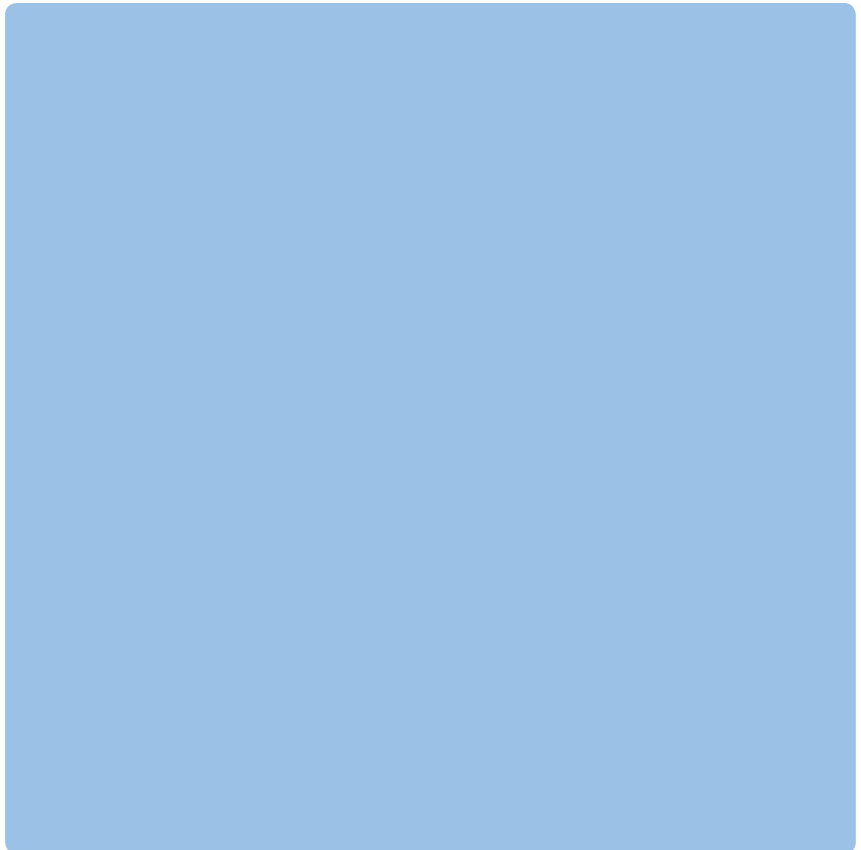


Återvinning av avfall i anläggningsarbeten

Handbok

HANDBOK 2010:1 • UTGÅVA 1 • FEBRUARI 2010



Återvinning av avfall i anläggningsarbeten

Handbok

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-0164-3.pdf

ISSN 1650-2361

© Naturvårdsverket 2010

Elektronisk publikation

Förord

Denna handbok är vår vägledning för att underlätta återvinningen av avfall i anläggningsarbeten på ett miljö- och hälsomässigt säkert sätt. Genom en säker återvinning kan resursen hos avfallet tas till vara.

Vi har även sammanställt den lagstiftning som berörs vid sådan återvinning av avfall. Handboken utgör vägledning och är inte rättsligt bindande.

Vårt huvudsakliga uppdrag är att vägleda tillsynsmyndigheter inom miljöbalkens område. Handboken vänder sig därför främst till operativa tillsynsmyndigheter men även till tillståndsprovande myndigheter som hanterar frågor om användning av avfall i anläggningsarbeten. Men det är avfallsproducenten, verksamhetsutövaren eller ibland fastighetsägaren som har ansvar för att både känna till sitt avfall och ansvara för att användningen inte skadar människor eller miljö. Därför önskar vi att handboken även kommer att användas och uppskattas av dessa aktörer.

Statens geotekniska institut (SGI) och Kemakta har varit konsulter i arbetet och tagit fram underlagsrapporter för handboken. I bilaga 1 finns underlagsrapporten för de beräknade nivåerna och i bilaga 2 finns en rapport med underlag för bedömning av risker vid användning av avfall för anläggningsändamål. Övriga underlagsrapporter finns tillgängliga på Naturvårdsverkets webbplats.

Tillförordnade avdelningschefen för Naturvårdsverkets miljörättsavdelning har beslutat att ge ut handboken.

Stockholm i januari 2010

Lena Callermo

Innehåll

FÖRORD	3
1 INLEDNING	8
2 LÄSANVISNING	9
2.1 När är handboken lämplig att använda?	9
2.2 Finns det tillräcklig kunskap om avfallet?	9
2.3 Vilken prövningsnivå gäller?	9
2.4 Är föroreningsrisken mindre än ringa?	10
2.5 Är föroreningsrisken ringa eller större än så?	11
2.6 Är det tänkt att avfallet ska användas för deponitäckning ovan tätskiktet?	11
2.7 Vad är det för skillnad på principer och förutsättningar?	11
2.8 Berörs någon annan lagstiftning?	12
3 ORDLISTA	13
4 SYFTE	18
5 TILLÄMPNING	19
5.1 Hur ska handboken användas?	19
5.1.1 Nivåer för att avgöra om risken är mindre än ringa	20
5.1.2 För högre föroreningsnivåer behövs en anmälan eller tillstånd	20
5.2 När handboken inte ska användas	21
5.2.1 Skillnaden mellan återvinning och bortskaffande är avgörande	21
5.2.2 Användning av avfall för dess näringsinnehåll	21
5.2.3 Bundet material	22
5.2.4 Övrig användning som inte är anläggningsändamål	22
5.2.5 Att använda avfall under tätskikt på deponier	22
5.3 Områden med speciella förutsättningar	22
5.3.1 Att använda avfall i områden som kräver särskild hänsyn	22
5.3.2 Att använda avfall inom förorenade områden som efterbehandlas	23
5.3.3 Att använda avfall i tillståndsprövad verksamhet	23
6 MILJÖFARLIG VERKSAMHET	24
6.1.1 Tillståndsplikt	24
6.1.2 Anmälningsplikt	25
6.1.3 Verksamheter som inte behöver anmälas	25
6.2 Ansvar vid användning av avfall för anläggningsändamål	26
7 HANDLÄGGNING AV ÄRENDE	28
7.1 Vilken prövningsnivå är tillämplig?	28

7.2	Mindre än ringa risk	30
7.3	Anmälningsärenden – föroreningsrisken är ringa	30
7.3.1	Vad ska en anmälan om användning av avfall innehålla?	31
7.3.2	Tillåtliga nivåer för oönskade ämnen där föroreningsrisken är ringa	32
7.4	Tillståndsprovning – föroreningsrisken är inte endast ringa.	33
7.4.1	Tillåtliga nivåer för oönskade ämnen där föroreningsrisken är inte endast ringa.	33
7.5	Att bevara fastighetsinformation och möjlighet till restriktioner	33
7.6	Livscykelanalys	34
8	INFORMATION OM AVFALLENS EGENSKAPER	36
8.1	Befintlig information utifrån uppkomst och process	37
8.2	Provning och provtagning	38
8.2.1	Att bedöma förekomsten av organiska ämnen	39
8.2.2	Att genomföra en överensstämelseprovning	39
8.2.3	Känslighet för variation av provningsresultat från utlakningstesterna	39
8.3	Information för att bedöma avfallet enligt nivån för mindre än ringa risk eller för deponitäckning ovan tätskikt	40
8.3.1	Att bestämma innehållet av oorganiska ämnen	40
8.3.2	Att bestämma innehållet av PAH	41
8.3.3	Att bestämma potentialen för att avge surt lakvatten	41
9	NIVÅER AV OÖNSKADE ÄMNEN	42
9.1	Modell för beräkning av nivåer	43
9.1.1	Känslighet för ändring av parametervärden i modellen	44
9.2	Halter och utlakning	46
9.3	Nivå för mindre än ringa risk	47
9.3.1	Utgångspunkter och styrande faktorer för respektive ämne	47
9.4	Nivåer för deponitäckning ovan tätskiktet	51
9.4.1	Utgångspunkter och styrande faktorer för respektive ämne	52
9.5	När nivåer saknas	54
10	PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV NIVÅER FÖR MINDRE ÄN RINGA RISK	56
10.1	Prioritering av ämnen utifrån miljökvalitetsmålet giffri miljö	56
10.1.1	Naturliga bakgrundshalter är styrande för utfasningsmetallerna	56
10.1.2	Naturliga bakgrundshalter är styrande för övriga naturligt förekommande utfasningsämnen	57
10.1.3	Nivåer för icke naturligt förekommande utfasningsämnen	57
10.1.4	Nivåer för riskminskningsämnen	57
10.2	Hälsorisker	57

10.3	Skydd för ytvatten	58
10.4	Dricksvattenkriterier för grundvatten	58
10.5	Skydd för markmiljön	59
11	FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR MINDRE ÄN RINGA RISK	60
11.1	Det krävs inga långsiktiga restriktioner	60
11.2	Konstruktionerna är inte försedda med tätskikt	61
11.3	Avfallet kan flyttas	61
11.4	Exponering av föroreningar för människor	61
11.5	Skyddsvärd recipient	62
11.6	Skydd för markmiljön	62
12	FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR DEPOSITÄCKNING OVAN TÄTSKIKT	63
12.1	Långsiktiga restriktioner för området är nödvändiga	64
12.2	Exponering av föroreningar för människor	65
12.3	Skyddsvärd recipient	65
12.4	Skydd för markmiljön	66
12.5	Rättspraxis om massor för deponitäckning	66
13	ANDRA BERÖRDA BESTÄMMELSER	68
13.1	Sammanställning av berörda miljörättsliga bestämmelser	68
13.2	Allmänna hänsynsregler i miljöbalken	69
13.3	Verksamhetsutövarens egenkontroll	70
13.4	Ramdirektivet för avfall	72
13.4.1	Avfallshierarkin	72
13.4.2	End Of Waste	73
13.4.3	Biprodukter	73
13.5	Avfallsförordningen	74
13.5.1	Klassificering av avfall	74
13.5.2	Anmälan enligt avfallsförordningen (2001:1063)	74
13.6	Deponeringsförordningen	75
13.7	Efterbehandlingsansvar enligt 10 kap. miljöbalken	75
13.8	POPs-förordningen	76
13.9	Ramdirektivet för vatten och vattenverksamhet	77
13.10	Anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken	77
13.11	REACH	78
13.12	Plan- och bygglagen	78
13.13	Byggproduktdirektivet	78
13.13.1	Byggproduktförordningen	79
13.14	Strålskyddslagen	80

14	MILJÖKVALITETSMÅLEN	81
14.1.1	Giffri miljö	81
14.1.2	God bebyggd miljö	82
14.1.3	Begränsad klimatpåverkan	83
15	KÄLLFÖRTECKNING	84

**BILAGA 1: UNDERLAG TILL KRITERIER FÖR ÅTERVINNING AV
AVFALL I ANLÄGGNINGSÄNDAMÅL (SGI)**

**BILAGA 2: ANVÄNDNING AV AVFALL FÖR ANLÄGGNINGSÄNDAMÅL
– UNDERLAG FÖR BEDÖMNING AV RISKER (KEMAKTA)**

1 Inledning

Ett problem vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten har hittills varit att det saknats vägledning från Naturvårdsverket för att bedöma om det finns miljö- eller hälsorisker med avfallet. Bedömningar har gjorts i varje enskilt fall. Det har lett till osäkerhet, både för verksamhetsutövare och för tillsynsmyndigheter, samt en olikartad tillämpning.

Arbetet med att ta fram vägledning för återvinning har pågått under flera års tid och vi har utfört det på uppdrag av regeringen enligt följande målformulering: ”Det finns kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten i syfte att öka andelen avfall som återvinns utan risk för skadliga miljö- och hälsoeffekter” (ur vårt regleringsbrev från regeringen 2007).

Förutom uppdraget från regeringen har Naturvårdsverket under lång tid arbetat med frågan om återvinning av avfall för anläggningsändamål. Berörda aktörer har länge efterlyst tydliga regler på området och vägledningsbehovet har varit stort. I den Nationella avfallsplanen från 2005 anger vi att vi kommer att utveckla vägledning för att säkerställa en låg miljöpåverkan från återvinning av avfall för anläggningsändamål. Med vägledningen i denna handbok har vi fullgjort vårt åtagande i den Nationella avfallsplanen.

I vårt arbete med handboken har vi fått synpunkter från en referensgrupp som består av avfallsproducenter, avfallsanvändare och myndigheter. Handboken tar upp några av de frågor som har diskuterats i möten med referensgruppen.

Ett förslag till handbok har varit ute på remiss till ett stort antal berörda. Efter remissen har vi arbetat om handboken med anledning av de synpunkter som inkommit.

Det är många aktuella frågor som berör återvinning av avfall för anläggningsändamål. Inom EU pågår bland annat arbete med att ta fram kriterier för när avfall upphör att vara avfall. Bland avfallsproducenter och avfallsanvändare pågår också mycket utvecklingsverksamhet som syftar till en ökad återvinning av avfall. Trots att vägledningsbehovet är mycket stort är det nödvändigt för oss att i nuläget avgränsa vägledningen eftersom Naturvårdsverkets resurser är begränsade. Vi kommer dock att följa utvecklingen för att bedöma om det framöver kommer att krävas ytterligare vägledning.

Men det kommer även fortsättningsvis att finnas ett stort behov av utveckling av frivilliga standarder och överenskommelser. Även för tillsyns- och prövningsmyndigheter som arbetar med frågorna finns ett stort behov av att genom samverkan utveckla praxis inom området.

2 Läsanvisning

Den som vill använda ett material i ett anläggningsarbete, behöver ta reda på flera olika saker. Detsamma gäller den person på en myndighet som ska bedöma en anmälan eller den som arbetar med tillståndsprövning av ett förslag på användning av avfall i en anläggning. För att förenkla läsningen av vår vägledning har vi lagt upp en läsanvisning med utgångspunkt från frågor som ofta dyker upp under arbetets gång.

2.1 När är handboken lämplig att använda?

Är materialet ett avfall?

Miljöbalkens definition av avfall återfinns i ordlistan i kapitel 3 och det är endast om materialet är ett avfall som handboken är lämplig att använda. Det nya ramdirektivet för avfall innehåller en del nyheter och där tar man upp några gränsdragningar för vad som är avfall. I ramdirektivet presenteras villkor för när en restprodukt kan klassas som biprodukt istället för avfall. Dessutom kommer kriterier att tas fram inom EU för när avfall upphör att vara avfall. Vi beskriver vilka gränsdragningar som är aktuella i avsnitt 13.4 (ramdirektivet för avfall). Oavsett om ett material är avfall eller ej (t.ex. för att det är en biprodukt) gäller de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet miljöbalken vid t.ex. lagring och användning.

Används avfallet för anläggningsändamål?

Handboken ska bara användas om det är avfall som ska återvinnas för anläggningsändamål. Handboken är inte avsedd för annan användning av avfall. Exempel på annan användning kan vara om avfallet används som gödsel eller för halkbekämpning. Även när avfall utgör en del i ett bundet material är nivåerna i handboken olämpliga att använda. Exempel på sådan användning är där avfall blandas in i en asfaltbeläggning eller där avfall ingår i betong. Läs mer i kapitel 5 (tillämpning).

2.2 Finns det tillräcklig kunskap om avfallet?

Ibland är det avfall man vill använda välkänt. Andra gånger behövs provtagning och provning för att ta reda på avfallets egenskaper och innehåll. En strukturerad och noggrann provtagning är en förutsättning för att resultatet från provningen ska vara representativt för avfallet som ska användas. Läs mer i kapitel 8 (information om avfallens egenskaper).

2.3 Vilken provningsnivå gäller?

En oklarhet i samband med återvinning av avfall är om verksamheten ska betraktas som anmälningspliktig respektive tillståndspliktig, eller om verksamheten inte behöver anmälas alls enligt miljöbalkens 9 kap. och bilagan till förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Om avfallet överskrider nivåer för mindre än ringa risk eller om återvinningen av andra skäl utgör en större miljörisk är det en indikation på att verksamheten ska anmälas eller tillståndsprövas. Bedömningar av vad som är mindre än ringa risk behöver dock göras i varje enskilt fall eftersom förutsättningarna ser olika ut på varje plats där avfall återvinns för anläggningsändamål. Verksamhetsutövaren har ansvaret för att bedöma detta. Läs mer om när det inte behövs en anmälan samt om anmälan

och tillståndsprövning i kapitel 6 (miljöfarlig verksamhet). För dig som är handläggare, finns ett särskilt kapitel om handläggning av ärenden, se kapitel 7. I samma kapitel redovisar vi även olika faktorer som kan användas som indikatorer på om risken är ringa eller inte endast ringa, d.v.s. om verksamheten är anmälnings- eller tillståndspliktig.

2.4 Är föroreningsrisken mindre än ringa?

Vi anger en nivå för när vi anser att risken är mindre än ringa vid återvinning av avfall. Om:

- nivåerna inte överskrids,
- det inte finns andra föroreningar än de vi tagit upp i sådan omfattning att risken påverkas och
- användningen inte sker inom ett område där det krävs särskild hänsyn anser vi att avfallet kan användas utan anmälan till den kommunala nämnden.

Var presenteras nivåerna för mindre än ringa risk?

Du hittar nivåer för halter och utlakning i kapitel 9 (nivåer av oönskade ämnen). För de ämnen där vi redovisar både halt och utlakning, anser vi att inget av värdena bör överskridas för att användningen ska kunna ske utan anmälan till kommunen.

Kräver platsen särskild hänsyn?

I några typer av områden, krävs det särskild hänsyn. Det handlar om olika typer av skyddade områden (till exempel vattenskyddsområden och Natura 2000-områden) eller områden med risk för översvämning eller ras. Läs mer om dessa områden i avsnitt 5.3.1 (att använda avfall i områden som kräver särskild hänsyn).

Finns det andra oönskade ämnen i avfallet än de tretton vi har tagit med?

Nivåerna omfattar tretton olika ämnen/grupper av ämnen. Vi bedömer att dessa ämnen i normalfallet bör vara de mest kritiska. Du hittar dem i kapitel 9 (nivåer av oönskade ämnen).

Kan det finnas andra föroreningar i avfallet i sådan omfattning att risken påverkas? I avsnitt 9.5 finns vägledning för bedömning i de fall nivåer saknas. Vi har även beskrivit de principer vi använt oss av för att ta fram nivåerna för mindre än ringa risk. De kan vara användbara även för att bedöma andra föroreningar än de vi har tagit med. Principerna beskrivs i kapitel 10.

Förutsättningarna som beskrivs i kapitel 11 och 12 ger en annan typ av vägledning. Förutsättningarna ringar in en rad frågor som handlar om framtida markanvändning, och vad som kan komma att hända med avfallet i framtiden. Förutsättningarna ger vägledning om hur riskerna kan bedömas vid återvinning av avfall för anläggningsändamål.

2.5 Är föroreningsrisken ringa eller större än så?

För användning av avfall som utgör en risk som är mindre än ringa anger vi en nivå. För deponitäckning ovanför tätskiktet har vi tagit fram en nivå som är ett exempel, där vi istället beräknat acceptabel risk för människors hälsa och miljön utifrån en typisk utformning, lokalisering och framtida användning av ett avslutat deponiområde.

För övriga fall där avfall används för anläggningsändamål har vi inte föreslagit några nivåer. Men vi anser att de principer som vi använt oss av när vi beräknat nivå för mindre än ringa risk kan användas vid de bedömningar som görs för anmälnings- och tillståndspliktiga verksamheter. De förutsättningar som vi använt oss av kan också ge vägledning om hur risker vid återvinning av avfall kan bedömas. I bilaga 1 finns detaljerna beskrivna för hur vi beräknat nivåerna. Bilaga 1 är inte avsedd som en beskrivning för nya beräkningar i det enskilda fallet men ger inblick i hur beräkningarna genomförts.

Bilaga 2 utgör ett underlag för att bedöma riskerna i det enskilda fallet när avfall används för anläggningsändamål.

2.6 Är det tänkt att avfallet ska användas för deponitäckning ovan tätskiktet?

I avsnitt 9.4 (nivåer för deponitäckning ovan tätskiktet) presenterar vi förslag på en nivå som inte bör överskridas vid användning av avfall som deponitäckning. Beräkningar har utgått från hur vi bedömt att en normal deponi är utformad och lokaliserad. Nivån för deponitäckning bör ses som ett exempel eftersom förutsättningarna är olika vid olika deponier och en deponitäckning alltid är föremål för en myndighetsbedömning.

2.7 Vad är det för skillnad på principer och förutsättningar?

I kapitlet om principer (kapitel 10) beskriver vi de principer som vi använt oss av för att ta fram nivåer för mindre än ringa risk. Principerna utgör systemet för hur vi bedömer risken för människors hälsa och miljön. I principerna ingår även hur vi anser att delmålen om utfasning och riskminskning ska tillämpas för avfall som återvinns i anläggningsarbeten och där risken är mindre än ringa.

I kapitlen 11 och 12 beskriver vi förutsättningar (för mindre än ringa risk och deponitäckning). Förutsättningarna är alla de faktorer som vi tycker är viktiga att beakta och som har lett fram till de nivåer som vi föreslår. För mindre än ringa risk är en förutsättning till exempel att området i framtiden kan komma att användas även till bostäder.

Principerna och förutsättningarna förklarar alltså vilka bedömningar vi gjort. Vi ser dem som en vägledning för de bedömningar som måste göras för anmälnings- och tillståndspliktig användning av avfall. Bilaga 1 beskriver i detalj hur vi genomfört beräkningarna för nivån för mindre än ringa risk och deponitäckning. Bilagan är inte avsedd att användas som mall för att genomföra nya beräkningar i det enskilda fallet men beskrivningarna ger inblick i hur beräkningarna har utförts.

2.8 Berörs någon annan lagstiftning?

Förutom förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, kan flera olika bestämmelser vara aktuella. Vi presenterar dem i kapitel 13 (andra berörda bestämmelser). I kapitlet finns bestämmelserna även samlade i en tabell.

3 Ordlista

Här förklarar vi de viktigaste begrepp, termer och uttryck som vi använder i handboken. De är inte alltid allmänt vedertagna och kan därför ha en delvis annan innebörd i andra sammanhang.

Anläggningsändamål:	Användning av material för att skapa t.ex. vägar, järnvägar, parkeringsplatser och bullervallar.
Avfall:	Avfall som återvinns för anläggningsändamål har samma definition som anges i miljöbalken 15 kap 1§: ”Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.” EG-domstolens praxis och det nya ramdirektivet för avfall (2008/98/EG) tar upp några gränsdragningar för vad som är avfall.
Avfallsproducent:	Var och en som ger upphov till avfall (ursprunglig producent) och var och en som genom förbehandling, blandning eller andra förfaranden ändrar avfalls art eller sammansättning.
Bortskaffande av avfall:	De förfaranden som anges i bilaga 5 till avfallsförordningen (2001:1063). Ett exempel på bortskaffning är deponering.
Bundet material:	En fysisk eller kemisk bindning av ett material, t.ex. asfalt och betong.
C₀:	Det första lakvattnet som uppkommer i ett kolonnförsök och som kan jämföras med koncentrationen i porvattnet, anges i mg/l
Deponeringsförordning:	Förordning (2001:512) om deponering av avfall
FMH:	Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.
FVE:	Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll
Förekomstform:	Ämnen förekommer i olika kemisk form med olika hälso- och miljörisker.

Förutsättningar:	Förutsättningarna är alla de faktorer som vi tycker är viktiga att beakta och som har lett fram till de nivåer som vi föreslår.
L/S:	Förhållandet mellan vätska och fast material i ett laktest, t.ex. L/S 10 l/kg.
Modellparametrar:	Modellparametrarna beskriver de antaganden som gjorts när nivåerna har beräknats. Exempel på modellparametrar är storleken på området där avfallet använts, mäktighet samt hur mycket vatten som infiltrerar avfallet.
Mottagningskriterier:	Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.
Nivå för deponitäckning:	Nivå för när avfall kan användas som deponitäckning med en acceptabel risk för människors hälsa och miljön. Nivåerna utgör ett exempel där skyddet för människors hälsa och miljön har beräknats utifrån hur vi bedömt att en normal deponi är utformad, lokaliserad samt utifrån hur området ofta används efter deponins avslutning.
Nivå för mindre än ringa risk:	Nivå för när vi anser att risken är mindre än ringa vid återvinning av avfall och där vi anser att avfallet kan användas utan anmälan till den kommunala nämnden om det inte finns andra föroreningar som påverkar risken och användningen inte sker inom ett område där det krävs särskild hänsyn.
Områden som kräver särskild hänsyn:	Områden där nivåerna för mindre än ringa risk inte bör tillämpas direkt utan en fördjupad bedömning. Exempel på områden som kräver särskild hänsyn är vattenskyddsområden, områden med risk för översvämning eller ras och Natura 2000-områden.
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten

PAH-H	Polycykliska aromatiska kolväten med hög molekylvikt: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen, benso(ghi)perylene och indeno(123cd)pyren.
PAH-L:	Polycykliska aromatiska kolväten med låg molekylvikt: naftalen, acenaften och acenaftylen
PAH-M:	Polycykliska aromatiska kolväten med medelhög molekylvikt: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren
Principer:	Principerna utgör systemet för hur vi bedömer risken för människors hälsa och miljön. I principerna ingår även hur vi anser att delmålen om utfasning och riskminskning ska tillämpas för avfall som återvinns i anläggningsarbeten där risken är mindre än ringa.
Provning:	Del av förfarandet att ta reda på egenskaper och sammansättning i en substans. Inkluderar provberedning och analys men inte provtagning. Utförs i enlighet med en rutin.
Provtagning:	Del av förfarandet att ta reda på egenskaper och sammansättning i en substans. Ett prov tas ut från en mängd substans för provning.
Riskminskningsämnen:	De ämnen som omfattas av delmål 4 i miljökvalitetsmålet Giftfri miljö. Det är ämnen där hälso- och miljöriskerna ska minskas vid framställning och användning. Dessutom ska förekomsten och användningen av kemiska ämnen som försvårar återvinning av material minska. Prioriterade riskminskningsämnen är ämnen som p.g.a. ämnets farliga egenskaper innebär att det är extra viktigt att tänka på hur ämnet hanteras. Riskerna med användningen bör bedömas för dessa ämnen. Bland dessa ämnen finns ämnen som har mycket hög akut giftighet eller hög kronisk giftighet, är allergiframkallande, möjligen mutagena på människa, miljöfarliga, ger upphov till långtidseffekter i miljön eller är potentiellt långlivade (persistenta), bioackumulerande eller toxiska.
Scenario:	En beskrivning av vilka spridningsvägar och exponeringar av ämnen som beaktas i beräkningarna för nivåerna för mindre än ringa risk och deponitäckning.

Särskilda skyddsåtgärder:	Skyddsåtgärder vid användning av avfall som inte är en följd av normal konstruktion.
Tillträde:	Med tillträde avses att besöka, bo eller att arbeta inom ett område.
Täckskikt:	De skikt som anläggs ovan en deponis tätskikt. Utgörs vanligtvis av ett dräneringsskikt och ett skyddsskikt som även inbegriper ett växtetableringsskikt.
U-verksamhet:	Miljöfarlig verksamhet som inte omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt enligt förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Tillståndspliktiga verksamheter är antingen A- eller B-verksamheter och anmälningspliktiga verksamheter är C-verksamheter.
Utfasningsämnen:	De ämnen som omfattas av utfasning enligt delmål 3 i miljökvalitetsmålet Giftfri miljö. Det är ämnen med särskilt allvarliga egenskaper. Det är ämnen som är cancerframkallande (cancerogena i kategori 1 eller 2), arvsmassepåverkande (mutagena i kategori 1 eller 2) eller reproduktionsstörande (i kategori 1 eller 2) samt ämnen som är långlivade (persistenta) och bioackumulerande. Det är också ämnen som är hormonstörande, kraftigt allergiframkallande, ozonnedbrytande samt de särskilt farliga metallerna kvicksilver, kadmium och bly och deras föreningar. Delmålet handlar om att ämnena ska fasas ut, det vill säga inte längre användas när man producerar nya varor. Delmålet handlar även om att redan befintliga varor som innehåller bl.a. kvicksilver, kadmium och bly ska hanteras så att ämnena inte läcker ut i miljön. En del av dessa ämnen är redan förbjudna i Sverige. I den nya EG-lagstiftningen REACH kommer successivt tillståndsprovning att krävas för att använda "särskilt farliga ämnen" vilka är en stor delmängd av de ämnen som ingår i delmål 3 i miljökvalitetsmålet Giftfri miljö.
Utvinningsavfall:	Med utvinningsavfall avses avfall från prospektering, utvinning eller bearbetning, avfall från lagring av en mineraltillgång och avfall från driften av bergtäkt.
Verksamhetsutövare:	Den som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd.

Återvinning av avfall

för anläggningsändamål:

En åtgärd där avfall ersätter traditionella anläggningsmaterial och i en sådan mängd som behövs för konstruktionens funktion. Konstruktionen ska även fylla en funktion.

**Överensstämmelse-
provning:**

Undersökning av att ett avfall överensstämmer med resultaten från tidigare provning av samma avfalls-
slag.

4 Syfte

Handbokens första och övergripande syfte är att ge förutsättningar för återvinning av avfall i anläggningsarbeten på ett sätt som är säkert för människors hälsa och miljön. Genom en säker återvinning kan resursen i avfallet tas till vara.

Handboken behandlar i första hand frågor som berör byggandet av anläggningar där avfall används. När anläggningen är färdig och används eller ska rivras kan den behöva övervakas med avseende på miljöpåverkan. Dessa aspekter behandlas inte på ett heltäckande sätt i denna handbok.

Att vägleda om gällande lagstiftning

Ett syfte med handboken är att beskriva och tydliggöra de befintliga bestämmelser som berörs vid återvinning av avfall för anläggningsändamål.

Att göra det enklare att återvinna avfall där föroreningsrisken är mindre än ringa

Vi vägleder om under vilka omständigheter som risken för förorening är mindre än ringa enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Om nivåerna uppfylls kan det leda till att avfall kan användas utan anmälan till den kommunala nämnden. Detta underlättar och ger möjlighet till ökad återvinning av avfall som innehåller mycket litet föroreningar.

Att beskriva användning av avfall efter en anmälan eller tillståndsprovning

Vi beskriver hur avfall som medför större risk för förorening kan återvinnas. Då är det nödvändigt med en anmälan eller tillståndsprovning enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Vi har också utvecklat ett exempel med förutsättningar för när avfall används som deponitäckning. Nivåerna har beräknats utifrån hur vi bedömt att en typisk deponi är utformad och lokaliserad. En sluttäckning av deponi är alltid föremål för en anmälan eller tillståndsprovning, så berörd myndighet har alltid möjlighet att ta ställning till andra nivåer.

Att göra likvärdiga bedömningar

Sammantaget ger vägledningen möjlighet till en kunskapsuppbyggnad som kan medföra att myndigheternas bedömningar blir mer likvärdiga.

5 Tillämpning

5.1 Hur ska handboken användas?

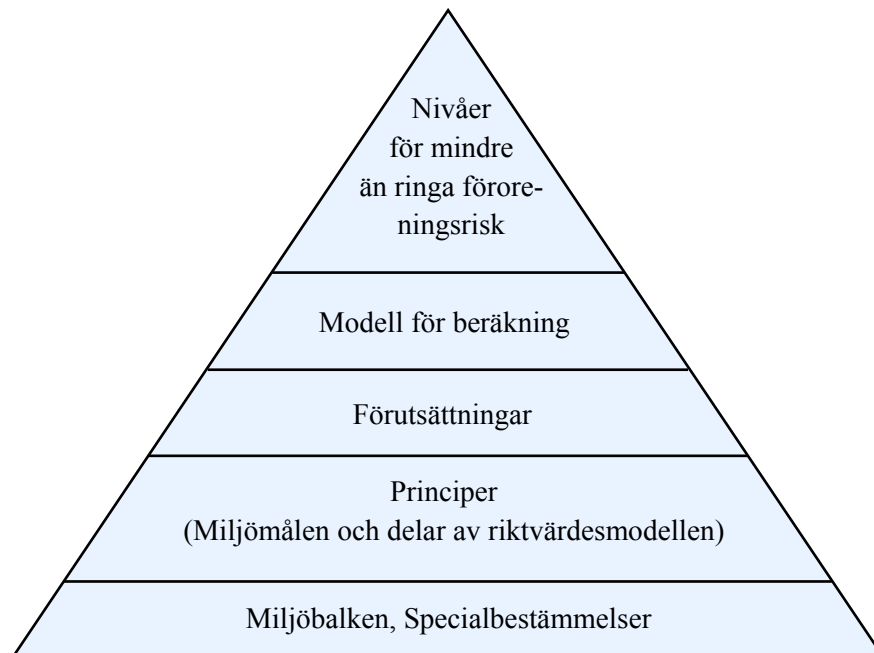
Handboken ger vägledning vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handboken är endast avsedd att användas när materialet är definierat som avfall och då avfallet ska användas för anläggningsändamål. Oavsett om ett material är avfall eller ej gäller dock de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet miljöbalken vid t.ex. lagring och användning.

Exempel på anläggningsändamål för avfall:

- anläggningsarbete inom vägar och järnvägar
- bullervallar
- ytor såsom parkeringsytor eller ytor för annan verksamhet
- deponitäckning ovan tätskikt

Utgångspunkten för handboken utgörs av miljöbalken, förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd samt andra specialbestämmelser. De av riksdagen beslutade miljö kvalitetsmålen och delar av modellen som används för att beräkna riktvärden för förorenad mark utgör principerna. Hur vi ser på riskerna för att beräkna nivåerna utgör förutsättningarna.

Med utgångspunkt från dessa delar har vi tagit fram modellen för beräkning av nivåer. Sammantaget leder dessa delar tillsammans till nivåerna för mindre än ringa risk.



Figur 1. Handbokens uppbyggnad. Basen i pyramiden är det grundläggande och allmängiltiga. I toppen ligger det mest specifika.

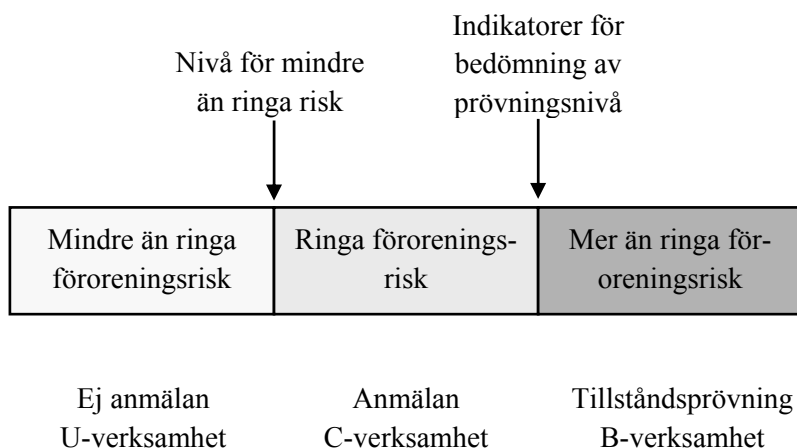
5.1.1 Nivåer för att avgöra om risken är mindre än ringa

Användning av avfall för anläggningsändamål omfattas av bilagan till förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Handboken innehåller en nivå för när vi anser att föroreningsrisken är mindre än ringa. Denna nivå ger vägledning om när en användning av avfall inte behöver anmälas till den kommunala nämnden.

Om nivåerna inte överskrids, det inte finns andra föroreningar i en sådan omfattning att föroreningsrisken påverkas och användningen inte sker inom ett område där det krävs särskild hänsyn, anser vi att avfallet kan användas utan anmälan. Det är verksamhetsutövaren som har ansvaret att avgöra om verksamheten omfattas av anmälningsplikt eller inte. Det kan även finnas krav på anmälan till kommunen enligt andra bestämmelser, som också måste uppmärksammas vid användning av avfall, se bl.a. kapitel 13.

5.1.2 För högre föroreningsnivåer behövs en anmälan eller tillstånd

I det fall nivån för mindre än ringa föroreningsrisk överskrids så bör användningen omfattas av krav på anmälan eller ansökan om tillstånd enligt miljöbalken. Principerna som legat till grund för de beräknade nivåerna kan ge vägledning för bedömningar i det enskilda fallet. Vid en anmälan eller tillståndsansökan kan också en jämförelse göras med de förutsättningar som ligger till grund för nivåerna för mindre än ringa föroreningsrisk eller för deponitäckning. En jämförelse med förutsättningarna ger vägledning om hur riskerna kan bedömas. Det är verksamhetsutövaren som ska göra bedömningen om verksamheten omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt.



Figur 2. Beskrivning av prövningsnivåerna för användning av avfall för anläggningsändamål.

I slutet av kapitel 7 redovisar vi ett beslutsträd som beskriver när nivåerna för mindre än ringa risk är lämpliga att använda och hur man annars går till väga.

5.2 När handboken inte ska användas

Det finns ett antal användningar för avfall där handboken inte ger vägledning. Skälet är att användningen inte omfattas av begreppet återvinning av avfall för anläggningsändamål.

5.2.1 Skillnaden mellan återvinning och bortskaffande är avgörande

Vi anser att användning av avfall för anläggningsändamål är ett återvinningsförfarande där avfall ersätter traditionella anläggningsmaterial. Men endast den mängd avfall som behövs för konstruktionens funktion, t.ex. bärförmåga, hållbarhet och utjämnning bör omfattas av återvinningsbegreppet. Ytterligare en förutsättning för att verksamheten ska räknas som återvinning är att konstruktionen fyller en funktion. Syftet med anläggningen och avfallets funktion som konstruktionsmaterial är alltså avgörande för om verksamheten kan betraktas som användning för anläggningsändamål. Om en anläggning utformas så att onödigt mycket avfall används och avfallet inte fyller någon funktion kan det vara fråga om bortskaffning av avfall. Av miljö- och resursskäl är det inte heller lämpligt att använda avfall med högt näringsinnehåll för anläggningsändamål, om inte näringen fyller en funktion i anläggningen. Det är inte heller lämpligt att avfall med högt organiskt innehåll används för anläggningsändamål, eftersom det organiska innehållet kan utgöra en resurs som bättre tas tillvara genom annan återvinning. Det organiska innehållet kan dessutom medföra negativ miljöpåverkan från anläggningen genom att det kan ge upphov till en ökad utlakning av andra ämnen. Ett högt organiskt innehåll kan också påverka konstruktionens hållfasthet negativt.

En annan aspekt som behöver beaktas för att bedöma om det är återvinning är att anläggningen bör färdigställas inom rimlig tid. Om tillgången på avfall är så begränsad att det tar mycket lång tid för anläggningen att bli uppförd kan det ifrågasättas om anläggningen verkligen fyller en funktion. Vad som är rimlig tid måste avgöras från fall till fall och är beroende av typ av anläggning. Ett exempel kan vara om avfall läggs upp för att bygga en väg men tillgången till avfall är så begränsad att det skulle ta många år innan vägen är färdigställd. I sådana lägen kan behovet av vägen ifrågasättas och därmed också syftet med hanteringen. Det kan istället vara fråga om bortskaffning av avfall.

5.2.2 Användning av avfall för dess näringsinnehåll

Avfall används i vissa sammanhang för att tillföra näringsämnen till jordbruksmark (slam, kompostjord) eller skogsmark (aska). Aska, kompostjord och slam kan vid sådan användning ersätta konventionella produkter som används för sitt näringsinnehåll. Sådan användning omfattas inte av handboken eftersom användningen inte avser anläggningsändamål.

För användning av slam på jordbruksmark finns särskilda gränsvärden. På Naturvårdsverkets webbplats beskriver vi vad som gäller för avloppsslam. För användning av aska för att tillföra näringsämnen i skogen har Skogsstyrelsen tagit fram rekommendationer. Dessa finns på Skogsstyrelsens hemsida och det finns även en länk till denna rapport i referenslistan.

I samband med användning av avfall för sitt näringsinnehåll används andra bedömningsgrunder för avfallet. Nivåerna i en sådan användning relaterar till växters upptag av näringsämnen. Vidare så tillförs endast en mycket liten del av jordprofilen

vilket är ytterligare en skillnad jämfört med tillämpningar där hela eller en stor del av konstruktionen består av avfall.

5.2.3 Bundet material

I vissa fall används avfall så att det utgör en beståndsdel i ett bundet material, t.ex. inblandning av avfall i asfalt eller betong. Vid sådan tillämpning är det inte lämpligt att använda nivåerna för mindre än ringa risk eller för deponitäckning. De förutsättningar och den miljömässiga bedömningen som ligger till grund för nivåerna avser ett obundet material. För ett bundet material blir den miljömässiga bedömningen och förutsättningarna annorlunda. I vissa fall kan det vara svårt att definiera vad som är ett bundet material, men en utgångspunkt bör vara att bundet material har en viss beständighet mot mekanisk och kemisk påverkan.

5.2.4 Övrig användning som inte är anläggningsändamål

För annan verksamhet som inte innebär användning av avfall för anläggningsändamål är inte handboken lämplig att använda. Ett exempel på sådan annan användning kan vara om avfall används för halkbekämpning.

5.2.5 Att använda avfall under tätskikt på deponier

Avfall används i vissa situationer som anläggningsmaterial under tätskiktet på deponier. I sådana fall är det relevant att använda sig av mottagningskriterierna för aktuell deponiklass. I en sådan situation är miljöpåverkan direkt jämförbar med deponering av avfall (se vår handbok 2007:1 om mottagningskriterier för avfall till deponi och Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall).

5.3 Områden med speciella förutsättningar

5.3.1 Att använda avfall i områden som kräver särskild hänsyn

Det finns områden som kräver särskild hänsyn. Det kan t.ex. vara vattenskyddsområden, Natura 2000-områden eller områden där det finns risk för översvämning eller ras. För denna typ av områden krävs en fördjupad bedömning eftersom riskerna inte kan generaliseras. Nivåerna för mindre än ringa risk bör här inte vara ensamt avgörande för vad som är mindre än ringa föroreningsrisk inom dessa områden. Användningen av avfall bör omfattas av kraven på anmälan eller tillståndsprövning inom dessa områden.

Även om nivåerna inte går att tillämpa direkt kan principerna och förutsättningarna vara lämpliga att använda för att få vägledning i de bedömningar som måste göras i det enskilda fallet. Verksamhetsutövaren behöver också göra en extra kontroll så att inga andra särskilda bestämmelser är tillämpliga. Man kan också överväga om särskilda försiktighetsmått är motiverade i det enskilda fallet, t.ex. att avfall som används inom konstruktioner endast får placeras ovan högsta grundvattenyta. För vattenskyddsområden gäller befintliga skydds-föreskrifter för vattentäkten ifråga, vilka kan innebära förbud eller anmälnings-/ tillståndsplikt. Även om vattenskydds-föreskrifterna inte berör anläggande med avfall så bör tillsynsmyndigheten kontaktas om denna typ av område är aktuellt för verksamheten.

I Naturvårdsverkets handbok 2005:5 finns mer information om riksintresse för naturvård och friluftsliv medan handbok 2003:9 belyser Natura 2000 i Sverige. I handbok 2003:6 finns vägledning om vattenskyddsområden.

5.3.2 Att använda avfall inom förorenade områden som efterbehandlas

Vid efterbehandling av förorenade områden är det vanligt att generella eller plats-specifika riktvärden för mark används som utgångspunkt för åtgärds mål för området. I samband med schaktning och sanering kan i vissa fall massor användas för återfyllning inom området. I sådana situationer är det inte lämpligt att använda de nivåer som anges i denna handbok. Detta för att en plats specifik bedömning har gjorts av det förorenade området i syfte att avgöra vad som är lämpligast i det enskilda fallet.

Om massorna från efterbehandlingen utgör ett avfall och används för anläggningsändamål på annan plats kan det vara lämpligt att använda de principer som redovisas i handboken.

Vårt arbete med efterbehandling av förorenade områden finns beskrivet på vår webbplats och där presenterar vi även vårt vägledningsmaterial. Adressen till den aktuella webbsidan återfinns i referenslistan.

5.3.3 Att använda avfall i tillståndsprövad verksamhet

Industrier och annan miljöfarlig verksamhet har i vissa fall tillstånd som reglerar användning av avfall för anläggningsändamål inom verksamhetsområdet. Exempel på sådana verksamheter kan vara järn- och stålverk, pappers- och massaindustri, gjuterier, m.fl. Dessa områden har ofta speciella förutsättningar som kan medföra att det inte är lämpligt att använda de principer och förutsättningar som anges i denna handbok fullt ut. Aktuella verksamheter har ofta funnits på samma plats under lång tid och det är inte ovanligt med historiska föroreningar på platsen.

Deponiverksamheter är en särskild typ av tillståndsprövad verksamhet där vi har beräknat nivåer för när avfall används som deponitäckning ovan tätskiktet. Nivåerna utgör ett exempel där acceptabelt skydd för människors hälsa och miljön har beräknats utifrån hur vi bedömt att en normal deponi är utformad, lokaliserad samt utifrån hur området ofta används efter deponins avslutning. I det enskilda fallet kan andra bedömningar göras för vilka nivåer som utgör lämpligt skydd för människors hälsa och miljön. Sluttäckningen av deponier är alltid en fråga för tillsynsmyndigheten eftersom sluttäckningen ska godkännas av tillsynsmyndigheten för deponin. I vissa fall regleras även frågan om sluttäckning i tillståndet.

När det gäller täkter så regleras efterbehandlingen av dessa genom tillståndet för verksamheten. Ofta görs detta genom preciserade villkor för efterbehandlingen eller genom att det anges att förfarandet ska anmälas till tillsynsmyndigheten inom en viss tid innan täkten avslutas. Efterbehandlingen är då en förutsättning för att den ekonomiska säkerheten ska betalas tillbaka. Oavsett omständigheter så bör samråd med tillsynsmyndigheten föregå efterbehandlingen av ett täktområde och nivåerna för mindre än ringa risk är inte tillämpliga.

