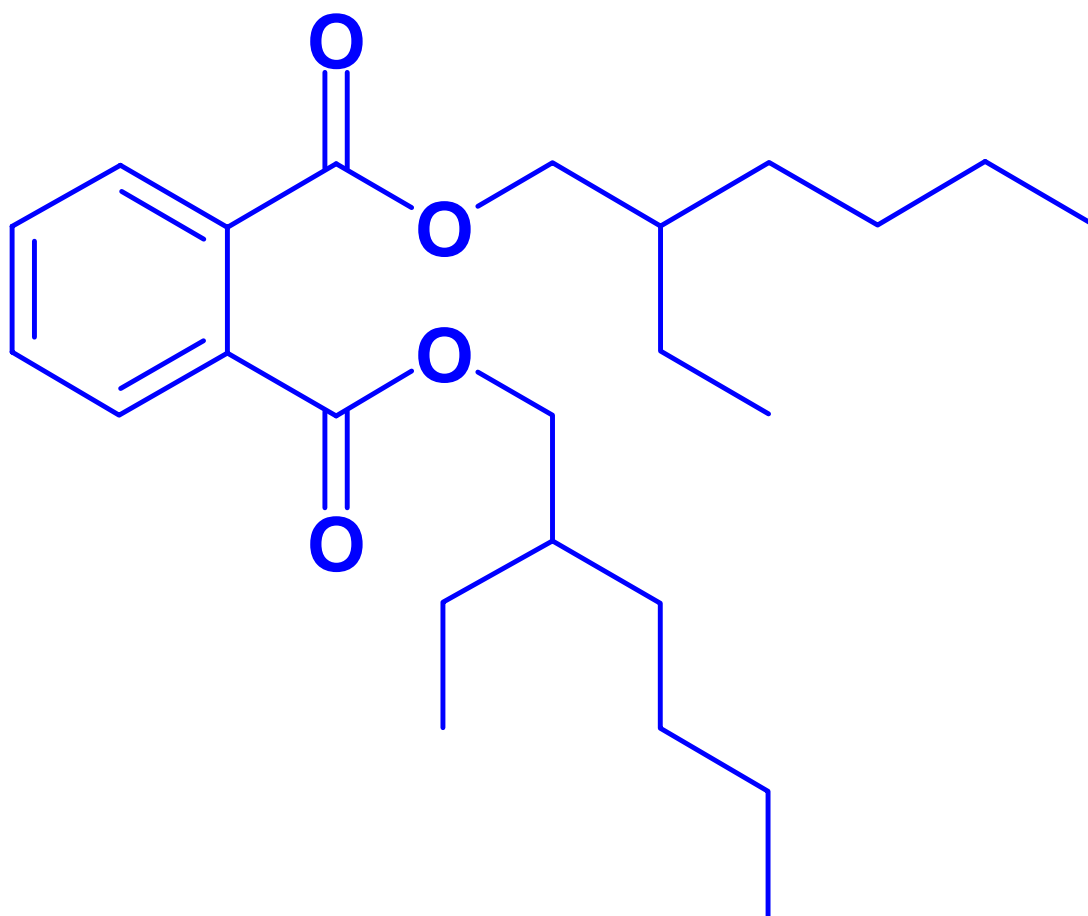


# Risikovurdering av Litlevatn

– beregning av akseptabelt nivå på avrenning av DEHP til Litlevatn



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

**NIVA Midt-Norge**

Pirsenteret, Havnegata 9  
Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Risikovurdering av Litlevatn – beregning av akseptabelt nivå på avrenning av DEHP til Litlevatn	Løpenr. (for bestilling) 5948-2010	Dato 24/3-2010
	Prosjektnr. Undernr. O-10042	Sider Pris 17
Forfatter(e) Merete Grung Tuomo Michael Saloranta Torsten Källqvist	Fagområde Økotoksikologi	Distribusjon
	Geografisk område Møre- og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) DYNEA ved Trond Joranger	Oppdragsreferanse
--	-------------------

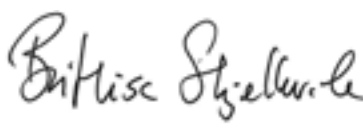
**Sammendrag**

NIVA har på oppdrag fra DYNEA gjort en risikovurdering av akseptabelt nivå på avrenning av DEHP (plastmykner) til Litlevatn i Ålesund. Det ble beregnet at den målte avrenningen på 500-1500 g DEHP/år vil gi miljømessig akseptable konsentrasjoner i vann. I sedimenter forventes en PEC/PNEC på  $\leq 0.71$ , som vurderes som akseptabelt for miljøet. Med en usikkerhet i måling av tilførsel av DEHP kan PEC/PNEC variere mellom  $\leq 0.49$  og  $\leq 1.28$  for sediment. De øvre verdiene er over grenseverdien for miljørisiko, og kan således utgjøre en fare for sedimentlevende organismer. Siden det ikke er tatt hensyn til nedbrytning i vann eller sediment, og heller ikke tatt hensyn til fortykning, er sannsynligheten stor for at konsentrasjonene i sedimentet likevel er akseptable.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. DEHP</li> <li>2. Risikovurdering</li> <li>3. Avrenning</li> <li>4. Litlevatn</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. DEHP</li> <li>2. Environmental risk assessment</li> <li>3. Run-off</li> <li>4. Litlevatn</li> </ol>
--	--



Merete Grung  
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle  
Forskningsleder



Rainer G. Lichtenthaler  
Seniorforsker

## **Risikovurdering av Litlevatn**

- beregning av akseptabelt nivå på avrenning av DEHP til Litlevatn

## **Forord**

DYNEA AS henvendte seg i 2009 til NIVA for å få gjennomført en økotoksikologisk risikovurdering av avrenning av DEHP til Litlevatn. Risikovurderingen ble gjennomført på bakgrunn av målinger gjort av Berfald AS. Risikovurderingen er gjennomført av Merete Grung med bistand fra Tuomo Saloranta og Torsten Källqvist.

