



r

SSI Rapport

SSI report

2001:15 CELIA JONES OCH KARIN PERS

*Radioaktivt avfall från icke
tillståndsbunden verksamhet (RAKET)*

*– identifiering av aktuellt avfall, sammanställning av
relevanta regler och principer, förslag på system
för omhändertagande*



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

FÖRFATTARE/AUTHOR: Celia Jones och Karin Pers, Kemakta Konsult AB

AVDELNING/ DIVISION: Avfall och Miljö/ Department of Waste Management and Environmental Protection.

TITEL/TITLE: Radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet (RAKET) – identifiering av aktuellt avfall, sammanställning av relevanta regler och principer, förslag på system för omhändertagande/ Radioactive waste from non-licensed activities – identification of waste, compilation of principles and guidance, and proposed system for final management

SAMMANFATTNING: Idag saknas riktlinjer för hantering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet i Sverige. Resultat och information i bl.a. denna rapport kommer att ligga till grund för beslut om vidare arbete inom SSI med föreskrifter eller andra riktlinjer om hur aktuellt avfall bör hanteras eller slutförvaras.

I rapporten presenteras en inventering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet. I rapporten sammanfattas även befintliga regler och principer som tillämpas i Sverige – och internationellt – för hantering av radioaktivt och farligt avfall samt annat icke radioaktivt material. Baserat på genomgången av reglerna och principerna föreslås ett system för omhändertagande av radioaktivt material från icke tillståndsbunden verksamhet.

En modell redovisas, för uppskattning av stråldos till följd av utlakning av radionuklider från olika deponier. Modellen appliceras på några avfallstyper, bl.a. torvaska, blåbetong och lågaktivt avfall från en kärnteknisk anläggning.

SUMMARY: Presently national guidelines for the handling of radioactive waste from non-licensed activities are lacking in Sweden. Results and information presented in this report are intended to form a part of the basis for decisions on further work within the Swedish Radiation Protection Institute on regulations or other guidelines on final management and final disposal of this type of waste.

An inventory of radioactive waste from non-licensed activities is presented in the report. In addition, existing rules and principles used in Sweden – and internationally – on the handling of radioactive and toxic waste and non-radioactive material are summarized. Based on these rules and principles a system is suggested for the final management of radioactive material from non-licensed activities.

A model is shown for the estimation of dose as a consequence of leaching of radionuclides from different deposits. The model is applied on different types of waste, e.g. peat ashes, light concrete and low-level waste from a nuclear installation.

SSI rapport : 2001:15

juli 2001

ISSN 0282-4434

Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.

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



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Förord

Verksamheter som inte är tillståndspliktiga enligt strålskyddslagen kan ge upphov till radioaktivt avfall. I nuläget saknas generella riktlinjer för omhändertagande eller deponering av detta avfall, varför SSI har fått göra bedömningar om lämplig hantering från fall till fall utan stöd av ett övergripande system för riskbedömning. SSI har utgående från detta identifierat att myndigheten är i behov av ett riskbedömningssystem samt regler för hur dessa frågor ska hanteras.

Denna rapport syftar till att ta fram riktlinjer för hantering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet. Rapporten är avsedd att ligga till grund för beslut om vidare arbete inom SSI med föreskrifter eller andra riktlinjer för hur det aktuella avfallet bör hanteras, återanvändas eller slutförvaras.

Rapporten har författats av Celia Jones och Karin Pers, Kemakta Konsult AB, på uppdrag av Björn Hedberg, Avdelningen för avfall och miljö, Statens strålskyddsinstitut. Författarna svarar ensamma för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas som Statens strålskyddsinstituts ståndpunkt.

Läsanvisning till bilagorna

Till denna rapport hör sex bilagor. I dessa finns en hel del matnyttig information att hämta. För att underlätta för dig som läsare följer nedan en kort redovisning av respektive bilagas innehåll.

Bilaga A

SSI ville genom en enkät samla in uppgifter om hur radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet hanteras, transporteras, deponeras och slutförvaras i Sverige idag. I bilaga A redovisas de svar SSI fick på enkäten som har skickats till länsstyrelser, Studsvik, Forsmarks Kraftgrupp, större avfallsentreprenörer, branschorganisationer, företag inom stål- och skrotbranschen och ett urval av landets kommuner.

Bilaga B

Hur hanteras radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet i Sverige idag? Hur deponeras och slutförvaras det? I bilaga B finner du en detaljerad sammanställning över radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet. Det aktuella avfallet delas in i: restprodukter med naturligt förekommande radioaktivitet; förbränningsaskor; radioaktivt skrot; industriella komponenter och produkter; utarmat uran. (Avfall från forskning och utbildning samt från konsumentartiklar diskuteras inte.) För varje typ av material redovisas förekomst och nuvarande hantering.

Bilaga C

I bilaga C beskrivs i detalj de regler och principer som finns för hantering av radioaktivt material – både i Sverige och internationellt. Relevanta regler och principer inom strålskyddsområdet (strålskyddslagen, strålskyddsförordningen och SSI:s föreskrifter) tas upp och de gränsvärden som anges i respektive dokument sammanfattas. Lagen om kärnteknisk verksamhet redovisas tillsammans med de undantag från tillståndsprövning som finns för att bl.a. kunna förvärva, inneha, hantera, bearbeta och transformera material som innehåller vissa radionuklider.

De internationella regler och principer som tas upp i bilagan är bl.a. hämtade från EU, Kanada, Australien och IAEA.

Bilaga D

I bilaga D ges en översikt av ett urval av de regler och riskbedömningsystem som gäller för omhändertagande av restprodukter och avfall som innehåller hälso- och miljöfarliga ämnen. Här kan du läsa om EU:s direktiv om farligt avfall (som bl.a. räknar upp de egenskaper som gör att avfall klassificeras som farligt), samt jämföra EU-direktivet om deponering av avfall med Naturvårdsverkets förslag till förordning och föreskrifter om deponering av avfall. I bilagan har även en karakterisering av farligt avfall inkluderats (utvecklad av US Environmental Protection Agency), samt Kanadas förslag till nationella regler om farligt avfall.

Två riskbedömningsmetoder – från Danmark respektive Nederländerna – utvecklade för användning av sekundära material i anläggningsbyggande beskrivs och jämförs i bilagan.

Bilaga E

Kemakta har på uppdrag av SSI tagit fram en generell modell, med vars hjälp man kan beräkna exponering för radioaktivt material från icke tillståndsbunden verksamhet som lagts på deponi. Beräkningsmodellen består av en Excel-fil, med vars hjälp exponerings- och dosberäkningarna görs. Modellen behandlas ingående i kapitel 5, medan bilaga E beskriver de ekvationer som har använts.

Bilaga F

Exponerings- och dosberäkningar, gjorda i den ovan nämnda modellen, redovisas i kapitel 5. I bilaga F beskrivs de formler som har använts för att beräkna effektiv dos till enskilda personer.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	3
1 INLEDNING	6
1.1 BAKGRUND.....	6
1.2 SYFTEN OCH AVGRÄNSNINGAR.....	6
2 INVENTERING AV AKTUELLT AVFALL	8
2.1 RADIOAKTIVT AVFALL FRÅN ICKE TILLSTÅNDBUNDEN VERKSAMHET.....	8
2.1.1 Vad säger strålskyddsförordningen?.....	8
2.2 ENKÄT.....	8
2.3 EXEMPEL PÅ AVFALL.....	9
2.3.1 Restprodukter med naturligt förekommande radioaktivitet.....	9
2.3.2 Förbränningsaskor.....	9
2.3.3 Radioaktivt skrot.....	9
2.3.4 Industriella komponenter och produkter.....	10
2.3.5 Utarmat uran.....	11
2.3.6 Avfall från forskning och utbildning.....	11
2.3.7 Konsumentartiklar.....	11
3 SAMMANFATTNING AV RELEVANTA REGLER OCH PRINCIPER	12
3.1 INTRODUKTION.....	12
3.2 SYSTEM FÖR RISKBEDÖMNING.....	13
3.2.1 Undantagsnivåer.....	13
3.2.2 Gränsvärden för friklassning.....	13
3.2.3 Riktvärden för NORM som hanteras på arbetsplatsen.....	13
3.2.4 Bedömning av risker vid deponering av avfall.....	13
3.2.5 Bedömning av risker från förorenad mark.....	14
3.3 RISKBEDÖMNINGSSYSTEMENS BESTÅNDSDELAR.....	14
3.3.1 Karakterisering av material.....	14
3.3.2 Utsläpp till miljön.....	15
3.3.3 Transport till recipienten.....	16
3.3.4 Exponeringsmodeller.....	17
3.3.5 Definition av scenarier.....	18
3.3.6 Hälsorisker.....	19
3.3.7 Övrigt.....	20
4 FÖRSLAG PÅ SYSTEM FÖR OMHÄNDERTAGANDE	21
4.1 INLEDNING.....	21
4.2 FÖRESLAGNA ALTERNATIV FÖR OMHÄNDERTAGANDE.....	21
4.3 SAMMANFATTNING AV RELEVANTA REGLER OCH PRINCIPER.....	23
4.4 ALTERNATIV – FRI ANVÄNDNING.....	23
4.4.1 Sammanfattning av befintliga regler och principer.....	23
4.4.2 Förslag.....	23
4.4.3 Exempel.....	24
4.5 ALTERNATIV – VILLKORAD ANVÄNDNING.....	24

4.5.1	Sammanfattning av befintliga regler och principer	24
4.5.2	Förslag	25
4.6	ALTERNATIV – DEPONERING PÅ YTDEPONI	25
4.6.1	Sammanfattning av befintliga regler och principer	25
4.6.2	Förslag	26
4.7	FÖRSLAG TILL METOD FÖR UPPSKATTNING AV RISKER FÖRKNIPPADE MED UTLAKNING AV RADIONUKLIDER FRÅN AVFALL I EN YTDEPONI	29
4.7.1	Utlakning från avfall i ytdeponin	29
4.7.2	Transport av radionuklider från ytdeponin genom den geologiska barriären	30
4.7.3	Transport av radionuklider från den geologiska barriärens yttre gräns till recipienten	30
4.7.4	Exponering av allmänheten	30
4.7.5	Total mängd avfall	31
4.8	ALTERNATIV – OMHÄNDERTAGANDE PÅ MOTSVARANDE SÄTT SOM LÅGAKTIVT AVFALL FRÅN KÄRNTEKNISK ANLÄGGNING	31
5	MALL FÖR BERÄKNING AV EXPONERING FRÅN AVSLUTAD DEPONI	32
5.1	UTSLÄPP FRÅN GEOLOGISK BARRIÄR	32
5.1.1	Ytdeponi	32
5.1.2	Geologisk barriär	33
5.2	RADIONUKLIDKONCENTRATION I RECIPIENT	34
5.2.1	Koncentration i brunnsvatten	34
5.2.2	Koncentration i ytvatten	35
5.2.3	Koncentration i jord	35
5.3	EXPONERINGS- OCH DOSBERÄKNINGAR	36
5.3.1	Exponeringsvägar	36
5.3.2	Dosberäkningar	38
5.4	BERÄKNINGAR MED BERÄKNINGSMODELLEN	38
6	DOS FRÅN YTDEPONI – BERÄKNINGSEXEMPEL	42
6.1	TRÄDBRÄNSLEASKA	42
6.2	TORVASKA	44
6.3	BLÅBETONG	48
6.4	KERAMISKT TEGEL	50
6.5	KONTAMINERADE JÄRNPLÅTAR	52
6.6	SAMMANFATTNING AV BERÄKNINGARNA	53
6.7	AVFALL FRÅN KÄRNTEKNISK ANLÄGGNING	53
7	REFERENSER	55

BILAGOR

- A Enkät och svar
- B Identifierat avfall – SSI:s underlag
- C Regler och principer för radioaktivt material
- D Regler och principer för farligt avfall, deponier, sekundära material och förorenad mark
- E Advektiv-dispersiv transportmodell
- F Exponering och dos

Sammanfattning

Denna studie har genomförts av Kemakta Konsult AB inom ramen av SSI:s projekt RAKET. Syftet med RAKET är att ta fram riktlinjer för hantering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet. SSI är i behov av att utveckla ett system eller regler för hur man ska hantera dessa frågor. Resultat och information i denna rapport är avsedda att ligga till grund för beslut om vidare arbete inom SSI med föreskrifter eller andra riktlinjer om hur aktuellt avfall bör hanteras eller slutförvaras. Studien har omfattat följande moment:

- inventering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet
- inventering av existerande regelsystem för radioaktivt och annat farligt avfall
- förslag på system för omhändertagande av radioaktivt material från icke tillståndsbunden verksamhet i Sverige
- framtagande av en modell för beräkning av utsläpp av radionuklider och därav följande stråldoser från deponering av radioaktivt avfall på ytdeponier.

Inventeringen av radioaktivt avfall baseras på SSI:s kännedom om aktuellt avfall samt en enkät som skickats till bl.a. länsstyrelsernas miljöenheter, Studsvik, Forsmarks Kraftgrupp, större avfallsentreprenörer och branschorganisationer, företag inom stål- och skrotbranschen samt till ett urval av landets kommuner. Svaren på enkäten har inte tillfört någon väsentlig ny information utöver vad som redan varit känt. Man kan därför dra slutsatsen att SSI har god kunskap om aktuellt avfall.

Befintliga regler och principer som tillämpas i Sverige och internationellt för hantering av radioaktivt och farligt avfall samt annat icke radioaktivt material har sammanfattats. Dessa regler och principer bygger på olika typer av riskbedömningssystem som används t.ex. vid framtagning av undantagsnivåer och gränsvärden för friklassning, eller vid val av deponeringsmetod. De flesta av dessa riskbedömningssystem innehåller följande steg:

- karakterisering av material med avseende på innehåll av farliga ämnen
- karakterisering av material med hänsyn till tillgängligheten av farliga ämnen
- bedömning/beräkning av spridning av farliga ämnen från materialet
- uppskattning av transporten av farliga ämnen till någon recipient
- identifiering av exponeringsvägar och kvantifiering av exponering av människor för farliga ämnen
- bedömning av hälsoeffekter förknippade med exponering
- riskvärdering.

Ett **system för omhändertagande** av radioaktivt material från icke tillståndsbunden verksamhet föreslås, baserat på genomgången av reglerna och principerna. De alternativ för omhändertagande som Kemakta rekommenderar är:

- fri användning
- villkorad användning
- deponering
- omhändertagande på motsvarande sätt som lågaktivt radioaktivt avfall från kärnteknisk anläggning.

Fri användning av materialet kan ske om aktiviteten i materialet är så låg att detta kan användas utan restriktioner. Kemakta rekommenderar att man i nuläget använder de undantagsnivåer som ges i EU:s Basic Safety Standards (EU BSS) vid bedömningen om ett material kan användas fritt¹. Dessa nivåer avser total aktivitet (Bq) eller aktivitetskoncentration (Bq/kg). Ett exempel på exponeringsscenarioer som inte beaktas i EU BSS är långvarig exponering från återvunnet material. I denna rapport ges inget nytt förslag till beräkningssystem för framtagning av gränsvärden för fri materialanvändning.

Villkorad användning innebär att materialet har så låg aktivitet att det kan återanvändas med vissa restriktioner. Restriktionerna kan vara relaterade till materialets användningsområde, dvs. materialet återanvänds på ett sådant sätt att exponeringen begränsas. De kan också innebära att man föreskriver åtgärder som syftar till att minska aktiviteten, t.ex. dekontaminering eller lagring under en viss tid för att aktiviteten ska avklinga. Villkoren kommer att vara mycket avfalls-specifika och ett bedömningssystem för villkorad användning måste därför inkludera ett mycket stort antal ändamåls- och/eller exponeringsscenarioer.

Material som är för aktivt för att återanvändas bör *deponeras*. Detta kan ske på en ytdeponi om aktivitetsinnehållet är tillräckligt lågt. Regler för deponering av avfall har givits ut av bl.a. EU och Naturvårdsverket. Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter är i de flesta avseenden en tillämpning av EU-reglerna. Båda regelsystemen definierar tre deponiklasser med olika barriäregenskaper:

Klass	EU:s definition	Naturvårdsverkets definition
Klass 1-deponi	farligt avfall	för avfall med egenskaper som innebär hög föroreningspotential
Klass 2-deponi	icke farligt avfall	för avfall med egenskaper som innebär måttlig föroreningspotential
Klass 3-deponi	inert avfall	för avfall med egenskaper som innebär låg föroreningspotential

Kemakta föreslår att ett system för bedömning av radiologiska risker, som är förknippade med deponering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet, grundas på dessa deponiklasser.

Om avfallet av strålskyddsskäl inte kan deponeras på en ytdeponi måste materialet omhändertas på annat sätt. Då krävs ytterligare barriärer som isolerar, fördröjer och på så sätt späder ut utsläppet av radionuklider till recipienten. Detta skulle kunna innebära att materialet *omhändertas på motsvarande sätt som lågaktivt radioaktivt avfall från kärnteknisk anläggning*.

I rapporten redovisas en **mall för uppskattning av stråldos** till följd av utlakning av radionuklider från var och en av de tre deponiklasserna. En förutsättning för att tillämpa mallen och de exponeringsscenarioer som beaktas i denna är antaganden om att allmänhetens tillträde till ytdeponin begränsas genom administrativ kontroll. Detta säkerställer att allmänheten inte exponeras för direkt strålning eller radon från avfallet. I mallen beräknas stråldos utgående från deponiklassen och lakbarheten hos materialet i ytdeponin. Tiden för radionukliderna att nå en skyddsvärd recipient specificeras i definitionen av deponiklasserna.

¹ Efter att denna rapport skrevs infördes dessa undantagsnivåer i strålskyddsförordningen, SSI FS 1988:293 från och med 2000-12-01 då ändringar till och med SFS 2000:809 infördes.

Recipienter som bedöms bidra till exponeringen är:

- brunn med litet vattenuttag
- brunn med stort vattenuttag
- ytvatten
- mark som bevattnas med vatten från brunn med stort vattenuttag.

De exponeringsvägar som har inkluderats i mallen sammanfattas i tabellen nedan.

Exponeringsvägar	Recipienter			
	Brunn med litet uttag	Brunn med stort uttag	Ytvatten	Mark som bevattnas med vatten från brunn med stort uttag
Intag av dricksvatten	X	X	X	
Intag av fisk			X	
Oralt intag av jord				X
Intag av jordbruksprodukter (rotsaker, grönsaker, mjölk och kött)				X
Inandning av damm				X
Extern exponering				X

En beräkningsmodell har tagits fram, som följer den mall som föreslås för beräkning av exponering och dos från utlakning av radionuklider från en ytdeponi. Modellen har formen av ett kalkylblad i programmet Excel. Resultaten presenteras som årligt utsläpp från ytdeponins geologiska barriär (Bq/år) och årlig individdos (Sv/år) som funktion av tiden.

Denna första version av beräkningsmodellen är ett exempel och ska betraktas som preliminär. Bland annat innehåller modellen i sin nuvarande form ett antal preliminära parametervärden som bör gås igenom och eventuellt revideras.

Modellen behöver också vidareutvecklas med avseende på t.ex. hantering av kedjesönderfall inklusive radonavgång från deponin och dricksvatten samt exponering av arbetstagare på ytdeponin.

Beräkningsmodellen har applicerats på några exempel av avfallstyper: aska från träddränsle, torvaska, blåbetong, keramiskt tegel och metallplåtar. Om man utgår från en dosgräns på 10 µSv/år till kritisk grupp kan exempelavfallen läggas på ytdeponier enligt följande:

- aska från vedeldning kan läggas på klass 1-deponi
- torvaska kan läggas på klass 2-deponi
- övriga identifierade avfallstyper kan läggas på klass 3-deponi.

Som jämförelse har beräkningar gjorts för lågaktivt avfall från en kärnteknisk anläggning (slam samt kontaminerat avfall). Beräkningarna visar att båda typerna av avfall kan läggas på klass 2-deponi.

I Inledning

I.1 Bakgrund

Verksamheter som inte är tillståndspliktiga enligt strålskyddslagen kan ge upphov till radioaktivt avfall. I nuläget saknas generella riktlinjer för omhändertagande eller deponering av detta avfall, varför SSI har fått bedöma om lämplig hantering från fall till fall, utan stöd av ett övergripande system för riskbedömning. SSI anser, utgående från detta, att man är i behov av ett riskbedömningssystem samt regler för hur dessa frågor ska hanteras.

Denna rapport har tagits fram inom SSI:s projekt RAKET, som syftar till att ta fram riktlinjer för hantering av radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet. Rapporten är avsedd att ligga till grund för beslut om vidare arbete inom SSI med föreskrifter eller andra riktlinjer för hur det aktuella avfallet bör hanteras, återanvändas eller slutförvaras.

I.2 Syfte och avgränsningar

Syftet med denna rapport är att:

- Sammanställa aktuell hantering av ärenden som SSI har haft de senaste åren och att genom en enkät undersöka om länsstyrelser, kommuner, avfallsentreprenörer och branschorganisationer etc., kommit i kontakt med radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet. Avsikten är att identifiera avfallstyper, inte att kvantifiera förekomsten av dessa.
- Sammanställa regler och principer som kan vara relevanta för aktuellt avfall. Information har samlats om farligt avfall, radioaktivt material, förorenad mark och produkter av återvunnet material. Syftet är att få en omfattande sammanställning av system för riskbedömning som tillämpas på dessa områden, inklusive strålskyddslagen, strålskyddsförordningen, lagen och förordningen om kärnteknisk verksamhet samt SSI:s föreskrifter.
- Föreslå ett system för hantering av materialet med avseende på hur det ska omhändertas samt visa hur systemet kan tillämpas på några exempel.
- Ta fram en mall för att bedöma den radiologiska risken för människor vid utlakning av radionuklider från olika avfall i de tre deponiklasser som ingår i såväl EU:s som Naturvårdsverkets regler. Deponering kommer förmodligen att vara en viktig metod för omhändertagande av mycket av avfallet. Med hänsyn till EU-direktivet om deponering och Naturvårdsverkets förslag på tillämpning av detta, har SSI haft önskemål om att utreda kriterier för mottagning av aktuellt avfall på ytdeponi. En beräkningsmodell i formen av ett kalkylblad i programmet Excel har utvecklats från den framtagna mallen.

Ett antal avgränsningar har gjorts inom projektet, varav några är värda att nämna:

- Det finns ett mycket stort antal relevanta riskbedömningssystem. Ett flertal av dessa system är snarlika. Därför har ett urval gjorts av system som representerar olika sätt att hantera frågeställningar. En begränsning har varit tillgängligheten av information. Regelverket om hantering och klassning av kemiska produkter har inte inkluderats eftersom fokuseringen är på avfall i denna rapport.
- De förslag på omhändertagande som diskuteras i denna rapport avser endast att ge skydd mot exponering för joniserande strålning. Många radioaktiva ämnen är även kemotoxiska, t.ex. uran. Materialet kan också innehålla andra kemiska ämnen som är toxiska. I dessa fall

kan det krävas att materialet hanteras som farligt avfall även om strålskyddshänsyn inte ställer några särskilda krav på åtgärder. Denna aspekt diskuteras inte i rapporten.

- Rapporten fokuserar på slutligt omhändertagande vilket innebär att strålskyddsfrågor i samband med transporter och hantering inte berörs.
- Rapporten tar bara hänsyn till hälsoeffekter hos människor från exponering av joniserande strålning. Skydd av flora och fauna berörs inte.
- I uppdraget ingår inte att beräkna kollektivdos. Endast individdos till medlemmar av kritiska grupper ligger till grund för de riskbedömningar som har gjorts.

2 Inventering av aktuellt avfall

2.1 Radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet

I detta kapitel ges en sammanställning av aktuellt avfall. Inventeringen baseras i huvudsak på SSI:s kunskap och de förfrågningar SSI har fått under de senaste åren. Dessutom har en enkät sammanställts och skickats ut till bl.a. länsstyrelsernas miljöenheter, Studsvik, Forsmarks Kraftgrupp, större avfallsentreprenörer, branschorganisationer, företag inom stål- och skrotbranschen och ett urval av landets kommuner. Inventeringen av avfall omfattar inte en kvantifiering av vare sig befintliga eller fallande avfallsmängder, utan syftet har enbart varit att ge exempel på aktuellt avfall. Kvantitativ information kommer på sikt att vara viktig, eftersom de totala mängderna är av stort intresse när avfallet ska deponeras eller tas om hand på annat sätt.

2.1.1 VAD SÄGER STRÅLSKYDDSFÖRORDNINGEN?

Strålskyddslagen innehåller generella bestämmelser som definierar tillståndspliktig verksamhet, skyldigheter för den som bedriver verksamhet med strålning m.m. Tillstånd krävs för innehav och hantering av radioaktiva ämnen, och för tekniska anordningar som kan ge upphov till joniserande strålning.

Strålskyddsförordningen sätter gränserna för vad som definieras som "radioaktiva" ämnen. Enligt strålskyddsförordningen (1988:293)² finns undantag från vissa bestämmelser i strålskyddslagen (1988:220)².

2.2 Enkät

En enkät har skickats ut till länsstyrelsernas miljöenheter, Studsvik, Forsmarks Kraftgrupp, större avfallsentreprenörer, branschorganisationer, företag inom stål- och skrotbranschen och ett urval av landets kommuner. Avsikten har varit att samla in uppgifter om huruvida aktuellt avfall hanteras, transporteras, deponeras eller slutförvaras i deras verksamhet. Eller om de har fått förfrågningar eller på annat sätt kommit i kontakt med något som berör aktuellt avfall.

Enkäten och svaren på densamma finns sammanställda i bilaga A. Svaren visar att de flesta av länsstyrelserna och av de tillfrågade kommunerna inte varit i kontakt med avfall, eller frågor som rör avfall, av aktuell typ. Övriga tillfrågade uppgav att i de fall det varit aktuellt med avfall av efterfrågad typ, har kontakt som regel tagits med SSI eller Studsvik RadWaste.

Det framgår av enkäten att företagen i skrot- och stålbranschen liksom inom elektronikåtervinningsbranschen är medvetna om problematiken kring radioaktiva material. De har ofta mätutrustning för att upptäcka radioaktivt material och rutiner för hur detta ska hanteras. Materialet återsänds antingen till leverantören eller skickas till Studsvik RadWaste för omhändertagande.

Eftersom svaren på enkäten inte utgör några överraskningar kan man dra slutsatsen att SSI har god kunskap om det avfall av aktuell typ som finns. Inga exempel på avfall har kunnat identifieras som man på SSI inte tidigare varit medveten om.

² Efter att denna rapport skrevs har strålskyddslagen uppdaterats med ändringar t.o.m. SFS 2000:264 och strålskyddsförordningen med ändringar t.o.m. SFS 2000:809. Vid uppdateringen har bl.a. undantagsnivåer angivna av EU BSS införts. Undantagsnivåerna är således radionuklidspecifika.

2.3 Exempel på avfall

Nedan ges en kort sammanställning av exempel på aktuellt avfall som SSI har identifierat via bl.a. förfrågningar som de har fått under de senaste åren. I bilaga B finns en mer detaljerad sammanställning. Följande typer av avfall ingår:

- restprodukter med naturligt förekommande radioaktivitet
- förbränningsaskor
- radioaktivt skrot
- industriella komponenter och produkter
- utarmat uran
- avfall från forskning och utbildning
- konsumentartiklar.

2.3.1 RESTPRODUKTER MED NATURLIGT FÖREKOMMANDE RADIOAKTIVITET

Ett antal radionuklider förekommer naturligt. De har antingen så lång halveringstid att de finns kvar sedan vår planet bildades, som uran och torium, eller så är de dotternuklider till dessa. Således finns både naturliga material, industriprodukter och restprodukter som innehåller naturligt förekommande nuklider i sådana mängder och koncentrationer att de kan fordra restriktioner. Exempel på material som förekommer i stora volymer är restprodukter från metallutvinning, fosfatindustrin, brytning av alunskiffer och rivning av blåbetongbyggnader. Ett annat exempel är de relativt stora volymer zirkonsand som används inom gjuteriindustrin och vid blästring. Dessutom förekommer metallskrot med beläggningar som innehåller naturlig radioaktivitet.

2.3.2 FÖRBRÄNNINGSASKOR

Förbränningsaskor innehåller naturlig radioaktivitet och radioaktivitet till följd av olyckan i Tjernobyl och kärnvapenprov på 1960-talet. Det radioaktiva innehållet i askorna kan i vissa fall vara avsevärt.

I Sverige bryts ca 3,5 miljoner m³ torv för förbränning som utgör bränsle, helt eller delvis, i ett 40-tal värmeverk. Halterna av naturligt förekommande nuklider i torven beror på förekomsten av desamma i omgivande berggrund, deras löslighet i vatten och på vilket sätt torvmarken får sin vattenförsörjning. I ett stort antal myrar i Sverige har uranhaltarna analyserats. I en studie analyserades halterna i torvmossor (Wijk och Jensen 1990). Medelvärdet på uranhalt i inskade torvprov var ca 1 000 Bq/kg medan maxvärdet i ett prov var 90 000 Bq/kg. Det finns exempel på askor där betydligt högre halter uppmätts.

Vid förbränning av biobränslen koncentreras framför allt Cs-137 i restprodukterna. Varje år produceras 100 000 ton trädbränsleaska, av dessa uppskattas mellan 300 och 700 ton ha en cesiumhalt som överstiger 5 000 Bq/kg. Cesiumhalter på 20 000 Bq/kg har uppmätts i aska från Gävletrakten.

2.3.3 RADIOAKTIVT SKROT

Metallskrot kan innehålla radioaktivitet av flera anledningar:

- *Föroreningar*, materialet har varit i kontakt med t.ex. radioaktiva pulver, lösningar eller gaser som har förorenat ytan eller trängt in i porer och sprickor.
- *Aktivering*, materialet har exponerats för neutronstrålning.

- *Strålkällor*, metallskrot som innehåller utrustning eller instrument med en strålkälla, t.ex. nivåvakter, brandvarnare, fuktighetsmätare och medicinsk utrustning.
- Material med naturligt förekommande aktivitet (NORM), t.ex. som *beläggningar*.

Förorening av metallskrot med radioaktiva ämnen kan ske vid kärntekniska anläggningar. Metaller som blivit utsatta för kraftig bestrålning av t.ex. neutroner i en kärnreaktor eller accelerator kan ändra egenskaper och bli radioaktiva. De bildade radionukliderna ligger inbäddade i materialet. I Sverige är kontrollen av material som förs ut från kärntekniska anläggningar mycket noggrann och det är inte troligt att sådant material okontrollerat säljs som skrot. Däremot kan material tänkas komma från anläggningar i utlandet.

Metallskrot som innehåller strålkällor utgör ett problem. Orsaken till detta är att strålkällor i normal användning är kraftigt skärmade och därför avger mycket lite strålning. Det innebär att de kan vara mycket svåra att upptäcka. Strålkällor används inom industri, forskning och sjukvård för ett stort antal syften, t.ex. materialkontroller, radiografi och terapi. Små strålkällor finns i vissa konsumentprodukter, t.ex. brandvarnare och mörkersikten.

Skrot som tidigare använts i gas- eller oljeindustrin, vid vattenrening etc., och på så sätt kommit i kontakt med vätskor eller gaser som innehåller naturlig radioaktivitet, kan ha radioaktiva beläggningar.

De flesta företagen i skrot- och stålbranschen är medvetna om problematiken kring radioaktiva material. De har ofta mätutrustning för att upptäcka radioaktivt material och rutiner för hur detta ska hanteras. Dessutom har tullen på många platser enklare mätutrustning för att kunna upptäcka radioaktivitet i importerat skrot innan det förs in i landet.

I Sverige har man på senare år vid två tillfällen råkat ut för att strålkällor följt med skrot som vid nedsmältning smittat göt. I det ena fallet blev en Ir-192-strålkälla på cirka 9 GBq nedsmält i 98 ton göt. Vid ett annat tillfälle smältes en Co-60-strålkälla på 100 MBq i drygt 100 ton göt. Eftersom radionukliderna i båda fallen har relativt korta halveringstider så kunde materialen återanvändas efter en tids lagring.

Beläggningar på skrot som innehåller antingen naturlig radioaktivitet eller radioaktivitet till följd av Tjernobylyolyckan har förekommit vid flera tillfällen: skrotade metallrör, en riven sodapanna från Gävletrakten, en fläkthuskåpa från Sandvikenområdet, ett motorhus från Hallstavsområdet.

2.3.4 INDUSTRIELLA KOMPONENTER OCH PRODUKTER

Avfall som innehåller radioaktiva ämnen, ofta med låg aktivitet, produceras inom ett stort antal områden, bl.a. inom industrin, medicin, forskning och undervisning samt inom försvarsmakten.

Strålkällor används i ett stort antal syften, t.ex. materialkontroll, fuktighets- och densitetsmätningar, nivåvakter, rökdetektorer, sterilisering, radiografi och terapi.

I olika elektroniska och elektriska utrustningar förekommer radioaktiva ämnen, t.ex. högspänningsbrytare, säkringar, mottagarskydd och överspänningsavledare. Radioaktiva preparat används bland annat för att säkerställa de elektriska egenskaperna och därmed skyddsfunktionen. I laboratorieutrustningar, t.ex. vågar, används radium eller polonium vars alfastrålning utnyttjas för att eliminera statiska fält.

Utrustning i form av gradskivor, kikarsikten, varvräknare och klockor som används i mörker kan innehålla lysfärg med radium eller tritium. Tritium förekommer också i s.k. tritiumljus, vilka används i bland annat militär utrustning.

Uran och torium används också som rena metaller eller legeringar för vissa ändamål. Torium används för beläggning av wolframtråd och för framställning av högeldfast material (deglar, värmebeständig optik, glödlampor och lysrör). Det används även i vissa svetselktroder och förekommer i linser i bl.a. optiska instrument. Ytterligare användningsområden för uran beskrivs i avsnitt 2.3.5.

2.3.5 UTARMAT URAN

Utarmat uran är en biprodukt från tillverkning av kärnbränsle vilket anrikas på den klyvbara isotopen U-235. Halten av U-235 är lägre än i naturligt uran. Det utarmade uranet har mycket hög densitet och används bl.a. som motvikt eller ballast i flygplan, som strålskärmar och i vapen och ammunition. Stora mängder utarmat uran finns i omlopp, i Sverige förvaras det i huvudsak hos Studsvik.

2.3.6 AVFALL FRÅN FORSKNING OCH UTBILDNING

Radioaktiva kemikalier används på laboratorier inom industri, utbildning och forskning, dock oftast i små mängder. Exempel på kemikalier är uranylacetat, urandioxid och andra salter. De totala mängderna bedöms vara begränsade, SSI uppskattar mängden till totalt några tiotal kilo. Aktiviteten bedöms röra sig i intervallet 10 kBq/kg–80 MBq/kg.

2.3.7 KONSUMENTARTIKLAR

Det förekommer konsumentartiklar som innehåller radioaktiva ämnen. Urandioxid blandas i färg för att ge lyster åt bland annat smycken, konstverk och keramiska produkter, t.ex. kakel. Tidigare förekom uran också i porslin och glas. Uranhalter på upp till 400 Bq/g har uppmätts i konsumentartiklar.

Torium kan förekomma i kameralinser och radium- respektive tritiumfärg i klockor och liknande. Brandvarnare för hemmabruk innehåller americium.

3 Sammanfattning av relevanta regler och principer

3.1 Introduktion

Detta avsnitt ger en översikt av regler, principer och system för riskbedömning som tillämpas eller utvecklas inom områden som är relevanta för, men inte direkt relaterade till, omhändertagande av icke reglerat radioaktivt avfall. Inga system, direkt relaterade till omhändertagande av icke reglerat avfall, har påträffats i litteraturen.

Sammanfattningen omfattar system som gäller för hantering av radioaktiva material samt omhändertagande av radioaktivt eller annat förorenat material. Systemen, som listas i tabell 3.1, beskrivs i detalj i bilagorna C och D. I bilaga C sammanfattas relevanta regler och principer inom strålskyddsområdet. Bilaga D ger en översikt av ett urval av de regler och riskbedömningssystem som gäller för omhändertagande av restprodukter och avfall som innehåller hälso- och miljöfarliga ämnen.

Tabell 3-1 Regler, principer och riskbedömningssystem som beaktats.

Bilaga	System	Referens
C	Lagar, förordningar, föreskrifter och policydokument från SSI	SFS 1988:293 SSI FS 1983:7 SSI FS 1991:5 SSI FS 1996:2 SSI FS 1998:1 SSI FS 1992:1 SSI FS 1992:4 SSI FS 1994:3 SSI, 1999 (Dnr 822/504/99) SSI, 2000 (Dnr 822/172/00)
	Lagen och förordningen om kärnteknisk verksamhet	SFS 1984:3 SFS 1984:14
	EU Basic Safety Standards (EU BSS)	EG 1996 (96/29/EURATOM)
	Undantagsnivåer	EC 1993 (Radiation Protection 65) EC 1999a (Radiation Protection 107) AECB 1999 (Kanada)
	Friklassning	IAEA 1996b och 1998 AECB 1999 (Kanada) Elert et al 1992a, 1992b (SSI)
	Mottagningskriterier	IAEA 1999a och 1999b NHMRC Codes of Practice 1985 och 1992 (Australien)
	NORM på arbetsplatser	EC 1999 (Radiation Protection 95)
	D	Deponeringsdirektiv
Naturvårdsverkets föreskrifter samt förordning om deponering av avfall		Naturvårdsverket 2000 (underhandsremiss)
Direktiv om farligt avfall		EG 1991 (91/689/EEC)
Karakterisering av farligt avfall		USEPA (40 CFR: Part 261, uppdaterad 1999)
Förslag till reglering för farligt avfall		CCME 2000 (Kanada)
Användning av sekundära material i anläggningsbyggande		Miljöstyrelsen 1998 (Danmark) RIVM 1996 (Nederländerna)
Förorenad mark		Naturvårdsverket 1996 Naturvårdsverket/SPI 1999

3.2 System för riskbedömning

Olika riskbedömningssystem, vilka sammanfattas nedan, har tagits fram för olika ändamål. Relevansen av dessa system för omhändertagande av icke reglerat avfall diskuteras i kapitel 4.

3.2.1 UNDANTAGSNIVÅER

Undantagsnivåer är aktivitetsgränser, t.ex. koncentration eller total aktivitet. Verksamheter som hanterar material med aktivitet som underskrider dessa gränser undantas från myndighetskontroll, t.ex. från tillståndsplikt (AECB 1999) eller från rapporteringskrav enligt EU BSS för radioaktivt material.

3.2.2 GRÄNSVÄRDEN FÖR FRIKLASSNING

Gränsvärden för friklassning används för att kunna frisläppa material från myndighetskontroll, dvs. material som tidigare har varit under kontroll av strålskyddsmyndigheter underkastas inte längre någon myndighetskontroll. Materialet kan friklassas helt, utan begränsningar vad gäller framtida användning eller omhändertagande. Friklassning kan även vara villkorlig, dvs. materialet kan endast användas för specificerat ändamål eller omhändertagande (t.ex. SSI FS 1996:2). Många friklassningssystem gäller material från kärntekniska anläggningar (SSI FS 1996:2, IAEA 1996b, NUREG 1998). IAEA (1998) har också tagit fram ett friklassningssystem för radioaktivt material som förekommer inom verksamheterna medicin, industri och forskning.

US Environmental Protection Agency (USEPA) har utvecklat ett system för friklassning av avfall från reglering som farligt avfall. Friklassningen baseras på omhändertagande av avfallet vid vanliga avfallsanläggningar.

Bedömning av risker vid återanvändning av sekundära material i anläggningsarbete kan betraktas som villkorlig friklassning (med utpekande användning). System har utvecklats i Danmark och Nederländerna för material (t.ex. slagg och aska) som innehåller farliga ämnen (främst metaller) och som ska betraktas som avfall om det inte kan återanvändas.

3.2.3 RIKTVÄRDEN FÖR NORM SOM HANTERAS PÅ ARBETSPLATSER

Riktvärden för naturligt förekommande radioaktiva material (NORM) som hanteras på arbetsplatser har tagits fram för att identifiera de material som kan leda till radiologiska effekter hos arbetstagarna (EC 1999b).

3.2.4 BEDÖMNING AV RISKER VID DEPONERING AV AVFALL

System för deponering av avfall har utvecklats för att ta fram:

- krav på utformning eller funktion hos en ytdeponi
- kriterier för utsläpp från en ytdeponi
- kriterier för mottagande av avfall.

System har utvecklats både för radioaktivt avfall (t.ex. IAEA 1996b, 1998, 1999a, 1999b, NCRP 1999 och Australien NHMRC 1985, 1992) och för farligt avfall (t.ex. USEPA 1999a, 1999b och Kanada CCME 2000). Dessutom har delar av ett system utarbetats och beskrivits i EU:s deponeringsdirektiv 1999/31/EG, vilket kommer att tillämpas i Sverige enligt Naturvårdsverkets förslag till förordning och föreskrifter (Naturvårdsverket 2000).

Kriterier för identifiering av farligt avfall, t.ex. EU-direktivet om farligt avfall (91/689/EEC) och USEPA (40 CFR Part 261), är kopplade till riskbedömningssystem för farligt avfall.

3.2.5 BEDÖMNING AV RISKER FRÅN FÖRORENAD MARK

Flera system har utvecklats för att bedöma risker förknippade med exponering för förorenade markområden. Dessa system tar hänsyn till transportprocesser och exponeringsvägar som kan vara relevanta också för bedömningen av risker förknippade med omhändertagande av avfall.

3.3 Riskbedömningssystemens beståndsdelar

De flesta system som studerats gäller för framtagning av gränsvärden eller riktvärden för olika material som kommer att hanteras på ett bestämt sätt. System för framtagning av riktvärden, dvs. halter av farliga ämnen i material, utgår från en bestämd acceptabel risk utifrån vilken en motsvarande halt i materialet beräknas. För radioaktivt material brukar den acceptabla risken uttryckas som en dosgräns. Många av systemen (vilka beskrivs i bilagorna C och D) har gemensamma beståndsdelar:

- Karakterisering av material med avseende på innehållet av farliga ämnen samt andra egenskaper.
- Karakterisering av material med hänsyn till tillgängligheten av farliga ämnen (t.ex. lakbarheten, spridningsbenägenhet).
- Utsläpp av farliga ämnen från materialet, t.ex. lakning från konstruktion för omhändertagande (en ytdeponi eller en anläggning där materialet använts som fyllnadsmaterial), damning från material i lager, lakning från föremål där återvunnet material används. Spridningen är mycket specifik för användningen eller omhändertagandet och därför måste ett stort antal scenarier – vilka representerar olika sätt att använda materialet och olika förhållanden på arbetsplatser och i olika miljöer – inkluderas.
- Transport av farliga ämnen till recipienter där exponering av människor sker.
- Identifiering av exponeringsvägar och kvantifiering av exponering av människor för farliga ämnen.
- Bedömning av hälsorisker förknippade med exponering.
- Riskvärdering.

Grunden för varje system är en rad antaganden som rör en eller flera av dessa beståndsdelar. Endast en begränsad andel av tänkbara alternativ kan beaktas i ett system. De kombinationer av alternativ som beaktas betecknas ofta *scenarier*. Dessa definieras utifrån en tänkt användning eller ett tänkt omhändertagande av materialet. Baserat på materialets egenskaper samt uppträddande i miljön, definieras de grupper av människor som kan komma att exponeras via olika exponeringsvägar. Vissa utvärderingssystem beaktar också sannolikheten för olika slag av exponering, medan andra utgår från att exponering kommer att ske. Några system tar hänsyn till förändringar i tiden. Scenariodefinition utgör en beståndsdel av utvärderingssystemen. En generell beskrivning av olika beståndsdelar i systemen följer nedan.

3.3.1 KARAKTERISERING AV MATERIAL

Karakterisering med avseende på materialets egenskaper

I många system identifieras farligt avfall med hjälp av listor över dess farliga egenskaper, t.ex. toxicitet, brandfarlighet, frätande och reaktiva egenskaper (se t.ex. EU-direktivet om farligt avfall 91/689/EEC, USEPA:s system 40CFR Part 261, och Kanadas förslag till reglering av farligt avfall CCME 2000). Dessa egenskaper brukar bedömas med standardiserade metoder.

Dessutom kan innehållet av ett antal ämnen med farliga egenskaper användas för att identifiera farligt avfall. Gränsvärdet beror på hur allvarlig effekt ämnet orsakar. Till exempel är gränsvärdet för ett ämne som klassas som *mycket giftigt* 0,1 %, medan gränsvärdet för ett ämne som klassas som *giftigt* är högre: 3 %.

På grund av att radioaktivt material har cancerogena, fosterskadande och mutagena egenskaper, klassas det som farligt avfall enligt alla system för identifikation av farligt avfall.