Mer information om täktverksamheter och andra miljöfarliga verksamheter finns uppdelat branschvis på vår webbplats. För täkter finns även Naturvårdsverkets handbok 2003:1 Prövning av täkter samt rapporten ”Efterbehandling av täkter” som tagits fram av Miljösamverkan Sverige.

6 Miljöfarlig verksamhet

Användning av avfall för anläggningsändamål är en miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken. Definitionen av miljöfarlig verksamhet återfinns i 9 kap. 1 § miljöbalken. Tillämpningen av definitionen i 9 kap. 1 § är inte beroende av om något klassificerats som avfall eller inte.

All miljöfarlig verksamhet omfattas av vissa gemensamma bestämmelser i miljöbalken, t.ex. de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap., regeln om verksamhetsutövarens egenkontroll i 26 kap. 19 § och gällande miljö kvalitetsnormer. Tillämpningen av dessa allmänna regler kan dock begränsas av reglerna om tillstånds rättskraft och specialregler för vissa miljöfarliga verksamheter. För många miljöfarliga verksamheter finns utöver de gemensamma bestämmelserna krav på tillstånd eller anmälan. Bestämmelser om krav på tillstånd respektive anmälan för miljöfarliga verksamheter finns i förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (FMH). Enligt 5 och 21 §§ FMH är det förbjudet att utan tillstånd eller föregående anmälan bedriva miljöfarlig verksamhet som har beteckningen A, B eller C i bilagan till FMH. I bilagan beskrivs varje miljöfarlig verksamhet med en verksamhetsbeskrivning och verksamhetskod och prövningsmyndigheten anges. Verksamhetsutövaren är skyldig att veta om verksamheten omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt och att respektera förbudet mot att använda avfall för anläggningsändamål utan det tillstånd eller den anmälan som krävs.

Mer information om tillståndsprovning och anmälan finns på Naturvårdsverkets webbplats samt i handbok 2003:5 Tillståndsprovning och anmälan avseende miljöfarlig verksamhet.

I miljöbalken (29 och 30 kap.) finns det bestämmelser om straff och miljö sanktionsavgifter om en verksamhet inte uppfyller de krav som följer av miljöbalken med tillhörande regelverk och t.ex. inte fullgör sin anmälnings- eller tillståndsplikt. Det finns mer information om straffbestämmelser och miljö sanktionsavgifter på Naturvårdsverkets webbplats samt i handbok 2001:1 Handläggning av ärenden om miljö sanktionsavgift.

6.1.1 Tillståndsplikt

Den verksamhetsbeskrivning för tillståndspliktig verksamhet som är aktuell i samband med användning av avfall vid anläggningsarbeten är följande:

B 90.130 Användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, och där föroreningsrisken inte endast är ringa.

För verksamheter som har beteckningen B ska tillstånd sökas hos länsstyrelsen och det är också länsstyrelsen som har tillsyn över dessa anläggningar om inte tillsynen är delegerad till kommunen. Tillståndspliktiga verksamheter ska bland annat lämna in en årlig miljörapport till tillsynsmyndigheten enligt 26 kapitlet 20 § miljöbalken.

6.1.2 Anmälningssplikt

Den verksamhetsbeskrivning för anmälningsspliktig verksamhet som är aktuell i samband med användning av avfall vid anläggningsarbeten är följande:

C 90.140 Användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, och där föroreningsrisken är ringa.

För verksamheter som har beteckningen C ska en anmälan ges in till den kommunala miljönämnden och det är också miljönämnden som har tillsyn över dessa verksamheter.

Anmälan ska lämnas in i god tid. En anmälningsspliktig verksamhet får påbörjas tidigast sex veckor efter det att anmälan har gjorts, om inte tillsynsmyndigheten bestämmer något annat enligt 9 kap. 6 § fjärde stycket miljöbalken. Handläggning av anmälningsärenden är en del av tillsynen. Syftet med ett anmälningsförfarande är att tillsynsmyndigheten ska få möjlighet att i förväg ta ställning till om den anmälda verksamheten eller åtgärden kan godtas från hälso- och miljösynpunkt. Tillsynsmyndigheten kan också ta ställning till om den behöver ställa några särskilda krav på försiktighetsmått eller om den behöver meddela förbud.

När ett anmälningsärende är tillräckligt utrett ska tillsynsmyndigheten, om det behövs, meddela föreläggande om försiktighetsmått eller förbud enligt miljöbalken (enligt 27 § FMH). Tillsynsmyndigheten kan även förelägga om förbud mot att verksamheten bedrivs utan tillstånd enligt 9 kap 6 § andra stycket miljöbalken. Om tillsynsmyndigheten inte beslutar att meddela föreläggande eller förbud, ska myndigheten underrätta den som har gjort anmälan om att ärendet inte föranleder någon åtgärd från myndighetens sida enligt 27 § FMH. Innebörden i en sådan underrättelse ska tolkas så att myndigheten för närvarande inte avser att ingripa. Tillsynsmyndigheten kan när som helst vid ett senare tillfälle återkomma och ställa de krav som myndigheten bedömer är nödvändiga för att säkerställa efterlevnaden av miljöbalken.

6.1.3 Verksamheter som inte behöver anmälas

Det finns avfall som innehåller så liten mängd föroreningar och där användningen är så okomplicerad att användningen inte ens medför ringa föroreningsrisk. I sådana situationer omfattas verksamheten inte av kraven på anmälan till den kommunala nämnden enligt FMH-bilagan. Även om verksamheten inte är anmälningsspliktig har verksamhetsutövaren ett ansvar att följa miljöbalkens allmänna hänsynsregler och regeln om egenkontroll i 26 kap. 19 §. Tillsynsmyndigheten kan ställa krav på verksamhetsutövaren med stöd av bestämmelserna om tillsyn i 26 kapitlet miljöbalken. Det kan även vara aktuellt med samråd enligt 12 kap. miljöbalken för dessa verksamheter, läs mer om detta i kapitel 13.10 (anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken). Det är den kommunala miljönämnden som har tillsyn över de verksamheter som inte omfattas av vare sig tillstånds- eller anmälningssplikt, så kallad U-verksamhet.

6.2 Ansvar vid användning av avfall för anläggningsändamål

Den som innehar ett avfall, har alltid ett ansvar att se till att avfallet hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt (15 kap 5a § miljöbalken). Detta krav gäller avfallsproducenter såväl som verksamhetsutövare som hanterar avfall i ett senare skede.

Avfallsproducenten har ett ansvar för att själv skaffa sig kunskap om avfallet. Avfallsproducenten bör även informera verksamhetsutövaren som ska använda avfallet om dess egenskaper för att kunna säkerställa att avfallet omhändertas på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt. Den som yrkesmässigt producerar eller hanterar ett avfall ska känna till om avfallet klassas som ett farligt avfall enligt avfallsförordningen (2001:1063). För att kunna klassa avfallet korrekt krävs uppgifter om avfallets egenskaper. På Naturvårdsverkets webbplats finns vägledning för klassning av avfall enligt avfallsförordningen.

Den som använder avfall i anläggningsarbeten har i egenskap av verksamhetsutövare ett ansvar att ta reda på avfallets egenskaper enligt 2 kap. 2 § och 26 kap. 19 § miljöbalken. Med hjälp av god kunskap om avfallets uppkomst är det lättare att skaffa sig den information som krävs om avfallet. Det är vanligtvis avfallsproducenten (som oftast också är en verksamhetsutövare) som har störst inblick i avfallets uppkomst. Därför är det i första hand avfallsproducenten som kan förmedla kunskap om avfallet. Det är inte acceptabelt att återvinna avfall där innehållet är okänt och det finns risk för förorening enligt 2 kap. miljöbalken. Om verksamhetsutövaren inte får informationen om avfallets egenskaper via avfallsproducenten, ska denne undersöka avfallet på egen hand. Kunskapen om avfallet är också en förutsättning för att verksamhetsutövaren ska kunna bedöma om verksamheten omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt.

Den som använder avfall i anläggningsarbeten har ansvaret för miljöpåverkan från anläggningen enligt 2 kap. 3 § miljöbalken. Detta innebär även ansvar för att följa upp eventuell miljöpåverkan från användningen i närområdet enligt 26 kap. 19 § miljöbalken. Det är verksamhetsutövaren som ska visa (enligt 2 kap. 1 § miljöbalken) att man bedömt miljöpåverkan på den aktuella platsen och vidtagit de försiktighetsmått som behövs. Ansvaret medför också underhåll av skyddsåtgärder så att funktionen inte försämras.

Ansvaret kan innebära att verksamhetsutövaren enligt 2 kap 3 § miljöbalken ska ta hand om anläggningen när dess livstid är slut och det är dags för rivning. Det kan även bli aktuellt att ta hand om eventuella föroreningar som anläggningen orsakat, enligt 10 kap. miljöbalken. Det är i första hand verksamhetsutövaren som bär ett efterbehandlingsansvar om det visar sig att verksamheten orsakat en föroreningsskada men i vissa fall kan den som förvärvat en förorenad fastighet ha ett ansvar.

Mer information om skadeansvar enligt 10 kap. miljöbalken finns i avsnitt 13.7 (efterbehandlingsansvar enligt 10 kap. miljöbalken).

Ansvar är fördelat mellan olika inblandade aktörer och det beskrivs schematiskt i tabellen nedan.

Tabell 1 Fördelning av ansvaret för områden där avfall används för anläggningsändamål.

Avfallsproducentens ansvar	Ansvar för verksamhetsutövaren som använder avfallet	Fastighetsägarens ansvar
<ul style="list-style-type: none"> – Ansvarig för att ha kunskaper om avfallet (2:2 och 26:19 MB). – Skyldighet att bedöma om avfallet är farligt avfall. – Bör informera verksamhetsutövaren om avfallens egenskaper. – Ansvarig för att hantera avfallet på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt (15:5a MB) 	<ul style="list-style-type: none"> – Ansvarig för att ha kunskaper om avfallet som används. (2:2 och 26:19MB) – Skyldighet att bedöma om avfallet är farligt avfall. – Ansvarig för att hantera avfallet på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt (15:5a MB) – Ansvarig för att följa upp verksamhetens miljöpåverkan (26:19 MB) och att arbeta för att minska den. – Bör informera fastighetsägare om att avfall används. – I första hand ansvarig för eventuell efterbehandling av området och omhändertagande av avfallet när konstruktionen tjänat ut. (10 kap. och 2:3 MB) 	<ul style="list-style-type: none"> – Kan vara ansvarig för att efterbehandla området eller att omhänderta avfallet när konstruktionen tjänat ut eller andra försiktighetsmått, om verksamhetsutövaren inte kan göras ansvarig. (10 kap. respektive 2:3 MB för förvaringsfall).

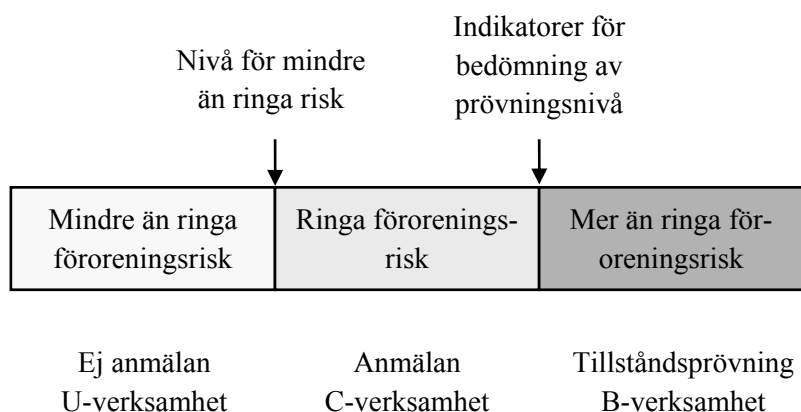
7 Handläggning av ärenden

Vi anser att avfall som innehåller föroreningar som överskrider nivåerna för mindre än ringa risk bör omfattas av kravet på anmälan eller tillståndsprövning. Andra ämnen kan också förekomma i en nivå som gör att risken är ringa eller mer än ringa och medför då anmälnings- eller tillståndsplikt. Men vi bedömer att de 13 ämnen som vi har angett nivåer för i normalfallet är de mest kritiska. Även i de fall avfall används inom ett område som kräver särskild hänsyn t.ex. vattenskyddsområde, Natura 2000 eller om det finns risk för översvämning och ras anser vi att användningen av avfall bör föregås av en anmälan eller tillståndsprövning.

7.1 Vilken prövningsnivå är tillämplig?

En svårighet vid användning av avfall för anläggningsändamål kan vara att placera verksamheten i rätt prövningsnivå. FMH-bilagan ger inte några fasta gränser i form av exempelvis anläggningens storlek eller använd volym avfall, utan prövningsnivån avgörs istället av föroreningsrisken.

Vid bedömning av risken som avgör prövningsnivån bör man inte beakta särskilda skyddsåtgärder för att minska föroreningsrisken eller andra försiktighetsmått.



Figur 3. Beskrivning av prövningsnivåerna för användning av avfall för anläggningsändamål

I tabellen nedan har vi sammanställt olika faktorer som kan användas som indikatorer på om risken är ringa eller inte endast ringa, d.v.s. om verksamheten är anmälnings- eller tillståndspliktig.

Tabell 2 Indikatorer för att skilja på verksamhet utan anmälningsplikt, anmälningspliktig verksamhet och tillståndspliktig verksamhet

Ingen anmälningsplikt (U-verksamhet) Mindre än ringa föroreningsrisk	Anmälningsplikt (C-nivå) Ringa föroreningsrisk	Tillståndsplikt (B-nivå) Mer än ringa föroreningsrisk
Halter och utlakning är lägre än nivån för mindre än ringa risk.	Lägre föroreningshalter	Högre föroreningshalter
Storleken på anläggningen är mindre än värdena i beräkningsmodellen.	Mindre anläggningar (t.ex. mindre parkeringsplats)	Större anläggningar (t.ex. större vägbygge)
Det förutsätts att det saknas kunskap om var avfallet återvunnits.	Genom anmälan förutsätts att kunskap finns bevarad om platsen där avfallet återvunnits.	Genom tillståndsprövningen förutsätts att kunskap finns bevarad om platsen där avfallet återvunnits.
Skyddet för markmiljön bör ge ett 95 % skydd för marklevande organismer.	Skyddet för markmiljön bör minst ge ett 50 % skydd för marklevande organismer.	Skydd för markmiljön avgörs i tillståndsprövningen. Om markmiljön behöver skyddas är dock ett lägre skydd än 50 % inte meningsfullt.
Bakgrundshalten utgår från nationella bakgrundshalter.	Skyddet för markmiljön kan anpassas till lokal bakgrundshalt.	
Inget behov av ekonomisk säkerhet	Inget behov av ekonomisk säkerhet	Möjligt med ekonomisk säkerhet för återställande när anläggningen tagits ur drift samt för övervakning, kontroll och underhåll av skyddsåtgärder.
Nivåerna är framtagna så att skyddsåtgärder för att förhindra förorening inte behövs.	I normalfallet inte behov av särskilda skyddsåtgärder för att förhindra förorening.	Särskilda skyddsåtgärder för att minska risken för spridning av förorening kan behövas.
Verksamheten behöver inte anmälas men verksamhetsutövaren har ansvaret enligt miljöbalken.	I normalfallet föreläggande om försiktighetsmått för att säkerställa funktionen hos passiva skyddsåtgärder i konstruktionen samt försiktighetsmått i samband med uppförande.	Villkor om särskilda skyddsåtgärder kan behövas. Villkor om skyddsåtgärder i samband med uppförande kan behövas. Villkor för att säkerställa funktionen hos passiva skyddsåtgärder kan behövas.
Nivåerna är framtagna så att omgivningskontroll efter att anläggningen är uppförd inte behövs.	I normalfallet inte behov av omgivningskontroll efter att anläggningen är uppförd.	Villkor för omgivningskontroll efter att anläggningen är uppförd kan behövas.

7.2 Mindre än ringa risk

Användning av avfall som medför en föroreningsrisk som är mindre än ringa kan ske utan anmälan till kommunen. Vi beskriver detta även i kapitel 9 (nivåer av oönskade ämnen).

7.3 Anmälningsärenden – föroreningsrisken är ringa

Kommunen får via anmälan kännedom om platsen där verksamhetsutövaren avser att återvinna avfall. Genom anmälan finns möjligheter att bevara kunskapen om var avfallet återvunnits och det kan även förutsättas att materialet inte flyttas till de mest känsliga miljöerna. Därmed bör det vara möjligt att ställa lägre krav på skyddet för markmiljön i anläggningen jämfört med nivån för mindre än ringa risk, under förutsättning att materialet i konstruktion är avskilt från omgivande naturlig mark.

I samband med handläggningen kan kommunen bedöma om verksamhetsutövaren har gjort en korrekt bedömning av lämpligheten att återvinna avfall på den aktuella platsen. Kommunen kan kontrollera om det finns några särskilda skyddsobjekt i anslutning till platsen som begränsar möjligheterna till användning av avfall. Exempel på sådana skyddsobjekt kan vara Natura 2000-område och vattenskyddsområden. För att få ett förbättrat underlag till beslut ska kommunen även remittera ärendet till myndigheter och andra berörda eller på annat sätt ge dem tillfälle att yttra sig. Se 26 § FMH

Mer information om tillståndsprovning och anmälan finns på Naturvårdsverkets webbplats samt i handbok 2003:5 Tillståndsprovning och anmälan avseende miljöfarlig verksamhet.

Kommunen bör även bedöma om verksamhetsutövaren har gjort en riktig bedömning av att föroreningsrisken är ringa så att verksamheten kan hanteras genom ett anmälningsförfarande. Bedömning av risken bör göras utifrån den inneboende risken hos avfallet, utifrån föroreningsrisken av användningen på platsen och med hänsyn till riskreduktion från skyddsåtgärder som är en följd av den normala konstruktionen. Vid bedömning av risken som avgör provningsnivån bör man inte beakta särskilda skyddsåtgärder för att minska föroreningsrisken eller andra försiktighetsmått. Detta beror på att det är föroreningsrisken som användandet av avfall för anläggningsändamål *kan* medföra som avgör provningsnivån. Om särskilda skyddsåtgärder planeras för att minska föroreningsrisken kan ju verksamheten i sig därmed också medföra en högre föroreningsrisk om skyddsåtgärderna skulle brista. Dessutom är behovet av särskilda skyddsåtgärder en del av bedömningen vid en tillståndsprovning eller efter en anmälan enligt 2 kap 3 § miljöbalken. Om kommunen bedömer att föroreningsrisken inte endast är ringa kan den förelägga om förbud mot att verksamheten bedrivs utan tillstånd med stöd av punkt 90.130 B i FMH-bilagan och 26 kap 9 § miljöbalken.

Eftersom risken för förorening bör bedömas utan hänsyn till särskilda skyddsåtgärder bör det inte vara fråga om höga föroreningshalter i avfallet som används i anläggningar som anmäls till kommunen. Höga halter av föroreningar bör medföra att föroreningsrisken inte endast är ringa och att verksamheten är tillståndspliktig.

Särskilda skyddsåtgärder för att minska föroreningsrisken eller särskilda krav på omgivningskontroll bör i normalfallet inte krävas i anmälningsärenden. Behovet av särskilda skyddsåtgärder kan vara en indikation på att föroreningsrisken är hög och

att verksamheten därför är tillståndspliktig. Däremot kan konstruktionens normala utförande medföra ett skydd för förorening. I det fall verksamhetsutövaren har gjort en bedömning av risken utifrån skyddsåtgärder som följer av den normala konstruktionen kan kommunen göra en granskning av rimligheten i bedömningarna. Exempel på skyddsåtgärder som följer av den normala konstruktionen kan vara en asfalterad yta som begränsar infiltration av nederbörd och exponering av föroreningar, eller en dränering som förhindrar inträngande grundvatten. I de fall kommunen bedömer att det är lämpligt kan svaret på en anmälan innefatta ett föreläggande om försiktighetsmått. I normalfallet bör försiktighetsmått i ett anmälningsärende avse funktionskrav hos skyddsåtgärderna som framgår av den normala konstruktionen och försiktighetsmått i samband med hantering av avfall på platsen. I ärenden där föroreningensrisken är ringa bör det i normalfallet inte vara nödvändigt att förelägga om en omgivningskontroll efter att anläggningen är utförd.

Det har förekommit att kommuner förelägger om att materialet i konstruktionen ska tas om hand på ett särskilt sätt efter att anläggningen tagits ur drift. Sådana förelägganden har också delgetts till lantmäteriet för inskrivning i fastighetsregistret med stöd av 26 kap. 15 § miljöbalken.

Om kommunen i sin tillsyn efter hand bedömer att det är nödvändigt med undersökningar eller ytterligare skyddsåtgärder kan ytterligare förelägganden riktas mot verksamhetsutövaren enligt 26 kap. 9 och 22 §§ miljöbalken. I den fortsatta planläggningen av området kan det även vara nödvändigt att beakta risker från användningen av avfall för anläggningsändamål.

7.3.1 Vad ska en anmälan om användning av avfall innehålla?

En anmälan om användning av avfall ska innehålla tillräckligt med information för att bedöma verksamhetens provningsnivå och miljöpåverkan. Det kan man utläsa av 25 § förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Bestämelsen anger också mer specifikt vad en anmälan ska innehålla. Bilaga 2 tillsammans med förutsättningarna i kap 11 och 12 ger vägledning om hur risker kan bedömas och därmed även vad en anmälan om användning av avfall kan innehålla. Uppgift om den exakta placeringen av konstruktionen är särskilt viktig för att kunna bedöma risker för människors hälsa och miljön.

Som tidigare beskrivits bör särskilda försiktighetsåtgärder inte tas med i bedömningen för att avgöra provningsnivå. Detta är istället en del av bedömningen som görs vid handläggning av anmälan. Behovet av särskilda försiktighetsåtgärder för att begränsa miljöpåverkan bör därför framgå av ansökan. Exempel på försiktighetsmått som verksamhetsutövaren kan redovisa i anmälan framgår nedan. Om tillsynsmyndigheten bedömer att det behövs kan även försiktighetsmått framgå av föreläggandet som utgör ett svar på anmälan.

- Ytor utformas så att ytavrinning kan ske.
- Den hårdgjorda ytan underhålls för att upprätthålla en begränsad perkolation.
- Avfall som lagras i avvaktan på att användas i konstruktionen täcks för att förhindra damning och kontakt med nederbörd.
- Transport av avfall som ska användas i konstruktion sker med täckta bilar.

- Avfallet täcks med annat material för att förhindra damning och direktexponering.
- Massor som härrör från schakt inom området provas före bortskaffning eller återvinning på annan plats. (Gäller efter att anläggningen är färdigställd.)
- En anmälan görs till den kommunala nämnden innan schaktning sker i fyllnadsmassor inom området. (Gäller efter att anläggningen är färdigställd.)
- Avfallet placeras inte i anslutning till rör- och ledningsgravar.

7.3.2 Tillåtliga nivåer för oönskade ämnen där föroreningsrisken är ringa

Vi har inte beräknat några nivåer för oönskade ämnen som anger tillåtligheten för när avfall kan användas för anläggningsändamål efter en anmälan till kommunen. En beräkning som ger användbara nivåer har inte varit möjlig eftersom en platspecifik bedömning görs i samband med en anmälan till kommunen. Av bilagan till förordningen om miljöfarlig verksamhet framgår dock att utgångspunkten är att föroreningsrisken ska vara ringa vilket innebär att det inte bör vara fråga om höga föroreningshalter. I handläggningen av ett anmälningsärende avgörs den tillåtliga nivån av oönskade ämnen i avfallet. Men föroreningsrisken med användningen får inte vara mer än ringa för att ärendet ska kunna hanteras som ett anmälningsärende. Särskilda skyddsåtgärder enligt 2 kap 3 § miljöbalken kan medföra att föroreningsrisken i slutändan blir mindre än ringa.

För att avgöra vad som är tillåtligt i ett anmälningsärende kan en bedömning göras enligt principer som har legat till grund för nivån för mindre än ringa risk. Principerna finns beskrivna i kapitel 10. I vilken omfattning principerna kan tillämpas är en bedömning i det enskilda fallet. I fallet där vi beräknat nivåer för deponitäckning har vi till exempel frångått principen om att avfallet inte ska innehålla utfasningsämnen eftersom deponiområden har använts för att bortskaffa avfall.

De förutsättningar vi har utgått från i beräkningarna av nivåerna för mindre än ringa risk och deponitäckning ger vägledning om hur riskerna kan bedömas vid återvinning av avfall för den specifika verksamheten. Förutsättningarna för användning av avfall som medför mindre än ringa risk samt vid deponitäckning finns beskrivet i kapitel 11 och 12. I samband med ett anmälningsärende kan det exempelvis vara relevant att resonera kring användning av marken och hur information kan bevaras om att avfall har använts på fastigheten.

Detaljerna för hur vi har beräknat nivåerna för mindre än ringa risk och deponitäckning finns i bilaga 1. I bilagan framgår även vilka modellparametrar vi har använt oss av i beräkningarna. Modellparametrarna beskriver bland annat de antaganden som gjorts om hur stort området är där avfallet använts, mäktighet samt hur mycket vatten som infiltrerar avfallet. Bilaga 1 är inte avsedd att användas för att genomföra nya beräkningar i det enskilda fallet men kan ge inblick i hur beräkningarna har utförts.

7.4 Tillståndsprovning – föroreningsrisken är inte endast ringa.

Användning av avfall där föroreningsrisken inte endast är ringa är tillståndspliktig. Även för dessa verksamheter bör verksamhetsutövaren avgöra provningsnivån, oberoende av planerade skyddsåtgärder. Tillståndsansökan kan omfatta användningen av avfall med högre halter av föroreningar.

I samband med tillståndsprovningen kan tillståndet förenas med villkor. Ett tillstånd har rättskraft som förhindrar tillsynsmyndigheten att ställa ytterligare krav på verksamheten i frågor som regleras av tillståndet. Tillståndsärenden omfattar normalt en bedömning av behovet för särskilda skyddsåtgärder, t.ex. barriärer och tätskikt.

För att säkerställa att den ansvariga har resurser när anläggningen tjänat ut och avfallet ska tas om hand, kan den beslutande myndigheten överväga om ett tillstånd behöver innehålla krav på ekonomisk säkerhet. Bestämmelserna om ekonomisk säkerhet finns i 16 kap. 3 § miljöbalken.

7.4.1 Tillåtliga nivåer för oönskade ämnen där föroreningsrisken är inte endast ringa.

På motsvarande sätt som i anmälningsärenden kan principerna, förutsättningarna och bilaga 1 som legat till grund för de beräknade nivåerna av oönskade ämnen ge vägledning om vilka nivåer som ger ett lämpligt skydd för människors hälsa och miljön. I vilken omfattning principerna kan tillämpas är en bedömning i det enskilda fallet.

I provningsärenden ger inte formuleringarna i FMH-bilagan någon vägledning om hur stor risk som är acceptabel vid användningen av avfall. Hur stor risk som kan accepteras avgörs av tillämpningen av 2 kap. miljöbalken. I bedömningen om acceptabel risknivå tar man hänsyn till den riskreduktion som de särskilda skyddsåtgärderna innebär.

7.5 Att bevara fastighetsinformation och möjlighet till restriktioner

Fastighetsregistret kan användas för att bevara information som berör en fastighet. Detta medger att framtida köpare får del av informationen som är knuten till fastighetsregistret. Den möjlighet som finns idag, är att tillsynsmyndigheten tar initiativ till att ett föreläggande eller förbud som meddelas enligt miljöbalkens 26 kap. skrivs in i fastighetsregistret enligt 26 kap 15 § miljöbalken. För förelägganden och förbud gäller att de ska vara precisa och väl avgränsade utifrån riskerna i det enskilda fallet. Detta innebär att det är svårt att förelägga om risker som kan uppkomma vid ändrade förhållanden som t.ex. annan markanvändning eller vad som ska gälla om avfallet som återvunnits flyttas till en annan plats. Detta medför att fastighetsregistret inte är särskilt väl anpassat för att hantera allmän information om att avfall har återvunnits på en fastighet.

Vi kan därmed konstatera att det i nuläget saknas ett effektivt nationellt system för att på ett tillfredsställande sätt hantera information om var återvunnet avfall har använts och vilka egenskaper som avfallet har. I avsaknad av ett sådant system anser vi att avfall som återvinns inte enbart kan bedömas utifrån förhållandena som gäller för en given tidpunkt på en specifik plats. De risker som kan uppkomma om avfallet flyttas till en annan plats med andra förutsättningar eller om markanvändningen ändras måste också tas med i bedömningen.

Det finns inte något generellt krav på att alltid informera kommunen eller att utföra provtagning innan man schaktar. Det finns inte heller någon automatik i att material som avviker utseendemässigt från naturlig jord skulle hanteras med andra försiktighetsmått. Dessutom innebär en markutfyllnad att avfallet mer eller mindre blandar sig med de naturliga jordlagren, gränsen mellan en konstruktion och anslutande jord är inte självklar. Det är heller inte självklart att allt material som utgör en konstruktion klassas som avfall och tas om hand vid en ändrad markanvändning. En vägbank eller annan fyllning kan t.ex. lämnas kvar efter att eventuell ytbeläggning har tagits bort och övergå till annan användning, exempelvis för betesmark eller bostadsområde.

För användning av avfall där föroreningsrisken är mindre än ringa har vi valt en nivå som vi bedömer ger ett sådant skydd att det inte är nödvändigt med restriktioner för fastigheten. Vi anser också att denna verksamhet där föroreningsrisken är mindre än ringa inte behöver anmälas. Detta gäller under förutsättning att det inte finns andra föroreningar som påverkar risken och att användningen inte sker inom ett område där det krävs särskild hänsyn. För användning av avfall med högre föroreningshalt är det viktigt att kunskapen om var avfallen har använts, bevaras för framtiden. Detta har betydelse för möjligheterna att bevaka eventuella restriktioner inom området eller för att säkerställa att schaktmassor inte flyttas till annan plats utan särskild kontroll.

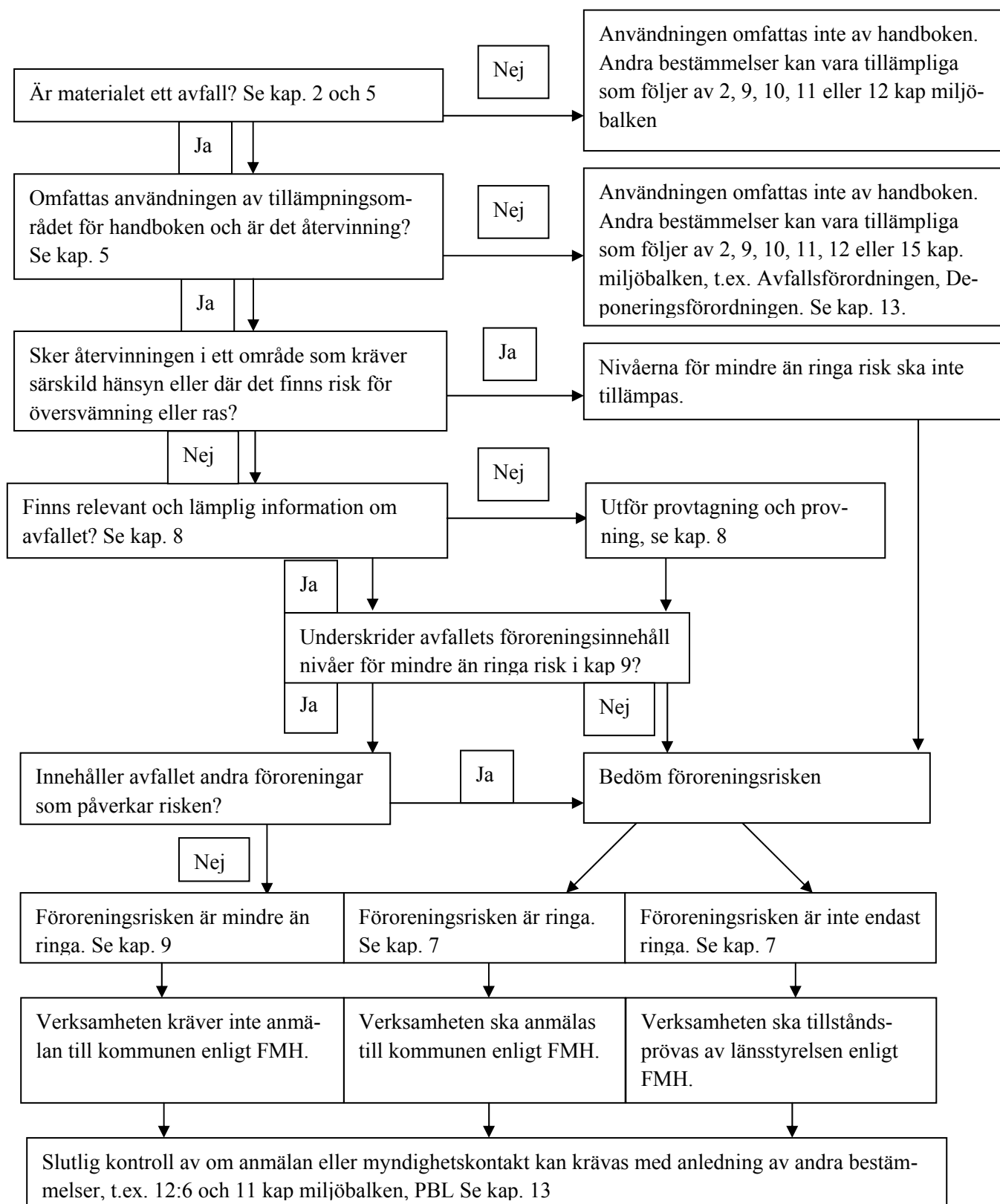
Det nationella system som finns i nuläget, men som har brister, är fastighetsregistret med viss möjlighet att skriva in förelägganden eller förbud vid användning av avfall för anläggningsändamål.

Regionala eller lokala system för bevarande av fastighetsinformation kan dock innebära att det finns andra möjligheter för kontroll av ett område där avfall använts för anläggningsändamål. Exempel på sådana system är EDP MiljöReda/ByggReda och ECOS eller liknande databaser. För att ett sådant system ska erbjuda en god kontroll av ett område krävs dock dels att berörda planerings- och byggnadsavdelningar har tillgång till informationen och dels att informationen uppdateras fortlöpande samt bevaras på lång sikt.

7.6 Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är ett verktyg som kan användas för att bedöma miljöbelastningen när ett avfall används för anläggningsändamål. En LCA belyser miljöpåverkan under olika skeden i en varus livscykel. Men utfallet i en LCA är till stor del beroende av hur osäkerheter hanteras, hur olika faktorer värderas mot varandra, och hur analysen avgränsas. När det gäller återvinning av avfall för anläggningsändamål kan kritiska faktorer vara omhändertagande av materialet när anläggningen tjänat ut och hur olika risker värderas mot varandra. Även bedömningen av utsläppen från processen där avfallet uppkommer kan vara kritisk om processen behöver anpassas för att avfallet ska kunna användas. Nyttan av en LCA avgörs av hur studien utförs och det är normalt inte rimligt att kräva att en fullständig LCA tas fram som beslutsunderlag för bedömning i enskilda ärenden. Däremot är ett livscykel tänkande viktigt vid tillämpningen av miljöbalken.

För stöd och vägledning vid genomförande av en LCA finns en internationell standard. För information om standarder hänvisas till SIS, Swedish Standard Institute, (www.sis.se).



Figur 4. Flödesschema för bedömning av tillämpliga miljörättsliga bestämmelser vid användning av avfall för anläggningsändamål. Figuren beskriver inte alla förekommande situationer. I det enskilda fallet kan andra flöden och bedömningar förekomma.

8 Information om avfallens egenskaper

För att bedöma om ett avfall kan användas för anläggningsändamål behöver den som planerar att använda avfallet inhämta information om avfallets egenskaper och innehåll. Om inte relevant och lämplig information redan finns eller är tillräcklig för att beskriva avfallet, så behöver det provtas och provas.

Många avfallsslag är väl undersökta och det kan finnas mycket information om avfallens egenskaper som kan användas för att bedöma om avfallet är lämpligt att använda för anläggningsändamål.

Det är verksamhetsutövaren som enligt 2 kap. 2 § miljöbalken har ansvaret för att bedöma föroreningsrisken och som därmed får kräva de uppgifter som behövs för denna bedömning från avfallsproducenten. Miljöbalkens regel om verksamhetsutövarens egenkontroll finns i 26 kap. 19 §. Regeln har ett starkt samband med de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet, framförallt med kunskapskravet i 2 §. Både verksamhetsutövaren och avfallsproducenten (som oftast också är en verksamhetsutövare) är i sitt arbete med egenkontrollen skyldiga att skaffa den kunskap som krävs för att kunna bedöma hur verksamheten eller åtgärden påverkar miljön.

Tillsynsmyndigheten får enligt 26 kap. 21 § miljöbalken förelägga att verksamhetsutövaren lämnar de uppgifter och handlingar som behövs för tillsynen. Om det inte finns tillräcklig information om avfallet och om det behövs för tillsynen, får myndigheten enligt 26 kap. 22 § förelägga verksamhetsutövaren om en undersökning/provning av avfallet.

Om befintlig kunskap ger tillräcklig information, kan det vara motiverat att verksamhetsutövare inte genomför någon provning. I samband med en anmälan eller tillståndsprövning är det också möjligt att omfattningen av provningen kan anpassas. Dessa diskussioner måste dock föras utifrån det enskilda fallet. Vidare kan en tillsyns- eller tillståndsmyndighet i princip i varje enskilt fall acceptera att avfall används utan provning. Vid osäkerhet om avfallet är förorenat, bör dock alltid provtagning och provning ske.

När ett avfall ska deponeras krävs en grundläggande karakterisering och i flera fall behöver lakttest genomföras. Den beskrivning av avfallets sammansättning som då ska framgå av den grundläggande karaktäriseringen, kan behöva utgå från analyser av avfallet liksom klassificeringen av avfallet enligt avfallsförordningen (2001:1063). Det är inte orimligt att motsvarande kunskapsnivå krävs om avfallet används för anläggningsändamål, där exponeringen kan medföra större risker än vid deponering. Vid deponering förutsätts till exempel att det alltid finns en geologisk barriär som kan fastlägga föroreningar. Vidare förhindras direkt exponering för föroreningar under deponins aktiva fas eftersom människor inte har tillträde till deponin.

Många avfallsslag är dock väl undersökta och det kan redan finnas mycket information om avfallens egenskaper. För avfall som har ett geologiskt ursprung kan det även finnas geologisk information från området där avfallet uppkommit. Det är därför rimligt att använda befintlig relevant information om avfallet för att bedöma om avfallet är lämpligt att använda för anläggningsändamål. I de fall befintlig kunskap ger tillräcklig information, bör det inte vara nödvändigt att särskilt prova avfallet. Det är dock viktigt att säkerställa att avfallet överensstämmer med det avfall som

tidigare har provats och av den anledningen kan överensstämmelseprovning vara nödvändig.

8.1 Befintlig information utifrån uppkomst och process

Det finns en stor samlad kunskap om avfall som kan vara aktuella att använda för anläggningsändamål. Berörda avfallsproducenter har redovisat vilka undersökningar som har gjorts. På vår webb finns en tabell med redovisade undersökningar av avfallet. Tabellen är inte en fullständig sammanställning men den kan användas för att söka mer information för respektive avfallsslag.

http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/atervinning_av_avfall_i_anlaggningsarbeten/Redovisning_av_undersokningar_utforda_pa_avfall-material.pdf

Ett avfalls uppkomst kan även ge ledning om vilken typ av information som behövs om avfallet. En uppkomst som är okänd kräver mer undersökningar av avfallet. Tabell 3 visar vilka typer av ämnen som kan förekomma i avfallet relaterat till avfallets uppkomst. En uppskattning har också gjorts av variationen av föroreningar i avfallet. Avfall med stor variation behöver provas med tätare intervall för att resultatet från provningen ska representera avfallets verkliga innehåll av föroreningar.

Tabell 3 Schematisk beskrivning av avfallets uppkomst och exempel på provning.

Avfallets uppkomst	Råvara i processen	Exempel på process	Variation av innehåll	Exempel på provning
Termiska processer	Känd råvara	Råjärnstillverkning Ståltillverkning Förbränning av definierade bränslen	Liten	Lakteter Bestämning av innehåll Screening för organiska föroreningar
Termiska processer	Okänd råvara	Avfallsförbränning	Stor variation mellan olika anläggningar och över tid	Lakteter Bestämning av innehåll Screening för organiska föroreningar Undersökning av långlivade organiska ämnen enligt POPs-förordningen.
Icke-termiska processer	Känd råvara	Reststen från täkt Schaktmassor från undersökta områden	Liten	Eventuellt räcker geologisk information, men det kan behöva visas att avfallet inte är förorenat
Icke-termiska processer	Okänd råvara	Schaktmassor av okänt ursprung	Stor variation mellan olika platser.	Lakteter Bestämning av innehåll Screening för organiska föroreningar Undersökning av långlivade organiska ämnen enligt POPs-förordningen.

8.2 Provning och provtagning

Behovet av att prova avfallet för att få fram tillräcklig information får avgöras från fall till fall. Provning av avfallet utförs av ackrediterade laboratorier och med standardiserade metoder i första hand. Laboratoriet kan ge vägledning om vilka standardiserade provningsmetoder som är tillämpliga för avfall och om det finns begränsningar i metoderna.

Tillstånds- eller anmälningspliktiga verksamheter omfattas av Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2000:15) om genomförandet av mätningar och provtagningar i vissa verksamheter. Av 4 § i denna föreskrift följer att för mätning, provtagning och analys ska verksamhetsutövaren använda de metoder som framgår av föreskrifter, domar eller tillståndsbeslut. I övriga fall ska verksamhetsutövaren använda metoder enligt svensk eller internationell standard om sådana finns.

För att strukturera och kvalitetssäkra provtagningen kan man använda en provtagningsplan som tagits fram enligt SS-EN 14899:2005. I vår handbok "Mottagningskriterier för avfall till deponi" 2007:1 finns i bilagan en vägledning till provtagningsplan enligt SS-EN 14899:2005. En särskild vägledning för provtagning av utvinningsavfall enligt denna standard håller även på att arbetas fram inom det europeiska standardiseringsarbetet för karakterisering av avfall (CEN/TC 292).

8.2.1 Att bedöma förekomsten av organiska ämnen

Utifrån avfallets ursprung och uppkomst kan man bedöma risken för förekomst av organiska ämnen. Där det finns risk för organiska föroreningar, men där det råder osäkerhet om vilka ämnena är, kan en screeninganalys GC-MS screening användas för att ge viss kvalitativ information om förekomsten av organiska ämnen¹.

Metoden ger även viss information om haltnivåer för de identifierade ämnena, vilket kan vara ett komplement för ämnen som det saknas särskild analysmetod för. En genomgång av resultaten från en studie med screeninganalyser av askor gjorda på kommersiella laboratorier visar dock att metoden behöver utvecklas vidare för att ge större tillförlitlighet, både för möjligheten att hitta olika ämnen och för möjligheten att bestämma halterna med metoden (Larsson et al. 2008). Om det behövs kvantitativ information om organiska ämnen är därför riktade analyser mer lämpade i de fall sådana finns utvecklade. Dessa analyser ger bättre kvantitativ information.

8.2.2 Att genomföra en överensstämmelseprovning

För avfall som uppkommer regelbundet, kan man göra en överensstämmelseprovning i likhet med vad som anges i 17 § Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. Detta innebär att avfall som genereras regelbundet och som genomgått en grundläggande provning av relevanta egenskaper kan överensstämmeprövas med bestämda intervall. I deponisammanhang anges att det ska ske minst en gång per år. I Naturvårdsverkets handbok ”Mottagningskriterier för avfall till deponi” Handbok 2007:1 finns mer information om överensstämmelseprovning i deponisammanhang. Vid överensstämmelseprovningen bekräftas om avfallet fortfarande har de relevanta egenskaper som tidigare information har visat.

8.2.3 Känslighet för variation av provningsresultat från utlakningstesterna

När resultat från provning redovisas bör även osäkerheten i resultaten anges. Både provtagning och provning ger bidrag till osäkerheter i provningsresultaten. Provningsmetoder som anges som SS-EN är validerade och i dessa finns det uppgifter om variationen i provningsresultat inom ett laboratorium (repetierbarhet) och variationen i resultat mellan laboratorium (reproducerbarhet). De provningsmetoder som anges som prEN eller CEN/TS har ännu inte validerats och har då ännu inte denna information.

För de utlakningstester som anges i avsnitt 8.3 har SS-EN 12457-3 validerats och resultaten för valideringen återges i slutet av standarden. Det finns även värden där för olika typer av avfall. För perkolationstestet SIS-CEN/TC 14405 förväntas spridningen i resultaten bli mindre än för skaktestet eftersom förhållanden är mer kontrollerade och provmängden större i perkolationstestet.

¹ Vid en screeninganalys med GC-MS separeras ämnena i en gaskromatograf och haltbestäms med masspektrometri. Metoden ger endast semikvantitativ bestämning.

8.3 Information för att bedöma avfallet enligt nivån för mindre än ringa risk eller för deponitäckning ovan tätskikt

För att göra en jämförelse med nivåerna för mindre än ringa risk eller nivån för deponitäckning ovan tätskikt behövs information om innehållet och utlakningen av de ämnen som det finns nivåer för.

Vi har bedömt att de ämnen som vi har angett nivåer för ofta är kritiska i avfall och därför kan användas för att skilja ut avfall som kan användas utan anmälan eller tillstånd. Avfall kan dock innehålla ytterligare ämnen som kan utgöra en risk. Därför behöver den som avser att använda avfallet föra ett resonemang omkring innehåll av andra ämnen som kan utgöra en risk än de som vi har angett nivåer för.

