraftsanläggningarna börjar rivs blir det fråga om betydligt större kvantiteter och handhavandet kräver ökade resurser och större anläggningar.

8 Beräkning av friklassningsnivåer i Sverige

För att jämföra EU:s synsätt på beräkning av friklassningsnivåer med hur beräkning av friklassningsnivåer i Sverige betraktas har en svensk studie gjord av Kemakta [12] jämförts med nivåer, scenarier och beräkningsgrunder i EU:s studier [5,6,7,8]. Avsikten är att få en uppfattning av om det finns några avgörande skillnader mellan synsättet i Sverige och EU.

8.1 GRUNDER FÖR BERÄKNING AV FRIKLASSNINGSNIVÅER

En svensk studie med beräkningar av friklassningsnivåer presenteras i [12]. I [12] redogörs för beräkningsgrunder för beräkning av friklassningsnivåer. Studien beaktar olika återvinnings- och deponeringsalternativ för avfall från rivning av nukleära anläggningar i Sverige.

I [12] har enkla modeller tagits fram för att uppskatta individdoser från friklassat rivningsavfall. Modellerna beräknar doser för personer som kommer i kontakt med det friklassade avfallet under och efter återvinning och för personer som jobbar på en deponi eller bor bredvid. Modellerna beaktar inte doserna från demontering av materialet eller från transporter. Friklassningen antas äga rum 1 år efter avställning.

Ett antal representativa avfallstyper har valts ut samt ett antal representativa exponeringsvägar.

Direkt användning av komponenter som elektriska motorer och ventiler har inte medtagits i [12]. Inte heller transporter av metallskrot för återvinning eller slutprodukter eller transporter av avfall till deponi beaktas i [12].

Endast individdoserna från det friklassade materialet beaktas, med fokus på de maximalt exponerade individerna. Kollektiva doser uppskattas inte.

I [12] presenteras resultat för ett antaget innehåll på 1 Bq/g av varje radionuklid i avfallet eller som dosen från avfall med ett totalt aktivitetsinnehåll på 1 Bq/g och en radionuklidsammansättning baserad på ytkontamination.

8.1.1 Avfallstyper och exponeringsvägar

Följande avfallstyper har valts som referensavfallstyper i [12] för rivningsavfallet:

- Stålskrot (kolstål och rostfritt)
- Betongavfall
- Ej brännbart avfall

I [12] har en referensmängd av friklassningsbart material satts till 100 000 ton betong, 5000 ton stål och 500 ton ej brännbart avfall för en kärnkraftsreaktor.

Material i en kärnreaktor kan bli radioaktivt antingen genom aktivering av neutronflöde från reaktorn eller av ytkontamination primärt från radionuklider som finns i reaktorvattnet eller ångan. Radionukliderna i ytkontaminationen är huvudsakligen aktiverade korrosionsprodukter, men även fissionsprodukter och aktinider kan finnas på grund av läckage från skadat bränsle.

Neutronaktivering är viktigast för komponenter nära reaktorhärden, det vill säga reaktortanken och interndelarna samt den biologiska skärmen. Reaktortanken och interndelarna har mycket hög aktivitetskoncentration och behandlas inte alls i [12]. Även delar av den biologiska skärmen nära härden kommer att ha för höga aktivitetskoncentrationer för att vara aktuella för friklassning. Neutronflödet och därmed den inducerade aktiviteten avtar snabbt med ökande avstånd från reaktorhärden. Största delen av den biologiska skärmen kommer därför att ha ett lågt akti-

vitetsinnehåll. Den biologiska skärmen är gjort av betong och armeringsjärn vilket ger avfall både i form av betong och stålskrot.

Betong kan även bli kontaminerat på grund av läckage eller spill av kontaminerat vatten eller ånga, från till exempel läckor i plåten i bränslebassängerna.

I [12] studeras aktivitetsinventariet hos komponenter med lågt aktivitetsinnehåll. Beräkningar har sedan utförts för att utvärdera vilka radionuklider som är viktiga ur radiologisk synpunkt. Tre exponeringsscenarioer har definierats:

1. Intag via munnen
2. Inandning
3. Extern exponering

Det första scenariet med intag via munnen är baserat på läckage från en deponi till en brunn och en konsumtion av 0,6 m³ dricksvatten per år. Inandningsscenarioet är baserat på en person som befinner sig 1800 timmar per år i en lokal med en luftburen dammkoncentration på 1 mg/m³. Det externa exponeringsscenarioet är baserat på exponering från en hög med 50 ton stål 1800 tim/år. Dessa scenarier betraktas som uppskattningar av doserna från olika möjliga exponeringsvägar. I beräkningarna i [12] antas en total aktivitetskoncentration på 1 Bq/g i avfallet. Doserna för de olika exponeringsvägarna har beräknats för 5 olika tider 0, 10, 100, 500 och 1000 år efter rivning. [12] visar att den relativa vikten mellan de olika exponeringsvägarna inte ändras de första 100 åren. Valet av de viktigaste radionukliderna har baserats på doserna från den dominerande exponeringsvägen för varje radionuklid.

8.1.2 Friklassningsalternativ & exponeringsscenarioer

Följande friklassningsalternativ har beaktats i [12]:

Deponering:

- Deponering på ett ytförvar vid anläggningsplatsen.
- Deponering på en kommunal avfallstipp

Återvinning:

- Smältning för fri eller specifik användning
- Användning som fyllnadsmaterial.

Kolstål kan smältas för fri eller specifik användning men eftersom skrotvärdet är begränsat så kan deponering vara ett alternativ. Rostfritt stål har ett högre skrotvärde, men deponering har beaktats som ett alternativ. Eftersom betong har begränsat återvinningsvärde har deponering betraktats som huvudalternativet. Det kan dock användas som fyllnadsmaterial. För icke brännbart avfall är deponering det enda beaktade alternativet.

Exponeringsvägar har definierats i [12] för de olika friklassningsalternativen. De beaktade exponeringsvägarna är:

- Extern exponering
- Inandning av damm med radionuklider
- Intag av kontaminerat vatten
- Intag av kontaminerad mat

Deponering av friklassat material

Tre faser i deponeringen är beaktade i [12]:

1. Drift
2. Övervakning
3. Långtidsförloppet

Även ett intrångsscenario är beaktat. Under driften av deponin antas arbetare utsättas för doser. Övervakningsfasen täcker en period om 50 år från färdigställandet av deponin. Under denna period övervakas deponin för att säkerställa att täckningen är tillräcklig för att undvika extern exponering och dammbildning, samt att förhindra oavsiktliga intrång i deponin. Däremot övervakas inte urlakningen till grundvattnet, så radionuklider kan komma ut i grundvattnet. Vattnet kan rinna vidare till en brunn som används till dricksvatten eller bevattning, vilket kan kontaminera vatten och mat.

När övervakningen av deponin är över efter 50 år, antas ett intrång i deponin. Det valda scenariet är utgrävning av området för att bygga hus eller vägar. Exponeringsvägarna kan då vara:

- Extern exponering och inandning av damm under utgrävning
- Extern exponering och inandning av damm under konstruktion
- Extern exponering under vistelse i hus/på väg
- Urlakning till närbelägen brunn

Återvinning av friklassad stål

Processen med återvinning av stål kan delas upp i tre faser:

1. *Lagring och förbehandling.* Stålskrotet lagras på ett skrotupplag i anslutning till stålverket. Där kan det ge upphov till extern strålning till arbetare. Förbehandling före smältning, klippning till bitar av lämplig storlek, kan ge upphov till extern exponering av arbetare och öka mängden kontaminerat damm som kan inandas.
2. *Smältning.* De flesta svenska stålverk använder elektriska ljusbågsugnar med metallskrot som råmaterial. Under smältningen fördelas radionukliderna i skrotet mellan götet, slaggen och stoftet. Fördelningen varierar för olika radionuklider beroende på dess kemiska egenskaper. Slaggen består av metaller, metalloxider, kalk och silikater. Slaggen har litet värde som biprodukt med används som fyllnadsmaterial. Men för att skydda miljön i framtiden kan denna användning förväntas upphöra. En del svenska stålverk utvinnet metall från slaggen och återvinner den i smältprocessen.

Smältprocessen ger stora emissioner av rök och damm. Det största delen av detta avlägsnas med filter, men en del sprids i smälthallen. Resterna från reningen av rökgasen innehåller flyktiga metaller som Hg och Pb, men också Fe, Ni, Cr, Co och kalk. Resterna kan antingen deponeras vid stålverket eller skickas iväg för utvinning av metallen.

3. *Tillverkning.* Efter gjutning kommer göten att behandlas med både varmvalsning och kallvalsning för att tillverka stålplåt eller dylikt. Dessa används sedan som råmaterial för tillverkning av ett antal olika slutprodukter.

De beaktade exponeringsvägarna för återvinning av stål summeras i tabell 8.1. För lagring och förbehandling, smältning och tillverkning, är doser från extern exponering och inandning av damm beaktade. För biprodukterna från smältning, det vill säga resterna från rökgasreningen och slaggen, studeras båda alternativen återanvändning och deponering. Vid återanvändning beaktas extern exponering och inandning av damm, och vid deponering blir exponeringsvägarna samma som för deponeringsalternativen.

Vid bedömning av doserna vid användning av slutprodukter gjorda av återvunnet stål är extern exponering den dominerande exponeringsvägen. Om stålet används för att göra kokkärl, beaktas också kontamination av maten genom korrosion av stålet.

Tabell 8.1 Exponeringsvägar för återvinning av stål. [12]

Fas	Extern exponering	Inandning	Intag av föda/vatten
Lagring, förbehandling	X	X	
Smältning	X	X	
Tillverkning	X	X	
Återanvändning av produkt	X	X	X
Återvinning av biprodukt	X	X	
Deponering av biprodukt	Se deponeringalternativen i kap 8.1.2.		

Användning av friklassad betong som fyllnadsmaterial

Friklassningsalternativen där betong används som fyllnadsmaterial i till exempel vägar har delats in i två faser:

1. Byggnationsfas
2. Slutanvändning

De beaktade exponeringsvägarna under byggnationsfasen är extern exponering och inandning av damm. Under perioden för slutanvändning är utsläpp till grundvattnet och efterföljande kontaminering av dricksvattnet beaktat.

8.2 JÄMFÖRELSE MELLAN BERÄKNINGAR AV SVENSKA OCH EU:S FRIKLASSNINGSNIVÅER

En jämförelse har gjorts för att se vilka doser och potentiella friklassningsgränser de beaktade scenarierna i [12] skulle ge jämfört med de scenarier som ligger till grund för EU:s rekommenderade friklassningsnivåer.

8.2.1 Metaller

Tabell 8.2 visar en jämförelse mellan beräkningarna i [12] och EU:s rekommenderade friklassningsgränser för metaller. Man ska ha i åtanke att beräkningsförutsättningarna skiljer sig något åt. Bland annat räknar EU [5] med olika grader av utspädning med "vanligt" skrot, medan beräkningarna i [12] inte antar någon utspädning av annat skrot.

Tabell 8.2 Massspecifik friklassningsnivå vilken resulterar i maximal individdos på 10 mSv/år för metallåtervinning. ([12] tabell A4-1/A3.6 och tabell 7.1 i [5])

Nuklid	EU				Sverige [12]		
	Avrundad friklassningsgräns ¹ [Bq/g]	Fe [Bq/g]	Cu [Bq/g]	Al [Bq/g]	Stål Återvinning [Bq/g]	Stål Depo-nering [Bq/g]	Avrundad friklassningsgräns ¹ [Bq/g]
Mn-54	1	1,6	4,0	3,8	0,79	0,35	1
Fe-55	10000	27000	34000	70000	225	174	100
Co-60	1	0,58	1,2	1,2	0,13	0,12	0,1
Ni-59	10000	380000	20000	87000	122	3,5	10
Ni-63	10000	300000	15000	120000	1597	22472	1000
Zn-65	1	0,53	5,2	5,2	1,51	0,54	1
Sr-90	10	14	8,9	40	2,0	131	1
Nb-94	1	0,4	0,9	0,57	0,18	0,005	0,01
Tc-99	100	39	380	530	33	6666	100
Ru-106	1	1,4	7,0	9,2	1,1	2,0	1
Sb-125	10	3,2	3,9	3,4	0,88	0,68	1
Cs-134	1 ²	0,21	2,3	0,58	1,9	0,19	0,1
Cs-137	1	0,58	6,7	1,6	5,3	0,05	0,1
Pm-147	10000	5900	75000	30000	186	67114	100
Pu-238	1 ²	0,27	1,5	3,5	0,013	0,20	0,01
Pu-240	1 ²	0,25	1,5	3,3	0,012	0,12	0,01
Pu-241	10	13	80	180	0,63	0,12	0,1
Am-241	1	0,31	1,7	3,9	0,011	0,12	0,01
Cm-244	1	0,52	2,7	6,2	0,021	1,39	0,01

1 Avrundningsregler enligt [10]. $3 \cdot 10^x - 3 \cdot 10^{x+1}$ avrundas till 10^{x+1}

2 Gränsen höjd till 1Bq/g.

8.2.2 Byggnader och byggnadsrester

Tabell 8.3 visar en jämförelse mellan beräkningarna i [12] och EU:s rekommenderade friklassningsgränser för byggnader. Man ska ha i åtanke att beräkningsförutsättningarna skiljer sig något åt. EU räknar med en utspädningskoefficient på 0,1 (det vill säga ett blandningsförhållande på 1:10) medan ingen utspädning beaktas i [12].

Tabell 8.3 Massspecifik friklassningsnivå vilken resulterar i maximal individdos på 10 mSv/år för deponering av betong. ([12] tabell A3-1/A3-2 och tabell 3 i [7])

Nuklid	EU		Sverige [12]	
	Avrundad friklassningsgräns ¹ [Bq/g]	Byggnadsrester [Bq/g]	Deponering av betong [Bq/g]	Avrundad friklassningsgräns ¹ [Bq/g]
H-3	100	62	0,32	1
C-14	10	10	6,0	10
Cl-36	1	1,1	0,0004	0,001
Fe-55	1000	610	27	10
Co-60	0,1	0,089	0,018	0,01
Ni-59	1000	2900	3,5	10
Ni-63	1000	1200	32,6	100
Zn-65	1	0,38	0,08	0,1
Sr-90	1	1,5	0,0008	0,001
Zr-93	100	82	11,8	10
Nb-94	0,1	0,14	0,005	0,01
Tc-99	1	1,4	0,01	0,01
Ru-106	1	1,1	0,03	0,1
Sb-125	1	0,54	0,11	0,1
Cs-134	0,1	0,14	0,03	0,1
Cs-135	1000	430	0,014	0,01
Cs-137	1	0,4	0,0067	0,01
Eu-152	0,1	0,2	0,036	0,1
Pu-238	0,1	0,082	0,01	0,01
Pu-239	0,1	0,077	0,009	0,01
Pu-240	0,1	0,077	0,009	0,01
Pu-241	1	3	0,47	1
Am-241	0,1	0,091	0,0009	0,001
Cm-244	0,1	0,15	0,016	0,01

¹ Avrundningsregler enligt [10]. $3 \cdot 10^x - 3 \cdot 10^{x+1}$ avrundas till 10^{x+1}

8.3 KOMMENTARER

Massspecifik friklassningsnivå vilken resulterar i maximal individdos på 10 µSv/år har räknats ut i EU:s studier [5,7] och för den svenska studien [12]. I EU:s studier har sedan en avrundad friklassningsgräns angetts baserat på avrundningsregler i kap 3.1. Samma beräkning har använts på de beräknade doserna i [12]. Den svenska studien hamnar då i de flesta fall på en till två tiopotenser lägre friklassningsnivå beroende på att beräkningarna i [12] är gjorda utan beaktande av utspädningseffekten. I EU:s beräkningar används oftast en utspädningkoefficient på 0,1.