System för framtagning av undantagsnivåer för radioaktivt material innebär också identifiering av material som betraktas som "radioaktivt" med avseende på behovet av reglering. Gränsvärden för halten av radionuklider beror på radionuklidernas egenskaper, t.ex. deras strålningsenergi. De enklare systemen som t.ex. AECB (1999) anger värden som beror på typ av strålning: 10 000 Bq för icke alfa-strålande radioisotoper och döttrar och 50 Bq för alfa-strålande radioisotoper och döttrar.

Tillgänglighet av farliga ämnen

Spridningsbenägenheten av farliga ämnen i materialet påverkar tillgängligheten av dessa för exponering av människor. Tillgängligheten beror både på frigörelsen från materialet och spridningen av själva materialet.

Potentialen för spridning med infiltrerande vatten har använts för att utveckla kriterier för identifiering av farligt avfall. Spridningspotentialen bedöms med lakteter. Både system som har utvecklats för riskbedömning vid användning av sekundära material i anläggningsarbete (RIVM 1996, Miljöstyrelsen 1998) och några system för identifiering av farligt avfall (USEPA 40CFR, Part 261, CCME 2000) använder standardiserade lakteter. Ett system (Miljöstyrelsen 1998) väljer laktet med hänsyn till materialets och omgivningens hydrologiska egenskaper. Lakteterna (och kriterier som är baserade på lakteter) tar inte hänsyn till långsiktiga förändringar i lakbarhet.

Lakteter är lämpliga för bulkmaterial, men kan inte tillämpas på annat material, t.ex. slutna strålkällor.

I de riskbedömningssystem som studerats, har det inte påträffats några kriterier för avfall baserade på tillgängligheten av farliga ämnen via andra spridningssätt (t.ex. damning av finfördelat material). Däremot inkluderar riskbedömningssystemen för radioaktivt avfall (t.ex. IAEA:s system för mottagningskriterier för radioaktivt avfall, IAEA 1999a, 1999b) beräkningar för flera spridningsprocesser (t.ex. radonavgång, damning och extern exponering).

3.3.2 UTSLÄPP TILL MILJÖN

Utsläpp av föroreningar från material till miljö beror mycket på materialets egenskaper. Många modeller har utvecklats för att uppskatta utsläpp från bulkmaterial, t.ex. i samband med bedömning av risker förknippade med deponering. Utsläppsmekanismer som ingår i modellerna är bl.a. lakning med infiltrerande vatten, lakning med ackumulerat infiltrerande vatten (dvs. översvämning), gasbildning, damning samt grävning/borring direkt i materialet.

Modellerna bygger på uppskattning av vattenflödet genom materialet och föroreningars lakbarhet i detsamma. Lakbarheten kan uppskattas med standardiserade lakteter på materialet eller med en bedömning utifrån materialets egenskaper och förhållandena i ytdeponin. De flesta modeller tar hänsyn till advektion och dispersion. Några modeller tar också hänsyn till diffusionsstyrd lakning. För att kunna representera dessa processer behövs ett stort antal parametrar som beskriver avfallet, ytdeponins egenskaper och den omgivande miljön. I generella system används därför förenklade modeller för uppskattning av utsläppet från ytdeponier.

Utsläpp av material vid andra typer av scenarier, t.ex. olycksfall eller hantering på arbetsplatser, kan vara direkt spill eller läckage. Från vissa material, såsom slutna strålkällor eller kontaminerade råvaror, sker inget utsläpp utan exponeringen för materialen är direkt (extern dos).

Modellerna skiljer sig i hanteringen av källtermens storlek vid utsläpp från materialet. De kan delas in i två grupper:

- Stationära modeller, där källtermen antas vara konstant under längre tid och inte ändras på grund av utsläpp till omgivningen. Däremot tar några av dessa modeller hänsyn till minskningen av källtermen genom andra processer, t.ex. degradation av organiska ämnen. Nästan alla modeller för utsläpp av radionuklider tar hänsyn till avklingning av radionuklider samt bildningen av långlivade döttrar.
- Massbalans-modeller, där källtermen minskas med mängden av ämnet som transporteras ut från materialet.

3.3.3 TRANSPORT TILL RECIPIENTEN

Fördelning av föroreningar mellan olika faser i miljön

Modellerna för transport av föroreningar eller radionuklider i de studerade systemen grundar sig på samma principer. Alla system använder jämviktsfördelningskoefficienter för att representera fördelning av föroreningar mellan vatten-, luft- och fast fas. Fördelning mellan vatten- och luftfas bestäms av kvoten mellan ångtryck och löslighet. Fördelningen av oorganiska ämnen mellan den fasta fasen och vattenfasen representeras med en konstant fördelningskoefficient, ett så kallat K_d -värde.

K_d -värdet beror både av ämnets och miljöns kemiska och fysikaliska egenskaper. Det kan tillämpas under förutsättning att jämvikt råder mellan faserna, något som inte alltid gäller. Vid mätningar i fält är ofta halten i vattenfas lägre än den uppskattade jämviktshalten. Detta antas bero på att överföringen mellan de olika faserna är fördröjd av olika kemiska eller fysikaliska effekter, t.ex. diffusion genom stagnanta vattenfilmer. Mer avancerade fördelningsmodeller kräver mycket detaljerad information om fysikaliska och kemiska förhållanden i miljön, t.ex. grundvattenkemi och jordstruktur. Denna typ av modeller lämpar sig inte för generella riskanalyser. Vissa modeller (t.ex. Nederländernas modell för framtagning av riktvärden för jord, RIVM 2000) korrigerar istället jämviktshalten eller K_d -värdet med en empirisk faktor för att ta hänsyn till olika miljöfaktorer, t.ex. pH och halt av organiskt material.

Kemakta bedömer att det är rimligt att anta att jämvikt råder i det tidsperspektiv som det är fråga om vid denna typ av analyser.

Transportvägar och transportprocesser

Flera av de exponeringsvägar som beaktas i de olika systemen, t.ex. inandning av ångor och intag av förorenat dricksvatten, förutsätter att föroreningen transporteras från det ställe där den ursprungligen är belägen. Därför måste transporten till kontaktmediet och koncentrationen i kontaktmediet uppskattas. Detta görs med hjälp av teoretiska delmodeller eller genom att använda empiriska samband.

De transportvägar som är aktuella för föroreningar i vatten-, luft- och fast fas varierar mellan systemen, beroende på:

- utsläppsform (t.ex. gas, damm, i lakvattnet) och frigörelsemekanismer
- transportmedia och transportprocesser
- direkta och sekundära recipienter i biosfären
- exponeringsvägar.

Transportprocesserna som brukar beaktas i olika transportmedia är:

Transportmedia	Transportprocesser
Grundvatten	Advektion/diffusion, utspädning
Ytvatten	Flöde mellan olika vattendrag/utspädning
Fast fas	Resuspension (nedfall/damning) Erosion
Gas	Gasadvektion
Mellan media/ recipient	Avgång till luft (gaser, flyktiga ämnen) Sedimentation Bevattning av mark Upptag i biota Lakning

De enklaste transportmodellerna består av empiriska utspädningsfaktorer. Enkla modeller används huvudsakligen i generiska system. Parametervärden (dvs. empiriska samband) kan baseras på detaljerade delmodeller som tar hänsyn till flera transportprocesser. De mest detaljerade systemen representerar flera transportprocesser i tre dimensioner som funktion av tiden. Dessa system kräver mycket kunskap om kemiska och fysikaliska förhållanden i miljön, samt egenskaperna hos ämnet som transporteras. Generella modeller är ofta baserade på empiriska samband eftersom platsspecifika uppgifter behövs som indata till detaljerade beräkningar. De studerade modellerna är ganska lika både vad gäller transportprocesserna som beaktas och metoderna som används för att modellera dessa processer.

3.3.4 EXPONERINGSMODELLER

Exponeringstider

Exponeringstiden (dvs. tiden man exponeras för radionuklider eller andra föroreningar) har en direkt inverkan på riktvärden, regler och principer som tagits fram. Systemen använder olika antaganden för exponeringstider, beroende på syftet. Exponeringstiden på en arbetsplats antas ofta vara cirka 2 000 timmar per år. Dessutom kan exponeringstiden anpassas för enskilda arbetsuppgifter. Exponeringstiden för vissa arbetsuppgifter kan vara enstaka timmar per dag, vecka eller år. Exponeringen vid olycksfall eller osannolika förhållanden antas vara mycket kortvarig.

Exponeringstider som antas gälla för allmänheten brukar vara längre. Tiden för vistelse i bostad kan antas vara 100 % av tiden. Andra frekventa aktiviteter kan också antas utgöra en stor andel av tiden, t.ex. brukar tiden för vistelse utomhus antas vara 8 timmar/dygn.

Exponeringsperioden är också viktig för genotoxiska ämnen där livstidsexponering och livstidsrisk beräknas, för jämförelse med kriterier som uttrycks som acceptabel livstidsrisk. Dosgränser för radionuklider sätts som årlig dos (med hänsyn till livstidsdos i dosgränsframtagning), därför behövs ingen uppskattning av livstidsexponering i exponeringsmodellerna.

Exponeringsvägar

Många av de studerade systemen innehåller ett stort antal exponeringsvägar, som täcker såväl exponering på arbetsplatser som exponering av allmänheten. De exponeringsvägar som har beaktats är:

- extern exponering (beroende av geometrin)
- hudkontakt/upptag genom huden för kemotoxiska ämnen, resulterande dos från hudkontakt för radioaktivt material

- inhalation av damm och ångor
- oralt intag av vatten, kontaminerad mat – fisk-, växt- och djurprodukter – samt jord och damm (modellering av transport av föroreningar genom näringskedjor behövs för att kunna uppskatta exponering genom intag av kontaminerad mat).

Valet och modellering av exponeringsvägar beror på syftet med riskbedömningen, men modellerna tar generellt hänsyn till kombinationer av:

- exponering på arbetsplatser genom hantering av materialet eller vistelse vid materialet (lagerarbetare, deponiarbetare)
- exponering vid återvinning/återanvändning av materialet
- exponering vid direkt återanvändning av artiklar/material (återanvändning av verktyg eller annan utrustning, användning av bulkmaterial som byggmaterial)
- exponering vid återvinning av material (sortering, nedsmältning, tillverkning av nya artiklar)
- exponering vid användning av nya artiklar som innehåller återvunnet material (återanvändning av skrot i metallprodukter)
- exponering till följd av omhändertagande av avfall (modeller för bedömning av riskerna förknippade med deponering av farligt avfall fokuserar på exponering för ämnen som lakats ur deponin; damning och extern exponering är också inkluderade i system för bedömning av riskerna vid deponering av radioaktivt avfall; förbränning av avfall och utsläpp till avlopp beaktas också i IAEA:s system för framtagning av friklassningsnivåer, IAEA 1996b, 1998).

Exponeringsvägar beror ofta på materialet, t.ex. kan för mindre strålkällor exponering från ett objekt i byxfickan eller genom intag av hela objektet vara viktiga. Inhalation av damm är däremot mindre viktigt i detta fall. För bulkmaterial är oralt intag och inhalation av damm viktigt liksom extern exponering.

3.3.5 DEFINITION AV SCENARIER

Några av systemen tar hänsyn till flera olika exponeringsscenarier, med ett a priori-val av exponeringsvägar. Exempel på sådana system är IAEA:s modell för kriterier för mottagande av radioaktivt avfall på ytnära deponier (IAEA 1999a, 1999b). Andra system gör en riskbedömning för alla möjliga exponeringsvägar, kriterier sätts utifrån en sammanvägning av alla exponeringsvägar (se t.ex. Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark, Naturvårdsverket 1996) eller den mest dominerande exponeringsvägen (se t.ex. NCRP 1996 och 1999).

Exponeringsmodeller kan ta hänsyn till både normala och onormala förhållanden. På arbetsplatser består onormala förhållanden av olycksscenarier såsom spill eller brand. Exponeringen under dessa förhållanden antas ofta vara akut och kortvarig. I scenarier för deponier kan onormala förhållanden vara översvämning, skada eller läckage från avfallsförpackning eller deponins barriärer.

Sannolikheten för olika exponeringsscenarier beaktas i några av systemen. Vissa typer av exponering förväntas ske sällan, däremot kan konsekvenserna av exponeringen vara stora. IAEA (1999a) sorterar scenarier efter deras sannolikhet. Scenarier med hög sannolikhet ingår i s.k. ”referensfall” medan scenarier med låg sannolikhet ingår i ”alternativa fall”. Referensfall ligger till grund för känslighetsanalys, probabilistisk riskbedömning samt utredning av scenarieutveckling som funktion av tiden. Scenarier med låg sannolikhet utreds med en deterministisk analys. Alternativa fall med låg sannolikhet kan leda till stora radiologiska effekter. I dessa fall kan scenarier beaktas tillsammans med sannolikheten vid framtagning av värden för kriterier. Detta är mest påtagligt när det gäller olycksfallssituationer på arbetsplatser. Vid framtagningen av undantagsnivåer i EU BSS tas hänsyn till sannolikheten att en individ (allmänheten) exponeras vid vistelse på ett deponiom-

råde. IAEA:s system för friklassning av radioaktiva material har olika gränsvärden för sannolika och osannolika exponeringsscenarier.

Betydelsen av olika exponeringsvägar kan förändras med tiden. Detta kan representeras med hjälp av olika exponeringsscenarier vid olika tidpunkter. Följande orsaker till förändringar i scenarier beaktas:

- Upphörande av institutionell kontroll. Ett exempel är Australiens riktlinjer för deponering av radioaktivt avfall. Här antas att under en period av institutionell kontroll exponeras allmänheten inte för deponiområdet. När den institutionella kontrollen upphört, antas att alla dessa scenarier har en sannolikhet av 1.
- Degradering av barriärsystemet beaktas i IAEA:s beräkningar av mottagningskriterier för radioaktivt avfall i ytnära deponier (IAEA 1999a). Förändringar av betongens konduktivitet antas ske efter 500 år medan förändringar i lutning och täcksiktiskonduktivitet antas ske när institutionell kontroll upphör.
- Förändringar i miljöförhållanden kommer att ske på grund av klimatförändringar, t.ex. istider och landhöjning. Dessa medför förändringar i markanvändning och i de viktiga exponerings- och transportvägarna. Denna typ av förändring beaktas i riskbedömningar för slutligt omhändertagande av högaktivt radioaktivt avfall, men sällan i riskbedömningar för ytnära deponier. För att representera möjliga framtidsscenarier används istället idag existerande scenarier som representerar kombinationer av klimat, markanvändningar m.m. (t.ex. NRC 1999, IAEA 1999a).

3.3.6 HÄLSORISKER

Vid en hälsoriskuppskattning försöker man uppskatta dos-effekt- och dos-respons-förhållanden för människa. Dessa data är framtagna i första hand från försök med kronisk exponering för subletala doser eller koncentrationer.

Radioaktiva ämnen

Uppskattning av hälsorisker vid exponering för radionuklider görs i alla system enligt ICRP:s rekommendationer. Dessa uppdaterades år 1990 från ICRP 60 (ICRP 1990). EU BSS och IAEA:s BSS (och senare rapporter, t.ex. IAEA 1999a, 1999b) är baserade på ICRP 60. Några av de regler som har studerats är äldre, och använder värden som utgår från rekommendationer i ICRP 26 och ICRP 30 (1977 respektive 1979). Detta medför att numeriska värden på äldre riktvärden kan vara inkonsekventa i jämförelse med senare framtagna riktvärden.

Många av de strålskyddssystem som har studerats anser att halterna radionuklider i ett material är acceptabla om risken kan hållas på en försumbar nivå. Som ”försumbar” har IAEA definierat en risk på 10^{-7} – 10^{-6} per år för cancer med dödlig utgång. Enligt ICRP är riskfaktorn för dödlig cancer $5 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$. Med den riskfaktorn motsvarar den försumbara risken en individdos inom intervallet 10–100 $\mu\text{Sv}/\text{år}$. Eftersom en individ kan utsättas för konsekvenserna från flera verk-samheter som är undantagna från tillståndsplikt, brukar den lägre delen av intervallet används.

Icke radioaktiva ämnen

Vid en hälsoriskuppskattning försöker man uppskatta dos-effekt- och dos-respons-förhållanden för människa. En tröskeldos, dvs. en långtidsexponering som anses ge låg risk för hälsoeffekter, etableras utifrån tillgängliga dos-respons-data. Både epidemiologiska undersökningar och experimentella data (t.ex. djurförsök) används som dataunderlag. Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i dataunderlaget och för att ta hänsyn till känsliga individer. Tröskelvärdet för oralt intag uttrycks som tolerabelt dagligt intag (TDI) i mg/kg kroppsvikt och dag. För inhalation används en referenskoncentration i luft (RFC) i mg/m^3 .

För genotoxiska cancerogena ämnen är det omöjligt att ange ett tröskelvärde eftersom även låga doser anses innebära en viss cancerrisk. Detta beror på att canceruppkomst ofta har en "allt-eller-ingen"-effekt, där dosen inte har någon betydelse för effekten, men däremot påverkar sannolikheten för att händelsen ska inträffa. Matematiska/statistiska modeller som är linjära i området för lågdos används för att kunna uppskatta tumörrisker vid låga dosnivåer genom extrapolering från dos-respons-data vid höga dosnivåer. Modellerna används för att uppskatta exponeringar som motsvarar en acceptabel risk. Den angivna acceptabla risken varierar mellan olika myndigheter och system, ibland beroende på syftet. En risknivå som ofta används är en livstidsrisk på 10^{-5} (t.ex. Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark). USEPA använder en livstidsrisk på 10^{-6} för enskilda ämnen och enskilda källor, med antagandet att den totala risken vid exponering för alla ämnen och föroreningskällor är cirka 10^{-4} .

Toxikologiska referensvärden, t.ex. TDI-värden eller exponering motsvarande den acceptabla risken, återfinns i databaser framtagna av internationella eller nationella organisationer (WHO och USEPA). WHO:s toxikologiska referensvärden brukar tillämpas i Sverige, se t.ex. Livsmedelsverkets dricksvattennorm (SLV 1993).

Sammanvägning av toxiska effekter av flera ämnen

Principerna för sammanvägning av toxiska effekter av flera ämnen skiljer sig för radioaktiva och icke radioaktiva ämnen. För radioaktiva ämnen tillåts inte den totala effektiva dosen från samtliga radionuklider att överskrida den gällande dosgränsen, dvs. att risken från samtliga radionuklider måste sammanvägas. För icke radioaktiva ämnen betraktas den totala risken som acceptabel om risken för enskilda ämnen underskrider en fastställd acceptabel nivå.

Kvoten mellan acceptabel exponering (t.ex. TDI, RFC eller riskbaserad acceptabel exponering) och uppskattad exponering beräknas ofta. Kvoterna för flera ämnen kan summeras. Däremot brukar inte en summering göras när flera ämnen orsakar effekter i samma organ. Detta beräkningsätt tar inte hänsyn till samverkan eller motverkan av flera ämnen.

3.3.7 ÖVRIGT

Systemen varierar i hur mycket hänsyn som tas till scenario- eller platsspecifika detaljer, vilket beror på syftet. Om systemet ska gälla ett stort antal situationer, dvs. ett generellt system, kan inte platsspecifik information användas. De generella systemen är av två typer. Den vanligaste typen bygger på modeller där indata representerar ett brett sortiment av varierande förhållanden. Konservativa antaganden brukar användas i denna typ av system. Den andra typen av modell används för ett stort antal platsspecifika scenarier. Modellresultaten från dessa behandlas statistiskt för att ta fram generella värden (USEPA 1999a).

Var kriterier sätts i beräkningskedjan varierar i de olika systemen. Många av systemen anger gränsvärden eller riktvärden för innehållet av farliga ämnen i materialet, som koncentration eller total mängd. Andra system anger gränsvärden för lakbarheten av farliga ämnen i materialet. I beräkningskedjan kan kriterier sättas för koncentration av farliga ämnen i lakvatten (t.ex. från en deponi, eller från materialet som används på annat sätt). Gränsvärdena kan också sättas för koncentrationen av farliga ämnen i recipienter. Dessutom förekommer många gränsvärden som anger dos till människor eller risk för hälsoeffekter där en riskbedömning, dvs. beräkningar av hela systemet, förväntas vara underlaget till beslut.

Exempel på gränsvärdesättning på olika punkter i beräkningskedjan ges i tabell C.1-1 i bilaga C, som visar SSI:s föreskrifter. Gränsvärdena har i dessa fall uttryckts som risk, dos, intagsgräns (ALI), utsläppsgräns och aktivitetsgräns (aktivitetskoncentration, total aktivitet och ytaktivitet).

4 Förslag på system för omhändertagande

4.1 Inledning

Förfarandet vid omhändertagande av radioaktivt material från icke tillståndsbunden verksamhet ur strålskyddssynpunkt, bestäms av många olika faktorer, bl.a. materialets:

- specifika och totala aktivitet
- strålningsenergi
- halveringstid
- spridningsbenägenheten (mobilitet/tillgänglighet av radioaktiva ämnen, form av avfall, konditionering/inneslutning).

Syftet med att omhänderta material är att optimera strålskyddet samt att hålla riskerna för individer på en trivial nivå. Det aktuella materialet regleras inte och de tilltänkta sätten att ta hand om material förutses inte bli reglerade. Detta gör de, av EU BSS angivna, grundläggande kriterierna gällande beräkning av undantagsnivåer relevanta vad gäller alla upptänkliga alternativ för omhändertagande. Grundkriterier i EU BSS är:

- de radiologiska riskerna som den undantagna verksamheten medför för individer ska vara så små att de inte behöver regleras
- den samlade radiologiska effekten av den undantagna verksamheten ska vara så liten att den inte behöver regleras under rådande omständigheter
- den undantagna verksamheten ska till sin natur vara utan radiologisk betydelse.

IAEA (1999a) antar att en dosgräns på 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ (effektiv dos till individer) motsvarar en trivial risk för sannolika exponeringssituationer. För mindre sannolika exponeringssituationer accepterar IAEA (1999a) en högre dosgräns: 100 $\mu\text{Sv}/\text{år}$.

I EU BSS fastställs att dosuppskattningar för tillståndspliktiga verksamheter ska göras för både kritiska grupper i befolkningen och befolkningen som helhet.

SSI måste bestämma vilka dosgränser som ska gälla vid omhändertagande av icke reglerat radioaktivt avfall i Sverige. Detta bör ske i enlighet med andra regler och principer som tillämpas av SSI.

Omhändertagande av avfallet innefattar ett flertal moment och den exponering som individer utsätts för vid hantering och transporter måste uppskattas, förutom den dosbelastning som materialet orsakar när det omhändertagits. Riktlinjer för hantering och transport av aktuellt material diskuteras inte i denna rapport.

4.2 Föreslagna alternativ för omhändertagande

De olika alternativ på omhändertagande som Kemakta föreslår är:

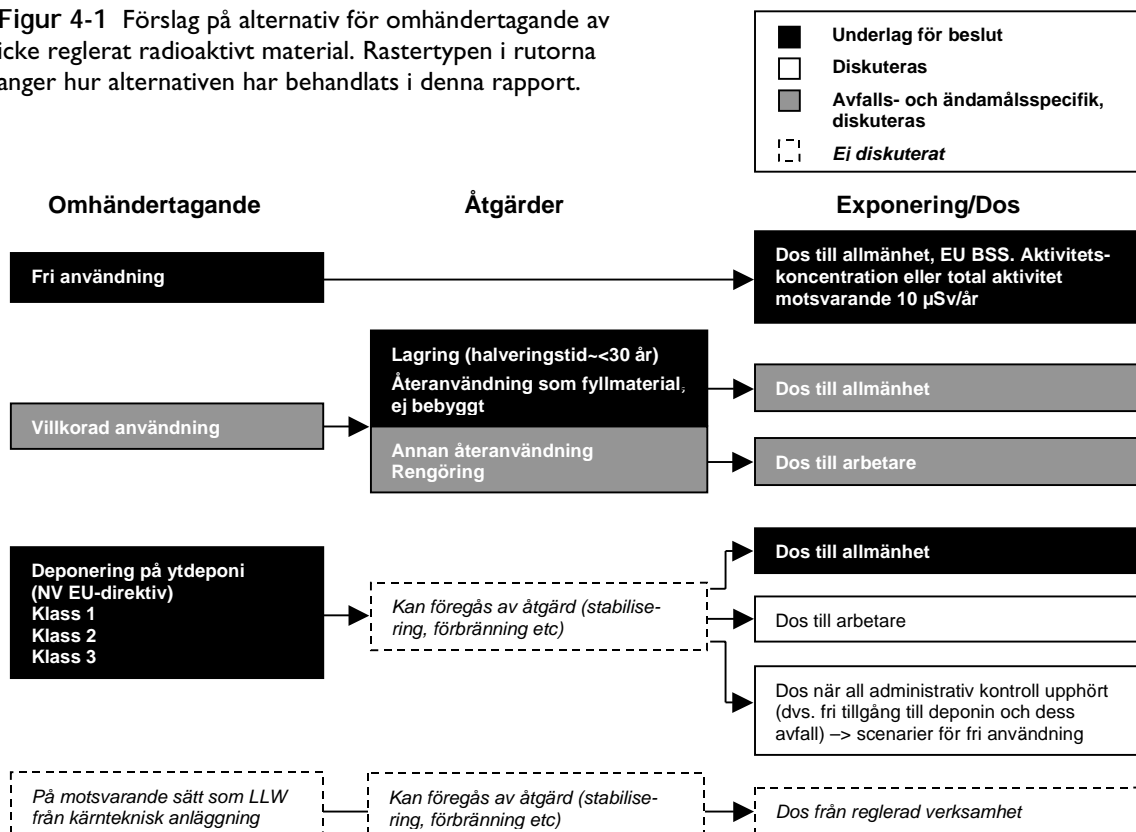
- *Fri användning av materialet*, dvs. aktiviteten i materialet är så låg att detta kan användas utan restriktioner. I de fall material inte kan få avsättning för återanvändning kan man deponera det på en klass 3-deponi.

- *Villkorad användning*, dvs. materialet har så låg aktivitet att det kan återanvändas, med vissa restriktioner. Restriktionen kan vara relaterad till ändamålet, t.ex. att det första ändamålet utpekas och att detta medför begränsad exponering. Restriktionen kan också vara en åtgärd som medför att aktiviteten sjunker, t.ex. att materialet lagras under en viss tid för att aktiviteten ska avklinga innan det återanvänds, eller att materialet ska dekontamineras. I de fall materialet inte kan få avsättning för återanvändning kan man deponera det, förmodligen på en klass 3-deponi.
- *Deponering på ytdeponi*. Beroende på avfallets beskaffenhet kan materialet deponeras på en ytdeponi som tillhör en av de deponiklasser som definieras i Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter (Naturvårdsverket 2000).
- Då avfallet av strålskyddsskäl inte kan deponeras på en ytdeponi måste materialet omhändertas på annat sätt. I dessa fall krävs ytterligare barriärer som isolerar, fördröjer och på så sätt späder ut utsläppet av radionuklider till recipienten. Detta innebär att materialet samlas in av en organisation som är kompetent att hantera radioaktivt material och att det slutförvaras så att strålskyddet säkerställs, t.ex. i bergrum. Detta skulle kunna innebära att materialet *omhändertas på motsvarande sätt som lågaktivt radioaktivt avfall från kärntekniska anläggningar*.

Figur 4-1 visar olika alternativ på omhändertagande av radioaktivt material liksom de exponeringssituationer som bedöms vara relevanta. Figuren visar också några förslag på åtgärder som kan vidtas för att minska dosexponeringen för olika alternativ.

De förslag på omhändertagande som diskuteras i denna rapport avses endast att ge skydd för exponering för radioaktivitet. Många av de radioaktiva ämnena är dessutom kemotoxiska, t.ex. uran. Materialet kan också innehålla andra kemiska ämnen som är toxiska. I dessa fall kan det krävas att materialet hanteras som farligt avfall trots att inga speciella åtgärder behöver vidtas ur strålskyddssynpunkt.

Figur 4-1 Förslag på alternativ för omhändertagande av icke reglerat radioaktivt material. Rastertypen i rutorna anger hur alternativen har behandlats i denna rapport.



4.3 Sammanfattning av relevanta regler och principer

De grupper av regler, principer och riskbedömningssystem som kan vara relevanta för framtagning av ett svenskt system för omhändertagande av icke reglerat radioaktivt avfall är:

- System för framtagning av undantagsnivåer samt system för friklassning (utan villkor). Dessa system kan vara relevanta för att identifiera material som kan hanteras fritt (återanvändning, deponering, förbränning, utsläpp till avlopp m.m.) utan att det får några radiologiska konsekvenser.
- System för friklassning med villkor (t.ex. vid definierade ändamål, eller efter behandling/lagring). Dessa system kan vara relevanta för identifiering av material som kan återanvändas på ett ändamålsspecifikt sätt eller användas fritt efter en viss behandling.
- System för deponering av avfall. Dessa system kan vara relevanta för att utforma ett system för omhändertagande av avfall som inte kan användas helt fritt eller ska användas med villkor.

Dessa tre grupper diskuteras nedan under respektive rubrik, med hänsyn till de delar som kan tillämpas vid utveckling av ett svenskt riskbedömningssystem för omhändertagande av icke reglerat radioaktivt avfall.

4.4 Alternativ – fri användning

4.4.1 SAMMANFATTNING AV BEFINTLIGA REGLER OCH PRINCIPER

Friklassningsnivåer måste underskrida undantagsnivåer, annars skulle friklassat material från reglerade verksamheter omedelbart behöva regleras igen. Ett stort antal scenarier kan ingå i system för framtagning av undantags- och friklassningsnivåer (se bilaga C, avsnitten 4 och 5), inklusive scenarier där materialet återanvänds i produktion av material eller föremål för vilka exponeringen är långvarig. Friklassningsnivåer kan också ta hänsyn till mängden material (t.ex. IAEA 1998), för att undvika spridning av stora mängder radionuklider.

Befintliga system för framtagning av undantagsnivåer antar att materialet kan användas helt fritt. I Sverige gäller undantagsnivåerna i EU:s Basic Safety Standards³.

4.4.2 FÖRSLAG

Kemakta rekommenderar att man i nuläget använder undantagsnivåerna i EU BSS vid bedömningen av huruvida ett material kan användas fritt eller inte. Dessa nivåer avser total aktivitet (Bq) eller aktivitetskoncentration (Bq/kg).

EU BSS tar hänsyn till exponering på arbetsplatser samt exponering av allmänheten för material i en deponi. Valet av exponeringsvägar som ingick vid framtagningen av EU BSS, grundades på antaganden om att exponering av arbetare som regel överskrider den exponering som allmänheten utsätts för, utom för vistelse på deponin. Det kan finnas anledning att överväga en utveckling av ett system där hänsyn tas till ytterligare exponeringssituationer, speciellt med hänsyn till återvunnet material, t.ex. om materialet används i bostäder eller liknande. I EU BSS finns inga kriterier för ytaktivitet (Bq/m²). Kriterier för ytaktivitet kan behövas för att kunna klassa vissa avfallstyper som lämpliga för frianvändning. Detta kan vara relevant t.ex. för användning av material som konstruktionsmaterial.

³ Dessa undantagsnivåer finns i SSI FS 1988:293 från och med 2000-12-01 då ändringar till och med SFS 2000:809 införts.

Ett exempel på hur undantagsnivåerna i EU BSS kan användas för att klassificera aktuellt avfall ges i avsnitt 4.4.3.

Inget nytt förslag till beräkningssystem för framtagning av gränsvärden för fri användning av material beskrivs i denna rapport. Nedan ges några förslag till utformning av ett sådant system.

Gränsvärden för fri användning bör uttryckas både som aktivitetskoncentration (Bq/kg), ytaktivitet (Bq/m²) och total aktivitet (Bq). Eftersom icke reglerat avfall aldrig tidigare har reglerats behöver inte gränsvärden för fri användning underskrida undantagsnivåerna i EU BSS. Ett system bör beakta ett antal olika scenarier som beskriver användning av material med olika grader av utspädning och olika exponeringssituationer. De mest konservativa fallen är troligen långvarig exponering för outspädd material, t.ex. vid användning i byggnadsmaterial, som fyllnadsmaterial under bostäder eller användning av kontaminerat skrot i vattenledningar. Liknande scenarier har använts i SSI:s rapport om friklassning av material vid avveckling av kärntekniska anläggningar (se bilaga C, avsnitt 5.2). Scenarier där exponering sker på grund av användning av material i olika processer borde också ingå, t.ex. inhalation av damm vid användning av material i anläggningsarbete.

4.4.3 EXEMPEL

I inventeringen i kapitel 2 finns ett exempel på avfall som kan användas fritt: "Mindre mängd metallpulver". Det består av cirka 500 kg metallpulver som innehåller totalt 2 300 Bq Ra-226 (undantagsnivåerna i EU BSS: 10⁴ Bq, 10 kBq/kg) och totalt 400 Bq Th-232 (undantagsnivåerna i EU BSS: 10³ Bq, 1 kBq/kg). Detta material innehåller aktiviteter som underskrider gränserna med stor marginal.

4.5 Alternativ – villkorad användning

Med *villkorad användning* avses att materialet kan återanvändas för specifika ändamål eller efter någon form av behandling. Nedan ges några exempel på vad som avses med detta:

- utpekad användning där exponering är begränsad, t.ex. som fyllnadsmaterial i vissa anläggningsarbeten
- lagring tills radionukliderna avklingat till kriterier för fri användning, gäller material som innehåller relativt kortlivade nuklider (t.ex. Co-60)
- dekontaminering under kontrollerade förhållanden (här krävs kontroll av utsläpp från rengöringen)
- stabilisering av material för att hindra spridning till luft eller vatten, t.ex. genom att förändra dess lakbarhet genom kemisk/fysikalisk stabilisering på eller genom konditionering i t.ex. cement (denna möjlighet kan appliceras generellt för vissa avfallstyper, t.ex. granulering av askor).

4.5.1 SAMMANFATTNING AV BEFINTLIGA REGLER OCH PRINCIPER

Friklassningssystem för material från kärntekniska anläggningar fokuserar på återanvändning av metallskrot samt betong. Andra system, t.ex. för riskbedömning av användning av sekundära produkter i anläggningsarbete, beaktar andra bulkmaterial (såsom slagg och aska). Några av de studerade systemen beaktar också återanvändning av t.ex. verktyg och annan utrustning.

Eftersom olika typer av avfall kan återanvändas på olika sätt är det svårt att ta fram riktvärden som är generellt tillämpbara. Riktvärdena måste vara avfalls- och ändamållspecifika. De system

som har utvecklats för bedömning av riskerna vid användning av sekundära material bygger på ändamåls- och avfallsspecifik information och för detta krävs som regel ett flertal scenarier.

Om man vill ta fram riktlinjer för olika avfallstyper, måste de framtida användningsområdena med relevanta exponeringsscenarier identifieras. Som exempel på relevant scenario, kan man studera den metod för friklassning av material från kärntekniska anläggningar som US Nuclear Regulatory Commission har tagit fram (NUREG 1998). Metoden beaktar följande material: stålskrot, kopparskrot, aluminiumskrot, betong och verktyg för direkt återanvändning. För alla typer av skrot och betong beaktas återvinning av materialet samt deponering. Radionuklidflödet samt exponeringen för radionuklider har beräknats för alla steg i återvinningen: process (t.ex. smältning, tillverkning), lagring, användning av slutprodukten samt deponering av restprodukter. Ibland har flera olika typer av återvinningsanläggning studerats med olika processteg. Exponering har beräknats både för produkten och alla restprodukter (t.ex. för stålskrot beaktas produkten, damm, slagg och kontaminering av smältugnen). Detta innebär att exponering av både arbetstagare och allmänhet har beaktats, liksom exponering för alla tänkbara utsläpp. Exempel på relevanta scenarier för exponering av arbetstagare ges i en EC-rapport (EC 1999a).

4.5.2 FÖRSLAG

Villkorad användning kommer att vara avfallsspecifik. Villkoren som sätts beror antingen på ändamålen med återanvändning av materialet eller på de åtgärder som väljs. Detta innebär att varje avfall måste bedömas utifrån de avsedda ändamålen eller de möjliga åtgärderna. Kemakta anser att framtagning av ett bedömningssystem för villkorad användning innebär ett omfattande arbete. Arbetet måste inkludera:

- identifiering av möjliga åtgärder
- kartläggning av trolig användning av ett stort antal typer av material
- kartläggning av materialflöden vid aktuella användningar (inklusive restprodukter och avfall)
- utveckling av exponeringsscenarier för olika åtgärder/återanvändningar.

Kemakta föreslår att SSI gör bedömningar och sätter villkor för varje specifikt avfall som blir aktuellt. Vid bedömningar kan modeller av den typen som använts av Elert et al (1992a, 1992b) för friklassning av material från kärnkraftverk användas.

Här ges förslag på två villkor som kan appliceras mer generellt:

- För material som innehåller radionuklider med relativt kort halveringstid (ca ≤ 30 år) bör man överväga lagring på ett kontrollerat sätt, tills aktiviteten sjunkit till de nivåer som motsvarar fri användning.
- För stora volymer bulkavfall som innehåller icke anrikad NORM och som har låg lakbarhet bör man överväga återanvändning där ingen direkt exponering sker, t.ex. som fyllnadsmaterial, dock inte under byggnader. Detta förutsätter att lakbarheten är känd.

4.6 Alternativ – deponering på ytdeponi

4.6.1 SAMMANFATTNING AV BEFINTLIGA REGLER OCH PRINCIPER

De befintliga reglerna och principerna innehåller olika delar:

- Krav på deponi, på utformning av barriärsystem (t.ex. EU-direktivet, 1999/31/EG och Kanadas förslag till regler för farligt avfall) eller på deponins funktion (t.ex. Naturvårdsverkets förslag på föreskrifter).

- Kriterier för utsläpp från en deponi (t.ex. Kanadas krav på utsläpp till grundvatten/ytvatten), utsläpp av fast material och utsläpp till luft.
- Kriterier för mottagande av avfall. Enligt EU-direktivet (1999/31/EG) ska en teknisk kommitté ta fram kriterier för mottagning av avfall till de olika deponiklasserna. Denna kommitté arbetar främst med icke radioaktivt avfall. Mottagningskriterierna har inte publicerats ännu, men de kommer troligen baseras på en uppskattning av utlakning av föroreningar från avfallet i deponin, samt en kombination av beräkningar av transport av lakvatten och mätning av lakbarheten hos avfallet med standardiserade laktester. En del av kriterierna förutsätter att deponins struktur och funktion kommer att bibehållas och inte påverkas av avfallet. Detta är konsekvent med kravet i EU:s direktiv (1999/31/EG) att avfallet ska reagera på ett förutsägbart sätt när det är på deponin. Detta innebär att material som är brännbart, organiskt, lättantänt, explosivt, korrosivt m.m., inte tas emot. EU:s mottagningskriterier förutses komma att ta hänsyn till:
 - o krav när det gäller kännedom om total sammansättning
 - o begränsningar av halten organiskt material i avfallet
 - o krav eller begränsningar när det gäller biologisk nedbrytbarhet hos de organiska avfallskomponenterna
 - o begränsningar av mängden specificerade, potentiellt skadliga/farliga komponenter
 - o begränsningar av den potentiella och förväntade lakbarheten för specificerade, potentiellt skadliga/farliga komponenter
 - o ekotoxikologiska egenskaper hos avfallet och det lakvatten som detta ger upphov till.

SSI måste ta hänsyn till EU:s deponeringsdirektiv och Naturvårdsverkets förslag på tillämpning av detta, dvs. kraven på funktionen hos de tre deponiklasserna. Eftersom inga mottagningskriterier finns ännu behövs en bedömning av vilket avfall som får läggas i de olika deponiklasserna. Denna bedömning bör så långt som möjligt utgå från de principer som EU tillämpar.

Om kriterier för mottagande av avfallet finns utarbetade med hänsyn till hälso- och miljöskydd, behövs inte kriterier för utsläpp från en deponi. System som använder kriterier på utsläpp från en deponi (CCME 2000, Miljöstyrelsen 1998) kan syfta till att begränsa totalt utsläpp till en recipient (utgår från vad recipienten kan tåla) eller koncentrationen i lakvatten. Fördelen med dessa utsläppskriterier är att de lätt kan jämföras med utsläpp som mäts i ett kontrollprogram.

4.6.2 FÖRSLAG

Ett direktiv för deponering av avfall har givits ut av EU (EG 1999). Naturvårdsverket har givit ut ett förslag på tillämpning (Naturvårdsverket, 2000) av EU:s direktiv. Båda dokumenten definierar tre olika deponiklasser med olika barriäregenskaper (se bilaga D, avsnitt 2). Kemakta föreslår att ett system för bedömning av radiologiska risker förknippade med deponering av icke reglerat avfall som innehåller radionuklider grundar sig på dessa deponiklasser (klass 1, klass 2, klass 3).

Ett heltäckande system för framtagning av kriterier för mottagning av radioaktivt avfall för deponering på ytdeponi bör beakta: 1) riskerna till deponiarbetare, 2) riskerna till allmänheten som exponeras för radionuklider som sprids från avfallet i deponin. Dessutom behöver systemet beakta olika faser i deponins livslängd. De risker som måste uppskattas i de olika faserna visas i tabellen på nästa sida.

	Driftfas	Avslutad deponi – kontrollfas	Avslutad deponi – ingen kontroll
Risker för deponiarbetare	X		
Risker för allmänheten från lakvatten			
– utsläpp av uppsamlat lakvatten	X	X	
– okontrollerat lakvatten		X	X
Risker för allmänheten vid vistelse på deponin samt vid direkt kontakt med avfallet			X

Risker för deponiarbetare

För deponiarbetare under driftfasen beror risker i större utsträckning på direkta exponeringsvägar än för allmänheten. Exponeringsvägar som bör beaktas är extern exponering, hantering av kontaminerade föremål, hudkontakt med kontaminerat avfall och inandning av kontaminerat damm. Viktiga parametrar för den totala dosen kommer att vara fördelningen och utspädningen av kontaminerat avfall på deponin (jämför ett kontaminerat föremål där radionuklider inte är tillgängliga för spridningsprocesser och stora mängder avfall utspridda över en stor yta), och avfallets spridningsbenägenhet, t.ex. damning. Dessa parametrar är mycket specifika för olika avfall, därför måste ett generellt system för bedömning av riskerna till arbetare bygga på en klassificering av avfallet som baseras på dess geometri och spridningsbenägenhet.

Beräkning av externdos från bulkavfall som placerats homogent i en deponi har gjorts av bl.a. EC (1993) och NCRP (1999). Vid beräkning av externdos från enstaka föremål måste hänsyn tas till geometri och placering.

För exponeringssituationer där hantering av, och externexponering för, kontaminerat material är viktiga, måste uppskattningar förutom för helkroppsdos även göras av dosekvivalenten för ögonlinsen och för huden.

Risker till allmänheten från lakvatten

En bedömning av riskerna till allmänheten från lakvatten måste göras för två perioder: driftfasen och avslutad deponi.

Under driftfasen är bedömningen av riskerna förknippad med utsläpp av uppsamlat lakvatten. Någon sådan bedömning har inte gjorts inom detta projekt. Enligt EU:s deponeringsdirektiv måste uppsamlat lakvatten renas före utsläpp i enlighet med kriterier som sätts av berörda myndigheter. Kriterier med avseende på radionuklidhalten i det uppsamlade vattnet bör ta hänsyn till recipientens egenskaper. Riskerna förknippade med läckage av icke uppsamlat lakvatten bedöms på samma sätt som riskerna efter avslutande av deponin (se nedan).

Vid uppskattning av riskerna efter avslutande av deponin förutsätts att en administrativ kontroll begränsar användningen av deponiområdet, dvs. inga bostäder eller andra byggnader etableras på deponin, intrång i deponin förhindras och ingen direkt exponering för avfallet sker. Riskerna är därför förknippade med exponering för radionuklider som lakats ur deponin och som sprids med grundvattnet.

Bedömningen av riskerna från radionuklider som lakats ur deponin innebär en uppskattning av följande komponenter:

- utlakning av radionuklider från avfallet i deponin
- transport av radionuklider genom den geologiska barriären

- transport av radionuklider från den geologiska barriärens yttre gräns till en recipient där exponering kan ske
- exponering av allmänheten för radionuklider och resulterande dos.

Kemakta föreslår att bedömningen av riskerna till allmänheten från lakvatten görs i två steg:

1. Första delen bör utgå från Naturvårdsverkets krav på konstruktion och funktion hos en deponi (Naturvårdsverket 2000) och beräkna utsläpp från klass 1-, klass 2- och klass 3-deponier. Eftersom Naturvårdsverket ställer krav på deponins funktion (dvs. på infiltration och på lakvattnets transporttid för att nå recipienten) kan modellen vara enkel, och behöver inte i detalj beakta deponins och den geologiska barriärens egenskaper. Denna typ av modell lämpar sig för generella system. Den här delen av systemet kan användas för att sätta mottagningskriterier för avfallet, utgående från ett acceptabelt utsläpp av radionuklider i lakvattnet från deponin.