Oslo, 24. mars 2010

*Merete Grung*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>6</b>
<b>2. Formål</b>	<b>6</b>
<b>3. Gjennomføring</b>	<b>7</b>
3.1 Fysiokjemiske egenskaper ved DEHP	7
3.2 Nedbrytbarhet, bioakkumulering og toksiske egenskaper ved DEHP	8
3.2.1 Nedbrytbarhet (persistens)	8
3.2.2 Bioakkumulering	8
3.2.3 Toksisitet	8
3.2.4 Grenseverdi for miljøkonsentrasjoner (PNEC)	9
3.3 Beregning av miljøkonsentrasjoner i Litlevatn	10
<b>4. Resultater</b>	<b>12</b>
4.1 Beregning av risikokvoter i Litlevatn	12
4.1.1 Akvatisk miljø	12
4.1.2 Sedimenter	12
<b>5. Diskusjon</b>	<b>13</b>
5.1 Beregnet tilførsel av DEHP	13
5.2 Forutsetninger	13
5.3 Nedbrytning av DEHP	15
5.4 Fortynning	15
<b>6. Konklusjon</b>	<b>16</b>
<b>7. Referanser</b>	<b>17</b>

---

## Sammendrag

NIVA har på oppdrag fra DYNEA gjort en risikovurdering av akseptabelt nivå på avrenning av DEHP (plastmykner) til Litlevatn i Ålesund. Risikovurderingen er utført på bakgrunn av målinger av avrenning av DEHP utført høsten 2009 av Bergfald AS, TGD ("Technical Guidance Document") for risikovurderinger, samt en generell risikovurdering av DEHP utført av European Chemicals Bureau.

En risikovurdering vil ofte bestå av å beregne en risikokvote (PEC/PNEC). Dersom risikokvoten er  $< 1$  vurderes komponenten å ikke gi effekter i vann. Derimot vil en risikokvoten på  $> 1$  kunne gi opphav til uønskede effekter i miljøet.

Det ble beregnet at den målte avrenningen på 500-1500 g DEHP/år vil gi miljømessig akseptable konsentrasjoner i vann. I nydannet sediment (partikulært materiale) forventes en PEC/PNEC på  $\leq 0.71$ , som vurderes som akseptabelt for miljøet. Med en usikkerhet i måling av tilførsel av DEHP kan PEC/PNEC variere mellom  $\leq 0.49$  og  $\leq 1.28$  for sediment. De øvre verdiene er over grenseverdien for miljørisiko, og kan således utgjøre en fare for sedimentlevende organismer. Siden det ikke er tatt hensyn til nedbrytning i vann eller sediment, og heller ikke tatt hensyn til fortynning, er sannsynligheten stor for at konsentrasjonene i sedimentet likevel er akseptable.

## English summary

On commission from DYNEA AS, NIVA has performed an environmental risk assessment (ERA) of the run-off of DEHP to Litlevatn in Ålesund. The basis for the ERA is measurements of the run-off autumn 2009 done by Bergfald AS; TGD (Technical Guidance Document) for ERA and a general risk assessment of DEHP done by the European Chemicals Bureau.

An ERA will often describe the environmental risk as a risk quotient (PEC/PNEC), where a quotient  $< 1$  is assumed not to give environmental effects. However, a quotient of  $> 1$  can give rise to unwanted effects in the environment.

The run-off measured to 500-1500 g DEHP/year was estimated to give acceptable concentrations in water. In the particulate matter which will form the upper layers of the sediment the risk quotient was estimated to  $\leq 0.71$ , which is considered to be environmentally acceptable to sediment living organisms. However, the quotient can vary between  $\leq 0.49$  and  $\leq 1.28$ , on account of the variance in the measurements of the run-off. The higher levels are above the limit value for effects in the sediment. However, since degradation in water or sediment, and dilution was not accounted for, the concentrations in the sediments are likely to be environmentally acceptable.

## 1. Bakgrunn

I 1995 hadde daværende Dynoplast AS på Blindheim i Ålesund et uhellsutslipp av plastmykner, som i hovedsak besto av bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP). Utslipet ble beregnet til rundt 4000 kg, hvorav om lag 3000 kg ble fanget opp ved lenser rett etter utslippet. Våren 2005 ble området rundt Litlevatn renset ved at 1100 tonn forurenset masse ble fjernet. Undersøkelser utført av Bergfald AS i 2006 og 2007 tyder på at industriområdet det utslippet fant sted fortsatt er forurenset av DEHP.