Vad beträffar de beaktade scenarierna i [12] så täcks de väl in av de beaktade scenarierna i EU-studierna [5, 6, 7, 8]. Vår bedömning är att de begränsande scenarierna i EU-studierna beaktar fler områden än vad som kommer att bli aktuellt i Sverige.

Slutsatsen från denna jämförelse är att en skillnad mellan EU:s synsätt och det svenska synsättet är den utspädningkoefficient som används i EU:s beräkningar. Vår bedömning är dock att användning av utspädningfaktor i samma storleksordning som i EU är realistisk även i Sverige. [38]

För övrigt har jämförbara scenarier använts i de båda studierna. EU-studierna täcker dock in fler scenarier och beräknar även kollektivdoser.

9 Förväntad hantering av friklassat material i Sverige

I detta kapitel redogörs för hur det friklassade materialet kan komma att hanteras i Sverige. Det vill säga hur ser processandet av metaller ut i Sverige från skrot via ett antal processteg till färdig produkt. Och hur kan byggnader respektive byggnadsrester förväntas hanteras efter friklassning. Dessutom beskrivs de delar av miljölagstiftningen som är applicerbara när stora mängder avfall ska hanteras eller när tillverkning av produkter ska utökas.

De förväntade scenarierna för hantering av friklassade metaller och byggnader i Sverige grundar sig på scenarierna i EU:s studier [5, 6, 7, 8]. Till grund för EU-studierna ligger studier från flera olika europeiska länder, bl a Storbritannien, Tyskland, Frankrike och Sverige. Vår bedömning är att dessa studier täcker in de scenarier som kan bli aktuella i Sverige.

9.1 FÖRVÄNTAD HANTERING AV FRIKLASSAD STÅL/JÄRN

Järn- och metallskrot från en riven kärnkraftsanläggning består av rivna processystem och processkomponenter som rör, pumpar, ventiler mm. Friklassat stål och järn kan förväntas införlivas i den konventionella återvinningsprocessen av järn- och metallskrot som sker i Sverige. Det vill säga friklassat skrot från nukleära anläggningar blandas med järn- och stålskrot från andra rivna konstruktioner, från bilvrak eller från gamla apparater av olika slag. Skrotet från de olika källorna transporteras till en skrothandlare som sorterar, segmenterar och slutligen levererar skrotet till ett smältverk. Smältverket förädlar metallskrotet till ny metall som används inom metallindustrin för att tillverka nya metallprodukter som plåt, kabel, göt etc. Dessa metallprodukter går sedan vidare till tillverkningsindustrin för att bli nya slutprodukter som till exempel bilar, stekpannor etc. Slaggprodukterna från metallsmältningen kan användas till gator, fundament, marktäckning eller deponeras. Stoftet från smältverket innehåller eventuellt zink som kan återvinnas.

Följande olika hanteringsalternativ för friklassad stål kan alltså förväntas i Sverige:

- Skrothantering på skrotupplag (transport, segmentering)
- Hantering av skrot i ett smältverk (smältning)
- Förädlingsprocesser för att göra skrotet användbart (tillverkning av produkter av metall)
- Användning av produkter gjorda av gjuten friklassad stål
- Deponering av biprodukter från smältning (slagg och stoft)
- Användning av biprodukter från smältning (metallåtervinning)

Enligt Svensk Stålstatistik [39] baseras ca 23 % av stålproduktionen i Sverige på återvunnet stålskrot (ca 1800 kton skrot av 8000 kton råvaror som används årligen för stålframställning i Sverige). Den tillkommande andelen stålskrot (6 kton) från friklassat material skulle utgöra mindre än 0,5 % av det återvunna stålskrotet som används för stålproduktion.

Hantering på skrotupplag

Metallskrotet transporteras från den nukleära anläggningen till ett skrotupplag och vidare till ett smältverk. Vid ankomst till skrothandlare blandas skrotet med skrot av ickenukleärt ursprung.

Metallskrotet kan behöva klippas till mindre bitar innan det är möjligt att skicka det till ett smältverk. Beroende på skrotets utseende kan olika klipptechniker behöva användas. Tre huvudtekniker bedöms som realistiska: klippning, oxyacetylenkärning respektive plasmaskärning.

Smältning

När metallskrotet anländer till smältverket lagras det först på en gård innan det behandlas i anläggningen. Under smältprocessen bildas, förutom ny metall, även slaggprodukter och stoftpartiklar.

Ångor och stoftpartiklar, som avges under smältprocessen samlas upp ovanför ugnen och filtreras. En del finfördelas dock i atmosfären runt smältugnen. Arbetare vid smältugnen utsätts för och kan andas in damm som genereras vid laddningen av ugnen, under själva smältprocessen samt under gjutningen. Stoftpartiklar kan också fastna på händer och ansikte och därigenom komma in i munnen och sväljas.

Tillverkning av produkter

Produkten från smältprocessen köps av metallindustrin för tillverkning av till exempel kablar eller plåt. Metallen anländer till tillverkaren som göt eller med andra former. Göten innehåller stål från olika typer av skrot, av vilka en del är friklassad metallskrot. Utspädningskoefficienten varierar. Arbetare handhar eller monterar produkter av metallen. Metallen bearbetas och eventuellt damm kan produceras.

Användning av produkter

Slutligen köps metallen av tillverkningsindustrier för att tillverka slutprodukter till konsumenter. Ett stort antal produkter produceras av stål. Nedan visas några exempel där människor använder produkter gjorda av stål:

- En arbetare arbetar framför en stor maskin gjord av kolstål.
- Arbete i ett professionellt kök gjort till stor del av rostfritt stål.
- Arbete vid processkärl inom kemindustrin.
- Stål används frekvent till skeppsbyggnad. Sjömän tillbringar långa tider ombord.
- Användning av armeringsjärn i byggnader
- Användning av element i sovrum och andra rum.

Deponering av biprodukter

Slagg och stoft från ljusbågsugnar och induktionsugnar deponeras. Arbetare jobbar med fyllning av deponin från en truck. Damm kan frigöras vid transporten och skyfflingen av avfallet. Deponin skulle kunna komma att användas för bebyggelse ett antal år efter att deponin stängt.

Användning av biprodukter

Fotbollsplaner skulle kunna tillverkas av material som innehåller slagg. En fotbollsspelare och även åskådare kan utsättas för en del damm från slagg-partiklarna.

9.2 FÖRVÄNTAD HANTERING AV FRIKLASSAD KOPPAR OCH ALUMINIUM

Kopparskrot från rivna kärnkraftsaanläggningar består framför allt av elektriska komponenter från till exempel motorer och dylikt. Mängden är relativt begränsad jämfört med andra material, men återvinningsvärdet är högt. Friklassat kopparskrot kommer förmodligen att blandas med kopparskrot av annat ursprung och införlivas i den konventionella processen för återvinning av koppar i Sverige. Kopparskrotet smälts och koppar utvinns genom en omfattande process som består av många steg. Som slutprodukter tillverkas elektriska komponenter som bl a kablar, ledningar, rör mm. Koppar används också i legeringar som mässing och brons. Ur stoft och slagg som bildas under processerna återvinns olika metaller bl a tenn, zink och nickel.

Aluminiumskrot från nukleära anläggningar består främst av elektriska komponenter och rör från ventilationsanläggningar. Mängden är begränsad men återvinningsvärdet är högt, på grund av den avsevärt högre energiförbrukning som krävs vid utvinning av primärt aluminium. Sekundärt aluminium används i första hand för gjutning. Tillverkningsindustrin använder sedan metallen för att tillverka ett stort antal olika produkter som kontorsmöbler, båtar, tak, bilmotorer, element, stekpannor mm. Biprodukterna från aluminiumsmältverk kan användas för metallåtervinning, som tillsats i cement eller deponeras.

Vid återvinning av koppar- och aluminiumskrot rör det sig om mindre mängder jämfört med stålskrot.

Följande olika hanteringsalternativ för friklassad koppar och aluminium kan alltså förväntas i Sverige:

- Hantering av metallen på skrotupplag
- Hantering av skrot i raffinaderi
- Smältning av metallen
- Hantering av biprodukter
- Rening/raffinering av metallen
- Tillverkning av produkter
- Deponering eller förvaring av biprodukter
- Användning av produkter av återvunnen metall

Hantering av koppar och aluminium på ett skrotupplag

Metallskrotet transporteras från den nukleära anläggningen till ett skrotupplag och lagras på en gård. På skrotupplaget sorteras och segmenteras metallskrotet innan det transporteras till en metallåtervinningsanläggning.

Smältning

Koppar respektive aluminium smälts i ugnar. Vid processen bildas slagg och stoft. Vid smältning av koppar och aluminium avges ångor som till största delen samlas upp i filter i skorstenen ovanför smältugnen. En del damm finfördelas dock i atmosfären utanför ugnen. Arbetare utsätts för och kan andas in dammet när ugnen laddas, under reningsprocessen, under upphällningen av metallen samt under tappningen av slaggen. Stoftpartiklar kan också fastna på händer och ansikte och därigenom komma in i munnen och sväljas.

Efter reningsprocessen formas metallen till göt av olika former som placeras på transportpallar och lagras i väntan på transport till kunder.

Hantering av biprodukter

Behandling av stoft från kopparrening sker genom stoftkompaktering. En del stoft från kopparreningen används för att återvinna zink. Slaggen från processen tappas av till tankar och lagras i fria luften. Kopparslagg transporteras sedan bort, medan aluminiumslagglag behandlas för att återvinna värdefulla metaller genom krossning eller dylikt.

Metallraffinering

Kopparkatoder tillverkas genom elektrolys.

Tillverkning av produkter

Metallen från smältverket köps av tillverkningsindustrin, som tillverkar en rad olika produkter. Vid tillverkning av produkter processas kopparn respektive aluminiumet och eventuellt damm kan produceras.

Deponering eller förvaring av biprodukter

Deponering av biprodukter på en deponi. En deponiarbetare jobbar med transport och hantering av slagg på deponin. En kemist jobbar med analyser av avfallet. Efter stängning kan deponin eventuellt bebyggas.

Användning av biprodukter

Fotbollsplaner skulle kunna tillverkas av material som innehåller slagg. En fotbollsspelare och även åskådare kan utsättas för en del damm från slagpartiklarna.

En betongplatta kan tillverkas med tillsats av aluminiumslag. Betongen skulle kunna användas som väggar i till exempel sovrum.

Användning av produkter

Koppar och aluminium har breda användningsområden och används i många olika typer av produkter. Nedan visas ett antal exempel:

- Användning av laboratorieinstrument gjorda av mässing
- Användning av kontorsmöbler gjorda av aluminium
- Aluminiumlegeringar används ofta vid skeppsbygge i till exempel fiskebåtar.
- Stora moderna dekorationer tillverkas ibland av koppar eller aluminium
- Användning av musikinstrument tillverkade av mässing
- Mässingsdetaljer finns ofta i kök
- Aluminium i element
- Återvunnen aluminium kan användas i bilmotorer
- Koppattillsatser används i djurfoder i olika former
- Aluminium används i kokkärl.

9.3 FÖRVÄNTAD HANTERING AV FRIKLASSADE BYGGNADER OCH BYGGNADSRESTER

Rivning av byggnaderna vid en nukleär anläggning resulterar till övervägande delen av betong. Ett alternativ till rivning är att friklassa och återanvända en byggnad på plats.

Följande hanteringsalternativ kan alltså förväntas för friklassade byggnader och byggnadsrester:

- Fortsatt användning av byggnaden som fabrik, lagringsutrymme, verkstad, museum eller dylikt
- Återvinning av byggnadsrester
- Deponering av byggnadsrester

9.3.1 Fortsatt användning av byggnaderna

En friklassad byggnad kan lämnas på plats och återanvändas för industriell verksamhet, som lagringsutrymme, som verkstad eller för annan verksamhet som byggnaden lämpar sig för. Eventuellt behöver byggnaderna renoveras eller byggas om för att passa den nya verksamheten. Som i andra hus byggda av betong kan det finnas halter av radon. Betongen kan behöva ytbehandlas med till exempel målarfärg för reducera radonhalterna.

En friklassad byggnad som återanvänds på plats orsakar inga ytterligare krav i form av till exempel miljökrav, om inte byggnaden ska användas för annan industriell verksamhet som är miljöfarlig. Då tillkommer naturligtvis krav i form av anmälningsplikt, miljökonsekvensbeskrivning mm enligt Miljöbalken, se kap 9.4.

9.3.2 Återvinning av byggnadsrester

Byggnadsrester från en riven kärnkraftsanläggning består till största delen av betong. För att kunna återanvända dessa betongrester måste de först transporteras till en återvinningsstation. Eftersom det är mycket stora mängder betong (storleksordningen 10^5 ton/anläggning) som kan friklassas innebär det många lastbilstransporter, vilka i sig ger en miljöpåverkan som bör beaktas i miljökonsekvensbeskrivningen av rivningen. En existerande återvinningsstation får förmodligen utöka verksamheten betydligt. Alternativt byggs en ny återvinningsstation upp för att ta hand om den friklassade betongen. I båda fallen krävs miljökonsekvensbeskrivningar för att beskriva den ökade miljöpåverkan.

Vid återvinningsstationen kommer betongmassorna att krossas, sorteras och siktas för att kunna användas vidare. Återvunnen betong kan användas vid nyttillverkning av betong för till exempel

konstruktion av hus eller betongmarktäckning vid till exempel bensinstationer. I en byggnads-konstruktion kan andelen återvunnen betong vara max 10 % av struktur- och hållfasthetsmässiga skäl [8]. Återvunna betongrester kan också användas som fundament, fyllnadsmaterial vid väg-byggen eller som yttäckning.

9.3.3 Deponering av byggnadsrester

Byggnadsrester som inte kan återvinnas av olika anledningar måste deponeras. Även här krävs en omfattande transport av betongmassorna och påverkan på miljön från transporterna måste beaktas i miljökonsekvensbeskrivningen för rivningen. Vid deponering av avfall tillkommer också tillståndsprövning för att få deponera avfallet samt deponiskatt. Eftersom det rör sig om stora betongmängder så måste troligen en befintlig deponeringsanläggning utöka sin verksamhet. Alternativt så byggs en ny deponeringsanläggning upp på anläggningsplatsen eller annan plats för att ta hand om byggnadsavfallet från våra kärnkraftsanläggningar. I båda fallen krävs en miljökonsekvensbeskrivning för att behandla den ökade miljöpåverkan.

Efter stängning av deponin skulle det kunna bli bebyggelse på deponin.

9.4 VAD SÄGER MILJÖLAGSTIFTNINGEN?

Radioaktivt avfall och kärnavfall är undantaget från deponeringsförordningen och avfallsförordningen. En friklassning av avfallet innebär att materialet måste följa dessa regler. I följande avsnitt beskrivs de delar av miljölagstiftningen som är applicerbara vid hantering av friklassat material. I figur 9.1 visas vilka bestämmelser i Miljöbalken [13] som kan bli aktuella vid hantering av stora mängder friklassat material.

Ur miljöbalken, [13]:

1:a avd, 6:e kap: Miljökonsekvensbeskrivning

1 § En miljökonsekvensbeskrivning skall ingå i en ansökan om tillstånd att anlägga, driva eller ändra verksamheter enligt 9, 11 eller 12 kap. eller enligt föreskrifter som har meddelats med stöd av bestämmelser i detta kapitel.

3 § Syftet med en miljökonsekvensbeskrivning är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra dels på människor, djur, växter, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på hushållning med material, råvaror och energi. Vidare är syftet att göra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljön.

3:e avd, 9:e kap: Tillstånds- och anmälningsplikt för miljöfarlig verksamhet

6 § Regeringen får föreskriva att det skall vara förbjudet att utan tillstånd eller innan anmälan har gjorts

1. anlägga eller driva vissa slag av fabriker, andra inrättningar eller annan miljöfarlig verksamhet,
2. släppa ut avloppsvatten i mark, vattenområde eller grundvatten,
3. släppa ut eller lägga upp fast avfall eller andra fasta ämnen, om detta kan leda till att mark, vattenområde eller grundvatten kan förorenas,
4. bedriva sådan miljöfarlig verksamhet som avses i 1-3, om denna ändras med avseende på tillverkningsprocess, reningsförfarande eller på något annat sätt.