Kemakta rekommenderar att en framtida beräkningsmodell tar hänsyn till tillgängligheten av radionuklider i materialet. Lakbarheten av radionuklider i materialet måste därför kunna anges som en indata-parameter. Ett enkelt sätt att definiera lakbarheten bör användas. Lakbarheten uttrycks ofta som en fördelningskoefficient (K_d -värde). Många befintliga system kräver att K_d -värdet beräknas från resultaten av standardiserade laktester, men möjligheten att utföra denna typ av test på det aktuella avfallet är begränsad. K_d -värden för många material kan vara svårbestämda, t.ex. för material där lakbarheten är mycket låg, såsom kontaminerat skrot. Därför rekommenderas att ett enkelt antagande för lakbarheten används i form av en konstant utlakad andel per år.

2. I den andra delen av systemet beräknas ett acceptabelt utsläpp från deponin baserat på en från strålskyddssynpunkt acceptabel dos. Denna del av modellen (transport till recipienten, exponering och dos) kan ändras eller bytas ut om nya exponeringsscenarier antas. Den behöver inte användas om kriterier för acceptabelt utsläpp från deponin utvecklas i framtiden, eller om ett acceptabelt utsläpp kan beräknas utifrån andra vattenkvalitetskriterier som eventuellt tas fram.

Transportmodellerna bör vara enkla – dvs. innehålla enkla antaganden om transporten genom den geologiska barriären och om utspädning av lakvatten i recipientens vatten. Dessa antaganden kan vara värden som är försiktiga eller typiska för svenska förhållanden. Värdena kan, i sin tur, baseras på resultat från mer detaljerade modeller. Omräkning från utsläpp från deponi till koncentration i grundvatten eller ytvatten bör göras med enkla utspädningsfaktorer i modellen.

Fastläggning i den geologiska barriären kan beskrivas med en fördelningskoefficient (K_d -värde). När informationen om förhållandena i den geologiska barriären är okänd bör man välja ett lågt K_d -värde för att vara konservativ.

Modellen för exponering och dos bör inkludera alla exponeringsvägar av relevans för kontaminerat grundvatten samt dess recipienter. Följande bör ingå:

- exponering för kontaminerat grundvatten (från brunn)
- exponering för kontaminerat ytvatten
- exponering för jord som kontaminerats genom bevattning med kontaminerat grundvatten.

Risker till allmänheten vid vistelse på deponi

När all administrativ kontroll har upphört och fri tillgång till ytdeponin och dess avfall ges, måste riskerna för ett antal scenarier beaktas.

Bedömning av riskerna när fri tillgång till en deponi ges har genomförts vid t.ex. framtagning av acceptanskriterier för radioaktivt avfall (IAEA 1999a). Exempel på scenarier som beaktas är:

- byggande av bostäder på deponin med resulterande exponering för kontaminerat lakvatten och ångor
- grävning/borrning i avfallet av olika skäl, t.ex. vägkonstruktion med resulterande exponering via inhalation av damm
- direkt kontakt med kontaminerat avfall och lakvatten
- extern dos.

Dessa exponeringsvägar är i stort sett samma exponeringsvägar som måste beaktas för fri användning av materialet. Exponering som sker vid olika typer av intrång i en deponi kan förväntas leda till högre doser än vid fri användning av material eftersom mängden material på en deponi kan vara större. Det är svårt att motivera en deponering av avfallet om ingen kontroll över tillgång och användning av deponiområdet kan antas. EU:s deponeringsdirektiv (EG 1999) och Naturvårdsverkets tillämpning av detta (2000) tar ingen hänsyn till en förändring i deponifunktionen på grund av bristande administrativ kontroll eller degradering av barriär. Däremot tar ofta system för riskbedömning av deponier för radioaktivt avfall hänsyn till intrång i deponin och direkt exponering för avfallet när administrativ kontroll upphört. Det är möjligt att ta hänsyn till sannolikheten för sådan exponering.

I ett riskbedömningssystem för ytdeponier är det orimligt att anta att deponin helt saknar barriärfunktion. Således går det inte att anta fri användning av området för andra ändamål när administrativ kontroll upphört eller vid total degradering av barriärfunktionen. Kemakta bedömer att om förändringar av deponins funktion med tiden och framtida förändringar av områdets användning inkluderas i ett riskbedömningssystem, måste hänsyn tas till sannolikheten för exponering. En sådan del i systemet har inte inkluderats i denna rapport.

4.7 Förslag till metod för uppskattning av risker förknippade med utlakning av radionuklider från avfall i en ytdeponi

4.7.1 UTLAKNING FRÅN AVFALL I YTDEPONI

För de flesta avfallstyper kommer kvantitativ information om lakbarheten (t.ex. resultat från laktester) att saknas. Därför föreslås en kvalitativ bedömning av lakbarheten utgående från mer allmän kunskap om avfallets och deponins egenskaper. En indelning av avfall i olika lakbarhetsklasser är ett möjligt sätt att ta hänsyn till de mycket varierande egenskaperna hos olika avfall.

Lakbarheten hos olika avfall kommer att variera i olika grad med vattenflödet i deponin. Lakningen av radionuklider ur avfall som är relativt lättlakat beror förmodligen i större grad på vattenflödet än lakningen ur avfall som är svårlakat. Hänsyn till detta kan tas genom att lakbarheten i de olika deponiklasserna sätts till olika värden.

I Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter har maximala vattenflödet genom deponin specificerats, mängden lakvatten får vara högst fem liter per kvadratmeter och år i en klass 1-deponi och 50 liter per kvadratmeter och år i en klass 2-deponi.

4.7.2 TRANSPORT AV RADIONUKLIDER FRÅN YTDEPONIN GENOM DEN GEOLOGISKA BARRIÄREN

I Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter har man begränsat den nominella transporttiden för lakvatten genom den geologiska barriären, transporttiden genom barriären ska vara minst 200 år för en klass 1-deponi och 50 år för en klass 2-deponi.

Den dominerande transporten av föroreningar genom den geologiska barriären antas ske med advektion-dispersion. Vidare tas hänsyn till fastläggning i barriären. Däremot tas ingen hänsyn till eventuella förändringar av den geologiska barriären som funktion av tiden. Ingen hänsyn tas heller till förändringar i lakvattenbildningen med tiden.

4.7.3 TRANSPORT AV RADIONUKLIDER FRÅN DEN GEOLOGISKA BARRIÄRENS YTTRE GRÄNS TILL RECIPIENTEN

Eftersom utsläpp av radionuklider från deponin sker till grundvatten måste transporten med grundvatten till recipienter beaktas. Då grundvattentransporten beror på lokala geologiska och hydrologiska förhållanden kan ingen detaljerad modell användas för generiska scenarier.

Kemakta föreslår en metod där enkla faktorer används för att representera utspädning av radionuklider i recipienten (brunn, ytvatten). Denna metod används i flera andra system. I det danska systemet för framtagning av riktvärden för sekundära material används t.ex. en utspädningsfaktor som är kvoten mellan infiltration över området där materialet används och infiltration över upptagningsområdet för recipienten. Utspädningsfaktorerna kan baseras på mer detaljerade modeller som inkluderar viktiga processer. Ett exempel är framtagningen av en utspädningsfaktor för lakvatten från förorenade områden (Naturvårdsverket 1996). Värdet som används vid beräkning av riktvärden för förorenad mark är baserad på en modell för blandning av lakvattnet med vatten i en akvifer. Det valda värdet baseras på ett antal beräkningar med olika kombinationer av data representativa för varierande hydrogeologiska förhållanden.

Transport via grundvatten till brunnar och till ytvattenrecipienter bör beaktas. Utspädningen i recipienten kan antas vara momentan.

Indirekta recipienter för kontaminerat grundvatten kan vara jordbruks- eller trädgårdsmark som bevattnas. För att kunna beräkna koncentration av radionuklider i bevattnad jord måste bevattning såväl som utlakning av radionuklider från jorden beaktas. Radionuklider kan transporteras bort från ytjord genom ett antal processer, t.ex. utlakning, bioturbation, vinderosion, ytavrinning och upptag i växter. Beräkningar av radionuklidkoncentration i jord måste vara tidsberoende, eftersom tillförsel av radionuklider till jorden och utförsel (uttransport och avklingning) sker med olika hastighet.

Andra recipienter kan förekomma, t.ex. våtmarker. Eftersom modellering av transport till dessa recipienter är mycket platsspecifik är det svårt att ta med dem i ett generellt system.

4.7.4 EXPONERING AV ALLMÄNHETEN

Modellering av exponering av allmänheten för radionuklider och den resulterande dosen bör göras på ett enkelt sätt. Det föreslås att jämviktsmodeller används (dvs. med antagandet att jämvikt råder mellan koncentration i recipienter och koncentration i andra delar av exponeringskedjan). Denna typ av modell beskrivs i IAEA (1982).

Exponering av allmänheten för radionuklider som lakats ur en deponi förväntas ske genom exponeringsvägar där kontaminerat grundvatten förekommer. Direkt exponering för avfallet (t.ex. extern exponering, hudkontakt med avfallet och inandning av kontaminerat damm) förväntas inte förekomma eftersom avfallet i deponin ska övertäckas successivt för att förhindra sådan exponering.

De exponeringsvägar som bör beaktas är intag av kontaminerat dricksvatten, intag av fisk från ytvattenrecipienten, direkt intag av kontaminerad jord, extern exponering, inhalation av kontaminerad jord och intag av kontaminerade växt- och djurprodukter som produceras på det förorenade området. För naturligt förekommande radionuklider bör även dos från radon i dricksvatten (via oralt intag och inandning av gas) beaktas.

Alla exponeringsvägar behöver inte inkluderas för alla recipienter. Detta gäller när vissa exponeringsvägar kommer att leda till högre dos från en recipient än från andra recipienter. Ett exempel är att bevattning av jord med vatten från en brunn leder till högre koncentration i jord och därmed högre dos än bevattning med vatten från en ytvattenrecipient där utspädningen är större.

Eftersom förslaget på system inte tar hänsyn till byggande av bostäder på deponiområdet beaktas inte inhalation av gaser i inomhusluft. Inhalation av gaser i utomhusluft behöver inte beaktas eftersom utspädningen där kan förväntas vara mycket stor.

Exponering av både vuxna och barn för radionuklider bör beaktas.

Eftersom ingen direkt exponering av allmänheten för avfallet förväntas, behöver endast effektiv dos beräknas. Den beräknade dosen kan då jämföras med gällande dosgränser.

De beräknade doserna och dosgränserna gäller dostillskottet över bidraget från bakgrunden, vilket innebär att systemet inte tar hänsyn till bidraget från naturlig bakgrundsstrålning.

4.7.5 TOTAL MÄNGD AVFALL

Systemet behöver ta hänsyn till det totala innehållet av radionuklider i en deponi eftersom den totala dosen från alla radionuklider i en deponi inte får överskrida dosgränsen. Därför måste dosbidraget från varje nytt avfall vägas samman med dosbidraget från deponins befintliga innehåll. I Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter för deponering (Naturvårdsverket 2000) står att deponins innehåll ska dokumenteras.

4.8 Alternativ – omhändertagande på motsvarande sätt som lågaktivt avfall från kärnteknisk anläggning

När avfall av strålskyddsskäl inte kan deponeras på en ytdeponi måste materialet omhändertas på annat sätt. Då krävs ytterligare barriärer som isolerar, fördröjer och på så sätt späder ut utsläppet av radionuklider till recipienten. Detta innebär att materialet samlas in av en organisation som är kompetent att hantera radioaktivt material och att det slutförvaras så att strålskyddet säkerställs, t.ex. i bergrum. Det skulle kunna innebära att materialet omhändertas på motsvarande sätt som lågaktivt radioaktivt avfall från kärntekniska anläggningar.

Detta alternativ för omhändertagande diskuteras inte i denna rapport.

5 Mall för beräkning av exponering från avslutad ytdeponi

Kemakta har tagit fram en generell mall för beräkning av exponering till följd av deponering av radioaktivt material från icke tillståndsbunden verksamhet på deponi. Mallen gäller för generiska ytdeponier som uppfyller de krav som specificerats i Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter om deponering av avfall vad det gäller lakvattenbildning och nominell transporttid genom en geologisk barriär (Naturvårdsverket 2000). Deponin är avslutad, dvs. övertäckt, och ingen uppsamling av lakvattnet sker. Vidare antas att deponins specificerade egenskaper inte förändras med tiden, utan täcksiktet och den geologiska barriären bibehåller sin tänkta funktion. Det förutsätts också att en administrativ kontroll ser till att deponin inte används till någon annan verksamhet.

Utsläppet av radioaktivitet från deponin till den geologiska barriären bestäms av materialets lakbarhet under rådande förhållanden där lakvattenbildningen styrs av den specifikation som gäller för deponins klass. Transporten av radionuklider genom den geologiska barriären antas ske med advektion-dispersion. De recipienter och exponeringsvägar som har inkluderats i mallen är följande:

- brunn med litet vattenuttag (liten brunn) som används som dricksvatten till människa
- brunn med större vattenuttag (stor brunn) som används som dricksvatten
- ytvatten i form av en mindre sjö vars vatten används som dricksvatten till människa och att fiska i
- mark som bevattnas med vatten från en stor brunn (marken används för odling av grödor; människorna äter egenproducerade rot- och grönsaker, dricker mjölk och äter kött som producerats samt exponeras för kontamineringen i den bevattnade jorden; boskapen äter egenproducerat spannmål och dricker vatten från den stora brunnen).

Kemakta har tagit fram en beräkningsmodell i ett Excel-kalkylblad (se avsnitt 5.4) som följer den mall som här föreslås för uppskattning av exponering från en avslutad deponi. Indata, använda formler, antaganden, inmatade data etc., som har inkluderats i beräkningsmodellen, presenteras i avsnitten 5.1–5.3. Beräkningsmodellen är *ett exempel* på hur exponeringsuppskattningar kan göras, den kan naturligtvis utvecklas och förbättras.

De data som valts till beräkningar är tagna från lättillgängliga källor och är inte anpassade till speciella förhållanden. Data kan betraktas som preliminära och bör revideras innan mallen tillämpas.

5.1 Utsläpp från geologisk barriär

5.1.1 YTDEPONI

Lakvattenbildning

Lakvattenbildningen för klass 1- och klass 2-deponier har specificerats i Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter (Naturvårdsverket 2000):

- klass 1-deponi: 5 liter per kvadratmeter och år
- klass 2-deponi: 50 liter per kvadratmeter och år
- klass 3-deponi: det har antagits att lakvattenbildningen är 200 liter per kvadratmeter och år, vilket motsvarar den ungefärliga grundvattenbildningen i Sverige (Naturvårdsverket/SPI 1999).

Lakbarhet

I de flesta deponier har avfallet en mycket heterogen sammansättning beträffande kemiska och fysikaliska egenskaper. Dessutom är sammansättningen hos avfallet till stor del okänd. Förändringar sker i avfallet som kan förändra mobiliteten av olika ämnen och föroreningar. Utlakningen av radioaktivt material från deponin bestäms delvis av det aktuella avfallsets egenskaper men är också beroende av omgivningen. Tillgången på vatten i deponin påverkar lakbarheten liksom transporten av radionuklider genom deponin.

I den beräkningsmodell som tagits fram styrs utsläppet från deponin helt av avfallsets lakbarhet, uttryckt som utlakad andel av initialmängden per år. Detta innebär att utlakningen är konstant under hela lakperioden. Sorption, kolloidtransport, komplexbildning och andra mekanismer som kan fördröja utsläppet har inte beaktats separat. Lakbarheten är avfallsspecifik, men mätt lakbarhet kommer inte att finnas tillgänglig för många av de avfallstyper som är aktuella här. Information om lakbarhet hos olika avfallstyper har inte kunnat sammanställas i detta projekt. Lakbarheten kommer att vara beroende av vattentillgången, varför lakbarheten kommer att variera i de olika deponiklasserna. I beräkningsmodellen har ett antal mycket generella lakbarhetsklasser specificerats där lakbarheten antas vara konstant. Lakbarhetsklasserna är: mycket lättlakad, lättlakad, lakbar, ganska lakbar, svårlakad, mycket svårlakad (se tabell 5-1). Finns avfallsspecifikinformation om lakbarhet kan denna användas i beräkningsmodellen.

Tabell 5-1 Exempel på generella lakbarhetsklasser som kan användas i beräkningsmodellen.

Beskrivning	Klass 1-deponi		Klass 2-deponi		Klass 3-deponi	
	lakad andel per år	laktid	lakad andel per år	laktid	lakad andel per år	laktid
1 Mycket lättlakad	0,5	2	5	0,2	20	0,05
2 Lättlakad	0,1	10	1	1	4	0,25
3 Ganska lättlakad	0,02	50	0,2	5	0,8	1,25
4 Ganska svårlakad	0,01	100	0,1	10	0,4	2,5
5 Svårlakad	0,001	1000	0,01	100	0,04	25
6 Mycket svårlakad	0,0001	10000	0,001	1000	0,004	250

5.1.2 GEOLOGISK BARRIÄR

Nya deponier ska ha en lång nominell transporttid för lakvattnet innan det når en skyddsvärd recipient. Spridningsvägarna är ofta bristfälligt kända, vilket ökar osäkerheterna. Den nominella transporttiden för lakvattnet har för klass 1-, klass 2- och klass 3-deponier specificerats i Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter (Naturvårdsverket 2000):

- klass 1-deponi: 200 år
- klass 2-deponi: 50 år
- klass 3-deponi: 1 år.

Transporten genom den generiska geologiska barriären beräknas med en analytisk endimensionell advektion-dispersionsmodell. Advektion, som innebär att ämnen lösta i vatten följer med

detta när det strömmar genom barriären, är här den mest betydelsefulla transportmekanismen. Dispersion är ett samlingsbegrepp för olika processer som orsakar omblandning av lösta ämnen i strömmande vatten. Dispersion kan uppkomma då ämnen finner olika vägar genom barriären eller genom hastighetsskillnader i enskilda transportvägar. Vid låga vattenflöden ger diffusion ett tillskott till dispersionen. I modellen har inkluderats sorption i den geologiska barriären. Sorption är benämningen på en hel grupp processer som innebär att lösta ämnen attraheras till fasta ytor. Effekten är minskad koncentration i vattenfasen. Vidare antas att sorptionen är linjär, fullständigt reversibel och att jämvikt råder, sorptionen kan då beskrivas med en fördelningskoefficient (K_d -värde):

$$K_d = \frac{c}{C}$$

där

c koncentrationen i fast fas (mol/kg)

C koncentrationen i vätskefas (mol/m³).

De ekvationer som använts i modellen beskrivs i bilaga E.

Långsiktighet

Modellen tar inte hänsyn till långsiktiga förändringar av förhållandena i deponin.

Utsläpp av radionuklider till recipienten

Utsläppet av radionuklider till recipienten ges som aktivitetsutsläpp (Bq/år).

I modellen tas hänsyn till avklingning men inte till kedjesönderfall, dvs. bildning av eventuella dotternuklider beaktas inte.

5.2 Radionuklidkoncentration i recipient

De recipienter för det kontaminerade lakvattnet från deponin som beaktas i beräkningsmodellen är:

- brunn med litet vattenuttag (liten brunn)
- brunn med stort vattenuttag (stor brunn)
- ytvatten
- mark som bevattnas med vatten från brunn med stort vattenuttag.

5.2.1 KONCENTRATION I BRUNNSVATTEN

Lakvattnet från deponin passerar genom den geologiska barriären och når brunnens upptagningsområde. Man antar att radionuklidutsläppet späds ut i den totala lakvattenmängden från hela deponin, vilken beräknas som produkten av deponins yta (kvadratmeter) och lakvattenbildning per kvadratmeter (m²). Lakvattenbildningen beror på deponiklassen (se avsnitt 5.1.1) och ytan på deponin ges som indata till varje beräkning med modellen. Ytterligare utspädning erhålls när lakvattnet når en akvifer och blandas med okontaminerat vatten som kommer från området uppströms deponin, samt med det vatten som infiltrerar mellan deponin och brunnen.

Utspädningen i akviferen beror på:

- avståndet mellan utsläppspunkten från den geologiska barriären och brunnen
- infiltration till akviferen

- hydraulisk konduktivitet och hydraulisk gradient
- omblandningszonens mäktighet.

Utspänningsfaktorer har uppskattats för alla tre deponiklasserna med en modell som beskrivs av Naturvårdsverket (1996), där ett antal kombinationer av parametervärden har använts och där det antas att brunnen ligger 100 meter nedströms den geologiska barriären. Baserat på resultat av dessa uppskattningar har följande utspänningsfaktorer, som används i beräkningsmodellen för de olika deponiklasserna, tagits fram:

- klass 1-deponi: 80
- klass 2-deponi: 10
- klass 3-deponi: 5.

Två brunnar har inkluderats i beräkningsmodellen, en liten brunn med ett vattenuttag som motsvarar hushållsbehovet för ett år, dvs. 500 liter per dygn (183 m³/år), och en stor brunn med ett totalt uttag på 2 000 kubikmeter per år (SKB 1999).

Om den vattenvolym som utlakade radionuklider späds i överskrider brunnsuttaget, antas att allt vatten i brunnen kommer från den kontaminerade plymen. Om volymen av kontaminerat vatten underskrider brunnsuttaget, vilket inträffar om deponin är liten, antas hela den kontaminerade plymen nå brunnen och ytterligare spädas ut så att vattenvolymen motsvarar vattenuttaget.

5.2.2 KONCENTRATION I YTVATTEN

Lakvattnet som innehåller radionuklider från deponin passerar genom den geologiska barriären och antas mynna i en ytvattenrecipient med en årlig vattenomsättning på 10⁶ kubikmeter per år. Detta motsvarar vattenomsättningen i ett litet vattendrag (Naturvårdsverket 1996).

5.2.3 KONCENTRATION I JORD

Kontamineringen av jord sker genom bevattning med kontaminerat vatten från en stor brunn. Eftersom kapaciteten i en liten brunn inte är större än att det räcker till att täcka hushållsbehovet är det inte troligt att detta vatten används för bevattning. Bevattning med vatten från ytvattenrecipienten har inte beaktats eftersom radionuklidkoncentrationen i brunnsvattnet är högre, och bevattning med brunnsvattnet därför är ett konservativt antagande.

Bevattningen antas vara 0,15 kubikmeter per kvadratmeter och år, och jorden antas vara 30 centimeter djup och ha en bulkdensitet på 1 600 kilo per kubikmeter.

Förlusten av radionuklider från ytjorden genom lakning och bioturbation beaktas i beräkningsmodellen, medan förlust av radionuklider genom upptag i växter som skördas och genom ogrärensning bedöms vara av mindre betydelse och därför inte ingår i modellen.

Transport av radionuklider från ytjord beräknas som:

$$T_i = \frac{R}{\varepsilon \cdot h} \cdot \frac{1}{[1 + Kd_i \cdot \rho \cdot (1 - \varepsilon) / \varepsilon]} + \frac{BIOT}{h(1 - \varepsilon) \cdot \rho}$$

där:

T_i	transport av radionuklid i från ytjord (1/år)
R	avrinning (nederbörd minus avdunstning), 0,24 (m ³ /m ² · år)
ε	porositet i ytjord, 0,33 (m ³ /m ³)
ρ	partikeldensitet i ytjord, 2 400 (kg/m ³)

h djup av ytjord, 0,3 (m)
 Kd_i fördelningskoefficient i ytjord, radionuklid i (m^3/kg)
 $BIOT$ bioturbation, 2 ($kg/(m^2 \cdot \text{år})$).

Ansatta K_d -värden i ytjord är hämtade från IAEA (1994) som anger värden för olika jordmåner. I beräkningarna har värden för sandblandad lerjord ("loam") använts, se tabell 5-2. I tabellen ges även värden för lerjord ("clay") som jämförelse.

Tabell 5-2 K_d -värden för radionuklider i sandblandad lerjord, "loam", och lerjord, "clay" (IAEA 1994).

Radionuklid	K_d -värden i sand- blandad lerjord (loam), (l/kg)	K_d -värden i lerjord (clay), (l/kg)
Co-60	$1,30 \cdot 10^3$	$5,40 \cdot 10^2$
Cs-137	$4,40 \cdot 10^3$	$1,80 \cdot 10^3$
U-238-serien		
U-238	$1,20 \cdot 10^1$	$1,50 \cdot 10^3$
Th-234	$3,30 \cdot 10^3$	$5,40 \cdot 10^3$
Pa-234	$1,80 \cdot 10^3$	$2,70 \cdot 10^3$
U-234	$1,20 \cdot 10^1$	$1,50 \cdot 10^3$
Th-230	$3,30 \cdot 10^3$	$5,40 \cdot 10^3$
Ra-226	$3,60 \cdot 10^4$	$9,00 \cdot 10^3$
Pb-210	$1,60 \cdot 10^4$	$5,40 \cdot 10^2$
Po-210	$4,00 \cdot 10^2$	$2,70 \cdot 10^3$
Th-232-serien		
Th-232	$3,30 \cdot 10^3$	$5,40 \cdot 10^3$
Ra-228	$3,60 \cdot 10^4$	$9,00 \cdot 10^3$
Ac-228	$1,50 \cdot 10^3$	$2,40 \cdot 10^3$
Th-228	$3,30 \cdot 10^3$	$5,40 \cdot 10^3$
Ra-224	$3,60 \cdot 10^4$	$9,00 \cdot 10^3$

Radionuklidinnehållet i bevattnad ytjord som funktion av tiden beräknas med följande ekvation:

$$M(t) = \frac{1}{k + \lambda} \left[Q + M_0 \left((k + \lambda) - Q \right) e^{-(k + \lambda)t} \right]$$

där:

M aktivitetsinnehåll i ytjord vid tiden t (Bq)
 M_0 aktivitetsinnehåll i ytjord initialt (Bq)
 t tid (år)
 k utlakning ($l/\text{år}$)
 λ sönderfallskoefficient ($l/\text{år}$)
 Q inflöde av aktivitet via bevattning ($Bq/\text{år}$).

5.3 Exponerings- och dosberäkningar

5.3.1 EXPONERINGSVÄGAR

De exponeringsvägar som inkluderats i beräkningsmodellen har tagits fram efter önskemål från SSI:s projektgrupp.

Exponering för kontaminerat vatten från en liten brunn sker genom intag av dricksvatten.

Exponering för vatten från en stor brunn sker direkt genom intag av dricksvatten och indirekt vid användning av vattnet för bevattning av ett jordbruksområde och som dricksvatten till nötkreatur för mjölk- och köttproduktion. Exponering för jord som kontaminerats via bevattning antas ske genom intag av kontaminerade jordbruksprodukter (rotsaker, grönsaker, mjölk och kött), direkt intag av jord, inandning av damm och extern exponering. Boskap äter egenproducerat spannmål.

Exponering för kontaminerat vatten från ytvattenrecipienten sker genom intag av dricksvatten och intag av fisk.

Exponeringsvägarna som beaktas för de olika recipienterna visas i tabell 5-3.

Tabell 5-3 Exponeringsvägar för de olika recipienter som inkluderats i beräkningsmodellen enligt önskemål från SSI.

Exponeringsvägar	Liten brunn	Stor brunn	Ytvatten	Bevattnad mark
Intag av dricksvatten	X	X	X	
Intag av fisk			X	
Oralt intag av jord				X
Intag av jordbruksprodukter (rotsaker, grönsaker, mjölk och kött)				X
Inandning av damm				X
Extern exponering				X

Kombinationer av flera recipienter har inte beaktats, t.ex. en kombination av dricksvatten från en liten brunn med jordbruksprodukter bevattnade med vatten från en stor brunn eller med intag av fisk från en ytvattenrecipient. Ett antal antaganden skulle behövas för att beskriva fördelningen av aktivitet mellan de olika recipienterna.

De exponeringsparametrar som används i dosberäkningarna sammanfattas i tabell 5-4 tillsammans med referenser. I beräkningsmodellen har endast faktorer för vuxna individer inkluderats.

Tabell 5-4 Exponeringsparametrar. I beräkningsmodellen används endast faktorer för vuxna individer.

			Vuxen	Barn	Referens
Intag					
Ytjord		mg/dygn	50	150	(Naturvårdsverket 1996)
Dricksvatten		l/dygn	2	1	(Naturvårdsverket 1996)
Rotsaker		kg/år	70	35	(SKB 1999)
Grönsaker		kg/år	40	20	(SKB 1999)
Fisk		kg/år	30	15	(SKB 1999)
Mjölk		l/år	200		(SKB 1999)
Kött		kg/år	55		(SKB 1999)
Inandning		m ³ /dygn	20	7,6	(Naturvårdsverket 1996)
Djurs intag					
Vatten	mjölkkö	l/dygn	75		(IAEA 1994)
	nötkreatur	l/g	40		(IAEA 1994)
Foder	mjölkkö	kg ts/dygn	16		(IAEA 1994)
	nötkreatur	kg ts/dygn	7		(IAEA 1994)
Exponeringstid		timmar/år	2 920		8 timmar/dygn
– extern exponering					
– inandning av damm					
Uttag från brunn					
– liten		l/år	1,83 10 ⁵		(500 l/dygn, hushållsbehov)
– stor		l/år	2,00 10 ⁶		SKB (1999)
Vattendrag – flöde		m ³ /år	1,00 10 ⁶		(Naturvårdsverket 1996)
Dammkoncentration i luft		mg/m ³	0,07		(Naturvårdsverket 1996)

5.3.2 DOSBERÄKNINGAR

De formler som använts för beräkning av effektiv dos till enskilda personer finns beskrivna i bilaga F.

5.4 Beräkningar med beräkningsmodellen

Exponerings- och dosberäkningarna görs i Excel med hjälp av kalkylblad. Modellen består av filen DOS_DEPONI_RAKET.XLS som innehåller 13 blad.

När man ska göra en beräkning av radionuklidutsläppet från den geologiska barriären till en recipient och den effektiva dosen öppnar man bladet "INDATA OCH RESULTAT". Där ska alla manuella indata till beräkningarna ges. De övriga bladen innehåller antingen information eller beräkningar (utspädning, dosomvandlingsfaktorer, koncentration i bevattnad mark etc.). Information överförs mellan de olika bladen via länkar.

Resultaten från beräkningarna presenteras sida vid sida som diagram och tabeller med maxutsläpp och tidpunkten för detta i samma blad som indata matas in på: "INDATA OCH RESULTAT".

En kort beskrivning av det huvudsakliga innehållet i de olika bladen ges nedan.

Bladet "LAKBARHET" innehåller de lakbarhetsklasser som ges i tabell 5-1. Dessutom finns utrymme på rad 11 och 12 att lägga till data för specifika avfall, om t.ex. avfallsspecifik information finns tillgänglig. Indata ges som total laktid medan utlakad andel per år beräknas.

Bladet "DEPONI" innehåller värden för lakvattenbildning (se avsnitt 5.1.1) och transporttid (se avsnitt 5.1.2) för de tre deponiklasserna.

Bladet "UTSPÄDNINGSFAKTOR" innehåller utspädningsfaktorer som beskriver utspädningen som erhålls när lakvattnet når en akvifer.

Bladet "RADIONUKLID" innehåller radionuklidnamn och halveringstider.

I bladet "DOS" görs beräkningar av dosen som funktion av tid för:

- liten brunn – intag av dricksvatten från liten brunn
- stor brunn – intag av dricksvatten från stor brunn
- ytvatten – intag av fisk och dricksvatten från ytvattenrecipienten
- jordbruk + stor brunn – intag av dricksvatten från stor brunn, indirekt användning av vattnet från brunnen via bevattning av ett jordbruksområde (se avsnitt 5.3.1).

Alla indata som används för dessa beräkningar hämtas från andra blad.

I bladet "INDATA OCH RESULTAT" ges manuella indata till beräkningsmodellen.

Följande information ska matas in i de celler som har orange färg:

cell B1	namn på avfall som beräkningen görs för (frivilligt)
cell B2	deponiklass (skriv 1, 2 eller 3)
cell B4	radionuklidnamn ges som kemisk beteckning följt av masstalet, t.ex. Co-60, Ra-226 (observera att radionuklidnamnet måste finnas med i bladet "RADIONUKLID" och i de blad som anger dosfaktorer etc).
cell B6	total aktivitet i bequerel (Bq) som ska deponeras (avser radionukliden som angivits i cell B4)
cell B8	välj lakbarhet genom att skriva numret på önskad lakbarhetsklass (1–6). Avfallsspecifik information anges med 7 eller 8 (data måste då ha matats in för dessa i bladet "LAKBARHET")
cell B9	totala ytan på deponin (m^3)
cell I3	Peclet-talet i den geologiska barriären (rekommenderat värde är 5–20)
cell I4	avstånd till skyddsvärd recipient (m)
cell I7	fördelningskoefficient, K_d -värde (m^3/kg) i geologiska barriären
cell I8	bulkdensitet i den geologiska barriären (kg/m^3)
cell I9	porositet i den geologiska barriären (m^3/m^3)

Deponiytan (cell B9) används för att beräkna den totala lakvattenmängden.

Porvattenhastigheten (cell I5) beräknas ur transporttiden (cell D2) och avståndet (cell I4). Dispersionslängden (cell I6) beräknas ur avståndet (cell I4) och Pe-talet (cell I3). Retardationsfaktorn, som beskriver fastläggningen i den geologiska barriären, beräknas ur fördelningskoefficienten (cell I7), bulkdensiteten (cell I8) och porositeten (cell I9). Dispersionskoefficienten beräknas ur dispersionslängden (cell I6) och porvattenhastigheten (cell I5).

Resultaten presenteras i bladet "INDATA OCH RESULTAT" som radionuklidutsläpp från den geologiska barriären och som effektiv dos. I diagrammet som visar dosen visas dos från liten brunn, stor brunn, ytvatten, och jordbruk + stor brunn. Diagrammen kompletteras med tabeller som ger maxvärden samt tidpunkten för dessa.

Utsläppet till recipienten som funktion av tiden finns tabellerade i cellerna (A59:B460). Motsvarande tabeller för doserna återfinns i bladet "DOS" i följande celler: tiden (A35:A435), liten brunn (C35:C435), stor brunn (D35:D435), ytvatten (E35:E435) jordbruk+stor brunn (K35:K435).

Bladet "DOSFAKTOR" innehåller dosfaktorer (Sv/Bq) för oralt intag (kolumn E) och inhalation (kolumn F).

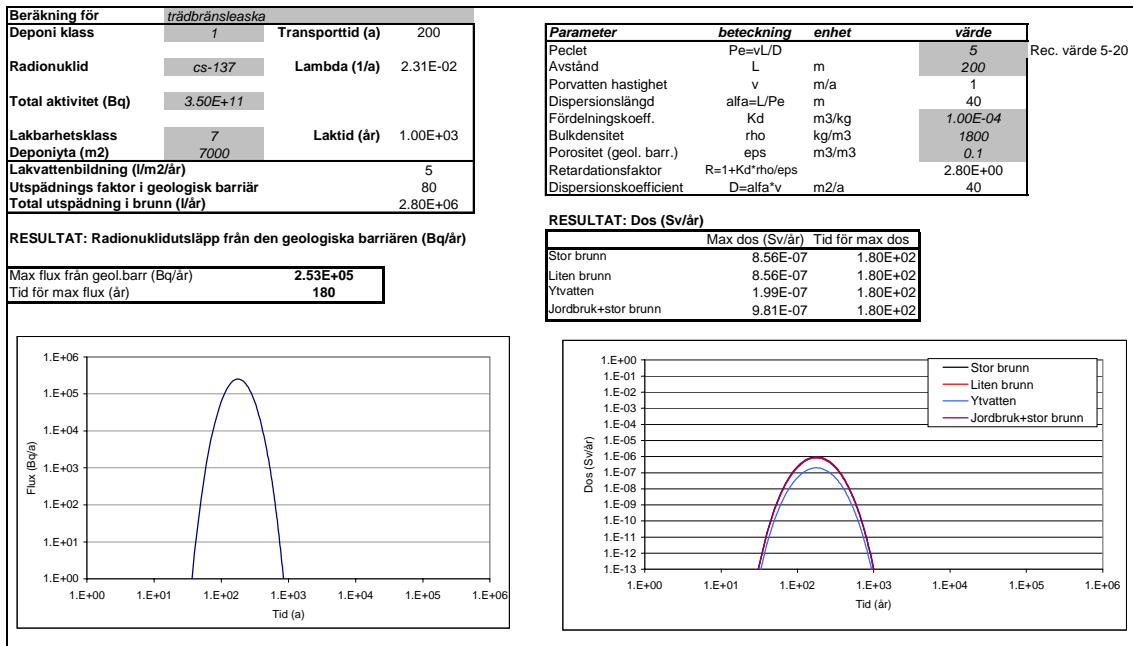
Bladet "BIOTRANS KD" innehåller överföringsfaktorer för fisk/sötvattenfisk (kolumn E), rot-saker/jord (kolumn F), grönsaker/jord (kolumn G), djurföda/jord (kolumn H), mjölk/oralt intag (kolumn I), kött/oralt intag (kolumn J). Dessutom finns de fördelningsfaktorer (K_d) i ytjord som används vid beräkning av aktivitetskoncentrationen i ytjord (kolumn C och D, jämför tabell 5-2).

I bladet "OMSATTN FAKT JORD" beräknas koncentrationen i ytjord (Bq/kg) från radionuklidkoncentrationen i den stora brunnen som används för bevattning.

Bladet "EXPONERING" innehåller de exponeringsparametrar som ges i tabell 5-4. I beräkningsmodellen används informationen som gäller för vuxna individer.

I bladet "JORDBRUK" beräknas en faktor (Sv/år per Bq/kg jord) för de exponeringsvägar som inkluderats i jordbruksverksamhet, dvs. inhalation (kolumn U), externdos (kolumn X), direkt intag av jord (kolumn V), intag av odlade grönsaker och rotfrukter (kolumn O), mjölk (kolumn Q), och kött (kolumn S). Formlerna som används finns givna i bilaga F. Den beräknade faktorn används i fliken "DOS" för att beräkna erhållen dos (Sv/år) genom att multiplicera med radionuklidkoncentrationen i jorden (Bq/kg).

I fliken "BRUNN YT" beräknas en faktor (Sv/år per Bq/liter vatten) för oralt intag av vatten från liten brunn (kolumn F), stor brunn (kolumn G), ytvatten (kolumn H) och oralt intag av fisk (kolumn I). Formlerna som används finns givna i bilaga F. Den beräknade faktorn används i fliken "DOS" för att beräkna erhållen dos (Sv/år) genom att multiplicera med radionuklidkoncentrationen i vatten (Bq/liter).



Figur 5-2 Skärmy i blad "INDATA OCH RESULTAT", där inmatning av manuellt givna indata sker och resultaten från beräkningarna presenteras som radionuklidutsläppet till recipienten (Bq/år) och dos (Sv/år).

6 Dos från ytdeponi – beräkningsexempel

Här presenteras några beräkningsexempel där dosen till följd av utlakning av radionuklider från de tre deponiklasserna (klass 1, klass 2 och klass 3) har uppskattats med den beräkningsmodell som tagits fram. Beräkningarna är att betrakta som en konsekvensanalys med syfte att visa hur mallen kan användas, snarare än att studera de absoluta värdena på dosen som presenteras. Den mall för riskbedömning som använts vid framtagandet av modellen beskrivs i kapitel 4.

Det avfall som exempelberäkningar har gjorts för är: trädbränsleaska, torvaska, blåbetong, keramiskt tegel och järnplåtar. Dessutom har dosen vid deponering av avfall från kärntekniska anläggningar, slam respektive kontaminerat avfall beräknats som jämförelse.

Aktiviteter och mängder är i huvudsak hämtade från den identifiering av avfall som presenteras i kapitel 2. När det gäller deponering av avfall från kärnteknisk anläggning är informationen uppskattad från de gränser som finns för denna typ av avfall på ytdeponier. Som gränsvärde för dosen har 10^{-5} Sv/år använts.

Information om avfallens lakbarhet i deponin har uppskattats för varje avfallstyp, de generella lakbarhetsklasserna i mallen har inte använts. För fastläggning i den geologiska barriären har ett konservativt värde på fördelningskoefficienten satts ($K_d=10^{-4}$ m³/kg), samma värde har använts för alla radionuklider. Om det finns mer information angående hur den geologiska barriären ser ut kan en mindre konservativ uppskattning av fastläggningen göras.

Den nominella transporttiden genom den geologiska barriären bestäms av deponiklassen (se avsnitt 5.1). Peclet-talet, kvoten mellan advektiv och dispersiv transport, har i beräkningarna satts till 5.

6.1 Trädbränsleaska

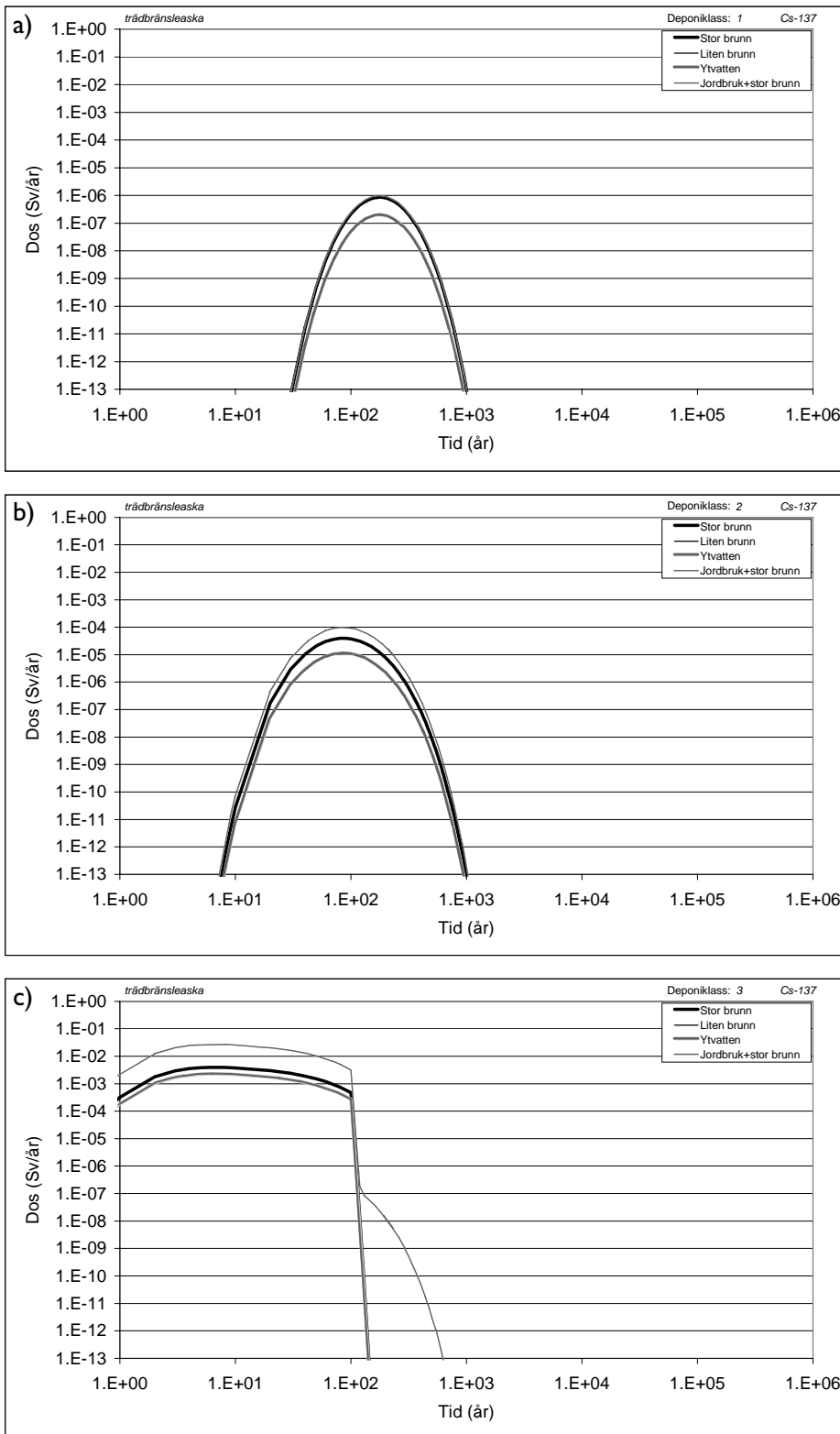
Trädbränsleaska som innehåller förhöjda halter av Cs-137 kan inte återföras till skogen, utan måste omhändertas. Askan förekommer i stora volymer och deponier kan komma att anläggas enbart för omhändertagande av detta avfall. SSI har tidigare gjort beräkningar av dos från deponering av förbränningsaska innehållande förhöjda halter av Cs-137 (Hubbard och Möre 1998).