Om befintlig information inte är tillräcklig behöver avfallet provas. Provtagningen behöver utföras på ett sådant sätt att den säkerställer att provningen blir representativ för den avfallsvolym som ska bedömas. För att strukturera och kvalitetssäkra provtagningen kan man använda en provtagningsplan som tagits fram enligt SS-EN 14899:2005. I vår handbok ”Mottagningskriterier för avfall till deponi” 2007:1 finns i bilagan en vägledning till provtagningsplan enligt SS-EN 14899:2005. En särskild vägledning för provtagning av utvinningsavfall enligt denna standard håller även på att arbetas fram inom det europeiska standardiseringsarbetet för karakterisering av avfall (CEN/TC 292).

Vid karakterisering av avfall som ska deponeras tillämpas standardiserade metoder för provning av avfall enligt bilagan till mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Vi anser att det är lämpligt att använda dessa metoder för att ta fram den information som behövs för att jämföra avfallets innehåll och utlakningsegenskaper med nivåerna som presenteras i kapitel 9.

För information om standarder hänvisas till SIS, Swedish Standards Institute, webbadress: www.sis.se.

I vår rapport 5207, ”Sammanställning av laktester för oorganiska ämnen” har vi utförligt beskrivit metoderna för laktester.

8.3.1 Att bestämma innehållet av oorganiska ämnen

För att ta fram information om avfallets innehåll av oorganiska ämnen för att jämföra med nivåerna i kapitel 9, anser vi att SS-EN 13657² ska användas. Behovet av provberedning framgår av metoden och betyder i korthet att om det behövs för effektiviteten i upplösningen ska partikelstorleken reduceras till mindre än 250 µm men utan att förändra halten av intressanta ämnen i provet.

Valet av metod innebär att vi anser att upplösningen av avfallet ska göras med kungsvatten innan analys. Vi anser att denna metod, som medför en partiell upplösning, är att föredra framför en mer fullständig upplösning som omfattar hela matrisen och tar med de ämnen som sitter inne i silikatmineral såsom i SS-EN 13656. De huvudsakliga anledningarna är att de bakgrundshalter och internationella toxicitetsundersökningar av risker för hälsa och markmiljö som vi använder som referenser baseras på partiell upplösning som inte omfattar silikatmatrisen. I framtiden kan

² Svensk standard SS-EN 13657, utgåva 1: Karakterisering av avfall – Uppslutning för bestämning av element lösliga i kungsvatten (delvis nedbrytning av fast avfall före elementär analys, så att silikatmatrisen förblir intakt).

denna metod komma att ersättas av en europeisk standard för upplösning med kungsvatten som omfattar både avfall och jord och som baseras på bl.a. SS-EN 13657. En genomgång av olika uppslutningsmetoder för bestämning av innehållet i avfall och jord har gjorts av Statens geotekniska institut (Bendz och Enell, 2009) och rapportens finns på Naturvårdsverkets webbplats. Utredningen omfattar även vilka metoder som används vid laboratorier i Sverige och vilka slutsatser som kan dras av jämförelser mellan resultat från olika metoder. Det framgår av rapporten att SGU anser att de bakgrundshalter som de har tagit fram med uppslutning av moränprover med 7 M salpetersyra, kan jämföras med analysresultatet för de flesta ämnen efter en uppslutning med kungsvatten. SGU anser att resultaten kan översättas med ett 1:1 förhållande för de flesta ämnen. För arsenik var halterna högre vid uppslutning med kungsvatten, men inte större än att den skillnaden ryms inom den avrundning av bakgrundshalten för arsenik som legat till grund för nivåerna i kapitel 9, varför nivåer kan ligga kvar.

Det framgår även av utredningen att laboratorier i många fall avviker från de standarder de tillämpar, vilket medför att det inte är säkert att olika laboratoriers resultat kan jämföras eller om resultaten överensstämmer med certifierade referensmaterial. För att minska denna osäkerhet bör de förfaranden som anges i standarder följas så långt möjligt. Om avvikelser från metoden ändå görs bör laboratoriet kunna styrka att provningens resultat inte påverkas av avvikelsen ifråga.

8.3.2 Att bestämma innehållet av PAH

När det gäller provning av innehåll av PAH i avfall använder svenska analyslaboratorier idag olika standarder och/eller referensmetoder. (Bendz och Enell, 2009). Den viktigaste orsaken till spridning i analysresultaten, vid olika metoder för provning av PAH orsakas troligen av provernas heterogenitet och av själva beredningen av proven. De metoder som finns idag för bestämning av PAH i jord bedöms dock ge likvärdiga resultat, förutsatt att lämpligt lösningsmedel används. Det interna analysförfarandet bedöms påverka resultatet i större utsträckning än valet av extraktions- och analysmetod.

Det pågår ett europeiskt och internationellt standardiseringsarbete även för att ta fram en standard för att bestämma innehållet av PAH i fasta material som jord och avfall. Detta arbete kan leda till att det kan komma att bli aktuellt senare att rekommendera en standardmetod för provning av PAH för att jämföra sammansättningen i avfallet med de nivåer för PAH som anges i kapitel 9.

8.3.3 Att bestämma potentialen för att avge surt lakvatten

För att bestämma potentialen för sulfidhaltiga avfall att avge surt lakvatten anser vi att prEN 15875 kan användas. Standarden tas fram inom det europeiska arbetet med att standardisera provningsmetoder för avfall (CEN/TC292/WG8) och finns tillgänglig som prEN hos SIS.³

³ Svavelhalten för avfallet behövs för provningen och metoden refererar till EN 14582: 2007 och ISO 15178. I metoden approximeras innehållet av sulfid-svavel med innehållet av totalsvavel och en diskussion förs om hur det kan vara lämpligt att hantera svavelhalter för avfall som innehåller även andra former av svavel i så stora mängder att de kan påverka provningens resultat.

9 Nivåer av önskade ämnen

Nivåerna för återvinning av avfall är uppdelade på nivån för mindre än ringa risk och nivå för deponitäckning. Vi har tagit fram nivåer för totalt 13 ämnen/ämnesgrupper. Vi bedömer att dessa är de mest kritiska ämnena för många avfallsslag som används i anläggningsarbete. Vi har dessutom angett en nivå för avfallens förmåga att neutralisera producerad syra för avfall som innehåller sulfider. Det handlar främst om avfall med geologiskt ursprung, såsom avfall från t ex gruvor och täkter, tunneldrivning, schaktning etc., men även andra avfall kan ge upphov till surt lakvatten.

Avfallet kan också innehålla andra ämnen än de tretton vi har tagit upp. I de fall där andra föroreningar förekommer i en sådan omfattning att föroreningsrisken påverkas måste enskilda bedömningar göras för dessa ämnen. I dessa fall bör användningen av avfallet omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt. Det är verksamhetsutövarens ansvar att göra bedömningen om det förekommer andra ämnen i sådan utsträckning att verksamheten omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt. Läs mer om detta i avsnitt 9.5 (när nivåer saknas).

För metallerna består nivåerna av halt och utlakning. Vi anser att en jämförelse bör göras med värdena för både halt och utlakning och att båda värdena bör underskrivas. För att bedöma de risker som vi anser är väsentliga enligt modellen för beräkning av nivåer krävs kunskap om både halt och utlakning. Att utgå enbart från halten i avfallet medför att föroreningsrisken för grund- och ytvatten inte bedöms. För klorid och sulfat har endast nivå för utlakning angetts. Dessa ämnen är i hög grad vattenlösliga och det är inte relevant att ta fram nivåer för halt.

Vissa ämnen förekommer i olika kemiska form med olika hälso- och miljörisker. Eftersom en omvandling dessutom kan ske mellan de olika kemiska formerna har vi bedömt det olämpligt att ange separata värden för olika förekomstformer. Istället presenteras enskilda grundämnen och i vissa fall grupper av ämnen. Kvicksilver, kadmium, bly och föreningar med dessa metaller är alla utfasningsämnen, oavsett förekomstform.

För gruppen PAH har vi inte beräknat nivåer för utlakning. För organiska ämnen kan utlakningen variera mycket beroende på en rad olika faktorer. Det saknas även en standard för lakning av organiska ämnen. Beräkning av nivåer för utlakning är därför inte meningsfullt. Nivån för PAH-L, PAH-M och PAH-H anges därför endast som halter. För ytterligare information om nivåerna för organiska ämnen hänvisar vi till rapporten ”underlag för kriterier för organiska ämnen vid återvinning av avfall i anläggningsarbete”, Elert m.fl. 2008. För mer information om provning hänvisas till ”Metoder för haltbestämning av huvud- och spårelement och PAH i jord och avfall” (Benz och Enell, 2009). Rapporterna finns på vår webbplats www.naturvardsverket.se.

För avfall som innehåller sulfider kan lakegenskaperna förändras när avfallet utsätts för luft och fukt, och oxideras. Oxideringen av sulfiderna kan ge ett surt lakvatten. Hur surt lakvattnet blir beror inte bara på vilka sulfider som avfallet innehåller utan även på avfallens innehåll av ämnen som kan neutralisera syran. I många fall ökar utlakningen vid oxidering av metallsulfiderna, men den ökningen kan bli mindre om avfallet kan neutralisera bildad syra. För dessa avfall kan laktesterna endast användas för att avgöra utlakningen från avfallet i den grad av oxidering som provet hade när det kom in till laboratoriet. Det är därför svårt att använda nivåer för utlak-

ning för att bedöma om avfallet i framtiden kommer att medföra en påverkan som är mindre än ringa risk eller är lämpligt för deponitäckning eftersom oxideringen förändrar utlakningen från avfallet med tiden. Av denna anledning bör även avfallsets förmåga att neutralisera producerad syra undersökas.

För avfall med geologiskt ursprung kan de sulfidbundna ämnena vara koncentrerade till de finare fraktionerna av avfallet. Därför är det viktigt att nivåerna för de oorganiska ämnena även jämförs med innehållet i finfraktionen hos avfall med geologiskt ursprung. De bakgrundshalter som SGU har tagit fram och som använts vid framtagande av nivåerna i avsnitt 9, baseras på en fraktion som är mindre än 0,063 mm.⁴Eftersom bakgrundshalterna är baserade på denna finare fraktion kan det finnas skäl för att finfraktionen i avfallet också definieras som mindre än 0,063 mm. Det kan dock samtidigt finnas praktiska skäl för att inkludera en något större partikelstorlek, dock mindre än 2 mm, vid framtagande av provningsresultat som ska användas vid en jämförelse med nivåerna i avsnitt 9.

Några typer av avfall ändrar även andra egenskaper efter en tids lagring. En bedömning av avfallsets lämplighet för anläggningsändamål som baseras på egenskaperna när avfallet uppkommer kan då ge en missvisande bild. För dessa avfall är det särskilt viktigt att bedöma egenskaperna vid tidpunkten för användning.

9.1 Modell för beräkning av nivåer

Vi har använt oss av en speciellt utvecklad modell för beräkning av nivåerna som anges både som halter och utlakning. Halten anger skyddet för människors hälsa och markmiljön. Utlakningen anger skyddet för yt- och grundvatten. Principerna för hur nivåerna tagits fram beskrivs i kapitel 10 och förutsättningarna i kapitel 11 och 12. De värden som ligger till grund för de beräknade nivåerna har valts så att riskerna i normala fall inte ska undervärderas. Men om användningen avviker på ett betydande sätt från de värden som har antagits vid beräkning av nivåerna, kan risken vara större. Det kan till exempel gälla om området är väsentligt större än vad som antagits i beräkningarna. I bilaga 1 framgår i detalj hur vi beräknat nivåerna och i tabell 4, 5 och 6 i den bilagan framgår vilka modellparametrar som använts i beräkningarna. Det kan förtydligas att beräkningarna har gjorts på en yta av storleken 200m x 200m. Om användningen avviker från modellparametrarna så att risken är större, bör nivåerna för mindre än ringa risk inte användas utan användningen bör istället omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt.

Ämnen uppträder på olika sätt i miljön och modellen beaktar endast till viss del att ämnen ackumuleras i miljön och eventuella synergieffekter som kan påverka ämnens lakbarhet och toxicitet.

Naturvårdsverket har även tagit fram en modell för att beräkna riktvärden för förorenad mark. Riktvärdena är ett av flera verktyg i en riskbedömning. Med hjälp av riktvärdesmodellen för förorenad mark har generella riktvärden beräknats som relaterar riskerna till olika typer av markanvändning. Generella riktvärden finns för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Rikt-

⁴ SGU har även gjort en jämförelse mellan halter i morän för denna fraktion och fraktionen mindre än 2 mm vilket relateras i Bendz och Enell (2009). Det framgår där att fraktionen mindre än 2 mm har avsevärt lägre halter än fraktionen mindre än 0,063 mm.

värdena ger vägledning om när halterna av föroreningar är så höga att det av miljö- eller hälsoskäl kan innebära en sådan risk att det är motiverat med utredning och åtgärder. De generella riktvärdena ger vägledning för att bedöma områden med existerande föroreningar och är inte lämplig för att bedöma tillförsel av föroreningar genom användning av avfall för anläggningsändamål.

Delar av riktvärdesmodellen för förorenad mark har dock använts för beräkning av nivåer för bedömning av avfall för anläggningsändamål, men med de särskilda förutsättningar som gäller för detta. I kapitel 10 och bilaga 1 beskriver vi hur modellen har använts.

9.1.1 Känslighet för ändring av parametervärden i modellen

De värden som ligger till grund för de beräknade nivåerna har valts så att riskerna för förorening i normala fall inte ska undervärderas. Men om användningen av avfall avviker på ett betydande sätt från de värden som legat till grund för beräkningarna av nivåer kan risken vara större eller mindre. Vi har gjort en känslighetsanalys (en faktor i taget) av beräkningarna av utlakningsvärdena som anges i avsnitt 9.3 (nivå för mindre än ringa risk) för att ge en uppfattning om hur andra förutsättningar påverkar värdena i nivåerna för mindre än ringa risk. Förändring av mängden avfall som används per ytenhet genom att höjden eller skrymdensiteten på avfallet ändras, och ändring av porositeten i underliggande jord påverkar nivåerna för grundvatten och ytvatten på samma sätt. För de övriga parametrarna skiljer sig påverkan på nivåerna för grundvatten respektive ytvatten. Förändringarna av förutsättningarna påverkar ofta de beräknade nivåerna olika för de olika ämnena. Grovt kan denna påverkan delas upp i grupperna salter och metaller, och därför har påverkan angetts uppdelat för dessa grupper. I vissa fall skiljer sig inte effekten mellan ämnena och då finns ingen sådan notering.

Den beräknade nivån för lakbar halt och utlakbar mängd för både skydd för **grundvatten** och **ytvatten** i scenariot mindre än ringa risk:

- sänks om mängden avfall per ytenhet ökar genom att höjden ökas eller att skrymdensiteten hos avfallet är större. Nivån sänks till nästan hälften för metallerna, något mindre för arsenik, vid en fördubbling av **höjden** eller **skrymdensiteten** hos avfallet. Salterna påverkas mindre och nivån sänks med ca tio procent vid en fördubbling av höjden eller skrymdensiteten. Denna påverkan är lika för grundvatten och för ytvatten.
- påverkas ytterst lite för metallerna av en minskning av **porositeten** i jorden och sänks något för salterna. Nivån för metallerna förändras endast på promillenivå och nivån för salterna sänks ca åtta procent vid en halvering av porositeten. Denna påverkan är lika för grundvatten som för ytvatten.

Den beräknade nivån för lakbar halt och utlakad mängd för skydd för **grundvatten** i scenariot mindre än ringa risk:

- höjs tydligt vid en minskning av **bredden** på konstruktionen. Nivån höjs med upp till 50 procent för metallerna och till en fördubbling för salterna vid minskning av bredden med en faktor tio.
- sänks tydligt vid en minskning av **djupet** av jorden under konstruktionen som bidrar till **fastläggning** i jorden. Nivån sänks nästan till hälften för metallerna och sänks med ca 15 procent för salterna vid en halvering av det fastläggande djupet.
- sänks något vid större **infiltrerande mängd lakvatten**. Nivån sänks med några procent vid en fördubbling av infiltrationen. En halvering av infiltrationen däremot leder till att nivån höjs med några procent för metallerna och med drygt tio procent för salterna.
- sänks något vid minskning av **grundvattenflödet**. Nivån sänks med några procent för metaller och med drygt tio procent för salterna när grundvattenflödet minskas till noll.
- påverkas inte alls av **längden** på konstruktionen eller **flödet i bäcken**

Den beräknade nivån för lakbar halt och utlakbar mängd för skydd för **ytvatten** i scenariot mindre än ringa risk:

- förändras i stort sett omvänt proportionellt mot förändringen av **längden** på konstruktionen. Nivån höjs till det dubbla vid en halvering av längden och sänks till en femtedel om längden ökas med fem gånger.
- förändras i stort sett proportionellt mot **bäckflödet**. Nivån höjs till det dubbla vid en ökning av bäckflödet med en faktor två.
- höjs tydligt vid en minskning av **bredden** på konstruktionen. Nivån höjs drygt fem gånger för metallerna och nio gånger för salterna vid minskning av bredden med en faktor tio.
- sänks tydligt vid större **infiltrerande mängd lakvatten**. Nivån sänks till nästan hälften vid en fördubbling av infiltrationen. Minskas däremot den infiltrerande lakvattenmängden till hälften höjs nivån med ca 80 procent
- sänks tydligt vid en minskning av **djupet** av jorden som bidrar till **fastläggning** i jorden. Nivån sänks med ner till 60 procent för metallerna, något mindre sänkning för arsenik, och med knappt tio procent för salterna vid en halvering av det fastläggande djupet.
- höjs lite vid minskning av **grundvattenflödet**. Nivån höjs med drygt tio procent för metaller och med någon procent för salterna vid en minskning av grundvattenflödet till noll.

9.2 Halter och utlakning

Halter

Halterna i avfallet utgör grunden för att beskriva hälsorisken, t.ex. direkt intag av jord, hudupptag och inandning av damm. Halterna används också för att bedöma riskerna för markmiljön. Då bestämningen av halterna i hela materialet ibland behöver kompletteras med bestämning av halterna i finfraktionen är det viktigt att alltid ange om de redovisade halterna avser hela provet eller en särskild fraktion.

Utlakning på kort sikt (halten i lakvätskan)

Eftersom en del av föroreningarna är löst bundna till ytan av partiklarna motsvarar den inledande fasen i utlakningen oftast den maximala halten av föroreningar i lakvattnet. Koncentrationen C_0 i lakvattnet motsvarar den inledande situationen där det första lakvattnet uppkommer från avfallet. De olika L/S kvoterna avser förhållandet mellan lakvätska och det fasta materialet och efterliknar utlakningsförloppet. Koncentrationen C_0 anges som halten i lakvattnet (mg/l) vid L/S kvoten 0,1. Det är endast perkolationstester som ger denna information.

Utlakning på lång sikt (utlakad mängd per kg avfall)

Den ackumulerade utlakade mängden vid L/S 10 beskriver hur mycket föroreningar som kan lakas ut ur avfallet på sikt. Den ackumulerade utlakade mängden anges med hur många milligram (mg) som lakas ut per kilo torrs substans av avfallet. Både perkolationstest och skaktest kan ge information om den ackumulerade utlakade mängden.

Avfall som innehåller sulfider

Avfall som innehåller sulfider kan ge ett surt lakvatten vid oxidering av sulfiderna. För att bedöma om detta kommer att ske eller om avfallet kommer att kunna neutralisera den producerade syran används olika typer av mått på syraproducerande och neutraliserande kapacitet och relationen mellan dem.

En vanlig bedömning är att den neutraliserande kapaciteten bör vara minst tre gånger så stor som den syrabildande kapaciteten vid ett så kallat statistiskt test för att avfallet ska förväntas kunna neutralisera producerad syra. Vi har valt att använda detta mått som en nivå för mindre än ringa risk. Om avfallet har en lägre neutralisationskapacitet kan andra bedömningar behöva göras för att avgöra om avfallet kan neutralisera producerad syra eller kommer att ge upphov till surt lakvatten. Vi anser därför att användning av sådant avfall bör föregås av en anmälan eller prövning.

9.3 Nivå för mindre än ringa risk

Nivåer för halter och utlakning från avfall som återvinns för anläggningsändamål och som utgör en risk som är mindre än ringa, anges i tabellen nedan. För att bedöma de risker vi anser är väsentliga enligt modellen för beräkning av nivåer krävs kunskap om både halt och utlakning. Att utgå enbart från halten i avfallet medför att föroreningsrisken för yt- och grundvatten inte bedöms. Vi anser att den möjliga användningen för avfall som överskrider nivåerna för antingen halt eller utlakning avgörs efter en anmälan eller tillståndsprövning av verksamheten.

Tabell 4 Nivåer för mindre än ringa risk

Ämne	Halter i mg/kg TS	Utlakning C ₀ LS 0,1 l/kg (mg/l)	Utlakning l/s = 10 l/kg (mg/ kg)
Arsenik	10	0,01	0,09
Bly	20	0,05	0,2
Kadmium	0,2	0,01	0,02
Koppar	40	0,2	0,8
Krom tot	40	0,2	1
Kvicksilver	0,1	0,001	0,01
Nickel	35	0,1	0,4
Zink	120	1	4
Klorid	-	80	130
Sulfat	-	70	200
PAH-L	0,6	-	-
PAH-M	2	-	-
PAH-H	0,5	-	-

För avfall som innehåller sulfider gäller även att avfallet ska ha en neutraliseringspotential som är tre gånger så stor som den syrabildande potentialen.

För avfall av geologiskt ursprung gäller även att nivåerna för innehållet av organiska ämnen inte överskrids för avfallets finfraktion.

9.3.1 Utgångspunkter och styrande faktorer för respektive ämne

Bly, kadmium och kvicksilver är särskilt farliga ämnen som har egenskaper som gör att de i mycket låga koncentrationer har stora negativa effekter på människors hälsa och miljön och som enligt delmål i miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö ska fasas ut. I samband med att ett ämne klassas som ett utfasningsämne har en generell riskbedömning gjorts för ämnet. Detaljerna kring vår bedömning av utfasningsämnen framgår av principerna och miljö kvalitetsmålen i kapitel 10 och 14. Enligt den tillämpade principen utgår vi från bakgrundshalterna i Sverige för nivåerna av utfasningsämnen.

Som bakgrundshalt i Sverige används 90-percentilen av bakgrund för bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. Bakgrundshalterna har tagits fram av SGU och avser finfraktion av morän från en nivå som anses vara i stort sett opåverkad av jordmånsprocesserna. Enligt SGU är morän även ett bra kompositprov som ger en god bild av bergarternas generella, kemiska sammansättning och har flera fördelar framför direkt analys av bergarter.

För kvicksilver är underlaget mindre omfattande än för övriga ämnen och bakgrundshalten i jordbruksmark har i stället använts. SLU har genomfört karteringen av halterna i jordbruksmarken. Även för kvicksilver används 90-percentilen.

Ett undantag är bakgrundshalten för arsenik där områden med naturligt höga arsenikhalter medför att den regionala 90-percentilen ligger över den nationella 90-percentilen i Sverige. Enligt samma principer som i modellen för riktvärden för förorenad mark har en bakgrundshalt av 10 mg/kg använts, vilket är i samma storleksordning som 90-percentilen i regionala undersökningar som har publicerats för Svealand och Götaland (8,9 mg/kg).

För de ämnen som inte är utfasningsämnen har en riskbedömning gjorts enligt den utvecklade modellen som beskrivs i detalj i bilaga 1. Markskyddet utgår från en halt där 5 % reduktion av arter/processer kan noteras. Bakgrundshalten har adderats till halten för skydd av markmiljön. Detta eftersom det kan antas att organismerna i marken är anpassade till bakgrundshalten och kan tåla ett tillskott.

Krom medför olika risker beroende på om det förekommer som trevärt eller sexvärt krom. Värdena som har tagits fram avser halten av krom där det antas att andelen sexvärt krom ska understiga 1 % av den totala kromhalten. Om andelen sexvärt krom är större än 1 % av den totala kromhalten bör även sexvärt krom riskbedömas.

För utlakning har en riskbedömning gjorts för samtliga ämnen enligt vad som beskrivs i bilaga 1.

Underlaget och beräkningarna av nivåerna för PAH finns beskrivet i underlagsrapporten ”Underlag för kriterier för organiska ämnen vid återvinning av avfall i anläggningsarbete, Kemakta 2008”. Rapporten finns på Naturvårdsverkets webbplats. För PAH har vi gjort en särskild bedömning eftersom några av ämnena som ingår i gruppen är utfasningsämnen och några eventuellt förekommer naturligt. Vi har gjort en riskbedömning utan hänsyn till bakgrundshalten eftersom dataunderlaget för bakgrundshalter av PAH är ofullständigt jämfört med underlaget för metaller.

Tabell 5 Styrande faktorer för beräkning av nivå för mindre än ringa risk

Ämne	Styrande faktor för halt	Styrande faktor för utlakning	Kommentar
Arsenik	Bakgrundshalt – regional 90 percentil Hälsorisk	Hälsorisk vid intag av grundvatten	Stor regionalvariation i Sverige
Bly	Bakgrundshalt - 90 percentil	Hälsorisk vid intag av grundvatten	Utfasningsämne
Kadmium	Bakgrundshalt - 90 percentil	Skydd för ytvatten	Utfasningsämne
Koppar	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten	
Krom tot	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten	Andelen sexvärt krom mindre än 1 %
Kvicksilver	Bakgrundshalt - 90 percentil	Skydd för ytvatten	Utfasningsämne
Nickel	Skydd för markmiljön	Hälsorisk vid intag av grundvatten	
Zink	Skydd för markmiljön	Hälsorisk vid intag av grundvatten	
Klorid	Nivåer inte beräknade	Skydd av grundvatten	
Sulfat	Nivåer inte beräknade	Skydd av grundvatten	
PAH-L	Skydd för markmiljön	Nivåer inte beräknade	
PAH-M	Skydd för markmiljön	Nivåer inte beräknade	
PAH-H	Skydd för markmiljön	Nivåer inte beräknade	

Nivån för några ämnen kräver särskild förklaring:

Klorid

Klorid saknar hälsobaserade gränsvärden. Det är av tekniska skäl som det anges gränsvärden för klorid i dricksvatten. I högre halter ger dock kloriden smak vilket medför en estetisk anmärkning. Lagningsberäkningarna utgår från 30 % av dricksvattenvärdet. I vissa fall kan klorid vara toxiskt för organismer som lever i sötvatten.

Kriteriet för klorid i ytvatten baseras på en avvikelse från bakgrundshalter i svenska vattendrag. Denna nivå bedöms ge ett skydd mot toxiska effekter för klorid i ytvatten.

Sulfat

Gränsvärdet för sulfat i dricksvatten är satt med utgångspunkt från de korrosiva egenskaperna hos sulfatjoner, vilket innebär att det är en teknisk anmärkning. Även för sulfat har lakningsberäkningarna utgått från 30 % av dricksvattenvärdet. Nivåerna för sulfat i ytvatten baseras på bakgrundshalter i vattendrag.

PAH-L

En av de PAH-föreningar som ingår i gruppen PAH-L är klassificerat som prioriterat riskminskningsämne (Naftalen). Övriga föreningar ingår inte i PRIO-databasen.⁵ Någon justering för naturliga bakgrundshalter har inte gjorts eftersom de naturliga halterna av PAH-L är mycket låga om det över huvudtaget förekommer naturligt. Dataunderlaget för bakgrundshalter av PAH är ofullständigt jämfört med underlaget för metaller.

PAH-M

Nivån på skyddet för markmiljön för PAH - M är 2 mg/kg TS. Denna nivå är något lägre än den hälsobaserade nivån som är 3,1 mg/kg TS. En av de PAH-föreningar som ingår i gruppen PAH-M är klassificerat som utfasningsämne (Antracen). Övriga föreningar ingår inte i PRIO-databasen. PAH-M kan förmodligen förekomma naturligt men i halter som är betydligt lägre än 2 mg/kg. Men dataunderlaget för bakgrundshalter av PAH är ofullständigt jämfört med underlaget för metaller. Någon justering utifrån bakgrundshalten har därför inte gjorts.

PAH-H

Nivån på skyddet för markmiljön för PAH - H är 0,5 mg/kg TS. Denna nivå är något lägre än den hälsobaserade nivån som är 1,1 mg/kg TS. Merparten av de PAH-föreningar som ingår i gruppen för PAH-H är klassificerade som utfasningsämnen. PAH-H kan förmodligen förekomma i naturligt. Någon justering utifrån bakgrundshalter har dock inte gjorts. Dataunderlaget för bakgrundshalter av PAH är ofullständigt jämfört med underlaget för metaller.

⁵ www.kemi.se/prio

9.4 Nivåer för deponitäckning ovan tätskiktet

Nivåer för halter och utlakning från avfall som återvinns för anläggningsändamål i deponitäckning anges i tabell 6. För metallerna består nivåerna av halt och utlakning. Vi anser att en jämförelse bör göras med värdena för både halt och utlakning och att båda värden bör underskridas. För att bedöma de risker vi anser är väsentliga enligt modellen för beräkning av nivåer krävs kunskap om både halt och utlakning. Att utgå enbart från halten i avfallet medför att föroreningsrisken för ytvatten inte bedöms.

För klorid och sulfat har endast nivå för utlakning angetts. Dessa ämnen är i hög grad vattenlösliga och det är inte relevant att ta fram nivåer för halt.

Beräkningar för utlakning och halter i avfallet finns i bilaga 1. Beräkningarna är framtagna utifrån utformningen av en typisk deponi och hur ett avslutat deponiområde kan användas. Nivån bör därför ses som ett exempel på vad vi anser är lämpligt skydd för miljö och hälsa vid deponitäckning. I det enskilda fallet kan deponis utformning, lokalisering och framtida användning innebära att andra nivåer är mer relevanta för att ge ett tillräckligt skydd för miljö och hälsa. En sluttäckning av en deponi innebär alltid att den aktuella tillstånds- och/eller tillsynsmyndigheten gör en platspecifik bedömning eftersom sluttäckningen regleras genom deponeringsförordningen. Enligt 32 § i deponeringsförordningen ska även tillsynsmyndigheten godkänna sluttäckningen. Genom domar i miljööverdomstolen har en praxis utvecklats så att massor som är förorenade upp till nivåer som motsvarar generella riktvärden för förorenade områden vid mindre känslig markanvändning (MKM) kan användas. Vi anser dock att det finns skäl för att frångå denna praxis utifrån nuvarande kunskapsläge. Ytterligare information finns i kap 12 (förutsättningar för deponitäckning ovan tätskikt).

I bilaga 1 redovisar vi två nivåer för utlakning, en nivå som baseras på fastläggning av ämnen i dräneringsskiktet och en nivå utan fastläggning i dräneringsskiktet. Nivåerna i tabell 6 baseras på värden utan fastläggning i dräneringsskiktet. Detta grundar sig på att dräneringsskiktets huvudsakliga funktion är att leda bort vatten. De material som används traditionellt är krossad makadam eller liknande material som har en liten specifik yta vilket medför liten kapacitet för fastläggning. Därför finns i normalfallet inte skäl att tillgodoräkna en fastläggning i dräneringsskiktet.

Tabell 6 Nivåer av ämnen deponitäckning

Ämne	Halter i mg/kg TS	Utlakning C ₀ LS 0,1 l/kg (mg/l)	Utlakning l/s = 10 l/kg (mg/ kg)
Arsenik	10	0,05	0,4
Bly	200	0,1	0,3
Kadmium	1,5	0,004	0,007
Koppar	80	0,2	0,6
Krom tot	80	0,06	0,3
Kvicksilver	1,8	0,001	0,01
Nickel	70	0,2	0,6
Zink	250	0,8	3
Klorid	-	6200	11000
Sulfat	-	2900	8500
PAH-L	3		
PAH-M	10		
PAH-H	2,5		

För avfall som innehåller sulfider gäller även att avfallet ska ha en neutraliseringspotential som är tre gånger så stor som den syrabildande potentialen.

För avfall av geologiskt ursprung gäller även att nivåerna för innehållet av oorganiska ämnen inte överskrider för avfallets finfraktion.

9.4.1 Utgångspunkter och styrande faktorer för respektive ämne

För användning av avfall som deponitäckning har vi inte gjort någon åtskillnad mellan utfasnings- och riskminskningsämnen utan vi har gjort en riskbedömning utifrån utformningen av en typisk deponi. Detta beskriver vi närmare i kapitel 12 och i bilaga 1.

Skyddet för markmiljön utgår från en halt där 25 % reduktion av arter/processer kan noteras. Den naturliga bakgrundshalten har sedan adderats till halten för markmiljön eftersom det kan antas att markmiljöer är anpassade till bakgrundshalten.

Krom medför olika risker beroende på om det förekommer som sexvärt eller sexvärt krom. Värdena som har tagits fram avser halten av krom där det antas att andelen sexvärt krom ska understiga 1 % av den totala kromhalten. Om andelen sexvärt krom är större än 1 % av den totala kromhalten bör även sexvärt krom riskbedömas.

Nivåerna på lakning baseras på beräkningarna som återfinns i bilaga 1. Underlaget och beräkningarna av nivåerna för PAH finns beskrivet i underlagsrapporten "Underlag för kriterier för organiska ämnen vid återvinning av avfall i anläggningsarbete, Kemakta 2008". Rapporten finns på Naturvårdsverkets webbplats.

Grundvatten har inte bedömts som en primär recipient när avfall används som deponitäckning och därför är skyddet för ytvatten styrande för lakningsnivåerna för samtliga ämnen.

Tabell 7 Styrande faktorer för beräkning av nivå för deponitäckning

Ämne	Styrande faktor för halt	Styrande faktor för utlakning
Arsenik	Bakgrundshalt Hälsorisk - intag av växter	Skydd för ytvatten
Bly	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten
Kadmium	Hälsorisk – intag av växter	Skydd för ytvatten
Koppar	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten
Krom tot (andel sexvärt mindre än 1 %)	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten
Kvicksilver	Hälsorisk	Skydd för ytvatten
Nickel	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten
Zink	Skydd för markmiljön	Skydd för ytvatten
Klorid	Nivåer inte beräknade	Skydd för ytvatten
Sulfat	Nivåer inte beräknade	Skydd för ytvatten
PAH-L	Skydd för markmiljön	Nivåer inte beräknade
PAH-M	Skydd för markmiljön	Nivåer inte beräknade
PAH-H	Skydd för markmiljön	Nivåer inte beräknade

Nivån för några ämnen kräver särskild förklaring:

Nickel

Både nivån för utlakad mängd vid L/S 10 och halterna för lakningen vid C_0 överstiger kriterierna för inert avfall. Orsaken till detta är att grundvattnet inte är recipient vid deponitäckning enligt beskrivet scenario. Utspädningen i ett ytvatten är betydligt större jämfört med det grundvatten som ligger till grund för beräkningarna i mottagningskriterierna för deponier. Flödet i det skyddsvärda vattendraget som är recipient för lakvattnet har antagits till minst 2 miljoner m^3 per år i beräkningarna.

Klorid

Klorid saknar hälsobaserade gränsvärden. Eftersom grundvattnet inte bedöms som recipient vid användning av avfall som deponitäckning görs inte någon jämförelse med gränsvärden för dricksvatten. Kriteriet för klorid i ytvatten baseras på en avvikelse från bakgrundshalter i svenska vattendrag. Denna nivå bedöms ge ett skydd mot toxiska effekter för klorid i ytvatten. Nivåerna på lakning baseras på beräkningarna som återfinns i bilaga 1. Både nivån för utlakad mängd vid L/S 10 och halterna för lakningen vid C_0 överstiger kriterierna för deponering på en inert avfallsdeponi. Orsaken till detta är att grundvattnet inte är recipient vid deponitäckning enligt beskrivet scenario. Utspädningen i ett ytvatten är betydligt större jämfört med det grundvatten som ligger till grund för beräkningarna i mottagningskriterierna för deponier. Flödet i det skyddsvärda vattendraget som är recipient för lakvattnet har antagits till minst 2 miljoner m^3 per år i beräkningarna.

Sulfat

Även sulfat saknar i detta sammanhang hälsobaserade gränsvärden. Eftersom inte grundvattnet bedöms som recipient vid användning av avfall som deponitäckning görs inte någon jämförelse med gränsvärden för dricksvatten. Kriteriet för sulfat i ytvatten baseras på en avvikelse från bakgrundshalter i svenska vattendrag. Nivåerna på lakning baseras på beräkningarna som återfinns i bilaga 1. Både nivån för utlakad mängd vid L/S 10 och halterna för lakningen vid C_0 överstiger kriterierna för deponering på en inert avfallsdeponi. Orsaken till detta är att grundvattnet inte är recipient vid deponitäckning enligt beskrivet scenario. Utspädningen i ett ytvatten är betydligt större jämfört med det grundvatten som ligger till grund för beräkningarna i mottagningskriterierna för deponier. Flödet i det skyddsvärda vattendraget som är recipient för lakvattnet har antagits till minst 2 miljoner m^3 per år i beräkningarna.

9.5 När nivåer saknas

Vi bedömer att de 13 ämnen som vi har angett nivåer för i normalfallet är de mest kritiska. Det kan dock vara nödvändigt för verksamhetsutövaren att göra enskilda bedömningar enligt 2 kap miljöbalken för att avgöra om avfallet innehåller andra ämnen i sådan mängd att verksamheten omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt. Tabell 3 som anger avfallens uppkomst kan vara en vägledning för att bedöma sannolikheten för om andra ämnen förekommer i sådan omfattning att särskilda bedömningar behöver göras. Om andra ämnen förekommer i en nivå som medför att risken är ringa, eller högre risk gäller tillstånds- eller anmälningsplikt för användningen av avfall. Läs mer om detta i kapitel 6 (miljöfarlig verksamhet och kapitel 7 (handläggning av ärenden).

De principer som beskrivs i kapitel 10 kan användas som stöd för att göra bedömningen enligt 2 kap miljöbalken för ämnen där vi inte angett nivåer. Principerna innebär att naturliga bakgrunds nivåer är styrande för naturligt förekommande utfasningsämnen och att halterna för övriga utfasningsämnen bör vara nära noll och att ämnenas påverkan på ekosystemen är försumbar. För riskminskningsämnen gäller att de kan förekomma i nivåer som inte medför skada på människors hälsa och miljön.

I Kemikalieinspektionens databas ”PRIO” finns ämnen kategoriserade som utfasnings-, respektive prioriterade riskminskningsämnen. Databasen är inte fullstän-

dig utan de ämnen som är kategoriserade bör ses som exempel. Databasen finns på Kemikalieinspektionens webbplats (www.kemi.se/prio).

Principerna medför även att risken för markmiljön, hälsa, grundvatten och ytvatten bör bedömas när avfall används för anläggningsändamål.

De förutsättningar vi har utgått från i beräkningarna av nivåerna för mindre än ringa risk och deponitäckning ger vägledning om hur riskerna kan bedömas vid återvinning av avfall där nivåer saknas. Förutsättningarna för användning av avfall som medför mindre än ringa risk samt deponitäckning finns beskrivet i kapitel 11 och 12.

Detaljerna för hur vi har beräknat nivåerna för mindre än ringa risk och deponitäckning finns beskrivs i bilaga 1. Bilagan ger inblick i hur beräkningar genomförts och kan utgöra stöd för att bedöma ämnen där nivåer saknas. Men bilaga 1 är inte avsedd att användas som manual för att genomföra nya beräkningar i det enskilda fallet.

Avfall kan också ha ett organiskt innehåll eller innehålla näringsämnen som medför negativ påverkan när avfallet används för anläggningsändamål. En utlakning av näringsämnen kan påverka omgivande yt- och grundvatten. Ett för högt näringsinnehåll är också ett dåligt utnyttjande av den resurs som näringsämnen utgör. Innehållet av näringsämnen bör relateras till näringsbehovet i konstruktionen. Bedömning av lämpligt näringsinnehåll får göras i det enskilda fallet.

Det organiska innehållet kan dessutom medföra negativ miljöpåverkan från anläggningen genom att det kan ge upphov till en ökad utlakning av andra ämnen. Ett högt organiskt innehåll kan också påverka konstruktionens hållfasthet negativt. Nedbrytning av det organiska innehållet kan även ge negativ påverkan på vatten och luft. Ett högt organiskt innehåll som inte fyller en funktion i anläggningen är också ett dåligt utnyttjande av resurser. Hur mycket organiskt innehåll som är acceptabelt i avfall som används för anläggningsändamål får avgöras i det enskilda fallet.

10 Principer för beräkning av nivåer för mindre än ringa risk

Vi beskriver här vilka principer vi använt oss av när vi tagit fram nivåerna för mindre än ringa risk. Vi har inte tillämpat alla delarna av principerna eftersom vi endast har beräknat nivåer för 13 ämnen. Principerna utgör ställningstaganden som för med sig hur vi beräknat halter och utlakning av olika ämnen. Principerna kan även användas för att bedöma vilka nivåer som ska tillåtas i det enskilda fallet för anmälnings- eller tillståndspliktig verksamhet. I vilken omfattning principerna kan tillämpas får avgöras i varje enskilt fall.

Principerna består av följande delar:

- Prioritering av ämnen utifrån miljö kvalitetsmålet giftfri miljö
- Modell för bedömning av hälsorisker
- Modell för att bedöma miljörisk i ytvatten
- Modell för att bedöma skydd av grundvatten
- Modell för att skydda markmiljön

Principerna utgår från:

- de av riksdagen beslutade miljö kvalitetsmålen (kapitel 14) samt
- delar av modellen som används för att beräkna riktvärden för förorenad mark.

Modellen för beräkning av riktvärden för förorenad mark är etablerad och delar av den är väl lämpad även för bedömning av avfall som används för anläggningsändamål. Men modellen för beräkning av riktvärden tar endast hänsyn till riskerna i det enskilda fallet. Storskaliga risker med vissa ämnen eller samverkans effekter mellan olika ämnen beaktas inte. Miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö anger dock inriktningen och prioriteringen av arbetet med olika ämnen genom delmålen om utfasning och riskminskning och på detta sätt beaktas de storskaliga riskerna.

Bilaga 1 beskriver mer i detalj hur vi beräknat nivåerna och vilka modellparametrar som använts i beräkningarna.

10.1 Prioritering av ämnen utifrån miljö kvalitetsmålet giftfri miljö

10.1.1 Naturliga bakgrundshalter är styrande för utfasningsmetallerna

Metallerna bly, kvicksilver och kadmium är utfasningsmetaller och omfattas av målen om utfasning enligt delmål 3 i miljö kvalitetsmålet giftfri miljö. För att uppnå delmålet och för att nå nivåer som med säkerhet medför mindre än ringa risk ska halterna av dessa ämnen som förekommer naturligt i miljön vara nära bakgrundsnivåerna. Vad som är naturliga bakgrundsnivåer av bly och kadmium i Sverige har kartlagts av SGU i morän som är opåverkad av jordmånsprocesser. Enligt SGU ger dessa nivåer även en god bild av bergarternas generella, kemiska sammansättning och har flera fördelar framför direkt analys av bergarter. För kvicksilver är underla-

get mindre omfattande och vi har istället använt bakgrundshalter i jordbruksmark som är karterade av SLU. Nivåerna varierar naturligt över landet på grund av jord- och bergarternas naturliga sammansättning. I bilaga 1 redovisar vi de bakgrundshalter som har legat till grund för nivåerna för mindre än ringa risk. Som underlag för bakgrundshalterna har vi använt det värde som 90 % av proverna underskrider, (90 percentilen). Detta innebär att bakgrundshalterna lokalt kan vara lägre än de angivna bakgrundshalterna samt att 10 % av proverna överskrider bakgrundshalterna.

10.1.2 Naturliga bakgrundshalter är styrande för övriga naturligt förekommande utfasningsämnen

Övriga utfasningsämnen som förekommer naturligt ska för att uppnå miljö kvalitetsmålet giftfri miljö och för att nå nivåer som med säkerhet medför mindre än ringa risk vara nära bakgrundshalterna i miljön. Det saknas emellertid kartläggningar av bakgrundshalter för övriga naturligt förekommande utfasningsämnen vilket innebär att bedömningar av halter får göras i varje enskilt fall. För dessa ämnen behöver man jämföra avfallets innehåll med naturlig bakgrund på platsen.

10.1.3 Nivåer för icke naturligt förekommande utfasningsämnen

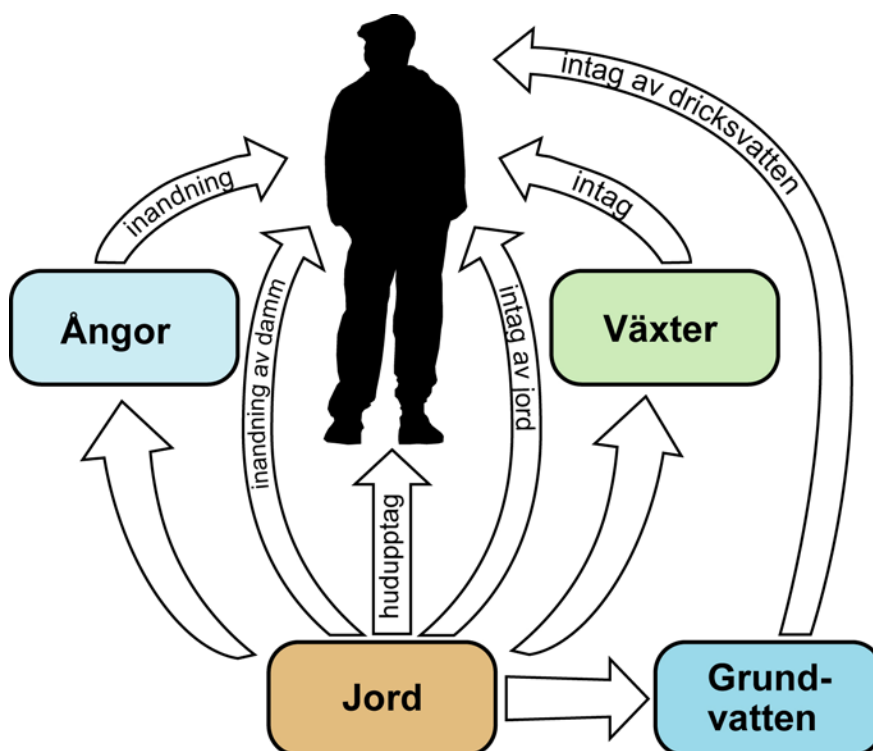
För utfasningsämnen som inte förekommer naturligt är det inte aktuellt att relatera till bakgrundshalter i miljön. För dessa ämnen och med utgångspunkt i Giftfri miljö, och för att nå nivåer som med säkerhet medför mindre än ringa risk, bör halterna av naturfrämmande ämnen i det avfall man vill använda vara nära noll och ämnenas påverkan på ekosystemen försumbar. Emellertid är analysmetoderna avgörande för att bestämma halterna i aktuella avfall. För att kunna avgöra om avfallet innehåller icke naturligt förekommande utfasningsämnen kan screeningmetoder användas, se avsnitt (8.2.1). I nuläget saknas ytterligare vägledning om sådana provningsmetoder.