Det er gjennomført omfattende tiltak for å fjerne DEHP i resipienten Litlevatn til et akseptabelt nivå. Høsten 2009 ble det gjennomført flere målinger av avrenningen fra området med forurenset grunn for å estimere avrenning til Litlevatn (rapport fra Bergfald & Co 22/12-2009). I den forbindelse er NIVA bedt om å angi hva som vurderes å være et akseptabelt nivå på avrenning av DEHP til Litlevatn.

## 2. Formål

Formålet med undersøkelsen følger av prosjektbeskrivelsen som er presentert i brev fra SFT (nå Klif) datert 17/12-2008 (ref 2008/213 409). NIVAs ansvar i dette prosjektet er det tredje punktet i oppfølgingspunkter avtalt mellom Dynea AS, Orica Mining Services og Klif: "Det skal angis hva som vurderes å være akseptabelt nivå på avrenning av DEHP til Litlevatn.

### 3. Gjennomføring

Miljøriskovurderingen er utført i henhold til veiledningsdokumentet "Technical Guidance Document", TGD, som benyttes i forbindelse med risikovurdering av nye og eksisterende kjemikalier innen EU (European Chemicals Bureau 2003).

Metoden baserer seg på beregning av to konsentrasjoner av det enkelte kjemikalium:

- PEC – "Predicted Environmental Concentration", det vil si den forventede konsentrasjonen i miljøet, og
- PNEC – "Predicted No Effect Concentration", det vil si den høyeste konsentrasjonen som ikke fører til skadevirkningen på miljøet.

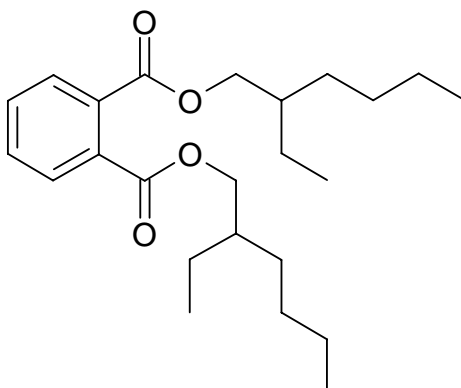
Til slutt beregnes kvoten PEC/PNEC. Risikokvoter  $PEC/PNEC > 1$  indikerer at det foreligger risiko for miljøeffekter.

Separate PEC/PNEC beregninger kan gjøres for fem ulike "compartments": renseanlegg, overflatevann, sedimenter, terrestrisk miljø og luft. Risikovurderinger kan utføres for lokale scenarier knyttet til spesifikke forurensningskilder og resipienter eller regionale scenarier som viser den generelle risiko for større regioner.

For avrenning til Litlevatn er det to matrikser som er mest aktuelle – overflatevann og sediment. Tilførsel til renseanlegg antas å ikke være en aktuell problemstilling. Tilførsel til terrestrisk miljø forutsettes i TGD å skje ved bruk av slam fra kommunale renseanlegg som jordforbedringsmiddel. Dette scenariet er ikke vurdert av samme grunn som nevnt for renseanlegg. En viss spredning til omkringliggende områder fra lufttransporterte partikler og med flomvann kan tenkes å forekomme. Det foreligger imidlertid ikke noen informasjon om omfanget av slik spredning slik at realistiske beregninger av risiko kan gjennomføres. Det antas imidlertid at eksponeringskonsentrasjonene og risiko for miljøeffekter i terrestrisk miljø vil være lavere enn i sedimenter i akvatisk miljø.

#### 3.1 Fysiokjemiske egenskaper ved DEHP

Plastmykneren DEHP (bis(2-ethylhexyl)phthalate) er en fargeløs viskøs væske ved romtemperatur. Forbindelsen har molekylformel  $C_{24}H_{38}O_4$ , molekylvekt 390,60g har CAS-nr. 117-81-7. Strukturformelen er vist i nedenfor.



Vannløselighet mellom 0,003 – 1,3 mg DEHP/L (20-25 °C) er rapportert. En sannsynlig forklaring på dette er at DEHP danner kolloidale dispersjoner i vann, noe som øker mengden DEHP i vannfasen. Log Kow verdier fra 4,8 til 9,6 er rapportert. Variasjonen henger sammen med den store variasjonen



som er rapportert for vannløselighet. I risikovurderingen gjennomført av det Europeiske kjemikaliebyrået, har de benyttet en verdi for log Kow på 7,5. Fordelingskoeffisienten organisk karbon/vann (Koc) er satt til 165 000, noe som betyr at partikkelaffiniteten er høy (binder seg sterkt til organiske partikler som for eksempel humus).

## **3.2 Nedbrytbarhet, bioakkumulering og toksiske egenskaper ved DEHP**

### **3.2.1 Nedbrytbarhet (persistens)**

I risikovurderingen av DEHP (European Chemicals Bureau 2008) er det gjort en vurdering av nedbrytbarheten av DEHP i ulike matrikser. I teksten som følger er det gitt sammendrag fra denne rapporten av de viktigste resultatene som er relevant for risikovurderingen av DEHP i Litlevann

#### *Overflatevann*

Siden DEHP metaboliserer til MEHP som regnes som mer toksisk enn DEHP, blir det hevdet at det ikke er tilstrekkelig å regne med primær nedbrytning, mineralisering av komponenten bør også tas med i vurderingen. I næringsfattig vann ble det ikke observert mineralisering i løpet av 60 dager, mens i næringsrikt vann ble mineraliseringsgrad på 35-71 % oppnådd etter 40 dager ved 29 °C. Tester indikerer at nedbrytningshastigheten er temperaturavhengig, og at ingen nedbrytning finner sted ved 4 °C. I følge risikovurderingen av DEHP settes halveringstiden i overflatevann til 50 dager.