3: avd, 15:e kap: Avfall och producentansvar

6 § Regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer får meddela föreskrifter om skyldighet för producenter att se till att avfall samlas in, transporteras bort, återvinns, återanvänds eller bortskaffas på ett sätt som kan krävas för en hälso- och miljömässigt godtagbar avfallshantering. Sådana föreskrifter får meddelas i fråga om avfallet av de varor eller förpackningar som producenterna tillverkar, för in till Sverige eller säljer och avfallet från sådan verksamhet som de bedriver.

Deponering av avfall.

34 § Tillstånd till en verksamhet som omfattar deponering av avfall får meddelas endast om verksamhetsutövaren ställer en ekonomisk säkerhet för att de skyldigheter som gäller för deponeringsverksamheten fullgörs eller vidtar någon annan lämplig åtgärd för sådant säkerställande.

35 § Verksamhetsutövare skall ta betalt för samtliga kostnader som rör avfallsdeponin. I kostnadsberäkningen skall ingå alla kostnader för att inrätta och driva deponin samt, så långt det är möjligt, alla kostnader som är nödvändiga för att fullgöra de skyldigheter som gäller för deponeringsverksamheten.

Figur 9.1: Ett utdrag av tillämpliga delar i Miljöbalken [13]

9.4.1 Tillstånds- och anmälningsplikt

För de flesta steg i hanteringskedjan av friklassat byggnadsavfall gäller anmälningsplikt eller tillståndsplikt, enligt Miljöbalken 9:e kap om tillstånds- och anmälningsplikt för miljöfarlig verksamhet. Klassning som A-, B- eller C-verksamhet och därmed tillståndsplikt (A, B) eller anmälningsplikt (C) gäller för de flesta verksamheter med hantering av avfall (sortering, mellanlagring, återvinning, deponering etc). [36]

9.4.2 Avfalls- och producentansvar

Den som bedriver verksamhet där avfall mellanlagras, återvinns eller bortskaffas, den som bedriver verksamhet där farligt avfall uppkommer och den som transporterar farligt avfall är skyldig att föra anteckningar om mängder, avfallslag och hantering.

Enligt lag om skatt på avfall ska avfallsskatt betalas med 370 kr/ton (1 jan 2003) för avfall som deponeras vid anläggningen där mer än 50 ton/år deponeras eller förvaras mer än tre år. Det gäller dels för avfallsanläggningar, dels för anläggningar där det huvudsakligen bedrivs annan verksamhet än avfallshantering, om avfall som uppkommer där deponeras eller förvaras. Lagen har undantag för anläggningar som bara deponerar vissa avfallslag (berg, jord, grus mm), för vissa avfall vid viss behandling (kompostering), avdrag för vissa material mm. [36]

9.4.3 Deponering av avfall

2001 införlivades EU-direktivet om deponering av avfall i svensk lagstiftning genom att förordningen och föreskrifter om deponering av avfall infördes. [36]

Lagar och förordningar avseende deponering av friklassat material regleras efter Miljöbalken [13] (Avfallsförordningen). Enligt 5 § avfallsförordningen så definieras en deponi såsom lagring av avfall under en längre period än tre år. Riksskatteverket är ansvarigt för tillämpning av lagen om skatt på avfall⁷ och i framtiden kommer troligen behandlingsanläggningar där processen tar längre tid än 3 år att bli skattepliktiga. [36]

Undantag av deponiskatt kan medges för betongmassor som används till konstruktion av något slag, som då måste godkännas av myndigheterna.

9.4.4 Miljökonsekvensbeskrivning

När en ny verksamhet ska startas eller när en befintlig verksamhet ska utökas med till exempel högre produktion fordras alltid en miljökonsekvensbeskrivning (MKB). Även vid nedmontering och avveckling av kärntekniska anläggningar krävs tillstånd enligt miljöbalken, och därmed även en MKB.

Miljökonsekvensbeskrivning (MKB), enligt kap 6 Miljöbalken, [13] görs för att visa på vilka sätt verksamheten påverkar miljön. Effekter på bland annat människor, djur, växter och landskap identifieras och beskrivs. En inventering av miljöpåverkan från företagets byggnader, processer, produkter och leverantörer samt en riskanalys ingår.

Enligt Miljöbalken ska MKB göras om en verksamhet antas medföra betydande miljöpåverkan. Verksamheten ska beskrivas utifrån tre aspekter; lokalisering, utformning och omfattning. Det ska ingå en åtgärdsplan för hur eventuella skadliga verkningar ska undvikas, minskas och avhjälpas. Även andra möjliga lokaliseringar för verksamheten ska utredas.

⁷ SFS 1999:673

9.5 JÄMFÖRELSE MELLAN FÖRVÄNTAD HANTERING I SVERIGE OCH EU:S SCENARIER FÖR BERÄKNING AV FRIKLASSNINGSNIVÅER

De scenarier som ligger till grund för EU:s rekommenderade friklassningsgränser är mycket detaljerade och vår bedömning är att hänsyn är tagen till de flesta scenarier som skulle kunna bli aktuella i Sverige. I samtliga scenarier har EU räknat med olika grader av utspädning. Bedömningen att EU:s scenarier klart täcker den hantering av friklassat material som kan förväntas i Sverige. Enligt friklassningsvillkor [38] så blandas friklassade göt från Studsvik i proportionen 5-10 gånger vikten vid återsmältning vid icke-nukleära gjuterier. Denna siffra stämmer överens med de antagna utspädningskoefficienterna på 0,1-0,2 i EU-studierna.

Skrotandelen i nytillverkad metall är tekniskt begränsad till ca 0,3 av kvalitetsmässiga skäl [5], varför EU:s antagna utspädningskoefficient på 0,1-0,2 av skrot med nuklärt ursprung bedöms som realistiskt även för svenska förhållanden.

För betong gäller att skrotandelen inte kan vara högre än ca 10 % i nytillverkad betong [8], av struktur- och hållfasthetsmässiga skäl. I scenarierna där betongen används som konstruktionsmaterial är därför EU:s antagna utspädning på 10 % applicerbar även i Sverige. När betongresterna ska krossas eller deponeras antas dock ingen utspädning och det är förhållanden som borde kunna bli aktuella i Sverige också. Det är deponeringsscenarierna och arbetet på deponi eller vid krossningsstation som utgör de mest begränsande scenarierna vid beräkning av friklassningsnivåerna.

10 Friklassningsbara avfallsmängder i Sverige

1994 genomfördes en studie av rivning av processsystem vid Oskarshamn 3, [14]. Under denna studie gjordes mängduppskattningar av rivningsavfallet, som vid rivning av processsystem består till största del av metaller. Med [14] som grund görs en uppskattning av vilka mängder material som skulle friklassas om EU:s rekommendationer, som presenteras i kap 3, tillämpades vid rivning av kärntekniska anläggningar i Sverige. Dessa tidigare mängduppskattningar har utförts för SKB. På så sätt blir också resultatet baserat på samma underlag som gäller för de officiella redovisningarna för de svenska anläggningarna.

För byggnadsfriklassning finns dessvärre inte några relevanta mätvärden tillgängliga idag som skulle kunna användas för en jämförelse. Ett resonemang kan dock föras som visar att EU:s riktlinjer skulle innebära en något lägre gräns för friklassning. Den idag gällande föreskriften (se Tabell 2.1) har en ytbaserad friklassningsgräns på 40 kBq/m², eller 4 Bq/cm². För ytor som kontaminerats genom spill av processvatten är sannolikt Co-60 dominerande. Den har en gräns på 1 Bq/cm² enligt Tabell 5.2 medan många andra korrosionsprodukter, som Mn-54, Co-58 och Zn-65, har en gräns på 10 Bq/cm². För ytor som kontaminerats med ånga kan Cs-137 vara dominerande, med en gräns på 10 Bq/cm² (andra fissionsprodukter som Sr-90 har en gräns på 100 Bq/cm²). Konservativt räknat skulle alltså 1 Bq/cm² kunna utgöra friklassningsgräns för summaaktiviteten, vilket alltså skulle innebära en reducerad gräns med en faktor 4. Hur detta påverkar friklassningsmängderna vid rivning av svenska anläggningar kan dock inte bedömas i nuläget.

Därför gäller det fortsatta resonemanget för avfall från systemrivningen.

10.1 AVFALLSMÄNGDER VID O3

Den totala rivningsmängden vid processrivningen beräknades i [14] till ca 14 000 ton, fördelade på:

- radioaktiva	6 040 ton
- icke radioaktiva	7 830 ton

Då ingår turbinens lågtrycksida och kondensorn, med en sammanlagd vikt av 3 200 ton, i den radioaktiva mängden.

I de datalistor som ligger till grund för ovanstående siffror betraktas all utrustning som radioaktiv om den ingår i den systemlista där radioaktiviteten beräknats enligt [14], se även kap 10.1.1. Systemlistan redovisas i detalj i kap 6 i [14]. Indelningen ger huvuduppdelningen i radioaktiva respektive icke radioaktiva system. En del av de radioaktiva systemen har så lågt värde att de kan hamna under friklassningsgränsen. Även de icke radioaktiva systemen kommer förmodligen att genomgå kontroll vid en storskalig rivning av kärntekniska anläggningar i Sverige. Eventuellt kommer det i den mängden att finnas material som inte kan friklassas. Rent praktiskt är det naturligt i den framtida verkliga rivningssituationen, att många system kommer att hamna i "gråzonen" nära friklassningsgränsen, vilket innebär att efter avsökning delar kan friklassas, medan andra klassas som aktiva. Denna gråzon kommer troligen att omfatta system både inom gruppen radioaktiva och icke radioaktiva system enligt [14]. I tabell 10.5 redovisas hur den radioaktiva mängden påverkas av en ändring av friklassningsgränsen.

10.1.1 Beräkning av aktivitetsinnehållet i komponenter

I [14] användes följande scenario för att beräkna aktivitetsinnehållet i komponenterna. Reaktorn antogs vara i drift fram till år 2010. Rivningen förutsattes starta 1-5 år efter avställningen. Akti-

vitets- och strålningsuppgifter vid avklingningstiden 1 år användes. Vid stationens avställning förutsattes att allt driftsavfall avlägsnats. Inom rivningen förutsattes en omfattande systemdekontaminering och sköljning av systemen. Avfallssystemen förutsattes därvid kunna användas och höra till de systemdelar som rivs sist.

I [14] har framtagningen av aktiverade korrosionsprodukter genomförts i två steg.

1. Framtida aktivitetsnivåer predikterades mha datorprogrammet BKM-CRUD [14]. För de vanligaste nukliderna (Mn-54, Co-58, Co-60, Zn-65) verifierades de beräknade värdena mot uppmätta erfarenhetsvärden.
2. Relationen mellan mängden på primärsystemytor och andra systemdelar bestämdes mha uppmätta aktivitets- och strålningsnivåer i O3, eller bedömdes.

Tabell 10.1 sammanfattar resulterande aktivitetshalter i reaktorvattnet och på primärsystemytorna vid tidpunkten för reaktoravstängning.

Tabell 10.1 Beräknad halt aktiverade korrosionsprodukter i reaktorvattnet och på primärsystemytorna vid tidpunkten för reaktoravstängningen.

Nuklid	Reaktorvatten ¹ [Bq/kg]	Primärsystemytor ² [Bq/m ²]
Mn-54	3,6E+03	9,36E+06
Co-58	1,4E+04	3,62E+06
Co-60	3,9E+03	1,23E+09
Zn-65	6,0E+02	7,08E+05
Fe-55	5,4E+02	9,44E+08
Ni-59	2,5E+00	2,27E+06
Ni-63	3,9E+02	3,34E+08

¹ Medelvärde under sista driftsåret.

² Korrigerat för 1 års avklingning.

För fissionsprodukter och aktinider förutsattes ett bränsleläckagescenario bestående av två delar:

1. En stabil bakgrundsituation där härden i medel varje driftår innehåller en ”standardläcka” (definierad som en liten läcka Xe-133 på 2 MBq/s) samt en urankontaminering av härden på 1g.
2. En allvarligare härdskada sker vart 10:e år. Skadan karaktäriseras av hög Xe-133-avgivning (200 MBq/s) och betydande urankontaminering av härden (100 g U med medelanrikning). Skadescenariot bygger på erfarenhet från en bränsleskada i Oskarshamn 2 1988, och i det antagna scenariot i O3 antas sådana skador ske 1998 och 2008. Urankontamineringen av härden reduceras för följande driftår (100g, 64g, 36g, 16g och 4g år 1, 2, 3, 4 respektive 5). Fem år efter händelsen antas härden vara fri från rester.

Resulterande källstyrkor i reaktorvattnet räknades fram genom att addera ovanstående 2 fall. Resulterande aktivitetskoncentrationer i reaktorvattnet presenteras i tabell 10.2.

Tabell 10.2 Fissionsproduktaktivitet i reaktorvattnet 2010.

Nuklid	Fissionsproduktaktivitet i reaktorvattnet 2010 [Bq/kg]
Sr-90	7,77E+02
Ru-106	1,14E+02
Cs-134	7,09E+02
Cs-137	7,75E+02
Ce-144	1,41E+03
Pu-238	2,54E-01
Pu-239	4,72E-02
Pu-240	5,55E-02
Pu-241	1,77E+01
Am-241	1,77E-02
Cm-242	4,31E+00
Cm-244	1,77E-01

Kvarvarande fissionsproduktaktivitet i processystemen beräknades med förutsättningen att i medel 100 g processvatten från sista driftsåret per m² systemyta finns indunstat på normytorna (vertikala 321-ledningar) vid rivningen. Andra system proportionerades i samma förhållande som de aktiverade korrosionsprodukterna.

För vissa system förutsattes systemdekontaminering. En dekontamineringsfaktor på 10 ansattes för utvalda system.

10.1.2 Aktivitetskoder

Samtliga studerade komponenter, som betraktas som radioaktivt avfall i [14] tilldelades en aktivitetskod bestående av systemnumret och ett löpnummer. För samtliga aktivitetskoder finns ett aktivitetsinventarium beräknat. Ett exempel visas i tabell 10.3 nedan. Aktivitetsinventariet för metallkomponenter har jämförts med EU:s friklassningsgränser för återvinning av komponenter, se kapitel 3.3.

Summaformeln enligt kapitel 3.3 har använts för att bestämma om en radionuklidblandning är under friklassningsnivån och för att bedöma om någon av aktivitetskoderna skulle kunna friklassas:

$$\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}} < 1.0$$

där

c_i är den totala aktiviteten i strukturen per ytenhet av radionuklid "i", [Bq/cm²]

c_{li} är friklassningsnivån för radionuklid "i", [Bq/cm²]

n är antalet radionuklider i blandningen

I ovanstående uttryck, summeras koncentrationen dividerat med friklassningsnivån för alla radionuklider i blandningen. Om denna summa är mindre än 1 så uppfyller materialet friklassningskraven.