10.1.4 Nivåer för riskminskningsämnen

Avfall som innehåller riskminskningsämnen kan användas under förutsättning att avfallen hanteras på ett sätt så att människors hälsa eller miljön inte kommer till skada. Avfallen bör på sikt förändras så att innehållet av prioriterade riskminskningsämnen minskar för att uppnå miljö kvalitetsmålet giftfri miljö.

10.2 Hälsorisker

För att beskriva hur människor exponeras för föroreningar i avfall som återvinns för anläggningsändamål används samma modell för exponering som i riktvärdesmodellen för förorenad mark. Ett skäl till att modellen används är att den är väl etablerad och bygger på vedertagen kunskap. Därmed ges möjlighet till en enhetlig riskbedömning för förorenad mark liksom vid användning av avfall för anläggningsändamål. I riktvärdesmodellen ingår sex exponeringsvägar. I den speciellt utvecklade modellen för beräkning av nivåer i vatten bedöms dricksvattnet utifrån lakningen. Därför har exponeringen via intag av dricksvatten tagits bort från modellen för beräkning av riktvärden för förorenad mark. I bilaga 1 beskriver vi i detalj hur vi har använt riktvärdesmodellen för förorenad mark för att ta fram nivåer för användning av avfall.



Figur 5 Exponeringsvägar som beaktas i riktvärdesmodellen för förorenad mark.

10.3 Skydd för ytvatten

Skyddet för ytvatten har vi bedömt på samma sätt som i riktvärdesmodellen för förorenad mark, men utifrån lakningen från avfallet. Bedömningen baseras på en riksinventering av bakgrundshalter i över 3000 sjöar i Sverige. Haltkriterier för ytvatten är baserad på intervallet mellan medianvärdena och 75- och 90-percentilerna. Detta medför att bidraget från ett område där avfall använts för anläggningsändamål inte ska leda till en ökning av föroreningsbelastning till en halt som ligger utanför bakgrundshalterna.

Skyddet för ytvatten anges som ett lakningsvärde. I skyddet för ytvatten har vi också kontrollerat att inte vattenmyndigheternas föreslagna miljökvalitetsnormer för ytvatten överskrids. Beräkningar för skydd av ytvatten beskrivs mer utförligt i bilaga 1.

10.4 Dricksvattenkriterier för grundvatten

Grundvatten bedöms utifrån haltkriterier som i första hand baseras på värden från Livsmedelsverket och i andra hand på värden från WHO. I beräkningarna har vi endast tillåtit att 30 % av haltkriterierna utgörs av bidrag från återvunnet avfall. I de beräkningar som har utförts är påverkan på ytvatten styrande för flertalet lakningsvärden, se kapitel 9. I de fall där påverkan på ytvatten är styrande utgör bidraget från ett område med återvunnet avfall lägre andel än 30 % av dricksvattenvärdet. För flertalet ämnen finns en god marginal för påverkan från höga naturliga bakgrundshalter trots att 30 % av dricksvattenvärdet har tagits i anspråk i beräkningarna.

Kvaliteten på grundvatten varierar naturligt och det är möjligt att det i enstaka fall inte finns utrymme för att 30 % av dricksvattenvärdet tas i anspråk. I det enskilda fallet kan det vara nödvändigt att ta hänsyn till de lokala förutsättningarna så att dricksvattenkriterierna inte överskrids. Arsenik är det ämne där det är störst risk för att gränsvärdet för dricksvatten överskrids.

10.5 Skydd för markmiljön

För att säkerställa markfunktionen i anläggningar där avfall har återvunnits eller på den plats dit avfallet kan flyttas krävs ett skydd för markmiljön. Skyddet för markmiljön uttrycks som hur stor andel av arterna/processerna som är reducerade med anledning av förhöjda halter av olika ämnen i jorden. Halterna baseras på toxikologiska tester i laboratoriemiljö. Den naturliga bakgrundshalten har adderats till halten som ger en viss reduktion av markprocesser/arter. Det kan förväntas att reduktionen av arterna/processen äger rum i halter som överstiger naturlig bakgrundshalt. Detta eftersom markmiljöerna är anpassade till den naturliga bakgrundshalten. Skyddet för markmiljön beskrivs mer utförligt i bilaga 1.

11 Förutsättningar för mindre än ringa risk

I detta kapitel beskriver vi förutsättningar för mindre än ringa risk. Förutsättningarna är alla de faktorer som vi anser är viktiga att beakta och som har lett till de nivåer som vi föreslår.

En allmän utgångspunkt vid framtagande av nivåerna har varit att risken för förorening inte endast bedöms utifrån vad som tillåts läcka ut från konstruktionen där avfall används för anläggningsändamål. Utgångspunkten har varit att till föroreningensrisken också hör att människor exponeras direkt för materialet, att materialet flyttas till en annan plats och den nedsättning i markfunktionen som föroreningarna i avfallet ger upphov till.

För att med viss säkerhet ge ett skydd för miljö och hälsa under en längre tid har vi valt att lägga nivån för mindre än ringa risk lågt. Detta eftersom det kan hända mycket med avfallet i framtiden. Det är möjligt att det flyttas och det går inte att förutsäga hur marken kommer att användas i framtiden. Och även om avfallet idag täcks över, är det ingen som med säkerhet kan säga att det kommer att se ut så i framtiden. I detta kapitel har vi samlat de förutsättningar vi utgått ifrån. För nivån för mindre än ringa risk tillämpas principerna som beskrivs i kapitel 10 fullt ut. Detta innebär bland annat att bakgrundshalter är styrande för naturligt förekommande utfasningsämnen och att övriga utfasningsämnen inte bör förekomma i avfallet. För riskminskningsämnen gäller att de kan förekomma i nivåer som inte skulle komma att medföra skada på människors hälsa och miljön.

Användning av avfall enligt nivån för mindre än ringa risk är inte styrd till särskilda tillämpningar.

Vi förutsätter att människor har tillträde till området eller kommer i framtiden att ha tillträde till området. Det betyder att människor kan besöka, bo eller att arbeta inom området. Vi utgår också från att fastigheten där avfallet har återvunnits inte är belagd med särskilda restriktioner. Det är också möjligt att avfallet kan flyttas från denna plats i ett senare skede.

Dessa förutsättningar leder till att kraven på innehållet i avfallet, är högre för detta användningsområde jämfört med när avfall används som deponitäckning.

11.1 Det krävs inga långsiktiga restriktioner

Den möjlighet som finns för att bevara information om en fastighet är att skriva in förelägganden i fastighetsregistret eller att göra en notering i det i lokala system som används av kommunen. Båda dessa möjligheter är beroende av att kommunen får en anmälan om att återvinning av avfall kommer att ske. Användning av avfall som medför en risk som är mindre än ringa behöver inte anmälas till kommunen. Därmed går det inte att säkerställa att informationen om var avfall använts finns bevarad i framtiden. Vi anser att det inte går att införa långsiktiga restriktioner för en fastighet och det kan inte uteslutas att markanvändningen ändras. Detta bidrar till att beräkningarna leder till låga nivåer.

11.2 Konstruktionerna är inte försedda med tätskikt

Konstruktioner av återvunnet avfall är i vissa fall utförda med hårdgjord yta men i andra fall är de utförda som öppna konstruktioner. I samband med återvinning av avfall för anläggningsändamål enligt nivån för mindre än ringa risk går det inte att långsiktigt säkerställa att det finns en hårdgjord yta som dessutom underhålls. Exempelvis behöver en asfalterad yta underhållas för att inte sprickor ska göra att vatten infiltrerar genom ytan. En förutsättning för framtagande av nivåer för mindre än ringa risk är att konstruktionen inte är täckt med ett skikt som hindrar infiltration av regnvatten eller förhindrar damning. Detta medför även att det inte behövs någon särskild bedömning om ett grundvatten tillfälligt skulle tränga in i konstruktionen.

11.3 Avfallet kan flyttas

Många av de avfall som kan användas för anläggningsändamål avviker inte utseendemässigt från primärt utvunnen råvara. Avfallen har också traditionellt använts i anläggningar där de kan sammanblandas med traditionellt anläggningsmaterial. Vid användning av avfall enligt nivån för mindre än ringa risk är det därför rimligt att förutsätta att det återvunna avfallet kan flyttas från den ursprungliga platsen vid schaktarbeten. Det saknas ett system som säkerställer kvaliteten på flyttade schaktmassor. Detta innebär att eventuella risker med återvinning av avfall, inte enbart kan baseras på förutsättningarna som gäller för den ursprungliga platsen. Vi har därför vid beräkning av nivåerna utgått från ett känsligt scenario.

11.4 Exponering av föroreningar för människor

Hur människor exponeras för en förorening beskrivs med exponeringsparametrar. Exempel på en exponeringsparameter är hur många dagar som människor vistas inom området. Vid beräkning av nivån för mindre än ringa risk använder vi samma exponeringsparametrar som för känslig markanvändning i riktvärdesmodellen för förorenad mark. Känslig markanvändning innebär att människor kan bo och arbeta i området. Vi anser att det är rimligt att exponeringsparametrarna och risken för människor bedöms på samma sätt för förorenad mark som vid återvinning av avfall för anläggningsändamål. I riktvärdesmodellen för förorenad mark ingår sex exponeringsvägar

Tabell 8 Exponeringsvägar och exponeringsparametrar för nivå för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål.

Exponeringsväg	Exponering inivån för mindre än ringa risk
Intag av jord	Heltidsvistelse
Hudkontakt	Heltidsvistelse
Inandning av damm	Heltidsvistelse
Inandning av ångor	Inomhus
Intag av växter	Konsumtion av egenodlade grönsaker
Intag av grundvatten	Brunn i kanten till området där avfallet återvunnits

11.5 Skyddsvärd recipient

Den skyddsvärda recipienten är både närmaste ytvatten och grundvatten. Skyddsvärdet är inte beroende av att används som dricksvattentäkt i dagsläget. Påverkan på dessa recipienter beräknas utifrån utlakning från avfallet.

11.6 Skydd för markmiljön

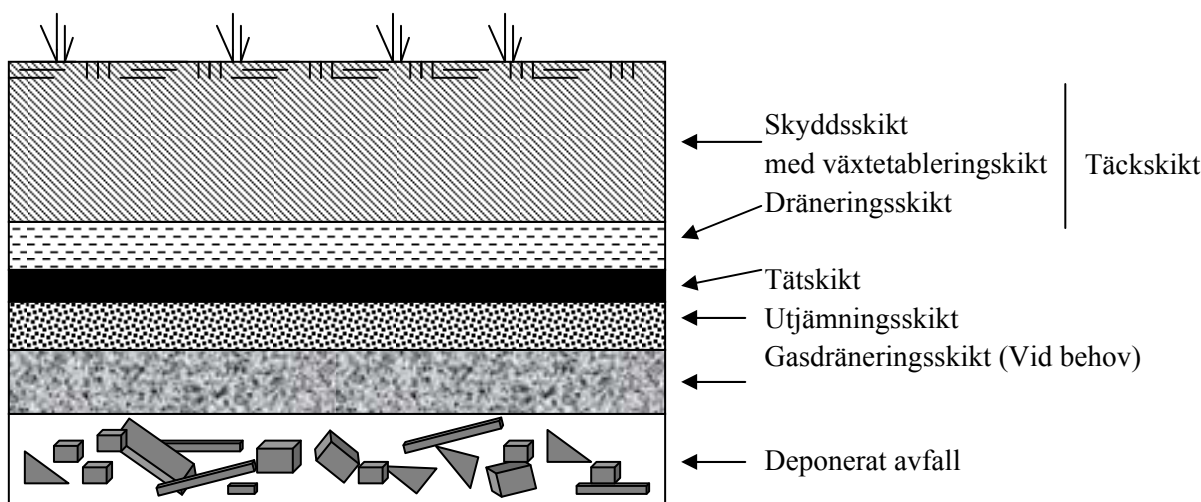
Vi har valt en nivå för skydd av markmiljön så att inte mer än 5 % av arterna/processerna är reducerade av ämnen som förekommer i avfallet.

12 Förutsättningar för deponitäckning ovan tätskikt

Inom ett deponiområde kan avfall återvinnas i dräneringsskikt, skyddsskikt och/eller i växtetableringskikt ovan tätskiktet. En sammanfattande benämning för dessa skikt är täckskikt. Syftet med skyddsskiktet i sluttäckningen är att skydda tätskiktet från skador som kan uppkomma från t.ex. frost eller rötter från växtlighet på deponin. Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd (NFS 2004:5) till 3-33 §§ deponeringsförordningen bör tätskiktet inte ligga närmare ytan än 1,5 m.

Funktionskraven för en sluttäckning för olika typer av deponier framgår av 31 § deponeringsförordningen. Enligt 32 § ska tillsynsmyndigheten för deponin godkänna sluttäckningen. I Naturvårdsverkets handbok "Deponering av avfall", 2004:2 finns ytterligare information om sluttäckningen av deponier.

Användningsområde som deponitäckning förutsätter att det finns ett tätskikt under skiktet där avfall återvinns för deponitäckning. För deponier för inert avfall saknas krav på sluttäckning med tätskikt enligt deponeringsförordningen, (2001:512). Våra förslag på nivåer, kan därför inte användas för att bedöma om ett avfall är lämpligt för att använda på en deponi för inert avfall.



Figur 6 Principutformning för sluttäckning av deponier

Deponiområden har tagits i anspråk för att slutförvara avfall. I ett mycket långt tidsperspektiv kommer de föroreningar som inte bryts ned i deponin att läcka ut. Men läckaget av föroreningar från deponierna ska vara så litet och ske så långsamt att det inte orsakar skador på människors hälsa och miljön.

Sluttäckningen av en deponi syftar till att återskapa området så att det kan anpassas till den omgivande naturmiljön. En grundläggande princip är att avslutade deponier inte ska kräva aktiv skötsel.

Deponier används för att förvara avfall som innehåller föroreningar som ska fasas ut ur kretsloppet. Därför är det inte rimligt att tillämpa delmålet om utfasning i miljö kvalitetsmålet giftfri miljö när avfall återvinns inom dessa områden. Det som är avgörande för att bedöma halter av utfasningsämnen är dels exponeringen av föroreningarna på deponiområdet och dels risken för spridning av föroreningarna från deponiområdet. Spridning av föroreningar från deponitäckningen genom

damning från deponier bedöms vara så liten att den inte behöver beaktas. Den dominerande spridningsvägen bedöms vara genom vatten som lämnar området via ett ytvatten.

Vi har bedömt sannolikheten som mycket liten att avfallet som återvunnits på deponier, kommer att flyttas till en känsligare plats. Därför har vi utgått från risken på den aktuella platsen, dvs. användning av avfall ovan deponins tätskikt när nivåerna för deponitäckning tagits fram.

Vi har beräknat nivåer för en sluttäckning som ger ett skydd för människors hälsa och miljön vid en typisk lokalisering av en deponi. En sluttäckning av en deponi innebär alltid att en myndighetsbedömning görs, i samband med beslut om en avslutnings- eller anpassningsplan eller vid tillståndsprövningen av deponeringsverksamheten. Av deponeringsförordningen följer också att tillsynsmyndigheten ska godkänna sluttäckningen. Vid en platspecifik bedömning kan, liksom för nivån för mindre än ringa risk, andra nivåer vara aktuella. Detta utifrån de specifika förutsättningar som gäller för den enskilda deponin. Vid den platspecifika bedömningen kan man till exempel ta hänsyn till hur dräneringsvatten från sluttäckningen tas om hand och lokaliseringen för deponin. Om tillståndet för deponin har ett villkor om vilka föroreningshalter som är tillåtna i sluttäckningen, gäller dock detta.

12.1 Långsiktiga restriktioner för området är nödvändiga

Deponiområden bedöms som områden som långsiktigt behöver ha ett skydd mot exploatering och ändrad användning som är känsligare. Men det finns inte något utvecklat system med generella restriktioner för deponier. Områden för deponeringsverksamhet kan därför på lång sikt användas för andra ändamål. Deponiområden är ofta belägna nära tätorter och kan i många fall övergå till rekreationsområden där människor i stor utsträckning har tillgång till markområdet. Äldre, nedlagda deponier har vanligen en sämre placering utifrån miljösynpunkt. Många av dessa kommer att behöva åtgärdas genom någon form av täckning.

Det är inte rimligt att i ett långsiktigt perspektiv ställa krav på att människor inte kan vistas inom området. Ett sådant synsätt skulle dessutom kräva ett helt annat sätt att bedöma den ekonomiska säkerheten inom ramen för tillståndsprövningen av deponeringsverksamheten.

Människor kan exponeras för det övre lagret i sluttäckningen och det är därför viktigt att innehållet av föroreningar begränsas. Det är också möjligt att de växter som etableras på deponin på lång sikt konsumeras av människor och att intag av ytvatten inom deponiområdet kan ske genom misstag eller olyckshändelser.

De beräknade nivåerna tar inte hänsyn till en väsentligt ändrad markanvändning som exempelvis att området används för bostadsändamål, utan förutsätter att vissa restriktioner finns för området. Frågan om områdets tänkbara användning i framtiden och eventuellt behov av att markanvändningen begränsas bör därför alltid vara aktuell vid avslutningen av en deponi.

12.2 Exponering av föroreningar för människor

I beräkningarna av nivåerna för deponitäckning är exponeringsvägarna något annorlunda jämfört med beräkningarna för mindre än ringa risk. Växter som etableras inom deponiområdet kan konsumeras av människor i viss omfattning. Växter kan påverkas via damning eller upptag via rötter. Däremot kommer sannolikt inte grönsaker att odlas för konsumtion inom tidigare deponiområden.

En exponeringsväg som inte finns med i riktvärdesmodellen för förorenad mark har beaktats i nivån för deponitäckning. Denna exponering är intag av ytvatten inom deponiområdet genom misstag eller olyckshändelse. Risken som man främst behöver beakta, är att barn som leker inom området får i sig ytvatten av misstag. Det är dock inte sannolikt att ytvatten inom deponiområden utgör någon större andel av vattenintaget utan det är endast den akuta hälsorisken som har beaktats.

Tabell 9 Exponeringsvägar och exponeringsparametrar för användning av avfall i sluttäckningen av deponier.

Exponeringsväg	Sluttäckningen av deponier
Intag av jord	Deltidsvistelse
Hudkontakt	Deltidsvistelse
Inandning av damm	Deltidsvistelse
Inandning av ångor	Deltidsvistelse utomhus
Intag av växter	Intag av vilda växter och bär
Intag av grundvatten	Inget intag av grundvatten
Intag av ytvatten	Genom olyckshändelse

12.3 Skyddsvärd recipient

Grundvattnet närmast en deponi har tagits i anspråk för att utgöra recipient för lakvattnet från det deponerade avfallet i deponins passiva fas. I normalfallet finns ett tätskikt under täckskiktet där avfall återvinns och även ett dräneringsskikt ovan tätskiktet. Vattnet från dräneringsskiktet avleds i allmänhet till ett ytvatten. Detta innebär att recipienten för vattnet som avgår från avfallet som använts i sluttäckningen i första hand är ett ytvatten som eventuellt på sikt kan infiltrera till grundvattnet.

Vi har bedömt att deponeringen kommer att vara den dominerande källan för spridning av föroreningar till grundvatten. Spridning av föroreningar till grundvatten från avfall som återvinns ovan sluttäckningen bedöms som försumbar och beaktas därför inte i beräkningen av nivå för deponitäckning.

Ytvatten inom deponiområden är generellt inte naturliga och kvaliteten på vattnen kommer i många fall att vara påverkade av den tidigare deponiverksamheten. Detta innebär att vattnet inom deponiområdet inte behöver betraktas som skyddsvärd recipient. Däremot när vattendraget lämnar det ursprungliga deponiområdet och sammanblandas med annat ytvatten, betraktas detta som en skyddsvärd recipient.

Sammanfattningsvis innebär detta att spridningen till ytvatten kommer att vara dimensionerande för beräkningen av nivåerna för återvinning av avfall ovan tätskiktet.

Vidare görs ett antagande att det inte sker någon fastläggning eller annan minskning av mängden föroreningar på vägen från dräneringsskiktet till det skyddsvärda

ytvattnet. Det som kommer att vara avgörande för kvaliteten hos den skyddsvärda recipienten är därför graden av utspädning.

12.4 Skydd för markmiljön

Nivån för skyddet för markmiljön anpassas till att marken ska ha ett fungerande ekosystem. Vi har valt en nivå för skydd av markmiljön så att inte mer än 25 % av arterna/processerna är reducerade av ämnen som förekommer i avfallet.

12.5 Rättspraxis om massor för deponitäckning

Miljööverdomstolen har meddelat domar som medger sluttäckning med jordmassor som är förorenade upp till nivåer som motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärden för existerande förorenade områden vid mindre känslig markanvändning (MKM). Den ena domen gällde deponin i Motala, Tuddarp (dom den 19 oktober 2007 i mål nr M7856-06) och den andra VAFAB Miljö AB:s deponi i Västerås (dom den 25 februari 2008 i mål nr M1813-07). Genom dessa domar har en praxis utvecklats för användning av jordmassor som är förorenade upp till nivåer som motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM. Vi anser dock att det finns skäl för att frånga denna praxis utifrån nuvarande kunskapsläge som bl.a. framgår av denna handbok.

I Miljööverdomstolens dom angående VAFAB miljö AB:s deponi anges att MKM-värden kan vara en lämplig utgångspunkt - i brist på andra värden. I och med framtagandet av denna handbok finns nu sådana andra värden som är framtagna för detta syfte, nämligen nivån för deponitäckning. En användning av dessa värden på det sätt som beskrivs i denna handbok anser vi är en lämpligare utgångspunkt än MKM-värdena. Skälen för detta är flera.

I VAFAB-målet verkar Miljööverdomstolen endast mycket översiktligt ha tagit ställning till frågan om markanvändning och vilken exponering som avslutade deponier i allmänhet medför. Miljööverdomstolen konstaterade endast att det som regel inte kan bli aktuellt med någon mer kvalificerad markanvändning på en deponi och att MKM-värden under dessa förutsättningar då bör kunna användas.

MKM-värdena är dock framtagna för att man ska kunna avgöra vilka områden som behöver efterbehandlas och för att man ska kunna sätta upp åtgärds mål vid efterbehandlingen. Även föroreningsnivåer enligt MKM innebär sådana hälso- och miljörisker att markanvändningen måste begränsas. Vi anser inte att den typiska markanvändningen vid avslutade deponier i allmänhet motsvarar det scenario som ligger till grund för framtagandet av riktvärden för MKM. Det är möjligt, och det sker också idag, att avslutade deponier används som rekreationsområden där människor exponeras på ett sätt som avviker från scenariot som definieras enligt MKM. Vid MKM antas exempelvis ett begränsat intag av jord eftersom det förutsätts att barn som vistas på dessa områden är äldre. Vid MKM förutsätts också att vistelsetiden för människor begränsas och man räknar även med att människor inte äter bär och växter från området.

Om riktvärden enligt MKM tillämpas för avslutade deponier så medför detta ett stort ansvar för verksamhetsutövaren till deponin. Det är tveksamt om exponerings scenariot för MKM kan upprätthållas utan att verksamhetsutövaren tar på sig ett mycket långsiktigt ansvar för deponiområdet. I praktiken är det troligt att deponin

måste vara försedd med stängsel som förhindrar tillträde lång tid efter det att deponin är avslutad. Eftersom flertalet föroreningar inte bryts ned kommer riskerna att vara bestående för området under mycket lång tid. För ett fullgott skydd borde det därmed krävas att kunskaperna om områdets föroreningsbelastning bevaras och att det bedrivs tillsyn under en lång tid framöver så att skyddsåtgärderna upprätthålls.

13 Andra berörda bestämmelser

Det är flera miljörättsliga bestämmelser som berörs vid användning av avfall för anläggningsändamål och i detta kapitel presenterar vi de viktigaste.

13.1 Sammanställning av berörda miljörättsliga bestämmelser

I tabellen nedan finns de miljörättsliga bestämmelser som är mest berörda och vi beskriver hur de kan vara tillämpliga.

Tabell 10 Berörda miljörättsliga bestämmelser vid användning av avfall för anläggningsändamål.

Berörda bestämmelser	Användning av avfall där föroreningsrisken är mindre än ringa	Användning av avfall där föroreningsrisken är ringa eller inte endast ringa	Användning av avfall för deponitäckning
FMH-bilagan; Krav på anmälan eller tillstånd enligt verksamhetskoderna C90.140 och B90.130 om användning av avfall för anläggningsändamål	Nej	Ja	Nej, inte om användningen omfattas av deponeringsverksamheten med tillhörande tillstånd.
Allmänna hänsynsreglerna 2 kap. miljöbalken	Ja	Ja, men inte för frågor som reglerats i tillståndet	Ja, men inte för frågor som reglerats i tillståndet
Regel om verksamhetsutövarens egenkontroll 26 kap 19 §	Ja	Ja	Ja
Förordningen (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll (FVE).	Nej	Ja, tillämplig för alla tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter	Ja, tillämplig för alla tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter
Avfallsdefinition (15:1 MB) Ramdirektivet för avfall och praxis från EG-domstolen -villkor för biprodukter och End Of Waste	Används för att bedöma om materialet är att betrakta som avfall	Används för att bedöma om materialet är att betrakta som avfall	Används för att bedöma om materialet är att betrakta som avfall
Bedömning om avfallet är farligt avfall enligt avfallsförordningen 2001:1063	Ja	Ja	Ja
Anmälan enligt avfallsförordningen 2001:1063	37 § Nej 38 § Nej, såvida det inte är avfall som omfattas av den kommunala bortforslings-skyldigheten.	37 § Nej, 38 § Nej, såvida det inte är avfall som omfattas av den kommunala bortforslings-skyldigheten.	37 § Nej, 38 § Nej, såvida det inte är avfall som omfattas av den kommunala bortforslings-skyldigheten.

Deponeringsförordningen (2001:512) och mottagningskriterier för deponering (NFS 2004:10)	Nej	Nej	Sluttäckningen ska godkännas av tillsynsmyndigheten enligt 32 § deponeringsförordningen. I övrigt är användning av avfall för konstruktionsändamål undantaget från deponeringsförordningen. Vid användning av avfall under tätskikt gäller mottagningskriterierna.
10 kap miljöbalken om förorenade områden	Nej, i normalfallet ska sanering inte vara aktuell. Ja om föroreningsskada föreligger.	Nej, i normalfallet ska sanering inte vara aktuell. Ja om föroreningsskada föreligger.	Nej, i normalfallet ska sanering inte vara aktuell. Ja om föroreningsskada föreligger.
POPs förordningen (EG) nr 850/2004	Nej, innehållet av berörda ämnen ska vara så lågt att kraven i förordningen inte är tillämpliga.	Nej, innehållet av berörda ämnen ska vara så lågt att kraven i förordningen inte är tillämpliga.	Nej, innehållet av berörda ämnen ska vara så lågt att kraven i förordningen inte är tillämpliga.
Ramdirektivet för vatten 2000/60/EG och dotterdirektiv som genomförts ibland annat miljöbalken och vattenförvaltningsförordningen.	Ja, om miljökvalitetsnormer för vatten berörs	Ja, om miljökvalitetsnormer för vatten berörs	Ja, om miljökvalitetsnormer för vatten berörs
REACH	Nej, eftersom materialet är ett avfall	Nej, eftersom materialet är ett avfall	Nej, eftersom materialet är ett avfall
Anmälan om samråd enligt miljöbalken 12 kap. 6 §	Ja, om användningen väsentligt påverkar naturmiljön	Nej, eftersom användningen omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt	Nej, eftersom användningen omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt.

13.2 Allmänna hänsynsregler i miljöbalken

Användning av avfall för anläggningsändamål är exempel på en verksamhet som omfattas av miljöbalken och de allmänna hänsynsreglerna. Miljöbalken gäller parallellt med annan lagstiftning om inget annat har reglerats (1 kap. 3 § miljöbalken). Av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap framgår att det är den som utför eller planerar att utföra något som påverkar eller riskerar att påverka miljön eller människors hälsa som ansvarar för att reglerna följs och som ska betala de kostnader som kan bli aktuella. Reglerna ligger till grund för myndigheternas bedömningar och krav vid tillsyn och tillståndsprövning. En verksamhetsutövare måste följa de allmänna hänsynsreglerna även om ingen myndighet ställt några specifika krav.

Miljöbalken 2 kap. 1 § anger att den som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska visa att hänsynsreglerna iakttas. Den omvända bevisbördan bygger på att verksamhetsutövaren ska kunna visa för myndigheten att denna efterlever miljöbalken och andra krav som är ställda med stöd av den. Bevisbördan gäller för verksamhetsutövaren både vid tillståndsprövning och vid tillsyn.

Kravet gäller också verksamhet som upphört men antas ha orsakat skada eller olägenhet för miljön.

Av 2 kap. 2 § miljöbalken följer kunskapskravet, vilket innebär att verksamhetsutövaren har ansvar för att skaffa sig den kunskap som behövs med hänsyn till verksamhetens eller åtgärdens art och omfattning för att skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet.

Miljöbalken 2 kap. 3 § ger uttryck för försiktighetsprincipen: alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra, eller motverka att åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Försiktighetsmått ska vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Rörande kostnaderna för sådana försiktighetsmått så gäller den allmänna principen om förorenarens betalningsansvar (polluter pays principle, PPP). Den som förorsakar miljöstörningar ska bekosta de åtgärder som behövs för att förebygga eller avhjälpa skador och olägenheter. Regeln i 2 kap. 1 § kompletterar denna skyldighet genom att bevisskyldigheten för vilka försiktighetsmått som ska anses behövliga ligger på verksamhetsutövaren.

Enligt miljöbalken 2 kap. 5 § ska alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna till återanvändning och återvinning. I första hand ska förnyelsebara energikällor användas. Paragrafen ger uttryck för hushållningsprincipen och kretsloppsprincipen. Hushållningsprincipen innebär att all verksamhet ska bedrivas och alla åtgärder vidtas på ett sådant sätt att råvaror och energi används så effektivt som möjligt och förbrukningen minimeras. Kretsloppsprincipen innebär att vad som utvinns ur naturen på ett uthålligt sätt ska kunna användas, återanvändas, återvinnas och bortskaffas med minsta möjliga resursförbrukning och utan att naturen skadas. Det kan även uttryckas så att det är en princip som siktar mot slutna materialflöden. Avsikten är att tillämpningen av dessa principer ska leda utvecklingen mot ett mer resurshushållande samhälle beträffande råvaror och material och en miljöanpassad varuproduktion.

Kraven på hänsyn enligt 2 kap. 2-6 §§ gäller enligt 2 kap. 7 § i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskilt beaktas nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder. Det är den som bedriver verksamheten som ska visa varför ett krav på skyddsåtgärd eller andra försiktighetsmått i det enskilda fallet är orimligt.

13.3 Verksamhetsutövarens egenkontroll

Miljöbalkens grundregel om verksamhetsutövarens egenkontroll finns i 26 kapitlet 19 §. Egenkontrollen grundas också på de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet, särskilt på den omvända bevisbördan, kunskapskravet och kravet på bästa möjliga teknik. Omfattningen på egenkontrollen ska enligt propositionen till miljöbalken⁶ anpassas till verksamhetens storlek, komplexitet och påverkan på människors hälsa och miljön. Genom en bra egenkontroll kan en verksamhetsutövare på ett systematiskt sätt kontrollera verksamheten och ta reda på vad som behöver göras för att följa

⁶ Prop. 1997/98:45, del 2, s 279.

miljöbalken och motverka eller förebygga olägenheter för människors hälsa och miljön.

Verksamhetsutövaren har även ansvar för att visa dels hur man håller sig under rättad om verksamhetens miljöpåverkan och dels hur man arbetar för att motverka eller förebygga olägenheter för människors hälsa och miljön. Detta ansvar innebär att den som använder avfall i anläggningsarbeten ska bedöma och ta ställning till dels hur miljöpåverkan från anläggningen kan motverkas eller förebyggas och dels hur anläggningens miljöpåverkan kan följas upp. Därefter ska verksamhetsutövaren se till att resultaten från denna bedömning används för att identifiera behov av försiktighetsåtgärder eller undersökningar vid eller omkring anläggningen. Det är den som bedriver verksamheten som ska ha, eller som ska skaffa sig den kunskap som krävs för att kunna bedöma hur anläggningen påverkar miljön.

Grundregeln om egenkontroll i 26 kap. 19 § gäller för alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd som kan påverka människors hälsa eller miljön. Tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter omfattas dessutom av förordningen (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll (FVE).

I 4 § FVE ställs krav på att verksamhetsutövaren ska fastställa och dokumentera fördelningen av det organisatoriska ansvaret. Verksamhetsutövaren ska enligt 5 § ha rutiner för kontroll av att utrustning m.m. för drift och kontroll hålls i gott skick, för att förebygga olägenheter för människors hälsa och miljön. Vid användning av avfall för anläggningsändamål kan detta t.ex. innebära att kontrollera och underhålla skydd som används för att förhindra diffus spridning av avfallet när anläggningen upprättas. Enligt 6 § FVE ska rutiner även finnas för hur, och med vilket intervall, som verksamhetsutövaren ska undersöka och bedöma riskerna med anläggningen ur hälso- och miljösynpunkt. Undersökningarna ska göras fortlöpande och på ett systematiskt sätt. Verksamhetsutövaren ska även dokumentera resultatet av de undersökningar och bedömningar som görs.

Om något inträffar vid eller omkring anläggningen, eller om en driftsstörning inträffar, som kan innebära att anläggningen riskerar att orsaka olägenheter för människors hälsa eller miljön, så är verksamhetsutövaren skyldig att underrätta tillsynsmyndigheten enligt 6 § andra stycket FVE. Verksamhetsutövare som hanterar kemikalier ska även enligt 7 § FVE göra en kemikalieförteckning. Denna förteckning kan sedan uppdateras fortlöpande.

En tillståndsansökan ska bland annat innehålla uppgifter som visar hur verksamhetsutövaren iakttar de allmänna hänsynsreglerna och hur verksamheten ska kontrolleras. (Se 19 kap. 5 § första stycket 1 och 22 kap. 1 § miljöbalken.) I ansökan beskrivs därför lämpligen hur arbetet med egenkontrollen ska utformas i sin helhet och hur reglerna i FVE kommer att uppfyllas.

En anmälan ska bland annat innehålla de uppgifter som behövs för att tillsynsmyndigheten skall kunna bedöma verksamhetens miljöeffekter enligt 25 § FMH. Även här kan verksamhetsutövaren beskriva hur egenkontrollen ska byggas upp, fram för allt avseende den organisatoriska ansvarsfördelningen och rutiner för att underrätta tillsynsmyndigheten vid eventuella driftsstörningar.

Tillsynsmyndighetens uppgift är både att bedriva tillsyn på ett sådant sätt så att verksamhetsutövaren får stöd i att genomföra sin egenkontroll och att kontrollera att verksamheten bedrivs i enlighet med miljöbalken, regler meddelade med stöd av miljöbalken samt myndigheternas och domstolarnas beslut. Vid tillsyn av verksam-

heter där avfall används för anläggningsändamål är det viktigt att kontrollera att verksamhetsutövaren är medveten om sitt ansvar (se avsnitt 6.2). Det är även viktigt att granska att verksamhetsutövaren har skaffat sig tillräcklig kunskap om avfallet ifråga – genom att kräva information från avfallsproducenten eller på annat sätt, t.ex. genom egna undersökningar. Likaså är verksamhetsutövarens kunskap om den specifika platsen viktig. Andra viktiga mål med tillsynen vid denna typ av verksamhet, är att granska att verksamhetsutövaren har tänkt igenom och dokumenterat det organisatoriska ansvaret och upprättat rutiner för de olika delarna i egenkontrollen så att den fungerar. Exempel på detta är rutiner för hur verksamhetsutövaren undersöker anläggningens påverkan på människors hälsa och miljön samt rutiner för hur resultatet från undersökningarna tas om hand. Om skyddsåtgärder krävs eller är en förutsättning för verksamheten är det viktigt att övervaka att verksamhetsutövaren säkerställer att skyddsåtgärdernas funktion bibehålls.

Mer information om tillsyn finns i Naturvårdsverkets handbok 2001:4 om operativ tillsyn. Mer information om egenkontroll finns i handbok 2001:3 om egenkontroll och i faktabladet om "Egenkontroll för C-verksamheter". Samtliga vägledningar återfinns i referenslistan.

13.4 Ramdirektivet för avfall

Beslut om ett nytt ramdirektiv för avfall togs i november 2008 och direktivet ska nu genomföras i samtliga medlemsstater senast den 12 december 2010. Genomförandet kommer att ske genom ändringar i bland annat miljöbalken, avfallsförordningen och FMH som gäller direkt gentemot enskilda och myndigheter. Information om det nya ramdirektivet för avfall återfinns på vår webbplats och uppdateras fortlöpande. Ramdirektivet för avfall syftar till att skydda människors hälsa och miljön. Avfall kan innehålla ämnen som är hälso- och miljöfarliga men innehållet är ofta dåligt känt jämfört med material som produceras för ett visst syfte. Detta medför större risker och är anledningen till att det finns särskilda bestämmelser kring hantering av avfall.

13.4.1 Avfallshierarkin

Enligt ramdirektivet ska den så kallade avfallshierarkin gälla som prioriteringsordning för avfallslagstiftningen och avfallspolitiken. Enligt förslag i departementspromemorian (Ds) 2009:37 "Nya avfallsregler" kommer hierarkin att genomföras som ett övergripande syfte för bestämmelser i 15 kap. miljöbalken. Hierarkin anger att avfall i första hand ska förebyggas. För avfall som ändå uppkommer anger hierarkin att det ska förberedas för återanvändning, materialåtervinnas, återvinnas på annat sätt eller bortskaffas, i nu nämnd prioriteringsordning.

Direktivet ställer krav på medlemsstaterna att se till att avfall hanteras i enlighet med avfallshierarkin och utan fara för människors hälsa och utan att skada miljön. I direktivet föreskrivs att medlemsstaterna vid tillämpningen av avfallshierarkin ska främja de alternativ som ger bäst resultat för miljön som helhet och att avvikelser kan krävas när det är motiverat med hänsyn till påverkan från hela produktens livscykel. Vid bedömningen av vad som är mest lämpligt bör därför en helhetsbedömning av hälso- och miljöaspekterna göras. Vissa avfallsslag har egenskaper som gör dem olämpliga att återvinna och en dåligt fungerande materialåtervinning kan leda till en diffus spridning av farliga ämnen.

13.4.2 End Of Waste

Det nya ramdirektivet för avfall innehåller en artikel om när avfall upphör att vara avfall (end of waste). Innebörden är att ett specifikt avfall ska upphöra att vara avfall om det genomgått ett återvinningsförfarande och uppfyller kriterier som utarbetats utifrån ett antal villkor. De villkor som räknas upp är;

- a) att ämnet eller föremålet ska användas allmänt för specifika ändamål
- b) att det ska finnas en marknad för eller efterfrågan på ämnet eller föremålet
- c) att ämnet eller föremålet ska uppfylla de tekniska kraven för de specifika
- d) ändamålen och befintlig lagstiftning och normer för produkter
- e) att användning av ämnet eller produkten inte kommer att leda till allmänt negativa följder för miljön eller människors hälsa

Den nya artikeln innebär att EU-kommissionen tillsammans med medlemsstaterna ska ta fram kriterier för att bedöma om avfallet upphört att vara avfall. Kriterier har hittills inte utarbetats och därmed inte heller genomförts i svensk lagstiftning. I väntan på att kriterier utarbetas på EU-nivå får medlemsstaterna från fall till fall själva besluta om när ett visst avfall upphör att vara avfall med stöd av EG-domstolens praxis.

13.4.3 Biprodukter

Enligt det nya ramdirektivet för avfall kan en restprodukt betraktas som biprodukt i stället för avfall om följande villkor är uppfyllda:

- a) Det ska vara säkerställt att ämnet eller föremålet kommer att fortsätta att användas.
- b) Ämnet eller föremålet ska kunna användas direkt utan någon annan bearbetning än normal industriell praxis.
- c) Ämnet eller föremålet ska produceras som en integrerad del i en produktionsprocess.
- d) Den fortsatta användningen ska vara laglig, dvs. ämnet eller föremålet ska uppfylla alla relevanta produkt-, miljö- och hälsoskyddskrav för den specifika användningen och inte leda till allmänt negativa följder för miljön eller människors hälsa.

Bestämmelsen enligt ovan är ännu inte införd i svensk lagstiftning, men villkoren är baserade på praxis från EG-domstolen. EU-kommissionen har därtill tagit fram ett tolkningsmeddelande om avfall och biprodukter i vilket man understryker att även om ett material uppfyller de krav som fastställts av EG-domstolen för att betraktas som icke-avfall, måste det betraktas och behandlas som avfall om man i praktiken gör sig av med det.

13.5 Avfallsförordningen

13.5.1 Klassificering av avfall

Avfall som ska användas för anläggningsändamål omfattas av avfallsförordningens (2001:1063) bestämmelser om hur avfall ska klassificeras. För att avgöra om avfallet klassificeras som farligt avfall krävs kunskap om avfallets innehåll som t.ex. huvudbeståndsdel, funktion, innehåll av farligt ämne eller farlig fysikalisk egenskap. För att kunna bedöma vilka ämnen som avfallet innehåller, kan man behöva information om avfallets ursprung (verksamhet, bransch, process, kemikalieanvändning, etc.). För avfall med okänd sammansättning kan detaljerad information om ursprunget ge vägledning om behov av ytterligare undersökningar av avfallets egenskaper. Mer information om klassificering av avfall finns på Naturvårdsverkets webbplats.

Avfall som klassificeras som farligt avfall omfattas av särskilda bestämmelser. I Naturvårdsverkets handbok 2003:8 ”Farligt avfall” finns detaljerad information om farligt avfall. Vi har låtit utreda hur avfallsklassificeringen är uppbyggd jämfört med målet om utfasning och riskminskning som återfinns i miljö kvalitetsmålet giffri miljö. Utredningen visade att avfallsklassificeringen inte kan användas som kriterium för om avfallet är lämpligt att använda för anläggningsändamål (Kemakta AR 2005-34). Avfallsklassificering i kategorierna farligt avfall och icke-farligt avfall är generell och beskriver avfallets inneboende egenskaper huvudsakligen utifrån haltgränser. Avfallsklassningen tar inte hänsyn till risken i en specifik användning. Även om avfallsklassificeringen i sig inte kan användas som ett kriterium är det dock osannolikt att ett farligt avfall är lämpligt att använda för anläggningsändamål. Med största sannolikhet medför en användning av farligt avfall en risk som är mer än ringa och kommer därmed att kräva en tillståndsprövning.

13.5.2 Anmälan enligt avfallsförordningen (2001:1063)

I avfallsförordningen (2001:1063) finns i 37 och 38 §§ anmälningsplikter som till sin lydelse kan tyckas omfatta vissa av dem som återvinner avfall i anläggningsarbeten.

Enligt 37 § avfallsförordningen ska den som yrkesmässigt samlar in eller för någon annans räkning yrkesmässigt ombesörjer återvinning eller bortskaffande av avfall vara anmäld hos länsstyrelsen. Vi menar att bestämmelsen enbart gäller den som samlar in avfall och de som är handlare eller mäklare för avfall. I förslaget till ny utformning av denna regel framgår detta tydligare eftersom uttrycket ”den som ... för någon annans räkning yrkesmässigt ombesörjer återvinning eller bortskaffande av avfall” där föreslås ersättas med ”den som är handlare eller mäklare”. (Se Ds 2009:37, Nya avfallsregler, s 36, 40 och 243.)

Sammanfattningsvis borde därför den som återvinner avfall i anläggningsarbeten endast omfattas av kravet på anmälan i 37 § om personen dessutom samlar in avfall eller är mäklare eller handlare för avfall. Anmälan görs i så fall för verksamheten som sådan och inte för varje tillfälle som avfall hanteras. Anmälningsplikten gäller inte sådana verksamheter som omfattas av tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. miljöbalken.

Enligt 38 § avfallsförordningen ska fastighetsägare eller nyttjanderättshavare som vill kompostera eller gräva ned eller på annat sätt återvinna eller bortskaffa annat avfall än trädgårdsavfall på fastigheten, anmäla detta till kommunen. Av förslaget till nya avfallsregler framgår att regeln om återvinning och bortskaffande på

en fastighet meddelas med stöd av ett bemyndigande som enbart avser det som omfattas kommunens bortforslingsskyldighet. Vidare framgår att den nya regeln motsvarar 38 § första stycket i den nuvarande avfallsförordningen. (Se Ds 2009:37, Nya avfallsregler, s 35, 39 och 243.) Vår slutsats är därför att anmälningsplikten i 38 § enbart gäller för avfall som omfattas av kommunens bortforslingsskyldighet, t ex det mesta av hushållsavfallet.

