



Kriterier för tributyl- tenn, Irgarol och diuron i muddermassor som omhändertas på land

Rapport från projekt Hav möter Land



Hav møter Land

Klima vatten samfundsplanlægning sammen

Rapportnummer: 17

Rapportnummer hos Länsstyrelsen: 2013:37

ISSN: 1403-168X

Författare: Mark Elert och Celia Jones, Kemakta Konsult AB

Utgivare: Hav möter Land, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

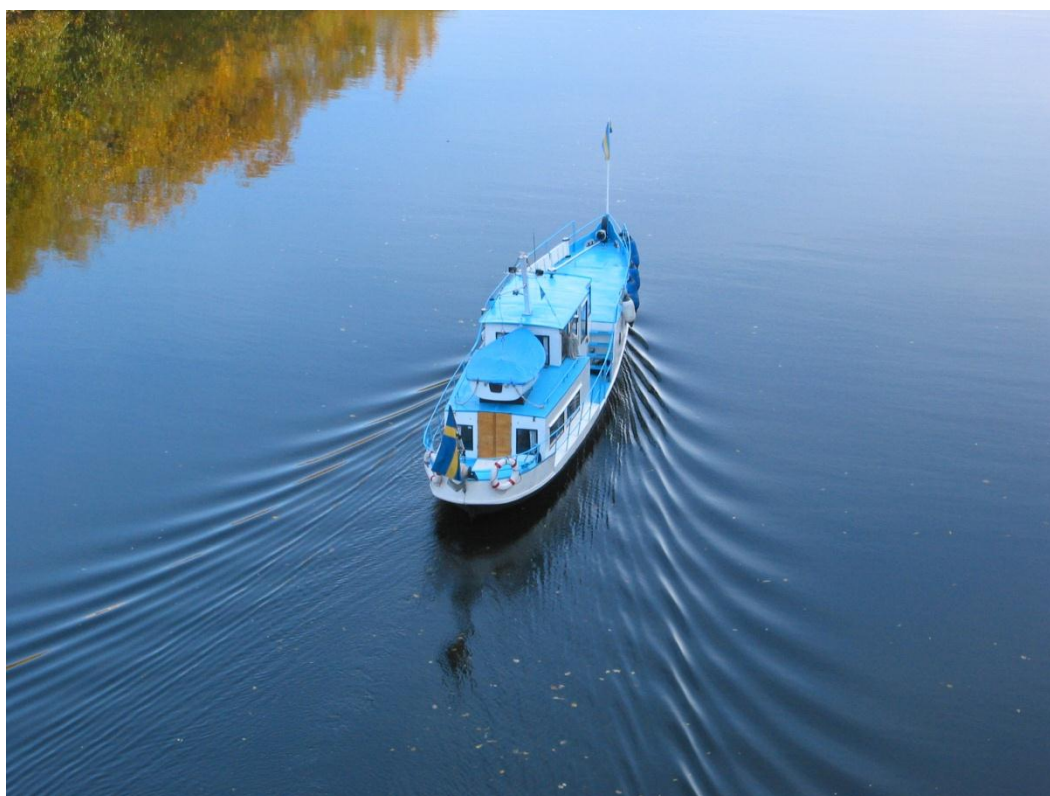
Omslagsfoto: bakgrundsbild Claes Hillén

Ämnesord: föroreningar, muddermassor, riktvärden, avfall, deponering, TBT, Irgarol, diuron

Rapporten finns på www.havmoterland.se



Kemakta AR 2012-26



Kriterier för tributyltenn, Irgarol och diuron i muddermassor som omhändertas på land

Mark Elert och Celia Jones

Maj 2013

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

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



Hamster Land

Sammanfattning

På uppdrag av Projekt ”Hav möter Land” har Kemakta tagit fram kriterier för bedömning av halter av organiska tennföreningar, Irgarol (cybutryne) och diuron. Målsättningen är att dessa kriterier ska kunna användas för att göra miljömässiga bedömningar av framförallt mindre muddringsprojekt.

De framtagna kriterierna täcker in klassificering som farligt avfall, riktvärden för förorenad mark, nivåer som motsvarar mindre än ringa risk samt ringa risk, nivåer för uppläggning av massor på en deponi för inert, icke-farligt respektive farligt avfall. I de flesta fall har kriterier både för totalhalt och lakbar mängd tagits fram.

Metodiken för framtagning av bedömningsgrunderna bygger på den metodik som i olika sammanhang tagits fram för bedömning av avfall och förorenad mark av Naturvårdsverket, Avfall Sverige samt inom EU. För beräkningarna har ämnesdata samlats in för de aktuella ämnena från EU:s arbete med kemikalieklassificering samt riskbedömningar genomförda av WHO, nationella och regionala miljömyndigheter och forskningsinstitut.

Rapporten är framtagen av Hav möter Lands temagrupp Miljögifter och muddring under ledning av Per-Olof Samuelsson.



Hamster Land

Innehåll

1.	Inledning	9
1.1.	Syfte och omfattning	9
2.	Metodik för framtagning av kriterier	10
2.1.	Klassificering som farligt avfall	10
2.2.	Riktvärden för förorenad mark	11
2.3.	Nivå för mindre än ringa risk	12
2.4.	Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk	12
2.5.	Nivå för inert avfall	13
2.6.	Nivå för icke-farligt avfall	14
2.7.	Nivå för farligt avfall	15
3.	Tributyltenn	16
3.1.	Egenskaper	16
3.1.1.	Fysikalisk-kemiska	16
3.1.2.	Toxikologiska data	18
3.1.3.	Ekotoxikologiska data för mark	19
3.1.4.	Ekotoxikologiska data - ytvatten	22
3.2.	Kriterier för förorenad mark i andra länder	24
3.3.	Klassificering som farligt avfall	25
3.4.	Riktvärden för förorenad mark	26
3.5.	Nivå för mindre än ringa risk	27
3.5.1.	Totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk	27
3.5.2.	Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk	27
3.6.	Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk	29
3.7.	Nivå för inert avfall	30
3.8.	Nivå för icke-farligt avfall	31
3.9.	Nivå för farligt avfall	31
3.10.	Sammanfattning TBT, DBT och MBT	33
4.	Irgarol	34
4.1.	Egenskaper	34
4.1.1.	Fysikalisk-kemiska	35
4.1.2.	Halter i miljön	35
4.1.3.	Toxikologiska	35
4.1.4.	Ekotoxikologiska – mark	36
4.1.5.	Ekotoxikologiska - ytvatten	37
4.2.	Klassificering som farligt avfall	38
4.3.	Riktvärden för förorenad mark	39
4.4.	Nivå för mindre än ringa risk	39
4.4.1.	Totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk	39
4.4.2.	Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk	40
4.5.	Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk	40

4.6.	Nivå för inert avfall	41
4.7.	Nivå för icke-farligt avfall	42
4.8.	Nivå för farligt avfall	43
4.9.	Sammanfattning Irgarol	44
5.	Diuron	45
5.1.	Egenskaper	45
5.1.1.	Fysikalisk-kemiska egenskaper	46
5.1.2.	Halter i miljön	46
5.1.3.	Toxikologiska	46
5.1.4.	Ekotoxikologiska – mark	47
5.1.5.	Ekotoxikologiska – ytvatten	47
5.2.	Klassificering som farligt avfall	48
5.3.	Riktvärden för förorenad mark	49
5.4.	Nivå för mindre än ringa risk	49
5.4.1.	Totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk	49
5.4.2.	Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk	50
5.5.	Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk	50
5.6.	Nivå för inert avfall	51
5.7.	Nivå för icke-farligt avfall	52
5.8.	Nivå för farligt avfall	53
5.9.	Sammanfattning diuron	54
6.	Referenser	55

1. Inledning

I Projekt "Hav möter Land" samarbetar organisationer från Sverige, Norge och Danmark i frågor rörande klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegatt och Skagerak. En temagrupp inom "Hav möter Land" arbetar med att ta fram en samsyn och gemensamma riktlinjer för muddring, dumpning och omhändertagande av muddermassor. Gruppen har konstaterat att det saknas riktlinjer för ämnen som är vanligt förekommande i muddermassor; tributyltenn (TBT), Irgarol och diuron.

Kemakta Konsult har lång erfarenhet av att ta fram bedömningsgrunder och riktvärden för föroreningar i olika typer av massor och har därför fått i uppdrag från Projekt "Hav möter Land" att ta fram kriterier för bedömning av halter av TBT, Irgarol och diuron i muddermassor som omhändertas på land.

1.1. Syfte och omfattning

Syftet med uppdraget är att ta fram material till stöd för kommuner, entreprenörer och konsulter i samband med muddring och uppläggning av muddermassor på land. Målsättningen är att ta fram riktvärden som kan användas för att göra miljömässiga bedömningar av framförallt mindre muddringsprojekt. De frågeställningar som temagruppen definierat omfattar att ta fram haltnivåer för tributyltenn, Irgarol och diuron för följande situationer:

1. Klassificering av muddermassor som farligt avfall utifrån avfallsdirektivet (2008/98/EG) och avfallsförordningen (2011:927)
2. Riktvärden för förorenad mark motsvarande känslig och mindre känslig markanvändning
3. Nivåer som motsvarar mindre än ringa risk för muddermassor som används för anläggningsändamål
4. Nivåer för ett scenario för uppläggning eller nyttiggörande av muddermassor som utgår från ett standardiserat C-ärende (ringa risk)
5. Nivåer för uppläggning av massor på en deponi för inert avfall
6. Nivåer för uppläggning av massor på en deponi för icke-farligt avfall
7. Nivåer för uppläggning av massor på en deponi för farligt avfall

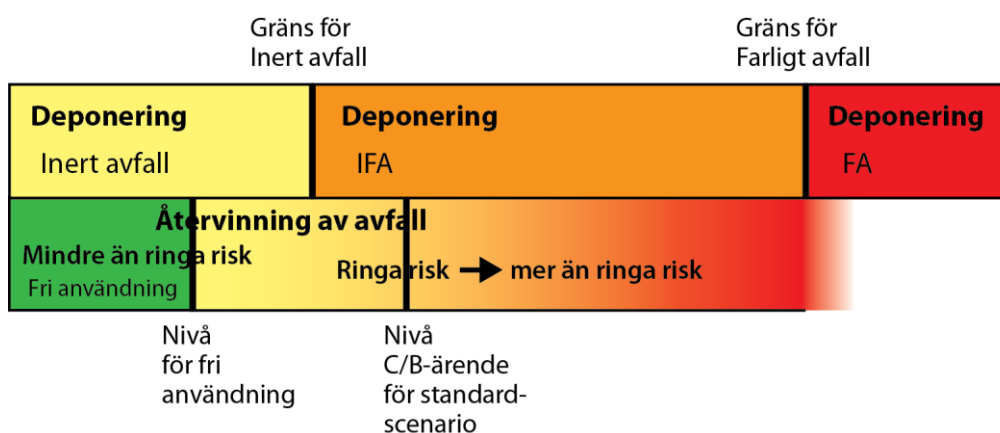
För haltnivåerna 3 till 7 anges haltnivåer både för lakbarhet och för totalhalt.

Nedbrytningsprodukterna till TBT (DBT och MBT) samt även nedbrytningsprodukter till Irgarol och diuron har inkluderats när det ansetts befogat.

2. Metodik för framtagning av kriterier

De kriterier som tagits fram bygger på metodik utarbetad för bedömning av avfall och förorenad mark som i viss mån anpassats för de speciella förutsättningarna med upplagda muddermassor.

Olika bedömningsmetoder används för avfall och förorenad mark. För avfall används dessutom något olika bedömningsmetoder för deponering av avfall och för återanvändning av avfall. I figur 2.1 redovisas hur de olika kriterierna som används förhåller sig till varandra.



Figur 2.1 Beskrivning av olika nivåer för deponering av avfall respektive användning av avfall för anläggningsändamål.

Två olika typer av kriterier har tagits fram; för nivåer på lakbarhet samt på nivåer för totalhalt. I tabell 2.1 sammanfattas vilka kriterier som tagits för olika typer av hantering av muddermassor. En mer utförlig beskrivning ges i avsnitt 2.1 till 2.6.

2.1. Klassificering som farligt avfall

Klassificering av förorenade massor enligt avfallsdirektivet (2008/98/EG) och avfallsförordningen (2011:927) bygger på den metodik som används för kemikalieklassning enligt CLP-förordningen (EG) nr 1272/2008. Den klassificering av ämnens farliga egenskaper som gjorts baseras sig på den metodik som tagits fram i Avfall Sveriges Rapport 2007:01 (Avfall Sverige, 2007). Tributyltenn och diuron har klassificerat enligt CLP-förordningen. För klassificering av de miljöfarliga egenskaperna används i CLP-förordningen multiplikationsfaktorer (M-faktorer), se faktaruta i avsnitt 3.3. I projektet har en genomgång gjorts av de ekotoxikologiska data som tagits fram för miljö kvalitetsnormer enligt vattendirektivet i syfte att bedöma om de M-faktorer som används i kemikalielagstiftningen är relevanta för klassificering av muddermassor som farligt avfall.

För Irgarol finns bara förslag på klassificering enligt kemikalielagstiftningen, därför har klassningen i denna rapport gjorts utifrån data från toxicitetstester och den metodik som anges i CLP-förordningen. Beräkning av gränser för vad som skulle betraktas som farligt avfall följer den metodik som tagits fram av Avfall Sverige.

Tabell 2.1 Sammanfattning av de kriterier som är relevanta för hantering av muddermassor samt en kortfattad beskrivning av använd metodik.

Kriterie	Nivå för lakbarhet	Nivå för totalhalt
Nivå för farligt avfall	Inget	Beräknat utifrån kemikalieklassificeringen i CLP-förordningen (EG/1272/2008) enligt metodik föreslagen av Avfall Sverige.
Riktvärden förorenad mark	Inget	Beräknat för: - Känslig markanvändning (KM) - Mindre känslig markanvändning (MKM) Enligt Naturvårdsverket, 2007.
Återvinning av avfall Mindre än ringa risk	Enligt Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 Grundvatten och ytvatten	Enligt Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 Modifierat KM-scenario
Återvinning av avfall Ringa risk (C-ärendet)	Modifierat från NV:s Handbok. Grundvatten och ytvatten	Risk för lakning Risk för exponering av människor och miljö. Modifierat MKM-scenario.
Inert avfall	Modifierat från EU:s TAC-modell för acceptanskriterier. Grundvatten och ytvatten	Risk för lakning
Icke-farligt avfall	Modifierat från EU:s TAC-modell för acceptanskriterier. Grundvatten och ytvatten	Risk för lakning
Farligt avfall	Modifierat från EU:s TAC-modell för acceptanskriterier. Grundvatten och ytvatten	Risk för lakning

2.2. Riktvärden för förorenad mark

Riktvärden för förorenad mark vid känslig och mindre känslig markanvändning har tagits fram enligt den metodik som presenteras i Naturvårdsverkets rapport NV 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Metodiken för beräkning av riktvärden bygger på att hänsyn tas till både hälso- och miljörisker kopplade till ett förorenat område. För såväl hälso- som miljörisker inkluderas direkta effekter till följd av direkt kontakt med den förorenade jorden samt indirekta effekter som kan uppstå på grund av spridning av föroreningar. I riktvärdesmodellen görs beräkning av hälsoriskbaserat riktvärde, riktvärde för skydd av markmiljön och riktvärde för skydd mot spridning till grundvatten respektive ytvatten separat. Ett slutligt riktvärde väljs sedan som det lägsta av de framräknade värdena.

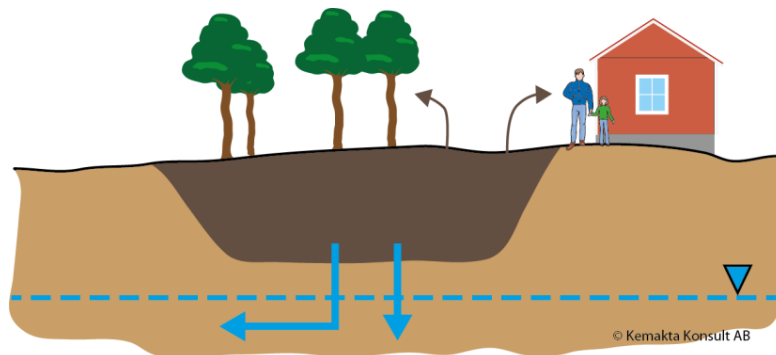
Riktvärdena anger den föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlings-sammanhang. Som underlag för riktvärdena har grundläggande fysikalisk-kemiska, toxikologiska och ekotoxikologiska data tagits fram för de aktuella ämnena.

2.3. Nivå för mindre än ringa risk

Användning av avfall för anläggningsändamål regleras i miljölagstiftningen. Om föroreningsrisken är mindre än ringa behöver inte användning av avfall anmälas. De nivåer som anges ger en vägledning för bedömning om risken är mindre än ringa.

Fri användning

- Exponering människor
- Exponering miljö
- Spridning grundvatten
- Spridning ytvatten



Figur 2.2 Förutsättningar för beräkning av nivå för mindre än ringa risk (fri användning).

Framtagning av nivåer för fri användning har gjorts enligt den metodik som presenteras i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”. För detta krävs samma grundläggande data som för framtagning av riktvärden i mark, men även viss information om lak- och spridningsegenskaper. Nivåerna presenteras på två sätt: totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö samt lakbarhetskriterier för skydd av grundvatten och ytvatten. Beräkningarna av totalhaltskriterier för skydd av hälsa och miljö bygger på samma grundläggande data som för framtagning av riktvärden i mark, men med strängare krav på skydd av markmiljön.