Avfallsspecifik information som har använts i beräkningarna är:

Avfall:	trädbränsleaska
Mängd:	35 000 ton
Deponiarea:	7 000 m ²
Radionuklid	Cs-137
Aktivitetskoncentration:	10 kBq/kg
Total aktivitet:	3,5 · 10 ¹¹ Bq
Lakbarhet ^{a)} :	
klass 1	10 ⁻³ år ⁻¹
klass 2	10 ⁻³ år ⁻¹
klass 3	10 ⁻² år ⁻¹
Sorption (K_d) i geologisk barriär:	10 ⁻⁴ m ³ /kg

^{a)} Lakbarheten är avfallsspecifik och utlakad andel i tätad deponi (klass 1 och klass 2) är 0,1 % per år; i otätad deponi (klass 3) är den 1 % per år.

Resultatet, dos (Sv/år) som funktion av tiden, presenteras i figur 6-1 (a-c) för en klass 1-, klass 2- respektive klass 3-deponi.



Figur 6-1 Dos från deponering av trädbränsleaska (Cs-137) på deponi av klass 1, klass 2 och klass 3. För klass 1 sammanfaller kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk+stor brunn, för klass 2 och 3 sammanfaller kurvorna för liten och stor brunn.

Vid deponering på en klass 1-deponi understiger dosen den antagna gränsen på 10^{-5} Sv/år. För en klass 2-deponi blir dosen 10^{-4} , men om fastläggningen i den geologiska barriären kan antas vara något större ($K_d = 5 \cdot 10^{-4}$) blir dosen lägre än gränsvärdet.

Cs-137 är en relativt kortlivad radionuklid och den längre nominella transporttid som en klass 1-deponi har, medför att dosen minskar eftersom radionukliden avklingar på väg till recipienten.

På en klass 3-deponi kommer all aktivitet av Cs-137 att ha lakats ut efter 100 år och därefter sjunker dosbidragen från brunnar och ytvatten kraftigt eftersom ingen ackumulation av aktivitet förutsätts i dessa. Därefter domineras dosen av bidraget från bevattnad mark på en betydligt lägre nivå än tidigare.

6.2 Torvaska

Denna typ av avfall förekommer, liksom trädbränsleaska, i stora volymer och deponier kan komma att anläggas enbart för omhändertagande av detta avfall. SSI har tidigare gjort beräkningar av dos från deponering av torvaska. Här görs beräkningar för Cs-137, U-238 och Pb-210.

Avfallsspecifik information som har använts i beräkningarna är:

Avfall:	torvaska		
Mängd:	39 000 ton		
Deponiarea:	8 000 m ²		
Radionuklid	Cs-137 ^{a)}	U-238 ^{b)}	Pb-210 ^{c)}
Aktivitetskoncentration:	10 kBq/kg	4,8 kBq/kg	4,8 kBq/kg
Total aktivitet:	390 GBq	187 GBq	187 GBq
Lakbarhet:			
klass 1	10^{-4} år ⁻¹	10^{-4} år ⁻¹	10^{-5} år ⁻¹
klass 2	10^{-4} år ⁻¹	10^{-4} år ⁻¹	10^{-5} år ⁻¹
klass 3	10^{-3} år ⁻¹	10^{-4} år ⁻¹	10^{-5} år ⁻¹
Sorption i geologisk barriär:	10^{-4} m ³ /kg	10^{-4} m ³ /kg	10^{-4} m ³ /kg

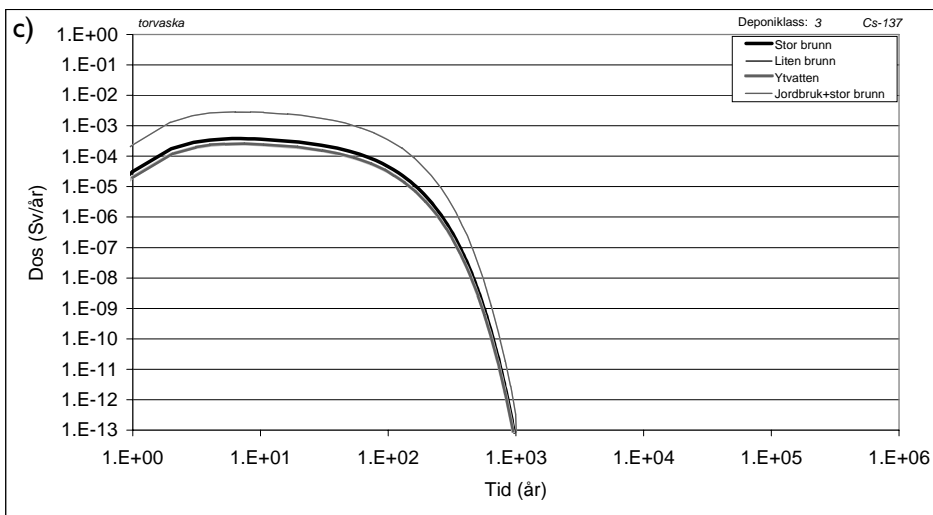
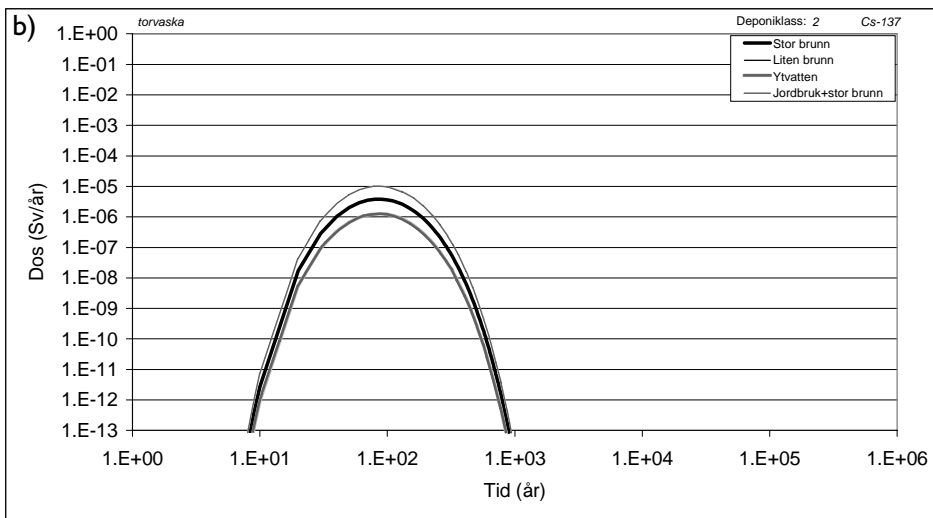
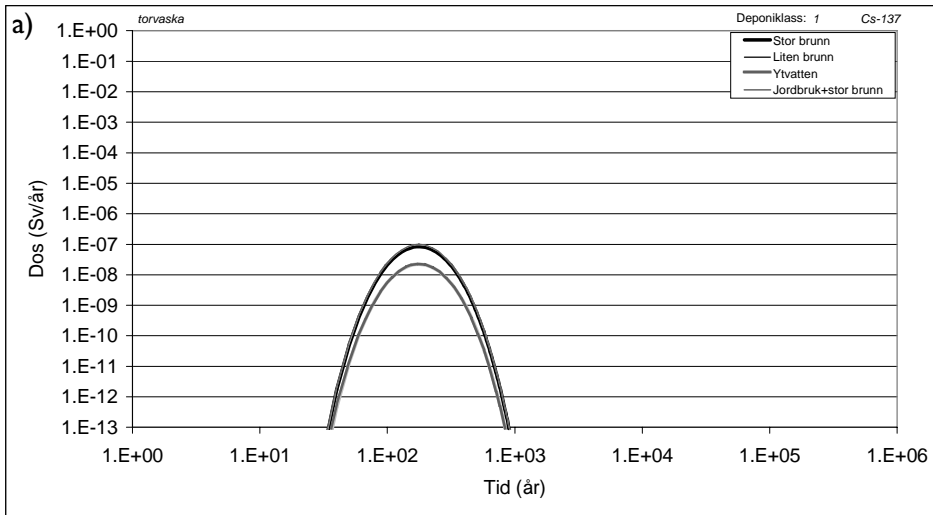
^{a)} Lakbarheten är avfallsspecifik och utlakad andel i tätad deponi (klass 1 och klass 2) är 0,01 % per år; i otätad deponi (klass 3) är den 0,1 % per år. Ett lägre värde än för trädbränsleaska har satts eftersom askan innehåller lera.

^{b)} Lakbarheten är avfallsspecifik och utlakad andel är 0,01 % per år.

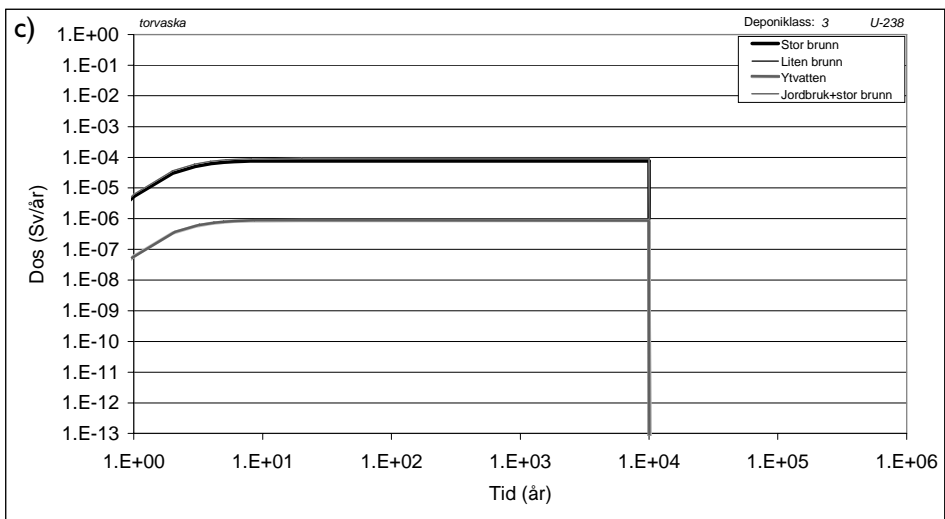
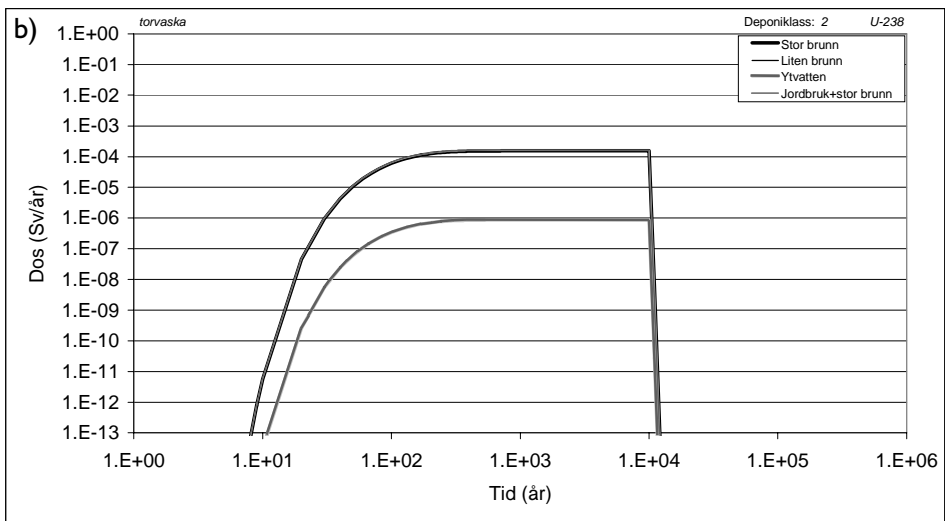
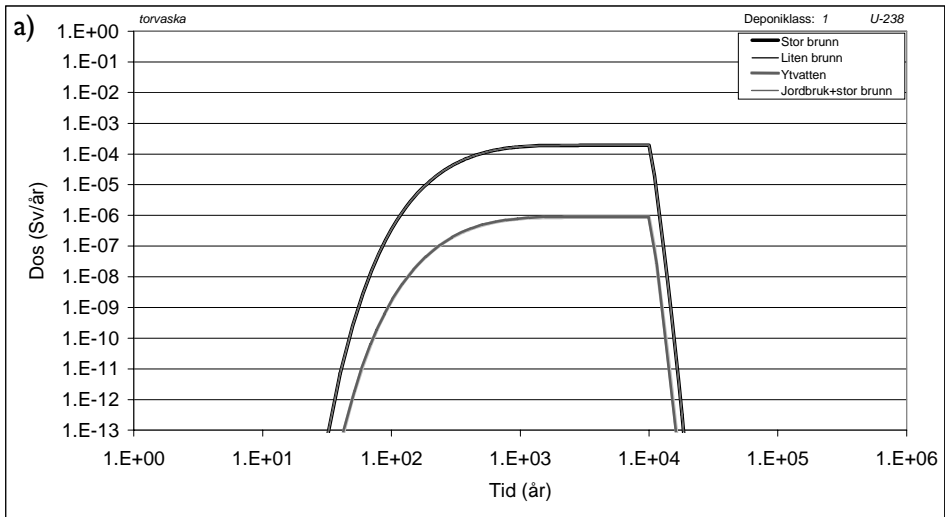
^{c)} Lakbarheten är avfallsspecifik och utlakad andel är 0,001 % per år.

Resultatet, dos av Cs-137, U-238 och Pb-210 som funktion av tiden, presenteras i figurerna 6-2, 6-3 och 6-4 för klass 1-, klass 2- respektive klass 3-deponi.

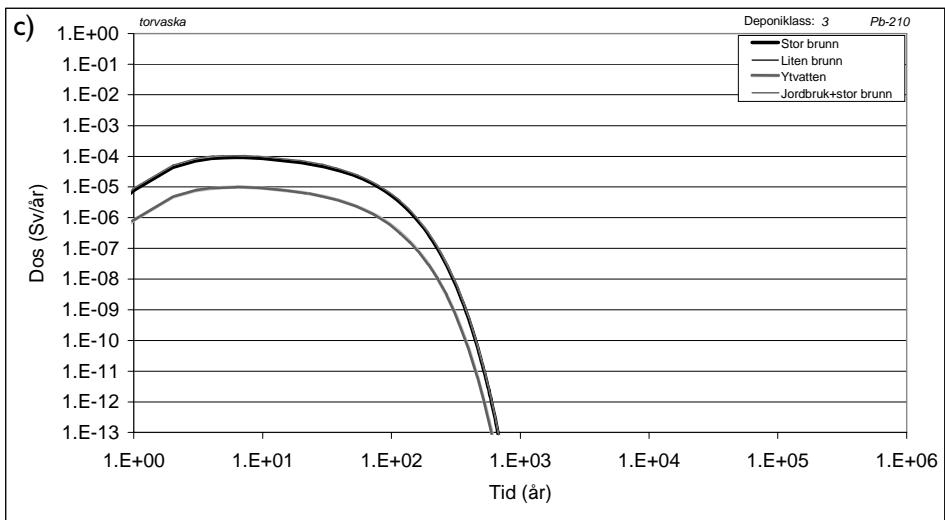
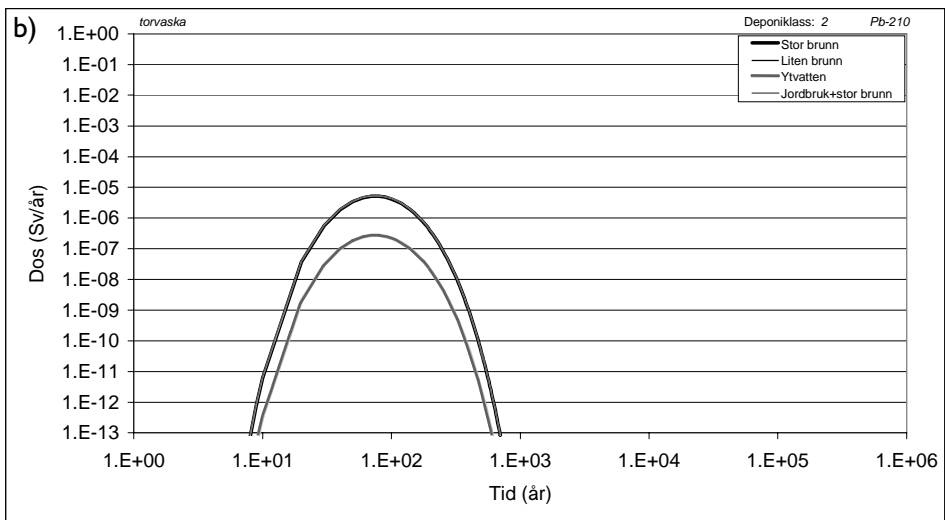
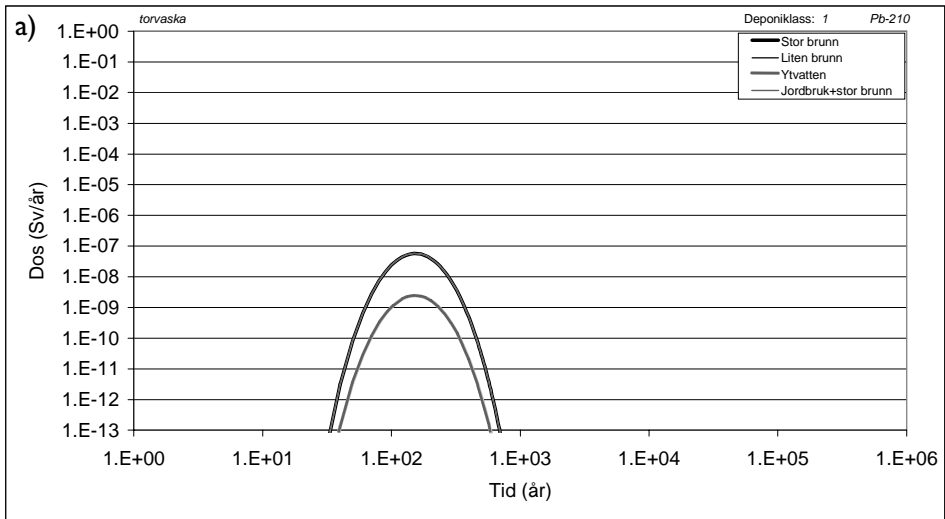
Beräkningarna visar att askan inte kan läggas på en klass 1-deponi, dosen från U-238 överskrider gränsen. Kan man motivera en lägre lakbarhet för uranet eller mer fastläggning i den geologiska barriären kommer gränsen att underskridas.



Figur 6-2 Dos från deponering av torvaska (Cs-137) på deponi av klass 1, klass 2 och klass 3. För klass 1 sammanfaller kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk+stor brunn, för klass 2 och 3 sammanfaller kurvorna för liten och stor brunn.



Figur 6-3 Dos från deponering av torvaska (U-238) på deponi av klass 1, klass 2 och klass 3. Kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk + stor brunn sammanfaller.



Figur 6-4 Dos från deponering av torvaska (Pb-210) på deponi av klass 1, klass 2 och klass 3. Kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk+ stor brunn sammanfaller.

Dosen från Cs-137 i torvaska blir knappt 10 % av dosen från trädbränsleaskan trots att inventariet av Cs-137 är ungefär lika i de två avfallen. Detta kan förklaras med att lakbarheten är 10 % lägre i torvaskan än i trädbränsleaskan och deponin för torvaska är något större vilket resulterar i en något större utspädning enligt mallen.

U-238 är långlivad och lakbarheten har antagits vara densamma oberoende av deponiklass. Den nominella transporttiden (vilken beror av deponiklass) har ingen betydelse för maxdosen för långlivade radionuklider. För dessa är skillnader i lakbarheten på olika deponier och fastläggningen de viktiga faktorerna. Den låga sorptionen i den geologiska barriären är möjligen mindre konservativ för uran än för många av de andra radionukliderna. Noteras bör att bidrag från dotternuklider (till exempel Ra-226) inte har beräknats.

Dosen från Pb-210, med en halveringstid på cirka 22 år, beror av vilken deponi den hamnar på eftersom transporttiden ut till recipienten har stor betydelse för avklingningen. Detta framgår tydligt i figur 6-4.

6.3 Blåbetong

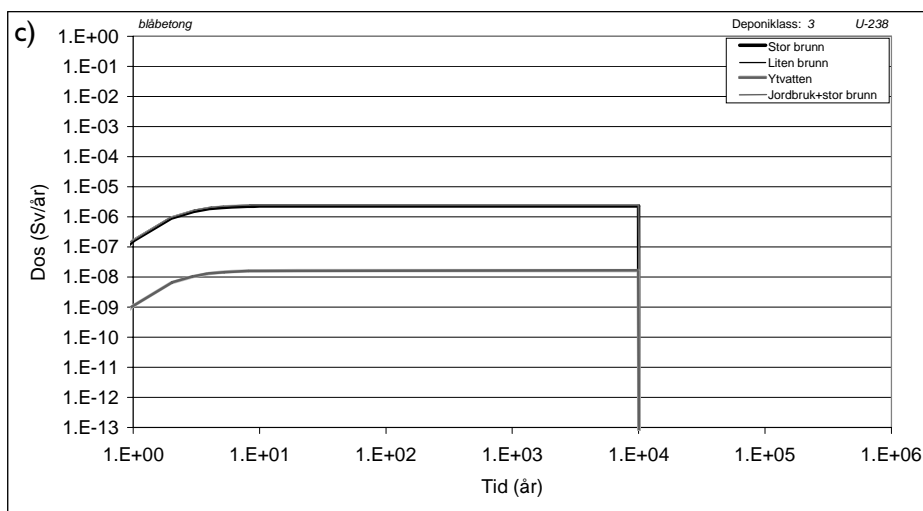
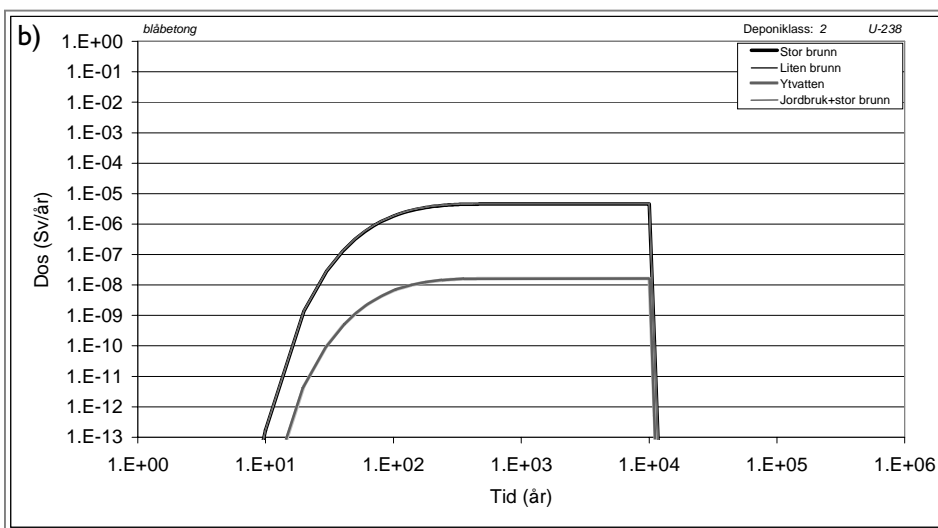
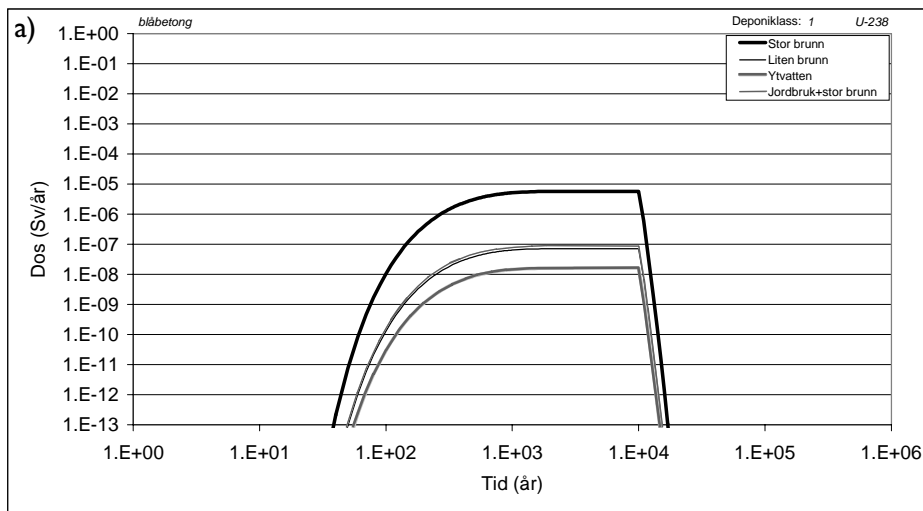
Vid rivning av hus byggda av blåbetong fås en restprodukt som kan komma att deponeras.

De data som har använts i beräkningarna är:

Avfall:	blåbetong
Mängd:	1 000 ton
Deponiarea:	5 000 m ²
Radionuklid	U-238
Aktivitetskoncentration:	3,5 kBq/kg
Total aktivitet:	3,5 GBq
Lakbarhet:	
klass 1	10 ⁻⁴ år ⁻¹
klass 2	10 ⁻⁴ år ⁻¹
klass 3	10 ⁻⁴ år ⁻¹
Sorption i geologisk barriär:	10 ⁻⁴ m ³ /kg

Resultatet, dos av U-238 som funktion av tiden, presenteras i figur 6-5 (a-c) för en klass 1-, klass 2- respektive klass 3-deponi.

Långlivade radionuklider som antas ha låg lakbarhet i deponin är relativt okänsliga för det skydd som de olika deponiklasserna ger. Detta diskuteras för torvaska. Noteras bör att bidrag från dotternuklider (till exempel Ra-226) inte har beräknats.



Figur 6-5 Dos från deponering av blåbetong (U-238) på deponi av klass 1, klass 2 och klass 3. I klass 1 sammanfaller kurvorna för stor och liten brunn, i klass 2 och 3 sammanfaller kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk + stor brunn.

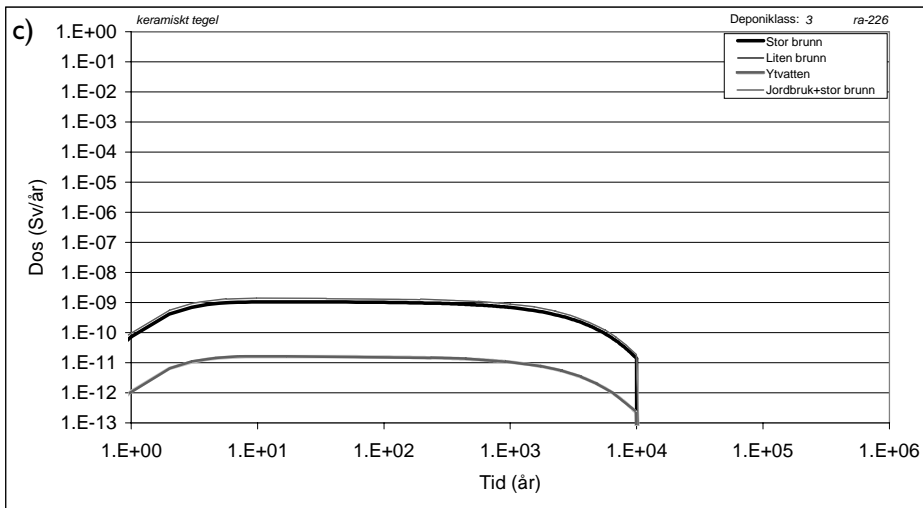
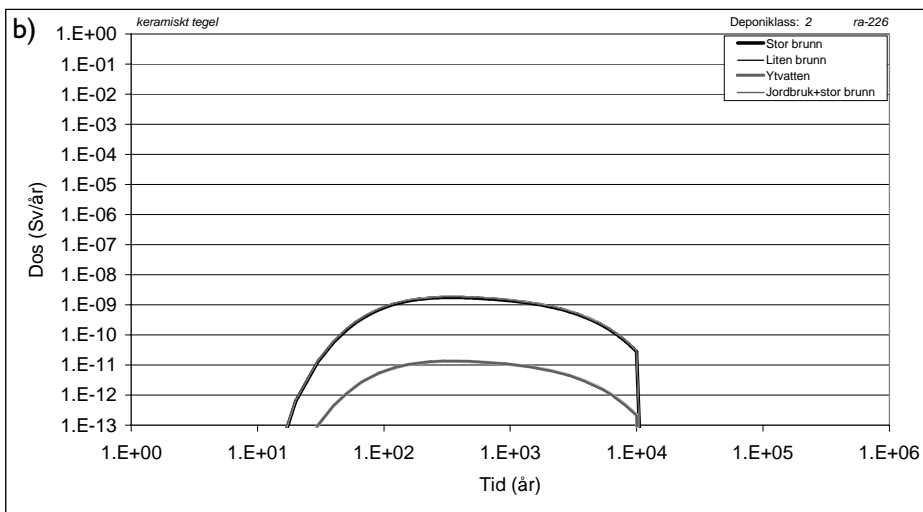
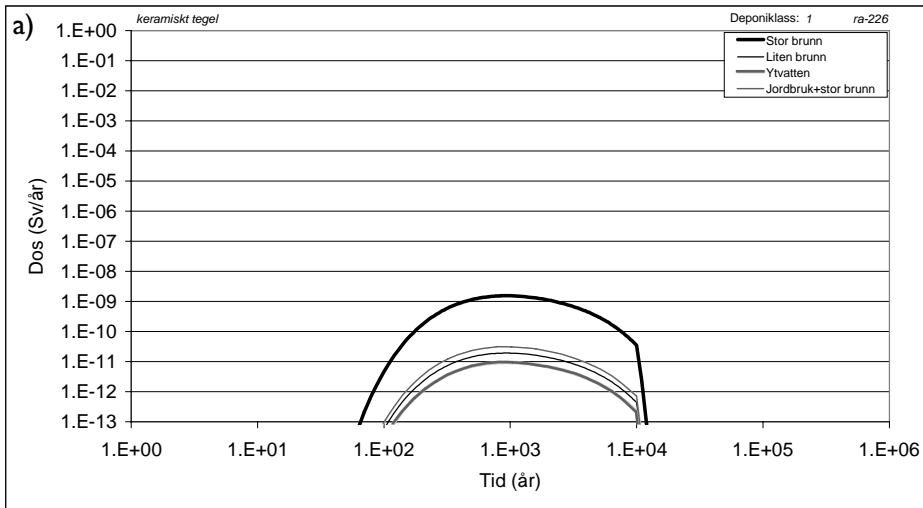
6.4 Keramiskt tegel

Här har dosen från Ra-226 i en liten volym deponerat keramiskt tegel uppskattats.

De data som har använts i beräkningarna är:

Avfall:	keramiskt tegel
Mängd:	200 kg
Deponiarea:	5 000 m ²
Radionuklid	Ra-226
Aktivitetskoncentration:	1,3 kBq/kg
Total aktivitet:	260 kBq
Lakbarhet:	
klass 1	10 ⁻⁴ år ⁻¹
klass 2	10 ⁻⁴ år ⁻¹
klass 3	10 ⁻⁴ år ⁻¹
Sorption i geologisk barriär:	10 ⁻⁴ m ³ /kg

Resultatet, dos av Ra-226 som funktion av tiden, presenteras i figur 6-6 (a-c) för en klass 1-, klass 2- respektive klass 3-deponi. Doserna från samtliga deponier blev låga.



Figur 6-6 Dos från deponering av keramiskt tegel (Ra-226) på en deponi av klass 1, klass 2 och klass 3. I klass 1 sammanfaller kurvorna för liten och stor brunn, i klass 2 och 3 sammanfaller kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk + stor brunn.

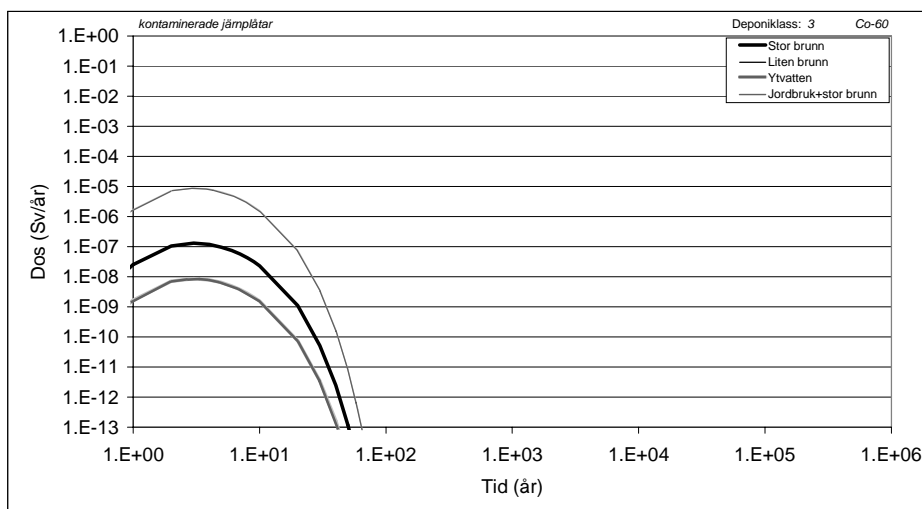
6.5 Kontaminerade järnplåtar

Järnplåtar som blivit kontaminerade med Co-60 på grund av en nedsmält strålkälla som placeras på klass 3-deponi, resulterar i en dos långt under den valda gränsen (10^{-5} Sv/år). Plåtarna antas rosta bort på 100 år.

Ett alternativ för omhändertagande av detta avfall är att återanvända materialet när det avklingat till de rekommenderade undantagsnivåerna i EU BSS⁴, dvs. villkorad användning.

De data som har använts i beräkningarna är:

Avfall:	järnplåtar
Mängd:	100 ton
Deponiarea:	5 000 m ²
Radionuklid	Co-60
Aktivitetskoncentration:	700 Bq/kg
Total aktivitet:	100 MBq
Lakbarhet:	
klass 3	10^{-2} år ⁻¹
Sorption i geologisk barriär:	10^{-4} m ³ /kg



Figur 6-7 Dos från deponering av järnplåtar (Co-60) på klass 3-deponi. Kurvorna för liten och stor brunn sammanfaller.

⁴ Dessa undantagsnivåer finns i SSI FS 1988:293 från och med 2000-12-01 då ändringar till och med SFS 2000:809 införts. Ändringar som börjat gälla efter att denna rapport skrevs har inte inkluderats i denna rapport.

6.6 Sammanfattning av beräkningarna

Enligt resultaten från de beräkningar som presenterats ovan kan exempelavfallen deponeras på följande deponiklasser:

Deponi-klass	Avfall	Radionuklid	Kommentar
1	Trädbränsleaska Torvaska	Cs-137 Cs-137, U-238, Pb-210	Om lägre lakbarhet av uran kan antas, eller mer fastläggning i den geologiska barriären.
2	Trädbränsleaska	Cs-137	Om mer fastläggning i den geologiska barriären kan antas.
3	Blåbetong Keramiskt tegel Kontaminerade järnplåtar	U-238 Ra-226 Co-60	Dos från döttrar har inte beaktats.

Syftet med de presenterade beräkningarna är att demonstrera hur beräkningar kan genomföras enligt den framtagna mallen. Beräkningarna är att betrakta som en konsekvensanalys, snarare än ett sätt att studera absoluta värden på doserna som presenteras.

För långlivade radionuklider spelar den nominella transporttiden liten roll för maxdosen. De viktiga parametrarna är utlakning, fastläggning och utspädning och hur de skiljer mellan de olika deponiklasserna.

För kortlivade radionuklider har fördröjande effekter stor betydelse, t.ex. den nominella transporttiden för maxdosen, eftersom radionukliderna hinner avklinga innan de når recipienten.

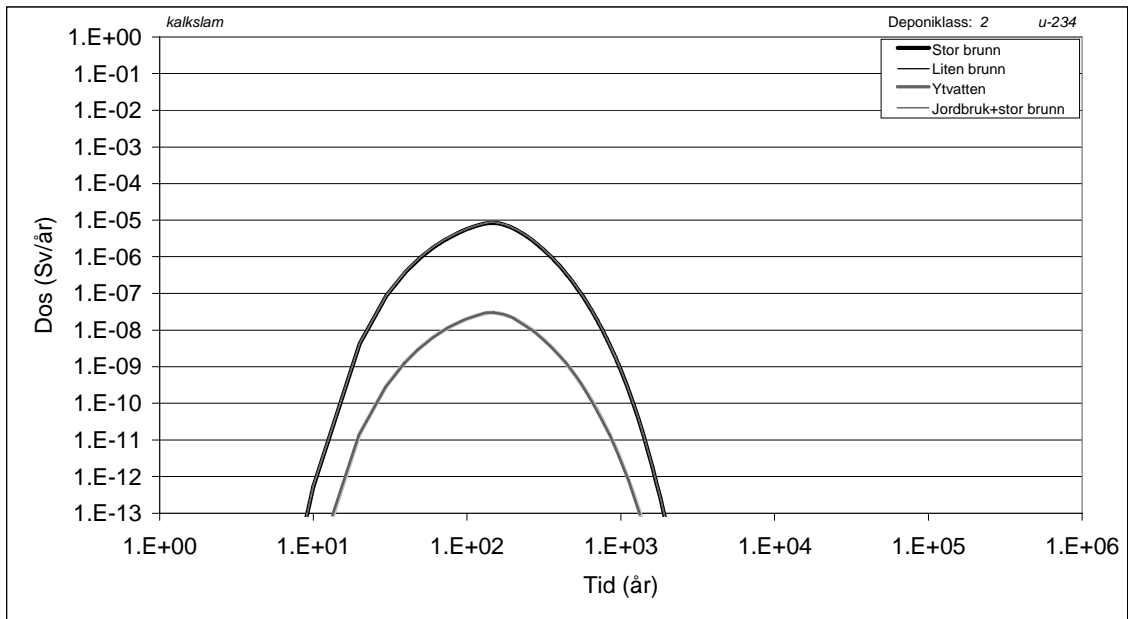
6.7 Avfall från kärnteknisk anläggning

Slutligen har beräkningsmodellen använts för att beräkna dosen vid deponering av avfall från en kärnteknisk anläggning. Avfallet deponeras på en klass 2-deponi. Enligt specifikationer för en befintlig ytdeponi invid en kärnteknisk anläggning, får 1 GBq deponeras årligen och totalt i en deponi får inte finnas mer än 100 GBq.

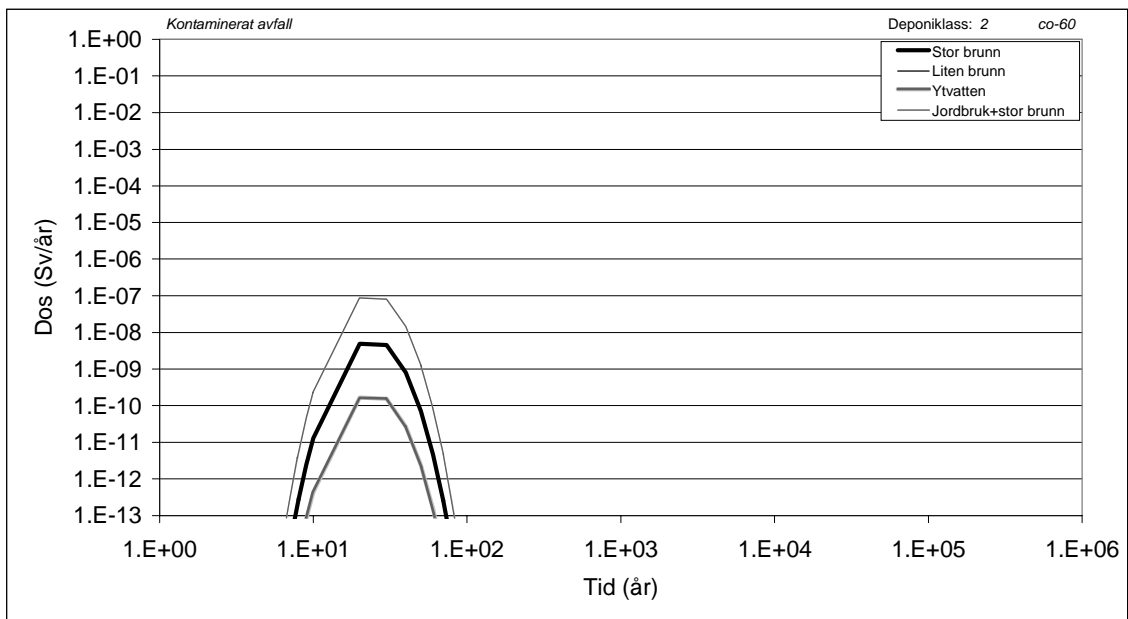
För följande två antagna avfall kommer dosen inte att överskrida den valda dosgränsen, 10^{-5} Sv/år:

- 1/1 000 av den totala aktiviteten består av U-234 och avfallet är i huvudsak neutraliserat kalkslam, vars lakbarhet sätts till 1 % per år
- 75 % av den totala aktiviteten utgörs av Co-60 i avfall vars lakbarhet sätts till 10 % per år.

Deponins storlek har antagits vara 5 000 m³.



Figur 6-8 Dos från deponering av slam (U-234) på klass 2-deponi. Kurvorna för liten brunn, stor brunn och jordbruk + stor brunn sammanfaller.



Figur 6-9 Dos från deponering av kontaminerat avfall (Co-60) på klass 2-deponi. Kurvorna för liten och stor brunn sammanfaller.

7 Referenser

AECB (1999): Background document on the basis of revised exemption quantities, Atomic Energy Control Board, INFO-0703(E).

CCME (2000): Draft Federal Hazardous Waste Regulations and User's Guide to Hazardous Waste Classification. Environment Canada, (www.ec.gc.ca).

EC (1993): Principles and methods for establishing concentrations and quantities (exemption values) below which reporting is not required under the European directive, Radiation Protection, 65, Doc XI-028/93.

EC (1999a): Establishment of reference levels for regulatory control of workplaces where materials are processed which contain enhanced levels of naturally-occurring radionuclides, Radiation Protection, European Commission, Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, 107.

EC (1999b): Reference levels for workplaces processing materials with enhanced levels of naturally occurring radionuclides. A guide to assist implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning natural radiation sources, Radiation Protection, 95, European Commission, Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection.

EG (1991): Council directive on hazardous waste, 91/689/EEC.

EG (1994): Council decision of establishing a list of hazardous waste pursuant to Article 1(4) of council directive 91/689/EEC, 94/904/EG.

EG (1996): Council directive laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation, (Basic Safety Standards) 96/29/Euratom.

EG (1999): Rådets direktiv om deponering av avfall, 1999/31/EG.

Elert M och Wiborgh M (1992a): Basis for criteria for exemption of decommissioning waste: reprocessing of dust from recycling of steel, Report to SSI, Kemakta Konsult AB, AR 92-08.

Elert M, Wiborgh M och Bengtsson A (1992b): Basis for criteria for exemption of decommissioning waste, Report to SSI, Kemakta Konsult AB, AR 91-26.

Hubbard L och Möre H (1998): Strålskyddskonsekvenser från Cs-137 vid användning av biobränsle i stora anläggningar, SSI Rapport, Statens strålskyddsinstitut, SSI 98:15.

IAEA (1982): Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposures of Critical Groups. Safety Series no. 57. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (1994): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Report no. 364. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (1996a): International Basic Safety Standards for protection against ionising radiation and for the safety of radiation sources. Safety Series no 115. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (1996b): Clearance levels for radionuclides in solid materials. Application of exemption principles. Interim report for comment, IAEA TECDOC, International Atomic Energy Agency, 855.

IAEA (1998): Clearance of materials resulting from the use of radionuclides in medicine, industry and research, IAEA TECDOC, International Atomic Energy Agency, 1000.

IAEA (1999a): Derivation of quantitative acceptance criteria for disposal of radioactive waste to near surface facilities: operational safety. Draft Working Document, International Atomic Energy Agency.

IAEA (1999b): Derivation of quantitative acceptance criteria for disposal of radioactive waste to near surface facilities: Development and implementation of an approach, Draft Safety Report, International Atomic Energy Agency.

ICRP (1977): ICRP publication 26. Recommendations of the ICRP. Superseded by ICRP (1990). Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1979): ICRP publication 30. Limits for the intake of radionuclides by workers. Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1990): ICRP publication 60. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1991): ICRP publication 61. Annual Limits on Intake by Workers Based on the 1990 Recommendations. Pergamon Press, Oxford.

Menon S (1994): Friklassning av material från kärntekniska anläggningar, SSI Rapport, Statens strålskyddsinstitutet, P 807.94.

Miljöstyrelsen (1998): Grundlag för nyttigörelse af förorenat jord og restprodukter, Miljöprojekt, Miljöstyrelsen, Miljö og Energiministeriet, Danmark, nr. 415.

Naturvårdsverket (1996): Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket rapport 4638.

Naturvårdsverket/SPI (1999): Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Naturvårdsverket rapport 4889.