Tabell 10.3 Aktivitetsinventarium för ett urval av aktivitetskoder

Ident	321.1	327.2	332.1	354.1	EU:s friklassningsgräns för komponenter	
	DF ²					
Enhet	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/cm ²	Bq/m ²
H-3	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	10000	1E+08
Mn-54	1,49E+07	9,36E+03	1,24E+03	2,30E+04	10	100000
Co-58	5,75E+06	3,62E+03	7,46E+02	8,90E+03	10	100000
Co-60	1,95E+09	1,23E+06	1,99E+04	3,02E+06	1	10000
Zn-65	1,13E+06	7,08E+02	1,99E+02	1,74E+03	10	100000
Fe-55	1,50E+09	9,44E+05	7,71E+02	2,32E+06	1000	10000000
Ni-59	3,61E+06	2,27E+03	1,42E+01	5,58E+03	10000	1E+08
Ni-63	5,31E+08	3,34E+05	1,94E+03	8,21E+05	1000	10000000
Sr-90	1,37E+01	8,59E-03	2,13E+02	2,11E-02	10	100000
Ru-106	8,54E+00	5,37E-03	1,53E+02	1,32E-02	10	100000
Cs-134	7,39E+00	4,64E-03	1,27E+02	1,14E-02	1	10000
Cs-137	1,13E+01	7,13E-03	1,98E+02	1,76E-02	10	100000
Ce-144	9,06E+01	5,70E-02	1,60E+03	1,40E-01	10	100000
Eu-152	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1	10000
Pu-238	6,47E-02	4,07E-05	1,16E+00	1,00E-04	0,1	1000
Pu-239	1,21E-02	7,60E-06	2,16E-01	1,87E-05	0,1	1000
Pu-240	1,43E-02	9,00E-06	2,54E-01	2,21E-05	0,1	1000
Pu-241	4,39E+00	2,76E-03	7,84E+01	6,80E-03	10	100000
Am-241	4,60E-03	2,90E-06	8,21E-02	7,12E-06	0,1	1000
Cm-242	2,35E-01	1,48E-04	3,73E+00	3,64E-04	1	10000
Cm-244	4,44E-02	2,79E-05	7,84E-01	6,87E-05	0,1	1000
Summa¹	19554	123	2	30		
Andel Co60 av summan	99,8	99,8	97,1	99,8		

1 Enligt summaformeln $\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{ii}} < 1 . 0$

2 DF= dekontamineringsfaktor, det vill säga aktivitetsinnehåll före dekontaminering dividerat med aktivitetsinnehåll efter dekontaminering

10.2 TILLKOMMANDE FRIKLASSNINGSBART AVFALL VID O3

Tabell 10.4 redovisar summan för de aktivitetskoder som får en aktivitetskvotssumma under 130. För att kunna friklassas ska summan vara under 1. Enligt [15] och [16] så är en dekontamineringsfaktor i storleksordningen 100 rimlig att uppnå vid rivning av nukleära anläggningar. Om man kan räkna med en möjlighet att dekontaminera med en dekontamineringsfaktor på 130 så skulle nedanstående aktivitetskoder kunna friklassas, se tabell 10.4.

Tabell 10.4 visar att 24 aktivitetskoder skulle kunna friklassas om en dekontamineringsfaktor på ca 130 är möjlig (förutom den systemdekontamineringsseffekt som förutsatts för vissa systemdelar). Resterande aktivitetskoder visar ett sumnavärde på mellan 250 och 125000, och ligger alltså betydligt längre ifrån friklassningsgränserna som föreslås av EU.

För att räkna ut de mängder av olika komponenter som kan komma att friklassas så har samtliga komponenter som betraktats som radioaktiva i [14] gått igenom för att se vilka som är kodade med de friklassningsbara aktivitetskoderna i tabell 10.4. Vid jämförelsen har EU:s ytspecifika friklassningsgränser för återvinning av metallskrot enligt Tabell 3.1, respektive återanvändning av komponenter enligt Tabell 3.2 använts. Vidare har även olika massspecifika friklassningsnivåer och deras inverkan på mängden friklassningsbart material studerats, [14]. Hur variationen av friklassningsgränser och olika dekontamineringsfaktorer påverkar mängden aktivt material visas i tabell 10.5. I det vita fältet tillämpas tidigare princip, dvs baserad på summaaktiviteten

utan viktning av de olika nukliderna medan det i det grå fältet tillämpas viktade aktivitetskvoter enligt EU:s föreslagna riktlinjer.

Tabell 10.4 Aktivitetskoder med en viktad aktivitetssumma under 130 (för de koder där en systemdekontaminering förutsatts redovisas värdena efter denna dekontaminering).

Aktivitetskod	System-dekontaminerings-faktor	Summa $\sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{li}}$	Andel Co-60 av summan [%]
332.1		2	97,1
462.1		12	99,8
463.1		12	99,8
331.5	10	23	99,8
462.3		25	99,8
354.1	10	30	99,8
151.2	10	37	99,8
153.1	10	37	99,8
244.1	10	37	99,8
422.4		49	99,8
461.2		49	99,8
462.2		49	99,8
463.3		49	99,8
472.1		49	99,8
477.1		49	99,8
153.2	10	123	99,8
232.1	10	123	99,8
243.1	10	123	99,8
253.1	10	123	99,8
254.1	10	123	99,8
323.2		123	99,8
327.2		123	99,8
354.2	10	123	99,8
547.1	10	123	99,8

Tabell 10.5 Rivningsstudie för Oskarshamn 3. Variation av friklassningsgräns enligt [14] och jämfört med EU-regler

Utrustning	Radioaktiva		Om friklassningsgränsen ändras, så ändras mängden radioaktivt material enligt nedan									
			Enligt tidigare princip med summaaktivitet						Enligt EU:s riktlinjer med viktning mellan nuklider			
			Från 0→0,1 [Bq/g]		Från 0,1→1 [Bq/g]		Från 1→20 [Bq/g]		EU Återanvändning av komponenter Nuklidspecifika friklassningsnivåer [Bq/cm ²]			EU Återvinning av metallskrot ¹ [Bq/g]
	Antal	Vikt [ton]	Antal	Vikt [ton]	Antal	Vikt [ton]	Antal	Vikt [ton]	DF 1 Vikt [ton]	DF 2 Vikt [ton]	DF 130 Vikt [ton]	DF 1 Vikt [ton]
Hanteringsutrustning		136					(-8)	-14			-110,4	
Ventiler >65 och don	482	130	-15	-1,8	-32	-10,9	-76	-19,5		-1,2	-15,7	-12,7
Div komponenter	77	106	-7	-61,8			-20	-9,6		-61,6	-71,2	-61,8
Kablar och stegar												
Instrument >30 kg	16	4	-1	-0,5			-5	-0,6		---	-0,6	-0,5
Stål												
Luftbehandlingsinstallation		10										
Större värmväxlare	13	77									---	
Beklädnadsplåt												
Inneslutningskupol	1	35					-1	-35				
Pumpar	71	35	-2	0			-8	-4,6		----	-32,4	
Traverser												
Tankar och cisterner	27	268	-1	-4,9						-4,9	-4,9	-4,9
Unika turbinkomponenter		4313			-6	-66,3	-9	-3186		----	-316,2	-66,3
Övr turbinkomponenter	268	260			-26	-39,9	-74	-81,9		----	-60,9	-39,9
Stora elkompnenter												
Elskåp												
Processrör		659				-26,4		-27,3		-2,3	-138	-26,4
Isolering		13										
VS-komponenter												
VS-rör >50												
lordningsst av rum	647											
SUMMA		6040		-69		-144		-3379	0	-70	-750	-213

Anmärkning: I kolumnen 0→0,1 Bq/g finns de utrustningar i de aktivitetkodade systemen som ligger under 0,1 Bq/g. Samtliga har en spec. aktivitet över 0,002 Bq/g. Aktivitetkodade system är de som under [14] ansetts bör tagas med på grund av att nämnvärd aktivitet förekommer. I övriga system finns utrustning med så låg aktivitet, att den bedöms bli friklassad. Den tillhör generellt samma grupp 0→0,1 Bq/g. Utöver de 69 ton som anges ovan finns således en del av de 7830 ton i anläggningen som kodats som inaktiva.

1 Den dominerande nukliden antas vara Co-60 och EU:s friklassningsgräns på 1Bq/g för Co-60 används i beräkningarna

10.3 TOTALA AVFALLSMÄNGDER I SVERIGE

Den totala avfallsmängden för samtliga 12 kärnkraftsblock i Sverige finns redovisad i [17]. Tabell 10.6 visar totala avfallsmängden för samtliga 12 kärnkraftsblock i Sverige.

Tabell 10.6 Avfallsmängder från samtliga block i ton [17]

Block	Aktivt material (ton)						Inaktivt material (ton)		
	Reaktor-tank, inkl intern-delar	Övriga aktiva system	Drift-avfall	Sand	Be-tong	Summa	Betong	Övr	Summa
B1	650	3 170	400	250	900	5 370	1 725 000	4 960	177 310
B2	650	3 170	400	250	990	5 460	196 500	4 960	201 310
F1	760	5 950	400	1050	1 230	9 390	229 000	7 700	237 200
F2	760	5 950	400	1050	1 230	9 390	220 000	7 700	227 900
F3	760	6 040	400	1050	1 440	9 690	322 920	7 830	330 750
O1	650	2 820	400	250	615	4 735	135 150	4 420	139 570
O2	650	3 170	400	250	900	5 370	175 000	4 960	180 460
O3	760	6 040	400	1050	1 410	9 660	318 570	7 830	326 400
R1	650	4 700	400	350	915	7 015	190 200	5 910	196 110
R2	463	3 420	400		975	5 245	267 300	9 260	276 550
R3	466	3 420	400		975	5 245	198 600	9 260	207 860
R4	466	3 420	400		975	5 245	219 300	9 260	228 560
Summa ¹	8 450	56 400	5 280	6 110	13 810	90 000	3 069 720	92 460	2 002 990

¹ (inkl 10 % påslag)

10.4 TOTAL MÄNGD TILLKOMMANDE FRIKLASSNINGSBART AVFALL

För att beräkna den totala mängden avfall som skulle kunna friklassas om EU:s friklassningsregler tillämpades har siffrorna för O3 proportioneras för övriga svensk block mha siffror för den totala mängden radioaktivt avfall enligt tabell 10.6. Tabell 10.7 nedan redovisar summan av tillkommande friklassningsbart avfall.

Tabell 10.7 Total mängd tillkommande friklassningsbart avfall

Block	Radioaktivt material (exkl interndelar, drifts-avfall, betong, sand) [ton]	EU Återvinning av komponenter Från 0→1 [Bq/cm ²]			EU Återvinning av metallskrot Från 0→1 [Bq/g]
		DF 1 [ton]	DF 2 [ton]	DF 130 [ton]	DF 1 [ton]
B1	3 170	0	37	394	112
B2	3 170	0	37	394	112
F1	5 950	0	69	739	210
F2	5 950	0	69	739	210
F3	6 040	0	70	750	213
O1	2 820	0	33	350	99
O2	3 170	0	37	394	112
O3	6 040	0	70	750	213
R1	4 700	0	54	584	166
R2	3 540	0	40	425	121
R3	3 540	0	40	425	121
R4	3 540	0	40	425	121
Summa	56790	0	594	6366	1808

Till friklassningsmängderna ska också läggas den del som från början betraktas som inaktivt, dvs totalt 94 460 ton (se Tabell 10.6).

Tabell 10.8 visar vilka avfallsmängder som har beräknats för Oskarshamn 3 (BWR) fördelade på aktivt respektive inaktivt avfall från olika anläggningsdelar. [3]

Tabell 10.8 Avfallsmängder för Oskarshamn 3 (BWR)

	Aktivt avfall (ton)	Inaktivt avfall (ton)
Reaktortank (inkl interndelar)	760	
Hanteringsutrustning	136	122
Ventiler > 65 ND med don	130	122
Div. komponenter	97	50
Kablar och stegar		704
Instrument	4	2
Stål konstruktioner		1032
Luftbehandling	10	1076
Större värmeväxlare	77	47
Beklädnadspåt		106
Inneslutningskupol	35	
Pumpar	35	14
Traverser		485
Tankar och cisterner	268	247
Turbinkomponenter	4573	1261
Elkomponenter		482
Elskåp		1042
Processrör	659	532
Isolering	13	244
Värme/sanitet		263
Driftavfall under rivningsperioden	400	
Sand från fördröjningstank	1050	
Betong (med aktivitet)	1410	
Summa	9660	7830
Inaktiv byggnadsrivning		318570
Totalt	9660	326400

10.5 KOMMENTARER

Den aktiva avfallsmängden från kraftverket beror på de friklassningsgränser som kommer att gälla vid rivningstillfället, på i vilken omfattning utrustningen kommer att dekontamineras samt på i vilken utsträckning rivningsavfallet kommer att sorteras.

Total mängd radioaktivt systemavfall från O3 uppskattas i [14] till 6040 ton. Total mängd icke radioaktivt (friklassningsbart) systemavfall uppskattas till 7830 ton. Om det antas att Co-60 är den dominerande nukliden, vilket beräkningar gjorda i [14] visar, så ger en användning av EU:s friklassningsgräns på 1 Bq/g för Co-60 att ytterligare 213 ton material kan friklassas med den dekontaminering som antas i [14]. Den radioaktiva systemavfallsmängden kan alltså minskas till ca 5800 ton. Sammanräknat för samtliga 12 kärnkraftsblock i Sverige skulle ytterligare 1808 ton material kunna friklassas om EU:s friklassningsgräns på 1 Bq/g för Co-60 praktiseras, utöver de mängder som antas friklassas i [14].

Om man istället använder friklassningssiffran 1 Bq/cm² som gäller för återanvändning av komponenter, så skulle 70 ton material (av de 6040 ton som betraktats som radioaktivt) kunna friklassas för O3, och totalt 594 ton för samtliga reaktorer om en dekontamineringsfaktor på 2 kan antas. I några studier, [15] och [16], så anges att en dekontamineringsfaktor i storleksordningen 100 är rimlig att uppnå vid rivning av nukleära anläggningar. I detta fall skulle 700 ton material (av de 6040 ton som betraktats som radioaktivt) kunna friklassas för O3 och totalt 6366 ton för samtliga reaktorer.

Sammantaget innebär detta att följande mängder metallskrot kan uppskattas vara friklassningsbara för Oskarshamn 3 och totalt för de 12 svenska reaktoranläggningarna (inom parantes):

- Friklassning av det aktiva avfallet understigande 1 Bq/cm²: 7 830 ton (92 500 ton)
- Som ovan men med dekontaminering med dekontfaktor 2: 7 900 ton (93 000 ton)
- Som ovan men med dekontaminering med dekontfaktor ca 100: 8 580 ton (98 800 ton)

Rent praktiskt är det naturligt i den framtida verkliga rivningssituationen, att många system kommer att hamna i ”gråzonen” nära friklassningsgränsen, vilket innebär att efter avsökning delar kan friklassas, medan andra klassas som aktiva. Denna gråzon kommer troligen att omfatta system både inom gruppen radioaktiva och icke radioaktiva system enligt [14].

Till detta metallavfall från rivning av processystem skall naturligtvis läggas mängden friklassningsbar betong.

11 Mätmetoder

Tillämpbarheten hos de redovisade friklassningskriterierna i kap 3 och 5, kräver speciell uppmärksamhet åt mättekniska aspekter. Ur formell synvinkel är det nödvändigt att kunna verifiera överensstämmelse med friklassningsnivåerna. Detta kan göras med direkta mätningar på metallen/materialet som ska friklassas, genom labbmätningar på representativa prov, genom användningen av skalningsfaktorer eller på något annat acceptabelt sätt. Det ska noteras att målet att hålla individdoser i storleksordningen 10 $\mu\text{Sv/medför}$ att det är nödvändigt att kunna detektera mycket låga aktivitetsnivåer.

En sammanställning och utvärdering har gjorts av ett urval av tillgängliga mätmetoder för att visa att gränsvärdena innehålls. Utvärderingen belyser metodernas för- och nackdelar vid mätning av stora mängder material, inklusive detektionsgränser och noggrannhet.

11.1 VERIFIERING AV FRIKLASSNINGSNIVÅER

Friklassningsnivåerna är sådana att det är möjligt att verifiera dem med standard låg-nivå-mätmetoder. För nuklid-sammansättningar som är typiska för kärnkraftsanläggningar, kan in-situ⁸ gamma-spektrometri vara en fördelaktig metod. Denna metod täcker också in radionuklider som har penetrerat ytan hos byggnadsstrukturer till ett djup av åtskilliga cm. I andra fall när det inte finns några gamma-strålade nuklider måste andra mätmetoder användas. Statistiska analyser är nödvändiga för att beräkna provtagningsstätheten för att bevisa överensstämmelse med friklassningsnivåerna på en given konfidensnivå.