Lakbarhetskriterierna i Naturvårdsverkets handbok bygger på den modell som används som underlag för gränsvärden för deponering av avfall. De beräkningsscenarier som används har dock anpassats till två alternativ för användning:

- Generell användning
- Användning i täckskikt på en deponi

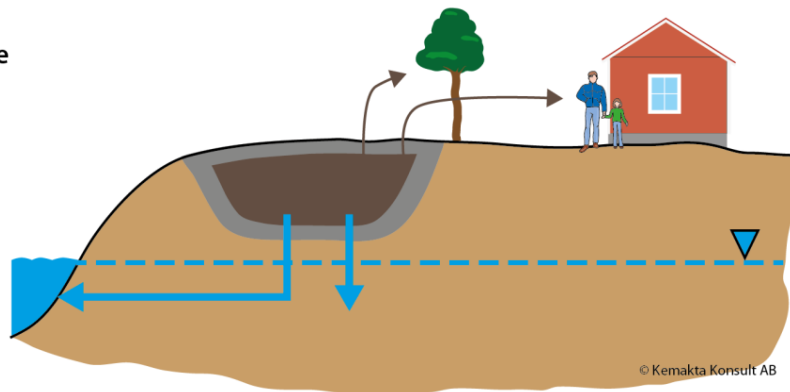
I denna rapport har nivåer enbart tagits fram för generell användning av massorna.

2.4. Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk

Haltnivåer har tagits fram som kan vara stöd för bedömning av prövningsnivå, dvs. om verksamheten kan anses utgöra ett anmälningsärende (C-ärende) eller ett tillståndsärende (B-ärende). I detta fall är bedömningen i viss mån specifik för platsen och anläggningen. Därför har ett vägledande standardiserat scenario definieras. Utgångspunkten är uppläggning av en mindre mängd muddermassor (1000 m³) strandnära innanför en spont, på en tät botten och under ett täckskikt.

Generaliserat C-ärende

- Exponering människor
- Exponering miljö
- Spridning grundvatten
- Spridning ytvatten



Figur 2.3 Förutsättningar för beräkning av nivå för ringa risk (C-ärende).

Muddermassorna har antagits uppta en yta av 100x10 meter och ha en mäktighet på 1 meter. Torrdensiteten på de upplagrade sedimenten antas vara 1500 kg/m^3 . Två alternativa utformningar har beaktats. I det ena fallet antas täckningen motsvara kraven för en deponi för icke farligt avfall, vilket ger en vattenströmning genom muddermassorna på 50 mm/år. I det andra fallet antas täckningen vara mindre kvalificerad med en vattenströmning på 200 mm/år. Under muddermassorna antas finnas en 1 meter mäktig grundvattenakvifer med ett flöde på $10 \text{ m}^3/\text{m}^2$, år. Uppläggnings sker vid ett ytvatten med ett flöde på 1 miljoner $\text{m}^3/\text{år}$ ($0,03 \text{ m}^3/\text{s}$). I övrigt är utgångspunkten den ämnesinformation som krävs för att ta fram haltnivåer för återanvändning.

Nivåer har tagits fram både som totalhaltsnivåer och som nivåer för utlakad mängd. De nivåer som ges för totalhalt är framtagna med flera syften och redovisas som tre separata värdena: risk för exponering av människor, risk för markmiljön samt risk för lakning som påverkar grundvatten eller ytvatten. De totalhaltsvärden för lakning som tagits fram är tänkta att användas för en första jämförelse med uppmätta totalhalter för att avgöra om risker finns för en betydande lakning och om det är motiverat att genomföra lakförsök. De värden som är framtagna för exponering av människor och skydd av markmiljön är tänkta att använda som stöd för bedömning av risker vid direkt kontakt med de upplagda muddermassorna. De förutsättningar som används motsvarar de som gäller för beräkning av riktvärden vid mindre känslig markanvändning (MKM). Yta och djup för de upplagda muddermassorna har dock anpassats till de som antagits för det standardiserade C-ärendet. Plats-specifika krav och förutsättningar kan dock innebära att andra exponeringsförhållanden och andra krav på skydd av markmiljön.

De nivåer för utlakad mängd som tagits fram utgår från den metodik som redovisas i för Naturvårdsverkets Handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket 2010). Kontrollpunkten för skydd av grundvatten antas ligga direkt nedströms de upplagda muddermassorna.

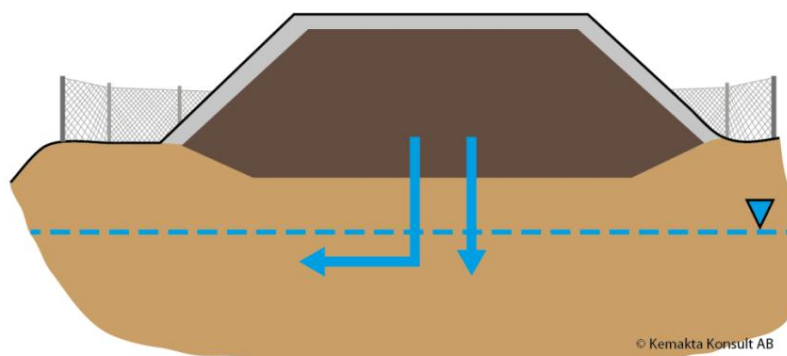
2.5. Nivå för inert avfall

Totalhaltsnivåer för inert avfall har inte beräknats för skydd av hälsa eller markmiljö utan endast med hänsyn till skydd av grundvatten och ytvatten. Orsaken till detta är att muddermassorna i detta fall kommer att utgöra avfall som läggs på en deponi med de speciella regler och skydds krav som detta medför. Halterna har

beräknats med den modell för lakning av föroreningar som ingår i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för riktvärden i mark.

Deponi för inert avfall

- Spridning grundvatten
- Spridning ytvatten



Figur 2.4 Förutsättningar för beräkning av nivå för deponi för inert avfall.

Haltnivåer som skulle motsvara vilken lakning som skulle accepteras i en deponi för inert avfall har beräknats med samma förutsättningar som användes vid framtagning av gränsvärden för deponering (EU, 2003a; Naturvårdsverket, 2004) enligt den metodik som beskrivs i Elert och Yesilova (2008). Data för antagen deponi har tagits från (Hjelmar et al., 2001) med vissa modifikationer. I EU:s underlagsmaterial antas deponins storlek vara 150 x 150 m med en höjd av 10 m. Detta är en orealistiskt stor deponin för muddermassor från småbåtshamnar. Istället antas en storlek på 50 x 50 m och en höjd på 4 m, motsvarande en total volym på 10 000 m³. Infiltrationen antas vara 200 mm/år. Vattenströmningen under deponin antas vara 6 m³/m²år. Akviferens mäktighet antas vara 5 meter. Grundvattnet skyddas i en punkt direkt nedströms deponin (transporttid för lakvatten 1 år). Även lakkriterier för skydd av ytvatten har beräknats även om detta inte ingår i den ursprungliga modellen som användes av EU. Här räknas med utspädning i ett vattendrag med ett medelflöde på 3 miljoner m³/år (0,1 m³/s).

2.6. Nivå för icke-farligt avfall

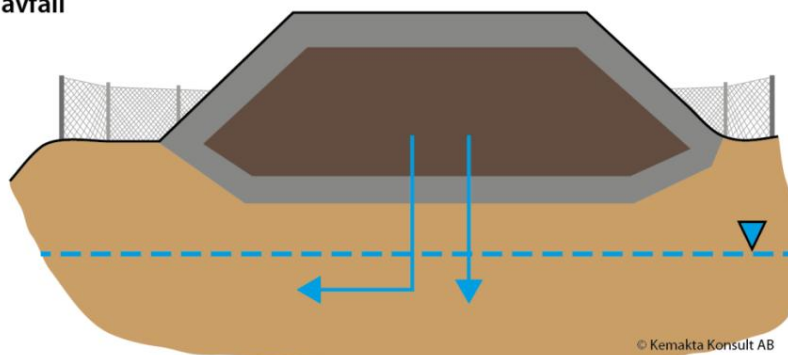
I deponeringsföreskrifterna (NFS 2004:10) ges inga gränsvärden för lakning av icke-farligt avfall som läggs på en deponi för icke-farligt avfall. De lakkriterier som anges i 30 § i föreskrifterna gäller för deponering av icke reaktivt farligt avfall på en deponi för icke-farligt avfall (samt för icke-farligt avfall för det fall det samdeponeras med farligt avfall).

För ändamålet med denna rapport, kriterier för deponering av muddermassor, ser vi det dock som angeläget att ta fram haltnivåer även för massor som klassas som icke-farligt avfall. Därför har nivåer tagits fram för totalhalt och för lakbar halt.

På samma sätt som för inert avfall har totalhaltsnivåer beräknats endast med hänsyn till skydd av grundvatten och ytvatten. De krav som finns skydd av hälsa och markmiljö förutsätts täckas av de regler och skydds krav som gäller vid hantering och deponering av avfall.

Deponi för icke-farligt avfall

- Spridning grundvatten
- Spridning ytvatten



Figur 2.5 Förutsättningar för beräkning av nivå för deponi för icke-farligt avfall.

Haltnivåer för lakning har beräknats med samma förutsättningar som används vid framtagning av gränsvärden för deponering (EU, 2003a; Naturvårdsverket, 2004) enligt den metodik som beskrivs i Elert och Yesilova (2008). Data för deponis utformning har tagits från (Hjelmar et al., 2006) med vissa modifikationer. Deponins storlek antas vara mindre än i EU:s underlagsberäkningar, 50 x 50 m med en höjd av 4 m, vilket bedömts vara mer rimligt för mindre muddersprojekt. Infiltrationen antas vara 50 mm/år. Vattenströmningen under deponin antas vara 6 m³/m²år. Akviferens mäktighet antas vara 5 meter. Grundvattnet skyddas i en punkt 200 meter nedströms deponin (transporttid för lakvatten 50 år). Även lakkriterier för skydd av ytvatten har beräknats även om detta inte ingår i EU:s ursprungliga modell. Här räknas med utspädning i ett vattendrag med ett medelflöde på 3 miljoner m³/år (0,1 m³/s).

2.7. Nivå för farligt avfall

Deponeringsföreskrifterna (NFS 2004:10) ger gränsvärden för maximal utlakning av farligt avfall som läggs på en deponi för farligt avfall. Om dessa gränsvärden överskrids måste avfallet behandlas genom exempelvis stabilisering eller solidifiering så att gränsvärdet underskrids.

I denna rapport har nivåer för lakning av farligt avfall beräknat på samma sätt som för icke-farligt avfall (avsnitt 2.6) med undantag att infiltrationen genom täckskiktet antas vara 5 mm/år och transporttiden för lakvatten antas vara 200 år.

3. Tributyltenn

Organiska tennföreningar som tributyltenn (TBT) har använts som biocid för en rad ändamål, framförallt som tillsats i båtbottnfärger för att förhindra påväxt av alger och havstulpaner. Båtbottnfärger med TBT började användas under 1960-talet, vilket orsakat en omfattande spridning i den marina miljön. Organiska tennföreningar finns i alla nivåer i det marina ekosystemet. I slutet av 1970-talet började de första negativa effekterna på miljön att noteras och sedan mitten på 1980-talet är användningen av TBT-färger förbjuden på mindre båtar. I Sverige infördes användningsförbud på småbåtar 1989, men färgerna var fortfarande tillåtna på större båtar och fartyg i oceantrafik. Från juli 2003 är all användning av dessa färger förbjuden på fartyg registrerade i EU:s medlemsstater. Den internationella sjöfartsorganisationen (IMO) har antagit en bindande konvention som förbjuder användningen av organiska tennföreningar i båtbottnfärger. Konventionen trädde i kraft 2008.

3.1. Egenskaper

En sammanställning av olika egenskaper för organiska tennföreningar har gjorts. Genomgången har framför allt hittat data för följande föreningar:

Tributyltenn (katjon)	TBT	CAS 36643-28-4
Tributyltennhydrid	TBTH	CAS 688-73-3
Tributyltennklorid	TBTCl	CAS 1461-22-9
Bis(tributyltenn)oxid	TBTO	CAS 56-35-9
Trifenyltenn (katjon)	TPT	CAS 892-20-6
Dibutylten (katjon)	DBT	CAS 1002-53-5
Dibutyltenndiklorid	DBTCl	CAS 683-18-1
Monobutyltenntriklorid	MBT	CAS 1118-46-3
Monobutyltennoxid	MBTO	CAS 2273-43-0

En sammanställning av de värden som använts för beräkning av bedömningsgrunderna ges i tabell 3.2.

3.1.1. Fysikalisk-kemiska

Halter av tennorganiska föreningar kan anges som halt av katjonen, halt av föreningen eller halt tenn. Det är inte alltid helt klart vilken enhet som använts. I denna rapport anges halter som katjon om inte annat anges.

Tributyltenn

Tributyltenn förekommer som hydrid, oxid samt i förening med andra oorganiska och organiska ämnen. Vanligast förekommande i preparat har varit tributyltennoxid. Vattenlösligheten ligger i storleksordningen 4 till 30 mg/l. I vatten sker en hydrolys av de tennorganiska föreningarna som uppträder som svaga syror.

Specieringen i vattnet blir därmed pH-beroende. Vid pH under 6,5 är jonformen dominerande specie (TBT⁺), medan vid högre pH förekommer neutrala komplex såsom tributyltennhydroxid och tributyltennkarbonat (Champ och Seligman, 1996). I havsvatten förväntas TBT huvudsakligen förekomma som neutrala komplex och fastläggningen styrs av hydrofoba reaktioner. Höga kloridhalter kan gynna bildningen av kloridkomplex. Detta innebär att sorptionen kan beskrivas med en fördelningsfaktor för organiskt kol, K_{oc} . Genom att multiplicera K_{oc} -värden med andelen organiskt kol, f_{oc} , kan fördelningsfaktorn (K_d -värdet) beräknas.

Faktaruta K_d -värden

Fastläggningen av föroreningar i fasta material som jord och sediment brukar beskrivas med en fördelningsfaktor (K_d -värde). K_d -värdet kan användas både för att beskriva utlakning från förorenade massor och fastläggning av förorening som transporteras i marken.

$$K_d = \frac{\text{Halt av förorening i den fasta fasen}}{\text{Halt av förorening i vattenfasen}} = \frac{\text{mg/kg}}{\text{mg/l}} = \frac{\text{l}}{\text{kg}}$$

Ju högre K_d -värde desto mer av föroreningen finns bunden i den fasta fasen, dvs. ett högt K_d -värde ger hög fastläggning och låg utlakning.

För organiska ämnen är fastläggningen kraftigt beroende av halten organiskt kol i marken eller sedimentet (f_{oc}). Inom ett stort intervall är fastläggningen proportionell mot halten organiskt kol. K_d -värdet kan då beräknas som:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

K_{oc} = är ämnets förmåga att bindas till organiskt kol (l/kg)

K_{oc} kan bestämmas experimentellt, men även beräknas från hur ämnet fördelar sig mellan vatten och oktanol (K_{ow}).

Rapporterade värden för K_{oc} för tributyltenn i naturliga sediment ligger i storleksordningen 30 000 – 500 000 l/kg och rapporterade K_d -värden i storleksordningen 100 – 25 000 l/kg (Cornelis et al., 2005). I sediment som läggs upp på land sker kemiska förändringar, bland annat en sänkning av pH på grund av sulfidoxidation. Om pH sjunker tillräckligt lågt kan TBT övergå i jonform, vilket innebär att fördelningsfaktorn för organiskt kol inte längre är lämplig att använda. Högst sorption har rapporterats vid neutrala pH (pH 6 – 8), medan bindningen minskar vid både lägre och högre pH (Pynaert och Spelers, 2005). Lakbarheten kan vara hög vid pH större än 10, vilket bland annat noterats vid försök med cementingjutning av sediment (Lahtinen et al., 2007).

Förutom pH, organiskt innehåll och lerinnehåll i sedimenten så påverkas fastläggningen även av saliniteten. Sambandet är komplext och påverkas också av övriga faktorer som pH. Vid låga pH där TBT är i jonform sker en lägre adsorption vid högre salthalter på grund av konkurrens om adsorptionsplatserna. När pH är högre och fastläggningen styrs av hydrofoba reaktioner är pH-effekten mindre entydig. Vid höga salthalter kan en större fastläggning förväntas på grund av utsaltnings (den ökade jonstyrkan gör att jämvikten förskjuts mot den organiska fasen), men denna effekt har dock inte alltid noterats (Cornelis et al., 2005).

För beräkningarna valdes ett K_{ow} -värde på 12600 l/kg och K_{oc} -värde på 8090 l/kg (USEPA, 2011). Vid 2 % organiskt kol i materialet ger det ett K_d -värde på 162 l/kg.

Henrys konstant för TBT varierar beroende den kemiska formen. Värden rapporterade för den dimensionslösa Henrys konstant för TBTCI varierar mellan 0,06 och 3,12. För beräkningarna används ett värde på 0,23 från RIVM (2012a).

Dibutyltenn och monobutyltenn

Genom dealkylering av tributyltenn bildas nedbrytningsprodukterna dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT). DBT och MBT förekommer vanligen i lägre halter i sediment än TBT, men kan i vissa fall dominera den totala halten. Nedbrytning sker betydligt långsammare i sediment än i vatten och halveringstiden har uppskattats till flera år. Nedbrytningsprodukterna har högre löslighet (för DBT uppmätt till 92 mg/l, för MBT beräknat till 70 000 mg/l) och lägre bindning till organiskt material (lägre K_{oc} och K_{ow}). RIVM (2012a) anger ett K_{oc} på 42 000 l/kg, men värden för jordar och sediment med låg halt organiskt material indikerar ett K_{oc} på ca 5000 l/kg.

Experimentella bestämningar av K_d -värden visar att fastläggningen av DBT och MBT är lägre än för TBT, även om undantag förekommer (RIVM, 2012a; Cornelis et al., 2005).

Värden rapporterad för Henrys konstant (dimensionslöst) för DBT varierar mellan 0,0006 (RIVM, 2012a) och 0,074 (USEPA, 2011). I beräkningarna används värdet från USEPA.