13.6 Deponeringsförordningen

Deponering och användning av avfall för anläggningsändamål är två helt olika saker. Som angetts i kapitlet om tillämpning (kapitel 5) är syftet avgörande för om verksamheten ska kunna betraktas som användning eller bortskaffande. Syftet med deponier är att bortskaffa avfall som har egenskaper som inte är önskvärda i kretsloppet och som kan innebära framtida problem om de återvinns. Avsikten med deponier är att koncentrera avfallet till en särskild plats som tagits i anspråk för att bortskaffa avfall. Det innebär också att framtida generationer kan förvänta sig att finna avfall som kräver särskild hantering i deponier. Det avfall som används för anläggningsändamål ska däremot inte behöva hanteras som ett problematiskt avfall av framtida generationer.

Mottagningskriterierna för deponering är av flera skäl inte lämpliga att använda för att bedöma om ett avfall kan användas för anläggningsändamål.

Mottagningskriterierna för deponier är framtagna utifrån förutsättningen att grundvattnet tas i anspråk som recipient för lakvattnet från deponin och utgår från att grundvattnet på ett visst avstånd från deponin ska uppnå dricksvattenkriterierna. Mottagningskriterierna är dessutom framtagna utifrån föresatsen att samtliga krav på skyddsåtgärder vid deponier som följer av förordning (2001:512) om deponering är uppfyllda. Gränsvärdena för utlakning i mottagningskriterierna för deponering är inte baserade på några andra risker än förorening av grundvatten som dricksvatten. Hänsyn har inte tagits till hälsorisker från direkt exponering av avfallet. Skydd för markmiljön eller ytvatten har inte heller beaktats vid framtagning av gränsvärdena för utlakning i mottagningskriterierna.

Mer information om deponering finns på vår webbplats samt i handbok 2004:2 om deponering av avfall och i handbok 2007:1 om mottagningskriterier för avfall till deponi.

13.7 Efterbehandlingsansvar enligt 10 kap. miljöbalken

En oförsiktig användning av avfall för anläggningsändamål kan skapa förorenade områden. Det är därför relevant att återge de allmänna reglerna om förorenade områden som följer av 10 kap miljöbalken.

Syftet med reglerna i 10 kap. är att avhjälpa en skada eller en olägenhet, att skilja från hänsynsreglerna i 2 kap. 1-7 §§ som syftar till att förebygga, hindra eller motverka att en verksamhet eller åtgärd medför skada eller olägenhet. Bestämmelserna i 10 kap. gäller alla typer av verksamheter och åtgärder som orsakat en skada till följd av förorening. Bestämmelserna i 10 kap. gäller alltså områden som redan är förorenade och där syftet är att avhjälpa skadorna, dvs. att utreda riskerna och efterbehandla området.

Förvaring av miljöfarliga rester på en fastighet har i praxis bedömts utgöra miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. 1 § miljöbalken. Någon mänsklig aktivitet behöver alltså inte förekomma för att verksamheten ska räknas som miljöfarlig. I dessa så kallade förvaringsfall tillämpas hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken för att förebygga skada eftersom det är fråga om pågående verksamhet.

Enligt 10 kap. 4 § innebär efterbehandlingsansvaret att den ansvarige i skälighetsomfattning ska utföra eller bekosta de efterbehandlingsåtgärder som på grund av föroreningar behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. När myndigheten eller verksamhetsutövaren ska bedöma ansvarets omfattning, ska det beaktas hur lång tid som har förflutit sedan föroreningarna ägt rum, vilken skyldighet den ansvarige hade att förhindra framtida skadeverkningar och omständigheterna i övrigt. Att verksamheten är anmäld eller prövad betyder inte att verksamhetsutövaren är fri från det efterbehandlingsansvar som följer av 10 kap. miljöbalken. Verksamhetsutövaren är inte heller fri från ansvar vid sådan användning som inte bedöms innebära krav på anmälningsplikt.

Om det inte finns någon verksamhetsutövare som kan utföra efterbehandlingen, är den som har förvärvat den förorenade fastigheten efter den 1 januari 1999 och vid förvärvet känt till föroreningarna eller då borde ha upptäckt dem efterbehandlingsansvarig (10 kap. 3 § miljöbalken).

Naturvårdsverkets arbete med efterbehandling av förorenade områden finns beskrivet på vår webbplats på www.naturvardsverket.se/ebh.

13.8 POPs-förordningen

POPs-förordningen innehåller bestämmelser om hur avfall som innehåller långlivade organiska föroreningar får hanteras och är i vissa delar tillämplig vid återvinning av avfall för anläggningsändamål. Det formella namnet på POPs-förordningen är Europaparlamentets och Rådets förordning (EG) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föroreningar och om ändring av direktiv 79/117/EEG (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/sv/consleg/2004/R/02004R0850-20070416-sv.pdf>). Artikel 7 i förordningen anger vad som gäller för avfallshanteringen. I bilaga IV anges vilka ämnen som omfattas av bestämmelserna för avfallshandling samt vilka maximala koncentrationsnivåer som gäller. För att kunna tillämpa de maximala koncentrationsnivåerna krävs kunskap om avfallens innehåll av dessa ämnen. Eftersom provningen av avfallen för dessa ämnen är kostsam och komplicerad kan kunskap om avfallens uppkomst vara vägledande för om provning är nödvändig. Tabell 3 i kap 8 anger schematiskt avfallens uppkomst och visar exempel på vilken provning som kan vara nödvändig.

På Naturvårdsverkets webbplats finns ytterligare information om POPs-förordningen.

13.9 Ramdirektivet för vatten och vattenverksamhet

Sverige har genomfört ramdirektivet för vatten i den nationella lagstiftningen, vilket innebär att svensk vattenförvaltning i huvudsak regleras av följande tre författningar:

- Miljöbalken, framförallt 2 kap. 7 §, 5 kap. och 24 kap. 5 §
- Vattenförvaltningsförordningen (förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön)
- Länsstyrelsernas instruktion (förordning (2002:864) med länsstyrelseinstruktion)

Dessutom har Naturvårdsverket och SGU meddelat ytterligare föreskrifter.

Ramdirektivet för vatten kompletteras av två så kallade dotterdirektiv, ett för grundvatten och ett för prioriterade ämnen. Prioriterade ämnen är ämnen eller grupper av ämnen som är skadliga och som ska minska eller fasas ut. I ramdirektivet regleras också förorenande ämnen som är ämnen som kan orsaka förorening men som inte har klassificerats som prioriterade ämnen. Förekomsten av de prioriterade ämnena och av förorenade ämnen kommer att vara en del av de miljökvalitetsnormer för vatten som vattenmyndigheterna ska fatta beslut om senast den 22 december 2009. I den mån avfallet innehåller något av dessa ämnen berörs återvinning av avfall i anläggningsändamål av miljökvalitetsnormerna för vatten och de tillhörande åtgärdsprogrammen. Detta kan innebära att innehållet av ämnena särskilt behöver begränsas i avfall som används för anläggningsändamål eller att avfallet inte får användas för att inte en miljökvalitetsnorm ska överskridas, vid tillämpningen av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap miljöbalken. Av 2 kap 7 § andra stycket framgår att rimlighetsavvägningen enligt den bestämmelsen inte får medföra att en miljökvalitetsnorm överträds. I 5 kap. 3 § miljöbalken anges vidare att myndigheter och kommuner ska säkerställa att miljökvalitetsnormer uppfylls när de bl. a. prövar tillåtlighet, tillstånd och anmälningsärenden samt utövar tillsyn. Ytterligare information om genomförandet av ramdirektivet för vatten och dess dotterdirektiv finns på vattenmyndigheternas, Naturvårdsverkets och SGU:s webbplatser.

I vissa fall berörs användningen av avfall för anläggningsändamål av bestämmelser om vattenverksamhet. Mer information om vattenverksamheter och tillämpning av 11 kapitlet i miljöbalken finns i Naturvårdsverkets handbok 2008:5 Vattenverksamheter.

13.10 Anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken

Sådan användning av avfall som inte ens omfattas av anmälningsplikt enligt FMH-bilagan kan omfattas av kravet på samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken. Kravet gäller om verksamheten eller åtgärden kan komma att väsentligt ändra naturmiljön. Kravet gäller dock inte sådant som omfattas av annan tillstånds- eller anmälningsplikt enligt miljöbalken. Att något är tillstånds- eller anmälningspliktigt enligt annan lagstiftning än miljöbalken hindrar i regel inte att det dessutom omfattas av detta krav på samråd. Undantaget är om det finns en särskild reglering som säger något annat. Enligt 1 kap. 3 § miljöbalken gäller nämligen reglerna för t.ex. 12:6-samråd parallellt med bestämmelser i annan lagstiftning. Ett exempel på en verksamhet som kan omfattas av kravet på samråd är utfyllnad med schaktmassor och anläggande av

skogsbilvägar. Kravet på samråd är inte beroende av om materialet betraktas som avfall utan det är förändringen av naturmiljön som är avgörande för om samråd ska ske.

Anmälan för samråd ska göras hos tillsynsmyndigheten. Tillsynsmyndighet för 12:6-samråd är länsstyrelserna, Skogsstyrelsen och Generalläkaren enligt vad som framgår av punkterna A15, A16 och C i bilagan till tillsynsförordningen. Länsstyrelsen kan delegera tillsynen till kommunen. Verksamhet som ska anmälas för samråd får påbörjas tidigast sex veckor efter det att anmälan har gjorts, om inte tillsynsmyndigheten medger något annat. En verksamhet som startas tidigare kan medföra straffansvar enligt 29 kap. 4 § 1 g miljöbalken. I vår handbok 2001:6 ”Anmälan för samråd enligt 12 kap 6 §” beskrivs reglerna om samråd mer utförligt.

13.11 REACH

Denna handbok omfattar endast avfall. Om ett material inte är att betrakta som avfall så kan det istället omfattas av bestämmelserna om krav på registrering m.m. i REACH. Bedömningen av om ett material är avfall eller inte görs utifrån avfallsbestämmelserna (läs mer om avfallsdefinitionen i kap. 3 samt om End of Waste och biprodukter i avsnitt 13.9). REACH står för registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals). Reach är en kemikalielagstiftning (EG-förordning) som ersätter stora delar av de kemikaliereregler som gällde före den 1 juni 2007 i EU och i Sverige. Förordningen trädde i kraft inom hela EU den 1 juni 2007, men de olika bestämmelserna i REACH börjar gälla stegvis.

På Kemikalieinspektionens webbplats (www.kemi.se/reach) finns ytterligare information om REACH.

13.12 Plan- och bygglagen

Plan och bygglagen, (PBL) innehåller bestämmelser om planläggning och om byggande. Återvinning av avfall för anläggningsändamål kan beröra bestämmelser i PBL och då främst bestämmelser om marklov. Exempel på när det kan krävas marklov är schaktning inom detaljplanelagt område som medför att höjdläget för tomter eller mark för allmän plats ändras avsevärt.

På Boverkets hemsida finns information om Plan- och bygglagen, www.boverket.se

13.13 Byggproduktdirektivet

Byggproduktdirektivet (*Rådets direktiv (89/106/EEG) om tillnärmning av medlemsstaternas lagar och andra författningar om byggprodukter* – engelska: *European Directive for Construction Products* (CPD)) omfattar i princip alla byggprodukter, inklusive sekundära material, som är avsedda att ingå i anläggningsbyggen. Med byggprodukt menas här "varje produkt som tillverkats för att infogas varaktigt i byggnadsverk, såväl i byggnader som i andra anläggningar". De grundläggande funktionskrav som ställs i byggproduktdirektivet gäller det färdiga byggnadsverket och inte byggprodukterna i sig. Byggproduktdirektivet är antaget med stöd av f.d. artikel 100 a, numera artikel 95 d.v.s. det syftar till att upprätta den inre marknaden och är harmoniserande för det som omfattas av direktivets tillämpningsområde.

Byggproduktdirektivet är införlivat i svensk lagstiftning genom byggnadsverkslagen, Boverkets byggregler, Boverkets konstruktionsregler och Boverkets föreskrifter om CE-märkning.

Syftet med direktivet är att underlätta fri handel med byggprodukter inom unionen. Detta sker genom att skapa förutsättningar för en s.k. CE-märkning av produkterna. Genom att förse produkten med CE-märkning försäkras tillverkaren att produkten uppfyller alla krav i tillämpliga direktiv och att produkten genomgått föreskrivna förfaranden för bedömning av överensstämmelse.

Byggproduktdirektivet koncentreras till grundläggande säkerhetskrav, som bör vara enhetliga i medlemsländerna. För att det skall kunna tillämpas måste dessa krav först preciseras i de tillämpningsdokument som utgör grunden till harmoniserade standarder för byggprodukter. Det är därefter de europeiska standardiseringsorganens uppgift att utarbeta de harmoniserade tekniska specifikationerna som utgör underlag för CE-märkning. Avsikten med byggproduktdirektivet är dock inte att harmonisera de nationella byggreglerna inom den inre marknaden, varför det kan finnas nationella byggregler, t ex betingade av klimat, som innebär att av en viss typ av byggprodukt inte får användas, även om denna är CE-märkt. De grundläggande kraven omfattar bl. a. ”hygien, hälsa och miljö”. Inget är för närvarande nämnt i direktivet om begränsning av ekologiska miljörisker. Detta innebär att andra miljöaspekter än boendes eller grannars hygien eller hälsa ligger utanför tillämpningsområdet.

I direktivets bilaga anges att *byggnadsverket* skall vara konstruerat och utfört på ett sådant sätt att det *inte medför risk för de boendes eller grannarnas hygien eller hälsa*, som en följd av: 1) utsläpp av giftig gas, 2) förekomst av farliga partiklar eller gaser i luften, 3) utsläpp av farlig strålning, 4) förorening eller förgiftning av vatten eller mark, 5) bristfälligt omhändertagande av avloppsvatten, rök, fast eller flytande avfall eller 6) förekomst av fukt i byggnadens delar eller på ytor inom byggnaden.

Endast harmoniserade standarder (hEN) eller europeiskt tekniskt godkännande (ETA) kan ligga till grund för CE-märkning rörande de väsentliga kraven i byggproduktdirektivet. En standard som utarbetats av CEN på grundval av ett mandat från EU-kommissionen benämns harmoniserad standard (hEN).

13.13.1 Byggproduktförordningen

EU-kommissionen har föreslagit en förordning (byggproduktförordningen) som ska ersätta byggproduktdirektivet. Förslaget förhandlas för närvarande (hösten 2009) i ministerrådet efter att Europaparlamentet har gett sina ändringsförslag från första läsningsen. En förordning gäller direkt i medlemsstaterna utan genomförande.

Byggproduktförordningen omfattar i förslaget byggnadens hela livscykel vad gäller grundläggande miljökrav, och dessa inkluderar nu även global miljöpåverkan. I förslaget finns krav på hushållning av naturresurser genom bl.a. anspråk på att byggnaden och dess material utformas så att det går att säkerställa en miljöanpassad återvinning av byggmaterialen när byggnaden rivs samt att det säkerställs att miljöanpassade sekundära material nyttjas i byggnader och anläggningar. Den föreslagna utvidgade miljöhänsynen för byggnadens hela livscykel konkretiseras dock inte i förslaget.

Ett av syftena med förordningen är att stärka förtroendet för CE-märkningen. Förändringarna ger större möjlighet än i nuvarande byggproduktdirektiv att CE-

märkningen av byggprodukter även ska kunna ge stöd åt de avfallsförebyggande ambitioner som återfinns i det nya ramdirektivet för avfall (2008/98/EG).

Den föreslagna förordningen skapar, jämfört med det gällande byggproduktdirektivet, bättre förutsättningar för att styrkt information om byggprodukternas väsentliga miljöegenskaper blir tillgänglig, även för konsumenter, längs tillverkar/importörs- och distributörskedjan. Ansvarsfördelningen mellan aktörerna i denna kedja preciseras också i förslaget.

Grundläggande miljökrav på byggnadsverk finns i förordningens bilaga I, men det preciseras inte hur dessa ska kunna översättas till de väsentliga egenskaper som byggprodukttillverkarna förväntas deklarerera. I förordningsförslaget finns även ett förslag till prestandadeklaration, men det är oklart hur värdefull denna deklaration kommer att vara eftersom prestanda inte behöver anges för egenskaper på en marknad där egenskapskrav inte finns.

13.14 Strålskyddslagen

När det gäller användning av avfall med avseende på risker från radioaktivitet kan användningen omfattas av bestämmelser från Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM). För trädbränsleaska kontaminerad med Cesium-137 finns föreskrifter från SSM. SSM planerar även att reglera den aska som bildas vid torvförbränning. SSM har också rekommendationer rörande återanvändning av blåbetong och restmaterial från äldre industriprocesser, t.ex. rödfyr, gips och gruvrester, som innehåller naturligt förekommande radioaktiva ämnen. Lagar, förordningar och vägledning återfinns på SSM:s hemsida.

14 Miljökvalitetsmålen

Några av de grundläggande principerna som berör användning av avfall i anläggningsändamål framgår av de av riksdagen fastställda miljökvalitetsmålen. Vid tillämpning av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap i miljöbalken krävs avvägningar. Miljökvalitetsmålen har en viktig roll vid denna avvägning då de beskriver den kvalitet vi som samhälle vill att miljön ska ha. Vid en genomgång av miljökvalitetsmålen konstaterar vi följande kopplingar till användning av avfall i anläggningsändamål:

- Giftfri miljö – styrande
- God bebyggd miljö – avfallsåtervinning styr, men giftfri miljö är en förutsättning för måluppfyllelsen
- Grundvatten av god kvalitet – relevant, men målet tillgodoses genom målet giftfri miljö.
- Ingen övergödning – relevant vid innehåll av kväve och fosfor i avfallet.
- Bara naturlig försurning – relevant vid sulfidhaltiga avfall.
- Frisk luft – relevant om avfallet avger flyktiga ämnen.
- Skyddande ozonskikt – relevant om avfallet avger ozonnedbrytande ämnen.
- Säker strålmiljö – relevant om avfallet är radioaktivt. För mer information, se avsnitt 13.14.
- Begränsad klimatpåverkan – relevant med avseende på transporter, utvinning och omhändertagande, m.m.

Nedan gör vi en mer utförlig genomgång av miljökvalitetsmålen Giftfri miljö, God bebyggd miljö samt Begränsad klimatpåverkan. Miljökvalitetsmålen återfinns i sin helhet på Miljökvalitetsmålsportalens webbplats www.miljomal.se. Omständigheter i det enskilda fallet gör att det i vissa situationer kan vara nödvändigt att göra avvägningar mot fler miljökvalitetsmål. Det pågår även annat arbete av mer övergripande karaktär för att klargöra avvägningar mellan miljökvalitetsmålen. Du kan t.ex. läsa mer om Strategin för giftfria och resurssnåla kretslopp, GRK, på Naturvårdsverkets webbplats, adressen återfinns i referenslistan.

14.1.1 Giftfri miljö

Miljökvalitetsmålet Giftfri miljö innebär i ett generationsperspektiv bl.a. följande:

Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna. Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll och deras påverkan på ekosystemen är försumbar.

Delmål 3 i miljökvalitetsmålet Giftfri miljö omfattar utfasning av särskilt farliga ämnen så långt det är möjligt vid nyproduktion av varor. För att uppnå delmål 3 ska även redan befintliga varor som innehåller bl.a. kvicksilver, kadmium och bly hantearas på ett sådant sätt att ämnena inte läcker ut i miljön.

Delmål 4 i miljökvalitetsmålet Giftfri miljö syftar till att minska riskerna för miljö och hälsa för de farliga ämnen som inte omfattas av utfasningsmålet, dvs. delmål 3. Farliga ämnen kan ge problem vid återvinning och kan riskera att spridas okontrollerat i nya varor med återvunnet material eller spridas direkt i miljön. Riskminskning kan t ex ske genom att de farliga ämnena byts ut mot mindre farliga, att de

minskar i användning eller att de hanteras säkrare. En annan väg är att ett farligt ämnes funktion ersätts med annan teknik som fyller funktionen på ett ofarligt sätt.

Möjligheterna till användning av avfall för anläggningsändamål är beroende av innehållet av utfasningsämnen och de risker som riskminskningsämnena medför.

Utfasningsämnena karaktäriseras av ämnen som har följande egenskaper:

- Cancerogena (kategori 1 och 2), mutagena (kategori 1 och 2) eller reproduktionsstörande ämnen (kategori 1 och 2)
- persistenta, bioackumulerande och toxiska (PBT) ämnen
- mycket persistenta och bioackumulerande ämnen
- hormonstörande eller kraftigt allergiframkallande ämnen
- ozonstörande ämnen

De flesta utfasningsämnena är organiska föreningar. Metallerna kvicksilver, kadmium och bly och deras föreningar är dock särskilt utpekade som utfasningsämnena. Hur andra metaller klassificeras är beroende av deras inneboende egenskaper. Det finns andra metaller, t.ex. krom (VI) och nickel som har liknande allvarliga egenskaper som kvicksilver, kadmium och bly.

I Kemikalieinspektionens databas ”PRIO” finns kriterier som avgör när ett ämne är ett utfasningsämne eller ett prioriterat riskminskningsämne. Kriterierna finns på KEMI:s webbplats (www.kemi.se/prio). Kriterierna bygger på klassificering som kan utgöras av en bindande EU-harmoniserad klassificering men som också kan vara utförd av företagen själva. I PRIO-databasen återfinns endast de EU-harmoniserade klassificeringarna. Själva databasen omfattar således bara en bråkdel av alla ämnen som är att betrakta som utfasningsämnena eller prioriterade riskminskningsämnena enligt PRIO-kriterierna. Eftersom databasen inte är fullständig bör de ämnen som är kategoriserade ses som exempel.

För ett antal ämnen är förekomstformen avgörande för om de är klassade som utfasningsämnena. I många fall är förekomstformen svår att fastställa. För de nivåer vi har tagit fram anges enskilda grundämnen eller ämnesgrupper.

14.1.2 God bebyggd miljö

Återvinning av avfall innebär att man kan spara på primärt utvunnet anläggningsmaterial. För att uppnå delmål 5 i God Bebyggd miljö ska den resurs som avfall utgörs till vara i så hög grad som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. För att uppnå delmålet måste återvinning ske på ett varsamt sätt för att minimera riskerna för människors hälsa och miljön. Målet om god bebyggd miljö står här i samklang med Giftfri miljö. Detta innebär att delmålet under God bebyggd miljö bara kan uppnås under förutsättning att delmålen under Giftfri miljö samtidigt uppnås.

Att i högre grad se till ökad återvinning av avfall utan beaktande av miljö kvalitetsmålet giftfri miljö kan också medföra framtida kostnader och miljörisker samt behov av framtida saneringar av förorenade områden.

Med utgångspunkt från inventeringen av tillgängliga avfallsmängder (SGI 2007) är det tydligt att avfallet inte har en volymmässig potential att ersätta en större andel av anläggningsmaterialet. I inventeringen har inte gjorts någon fördjupad bedömning av vilka avfallslag som är tekniskt- eller miljömässigt lämpliga att använda, vilket

innebär att avfallens potential att ersätta traditionellt anläggningsmaterial sannolikt är mindre än vad som framgår av inventeringen.

Av miljö kvalitetsmålet god bebyggd miljö framgår även vikten av att främja en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser. En oförsiktig återvinning av avfall kan leda till begränsningar av markens användning vilket motverka miljö kvalitetsmålet God bebyggd miljö. Riskerna med föroreningar i marken är även svåra att bedöma i ett långtidsperspektiv.

14.1.3 Begränsad klimatpåverkan

Framställning av primärt utvunnet anläggningsmaterial genererar växthusgaser vid t.ex. utvinning, bearbetning och transporter. Anläggningsmaterial är i allmänhet tunga och kräver mycket transportarbete. Återvinning av avfall för anläggningsändamål kan medföra mindre utsläpp av växthusgaser jämfört med primärt utvunnet material. Men en förutsättning för att återvinning av avfall ska leda till minskade utsläpp av växthusgaser är att utsläppen från transporterna och från åtgärder för att skydda människors hälsa och miljö vid eller efter användningen inte överstiger utsläppen från framställningen samt transporten av primärt utvunnet material.

Det kan krävas särskilda anpassningar av processen för att avfallet ska gå att använda för anläggningsändamål. Även detta kan behöva beaktas vid bedömning av påverkan på miljö kvalitetsmålet begränsad klimatpåverkan.

En återvinning av avfall som medför risker för människors hälsa och miljön kan också kräva saneringar vilket i så fall medför utsläpp av växthusgaser. Det är flera faktorer som gör det svårt att ange var gränsen går för när återvinning av avfall gynnar miljö kvalitetsmålet Begränsad klimatpåverkan. Syftet med nivåerna i denna handbok är dock att återvinningen sker med så liten risk för människors hälsa och miljön att saneringar inte ska vara nödvändiga i framtiden.

Genom att tillgodose miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö vid återvinningen av avfall för anläggningsändamål bedömer vi risken för behov av framtida saneringar som mycket liten. På det sättet gynnas även miljö kvalitetsmålet Begränsad klimatpåverkan av att miljö kvalitetsmålen Giftfri miljö tillgodoses.

15 Källförteckning

Bendz, D och Enell, A (2009) Metoder för haltbestämning av huvud- och spårelement och PAH i jord och avfall. Dnr 2-0810-0689, Statens geotekniska institut, Linköping

Efterbehandling av täkter, Miljösamverkan Sverige,
<http://www.miljosamverkansverige.se/projekt/Rapport%20Tkter/Efterbehandling%20av%20täkter%20-%20en%20förtäkt%20vägledning.pdf>

Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd,
<http://www.riksdagen.se/webbnav/index.aspx?nid=3911&bet=1998:899>

Jones (2008) Celia Jones, Kemakta Konsult AB, Stockholm, personlig kommunikation

Lantmäteriet har utrett möjligheter att koppla miljöinformation till fastighetsregistret. Länk till rapport:

http://www.lantmateriet.se/upload/filer/om_lantmateriet/miljo/Miljodel_rapport.pdf

Larsson, L, Lind, B och Bjurström, H (2008) En orienterande screening av organiska ämnen i askor, Värmeforsk rapport 1082, Stockholm.

Meddelande från kommissionen till rådet och Europaparlamentet - tolkningsmeddelande om avfall och biprodukter COM/2007/59 (21 februari 2007)
(<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2007:0059:FIN:SV:P DF>)

Metoder för haltbestämning av huvud- och spårelement och PAH i jord och avfall, SGI 2009.
http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/atervinning_av_avfall_i_anlaggningsarbeten/Kriterier_for_avfall_i_anlaggningsarbeten/Metoder_for_haltbestamning.pdf

Miljöbalken (1998:808),
<http://www.riksdagen.se/webbnav/index.aspx?nid=3911&bet=1998:808>

Ramdirektivet för avfall; Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv

REACH; Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier

Sammanställning av material och användningsområden Underlag i Naturvårdsverkets regeringsuppdrag "Återvinning av avfall i anläggningsarbete" (SGI)
http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/atervinning_av_avfall_i_anlaggningsarbeten/Redovisning_av_undersokningar_utforda_pa_avfall-material.pdf

Skogsstyrelsens rekommendationer om askåterföring:
<http://www.skogsstyrelsen.se/forlag/meddelande/1562.pdf>

Strategin för giftfria och resurssnåla kretslopp, GRK

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Sveriges-miljomal--for-ett-hallbart-samhalle/Sveriges-miljomal/Atgardsstrategier/GRK-strategin/>

Strålsäkerhetsmyndighetens webbplats där det finns lagar och förordningar samlade:

www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Lagar-forfattningar/Lagar--forordningar/

TAC-modellen finns beskriven i ett antal rapporter, bl.a. i ”Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills”. Länk till rapporten:

<http://www.norden.org/pub/sk/showpub.asp?pubnr=2006:555>

Underlag för kriterier för organiska ämnen vid återvinning av avfall i anläggningsarbete”, Kemakta 2008.

http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/atervinning_av_avfall_i_anlaggningsarbeten/Kriterier_for_avfall_i_anlaggningsarbeten/Accept-krit%20org_2009-02-02.pdf

WHO (2004). Guidelines for drinking-water quality. Volume 1 – Recommendations. Geneva. ISBN 92 4 154638 7.

Qvarfort, U. (1991?) Undersökning av makadam från Dannemora med avseende på innehåll av Pb, Zn, Cu och As. Avd för Kvartärgeologi och Hydrogeologi, Uppsala Universitet, Uppsala.

Naturvårdsverkets vägledningar mm

Användning av klassning som farligt avfall som grund för riskbedömning av avfall för anläggningsändamål

http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/atervinning_av_avfall_i_anlaggningsarbeten/anvandning_av_klassning.pdf

Generella riktvärden för förorenad mark finns på Naturvårdsverkets webbplats.

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foroerade-omraden>

Naturvårdsverket 2009 ”Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning, Naturvårdsverket rapport 5976”

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/5900/978-91-620-5976-7/>

Naturvårdsverkets handbok 2001:4 Operativ tillsyn

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/0100/91-620-0114-0>

Naturvårdsverkets handbok 2001:3 Egenkontroll

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/0100/91-620-0113>

Faktablad 8256 om Egenkontroll för C-verksamheter

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/8200/91-620-8256-6>

Handbok 2003:5 Tillståndsprovning och anmälan avseende miljöfarlig verksamhet
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0127-2.pdf>

Handbok 2008:5 Vattenverksamheter
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0157-5.pdf>

Handbok 2001:1 Handläggning av ärenden om miljöstraffavgift
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0156-8.pdf>

Handbok 2003:8 Farligt avfall
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0129-9.pdf>

Handbok 2004:2 Deponering av avfall
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0134-5.pdf>

Handbok 2007:1 Mottagningskriterier för avfall till deponi
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0144-2.pdf>

Handbok 2005:5 Riksintresse för naturvård och friluftsliv
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0140-X.pdf>

Handbok 2003:9 Natura 2000 i Sverige
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0131-0.pdf>

Handbok 2003:1 Prövning av täkter
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0121-3.pdf>

Handbok 2003:6 Vattenskyddsområde
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/0100/91-620-0128-0>

Handbok 2001:6 Anmälan för samråd enligt 12 kap 6 § miljöbalken
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-6228-X.pdf>



BILAGA 1

<i>Datum</i>	<i>Beteckning</i>
2007-11-09	
Reviderad	0909-0566
2009-09-25	
<i>Ert datum</i>	<i>Er beteckning</i>
	235-4945-07

Underlag till kriterier för återvinning av avfall i anläggningssändamål

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT

David Bendz, uppdragsledare
Paul Svensson

KEMAKTA

Mark Elert
Celia Jones

Innehållsförteckning

1	INTRODUKTION.....	4
1.1	UPPDRAG OCH SYFTE	4
1.2	UPPDRAGSSPECIFIKATION: NIVÅ FÖR MINDRE ÄN RINGA RISK.....	5
1.2.1	Långsiktiga restriktioner för områdena är inte möjliga.....	5
1.2.2	Konstruktionerna är inte försedda med tätskikt.....	5
1.2.3	Flytt av avfall	5
1.2.4	Exponering av människor för föroreningar	5
1.2.5	Skyddsvärd recipient	5
1.2.6	Skydd för markmiljön	6
1.3	UPPDRAGSSPECIFIKATION: NIVÅ FÖR ANVÄNDNING OVAN TÄTSKIKT PÅ DEPONI	6
1.3.1	Allmänt.....	6
1.3.2	Långsiktiga restriktioner för området är i viss mån möjligt.....	6
1.3.3	Flytt av avfall	6
1.3.4	Exponering av föroreningar för människor	7
1.3.5	Skyddsvärd recipient	7
1.3.6	Skydd för markmiljön	7
1.4	SAMMANFATTANDE BESKRIVNING AV BERÄKNINGSFÖRUTSÄTTNINGARNA	8
2	EXPONERINGSVÄGAR OCH SCENARIOS.....	9
2.1	NIVÅ FÖR MINDRE ÄN RINGA RISK (ALLMÄN ANVÄNDNING).....	9
	<i>Ett generellt scenario för skydd av grundvatten och påverkan ytvatten illustreras i figur 1.....</i>	<i>9</i>
2.2	NIVÅ FÖR ANVÄNDNING OVAN TÄTSKIKT PÅ DEPONI.....	10
	<i>Det generella scenariot för intag av grundvatten och påverkan på ytvatten illustreras i figur 2.....</i>	<i>10</i>
3	ÖVERSIKT AV BERÄKNINGSPROCEDUR.....	12
4	BERÄKNING AV TOTALHALTSBASERADE KRITERIER FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISKER	14
4.1	INLEDNING.....	14
4.2	MODELLER FÖR DE OLIKA EXPONERINGSVÄGARNA	15
4.3	DIREKT INTAG AV JORD	15
4.4	HUDKONTAKT.....	16
4.5	INANDNING AV DAMM	16
4.6	INANDNING AV ÅNGOR	17
4.7	INTAG AV VÄXTER	17
5	BERÄKNING AV LAKBARHETSBASERADE KRITERIER FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISKER	18
5.1	INLEDNING.....	18
5.2	NIVÅ FÖR MINDRE ÄN RINGA RISK	18
5.3	NIVÅ FÖR ANVÄNDNING OVAN TÄTSKIKT PÅ DEPONI.....	20
6	MODELLPARAMETRAR.....	21
6.1	MODELLPARAMETRAR FÖR TOTALHALTSKRITERIER.....	21
6.2	MODELLPARAMETRAR FÖR BERÄKNING AV LAKBARHETSKRITERIER	22
6.3	ÄMNESSPECIFIKA MODELLPARAMETRAR.....	24
7	EFFEKTKRITERIER	25
7.1	HÄLSORISK VID INTAG OCH INANDNING	25
7.1.1	Ämnen med tröskleffekter	25
7.1.2	Riskenivåer för ämnen utan tröskelnivå.....	25
7.2	KRITERIER FÖR SKYDD AV MARKMILJÖN	25

7.2.1	Bakgrundshalter	26
7.2.2	Förslag på kriterier för höga krav på skydd av markmiljön	26
7.3	KRITERIER FÖR SKYDD AV GRUNDVATTEN	27
7.4	KRITERIER FÖR SKYDD AV YTVATTEN	28
7.5	KRITERIER FÖR SKYDD MOT HÄLSOSKADLIGA HALTER I LAKVATTEN	29
8	RESULTAT	31
8.1	KRITERIER BASERADE PÅ TOTALHALT	31
8.2	KRITERIER BASERADE PÅ LAKBARHET	31
9	REFERENSER	36
BILAGA A BERÄKNING AV KONCENTRATION I EP1 OCH EP2		37
	UTSPÄDNING OCH LS	37
	EMISSIONSMODELL	39
	SPRIDNING OCH RETARDATION	40
	Nivå för mindre än ringa risk	40
	Nivå för användning ovan tätskikt på deponi	42
BILAGA B HALTTILLSKOTT SOM MOTSVARAR HÖGT SKYDD AV MARKMILJÖN.....		43
	DATA	43
	Arsenik	43
	Bly	43
	Kadmium	43
	Koppar	43
	Krom	43
	Kvicksilver	44
	Nickel	44
	Zink	44
	VAL AV BAKGRUNDSNIVÅ	45
	REFERENSER	46
BILAGA C STYRANDE EXPONERINGSVÄGAR FÖR SKYDD MOT HÄLSORISKER OCH SKYDD AV MARKMILJÖ		47

1 Introduktion

1.1 Uppdrag och syfte

Naturvårdsverket har i regleringsbrevet för 2007 fått i uppdrag att ta fram kriterier för återvinning av avfall för anläggningsändamål. Uppdraget lyder:

”Det finns kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten i syfte att öka andelen avfall som återvinns utan risk för skadliga miljö- och hälsoeffekter”.

Naturvårdsverket har arbetat fram underlag som anger principerna för kriterierna för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. I detta uppdrag ingick att ta fram underlag för kriterier för två kategorier:

- Nivå för mindre än ringa risk (Allmän användning)
- Nivå för användning ovan tätskikt på deponi

För den allmänna användningen gäller principerna om innehåll av utfasningsämnen och rörlighet av riskminskningsämnen fullt ut. Naturvårdsverket gav 2007-07-01 Statens geotekniska institut (SGI) i uppdrag att ta fram förslag på:

1. maximala totalhalter samt maximal utlakning av ämnena Cu, Zn, Cr, Ni, As, Pb, Hg, Cd, klorid och sulfat baserat på spridningsberäkningar. Förslaget på maximala halter utgår från beskrivet scenario för nivå för mindre än ringa risk
2. maximala totalhalter samt maximal utlakning av ämnena Cu, Zn, Cr, Ni, As, Pb, Hg, Cd, klorid och sulfat utifrån beskrivet scenario för nivå för användning ovan sluttäckning på deponi. De maximala halterna bör baseras på en riskvärdering utifrån de speciella förutsättningarna som gäller för deponiscenariot.

Uppdraget redovisades i en rapport 2007-11-09. Naturvårdsverket gav 2009-09-09 Statens geotekniska institut (SGI) i uppdrag att revidera rapporten.

Enligt Naturvårdsverkets reviderade uppdragsspecifikation gäller de förutsättningar som beskrivs i avsnitt 1.2-1.4. Utöver detta gäller enligt uppdragsspecifikationen att de beräkningar och modelleringar som görs skall vara enkla för att underlätta inblick i de beräkningar och antaganden som gjorts.

Slutredovisning sker i form av föreliggande reviderade rapport som i första hand redovisar förslag på maximala halter och utlakning från avfall som används för konstruktionsändamål. Arbetet har bedrivits med täta kontakter med Naturvårdsverket för avstämning kring tekniska frågor och värderingar.

1.2 Uppdragsspecifikation: Nivå för mindre än ringa risk

1.2.1 Långsiktiga restriktioner för områdena är inte möjliga

Genom svårigheter att införa långsiktiga restriktioner för fastigheter kan det inte uteslutas att markanvändningen ändras.

1.2.2 Konstruktionerna är inte försedda med tätskikt

Konstruktioner av återvunnet avfall är i vissa fall utförda med hårdgjord yta men i andra fall är de utförda som öppna konstruktioner. I samband med återvinning av avfall för anläggningsändamål är det generellt inte rimligt att långsiktigt säkerställa den hårdgjorda ytans funktion. De konstruktioner som uppförs i denna kategori bedöms därför utifrån förutsättningen att de inte är täckta med ett skikt som hindrar infiltration av regnvatten eller förhindrar damning. Det antas även att grundvatten eller ytvatten kan tränga in i konstruktionen. Detta kräver inte någon särskild bedömning eftersom effekten av ett eventuellt tätskikt eller barriär inte tillgodoräknas, utan materialet antas vara helt exponerat och vatten tillåts infiltrera genom materialet.

1.2.3 Flytt av avfall

Många av de avfall som kan användas för anläggningsändamål avviker inte utseendemässigt från jungfruliga råvaror. Avfallen har också traditionellt använts i anläggningar där de kan sammanblandas med jungfruligt material. Det är ovanligt att återvinning av avfall skrivs in i fastighetsregistret på den aktuella fastigheten. Vid användning av avfall i allmän tillämpning är det därför rimligt att förutsätta att det återvunna avfallet kan flyttas från den ursprungliga platsen vid schaktarbeten. Det saknas ett system som säkerställer kvaliteten på flyttade schaktmassor. Detta innebär att eventuella risker med återvinning av avfall för den allmänna användningen inte enbart kan baseras på förutsättningarna som gäller för den ursprungliga platsen.

1.2.4 Exponering av människor för föroreningar

För att beskriva hur människor som vistas på eller vid området där avfall återvunnits kan exponeras för föroreningar används samma exponeringsmodell som för beräkning av riktvärden för förorenad mark. I riktvärdesmodellen ingår sex exponeringsvägar, intag av avfall, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt intag av påverkat dricksvatten och växter som påverkas via damning eller upptag via rötter. Omfattningen av exponeringen beräknas utgående från olika exponeringsparametrar. I den allmänna användningen av avfall i anläggningsändamål används liknande exponeringsparametrar som för känslig markanvändning i riktvärdesmodellen för förorenad mark. En skillnad finns dock; för exponeringsvägen intag av grundvatten baserar sig kriterierna för den allmänna användningen på den utlakning som kan påverka en brunn placerad i randen på konstruktionen där avfallet återvunnits.

1.2.5 Skyddsvärd recipient

Den skyddsvärda recipienten är både närmaste ytvatten och grundvatten. Påverkan på dessa recipienter beräknas från utlakning från avfallet. Tillskottet beräknas utifrån ett tänkt konservativt scenario där materialet används i en större anläggning. För grundvatten gäller att tillskottet av föroreningar inte ska medföra att dricksvattennormen överskrids. Beräkningarna baseras på att 30% av dricksvattennormen kan tas i anspråk. För ytvatten används de haltkri-

terier för ytvatten som använd för beräkning av riktvärden för förorenad mark. Halkriterier för metaller i ytvatten har baserats på avvikelser från bakgrundshalter. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten av dessa ämnen kan förväntas vara mycket långvarig eftersom ämnena inte bryts ned, men en måttlig förhöjning av de bakgrundshalter som förekommer idag bedöms inte ge någon oacceptabel effekt. Dessa kriterier är strängare än de kriterier som baserar sig på ekotoxikologiska effekter i ytvatten.

1.2.6 Skydd för markmiljön

För allmän användning av avfall utgår skyddet för markmiljön från att ingen negativ påverkan på marklevande organismer skall förekomma. Halter baseras på experimentella fördelningar för arters känslighet och utgår från den halt som skyddar 95% av arterna. Till denna halt adderas sedan bakgrundshalten. Detta krav är strängare än det som tillämpas för skydd av markmiljön för riktvärden för förorenad mark vid känslig markanvändning.

1.3 Uppdragsspecifikation: Nivå för användning ovan tätskikt på deponi

1.3.1 Allmänt

Deponiområden har tagits i anspråk för att slutförvara avfall. I ett mycket långt tidsperspektiv kommer de föroreningar som inte bryts ned i deponin att läcka ut. Men läckaget av föroreningar från deponierna ska vara så litet och ske så långsamt att det inte orsakar skador på människors hälsa och miljön. Eftersom deponier har tagits i anspråk för att förvara avfall som innehåller föroreningar som ska fasa ut är det inte rimligt att tillämpa delmålet i giftfri miljö om utfasning fullt ut vid framtagande av kriterier för denna användning. Det som är avgörande för maximalt tillåtna halter av utfasningsämnen är dels exponeringen av föroreningarna på deponiområdet och risken för spridning av föroreningarna från deponiområdet till närbeläget ytvatten. Inom deponiområde ovan tätskikt kan avfall återvinnas i skyddsskikt och i växtetableringskikt. Syftet med skyddsskiktet i sluttäckningen är att skydda tätskiktet från skador som kan uppkomma från t.ex. frost eller rötter från växtlighet på deponin. Enligt allmänna råd för deponering anges att tätskiktet inte bör ligga närmare ytan än 1,5 m.

1.3.2 Långsiktiga restriktioner för området är i viss mån möjligt

Deponiområden bedöms som områden som långsiktigt behöver ha ett skydd mot exploatering och ändrad användning. De verktyg som står till buds i nuläget för att säkra skyddet är planering enligt PBL, inskrivning i fastighetsregistret samt att klassa området som ett miljöriskområde enligt 10 kap miljöbalken. Men områden för deponeringsverksamhet kommer långsiktigt att kunna användas för andra ändamål. Det är inte rimligt att i ett långsiktigt perspektiv ställa krav på att människor inte kan vistas inom området. Därför kan människor exponeras. Det är också möjligt att de växter som etableras på deponin konsumeras av människor och att intag av ytvatten inom deponiområdet kan ske genom misstag eller olyckshändelser.

1.3.3 Flytt av avfall

Genom det långsiktiga skyddet som krävs för deponier bedöms riskerna vara små för att avfall som återvunnits inom deponiområdet flyttas och används på en annan plats där det ställs andra krav på skydd.

1.3.4 Exponering av föroreningar för människor

För återvinning av avfall som sluttäckning av deponier är exponeringsvägarna något annorlunda jämfört med allmän användning. Växter som etableras inom deponiområdet kan konsumeras av människor. Växter som etableras inom området kan påverkas via damning eller upptag via rötter. Intag av ytvatten inom deponiområdet kan ske genom misstag eller olycks-händelser. Vad som främst behöver beaktas är att barn som leker inom området får i sig ytvatten av misstag. Det är ej sannolikt att ytvatten inom deponiområden utgör någon större andel av vattenintaget.

1.3.5 Skyddsvärd recipient

Användning ovan tätskiktet innebär att det i många fall finns ett tätskikt under skiktet där avfall återvinns. Generellt finns ett dräneringsskikt ovan sluttäckningen som är anslutet till en dränledning. Det vatten som leds till dränledningen avleds i allmänhet till ett ytvatten. Detta innebär att recipienten för lakvattnet som avgår från avfallet som använts i sluttäckningen i första hand är ett ytvatten som på sikt kan infiltrera till grundvattnet. Ytvatten inom deponiområden är generellt inte naturliga och kvaliteten på vattnen kommer i många fall att vara påverkade av den tidigare deponiverksamheten. Detta innebär att vattnet inom det ursprungliga deponiområdet inte behöver betraktas som skyddsvärd recipient. Det skyddsvärda ytvattnet är istället där ytvattnet från det ursprungliga deponiområdet mynnar ut i ett något större vattendrag. Även här är haltkriterierna i ytvattnet baserade på en måttlig avvikelse från bakgrundshalter i svenska sjöar.