Många studier redovisar mätutrustningar. Slutsatserna från dessa rapporter är att friklassningsnivåerna för de vanligast förekommande radionukliderna typiska för material från kärnbränslecykeln kan mätas direkt. Många radionuklider som är svåra att mäta direkt kan relateras till andra radionuklider. Tex kan Fe-55 och Ni-63 korreleras till Co-60, och Sr-90 till Cs-137, vilka båda är lätta att mäta. Vid användning av skalningsfaktorer är det viktigt att ha en välgrundad skalningsfaktor och endast använda faktorn för den metallkomponent eller material som skalningsfaktorn tagits fram för.

Administrativa rutiner kan användas för att visa att vissa radionuklider inte behöver ingå i analyserna. Om det till exempel är känt att en viss typ av eller grupp av radionuklider inte finns i metallen som ska friklassas, så kan myndigheterna acceptera att de radionukliderna inte undersöks. Hänsyn bör tas till det relativa bidraget av dessa nuklider i den sammanvägda summan. Eftersom denna summa ska vara lika med eller mindre än 1, är viss flexibilitet berättigat när denna regel tillämpas, på samma sätt som när de nuklidspecifika friklassningsnivåerna har avrundats uppåt eller neråt med en faktor 3.

Några rivningsprojekt i EU har framgångsrikt implementerat liknande friklassningsnivåer som dessa presenterade i [6, 8] vilket visar att implementering och verifiering är möjligt. Exempel är Gundremmingen, Niederaichbach, Capenhurst, Dessel, Würigassen, Greifswald med flera .

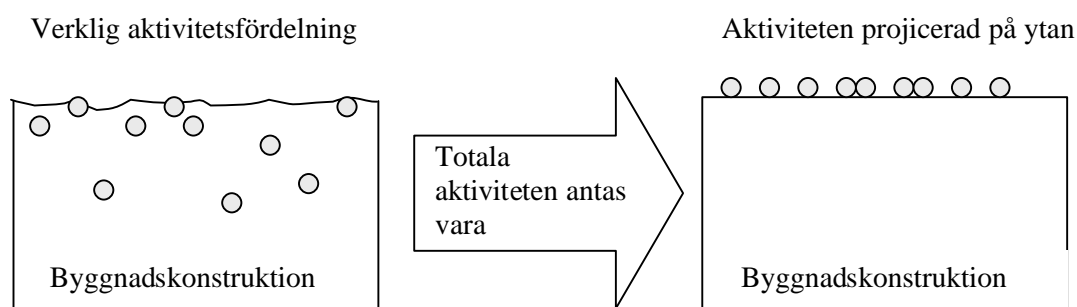
Processen med att friklassa byggnader inbegriper mätningar av omfattande ytareor och mycket stora kvantiteter material. Vid tillämpningen av friklassningskriterierna har det visat sig vara fördelaktigt att dela in byggnaderna i zoner beroende på storleken på den förväntade kontaminationen. Myndigheterna kan bestämma antal mätningar som krävs baserat på zonen. Till exempel så mäts 100 % av en yta på kontrollerat område medan mätningar av ett innertak skulle använda en provtagningsprocedur som innebär att endast 10 % av takytan mäts.

⁸ In-situ = på plats

11.2 TOTAL AKTIVITET I BYGGNADSTRUKTURER

I fallet med byggnadsstrukturer, är skillnad mellan borttagbar och total ytaktivitet bara meningsfull på oskadade beläggningar på väggar och golv. De ytspecifika friklassningsnivåerna tillämpas därför på total aktivitet i strukturen.

I fallet med friklassningsnivåerna i kap 3 & 5 är den totala aktiviteten i strukturen lika med en projicerad ytkontamination som visas i figur 11.1. Termen ”total aktivitet i strukturen per ytenhet” omfattar den borttagbara och den fasta ytaktiviteten såväl som den aktivitet som har penetrerat materialet från ytan mot innandömet av väggen, golvet eller taket. Detta angreppssätt har valts för att undvika att två olika friklassningsnivåer används, en för ytan och en för bulken. Nedanstående figur visar att den totala aktiviteten i en anordning per ytenhet motsvarar en projektion av aktiviteten på ytan.



Figur 11.1: Visar den totala aktiviteten med projicerad ytkontamination.

När detta koncept tillämpas för den totala aktiviteten per enhetsytarea, måste penetrationsdjupet beaktas. Vanligen bestäms penetrationsdjupet från borrhålsprov tagna från olika byggnadsstrukturer. Sådana procedurer tillämpas vanligen när anläggningens radiologiska status kartläggs före friklassningsmätningarna äger rum. Penetrationsdjupet, som kan variera över anläggningen måste beaktas när friklassningsmätningar äger rum, genom att välja rätt kalibrering för in-situ-gamma spektrometri eller genom att ta prover ner till ett djup motsvarande penetrationsdjupet.

11.3 JÄMFÖRELSE MELLAN OLIKA MÄTTEKNIKER

Internationella regler, följt av nationella regler, går mot nuklidspecifika friklassningsnivåer, som redovisas i föreliggande rapport kap 3 och 5. Därmed kommer det att finnas ett tryck på att presentera nuklidspecifika resultat, istället för total-aktivitet.

11.3.1 In Situ gamma-spektroskopi

Gammaspektroskopi är en metod som möjliggör bestämning av aktiviteten med olika friklassningsnivåer för de vanligast förekommande isotoperna. Med gamma-spektroskopi är det också möjligt att separera bakgrundsstrålningen från strålningen från källan. Ett exempel är betongrester (eller väggar) där det alltid finns en ganska stark (nära friklassningsnivåerna) naturlig bakgrundsstrålning. Osäkerheterna är mindre med HRGS (High Resolution Gamma Spectroscopy) än med andra tekniker. Osäkerheten kan enligt [18] reduceras från >500% till <40%. Jämfört med att ta ”representativa” prover som analyseras på laboratorium är det också en tidsbesparing att använda gamma-spektroskopi. Interna kvalitetssäkringsrutiner uppfylls också med gamma-spektroskopi. Genom att studera ett spektrum verifieras att energikalibreringen var korrekt genom närvaron av naturliga bakgrundslinjer. Samma linjer upplyser oss också om att upplösningen var OK, vilket är en god indikation på att hela mätkedjan fungerat korrekt. Dessa parametrar kan sedan spåras via automatiskt genererade kvalitetssäkringsprotokoll, för att visa långtidsstabilitet, eller ge tidiga varningar om eventuella problem.

Fördelarna med gammaspektroskopi är enligt [18]:

- Lagrade spektrum och analysparametrar

- Lagrade dataanalyser är lätt åtkomliga att studera av utomstående myndigheter
- Nuklididentifiering och – kvantifiering
- Nuklidspecifika beslutsnivåer
- Enkelt att verifiera instrumentets funktion
- Bra dokumentation från varje körning (spektrum + analys)
- Upplösning kan studeras vid varje körning
- Inbyggd referenskälla
- Info om ”nyckelförhållanden” för att verifiera att kalibreringen är OK
- Bra upplösning vilket medför enkelhet att tolka och analysera
- Ingen temperaturdrift
- Brett dynamiskt område
- Kalibrering, träning och dataanalys är enklare med Ge-system
- Låg sannolikhet för falska alarm

11.3.2 Proportionella analysatorer eller Alfa/Beta-analysatorer

Dessa mätmetoder är endast lämpade för att finna ytkontamination, och är vanligt förekommande i handinstrument. De är mycket känsliga för alfa- och betastrålning och detekterar icke- γ -emitterande nuklider (som Sr-90). Handinstrument är bra utrustning under demonteringsfasen, så att man snabbt kan undersöka om en specifik yta är fri från kontaminering. Några proportionella analysatorer för stora ytor har utvecklats för mätningar på väggar och golv, men jämförelser har visat på problem med kontamination som penetrerat under ytan. Risken att kontaminering har penetrerat en betongyta åtskilliga mm, antingen genom sprickor eller diffusion, kan inte försummas. Vid användningen av handinstrument för friklassning av byggnader krävs det mycket disciplin för att scanna över åtskilliga tiotals kvadratmeter utan att missa någon kvadratcentimeter, [18], vilket kan vara nödvändigt för att visa att gränsvärdet uppfylls för varje kvadratmeter.

11.3.3 Plast-scintillator eller totalgammamätning

Plast-scintillatorer för stora areor är populära, eftersom de erbjuder hög effektivitet till lågt pris vid övervakning av ett skrotupplag. Även för avfallstunnor och små lådor används dessa system på grund av deras höga effektivitet. Eftersom de har praktiskt taget ingen energi-upplösning, fungerar de i princip som dosimetrar. Naturlig dosrat fluktuerar mellan 50 och 100 nSv/h, beroende på placering, utan medräkning av radonbidraget. Den tillkommande oskärmade aktiviteten som behövs för att ge 1 nSv/h vid 1m är 2,5 kBq/nSv/h från Cs-137, 1kBq/nSv/h från Co-60 eller 20 kBq/nSv/h från Eu-152, vilket ger en indikation om att ganska höga kontamineringsnivåer behövs för en statistiskt signifikant signal. [18]

För användning vid friklassningsmätningar behövs någon form av strålskärning för att minska bakgrundsstrålning och fluktuationer. Detta begränsar användningen till ett statistiskt system där endast bestämda geometrier kan mätas. Avfall från rivning kan anta många olika former som t ex stålrör, isolering eller betong, som alla har ett brett spektrum av olika naturliga radioisotoper. Plast-scintillatorerna kan inte särskilja mellan den naturliga och den tillkommande strålningen, vilket resulterar i många falska alarm. Mer kostsamt är det faktum att en del icke-kontaminerat material, kan bli klassificerat som radioaktivt avfall och deponeras till höga kostnader.

På grund av bristen på information om närvarande isotoper, måste friklassningsnivåerna sänkas drastiskt för att vara säkra. Ett exempel är att ett system som kalibreras med Cs-137, kommer att resultera i två gånger så högt värde när en Co-60-källa introduceras eller vice versa. I fall där lågenergetisk γ -strålning (som Am-241) är närvarande, är problemet än mer uppenbart.

Ändå gör det enkla handhavandet, den låga kostnaden och höga effektiviteten att metoderna är acceptabla vid situationer där välkända isotopsammansättningar kan förväntas och ingen eller liten bakgrundsstrålning stör.

11.3.4 NaI eller låg-upplöst gammaspektroskopi (LRGS)

Denna teknik ligger mellan plast-scintillator-system och germanium-detektor HRGS. Spektra med ett litet antal γ -toppar kan analyseras ganska noggrant. Detektionsgränsen är 2-3 gånger lägre, även om NaI-detektorn är större. Eftersom upplösningen är sämre, blir topparna suddigare vilket gör urskiljningen mot bakgrundsstrålningen svårare. [18]

Na(I)-detektorer är mycket temperaturkänsliga, så mätsystemen behöver någon form av temperaturstabilisering, vilket gör att priset blir liknande som för Ge-detektor-systemen. De kan användas i begränsade applikationer. [18]

11.4 MÄTUTRUSTNINGAR

Tabell 11.1 visar en sammanställning av ett urval av instrument lämpade för friklassnings-mätningar av stora godsmängder.

Tabell 11.1 Mätutrustning för friklassningsmätningar, ett urval.

Företag	Beteckning	Parameter	Mätprocedur	Detektionsgräns	Mättid
RADOS	RTM 642/644	Total γ -aktivitet	Plast-scintillatorer Mätkammare för 200-400-l-tunnor	Co-60: 300 Bq	30 sek
RADOS	RTM 661	Total γ -aktivitet	Plast-scintillatorer Mätkammare för mindre behållare, småsaker	Co-60: 50 Bq	60 sek
BNFL Instruments	IonSens 208	α -mätningar β/γ -mätningar	Jondetektor och HEPA-filter. Plastscintillator för β/γ . Mätkammare för metalliskt avfall med storlek upp till 1*1*0,8 m	10-15 Bq	100 sek
BNFL Instruments	Drumscan LRGS ¹	Nuklidspecifik γ -scanning	LRGS med NAI-detektor Roterande mätbord för upp till 200-l-tunnor med vikt upp till 300 kg.	Co60: 0,05 Bq/g Cs137: 0,11 Bq/g	5 min
BNFL Instruments	DrumScan HRGS ²	Nuklidspecifik γ -scanning	HRGS med Ge-detektor. Roterande mätbord för 1, 100, 200 & 500 l tunnor.	Co-60: <1 Bq/g Cs-137: < 1 Bq/g	<30 min
BNFL Instruments	Ionsens Conveyor	$\alpha/\beta/\gamma$ -mätningar	Olika detektormoduler kan appliceras vid transportband: Plastscintillator, gasflödesproportionell analysator, NAI-LRGS, HpGe-HRGS. Hastighet upp till 15 ton/ h för byggnadsrester.	Beror på detektor	Beror på detektor
BNFL Instruments	IonSens Pipe	α -mätningar	Mätning av ytkontamination på inre & yttre rörytor med dimensionerna 1-6 m långa och diameter på 50-150 mm.	10-15 Bq	100 sek
BNFL Instruments	RadScan700	γ -scanner	Fjärrstyrd "kamera" för att hitta " γ -hotspots".	Cs137: 1 μ Ci	
BNFL Instruments	DrumScan TGS ³	Nuklidspecifik tomografisk γ -scanning	HpGe ⁴ -detektor Kombinerar HRGS och 3D-bilder. Roterande mätbord för upp till 315- l tunnor.	Pu-239: <0,5 g U-235: <2.0 g	<60 min
ESM Eberline Instruments	FHT 3031	Selektiva Co-60 mätningar	CCM ⁵ - In-Situ-mätning av Co-60 utan spektroskopi. Max 400 kg/m ²	100 Bq	10 sek
ESM Eberline Instruments	FHT 3511	F-18-mätningar	Detektor placeras direkt på rör	1kBq/m ³	
SARAD	MOD01-03 AS/BS400	Nuklidspecifika α/β -mätningar	Spektroskopiskt handinstrument för mätning av ytkontamination		

1 Low Resolution Gamma Scanner

2 High Resolution Gamma Scanner

3 Total Gamma Scanner

4 High Performance Germanium

5 Cobalt Coincidence Method

11.4.1 RADOS, RTM 642/644

De centrala delarna av utrustningen består av en kammare för mätning av totalgammaaktivitet samt en styr- och utvärderingsenhet och är utformad efter riktlinjerna i DIN 25457. Mätresultatet ges som summa gammaaktivitet i Bq, som Bq/g eller som Bq/cm². Vidare kan aktivitetsfördelningen presenteras grafiskt [2], [19], [20].

Mätkammaren består av ett ramverk med lackerad ytterplåt och rostfri innerbeklädnad. Kammardörrarna är motordrivna. Kammaren avskärmas med 50 mm blyskärm och väger då 12 000 kg. Som option kan den utföras med 75 mm blyskärm och väger då 15 000 kg. Kammaren är försedd med lyftöglor. Kammaren har en utanpåliggande kedjetransportör som är lätt demonterbar vilket är fördelaktigt om utrustningen behöver omplaceras.

En ljusridå stoppar kedjetransportören om det finns utstickande delar på godset vilka skulle kunna skada detektorerna. Kedjetransportören drivs elektriskt. Den är utformad för att ge minimal avskärmning mot de detektorer som finns i kammargolvet. En våg är integrerad i kammaren så att godset upp till ett ton automatiskt kan vägas under mätningen. Vågen väger med en noggrannhet på 0,5 kg.