Betydligt mindre information finns tillgängligt för MBT. Rapporterade K_{ow} -värden är låga, 2,6 l/kg. Beräkningar med EPI Suite (USEPA, 2011) ger ett K_{oc} på mellan 2,5 och 285 l/kg. Om K_d -värdet beräknas med hjälp av dessa K_{oc} -värden och halten organiskt kol i jorden erhålls mycket låga värden. MBT har dock en betydande sorption även till mineralytor, därför har ett konstant K_d -värde på 10 l/kg använts. Henrys konstant (dimensionslöst) har beräknats till 0,00026 (USEPA, 2011).

Lakförsök

De lakförsök som genomförts på sediment från Mjösund indikerar ett K_d -värde kring 200 l/kg för TBT (Eriksson, 2012). För DBT erhöles ett K_d -värde på drygt 300 l/kg och för MBT ca 10 l/kg, vilket är i linje med de värden som hittats i litteraturen. Halten organiskt tenn i det lakade provet var mycket hög, TBT 885 µg/kg TS och DBT 271 µg/kg TS.

I lakförsök genomförda på sediment från Oskarshamns hamn erhöles högre K_d -värden: ca 2000 l/kg för TBT och 10 000 l/kg för DBT. Halterna av TBT i sedimenten var i detta fall 550 µg/kg TS och DBT 140 µg/kg TS.

De K_d -värden som valts för beräkningarna ligger i nivå med de som uppmätts i försöken med sedimenten från Mjösund.

3.1.2. Toxikologiska data

Tolerabelt dagligt intag

TBT är ett hormonstörande ämne och uppvisar komplexa toxiska effekter för gnagare. Toxiska effekter på reproduktion och utveckling för gnagare uppkommer vid relativt låga doser (c:a 1 mg per kg kroppsvikt och dag). Den europeiska

livsmedelsmyndigheten (EFSA) har tagit fram ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 0,25 µg/kg och dag för TBTO. Värdet baserar sig på en nivå där inga negativa immunotoxikologiska effekter uppkommer (NOAEL) vid kroniska försök på 0,025 mg/kg, dag samt en osäkerhetsfaktor på 100 (EFSA, 2004). Eftersom de andra tributyltennföreningarna samt dibutyltenn, trifenyltenn och dioktyltenn har liknande effekter har EFSA valt att använda detta värde för alla dessa tennorganiska föreningar. USEPA anger en referensdos (RfD) för TBTO på 0,3 µg/kg kroppsvikt och dag (IRIS, 1997).

Mycket lite information finns för monobutyltenn. Enligt WHO (2006) kan inga säkra långtidsvärden anges för mono- och disubstituerade metyl-, butyl- och oktylföreningar. För medellång exponering ges värden för mono- och dimetyltenn (1,2 µg/kg kroppsvikt och dag) samt för dibutyltenn (3 µg/kg kroppsvikt och dag). I båda fallen beräknats som kloridföreningar. Inga värden ges för monobutyltenn.

Miljöstyrelsen (2006) refererar ett TDI-värde för MBT från EU:s vetenskapliga kommitté för toxicitet, ekotoxicitet och miljö (CSTEE, 2003) som anger ett värde på 0,5 µg Sn/kg kroppsvikt och dag, motsvarande 0,75 µg MBT/kg kroppsvikt och dag. Detta värde har använts för MBT i beräkningarna i denna rapport.

Det huvudsakliga intaget uppkommer genom intag av fisk och skaldjur. Beräkningar baserade på konsumtionen av fisk och skaldjur i Norge indikerar att medelvärdet av det kombinerade intaget av TBT, DBT och TPT motsvarar ca 33 % av TDI-värdet och medianintaget ca 7 %. För storkonsumenter av fiskprodukter uppskattas intaget kunna motsvara 70 % av TDI (EFSA, 2004). För beräkning av riktvärden antas en bakgrundsexponering motsvarande 50% av det tolerabla dagliga intaget enligt standardmetoden för de generella riktvärdena (Naturvårdsverket, 2009).

Dricksvattennormer

WHO publicerade 2003 en dricksvattennorm för TBTO på 2 µg/l baserat på samma TDI-värde som EFSA anger (WHO, 2003). Värden finns inte med i senare versioner av WHO:s normer på grund av att ämnet mer sällan påträffas i dricksvatten (WHO, 2007). Organiska tennföreningar är bekämpningsmedel, vilket innebär att EU:s och Livsmedelsverkets generella riktvärde på 0,1 µg/l för enskilda bekämpningsmedel skulle kunna vara tillämpligt.

För beräkning av riktvärden har vi valt att använda halva WHO:s dricksvattennorm, dvs. 1 µg/l. Samma värde används också för DBT eftersom detta ämne har samma TDI-värde. MBT som har ett tre gånger högre TDI-värde används ett haltkriterium för grundvatten på 3 µg/l.

3.1.3. Ekotoxikologiska data för mark

En begränsad mängd ekotoxikologiska data för marklevande organismer finns för TBT. Mikroorganismer verkar vara mindre känslig för TBT och marklevande djur (ryggradslösa) verkar vara minst känsliga.

I en sammanställning av Cornelis et al. (2005) rapporterades data för påverkan av TBT-klorid på tre markprocesser, hoppstjärtar, daggmask och två växter (raps och havre). Tre typer av jord testades och generellt var toxiciteten högst i sandjordar och lägst i lerjord. Den känsligaste markprocessen verkar vara NH₄-oxidation (nitrifikation), med en EC₅₀ för sandjord på 12,5 mg/kg TS och för lerjord på 207 mg/kg TS. Det lägsta EC₅₀-värdet för växter och marklevande djur var 1,5 mg/kg

TS, för sandjord och daggmask. I siltjord och lerjord var EC50-värdena för daggmask 3,9 respektive 3,6 mg/kg TS. Det är oklart vilken effekt dessa EC50-värden avser.

Faktaruta Ekotoxikologiska bedömningar

Miljöeffekten av kemiska ämnen bedöms vanligen genom att utvärdera ekotoxikologiska tester där organismer exponeras för olika halter i akuta eller kroniska tester. I akuta tester exponeras organismen under en kort tid av sin livstid och allvarliga effekter utvärderas, såsom till exempel död. I kroniska tester exponeras organismen under större delen av sin livscykel och effekter på till exempel tillväxt och reproduktion studeras. Tester utförs på olika organismer på olika nivå i näringskedjan. Resultatet av testerna anges som:

- NOEC (no observed effect concentration), högsta halt där ingen effekt observerats
- LOEC (lowest observed effect concentration), lägsta halt där en effekt observerats
- EC50, halt där 50 procent av de testade organismerna uppvisar en respons
- LC50, halt där 50 procent av de testade organismerna dör.

Med hjälp av resultatet av testerna bestäms haltnivåer som ska skydda de flesta arter i ekosystemet. En metod är att dela det lägsta effektvärdet (NOEC, LOEC, EC50 eller LC50) från ett antal toxicitetstester med en osäkerhetsfaktor (till exempel 10, 100 eller 1000). Storleken på osäkerhetsfaktorn bestäms av tillgång och kvalitet på data. Om det finns en tillräckligt stor mängd toxikologiska data görs ofta statistiska utvärderingar.

För ämnen som koncentreras i biologiskt material görs också en bedömning av vilka halter i vatten, jord eller sediment som kan leda till negativa effekter på grund av att ämnet ackumuleras i näringskedjan.

Påverkan av TBT (som TBT-klorid) på överlevnad och reproduktion i hoppstjärtar och enchytraeid maskar rapporterades i Norconsult (2002). NOEC-värdet för hoppstjärtar (*Folsomia candida*) var 1 mg/kg och EC10-värdet var 1,2 mg/kg. För enchytraeid maskar (*E. crypticus*) var NOEC-värdet 0,5 mg/kg och EC10-värdet 0,19 mg/kg.

Aquateam i Norge har för Klif gjort en genomgång av ekotoxikologiska data för organiska tennföreningar med fokus på jordlevande organismer (Aquateam, 2011). Det PNEC-värde som även används som ekotoxbaserat riktvärde beräknas från ett LOEC-värde för maskar på 0,3 mg/kg. Enligt EU:s regler divideras det med 2 för att uppskatta ett NOEC-värde. PNEC-värdet beräknas sedan med en osäkerhetsfaktor på 10, vilket ger ett PNEC för jord på 0,015 mg/kg TS.

RIVM i Nederländerna har nyligen tagit fram förslag på riktvärden för DBT, TBT och TPT i vatten, sediment och markmiljö (RIVM, 2012a). RIVM använder i stort sett samma dataunderlag som Aquateam, men använder en något annan metodik. För TBT ges en maximal tillåtnig koncentration med hänsyn till direkta effekter (MPC_{soil}) på 0,24 mg/kg TS. MPC_{soil} motsvarar det PNEC-värde som används i Norge. RIVM har beräknat de geometriska medelvärden av NOEC/EC10 för olika grupper av arter. Det valda värdet baseras på värdet för den gruppen känsligaste gruppen, även i detta fall maskar. Denna nivå motsvarar skydd av 95 % av arterna.

RIVM beräknar också ett värde som skyddar mot ackumulation i näringskedjan (Secondary Poisoning, MPC_{secpois}). Detta värde beräknas från det lägsta kroniska NOAEL-värdet för möss på 0,45 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kroppsvikt som omvandlats till en halt i föda på 0,004 $\mu\text{g}/\text{kg}$ föda med en total osäkerhetsfaktor på 900. Med en biokoncentrationsfaktor på 3500 l/kg och ett K_{oc} -värde på 32600 l/kg beräknas detta motsvara en halt i jorden på 2,3 ng/kg TS, dvs. 1/100 000 av värdet för direkta effekter. Värdet betecknas av RIVM som ett värsta fall. Som jämförelse använder EU data för råttor (NOAEL 0,34 mg/kg kroppsvikt och dag) för att beräkna MKN för vatten med hänsyn till ackumulation i näringskedjan (EU, 2005). Med detta värde och de osäkerhetsfaktorer som RIVM använder för att beräkna MPC_{secpois} för vatten skulle med samma antaganden om bioackumulation och K_{oc} som ovan skulle detta motsvara en halt i jorden på ca 0,02 mg/kg TS.

RIVM har också beräknat värden som innebär en allvarlig risk (SRC). För direkta effekter används det geometriska medelvärdet av kroniska toxicitetsdata för jordlevande organismer, vilket ger ett SRC_{soil} på 13 mg/kg TS. Det värde som utgår från ackumulation i näringskedjan, SRC_{secpois} , beräknas till 0,052 mg/kg TS, utgående för kroniska effekter på råttor, mus och fåglar. Även i detta fall är värdet för mus kraftigt styrande för det beräknade värdet. Om istället toxicitetsdata för råttor används skulle det ge ett SRC_{secpois} på 1,3 mg/kg TS.

För trifenyltenn (TPT) beräknar RIVM ett MPC-värde avseende direkta effekter på 0,18 mg/kg TS. Det värde som tar hänsyn till bioackumulation (MPC_{secpois}) har beräknats till 0,004 mg/kg TS. Detta har beräknats utifrån en kronisk toxicitet för ett värsta fall (0,019 mg/kg föda från en ännu ej publicerad referens). Om istället det lägsta värdet som rapporteras i RIVM (2012) används (0,36 mg/kg föda) skulle det ge ett ca 20 gånger högre värde, dvs. 0,08 mg/kg TS. Värdet för en allvarlig risk (SRC) beräknar RIVM till 68 mg/kg TS för direkta effekter och 0,24 mg/kg TS med hänsyn till bioackumulation.

För dibutyltenn saknas data för markorganismer och RIVM använder vattendata och en jämviktsfördelning. Detta ger ett MPC-värde för direkta effekter på 0,37 mg/kg TS. Värdet som beräknas med hänsyn till bioackumulation är högre, 3,8 mg/kg TS, därför har 0,37 mg/kg TS använts som MPC-värde. Värdet för en allvarlig risk (SRC) har beräknats till 123 mg/kg TS för direkta effekter och 28 mg/kg TS med hänsyn till bioackumulation.

Val av värden för markmiljö för beräkning av riktvärden

I denna rapport har vi i utgått från det arbete RIVM genomfört. Det är den senaste publicerade rapporten som också har det mest omfattande dataunderlaget. De nederländska MPC-värden motsvarar ett skydd av 95 % skydd av arter och motsvarar det som används vid beräkning av haltgränser för fri användning av avfall i anläggningsbyggande. SRC-värdena motsvarar det 50 % skydd av arter som används för MKM. För markanvändning motsvarande KM använder man i Nederländerna oftast ett geometriskt medelvärde av MPC- och SRC-värdena. Detta ska motsvara ca 80% skydd av arter, det vill säga nära den nivå som används för KM i Sverige (75% skydd). Därför har det geometriska medelvärdet mellan 95% och 50% skydd använts för KM-värdena.

Beräkningarna i RIVM (2012a) pekar på att bioackumulation är en viktig effekt för TBT och TPT samt i viss mån även för DBT. Osäkerheten i beräkningen av bioackumulationen är dock stor och mycket försiktiga antaganden har använts som

i många fall leder till mycket låga riktvärden. Det kan också noteras att RIVM inte tar hänsyn till sekundära effekter för de interventionsvärden som nyligen föreslagits för förorenad mark (RIVM, 2012b). Vi har därför valt att göra vissa justeringar av data. Dessa innebär bland annat att de mycket låga värden för effekter på möss inte har tagits med. De använda värdena redovisas i tabell 3.1. För monobutyltenn saknas information och samma värden som för dibutyltenn har använts.

Tabell 3.1 Värden från RIVM (2012a) samt justerade värden för användning för beräkning av riktvärden mm.

	MPC (RIVM, 2012a) (mg/kg TS)			SRC (RIVM, 2012a) (mg/kg TS)			För beräkning av riktvärden, mm (mg/kg TS)		
	Direkt	Bioack.	Totalt	Direkt	Bioack.	Totalt	Skydd 95%	KM	MKM
TPT	0,18	0,08 ^{a)}	0,08	68	0,24	0,24	0,08	0,14	0,24
TBT	0,24	0,02 ^{b)}	0,02	13	1,3 ^{c)}	1,3	0,02	0,15	1,3
DBT	0,37	3,8	0,37	123	28	28	0,4	3	30
MBT	-	-	-	-	-	-	0,4	3	30

a) Lägsta värde i RIVM (2012a). Opublicerade data ger 0,004 mg/kg TS.

b) Värde baserat på försök på råttor. Värde baserat på försök på möss är $2,3 \cdot 10^{-6}$ mg/kg TS.

c) Värde baserat på försök på råttor. Värde baserat på möss 0,052 mg/kg TS.

3.1.4. Ekotoxikologiska data - ytvatten

För ytvatten har EU beslutat om en miljö kvalitetsnorm för årsmedelvärdet av tributyltenn på 0,2 ng/l (EU, 2008). Miljö kvalitetsnormen för den maximala halten är 1,5 ng/l. I den miljöscreening som genomförts i svenska kustvatten uppmättes halter mellan 1 och 7 ng/l i både saltvatten och sötvattenmiljö med ett medianvärde på 3 ng/l (Sweco, 2009). Halterna visar på en stor variation under året. De halter som påträffas i svenska kustområden ligger i många fall klart över EU:s miljö kvalitetsnorm. Enligt Screeningdatabasen (IVL, 2012) är medianhalten av TBT i ytvattenproverna 1 ng/l, vilket också är rapporteringsgränsen för en stor andel av proverna. 90-percentilen av proverna ligger på 2 ng/l. För DBT är 90-percentilen 4,4 ng/l och för MBT 33 ng/l.

Kanada har satt ett provisoriskt ytvattenkvalitetsriktvärde för tributyltenn på 8 ng/l i sötvatten och 1 ng/l i marina vatten (CCME, 1999). För beräkningarna av riktvärdet för skydd av ytvatten har en halt på 0,5 ng/l använts motsvarande halva det kanadensiska riktvärdet för marina vatten. Motivet för att välja detta något högre värde för riktvärdesberäkningarna är att tributyltenn som kommer ut i vattenmiljön i stor utsträckning kommer att bindas i sedimenten. Detta tas inte hänsyn till i riktvärdesmodellen, vilket innebär att de halter som kan uppkomma i ytvatten från ett utsläpp kommer att överskattas.

Environment Canada (2006) anger ett PNEC-värde på 0,13 µg/l för dibutyltenn. Internationella kommissionen för skydd av Rhen tagit fram miljö kvalitetsstandard för skydd av miljön i ytvatten på 0,2 µg/l för DBT som klorid (ICBR, 2009), vilket motsvarar 0,15 µg/l av katjonen. Detta baserar sig på kronisk toxicitet för mollusker. Ett högre PNEC-värde har föreslagits av WHO (2006). Där anges ett värde på 1,5 µg/l baserat på akut toxicitet hos Daphnia.

För skydd av människor vid fiskkonsumtion har ICBR satt ett lägre värde, 0,09 µg/l som dibutyltennklorid, vilket motsvarar 0,07 µg/l av DBT i katjonform. För beräkningarna används halva detta värde, 0,035 µg/l.

För monobutyltenn saknas i stor utsträckning värden, men MBT bedöms vara väsentligt mindre toxiskt i vattenmiljön än TBT och DBT (California HERD, 2003). WHO (2006) anger ett PNEC-värde på 25 µg/l baserat på akut toxicitet för Daphnia (EC50-värde med en osäkerhetsfaktor på 1000). Environment Canada (2006) anger ett PNEC-värde på 1,6 µg/l för MBT. Halva detta värde (0,8 µg/l) används i beräkningarna för denna rapport.

Tabell 3.2 Ämnesdata för organiska tennföreningar för beräkning av platsspecifika riktvärden. Referenser till data redovisas i bilaga 1.