#### *Sediment*

I oppsummeringen av nedbrytningshastighet i sediment konkluderes det i risikovurderingen av DEHP med at hastigheten er svært lav. Ved temperaturer mellom 5 og 12 °C, og i de anaerobe lagene av sedimentet, er nedbryningen ikke signifikant. En gjennomsnittlig halveringstid for sediment er angitt til 3 000 dager (litt over 8 år), mens i de øvre lagene av sediment er halveringstiden angitt som 300 dager (rundt et år).

### **3.2.2 Bioakkumulering**

Bioakkumulering av DEHP varierer mellom ulike vannlevende organismer. I fisk er det funnet biokonsentreringsfaktorer (BCF) mellom 114 og 1 380. For zooplankton, er BCF høyere enn det som er observert for fisk, noe som mest sannsynlig skyldes den høye partikkelaffiniteten for DEHP. For evertebrater (muslinger) er BCF satt til 2 500, mens den er satt til 2 700 for amfipoder (tanglopper). Halveringstiden av DEHP i fisk er målt til å være fra 3 til 14 dager. Det er ikke rapportert at DEHP biomagnifiserer i næringskjeden.

### **3.2.3 Toksisitet**

#### *Fisk*

For eksponering via vannfasen er det referert til en del akutt-toksiske forsøk, og noen kroniske forsøk. Når det gjelder de kroniske forsøkene, er det ingen av disse forsøkene som indikerer noen effekt av DEHP på et lavere nivå enn vannløseligheten av DEHP (se kap. 3.1 om løseligheten av DEHP). Det er derfor ikke angitt noen NOEC (No Observed Effect Concentration) for fisk eksponert via vann.

For fisk eksponert for DEHP gjennom føden er det gjort forsøk som viser forekomst av ovotestis ved eksponering for 1 500 mg/kg tørrvekt. Omregnet til våtvekt gir dette en NOEC på 160 mg DEHP/kg føde (våtvekt).

#### *Amfibier*

Det er gjort noen studier på eksponering av amfibier via vann. Disse viser at amfibier kan være sensitive for høye konsentrasjoner av DEHP, men de rapporterte effektkonsentrasjonene er høyere enn

løseligheten av DEHP i vann, og kan derfor ikke brukes for å komme frem til en grenseverdi for miljøkonsentrasjon.

Det er også gjort noen få studier på eksponering av amfibier via sediment. Risikovurderingen konkluderer med at det ikke er vist effekter på klekking av egg og overlevelse av rumpetroll ved konsentrasjoner opp til 1000 mg/kg (tørrvekt).

#### *Akvatiske evertebrater*

Ved eksponering via vann har det oppstått en rekke problemer på grunn av den lave vannløseligheten til DEHP. Flere av studiene oppgir effektkonsentrasjoner høyere enn løseligheten av DEHP i vann. I andre studier kan det se ut som at noen av effektene som er rapportert er knyttet til andre årsaker enn DEHP. Det har derfor ikke vært mulig å komme frem til en NOEC for akvatiske evertebrater.

For eksponering via sediment er det rapportert om studier som har sett på dette, og NOEC verdier for sedimentpisende og byttedyrpisende evertebrater er angitt til henholdsvis >11 000 og 780 mg/kg tørrvekt. Den siste NOEC verdien legges det mindre vekt på siden det kun er testet en konsentrasjon, og det er benyttet høye konsentrasjoner av etanol ved tilsetting av DEHP i sedimentet.

#### *Alger og høyere planter*

Det er gjort en del studier på effekt av DEHP på alger/planter, men flere av disse er gjennomført ved vannkonsentrasjoner over løselighetsgrensen for DEHP og kan derfor ikke brukes. Det er derfor ikke angitt en NOEC for alger eller høyere planter.

#### *Mikroorganismer*

Det er kun rapportert om en studie ved eksponering via vann der vannkonsentrasjoner ble målt. I denne studien ble det ikke rapportert om effekter ved konsentrasjoner på 0,059 og 0,016 mg/L.

For eksponering via sediment er det gjennomført noen studier, blant annet i en mesokosmos studie og i en respirasjonsstudie. Det er vist at DEHP kan gi effekter på mikrobiske prosesser i sediment, men en sikker NOEC-verdi kan ikke angis på bakgrunn av studiene som er rapportert. Det er også referert til noen studier av mikroorganismer i slam.

### **3.2.4 Grenseverdi for miljøkonsentrasjoner (PNEC)**

#### *PNEC Vann*

Studiene av toksisitet rapportert i risikovurderingen av DEHP omfatter korte og/eller langtidsstudier på fisk, amfibier, akvatiske evertebrater, alger, planter og mikroorganismer. I følge risikovurderingen av DEHP er det ikke pålitelige langtidsstudier under løselighetsgrensen for DEHP som viser effekter på organismer. Derfor er det ikke mulig å angi en kronisk NOEC for organismer eksponert via vann, og der er heller ikke mulig å angi en grenseverdi (PNEC) for miljøkonsentrasjoner i vann. For eksponering via dietten er det angitt en grenseverdi på 16 mg/kg (våtvekt).