För deponier gäller generellt att grundvattnet närmast deponin har tagits i anspråk för att utgöra recipient för lakvattnet från det deponerade avfallet i deponins passiva fas. Vid återvinning av avfall ovan tätskiktet är det inte rimligt att ställa högre krav på grundvattenskydd än vid deponeringen. Deponeringen kommer att vara den dominerande källan för spridning till grundvatten. Vid återvinning av avfall ovan sluttäckningen beaktas därför inte spridningen till grundvatten. Det antas att allt vatten som infiltrerat materialet ovan tätskiktet kommer att nå ett dike som sedan mynnar ut i ett skyddsvärt ytvatten.

Spridning genom damning från deponier bedöms inte vara relevant för skyddet av miljön. Den dominerande spridningsvägen bedöms vara genom lakvatten.

1.3.6 Skydd för markmiljön

Nivån för skyddet för markmiljön anpassas till att markens ska ha ett fungerande ekosystem och krav på markskydd bör uppfylla en nivå som skyddar 75% av marklevande organismer. Detta krav motsvarar det som gäller för känslig markanvändning enligt förorenad mark modellen.

1.4 Sammanfattande beskrivning av beräkningsförutsättningarna

I tabell 1 sammanfattas förutsättningarna för beräkning av kriterier för: Nivå för mindre än ringa risk (allmän användning) och Nivå för användning ovan tätskikt på deponi med avseende på ett antal viktiga aspekter.

Tabell 1 Sammanfattning beräkningsförutsättningar

Aspekt	Nivå för mindre än ringa risk (allmän användning)	Nivå för användning ovan tätskikt på deponi
Långsiktiga restriktioner fastighet?	Nej	Ja, i viss mån
Avfall flyttas?	Ja	Låg sannolikhet
Hälsorisk	Intag jord, inandning damm och ångor, hudkontakt, intag växter	Intag jord, inandning damm och ångor, hudkontakt, intag växter och intag ytvatten inom deponiområde (genom misstag)
Miljörisk	Mark och ytvatten	Mark, ytvatten utanför deponiområdet
Effektkriterier ytvatten	Tillskott skall understiga en höjning från median till 75-percentil för bakgrundshalter i svenska sjöar.	
Effektkriterier grundvat- ten	Ingen risk för hälsoskadliga halter i grundvatten. Tillskott mindre än 30% av dricksvattennormen.	Beaktas inte
Effektkriterier mark	Ingen risk att markprocesser påverkas av föroreningar	Ingen begränsning av markanvändning orsakad av störningar på markens ekologiska funktion

2 Exponeringsvägar och scenarios

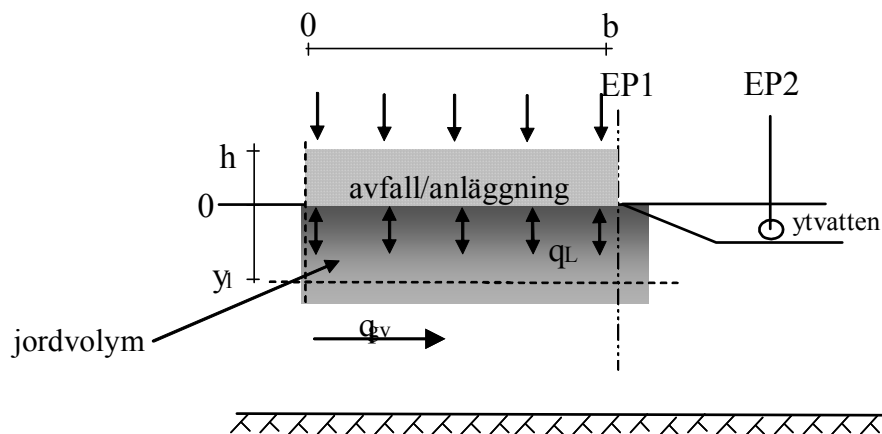
2.1 Nivå för mindre än ringa risk (allmän användning)

Aktuella exponeringsvägar för allmän användning sammanfattas i tabell 2.

Tabell 2 Exponeringsvägar vid allmän användning av avfall för anläggningsändamål.

Exponeringsväg	Kommentar	Beroende av anläggningens storlek
Intag av jord	Heltidsvistelse	Nej
Hudkontakt	Heltidsvistelse	Nej
Inandning av damm	Heltidsvistelse	Nej
Inandning av ångor	Inomhus	Nej
Intag av växter	Konsumtion av egenodlade grönsaker	Nej
Skydd av grundvatten	Brunn i randen till området där avfallet återvunnits (EP1)	Ja
Påverkan ytvattenrecipient	Ytvatten (EP2) beläget i direkt anslutning till EP1.	Ja
Påverkan markmiljö	Jorden ekologiska funktion skall skyddas	Nej

Ett generellt scenario för skydd av grundvatten och påverkan ytvatten illustreras i figur 1.



Figur 1 Generellt scenario för skydd av grundvatten (EP1) och påverkan ytvatten (EP2) vid allmän användning.

Avfallet är i direkt kontakt med grundvattnet. Figuren illustrerar hur lakvattenflödet, q_L (m/år), från konstruktionen med höjden h (m) och bredden b (m) och med koncentrationen $C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet, q_{gv} (m/år) med koncentrationen $C=0$ (ingen bakgrunds-

nivå). Hänsyn till eventuell bakgrundsbelastning och annan exponering har istället tagits genom att endast en fraktion av dricksvattennormen har tagits i anspråk (se 1.2.5). Fastläggning (sorption) sker i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen. Den resulterande koncentrationen i grundvattnet, exponeringspunkt 1 (EP1), beräknas med en enkel modell (se bilaga A). Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker (se Bilaga A). Här har den andra exponeringspunkten (EP 2) ansatts.

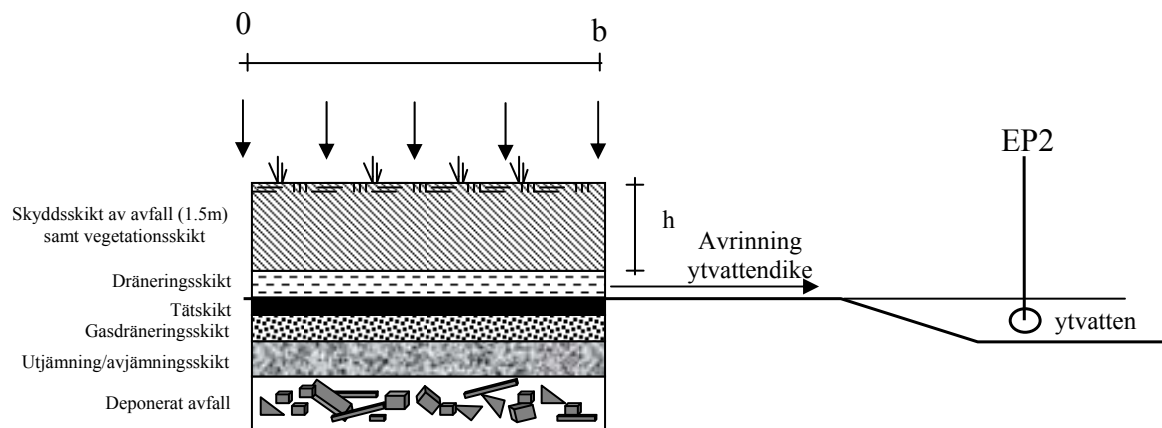
2.2 Nivå för användning ovan tätskikt på deponi

Aktuella exponeringsvägar för användning ovan tätskikt på deponi sammanfattas i tabell 3.

Tabell 3 Exponeringsvägar för användning av avfall i sluttäckningen av deponier.

Exponeringsväg	Kommentar
Intag av jord	Deltidsvistelse
Hudkontakt	Deltidsvistelse
Inandning av damm	Deltidsvistelse
Inandning av ångor	Deltidsvistelse utomhus
Intag av växter	Intag av vilda växter och bär
Intag av grundvatten	Inget intag av grundvatten
Intag av ytvatten på deponiområdet	Genom olyckshändelse
Påverkan ytvatten recipient	Ytvatten beläget i anslutning till deponin till vilket lakvatten från tätskiktet kan avrinna i ytvattendiken (utan retardation).
Påverkan markmiljö	Jorden ekologiska funktion skall skyddas, 75%-nivå

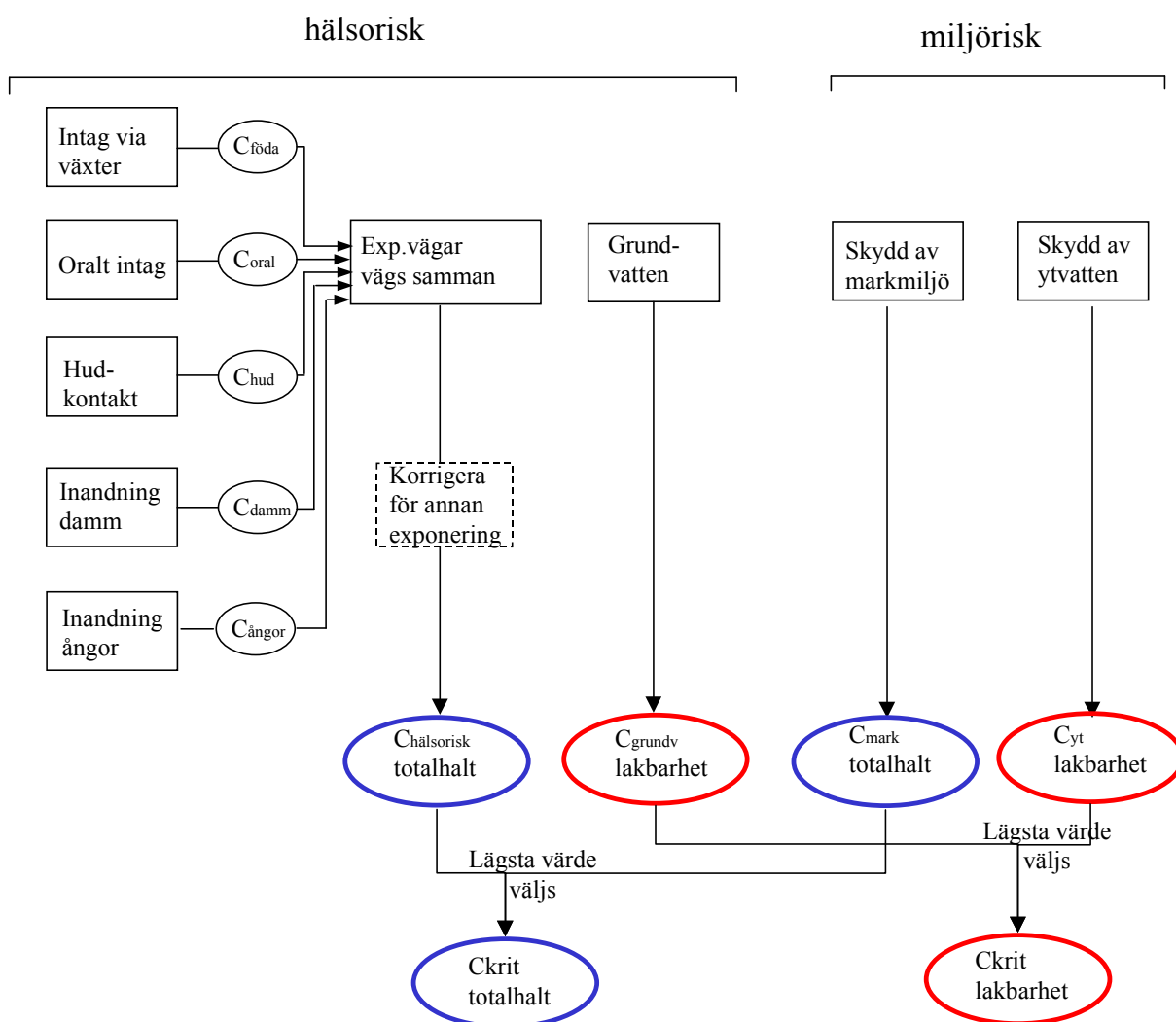
Det generella scenariot för intag av grundvatten och påverkan på ytvatten illustreras i figur 2. Figuren visar hur nederbörd infiltrerar genom vegetationsskikt och skyddsskikt av avfall, bildar lakvatten som avbördas via ett dräneringsskikt och ytliga diken till närbeläget ytvatten, där exponeringspunkten befinner sig (EP2). Koncentrationen på det lakvatten som lämnar dräneringsskiktet och leds bort i ett ytvatten beräknas med samma modell som vid beräkningen av nivå för mindre än ringa risk (fast med andra parametervärden, se tabell 5). Beräkningar sker för två fall (i) fastläggning (sorption) sker i dräneringsskiktet och (ii) ingen fastläggning i dräneringsskiktet. Det första fallet är relevant då naturliga material används i dräneringsskiktet eller andra material som har en dokumenterad sorptionskapacitet. Det andra alternativet är relevant i de fall då material utan dokumenterad sorptionskapacitet används. I ytvatten sker en utspädning som beror av deponins storlek (dvs den bildade lakvattenvolymen) och flödet i ytvattnet. Beräkningen av lakbarhetsbaserade kriterier sker med en enkel modell (se Bilaga A).



Figur 2 Generellt scenario för påverkan ytvatten vid användning av avfall ovan tätskikt på deponi.

3 Översikt av beräkningsprocedur

Beräkningsproceduren kan åskådliggöras schematiskt enligt figur 3 och 4, för respektive kategori.

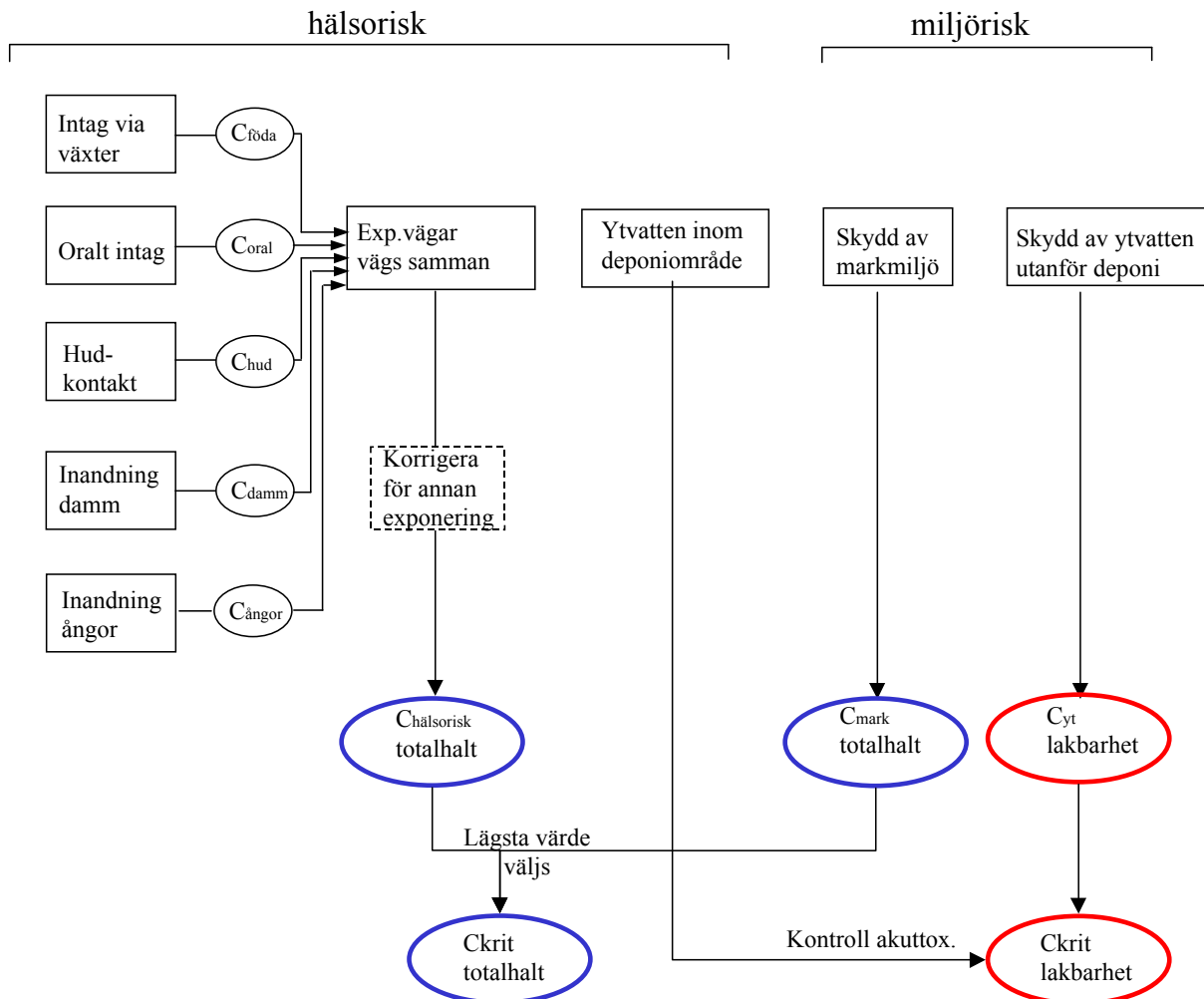


Figur 3 Schematisk illustration beräkning av kriterier för allmän användning, nivå mindre än ringa risk.

Totalhaltsbaserade kriterier för hälso- och miljörisk beräknas med hjälp av riktvärdesmodellen och beaktar de fem exponeringsvägarna, intag av avfall, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt och växter som påverkas via damning eller upptag via rötter. Det strängaste värdet väljs som slutligt totalhaltskriterie.

Lakbarhetskriterier för allmän användning beräknas och beaktar intag av påverkat dricksvatten och skydd av ytvatten, varav det strängaste väljs som slutligt kriterie.

Lakbarhetskriterie för användning av avfall ovan tätskikt på deponi beräknas och beaktar önskat skydd av ytvatten utanför deponi. Beräkningen inkluderar också en kontroll av att intag av ytvatten inom deponiområdet genom misstag eller olyckshändelser kan ske utan att innebära hälsorisk.



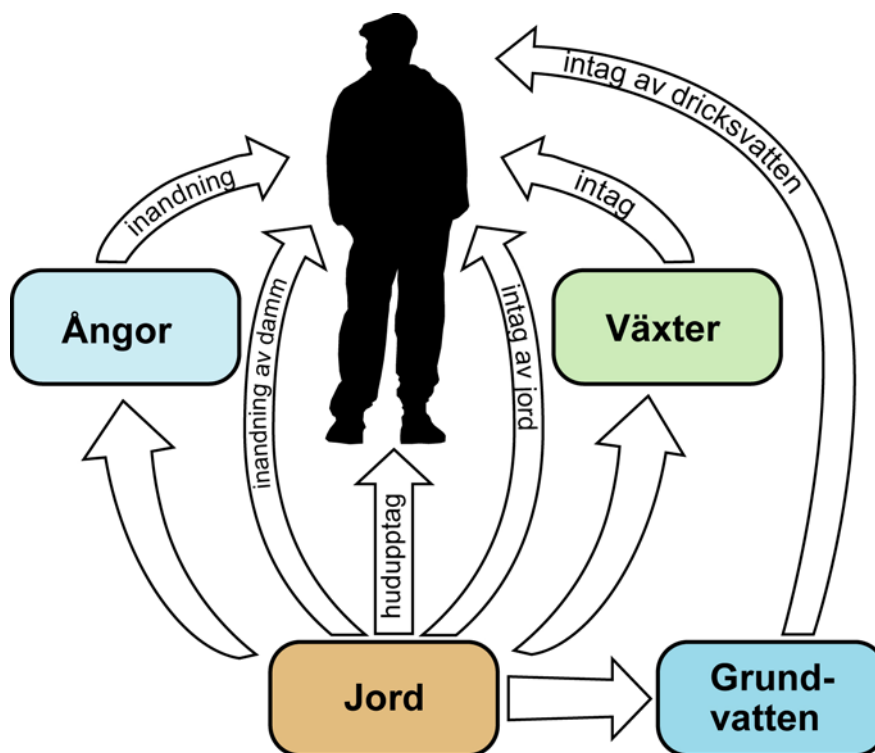
Figur 4 Schematisk illustration beräkning av kriterier för användning ovan tätskikt på deponi.

4 Beräkning av totalhaltsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker

4.1 Inledning

Beräkning av totalhaltsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker från återvinning av avfall för anläggningsändamål baserar sig på den metodik som utvecklats för beräkning av riktvärden i förorenad mark.

Beräkning av hälsorisker från förorenad mark baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa som vistas i området utsätts för. I modellen för riktvärden beaktas sex olika sätt på vilka människor kan exponeras direkt eller indirekt från förorenad jord – *exponeringsvägar*, se figur 5. När modellen använts för att ta fram kriterier för återvinning av avfall beräknas inte exponering via intag av grundvatten med riktvärdesmodellen utan en modell baserad på lakbarhet används, se avsnitt 5 och bilaga A.



Figur5 Exponeringsvägar som beaktas i riktvärdesmodellen för förorenad mark.

Exponeringen är beräknad med rimligt försiktiga antaganden. Detta innebär att den beräknade exponeringen kan vara högre än den genomsnittliga på området, men det kan inte uteslutas att ovanliga beteenden eller andra omständigheter kan leda till en ännu högre exponering. Sannolikheten för större exponering än den som antagits i modellen ska dock vara låg. Den beräknade exponeringen jämförs sedan med toxikologiska referensvärden för de aktuella föroreningarna. Dessa anger exponeringsnivåer där inga negativa hälsoeffekter förväntas.

4.2 Modeller för de olika exponeringsvägarna

I följande avsnitt beskrivs översiktligt den metodik som används för att beräkna exponeringen via de olika vägar som beaktas i modellen. En komplett beskrivning av modellen och de parametrar som används ges i ”Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning”, Naturvårdsverket, 2008. För varje exponeringsväg beräknas följande:

- **Långtidsexponering av barn** per kg kroppsvikt (antagen kroppsvikt är 15 kg)
- **Långtidsexponering av vuxna** per kg kroppsvikt (antagen kroppsvikt är 70 kg)
- **Livstidsmedelvärde** för exponering viktat över tid som barn och tid som vuxen

För ämnen med tröskeleffekter (såsom de flesta metaller) används sedan den grupp (barn eller vuxna) som får den högsta långtidsexponeringen. För de flesta exponeringsvägarna i de givna scenarierna är det barn som får den högsta långtidsexponeringen. För genotoxiska ämnen, exempelvis arsenik, används livstidsmedelvärdet för exponeringen. Detta beräknas utgående från den tidsviktade medelxponeringen under en livstid av 80 år.

4.3 Direkt intag av jord

Barn och vuxna som vistas på områden där avfall återanvänts kan få i sig förorening via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering sker både inomhus och utomhus. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos små barn på grund av deras ”hand till mun” beteende. I modellen beräknas exponeringen via intag av jord utgående från:

- det genomsnittliga dagliga intaget
- antal dygn/tillfällen exponering sker

Olika uppskattningar har gjorts av det genomsnittliga intaget av jord. De mest tillförlitliga bedöms vara de undersökningar där utsöndring av vissa spårämnen undersökts.

Exponeringstiden för Känslig Markanvändning i riktvärdesmodellen för förorenad mark baserar sig på vistelse i området 365 dagar/år för både barn och vuxna. Intag av jord antas vara 120 mg/d för barn och 50 mg/d för vuxna. För Mindre Känslig Markanvändning antas ett en kortare vistelsetid: 200 dagar/år för vuxna och 60 dagar/år för barn och ett lägre intag av förorenad jord, 80 mg/d för barn och 20 mg/d för vuxna.. Vistelsetiden för vuxna baserar sig på antalet arbetsdagar och vistelsetiden för barn på en vistelse som motsvarar vistelse på området lite drygt en gång i veckan. Det bör observeras att det genomsnittliga dagliga intaget baserar sig på långtidsstudier och att exponeringstiden därför speglar hur många dygn eller tillfällen man vistas på området och inte beräknas utgående från antalet timmar per dygn eller antalet enstaka tillfälle man exponeras.

För beräkning av nivå för mindre än ringa risk (allmän användning) används samma exponeringstid som för Känslig Markanvändning och för beräkning av nivå för användning ovan tätskikt på deponi används samma exponeringstid som för Mindre Känslig Markanvändning.

4.4 Hudkontakt

Exponering genom hudkontakt uppkommer när förorenad jord fastnar på huden och föroreningar tas upp genom huden. Storleken på exponeringen beror av:

- den exponerade hudytan
- mängden jord som fastnar på hudytan
- upptaget av föroreningar genom huden
- antal dygn/tillfällen exponering sker

Modellen för exponering p.g.a. hudkontakt med jord och damm baseras på modellen CSOIL som används i Nederländerna (van den Berg, 1995) och en amerikansk modell (MDEP, 1994). Med hänsyn till att klimatet endast under delar av året tillåter en väsentlig exponering av hud är antalet dagar som exponering genom hudkontakt antas ske lägre än för jordintag.

För allmän användning antas exponering ske 120 dagar per år för barn och vuxna. För användning ovan tätskikt på deponi antas exponering ske 90 dagar per år för vuxna och 60 dagar per år för barn. Detta motsvarar antagandena för KM respektive MKM i modellen för riktvärden för förorenad mark.

4.5 Inandning av damm

Människor kan andas in finkornigt material som sprids från det återvunna avfallet. Viktiga parametrar för exponering är:

- halten partiklar i luften som andas in
- andel av partiklarna som är inandningsbara (respirabel fraktion)
- halten i inandningsbara partiklar i förhållande till halt i jorden
- inandningshastighet
- exponeringstid

En redovisning av de data som använts ges i bilaga 1 till Beräkningsmodellen för förorenad mark. Två olika metoder används för beräkning av exponering på grund av inandning av damm från det förorenade materialet. Den första används för ämnen för vilka det finns en toxikologiskt baserad luftkoncentration (Reference Air Concentration, *RfC*) eller en cancer-riskbaserad referenskoncentration, *RISK_{inh}*. Den andra metoden används för ämnen som saknar dessa värden. I detta fall görs en uppskattning av den genomsnittliga dagliga mängd förorening som andas in. Denna jämförs sedan med *TDI*-värdet.

4.6 Inandning av ångor

Kvicksilver är i vissa former en flyktig förening. Om kvicksilver finns i avfall som används för anläggningsändamål kan det avgå till omgivningsluften och tränga in i byggnader. Viktiga faktorer för exponeringen är diffusionshastigheten i materialet, utspädningen i inomhus- respektive utomhusluft samt exponeringstiden. Den beräknade koncentrationen jämförs med en referenskoncentration (*RfC* eller *RISKor*) som anger en lågrisknivå vid långvarig exponering.

4.7 Intag av växter

Exponering kan ske genom att växter från området som tagit upp föroreningar konsumeras. Det kan vara grönsaker, rotsaker, potatis, bär, frukt och svamp som odlas eller växer vilt. För allmän användning antas ett årligt intag av växter på ca 150 kg för vuxna och 90 kg för barn. Av detta antas 10 procent härröra från området där avfall återanvänts. För användning ovan tätskikt på deponi antas att barn och vuxna plockar och årligen äter 5 kg växter, bär och svamp från området.

5 Beräkning av lakbarhetsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker

5.1 Inledning

Beräkningen av lakbarhetsbaserade kriterierna för hälso- och miljörisker vid återvinning av avfall för anläggningsändamål baserar sig delvis på de principer som använts för att beräkna *acceptanskriterier för de olika avfallsdeponiklasserna* (publicerade den 16 januari 2003 i annex II till deponeringsdirektivet 1999/31/EC). Dessa acceptanskriterier är baserade på modellberäkningar där man utgått från att halter i definierade kontrollpunkter ej får överskrida satta gränsvärden för dricksvatten (Endast hälsoeffekter genom exponering via grundvatten beaktas). Beräkningarna av acceptanskriterier har gjorts för ett specificerat spridningsscenario, den sk TAC modellen (se t.ex. Hjelm et al, 2001). I det specificerade scenariot ingår bl.a deponins geometri, den omättade zonens och akviferens tjocklek och geohydrologiska parametrar som porositet, densitet, dispersivitet och permeabilitet, grundvattenflöde, randvillkor (såsom årlig nettoinfiltration) och avstånd till exponeringspunkt.

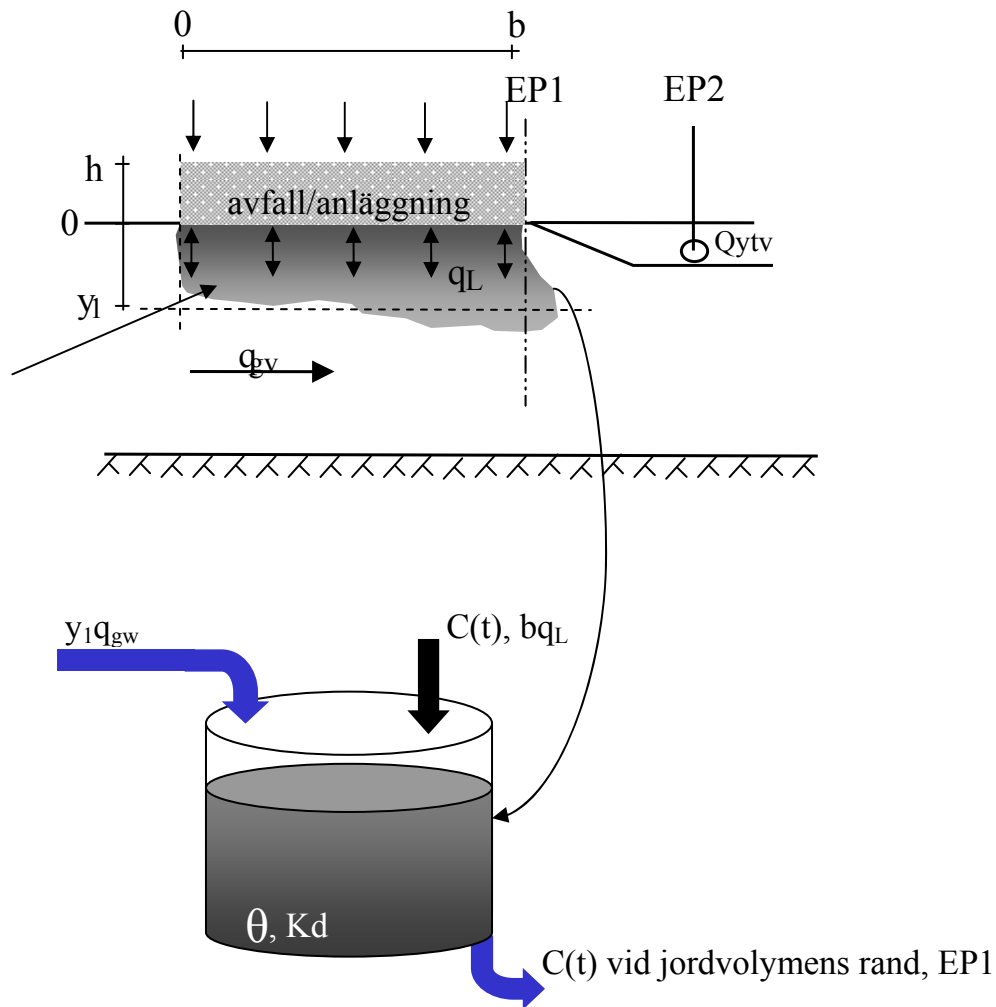
Det aktuella spridningsscenarierna för beräkning av lakbarhetsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker vid allmän användning (figur 6) och användning ovan tätskikt (figur 7) skiljer sig från TAC-modellen. Men, vissa parametervärden har hämtats från TAC-modellen (se tabell 5 och tabell 6).

Precis som i TAC-modellen används här en exponentiell modell (se Bilaga A) för att beskriva emissionen från avfallet, vilket innebär att koncentrationen i lakvattnet antas klinga av exponentiellt med tiden. Vid transport och spridning beskrivs fastläggningen med en enkel fördelningskoefficient, Kd-värde.

Som jämförelse kan nämnas att i riktvärdesmodellen för förorenad mark antas koncentrationen i mark vara konstant med tiden. Det förorenade markområdet betraktas som en oändlig källa och koncentrationen i mark- och grundvatten beräknas med en fördelningskoefficient, Kd-värde. Dessa är framtagna för att beskriva desorption från en förorenad jord och skiljer sig från de Kd-värden som används i TAC-modellen.

5.2 Nivå för mindre än ringa risk

Lakbarhetsbaserade kriterier beräknas utifrån hälsoriskerna vid intag av grundvatten och miljöriskerna vid påverkan av ytvatten. Tillvägagångssättet vid modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten ($y_{1q_{gv}}$) och i ytvattenrecipient (Q_{yt}) kan beskrivas schematiskt enligt Figur 6. Här ansätts exponeringspunkterna vid konstruktionens rand.



Figur 6 Schematisk beskrivning av spridningsmodell vid allmän användning.

Figur 6 illustrerar hur lakvattenflödet från konstruktionen med höjden h (m) och bredden b (m) och med koncentrationen $C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet, q_{gv} (m/år) med koncentrationen $C=0$. Fastläggningen sker i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen (markerad i figur 6). Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker.

Emissionsmodellen är en exponentiell modell, vilket innebär att koncentrationen antas avklinga exponentiellt med tiden. Denna typ av modell har använts bl.a. i den sk TAC modellen för framtagande av mottagningskriterier för deponering. Med denna modell så beskrivs koncentrationen i lakvattnet, C_L (mg/l), från avfallet med en exponentialfunktion enligt:

$$C_L(t) = C_0 e^{-\kappa \cdot L \cdot S}$$

där C_0 (mg/l) är den initiala koncentrationen i lakvattnet vilken antas vara i jämvikt med den fasta fasen, κ (kg/l) är en modellparameter som styr hastigheten med vilken koncentrationen

avklingar med tiden, LS (genomlupen vattenvolym i liter/kg avfall, vilket motsvarar tid), och b är konstruktionens bredd (m) i grundvattenflödesriktningen (x -led).

Den förenklade spridningsmodellen bygger på antagandet att systemet är väl omblandat så att det inte finns några koncentrationsskillnader inom jordvolymen. Det betyder att föroreningar som tillförs jorden via lakvatten från avfallet antas fördelas sig momentant och uniformt i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen (se figur 6). Detta är naturligtvis en grov förenkling, men bedöms ändå vara en rimlig förenkling i detta fall när ett enda generellt scenario skall definieras.

Modellen och beräkningsgången redovisas i sin helhet i Bilaga A.

5.3 Nivå för användning ovan tätskikt på deponi

Det generella scenariot för påverkan på ytvatten har tidigare illustrerats i figur 2. I detta scenario infiltrerar nederbörd genom vegetationsskikt och skyddsskikt av avfall, bildar lakvatten som avbördas via ett dräneringsskikt och ytliga diken till närbeläget ytvatten. I ytvatten sker en utspädning som beror av deponins storlek (dvs den bildade lakvattenvolymen) och flödet i ytvattnet. Lakkriterierna beräknas baserat på en enkel modell för utspädning i recipienten och en exponentiell emissionsmodell (samma som vid beräkning av nivå för mindre än ringa risk). Modellen och beräkningsgången redovisas i sin helhet i Bilaga A.

6 Modellparametrar

6.1 Modellparametrar för totalhaltskriterier

Modellparametrarna som användes vid modellberäkningarna redovisas i tabellerna 4-6 nedan. Parametrarna har valts för att i möjligaste mån harmonisera med de två närliggande riskbedömningssystemen, Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenade områden och TAC-modellen. Som jämförelse redovisas de parametervärden som använts för beräkning av de generella riktvärdena för förorenad mark för Känslig Markanvändning och Mindre Känslig Markanvändning.

I tabell 4 redovisas de modellparametrar som använts för beräkning av totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö. Med undantag av exponeringsvägarna Inandning av damm respektive ångor, Intag av grönsaker och Miljörisker inom området så är de valda modellparametrarna identiska med dem som använts för beräkning av generella riktvärden för KM respektive MKM. För den allmänna användningen av avfall har Naturvårdsverket önskat att kriterierna skall baseras på en högre nivå av skydd av markmiljön (motsvarande ett skydd av 95% av de arter som lever i jorden) jämfört med KM, se tabell 4 och kapitel 7.2.

Tabell 4 Modellparametrar för beräkning av totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö.

Exponeringsväg	Nivå för mindre än ringa risk (allmän användning)	Nivå för användning ovan tätskikt på deponi	KM	MKM
Intag av jord	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Hudkontakt	120 d/år vuxna 120 d/år barn	90 d/år vuxna 60 d/år barn	120 d/år vuxna 120 d/år barn	90 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av damm	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus	200 d/år vuxna 60 d/år barn Utomhus	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus	200 d/år vuxna 60 d/år barn Inomhus
Inandning av ångor	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus Utspäd. 1/10 000	200 d/år vuxna 60 d/år barn Utomhus Utspäd. 1/1 000 000	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus Utspäd. ≈1/6000	200 d/år vuxna 60 d/år barn Inomhus Utspäd. ≈1/6000
Intag av grönsaker	Barn 90 kg/år Vuxna 150 kg/år 10% odlas på avfall	Barn 5 kg/år Vuxna 5 kg/år	Barn 90 kg/år Vuxna 150 kg/år 10% odlas på det förorenade området	0 kg/år
Miljörisker inom området	95% skydd av arter	75% skydd av arter	75% skydd av arter	50% skydd av arter

6.2 Modellparametrar för beräkning av lakbarhetskriterier

Modellparametrar för beräkning av lakbarhetskriterier redovisas i tabell 5.

Tabell 5 Modellparametrar - geometri och hydrologi

Parameter	Nivå för mindre än ringa risk (allmän användning)	Nivå för användning ovan tätskikt på deponi	Beskrivning
B (m)	Alt 1: 200	200	Konstruktionens bredd i grundvattenflödesriktningen
L (m)	Alt 2: 15	200	
X₁ (m)	Alt 1: 200	-	Konstruktionens längd parallellt med ytvattnet
Y₁ (m)	Alt 2: 1000	-	
Θ	¹⁾ 0	0,3	Avstånd konstruktion - exponeringspunkt i grundvatten (EP1)
ρ_{avfall} (kg/m³)	1	0,3	Allmän användning: djup/tjocklek påverkad jordvolymen under konstruktion
ρ_{jord} (kg/m³)	0,3	0,5	Deponi: Tjocklek dräneringsskikt
q_L (m/år)	0,3	0,5	Allmän användning: Vatteninnehåll ¹⁾ grundvattenakvifer (mättade förhåll.)
q_{gv} (m/år)	1500	1500	Deponi: Vatteninnehåll dräneringsskikt (mättade förhåll.)
Q_{yt} (m³/år)	1500	1500	Densitet avfall ²⁾
H (m)	0,3	0,3	Allmän användning: densitet mark ¹⁾
	10	-	Deponi: densitet dräneringsskikt
	500 000	2 000 000	Årlig lakvattenbildning
	1	1,5	Grundvattenflöde ¹⁾
			Ytvattenflöde (jmf riktvärdesmodell 1 000 000)
			Höjd konstruktion

1) Samma parametervärde som i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell

2) Samma parametervärde som i TAC-modellen

Horisontella dimensioner (bredd i grundvattenflödets riktning, b , och längden parallellt med ytvattnet, L) för två alternativa anläggningskonstruktioner anges i tabell 5 ovan:

Alt 1:

En konstruktion med dimensionerna $b=200\text{m}$ och $L=200\text{m}$ (t.ex en utfyllnad, parkeringsplats etc).

Alt 2:

En vägkonstruktion med dimensionerna $b=15\text{m}$ och $L=1000\text{m}$. (Bredden motsvarar en väg med upp till fyra körbanor).

Konstruktionens höjd, H , vid den allmänna användningen kan naturligtvis variera, det kan vara ett skikt på några decimeter (t.ex ett förstärkningslager i en vägkonstruktion) eller uppgå till flera meter för t.ex en bullervall. Här har 1 m valts som parametervärde, vilket är ett grovt antagande. Konstruktionens höjd, H , vid användning ovan tätskikt på deponi har valts med hänsyn till att enligt allmänna råd för deponering bör tätskiktet inte ligga närmare ytan än 1,5 m.

I den påverkade markzonen under konstruktionen antas ske en uniform fastläggning och utspädning av lakvattnet. Djupet på zonen ($Y_1=1\text{m}$) antogs vara relativt begränsad för att inte överskatta fastläggningen vid transporten till grundvattenuttag och det närliggande ytvattnet (bäck).

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell utgår man från ett ytvattenflöde på 1 000 000 m³/år (30 l/s). För den allmänna användningen av avfall bör man här enligt Naturvårdsverkets bedömning ta hänsyn till att det kan finnas bäckar med lägre flöde som behöver ett skydd. Flödet i ytvattnet har därför satts till 500 000 m³/år. Vid användning av ovan tätskikt på deponi antogs att det lakvatten som avbördas via dräneringsskikt och ytliga diken späds ut i ett något större närbeläget ytvatten. Flödet antogs vara 2 000 000 m³/år i detta ytvatten.

Utspädningen i grundvatten och ytvatten har stor betydelse för de framräknade kriterierna (se definition utspädningsfaktor i bilaga A, ekvation 1 och 2). Lakbarhetskriteriet för C_o är linjärt beroende av utspädningsfaktorerna (bilaga A, ekvation 21-23), vilka i sin tur styrs av konstruktionens dimensioner. Med de angivna parametervärdena i tabell 5 så är utspädningsfaktorerna för de två alternativa anläggningskonstruktionerna:

Alt1:

utspädningsfaktorn lakvatten – grundvatten, $UF_1= 1,2$
utspädningsfaktorn grund-ytvatten, $UF_2= 36,7$

Alt2

utspädningsfaktorn lakvatten – grundvatten, $UF_1= 3.2$
utspädningsfaktorn grund-ytvatten, $UF_2= 35.5$

Utspädningsfaktorn grund-ytvatten är mycket lika för de två alternativa anläggningskonstruktionerna. Vid beräkning av de lakbarhetsbaserade kriterierna för mindre än ringa risk valdes anläggningskonstruktionen enligt Alt 1, eftersom det alternativet är det mest konservativa (ger lägst kriterier).

Vid beräkning av kriterier för användning ovan tätskikt på deponi beräknades utspädningsfaktorn tätskikt-ytvatten (se bilaga A, ekvation 24) till:

$UF_3= 168$

6.3 Ämnesspecifika modellparametrar

Ämnesspecifika parametervärden för fastläggning/sorption (K_d) och för emissionsmodellen (κ) har tagits från den sk TAC-modellen som ligger till grund för de europeiska kriterierna för deponering av avfall (se kapitel 5.1), tabell 6. Parametervärdena för K_d i TAC-modellen skiljer sig från de K_d -värden som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Detta beror på att K_d -värdet i TAC-modellen skall beskriva fördröjning vid transport genom akviferen, medan K_d -värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är framtaget för att beskriva utlakning från förorenad mark.

Kappa (κ) är en modellparameter i emissionsmodellen som styr hastigheten med vilken koncentrationen avklingar med tiden (se kap. 5.2). Ett högt kappa-värde ger en snabbare avklingning och vice versa.

Tabell 6 Ämnesspecifika parametrar (från TAC-modellen), K_d och κ .

Ämne	K_d (l/kg)	κ (LS ⁻¹)
As	50	0,03
Cd	20	0,5
Cr	100	0,18
Cu	14	0,28
Hg	100	0,05
Ni	50	0,29
Pb	50	0,27
Zn	30	0,28
Klorid	0	0,57

I beräkningsmodellen räknas Kappa om till en tidsberoende utlakningskonstant, k , vilken beror av mäktigheten av avfall i anläggningen, densiteten för avfallet samt vattenflödet genom avfallet (se bilaga A).

7 Effektkriterier

7.1 Hälsorisk vid intag och inandning

Bedömningen av hälsoeffekter vid exponering för föroreningar grundar sig på uppskattningar av vilken effekt en given dos har på människor, så kallade dos-responsförhållanden. Dos-responsförhållanden används för att fastställa ett tolerabelt dagligt intag, dvs ett högsta intag av förorening som bedöms ge en liten risk för skadliga effekter.

7.1.1 Ämnen med tröskeffekter

För många ämnen bedömer man att det krävs en viss dos för att hälsoeffekter kan uppkomma. Uppskattningar av tröskeldos eller tolerabel dos bygger på data från djurförsök eller epidemiologiska undersökningar. Vid exponering under tröskeldosen är toxiska effekter osannolika. Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i tillgängliga data. Tröskeldosen anges som ett tolerabelt dagligt intag (*TDI*, mg/kg kroppsvikt och dag) vid oralt intag och för exponering genom inandning som en referenskoncentration i luften (*RfC*, mg/m³). Människor exponeras för föroreningar även på annat sätt än via återvunnet avfall, t.ex. via livsmedel, dricksvatten och omgivningsluft. Eftersom den totala exponeringen inte ska överstiga det tolerabla dagliga intaget är det inte rimligt att ett område med återvunnet avfall täcker in hela *TDI*. För beräkning av riktvärden antas det därför schablonmässigt att endast 20 procent av *TDI* eller *RfC* får intecknas av exponering från området där avfall återvunnits.

7.1.2 Risknivåer för ämnen utan tröskelnivå

För ämnen som skadar arvsmassan, genotoxiska cancerogena ämnen, kan en tröskeldos inte definieras eftersom även en mycket låg exponering teoretiskt ger en liten risk för uppkomst av cancer. Istället antar man att risken att drabbas av cancer är proportionell mot dosen. En lågrisknivå för det förorenade området har för dessa ämnen satts till en dos motsvarande maximalt ett extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. Denna nivå anger risken för det återvunna avfallet och någon justering görs i detta fall inte för att exponering kan ske från andra källor.