Parameter	Enhet	TBT	DBT	MBT
Kd-värde	l/kg	162	100	10
Koc-värde	l/kg	8090	5000	285
Kow-värde	l/kg	12600	363	2,6
Henrys konstant	-	0,23	0,074	0,00026
Biotillgänglighetsfaktor, oralt intag	-	1	1	1
Tolerabelt dagligt intag, TDI	mg/(kg,dag)	0,00025	0,00025	0,00075
Hudupptagsfaktor	-	0,25	0,25	0,25
Biotillgänglighetsfaktor, hudupptag	-	1	1	1
Biotillgänglighetsfaktor, inhalation	-	1	1	1
Haltkriterium för skydd av grundvatten	mg/l	0,001	0,001	0,003
Biotillgänglighetsfaktor, intag av växter	-	1	1	1
Biotillgänglighetsfaktor, intag av fisk	-	1	1	1
Skydd av markmiljön, 95%-nivå	mg/kg	0,02	0,4	0,4
Skydd av markmiljön, KM-värde	mg/kg	0,15	3	3
Skydd av markmiljön, MKM-värde	mg/kg	1,3	30	30
Haltkriterium för skydd av ytvatten	mikrog/l	0,0005	0,035	0,8
Andel av TDI från andra källor	-	0,5	0,5	0,5

3.2. Kriterier för förorenad mark i andra länder

Norge

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har låtit fram riktvärden och hälsoriskbaserade tillståndsklasser för organiska tennföreningar i mark (Aquateam, 2011). En genomgång har gjorts av ekotoxikologiska data för jord- och vattenlevande organismer. Som riktvärde för summa av TBT-, DBT- och MBT-föreningar föreslås ett riktvärde på 0,015 mg/kg TS. Detta värde baserar sig på ekotoxikologiska effekter i mark. Det hälsoriskbaserade riktvärdet beräknas till 1 mg/kg TS. I rapporten noteras att organiska tennföreningar är mycket giftiga för vattenlevande organismer och att effekten av lakning till grundvatten och ytvatten samt avloppsreningsverk speciellt bör beaktas.

Danmark

I Danmarks används ett jordkvalitetskriterium för tributyltenn på 1 mg/kg TS (räknat som summa tributylföreningar angivet som halt Sn, vilket motsvarar 2,5 mg/kg TS räknat som TBT-jon (Miljöstyrelsen, 2010). Jordkvalitetskriteriet är det värde som skall säkerställa att fri användning av jorden vid den mest känsliga markanvändningen är hälsomässigt försvarlig. Det kan röra sig om användning i privata trädgårdar och lekplatser. Vid beräkningen av värdena tas hänsyn till den direkta exponeringen som små barn kan utsättas för.

Finland

Finska miljöministeriet har tagit fram riktvärden för summa tributyltenn och trifenylytten för bedömning av föroreningsgrad och saneringsbehov (Ympäristöministeriö, 2007). Tröskelvärdet när en bedömning av föroreningsgrad och saneringsbehov skall göras är satt till 0,1 mg/kg TS. Som riktvärden för när ett område som används som industri-, lager- eller trafikområde är förorenat anges en halt på 2 mg/kg TS. För annan markanvändning används ett riktvärde på 1 mg/kg TS. Dessa riktvärden styrs av risken för miljöeffekter.

Nederländerna

I samband med den revidering som pågår av systemet för bedömning av förorenad mark i Nederländerna har det statliga forskningsinstitutet RIVM genomfört beräkningar av riktvärden som underlag för beslut (RIVM, 2007). Dessutom anges ett interventionsvärde som används för att bedöma när åtgärder bör genomföras. Förslag på riktvärden har tagits fram för sju olika markanvändningar:

- Bostad med trädgård
- Bostad med lekplats
- Köksträdgård
- Jordbruk
- Naturområde
- Grönområde med naturvärde
- Infrastruktur och industri

Riktvärden finns för tre tennorganiska föreningar (TBTO = bis(tributyltenn)oxid, trifenylyltenn och tributyltenn). På listan finns även tetrabutyltenn, men inget värde har tagits fram i brist på data.

Tabell 3.3 Riktvärden för tennorganiska föreningar i mark i Danmark och Nederländerna. I samtliga fall styrs riktvärdet av skyddet för markmiljön.

Ämne	Norge	Danmark	Nederländerna							
	Norm- vaerdi	Jord- kvalitets- kriterium	Bostad trädgård	Bostad lekplats	Köks- trädgård	Jord- bruk	Natur- område	Grön- område med natur- värde	Infra- struktur industri	Inter- ventions- värde
Tributyltenn Summa	0,015*	2,5**								
TBTO			0,038	0,038	0,038			0,038	0,48	2,5
Trifenylyltenn			1,3	1,3	1,3			1,3	2,5	
Tributyltenn			0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	

* Gäller summa TBT-, DBT- och MBT-föreningar

** Anges som 1 mg Sn/kg TS

3.3. Klassificering som farligt avfall

Gruppen tributyltennföreningar klassas som giftigt vid intag, farligt vid hudupptag, orsakar organskador vid lång och upprepad exponering, orsakar allvarlig ögonirritation och hudirritation. Ämnena är mycket giftiga för vattenlevande organismer och har långtidseffekter.

För bedömning av miljöeffekter anges i bilaga VI till CLP-direktivet en M-faktor på 10 för tributyltennföreningar, se faktaruta. Enligt bilagan ska halten beräknas utifrån viktprocent av det metalliska ämnet, dvs. tenn. Detta innebär att tributylföreningar har en koncentrationsgräns för klassificering som miljöfarligt vid halter överstigande 0,025 % (250 mg Sn/kg). Enligt den egenklassificering som gjorts för TBTO har en M-faktor på 1000 angetts (ECHA, 2013). Detta innebär en klassificering som miljöfarligt vid halter överstigande 0,00025 % (2,5 mg Sn/kg).

Faktaruta M-faktorer

Särskilda koncentrationsgränser och allmänna koncentrationsgränser är gränser som fastställs för ett ämne för att ange ett tröskelvärde för när ett ämne eller en blandning klassificeras som farligt. M-faktorer används för att ge ökad vikt på mycket giftiga ämnen vid klassificering av blandningar. Dessa bestäms utifrån ämnets akuta och kroniska toxicitet. En hög M-faktor anger hög toxicitet.

För vissa ämnen ges M-faktorer i den harmoniserade klassningen (Bilaga VI i CLP-förordningen).

För ämnen som klassificeras som farliga för vattenmiljön i kategorierna akut respektive kronisk 1, men saknar M-faktorer i den harmoniserade klassningen, ska M-faktorer fastställas av tillverkare, importörer och nedströmsanvändare.

Enligt CLP-direktivet ska en M-faktor på 10 ges till ämnen som i tester på fisk, kräftdjur och alger/växter har ett L(E)C50 mellan 10 och 100 µg/l eller ett NOEC mellan 1 och 10 µg/l (ej snabbt nedbrytbara beståndsdelar). I underlaget för

framtagning av miljö kvalitetsnorm för tributyltenn (EU, 2005) anges för saltvatten NOEC-värden för fisk mellan 0,1 och 0,34 µg/l, för kräftdjur mellan 0,01 och 0,033 µg/l och för alger på 0,05 µg/l. Lägre värden anges för blötdjur (mollusker) 0,001 till 0,0064 µg/l. Miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärdet baserar sig på ett NOEC på 0,001 µg/l för endokrina effekter som leder till imposex hos mollusker, vilket skulle medföra en betydligt högre M-faktor. För beräkning av miljö kvalitetsnorm för maximalt tillåten halt anges ett LC50 på 0,015 µg/l för överlevnad av marina larver. Om M-faktorn beräknas utgående från dessa värden skulle det ge en M-faktor på 10 000 och en klassificering som miljöfarligt vid en halt på 0,25 mg/kg TS. Om man istället tittar på samtliga data som finns för NOEC i sötvatten och saltvatten erhålls ett medianvärde för NOEC på ca 0,05 µg/l. Detta skulle medföra en M-faktor på 1000 och en klassificering som miljöfarligt vid en halt på 2,5 mg Sn/kg.

Enligt den metodik som tagits fram i Avfall Sverige (2007) ska särskilda koncentrationsgränser användas för att bestämma haltgränser för farligt avfall. I detta fall har vi valt att utgå från den M-faktor på 1000 som angivits för TBTO och som erhålls från medianvärdet på NOEC för tributyltenn. Detta skulle innebära en haltgräns för farligt avfall gällande TBT (jonform) på 6 mg/kg TS.

3.4. Riktvärden för förorenad mark

Riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning har tagits fram enligt den metodik som presenteras i Naturvårdsverkets rapport NV 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Som underlag används de data som presenteras i tabell 3.2.

I tabell 3.4 redovisas de beräknade riktvärdena för TBT, DBT och MBT. I tabellen redovisas de enskilda värden för skydd av hälsa, markmiljö, grundvatten och ytvatten samt det integrerade riktvärdet. Eftersom ämnena har liknande toxiska effekter föreslås att ett gemensamt riktvärde används för summa organiska tennföreningar.

För känslig markanvändning är det skydd av markmiljön som är styrande för TBT, skydd av hälsa för DBT och för MBT är skydd av grundvatten styrande. För mindre känslig markanvändning är skydd av ytvatten styrande för TBT och skydd av grundvatten för DBT och MBT.

Tabell 3.4 Riktvärden för TBT och dess nedbrytningsprodukter för förhållande motsvarande känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM). Halter i mg/kg TS.

KM	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Integrerat
TBT	0,84	0,15	2,3	0,3	0,15
DBT	1,2	3	1,4	14	1,2
MBT	0,7	3	0,4	30	0,4
MKM	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Integrerat
TBT	15	1,3	7,5	0,3	0,3
DBT	22	30	4,7	14	5
MBT	100	30	1,5	19	1,5

3.5. Nivå för mindre än ringa risk

3.5.1. Totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk

Beräkning av totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk har gjorts enligt metodiken i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”. Eftersom dessa nivåer inte tar hänsyn till intag av dricksvatten, utan detta beaktas i lakbarhetskriterierna, blir nivån för mindre än ringa risk utifrån hälsoaspekter något högre än riktvärdet för känslig markanvändning. Eftersom höga krav ställs på markmiljön (Skydd av 95 % av arter) är nivån för skydd av markmiljön lägre än riktvärden för känslig markanvändning.

Tabell 3.5 Nivåer på totalhalt för mindre än ringa risk för TBT (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Hälsa	Markmiljö	Mindre än ringa risk
TBT	1	0,02	0,02
DBT	2	0,4	0,4
MBT	4	0,4	0,4

3.5.2. Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk

För beräkning av lakbarhetskriterierna krävs information om hur lakbarheten förändras med mängden lakvätska (Kappa-värdet) samt information om ämnets fastläggning i mark under transporten till grundvattnet eller ytvattnet.

Resultat från tvåstegs skakförsök visar på att huvuddelen av det utlakade TBT-innehållet lakar ut redan i det första laksteget (Cornelis et al., 2005). Utvärderade Kappa-värden är från 0,16 till över 1. Kolonntester genomförda på sediment från Hortens hamn i Norge (Norconsult, 2002) visar på en snabb initial utlakning av TBT (motsvarande ett Kappa i storleksordningen 2 kg/l) följt av en i det närmaste konstant utlakning på en lägre nivå.

Fördröjning av organiska tennföreningar vid transport

En viss fastläggning sker av de organiska tennföreningarna i sedimenten men även i mineraljord som påverkas av läckaget. Den fördröjning av utläckaget som detta medför innebär att den maximala halten i det vatten som läcker ut blir lägre. Sorptionen av organiska tennföreningar är komplicerad och beror förutom av halten organiskt kol även av pH och salinitet eftersom detta påverkar specieringen av den organiska tennföreningen. De undersökningar som utförts visar ofta på motsägelsefulla resultat där en ökning av saliniteten både kan öka och minska sorptionen (Burton et al. 2004). I den förklaringsmodell som tagits fram brukar sorptionen delas in i en del som gäller den hydrofila sorptionen på organiskt material och en del som gäller sorption av föreningen i jonform på mineralytor (Weidenhaupt et al., 1997). Vid låga salthalter ökar andelen i katjonform (TBT^+) med sjunkande pH. Det sjunkande pH ger dock en minskad andel negativt laddade mineralytorna att sorbera på, t.ex. SiO^- . Vid pH runt 6 uppträder en optimal balans mellan andel katjoner och negativt laddade ytor som ger ett maximum i K_d -värdet. Vid högre pH bildas oladdade hydroxidkomplex ($TBTOH^0$) som sorberar till icke-polärt organiskt material. Vid höga salthalter blir sorption till icke-polärt organiskt

material mer betydelsefull, dels genom att det vid låga pH bildas oladdade TBT-komplex (TBTCl^0) som kan sorbera och dels att den ökade halten av konkurrerande katjoner minskar sorptionen av TBT^+ .

Kd-värden för fastläggning vid transport

Huvuddelen av studierna har gjorts på TBT, men DBT och MBT har också undersökts. Försök på naturliga sediment med måttligt innehåll av organiskt material (Berg et al., 2001) visar på den högsta sorptionen för TBT (4000 – 10 000 l/kg), lägre för DBT (2400 – 8700 l/kg) och lägst för MBT (1400 – 4800 l/kg). Försök som utförts på kinesiska flodsediment (Dai et al., 2002) visar på det omvända förhållandet. Högst sorption för MBT (2800 l/kg), näst högst för DBT (1500 l/kg) och lägst för TBT (600 l/kg).

Sorptionen av TBT befanns vara högst vid pH 6 – 7 samt vid låg salthalt (Hoch et al., 2002 & 2003). I Norkonsults rapport har K_d -värden på 20 till 70 l/kg använts i simulering av TBT-läckage. Detta ligger i linje med de K_d -värden mellan 29 och 70 l/kg som uppmätts i marina lerinnehållande sediment (Hoch et al., 2002) och de värden på mellan 20 och 30 l/kg som uppmätts på sand (Bueno et al., 2001). Mätningar på sandiga sediment med låg halt organiskt material ger K_d -värden på 6 l/kg vid pH 8 och runt 25 l/kg vid pH 6 (Burton et al., 2004).

Uppmätta värden för sorption av DBT på lerrika sediment i havsvattenmiljö är något lägre ca 12 till 40 l/kg (Hoch et al., 2003). För mineraler som olivin och gnejs rapporteras värden i intervallet 15 – 35 l/kg, medan rapporterade värden för mellansand och mellanlera ligger högre, 630 – 750 l/kg. För organiska sediment med stor specifik yta har ännu högre K_d -värden rapporterats (Bioforsk, 2006). Vissa leror (montmorillonit) visar på kraftig sorption av monobutyltenn (Hermosin et al., 1993).

För beräkning av lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk har ett K_d -värde på 30 l/kg valts för TBT som bedöms motsvara det som kan förväntas i en mineraljord vid ett pH i intervallet (pH 5 – 8). Detta ligger i det intervall på 20 – 70 l/kg som använts i norska modelleringar av utläckage från deponerade sediment (Norconsult, 2002). Det ligger dock under det lägsta värdet på 100 l/kg som använts i den modellering som genomförts av Bioforsk (2006).

Eftersom de data som finns för sorption av DBT i material med låg halt organiskt material visar på en likartad sorption som för TBT (Hoch et al., 2003). Därför har samma värden använts för DBT och MBT.

Beräknade nivåer för mindre än ringa risk

Beräkningen visar att lakbarhetsnivån för mindre än ringa risk avseende utlakad mängd är relativt oberoende av valt Kappa-värde om detta överstiger 0,25 kg/l. Däremot så är lakbarhetsnivån avseende initial halt i stort sett proportionell mot Kappa-värdet. De beräknade lakbarhetsnivåerna är direkt proportionella mot valt K_d -värde för Kappa-värden större än ca 0,1 kg/l. De beräknade lakbarhetsnivåerna för mindre än ringa risk beräknade med Kappa = 0,25 kg/l och $K_d = 30$ l/kg redovisas i tabell 3.6.

Tabell 3.6 Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk för tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
TBT	10	40	0,2	0,7
DBT	10	40	14	50
MBT	30	120	300	1000

Beräkningarna visar att lakbarhetsnivåerna är relativt okänsliga för val av Kappa-värde, ett lägre Kappa (0,05 kg/l) ger ett 25% lägre lakbarhetsnivå, medan ett högre Kappa-värde (1,2 kg/l) ger en ca 15% lägre nivå. Lakbarhetsnivåerna är linjärt beroende av valet av K_d -värde.

3.6. Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk

Haltnivåer som kan vara stöd för bedömning av provningsnivå, dvs. om verksamheten kan anses utgöra ett anmälningsärende (C-ärende), har beräknats för det fall som beskrivs i avsnitt 2.4. Det vill säga uppläggning av en mindre mängd muddermassor (1000 m³) strandnära innanför en spont, på en tät botten och under ett täckskikt. Beräkning av hälsorisker utgår från vistelsetid och exponeringsförutsättningar som motsvarar de som gäller för de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning. Värden för skydd av markmiljön är de som gäller för mindre känslig markanvändning. I övrigt är utgångspunkten den ämnesinformation som använts för att beräkna kriterierna för mindre än ringa risk under punkt 3.5.

Tabell 3.7 Nivåer på totalhalt för ett standardiserat C-ärende för TBT (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Hälsa	Markmiljö	Skydd av grundvatten 50 / 200 mm/år	Skydd av ytvatten 50 / 200 mm/år
TBT	15	1,3	4 / 1	1,5 / 0,4
DBT	20	3	2 / 0,7	70 / 15
MBT	130	3	0,7 / 0,2	150 / 40

Beräkningarna av lakbarhetsnivåer har gjorts för fallet med en mer kvalificerad täckning motsvarande en infiltration genom massorna på 50 mm/år (tabell 3.8) och en enklare täckning med en infiltration på 200 mm/år (tabell 3.9).