#### *PNEC sediment*

I TGD er det ikke gitt veiledning for hvordan sikkerhetsfaktorer (assessment factors AF) for sediment skal beregnes. Ved en revisjon av TGD er det foreslått at en AF på 10 kan benyttes dersom det er gjort tre langtidsstudier med organismer som representerer ulikt levesett og fødeinntak.

I risikovurderingen av DEHP er det angitt at det er indikasjoner på at effekter av DEHP oppstår ved konsentrasjoner rundt 1 g/kg (tørrvekt). Med en sikkerhetsfaktor på 10 (det er gjort studier på tre trofiske nivåer (fire hvis man regner med mikroorganismer)), gir dette en PNEC på  $\geq 100$  mg/kg.

### 3.3 Beregning av miljøkonsentrasjoner i Litlevatn

For å beregne miljøkonsentrasjoner av DEHP ble det høsten 2009 gjennomført en undersøkelse av tilførsel av DEHP via avrenning av Rostock, Skog et al. (2009). I denne undersøkelsen ble den mest sannsynlige mengden av tilført DEHP fra avrenning til Litlevatn bestemt til 718 g/år (=718/365 g/dag). Litlevatn er et vann på ca. 100x100x2.5 m ( $2.5 \cdot 10^7$  L), og vannføringen ut av vannet er målt til 368 m<sup>3</sup>/d (368 000 L/d)(Rostock, Skoog et al. 2009).

For å beregne miljøkonsentrasjoner i Litlevatn har vi antatt at totalkonsentrasjon av DEHP ( $C_{tot}$ ) er jevnt fordelt i alt vann som renner gjennom Litlevatn (volum utløp= volum innløp):

$$(1) \quad C_{tot} = \frac{DEHP_{totalt}}{Volum_{utløp}} = \frac{718/365}{368000} = 5.4 \times 10^{-6} \text{ g DEHP/L}$$

Videre vil DEHP fordele seg mellom vann og partikler (suspendert materiale), og det suspenderte materialet vil etter hvert danne det øverste sedimentlaget i vannet. Denne partikkelfordelingen vil være av betydning siden partikkelaffinitet til DEHP er stor ( $K_{oc}$  er 165 000 L/kg). Det er ikke foretatt målinger av suspendert materiale i Litlevatn, men i TGD er det angitt en standardverdi på 15 mg/L (=  $15 \cdot 10^{-6}$  kg/L). videre er det også angitt en standardverdi på organisk fraksjon av det suspenderte materialet ( $f_{oc}$ ) på 0.1. Med disse antagelsene vil andelen DEHP som fordeler seg i partikulær fraksjon bli:

$$(2) \quad f_{part} = 1 - \frac{1}{1 + f_{oc} \times K_{oc} \times SUSP} = 1 - \frac{1}{1 + 0.1 \times 165000 \times 15 \cdot 10^{-6}} = 0.2$$

Dette vil si at med en konsentrasjon av suspendert materiale på 15 mg/L, og en organisk andel på 10 % av disse partiklene, vil 20 % av DEHP befinne seg bundet til partikler, mens 80 % av DEHP vil være løst i vann.

Vannkonsentrasjonen i Litlevatn blir dermed:

$$(3) \quad C_{vann} = C_{tot} \times f_{vann} = C_{tot} \times (1 - f_{part}) = 5.4 \cdot 10^{-6} \times (1 - 0.2) = 4.3 \cdot 10^{-6} \text{ g DEHP/L}$$

Sedimentkonsentrasjonen av DEHP i suspendert materiale som sedimenterer i Litlevatn blir:

$$(4) \quad C_{part} = \frac{C_{tot} \times f_{part}}{SUSP} = \frac{5.4 \cdot 10^{-6} \times 0.2}{15 \cdot 10^{-3}} = 71 \cdot 10^{-6} \text{ g DEHP/g susp. mat.}$$

Etter sedimentering vil biologisk nedbrytning føre til en gradvis reduksjon av konsentrasjonen i DEHP i sedimentet. Dersom sedimentet forblir uforstyrret vil det da oppstå en gradient av DEHP nedover i sedimentet. Bunndyr som lever i det øvre sedimentlaget vil imidlertid føre til blandning av sedimentet slik at det blir mer homogent. Resuspensjon av sediment som følge av strømmer kan også bidra til at sedimentet blandes. Konsentrasjonen av DEHP i det øvre, homogene sedimentlaget kan beregnes dersom sedimentasjonshastighet av suspendert materiale og nedbrytningshastighet er kjent. Siden det ikke foreligger informasjon om sedimenteringshastighet i Litlevatn brukes sjablongverdien for sedimentering fra TGD på 3 mm/år. Videre foreslår TGD at man beregner konsentrasjonen i de øverste 3 cm av sedimentet. Dette sedimentsjiktet antas altså å representere 10 års sedimentering.

DEHP er klassifisert som lett nedbrytbart i vann. Aerob biologisk nedbrytning skjer også i sediment, men den anaerobe nedbrytningen er ubetydelig. Basert på studier av nedbrytning i sediment har man i EUs risikovurdering av DEHP beregnet halveringstiden i aerobt sediment til 300 døgn (European Chemical Bureau 2008). Det tilsvarer en hastighetskonstant ( $k$ ) for nedbrytning på  $2.3 \cdot 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ .

Konsentrasjonen av DEHP i sedimentet vil altså minke som:

$$(5) \quad C_{\text{sed}} = C_{\text{part}} \cdot e^{(k \cdot x)}$$

Dersom sedimentet ikke blandes vil konsentrasjonen av DEHP minke fra 71 mg/kg ved sedimentoverflaten til 0.015 mg/kg 3 cm ned i et aerobt sediment. Antar man at sedimentet er homogent som følge av blandning blir konsentrasjonen i de øverste 3 cm 8.5 mg/kg.

## 4. Resultater

### 4.1 Beregning av risikokvoter i Litlevatn

#### 4.1.1 Akvatisk miljø

Den estimerte vannkonsentrasjonen i Litlevatn med en tilførsel på 718 g/år som angitt i rapporten fra Bergfald (Rostock, Skoog et al. 2009) gir en estimert miljøkonsentrasjon  $C_{\text{vann}}$  på 4.3 µg/L. Forutsetningene er som følger:

- Tilførsel av DEHP: 718 g/år
- Vannføring: 368 m<sup>3</sup>/dag
- Suspendert materiale: (SUSP=15 mg/L)
- Andel organisk fraksjon av suspendert materiale (foc=0.1)

For vann er det ikke angitt en grenseverdi (PNEC), og det er ikke toksisitetsstudier som viser effekter ved en slik konsentrasjon. Med de gitte forutsetninger utgjør dermed de tilførte mengdene av DEHP en akseptabel miljørisiko.

#### 4.1.2 Sedimenter

Den estimerte partikkelbundne konsentrasjonen i Litlevatn med de samme forutsetninger som i kap. 4.1.1 gir en estimert miljøkonsentrasjon  $C_{\text{part}}$  på 71 mg/kg. Dette suspenderte materialet vil sedimentere, og vil etter hvert danne det øverste sedimentlaget på bunnen.

En risikokvote for dette øverste sedimentlaget blir derfor :

$$(6) \quad \frac{\text{PEC}}{\text{PNEC}} = \frac{71}{(\geq 100)} \quad \frac{\text{PEC}}{\text{PNEC}} \leq 0.71$$

Med de gitte forutsetninger utgjør dermed de tilførte mengdene av DEHP en akseptabel miljørisiko, selv når man ikke tar hensyn til nedbrytningen av DEHP i sedimentet.

Målinger av oppløst oksygen i vannfasen i Litlevatn viser at vannet over sedimentet har høyt oksygeninnhold og man kan derfor anta fra at det øverste sedimentet er aerobt. Det betyr at sedimentet inneholder en normal bunndyrsfauna og at aerob nedbrytning av DEHP kan skje i sedimentet. En mer realistisk beregning av risiko for effekter på sedimentlevende organismer bør derfor ta hensyn til at bunndyrenes graving i sedimentet fører til en homogenisering av sedimentet og at konsentrasjonen av DEHP reduseres ved nedbrytning. Med disse forutsetningene kan konsentrasjonen av DEHP i det øverste 3 cm-sjiktet av sedimentet beregnes til 8.5 mg/kg, som vist i kap. 3.3.

Risikokvoten for sedimentlaget 0-3 cm blir derfor:

$$(7) \quad \frac{\text{PEC}}{\text{PNEC}} = \frac{8.5}{\geq 100} \quad \frac{\text{PEC}}{\text{PNEC}} \leq 0.085$$

## 5. Diskusjon

### 5.1 Beregnet tilførsel av DEHP

Basert på data fra rapporten til Bergfald (Rostock, Skoog et al. 2009) er det tydelig at tilførsel av DEHP er avhengig av vannføring. Ved stor vannføring er det mer tilførsel av DEHP. Variasjon i vannføring bidrar dermed en usikkerhet i beregningen av tilførsel av DEHP. For denne rapportens formål har vi tatt utgangspunkt i målinger av tilførsel av DEHP basert på konsentrasjon i innløp/utløp over en uke høsten 2009. Rapporten konkluderer med en sannsynlig tilførsel på 718 g/år, men at tilførselen sannsynligvis er et sted mellom 500-1500 g/år.