Kammaren är bestyckad med 24 detektorer i tre storlekar, placerade runt om så att mätningen i det närmaste blir för 4 p -geometri. Detektorerna med fotomultiplikator och förförstärkare är inbyggda i aluminiumhus. Varje detektor har egen högspänningsmatning och diskriminator. Till utrustningen hör hjälpmedel för kalibrering i form av korgvagn med ytstrålande Co-60 och Cs-137 preparat samt inläggningsplåtar.

Mätvärdena utvärderas och lagras med dator. Andra uppgifter som godstyp och fyllnadsgrad matas in manuellt före mätstart.

Tiden mellan ur- och ilastning utnyttjas för bestämning av bakgrundsstrålningen i kammaren. Känsligheten uppges vara bättre än 300Bq Co-60 på 60s.

Totalgammamätningen ned till aktuella friklassningsnivåer uppges ske i minutskala, medan ett komplement för gammaspektroskopi ger mättider på ca en halvtimme.

Investeringskostnaden för utrustningen 1999 är ca 3,1 MSEK.

Figur 11.2 nedan visar en bild på RADOS RTM 642/644.



Figur 11.2 RADOS RTM 642/644. [20]

11.4.2 RADOS, RTM 661

RTM 661 består av en mätkammare med dimensionerna 100*61,5*62 cm och är avsedd för mindre behållare och små saker. Detektorn är en plast-scintillator. Den totala γ -aktiviteten mäts och anges i Bq, Bq/g eller Bq/cm². [21] Figur 11.3 visar RTM661.



Figur 11.3 RTM 661, RADOS [21]

11.4.3 BNFL-Instruments, IonSens-208

Utrustningen består av en frontmatad kammare som rymmer gods inom måtten 1x1x0,8 m men kan utformas för andra geometrier. Mätprincipen är Long Range Alpha Detection, LRAD. I LRAD-tekniken mäts de sekundära joner som bildas när alfapartiklar bromsas i luft. Varje alfapartikel kan producera 150 000 joner som efter 8-10 sekunder försvinner genom rekombinering. Tiden är tillräcklig för att medge detektering av jonerna i luft som sugas av från mätkammaren. Den eventuellt kontaminerade ytan behöver vara öppen mot luften men den behöver inte befinna sig tätt intill detektorn som i traditionell alfamätning. Som option kan kammaren även förses med plastscintillatorer för mätning av beta- och gammastrålning. För fullständig nuklid-

kvantifiering behöver förekomsten av olika nuklider bestämmas i separat laboriemätning. [2], [22].

Intagsluften till IonSens 208 filtreras för att damm, partiklar och luftburna joner ska tas bort. I detektormodulen finns förutom själva detektorn även ett HEPA-filter, fläkt och elektronik. Godsets identitet matas in manuellt av operatören medan mätning och självkontroll är PC-styrd. Instrumentet mäter ned till ca 10 Bq totalaktivitet.

Alfakontaminering mindre än 0,04 Bq/cm² kan detekteras under en mättid av 100 s. Tid för i- och urlastning tillkommer [22].

Investeringskostnaden för utrustningen 1999 är ca 1,2 MSEK.

Figuren 11.4 nedan visar en bild på IonSens-208.



Figur 11.4 Ion-Sens 208 från BNFL Instruments.[22]

11.4.4 BNFL Instruments, DrumScan LRGS

DrumScan LRGS är ett modulärt system och består av ett vridbart bord, detektor för gammaspektroskopi samt en utvärderingsenhet. Utrustningen kan användas för avsökning av gods i tunnor på upp till 200 l. DrumScan kan utrustas med en eller flera detektorer beroende på friklassningsgränserna och krav på genomflöde.[29]

Vid olika rivnings-procedurer blir resultatet ofta metallskrot som placeras i 200-l-tunnor för att förenkla hantering och kommande transporter, lagring eller deponering. DrumScan-systemet kan användas för att mäta aktiviteten från all γ -strålning inuti tunnan. Tekniken är lämplig när en friklassningsgräns baserad på aktivitet per massenhet är tillämplig för friklassningsproceduren. DrumScan-systemet används typiskt när stark γ -strålning misstänks som till exempel från reaktor-rivningsavfall vilket ofta innehåller Co-60. DrumScan använder antingen hög-renta germanium-detektorer (HPGe) och hög-upplösande gamma-spektroskopi (HRGS) eller natriumjodid (NaI) och låg-upplösande gammaspektroskopi (LRGS) för att bestämma aktiviteten från samtliga gamma-emitterande radionuklider som finns i varje tunna. Denna teknik är lämpligast när det finns begränsad information om hur radionuklid-sammansättningen ser ut för den misstänkta kontamineringen. Drum-Scan relaterar automatiskt aktiviteten av detekterade γ -strålande radionuklider till tillhörande icke-gamma-emitterande nuklider som finns i en känd halt. Till exempel kan den uppmätta Cs-137-aktiviteten användas för att räkna ut Sr-90-aktiviteten som inte detekterades. [29]

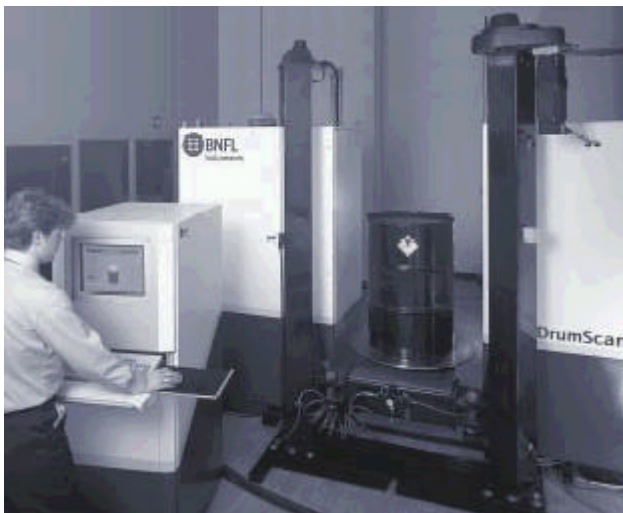
Figur 11.5 nedan visar DrumScan LRGS.



Figur 11.5 DrumScan LRGS från BNFL Instruments [23]

11.4.5 BNFL Instruments, DrumScan HRGS

DrumScan HRGS består av ett roterande mätbord för tunnor på 1, 100, 200 och 500 l. Med hög-upplösning gamma-spektroskopi så mäts innehållet av alla γ -emitterande nuklider. Systemet kan utrustas med olika typer av rotations-mätbord. Figur 11.6 nedan visar DrumScan HRGS. [24]



Figur 11.6 DrumScan HRGS, BNFL Instruments [24]

11.4.6 BNFL Instruments, IonSens-Conveyor

IonSens-Conveyor är ett transportband-system runt vilket mätmoduler är arrangerade. Det är avsett att mäta på ett brett spektrum av olika material-typer, för friklassning. Ett antal olika detektor-moduler kan appliceras vid transportbandet beroende på materialet som ska mätas, de antagna radioaktiva föroreningarna och också om det krävs en mätning av ytkontamination eller volymkontamination. [29]. Plast-scintillatorer för β/γ -mätningar, gasflödes-proportionella analysatorer för α/β -ytkontamination, NaI-LRGS för γ -strålning och HpGe-HRGS för γ -scanning. [25]

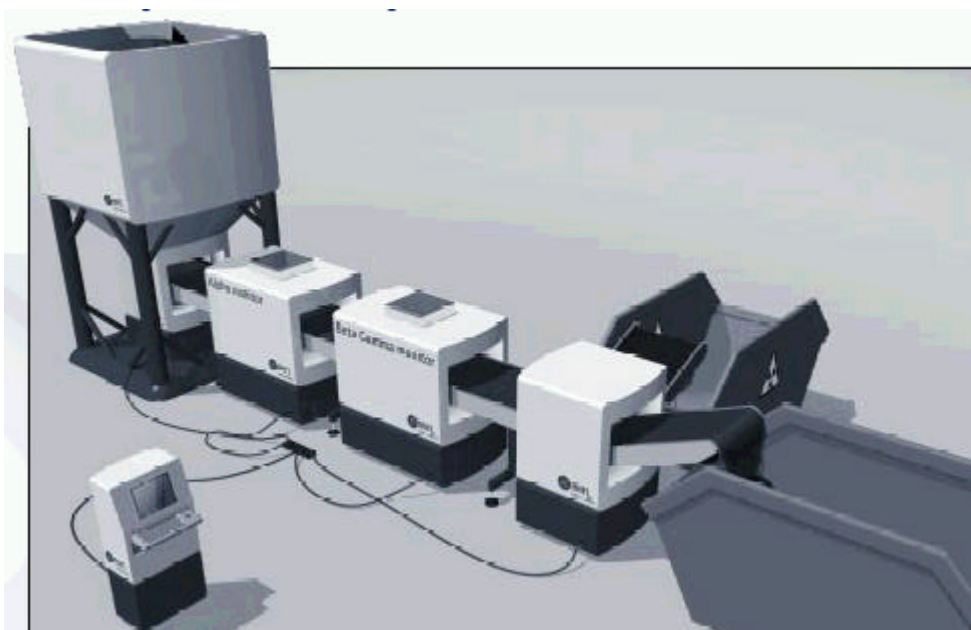
För mätning av metallskrot beror valet av den lämpligaste detektionsmodulen på om det krävs en scanning av ytkontaminationen eller en volymetrisk mätning för att uppfylla friklassningsgränserna. Detta är vanligtvis beroende av mekanismen vid vilken kontaminationen uppstår. I allmänhet kan sägas att där processrör är inblandade är oftast kontaminationen på eller nära ytan.

Om däremot metallskrotet har uppkommit vid rivning av reaktorn så kan kontamination i form av neutron aktivering av metallen vara aktuell. I detta fall är en volymetrisk mätning mera lämplig.

Traditionella mätmetoder innebär insamling och laboratorie-analys av en uppsättning små prover. Med IonSens-Conveyor kan en större provmängd analyseras vilket avsevärt ökar möjligheterna att potentiell kontaminering upptäcks.

Mätning av ytkontamination.

Mätning av ytkontamination hos metallskrot görs med IonSens-Conveyor genom ett arrangemang av gasflödes-proportionella detektorer. Dessa detektorer tillåter samtidig mätning av både α - och β -strålning. För att utföra detta används två detektorer, en över och en under ett nätformat transportband. Den stora andelen hål i nätet (80 % öppet) gör att all aktivitet på undersidan av en metallbit detekteras av den undre detektorn. Detektorerna är arrangerade så att de mäter både ovanifrån och underifrån på transportbandet. De två detektorerna överlappar varandra med hänsyn till transportbandets riktning och eliminerar risken att missa kontamination. Figur 11.7 nedan visar IonSens-Conveyor. [29]



Figur 11.7 IonSens-Conveyor från BNFL Instrumentes. [25]

Mätning av volymetrisk β/γ -kontamination.

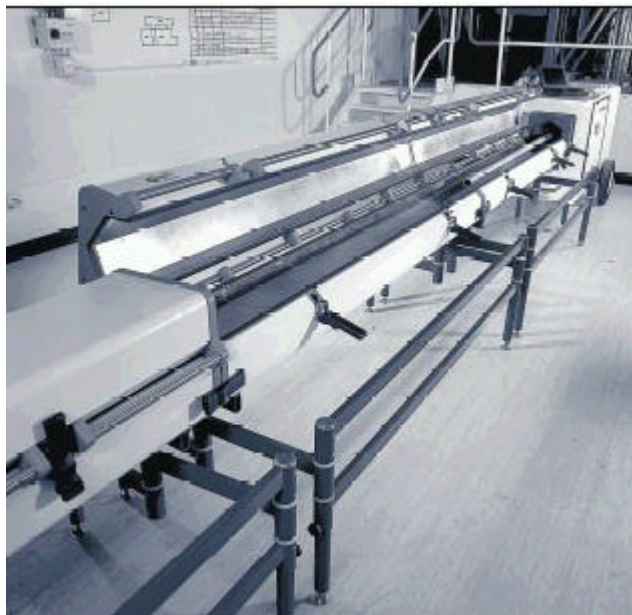
Volymetrisk β/γ -kontamination kan mätas genom placering av ett arrangemang av scintillations-detektorer av plast som täcker en vinkel nära 4π runt skrotmaterialet som ska mätas. Scintillations-detektorerna mäter den totala γ -strålningen. Denna mätning tillsammans med radionuklid-sammansättningen gör att rörets totala aktivitet kan bestämmas och jämföras med tillämpliga friklassningsgränser. Alternativt kan natriumjodid (NaI) eller högrena germanium-detektorer (HPGe) användas för hög- respektive lågupplösande spektrometrisk information om gamma-emitterande nuklider i metallen. Båda dessa tekniker kan också relateras till ett så kallat fingeravtryck (nuklidsammansättning) för bestämning av den totala aktiviteten.[29]

11.4.7 BNFL Instruments, IonSens-Pipe

IonSens-Pipe är designad specifikt för friklassningsmätningar av borttagna rör som till exempel processrör eller byggnadsställningar map på antingen alfa- eller beta-strålning. Syftet med denna mätanordning är möjligheten att mäta på rör utan att först behöva dela dem på längden för att kunna mäta på inner-ytan. Figur 11.8 visar IonSens Pipe. [29].

Mätning av α -ytkontamination.

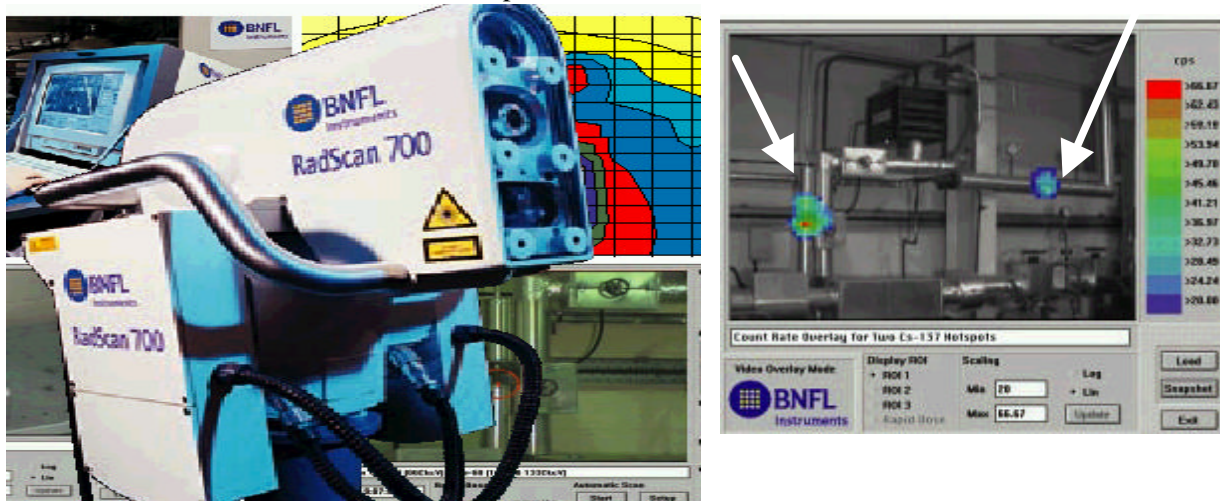
Tekniken för att mäta α -ytkontamination i IonSens-Pipe är ”Long-Range-Alpha-Detection” (LRAD). Denna teknik detekterar de sekundärt producerade jonerna när alfa-partiklar bromsas ner i luft. Varje alfa-partikel producerar ca 150000 joner i sin 3-4 cm långa bana (beroende på partikelns initiala energi) innan den stoppas. Denna jonisering kvarstår i luften ca 8-10 sek innan den upphör på grund av rekombinering. LRAD-tekniken utnyttjar denna tiden för att, mha en fläkt, flytta den joniserade luften från den näraliggande kontaminerade ytan till en serie av joniserings-detektor-plåtar.