Tabell 3.8 Lakbarhetsnivåer för ett standardiserat C-ärende för tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter. Infiltration 50 mm/år.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
TBT	40	140	18	65
DBT	40	140	1200	4500
MBT	110	400	28 000	100 000

Tabell 3.9 Lakbarhetsnivåer för ett standardiserat C-ärendet för tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter. Infiltration 200 mm/år.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
TBT	18	68	8	28
DBT	18	68	540	2000
MBT	55	200	12 000	45 000

För TBT är det skydd av ytvatten som styr lakkriterierna, medan det är skydd av grundvatten som styr kriterierna för DBT och MBT. Detta beror på att lakkriterierna för skydd av ytvatten blir relativt höga för DBT och MBT beroende på de högre haltkriterierna för ytvatten. Den relativt lilla deponiytan medför att utspädningen i ytvattnet blir stor, ca 1/5000 för en infiltration på 200 mm/år och 1/20 000 för en infiltration på 50 mm/år.

3.7. Nivå för inert avfall

Totalhaltsnivåer för inert avfall har beräknats för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av grundvatten och ytvatten, se tabell 3.10. Däremot anges inga nivåer för skydd av hälsa eller markmiljö. Orsaken till detta är att muddermassorna i detta fall kommer att utgöra avfall som läggs på en deponi med de speciella regler och skydds krav som detta medför.

Tabell 3.10 Nivåer på totalhalt för TBT (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för inert avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
TBT	0,8	0,5
DBT	0,5	20
MBT	0,15	50

I tabell 3.11 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för inert avfall. Även här är det skydd av ytvatten som styr lakkriterierna för TBT och skydd av grundvatten som styr kriterierna för DBT och MBT.

Tabell 3.11 Lakbarhetsnivåer för en deponi för inert avfall för tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
TBT	18	65	13	50
DBT	18	65	1000	3000
MBT	50	200	20 000	80 000

Beräknade nivåer för inert avfall motsvarar ungefär haltnivåerna för de generaliserade C-ärendet med infiltrationen 200 mm/år och är lägre än för C-ärendet med infiltrationen 50 mm/år. Nivåerna för inert avfall är dock beräknade på en större volym muddermassor, 10 000 m³, jämfört med 1000 m³ för C-ärendet.

3.8. Nivå för icke-farligt avfall

För syftet att ta fram kriterier för deponering av muddermassor har haltnivåer beräknats för massor som klassas som icke-farligt avfall. Dessa har tagits fram för totalhalt och för lakbar halt.

Totalhaltsnivåer för icke-farligt avfall för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av spridning till grundvatten och ytvatten ges i tabell 3.12. Dessa är tänkta som en första jämförelse för att avgöra om spridning av föroreningar till grundvatten och ytvatten kan utgöra en risk.

Tabell 3.12 Nivåer på totalhalt för TBT (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för icke-farligt avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
TBT	2,5	2
DBT	1,5	80
MBT	0,5	200

I tabell 3.13 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för icke-farligt avfall. På samma sätt som för inert avfall är det skydd av ytvatten som styr lakkriterierna för TBT och skydd av grundvatten som styr kriterierna för DBT och MBT.

Tabell 3.13 Lakbarhetsnivåer för en deponi för icke-farligt avfall för tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
TBT	180	700	170	600
DBT	180	700	12 000	40 000
MBT	500	2000	250 000	1 000 000

De beräknade nivåerna för icke-farligt avfall är väsentligt högre än nivåerna för inert avfall framförallt beroende på den lägre infiltrationen i deponin och den längre transporttiden från deponin till en skyddsvärd recipient.

3.9. Nivå för farligt avfall

På samma sätt som för icke-farligt avfall har nivåer för farligt avfall tagits fram för totalhalt (tabell 3.14) samt för lakbar halt (tabell 3.15). Nivåerna för totalhalt är tänkta att användas för en första jämförelse för att avgöra om spridning av föroreningar till grundvatten och ytvatten kan utgöra en risk.

Tabell 3.14 Nivåer på totalhalt för TBT (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för farligt avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
TBT	24	20
DBT	15	800
MBT	5	2000

Tabell 3.15 Lakbarhetsnivåer för en deponi för farligt avfall för tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
TBT	750	2800	750	2500
DBT	750	3000	50 000	200 000
MBT	2500	8000	1 000 000	4 000 000

3.10. Sammanfattning TBT, DBT och MBT

OBS! Här anges avrundade halter i mg.

Haltgräns för farligt avfall: 6 mg/kg TS (gäller TBT angivet i jonform)

Riktvärden för förorenade mark (mg/kg TS)

	KM	MKM
TBT	0,15	0,3
DBT	1,2	5
MBT	0,4	1,5

Nivåer för mindre än ringa risk

	Totalhalt	Lakbar halt	
	Hälsa-miljö (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
TBT	0,02	0,0002	0,0007
DBT	0,4	0,01	0,04
MBT	0,4	0,03	0,12

Nivåer för generaliserat C-ärende

	Infiltration 50 mm/år			Infiltration 200 mm/år		
	Totalhalt	Lakbar halt		Totalhalt	Lakbar halt	
	Hälsa-Miljö-spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)	Hälsa-Miljö-spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
TBT	1,3	0,02	0,06	0,4	0,008	0,03
DBT	2	0,04	0,15	0,7	0,02	0,07
MBT	0,7	0,1	0,4	0,2	0,05	0,2

Nivå för deponering av avfall

Deponi för:		Totalhalt	Lakbar halt	
		Spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Inert avfall	TBT	0,5	0,01	0,05
	DBT	0,5	0,02	0,06
	MBT	0,15	0,05	0,2
Icke-farligt avfall	TBT	2	0,15	0,6
	DBT	1,5	0,2	0,7
	MBT	0,5	0,5	2
Farligt avfall	TBT	20	0,75	2,5
	DBT	15	0,75	3
	MBT	5	2,5	8

4. Irgarol

Efter att begränsningar av användningen av tributyltenn infördes i slutet på 1980-talet började Irgarol användas som ett av flera ersättningsämnen för tributyltenn. Irgarol är egentligen ett varunamn för cybutrin eller cybutryne. Den produkt som används för båtbottnskydd går under beteckningen Irgarol 1051. Irgarol har tidigare ingått i båtbottnfärger för försäljning i Sverige i halter mellan 0,3 – 3 viktsprocent oftast i kombination med kopparpreparat (koppartiocyanat eller koppar(I)oxid). Irgarol används även som algskydd i husfärger, då under beteckningen Irgarol 1071.

Irgarol orsakar en specifik och mycket effektiv störning på fotosyntesen och är därför effektiv mot algpåväxt. Ämnet är därför mycket toxiskt för fytoplankton, perifyton och makrofyter, men i mindre grad för vattenlevande djur.

Irgarol bryts ned genom mikrobiell nedbrytning eller fotolys, men betecknas som ”inte lättnedbrytbart”. Nedbrytningsprodukterna har bedömts vara mindre biologiskt aktiva än Irgarol, men kan vara mer persistenta i miljön. Den mest studerade är M1 eller GS26575 (2-metyltio-4-tert-butylamino-6-amino-s-triazin).

Irgarol (cybutryne) är en biocidprodukt och har utretts inom EU:s arbetsprogram för verksamma ämnen för användning i produkttyp 7 (konserveringsmedel för ytbeläggningar), produkttyp 9 (konserveringsmedel för fibrer, läder gummi och polymerer), produkttyp 10 (konserveringsmedel för byggnadssten) samt som produkttyp 21 (anti-foulingmedel). Beslut har fattats att inte tillåta Irgarol i produkttyperna 7, 9 och 10 och ämnet ska vara utfasat till 1 november 2011. Enligt den riskbedömning som genomförts av den kompetenta myndigheten (EU, 2011a) föreslås Irgarol godkännas som aktiv substans i anti-foulingmedel. Något beslut om godkännande har ännu inte tagits (januari 2013).

Irgarol (cybutryne) finns med på listan med förslag till nya prioriterade ämnen enligt ramdirektivet för vatten (EU, 2012). Ett förslag till miljökvalitetsnorm för Irgarol har tagits fram.

Idag finns inga godkända preparat innehållande Irgarol registrerade i Sverige (Kemi, 2012). I Danmark är import, försäljning och användning av båtbottnfärger innehållande Irgarol förbjudet på båtar mindre än 25 meter. Från och med 2015 kommer all användning av båtbottnfärger med långtidseffekter på vattenmiljön på fritidsbåtar att vara förbjuden.

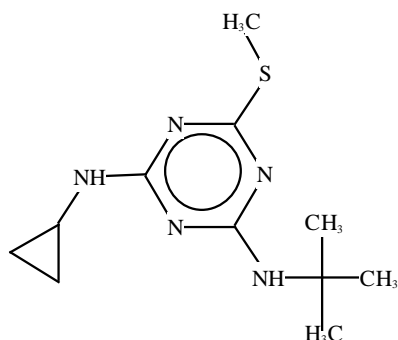
4.1. Egenskaper

En sammanställning av data för Irgarols olika egenskaper har gjorts:

Irgarol CAS nr: 28159-98-0, EINECSnr: 248-872-3

IUPAC-namn: N-tert-butylamino-N-cyklopropylamino-6-metyltio-1,3,5-triazin-2,4-diamine

Övriga namn: Irgarol 1051, Irgarol 1071, Irgaguard D 1071, Cybutryne, 1,3,5-Triazine-2,4-diamine, N-(1,1-dimethylethyl)-N'-(cyclopropyl)-6-(methylthio)-2-tert-Butylamino-4-cyklopropylamino-6-metyltio-,3,5-triazin
Molekylformel: C11H19N5S



Figur 4.1 Struktur för Irgarol

4.1.1. Fysikalisk-kemiska

Irgarol är en s-triazinförening som i havsvatten kan förväntas förekomma i neutral form, $pK_a = 4,12$ (EU, 2011a). Fastläggning i mark och sediment kan därför förväntas ske genom hydrofoba reaktioner och beskrivas med en fördelningsfaktor för organiskt kol, K_{oc} . Rapporterade värden för K_{oc} ligger kring 1000 l/kg med en rapporterat intervall 500 – 2500 l/kg. I denna rapport har ett värde på 1400 l/kg använts (EU, 2011a).

Värden för fördelningsfaktorn vatten-oktanol, K_{ow} , ligger i intervallet 600 – 10 000 l/kg, för beräkning av riktvärden används ett värde på 8900 l/kg från (EU, 2011a).

Det lakttest som utförts på sediment från Mjösund (Eriksson, 2012) visar på ett K_d -värde på 95 l/kg. Detta är något högre än det K_d -värde på 28 l/kg som beräknas från K_{oc} -värdet och en halt organiskt kol på 2 %.

Vattenlösligheten ligger kring 7 mg/l och flyktigheten är låg vilket medför låga värden på Henrys konstant, värden mellan $1,7 \cdot 10^{-7}$ och $6,7 \cdot 10^{-6}$ (dimensionslös) har rapporterats.

4.1.2. Halter i miljön

Enligt Screeningdatabasen (IVL, 2012) ligger bakgrundshalter uppmätta i ytvatten under rapporteringsgränsen (3 – 5 ng/l). I urban bakgrund utanför marinor har halter upp till 14 ng/l mätts upp. Inne i marinor är halterna högre, upp till 170 ng/l har mätts upp. Även i naturhamnar har halter upp till 42 ng/l mätts upp. Halter uppmätta i sediment varierar mellan 0,06 och 42 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (IVL, 2012). De högsta halterna har mätts upp i småbåtshamnar.

4.1.3. Toxikologiska

Toxicitet för människor

Ett referensvärde för toxicitet för människor föreslås i EU:s riskbedömning (EU, 2011a). Värdet är baserat på ett NOAEL-värde av 15 mg/kg och dag (reproduktiva effekter för kaniner). Värdet bedöms vara relevant för såväl subkronisk som kronisk exponering. Irgarol bedöms inte vara genotoxiskt.

I EU:s riskbedömning användes AOEL (acceptable operator exposure level) som bygger på intern dos till vuxna arbetare (professionella användare). En osäkerhets-

faktor på 100 användes för att ta hänsyn till variation mellan arter (faktor 10) och mellan individer inom en art (faktor 10). Eftersom AOEL bygger på intern exponering används en extra osäkerhetsfaktor i förhållande till den externa exponeringen som ligger till grund för NOAEL-värdet. Eftersom biotillgängligheten vid oralt intag av Irgarol observerades vara låg (25 %) användes en omvandlingsfaktor på 4. Baserat på NOAEL-värdet ovan togs ett AOEL-värde på 2,7 mg/dag fram, utgående från en kroppsvikt på 70 kg och en oral absorption (biotillgänglighet) på 25 %. Detta motsvarar en intern dos per kilogram kroppsvikt på 0,04 mg/kg och dag. Motsvarande värde för extern oral exponering, som är utgångspunkt för beräkningarna i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, skulle vara 0,15 mg/kg,d. Även om AOEL-värdet är anpassat för professionella användare är det framtagit enligt samma principer som används när TDI-värden tas fram. EU anger i sin vägledning (EU, 2006a) att AOEL-värden även kan användas för medlemmar i allmänheten som exponeras. Därför har ett TDI-värde på 0,15 mg/kg,d (extern dos) använts i denna rapport.

För hudupptag anges en extrapolationsfaktor mellan extern och intern exponering på 0,5 % (EU, 2011a). Riktvärdesmodellen utgår i beräkningen av hudupptag från det orala externa TDI-värdet och en hudupptagsfaktor. Detta innebär att hudupptagsfaktorn blir $0,5/25 = 2 \%$.

För inhalation anges en extrapolationsfaktor mellan extern och intern exponering på 100%. I riktvärdesmodellen beräknas inhalationsdos med hjälp av en referenskoncentration. För att ge samma interna dos som ett oralt intag kan referenskoncentrationen beräknas utifrån AOEL-värdet, inandningshastigheten och kroppsvikten till $0,14 \text{ mg/m}^3$ ($0,04 \text{ mg/kg,d}/20 \text{ m}^3/\text{dygn} * 70 \text{ kg} = 0,14 \text{ mg/m}^3$).

Dricksvattennorm

Inga dricksvattennormer har hittats för Irgarol. Eftersom Irgarol är ett bekämpningsmedel gäller enligt EU Direktiv 98/83/EC och Livsmedelsverket (2011) ett generellt gränsvärde på $0,1 \mu\text{g/l}$. En beräkning enligt den metod som används av WHO (konsumtion 2 l/d, kroppsvikt 70 kg och 10% av TDI från dricksvattnet) skulle ge en dricksvattennorm på ca $0,06 \text{ mg/l}$. För beräkning av riktvärden används $0,1 \mu\text{g/l}$ som haltkriterium. Det hälsoriskbaserade värdet bedöms inte vara skyddande för miljöeffekter av utströmmande grundvatten.

4.1.4. Ekotoxikologiska – mark

Inga kriterier för skydd av markmiljön har hittats för Irgarol och även antalet ekotoxikologiska tester på Irgarol i markmiljön är starkt begränsat. Därför har akvatiska data använts för att med hjälp av jämviktsfördelningar härleda skyddsnivåer. Samma metod har använts av van Wezel och Vlaadringen (2004) för att ta fram ett ERL-värde i jord för Irgarol. Deras värde motsvarar 95 procent skydd av arter. De beräknade ett ERL för jord på $1,4 \mu\text{g/kg TS}$ utgående från ett ERL för vatten på $0,024 \mu\text{g/l}$ (Aldenberg och Jaworska, 2000) och en fördelningsfaktor på 58 l/kg. Värdet för ERL-vatten är dock högre än det föreslagna MKN-värdet på $0,0025 \mu\text{g/l}$, se avsnitt 4.2.4. Samma värde presenteras också som ett MPC-värde för jord av RIVM (2001a).

Ett värde för skydd av markmiljön beräknat utifrån MKN-värdet och det något högre K_{oc} -värdet som används i EU (2011b) skulle ge en nivå som motsvarar 95 procents skydd av arter i marken på $0,5 \mu\text{g/kg TS}$. Med hjälp av den artkänslighetsfördelning som redovisas i EU (2011b) kan värden för 25 procents skydd (KM-

nivå) beräknas till 4 µg/kg TS och värden motsvarande 50 procents skydd (MKM-nivå) till 12 µg/kg TS. I beräkningen används en osäkerhetsfaktor på 1.

En jämförelse har också gjorts med kriterier för skydd av markmiljön för andra triaziner (terbutryn, terbutylazine, terbumeton, simetryn, atrazine och simazine). Dessa ämnen har en liknande verkan som Irgarol och används också som bekämpningsmedel. Även om det finns likheter så kan naturligtvis väsentliga skillnader finnas, bland annat är flera av de övriga föreningarna klorerade. I studier på mikroalger har Irgarol befunnits vara mer toxiskt än andra triaziner (Okamura et al., 2000; Bérard et al., 2003). När det gäller effekter på längd av salladsrötter uppvisade nedbrytningsprodukten till Irgarol (M1) den högsta toxiciteten (Okamura et al., 2000).

För atrazin anger RIVM (2001b) ett MPC-värde (95 % skydd) för jord på 48 µg/kg TS och ett SRC-värde (50% skydd) på 710 µg/kg TS. MPC-värdet bygger på det lägsta NOEC-värdet för markprocesser delat med en osäkerhetsfaktor på 50. SRC-värdet bygger på data för vattenlevande arter och en jämviktsfördelning. Det värde som tagits fram direkt från marklevande arter skulle ge ett 3 gånger högre värde.