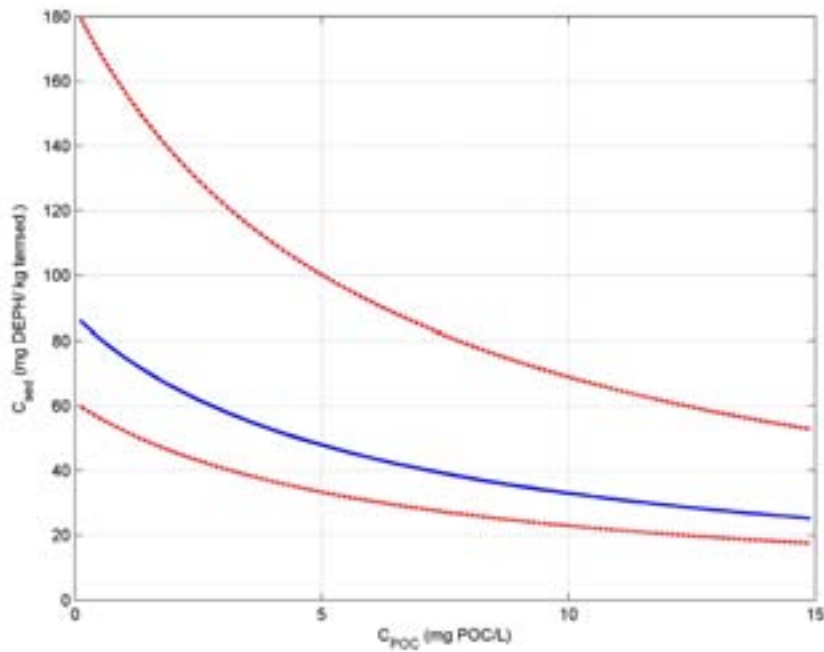
Med de samme forutsetninger som i kap. 3.3 (suspendert stoff på 15 mg/L og organisk fraksjon i suspendert stoff på 0.1, vannføring på 368 m<sup>3</sup>/dag ), blir den estimerte sedimentkonsentrasjonen mellom 49 og 148 mg/L. PEC/PNEC vil dermed bli mellom  $\leq 0.49$  og  $\leq 1.28$ . De tilførte mengdene av DEHP vil dermed potensielt utgjøre en miljørisiko for sedimentlevende organismer dersom tilførselen av DEHP ligger i det øvre området.

Den beregnede konsentrasjonen av DEHP i det øverste sedimentlaget er avhengig av konsentrasjonen av suspendert materiale i vannfasen og den organiske fraksjonen av det suspenderte materialet. Vi har ikke funnet noen målinger av disse parametrene i Litlevatn og beregningene er derfor basert på sjablongverdier anbefalt i TGD. Betydningen av konsentrasjonen og organisk innhold av suspendert materiale på DEHP-konsentrasjonen i sedimentet er belyst i Figur 1 og 2. Fra Figur 1 ser vi at partikulær konsentrasjon av DEHP avtar med økende partikulær fraksjon i vannet. Figur 2 viser betydningen av ulik organisk fraksjon av partikulært materiale – i figuren vist ved fraksjoner på 0.05, 0.1 og 0.2 (5%, 10% og 20% organisk fraksjon). Det går frem av figuren at en lav organisk fraksjon i partikulært materiale gir en lavere konsentrasjon av DEHP i partikulært materiale.

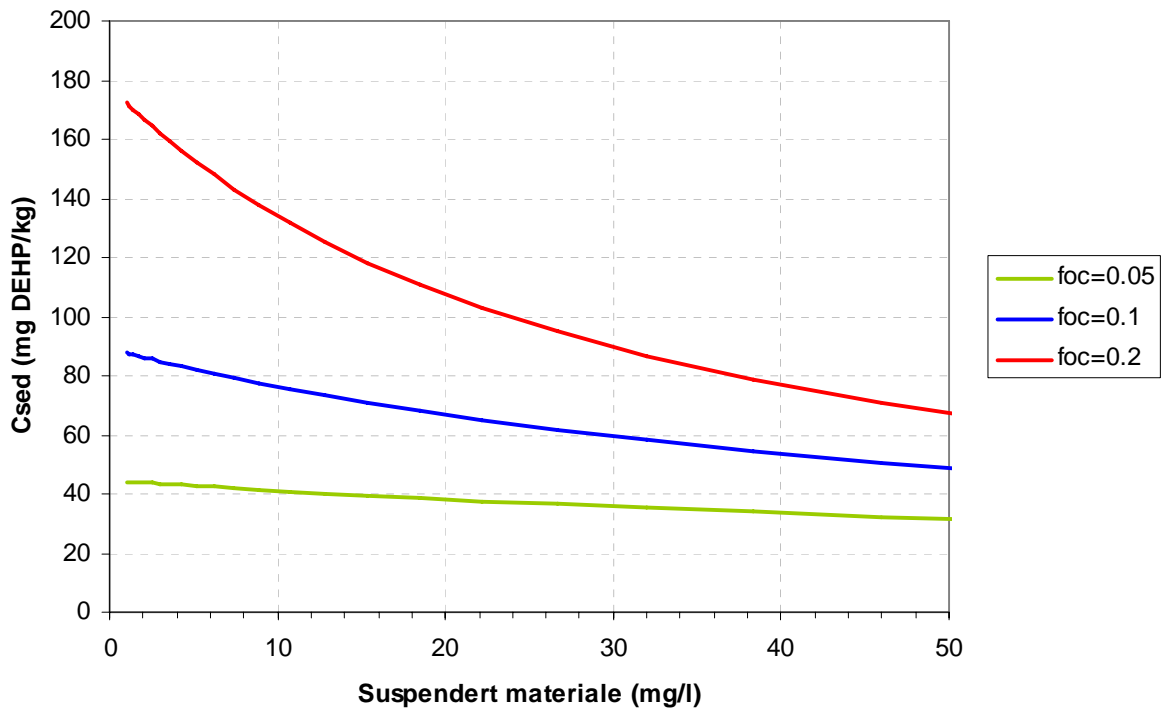
Værdata i perioden i forbindelse med tilførselberegninger skal ekstrapoleres til et år, dette medfører i seg selv en usikkerhet. Variasjon i vær og nedbørsmengde i uken da undersøkelsen varte tyder likevel på at variasjonen som kan ventes over et år en noenlunde dekket.