Naturvårdsverket (2000): Underhandsremiss för förslag till implementering av EU-direktiv om deponering av avfall, Dnr, 641-2559-00 Rk.

NHMRC (1985): Code of practice for the disposal of radioactive waste by the user, National Health and Medical Research Council, Australia.

NHMRC (1992): Code of practice for the near-surface disposal of radioactive waste in Australia (1992), Radiation Health Series, National Health and Medical Research Council, Australia, 35.

NCRP (1996): Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water and ground. NCRP report no. 123(I). National Council on Radiation Protection and Measurements, USA.

NCRP (1999): Recommended screening limits for contaminated surface soils and review of factors relevant to site specific studies. NCRP report no. 129. National Council on Radiation Protection and Measurements, USA.

NRC (1999): Evaluation of guidelines for exposures to technologically enhanced naturally occurring radioactive materials, Library of Congress, National Research Council, Board on Radiation Effects Research, 98-83159.

NUREG (1998): Radiological assessments for clearance of equipment and materials from nuclear facilities, NUREG, US Nuclear Regulatory Commission, 1640, vol 1.

RIVM (1996): Environmental quality of primary and secondary construction materials in relation to re-use and protection of soil and surface water. Report 771402007, RIVM (National Institute of Public Health and Environment), Netherlands.

RIVM (2000): Environmental Risk Limits in the Netherlands. Report 601640001. RIVM (National Institute of Public Health and Environment), Netherlands.

SFS (1984:3): Lag om kärnteknisk verksamhet.

SFS (1984:14): Förordning om kärnteknisk verksamhet.

SFS (1988:293): Strålskyddsförordning.

SFS (1998:902): Renhållningsförordning.

SKB (1999): Models for dose assessments. Modules for various biosphere types. TR-99-14. Svensk Kärnbränslehantering AB. Stockholm.

SLV FS (1993:35): Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten.

SSI (1999): Policy for biobränsle, Statens strålskyddsinstitut, Dnr 822/504/99.

SSI (2000): Statens strålskyddsinstituts bedömning av krav på utformningen av deponier som innehåller Cs-137-haltiga biobränsleaskor, Statens strålskyddsinstitut, Dnr 822/172/00.

SSI FS (1983:7): Statens strålskyddsinstituts föreskrifter m.m. om icke kärnenergianknutet radioaktivt avfall.

SSI FS (1991:5): Statens strålskyddsinstituts föreskrifter om begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer.

SSI FS (1992:1): Statens strålskyddsinstituts föreskrifter om bäringskikare och pejlkompasser försedda med tritiumljus.

SSI FS (1992:4): Statens strålskyddsinstituts föreskrifter om brandvarnare som innehåller strålkälla med radioaktivt ämne.

SSI FS (1994:3): Statens strålskyddsinstituts föreskrifter om rökdetektorer som innehåller radioaktivt ämne.

SSI FS (1996:2): Statens strålskyddsinstituts föreskrifter om utförsel av gods och olja från zonindelade områden vid kärntekniska anläggningar.

SSI FS (1998:1): Statens strålskyddsinstitutets föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall.

USEPA: Hazardous Waste Regulations. Identification and listing of hazardous waste, title 40, Code of Federal Regulations, US Environmental Protection Agency, 40 CFR part 261.

USEPA: Criteria for classification of solid waste disposal facilities and practices, Code of Federal Regulations, US Environmental Protection Agency, 40 CFR Part 257.

USEPA (1997): Draft – Regulation and Licensing of Technically enhanced naturally occurring radioactive materials (TENORM), US Environmental Protection Agency.

USEPA (1999a): Risk characterization report for the HWIR 99 multimedia, multipathway, and multireceptor risk assessment (3MRA), US Environmental Protection Agency.

USEPA (1999b): Hazardous Waste Identification Rule: Proposed rule, US Environmental Protection Agency, EPA530-F99-046.

Wijk H och Jensen M (1990): Torv- och strålskydd. Förslag till strålskyddsregler för energiproduktion från torv, SSI-rapport, Statens strålskyddsinstitut, 90-15.

Bilaga A

Enkät och svar

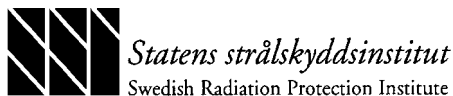
I Enkät

En enkät har skickats ut till länsstyrelsernas miljöenheter, Studsvik, Forsmarks Kraftgrupp, större avfallsentreprenörer, branschorganisationer, företag inom stål- och skrotbranschen och ett urval av landets kommuner. Syftet med enkäten har varit att samla in uppgifter om hur radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet hanteras, transporteras, deponeras och slutförvaras. Nedan presenteras enkäten och erhållna svar.

1.1 KORT SUMMERING

Svaren på enkäten utgör inga överraskningar, vilket betyder att SSI har god kunskap om det avfall av aktuell typ som finns.

Svaren på enkäten indikerar att de flesta länsstyrelserna och kommunerna inte varit i kontakt med avfall eller frågor som rör avfall av aktuell typ. Av svaren att döma har kontakt tagits med SSI eller Studsvik RadWaste i de fall det varit aktuellt med avfall av efterfrågad typ. Det framgår också tydligt av enkäten att företag i skrot- och stålbranschen liksom inom elektronikåtervinningsbranschen är medvetna om problematiken med radioaktiva material. De har egna mätutrustningar för att upptäcka radioaktivt material och rutiner för hantering av detta. Radioaktivt material återsänds antingen till leverantören eller skickas till Studsvik RadWaste för omhändertagande.



Avfall och Miljö

Björn Hedberg

projektledare

08-7297251

bjorn.hedberg@ssi.se

2000-02-18 Dnr 620/521/2000

Enkät om radioaktivt material som är på väg att bli eller som är radioaktivt avfall

Statens strålskyddsinstitut (SSI) översänder enkät om radioaktivt material som är på väg att bli eller som är radioaktivt avfall. Vi frågar om sådant radioaktivt avfall som inte kommer från verksamhet som fordrar tillstånd enligt Strålskyddsförordningen eller Kärnteknikförordningen. Exempel på sådant avfall är färg med uran eller radium, uran- eller toriumrikt gruvavfall, filtermassor från rening av grundvatten, diverse radioaktivt skrot kontaminerat med radium, kobolt eller cesium, metaller legerade med torium, utarmat uran som använts som motvikter i flygplan, keramiskt tegel med toriummineral, instrumentering med radium i lysfärg, radarkomponenter som innehåller kobolt-60, cesium-137 eller tritium.

Enkäten avser att samla in uppgifter om hur ovan beskrivet avfall hanteras, transporteras, deponeras och slutförvaras i er verksamhet. Vi är tacksamma för svar på följande frågor:

Fråga 1: Har radioaktivt avfall respektive frågor om avfall av beskriven typ varit aktuella hos er under de senaste fyra åren?

(Frågorna 2–3 besvaras endast om svaret på Fråga 1 var JA.)

Fråga 2: Ge så fullständig information som möjligt om avfallet.

- A. När och i vilket sammanhang blev frågan aktuell?
- B. Vilken typ av material gällde det?
- C. I vilken verksamhet har avfallet producerats?
- D. Finns uppgifter/uppskattningar på volym och vikt?
- E. Finns information om kemisk form på avfall och typ av radioaktiva ämnen?
- F. Hur stort var aktivitetsinnehållet (nuklider, specifik aktivitet, total aktivitet)?
- G. Hur hanterades avfallet när ni fick anledning att behandla ärendet?
- H. Hur är avfallet nu förvarat?

Fråga 3: Vilka rekommendationer gav ni för omhändertagande av det aktuella avfallet?

2 Svar på enkäten

Tabell A.1 Länsstyrelser som svarat JA på fråga I i enkäten.

Länsstyrelse	Sammanfattning av svar
Dalarnas län, W	Inkommande skrot till Avesta Sheffield och Fundia Smedjebacken kan vara kontaminerat. Länsstyrelsen informeras om detta. Rutinen är att kontaminerat skrot som kommer till stålverken skickas åter till skrotleverantören.
Gävleborgs län, X	På grund av kärnkraftsolyckan i Tjernobyl fick regionen ett förhållandevis stort nedfall av Cs-137. Cesiumhalten kan bli hög i aska om bränslet kommer från regionen. Frågorna om cesium har främst varit uppe i tillståndssammanhang, bland annat en etablering som aldrig blev av (Enzyn) och från kraftvärmeverk (Gävle).
Uppsala län, C	Uppsala kommun tar hand om scintavfall från Pharmacia och universitetet. Avfallet behandlas som lösningsmedelsavfall om det finns i toluen (SAKAB för destruktion) och som riskavfall om det ligger i vatten. En laboratorieapparat har skickats till Studsvik. Uppsala energi förbränner torv/spån, bifogad askanalys visar: 605 respektive 1110 Bq/kg alfa-aktivitet, 57 Bq/kg Ra-226, 56 Bq/kg Th-232, 263 Bq/kg K-40.
Västerbottens län, AC	Anmälan om deponering av restprodukter från SGU:s kalibreringsstation. Fortsatt tillstånd att deponera aska (Obbola) (Cs-137).

Tabell A.2 Kommuner som svarat JA på fråga I i enkäten.

Kommun	Sammanfattning av svar
Avesta	Skrotad avdelning på pappersindustri körde rostfritt skrot till Degerfors järnverk. 4,2 ton hade för höga strålningsnivåer. Efter identifiering av aktivt föremål (rör med beläggning, skräp och grus) uppmättes strålning vid ytkontakt som motsvarar 500–1 200 Bq/kg i rören och 3 000 Bq/kg i soporna. SSI:s bedömning var att det rör sig om en relativt liten mängd NORM (radium), skrotet bör kunna omhändertas som återvinningsmaterial.
Botkyrka	Misstanke om nedgrävt skrot (rysk ubåt) på industritomt. SSI har gjort mätning men inte funnit något.
Ludvika	Har fått frågor om blåbetong i samband med rivning av byggnader. Kommunen rekommenderade då att materialet inte skulle återanvändas som byggmaterial utan deponeras som övrigt byggavfall.
Malå	I samband med städning av SGU:s kalibreringsstation återfanns mineraler i oljefat från prospektering. Avfallet avses att deponeras på kommunal deponi.
Skellefteå	I filtermassa från vattenrening har man funnit ansamling av radondöttrar och radium. Ingen speciell åtgärd behövdes enligt SSI.
Uppsala	Scintavfall, brandvarnare och laboratorieapparat. Laboratorieapparaturen sändes till Studsvik och scintavfall förbränns vid Uppsala energi (jämför kommentar från Länsstyrelsen i Uppsala län, se tabell A.1).

Tabell A.3 Övriga som svarat JA på fråga I i enkäten.

Företag	Sammanfattning av svar
AB Ivar Thulin	Insamlat rostfritt eller blandskrot har givit utslag vid infrakt till verk eller fragmenteringsanläggningar. Det rör sig om 5–10 fall de senaste fyra åren och den totala vikten på materialet uppgår till maximalt 1 000 kg. Skrotet kommer oftast från verksamheter som har förbränning eller vattenrening, men även rökgasdetektor har hittats. I ett fall kunde aktiviteten härledas till kaolin eller bentonitlera som använts för pappersbestrykning. Strålningsnivåerna har i samtliga fall legat strax över bakgrundsstrålningen. Avfallet har placerats i en stålcontainer i väntan på information.
Avesta Sheffield, Råvaruhantering	I skrotleveranser upptäcks aktivitet, det har rört sig om några ton material de senaste fyra åren. Aktiviteten kommer vanligen från Ra-226, men även Co-60 och U-238 har förekommit. Strålningen på ytan är vanligen under 10 µSv/h. Den högsta strålnivån som uppmätts är 200 µSv/h från svenskt ubåtsskrot målat med radiumfärg. Vid ett tillfälle smältes en strålkälla med Ir-192.
AB Sandvik Steel	I skrotleveranser har aktivitet i material från rivning av ledningssystem för gas och olja (NORM) upptäckts. Dessutom förekommer strålkällor som använts som nivåvakter. Kontaminerat skrot skickas åter till leverantören eller till Studsvik RadWaste. Incidentrapporter från och med 1996 har bifogats svaret.
Stena Gotthard Fragmentering AB	Skickat information om sitt radiakkontrollsystem. Nämner att i branschen råder "noll-tolerans" för strålning utöver bakgrund.
Stena Gotthard Åtr AB	Järn och rostfritt skrot larmar i radiakportar. De senaste fyra åren rör det sig om ca fem ton. Aktivitet på 300–3 000 Bq/kg av Ra-226. Radioaktivt material skickas åter till leverantör eller till Studsvik RadWaste.
Stena Technoworld AB	I insamlingssystemet för elektroniska produkter upptäcks komponenter som är märkta med radioaktiva symboler. Ofta rör det sig om elektronrör och rökdetektorer. Källan har bl.a. varit skrotning av försvarsutrustning. Det rör sig om enstaka små komponenter (100–200 g styck). Kontakt tas med inlämnaren. Materialet förvaras för närvarande på det egna företaget.
Studsvik RadWaste	Studsvik har mycket skrot som innehåller NORM-aktivitet, t.ex. i rör med beläggningar som innehåller radium från vatten, gas, eller olja. Material med aktivitet lägre än 100 Bq/kg skickas till Gotthards.
SYSÄV (Sydvästra Skånes avfallsaktiebolag)	1999 fick de in ett radioaktivt föremål, troligen en båttelefon tillverkad i Sovjet för militär användning. Malmö Allmänna Sjukhus tog hand om fyndet. Får ibland in radioaktiva material på sin elektronikåtervinning, där de har mätinstrument för att mäta radioaktivitet. Det vanligaste är rökdetektorer och små mätinstrument. SYSÄV skickar radioaktiva komponenter till Studsvik RadWaste eller återsänder dem till tillverkare/försäljare.

Tabell A.4 Länsstyrelser som svarat NEJ på fråga I i enkäten.

Länsstyrelse	Kommentar
Blekinge län, K	
Gotlands län, I	
Hallands län, N	
Jämtlands län, Z	Det avfall som kan innehålla radioaktivitet är brandvarnare (hushållsso- por), respektive mätutrustning och rökdetektorer. Radioaktivt material återlämnas till leverantören eller till SSI.
Jönköpings län, F	
Kalmar län, H	Vid tiden för Tjernobylyolyckan fick Mönsterås bruk in kontaminerat timmer.
Kronobergs län, G	
Norrbottnens län, BD	
Skåne län, M	
Stockholms län, AB	Upplýser om att förhöjd gammastrålning över askdeponi vid Hallsta Pappersbruk har rapporterats. Värdena ligger inom tillåtliga gränser.
Södermanlands län, D	
Värmlands län, S	
Västernorrlands län, Y	Länsstyrelsen har noterat att det på vissa processindustrier finns t.ex. nivåmätare med varningstext om radioaktivitet. Lågaktiva produkter som brandvarnare är allmänt spridda.
Västmanlands län, U	Möjligen har Volvo Aero Support i Arboga flygplansmotorer med något innehåll av torium.
Västra Götalands län, O	
Örebro län, T	
Östergötlands län, E	Radioaktiv färg kan ha diskuterats hos kommunens avfallsbolag/-enheter (miljö- och hälsoskyddskontor).

Tabell A.5 Kommuner som svarat NEJ på fråga I i enkäten.

Kommun	Kommentar
Arboga	
Askersund	
Bjuv	Filtermassor från rening av grundvatten kan vara/bli aktuellt. Tidigare har dessa betraktats som smutsig sand och därför lagts på tipp. Vid något tillfälle har sanden använts vid halkbekämpning.
Falun	
Finnsång	
Göteborg	
Hagfors	
Hammarö	
Helsingborg	
Håbo	
Järfälla	
Jönköping	
Karlshamn	
Karlskrona	
Kumla kommun	
Landskrona	Hydro Agri AB har ett gipsupplag, "Gipsön", som är radioaktivt. Det har också funnits beredskapslager för konstgödselindustrin där marken ger utslag vid flygradiometriska mätningar.
Lidingö	
Linköping	
Luleå	
Malmö	SYSAV KEMI AB sköter all hantering av farligt avfall.
Norrköping	Vid ett tillfälle har de hjälpt tullen att mäta gammastrålning i skrotlast från Baltikum utan att hitta något.
Nynäshamn	
Olofström	
Oxelösund	
Solna	
Skövde	
Stockholm	Får frågor om brandvarnare.
Umeå	
Varberg	Brandvarnare som lämnats till miljöstationer hämtas av Ragn-Sells Specialavfall i Halmstad.
Västerås	
Östersund	

Tabell A.6 Övriga som svarat NEJ på fråga I i enkäten.

Företag	Kommentar
Forsmarks Kraftgrupp	
Gävle Hamn	
Ragn-Sells	(Skickat svaret på en annan parallell brandvarnarenkät.)
SAKAB	Får förfrågningar (alla bokförs dock inte) som till största delen gäller brandvarnare. Andra exempel är detektorenheter, radioaktiva salter i små mängder. SAKAB har inte tillstånd att ta emot radioaktivt avfall utan hänvisar till Studsvik RadWaste. Förfrågningar om brandvarnare hänvisas till kommunen.
Skafab	Får frågor om hantering av brandvarnare.
Studsvik RadWaste AB förbränning	

Bilaga B

Identifierat avfall – SSI:s underlag

Nedan ges en sammanställning av aktuellt avfall. Sammanställningen baseras i huvudsak på SSI:s kunskap och de förfrågningar SSI har fått under de senaste åren som rör radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet (se tabellerna B.2 och B.3). Det aktuella avfallet kan i huvudsak delas in i följande typer:

- restprodukter med naturligt förekommande radioaktivitet (NORM)
- förbränningsaskor
- radioaktivt skrot
- industriella komponenter och produkter
- utarmat uran
- forskning och utbildning (diskuteras inte i denna bilaga)
- konsumentartiklar (diskuteras inte i denna bilaga).

Restprodukter med naturligt förekommande radioaktivitet (NORM)

Rödfyr finns spridd över landet i stora mängder, förmodligen miljontals ton. Ofta ligger den i stora högar, den största är Kvarntorpshögen i Örebro län. Aktiviteten av uran i rödfyr varierar (2 500–6 000 Bq/kg). Radioaktiva isotopers lakbarhet är låg i rödfyr. Nivån på gammastrålning och radonavgång från rödfyrsupplag är ungefär densamma som för oförbränd alunskiffer. Rödfyr används som beläggning på tennisbanor och i idrottsanläggningar (Lawnit) samt till vägbeläggningar och som fyllnadsmaterial.

Lättbetong, så kallad *blåbetong*, som framställts ur uranrik alunskiffer, användes som byggnadsmaterial i bostäder och byggnader från slutet av 1920-talet fram till 1975. Det radioaktiva innehållet i alunskiffer varierar från plats till plats (600–5 000 Bq/kg uran och 600–2 600 Bq/kg Ra-226). Halterna av uran och Ra-226 i blåbetong kan vara 600–2 600 Bq/kg. Blåbetongen avger radongas och dessutom avges gammastrålning (0,25–1,2 µSv per timme från en vägg byggd av blåbetong). Rivningsavfall från byggnader av blåbetong lämpar sig inte för återanvändning som byggmaterial eller som utfyllnad under byggnader.

Vid tillverkning av fosforsyra får man gips som biprodukt. Några hundra meter utanför Landskrona, där Hydro Supra AB ligger, finns den s.k. *Gipsön* som är en utbyggnad av den naturliga ön Gråen med gips. Gipsen pumpas som slurry i ledningar från fabriken ut till ön där den får sedimentera. Ön har på detta sätt växt till dubbel storlek. Till och med 1991 hade 3,5 miljoner ton gips (CaSO₄) deponerats. Gipset innehåller naturlig aktivitet av uran och Ra-226 (600–2 500 Bq/kg). Dessutom finns ytterligare tippor med restprodukter utanför Landskrona.

Högar av *järnmalm svarp*, dvs ofyndigt berg som erhålls vid skrädning eller sovring av malm, förekommer främst i Bergslagen i anslutning till nedlagda järngruvor. Varpen innehåller naturlig aktivitet, uppskattningsvis 2 500–12 000 Bq/kg. En annan biprodukt från järnframställning är de slagghögar som finns vid nedlagda masugnar som tidigare smält uranrik järnmalm. Slaggen innehåller naturlig aktivitet, uppskattningsvis 2 000–10 000 Bq/kg.

Zirkonsand används som gjuterisand, blackningsmedel i gjutformar, i fina sandblästrar samt vid tillverkning av vissa eldfasta material. Sanden innehåller bland annat naturlig aktivitet av uran och torium (3 000–5 000 Bq/kg uran, 400–600 Bq/kg torium). Zirkonsanden framställs ur svart-sand, som innehåller korn av zirkonium, och bryts på stränder längs världens kuster. Sanden sorterar med gravimetriska och elektromagnetiska metoder för att separera mineraler.

Keramiskt material från en riven ugn vid ett stålverk larmade vid uttransport från området. Det keramiska materialet, 100-tals kilo, visade sig innehålla 1 300 Bq/kg Ra-226 och 300 Bq/kg Th-232. Detta material utgör ingen risk ur strålskyddssynpunkt och återanvändes till fyllning vid en kaj.

Förbränningsaskor

Förbränningsaskor från biobränsle innehåller naturliga radionuklider (uran- och torium-kedjorna samt K-40). Efter olyckan vid Tjernobyl har också höga halter av Cs-137 uppmätts i *trädbränsleaska*.

I Sverige bryts ca 3,5 miljoner m³ *torv* som utgör bränsle, helt eller delvis, i ett 40-tal värmeverk. Halterna av naturligt förekommande nuklider i torven beror på förekomsten av desamma i omgivande berggrund, de olika nuklidernas löslighet i vatten och på vilket sätt torvmarken får sin vattenförsörjning. Uranhalterna har analyserats i ett stort antal myrar i Sverige. I en studie analyserades halterna i 146 torvmossar. Medelvärde på uranhalt i inaskade torvprover var ca 1 000 Bq/kg medan maxvärdet i ett prov var 90 000 Bq/kg.

Till följd av radioaktivt nedfall av Cs-137 vid tiden för Tjernobylolyckan och nedfall från kärnvapenprov på 1960-talet, kan biobränsle innehålla förhöjda halter radioaktivitet, förutom den naturligt förekommande radioaktiviteten. Vid förbränning av biobränslen koncentreras framförallt Cs-137 i restprodukterna. Varje år produceras 100 000 ton bränsleaska och av dessa uppskattas mellan 300 och 700 ton ha en cesiumhalt som överstiger 5 000 Bq/kg. Cesiumhalter på 20 000 Bq/kg har uppmätts i Gävletrakten. Färsk aska dammar och har förhöjt pH. Askan kan stabiliseras via härdning, genom kontakt med vatten och koldioxid övergår oxidformer till hydroxider och karbonater. En fysisk stabilisering kan också ske via granulering.

Radioaktivt skrot

I Sverige har man på senare år vid två tillfällen råkat ut för att *strålkällor* följt med skrot vid nedsmältning av detsamma och smittat göt. I det ena fallet blev en Ir-192-strålkälla på ca 9 GBq nedsmält i 98 ton göt. Detta resulterade i en aktivitetskoncentration på 90 kBq/kg. Strålkällan hade förmodligen följt med importerat skrot. Vid ett annat tillfälle smältes en strålkälla innehållande Co-60 i drygt 100 ton göt, vilket resulterade i en uppmätt aktivitetskoncentration på 700 Bq/kg. Strålkällans styrka uppskattades därvid till 100 MBq. Både Ir-192 och Co-60 har relativt korta halveringstider (74 dagar respektive 5,3 år). Efter ett antal år kommer aktiviteten i stålet att ha sjunkit så att materialet kan återanvändas. En anledning till att en strålkälla inte alltid upptäcks i radiakontrollen är att dess strålskärm utgör ett effektivt skydd.

Beläggningar som innehåller naturlig radioaktivitet förekommer på skrot. Delar av en riven sodapanna från Gävletrakten, med en total vikt på ca 400 ton, gav en dosrat av 0,3–0,4 µSv/h vid mätning med handinstrument (GM-rör). En sodapanna är en anläggning för produktion av el och varmvatten där skogsråvara, lutar och annat avfall från skogsindustrin används som bränsle. I detta fall kom skogsråvaran från området och vid förbränningen uppstod en beläggning på utsidan av de tuber i vilka vatten för uppvärmning strömmar. Aktivitet på 3 000 Bq/kg (cesium) har uppmätts. Beläggning på tubernas insida, som varit i kontakt med vatten från Dalälven, hade en uppskattad aktivitet på 100 Bq/kg. Totala mängden beläggning på tuberna, vars vikt är ca

200 ton, har beräknats till några kilon. Aktiviteten misstänks i första hand komma från Cs-137 från Tjernobyli och i andra hand från naturligt förekommande radioaktiva ämnen såsom radium, torium etc. Ett motsvarande exempel är en fläkthuskåpa från Sandvikenområdet och ett motorhus som blivit kontaminerat med Cs-137 efter användning i Hallstaviksområdet. Skrotade metallrör som använts för t.ex. grundvatten eller olja innehåller emellanåt beläggningar med naturlig radioaktivitet. Beläggningen kan vara tjock eller tunn och ha olika karaktär.

I en skrotlast för återvinning upptäcktes vid ett tillfälle mindre mängder *metallpulver* (<500 kg) som innehöll totalt 2 300 Bq Ra-226 och 400 Bq Th-232.

Industriella komponenter och produkter

Laboratorievågar kan innehålla radium eller polonium vars alfastrålning utnyttjas för att eliminera statiska fält i vågutrymmet. En våg med radium gav larm hos en skrothandlare. Strålkällan har omhändertagits av Studsvik.

Vid ett radioklarm upptäcktes *högsämningsbrytare* som innehöll ca 115 kg radioaktiva keramiska plattor. Förmodligen rörde det sig om naturligt förekommande radioaktivitet i godset men med relativt låg aktivitet, totalt mindre än 40 kBq. Mätning av strålningen gav 1 µSv/h vid ytkontakt och 0,2 µSv/h på en halv meters avstånd från föremålet. Lakbarheten för aktiviteten i detta material är förmodligen liten. Materialet packades i ett fat och deponerades på en deponi för riskavfall.

På två företag finns 10 000-tals *överspänningsavledare* som innehåller ca 50–100 kBq Pm-147 per styck. Överspänningsavledare finns i elektronisk utrustning och innehåller ett radioaktivt preparat för att säkerställa de elektriska egenskaperna och därmed skyddsfunktionen. Pm-147 är en lågenergetisk betastrålar med en halveringstid på ca 2,6 år. Varje komponent har ett glashölje som har en diameter på 8 mm och en längd på 7 mm. Komponenterna förvaras inlåsta och är märkta med Pm eller Pm-147.

Gammal utrustning såsom *gradskivor*, *kikarsikten*, *varvräknare*, *instrumentknappar*, *klockor* m m, innehåller lysfärg med Ra-226. Ett exempel är militära gradskivor (10-tals) som troligen innehåller <100 kBq per styck. Ett annat exempel är en gammal varvräknare som innehöll Ra-226, troligen <100 kBq.

Mottagarskydd till radarsystem (1 000-tals) innehöll 25 kBq Co-60, 200 kBq Cs-137, 5 600 MBq H-3 och 1 100 Bq Pm-147.

En *vätskescintillationsräknare* som innehöll en sluten Ra-226 kalibreringsstrålkälla för konstantkontroll, saknade synlig märkning på räknarens hölje. Den blyskärmade strålkällan, som var märkt, kunde avlägsnas ur utrustningen. Eftersom det var en äldre utrustning saknades tillstånd för denna.

Två st 40–50 år gamla *transformatorer* innehöll varsin säkring (glasrör) med 300 kBq Ra-226. En *hydrofortank* med ett sandfilter som efter många års användning innehöll Ra-226 från genomströmmande vatten. Aktivitetsinnehållet var okänt men bör inte ha varit högt.

Det förekommer att *svets elektroder* innehåller torium, upp till 4 %, vilket ger ett aktivitetsinnehåll på >300 kBq/kg. Det finns en risk för att dessa dammar när de spetsas.

Volframslig importerad från Ryssland 1995 som var avsedd att användas för framställning av volframkarbid, visade sig vara kontaminerad med torium. Vid sintring uppvärmdes sligen till 2 800 °C och Ac-228 avgick som gas och kontaminerade grafitugnar och grafitrör. Sligen förvaras nu hos Ragn-Sells i Högberga. Mängden slig det rör sig om är ca fyra ton med en koncentration motsvarande 8 000 Bq/kg Th-232 och fyra ton med koncentrationen 24 000–32 000 Bq/kg

Th-232. Det material som blev kontaminerat med Ac-228 vid sintringen är cirka två ton. Detta material har förmodligen spritts på en lokal soptipp.

Utarmat uran

Utarmat uran är uran där halten av isotopen U-235 är lägre än normalt (0,72 %). Utarmat uran uppkommer som en biprodukt vid anrikning av uranisotopen U-235, vilket sker vid tillverkning av kärnbränsle. Utarmat uran har mycket hög densitet och används bl.a. som motvikt eller ballast i flygplan, som strålskärmar på sjukhus och i vapen och ammunition. Utarmat uran har dubbel toxisk effekt: dels kemisk, dels radioaktiv. Stora mängder utarmat uran finns. I Sverige förvaras utarmat uran i huvudsak hos Studsvik. Sammansättning och specifik aktivitet hos utarmat uran ges i tabell B.1.

Tabell B.1 Utarmat uran: dess sammansättning och specifika aktivitet.

	Sammansättning	Specifik aktivitet (Bq/mg DU)
U-238	99,8 %	12,27
U-235	0,2 %	0,16
U-234	0,001 %	2,29
Th-234	spår	12,27
Pa-234	spår	12,27
Th-231	spår	0,16

Tabell B.2 SSI:s underlag till utredning avseende radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet: Miljöövervakning och mätning.

Typ av material	Mängd	Radio-nuklider	Kemisk formel	Relativ och total aktivitet (Bq)	Förekomst	Nuvarande hantering
Rödfyr, bränd alunskiffer	Miljontals ton	Uran	Si + Al + (U)	2 500–6 000 kg ⁻¹ 0,5–2, max 2,5 μSv/h	Rester från brytning av alunskiffer för framställning av alun, bränning av kalk och i Kvarntorp för oljeframställning. Finns i Skåne, Öland, Småland, Östergötland, Närke, Västergötland och på Lidingö. Ligger ofta i jättestora högar, störst är Kvarntorphögen.	Används som beläggning på tennisbanor och idrottsanläggningar (Lawnit) samt till vägbeläggning och fyllning.
”Blåbetong”	Miljontals ton	Uran	Si + Al + (U)	500–3 500 kg ⁻¹ 0,2–1,5 μSv/h	I 300 000 byggnader runt om i Sverige.	Del av huskroppar, men allteftersom husen rivs kommer blåbetongen ut i kretsloppet.
Fosfatgips	100 000-tals ton	Ra-226 + uran	CaSO ₄	600–2 500 kg ⁻¹ 0,5–2 μSv/h	Rester från framställning av fosforsyra av råfosfat. Framställningen har skett i Bolidens Gruv ABs fabrik, senare SUPRA i Landskrona. Upplag på ”gipsön” utanför hamnen i Landskrona och på några tippar i närheten av Landskrona.	
Järnmalmsslag	100-tals ton	Naturliga	Si + Al + Fe + (U + Th)	2 500–12 000 kg ⁻¹ 2–5, max 10 μSv/h	Finns med ett par undantag i Bergslagen i anslutning till nedlagda järngruvor.	Gör ingen skada förrän någon kommer på idén att använda varpen till fyllning under sitt hus eller i trädgården. Detta förekommer dock.
Järnmalmsslag	Ett par hundra ton	Naturliga	Si + Al + Fe + (U + Th)	2 000–10 000 kg ⁻¹ 2–4 μSv/h	Slagghögar vid ett par masugnar (sedan länge nedlagda) som smält uranrik järnmalm. Kända från Närke.	Har använts till husbyggnad och används som fyllning.
Zirkonsand	Några hundra ton	Naturliga	Si + Al + Zr + (U + Th)	U 3 000–5 000 kg ⁻¹ Th 400–600 kg ⁻¹ 2–3 μSv/h	Finns som lager av ”heavy minerals” (svartsand) längs nuvarande och tidigare oceaners kuster. Svartsand innehåller förutom de torium- och uranförande mineralen monazit, xenotim och zirkon även Fe- och Ti-mineral.	Används i gjuteriindustrin som gjutsand och i vissa typer av eldfast material.

Tabell B.2 (forts) SSI:s underlag till utredning avseende radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet: Miljöövervakning och mätning.

Typ av material	Mängd	Radio-nuklider	Kemisk formel	Relativ och total aktivitet (Bq)	Förekomst	Nuvarande hantering
Volframslig kontaminerad med Th	8 ton	Th	Wo + (Th)	4 ton ca 0,2 % Th (8 000 kg ⁻¹) 0,5–2 µSv/h 4 ton 0,6–0,8 % Th (24 000–32 000 kg ⁻¹) 2,5–8 µSv/h 70 kg max 21 µSv/h	Volframslig importerad från Ryssland 1995. Sligen visade sig vara kontaminerad med torium, förmodligen i avsikt att användas till glödtråd i strålkastare. Sligen lär nu förvaras inom Ragn-Sells anläggning i Högberga i avvaktan på beslut om vad man ska göra.	Sligen var avsedd att användas vid framställning av volframkarbid. Vid sintringen uppvärmdes sligen till 2 800 °C varvid aktinium-228 avgick som gas och kontaminerade grafitugnarna och den del av fabriken som användes för konverteringen till volframkarbid (se nedan).
Grafitrör och -ugnar som använts vid konvertering av volframslig	Ca 2 ton	Ac-228 + dotterisotoper	C + (Ac-228 + dotterisotoper)	0,6–25 µSv/h	Förmodligen utspritt inom den lokala soppippen efter rekommendation från SSI.	Se ovan.
Aluminiumlegerat med torium		Th	Al + (Th)		Toriumlegering av aluminium används för att höja temperaturrensistensen i flygplansmotorer.	Aluminiumskrot.
Uranfärg som ursprungligen avsetts för användning i keramikglasyr	Ett par tunnor, kanske 200 kg	U	? + (U)		Rörstrands nedlagda porslinsfabrik i Lidköping. Även förfrågan från enskilda konstnärer som haft mindre kvantiteter av uranfärg.	Kan vara skrotat hos Studsvik.
Utarmat uran som använts som motvikter i flygplan						
Radiumfärg för instrument						
Vattenfilter med aktivt kol eller glaukonitsand eller jonbytarmassor	50–400 kg per filter	Ra-226 och Pb-210	C eller Mg eller org. + (Ra-226 och Pb-210)	0,5–150 µSv/h Pb-210 100–300 000 kg ⁻¹		Spritt på tipp.
Uran-, radium- och toriumföreningar och salter	0,1–2 kg	Uran- och toriumseriens		10 kBq kg ⁻¹ –80 MBq kg ⁻¹	På diverse laboratorier vid industrier, utbildningsställen och forskningslaboratorier.	En del tas om hand enligt föreskrifter, mycket slängs säkert, var är osäkert. Speciellt gammalt material finns det inte någon samlad kunskap om. SSI blir då och då kontaktad i frågan.

Tabell B.3 SSI:s underlag till utredning avseende radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet: Personal- och patientstrålskydd.

Typ av material	Mängd	Radio-nuklider	Kemisk formel	Relativ och total aktivitet (Bq)	Förekomst	Nuvarande hantering
Laboratorievåg	Enstaka produkt	Troligen Ra-226		Troligen <40 kBq	I vågutrymmet för att eliminera statistiska fält.	Tas omhand av Studsvik.
Högspänningsbrytare	Enstaka produkt	Troligen naturlig radioaktivitet		Små mängder, troligen <40 kBq	Keramiska plattor.	Deponeras på riskavfallstipp.
Sodapanna	Beläggning med 3 000 Bq/kg	Cs-137		Beläggningen utgör endast några kg av pannans totala vikt på 400 ton	Pannan har använts för förbränning av skogsråvara från Gävletrakten (kontamination efter Tjernoby!).	Rekommendation att återanvända svartjärnet i pannan.
Metallpulver	Mindre mängd, <500 kg	Ra-226, Th-232		2 300 Bq respektive 400 Bq	I skrotlast för återvinning.	Deponering på riskavfallstipp.
Överspänningsavledare	Tusentals	Pm-147		50–100 kBq/avledare	Ingående i elektronikkomponenter.	Rekommendation till ägarens att tills vidare lagervålla komponenterna i avvaktan på SSI:s ställningstagande.
Gradskivor	10-tals	Ra-226		Troligen <100 kBq/ skiva, lysfärg	Troligen militär utrustning.	Omhändertas av Studsvik.
Keramiskt tegel	100-tals kg	Ra-226, Th-232		1 300 Bq respektive 300 Bq	Ugnsmaterial.	Rekommendation att deponeras som utfyllnad vid kajläggning.
Hydrofortank	Enstaka produkt	Ra-226		Ej analyserat	Sand i vattentank, ansamlad naturlig aktivitet efter många års rening av vatten.	Rekommendation att spola ur tanken och deponera sanden på vanlig avfallstipp.
Gradskivor, ca 20 cm i diameter	10-tals	Ra-226		Lysfärg	Från försvaret i Arboga.	Omhändertas av Studsvik.
Mottagarskydd till radarsystem	1 000-tals	Co-60, Cs-137, H-3, Pm-147,		25 kBq Co, 200 kBq Cs, 5 600 MBq tritium 1 100 kBq Pm	Från Ericsson, Mölndal.	Rekommendation till ägaren att tills vidare lagervålla komponenterna i avvaktan på SSI:s ställningstagande.
Instrumentering i flygplan, knappar	100-tals	H-3		Lysfärg	Från Celsius, Arboga.	Till Studsvik alternativt lagervållning tills SSI ger anvisning.

Tabell B.3 (forts) SSI:s underlag till utredning avseende radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet: Personal- och patientstrålskydd.

Typ av material	Mängd	Radio-nuklider	Kemisk formel	Relativ och total aktivitet (Bq)	Förekomst	Nuvarande hantering
Roterade över-spänningsavledare	10 000-tals	Pm-147		50–100 kBq	Från Siemens Tjänster, Solna.	Till Studsvik alternativt avvakta SSI:s ställningstagande.
Roterade över-spänningsavledare	10 000-tals	Pm-147		50–100 kBq	Från Ericsson Radio Systems, Nynäshamn.	Till Studsvik alternativt avvakta SSI:s ställningstagande.
Varvräknare	Enstaka produkt	Ra-226		Lysfärg, troligen < 100 kBq	Från Vafab, Hallstahammar.	Till Studsvik.
Strålkälla	Enstaka produkt	Ir-192		9 GBq	Från Avesta Sheffield, Avesta.	Nedsmält tillsammans med 98 ton metall. Restprodukter samt procederat material omhändertas för lagring under avklingningstid ($T_{1/2}=74$ dagar).
Fläkthus	Enstaka produkt	Cs-137		Kontamination (efter Tjernoby)	Från Sandvik AB, Sandviken.	Retur till Sandvik för rengöring.
Vätskescintillations-räknare	Enstaka produkt	Ra-226		Sluten strålkälla för konstanskontroll, 370 kBq	Från Pharmacia & Upjohn, Uppsala.	Omhändertagen som radioaktivt avfall.
Brandvarnare, rökdetektorer	Varierande mängder	Am-241	Am-oxid	40 kBq alternativt max 2 700 kBq	Från Luleå kommun, Återvinningsmarknaden för elektronik, Luleå.	Privatpersoner får kasta enstaka brandvarnare med hushållsavfall och företag får kasta max 5 per månad. Rökdetektorer ska tas omhand som radioaktivt avfall.
Transformator	Enstaka produkter	Ra-226		300 kBq per styck	Från Gotthards, Spånga. Glasrör (säkringar) märkta Cerberus UAI.	Omhändertas av Studsvik som radioaktivt avfall.
Strålkälla	Enstaka produkt	Co-60		Ca 100 MBq	Från Fundia Special Bar, Smedjebacken.	Nedsmält i göt. Resulterade i kontamination på ca 700 Bq/kg. Lagerhålls under avklingningstid ($T_{1/2}=5,3$ år).
Blackningsmedel	1 000-tals liter	Ra-226	Ingår i zirkoni-umsilikat	5 500 Bq/kg	Åkers International, Åkers Styckebruk.	Används som "smörjmedel" i gjutformar m m.
Motorhus	Enstaka	Cs-137			Stena-Gotthards, Hallstahammar.	Påträffad i rutinkontroll av skrot.
Skrotade metallrör	Åtskilliga kubikmeter	Ofta Ra-226			Stora Enso Bromölla.	Leverans av skrot till Holland stoppad i tullen.

Bilaga C

Regler och principer för radioaktivt material

1	STRÅLSKYDDSLAGEN, STRÅLSKYDDSFÖRORDNINGEN OCH STRÅLSKYDDSinSTITUTETS FÖRESKRIFTER.....	2
1.1	STRÅLSKYDDSLAGEN.....	2
1.2	STRÅLSKYDDSFÖRORDNING (SFS 1988:293).....	2
1.3	SSI:S FÖRESKRIFTER RÖRANDE KÄRNENERGIANKNUTET MATERIAL.....	3
1.3.1	SSI:s föreskrifter om begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftsstationer (SSI FS 1991:5).....	3
1.3.2	SSI:s föreskrifter om utförelse av gods och olja från zonindelade områden vid kärntekniska anläggningar (SSI FS 1996:2).....	3
1.3.3	SSI:s föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall (SSI FS 1998:1).....	4
1.4	SSI:S FÖRESKRIFTER RÖRANDE ICKE KÄRNENERGIANKNUTET RADIOAKTIVT MATERIAL.....	4
1.4.1	SSI:s föreskrifter om icke kärnenergi knutet radioaktivt avfall (SSI FS 1983:7).....	4
1.4.2	SSI:s föreskrifter om bäringskikare och pejlkompasser försedda med tritiumljus (SSI FS 1992:1).....	5
1.4.3	SSI:s föreskrifter om brandvarnare som innehåller strålkälla med radioaktivt ämne (SSI FS 1992:4) samt om rökdetektorer som innehåller radioaktivt ämne (SSI FS 1994:3).....	5
1.4.4	Cesium i aska från biobränsle.....	6
1.4.5	Sammanfattning.....	7
2	SKI, LAGEN OM KÄRNTEKNISK VERKSAMHET OCH DESS FÖRORDNING.....	10
3	EU BASIC SAFETY STANDARDS (BSS).....	12
3.1	RAPPORTERINGSKRAV (ARTICLE 3).....	12
3.2	TILLSTÅND OCH FRIKLASSNING FÖR DEPONERING, ÅTERVINNING ELLER ÅTERANVÄNDNING.....	13
3.3	BEGRÄNSNING AV DOSER.....	13
3.4	SKYDDÅTGÄRDER FÖR ARBETSTAGARE.....	13
3.5	BETYDANDE ÖKNING AV BESTRÅLNING PÅ GRUND AV NATURLIGA STRÅLKÄLLOR.....	13
3.6	STRÅLSKYDD FÖR BEFOLKNINGEN UNDER NORMALA FÖRHÅLLANDEN.....	14
4	UNTANTAGSNIVÅER.....	15
4.1	EU BSS.....	15
4.2	KANADA.....	18
5	FRIKLASSNING.....	19
5.1	IAEA.....	19
5.2	SSI/KEMAKTA.....	20
6	NORM PÅ ARBETSPLATSER.....	22
7	ACCEPTANSKRITERIER.....	24
7.1	IAEA.....	24
7.1.1	Efter avslutning (IAEA 1999a).....	24
7.1.2	Deponeringsfas (IAEA 1999b).....	25
7.2	Australien.....	26

I Strålskyddslagen, strålskyddsförordningen och strålskyddsinstitutets föreskrifter

I.1 Strålskyddslagen¹

Skyddet av människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning regleras av strålskyddslagen.

Lagen innehåller generella bestämmelser som definierar tillståndspliktig verksamhet, skyldigheter för den som bedriver verksamhet med strålning m m. Tillstånd krävs för innehavande och hantering av radioaktiva ämnen, och för tekniska anordningar som kan ge upphov till joniserande strålning.

Joniserande strålning definieras som gammastrålning, röntgenstrålning, partikelstrålning eller annan till sin biologiska verkan likartad strålning. Strålskyddsförordningen sätter gränserna för vad som definieras som ”radioaktiva” ämnen.