7.2 Kriterier för skydd av markmiljön

Höga krav på skydd av markmiljön skall ställas vid återvinning av avfall. Kraven vid allmän användning skall enligt önskemål från beställaren, motsvara ett skydd av 95% av de arter som lever i jorden. Kriteriet 95% skydd används som underlag i Nederländerna för de MPC/MPA-värden (maximalt tillåtlig koncentration/tillskott) som beräknas för skydd av markmiljön. För metaller använder man i Nederländerna MPA-värden, dvs. det halttillskott utöver bakgrund som bedöms ge effekter. För att ta fram värden motsvarande ett skydd på 95% har en genomgång gjorts av sammanställningar av ekotoxikologiska tester från RIVM i Nederländerna tillsammans med material från andra källor, huvudsakligen från CCME i Kanada. Utifrån dessa data har förslag på halttillskott till bakgrund som motsvarar skydd av 95% respektive 75% av arter tagits fram. Resonemang bakom de olika värdena beskrivs närmare i bilaga B.

Kraven användning inom deponiområden ovan tätskikt skall motsvara ett skydd av 75% av de arter som lever i jorden. Detta motsvarar kraven för känslig markanvändning när det gäller förorenad mark. Därför har samma värden som i modellen för förorenad mark använts.

7.2.1 Bakgrundshalter

Enligt den holländska metoden adderas för metaller den halt som bedöms ge en effekt på markmiljön till en bakgrundshalt. Motivet är att markmiljön är anpassad till en viss bakgrundshalt och att det är först i halter över denna bakgrundshalt som negativa effekter uppstår. För framtagning av kriterier för återvinning av avfall i Sverige är det relevant att beakta svenska bakgrundshalter. I Sverige finns ett bra underlag för bedömning av bakgrundshalter. I tabell 7 redovisas också bakgrundshalter i finfraktion morän C- horisont <0,063 mm samt bakgrundshalter i jordbruksmark extraherade med 7 M HNO₃ enligt SGU:s kartering (SGU, 2005). SGU gör uppslutning i salpetersyra enligt en något modifierad version av SS 028150.

7.2.2 Förslag på kriterier för höga krav på skydd av markmiljön

I tabell 8 ges förslag på kriterier för skydd av markmiljön med skyddsnivån 95% av arter och processer. Dessa är beräknade utifrån maximalt tillåtligt tillskott till 90-percentilen av bakgrund i finfraktion morän C- horisont <0,063 mm extraherade med 7 M HNO₃ (modifierad version av SS 028150) enligt SGU:s kartering. Ett undantag är bakgrundshalten för arsenik där områden med naturligt höga arsenikhalter medför att den nationella 90-percentilen ligger över den regionala 90-percentilen för många områden i Sverige. Enligt samma principer som i modellen för riktvärden för förorenade områden har en bakgrundshalt av 10 mg/kg använts, vilket är i samma storleksordning som högsta 90-percentilen i regionala undersökningar som har publicerats för Svealand och Götaland (8,9 mg/kg). Motiv för beräkning av maximalt tillåtligt tillskott redovisas i bilaga B.

Tabell 7 Bakgrundshalter i morän/leror (SGU) och jordbruksmark (SLU) (mg/kg TS).

Metaller	bakgrund moränmark/leror			bakgrund jordbruksmark		
	p50	p70	p90	p50	p70	P90
Arsenik	3,7 / 3,8	6,8 / 5,4	15 / 8,3	3,2	4,9	6,8
Kadmium	0,08 / 0,06	0,11 / 0,10	0,23 / 0,17	0,20	0,27	0,37
Krom tot	12 / 22,9	17 / 30,2	30 / 44	17	28	41
Koppar	12 / 14,9	17 / 19,3	25 / 28	11,4	18,7	28,7
Kvicksilver	-	-	-	0,036	0,047	0,063
Bly	7 / 11,2	11 / 14,8	20 / 22	16	21	26
Nickel	8,5 / 16	13 / 20	25 / 30	-	-	-
Zink	32 / 62	44 / 75	70 / 103	54	77	99

Tabell 8 Förslag på kriterier markmiljö med skydd av 95% respektive 75% av arter/processer (mg/kg TS).

Metaller	Halt för skydd av 95% av arter	Halt för skydd av 75% av arter
Arsenik	15	20
Kadmium	1	4
Krom tot	40	80
Koppar	40	80
Kvicksilver	0,5	5
Bly	80	200
Nickel	35	70
Zink	120	250

7.3 Kriterier för skydd av grundvatten

För att beräkna gränser för lakning som ger ett skydd mot förorening av grundvatten använder modellen haltkriterier för grundvatten. Som kriterium för halt i grundvatten har valts 30% av dricksvattennormen. Dricksvattennormen kommer i första hand från Livsmedelsverket (SLV, 2005) och i andra hand från WHO (WHO, 2004). För koppar och zink är dricksvattennormerna satta med hänsyn till korrosion av vattenledningar och motsvarar således inte acceptabla värden i grundvatten. För dessa ämnen har därför normer för grundvatten tagits från underlaget till beräkningen av acceptanskriterier för avfall i deponier använts (TAC-modellen).

Både sulfat och klorid saknar gränsvärde ur hälsoaspekt. Koncentrationer på kloridhalter över 100 mg/l föranleder teknisk anmärkning. Vid halten för teknisk anmärkning kan korrosionsangrepp påskyndas och vid estetisk anmärkning, 300 mg/l, kan kloridjonerna ge upphov till salt smak. I tabell 9 presenteras de valda kriterierna tillsammans med svenska dricksvattennormer (SLVFS 2001:30) och de kriterier som används i modellberäkningar som ligger till grund för rådets beslut till deponeringsdirektivet (NFS 2004:10.)

Tabell 9 Valda kriterier samt svenska dricksvattennormer (SLVFS 2001:30), kriterier som används i modellberäkningar som ligger till grund för rådets beslut till deponeringsdirektivet (NFS 2004:10.) Halterna är i µg/l.

Ämne	Valt kriterie	Gränsvärde dricksvatten. (SLVFS 2001:30)	Rådets beslut (NFS 2004:10)
Arsenik	3	10	10
Bly	3	10	10
Kadmium	³ 1,5	5	4
Koppar	50	2000	² 50
Krom	15	50	50
Kvicksilver	0,3	1.0	1.0
Nickel	6	20	20
Zink	100		² 100
Klorid	50 000	¹ 100 000	¹ 250 000
Sulfat	50 000	¹ 100 000	¹ 250 000

- 1) Tekniskt grundad anmärkning
- 2) Justerat värde för att upptag från vattenledningsrör ej sker
- 3) Värde från WHO, 2004

7.4 Kriterier för skydd av ytvatten

För att beräkna gränser för lakning av avfall som ger ett skydd mot förorening av ytvatten används de effektkriterier för ytvatten som använd för beräkning av riktvärden för förorenad mark, med undantag av klorid och sulfat som inte ingår i riktvärdesmodellen, se tabell 10. Effektkriterier i ytvatten har baserats på avvikelser från bakgrundshalter. En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av metaller i sjöar och vattendrag. Sammanställningen baseras på data som insamlats via nationell och regional miljöövervakning genom Sveriges lantbruksuniversitetets (SLU) fortlöpande miljöanalys för sjöar och vattendrag. Riksinventering 2000 och 2005 för vattenkemi i sjöar utgör ett underlag för utvärdering av metaller i sjöar. I den riksomfattande inventeringen mäts kemiska parametrar i över 3000 sjöar spridda över landet. Data för vattendrag kommer från SLU:s databank för vattenkemi och metallanalyser har i förekommande fall hämtats för Mälarens, Vätterns och Vänerns tillflöden. I den mån metallanalyser har genomförts har data även tagits från den samordnade recipientkontrollen (SRK) och från ITM:s (Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms Universitet) analys Metaller Intensiv.

Haltkriterier för ytvatten är baserad på intervallet mellan medianvärdena och högre punkter på fördelningen (75- och 90-percentiler). Detta så att bidraget från ett förorenat område inte skall leda till en ökning av föroreningsbelastning till en halt som ligger utanför bakgrundshalterna. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten av dessa ämnen kan förväntas vara mycket långvarig eftersom ämnena inte bryts ned. Riskerna med en permanent förhöjning av halterna i akvatiska ekosystem är svåra att förutse, men en måttlig förhöjning av de bakgrundshalter som förekommer idag bedöms inte ge någon oacceptabel effekt. De halter som tagits fram på detta sätt underskrider kriterier som baseras på risken för att effekter skall uppkomma i akvatiska miljöer. De antagna effektkriterierna för sulfat (30 mg/l) och klorid (15

mg/l) baseras på differensen mellan median-90-percentil för ett stort antal vattendrag ca 30000 prov. Valda värden bygger på data för vattendrag, vilka ligger över halterna för sjöar. För sjöar skulle motsvarande siffror vara 11 mg/l för sulfat resp 8 mg/l för klorid.

I tabell 10 anges också de förslag till miljökvalitetsnormer för ytvatten som tagits fram inom EU (2006) gällande maximalt tillåten koncentration i inlandsvatten samt de gränser som angetts i remiss för nya bedömningsgrunder för ytvatten (NV, 2007).

Tabell 10 Ytvattenkriterier, halterna är angivna i µg/l.

Ämne	Valda kriterier	Miljökvalitetsnormer ytvatten
Arsenik	0,3 ^a	-
Bly	0,5 ^a	7,2 ^c
Kadmium	0,02 ^a	0,08 (mjuka vatten) ^c
Koppar	1 ^a	4,1 ^d
Krom	0,3 ^a	4,7 krom tot, 3,4 krom VI ^d
Kvicksilver	0,005 ^a	0,05 ^c
Nickel	1 ^a	20 ^c
Zink	4	3,1 (mjuka vatten) ^d
Klorid	15 000 ^b	-
Sulfat	30 000 ^b	-

a) Beräkningsmodell riktvärden för mark (remissversion)

b) Haltkriterie som tagits fram i detta uppdrag

c) EU förslag

d) NV-remiss

7.5 Kriterier för skydd mot hälsoskadliga halter i lakvatten

I förutsättningarna för beräkning av kriterier för användning ovan tätskikt på deponi ingår att vattensamlingar som uppkommer på ytan kring en deponi inte skall innehålla så höga halter att barn, vuxna och djur som får i sig vattnet skall utsättas för en hälsorisk. Ett sätt att göra detta är att jämföra de maximala halter, dvs C₀-halterna, som kan uppkomma i lakvatten med dricksvattennormerna. Dricksvattennormer är vanligen satta så att ett intag av 2 l vatten om dagen inte skall ge mer än en andel (10% - 50%) av det tolerabla dagliga intaget. Ett oavsiktligt intag av vatten från vattensamlingar kring en deponi kan förväntas ligga på en väsentligt lägre nivå.

En kontroll görs att de beräknade C₀-värdena underskrider en halt som är 50 gånger dricksvattennormen. Detta motsvarar således att om man dricker 0,04 l per dag (knappt 3 dl/vecka) från en förorenad vattensamling får man samma exponering som dricksvattennormen är baserad på. Denna mängd är knappast trolig för ett barn, men bedöms vara fullt rimlig för t.ex en hund som regelbundet rastas på platsen. I tabell 11 redovisas de halter som används för kontroll av hälsoskadliga effekter av ytvatten.

Tabell 11 *Kriterier för skydd mot hälsoskadliga halter i lakvatten*

	50 gånger Dricksvatten- norm, SLVFS 2001:30 (2005:10)
	(mg/l)
As	0,5
Pb	0,5
Cd	0,25
Cu	100
Cr	2,5
Hg	0,05
Ni	1
Zn	Saknas
Cl	Saknas
SO4	Saknas

8 Resultat

8.1 Kriterier baserade på totalhalt

Med hjälp av modellen för riktvärden för förorenad mark har kriterier för totalhalt tagits fram. Dessa tar hänsyn till hälsoeffekter på grund av exponering från avfallet samt effekter i markmiljön. I tabell 12 redovisas de beräknade värdena. I Bilaga C redovisas i tabellform vilka exponeringsvägar som är styrande för kriterierna.

Tabell 12 Totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö

	Nivå för mindre än ringa risk (allmän användning) Haltgräns (mg/kg TS)	Nivå för användning ovan tätskikt på deponi Haltgräns (mg/kg TS)
Arsenik	10	10
Bly	60	200
Kadmium	0,7	1,5
Koppar	40	80
Krom tot	40	80
Kvicksilver	0,3	1,8
Nickel	35	70
Zink	120	250

För allmän användning är kraven på skydd av markmiljön styrande för koppar, krom, nickel och zink. För arsenik ligger kriterierna under bakgrundshalten i finfraktion av morän och justeras utifrån denna halt. För kadmium och kvicksilver är kraven på skydd av hälsa begränsande med styrande exponeringsvägar intag av växter respektive inandning av ångor. För bly är exponeringsvägen intag av jord styrande.

Även för användning ovan tätskikt på deponi styrs kriterierna för bly, koppar, krom, nickel och zink av kravet på skydd av markmiljön. För kadmium och kvicksilver är kraven på skydd av hälsa begränsande med intag av växter som styrande exponeringsväg.

8.2 Kriterier baserade på lakbarhet

Kriterier baserade på lakbarhet, beräknade med parametervärde enligt tidigare avsnitt, redovisas i tabell 13 och 14 för allmän användning respektive användning ovan tätskikt på deponi. Kriterier för användning ovan tätskikt på deponi har beräknats för två fall, *med och utan fastläggning* i dräneringsskikt. Vid beräkning av kriterier för användning ovan tätskikt på deponi *med fastläggning* så användes ett högre porositetvärde (se tabell 5) men samma Kd-värden som vid allmän användning (se tabell 6). En högre porositet påverkar retardationsfaktorn, R, på ett omvänt proportionellt sätt (se Bilaga A, ekvation 15). Observera dock att ingen hänsyn har tagits till att ett dräneringsskikt med naturgrus eller kross har mindre specifikt yta än en finkornigare jord. De framräknade lakbarhetskriterierna för användning ovan tätskikt på deponi *med fastläggning* skall därför enbart tjäna som ett exempel på vilken effekt ett dräneran-

de skikt med sorptionskapacitet har för beräkningen av kriterier (acceptabla lakegenskaper). För att kunna tillgodoräkna sig en eventuell retarderande effekt i dräneringsskiktet så måste sorptionskapaciteten bestämmas för det specifika materialet. I annat fall bör man utgå från att ingen retardation sker.

För båda kategorierna har Co-kriteriet beräknats med ekvation (21) och (22) med κ -värden från TAC modell (se Bilaga A). Kriteriet för utlakad mängd vid LS 10, S (mg/kg) har beräknats från ekvation (6), dvs total utlakad mängd vid L/S 10. De framräknade S-kriterierna styrs av κ -värden så att större κ -värden ger ett mindre S-värde och vice versa. Motivet för att här välja samma κ -värden som i TAC-modellen var för att beräkningarna skulle harmonisera med det sätt på vilket acceptanskriterierna för deponier är beräknade. Att använda sig av en uppsättning elementspecifika κ -värden för alla avfall (som i TAC-modellen) är dock en förenkling. Det är viktigt att påpeka att i det enskilda fallet så kan de verkliga κ -värden vara både större och mindre.

Tabell.13 Kriterier för lakbarhet, nivå för mindre än ringa risk (allmän användning).

Ämne	Kriterie hälsorisk vid in- tag av grundvatten		Kriterie effekter Ytvatten	
	Co	S (LS10)	Co	S (LS10)
	mg/l	mg/kg	Mg/l	mg/kg
Arsenik	0,011	0,10	0,039	0,34
Bly	0,051	0,18	0,31	1,1
Kadmium	0,020	0,04	0,01	0,02
Koppar	0,33	1,11	0,24	0,81
Krom	0,33	1,52	0,24	1,11
Kvicksilver	0,002	0,02	0,001	0,011
Nickel	0,11	0,35	0,66	2,17
Zink	1,16	3,9	1,71	5,72
Klorid	75	130	1650	2890
Sulfat	69	200	760	2230

De värden i tabell 13 och 14 som grönmarkerats understiger kriterierna för deponering på en deponi för inert avfall. Övriga kriterier (utan färg) överstiger acceptanskriterierna för deponering på deponi för inert avfall, men understiger kriterierna för deponering på deponi för icke-farligt avfall (jmf tabell 15 acceptanskriterier deponering NFS 2004:10).

Tabell 14 Kriterier för lakbarhet, nivå för användning ovan tätskikt på deponi2, angivna både utan och med fastläggning i dräneringsskiktet.

Ämne	Kriterie effekter i ytvatten. <u>Ingen</u> fastläggning i dräneringsskikt		Kriterie effekter ytvatten. <u>Med</u> fastläggning i dräneringsskikt	
	Co	S (LS10)	Co	S (LS10)
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Arsenik	0,051	0,44	0,10	0,87
Bly	0,095	0,33	0,58	2,0
Kadmium	0,004	0,01	0,02	0,04
Koppar	0,19	0,64	0,53	1,8
Krom	0,055	0,26	0,43	2,0
Kvicksilver	0,001	0,01	0,003	0,02
Nickel	0,19	0,62	1,2	4,0
Zink	0,76	2,6	3,3	11
Klorid	6200	11000	6200	11000
Sulfat	2900	8500	2900	8500

Tabell 15 Acceptanskriterier deponering (NFS 2004:10)

	Inert		Icke Farligt Avfall	
	Co	S L/S10	Co	S L/S10
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Arsenik	0,06	0,5	0,3	2
Bly	0,15	0,5	3	10
Kadmium	0,02	0,04	0,3	1
Koppar	0,6	2	30	50
Krom	0,1	0,5	2,5	10
Kvicksilver	0,002	0,01	0,03	0,2
Nickel	0,12	0,4	3	10
Zink	1,2	4	15	50
Klorid	460	800	8500	15000
Sulfat	1500	1000	7000	20000

I tabell 16 och 17 sammanfattas de beräknade styrande kriterierna för totalhalt (se bilaga C) och lakbarhet.

Tabell 16 Totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö, samt lakbarhetskriterier för skydd av hälsa och effekter i ytvatten, nivå för mindre än ringa risk (allmän användning).

	Totalhalt	Co (LS 0.1)	S (LS 10)
	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS
Arsenik	10	0,011	0,10
Bly	60	0,051	0,18
Kadmium	0,7	0,01	0,02
Koppar	40	0,24	0,81
Krom tot	40	0,24	1,1
Kvicksilver	0,3	0,001	0,011
Nickel	35	0,11	0,35
Zink	120	1,16	3,9
Klorid		75	130
Sulfat		69	200

Tabell 17 Totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö, samt lakbarhetskriterier för skydd av effekter i ytvatten, nivå för användning ovan tätskikt på deponi (med och utan retardation i dräneringsskiktet).

	Totalhalt	Ingen fastläggning i dräneringsskikt		Med fastläggning i dräneringsskikt	
		Co (LS 0.1)	S (LS 10)	Co (LS 0.1)	S (LS 10)
	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS
Arsenik	10	0,051	0,44	0,10	0,87
Bly	200	0,095	0,33	0,58	2,0
Kadmium	1,5	0,004	0,01	0,02	0,04
Koppar	80	0,19	0,64	0,53	1,8
Krom tot	80	0,055	0,26	0,43	2,0
Kvicksilver	1,8	0,001	0,01	0,003	0,02
Nickel	70	0,19	0,62	1,2	4,0
Zink	250	0,76	2,6	3,3	11
Klorid		6200	11000	6200	11000
Sulfat		2900	8500	2900	8500

Som tidigare beskrivits (se kapitel 7.5 och figur 4) så ingår det en kontroll av förutsättningarna för användning ovan tätskikt på deponi att vattensamlingar som uppkommer på ytan kring en deponi inte skall innehålla så höga halter att barn, vuxna och djur som får i sig vattnet skall utsättas för en hälsorisk. De maximala halterna, dvs C₀-halterna, bör därför understiga de kriterier för skydd mot hälsoskadliga halter i lakvatten som finns angivna i tabell 11. Vid en jäm-

förelse framgår att endast C₀-kriteriet för Ni (1,2 mg/l), i tabell 17 (i fallet med fastläggning i dräneringsskiktet), överstiger hälsokriteriet för Ni i tabell 11 (1,0 mg/l). Men med hänsyn till att värdena är i samma storleksordning och att värdena i tabell 11 är en relativt grov uppskattning görs ingen justering av det framräknade kriteriet för Ni i tabell 17.

9 REFERENSER

EU(2006): Förslag till Europaparlamentets och Rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG {KOM(2006) 398 slutlig} (SEK(2006) 947}

Hjelmar O., H.A van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A Brun och D. Hall, Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations, Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 1-5 October, 711- 721, 2001

MDEP (1994): Background documentation for the development of MCP numerical standards. Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.

NV (2007): Handbok 2007: Remissversion. Status , potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon, Naturvårdsverket.

SGU (2005) Geokemiska kartan. Markgeokemi. Markgeokemiska kartan i Västerbotten, K7, Författare: Kaj Lax.

SLV (2005): Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. Innehåller ändringar tom SLVFS 2005:10.

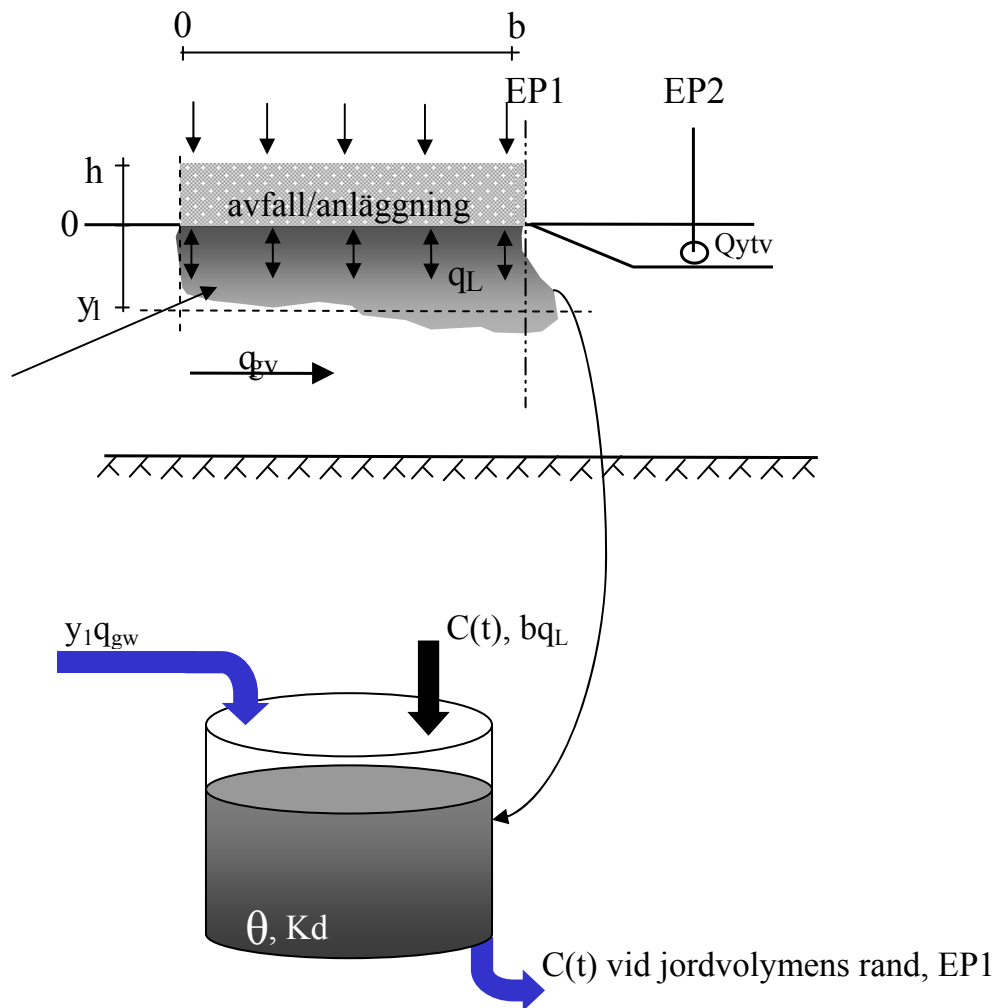
van den Berg R (1995): Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieveanalyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C toetsingswaarden. Rapportnr 725201006. Modified version of original report from 1991. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Netherlands.

WHO (2004): Guidelines for drinking water quality, 3rd edition. Volume 1. Recommendations. World Health Organisation, Geneva.

Bilaga A Beräkning av koncentration i EP1 och EP2

Utspädning och LS

Tillvägagångssättet vid modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten ($y_1 q_{gv}$) och i ytvattenrecipient (Q_{yt}) kan beskrivas schematiskt enligt figur A1. I detta fall ansätts exponeringspunkterna vid konstruktionens rand.



Figur A1 Schematisk beskrivning av spridningsmodell.

Figuren illustrerar hur lakvattenflödet från konstruktionen med höjden h (m) och bredden b (m) och med koncentrationen $C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet, q_{gv} (m/år) med koncentrationen $C=0$. Fastläggningen sker i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen

(markerad i figur A1). Den resulterande koncentrationen i EP1 beräknas med en enkel modell (se avsnitt 3). Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker.

Konstruktionen antas ha direkt i kontakt med grundvattnet och den utspädning som sker av lakvattnet från konstruktionen (q_L) kan formuleras:

$$\text{Utspänningsfaktor lakvatten - grundvatten, } UF1 = \frac{y_1 q_{gv} + bq_L}{bq_L} = 1 + \frac{y_1 q_{gv}}{bq_L} \quad (1)$$

Den utspädningen som sker när grundvattnet strömmar ut i ytvattnet kan formuleras:

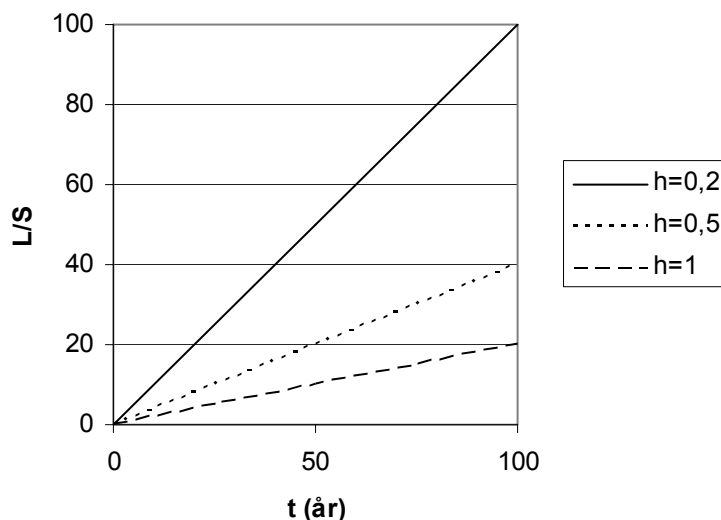
$$\text{Utspänningsfaktor grund - ytvatten, } UF2 = \frac{(y_1 q_{gv} + bq_L)L + Q_{yt}}{(y_1 q_{gv} + bq_L)L} = 1 + \frac{Q_{yt}}{(y_1 q_{gv} + bq_L)L} \quad (2)$$

Enligt denna ekvation räknas koncentration över tiden i ytvattnet ut genom att skala om koncentrationen i EP1 med utspänningsfaktorn, UF2. Avfallsstrukturens längd, L, mäts parallellt med ytvattnet.

Den ackumulerade volymen lakvatten (liter) per kg avfall, LS, kan skrivas:

$$LS = \frac{q_L t \cdot 1000}{h\rho} \quad (3)$$

Där h är konstruktionens vertikala mäktighet (m) och ρ är densiteten för avfalls lagret (kg/m^3). Sambandet har plottats i figur A2 för ett 0,2, 0,5 och ett 1,0 meter tjockt lager ($\rho=1500 \text{ kg/m}^3$) av avfall. LS=10 representerar 10, 25 respektive 50 år. Den årliga lakvattenbildningen under året, q_L , antages vara 0,3 m vilket motsvarar den genomsnittliga årliga grundvattenbildningen i Sverige.



Figur A2 L/S som funktion av konstruktionens tjocklek, h , och tid ($\rho=1500 \text{ kg/m}^3$).

Emissionsmodell

Emissionsmodellen är en exponentiell modell, vilket innebär att koncentrationen antages klinga av exponentiellt med tiden. Denna typ av modell har använts bl.a i den sk TAC modellen för framtagande av mottagningskriterier för deponering.

Med denna modell beskrivs koncentrationen i lakvattnet, C_L (mg/l), från avfallet med en exponentialfunktion enligt:

$$C_L(t) = C_0 e^{-kt} \quad (4)$$

där C_0 (mg/l) är den initiala koncentrationen i lakvattnet vilken antas vara i jämvikt med den fasta fasen, k (år^{-1}) (jmf kappa i TAC-modellen) är en modellparameter som styr hastigheten med vilken koncentrationen avklingar med tiden, t (år), och b är konstruktionens bredd (m) i grundvattenflödesriktningen (x-led). Den massa, S (mg/kg), som lakar ut ur konstruktionen under tiden T blir då

$$S(t) = \frac{q_L}{h\rho} \int_0^T C_0 e^{-kt} dt = \frac{q_L}{h\rho} \cdot \frac{C_0 \cdot 1000}{k} (1 - e^{-kT}) \quad (5)$$

Där h är konstruktionens höjd (m) och ρ är densiteten hos avfallet (kg/m^3).

Om (3) och (5) kombineras så kan den utlakade mängden, S (mg/kg), uttryckas som en funktion av L/S (l/kg), dvs den ackumulerade lakvattenbildningen (l) per mängd (kg) avfall:

$$S(LS) = \frac{q_L}{\rho h} \cdot \frac{C_0 \cdot 1000}{k} \left(1 - e^{-\frac{k \cdot LS \cdot h \cdot \rho}{q_L \cdot 1000}}\right) \quad (6)$$

För lång tid konvergerar den utlakade mängden mot

$$S = \frac{q_L}{\rho h} \cdot \frac{C_0 \cdot 1000}{k} \quad (7)$$

Notera att k är här uttryckt i enheten år^{-1} , medan kappa i TAC-modellen (se tabell i avsnitt 5.2) är uttryckt i LS^{-1} . Därmed är $k = \frac{q_L \cdot 1000}{h\rho} \cdot \kappa$ (se ekvation (3)).

Spridning och retardation

Nivå för mindre än ringa risk

Denna förenklade spridningsmodell bygger på antagandet att systemet är väl omblandat så att det inte finns några koncentrationsskillnader inom jordvolymen. Det betyder att föroreningar som tillförs jorden via lakvatten från avfallet antas fördela sig momentant och uniformt i hela jordvolymen. Detta är naturligtvis en grov förenkling, men bedöms ändå vara rimligt i detta fall när ett enda generellt scenario skall definieras. Massbalans kan formuleras för den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen (se figur A1).

$$y_1 \frac{\partial(\theta C + \rho \bar{C})}{\partial t} + (y_1 q_{gv} + b q_L) \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (8)$$

$$\frac{\partial(\theta C + \rho \bar{C})}{\partial t} + (q_{gv} + \frac{b}{y_1} q_L) \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (9)$$

där θ är vatteninnehållet (m^3/m^3) i jorden. Den linjära sorptionsisotermen skrivs:

$$\bar{C} = K_d C \quad (10)$$

där \bar{C} är massan som sorberat på den fasta fasen ($mg/kgTS$), K_d är distributionskoefficienten (l/kg) och C är som förut koncentrationen i vätskefasen (mg/l).

$$\frac{\partial C}{\partial t} (1 + \frac{\rho}{\theta} K_d) + v \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (11)$$

$$v = \frac{q_{gv} + \frac{b}{y_1} q_L}{\theta} \quad (12)$$

Genom att integrera ekvation (11) över hela volymen jord, $0 \leq y \leq y_1$ får man

$$\int_0^{y_1} \frac{\partial C}{\partial t} dy + \frac{v}{(1 + \frac{\rho}{\theta} K_d)} \int_0^{y_1} \frac{\partial C}{\partial y} dy = 0 \quad (13)$$

och vidare

$$\frac{\partial C}{\partial t} (y_1 - 0) + \frac{v}{R} (C(y_1) - C(0)) = 0 \quad (14)$$

$$\text{där } R = (1 + \frac{\rho}{\theta} Kd) \quad (15)$$

Ekvationen (14) löses för följande initial och randvillkor

$$C(y,0) = 0 \quad , \text{ dvs koncentrationen av ämnet i fråga är noll i jorden vid } t=0 \quad (16)$$

Randvillkoret för $y=0$ och $0 \leq x \leq b$ är

$$C(0,t) = C_0^* e^{-kt} \quad , \quad (17)$$

Där

$$C_0^* = \frac{C_0}{UF1} = \frac{bq_L}{bq_L + y_1 q_{gv}} C_0 \quad (18)$$

För ovanstående villkor har ekvationen (14) lösningen

$$C(y_1) = \frac{C_0^*}{1 - \frac{kbR}{v}} (e^{-kt} - e^{-\frac{v}{Rb}t}) \quad (19)$$

Ekvation (19) beskriver alltså koncentrationen i jordvolymen som begränsas av, $0 \leq y \leq y_1$, $0 \leq x \leq b$. Notera att enligt modellen så koncentrationen i vattnet densamma i hela jordvolymen ("blandad reaktor").

Ekvationen (19) kan kombineras med (18) och skrivs om för att underlätta beräkning av C_0 kriterie utifrån en maximal acceptabel koncentration i exponeringspunkt 1, C_{EP1} .

Effektkriteriet i exponeringspunkt 1, C_{EP1} , ansätts i jordvolymens rand, dvs $C(y_1) \leq C_{EP1}$.

Genom att derivera ekvation (19) kan den tidpunkt då ekvation (19) uppvisar sitt maxvärde, T_{max} , bestämmas.

$$T_{max} = \ln\left(\frac{v}{R \cdot b \cdot k}\right) \cdot \frac{1}{\frac{v}{Rb} - k} \quad (20)$$

Det hälsoriskbaserade C_0 kriteriet kan då beräknas:

$$C_0 = C_{EP1} \frac{\left(1 - \frac{kbR}{v}\right)}{\left(e^{-kT_{max}} - e^{-\frac{v}{Rb}T_{max}}\right)} \cdot UF1 \quad (21)$$

På liknande sätt kan ett miljöriskbaserat C_0 kriterie beräknas utifrån en maximal acceptabel koncentration i exponeringspunkt 2 (ytvattnet) C_{EP2} enligt

$$C_0 = C_{EP2} \frac{\left(1 - \frac{kbR}{v}\right)}{\left(e^{-kT_{\max}} - e^{-\frac{v}{Rb}T_{\max}}\right)} \cdot UF1 \cdot UF2 \quad (22)$$

Nivå för användning ovan tätskikt på deponi

För denna kategori beräknas utspädningsfaktorn enligt samma princip som tidigare (se ekv (2)). Ingen utspädning av lakvattnet sker i dräneringsskiktet eftersom det är endast det bildade lakvattnet som leds bort där.

$$\text{Utspädningsfaktor utlakning tätskikt} - \text{ytvatten}, UF3 = 1 + \frac{Q_{yt}}{bq_L L} \quad (23)$$

Ett miljöriskbaserat C_0 kriterie kan beräknas utifrån en maximal acceptabel koncentration i exponeringspunkt 2 (ytvattnet) C_{EP2} enligt

$$C_0 = C_{EP2} \frac{\left(1 - \frac{kbR}{v}\right)}{\left(e^{-kT_{\max}} - e^{-\frac{v}{Rb}T_{\max}}\right)} \cdot UF3 \quad (24)$$

Parametervärdena för Q_{yt} , y_1 , θ , b och L är annorlunda vid beräkning av nivå för användning ovan tätskikt på deponi jämfört med beräkning av nivå för mindre än ringa risk (se tabell 5). I detta fall sker omblandning och fastläggning i dräneringsskiktet. Men retardationen, R (ekv (15)), blir mindre på grund ett högre θ värde i dräneringsskiktet jämfört med jord. Kriteriet för maximal utlakbar mängd vid LS 10 beräknas som tidigare med ekvation (6).

Bilaga B Halttillskott som motsvarar högt skydd av markmiljön

Data

Arsenik

För arsenik har RIVM tagit fram maximalt tillskott för markprocesser (MPA-värden motsvarande 95% skydd av arter) på 25 mg/kg TS (90% konfidensintervall 11 – 44 mg/kg) och för marklevande arter på 4,5 mg/kg TS. Värdet för markprocesser bygger på fördelningsmetoden, medan det för arter är det lägsta icke-effektvärdet (NOEL) delat med en säkerhetsfaktor på 10. Med en säkerhetsfaktor på 50 som skulle gälla enligt EU-TGD skulle MPA vara 0,9 mg/kg TS. RIVM:s data för markprocesser är väsentligt högre än CCME:s, som anger ett HC25-värde (skydd av 75% av processerna) på 17 mg/kg.

I beaktande av data både för markprocesser och marklevande organismer samt CCME:s värde bedöms att ett tillskott utöver bakgrund på 5 mg/kg TS motsvara ett riktvärde för skydd på 95% nivån.

Bly

För bly finns relativt mycket data som enligt RIVM:s utvärdering ger ett MPA för marklevande organismer på 66 mg/kg (20 – 136 mg/kg) och för markprocesser på 55 mg/kg (29 – 90 mg/kg). Detta är även konsistent med CCME:s värde för HC25 på 300 mg/kg. Dessa värden indikar att ett tillskott utöver bakgrund på 60 mg/kg motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Kadmium

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 0,8 mg/kg (90% konfidensintervall 0,16 – 2,1) och för markprocesser på 15 mg/kg (konfidensintervall 10 - 20) baserat på fördelningsmetoden. Baserat på dessa data samt med hänsyn till ackumulation av kadmium i högre organismer föreslås ett riktvärde för skydd på 95%-nivån på 1 mg/kg TS. Bakgrundshalten är i detta fall så låg att någon justering inte bedöms vara motiverad (90-percentil i morän 0,2 mg/kg).

Koppar

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 25 mg/kg (90% konfidensintervall 5 – 63) och för markprocesser på 3,4 mg/kg (konfidensintervall 1,8 – 5,7). Båda värdena bygger på fördelningsmetoden, men data för markprocesser avviker från de vanliga fördelningar som denna typ av data har. Detta kan jämföras med CCME:s data som anger ett värde motsvarande HC25 på 63 mg/kg TS. I beaktande av både data för markprocesser och marklevande organismer bedöms att ett tillskott utöver bakgrund på 15 mg/kg TS motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Krom

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 0,4 mg/kg och för markprocesser på 8,5 mg/kg (90% konfidensintervall 3,8 – 15,9). Värdet för organismer bygger på det lägsta NOEC-värdet och en säkerhetsfaktor på 50, medan data för markprocesser bygger på fördel-

ningsmetoden. Som jämförelse anger CCME ett HC25 värde för arter motsvarande på 64 mg/kg TS. Ett HC5 värde beräknat från deras dataunderlag för arter är ca 20 mg/kg. Baserat på dessa data föreslås att ett tillskott utöver bakgrund på 10 mg/kg motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Kvicksilver

RIVM anger för oorganiskt kvicksilver ett MPA för marklevande organismer på 1,9 mg/kg (90% konfidensintervall 0,5 – 4,8) baserat på fördelningsmetoden. För organiskt kvicksilver är dataunderlaget sämre. Ett MPA har tagits fram utifrån ett NOEC-värde på 3,7 mg/kg som med säkerhetsfaktorn 10 ger ett värde på 0,37 mg/kg och med säkerhetsfaktorn 50 ett värde på 0,074 mg/kg. CCME har utifrån ett större dataunderlag beräknat ett HC25 på 12 mg/kg. Baserat på dessa data bedöms att en halt på 0,5 mg/kg motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån. Bakgrundshalten är i detta fall så låg att någon justering inte bedöms vara motiverad (90-percentil i morän 0,2 mg/kg).

Nickel

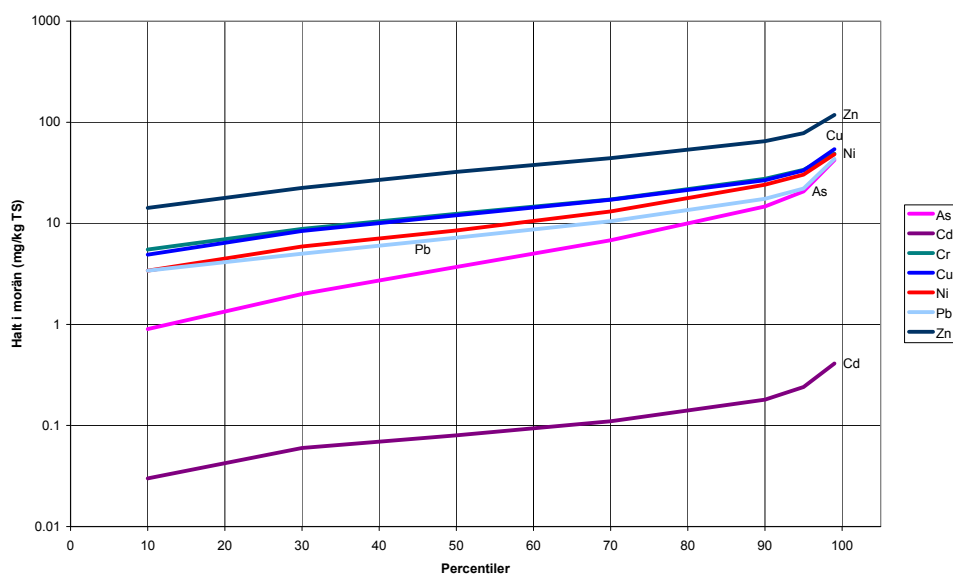
För nickel finns mycket få data. RIVM anger ett MPA på 0,3 mg/kg baserat på lägsta NOEC för markprocesser och en säkerhetsfaktor på 100. Som jämförelse anger CCME ett HC25 värde för arter på 50 mg/kg. CCME:s data visar på ett HC5 på 5 - 10 mg/kg. Vi gör bedömningen att ett rimligt tillskott utöver bakgrund är 10 mg/kg för ett skydd på 95%-nivån.

Zink

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 140 mg/kg (90% konfidensintervall 50 – 220) och för markprocesser på 16 mg/kg (konfidensintervall 6 – 31). Båda värdena bygger på fördelningsmetoden. Detta kan jämföras med CCME:s data som anger ett värde motsvarande HC25 på 200 mg/kg TS. En nyutkommen rapport från RIVM har angivit ett PNEC-värde på 26 mg/kg baserat på 5-percentilen av data för arter och en säkerhetsfaktor på 2. I beaktande av både data för markprocesser och marklevande organismer bedöms att ett tillskott utöver bakgrund på 50 mg/kg TS motsvara ett skydd på 95%-nivån.

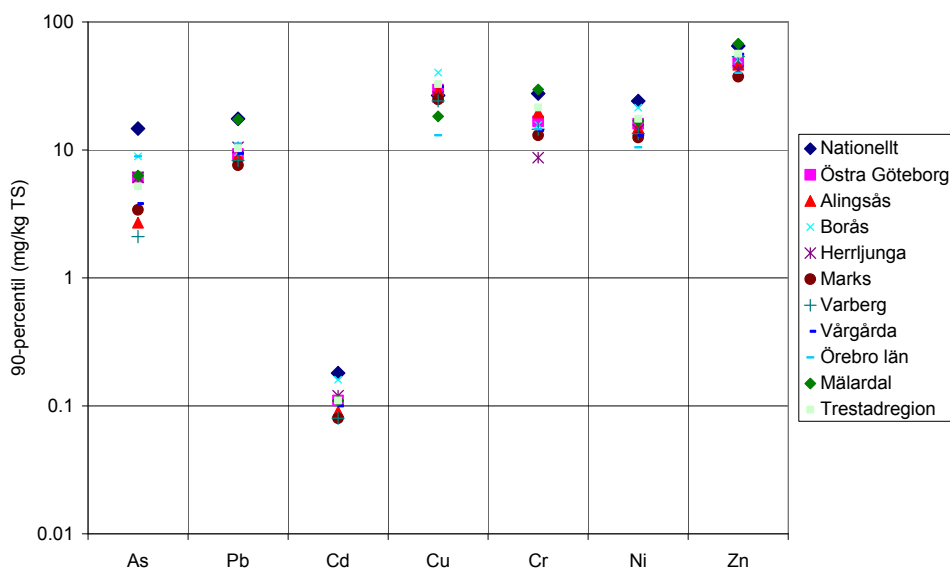
Val av bakgrundsnivå

Bakgrundshalter av metaller varierar typiskt en faktor 3 – 6 mellan 10-percentil och 90-percentil. Avvikande är arsenik där variationen är 16 gånger, se figur 1.



Figur B1 Fördelning av bakgrundshalt i finmorän ICP (salpetersyralakning) SGU

För vissa ämnen finns stora regionala skillnader. En komplett rapportering av regionala data har inte funnits tillgänglig, men de data som rapporteras visar på stora skillnader vad gäller framförallt arsenik.



Figur B2 90-percentil i finmorän ICP (salpetersyralakning) i olika regioner och nationellt, SGU.

En utgångspunkt skulle kunna vara att utgå från 70-percentilen på bakgrund moränmark med motiv att det skulle motsvara ”anpassningsnivån” för en relativt stor andel av alla jordar. Det-

ta skulle dock innebära att riktvärden för skydd av markmiljön (95%-nivån) för krom, koppar och zink skulle komma mycket nära 90-percentilen för leror och jordbruksmark. Om man istället väljer 90-percentilen motsvarar det visserligen ”anpassningsnivån” i en mindre andel av jordarna, men riskera samtidigt inte att ge kriterier som ligger i nivå med bakgrundsvärdena.

I beräkningarna används 90-percentilen av bakgrund för bly, koppar, krom, nickel och zink. För kadmium och kvicksilver är bakgrunden obetydlig i förhållande till tillskottet. För arsenik har samma principer som i modellen för riktvärden för förorenade områden använts. Detta ger en bakgrundshalt av 10 mg/kg, vilket är i samma storleksordning som högsta 90-percentilen i regionala undersökningar som har publicerats för Svealand och Götaland (8,9 mg/kg).