4.1.5. Ekotoxikologiska - ytvatten

Haltkriterier för skydd av akvatiska biota

För Irgarol är det pelagiska samhället den känsligaste delen av både sötvattensystem och marina system. EU håller på att ta fram förslag på miljökvalitetsnorm för Irgarol (EU, 2011b). Den föreslagna MKN-värdet (AA-EQS-värdet) är 0,0025 µg/l och är baserat på data för skydd av primära producenter i det pelagiska samhället. Värdet är 5-percentilen (7,61 ng/l) från en artkänslighetsfördelning av NOEC-data för primära producenter och en säkerhetsfaktor 3. Säkerhetsfaktorn tar hänsyn till att datafördelningen är mycket jämn och att fördelningen har mindre än 15 NOEC-värden. Värdet för skydd av sedimentmiljön (AA-QS_{sed}) är 0,18 µg/kg TS sediment, och är beräknat med jämviktsfördelningskoefficienter från MKN-värdet i vatten. Värdet för predatorjur (som tar hänsyn till eventuell bioackumulering i näringskedjan) är högre; 239 µg/kg. I EU(2011b) beräknades PNEC-värdet för skydd av ytvatten även från resultaten av mesocosmstudier för både sötvatten och havsvatten. Värdet ligger i samma nivå (0,002 µg/l) som värdet som beräknades från artkänslighetsfördelningen. Både dessa värden är i nivå med det förslag till gränsvärde för ytvatten på 0,003 µg/l som tagits fram i Sverige (Naturvårdsverket, 2008).

Riskbedömningen (EU, 2011a) som gjordes för Irgarol använde något lägre PNEC-värden för skydd av akvatiska organismer. Från en sammanställning av vatten för marina och sötvattenorganismer (pooled data) ett PNEC-värde av 0,4 ng/l beräknades utifrån på NOEC-data för tre trofiska nivåer (fisk, evertebrater och alg) och en osäkerhetsfaktor på 100. Denna faktor användes eftersom det saknas kroniska data för vissa marina taxonomiska grupper som *echinoderma* och *mollusca*.

I EU(2011a) presenteras värden för predatorjur som halt i föda; 1,87 mg/kg för fåglar och 1,67 mg/kg för däggdjur.

Hormonstörande effekter har studerats i snäckor. Ingen påverkan observerades i halter upp till 177 mg/l och 2,5 µg/l i två studier (*Lymnaea stagnalis* resp. *Ilyanassa obsoleta*), men effekter observerades i *Radix balthica* i ng/l halter i en mesocosmstudie (EU, 2011b).

Tabell 4.1 Ämnesdata för Irgarol 1051 för beräkning av platsspecifika riktvärden.

Parameter	Värde	Enhet	Kommentar
K _d -värde	28	l/kg	Vid 2% organiskt kol i marken K _{oc} =1400
K _{oc} -värde	1400	l/kg	EU, 2011b
K _{ow} -värde	8900	l/kg	EU, 2011b
Henrys konstant	6,7·10 ⁻⁶	-	Från Epiwin, USEPA, 2011
Biotillgänglighetsfaktor, oralt intag	1	-	Antaget 100%
Tolerabelt dagligt intag, TDI	0,15	mg/(kg, dag)	EU, 2011a (se text)
Referenskoncentration, RfC	0,14	mg/m ³	EU, 2011a (se text)
Hudupptagsfaktor	0,02	-	EU, 2011a (se text)
Biotillgänglighetsfaktor, hudupptag	1	-	Antaget 100%
Biotillgänglighetsfaktor, inhalation	1	-	Antaget 100%
Haltkriterium för skydd av grundvatten	0,0001	mg/l	Gränsvärde bekämpningsmedel
Biotillgänglighetsfaktor, intag av växter	1	-	Antaget 100%
Biotillgänglighetsfaktor, intag av fisk	1	-	Antaget 100%
Skydd av markmiljön, 95-% nivå	0,0005	mg/kg	Beräknat från EU, 2011b
Skydd av markmiljön, KM-värde	0,004	mg/kg	Beräknat från EU, 2011b
Skydd av markmiljön, MKM-värde	0,012	mg/kg	Beräknat från EU, 2011b
Haltkriterium för skydd av ytvatten	0,00125	µg/l	EU 2011b (50% av MKN)
Andel av TDI från andra källor	0,5	-	Standardvärde i NV:s modell

4.2. Klassificering som farligt avfall

Irgarol (Cybutryne) har ingen harmoniserad klassificering enligt Bilaga VI i CLP-förordningen (1272/2008/EG) och inte heller enligt EU:s tidigare klassificeringssystem 67/548/EG. I förslaget till godkännande enligt biocidproduktdirektivet ges ett förslag till klassificering för Irgarol, se tabell 4.2.

Tabell 4.2 Förslag till klassificering av Irgarol enligt (EU, 2011a)

Klassificering som substans		
Klassificering	Enligt direktiv 2001/98/EC	Enligt Förordning 1272/2008
Class of danger	Xi, N	Skin Sens. 1
R phrases	R43, R50/53	H317
S phrases	S24, S37, S60, S61	
Klassificering som biocid		
Classification	Enligt direktiv 2001/98/EC	Enligt Förordning 1272/2008
Class of danger	Xn, Xi, N	Acute Tox. 4, Skin Irrit. 2, Eye Irrit. 2, Skin Sens. 1
R phrases	R10, R20, R36/38, R43, R50/53	H332, H315, H319, H317
S phrases	S36/37, S38, S61	

H317: May cause an allergic skin reaction

H332: Harmful if inhaled

H315: Causes skin irritation

H319: Causes serious eye irritation

I EU (2011a) anges inte några M-faktorer som skulle påverka Irgarols klassning som miljöfarligt ämne. Värdet på M-faktorerna bestäms av ämnets akuta och kroniska toxicitet. Det lägsta EC50-värdet för akut toxicitet är 0,096 µg/l eller 0,0001 mg/l. Detta ligger på gränsen mellan en M-faktor på 1000 och 10 000. Det lägsta NOEC-värdet för kronisk toxicitet är 0,017 µg/l eller 0,000017 mg/l, vilket skulle ge en M-faktor på 1000.

En M-faktor på 1000 skulle ge en haltgräns för farligt avfall på 2,5 mg/kg TS (2500/1000). Med en M-faktor på 10000 skulle haltgränsen för farligt avfall hamna på 0,25 mg/kg TS. I denna rapport har gränsen 2,5 mg/kg valts.

4.3. Riktvärden för förorenad mark

Riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning har tagits fram enligt den metodik som presenteras i Naturvårdsverkets rapport NV 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Som underlag används de data som presenteras i tabell 4.1.

I tabell 4.3 redovisas de beräknade riktvärdena för Irgarol. I tabellen redovisas de enskilda värden för skydd av hälsa, markmiljö, grundvatten och ytvatten samt det integrerade riktvärdet.

Tabell 4.3 Riktvärden för Irgarol för förhållande motsvarande känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM). Halter i mg/kg TS.

KM	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Integrerat
Irgarol	14	0,004	0,041	0,14	0,004
MKM	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Integrerat
Irgarol	7700	0,012	0,13	0,14	0,012

För både känslig och mindre känslig markanvändning är det skydd av markmiljön som är styrande. Skydd av ytvatten hamnar på en nivå som är 35 gånger högre för KM och 12 gånger högre för MKM. Styrande exponeringsväg för KM är intag av växter och för MKM intag av jord.

4.4. Nivå för mindre än ringa risk

4.4.1. Totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk

Beräkning av totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk har gjorts enligt metodiken i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”. Eftersom dessa nivåer inte tar hänsyn till intag av dricksvatten, utan detta beaktas i lakbarhetskriterierna, blir nivån för mindre än ringa risk utifrån hälsoaspekter något högre än riktvärdet för känslig markanvändning. Eftersom höga krav ställs på markmiljön (Skydd av 95 % av arter) är nivån för skydd av markmiljön lägre än riktvärden för mindre känslig markanvändning.

Tabell 4.4 Nivåer på totalhalt för mindre än ringa risk för Irgarol (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Hälsa	Markmiljö	Mindre än ringa risk
Irgarol	210	0,0005	0,0005

4.4.2. Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk

För beräkning av lakbarhetskriterierna krävs information om hur lakbarheten förändras med mängden lakvätska (Kappa-värdet) samt information om ämnets fastläggning i mark under transporten till grundvattnet eller ytvattnet. Väldigt få lakdata finns för att utvärdera lakförloppet för Irgarol. Det försök som gjorts på sediment från Mjösund (Eriksson, 2012) visar att ca 10% av Irgarol innehållet i sedimenten lakat ut vid L/S=10. Om man utgår från att all Irgarol är lakbar med samma hastighet skulle det ge ett Kappa på 0,01 kg/l. Om man istället använder det Kappa på 0,25 kg/l som användes för TBT skulle 92 % av det lakbara innehållet ha lakat ut vid L/S=10, resten skulle sitta mycket fast bundet i sedimenten. I beräkningarna har nivåer för både Kappa = 0,01 och Kappa = 0,25 använts.

Fördröjning av Irgarol vid transport

En viss fastläggning sker av Irgarol i mineraljord som påverkar läckaget. Den fördröjning av utläckaget som detta medför innebär att den maximala halten i det vatten som läcker ut blir lägre. För en jord med 2 % organiskt kol skulle K_d -värdet bli 28 l/kg. Detta värde har använts i beräkningarna.

Beräknade nivåer för mindre än ringa risk

De beräknade lakbarhetsnivåerna för mindre än ringa risk beräknade med Kappa = 0,01 respektive 0,25 kg/l och $K_d = 28$ l/kg redovisas i tabell 4.5. För båda värden av Kappa är det skydd av ytvatten som är begränsande.

Tabell 4.5 Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk för Irgarol.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO ($\mu\text{g/l}$)	Utlakad mängd LS=10, ($\mu\text{g/kg}$ TS)	Initial halt, CO ($\mu\text{g/l}$)	Utlakad mängd LS=10, ($\mu\text{g/kg}$ TS)
Irgarol Kappa=0,01	0,2	2	0,1	0,8
Irgarol Kappa=0,25	1	4	0,5	1,7

Beräkningarna visar att lakbarhetsnivåerna ökar kraftigt med ökande Kappa-värde upp till ett Kappa av ca 0,3 kg/l. Där efter sjunker de beräknade nivåerna svagt. Lakbarhetsnivåerna är linjärt beroende av valet av K_d -värde.

4.5. Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk

Haltnivåer som kan vara stöd för bedömning av prövningsnivå, dvs. om verksamheten kan anses utgöra ett anmälningsärende (C-ärende), har beräknats för det fall som beskrivs i avsnitt 2.4. Det vill säga uppläggning av en mindre mängd muddermassor (1000 m^3) strandnära innanför en spont, på en tät botten och under ett täckskikt. I övrigt är utgångspunkten den ämnesinformation som använts för att beräkna kriterierna för mindre än ringa risk i avsnitt 4.4.

I tabell 4.6 presenteras de nivåer som beräknats för en första jämförelse med uppmätta totalhalter. Beräkningar av värden för skydd av grundvatten och ytvatten har gjorts för två fall: ett med en mer kvalificerad täckning motsvarande en infiltration genom massorna på 50 mm/år och ett med en enklare täckning med en infiltration på 200 mm/år.

Tabell 4.6 Nivåer på totalhalt för ett standardiserat C-ärendet för Irgarol (mg/kg TS).

	Hälsa	Markmiljö	Skydd av grundvatten 50 / 200 mm/år	Skydd av ytvatten 50 / 200 mm/år
Irgarol	80000	0,012	0,06 / 0,02	0,7 / 0,2

Även nivåerna för lakning har beräknats för ett fall med lägre infiltration (tabell 4.7) och högre infiltration (tabell 4.8).

Tabell 4.7 Lakbarhetsnivåer för ett standardiserat C-ärendet för Irgarol. Infiltration 50 mm/år.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	2,2	21	25	250
Irgarol Kappa=0,25	3,6	13	40	160

Tabell 4.8 Lakbarhetsnivåer för ett standardiserat C-ärendet för Irgarol. Infiltration 200 mm/år.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	0,7	7	7	70
Irgarol Kappa=0,25	1,8	7	18	70

För Irgarol är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna. Lägst lakbarhetsnivåer beräknas för det låga värdet på Kappa (0,01 kg/l), motsvarande utlakning under en längre tid.

4.6. Nivå för inert avfall

Totalhaltsnivåer för inert avfall har beräknats för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av grundvatten och ytvatten, se tabell 4.9. Däremot anges inga nivåer för skydd av hälsa eller markmiljö. Orsaken till detta är att muddermassorna i detta fall kommer att utgöra avfall som läggs på en deponi med de speciella regler och skydds krav som detta medför.

Tabell 4.9 Nivåer på totalhalt för Irgarol (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för inert avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Irgarol	0,012	0,2

I tabell 4.10 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för inert avfall. Även här är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna för Irgarol.

Tabell 4.10 Lakbarhetsnivåer för en deponi för inert avfall för Irgarol och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	0,5	5	10	90
Irgarol Kappa=0,25	1,7	6	30	120

Nivåerna för lakbarhet styrs av skydd av grundvatten. Lägst lakbarhetsnivåer beräknas för det låga värdet på Kappa (0,01 kg/l), motsvarande utlakning under en längre tid.

4.7. Nivå för icke-farligt avfall

För syftet att ta fram kriterier för deponering av muddermassor har haltnivåer beräknats för massor som klassas som icke-farligt avfall. Dessa har tagits fram för totalhalt och för lakbar halt.

Totalhaltsnivåer för icke-farligt avfall för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av spridning till grundvatten och ytvatten ges i tabell 4.11.

Tabell 4.11 Nivåer på totalhalt för Irgarol och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för icke-farligt avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Irgarol	0,04	0,8

I tabell 4.12 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för icke-farligt avfall. Även här är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna för Irgarol.

Tabell 4.12 Lakbarhetsnivåer för en deponi för icke-farligt avfall för Irgarol och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	2	20	50	450
Irgarol Kappa=0,25	17	60	400	1500

Beräknade nivåer för icke-farligt avfall för Irgarol är på samma nivå som för C-ärende med infiltrationen 50 mm/år. De likartade värdena beror på att utspädningen till grundvatten är relativt liten för den större mängden muddermassor som antas placeras i en deponi för icke-farligt avfall.

4.8. Nivå för farligt avfall

Haltnivåer har beräknats för deponering av muddermassor som klassas som farligt avfall i en deponi för farligt avfall. Dessa har tagits fram för totalhalt och för lakbar halt.

Totalhaltsnivåer ska användas för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av spridning till grundvatten och ytvatten ges i tabell 4.13.

Tabell 4.13 Nivåer på totalhalt för Irgarol och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för farligt avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Irgarol	0,4	8

I tabell 4.14 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för farligt avfall. Även här är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna för Irgarol.

Tabell 4.14 Lakbarhetsnivåer för en deponi för farligt avfall för Irgarol och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	20	200	500	4500
Irgarol Kappa=0,25	150	600	4000	15 000

4.9. Sammanfattning Irgarol

OBS! Här anges avrundade halter i mg. Beräknat för långsam utlakning (Kappa = 0,01 l/kg)

Haltgräns för farligt avfall: 2,5 mg/kg TS

Riktvärden för förorenade mark (mg/kg TS)

	KM	MKM
Irgarol	0,004	0,012

Nivåer för mindre än ringa risk

	Totalhalt	Lakbar halt	
	Hälsa-miljö (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Irgarol	0,0005	0,0001	0,0008

Nivåer för generaliserat C-ärende

	Infiltration 50 mm/år			Infiltration 200 mm/år		
	Totalhalt	Lakbar halt		Totalhalt	Lakbar halt	
	Hälsa-Miljö-spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)	Hälsa-Miljö-spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Irgarol	0,012* 0,06**	0,002	0,02	0,012* 0,02**	0,001	0,007

* Nivå för skydd av markmiljö

** Nivå för skydd av grundvatten

Nivå för deponering av avfall

Deponi för:	Totalhalt	Lakbar halt	
	Spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Inert avfall	0,012	0,0005	0,005
Icke-farligt avfall	0,04	0,002	0,02
Farligt avfall	0,4	0,02	0,2

5. Diuron

Diuron har använts som ersättningsämne för tributyltenn. Ämnet är en ureaförening som blockerar fotosyntesen genom att förhindra elektronöverföring. Förutom i antifouling färger har diuron använts för ogräsbekämpning i spannmål, grusade ytor samt banvallar.

Diuron är en biocidprodukt och har utretts inom EU:s arbetsprogram för verksamma ämnen. Beslut har fattats att inte tillåta diuron i produkttyp 6 (konserveringsmedel för burkförpackade produkter) med utfasning senast den 25 oktober 2009 och i produkttyp 21 (anti-foulingmedel) utfasning senast den 22 augusti 2008. Utredning pågår fortfarande för användning i för användning i produkttyp 7 (konserveringsmedel för ytbeläggningar) och produkttyp 10 (konserveringsmedel för byggnadssten).

Diuron finns med på listan av prioriterade ämnen för vattendirektivet (EU, 2008) och miljökvalitetsnormer för diuron i ytvatten finns fastslagna. Ämnet klassas som ”Class III; Slightly hazardous” i WHO:s klassificering av bekämpningsmedel (WHO, 2010). Denna basering utgår från akuttoxiska data. Diuron har inte utvärderats av IARC med avseende på carcinogenitet.

Inga båtottenfärger med diuron har registrerats i Sverige, däremot har ogräsmedel innehållande diuron varit registrerade fram till och med 1992 (Kemi, 2012). Den försålda mängden i Sverige 1992 var 3,3 ton. I Danmark förbjöds ämnet 2000. I Norge förbjöds diuron 2008.