I.2 Strålskyddsförordning (SFS 1988:293)²

I denna förordning anges följande gränsvärden för material som kan undantas från strålskyddslagen, dvs undantag från tillståndsplikt och klassning av arbetstagarna som radiologiska arbetare:

- radioaktiva ämnen med specifik aktivitet <100 kBq/kg
- ämnen med specifik aktivitet >100 kBq/kg som består av naturligt förekommande radionuklider som inte har bearbetats för att åstadkomma en anrikning
- uran, torium och deras föreningar som används för kemisk analys av andra ämnen, eller för forskning eller undervisningsändamål
- toriumelektroder
- enskilda strålkällor, vars aktivitet inte överstiger 50 kBq
- teknisk anordning som kan och är avsedd att sända ut joniserande strålning om strålningens högsta energi inte överstiger 5 KeV.

SSI får i andra fall utöver dessa meddela föreskrifter om undantag från bestämmelserna i strålskyddslagen rörande tillståndsplikt, läkarundersökning och minimiålder av arbetstagarna. I särskilda fall får SSI medge undantag från tillämpning av hela strålskyddslagen.

¹ Efter att denna rapport skrevs uppdaterades strålskyddslagen med ändringar t o m SFS 2000:264.

² Efter att denna rapport skrevs uppdaterades strålskyddsförordningen med ändringar t o m SFS 2000:809. Bestämmelserna 1–6 i avsnittet gäller inte längre. Vid uppdateringen har undantagsnivåer angivna av EU BSS (se avsnitt 3 i denna bilaga) införts. Undantagsnivåerna är således radionuklidspecifika.

1.3 SSI:s föreskrifter rörande kärnenergiaknutet material

1.3.1 SSI:S FÖRESKRIFTER OM BEGRÄNSNING AV UTSLÄPP AV RADIOAKTIVA ÄMNER FRÅN KÄRNKRAFTSSTATIONER (SSI FS 1991:5)

- Gäller alla utsläpp, såväl till vatten som luft.
- Gäller anläggningen i dess helhet och inkluderar alla enskilda delar/reaktoraggregat.
- Gäller endast radioaktiva ämnen som är direkt relaterade till verksamheten vid anläggningen, dvs gäller inte radioaktiva ämnen som förts in i anläggningen med kylvattnet.
- Ändringar 1997:2 avser inte utsläppsgränserna.

Utsläppsgränser

- Summan av de viktade organdosekvivalenterna för den kritiska gruppen till följd av det förväntade resulterande utsläppet ska understiga 0,1 mSv/år.
- Den globala kollektivdosekvivalenten ska understiga 5 manSv per år och GW.
- Anläggningsinnehavaren måste redovisa underlag för beräkning av kvantitativa samband mellan aktivitetsutsläpp och resulterande dosekvivalenter. Detta ska beräknas med den förväntade radionuklidsammansättningen, men innehavaren ska också redovisa hur ändringar i sammansättning kan påverka dosekvivalenterna.
- Bilagorna anger dosekvivalenterna. Bilagorna är från de gamla föreskrifterna SSI FS 1977:2, och är beräknade enligt ICRP 30 (ICRP 1979).

1.3.2 SSI:S FÖRESKRIFTER OM UTFÖRSEL AV GODS OCH OLJA FRÅN ZONINDELAT OMRÅDE VID KÄRNTEKNISKA ANLÄGGNINGAR (SSI FS 1996:2)

Reglerar utförelse av gods och olja för fri användning eller för omhändertagande som avfall.

Gränsvärden för utförelse av gods

- Ytkontaminationen (medelvärde beräknat över 0,03 m²) får inte överstiga:
 - 40 kBq/m² sammanlagt av β - och γ -strålande nuklider
 - 4 kBq/m² av α -strålande nuklider.
- Fri användning: Utöver de halter av naturlig aktivitet som förekommer i motsvarande gods utanför kärnteknisk anläggning, får innehållet inte överskrida:
 - total aktivitet 500 Bq/kg
 - 100 Bq/kg α -strålande nuklider.
- Deponering på eget eller kommunalt avfallsupplag: Utöver de halter av naturlig aktivitet som förekommer i motsvarande gods utanför kärnteknisk anläggning, får innehållet inte överskrida:
 - högst 5 kBq/kg β - och γ -strålande nuklider
 - högst 0,5 kBq/kg α -strålande nuklider.
- Från samtliga kärntekniska anläggningar lokaliserade på en och samma ort får den totala aktiviteten i gods som förs ut från zonindelade områden för deponering inte överstiga 1 GBq/år.

Dessutom får inte gods vara attraktivt för direkt återanvändning. Bruksföremål ska deformeras så att de inte längre kan fylla sin funktion.

Gränsvärden för utförelse av kontaminerad olja

- Utförelse för destruktion eller förbränning i ugn avsedd för destruktion av kemikalier, eller oljeeldad panna med effekt över 10 MW:
 - 5 kBq/kg sammanlagt av β - och γ -strålande nuklider
 - 0,1 kBq/kg av α -strålande nuklider.
- Från samtliga kärntekniska anläggningar lokaliserade på en och samma ort får den totala aktiviteten i olja som förs ut från zonindelad område för destruktion eller förbränning inte överstiga 500 MBq/år.

1.3.3 SSI:S FÖRESKRIFTER OM SKYDD AV MÄNNISKORS HÄLSA OCH MILJÖN VID SLUTLIGT OMHÄNDERTAGANDE AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE OCH KÄRNAVFALL (SSI FS 1998:1)

Hälsoskydd

Den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning ska underskrida 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken. Sannolikhetskoefficienter från ICRP 60 (ICRP 1990) ska användas vid beräkning av sannolikheten av skadeverkan.

Krav på beräkningar för olika tidsperioder

- 0–1 000 år efter avslutning: kvantitativa analyser av effekterna på människors hälsa och på miljön.
- Tiden efter 1 000 år efter avslutning: olika tänkbara förlopp för utvecklingen av slutförvaret, omgivningen och biosfären.

1.4 SSI:s föreskrifter rörande icke kärnenergianknutet radioaktivt material

1.4.1 SSI:S FÖRESKRIFTER M M OM ICKE KÄRNENERGIANKNUTET RADIOAKTIVT AVFALL (SSI FS 1983:7)

Gäller fast och flytande icke kärnenergianknutet radioaktivt avfall.

Gäller avfall från laboratorier eller motsvarande som omfattas av tillstånd från SSI för arbete med radioaktiva ämnen.

För både flytande och fast avfall anges aktivitetsgränser för utsläpp till avloppet respektive inlämning till kommunal behandlingsanläggning för avfall utan särskilt medgivande från strålskyddsinstitutet.

Andra åtgärder för att minska eventuella doser från avfallet anges, t.ex. spolning efter utsläpp av flytande avfall, märkning av utsläppsplats, förpackning av fast avfall så att risk för läckage inte föreligger, märkning av fasta avfallsförpackningar och förvaring av avfall på ett betryggande sätt.

Avfallet kan vara reglerat av andra skäl än strålskyddsskäl, t.ex. på grund av toxicitet eller smitrisik. I sådana fall är dessa föreskrifter ett komplement till övriga regler.

Aktivitetsgränser: flytande avfall

- Sammanlagd aktivitet till avloppet får vara högst 10 ALI_{min} per månad.
- Vid varje utsläppstillfälle får aktiviteten vara högst 1 ALI_{min}, dock högst 100 MBq.

Undantag är urin/avföring från patienter, och vätskescintillatorlösningar, som kan vara toxiska, därför kommer strålskyddsreglerna i andra hand. Koncentrationsgränser används för vätskescin-

tillatorlösning av 10 Bq/ml för H-3 och C-14, eller 100 Bq/ml för andra radionuklider (inte alfastrålning).

Aktivitetsgränser: fast avfall

- Sammanlagd aktivitet till kommunal behandlingsanläggning får vara högst 10 ALI_{min} per månad.
- Varje avfallsförpackning får innehålla högst 1 ALI_{min}.
- Dosraten på ytan av förpackning som lämnas till kommunal behandlingsanläggning får vara högst 5 µGy/timme.
- Förpackning som lämnas till kommunal behandlingsanläggning får inte innehålla sluten strålkälla med aktivitet överstigande 50 kBq.

ALI-värden

ALI-värden anges i en bilaga till föreskrifterna och beräknas enligt ICRP 30, och motsvarar ICRP:s årsdosgräns av 50 mSv. ALI_{min} är det lägsta av ALI-värdena för inhalation respektive oralt intag. Där flera radionuklider förekommer, ska kvoten aktivitet/ALI_{min} summeras över alla radionuklider, och underskrida gränsvärdet. Värden för 90 radionuklider finns i bilagan. Observera att dessa ALI-värden har uppdaterats av ICRP (ICRP 1991), baserade på ICRP 60 (ICRP 1990).

1.4.2 SSI:S FÖRESKRIFTER OM BÄRINGSKIKARE OCH PEJLKOMPASSER FÖRSEDDA MED TRITIUMLJUS (SSI FS 1992:1)

Föreskrifterna ger undantag för enstaka instrument från strålskyddslagens bestämmelser 16 § och 20:1 § om hantering och innehav av radioaktiva ämnen, samt om bestämmelsen om minimiåldersgräns för hantering av radioaktiva ämnen. Undantagen gäller om:

- instrumentet används endast för navigering
- H-3 aktivitet ej överstiger 2 GBq för bäringskikare och 15 GBq för pejlkompasser
- strålkällan inte kan lossna ur sin infästning i instrumentet samt att instrumentet är märkt enligt bestämmelserna med bl.a. ”Kasserad bäringskikare sänds till” kompletterad med namn på det företag som ska ta hand om kikaren.

För hantering och innehav avseende handel med bäringskikare och pejlkompasser krävs tillstånd enligt strålskyddslagen.

1.4.3 SSI:S FÖRESKRIFTER OM BRANDVARNARE SOM INNEHÅLLER STRÅLKÄLLA MED RADIOAKTIVT ÄMNE (SSI FS 1992:4) SAMT OM RÖKDETEKTORER SOM INNEHÅLLER RADIOAKTIVT ÄMNE (SSI FS 1994:3)

Införelse eller försäljning i första led av brandvarnare och rökdetektorer är inte undantagna från strålskyddslagen. Underhåll av brandvarnare och rökdetektorer är också tillståndspliktigt. Där emot är innehav, återförsäljning, användning och transport inte tillståndspliktig om följande krav uppfylls:

- Brandvarnaren/rökdetektorn ska vara typprovad enligt bestämmelserna.
- Strålkällan måste vara en sluten strålkälla enligt svensk standard samt måste vara svåråtkomlig och ska inte kunna öppnas med vanliga verktyg. Strålkällan borde sitta kvar efter en brand.
- Brandvarnaren måste vara märkt enligt bestämmelserna och åtföljas av en bruksanvisning.
- Den sammanlagda aktiviteten får uppgå till högst 40 kBq Am-241 per brandvarnare eller 200 kBq Am-241 per rökdetektor. (Gränser kan sättas av SSI för andra radionuklider).
- Dosekvivalentraten får inte överstiga 1 µSv/timme 0,1 meter från brandvarnarens yta.

Brandvarnare som kasseras får föras till kommunala avfallsanläggningar enligt följande bestämmelser:

- företag som tar emot kasserade brandvarnare får sända högst 5 brandvarnare per månad till kommunal behandlingsanläggning för avfall
- privatpersoner får kasta enstaka brandvarnare som hushållsavfall.

Rökdetektorer som kasserats ska omhändertas som radioaktivt avfall.

Andra bestämmelser gäller underhåll och förvaring av brandvarnare.

1.4.4 CESIUM I ASKA FRÅN BIOBRÄNSLE

SSI har tagit fram rekommendationer och riktlinjer som gäller energiproduktion genom förbränning av träbränsle från skogen. Dessa omfattar också aspekter på återföring av aska till skogsmark liksom användning av aska som väg- och fyllnadsmaterial. Policyn omfattar förhållanden som i första hand orsakas av förekomst av Cs-137, som en följd av nedfall efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl.

Askhantering (Policy för biobränsle, SSI 1999 Dnr 822/504/99)

1. Askåterföring bör inte ske på renlav inom renbetesområden.
2. Vid askhalt av <5 kBq/kg TS kan återföring på skogsmark ske enligt Skogsstyrelsens rekommendation för kompensationsgödning. Tillskottet av Cs-137 bör inte överstiga $1,5$ kBq/m² (dvs 3 kg aska/m²).
3. Vid askhalt av <5 kBq/kg TS får aska användas till väg- eller fyllnadsmaterial. Dosraten vid användning bör inte överstiga $0,5$ µSv/h, mätt en meter över belagd yta.
4. Vid askhalt >5 kBq/kg TS bör aska deponeras i enlighet med policydokument som beskrivs nedan.
5. Strålskyddsaspekterna ska behandlas då en miljökonsekvensbeskrivning upprättas i samband med ansökan om att uppföra en biobränsleanläggning.

Deponering av askor (Policydokument, SSI 2000 Dnr 822/172/00)

Föreskrifter om användning av Cs-137-haltiga biobränsleaskor kommer att meddelas under år 2001. Kraven på deponier som SSI kommer att ställa vid ansökan om tillstånd för deponering av Cs-137-haltiga biobränsleaskor redovisas i ett policydokument.

1. Biobränsleaska innehållande 5 kilobecquerel per kilogram (5 kBq/kg) Cs-137, eller mer, ska från strålskyddssynpunkt läggas på deponi av klass 2 (enligt NV:s definition och EU-direktivet).
2. Ytterligare särskilda åtgärder ska tillämpas för att minska utlakning av Cs-137 i en klass 2-deponi:
 - Deponering av aska i separata celler och successiv eftertäckning rekommenderas.
 - Jordarter med lermineral kan regelbundet läggas på eller blandas in i askan under den aktiva fasen av deponeringen, särskilt gäller detta första bottenvarvet i deponin.
 - Stabilisering av askan kan ske (vilket dock kan medföra minskade möjligheter till återvinning av askan, beroende på hur stabiliseringen utförs).
 - Under den aktiva fasen ska det kontrollerade lakvattnet samlas upp genom en bottentätning i deponin och renas för att minimera utsläpp av Cs-137 till omgivningen.
 - Mängden lakvatten som produceras ska minimeras.
 - Vid avslutning (då aktiv lakvattenuppsamling upphör) ska ett tätt täckskikt skapas med långtidsintegritet. Jordarter med lermineral ska ingå i den geologiska barriären

under och runt deponin där Cs-137 i det okontrollerade lakvattenläckaget kan absorberas.

3. Askhantering och arbete på askdeponin regleras enligt strålskyddslagen.
4. Åtgärderna vid ett tillfälligt lager behöver inte vara lika omfattande som för en deponi. Det tillfälliga lagret ska på lämpligt sätt skyddas mot vind och infiltration av regnvatten och grundvatten samt ligga på en hårdgjord yta, uppsamling och godtagbar rening av lakvattnet ska genomföras.

Miljökontroll

- a. Till ansökan om att anlägga en deponi ska bifogas en miljökonsekvensbeskrivning med:
 - bedömning av utlakning av Cs-137 från deponerad aska
 - vilka åtgärder som ska vidtas så att utlakning från deponin medför obetydlig inverkan på människors hälsa och på miljön.
- b. Innan deponin anläggs ska bakgrunds nivåerna bestämmas för:
 - vatten inom och utanför det tilltänkta skyddsområdet för deponin
 - fisk i vattendrag.
- c. Kontrollprogrammet borde innehålla regelbunden provtagning på:
 - ytvatten och grundvatten inom och utanför deponins skyddsområde
 - lakvatten före och efter rening
 - fisk.

1.4.5 SAMMANFATTNING

En sammanfattning av gränsvärdena som anges i strålskyddslagen, strålskyddsförordningen och SSI:s föreskrifter finns i tabell C.1-1. Gränsvärdena är indelade i två grupper: gränsvärden som tillämpas för omhändertagande av reglerat material samt gränsvärden som tillämpas för att undanta vissa material från reglering. Ett undantag från denna gruppering är gränsvärdena för spridning av Cs-137-haltig aska i skogen från biobränsleförbränning. Här representerar gränsvärdena ett sätt att omhänderta icke reglerat material.

Gränsvärdena i tabellen har uttryckts på olika sätt: som risk, som dos, som intagsgräns (ALI), som utsläppsgräns och som aktivitetsgräns (aktivitetskoncentration, total aktivitet och ytaktivitet).

SSI:s föreskrifter kommer att revideras inom kort för att ta hänsyn till EU:s Basic Safety Standards (BSS)³ (EG 1996b) samt att ta hänsyn till ICRP 60 (ICRP 1990).

³ Efter att denna rapport skrevs uppdaterades strålskyddsförordningen med ändringar till SFS 2000:809. Vid uppdateringen har bestämmelserna angivna av EU BSS (se avsnitt 3 i denna bilaga) införts.

Tabell C.1-1 Sammanfattning av gränsvärden i SSI:s föreskrifter.

Föreskrift/Förordning	Tillämpas på radionuklid eller material	Begränsning avser	Begränsning
Reglerat material			
Utförsel av gods och olja från zonindelade områden vid kärnteknisk anläggning (SSI FS 1996:2)	Gods, β - och γ -strålade radionuklider	Utförsel	40 kBq/m ² , ytkontamineringen
	Gods, α -strålade radionuklider	Utförsel	4 kBq/m ² , ytkontamineringen
	Gods, total aktivitet	Utförsel	1 GBq/år
	Gods, total aktivitet	Fri användning	500 Bq/kg
	Gods, α -strålade radionuklider	Fri användning	100Bq/kg
	Gods, β - och γ -strålade radionuklider	Deponering på egen el. kommunal deponi	5 kBq/kg
	Gods, α -strålade radionuklider	Deponering på egen el. kommunal deponi	0,5 kBq/kg
	Kontaminerad olja, β - och γ -strålade radionuklider	Destruktion/förbränning	5 kBq/kg
Kontaminerad olja, α -strålade radionuklider	Destruktion/förbränning	0,1 kBq/kg	
Kontaminerad olja, totalt	Destruktion/förbränning	500 MBq/år	
Utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftsstationer (SSI FS 1991:5)	Samtliga utsläpp till luft och vatten	Utsläppsgräns	0,1 mSv/år (dosekvivalent, kritisk grupp) 5 manSv/år och GW, globala kollektivdosekvivalenten
Omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall (SSI FS 1998:1)	Totalt, läckage från slutförvaret		10 ⁻⁶ /år, risk för skadverkningar till individ i mest exponerade gruppen
Icke kärnenergiknutet avfall (SSI FS 1983:7)	Flytande avfall	Utsläpp till avlopp	<10 ALI _{min} /månad <1 ALI _{min} /utsläppstillfälle, högst 100 MBq
	Fast avfall	Till kommunal avfallsanläggning	<10 ALI _{min} /månad <1 ALI _{min} /förpackning <5 μ Gy/timme dosrat, förpackningens yta <50 kBq, sluten strålkälla

Föreskrift/Förordning	Tillämpas på radionuklid eller material	Begränsning avser	Begränsning
Material undantagen från reglering			
Strålskyddsförordningen (SFS 1988:293)	Alla utom NORM NORM, ej anrikad Enskilda strålkällor	Tillståndspliktig m m Tillståndspliktig m m Tillståndspliktig m m	<100 kBq/kg ⁴ Ingen gräns <50kBq
Bäringskikare och pejlkompasser (SSI FS 1992:1)	Bäringskikare, H-3 Pejlkompasser, H-3	Undantag från tillståndsplikt m m Undantag från tillståndsplikt m m	2 GBq, enstaka instrument 15 GBq, enstaka instrument
Brandvarnare (SSI FS 1992:4)	Brandvarnare, Am-241 i sluten strålkälla Brandvarnare, Am-241 i sluten strålkälla	Undantag vid innehav, återförsäljning, transport och användning Till kommunal avfallsanläggning	40 kBq 5 st/månad (å 40 kBq/styck), företag Enstaka (å 40 kBq/styck), privatpersoner
Rökdetektorer (SSI FS 1994:3)	Rökdetektorer, Am-241 i sluten strålkälla	Undantag vid innehav, återförsäljning, transport och användning	200 kBq 0,1 µSv/timme, 0,1 m från brandvarnarens yta
	Rökdetektorer, Am-241 i sluten strålkälla	Kassering	Som radioaktivt avfall
Oreglerat material			
Biobränsleaska (SSI 1999 Dnr 822/504/99) (SSI 2000 Dnr 822/172/00)	Aska, Cs-137	Spridning i skog Till klass 2-deponi	<5 kBq/kg >5 kBq/kg

⁴ Efter att denna rapport skrevs uppdaterades strålskyddsförordningen med ändringar t o m SFS 2000:809. Vid uppdateringen, har undantagsnivåer angivna av EU BSS (se avsnitt 3 i denna bilaga) införts. Undantagsnivåerna är således radionuklidspecifika.

2 SKI, lagen om kärnteknisk verksamhet och dess förordning

Lagen om kärnteknisk verksamhet gäller uppförande, innehav eller drift av kärnteknisk anläggning samt förvärv, innehav, överlåtelse, hantering, bearbetning, transport av eller annan befattning med kärnämne eller kärnavfall.

Kärnämnen definieras som:

- uran, plutonium eller annat ämne som används eller kan användas för utvinning av kärnenergi (kärnbränsle) eller förening i vilken sådant ämne ingår
- torium eller annat ämne som är ägnat att omvandlas till kärnbränsle eller förening i vilken sådant ämne ingår
- använt kärnbränsle som inte har placerats i slutförvar.

Kärnavfall definieras som:

- använt kärnbränsle som har placerats i slutförvar
- radioaktivt ämne som har bildats i en kärnteknisk anläggning och som inte har framställts eller tagits ur anläggningen för att användas i undervisnings- eller forskningssyfte eller för medicinska, jordbrukstekniska eller kommersiella ändamål
- material eller annat som har tillhört en kärnteknisk anläggning och blivit radioaktivt förorenat samt inte längre ska användas i en sådan anläggning
- radioaktiva delar av en kärnteknisk anläggning som avvecklas.

För kärnteknisk verksamhet krävs tillstånd enligt denna lag. De allmänna skyldigheterna för tillståndshavare gäller framför allt säkerheten vid drift av anläggningen, hantering av avfall samt rivning av anläggningen.

Förordningen om kärnteknisk verksamhet innehåller föreskrifter om undantag från tillståndsprövning för att kunna förvärva, inneha, hantera, bearbeta transformera eller på annat sätt ta befattning med eller till riket införa material innehållande vissa radionuklider eller halter av vissa radionuklider som understiger gränsvärden. Dessa föreskrifter sammanfattas i tabell C.2-1.

Enligt förordningen får Statens strålskyddsinstitut pröva följande tillståndsfrågor med hänsyn till strålskyddet (efter att ha hört med SKI angående villkor eller föreskrifter som behövs med hänsyn till säkerheten):

- Frågor rörande kärnavfall.
- Frågor rörande markdeponering av lågaktivt kärnavfall som inte härrör från kommersiell uranbrytning. Till sådana anläggningar hör anläggningar för behandling eller lagring, under förutsättning att aktiviteten hos den totala mängden avfall i markdeponeringsanläggningen inte överstiger 10 TBq varav högst 10 GBq utgörs av alfaaktiva ämnen.

Överlåtelse av uran, plutonium eller torium eller förening vari något av dessa ämnen ingår får, efter anmälan till SKI, göras endast till den som har tillstånd enligt lagen om kärnteknisk verksamhet.

Tabell C.2-1 Undantag från tillståndsprövning enligt kärnteknisk förordning.

Användning av material	Anmälan till SKI	Material	Maximal mängd/halt
Ospecificerad	Ja	U-235, anrikat uran ⁽¹⁾ eller förening innehållande sådant uran	15 g
	Ja	U-233, ren form eller ingående förening	15 g
	Ja	Pu, ren form eller ingående förening	15 g
	Ja	Samtliga innehållet av U-235 i anrikat uran, U-233 och Pu	15 g
	Ja	Naturligt eller utarmat uran	5 kg
	Ja	Torium	5 kg
Vetenskaplig användning vid universitet, högskola, forskningsanstalt	Ja	Naturligt ⁽²⁾ eller utarmat ⁽³⁾ uran (ren eller i förening)	
	Ja	Torium eller annat ämne som är ägnat att omvandlas till kärnbränsle	
Annat ändamål än att åstadkomma självunderhållande kärnreaktioner	Nej	Deuterium, tritium eller litium (ren eller i förening)	
Medicinskt eller liknande ändamål	Nej	Produkt, instrument, apparat eller preparat innehållande deuterium, tritium eller litium	
Motvikt i flygplan	Nej	Naturligt eller utarmat uran (ren eller i förening)	
Framställning av strålskärmsanordningar (eller produkter*)	Ja		
Färgning av keramiska produkter och glas (eller produkter*)	Ja		
Framställning av legering avsedd för annan användning än som kärnbränsle (eller produkter*)	Ja		Uran, 1 viktprocent
Aktiveringsmassor för elektroder till gasurladdningslampor, gasurladdningsrör eller elektronrör (eller produkter*)	Ja	Torium (ren eller förening)	
Glödnät och glödstrumpor	Ja		
Högeldfasta keramer som inte är kärnbränsle	Ja		
Lysämne (lyspulver)	Ja		
Linser eller filter för elektromagnetisk strålning	Ja		
Legering	Ja		Torium, 5 viktprocent
Ospecificerad		Naturligt eller utarmat uran eller torium	200 g/ton

⁽¹⁾ Anrikat uran: uran vari halten U-235 > naturligt uran.

⁽²⁾ Naturligt uran: uran som innehåller den i naturen förekommande blandningen av isotoper.

⁽³⁾ Uran vari halten U-235 < naturligt uran.

(eller produkter*) = Var och en får förvärva, inneha, överlåta, hantera, transportera eller på annat sätt ta befattning med eller till riket införa produkt eller anordning som avses i detta stycke.

3 EU Basic Safety Standards (BSS)

Europeiska rådets direktiv (EG 1996b, 96/29/EURATOM) om fastställande av grundläggande säkerhetsnormer för skydd av arbetstagarnas och allmänhetens hälsa mot de faror som uppstår till följd av joniserande strålning, kallas i denna rapport för EU:s Basic Safety Standards, BSS.

BSS tillämpas på:

- all verksamhet som medför risk för joniserande strålning från en artificiell källa eller en naturlig strålkälla i fall där naturliga radionuklider behandlats med hänsyn till sina radioaktiva, klyvbara eller fertila egenskaper (all hantering av radioaktiva ämnen ingår, där detta inkluderar ett ämne som innehåller en eller flera radionuklider, vars aktivitet eller koncentration inte kan förbises ur strålskyddssynpunkt)
- verksamheter där förekomsten av naturliga strålkällor medför att arbetstagarna eller enskilda personer ur befolkningen utsätts för bestrålning i så stor omfattning att detta inte kan förbises ur strålskyddssynpunkt
- alla interventioner (i samband med nödsituationer), inklusive en tidigare eller gammal verksamhet.

BSS tillämpas inte på:

- radon i bostäder
- den naturliga strålningsnivån (kosmisk strålning vid marknivå, radionuklider i människokroppen, exponering ovanför marknivån för radionuklider som finns i den ostörda jordskorpan).

3.1 Rapporteringskrav (Article 3)

Rapportering krävs för alla verksamheter som listats i direktivet, med undantag av verksamheter som inbegriper radioaktiva ämnen där den totala aktiviteten eller aktivitetskoncentrationen per massenhet inte överstiger de undantagsvärden som anges i direktivets annex. Värdena i tabellerna ges endast för modernukliden, men de tar hänsyn till att dotternuklider finns genom att jämvikt mellan modernukliden och dotternukliden antas. En förteckning över modernuklider med sönderfallskedjor anges. I andra fall där blandningar av mer än en radionuklid förekommer, föreligger krav på rapportering om summan av kvoterna för varje nuklid av den totala befintliga mängden dividerad med undantagsvärdet är ≥ 1 .

De grundläggande kriterierna för beräkningen av värdena är:

- a. de radiologiska riskerna, som den undantagna verksamheten medför för individer, är så små att de inte behöver regleras
- b. den samlade radiologiska effekten av den undantagna verksamheten är så liten att den inte behöver regleras under rådande omständigheter
- c. den undantagna verksamheten är till sin natur utan radiologisk betydelse och sannolikheten att den ska leda till att kriterierna i a och b inte uppfylls är försumbar.

Om aktiviteten av de aktuella radionukliderna överskrider undantagsnivåerna kan verksamheten också undantas om:

- den effektiva dosen till en enskild person underskrider $10 \mu\text{Sv}/\text{år}$
- den effektiva kollektivdosen underskrider $1 \text{man}\mu\text{Sv}$

- en bedömning av optimeringen visar att ett undantag är det bästa alternativet.

3.2 Tillstånd och friklassning för deponering, återvinning eller återanvändning

Tillstånd krävs för all hantering av avfall från verksamhet som omfattas av kravet på rapportering eller tillstånd. Deponering, återvinning eller återanvändning av sådana ämnen eller material kan dock undantas från kraven i detta direktiv, förutsatt att de uppfyller de friklassningsnivåer som har fastställts av de nationella behöriga myndigheterna. Dessa friklassningsnivåer ska följa de grundkriterier som används i beräkning av undantagsnivåer (se avsnitt 3.1 i denna bilaga) och beakta alla andra tekniska riktlinjer som anges av gemenskapen.

3.3 Begränsning av doser

Begränsning av doser för arbetsstagare:

- effektiv dos, 100 mSv i en femårsperiod, med maximal effektiv dos 50 mSv under ett enda år
- ekvivalent dos för ögonlinsen, 150 mSv/år
- ekvivalent dos för huden, 500 mSv/år över ett område av 1 cm²
- ekvivalent dos för händer, underarmar, fötter och vrister, 500 mSv/år.

Begränsning av doser för enskilda personer ur befolkningen:

- effektiv dos, 1 mSv/år (gränserna får vara högre under särskilda omständigheter förutsatt att medelvärdet under fem år i följd inte överstiger 1 mSv/år)
- dosekvivalenten för ögonlinsen, 15 mSv/år
- dosekvivalenten för huden, 50 mSv över ett område av 1 cm².

Tabeller i direktivet anger effektiv dos per Bq oralt intag och inandning för allmänheten samt arbetstagare. Beräkningen av dessa doskoefficienter är baserade på ICRP 60 (ICRP 1990).

3.4 Skyddsåtgärder för arbetstagare

Skyddsåtgärder för arbetstagare bygger på följande principer:

- Förhandsutvärdering.
- Indelning i olika områden (med hänvisning till uppskattade årliga doserna/sannolikheten för och storleken av potentiell bestrålning).
- Indelning av arbetstagare i två kategorier. Kategori A: arbetstagare som riskerar att utsättas för en effektiv dos som är högre än 6 mSv per år eller en ekvivalent dos som är högre än tre tiondelar av de dosgränser som gäller för ögonlinsen, huden och extremiteter. Kategori B: arbetstagare som exponeras för strålning men som inte tillhör kategori A.
- Genomförande av kontrollåtgärder och övervakning (inklusive dosövervakning).
- Läkarkontroll.

3.5 Betydande ökning av bestrålning på grund av naturliga strålkällor

Denna del av direktivet tillämpas på verksamheter där naturliga radionuklider förekommer men inte behandlats med hänsyn till sina radioaktiva egenskaper och i vilka förekomsten av naturliga strålkällor medför att arbetstagare och enskilda personer ur befolkningen utsätts för bestrålning i en så mycket större omfattning att det inte kan förbises från strålskyddssynpunkt. Dessa verksamheter ska enligt

direktivet identifieras, uppmärksammas och åtgärdas för att minska bestrålningen. Direktivet delas in i två delar:

- skydd mot strålning från naturliga strålkällor från mark och berggrund (en diskussion över tillämpning av BSS vad gäller NORM på arbetsplatser finns i denna bilaga, se avsnitt 6)
- skydd av flygplansbesättningar.

3.6 Strålskydd för befolkningen under normala förhållanden

Direktivet anger vilka skyddsåtgärder som krävs för att erhålla tillstånd för verksamheter som medför risk för att befolkningen ska utsättas för joniserande strålning. Dessa innebär undersökning och godkännande av anläggningar ur strålskyddssynpunkt, skydd mot kontaminering/strålning utanför anläggningsområdet, och planer för utsläpp av vatten.

Dosuppskattningar i samband med verksamheter ska göras för:

- befolkningen som helhet
- kritiska grupper i befolkningen på alla platser där sådana kan förekomma (gruppens karaktär måste anges).

Dosuppskattningen bör omfatta extern bestrålning, intag av radionuklider med angivande av radionuklidernas karaktär och om relevant, fysikaliska och kemiska tillstånd samt bestämning av dessa radionuklidens aktivitet och koncentrationer.

4 Undantagsnivåer

Undantagsnivåer anges som aktivitetsgränser (t.ex. koncentration, total aktivitet). Material med aktivitet som underskrider dessa gränser undantas från myndighetskontroll, t.ex. från rapporteringskrav enligt EU:s BSS.

De grundläggande kriterierna för beräkning av undantagsnivåer är:

- de radiologiska riskerna som den undantagna verksamheten medför för individer är så små att de inte behöver regleras
- den samlade radiologiska effekten av den undantagna verksamheten är så liten att den inte behöver regleras under rådande omständigheter
- den undantagna verksamheten är till sin natur utan radiologisk betydelse.

Generellt är modeller och parametrar försiktigt framtagna för att minska sannolikheten för radiologiska effekter.

4.1 EU BSS

Undantagsnivåer används för att befria material från rapporteringskrav (se avsnitt 3.1).

Hur undantagsnivåer är framtagna dokumenteras i (EC 1993), och sammanfattas i EC Radiation Protection 107 (EC 1999a).

Undantagsnivåer beräknades utifrån en effektiv dos av 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ och en ekvivalent dos till huden av 50 $\text{mSv}/\text{år}$. Materialet antogs vara mindre strålkällor, dvs små mängder material som finns i spridbar eller icke spridbar form (vätske-, gas- eller fast fas), eller slutna strålkällor.

Tre olika scenarier beaktades:

- normal användning av små mängder radionuklider på arbetsplatser (till förutbestämda ändamål)
- olyckor, spill eller andra icke normala händelser som kan förekomma under rutinanvändning
- exponering av allmänheten som förekommer efter deponering av strålkällor i en deponi.

Exponeringsvägar som används för alla scenarier sammanfattas i tabell C.4-1.

Tabell C.4-1 Exponeringsvägar som beaktas i framtagning av undantagsnivåer i BSS.

Exponeringsväg	Normal användning, arbetsplats	Incident vid arbetsplats	Deponering
Beräkning av aktivitetskoncentration (kBq/kg)		Beräkningar för normal användning ger högre doser eftersom exponeringstider är högre än de som kan förväntas vid olyckor m m	
Extern exponering, hantering av mindre strålkälla	Exponerad hud 0,5 cm ² Exponeringstid, 25 timmar/år		
Extern exponering	Från 1 m ³ strålkälla (t.ex. hög av material) Exponeringstid, 100 timmar/år. Avskärningsfaktor, 0,1		<i>Vistelse på deponin</i> Exponeringstid, 300 timmar/år Utspänningsfaktor i deponin, 1,5·10 ⁸ Sannolikhet för exponering, 0,01/år
Extern exponering, gasflaska	Endast gammastrålning, avskärningsfaktor, 0 Geometrin anpassade till flaskan Exponeringstid, 100 timmar/år		
Inhalation, damm	Dammkoncentration, 0,04 mg/m ³ Inandning, 1 m ³ h ⁻¹ Exponeringstid, 2 000 timmar/år		Exponeringstid, 1 timme/år Dammkoncentration, 1 mg/m ³ Utspänningsfaktor i deponin, 1,5·10 ⁸ Sannolikhet för exponering, 0,01/år
Oralt intag, damm	Intag av damm, 32 mg/år		
Oralt intag, direkt			Intag av en del av strålkällan (1 % av 100 g objekt/år)
Beräkning av aktivitet (Bq)			
Extern exponering, hantering av mindre strålkälla			Exponerad hud, 0,5 cm ² Exponeringstid, 8 timmar 30 g strålkälla
Extern exponering		<i>Spill</i> Kontaminerad yta, 7 m ² , total aktivitet Avstånd, 1 m Exponeringstid, 10 minuter	<i>Vistelse på deponin</i> Exponeringstid, 300 timmar/år Utspänningsfaktor i deponin, 1,5·10 ⁸ Sannolikhet för exponering, 0,01/år
Extern exponering, hudkontakt		<i>Spill</i> : händerna. Exponeringstid, 10 minuter Kontaktyta, 100 cm ² vätskor, 600 cm ² fast material Hudkontaminering, 10 % av total aktivitet Strålkälla, 10 g vätska eller 30 g pulver	

Exponeringsväg	Normal användning, arbetsplats	Incident vid arbetsplats	Deponering
		<i>Spill</i> : ansiktet Exponeringstid, 10 minuter Kontaktyta, 100 cm ² vätskor, 600 cm ² fast material Hudkontaminering, 1 % av total aktivitet Strålkälla, 10 g vätska eller 30 g pulver	
		<i>Brand</i> Kontaktyta, 100 cm ² Exponeringstid, 10 minuter 0,1 mm lager på huden, Andel av strålkällan förbränd, 0,01	
Extern exponering, aerosol, dammoln		<i>Spill</i> Dammkoncentration, 5 mg/m ³ Exponeringstid, 10 minuter Rummets volym, 32 m ³	
		<i>Brand</i> 100 % vätskor/gas eller 1 % fast material i rummet med volym 32 m ³ Exponeringstid, 10 minuter.	
Extern exponering, punktkälla (endast totalaktivitets undantagsnivåer)	Avstånd 1 m, ingen avskärmning Exponeringstid: 100 timmar/år, vätskor/damm 200 timmar/år fast material, kapslar, folie		
Extern exponering, hantering av strålkälla (endast totalaktivitets undantagsnivåer)	Exponerad hud, 0,5 cm ² Exponeringstid, 10 timmar/år Avskärningsfaktor motsvarande en glasflaska		
Inhalation, damm	Dammkoncentration, 0,04 mg/m ³ Inandningsrat, 1 m ³ h ⁻¹ Exponeringstid, 2000 timmar/år	<i>Spill</i> (100 g av strålkällan), resuspension Dammkoncentration, 5 mg/m ³ Inandningsrat, 1 m ³ h ⁻¹ Exponeringstid, 10 minuter	<i>Inandning av utspädd strålkälla</i> Dammkoncentration, 1 mg/m ³ Inandning, 1 m ³ h ⁻¹ Exponeringstid, 1 timme/år Sannolikhet för exponering, 0,01/år Strålkällan (1g), ingen utspädning av
		<i>Brand</i> 100 % vätskor/gas eller 1 % fast material i rummet med volym 32 m ³ Exponeringstid, 10 minuter.	<i>Boende vid deponin</i> Exponeringstid, 5 000 timmar/år Dammkoncentration, 0,2 mg/m ³ Strålkälla utspädd i 100 kg kontaminerad jord Inandning, 1 m ³ /timme
Oralt intag, direkt		<i>Spill</i> oralt intag av 1 mg	Intag av 0,1 % av strålkällan

4.2 Kanada

Atomic Energy Control Board (AECB, 1999) beskriver underlaget till deras undantagsnivåer, som är uppdaterade enligt ICRP 60 (ICRP 1990) och ICRP 61 (ICRP 1991).

Undantagsnivåerna utgår från effektiv dos <1 mSv/år, dosekvivalenten för huden <50 mSv, dosekvivalenten till ögonlinsen <15 mSv. Exponeringsscenarioer som beaktas visas i tabell C.4-2.

Undantagsnivåerna tar inte hänsyn till oralt intag av strålkällor, eftersom sannolikheten av detta scenario antas vara mycket liten.

Vid beräkning av inhalationsexponeringsvägar antas en viss andel av en strålkälla vara tillgänglig för inhalation. För radionuklider med låg specifik aktivitet, kan mängden material som motsvarar en ALI (inhalation) vara mycket stor, t.ex. 15,6 g av K-40. Eftersom erfarenheter vid uranutvinning och bearbetning visar att mängden material som tas in genom inandning underskrider 100 mg per år beaktas inte exponering genom inhalation för radionuklider där en ALI (inhalation) överskrider 100 mg material.

Uran kan förekomma i olika fysiska former, dvs spridbar och icke spridbar form. Två scenarier har inkluderats för att representera exponering för uranmalm.

Tabell C.4-2 Exponeringsvägar som beaktas i beräkning av AECB:s undantagsnivåer.

Exponeringsväg	Antaganden
Inhalation, kronisk	Exponeringstid, 8 timmar Luftomsättning, 6/timme Rummets volym, 100 m ³ Inandningsrat, 1,2 m ³ /timme
Inhalation, akut	Volym kontaminerad luft, 1 m ³ Exponeringstid, 1 minut Inandningsrat, 20 l/min
Extern strålning (helkropps- och lokal hud) vid strålkälla i byxficka	Exponeringstid, 20 timmar
Hantering av strålkälla, i höjden vid midjan	Avstånd 0,33 m, exponeringstid 80 timmar Avstånd 1 m, exponeringstid 80 timmar
Externdos till händerna vid hantering av strålkälla	Strålkälla med yta 1 cm ² Exponeringstid ca 3 timmar/år
Extern exponering, icke spridbart uran (5 viktprocent)	Avstånd, 1 m Exponeringstid, 2 000 timmar/år
Extern exponering, hantering av icke spridbart uran (5 viktprocent)	Exponeringstid, ca 4,2 timmar/år Händerna i kontakt med materialet.

Undantagsnivåerna sätts för halten i materialet som motsvarar dosgränsen via den känsligaste exponeringsvägen, dvs det lägsta (avrundade) värdet för de individuella exponeringsvägarna.

AECB föreslår också ”default”-värden för radionuklider som inte anges i tabellerna för undantagsnivåer. Dessa värden är:

- 10 000 Bq: Radioisotoper av ämnen med atomnummer <81, eller ämnen med atomnummer >81 om radioisotoperna och deras döttrar inte är α -strålare
- 50 Bq: Radioisotoper av ämnen med atomnummer >81 om radioisotoperna och deras döttrar är α -strålare.

5 Friklassning

Friklassningsnivåer används för att befria material som innehåller radioaktiva ämnen som uppkommit till följd av någon reglerad verksamhet från ytterligare krav, t.ex. för rapportering eller tillstånd, eller krav i annat direktiv. Med friklassning avses tillstånd att fritt återanvända material utan begränsningar av strålskyddsskäl, samt undantag från ytterligare reglering. Friklassningsnivåer kan inte överskrida undantagsnivåer, annars skulle ”friklassat” material omedelbart behöva regleras igen.

Friklassningsnivåer kan fastställas som aktivitetskoncentrationer, total aktivitet eller som ytaktivitetsgränser.

Friklassningsnivåerna grundar sig på två kriterier:

- doser till individer måste vara försumbara, dvs underskrida en fastställd dosgräns (i beräkning av friklassningsnivåer skiljer IAEA mellan exponeringsvägar som har stor respektive liten sannolikhet, en dos av 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ används för ”sannolika” exponeringsvägar och 100 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ används för ”osannolika” exponeringsvägar)
- strålskydd måste optimeras.

Två sorters friklassning diskuteras:

- obegränsad friklassning av material
- villkorad friklassning, dvs att friklassningen är kopplad till något eller några villkor, t.ex. att den första återanvändningen av det friklassade materialet är utpekad.

Aktivitetsgränser för "villkorad friklassning" kan allmänt väntas vara högre än för obegränsad friklassning.

Alla system för framtagning av friklassningsnivåer grundar sig på uppskattningar av de strålskyddsmässiga konsekvenserna som kan förorsakas av friklassningen. Metoderna skiljer sig främst i antalet möjliga återanvändningar som beaktas och i de mängder material som antas lämpliga för friklassningen.

En översikt över arbetet med friklassning av material från kärntekniska anläggningar ges av Menon (1994). I detta avsnitt ges endast några exempel på friklassningssystem.

5.1 IAEA

IAEA beskriver framtagning av friklassningsnivåer för fasta material IAEA (1996b) och friklassningsnivåer för radionuklider som använts i medicin, industri eller forskning IAEA (1998). Friklassningsnivåerna beräknas utifrån en effektiv individdos av 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$.

För fasta material har följande scenarier studerats för att beräkna tillåtna koncentrationer för olika nuklider:

1. Deponering av fyllnadsmassor (transportarbetare, deponiarbetare, intrång efter avslutning, utlakning via grundvatten, brand i deponi).
2. Förbränning (arbetare i förbränningsanläggning, emissioner, deponering av aska).

3. Återanvändning/återvinning av metalliskt skrot samt betong (transport, smältning och processing av skrot, samt emissioner och slagganvändning. Användning av skrot i små föremål (t.ex. verktyg) och större föremål. Användning av material i byggnader.

Resultaten presenteras i en tabell där nukliderna är grupperade i fem klasser. Varje klass har ett intervall av en tiopotens i aktivitetskoncentration, från 10^{-1} – 10^0 Bq/g till 10^4 – 10^5 Bq/g. Det föreslås att friklassningsnivåerna för ytkontamination (Bq/cm²) är numeriskt desamma som för massaktivitetskoncentration (Bq/g).