Referenser

- RIVM, 2001 Verbruggen EMJ, Posthumus R och van Wezel AP. 2001. Ecotoxicology serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report no. 711701020
- RIVM, 2005 Environmental risk limits for nine trace elements. Van Vlaardingen PLA, Posthumus R och Posthuma-Doodeman CJAM. RIVM report 601501029. National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.
- RIVM, 2007 Environmental risk limits for zinc. Bodar C W M. RIVM letter report 11235/2007. National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.
- CCME, 1999 Canadian Soil Quality Guidelines. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environmental Canada Ottawa. *Ämnesspecifika document.*

Bilaga C Styrande exponeringsvägar för skydd mot hälsorisker och skydd av markmiljö

Tabell C1

Nivå för mindre än ringa risk (mg/kg TS)														
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskvärde	Justeringar		Integrerat hälsoriskvärde	Miljöeffekt Mark-miljön	Justerat integrerat riktvärde	Bakgrunds halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet					
Arsenik	4.8	33	350	ej aktuell	ej aktuell	0.9	0.74	0.74	100	0.74	12	0.74	10	10
Bly	440	16000	26000	ej aktuell	ej aktuell	1300	320	64	data saknas	64	80	64	15	60
Kadmium	25	9100	260	ej aktuell	ej aktuell	3.9	3.3	0.67	data saknas	0.67	1	0.67	0.2	0.70
Koppar	63000	ej begr.	53000	ej aktuell	ej aktuell	5600	4700	2400	data saknas	2400	40	40	30	40
Krom tot	190000	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	510000	130000	65000	data saknas	65000	40	40	30	40
Kvicksilver	29	1000	11000	2.2	ej aktuell	5.3	1.5	0.3	data saknas	0.3	0.5	0.3	0.1	0.30
Nickel	1500	55000	1300	ej aktuell	ej aktuell	1300	450	230	data saknas	230	35	35	25	35
Zink	38000	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	6800	5700	2900	data saknas	2900	120	120	70	120

Tabell C2

Nivå för användning ovan tätskikt på deponi (mg/kg TS)														
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskvärde	Justeringar		Integrerat hälsoriskvärde	Miljöeffekt Mark-miljön	Justerat integrerat riktvärde	Bakgrunds halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet					
Arsenik	33	110	1500	ej aktuell	ej aktuell	2.8	2.5	2.5	100	2.5	20	2.5	10	10
Bly	4000	80000	110000	ej aktuell	ej aktuell	2500	1500	290	data saknas	290	200	200	15	200
Kadmium	230	46000	1100	ej aktuell	ej aktuell	7.1	6.9	1.4	data saknas	1.4	4	1.4	0.2	1.5
Koppar	570000	ej begr.	220000	ej aktuell	ej aktuell	10000	9700	4800	data saknas	4800	80	80	30	80
Krom tot	ej begr.	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	940000	570000	280000	data saknas	280000	80	80	30	80
Kvicksilver	260	5200	44000	1100	ej aktuell	9.7	9.2	1.8	data saknas	1.8	5	1.8	0.1	1.8
Nickel	14000	270000	5500	ej aktuell	ej aktuell	2400	1500	740	data saknas	740	70	70	25	70
Zink	340000	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	12000	12000	6000	data saknas	6000	250	250	70	250



Kemakta Rapport 2009-23

Bilaga 2

**Användning av avfall för anläggningsändamål –
Underlag för bedömning av risker**

Mark Elert

Oktober 2009

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Innehåll

1	INLEDNING.....	3
2	RISKER MED ANVÄNDNING AV AVFALL.....	3
2.1	Ringa risk.....	3
2.2	Konceptuell modell av risker med användning av avfall.....	5
2.2.1	Skydd av människors hälsa.....	5
2.2.2	Skydd av markmiljön.....	6
2.2.3	Skydd av grundvatten och ytvatten.....	6
3	FAKTORER SOM PÅVERKAR RISKEN.....	8
3.1	Avfallet.....	8
3.2	Konstruktion.....	8
3.3	Lokalisering.....	8
3.4	Övrigt.....	9
4	METODER ATT BEDÖMA RISKER.....	9
4.1	Bakgrundshalter.....	9
4.2	Hälsorisker.....	9
4.3	Markmiljön.....	10
4.4	Skydd av grundvatten och ytvatten.....	10
5	ANDRA ASPEKTER.....	11
5.1	Färdigställda anläggningar.....	11
5.2	Konstruktionens funktion.....	11
5.3	Avfallets egenskaper.....	12
5.4	Skyddsbarriärernas funktion.....	12
5.5	Konstruktionens användning.....	12
6	EXEMPEL.....	13
6.1	Informationsbehov.....	13
6.1.1	Avfallet.....	13
6.1.2	Konstruktionen.....	14
6.1.3	Lokalisering.....	14
6.2	Förutsättningar för riskbedömning.....	14
6.3	Hälsorisker.....	14
6.4	Markmiljö.....	15
6.5	Skydd av grundvatten och ytvatten.....	15
7	REFERENSER.....	16

1 Inledning

Denna rapport har tagits fram på uppdrag av Naturvårdsverket. Rapportens syfte är att ge ett underlag för bedömning av risker vid användning av avfall för anläggningsändamål. Underlaget är tänkt att användas av Naturvårdsverket för att ta fram vägledning för bedömning av när risken är ringa (C-verksamhet – anmälningsärende) respektive när risken inte endast är ringa (B-verksamhet – tillståndsärende). Rapporten ger också stöd för att identifiera frågeställningar som är viktiga att beakta vid myndighetens handläggning av denna typ av ärenden.

Kemakta har tidigare tagit fram underlag åt Naturvårdsverket för acceptanskriterier för återvinning av avfall när risken är mindre än ringa gällande åtta metaller samt för polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Kriterierna togs fram för två kategorier av användning: allmän användning respektive användning ovan täckskikt på deponier.

Rapporten är en komplettering till det tidigare arbetet och omfattar att ta fram ett underlag för bedömning av fall när risken är ringa eller mer än ringa. För användning av avfall när risken är ringa krävs en anmälan och för användning när risken är mer än ringa en tillståndsprövning.

2 Risker med användning av avfall

Många typer av material som klassas som avfall har egenskaper som gör det önskvärt att använda dem i anläggningar. Exempel på användningsområden är för vägbyggen, utfyllnader av parkeringsplatser, arbetsytor och bullervallar. Avfallet kan användas direkt eller blandas med andra material.

Avfall innehåller ofta föroreningar som under vissa omständigheter kan utgöra en risk för omgivningen. Risker kan uppkomma genom att människor exponeras direkt för materialet, att förorening läcker ut från avfallet och påverkar grundvatten och ytvatten eller genom att mark i anläggningen eller dess omgivning får en nedsatt markfunktion på grund av avfallets föroreningsinnehåll.

För att risken med en specifik användning av avfall skall kunna bedömas krävs att verksamhetsutövaren har tillräckligt med kunskap om avfallet och de risker som det kan utgöra för människors hälsa eller miljö. Myndigheternas uppgift är att kontrollera om underlaget är komplett och eventuellt kräva kompletteringar, samt att granska verksamhetsutövarens bedömning av lämpligheten av att återanvända materialet på den aktuella platsen.

I riskbedömningen ingår också att se på riskerna när användningen av anläggningen upphör. Om material används på annat sätt eller flyttas till en annan plats kan riskbildningen förändras. Många avfall skiljer sig inte heller nämnvärt från naturlig jord i utseende eller struktur. Det är därför viktigt att kunskapen om att avfall använts i en konstruktion bevaras.

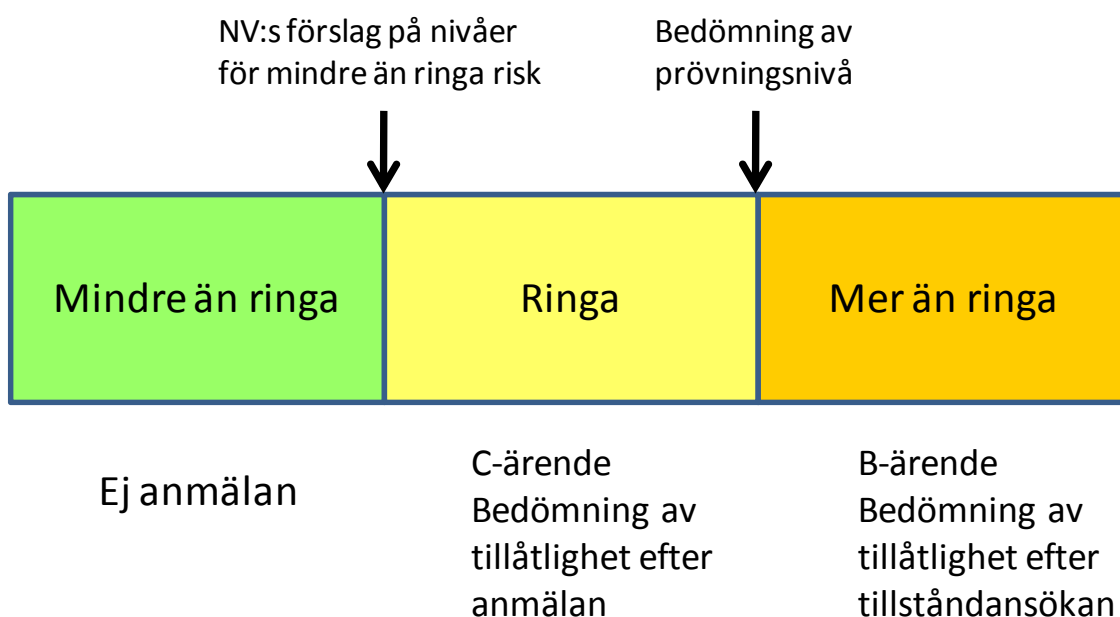
2.1 Ringa risk

Användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten är miljöfarlig verksamhet, enligt Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Hanteringen av ett ärende som gäller

användning av avfall för anläggningsändamål beror av föroreningsrisken. Om föroreningsrisken är mindre än ringa kan användningen ske utan anmälan. Är föroreningsrisken ringa skall en anmälan ske till kommunen och om föroreningsrisken är mer än ringa krävs tillstånd av länsstyrelsen, se figur 1. Det är i första hand verksamhetsutövaren som bedömer risknivån och därmed hur ärendet skall hanteras. Myndigheten kan sedan i sin granskning göra en annan bedömning och till exempel förelägga en verksamhetsutövare att söka tillstånd hos länsstyrelsen.

Hur stor risken är med användningen beror på avfallets egenskaper (föroreningsinnehåll, avfallets fysikalisk-kemiska, mekaniska och hydrologiska egenskaper), utformningen av den konstruktion där avfallet används, eventuella skyddsåtgärder i samband med användningen samt i vilken omgivning som avfallet placeras. Om avfallsmaterial i en konstruktion flyttas till en annan plats kan riskbilden förändras.

För att bedöma om verksamheten är anmälningspliktig eller tillståndspliktig ska riskerna bedömas utan hänsyn till särskilda tekniska skyddsåtgärder eller speciella villkor. Med detta avses åtgärder eller villkor som normalt inte används för den aktuella konstruktionen. Motivet till detta är att bedömningen av dessa åtgärder och villkor ingår i själva prövningsförfarandet då en bedömning även görs av dess beständighet och långsiktighet.



Figur 1 Nivåer på föroreningsrisk som styr hantering av ärenden som rör återanvändning av avfall för anläggningsändamål.

Eftersom risken beror av flera olika saker är det svårt att sätta upp enkla kriterier för att bedöma om föroreningsrisken är mindre än ringa, ringa eller mer än ringa. Naturvårdsverket har tagit fram förslag på nivåer för innehåll och utlakning som kan användas för att bedöma om risken är mindre än ringa. Dessa bygger på försiktiga antaganden för att nivåerna inte ska undervärdera riskerna vid en allmän användning.

För bedömning av de högre risknivåerna ringa risk respektive mer än ringa risk får plats- och anläggnings specifika faktorer allt större betydelse, vilket försvårar möjligheten att bestämma användbara generella nivåer. I avsnitten nedan beskrivs faktorer som påverkar risken.

2.2 Konceptuell modell av risker med användning av avfall

I följande stycken ges en konceptuell modell av vilka risker en anläggning kan innebära på kort och lång sikt. Den konceptuella modellen består av en kvalitativ beskrivning av avfallet och dess egenskaper, exponerings- och spridningsvägar samt skyddsobjekt, dvs. människor eller miljöer som skall skyddas mot negativ påverkan. Modellen kan användas som grund för bedömning av de risker som användningen av avfall kan innebära. I tabell 1 ges ett underlag till en generell konceptuell modell som innehåller en kortfattad beskrivning av vilka faktorer som påverkar riskerna vad gäller avfallets egenskaper, konstruktionen och lokaliseringen.

2.2.1 Skydd av människors hälsa

Människor som kommer i kontakt med det återanvända avfallet kan exponeras för föroreningar. De viktigaste exponeringsvägarna är:

Direkt kontakt. Detta kan ske genom att händer eller föremål som varit i kontakt med avfallet förs in i munnen. Små barn kan också direkt stoppa in jordliknande material i munnen. Även direkt kontakt med huden kan för vissa föroreningar utgöra en väsentlig exponeringsväg. Exponeringen kan uppskattas utifrån föroreningshalten i avfallet och uppskattningar av hur stort intaget av materialet är. Mycket lite information finns tillgängligt om intag av olika typer av material. Risken bedöms vara störst för material som är i form av fina partiklar som lätt fastnar på huden och som därmed lätt kan tas in genom munnen. Föroreningsens fördelning mellan olika storleksfraktioner har också betydelse för exponeringen. Den finpartikulära delen av materialet kan ha både en högre och en lägre föroreningshalt än genomsnittet för materialet.

Damning från materialet. Damm från avfall som är finpartikulärt eller som avger partiklar kan sprida sig i luften. Detta kan medföra en direkt exponering för människor som andas in dammet. För direkt inandning är det de allra finaste partiklarna (\leq PM10) som kommer ner i lungorna. Större partiklar fastnar i luftvägarna och kan sväljas ned, vilket då motsvarar ett intag via munnen. Damm kan också lägga sig på mark och växtlighet i omgivningen och därigenom ge upphov till exponering, se ”Intag av växter” nedan. För denna exponeringsväg är det föroreningshalten i den finpartikulära delen av avfallet som är av betydelse för risken. Denna kan vara högre eller lägre än den genomsnittliga föroreningshalten i avfallet.

Förångning. Flyktiga eller halv-flyktiga ämnen kan avgå i ångfas från avfallsmaterialet och spridas till luft som människor andas. Avgången av ångor från materialet styrs också av avfallets genomsläpplighet för ångor. Gasbildning i avfallsmaterialet kan öka avgången. Risken för exponering av människor är störst om byggnader finns på eller i anslutning till konstruktionen.

Intag av växter. Växter som etablerar sig på en konstruktion kan ta upp förorening via rötterna. Förorenat damm som sprider sig kan lägga sig på växter i anslutning till konstruktionen och tas upp av växten eller direkt förorena växtens ytor. Intag av ätliga växter kan därigenom orsaka exponering.

Intag av förorenat vatten. Lakning av föroreningar från avfallet kan förorena grundvatten som används i en dricksvattentäkt, se nedan under skydd av grundvatten. Mindre vattensamlingar och diken kan förorenas av avfall som används i en anläggning. Sådant vatten kan komma att intas genom misstag eller olyckshändelser. Största risken är att lekande barn får i sig sådant vatten av misstag. Detta bedöms dock kunna röra sig om mindre mängder vatten.

2.2.2 Skydd av markmiljön

Föroreningar i mark påverkar det biologiska livet i marken. En negativ påverkan på marklevande organismer kan försämra viktiga markfunktioner såsom markandning, kvävefixering och nedbrytning. Krav på skydd av miljön i anläggningen varierar beroende på konstruktionen. Vissa typer av avfall och anläggningar har en miljö som i många avseende motsvarar en naturlig mark. För dessa kan ställas krav som motsvarar de som ställs på annan mark. I andra typer av anläggningar är miljön (på grund av fuktförhållanden, innehåll av organiskt material, avvikande kemi) så väsentligt avvikande från normala markförhållanden att en normal markfunktion förhindras. I dessa fall är det inte riskerna för miljön i konstruktionen som är styrande. Däremot kan risker uppkomma i omgivningen eller för djur som vistas eller söker föda där.

Eftersom anläggningar i stort sett alltid placeras i en omgivning med mark finns en risk att den omgivande marken påverkas. Detta kan ske genom urlakning och spridning av föroreningar, spridning av damm samt andra mänskliga eller naturliga omblandningsprocesser. Omgivande mark utanför konstruktionen kan därigenom påverkas negativt av föroreningar från avfall i en konstruktion.

Djur som vistas eller söker föda vid en anläggning kan exponeras genom att de dricker förorenat vatten, äter andra organismer som tagit upp föroreningar eller om de kommer i direkt kontakt med avfallet.

2.2.3 Skydd av grundvatten och ytvatten

Vatten som tränger in i konstruktionen och kommer i kontakt med avfallet kan laka ut föroreningar. Viktiga faktorer är hur mycket vatten som når avfallet, vilket i sin tur beror både på avfallets och anläggningens egenskaper (vattengenomsläpplighet och täthet), men även på lokaliseringen (nederbörd, grundvattenförhållanden, avfallets placering i förhållande till grundvattenytan). Själva utlakningen påverkas förutom av föroreningens egenskaper även av avfallets struktur, om det är kornformigt (granulärt) eller består av stora stycken (monolitiskt). För kornformiga material kan kornstorleken ha stor betydelse. För många ämnen påverkas lakbarheten också av den kemiska sammansättningen på lakvätskan, något som i sin tur beror av de kemiska egenskaperna för avfallet och andra material i konstruktionen.

De laktester som utförs på avfall syftar till att ge en rimligt försiktig uppskattning av lakbarheten i en verklig situation, men kan ge svårtolkade eller missvisande resultat i vissa fall. Detta kan exempelvis gälla avfall där utlakningen styrs av långsamma processer såsom vittring, exempelvis sulfidhaltiga avfall.

Förorening som lakas ut kan läcka från konstruktionen och påverka omgivningen. Detta sker huvudsakligen genom strömmande vatten, men förorening kan också spridas i vattenfyllda porer genom diffusion. En del av den utläckande föroreningen kommer att transporteras vidare till grundvatten och ytvatten, medan en del kommer att fastläggas i marken och kan på så sätt förorena omgivande mark.

Föroreningar i grundvatten kan orsaka exponering av människor om grundvattnet används för dricksvatten, men kan även ge en miljöpåverkan om grundvattnet tas upp av växter eller strömmar ut i en våtmark eller ett ytvatten. Föroreningar som når ett ytvatten kan påverka vattenlevande organismer direkt, men även ansamlas i sediment och på så sätt påverka det akvatiska livet.

För anläggningar som byggs i vatten gäller speciella förutsättningar eftersom föroreningar som läcker ut ur konstruktionen direkt kan komma ut i vattenmiljön.

Tabell 1 Faktorer som styr olika typer av risker.

	Avfallet	Konstruktion	Lokalisering
Intag av jord Hudkontakt	Halter Kornstorlek Biotillgänglighet (för människor)	Placering i konstruktionen Skyddsskikt Långtidsstabilitet	Markanvändning (frekvent använt, barn närvarande)
Damning	Halter Kornstorlek Biotillgänglighet (för människor)	Placering i konstruktionen Skyddsskikt Långtidsstabilitet	Markanvändning (frekvent använt, barn närvarande) Markanvändning i omgivningen (dammspridning)
Förångning	Halter Flyktighet Gasbildning	Placering i konstruktionen Skyddsskikt Långtidsstabilitet	Markanvändning (finns byggnader på eller i anslutning till konstruktionen). Byggnadskonstruktion
Intag av vatten	Se skydd av grundvatten.	Risk för vattensamlingar på eller omkring konstruktionen. Se även skydd av grundvatten.	Se skydd av grundvatten.
Intag av växter	Halter Möjlighet för växtetablering Biotillgänglighet (för växter)	Placering i konstruktionen Möjlighet för växtetablering Långtidsstabilitet	Markanvändning (odling och annan växtlighet på platsen)
Skydd markmiljö	Halter Biotillgänglighet (för växter, djur och mikroorganismer)	Placering i konstruktionen Skyddsskikt Långtidsstabilitet	Skyddsvärde konstruktion Skyddsvärde omgivande mark Markanvändning på platsen och omkring anläggningen
Skydd grundvatten	Lakbarhet Vattengenomsläpplighet	Skyddsskikt Placering i konstruktionen Dräneringar Långtidsstabilitet	Grundvattenytans läge Klimat (nederbörd) Skyddsvärde grundvatten Avstånd till grundvatten. Förekomst av uppströmmande grundvatten.
Skydd ytvatten	Lakbarhet Vattengenomsläpplighet	Skyddsskikt Placering i konstruktionen Dräneringar Långtidsstabilitet	Grundvattenytans läge Klimat (nederbörd) Skyddsvärde ytvatten Avstånd till ytvatten Dräneringar. Förekomst av uppströmmande grundvatten. Vattenföring.

3 Faktorer som påverkar risken

Baserat på den konceptuella modellen kan en rad faktorer identifieras som är viktiga för att bedöma storleken av risken med att använda avfall i anläggningsarbeten. Som framgår av tabell 1 är det i många fall samma typ av faktorer som är viktiga för olika typer av risker. Denna lista ger en vägledning om vilken typ av kunskap som kan behövas för att bedöma riskerna med användning av avfall i anläggningsarbete. Omfattningen på den information som behövs beror bland annat på typen av avfall som avses att användas samt på typen av konstruktion, vilket innebär att all information inte nödvändigtvis krävs i alla fall. I specifika fall kan även ytterligare information behövas.

3.1 Avfallet

Viktiga egenskaper för bedömning av avfallet:

- Föroreningsinnehåll (halter av utfasningsämnen, prioriterade riskminskningsämnen och övriga föroreningar i det fasta materialet)
- Lakbarhet (initial halt i lakvätska, lakbarhet i längre tidsperspektiv)
- Fysikaliska egenskaper (kornstorlek, damningsbenägenhet, krossbarhet)
- Kemikaliska egenskaper (pH, buffringsförmåga, innehåll av andra ämnen)
- Biotillgänglighet (genom intag och inandning, upptag i växter)
- Vattengenomsläpplighet, vattenmättnad
- Gasbildning (avgång av flyktiga föroreningar)
- Långtidsstabilitet hos avfallet (vittring, nedkrossning vid belastning)

3.2 Konstruktion

Viktiga egenskaper för bedömning av konstruktionen:

- Storlek (yta och tjocklek, totalt och för den del som utgörs av avfall)
- Placering av avfallet i konstruktionen
- Skyddsskikt och tätskikt (material, mäktighet)
- Vattengenomsläpplighet, vattenmättnad
- Dräneringar (reglering av vattennivåer, snabba transportvägar)
- Möjlighet för växtetablering (skydd mot erosion, ätliga växter)
- Andra skyddsåtgärder (speciella tätskikt, stabilisering av avfallet)
- Långtidsstabilitet (konstruktion, skydds- och tätskikt, dräneringar)

3.3 Lokalisering

- Markanvändning vid anläggningen och i dess omgivning (människor, markmiljö, djurliv)
- Dräneringar (reglering av vattennivåer, snabba transportvägar)

- Grundvattenförhållanden (nivåer, strömningsriktningar, flöden samt förekomst av uppströmmande grundvatten)
- Skyddsobjekt (grundvatten, brunnar, utströmningsområden, våtmarker, sjöar och vattendrag)
- Placering i förhållande till skyddsobjekt (avstånd, transporttider)

3.4 Övrigt

- Försiktighetsåtgärder vid byggande
- Krav på säkerhetsavstånd

4 Metoder att bedöma risker

Olika metoder finns tillgängliga för att bedöma de olika risker som kan uppkomma vid användning av avfall i anläggningsarbeten, men ingen enskild metod kan beskriva alla risker.

4.1 Bakgrundshalter

En jämförelse av halterna i avfallet med bakgrundshalter är alltid relevant eftersom den ger en indikation på hur stor avvikelser från halter som är naturligt förekommande eller orsakade av storskalig antropogen påverkan (atmosfäriskt nedfall). Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) har data på metallhalter i morän från en nivå som anses vara i stort sett opåverkad av jordmånsprocesserna och sedimentära jordar från ett stort antal provpunkter i Sverige. Data finns sammanställt på nationell nivå och för vissa regioner. Sammanställningar av data från enskilda punkter kan beställas från SGU. Dessa kan användas som stöd för att få fram lokala halter.

Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har sammanställningar av metallhalter i jordbruksmark. Data finns indelade per län och per kommun.

Studie har även gjorts av innehåll och lakbarhet av bergmaterial och moräner som används för anläggningsändamål (Tossavainen, 2005; Ekvall mfl., 2006). Halterna är dock framtagna med andra metoder än bakgrundshalterna från SGU.

4.2 Hälsorisker

För att bedöma hälsorisker gör man oftast en uppskattning av vilken exponering människor kan utsättas för genom direkt eller indirekt kontakt med avfallet. Uppskattningen utgår från föroreningshalten i avfallet samt risken för att människor exponeras för det. Man tar även hänsyn till hur stor andel av föroreningen som tas upp i kroppen, dvs. biotillgängligheten. Ett exempel är modellen för beräkning av riktvärden för förorenad mark. Denna är dock framtagen för att uppskatta exponering från markförorening och är därför inte generell tillämpbar för anläggningar. För många typer av anläggningar är risken för direkt kontakt med föroreningen mindre än vid förorenad mark, på grund av att avfallet är inneslutet i en konstruktion. Detta innebär att riskerna för de enskilda exponeringsvägarna kan vara lägre för en anläggning än för ett förorenat markområde. Emellertid kan det vara svårt att förutse alla de sätt som människor kan exponeras för förorening från en anläggning i ett långtidsperspektiv och det kan också vara så att andra spridnings- och exponeringsvägar kan bli mer betydelsefulla än för förorenad mark. Det kan exempelvis röra sig om exponering i samband med

byggande eller rivning av en anläggning eller spridning av föroreningar till en mer känslig omgivning genom damning och utlakning.

4.3 Markmiljön

Bedömningar av risker för markmiljön kan göras på flera nivåer. Den enklaste nivån, som också används för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark, utgår från att man genom att skydda arter som lever i marken även skyddar markens funktion. Två nivåer används för bedömning av förorenad mark. För känslig markanvändning utgår man från ett skydd av 25 % av arterna, vilket bedöms ge en liten effekt på markmiljön. För mindre känslig markanvändning utgår man från ett skydd av 50 % av arterna, vilket bedöms ge ett tillräckligt skydd för den aktuella markanvändningen vid industrier, vägar och kommersiella fastigheter. För Naturvårdsverkets förslag på nivå för mindre än ringa risk används ett skydd av 95 % av arterna för att ange en nivå där ingen negativ påverkan på markmiljön förväntas.

Den metod som används bygger på antagandet att en viss mängd arter krävs för att upprätthålla ett fungerande ekosystem i marken och därmed markens funktion. Om antalet arter minskar kommer också markens funktion försämrats. Om en stor andel av arterna försvinner kan viktiga funktioner i ekosystemet helt försvinna och man riskerar allvarliga störningar på marksystemet. Att därför bestämma haltnivåer som motsvarar skyddsnivåer för arter som lever i marken som är lägre än 50 % bedöms inte vara relevant. Det går inte att avgöra vilken effekt så omfattande störningar på de marklevande arterna kommer att ha på markens funktion.

Den halt som motsvarar en given skyddsnivå bestäms genom en statistisk behandling av resultat från ekotoxikologiska tester hämtade från litteraturen. Nivåerna har satts utifrån det dataunderlag som finns tillgängligt i dagsläget. De är dock inte beräknade på samma vetenskapliga grund som de hälsoriskbaserade riktvärdena. Eftersom dataunderlaget skiftar i kvalitet mellan olika ämnen är det också stora skillnader i osäkerheten för de haltgränser som erhålls.

Denna metodik för bedömning av risker för markmiljön är svår att göra platsspecifik på annat sätt än att (inom rimliga gränser) använda olika skyddsnivåer. Värdena bygger på behandling av litteraturdata för vanliga marklevande arter och kan inte enkelt anpassas till specifika förhållanden vad gäller biotillgänglighet och aktuellt markekosystem. I stället måste undersökningar göras på platsen. Dessa kan bli relativt omfattande.

Så som nämndes i den konceptuella modellen kan i vissa anläggningar förhållandena avvika så väsentligt från normala markförhållanden att en normal markfunktion förhindras. I dessa fall är det inte riskerna för miljön i konstruktionen som är styrande, men risker kan uppkomma i omgivningen eller för djur som vistas eller söker föda där. För dessa fall bör en bedömning göras av hur stora dessa effekter kan vara.

4.4 Skydd av grundvatten och ytvatten

Bedömningar av risken för spridning utgår vanligen från avfallets lakbarhet, exempelvis de beräkningar som ligger till grund för mottagningskriterierna vid deponier eller de beräkningar som gjorts för Naturvårdsverkets förslag till nivåer som innebär mindre än ringa risk. Dessa modeller bygger på att lakbarheten av avfallet under givna förutsättningar inte skall orsaka oacceptabla halter i grundvatten eller ytvatten. Förutsättningarna beskrivs i generella scenarier som är anpassade till olika typsituationer, vad

gäller konstruktionens storlek, vatteninträngning, grundvattenförhållanden och recipienter. Modellen beskriver utlakning, transport i grundvattnet, fastläggning av föroreningar i grundvattenzonen, utspädning i grundvattnet eller ett ytvatten. För Naturvårdsverkets förslag till nivåer gäller att haltökningen i grundvattnet inte skall överskrida 30 procent av dricksvattennormen och att haltökningen av metaller i ytvatten skall vara måttlig i förhållande till normalt förekommande halter.

Samma beräkningssätt kan användas för att bedöma specifika verksamheter, men det kräver en hel del platsspecifika data samt även kompetens att bedöma de hydrogeologiska förhållandena.

En jämförelse med mottagningskriterierna för avfall kan ge vissa indikationer för hur lakegenskaper bedöms i deponeringssammanhang. En direkt jämförelse kan dock inte göras eftersom förutsättningarna skiljer sig från de som gäller för anläggningar. Skillnaderna rör bl.a. avstånd till skyddsobjekt och krav på kontroll men framförallt så är mottagningskriterierna framtagna enbart med hänsyn till skydd av grundvatten. Det förutsätts även att deponin uppfyller befintliga krav bland annat rörande underliggande geologisk barriär.

5 Andra aspekter

5.1 Färdigställda anläggningar

Tillståndsplikten för en anläggning anses upphöra när anläggningen färdigställts. För anläggningar som kräver byggnadslov utfärdar byggnadsnämnden ett slutbevis när anläggningen är färdigställd. Detta intygar att verksamhetsutövaren uppfyllt sina åtaganden enligt kontrollplanen.

I Byggnadsverkslagen (1994:847) ställs krav på att en byggnad eller anläggning som färdigställts skall underhållas bland annat avseende skydd med hänsyn till hälsa och miljö samt säkerhet vid användning.

5.2 Konstruktionens funktion

För att en anläggning skall kunna upprätthålla sin funktion krävs underhåll. För en väg kan detta innebära omläggning eller reparation av slitlager, skötsel av vägrenar, rensning av diken, omläggning av dräneringar, osv. Om inte underhåll görs kan funktionen nedsättas så att riskerna med avfallet i anläggningen ökar. Ett slitlager som inte underhålls kan leda till ökad damning och ökad infiltration. Skador på slitlager uppkommer genom tjälning, sättningar i vägkroppen eller trafikbelastning. Normalt underhålls vägar med ny beläggning med en period av 10 till 20 år. Lagning av sprickor som påverkar bärigheten görs med tätare intervall. Men även en asfaltsyta som underhålls kan inte förväntas vara helt tät. Infiltrationen genom en asfaltsyta har uppskattats vara i storleksordningen 5 – 15 mm/år, men infiltrationen kan förväntas variera kraftigt beroende på förekomst av sprickor. I testvägar med avfallsmaterial har vattenexponeringen uppskattats motsvara ett L/S-tal mellan 0,05 l/kg i vägmitten och 0,1 l/kg i vägkanten och år. Det motsvarar en infiltration på ca 30 respektive 60 mm/år.

Underhållsåtgärder kan i sig innebära ökad risk för föroreningsutbredning, detta kan gälla röjning av snö och is, hyvling, omläggning av slitlager, dikesrensning och omläggning

av dräneringar. Schakter för nedläggning eller reparation av ledningar i vägar innebär att avfallsmaterial kan bli tillgängligt för exponering eller kan spridas.

5.3 Avfallets egenskaper

Avfall som är i kontakt med atmosfären eller vatten kan oxideras. Detta kan leda till att föroreningar frigörs, men också till att utfällningar bildas som kan binda tungmetaller. För starkt basiska avfall leder kontakt med luftens atmosfär till en gradvis karbonatisering och med tiden till en sänkning av pH-värdet. Många avfallstyper har högt innehåll av klorid och sulfat som kan påverka utlakningen av andra ämnen.

Nedbrytning av organiskt material kan leda till sättningar och kan också öka halten löst organiskt material i lakvattnet, vilket kan öka rörligheten av vissa metaller, t.ex. kadmium och koppar.

Med tiden förändras de fysikaliska egenskaperna för många typer av avfall. Avfall med hårdande egenskaper blir styvare, vilket medför risk för att sprickor och kanaler bildas som kan medföra en större vattengenomströmning och en ökad utlakning av föroreningar.

Om en konstruktion utsätts för kraftiga vattenflöden kan inre erosion uppstå. Detta innebär att partiklar frigörs från avfallsmaterialet och kan föra med sig föroreningar. Kraftig intern erosion kan också påverka konstruktionens stabilitet och leda till ras.

5.4 Skyddsbarriärernas funktion

Eftersom många avfall innehåller oorganiska föroreningar som inte bryts ned är kraven på eventuella skyddsåtgärders beständighet stora. Skyddsbarriärer som installeras i en konstruktion bör därför vara kontrollerbara och åtkomliga för reparation. Det är svårt att utvärdera beständighet i ett långtidsperspektiv och eftersom förutsättningarna i framtiden är osäkra kan endast grova uppskattningar göras av olika materials beständighet. För vissa material är beständigheten tämligen väl känd och kan bedömas i ett hundraårsperspektiv, t.ex. betong och bentonit. För andra typer av konstgjorda material är beständigheten mer osäker och några säkra bedömningar kan inte göras, t.ex. för konstgjorda tätskikt av polymermaterial.

Speciella skyddsbarriärer som används i konstruktionen i syfte att minska risken vid återanvändning av avfall bör därför inte tas med i riskbedömningen för att avgöra provningsnivån. Skyddsbarriärer som ingår i den normala konstruktionen kan dock ingå i bedömningen.

5.5 Konstruktionens användning

Användningen av en konstruktion kan på sikt förändras eller upphöra. Detta kan leda till markant förändrade förutsättningar för exponering av människor eller spridning till omgivningen. Om en ändrad användning innebär en markant förändring av riskbilden bör särskilda villkor ställas. Detta innebär större krav på bevarande av kunskapen att avfall använts i konstruktionen och kan även innebära krav på att ekonomiska säkerheter ställs för åtgärder såsom ett framtida omhändertagande av konstruktionen när den har tjänat ut.

6 Exempel

I följande avsnitt ges ett exempel på hur bedömning av riskerna kan göras praktiskt. Exemplet är hypotetiskt och behandlar användning av granulärt avfall som bärlager vid anläggning av en väg.

6.1 Informationsbehov

6.1.1 Avfallet

Avfallets ursprung och eventuella behandling bör vara känd samt även dess kemiska sammansättning, såsom huvudbeståndsdelar, innehåll av organiskt material, pH samt eventuella självhårdande egenskaper. För avfall med höga pH-värden kan en bedömning av materialets buffringsförmåga vara väsentlig för att bedöma den långsiktiga lakningen.

Viktig information är avfallsmaterialets innehåll av föroreningar såsom tungmetaller och svårnedbrytbara organiska föroreningar (exempelvis dioxiner, PCB och PAH). Även innehållet av andra ämnen som kan förekomma i höga halter i avfall bör vara känt, till exempel organiskt material, klorid, fluorid och sulfat. Om avfallet kan ha mycket varierande egenskaper bör information finnas om hur halterna kan variera.

Avfallets lakegenskaper bör vara kända både vad gäller initiala halter som kan uppkomma (halter i lakvätskan vid låga L/S-tal) och lakningen i ett långtidsperspektiv (utlakad mängd vid höga L/S-tal) eller förändring av avfallets lakegenskaper genom exempelvis oxidering. Lakvätskans pH kan ge värdefull information om lakbarheten av många metaller. Halten löst organiskt material (DOC) är viktig för att bedöma rörligheten av metaller som koppar och kadmium samt många organiska föroreningar.

Fysikaliska egenskaper för avfallet såsom kornstorleksfördelning, damningsbenägenhet och förmåga att krossas till småpartiklar bör vara kända. Om avfallet innehåller föroreningar som kan innebära en risk vid direktkontakt eller inandning av damm kan kompletterande information om föroreningsinnehåll i finfraktionen vara önskvärd. I beräkningen av nivåer för mindre än ringa risk antas att halten i den inandningsbara fraktionen (mindre än 10 µm) är 5 gånger högre än genomsnittshalten i avfallet.

För den aktuella konstruktionen bör det finnas tillräcklig kunskap för att bedöma om avfallets vattengenomsläpplighet kan begränsa vattenströmningen genom avfallet.

Den relativa biotillgänglighetsfaktorn anger hur stor andel av föroreningen som är biologiskt tillgänglig i förhållande till vad som antagits vid bestämning av det tolerabla dagliga intaget (TDI). Vid bestämning av TDI är ofta inte all förorening biologiskt tillgänglig. Biotillgängligheten beror på föroreningens fysikalisk-kemiska form. En utgångspunkt är att den relativa biotillgängligheten är ett, dvs. samma som för den form av ämnet som använts vid bestämning av de toxiska egenskaperna. Biotillgängligheten kan också påverka upptaget i växter och föroreningens effekter på marklevande organismer. Mer kunskap om avfallets biotillgänglighet kan ge större säkerhet i riskbedömningen, men kräver omfattande testning.

Information behövs också om det finns risk för gasbildning i avfallet.

6.1.2 Konstruktionen

I underlaget bör information finnas om vägsträckans längd och bredd, mängd avfall och dess mäktighet, bredd och placering i konstruktionen. Information ska även finnas om vilka skydds- och täckskikt som finns kring avfallet. För en väg är det väsentlig information om avfallet sträcker sig utanför ett hårdgjort slitlager. Eventuella särskilda skyddsåtgärder skall anges. Information bör finnas som kan användas för att bedöma konstruktionens vattengenomsläpplighet och vattenmättnad samt uppgifter om hur vägen ska dräneras och hur och var dränerat vatten leds bort.

6.1.3 Lokalisering

Markanvändningen längs med vägen ska vara känd. Information ska finnas om bostadshus eller andra känsliga områden i omgivningen (t.ex. daghem, lekplatser, skolor, odlingar, skyddade områden) liksom om skyddsobjekt såsom brunnar, grundvatten, sjöar och vattendrag samt våtmarker. Läget för grundvattenytan samt grundvattnets strömningsriktning ska anges. Det ska också framgå hur vatten som dränerats från konstruktionen leds bort genom dräneringsledningar eller diken och till vilken recipient.

6.2 Förutsättningar för riskbedömning

De risker som en anläggning innebär kommer att variera med tiden. I samband med anläggning, underhåll och en eventuell framtida rivning av vägen råder andra förutsättningar än under en normal driftperiod. En bedömning av riskerna bör grunda sig på vägkonstruktionens hela livscykel. Möjligheten till kontroll av hur återanvänt avfall hanteras är störst i samband med anläggningen och kan även upprätthållas i samband med normal drift och underhåll. Risken att kunskapen om avfallets användning och dess egenskaper inte bevaras ökar generellt med tiden, vilket påverkar förutsättningarna för att exponering för materialet sker.

Vid bedömning av riskerna för att avgöra provningsnivå tas inte hänsyn till aktiva skyddsåtgärder utöver de som ingår i den normala konstruktionen.

6.3 Hälsorisker

En enkel riskbedömning kan göras genom att jämföra med de innehållsbaserade kriterier för bedömning av hälso- och miljörisker som tagits fram för nivån mindre än ringa risk. I ett första steg görs en bedömning av hur exponeringsförutsättningarna vid vägkonstruktionen förhåller sig till de som används för beräkning av nivåer för mindre än ringa risk. Det finns även möjlighet att göra en jämförelse med exponeringsförutsättningarna och de hälsoriskbaserade riktvärdena för förorenad mark eftersom endast exponeringsförutsättningarna skiljer i beräkningsmodellen. Om förutsättningarna avviker markant från de som gäller för framtagning av dessa värden kan det vara aktuellt att göra en särskild bedömning. I denna bedömning bör de allmänna anvisningar som gäller för framtagning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark som anges i Naturvårdsverkets vägledning användas.

Riskbedömningen skall gälla vägkonstruktionens hela livscykel. Detta innebär bland annat att man skall vara restriktiv i att helt utesluta vissa exponeringsvägar eller göra drastiska förändringar av exponeringsparametrar. Eventuella förändringar jämfört med de generella antagandena skall motiveras.

6.4 Markmiljö

För den aktuella konstruktionen med avfall i ett bärlager gäller riskerna framförallt för skydd av markmiljön i vägslänter och diken samt omgivande mark. Speciell hänsyn bör tas till ställen där vägen går i anslutning till tomtmark eller andra fastigheter. I bedömningen bör hänsyn tas till de skyddslager som finns kring avfallsmaterialet samt hur dräneringen avleds. Växtrötter kan tänka sig söka sig till delar av konstruktionen med hög och någorlunda konstant vattentillgång. Föroreningar som lakas från avfallet kan ansamlas i diken. Enkla överslagsberäkningar av spridningen till omgivningen kan göras genom att beräkna totalt utlakad mängd under anläggningens förmodade livstid.

6.5 Skydd av grundvatten och ytvatten

Eventuella effekter på grundvatten och ytvatten bedöms i första hand utifrån resultat av lakteter. En jämförelse bör göras med de kriterier som gäller för nivå på mindre än ringa risk vid allmän användning. En bedömning bör göras av om förutsättningarna skiljer sig markant från de som använts vid framtagning av lakkriterierna. Skillnader kan gälla konstruktionens storlek, avfallslagrets mäktighet, infiltration genom konstruktionen, avstånd till brunn eller skyddsvärt grundvatten, vattenföring och omsättningstid i recipienter. Vid en sådan jämförelse bör det även observeras att den modell som använts för att beräkna nivåerna för mindre än ringa risk bygger på vissa antaganden, exempelvis att halterna i lakvätskan avtar med tiden i en viss takt, att det sker en snabb fördelning av föroreningen i jordvolymen under anläggningen samt att punkten där grundvatten skyddas ligger i direkt anslutning till anläggningen. Här ger känslighetsanalysen för utlakningsmodellen viss ledning om vilken inverkan en förändring av förutsättningarna medför för skyddet av yt- och grundvatten.

När infiltration genom slitlagret bedöms bör hänsyn tas till att beständigheten av en hårdgjord yta är begränsad och att även med normalt underhåll kan en infiltration genom en hårdgjord yta förväntas, se avsnitt 5.2.

Spridning till ytvatten från en vägkonstruktion kan i stor utsträckning förväntas ske genom dräneringar och diken. Detta innebär att spridningen är snabbare än om den sker via grundvattnet, även om föroreningar i viss mån fördröjs även vid transport i diken. Detta innebär att föroreningar kan spridas relativt snabbt till ett ytvattendrag och att avståndet har mindre betydelse för spridningen. Om vägen stoppar upp ytvatten vid höga vattenflöden finns risk för en direkt utlakning till ytvatten.

7 Referenser

Ekvall A, von Bahr B, Andersson T, Lax K, Åkesson U, 2006. Lakegenskaper för naturballast. Bergmaterial och moräner. Värmeforsk Rapport 961.

SGU. Regional markgeokemisk databas, Sveriges Geologiska Undersökning

SLU. Mark- och grödoinventeringen, Data insamlat 1988–2003. Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se).

Tossavainen M, 2005 Leaching results in the assesement of slag and rock materials as construction material. Doctoral thesis, Luleå University of Technology/Luleå tekniska universitet, Nr.:2005:44.

Återvinning av avfall i anläggningsarbeten

HANDBOK 2010:1

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-0164-3
ISSN 1650-2361

Handbok

Denna handbok är vår vägledning för att underlätta återvinningen av avfall i anläggningsarbeten på ett miljö- och hälsomässigt säkert sätt.

I handboken hittar du den lagstiftning som berörs vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten och hur miljömålen berörs. Vi beskriver vilken kunskap om avfallen som är väsentlig vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Vi förklarar hur handläggningen av sådana ärenden där avfall återvinns kan gå till.

I handboken anger vi en nivå för när vi anser att föroreningsrisken är mindre än ringa. Då behövs ingen anmälan till kommunen. Nivåerna anges som både halter i avfallet och utlakning från avfallet. Vi förklarar även de principer och förutsättningar som legat till grund för nivåerna. De kan användas som stöd vid bedömningen om det till exempel finns andra ämnen i avfallet än de vi har tagit upp.

Handboken vänder sig främst till operativa tillsynsmyndigheter men även till tillståndsprövande myndigheter som hanterar frågor om användning av avfall i anläggningsarbeten. Men det är avfallsproducenten, verksamhetsutövaren eller ibland fastighetsägaren som har ansvar för att både känna till sitt avfall och ansvara för att användningen inte skadar människor eller miljö. Därför önskar vi att handboken även kommer att användas och uppskattas av dessa aktörer.

Handboken är vägledande och inte rättsligt bindande.