5.1. Egenskaper

Identifikation

Diuron Urea, N'-(3,4-diklorfenyl)-N,N-dimetyl-

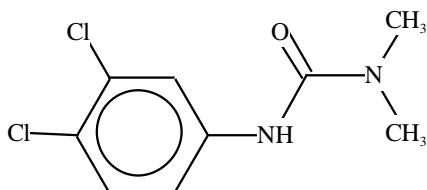
CAS nr 330-54-1, EINECS-nr 206-354-4

IUPAC Name 3-(3,4-diklorfenyl)-1,1-dimetylurea

CAS Name N'-(3,4- diklorfenyl)-N,N-dimetylurea

Övriga namn: 3-(3,4- diklorfenyl)-1,1-dimetylurea, (DCMU)

Molekylformel: C₉H₁₀Cl₂N₂O₁



Figur 5.1 Struktur för diuron

Metaboliter:

- 1-(3,4- diklorfenyl)-3-methylurea (DCPMU)
- 3,4- diklorfenyl urea (DCPU)
- 3,4-dikloraniline

I riskbedömningar beaktas ofta summan av diuron och dess nedbrytningsprodukter som innehåller den funktionella gruppen 3,4-dikloranilin.

5.1.1. Fysikalisk-kemiska egenskaper

Diuron är en ureaförening som inte kan förväntas hydrolyseras vid de pH som förekommer i miljön (pH 4 till 9). Fastläggning i mark och sediment sker därför genom hydrofoba reaktioner och beskrivas med en fördelningsfaktor för organiskt kol, K_{oc} . Rapporterade värden för K_{oc} ligger i ett intervall på 260 – 1700 l/kg. RIVM (1997) anger ett värde på 355 l/kg. I denna rapport har ett värde på 800 l/kg använts (PPDB, 2012). Detta ger ett K_d -värde på 16 l/kg vid en halt organiskt kol i jorden på 2 %.

Värden för fördelningsfaktorn vatten-oktanol, K_{ow} , ligger i intervallet 480 – 1200 l/kg (PPDB, 2012). För beräkning av riktvärden används ett värde på 740 l/kg från (PPDB, 2012).

Vattenlösligheten ligger kring 40 mg/l och flyktigheten är låg vilket medför låga värden på Henrys konstant, värden kring $3 \cdot 10^{-8}$ (dimensionslös) har rapporterats.

5.1.2. Halter i miljön

I det nationella screeningprogrammet i Sverige (IVL, 2012) har 6 markprover, 133 sedimentprover och 684 vattenprover analyserats med avseende på diuron. En sammanfattning av resultaten ges i tabell 5.1.

Tabell 5.1 Sammanfattning av analyser av diuron och metaboliten 1-(3,4-diklorfenylurea) DCPMU i svenska screeningdatabasen (IVL, 2012).

	Media	Enhet	Antal prov	Över detektionsgräns	Maxhalt ej punktkälla	Bakgrundshalt
Diuron	Mark	mg/kg TS	6	17%	0,015	<0,01-0,015
	Sediment	mg/kg TS	133	64%	0,086	0,0016-0,086
	Ytvatten	µg/l	684	4,0%	1,2	<0,003-0,02
DCPMU	Sediment	mg/kg TS	3	0%		<0,01
	Ytvatten	µg/l	173	1,7%	0,04	<0,01

5.1.3. Toxikologiska

Toxicitet för människor

USEPA anger ett referensvärde för toxicitet av diuron för människor på 0,002 mg/kg kroppsvikt och dag (IRIS, 1998). EU har tagit fram ett Acceptabel Daily Intake (ADI) på 0,007 mg/kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2005). För beräkningarna i denna rapport används EU:s värde som tolerabelt dagligt intag (TDI). Inga referenskoncentrationer för inandning har hittats utan värdet beräknas från TDI.

För hudupptag används det generella värdet för semi-volatila föreningar på 10% enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009).

Dricksvattennorm

Inga specifika dricksvattennormer har hittats för diuron, men ämnet finns med på WHO:s rullande schema för uppdateringar. Eftersom diuron är ett bekämpningsmedel gäller enligt EU Direktiv 98/83/EC och Livsmedelsverket (2011) ett generellt gränsvärde på 0,1 µg/l.

Nedbrytningsprodukter

3,4-dikloranilin (3,4-DCA) används för framställning av diuron och kan förekomma som förorening, men är också en möjlig nedbrytningsprodukt av diuron. 3,4-DCA kan orsaka hälsoeffekter. Ämnet har utvärderats av EU (2006b) som tagit fram ett LOAEL på 2,88 mg/kg kroppsvikt och dag.

3,4-DCA utgör endast 2 % av metaboliterna av diuron. DCPMU och DCPU är viktigare produkter av metabolisering av diuron och utgör tillsammans 55 % av nedbrytningsprodukterna.

5.1.4. Ekotoxikologiska – mark

RIVM (1997) har tagit fram ett MPC-värde för ekotoxikologiska effekter i jord. Värdet är baserat på det lägsta EC50-värdet för växter, 0,8 mg/kg TS. Detta värde bekräftas av svenska undersökningar där toxiska effekter på tall observerats vid halter på ca 1 mg/kg TS. Eftersom dataunderlaget är bristfälligt har RIVM använt en osäkerhetsfaktor på 100, vilket ger ett MPC-värde på 0,008 mg/kg TS. Eftersom det är dokumenterat att växter är den känsligaste organismgruppen vad gäller diuron, förefaller osäkerhetsfaktorn 100 mycket försiktigt vald. Det är osannolikt att andra organismgrupper kommer att påverkas av diuronhalter i marken under 0,8 mg/kg TS. RIVM:s sammanställning av resultat från ekotoxikologiska tester på mikrobiella processer i marken indikerar att effekter på markprocesser inte förväntas vid halter som underskrider 0,57 mg/kg TS. Utgående från detta har ett ekotoxikologiskt riktvärde på 0,1 mg/kg TS använts för effekter i mark vid känslig markanvändning och 0,6 mg/kg TS för mindre känslig markanvändning. För skydd av 95 procent av arterna används ett värde på 0,02 mg/kg TS, vilket ligger i nivå med bakgrundshalter i mark, se tabell 5.1.

För nedbrytningsprodukten 3,4-DCA anger EU (2006b) ett PNEC (Predicted No Effects Concentration) på 10 mg/kg TS. Detta värde bygger på påverkan på nitrifikation i jorden. EU (2006b) anger också ett PNEC med hänsyn till bioackumulation (secondary poisoning) på 0,3 mg/kg föda.

5.1.5. Ekotoxikologiska – ytvatten

För ytvatten har EU beslutat om en miljökvalitetsnorm för årsmedelvärdet av diuron på 0,2 µg/l (EU, 2008). Miljökvalitetsnormen för den maximala halten är 1,8 µg/l. MKN för årsmedelvärdet bygger på ett NOEC-värde för alger på 2 µg/l och en osäkerhetsfaktor på 10. Värdet för den maximala halten (MAC-QS) bygger på ett EC50-värde på 18 µg/l för andmat (Lemna gibba) och en osäkerhetsfaktor på 10.

När det gäller metaboliter anger APVMA (2011) att den viktigaste metaboliten DCPMU har motsvarande toxicitet som diuron för grönalger och andmat. EU (2006b) anger ett PNEC på 0,2 µg/l för 3,4-DCA, vilket är samma nivå som diuron. Därför bör riktvärden för diuron gälla för summa diuron och dess sönderfallsprodukter.

Tabell 5.2 Ämnesdata för Diuron

Parameter	Värde	Enhet	Kommentar
K _d -värde	16	l/kg	Vid 2% organiskt kol i marken K _{oc} =800
K _{oc} -värde	800	l/kg	PPDB, 2012
K _{ow} -värde	740	l/kg	PPDB, 2012
Henrys konstant	2,1·10 ⁻⁸	-	Från Epiwin, USEPA, 2011
Biotillgänglighetsfaktor, oralt intag	1	-	Antaget 100%
Tolerabelt dagligt intag, TDI	0,007	mg/(kg, dag)	EFSA, 2005
Referenskoncentration, RfC		mg/m ³	Beräknas från TDI
Hudupptagsfaktor	0,1	-	Naturvårdsverket, 2009
Biotillgänglighetsfaktor, hudupptag	1	-	Antaget 100%
Biotillgänglighetsfaktor, inhalation	1	-	Antaget 100%
Haltkriterium för skydd av grundvatten	0,0001	mg/l	Livsmedelsverket (2011). Generellt för bekämpningsmedel
Biotillgänglighetsfaktor, intag av växter	1	-	Antaget 100%
Biotillgänglighetsfaktor, intag av fisk	1	-	Antaget 100%
Skydd av markmiljön, 95-% nivå	0,02	mg/kg	Se text
Skydd av markmiljön, KM-värde	0,1	mg/kg	Se text
Skydd av markmiljön, MKM-värde	0,6	mg/kg	Se text
Haltkriterium för skydd av ytvatten	0,1	µg/l	EU (2008) (50% av MKN)
Andel av TDI från andra källor	0,5	-	Standardvärde i NV:s modell

5.2. Klassificering som farligt avfall

Diuron klassas som farligt vid förtäring, misstänks kunna orsaka cancer och orsakar organskador vid lång och upprepad exponering. Ämnet klassas som mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter.

För bedömning av miljöeffekter anges i CLP-direktivet en M-faktor på 10, vilket överensstämmer med den M-faktor som ges av de värden på NOEC och EC50 som redovisas i underlagsmaterialet till EU:s MKN-värde (EU, 2008). Detta innebär att

ämnet har en koncentrationsgräns för klassificering som miljöfarligt vid halter överstigande 0,025 % (250 mg/kg TS).

Enligt den metodik som tagits fram i Avfall Sverige (2007) ska särskilda koncentrationsgränser användas för att bestämma haltgränser för farligt avfall. Detta skulle innebära en haltgräns på 250 mg/kg TS för farligt avfall.

Diuron klassas inte som ett persistent, bioackumulerbart toxiskt ämne (PBT-ämne). Kraven för P och T-kriterier uppfylls, därför klassas diuron som persistent och toxiskt. BCF-värdet i fisk var endast 2 och Log K_{ow} är 2,75, därför uppfylls inte B-kriterium och diuron klassas inte som bioackumulerbar.

5.3. Riktvärden för förorenad mark

Riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning har tagits fram enligt den metodik som presenteras i Naturvårdsverket (2009). Som underlag används de data som presenteras i tabell 5.1.

I tabell 5.3 redovisas de beräknade riktvärdena för diuron. I tabellen ges de enskilda värden för skydd av hälsa, markmiljö, grundvatten och ytvatten samt det integrerade riktvärdet.

Tabell 5.3 Riktvärden för diuron för förhållande motsvarande känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM). Halter i mg/kg TS.

KM	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Integrerat
Diuron	3,5	0,1	0,023	6	0,025
MKM	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Integrerat
Diuron	2700	0,6	0,075	6	0,08

För både känslig och mindre känslig markanvändning är det skydd av grundvatten som är styrande. Skydd av ytvatten hamnar på en nivå som 260 gånger högre för KM och 80 gånger högre för MKM. Styrande exponeringsväg för skydd av hälsa vid KM är intag av växter och vid MKM intag av jord.

5.4. Nivå för mindre än ringa risk

5.4.1. Totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk

Beräkning av totalhaltsnivåer för mindre än ringa risk har gjorts enligt metodiken i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”. Eftersom dessa nivåer inte tar hänsyn till intag av dricksvatten, utan detta beaktas i lakbarhetskriterierna, blir nivån för mindre än ringa risk utifrån hälsoaspekter något högre än riktvärdet för känslig markanvändning. Eftersom höga krav ställs på markmiljön (Skydd av 95 % av arter) är nivån för skydd av markmiljön lägre än riktvärden för mindre känslig markanvändning.

Tabell 5.4 Nivåer på totalhalt för mindre än ringa risk för diuron (mg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Hälsa	Markmiljö	Mindre än ringa risk
Diuron	5	0,02	0,02

5.4.2. Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk

För beräkning av lakbarhetskriterierna krävs information om hur lakbarheten förändras med mängden lakvätska (Kappa-värdet) samt information om ämnets fastläggning i mark under transporten till grundvattnet eller ytvattnet. Väldigt få lakdata finns för att utvärdera lakförloppet för diuron. Inga resultat har hittats från standardiserade lakförsök för diuron. Lakförsök gjorda under fältförhållanden visar på en relativt långsam lakning av diuron (Guzella et al., 2006; El Imache et al., 2009; Landry et al., 2006). Diuron hade en mer långsam lakning än linuron, men snabbare än oryzalin. I beräkningarna har använts ett Kappa på 0,01 kg/l, motsvarande att ca 10 % av innehållet lakas ut vid L/S=10 samt ett Kappa på 0,25 kg/l (samma som för TBT) som motsvarar att 92 % av det lakbara innehållet har lakat ut vid L/S=10.

Fördröjning av diuron vid transport

En viss fastläggning sker av diuron i mineraljord som påverkas av läckaget. Den fördröjning av utläckaget som detta medför innebär att den maximala halten i det vatten som läcker ut blir lägre. För en jord med 2 % organiskt kol skulle K_d -värdet bli 16 l/kg. Detta värde har använts i beräkningarna.

Beräknade nivåer för mindre än ringa risk

Lakbarhetsnivåerna för mindre än ringa risk beräknade med Kappa = 0,01 respektive 0,25 kg/l och $K_d = 16$ l/kg redovisas i tabell 5.5. För båda värden av Kappa är det skydd av ytvatten som är begränsande.

Tabell 5.5 Lakbarhetsnivåer för mindre än ringa risk för diuron.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, C0 ($\mu\text{g/l}$)	Utlakad mängd LS=10, ($\mu\text{g/kg}$ TS)	Initial halt, C0 ($\mu\text{g/l}$)	Utlakad mängd LS=10, ($\mu\text{g/kg}$ TS)
Diuron Kappa=0,01	0,2	1,5	6	60
Diuron Kappa=0,25	0,7	2,5	25	90

Beräkningarna visar att nivåerna för utlakad mängd ökar med ökande Kappa-värde upp till ett Kappa av ca 0,25 kg/l. Därefter sjunker de beräknade nivåerna svagt. Lakbarhetsnivåerna är linjärt beroende av valet av K_d -värde.

5.5. Nivåer för standardiserat C-ärende - ringa risk

Haltnivåer som kan vara stöd för bedömning av provningsnivå, dvs om verksamheten kan anses utgöra ett anmälningssärende (C-ärende), har beräknats för det fall som beskrivs i avsnitt 2.4. Det vill säga uppläggning av en mindre mängd muddermassor (1000 m^3) strandnära innanför en spont, på en tät botten och under ett täcksikt. I övrigt är utgångspunkten den ämnesinformation som använts för att beräkna kriterierna för mindre än ringa risk i avsnitt 5.4.

Beräkningar har gjorts för fallet med en mer kvalificerad täckning motsvarande en infiltration genom massorna på 50 mm/år och en enklare täckning med en infiltration på 200 mm/år.

I tabell 5.6 presenteras de nivåer som beräknats för en första jämförelse med uppmätta totalhalter för en bedömning av risken för spridning till grundvatten och ytvatten

Tabell 5.6 Nivåer på totalhalt för ett standardiserat C-ärende för diuron (mg/kg TS).

	Hälsa	Markmiljö	Skydd av grundvatten 50 / 200 mm/år	Skydd av ytvatten 50 / 200 mm/år
Diuron	2700	0,6	0,04 / 0,012	30 / 8

I tabell 5.7 respektive 5.8 redovisas lakbarhetskriterier för fallet med en mer kvalificerad täckning motsvarande en infiltration genom massorna på 50 mm/år samt för en enklare täckning med en infiltration på 200 mm/år.

Tabell 5.7 Lakbarhetsnivåer för ett standardiserat C-ärende för diuron.
Infiltration 50 mm/år.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	2,2	21	2000	20 000
Diuron Kappa=0,25	3,1	11	3000	10 000

Tabell 5.8 Lakbarhetsnivåer för ett standardiserat C-ärende för diuron.
Infiltration 200 mm/år.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	0,7	6	500	5000
Diuron Kappa=0,25	1,8	7	1000	4000

För diuron är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna. Lägst lakbarhetsnivåer beräknas för ett Kappa-värde på 0,01 kg/l.

5.6. Nivå för inert avfall

Totalhaltsnivåer för inert avfall har beräknats för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av grundvatten och ytvatten, se tabell 5.9. Däremot anges inga nivåer för skydd av hälsa eller markmiljö. Orsaken till detta är att muddermassorna i detta fall kommer att utgöra avfall som läggs på en deponi med de speciella regler och skydds krav som detta medför.

Tabell 5.9 Nivåer på totalhalt för diuron (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för inert avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Diuron	0,008	10

I tabell 5.10 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för inert avfall. Även här är det skydd av grundvatten som styr lakbarhetsnivåerna.

Tabell 5.10 Lakbarhetsnivåer för diuron för en deponi för inert avfall för diuron.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	0,5	4	700	7000
Diuron Kappa=0,25	1,2	5	1800	7000

Nivåerna för lakbarhet styrs av skydd av grundvatten. Nivån för initial halt är lägst för det fall som beräknats med det låga Kappa-värdet (0,01 kg/l), medan värdena avseende utlakad mängd ligger på en liknande nivå för de båda Kappa-värdena.

5.7. Nivå för icke-farligt avfall

För syftet att ta fram kriterier för deponering av muddermassor har haltnivåer beräknats för massor som klassas som icke-farligt avfall. Dessa har tagits fram för totalhalt och för lakbar halt.

Totalhaltsnivåer för icke-farligt avfall för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av spridning till grundvatten och ytvatten ges i tabell 5.11.

Tabell 5.11 Nivåer på totalhalt för diuron och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för icke-farligt avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Diuron	0,025	40

I tabell 5.12 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för icke-farligt avfall. Även här är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna för diuron.

Tabell 5.12 Lakbarhetsnivåer för en deponi för icke-farligt avfall för diuron och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, CO (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	2	20	3000	30 000
Diuron Kappa=0,25	17	60	20 000	70 000

Beräknade nivåer för icke-farligt avfall för diuron är på samma nivå som för C-ärende med infiltrationen 50 mm/år. De likartade värdena beror på att utspädningen till grundvatten är relativt liten för den större mängden muddermassor som antas placeras i en deponi för icke-farligt avfall.