För radionuklider som används i medicin, industri och forskning har friklassningsnivåer tagits fram för utsläpp till vatten, utsläpp till luft och fast avfall. Exponeringsvägarna som beaktas vid utsläpp till luft och vatten är:

- | | |
|---------------------------------|--|
| Utsläpp till luft: | – Exponering i bostad 20 m från utsläppspunkt (inhalation, extern exponering). |
| | – Intag av grödor odlade 100 m från utsläppspunkten. |
| | – Intag av animalieprodukter producerade 800 m från utsläppspunkten. |
| Utsläpp till avloppsslam: | – Extern exponering. |
| | – Inhalation av resuspenderat material. |
| Utsläpp till ytvattenrecipient: | – Intag av dricksvatten. |
| | – Intag av fisk. |
| | – Extern exponering från kontaminerat sediment. |

För små mängder fast avfall (under tre ton/år) föreslås undantagsnivåer från IAEA:s BSS (IAEA 1996a) som friklassningsnivåer. För större mängder måste dessa nivåer minskas med en faktor 10.

5.2 SSI/Kemakta

Elert et al (1992a, 1992b) beräknade friklassningsnivåer för avfall från kärnkraftverks-avveckling. Friklassningsnivåer togs fram för både deponering och återanvändning av materialet. Tre olika typer av material studerades: stålavfall, betongavfall och annat icke brännbart avfall. De alternativa hanteringar som antogs vara troliga för varje avfallstyp visas i tabell C.5-1.

Tabell C.5-1 Friklassningsalternativen för avfall från avveckling av kärnkraftverk.

Avfallstyp	Återvinning		Deponering	
	Smältning	Användning som fyllnadsmaterial	Deponi vid anläggningen	Deponi utanför anläggningen
Stålavfall	X		X	
Betongavfall		X	X	X
Icke brännbart avfall			X	X

Exponeringsvägarna som beaktas för de olika hanteringsalternativen visas i tabell C.5-2.

Tabell C.5-2. Exponeringsvägar vid olika hanteringsalternativ för avfall från kärnkraftverk.

Fas i hantering	Extern exponering	Inhalation av damm	Oralt intag, kontaminerat vatten och kost
Deponering			
Drift	X	X	
Kontrollfas			X
Intrång	X	X	
Lång sikt			X
Användning som fyllnadsmaterial			
Anläggningsbyggande	X	X	
Lång sikt	X	X	X
Återvinning av stål			
Lagring (förbehandling)	X	X	
Smältning	X	X	
Fabrikation	X	X	
Användning av produkt	X	X	X
Återvinning av restprodukter (t.ex. slagg)	X	X	
Deponering av restprodukter	Som deponering		

6 NORM på arbetsplatser

EU har publicerat rekommendationer för tillämpning av avdelning VII av EU BSS (EG 1996b), vilka kräver att nationella myndigheter ska identifiera områden, arbetsplatser eller verksamheter där exponering för naturligt förekommande radionuklider (NORM) leder till en betydelsefull exponering av arbetstagarna eller allmänheten. De kräver även att myndigheterna ska implementera kontrollprogram och vid behov – strålskyddsåtgärder.

Riktvärden för kontroll av arbetsplatser där material med höga halter NORM hanteras har tagits fram av NRPB, UK, och publicerats (EC, 1999a). En sammanställning över industrier i Europa har gjorts för att identifiera processer där material med höga halter naturliga radionuklider förekommer. Riktvärdena är radionuklidkoncentrationer i ett stort antal material som hanteras i de identifierade industrierna. Riktvärdena är satta för att motsvara ett antal doskriterier för definierade industrier och arbetsförhållanden. Beräkningar av individdosen från varje material beaktar följande exponeringsvägar:

- inandning av damm och ångor (radon och toron)
- oralt intag av damm/jord
- extern exponering
- hudkontakt med kontaminerat damm.

Valet av relevanta exponeringsvägar och exponeringsparametrar är specifika för industrin och dess processer. Exponering för material och processer där detaljerade data saknas uppskattades med följande generiska scenarier och exponeringsparametrar:

- Lagerarbete: exponering för en stor mängd material i en lagerbyggnad under större delen av arbetstiden. Externexponering (arbetstagaren vistas mycket nära materialet), inandning och oralt intag av damm, dammkontamination av huden.
- Rester och avlagringar: Arbetstagaren exponeras vid borttagning av dessa, t.ex. rengöring av rör och tankar. Exponering under kortare tid (ca en dag/vecka). Exponering för höga dammhalter i luft (inandning, oralt intag, hudkontaminering), något inandningsskydd används. Mängden material antas vara mellan några kilo och några ton.
- Processmaterial i ledningar/tankar: Exponering av arbetstagaren under större delen av arbetstiden. Extern exponering är den enda exponeringsvägen.

För varje industri har beräkningar gjorts för ”vanliga” förhållanden, där exponeringsparametrar är satta för att representera genomsnittlig exponering under arbetstiden samt ”osannolika” förhållanden, där exponeringsparametrarna är mycket höga fast ändå möjliga. Endast brand beaktas som olycksscenario. Vid andra olyckor kompenseras exponering för höga koncentrationer radionuklider med korta exponeringstider, därför leder inte olyckor till högre exponering än vanligt arbete.

För alla material som innehåller U-238 eller Th-232 måste hänsyn tas till dotterradionukliderna. I malm kan båda dessa radionuklider antas vara i jämvikt med sina dotterradionuklider. Industriprocesserna kan leda till selektiv koncentration av vissa radionuklider.

Graden av exponering beror inte bara på aktivitetskoncentrationen i materialet, utan även på eventuell kemisk eller fysisk behandling som ökar tillgängligheten till materialet, t.ex. att mala råmaterial kan generera inandningsbart damm och underlätta radonspridning i luften på arbetsplatsen.

Avfallsströmmar kan svara för en större risk än huvudprocessen och den färdigställda produkten. Hantering av NORM-haltiga material vid höga temperaturer kan berika det luftburna dammet med vissa radionuklider, t.ex. Ac-228 kan anta gasform från svetsstavar innehållande Th-232.

Därför skiljer rapporten på olika grupper av material:

- malm: där radionuklider är i jämvikt med U-238 eller Th-232
- restprodukter och avfall: där vissa radionuklider koncentrerats på grund av mass-separation eller kemiska processer
- produkten: där halten av vissa radionuklider är avsiktligt hög av annan anledning än för de radioaktiva egenskaperna, t.ex. Th i elektroder understödjer antändning och stabilitet.

Riktvärden uttryckta som aktivitetskoncentration i materialen, används för att dela in material i olika grupper, enligt regleringsbehovet. Två typer av riktvärden finns; s.k. "screening"-värden, som tar hänsyn till andra radionuklider i materialet, och referensvärden som gäller för varje enskild radionuklid. Gränser i klassifikationssystemet motsvarar delvis kraven i EU BSS (där arbetstagarna klassas i två grupper: Kategori A och B vid en uppskattad effektiv dos som överskrider respektive underskrider 6 mSv/år), se tabell C.6-1.

Tabell C.6-1 Gränser i klassifikationssystemet för NORM på arbetsplatser.

Materialklass	Normalförhållanden		Osannolika förhållanden	
	Effektiv dos (mSv/år)	Huddos (mSv/år)	Effektiv dos (mSv/år)	Huddos (mSv/år)
Inget regleringsbehov			<1	<50
Ingen reglering vid antaganden om normala förhållanden	<1	<50	1-<6	50-<500
Låg regleringsnivå	1-<6	50-<500	6-<20	≥500
Hög regleringsnivå	6-<20	≥500	20-<50	≥500
Otillåtet	≥20	≥500	≥50	≥500

7 Acceptanskriterier

7.1 IAEA

IAEA har publicerat två arbetsdokument (IAEA, 1999a och 1999b) som beskriver en metod för framtagning av kriterier för mottagande av radioaktivt avfall i ytnära deponier. Dokumenten gäller operativ säkerhet och säkerhet efter avslutning.

Metoden grundar sig på identifikation av generiska scenarier för en ytnära deponi. Scenario-komponenter identifieras för både den operativa fasen och efter avslutning. Dessa komponenter används för att fastställa ett antal transport- och exponeringsscenarier. Koncentrationsgränser för ett antal radionuklider i avfall beräknas utgående från ett doskriterium av 1 mSv/år för varje transport- och exponeringsscenario.

7.1.1 EFTER AVSLUTNING (IAEA 1999A)

Scenarierna består av följande komponenter:

1. Avfallet – kan vara i följande former:
 - i behållare eller stabiliserat, oförändrat, med begränsad genomströmning av lakvatten
 - behållaren eller stabiliseringen delvis degraderad (på grund av t.ex. vittring), ökad genomströmning av lakvatten
 - total degradering av behållaren/stabiliseringen eller utan behållare, avfallets form är inte begränsande för genomflödet av vatten och lakning av radionuklider från avfallet.
2. Deponins barriärsystem – särskilt täcksiktet:
 - oförändrat, begränsad vattengenomströmning
 - delvis degraderat, vattenflödet ökar med tiden
 - barriären obefintlig eller försvunnen.
3. Geosfär och biosfär – förändras inte med tiden. Standardiserade geosfärsценarier (lera och sand) och biosfärsценarier (torr och tempererad) definieras.
4. Kontroll av deponin – tre faser i kontrollen av deponiområdet beaktas:
 - institutionell kontrollperiod: deponins underhåll försäkras, skydd mot intrång finns
 - tillgång till deponiområdet, dock i begränsad utsträckning och med skydd mot intrång
 - inga kontrollåtgärder, dvs obegränsad tillgång till deponin.

Olika kombinationer av dessa fyra komponenter har grupperats för att definiera ett antal scenarier med hänsyn till radionuklidtransport och exponeringsvägar:

1. transport av radionuklider med grundvatten till recipienter utanför området
2. transport av radionuklider med ytavrinning och/eller luft (damm och ångor), exponering på området eller utanför området
3. kort vistelse på deponin, extern exponering och inhalation av radionuklider
4. användning av deponin som lekplats för barn
5. bostad på området, exponering för lakvattnet
6. bostad på området, exponering via alla exponeringsvägar
7. borrhning/undersökning (provtagning) genom täcksiktet
8. borrhning/undersökning (provtagning) i avfallet
9. anläggningsbyggande (vägar eller bostäder).

En konceptuell modell och exempelberäkningar presenterades för scenarier 1, 5, 6 och 9.

7.1.2 DEPONERINGSFAS (IAEA 1999B)

Scenarierna består av följande komponenter:

1. Konditionering av avfallet.
 - Avfallskonditionering utanför deponin. Syftet med konditionering är att begränsa utsläpp av radionuklider till luft och lakvatten.
 - Avfallet delvis behandlat utanför deponin, t.ex. avfallet placeras i behållare. Ytterligare behandling behövs inom deponiområdet, t.ex. fat som måste kompakteras eller lådor för ingjutning. Större risk för utsläpp av radionuklider innan deponering.
 - Obehandlat avfall. Inget skydd mot utsläpp till lakvatten eller luft.
2. Lokalisering av avfall inom deponin. Antal och definition av de olika komponenterna är deponispecifika. Exempel är lagerlokaler, processlokaler, deponin, transportfordon.
3. Operativa förhållanden:
 - Normala förhållanden.
 - Onormala förhållanden.

Olika kombinationer av dessa komponenter har grupperats för att definiera följande scenarier med hänsyn till radionuklidutsläpp och exponeringsvägar:

Normala förhållanden:

- extern exponering
- vätskeutsläpp
- gasutsläpp
- utsläpp av material i fast fas (t.ex. damm).

Onormala förhållanden:

- fall och skada av avfallskolli
- brand
- översvämning
- flygplanskrasch på deponin
- direkt kontakt med avfallet
- explosion
- oralt intag (olycksfall)
- kriticitet.

Modeller har utvecklats och implementerats för ett antal av dessa scenarier. Koncentrationskriterier har beräknats och presenteras i tabellform för ett antal radionuklider i avfall utgående från följande doskriterier:

- arbetstagare: medelvärdet av effektiv dos över 5 konsekutiva år av 20 mSv/år, samt maximal effektiv dos av 50 mSv i ett enskilt år
- allmänheten: effektiv dos av 1 mSv/år.

7.2 AUSTRALIEN

I Australien sätter riktlinjer (Code of Practice), etablerade 1985, riktvärden för radioaktivitet i avfall som får förbrännas i vanliga avfallsförbränningsanläggningar eller deponeras på kommunala deponier.

Vid förbränning måste man visa att utsläpp av radionuklider till luften (i avgaser) underskrider de gränser som satts av de ansvariga myndigheterna.

Endast fast avfall får deponeras. Aktivitetskoncentrationen i varje avfallskolli får inte överskrida:

Radionuklid	Maximal aktivitetskoncentration
U-Th-serier	250 Bq/kg
Andra radionuklider, halveringstid >1 år	0,1 ALI*
Andra radionuklider, halveringstid 60 dagar–1 år	1 ALI
Andra radionuklider, halveringstid <60 dagar	10 ALI

* ALI = Årlig intagsgräns för arbetstagarna, ICRP:s rekommendationer.

Ytdosraten får inte överskrida 5 $\mu\text{Sv/timme}$. Ytkontamineringen får inte överskrida 4 Bq/cm^2 , eller 0,4 Bq/cm^2 för α -strålare med halveringstider >10 dagar.

Den totala aktivitet som deponeras på en deponi får inte överskrida gränsen för enskilda avfallskollin mer än 10 gånger.

Senare riktlinjer, från 1992, etablerar ytterligare fyra kategorier av radioaktivt avfall med aktivitetskoncentrationer som överskrider riktvärden för avfallsförbränning eller deponering i kommunala deponier. Dessa kategorier beskrivs nedan:

Kategori Beskrivning av avfall

- A Fast avfall, som huvudsakligen innehåller β - och γ -strålade radionuklider, med halveringstider som är kortare än ”institutionell kontrollperiod” (dvs aktiviteten kommer att minska till stor del under kontrollperioden). Alfastrålade radionuklider finns i mycket låga koncentrationer. Exempel: lätt kontaminerade eller aktiverade varor, t.ex. papper och wellpapp, glas, plast, trasor, skyddskläder, avfall och utrustning från laboratorier, konsumentartiklar, verktyg och annan utrustning från industrier. Stora volymer lätt kontaminerat avfall från mineralutvinning eller lätt kontaminerad jord kan också ingå i kategori A.
- B Fast avfall och skyddade strålkällor med högre aktivitetskoncentration av β - och γ -strålade radionuklider. Alfastrålade radionuklider finns i mycket låga koncentrationer. Exempel: mätinstrument, slutna strålkällor från industri och medicin, små kontaminerade verktyg eller annan utrustning.
- C Fast avfall innehållande α -, β - och γ -strålade radionuklider i koncentrationer liknande kategori B. Avfallet består däremot av bulkavfall, t.ex. avfall från processning av radioaktiva material, tungt kontaminerad jord, stora artiklar (verktyg och annan utrustning)
- S Avfall som inte uppfyller kraven för kategorier A, B eller C. Exempel: slutna strålkällor, mätinstrument eller bulkavfall med aktivitetskoncentration som överskrider gränsvärdena för kategorierna A-C.

Kategorierna A, B och C kan accepteras för ytnära deponering i en särskild deponi för radioaktivt avfall. Däremot får inte icke radioaktivt och radioaktivt avfall samdeponeras. Klass S måste lagras i avvaktan för alternativ metod för slutligt omhändertagande.

Platsspecifika gränsvärden för aktivitetskoncentrationer måste tas fram för kategorierna A, B och C. Gränsvärdena ska grundas på en detaljerad bedömning av den radiologiska effekten av deponin på allmänheten, med hänsyn till de sannolika exponeringsvägarna under deponeringstiden och efter avslutning. Alla möjliga framtida markanvändningar bör ingå i bedömningen. Platsspecifika data för exponeringsscenarioer och geologiska/hydrologiska förhållanden vid deponin bör användas.

Gränsvärden beräknas utgående från en dosgräns av 1 mSv årlig effektiv dos till allmänheten. Dosgränsen för arbetstagarna vid deponin följer ICRP:s rekommendationer, dvs 20 mSv årlig effektiv dos (medelvärde över fem år, med en maxdos av 50 mSv inom ett år).

Intrång i deponin antas inte förekomma under kontrollperioden. Kontrollperioden, dvs perioden efter avslutning av deponin med begränsad tillgänglighet och markanvändning, måste vara minst 100 år. Vid slutet av kontrollperioden antas exponering via alla exponeringsscenarioer ske.

Generiska gränsvärden för aktivitetskoncentrationer har tagits fram för kontrollperioder på 100 och 200 år, baserade på exponeringsscenarioer förknippade med intrång i deponin. Deponiområdet antas vara torrt och avlägset beläget i Australien. Värdena visas i tabell C.7-1.

Tabell C.7-1 Gränsvärden för aktivitetskoncentration i kategori A-, B- och C-avfall för kontrollperioderna 100 respektive 200 år.

Radionuklidgrupp	Aktivitetsgräns (Bq/kg)					
	A		B		C	
Avfallskategori: Kontrollperiod:	100 år	200 år	100 år	200 år	100 år	200 år
H-3	5 10 ⁸	1 10 ¹¹	1 10 ¹⁰	5 10 ¹²	1 10 ¹⁰	1 10 ⁷
C-14	1 10 ⁷	1 10 ⁷	5 10 ⁷	5 10 ⁷	5 10 ⁷	1 10 ⁷
α-strålare (inklusive U-238, Pu-239 och Am-241)	1 10 ⁵	1 10 ⁵	1 10 ⁷	1 10 ⁷	1 10 ⁷	1 10 ⁷
Th-232	1 10 ⁴	1 10 ⁴				
Ra-226, uran*	5 10 ³	5 10 ³				
Ra-226			5 10 ⁵	5 10 ⁵		
Ra-226, Th-232, uran*					5 10 ⁵	5 10 ⁵
β- och γ-strålare, halveringstid >5 år	5 10 ⁵	5 10 ⁶	1 10 ⁸	1 10 ⁹	1 10 ⁸	1 10 ⁹
β- och γ-strålare, halveringstid ≤5 år #	1 10 ⁹	1 10 ⁹	No limit	No limit	No limit	No limit

* I jämvikt med döttrarna.

Ytdosraten är begränsande.

Aktivitetsgränsen för kategorierna A och B gäller medelvärdet över enskilda avfallskollin. Aktivitetsgränsen för kategori C-avfall (bulkavfall) gäller medelvärdet över hela deponin (eller deponistruktur, t.ex. cell).

För avfall som innehåller flera radionuklider, bör aktivitetskoncentrationer uppfylla följande krav:

$$\sum_i \frac{C_i}{L_i} \leq 1$$

där

C_i = aktivitet av radionuklid i i avfallet

L_i = aktivitetskoncentrationsgränsvärdet för radionuklid i .

Ett platsspecifikt gränsvärde ska också sättas för total aktivitet som får deponeras i en deponi. Detta värde måste grundas på platsspecifika beräkningar av radionuklidutlakning från avfallet, grundvattentransport och exponering av människor.

Vissa krav ställs på deponin. Krav som är beroende av avfallskategorin visas i tabell C.7-2.

Tabell C.7-2 Krav på deponier för olika klasser radioaktivt avfall.

Avfallskategori	A	B	C
Tekniskt barriärsystem*, funktionell livslängd		300 år	300 år
Tekniskt barriärsystem*, strukturens livslängd		1 000 år	1 000 år
Täckskikt, tjocklek	≥2 m	≥5 m	≥5 m

* Teknisk barriär: Vid kategori B-avfall kan avfallets kontainer eller annat emballage utgöra barriären.

Ytvattenavrinning ska kontrolleras för att undvika erosion av täckskiktet samt för att undvika vattenintrång under deponeringsfasen. Deponin ska dräneras, både under deponeringsfas och efter avslutning, för att undvika ackumulering av infiltrerande vatten i deponin. Det uppsamlade vattnet får inte släppas ut från deponiområdet.

Dessutom ställs vissa krav på den fysiska stabiliteten hos avfallet för att säkerställa den långsiktiga funktionen hos deponin. Dessa krav brukar kunna uppfyllas genom avfallsbehandling, t.ex. kompaktering av kategori A-avfall. Kategori B- och kategori C-avfall måste vara fysiskt stabilt i minst 300 år. Stabiliteten kan utgöras av avfallets kontainer eller deponins struktur. Kategori B-avfall bör gjutas in i betong, bitumen eller polymerer. Om kategori C-avfall inte är tillräckligt stabilt måste det deponeras i en stabil deponistruktur. Kategori A-avfall får inte deponeras med kategori B- eller C-avfall, med undantag av kategori A-avfall som uppfyller kravet på stabilitet hos kategori B- och C-avfall.

Bilaga D

Regler och principer för farligt avfall, deponier, sekundära material och förorenad mark

1	EU-DIREKTIV OM FARLIGT AVFALL.....	2
2	DEPONERING AV AVFALL.....	6
2.1	EU-DIREKTIV OM DEPONERING AV AVFALL.....	6
2.1.1	Definition av avfallstyper.....	6
2.1.2	Definition av deponi.....	6
2.1.3	Deponiklasser.....	6
2.1.4	Kriterier och förfaranden för mottagning av avfall.....	8
2.2	NATURVÅRDSVERKETS FÖRORDNING OCH FÖRESKRIFTER OM DEPONERING AV AVFALL.....	9
2.2.1	Naturvårdsverkets förslag till föreskrifter.....	9
2.2.2	Naturvårdsverkets förslag till förordning.....	10
2.3	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – KARAKTERISERING AV FARLIGT AVFALL.....	11
2.4	KANADAS FÖRSLAG TILL NATIONELLA REGLER OM FARLIGT AVFALL.....	14
2.4.1	Mottagningskriterier för farligt avfall.....	14
2.4.2	Utsläpp till miljön.....	14
2.4.3	Krav på deponier.....	14
3	RISKBEDÖMNING VID ANVÄNDNING AV SEKUNDÄRA MATERIAL I ANLÄGGNINGSBYGGANDE.....	15
3.1	UTLAKNING FRÅN ANLÄGGNINGEN.....	15
3.2	TRANSPORT TILL RECIPIENTEN.....	16
3.3	EXPONERINGSVÄGAR FÖR HÄLSORISKBEDÖMNING.....	16
4	FÖRORENAD MARK.....	17
4.1	MARKANVÄNDNING OCH EXPONERINGSVÄGAR.....	17
4.2	FÖRDELNING OCH TRANSPORT AV FÖRORENINGAR.....	18

I EU-direktiv om farligt avfall

EU-direktivet om farligt avfall (EG 1991, 91/689/EEC) samt beslutet (EG 1994, 94/904/EG) innehåller flera listor som används för att definiera vad som är farligt avfall. Direktivets bilaga 1 består av två listor över generiska avfallstyper. Avfall i den första listan betraktas som farligt avfall om avfallet har en eller flera av de egenskaper som finns listade i direktivets bilaga 3. Dessa egenskaper listas i tabell D.1-1 och kan sammanfattas enligt följande:

- explosivt
- oxiderande/brandfarligt /mycket brandfarligt
- irriterande
- hälsoskadligt
- giftigt
- cancerframkallande
- frätande
- smittfarligt
- fosterskadande
- mutagent
- ämnen som avger giftiga gaser i kontakt med vatten, luft eller syra
- ämnen som kan ge upphov till ett annat ämne, t.ex. lakvätska som har någon av de egenskaper som ovan uppräknats
- ekotoxiskt.

De farliga egenskaperna giftigt, hälsoskadligt, frätande, irriterande, cancerframkallande, fosterskadande och mutagent definieras i rådets direktiv 67/548/EEG om klassificering, förpackning och märkning av farliga ämnen (uppdaterade med 83/467/EEG).

Avfall i den andra listan betraktas som farligt avfall om avfallet har en eller flera av egenskaperna listade i direktivets bilaga 3 (tabell D.1-1) när de innehåller ämnen listade i direktivets bilaga 2. Direktivets bilaga 2 listar 51 ämnen eller ämnesgrupper (tabell D.1-2).

Om halten av ämnen eller ämnesgrupper som klassas som farliga (enligt egenskaperna listade ovan) överskrider en angiven nivå, betraktas avfallet som farligt. Koncentrationsgränsen beror på kategori, t.ex.:

- ämnen som klassas som mycket giftiga vid koncentrationer lägre än 0,1 viktprocent
- ämnen som klassats som giftiga vid koncentrationer lägre än 3 viktprocent
- ämnen som klassats som hälsofarliga vid koncentrationer lägre än 25 viktprocent.

Tabell D.1-1 Egenskaper som gör att avfall klassificeras som farligt.

H1	Explosivt: ämnen och preparat som kan explodera vid kontakt med öppen eld eller som är mer känsliga för stötar eller friktion än dinitrobensen.
H 2	Oxiderande: ämnen och preparat som ger upphov till en kraftig exoterm reaktion i kontakt med andra ämnen, särskilt brännbara ämnen.
H 3-A	Mycket brandfarligt: <ul style="list-style-type: none"> – flytande ämnen och preparat med en flampunkt under 210 °C (inklusive synnerligen brandfarliga vätskor), – ämnen och preparat som vid kontakt med luft vid normal temperatur och utan annan energitillförsel kan utveckla värme och slutligen fatta eld, – fasta ämnen och preparat som lätt kan fatta eld efter kort kontakt med något som brinner och som fortsätter att brinna eller förbränns efter det att antändningskällan avlägsnats, – gasformiga ämnen eller preparat som är brandfarliga i luft vid normalt tryck, – ämnen eller preparat som, i kontakt med vatten eller fuktig luft, utvecklar mycket brandfarliga gaser i farlig mängd.
H 3-B	Brandfarligt: flytande ämnen eller preparat med en flampunkt lika med eller högre än 210 °C och mindre än eller lika med 550 °C.
H 4	Irriterande: ämnen och preparat som inte är frätande, men som vid direkt, förlängd eller upprepad kontakt med hud eller slemhinna, kan orsaka inflammation.
H 5	Hälsoskadligt: ämnen och preparat som vid inandning eller upptag genom huden kan medföra begränsade hälsoskador.
H 6	Giftigt: ämnen och preparat (inklusive mycket giftiga ämnen och preparat) som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan orsaka allvarliga akuta eller kroniska hälsorisker eller till och med död.
H 7	Cancerframkallande: ämnen och preparat som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan ge upphov till cancer eller öka dess förekomst.
H 8	Frätande: ämnen och preparat som vid kontakt kan förstöra levande vävnad.
H 9	Smittförande: ämnen innehållande levande mikroorganismer eller deras toxiner och som enligt vetenskap eller grundad misstanke förorsakar sjukdom hos människor eller andra levande organismer.
H 10	Fosterskadande: ämnen och preparat som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden, kan förorsaka icke ärftliga medfödda missbildningar eller öka förekomsten av dessa.
H 11	Mutagent: ämnen eller preparat som, om de inandas eller förtärs eller tas upp genom huden, kan förorsaka ärftliga genetiska skador eller öka deras förekomst.
H 12	Ämnen och preparat som avger giftiga eller mycket giftiga gaser i kontakt med vatten, luft eller syra.
H 13	Ämnen eller preparat som på något sätt, efter omhändertagande, kan ge upphov till ett annat ämne, t.ex. lakvätska som har någon av de egenskaper som ovan uppräknats.
H 14	Ekotoxiskt: ämnen och preparat som omedelbart eller på sikt innebär risk för en eller flera miljösektorer.

De farliga egenskaperna "giftigt" (och "mycket giftigt"), "hälsoskadligt", "frätande" och "irriterande" ska bedömas med hänsyn till de kriterier som anges i bilaga 6, del 1 A och del 2 B i rådets direktiv 67/548/EEG av den 27 juni 1967 om tillämpning av lagar och andra författningar om klassificering, förpackning och märkning av farliga ämnen, i dess lydelse enligt rådets direktiv 79/831/EEG.

Tabell D.1-2 Beståndsdelar som gör att avfall upptaget i direktivets bilaga I klassificeras som farligt avfall om det har egenskaper beskrivna i tabell D.1-1.

C1	Beryllium, berylliumföreningar
C2	Vanadinföreningar
C3	Sexvärda kromföreningar
C4	Koboltföreningar
C5	Nickelföreningar
C6	Kopparföreningar
C7	Zinkföreningar
C8	Arsenik, arsenikföreningar
C9	Selen, selenföreningar
C10	Silverföreningar
C11	Kadmium, kadmiumföreningar
C12	Tennföreningar
C13	Antimon, antimonföreningar
C14	Tellur, tellurföreningar
C15	Bariumföreningar, utom bariumsulfat
C16	Kviksilver, kvicksilverföreningar
C17	Tallium, talliumföreningar
C18	Bly, blyföreningar
C19	Oorganiska sulfider
C20	Oorganiska fluorföreningar, utom kalciumfluorid
C21	Oorganiska cyanider
C22	Följande alkali- eller alkaliska jordartsmetaller: litium, natrium, kalium, kalcium och magnesium som metall
C23	Sura lösningar eller syror i fast form
C24	Basiska lösningar eller baser i fast form
C25	Asbest (stoft och fibrer)
C26	Fosfor, fosforföreningar utom mineraliska fosfater
C27	Metallkarbonyler
C28	Peroxider
C29	Klorater
C30	Perklorater
C31	Azider
C32	PCB och/eller PCT
C33	Farmaceutiska eller veterinärmedicinska medel
C34	Biocider och fytofarmaceutiska ämnen (t.ex. bekämpningsmedel)
C35	Smittfarliga ämnen

C36	Kreosot
C37	Isocyanater, tiocyanater
C38	Organiska cyanider (t.ex. nitriler)
C39	Fenoler, fenolföreningar
C40	Halogenerade lösningsmedel
C41	Organiska lösningsmedel, utom halogenerade
C42	Organiska halogenföreningar utom inerta polymerer och andra ämnen upptagna i denna bilaga
C43	Aromatiska föreningar, polycykliska och heterocykliska organiska föreningar
C44	Alifatiska aminer
C45	Aromatiska aminer
C46	Etrar
C47	Explosiva ämnen, utom sådana som upptagits på annan plats i denna bilaga
C48	Organiska svavelföreningar
C49	Alla polyklorerade dibenzofuraner
C50	Alla polyklorerade dibenzo-p-dioxiner
C51	Kolväten och deras syre-, kväve- och/eller svavelföreningar som inte tagits upp på annan plats i denna bilaga

Vissa upprepningar av farliga avfallstyper som anges i direktivets bilaga 1 är avsiktliga.

2 Deponering av avfall

2.1 EU-direktiv om deponering av avfall

EU-direktivet om deponering av avfall (EG 1999, 1999/31/EC) beskriver dels ett ramverk för klassificering av deponier, dels ett förslag till utveckling av ett system för framtagning av mot-tagningskriterier för avfall i de olika deponiklasserna.

Ett av syftena med direktivet är att införa ett enhetligt förfarande för mottagning av avfall. Förfarandet bygger på en klassificering och inbegriper standardiserade gränsvärden för avfall som kan tas emot i de olika deponiklasserna. För att underlätta genomförandet av detta direktiv avser EU att utveckla ett konsekvent och standardiserat system för karakterisering av avfall, samt för provtagning och analys. I avvaktan på att sådana analysmetoder eller nödvändiga gränsvärden för karakterisering utarbetas, kan medlemsstaterna vid tillämpningen av detta direktiv antingen behålla eller upprätta nationella förteckningar över avfall som kan tas emot eller inte kan tas emot för deponering. Alternativt kan medlemsstaterna ställa upp kriterier för det enhetliga mot-tagningsförfarandet, inklusive gränsvärden, som liknar dem som har angivits i EU-direktivet.

Direktivet syftar också på en etablering av deponier som kan övervakas med avseende på de ämnen som finns i avfallet. Dessa ämnen bör, så långt möjligt, reagera på ett förutsägbart sätt.

2.1.1 DEFINITION AV OLIKA AVFALLSTYPER

- *Farligt avfall*: allt avfall som omfattas av rådets direktiv (EG 1991, 91/689/EEG) om farligt avfall.
- *Icke farligt avfall*: avfall som inte omfattas av direktivet (EG 1991, 91/689/EEG).
- *Inert avfall*: avfall som inte genomgår några väsentliga fysikaliska, kemiska eller biologiska förändringar. Inert avfall löses inte upp, brinner inte och reagerar inte fysikaliskt eller kemiskt. Det bryts inte heller ned biologiskt eller inverkar på andra material, som det kommer i kontakt med, på ett sätt som kan orsaka skador på miljön eller människors hälsa. Totala lakbarheten och totalt föroreningsinnehåll i avfallet samt ekotoxiciteten hos lakvattnet ska vara obetydligt och får framför allt inte äventyra kvaliteten på yt- och/eller grundvatten.

2.1.2 DEFINITION AV EN DEPONI

Upplagsplats för avfall på eller i jorden (dvs under mark), inklusive:

- interna upplag (dvs en deponi där en avfallsproducent själv hanterar avfall på produktionsplatsen)
- en permanent plats (dvs för mer än ett år) för tillfällig lagring av avfall.

Direktivet omfattar inte:

- användning av lämpligt inert avfall vid restaurering och utfyllnadsarbete, eller för byggnadsändamål i deponier
- deponering av icke förorenad jord eller icke farligt inert avfall som uppkommer vid prospektering och utvinning, behandling och lagring av mineraltillgångar samt vid drift av stenbrott.

2.1.3 DEPONIKLASSER

Varje deponi ska hänföras till en av tre deponiklasser. Klasserna och krav ställda på deponins utformning redovisas i direktivets bilaga I och sammanfattas nedan.

Direktivets allmänna föreskrifter för alla deponiklasser innehåller vissa generella krav på lokalisering samt vattenkontroll och lakvattenhantering. Kraven på vattenkontroll och lakvattenhantering behöver inte tillämpas på deponier för inert avfall.

Kraven på utformning av deponin för att skydda mark och grundvatten sammanfattas i tabell D.2-1. Under driftfasen – den aktiva fasen – består skyddet av en kombination av en geologisk barriär och botten tätning. Under den passiva fasen – efter avslutning – består skyddet av en kombination av geologisk barriär och topptätning.

Tabell D.2-1 Krav på geologisk barriär, lakvattenuppsamling och topptätning i tre deponiklasser.

Punkt i bilaga 1	Deponiklass (avfallstyp)		Farligt avfall	Icke farligt avfall	Inert avfall
3.2	Geologisk barriär (deponins botten och sidor)	Tjocklek (m)	≥5m	≥1m	≥1m
		Konduktivitet (m/s)	≤10 ⁻⁹	≤10 ⁻⁹	≤10 ⁻⁷
3.3	Uppsamling av lakvatten och tätning av botten	Artificiellt tätskikt	Krävs	Krävs	Inget krav
		Dräneringsskikt ≥0,5m	Krävs	Krävs	Inget krav
3.3	Topptätning*	Gasdräneringsskikt	Krävs ej	Krävs	
		Artificiellt tätskikt	Krävs	Krävs ej	
		Ogenomsläppligt mineralskikt	Krävs	Krävs	
		Dräneringsskikt >0,5 m	Krävs	Krävs	
		Jordtäckning >1 m	Krävs	Krävs	

* Topptätning kan föreskrivas av den behöriga myndigheten.

En geologisk barriär föreligger när de geologiska och hydrologiska förhållandena under och i närheten av en deponi innebär en fastläggande förmåga som är tillräcklig för att förebygga en potentiell risk för mark och grundvatten. Om den geologiska barriären inte på ett naturligt sätt uppfyller ovanstående villkor, kan den kompletteras på konstgjord väg eller förstärkas på andra sätt som ger ett likvärdigt skydd. En ”konstgjord” geologisk barriär bör vara minst 0,5 meter tjock.

Direktivet anger att den behöriga myndigheten, efter en bedömning av miljörisker i enlighet med de generella bestämmelserna om vattenkontroll och lakvattenbehandling, kan besluta att uppsamling och behandling av lakvatten inte är nödvändigt. Dessutom, om det konstaterats att deponin inte utgör någon potentiell risk för mark, grundvatten eller ytvatten, får kraven i tabell D.2-1 minskas.

Topptätning kan föreskrivas av den behöriga myndigheten i de fall där de potentiella riskerna för miljön innebär att det är nödvändigt att hindra lakvattenbildning.

Ytterligare krav som ställs gäller gas, olägenheter och risker, t.ex. bränder, stabilitet och avspärning.

Skyddet av ytvatten och grundvatten måste kontrolleras vid varje deponi i enlighet med direktivets bilaga 3 (Förfaranden för kontroll och övervakning under drift- och efterbehandlingsfaserna). Uppmätta halter av föroreningar i grundvatten och ytvatten ska jämföras med riktvärden/gränsvärden. Om dessa värden överskrids, bör en beredskapsplan (inskriven i tillståndet) följas. Riktvärden/gränsvärden måste bestämmas med hänsyn till de specifika hydrogeologiska förhållandena i deponin och grundvattnets kvalitet.

2.1.4 KRITERIER OCH FÖRFARANDE FÖR MOTTAGNING AV AVFALL

Kriterier och förfarande för mottagning av avfall beskrivs i direktivets bilaga 2. Arbetet med dessa kriterier är dock inte avslutat.

Bilaga 2 beskriver kriterier för mottagning av avfall (inklusive allmänna principer) till de olika deponiklasserna. Det framtida klassificeringsförfarandet för avfall bör grundas på dessa principer. Preliminära riktlinjer anges i bilagan i avvaktan på en enhetlig klassificering för avfall och ett enhetligt förfarande för mottagning. Dessa kommer att utvecklas av en teknisk kommitté som biträder kommissionen. Den tekniska kommittén ska också utveckla kriterier som måste uppfyllas för visst farligt avfall som ska tas emot i deponier för icke farligt avfall. I dessa kriterier bör särskilt beaktas avfallets lakningsegenskaper på kort, medellång och lång sikt.

Medlemsstaterna bör för varje deponiklass fastställa nationella förteckningar över avfall som ska tas emot, eller inte ska tas emot, eller definiera de kriterier som ska uppfyllas för att avfallet ska tas upp i förteckningen. Kriterierna för avfall i referensförteckningar eller i deponiklasser kan grundas på annan lagstiftning och/eller på avfallets egenskaper.

Kriterier för mottagning vid en speciell deponiklass ska grundas på överväganden om:

- skydd av omgivande miljö (särskilt grundvatten och ytvatten)
- skydd av miljöskyddssystemen (tätskiktet och anordningar för lakvattenbehandling)
- skydd av den eftersträlvade avfallsstabiliseringsprocessen i deponin
- skydd mot hälsorisker.

Exempel på kriterier för avfallets egenskaper är:

- krav på kännedom om total sammansättning
- begränsningar av halten organiskt material
- krav eller begränsningar på den biologiska nedbrytbarheten hos organiska avfallskomponenter
- begränsningar av mängden potentiellt skadliga/farliga komponenter (med beaktande av de ovannämnda skyddskriterierna)
- begränsningar av den potentiella och förväntade lakbarheten för skadliga/farliga komponenter (i förhållande till de ovannämnda skyddskriterierna)
- ekotoxikologiska egenskaper hos avfallet och det lakvatten som detta ger upphov till.

Generellt förväntas kriterier som grundas på avfallets egenskaper vara mycket utförliga för deponier för inert avfall, och minskar i detaljeringsgrad för icke farligt respektive farligt avfall på grund av den högre skyddsnivån hos de två senare.

Preliminära riktlinjer för mottagning av avfall:

- | | |
|---------|--|
| Klass 3 | Inert avfall i enlighet med definitioner (ovan). |
| Klass 2 | Icke farligt avfall, dvs avfall som inte omfattas av EU-direktivet om farligt avfall (EG 1991, 91/689/EEG). |
| Klass 1 | Farligt avfall, dvs avfall som omfattas av EU-direktivet om farligt avfall (EG 1991, 91/689/EEG). Avfall som uppvisar en total halt eller lakbarhet av potentiellt farliga komponenter som är tillräckligt hög för att innebära en arbetsmiljö- eller miljörisk på kort sikt eller för att förhindra tillräcklig stabilisering av avfallet inom den projekterade driftstiden för deponin får inte godtas utan föregående behandling. |

Dessa förteckningar eller kriterier för mottagning ska användas för att fastställa anläggningsspecifika förteckningar på mottaget avfall.

2.2 Naturvårdsverkets förordning och föreskrifter om deponering av avfall (underhandremiss)

2.2.1 NATURVÅRDSVERKET'S FÖRSLAG TILL FÖRESKRIFTER

Naturvårdsverkets förordning och föreskrifter (NV 2000, remiss) följer i stort sett EU-direktivet, med den skillnaden att:

- Naturvårdsverkets föreskrifter ställer krav på begränsning av lakvattenmängden under både den aktiva fasen av en deponi och efter avslutning. Av bestämmelserna framgår funktionskrav som motsvarar vad som kan åstadkommas genom de konstruktioner som anges i EU-direktivets bilaga 1, punkt 3.3 (dvs system för uppsamling av lakvatten och bottentätning).
- Naturvårdsverket ställer krav på den geologiska barriären som transporttiden för lakvatten genom barriären (resultatet) istället för krav på barriäregenskaper. Transporttiderna som anges är något konservativt beräknade utifrån EU-direktivets perspektiv. I föreskrifternas inledning står det att om strängare krav på försiktighetsmått vad gäller transporttid av lakvatten, utformning av geologisk barriär samt mängden lakvatten har meddelats eller meddelas genom villkor vid tillståndsprövning, ska dessa strängare krav gälla.

Mottagning av avfall

Flera bestämmelser behandlar dokumentering av mottaget avfall:

- Ett register ska föras som innehåller uppgifter om mängd och egenskaper hos det deponerade avfallet, liksom ursprung, leveransdatum, avfallsproducentens och transportörens identitet och i vilken del av deponin avfallet lagts. Om det rör sig om farligt avfall ska avfallets exakta placering i deponin registreras. På begäran ska denna information göras tillgänglig för statistiska ändamål i Sverige eller inom EG.
- För deponier som deponerar mer än 5 000 ton/år ska all rapportering/registrering av mottagen mängd baseras på vägning.
- Huvudmannen ska tillhandahålla ett skriftligt mottagningsbevis för varje leverans som tas emot vid deponin. Huvudmannen ska underrätta tillsynsmyndigheten om avfall avvisats.

Försiktighetsmått som ska gälla vid deponering

- Avfall får inte blandas eller spädas ut i syfte att uppfylla gällande mottagningskriterier för deponiklassen.
- Deponier ska lokaliseras så att allt lakvatten efter driftfasen, och utläckande icke uppsamlat lakvatten under driftfasen, passerar genom en geologisk barriär. Transporttiden för lakvattenet genom barriären får inte understiga värdena som visas i tabell D.2-2. För klass 1 och 2 gäller att lakvattenmängden efter driftfas inte överstiger den geologiska barriärens kapacitet (föreskrifterna 13 §).
- Om de geologiska förhållandena är sådana att kraven i 13 § inte kan uppfyllas ska deponins botten, och vid förvaring under mark även dess sidor, bestå av en barriär som uppfyller kraven som anges i EU-direktivet, dvs den geologiska barriären får kompletteras och förstärkas på andra sätt som ger likvärdigt skydd. En konstgjord barriär bör vara minst 0,5 meter i mäktighet.
- Krav på bottentätning och dränerande skikt samt uppsamlingssystem finns under driftfasen enligt EU-direktivet (föreskrifternas 18 § och 21 §). Naturvårdsverket anger också en maximal mängd läckage, dvs icke uppsamlat lakvatten.

- Krav på utsläpp av uppsamlat lakvatten: ”Utsläppen till mark och vatten under deponins aktiva fas ska begränsas till nivåer som föreskrivs i tillståndet eller av tillsynsmyndigheten och genom att föroreningshalt samt årlig mängd förorening sätts i relation till lakvattenkvalitet, recipientens sårbarhet och skyddsvärde. Begränsningen ska uppnås genom miljöskyddsåtgärder såsom minimering, uppsamling och behandling av lakvatten.”
- Deponier som är att hänföra till deponiklass 1 respektive 2 och som sluttäcks efter att dessa föreskrifter börjat gälla, ska förses med täckning konstruerad så att det kan säkerställas att lakvattenmängden från deponin inte ens i ett långsiktigt perspektiv överskrider värdena i tabell D.2-2.
- När en deponi avslutats (sluttäcks) ska huvudmannen vara ansvarig för åtgärder för underhåll, övervakning och kontroll så länge tillsynsmyndigheten kräver det, dock i minst 30 år.

Tabell D.2-2 Krav på barriärfunktion och tätning för tre deponiklasser.