Figur 11.8 BNFL Instruments, IonSens-Pipe. [26]

11.4.8 BNFL Instruments RadScan 700

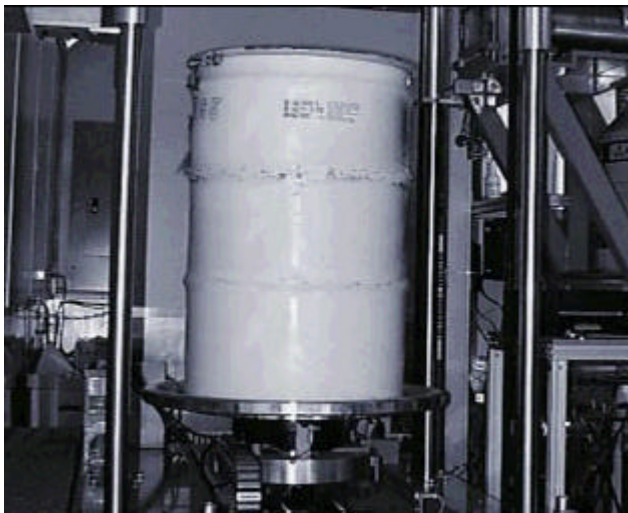
RadScan700 är en fjärrsyrd kamera för att hitta ” γ -hotspots”. Detektorenheten kan monteras på olika plattformar som till exempel fasta eller rörliga stativ eller kranar. Detektorn är en CsI-scintillator-fotodiod med inbyggd förstärkare. Detektionsgränserna är $<1\mu\text{Ci}$ för Cs-137 vid 1 m. En färg-videobild visar området som mäts. Figur 11.9 visar RadScan700 och ett exempel på en bild som visar två distinkta Cs-137 hotspots.



Figur 11.9 RadScan700, BNFL Instruments. Två distinkta Cs-137 hotspots. [27]

11.4.9 BNFL Instruments DrumScan TGS

DrumScan TGS är en tomografisk gamma-scanner som kombinerar en HRGS med 3D-bilder för ökad noggrannhet. På <60 min erhålls en tomografisk ”karta” över aktivitetsnivån i upp till 315-l-tunnor. HpGe-detektorer används. Figur 11.10 visar en DrumScan TGS.



Figur 11.10 DrumScan TGS, BNFL Instruments [28]

11.4.10 ESM Eberline Instruments, FHT 3031

FHT 3031 består av ett transportband med 4-6 detektorer med lämpliga dimensioner placerade under och över transportbandet. Dimensionerna anpassas beroende på önskad ytupplösning, höjden på objekten som ska mätas samt önskad bredd på transportbandet. Transportbandets hastighet anpassas automatiskt baserat på den förvalda detektionsgränsen. [30]

FHT 3031 baseras på den så kallade CCM-tekniken (Cobalt Coincidence Method)⁹, för en extremt selektiv mätning av koncentrationen av Co-60. FHT 3031 gör fokuserade mätningar av Co-60 på stora prover även i närvaro av störande/fluktuerande externa strålkällor.

Den konventionella metoden att mäta Co-60-innehållet är annars gamma-spektroskopi. Den relativt höga kostnaden och de relativt långa väntetiderna på spektrum är några nackdelar med gamma-spektroskopi. In-situmätningar störs vanligtvis av bakgrundsstrålning. Detta kan åtgärdas med skärmning. Fördelen med CCM-systemet är att ingen skärmning krävs för att mäta Co-60-innehållet på en yta eller i en volym trots fluktuerande bakgrundsstrålning. Figuren 11.11 nedan visar FHT 3031.

⁹ Samtidig mätning på 2 gammakvanta från sönderfall av Co-60.



Figur 11.11 FHT 3031, ESM Eberline Instruments. [31]

11.4.11 ESM Eberline Instruments, FHT 3511

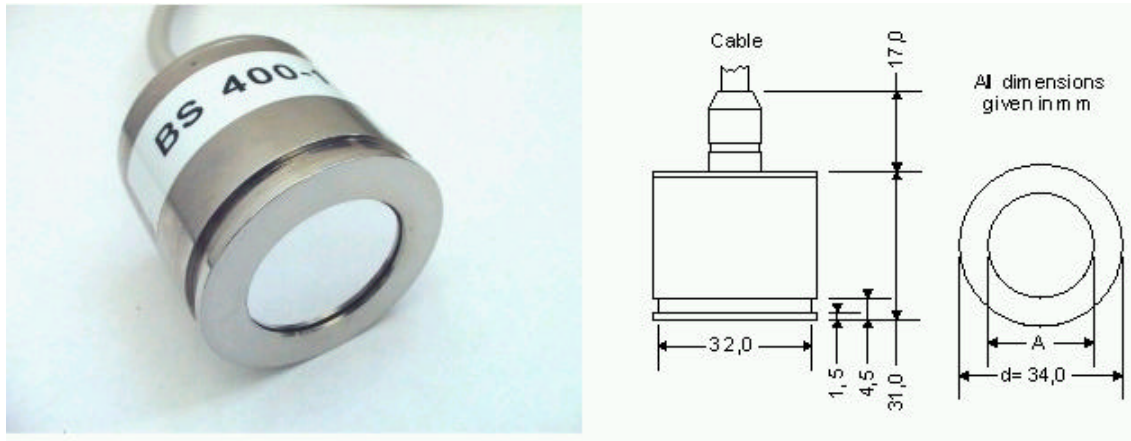
FHT 3511 baseras på den sk CCM-tekniken (Cobalt Coincidence Method) och används för att mäta halten F-18 och andra positron-emitterande nuklider på nya och gamla rör. Detektorn installeras genom att sättas runt de existerande rören utan att skära sönder eller demontera dem. Figur 11.12 visar FHT 3511. [30]



Figur 11.12 FHT 3511, Eberline Instruments [32]

11.4.12 SARAD, MOD01-03 AS/BS400

MOD01-03 från SARAD är ett handinstrument för nuklidspecifik mätning av α/β -strålning. Vid rivning av nukleära anläggningar är det viktigt att känna till aktuell nuklidsammansättning. Radiokemiska analyser är tidskrävande och kostsamma. SARAD:s MOD01-03 är en ny teknik för att bestämma en nuklidspecifik ytkontamination. Kärnan i systemet är en kreditkortsstor spektrometer med nätverkskoppling för kontroll och dataöverföring. Kortet är inbyggt i ett batterimatat instrument för direkt kontakt (kabel upp till 10 m) med det lilla detektorhuvudet. Enheten innehåller en ljustät halvledar-detektor och elektronik och kan mäta på ytor av storleken 75, 150 eller 400 mm² aktiv yta. En kontroll-terminal för databehandling, on-line-analys och datalagring hör till systemet. Komponenterna är lätta att dekontaminera [33]. Figur 11.13 visar MOD01-03.



Figur 11.13 MOD 01-03 AS/BS400, SARAD [34]

11.5 VAL AV MÄTINSTRUMENT

Val av det mest lämpade mätsystemet för friklassningsmätningar bör baseras på följande faktorer:

1. Potentiell radionuklid-kontaminering
2. Den relaterade stålningen
3. Känsligheten hos tillgängliga instrument

Systemet ska vara kapabelt att detektera den aktuella strålningen med rätt dektionsgräns och kalibreras för aktuella strålslag och energier med spårbara kalibreringsstandarder.

Nedan i tabell 11.2 presenteras en matris för val av lämpligt mätinstrument för olika metalliska avfallstyper och misstänkta föroreningar gjord av BNFL Instruments [29].

Tabell 11.2 BNFL Instruments. Val av mätinstrument beroende på avfall och förorening. [29]

Avfallsform	Föroreningstyp/Gruppering		
	a-strålning	Lätt b-strålning	Stark g-strålning
Delar av sönderskurna tankar och behållare	IonSens-208 (alfa)	IonSens-Conveyor (alfa/beta)	IonSens-208 IonSens-Conveyor (gamma)
Borttagna längder av processrör	IonSens-Pipe (alfa)	IonSens-Conveyor Klipp/skär rören på längden före mätning.	IonSens-Conveyor (gamma)
Delar av byggnadsställningar	IonSens-Pipe	IonSens-Conveyor Klipp/skär rören på längden före mätning.	IonSens-Conveyor (gamma)
Tunnor med metallskrot	DrumScan eller IonSens. Transportband före placering i tunnor.	DrumScan eller IonSens Transportband före placering i tunnor.	DrumScan eller IonSens-Conveyor (gamma)
Delar av borttagna ventilationsrör	IonSens-208 (alfa)	IonSens-Conveyor Klipp/skär rören på längden före mätning.	IonSens-208 (Gamma)
Delade kopparledning	IonSens-Conveyor (alfa/beta)	IonSens-Conveyor (alfa/beta)	IonSens-Conveyor (gamma)
Metallgöt efter smältning	IonSens-208 (alfa/beta)	IonSens-Conveyor (alfa/beta)	IonSens-208 (gamma)

11.5.1 Ersättningsmätningar mha "fingeravtryck"

Ofta är många olika nuklider inblandade som föroreningar i rivningsavfall från nukleära anläggningar. Det kan i många fall vara möjligt att mäta endast en förorening och sedan visa att alla andra föroreningar är inom de uppställda friklassningsgränserna. När man använder en radionuklid för att sedan dra slutsatser om närvaron av andra nuklider, måste det säkras att tillräckligt många prover tas för att erhålla ett konsekvent förhållande mellan radionukliderna. [29].

Ersättningsmätningar ska användas med försiktighet. Under vissa omständigheter kan olika radionuklider migrera med olika hastigheter beroende på olika kemiska egenskaper. Även om det är stora variationer i radionuklid-förhållandena, så kan ersättningsmätningar ändå användas om förhållandet som ger högsta koncentrationen av den bestämda föroreningen används.

Exempel på användning av ersättningsmätningar är neutronaktiverat stål, där Co-60 kan mätas direkt, medan låg-energi β -strålande Ni-63 måste beräknas på grund av svårigheten att mäta dess emissioner.

11.5.2 Besvärliga mätsituationer

I vissa fall är det inte möjligt att mäta med icke-förstörande mätmetoder. Vissa föroreningar i en specifik konfiguration är inte möjliga att mäta direkt. Ett exempel på detta är mätningen av Te-99 i 200-l-tunnor, eftersom Te-99 endast emitterar en lågenergetisk β -partikel och svag γ -strålning. Utan ett pålitligt "fingeravtryck" relaterat till en stark γ -strållare, kan inte tunnan mätas med gamma-spektroskopi. I detta fall rekommenderas att avfallet konfigureras om, det vill säga packas ur tunnan, så att den lätta β -strålningen kan mätas direkt i till exempel en IonSens Conveyor, och först därefter packas det mätta materialet ner i tunnan igen. [29]

11.5.3 Detektering av "hot spots"

"Hot spots" är små partiklar med mycket hög specifik aktivitet map friklassningsgränserna. Att visa att ett material är fritt från "hot-spots" kan vara mer utmanande än att mäta den fördelade aktiviteten om mätsystemet medelvärdesbildar den observerade aktiviteten över en stor yta eller volym. Om till exempel friklassningsgränsen är 0,1 Bq/g, kan ett ton potentiellt innehålla en aktivitet på 100 kBq. För att undvika risken att det finns en "hot-spot" på 100 kBq, krävs en medelvärdesmassa på mindre än 1 ton eller en mät känslighet på mindre än 0,1 Bq/g. Den möjliga närvaron av dessa "hot-spots" ska därför beaktas vid utarbetande av mätstrategier och val av lämplig mätutrustning. [29]

11.5.4 Förbehandling av metallskrot för mätning

Material som målarfärg, olja eller fett på metallytan kan försvaga alfa-partiklarna och förhindra möjligheten att detektera dem. Tekniker som förlitar sig på direkt mätning av alfa-strålning ska därför användas först efter ett dekontamineringssteg i rivningsprocessen. Om aktiviteten måste mätas med målarfärg eller annat täckande material intakt, rekommenderas att en ersättningsmätning metod med "fingeravtryck" används. [29]

11.6 KOMMENTARER

För friklassningsmätningar krävs instrument med mycket låga detektionsgränser. Dessutom är noggrannheten viktigt för att kunna verifiera att friklassningsgränserna uppfylls på en rimlig konfidensnivå.

Internationella regler, följt av nationella regler, går mot nuklidspecifika friklassningsnivåer, som redovisas i föreliggande rapport kap 3 och 5. Därmed kommer det att finnas ett tryck på att presentera nuklidspecifika resultat, istället för total-aktivitet

Med mycket hög energiupplösning och därmed möjligheten att urskilja bakgrundsstrålningen, är HRGS med germaniumdetektorer det mest känsliga verktyget för friklassningsmätningar. Med det nuklidspecifika resultatet erhålls färre falska alarm. Mängden prov som behöver tas till labora-

torium kan minskas avsevärt och hög kvalitet erhålls på resultatet. Dessa faktorer gör att både pengar och tid sparas genom att använda Ge-HRGS i rivningsprojekt vid nukleära anläggningar.

Andra viktiga aspekter att ta hänsyn till vid friklassningsmätningar är också:

- Förekomsten av hotspots.
- Yta/vikt som ingår i medelvärdesbildning.
- Ytbeskaffenhet på föremålet (målarfärg, smuts etc.)

12 Kostnader

Tillämpning av EU:s rekommenderade friklassningsnivåer medför ytterligare kostnader för de svenska tillståndshavarna i samband med rivning av kärntekniska anläggningar men innebär samtidigt besparingar.

12.1 KOSTNADER FÖR MÄTUTRUSTNING

För att kunna tillämpa EU:s rekommenderade friklassningsnivåer krävs noggranna och nuklid-specifika instrument, till skillnad mot nuvarande system där endast en totalaktivitetsbedömning krävs. Möjligtvis skulle behovet kunna reduceras genom att använda nuklidvektorer för att utifrån en totalgammamätning uppskatta den specifika aktiviteten för de viktigaste nukliderna. Nedanstående kostnadsbedömning blir i så fall i överkant.

Olika typer av instrument behövs för olika typer av material som ska friklassas. En uppskattning är att några olika typer av instrumentering behövs för att klara av olika mätsituationer som uppstår, till exempel en transportbandsmätning för betongrester och metallskrot, typ IonSens Conveyor, en hot-spot-mätare för mätning på byggnadsytor, typ GammaScan700, och en mätare som mäter på fat av olika storlekar, typ IonSens-208. Beroende på önskad hastighet för friklassningsproceduren och kapaciteten hos instrumenten kan antalet instrument uppskattas. Under förutsättning att det är tillräckligt med dessa tre nämnda instrument vid en anläggning, uppskattas att ca 10 MSEK per anläggning tillkommer i instrumentkostnader. Om anläggningarna inte rivs samtidigt kan flera anläggningar använda samma instrument. Ett avancerat nuklid-specifikt instrument ligger på mellan 2-4 MSEK i investeringskostnad [2].

Mantidskostnaderna för sortering, avsökning, mätning etc antas vara av samma storleksordning för de båda studerade alternativen, varför dessa kostnader inte behöver behandlas i jämförelsen. Detta för att skillnaden i mängder ändå är ganska små jämfört med den totala mängd material som behöver passera genom en friklassningsprocess.

12.2 SLUTFÖRVARSKONTRA FRIKLASSNINGSKOSTNADER

Denna ytterligare kostnad ska ställas mot de minskade utgifter som friklassningen medför. Detta framgår om en jämförelse görs av kostnaderna för om rivningsavfallet betraktas som aktivt avfall eller som konventionellt avfall efter friklassning. I exemplet nedan jämförs kostnaderna för hantering av 100 ton metallskrot.