5.8. Nivå för farligt avfall

Kriterier har beräknats för muddermassor som läggs på en deponi för farligt avfall. Dessa har tagits fram för totalhalt och för lakbar halt.

Totalhaltsnivåer för farligt avfall för en förenklad bedömning av vilka krav som ställs för skydd av spridning till grundvatten och ytvatten ges i tabell 5.13.

Tabell 5.13 Nivåer på totalhalt för diuron och dess nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i massor som placeras i en deponi för farligt avfall.

	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Diuron	0, 25	400

I tabell 5.14 redovisas de lakkriterier som beräknats för en deponi för farligt avfall. Även här är det skydd av grundvatten som styr lakkriterierna för diuron.

Tabell 5.14 Lakbarhetsnivåer för en deponi för farligt avfall för diuron och dess nedbrytningsprodukter.

	Skydd av grundvatten		Skydd av ytvatten	
	Initial halt, C0 (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)	Initial halt, C0 (µg/l)	Utlakad mängd LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	15	150	30 000	300 000
Diuron Kappa=0,25	100	400	200 000	700 000

5.9. Sammanfattning diuron

OBS! Här anges avrundade halter i mg. Beräknat för långsam utlakning (Kappa = 0,01 l/kg)

Haltgräns för farligt avfall: 250 mg/kg TS

Riktvärden för förorenade mark (mg/kg TS)

	KM	MKM
Diuron	0,025	0,08

Nivåer för mindre än ringa risk

	Totalhalt	Lakbar halt	
	Hälsa-miljö (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Diuron	0,02	0,0002	0,0015

Nivåer för generaliserat C-ärende

	Infiltration 50 mm/år			Infiltration 200 mm/år		
	Totalhalt	Lakbar halt		Totalhalt	Lakbar halt	
	Hälsa-Miljö-spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)	Hälsa-Miljö-spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Diuron	0,04	0,002	0,02	0,012	0,0007	0,006

Nivå för deponering av avfall

Deponi för	Totalhalt	Lakbar halt	
	Spridning (mg/kg TS)	Initial halt, CO (mg/l)	Utlakad mängd LS=10, (mg/kg TS)
Inert avfall	0,008	0,0005	0,004
Icke-farligt avfall	0,025	0,002	0,02
Farligt avfall	0,25	0,015	0,15

6. Referenser

Aldenberg T, Jaworska J S, (2000): Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 46, 1–18.

APVMA (2011): Diuron. Environment Assessment. Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority.

Aquateam (2011): Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for organiske tinnforbindelser i forurenset grunn, Mona Weideborg, Eilen Arctander Vik, Rapport nr: 10-032.

Avfall Sverige (2007): Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2007:01, Avfall Sverige.

Bérad A, Dorigo U, Mercier I, Becker-van Sloten K, Grandjean D och Leboulanger C (2003): Comparison of the ecotoxicological impact of triazines Irgarol 1051 and atrazine on microalgal cultures and natural microalgal communities in Lake Geneva. *Chemosphere* 53 (203), p 935-944.

Berg M, Arnold C G, Müller S R, Mühlemann J och Schwarzenbach R (2001): Sorption and desorption of organotin compounds in Sediment – Pore water systems. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, p 3151-3157.

Bioforsk (2006): Transport av tributyltinn fra sjönäre deponier. Bioforsk Jord og Miljö. Bioforsk Rapport Vol1. Nr. 139 2006.

Bueno M, Astruc A, Lambert J, Astruc M och Behra P (2001): Effect of solid surface composition on the migration of tributyltin in groundwater, *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, p 1411-1419.

Burton E D, Phillips I R och Hawker D (2004): Sorption and desorption behavior of tributyltin with natural sediments. *Environ. Sc. Technol.* 2004, 38, p 6694-6700.

California HERD (2003): Calculation of an action level/preliminary cleanup goal for dibutyltin (DBT) in surface, ground, and sediment interstitial water for protection of saltwater aquatic life. California Department of Toxic Substances Control. HERD ERA NOTE: 3.

CCME (1999): Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Organotins. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Champ M A, Seligman P F (1996): An introduction to organotin compounds and their use in antifouling coatings. In M.A. Champ and P.F. Seligman (eds), *Organotin – Environmental fate and effects*, Chapman & Hall, London, pp. 1-25.

Cornelis C, Bierkens J, Goyvaerts MP, Joris I, Nielsen P och Schoeters G (2002): Framework for quality assessment of organotin in sediments in view of re-use on land. Contract 041192. Study by order of DEC nv in the framework of the TBT Clean project. 2005/IMS/R. Vito, Belgien.

CSTEE (2003): Opinion on the non-food aspects of “Assessment of the risks to health and the environment posed by the use of organostannic compounds (excluding use as a biocide in antifouling paints) and a description of the economic

profile of the industry.” Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE).

Dai S G, Sun H W, Wang Y Q, Chen W P och Li N (2002): Sorption behavior of butyltin compounds in estuarine environments of the Haihe River, China. *Biochemistry of environmental important trace elements 2002*, SCS Symposium Series 835, pp 370-387.

DIRECTIVE 1999/45/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 31 May 1999 concerning the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to the classification, packaging and labelling of dangerous preparations

DIRECTIVE 98/8/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 February 1998 concerning the placing of biocidal products on the market.

EFSA (2004): Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission to assess the health risks to consumers associated with exposure to organotins in foodstuffs. *The EFSA Journal* (2004) 102, 1-119.

EFSA (2005): Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance diuron. *European Food Safety Authority EFSA Scientific Report* (2005) 25, 1-58.

Elert M och Yesilova H (2008): Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling, fas 2. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket Rapport 5867.

El Imache A, Dahchour A, Elamrani B, Dousset S, Pozzoni F, Guzzella L (2009): Leaching of Diuron, Linuron and their main metabolites in undisturbed field lysimeters. *J Environ Sci Health B*. 2009 Jan; 44(1):31-7.

Environment Canada (2006): Draft follow-up to the 1993 Ecological risk assessment of organotin substances on Canada’s Domestic Substance List.

Eriksson R (2012): PM Pilotprojekt lakttest. Frog Marine Service i Göteborg AB. 2012-05-22.

ECHA (2013): European Chemicals Agency, <http://echa.europa.eu/>

EU (2003a): Rådets beslut 2003/33/EG av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG (EGT L 11 16.1.2003, s. 0027–0049, Celex 32003D0033).

EU (2005): Environmental Quality Standards (EQS). Substance Data Sheet. Priority Substance No. 30. Tributyltin compounds (TBT-ion). CAS-No. 688-73-3 (36643-28-4). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.

EU (2006b): European Union Risk Assessment Report. 3-4-dichloroaniline (3,4-DCA). European Chemicals Bureau.

EU (2006a): Guidance for setting and application of Acceptable Operator Exposure Levels (AOELs). Working document. SANCO 7531 rev 10. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate – General.

EU (2008): Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.

EU (2011a): Competent Authority Report. Cybutryne Product type PT 21 (Antifouling), Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. Inclusion of active substance in Annex I to Directive 98/8/EC, januari 2011, Nederländerna.

EU (2011b): Technical support for the impact assessment of the review of priority substances under directive 2000/60/EC. Substance Assessment Cybutryne. Juni 2011. Inkluderar Cybutryne EQS Dossier 2011 Cybutryne (Irgarol). Sub-group on review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).

EU (2012): Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. COM(2011) 876 final.

Guzzella L, Capri E, Di Corcia A, Barra Caracciolo A, Giuliano G (2006): Fate of diuron and linuron in a field lysimeter experiment. *J Environ Qual.* 2006 Jan 5;35(1):312-23.

Hermosin M C, Martin P och Cornejo J (1993): Adsorption mechanisms of monobutyltin in clay minerals, *Environ. Sci. Technol.* 1193, 27, p 2606-2611.

Hjelmar O, van der Sloot H A, Guyonnet D, Rietra RPJJ, Brun A, Hall D (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In: Christensen, T.H., Cossu, R. Stegmann, R. (Eds.), *Sardinia 2001, Proceedings of the Eighth Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October 2001.*

Hjelmar O, Holm J, Gudbjerg J, Bendz D, Suèr P, Rosqvist H, Wahlström M och Laine-Ylijoki J (2006): Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. *TemaNord* 2006:555. Nordci Council of Ministers, Copenhagen.

Hoch M, Alonso-Azcarate J och Lischick M (2002): Adsorption behavior of toxic tributyltin to clay-rich sediments under various environmental conditions, *Environ Toxicol Chem* 21(7):1390-7.

Hoch M, Alonso-Azcarate J och Lischick M (2003): Assessment of adsorption behavior of dibutyltin (DBT) to clay-rich sediments in comparison to the highly toxic tributyltin (TBT). *Envir Pollut* 123(2):217-27.

ICRB (2009): Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Rapport 164.

IRIS (1997; 1998): Integrated Risk Information System. USEPA. www.epa.gov/iris

IVL (2012): Miljöövervakningsdata. Screening av miljögifter. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Hämtat september 2012.

Kemi (2012): Bekämpningsmedelsregistret. Kemikalieinspektionen. <http://apps.kemi.se/bkmregoff/> Sökt augusti 2012.

- Lahtinen P, Virtanen N och Niutanen V (2007): Leaching tests on Port of Turku sediments containing TBT. Modified diffusion test. Summary Report. LIFE06 ENV/FIN/00195-STABLE.
- Landry D, Dousset S, Andreux F (2005): Leaching of oryzalin and diuron through undisturbed vineyard soil columns under outdoor conditions. *Chemosphere*. 2006 Mar; 62(10):1736-47.
- Livsmedelsverket (2011): Föreskrift om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten LIVSFS 2011:3.
- Miljöministeriet (2010): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand, Miljøstyrelsen, oppdaterad juni och juli 2010.
- Miljøstyrelsen (2006): Survey, migration and health evaluation of chemical substances in toys and childcare products produced from foam plastics. Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No 70 2006. Miljöministeriet, Danmark.
- Naturvårdsverket (2004): Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2004:10.
- Naturvårdsverket (2008): Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Naturvårdsverket rapport 5799.
- Naturvårdsverket (2009): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning, NV Rapport 5976.
- Naturvårdsverket (2010): Återvinning av avfall i anläggningsarbete. Handbok 2010:1.
- Norconsult (2002): Pilotprojekt- Horten havn TBT-förorenade sediment. Norconsult/Jordforsk. Statens förorensningstillsyn (SFT) och Horten havnevesen.
- Okamura H, Aoyama I, Liu D, Maguire R J, Pacepavicius G J och Lau Y L (2000): Fate and ecotoxicity of the new antifouling compound Irgarol 1051 in the aquatic environment, *Wat. Res.* 34, p 3523-3530.
- PPDB (2012): Pesticide Properties DataBase. University of Hertfordshire. <http://www.herts.ac.uk/aeru> (sökning september 2012)
- Pynaert K och Speleers L (2005): Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbors: Prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments. Task 3545 Release of TBT. Life02 ENV/B/000341.
- REGULATION (EC) No 1272/2008 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006.
- RIVM (1997): Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM Report 601 501 002. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (2001a): Maximum permissible concentrations and neglects concentrations for antifouling substances: Irgarol 1051, dichlofluanid, ziram, chlorothalonil and TCMTB. RIVM rapport 601501 008. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (2001b): Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM rapport 711701 020. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (2007): Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM Report 711701053, Bilthoven.

RIVM (2012a): Environmental risk limits for organotin compounds. RIVM report 607711009. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.

RIVM (2012b): Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd and 4th series of compounds. RIVM report 607711006. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.

Sweco (2009): SWECO Environment Screening Report 2008:7. Temporal variation of WFD priority substances. 2009-07-10, SWECO Environment AB.

USEPA (2011): EPI Suite – Estimation Program Interface ver 4.10. January 2011.

van Wezel A P och Vlaadringen P (2004): Environmental risk limits for antifouling substances. Aquatic Toxicology 66 (2004) 427–444.

Weidenhaupt A, Arnold C, Müller S R och Schwarzenbach R P (1997): Sorption of organotin biocides to mineral surfaces. Environ. Sci. Technol. 1997. 37, p 2603-2609.

WHO (2003): Guidelines for Drinking-water Quality, third edition. World Health Organization Geneva.

WHO (2006): Mono- and disubstituted methyltin, butyltin and octyltin compounds. CICAD 73, World Health Organization Geneva.

WHO (2007): Chemical safety of drinking water: Assessing priorities for risk management, World Health Organization Geneva.

WHO (2010): The WHO recommended classification of pesticides by hazard and Guideline to classification 2009.

Ympäristöministeriö (2007): Stadsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet, Helsingfors 1 mars 2007.

Bilaga 1 Referenser till värden för organiska tennföreningar

Parameter	TBT	DBT	MBT
Kd-värde	Beräknat från Koc vid 2% organiskt kol i marken	Beräknat från Koc vid 2% organiskt kol i marken	Beräknat från Koc vid 2% organiskt kol i marken. Sorption även till mineralytor.
Koc-värde	Från Epiwin, USEPA, 2009	Från data i van Herwijnen, 2012	Från Epiwin, USEPA, 2009
Kow-värde	Från Epiwin, USEPA, 2009	Från Epiwin, USEPA, 2009	Från Epiwin, USEPA, 2009
Henrys konstant	RIVM, 2012	Epiwin, USEPA,	Epiwin, USEPA, 2011
Biotillgänglighetsfaktor, oralt intag	Antaget 100%	Antaget 100%	Antaget 100%
Tolerabelt dagligt intag, TDI	EFSA, 2004	EFSA, 2004	Miljöstyrelsen (2006) -> EU (2003)
Hudupptagsfaktor	Antaget 25%	Antaget 25%	Antaget 25%
Biotillgänglighetsfaktor, hudupptag	Antaget 100%	Antaget 100%	Antaget 100%
Biotillgänglighetsfaktor, inhalation	Antaget 100%	Antaget 100%	Antaget 100%
Halkriterium för skydd av grundvatten	50% av värdet från WHO, 2003	50% av värdet från WHO, 2003	Justerat från TBD-DBT utifrån TDI
Biotillgänglighetsfaktor, intag av växter	Antaget 100%	Antaget 100%	Antaget 100%
Biotillgänglighetsfaktor, intag av fisk	Antaget 100%	Antaget 100%	Antaget 100%
Skydd av markmiljön, 95%-nivå	Baserat på data i RIVM (2012), se text	Baserat på data i RIVM (2012)	Samma värde som för DBT
Skydd av markmiljön, KM-värde	Baserat på data i RIVM (2012), se text	Baserat på data i RIVM (2012)	Samma värde som för DBT
Skydd av markmiljön, MKM-värde	Baserat på data i RIVM (2012), se text	Baserat på data i RIVM (2012)	Samma värde som för DBT
Halkriterium för skydd av ytvatten	50% av kriterium från CCME (1999)	50% av MKN från ICBR, 2009	50% av värde från Environment Canada, 2006
Andel av TDI från andra källor	Naturvårdsverket, 2009	Naturvårdsverket, 2009	Naturvårdsverket, 2009

Om projekt Hav möter Land

Klimat, vatten, samhällsplanering tillsammans

Hav möter Land samlar 26 organisationer i Sverige, Norge och Danmark. Vi samarbetar om klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegat och Skagerrak.



Våra resultat är användbara för beslutsfattare, planläggare, forskare och förvaltare av naturresurser.

Klimatet förändrar våra möjligheter att bo och livnära oss här. Vi tar fram gemensam kunskap för gemensam beredskap.

I projektet arbetar kommuner, regioner, universitet och statliga myndigheter tillsammans. EU är med och finansierar projektet genom Interreg IVA.

Hjälp gärna till på www.havmoterland.se.



Partners

Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Østfold fylkeskommune

Artdatabanken

Aust-Agder fylkeskommune

Buskerud fylkeskommune

Falkenbergs kommun

Fylkesmannen i Aust-Agder

Fylkesmannen i Buskerud

Fylkesmannen i Telemark

Fylkesmannen i Vestfold

Fylkesmannen i Østfold

Göteborgs universitet

Havs- och vattenmyndigheten

Kungsbacka kommun

Larvik kommune

Lysekils kommun

Länsstyrelsen i Hallands län

Nøtterøy kommune

Orust kommun och projekt 8 fjordar

Region Halland

SMHI

Sotenäs kommun

Telemark fylkeskommune

Vestfold fylkeskommune

Västra Götalandsregionen

Århus Universitet

Kriterier för tributyltenn, Irgarol och diuron i muddermassor som omhändertas på land

Rapporten innehåller kriterier för bedömning av muddermassor som uppkommer i mindre muddringsprojekt. De är tänkta som ett hjälpmedel för utförare och tillsynsmyndigheter att bedöma:

- Om massorna är farligt avfall
- Om de kan återvinnas i anläggningsbyggnad
- Om de kan läggas på deponier för inert, icke-farligt eller farligt avfall
- Föroreningsnivåer i mark

Kriterier har tagits fram både för jämförelser med totalhalter och lakbara halter av TBT, Irgarol och Diuron. Vi har använt oss av etablerad metodik för klassificering, återvinning och deponering av avfall. Data har vi främst hämtat från studier genomförda inom EU.



Hav möter Land

Projekt Hav möter Land samlar 26 kommuner, regioner, universitet och statliga myndigheter i Sverige, Norge och Danmark. Vi samarbetar om klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegat och Skagerrak. Våra resultat är användbara för beslutsfattare, planläggare, forskare och förvaltare av naturresurser. Klimatet förändrar våra möjligheter att bo och livnära oss här. Vi tar fram gemensam kunskap för gemensam beredskap. EU är med och finansierar projektet genom Interreg IVA.

www.havmoterland.se