Paragraf	Deponiklass:		Klass 1	Klass 2	Klass 3
13	Transporttiden genom geologisk barriär (lakvatten efter driftfasen, läckage under driftfasen)	Transporttid (år)	200 år	50 år	1 år
15	Geologisk barriär (om 13 § inte uppfylls)	Tjocklek (m)	≥5	≥1	≥1
		Konduktivitet (m/s)	≤10 ⁻⁹	≤10 ⁻⁹	≤10 ⁻⁷
18	Läckage (icke uppsamlat lakvatten) under driftfasen	l/m ² /år	5	50	
21	Lakvattenmängd efter avslutning	l/m ² /år	5	50	

2.2.2 NATURVÅRDSVERKET'S FÖRSLAG TILL FÖRORDNING

Naturvårdsverkets förslag till förordning följer EU-direktivet. Den svenska definitionen på deponiklasser är: Deponering av avfall med egenskaper som innebär att riskerna för skador på hälsa och miljö är:

Klass 1 Höga
Klass 2 Måttliga
Klass 3 Låga

En skillnad mellan EU-direktivet och Naturvårdsverkets förordning är att visst avfall inte får tas emot på en deponi, inklusive avfall som innehåller elektriska eller elektroniska produkter som inte har genomgått sådan förbehandling som anges i 25 § av renhållningsförordningen (SFS 1998:902).

Förordningen innehåller också EU-direktivets möjlighet att mildra kraven på deponier, dvs:

”Om den tillståndsgivande myndigheten på grundval av en bedömning av miljörisker och med särskilt beaktande av direktiv 80/68/EEG beslutar att uppsamling och behandling av lakvatten inte är nödvändig, eller om det har konstaterats att deponin inte utgör någon potentiell risk för mark, grundvatten eller ytvatten, får kraven avseende lakvattenhantering och barriärer minskas i enlighet därmed.”

2.3 US Environmental Protection Agency – karakterisering av farligt avfall

US Environmental Protection Agency, USEPA (40 CFR: Part 261, uppdaterad 1999) har utvecklat ett system för identifiering av farligt avfall som en del av RCRA (Resource Conservation and Recovery Act). Avfall med en eller flera av följande egenskaper definieras som farligt avfall:

- toxiskt
- frätande
- brandfarligt
- oxiderande.

Egenskaperna frätande, brandfarligt och oxiderande mäts enligt standardiserade tester. Toxicitetstester för farligt avfall består av standardiserade lakteter: Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP. Om halten av ett toxisk ämne överskrider satta gränsvärden för lakvattenhalt, klassas avfallet som farligt.

Dessutom har flera listor publicerats för avfall som klassas som farligt. Avfallen är:

- materialspecifika, dvs farliga ämnen som förekommer i ett stor antal processer (lösningsmedel, ytbehandlingsavfall, etc.)
- industrispecifika, dvs från industrier där farligt avfall förekommer (avfall från träimpregnering, raffinaderiavfall, etc.)
- rester av kemiska produkter (kontainerrester, spill, etc.).

Utöver dessa listor klassas material som blivit kontaminerade av farligt avfall också som farligt avfall (avfallsbehållare, restprodukter från lakvattenbehandling, förorenad jord eller sediment, etc.).

En lista över farliga komponenter, dvs ämnen som klassas som farliga på grund av sina hälso- eller miljöfarliga egenskaper finns också presenterad. Avfall som innehåller dessa ämnen, eller andra ämnen som visar toxiska egenskaper, klassas som farligt efter övervägande av de miljö- och hälsorisker som förknippas med transport, lagring och deponering av avfallet.

USEPA har publicerat en uppdatering av systemet för identifiering av farligt avfall – HWIR99 – vilken består av en metod för bedömning av riskerna förknippade med omhändertagande av farligt avfall i olika typer av avfallsanläggning (USEPA 1999). Syftet med riskbedömningsmetoden är att identifiera avfall som klassas som farligt avfall enligt USEPA (40 CFR part 257), men som kan undantas från reglering som farligt avfall. Med metoden kan man uppskatta ämnesspecifika hälso- och miljörisker inom en radie på två kilometer från en deponi för industriellt avfall (icke farligt avfall). Modellen som används vid riskbedömning tar hänsyn till ett flertal exponeringsvägar och potentiella recipienter.

Riskbedömningsmodellen består av följande delar:

- modell för källterm och utsläpp från anläggningen, som uppskattar utsläpp av föroreningar till olika media (vatten, luft, jord) samt behåller massbalansen vid uppskattning av kvarvarande inventariet i avfallsanläggningen
- transportmodell som beräknar fördelning och transporten av föroreningar i miljön, samt uppskattar koncentrationer över tiden av föroreningar i luft, grundvatten, jord, och ytvatten
- näringskedjemodell som uppskattar upptag av föroreningar i växter och djur
- exponeringsmodell som beräknar exponering av individer via inhalation och oralt intag
- riskmodell som ger uppskattade risker för skadliga hälsoeffekter hos exponerade individer.

Flera typer av anläggning för omhändertagande av avfall beaktas. Perioden under vilken avfall tas emot av anläggningarna antas vara:

Ytdeponi eller avfallshög	30 år
Markspridning (s.k. "landfarming")	40 år
Damm eller tank	50 år

Undantagsnivåer beräknas för olika former av avfall i de olika anläggningar, se tabell D.3-1.

Tabell D.3-1 Avfall och avfallsanläggningar för vilka undantagsnivåer beräknas.

	Vätskor	Slam	Fast avfall
Suspenderat material	<1 %	1 %–30 %	>30 %
Undantagsnivå, enhet	mg/l	mg/kg	mg/kg
Anläggning			
Damm	X	X	
Tank	X	X	
Markspridning		X	
Avfallshög			X
Ytdeponi			X

Den slutliga undantagsnivån för varje avfallsform är det lägsta av värdena beräknade för alla avfallsanläggningar där avfallet kan omhändertas.

Risker till individer har beräknats för ett representativt urval av 201 avfallsanläggningar över hela USA. En probabilistisk metod har använts för beräkningarna, dvs ett stort antal beräkningar har genomförts där parametervärdena har valts slumpmässigt från en statistisk fördelning. Fördelningen täcker ett brett spektrum av miljöer och avfallsegenskaper. Ett exempel är K_d -värden. För att täcka hela spännvidden av lakbarheten inkluderas K_d -värden för olika avfallsformer, t.ex. förbehandlat och obehandlat, samt olika kemiska former av föroreningar i avfallet. Resultatet av beräkningarna uttrycks som fördelning av cancerrisken eller skadliga effekter hos individer eller ekologiska recipienter i närheten av en avfallsanläggning.

Riskerna beräknas för en tidsperiod på 10 000 år, beroende på ämnets egenskaper (t.ex. nedbrytbarhet, rörlighet i miljön). Beräkningar av utsläppet av föroreningar från avfallsanläggningen görs till dess att koncentrationen i avfallet sjunker till 1 % av maximal koncentration eller under en tidsperiod av maximalt 200 år. Exponering via grundvatten dominerar under längre tidsperioder. Exponering på andra sätt sker huvudsakligen i början av perioden.

Metoden utgår från följande skyddskriterier:

- Cancerrisk: Undantagsnivåer beräknas för en livstidscancerrisk på både 10^{-5} och 10^{-6} .
- "Hazard quotients" (HQ): HQ är kvoten mellan det uppskattade exponeringsgränsvärdet och det toxikologiska gränsvärdet. Om $HQ > 1$, överskrider exponeringen det toxikologiska gränsvärdet, med risk för skadliga hälsoeffekter. Undantagsnivåer beräknade från HQ sätts till både 0,1 och 1.
- Procent av populationen som är skyddad: För varje avfallsanläggning och område beräknas procent individer som skyddas enligt "cancerrisk" och "HQ-kriterier". Undantagsnivåer beräknas för 99 % och 95 % skydd.

- Skydd av området: Sannolikheten att en avfallsanläggning uppfyller olika kombinationer av kriterierna "cancerrisk", "HQ-kriterier" och "procent skyddade".

Exponering beräknas för fyra grupper av individer. Exponeringsvägarna som beaktas för varje grupp visas i tabell D.3-2.

Tabell D.3-2 Exponering av olika grupper individer.

	Boende	Grönsaksodling	Bonde	Fiskare	Spädbarn
Inhalation	X	X	X	X	
Direkt oralt intag av jord	X	X	X	X	
Intag av grundvatten som dricksvatten	X (subset)	X (subset)	X (subset)	X (subset)	
Inhalation av ångor från duschen	X (subset)	X (subset)	X (subset)	X (subset)	
Intag av frukt och grönsaker		X	X	X (subset)	
Intag av mjölk och kött			X	X (subset)	
Intag av fisk				X	
Intag av bröstmjök					X

Inom varje grupp beräknas risker för tre åldersgrupper: <1 år, 1–11 år och ≥12 år. Dessutom kan barn under 1 år som exponeras via intag av bröstmjök behandlas som en separat grupp. Inom grupperna finns två delgrupper: en som exponeras via kontaminerat grundvatten och en som har tillgång till vatten som inte kontaminerats av avfallsanläggningen.

Exponeringsperioden för alla grupper (dvs tiden de exponerade individerna bor i närheten av anläggningen) antas vara nio år för alla åldrar. Alla aktiviteter (boende, arbetet, fritid, fisket, jordbruk m m) antas ske i det exponerade området.

Riskerna som beräknas är risktillskott, dvs bakgrundsexponering beaktas inte. Metoden tar inte hänsyn till additiva effekter, samverkan eller motverkan av flera ämnen.

För att undvika reglering av två olika myndigheter har USEPA (1997) föreslagit ett ramverk för omhändertagande av s.k. blandat avfall ("mixed waste"), dvs radioaktivt avfall som innehåller komponenter som klassas som farligt avfall. Enligt förslaget kan följande avfall undantas från reglering som farligt avfall:

- lågaktivt blandat avfall – lagring, transport och deponering
- naturligt förekommande radioaktivt material – transport och deponering
- acceleratorproducerat radioaktivt material – transport och deponering.

2.4 Kanadas förslag till nationella regler om farligt avfall

Kanadas förslag till nationella regler om farligt avfall (CCME, 1999) täcker många aspekter av hanteringen av farligt avfall, inklusive mottagningskriterier, kriterier för avfallsdeponier för farligt avfall, kriterier för utsläpp till miljön, samt standardiserade testmetoder (för avfall) och mätmetoder (miljökontroll).

2.4.1 MOTTAGNINGSKRITERIER FÖR FARLIGT AVFALL

Deponier avsedda för farligt avfall får inte ta emot:

- vätskor, avfall innehållande vätskor, behållare som innehåller vätskor, eller avfall som innehåller vätskor
- tomma avfallsbehållare (krossade eller finfördelade behållare får tas emot om volymen är så liten som möjligt)
- brandfarligt avfall
- explosiva, frätande eller oxiderande avfall
- avfall innehållande klorerade organiska ämnen med koncentration >1 000 mg/kg
- avfall som vid TCLP-laktest producerar lakvatten med koncentration av farliga ämnen som överskrider givna gränsvärdena (TCLP-laktestet är USEPA:s standardiserade Toxicity Characteristic Leaching Procedure).

2.4.2 UTSLÄPP TILL MILJÖN

Vid omhändertagande av farligt avfall får inget utsläpp ske av:

- vätskor (dvs lakvatten) med koncentration av farliga ämnen som överskrider de angivna gränsvärdena
- fast material som inte uppfyller kraven i gällande TCLP-laktestet (se ovan)
- gas eller partiklar i luft som överskrider de angivna gränsvärdena.

2.4.3 KRAV PÅ DEPONIER

En deponi ska ha ett system för uppsamling av lakvatten som har:

- Dubbla tekniska barriärsystem som består av två syntetiska barriärer, vardera minst 1,5 mm tjock.
- Ett system som kan detektera läckage mellan de två barriärerna.
- Över den översta barriären ska ett lakvattenuppsamlingssystem finnas som har en lutning på >2 %, ett poröst dräneringsskikt med en mäktighet av >0,75m och en permeabilitet på $>1 \cdot 10^{-3}$ cm/s. Lakvattenuppsamlingssystemet ska bestå av material som inte påverkas kemiskt av avfallet eller lakvattnet, samt kan motstå trycket från överliggande avfall. Dräneringsskiktet ska konstrueras så att det inte täpps igen under deponins livstid.
- Tillräckligt stor kapacitet för att kunna göra mätning, tillfällig lagring samt bortledning av lakvattnet.

En deponi måste också ha:

- ett system för att hindra intrång och infiltration av nederbörd eller ytvatten i deponin
- ett system för uppsamling och kontroll av dagvatten.

3 Riskbedömning vid användning av sekundära material i anläggningsbyggande

Riskbedömningsmetoder för sekundära material har utvecklats i två länder, Danmark (Miljøstyrelsen, 1998) och Nederländerna (RIVM, 1996), för framtagning av kriterier, eller riktvärden, för innehållet av föroreningar i sekundära material som används på olika sätt i anläggningsbyggande.

Metoderna grundar sig på en uppskattning av lakningen från materialet på plats. Lakningsgrundade kriterier antas vara lämpligast för miljöskydd där exponeringen sker huvudsakligen som följd av spridning med grundvatten. Ingen relation mellan lakning och totalt innehåll av föroreningar kan tas fram utan kunskap om lakbarheten hos materialet. Med båda metoderna uppskattas lakbarheten med hjälp av standardiserade laborietester.

De danska kriterierna är baserade på grundvattenskydd, efter ett a priori-beslut av de ansvariga myndigheterna att exponering för förorenat grundvatten är den viktigaste exponeringsvägen för människor och miljö. De nederländska kriterierna är baserade på skyddet av jordlagren, vilket antas medföra skydd av grund- och ytvatten.

Generellt består båda metoderna av följande delar:

- materialkaraktisering med avseende på föroreningsinnehåll
- materialkaraktisering med avseende på lakning av föroreningar
- uppskattning av lakning av föroreningar från materialet in situ (i anläggningen)
- uppskattning av transport till recipienter där exponering av människor eller miljön kan ske
- identifiering av viktiga exponeringsvägar samt kvantifiering av exponering av människor och miljön för föroreningar
- bedömning av hälso- och miljöeffekter som resultat av den uppskattade exponeringen.

I båda metoderna kan lakbarheten eller lakvattenhalten som uppmätts i laborietester på det aktuella materialet jämföras med ett gränsvärde eller riktvärde som motsvarar den maximalt acceptabla lakbarheten/lakvattenhalten. Beräkningen av riktvärden grundar sig på toxikologiska och ekotoxikologiska gränsvärden som representerar de exponeringsnivåer över vilka oacceptabla hälso- eller miljöeffekter kan förekomma. Dessutom beaktas relevanta spridnings- och exponeringsvägar för föroreningarna.

Metoderna skiljer sig åt när det gäller uppskattning av utlakning från anläggningen, transport till recipienten och exponering av människor och miljö.

3.1 Utlakning från anläggningen

I både det danska och det nederländska systemet används förenklade modeller för att representera verkan av platsspecifika faktorer och utformning av anläggningen på utlakningen av föroreningar från materialet. De viktigaste faktorerna i båda modellerna är:

- lokal infiltration av nederbörd
- begränsningseffekt av anläggningens ytbeläggning på infiltration
- mäktighet och bulkdensitet hos materialet.

I det danska systemet bestäms värdena på dessa parametrar av det scenario som väljs för riskbedömningen. Tio scenarier används för att beskriva den tänkta användningen av materialet och anläggningens utformning.

I det nederländska systemet används två olika infiltrationshastigheter, 6 och 300 mm/år för att representera anläggningar med, respektive utan, isoleringsåtgärder. Den maximalt tillåtna emissionen har beräknats för båda infiltrationshastigheterna för ett stort antal mäktigheter och material i anläggningen.

Både det nederländska och det danska systemet tar hänsyn till medelvärden på lakning/utsläpp istället för tidsfunktionen av utsläppet från källan. Därmed accepterar båda metoderna att det maximalt acceptabla värdet överskrids i början av utsläppsperioden om medelvärdet av utsläppet över en relevant tidsperiod underskrider detta värde. I Nederländerna är tidsperioden 100 år. I Danmark ansätts en tidsperiod för varje förorening beroende på dess kemiska och fysikaliska egenskaper.

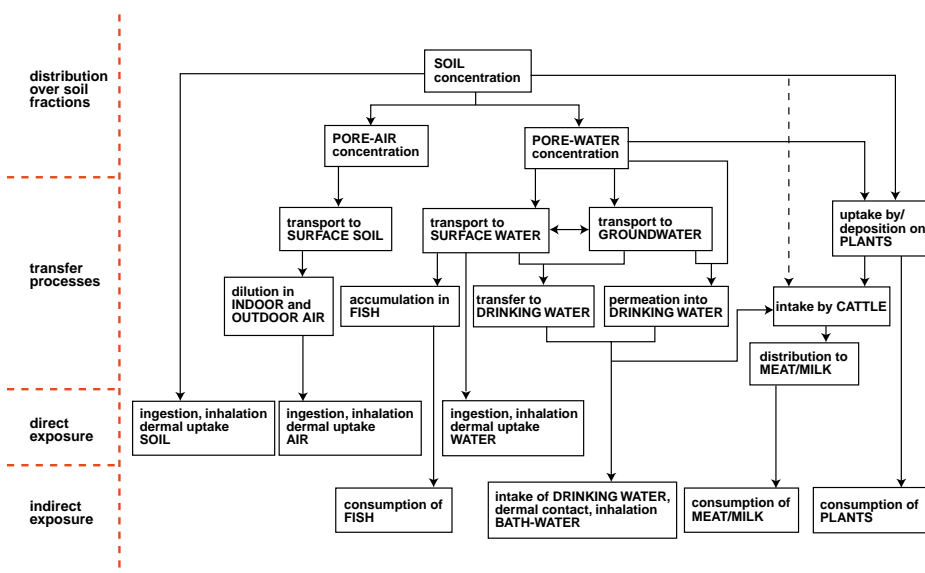
3.2 Transport till recipienten

Beräkningen av transporten till recipienten, där exponering av människa och miljö sker, görs på ett enkelt sätt. I det danska systemet representeras transporten till, och utspädningen i, recipientens grundvattenmagasin med en utspädningsfaktor: kvoten mellan ytan på materialet i anläggningen och inströmningsytan i recipientens grundvattenmagasin. Ingen fördröjning i akviferen beaktas.

I det nederländska systemet modelleras inte transporten explicit eftersom systemet endast beaktar inflödet till jordlager. Däremot beräknas det maximalt acceptabla inflödet utifrån riktvärdet för koncentrationen av föroreningen i jord. Riktvärdet baseras på beräkningar med en modell som inkluderar transport från ytan till grundvatten, ytvatten och luft. Modellen baseras på ett flyktighetskoncept ("fugacity concept"), dvs jämviktsfördelningskoefficienter mellan fast fas, vätske- och gasfas i jorden. Utspädning av porvattnet när det når grund- eller ytvatten har också inkluderats.

3.3 Exponeringsvägar för hälsoriskbedömning

Den danska metoden beaktar endast exponering via intag av dricksvatten. Den nederländska metoden är baserad på "målvärden" för föroreningar i jord. Dessa värden tar hänsyn till ett stort antal exponeringsvägar, vilka visas i figur D.3-1.



Figur D.3-1 Exponeringsvägar som används i C-soil-modellen, för beräkning av riktvärden för föroreningar i jord.

4 Förorenad mark

I ett antal länder har myndigheterna utvecklat riktvärden för vanligt förekommande föroreningar i mark. Riktvärdena är ofta av generell typ, de gäller för ett land eller en delstat, och har vanligen tagits fram med hjälp av modeller som uppskattar förväntade effekter på människor och i vissa fall även effekter på miljön. Grundprinciperna för hälsoriskbedömningarna i dessa modeller är ofta likartade. De olika modellerna och de data som används har anpassats till de förhållanden som gäller i respektive land. Naturvårdsverket (1996) har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark i Sverige. Modeller och metoder som används i andra länder ligger till grund för beräkningarna av de svenska generella riktvärdena. Dessa har dock indata som delvis anpassats till svenska förhållanden. Nedan beskrivs den svenska riktvärdesmodellen.

Naturvårdsverkets riktvärden anger koncentrationen av en förorening i jord under vilken inga skadliga hälso- och miljörisker förväntas. Riktvärden finns för 36 ämnen eller grupper av ämnen. Naturvårdsverket och SPI (1998) har tagit fram riktvärden för föroreningar som förekommer vid förorenade bensinstationer. Dessa riktvärden är baserade på samma modell som använts för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden men med viss anpassning till branschspecifika faktorer.

Avsikten med satta riktvärden är att skydda både människa och miljö mot oönskade effekter. Människor skyddas på individnivå, miljön skyddas genom att säkerställa de markfunktioner som krävs för den tänkta markanvändningen. Modellen som används för hälsoriskbedömning vid framtagning av riktvärdena beskrivs nedan.

4.1 Markanvändning och exponeringsvägar

Riktvärdena är beräknade för att kunna gälla för hela landet. De är även beräknade för olika markanvändning där exponeringsvägar och exponerade grupper samt skyddsvärdet hos miljön varierar. Markanvändningarna är:

- Känslig markanvändning (KM): Markkvaliteten begränsar inte val av markanvändning och grundvattnet skyddas. Marken kan utnyttjas för alla funktioner, t.ex. daghem, bostäder, odling och djurhållning, grundvatten kan tas ut. De exponerade grupperna antas vara barn och vuxna som är permanent bosatta inom området under en livstid. Dessa människor antas ha ett normalt levnadssätt vad gäller t.ex. kostvanor och aktiviteter. Oftast är barns exponering gränssättande.
- Mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV): Markkvaliteten begränsar val av markanvändning. Grundvatten kan tas ut på ett visst avstånd från föroreningarna. Marken kan t.ex. användas för kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna vid mindre känslig markanvändning antas vara personer som vistas på objektet under sin yrkesverksamma tid samt barn som vistas på området tillfälligt.
- Mindre känslig markanvändning (MKM): Som MKM GV men grundvattnet skyddas inte.
- Mark med litet utnyttjande (MLU)/Parkmark: Markkvaliteten begränsar val av markanvändning och grundvattnet skyddas. Inga byggnader finns eller planeras. Marken används inte för odling. Marken används för vandring (promenader), lek, bär- och svamplockning, tältning etc. Exponerade grupper är barn och vuxna som tillfälligtvis eller korta men regelbundna tider vistas på objektet (endast NV/SPI, 1998).

Exponeringsvägar och exponerade grupper för varje markanvändning visas i tabell D.4-1.

Tabell D.4-1 Exponeringsvägar och exponerade grupper i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

	KM	MKM GV	MKM	Park/MLU
Exponerade grupper	Barn, vuxna	Yrkesarbetande vuxna, barn tillfälligt	Yrkesarbetande vuxna, barn tillfälligt	Barn, vuxna
Vistelse på området, dagar/år	365	129	129	20
Utevistelse på området, dagar/år	180	60	60	20
Exponeringsvägar				
Intag av jord	X	X	X	X
Hudkontakt	X	X	X	X
Inandning av damm	X	X	X	X
Inandning av ångor	X	X	X	
Intag av grundvatten	X	X		X
Intag av grönsaker/ bär och svamp	X			X
Intag av fisk	X			X

Exponering för ångor utomhus har inte inkluderats eftersom andra studier visat att inhalation av ångor utomhus är av liten betydelse jämfört med inhalation av ångor inomhus.

4.2 Fördelning och transport av föroreningar

Fördelningen av föroreningen i mark representeras med en jämviktsmodell, dvs koncentrationen av föroreningar i fast fas, porvatten och porluft antas befinna sig i jämvikt. Modellen är också stationär, dvs halterna i jorden antas vara konstanta under längre tid (ingen nedbrytning eller borttransport sker).

Fördelningen mellan den fasta fasen och vattenfasen representeras med empiriskt uppmätta fördelningskoefficienter. För oorganiska ämnen används K_d -värden, dvs kvoten mellan koncentration i fast fas (mg/kg) och koncentration i vattenfas (mg/l). Fördelningen mellan vattenfas och luftfas bestäms av kvoten mellan ångtryck och löslighet (Henrys konstant).

Flera av de exponeringsvägar som beaktas, t.ex. inandning av ångor och intag av förorenat dricksvatten, förutsätter att föroreningen transporteras från det ställe där den ursprungligen är belägen. De transportvägar som beaktas är:

- transport till grundvatten
- transport till ytvatten
- transport av ångor till inomhusluft
- transport till plantor (upptag i växter)
- transport av partiklar till luft (damning).

Bilaga E

Advektiv-dispersiv transportmodell

I Analytisk lösning för endimensionell advektiv-dispersiv transportmodell

Partiell differentialekvation som beskriver endimensionell advektiv-dispersiv transport:

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x}$$

där	R	retardationsfaktor = $R = 1 + \rho Kd/\varepsilon$
	ρ	bulkdensitet (kg/m^3)
	Kd	distributionskoefficient (m^3/kg)
	ε	porositet
	c	koncentration
	t	tid (s)
	D	dispersionskoefficient (m^2/s) = αv
	α	dispersionslängd (m)
	x	avstånd (m)
	v	linjär hastighet ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$).

Initial- och randvillkor:

$$c(x,0) = C_i$$

$$c(0,t) = \begin{cases} C_0 & 0 < t \leq t_0 \\ 0 & t > t_0 \end{cases}$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}(\infty,t) = 0$$

Analytisk lösning:

$$c(x,t) = \begin{cases} C_i + (C_0 - C_i) A(x,t)_0 & 0 < t \leq t_0 \\ C_i + (C_0 - C_i) A(x,t)_0 - C_0 A(x,t-t_0) & t > t_0 \end{cases}$$

$$A(x,t) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{Rx - vt}{2(DRt)^{1/2}} \right] + \frac{1}{2} \exp(vx/D) \operatorname{erfc} \left[\frac{Rx + vt}{2(DRt)^{1/2}} \right]$$

Analogt med lösningen av koncentrationen vid x kan fluxet vid x beräknas. Dessutom antas att Peclet-talet (Pe) i den geologiska barriären är konstant.

$Pe = vL/D = L/\alpha$, där L är avståndet (m).

2 Avklingning

Avklingningen vid recipienten (x) inkluderas i formeln som faktorn $\exp(-\lambda t)$, där

λ sönderfallskonstant, $\ln(2)/T_{\text{halv}}$ (1/s)
 T_{halv} halveringstid (s).

Kedjesönderfall har inte inkluderats i beräkningsmodellen.

Bilaga F

Exponering och dos

1 Intag av dricksvatten

Dos från intag av dricksvatten beräknas som:

$$D_{\text{vat},i} = A_{\text{vat},i} \cdot I_{\text{vat}} \cdot DF_{\text{ing},i}$$

- $D_{\text{vat},i}$ = dos från radionuklid i vid intag av vatten (Sv/år)
 $A_{\text{vat},i}$ = aktivitetskoncentration i dricksvatten för radionuklid i (Bq/l)
 I_{vat} = dricksvattenintag (l/år)
 $DF_{\text{ing},i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq).

2 Intag av fisk

Dos från intag av fisk beräknas som:

$$D_{\text{fisk},i} = A_{\text{ytvatten},i} \cdot TF_{\text{fisk},i} \cdot I_{\text{fisk}} \cdot DF_{\text{ing},i}$$

- $D_{\text{fisk},i}$ = dos från radionuklid i vid intag av fisk (Sv/år)
 $A_{\text{ytvatten},i}$ = aktivitetskoncentration i recipientens ytvatten för radionuklid i (Bq/l)
 $TF_{\text{fisk},i}$ = överföringsfaktor fisk/vatten för radionuklid i ((Bq/kg färsk vikt)/(Bq/l))
 I_{fisk} = intag av fisk (kg färsk vikt/år)
 $DF_{\text{ing},i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq).

3 Direktintag av jord

Dos från direktintag av jord beräknas som:

$$D_{\text{jord},i} = A_{\text{jord},i} \cdot I_{\text{jord}} \cdot DF_{\text{ing},i}$$

- $D_{\text{jord},i}$ = dos från radionuklid i vid direktintag av jord (Sv/år)
 $A_{\text{jord},i}$ = aktivitetskoncentration i jord för radionuklid i (Bq/kg TS)
 I_{jord} = intag av jord (kg TS/år)
 $DF_{\text{ing},i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq).

4 Intag av jordbruksprodukter

Dos från intag av jordbruksprodukter beräknas som:

$$D_{\text{mat},i} = DF_{\text{ing},i} \{ (A_{\text{jord},i} \cdot I_{\text{rot}} \cdot TF_{\text{rot},i}) + (A_{\text{jord},i} \cdot I_{\text{gr}} \cdot TF_{\text{gr},i}) + (I_{\text{mjölk}} \cdot TF_{\text{mjölk},i} \text{ för radionuklid } i) \\ [(A_{\text{jord},i} \cdot TF_{\text{föd},i} \cdot N_{\text{föd,mjölk}}) + (A_{\text{vatten},i} \cdot N_{\text{vatten,mjölk}})] + (I_{\text{kött}} \cdot TF_{\text{kött},i} [(A_{\text{jord},i} \cdot TF_{\text{föd},i} \cdot N_{\text{föd,kött}}) + \\ (A_{\text{vatten},i} \cdot N_{\text{vatten,kött}})]) \}$$

- $D_{\text{mat},i}$ = dos från radionuklid i vid intag av jordbruksprodukter (Sv/år)
 $A_{\text{jord},i}$ = aktivitetskoncentration i jord för radionuklid i (Bq/kg TS)
 $A_{\text{vatten},i}$ = aktivitetskoncentration i vatten för radionuklid i (Bq/l)
 I_{rot} = intag av rotsaker (kg/år)

I_{gr}	= intag av grönsaker (kg/år)
$I_{mjölk}$	= intag av mjölk (l/år)
$I_{kött}$	= intag av kött (kg/år)
$TF_{rot,i}$	= överföringsfaktor rotsaker/jord (Bq/kg TS rotsaker)/(Bq/kg TS jord) och radionuklid i
$TF_{gr,i}$	= överföringsfaktor grönsaker/jord (Bq/kg TS grönsaker)/(Bq/kg TS jord) och radionuklid i
$TF_{föd,i}$	= överföringsfaktor djurföda/jord (Bq/kg TS djurföda)/(Bq/kg TS jord) och radionuklid i
$N_{föd,mjölk}$	= intag av föda, mjölkko (kg/d)
$N_{föd,kött}$	= intag av föda, nötkreatur (kg/d)
$N_{vatten,mjölk}$	= intag av vatten, mjölkko (l/d)
$N_{vatten,kött}$	= intag av vatten, nötkreatur (l/d)
$TF_{mjölk,i}$	= överföringsfaktor, mjölk/intag för radionuklid i (d/l)
$TF_{kött,i}$	= överföringsfaktor, kött/intag för radionuklid i (d/kg)
$DF_{ing,i}$	= dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq).

Hela årets intag av rotsaker, grönsaker, mjölk och kött antas härröra från det kontaminerade området. Vissa produkter (t.ex. sädeslag) har inte inkluderats i modellen eftersom det är osannolikt att hela årets intag skulle bestå av produkter från det kontaminerade området.

Dricksvatten för hushållsdjuren (mjölk- och nötkreaturen) antas komma från den stora brunnen.

5 Inhalation av damm

Dos från inhalation av damm beräknas som:

$$D_{inh,i} = texp \cdot A_{jord,i} \cdot M \cdot I_{air} \cdot DF_{inh,i}$$

$D_{inh,i}$	= inhalationsdos för radionuklid i (Sv/år)
$texp$	= exponeringstid (h/år)
$A_{jord,i}$	= aktivitetskoncentration i jord för radionuklid i (Bq/kg TS)
M	= dammkoncentration i luft (kg TS/m ³)
I_{air}	= andningshastighet (m ³ /h)
$DF_{inh,i}$	= dosfaktor för inhalation av radionuklid i (Sv/Bq).

Aktivitetskoncentration i dammpartiklar antas vara aktivitetskoncentrationen i jord.

6 Externdos

Externdos från kontaminerad jord beräknas som:

$$D_{ext,i} = texp \cdot A_{jord,i} \cdot E_{\gamma,i} \cdot EF$$

$D_{ext,i}$	= externdos för radionuklid i (Sv/år)
$texp$	= exponeringstid (timmar/år)
$A_{jord,i}$	= aktivitetskoncentration i jord för radionuklid i (Bq/g TS)
EF	= exponeringsfaktor ((Sv/h)/(MeV·Bq/g TS))
$E_{\gamma,i}$	= medel fotonenergi per sönderfall för radionuklid i (MeV).

För exponering till kontaminerad jord/avfall i en deponi används ett värde av $3 \cdot 10^{-7}$ för exponeringsfaktorn (EC 1993, Radiation Protection 65).

7 Radionuklidspecifika data

Upptagen effektiv dos per enhet oralt intag och per enhet inhalation (Sv/Bq) för enskilda personer i befolkningen visas i tabell F-1. Dosfaktorerna som använts i beräkningarna är för vuxna personer (>17 år) och är tagna från EU:s Basic Safety Standards, BSS (EG 1996). Flera värden finns för inhalation av vissa radionuklider, beroende på olika typer av retention i lungorna. I beräkningarna har de mest försiktiga värdena använts (dvs högsta värdet). Retention i lungorna påverkas av radionuklidens fysiska och kemiska form, och beräkningar kan anpassas om kunskapen finns vad gäller radionuklidens form.

Tabell F-1 Effektiv dos per enhet intag (Sv/Bq) samt medel fotonenergi per sönderfall (MeV) för ett urval radionuklider.

Radionuklid	Oralt intag, vuxen (Sv/Bq)	Inandning, vuxen (Sv/Bq)	Typ av retention, snabb (F), medium (M), långsam (S)	Medel fotonenergi per sönderfall (MeV)
Co-60	$3,40 \cdot 10^{-9}$	$3,30 \cdot 10^{-11}$	M	2,5
Cs-137	$1,30 \cdot 10^{-8}$	$9,70 \cdot 10^{-9}$	M	
U-238 serien				
U-238	$4,50 \cdot 10^{-8}$	$5,00 \cdot 10^{-7}$	F	$1,36 \cdot 10^{-3}$
		$2,90 \cdot 10^{-6}$	M	
		$8,00 \cdot 10^{-6}$	S	
Th-234	$3,40 \cdot 10^{-9}$	$2,50 \cdot 10^{-9}$	F	$9,34 \cdot 10^{-3}$
		$6,60 \cdot 10^{-9}$	M	
		$7,70 \cdot 10^{-9}$	S	
Pa-234	$5,10 \cdot 10^{-10}$	$3,80 \cdot 10^{-10}$	M	1,70
		$4,00 \cdot 10^{-10}$	S	
U-234	$4,90 \cdot 10^{-8}$	$5,60 \cdot 10^{-7}$	F	$1,73 \cdot 10^{-3}$
		$3,50 \cdot 10^{-6}$	M	
		$9,40 \cdot 10^{-6}$	S	
Th-230	$2,10 \cdot 10^{-7}$	$1,00 \cdot 10^{-4}$	F	$1,55 \cdot 10^{-3}$
		$4,30 \cdot 10^{-5}$	M	
		$1,40 \cdot 10^{-5}$	S	
Ra-226	$2,80 \cdot 10^{-7}$	$3,60 \cdot 10^{-7}$	F	$6,74 \cdot 10^{-3}$
		$3,50 \cdot 10^{-6}$	M	
		$9,50 \cdot 10^{-6}$	S	
Rn-222				$3,98 \cdot 10^{-4}$
Pb-210	$6,90 \cdot 10^{-7}$	$9,00 \cdot 10^{-7}$	F	$4,81 \cdot 10^{-3}$
		$1,10 \cdot 10^{-6}$	M	
		$5,60 \cdot 10^{-6}$	S	
Po-210	$1,20 \cdot 10^{-6}$	$6,10 \cdot 10^{-7}$	F	1,64
		$3,30 \cdot 10^{-6}$	M	
		$4,30 \cdot 10^{-6}$	S	
Th-232 serien				
Th-232	$2,30 \cdot 10^{-7}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$	F	$1,33 \cdot 10^{-3}$
		$4,50 \cdot 10^{-5}$	M	
		$2,50 \cdot 10^{-5}$	S	
Ra-228	$6,90 \cdot 10^{-7}$	$9,00 \cdot 10^{-7}$	F	$4,14 \cdot 10^{-9}$
		$2,60 \cdot 10^{-6}$	M	
		$1,60 \cdot 10^{-5}$	S	
Ac-228	$4,30 \cdot 10^{-10}$	$2,50 \cdot 10^{-8}$	F	$9,30 \cdot 10^{-1}$
		$1,70 \cdot 10^{-8}$	M	
		$1,60 \cdot 10^{-8}$	S	
Th-228	$7,20 \cdot 10^{-8}$	$2,90 \cdot 10^{-5}$	F	$3,30 \cdot 10^{-3}$
		$3,20 \cdot 10^{-5}$	M	
		$4,00 \cdot 10^{-5}$	S	
Ra-224	$6,50 \cdot 10^{-8}$	$7,50 \cdot 10^{-8}$	F	$9,89 \cdot 10^{-3}$
		$3,00 \cdot 10^{-6}$	M	
		$3,40 \cdot 10^{-6}$	S	

De värden som använts för de radionuklidspecifika överföringsfaktorerna till växter och djurprodukter, har huvudsakligen tagits från IAEA (1994) samt SKB (1999) och visas i tabell F-2.

Tabell F-2 Radionuklidspecifika överföringsfaktorer (IAEA, 1994 och SKB 1999, SKB är markerade med *).

Radionuklid	Fisk	Rotfrukter	Grönsaker (Shoots)	Djurfoder (Grass)	Mjök	Kött
	Bq kg ⁻¹ färsk vikt/Bq l ⁻¹	Bq kg ⁻¹ rotfrukt TS/ Bq kg ⁻¹ jord TS	Bq kg ⁻¹ grönsaker TS/ Bq kg ⁻¹ jord TS	Bq kg ⁻¹ djurfoder TS/ Bq kg ⁻¹ jord TS	d/l	d/kg
Co-60	3,00·10 ²	6,00·10 ⁻²	2,00·10 ⁻¹	5,00·10 ⁻²	7,00·10 ⁻⁵	1,00·10 ⁻⁴
Cs-137	2,00·10 ³	1,00·10 ⁻¹	3,00·10 ⁻¹	3,00·10 ⁻¹	7,90·10 ⁻³	1,00·10 ⁻¹
U-238 serien						
U-238	10	1,00·10 ⁻²	8,00·10 ⁻³	2,00·10 ⁻²	4,00·10 ⁻⁴	3,00·10 ⁻⁴
Th-234	1,00·10 ²	1,00·10 ⁻⁴	2,00·10 ⁻³	1,00·10 ⁻²	5,00·10 ^{-6*}	6,00·10 ^{-6*}
Pa-234	1,00·10 ^{1*}	6,00·10 ⁻⁴	3,00·10 ⁻⁴	3,00·10 ⁻³	5,00·10 ^{-5*}	1,00·10 ^{-5*}
U-234	10	1,00·10 ⁻²	8,00·10 ⁻³	2,00·10 ⁻²	4,00·10 ⁻⁴	3,00·10 ⁻⁴
Th-230	1,00·10 ²	1,00·10 ⁻⁴	2,00·10 ⁻³	1,00·10 ⁻²		
Ra-226	5,00·10 ¹	5,00·10 ⁻³	5,00·10 ⁻²	8,00·10 ⁻²	1,30·10 ⁻³	9,00·10 ⁻⁴
Pb-210	3,00·10 ²	6,00·10 ⁻³	1,00·10 ⁻²	1,00·10 ⁻³		4,00·10 ⁻⁴
Po-210	5,00·10 ¹	7,00·10 ⁻³	1,00·10 ⁻³	9,00·10 ⁻²	3,40·10 ⁻⁴	5,00·10 ⁻³
Th-232 serien						
Th-232	1,00·10 ²	1,00·10 ⁻⁴	2,00·10 ⁻³	1,00·10 ⁻²	5,00·10 ^{-6*}	6,00·10 ^{-6*}
Ra-228	5,00·10 ¹	5,00·10 ⁻³	5,00·10 ⁻²	8,00·10 ⁻²	1,30·10 ⁻³	9,00·10 ⁻⁴
Ac-228	1,00·10 ^{2*}	5,00·10 ⁻⁵	4,00·10 ⁻³	5,00·10 ⁻⁴	3,00·10 ^{-7*}	1,00·10 ^{-5*}
Th-228	1,00·10 ²	1,00·10 ⁻⁴	2,00·10 ⁻³	1,00·10 ⁻²	5,00·10 ^{-6*}	6,00·10 ^{-6*}
Ra-224	5,00·10 ¹	5,00·10 ⁻³	5,00·10 ⁻²	8,00·10 ⁻²	1,30·10 ⁻³	9,00·10 ⁻⁴

SSI-rapporter 2001

SSI reports 2001

2001:01 Patientdoser från röntgenundersökningar i Sverige – sammanställning av resultaten från sjukvårdens rapportering 1999

Avdelningen för Personal- och Patientstrålskydd.
Wolfram Leitz and Helene Jönsson 70 SEK

2001:02 SKI's and SSI's Joint Review of SKB's Safety Assessment Report, SR 97, Summary

2001:03 SKI's and SSI's Joint Review of SKB's Safety Assessment Report, SR 97, Review Report

2001:04 Personalstrålskydd inom kärnkraftindustrin under 1999

Avdelningen för Personal- och Patientstrålskydd.
Thommy Godås, Ann-Christin Hägg, Peter Hofvander,
Ingemar Lund, Lars Malmqvist och Erik Welleman 60 SEK

2001:05 Kalibrerings- och normalieverksamheten vid Riksmätplats 06 under 2000

Avdelningen för Personal- och Patientstrålskydd.
Jan-Erik Grindborg, Karl-Erik Israelsson, Jan-Erik Kyllönen
och Göran Samuelson 70 SEK

2001:06 Säkerhets- och strålskyddsläget vid de svenska kärnkraftverken 2000

Statens strålskyddsinstitut

2001:07 Kärnkraftsolyckan i Tjernobyli. En sammanfattning femton år efter olyckan

Avdelningen för Avfall och Miljö
Leif Moberg 60 SEK

2001:08 Föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid utsläpp av radioaktiva ämnen från vissa kärntekniska anläggningar – bakgrund och kommentarer

Avdelningen för Avfall och Miljö 60 SEK

2001:09 Exponering för radiofrekventa fält och mobiltelefoni

Ulf Bergqvist, Gert Anger, Elisabeth Birke,
Yngve Hamnerius, Lena Hillert, Lars-Eric Larsson
Christer Törnevik och Johan Zetterblad 80 SEK

2001:10 SKI:s och SSI:s gemensamma granskning av SKB:s preliminära säkerhetsanalys för slutförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall

2001:11 Ethical Problems in Radiation Protection
Kristin Shrader-Frechette and Lars Persson 80 SEK

2001:12 SSI:s granskning av SKB:s komplettering av FUD-98

Avdelningen för Avfall och Miljö
Mikael Jensen, Carl-Magnus Larsson, Anders Wiebert,
Tomas Löfgren och Björn Hedberg

2001:13 Annual Report 2000

2001:14 Avfall och miljö vid de kärntekniska anläggningarna – Tillsynsrapport 2000

Avdelningen för Avfall och Miljö 70 SEK

2001:15 Radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet (RAKET) – identifiering av aktuellt avfall, sammanställning av relevanta regler och principer, förslag på system för omhändertagande

Avdelningen för Avfall och Miljö 70 SEK



STATENS STRÅLSKYDDSinSTITUT, SSI, är en central tillsynsmyndighet med uppgift att skydda människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning. SSI arbetar för en god avvägning mellan risk och nytta med strålning, och för att öka kunskaperna om strålning, så att individens risk begränsas.

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

Myndigheten medverkar i det internationella strålskyddssamarbetet. Därigenom bidrar SSI till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland. 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 har idag ca 110 anställda och är beläget i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION INSTITUTE (SSI) is a government authority with the task of protecting mankind and the living environment from the harmful effects of radiation. SSI ensures that the risks and benefits inherent to radiation and its use are compared and evaluated, and that knowledge regarding radiation continues to develop, so that the risk to individuals is minimised.

SSI decides the dose limits for the public and for workers exposed to radiation, and issues regulations that, through inspections, it ensures are being followed. SSI provides information, education, and advice, carries out research and administers external research projects.

SSI participates on a national and international level in the field of radiation protection. As a part of that participation, SSI contributes towards improvements in radiation protection standards in the former Soviet states.

SSI is responsible for co-ordinating activities in Sweden should an accident involving radiation occur. Its resources can be called upon at any time of the day or night. If an accident occurs, a special emergency preparedness organisation is activated. Early notification of emergencies is obtained from automatic alarm monitoring stations in Sweden and abroad, and through international and bilateral agreements on early warning and information.

SSI has 110 employees and is situated in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-171 16 Stockholm;

Besöksadress: Karolinska sjukhusets område, Hus Z 5.

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

Address: Swedish Radiation Protection Institute;

SE-171 16 Stockholm; Sweden

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

www.ssi.se