I en aktuell studie för reaktoranläggningen i Ågesta [37] har kostnaderna förknippade med hanteringen av kortlivat rivningsavfall uppskattats. Metallskrot förpackas i 10-fots ISO-containers som var och en lastar ca 20 ton skrot och kostar ca 30 kSEK. Med exemplrets kvantitet åtgår således 5 st. containers till en kostnad av 150 kSEK. Det kortlivade rivningsavfallet slutförvaras i SFR-3, där marginalkostnaden uppskattas till 8,3 kSEK per kubikmeter lagringsvolym. Lagringskostnaden blir då ca 900 kSEK, eftersom varje ISO-container har en yttervolym på 21,7 m³. Dessutom tillkommer en mindre post för transporten till slutförvaret som för exemplet skulle motsvara 6 kSEK. Totalt skulle således hanteringen av 100 ton metallskrot som aktivt avfall innebära en kostnad på 1,06 MSEK.

Om friklassning tillämpas kan metallen återvinnas. Detta ger en möjlighet att sälja materialet efter att det konstaterats att aktivitetsinnehållet är tillräckligt lågt. Mer sannolikt är kanske att en återvinningsfirma får överta skrotet mot att den står för transportkostnaden. För tillståndshavaren innebär detta alternativ således en intäkt alternativt en nollkostnad. Alternativet vid friklassning är att skrotet inte bedöms ha något värde och istället placeras på en konventionell deponi. I [37] uppskattas kostnaden för detta till 700 SEK/ton, varav deponiskatten utgör ca hälften (se kap 9.4.2). För exemplrets materialmängd skulle detta motsvara en kostnad på 70 kSEK.

Sammanfattningsvis framgår av ovanstående exempel att det för tillståndshavaren innebär en besparing på storleksordningen en miljon kronor för varje hundratals ton avfall som kan friklassas, eller 10 000 SEK/ton. Exemplet gäller även för betongavfall.

12.3 NUVARANDE KONTRA EU:S FRIKLASSNINGSGRÄNSER

Hittills har endast ett fåtal rivningsprojekt genomförts i Sverige. Ett av de större projekten är den aktuella rivningen av Aktiva centrallaboratoriet på Studsviksområdet. Eftersom föreskrifter saknas för friklassning av byggnader har SSI utfärdat speciella anvisningar för detta projekt, vilka baseras på EU:s rekommendationer för byggnader som ska rivras [7]. För material som lösgörs, dock ej PVC, tillämpas föreskriften för utförelse av gods [1]. För metallskrot som ska återvinnas gäller därför gränsen 0,5 Bq/g. Vid bedömning av konsekvenserna av införandet av EU:s riktlinjer förefaller detta värde vara mest relevant som jämförelsesiffra eftersom det ännu inte finns några svenska riktlinjer för friklassning vid rivning i någon större skala.

I tabell 10.5 redovisas uppskattningar av vilka mängder av friklassat avfall för Oskarshamn 3 som kan bli aktuellt med olika gränser. En gräns på 0,5 Bq/g skulle innebära att något mellan 69 och 213 extra ton metallmaterial kan bli föremål för friklassning. Detta ska jämföras med återvinningsalternativet för metallskrot enligt EU:s riktlinjer som skulle ge 213 extra ton material enligt samma tabell, alltså uppskattningsvis 50-100% mer än för den nuvarande friklassningsgränsen. Även om siffrorna här är något osäkra så förefaller det som om mer material kan friklassas med EU:s föreslagna riktlinjer, även om ökningen i förhållande till den totala friklassningsmängden är blygsam.

12.4 KOMMENTARER

Generellt sett så innebär möjligheten till friklassning en minskad kostnad för hanteringen av rivningsavfallet. Ovanstående beräkning påvisar att något mer material kan friklassas med EU:s rekommenderade gränsvärden än vad som appliceras för nuvarande svenska rivningsprojekt. För Oskarshamn 3:s del kan det röra sig om ca 100 ton mer friklassat material, vilket skulle innebära besparade avfallslagringskostnader på storleksordningen en miljon kronor. Genom specifika dekontamineringsåtgärder för material som ligger nära friklassningsgränsen kan mängderna, och därmed besparingarna, ökas väsentligt.

Denna besparing ska ställas mot den investering som Oskarshamn 3 behöver göra för att kunna utföra de verifierande nuklidspecifika mätningar som erfordras enligt riktlinjerna. Investeringen har ovan uppskattats till i storleksordningen 10 MSEK men som nämnts finns möjligheten att välja enklare vägar som gör att skillnaden i instrumentbehov inte blir så stor.

Slutsatsen blir att införandet av EU:s rekommenderade friklassningsgränser inte kommer att påverka tillståndsinnehavarnas rivningskostnader i någon högre grad. Eventuella kostnadsökningar eller besparingar blir marginella i förhållande till den totala rivningskostnaden.

Ett alternativ till slutförvaring, och kanske även till friklassning, vore markdeponering på anläggningsplatsen, i likhet med hur driftavfall kan hanteras idag på flertalet anläggningar i Sverige (Forsmark, Oskarshamn, Ringhals och Studsvik). Detta har dock inte studerats här.

13 Slutsatser

Slutsatserna från denna studie är att de beaktade scenarier som ligger till grund för EU:s rekommenderade friklassningsgränser är mycket detaljerade och väl täcker in de scenarier som kan bli aktuella och begränsande för svenska förhållanden.

Som grund för beräkning av friklassningsnivåer har EU använt det sk ”10 μSv -kriteriet” som IAEA rekommenderar. IAEA:s rekommendation, refererar till en individdos på ”några tiotal $\mu\text{Sv}/\text{år}$ ” som trivial och därför grunden för friklassning. Dessutom används gränsvärdena 1 $\text{manSv}/\text{år}$ för kollektiv dos och 50 $\text{mSv}/\text{år}$ för huddos.

EU:s rekommenderade friklassningsnivåer är nuklidspecifika vilket ställer krav på kvalificerad mätutrustning för att verifiera att kraven uppfylls, alternativt god kännedom om materialets ursprung. Tekniken gamma-spektroskopi uppfyller de tekniska kraven för att kunna användas för friklassningsmätningar.

Till grund för EU:s rekommenderade friklassningsnivåer ligger studier gjorda i bl a Tyskland, Frankrike, Storbritannien och Sverige och det troliga är att friklassat material även i Sverige kommer att hanteras enligt konventionella metoder för återvinning av metallskrot och byggnadsrester. Vår bedömning är att de beaktade utspädningskoefficienterna är relevanta för svenska förhållanden.

Vid tillämpning av EU:s rekommenderade friklassningsnivåer kommer mellan 2 000 och 6 000 ton av det systemavfall som i tidigare studier bedömts vara radioaktivt förorenat att kunna friklassas, vid rivning av de svenska kärnkraftsanläggningarna.

Sammantaget innebär detta att följande mängder kan uppskattas vara friklassningsbara för Oskarshamn 3 och totalt för de 12 svenska reaktoranläggningarna (inom parantes):

- Friklassning av det aktiva avfallet understigande 1 Bq/cm^2 : 7 830 ton (92 500 ton)
- Som ovan men med dekontaminering med dekontfaktor 2: 7 900 ton (93 000 ton)
- Som ovan men med dekontaminering med dekontfaktor ca 100: 8 580 ton (98 800 ton)

Införandet av EU:s rekommenderade friklassningsgränser kommer inte att påverka tillståndshavarnas rivningskostnader på något avgörande sätt.

14 Referenser

- [1] SSI Föreskrift, ”Statens strålskyddsinstitutets föreskrifter om utförelse av gods och olja från zonindelade områden vid kärntekniska anläggningar, SSI FS 1996:2, Stockholm 1996
- [2] G. Hedin, A. Ekberg, ”SKB – Uppdatering av rivningsstudie. Friklassning”, ABB Atom Rapport SDA 99-397, Västerås 1999
- [3] ”Teknik och kostnader för rivning av svenska kärnkraftverk”, SKB Rapport 94-20, Juni 1994
- [4] CEC Council Directive 96/29 Euratom ” The basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation”, Official Journal of the European Communities L159, Juni 1996
- [5] Commission of the European Communities, ”Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations”, Radiation Protection 89, Luxemburg 1998
- [6] Commission of the European Communities, ” Methodology and models used to calculate individual and collective doses from the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations”, Radiation Protection 117, Luxemburg 2000
- [7] Commission of the European Communities, ”Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations”, Radiation Protection 113, Luxemburg 2000
- [8] Commission of the European Communities, ”Definition of clearance levels for the release of radiactively contaminated buildings and building rubble”, Radiation Protection 114, Luxemburg 2000
- [9] ”Current practice for clearance in the Nordic countries”, Nordisk Kärnsäkerhetsforskning, NKS-20, Dec-2000
- [10] Commission of the European Communities, ”Principles and methods for establishing concentrations and quantities (exemption values) below which reporting is not required in the European directive”, Radiation Protection 65, Luxemburg 1993
- [11] S. Menon, J. Bjerler, ”Utredning om smältning av kontaminerat skrot vid rivning av svenska kärnkraftverk”, SKB Rapport SKB 94-31, Juni 1993
- [12] M. Elert, M. Wiborgh, A. Bengtsson, ”Basis for criteria for exemption of decommissioning waste”, Kemakta, Report prepared for Swedish Radiation Protection Institute (SSI) under contract number P612.90, Stockholm February 1992
- [13] SFS 1998:808, Miljöbalken, Miljödepartementet,
<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>

- [14] B. Lönnerberg, "Rivningsstudie för Oskarshamn 3. Processutrustning", ABB Atom Rapport NM 94-627, 1994
- [15] S. Saishu et al (Nuclear Power Engineering Corp., Japan), T. Fukasawa et al (Hitachi, Japan), "Acid decontamination and recycling technology for decommissioning", Proceedings of the international conference "Safewaste 2000", p. 63-72, France 2000
- [16] H. Wille, H.O: Bertholdt, Siemens AG, "Recent Development in component and system decontamination", Proceedings of the international conference "Water Chemistry of nuclear reactor systems 5", p. 163-167, BNES, London, 1989
- [17] G. Hedin, B. Torstenfelt, J. Carlsson, "Teknik och kostnader för rivning av svenska kärnkraftverk", SKB Rapport R-00-18, Mars 2000
- [18] M. Ceuppens, Canberra Europe Service, "How in-Situ gamma spectroscopy can fulfil international regulations", Proceedings of 2. International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, p. 244-255, Hamburg, Nov 1999
- [19] B. Krebs, M. Franz, "Strategy for release measurements in nuclear facilities", Proceedings of 2. International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, p. 343-355, Hamburg, Nov 1999
- [20] RADOS RTM 642/644, Produktblad från RADOS
- [21] RADOS RTM 661, Produktblad från RADOS
- [22] BNFL Ion-Sens 208, Produktblad från BNFL Instruments
- [23] BNFL DrumScan LRGS, Produktblad från BNFL Instruments
- [24] BNFL DrumScan HRGS, Produktblad från BNFL Instruments
- [25] BNFL IonSens-Conveyor, Produktblad från BNFL Instruments
- [26] BNFL IonSens-Pipe, Produktblad från BNFL Instruments
- [27] BNFL RadScan 700, Produktblad från BNFL Instruments
- [28] BNFL DrumScan TGS, Produktblad från BNFL Instruments
- [29] R.D. Gunn, N.A. Troughton, BNFL Instruments Ltd, "A strategy for the unrestricted release of metallic scrap from decommissioned nuclear facilities, integrating quality planning with the effective use of non-destructive assay measurements", Proceedings of 2. International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, p. 217-227, Hamburg, Nov 1999
- [30] M. Iwatschenko-Borho, A. Gagel, C. Keller, R. Lin, ESM Eberlinge Instruments, "CCM – A new technique for an extremely selective Co-60 measurement", Proceedings of 2. International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, p. 234-243, Hamburg, Nov 1999

- [31] ESM Eberline Instruments, FHT 3031, <http://www.esm-online.de/sm/product/group3/FHT3031.htm>
- [32] ESM Eberline Instruments, FHT 3511, <http://www.esm-online.de/sm/product/group4/FHT3511.htm>
- [33] T. Streil, V. Oeser, SARAD GmbH, "New handheld alpha/beta spectroscopy systems for surface contamination monitoring", Proceedings of 2. International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, p.263-272, Hamburg, Nov 1999
- [34] SARAD MOD01-03 AS/BS400, http://www.sarad.de/Catalogue/spectroscopy_selection_guide/MOD01-03/1
- [35] H. Efraimsson, Å. Wiklund, "Clearance in connection with decommissioning of nuclear facilities – A Swedish regulator's view", Proceedings of 2. International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, p.137-144, Hamburg, Nov 1999
- [36] B. Ekström, "Redovisning av lagar och förordningar avseende rivning av Svenska Kärnkraftverk", Skanska AB, Skövde, Oktober 2002
- [37] A. Ekberg, B. Gustavsson, G. Hedin, "Rivningsstudie för Ågesta Kraftvärmeverk", Westinghouse Atom Rapport SEP 02-385, Västerås December 2002
- [38] SSI-beslut den 10 juni 2003 "Tillstånd till överlåtelse samt friklassning av göt", SSI Dnr 6221/1914/03, Stockholm
- [39] "Svensk Stålstatistik", Sammanställd av Jernkontoret, utgiven av Järnverksföreningen, Årshäfte 2002, Jernkontoret, Stockholm, www.jernkontoret.se, 2002

**2004:01 Further AMBER and Ecolego
Intercomparisons**

SKI nr 2004:05

SSI och SKI

**2004:02 Strengthening the Radiation Protec-
tion System in Cuba (SRPS – Cuba), A co-
operation project between Cuban and Swe-
dish institutions, February 2001–June 2003**

Avdelningen för avfall och miljö.

Rodolfo Avila, Carl-Magnus Larsson, Miguel Prendes

och Juan Tomás Zerquera 80 SEK

**2004:03 Friklassning av material från rivning
av kärntekniska anläggningar i Sverige – en
utredning om EU:s rekommenderade regler
är tillämpbara i Sverige**

Avdelningen för avfall och miljö.

Gunilla Hamrefors 210 SEK



STATENS STRÅLSKYDDSIINSTITUT, SSI, är central tillsynsmyndighet på strålskyddsområdet. Myndighetens verksamhetsidé är att verka för ett gott strålskydd för människor och miljö nu och i framtiden.

SSI är ansvarig myndighet för det av riksdagen beslutade miljömålet *Säker strålmiljö*.

SSI sätter gränser för stråldoser till allmänheten och för dem som arbetar med strålning, utfärdar föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs. Myndigheten inspekterar, informerar, utbildar och ger råd för att öka kunskaperna om strålning. SSI bedriver också egen forskning och stöder forskning vid universitet och högskolor.

SSI håller beredskap dygnet runt mot olyckor med strålning. En tidig varning om olyckor fås genom svenska och utländska mätstationer och genom internationella varnings- och informationssystem.

SSI medverkar i det internationella strålskydssamarbetet och bidrar därigenom till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland.

Myndigheten har idag ca 110 anställda och är belägen i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION AUTHORITY (SSI) is the government regulatory authority for radiation protection. Its task is to secure good radiation protection for people and the environment both today and in the future.

The Swedish parliament has appointed SSI to be in charge of the implementation of its environmental quality objective *Säker strålmiljö* ("A Safe Radiation Environment").

SSI sets radiation dose limits for the public and for workers exposed to radiation and regulates many other matters dealing with radiation. Compliance with the regulations is ensured through inspections.

SSI also provides information, education, and advice, carries out its own research and administers external research projects.

SSI maintains an around-the-clock preparedness for radiation accidents. Early warning is provided by Swedish and foreign monitoring stations and by international alarm and information systems.

The Authority collaborates with many national and international radiation protection endeavours. It actively supports the on-going improvements of radiation protection in Estonia, Latvia, Lithuania, and Russia.

SSI has about 110 employees and is located in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Address: Statens strålskyddsinstitut; S-17116 Stockholm;

Telefon: 08-729 71 00, Fax: 08-729 71 08

Address: Swedish Radiation Protection Authority;
SE-17116 Stockholm; Sweden

Telephone: + 46 8-729 71 00, Fax: + 46 8-729 71 08

www.ssi.se