### 5.2 Forutsetninger

Det er gjort noen forutsetninger i denne rapporten som nevnt i kap. 4.1.1. Tilførselen av DEHP er diskutert i Kap. 5.1, men det er også gjort andre forutsetninger som har betydning for utfallet: mengde suspendert stoff (15 mg/L) og foc (0.1). De to sistnevnte verdiene er anbefalte verdier fra TGD (European Chemicals Bureau 2003). Som Figur 1 viser, vil partikulær konsentrasjon av DEHP øke, jo mindre organisk partikulært materiale som er tilgjengelig i vannet.



Figur 1 Partikulær konsentrasjon av DEHP som funksjon av konsentrasjon av partikulært organisk materiale. Kurvene viser partikulær konsentrasjon av et utslipp av 718 g/år (blå linje), mens de røde stiplede linjene angir årlig utslipp på 1500 (øvre linje) og 500 g (nedre linje)



Figur 2. Partikulær konsentrasjon av DEHP som funksjon av konsentrasjon av suspendert materiale med foc= 0.05 (grønn linje), 0.1 (blå linje) og 0.2 (blå linje).

### 5.3 Nedbrytning av DEHP

#### *Nedbrytning i vann*

En nedbrytning i vann vil føre til at den reelle miljøkonsentrasjonen vil være lavere enn det som er estimert, både for vannkonsentrasjon og partikulær konsentrasjon. Nedbrytningen er temperaturavhengig, og også avhengig av næringsinnholdet i vannet. I næringsrikt vann ble det oppnådd en mineraliseringsgrad på 35-70% etter 40 dager ved 29 °C. Det er sannsynlig at nedbrytning av DEHP i vannfasen finner sted, og at de estimerte miljøkonsentrasjonene derfor er konservative.

#### *Nedbrytning i sediment*

Når partiklene sedimenterer, vil nedbrytningen i de øverste lagene brytes ned, men mye saktere enn i vannfasen. Halveringstiden for de øvre sedimentlagene er satt til 300 dager (litt under et år), men for de anaerobe, dypere lagene av sediment vil halveringstiden være betydelig lenger, og er satt til 3000 dager (European Chemicals Bureau 2008). Oksygenforholdene i sedimentet i Litlevatn er ikke kjent, men dersom man antar at sedimentet er aerobt ned til 3 cm blir den beregnede gjennomsnittkonsentrasjonen 8.5 mg/kg i de øverste 3 cm som vist i kap. 3.3. Dette er altså ca. 12 % av konsentrasjonen som er beregnet uten hensyn til nedbrytning (71 mg/kg). Konsentrasjonsintervallet 8.5-71 mg/kg for DEHP i det øvre 3 cm av sedimentet representerer altså de konsentrasjoner man kan forvente avhengig av hvor dypt det aerobe sjiktet av sedimentet er. Selv med den mest konservative forutsetningen (ingen nedbrytning) er risikokvoten beregnet til <1 (kap. 4.1.2).

### 5.4 Fortynning

I risikoberegningen er det ikke tatt hensyn til at noe av tilført DEHP renner ut av Litlevatn, og dermed fortynnes. Selv om konsentrasjonene i utløpsbekken er under deteksjonsgrensen for DEHP, vil det være naturlig å anta at noe av tilført DEHP vil renne ut av Litlevatn og fortynnes videre i det akvatiske miljøet. Miljøkonsentrasjonene på disse lokalitetene vil være langt lavere enn i Litlevatn, og vil derfor ikke utgjøre en miljørisiko.

Samlet sett vurderes derfor beregningene i denne rapporten til å være konservative.



## 6. Konklusjon

Basert på målinger av tilførsel av DEHP til Litlevatn gjennomført høsten 2009 av Bergfald AS, og forutsetninger som nevnt under kapittel 4.1.1 vurderes den beregnede avrenningen til 500-1500 g DEHP/år. Dette gir konsentrasjonsnivåer i vannfasen som har en akseptabel miljørisiko.

I sedimenter forventes en PEC/PNEC på  $\leq 0.71$ , som vurderes som akseptabelt for miljøet. Med en usikkerhet i måling av tilførsel av DEHP kan PEC/PNEC variere mellom  $\leq 0.49$  og  $\leq 1.28$  for sediment. De øvre verdiene er over grenseverdien for miljørisiko, og kan således utgjøre en fare for sedimentlevende organismer. Siden det ikke er tatt hensyn til nedbrytning i vann eller sediment, og heller ikke tatt hensyn til fortynning, er sannsynligheten stor for at konsentrasjonene i sedimentet likevel er akseptable.

## 7. Referanser

European Chemicals Bureau (2003). Technical Guidance Document on risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, European Commission, Joint Reseach Institute: 328 p.

European Chemicals Bureau (2008). European Union Risk Assessment Report - bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) PL-2 Volume 80, European Commission - Joint Research Centre: 574 p.

Rostock, C. and K. Skoog (2007). Opprydding av DEHP-forurensning ved Litlevatn, Ålesund kommune, Bergfald & Co AS: 29 p.

Rostock, C., K. Skoog and N. Lambert (2009). Oppfølgende undersøkelse av DEHP i Litlevatn - Ålesund kommune, Bergfald & Co as: 21 p.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)