

RAPPORT LNR 3899-98

**Økologiske virkninger av
utslipp av di-n-butylftalat
(DBP) og akrylsyre fra
Romeriksporten til Oslo-
fjorden**

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Økologiske virkninger av utslipp av di-n-butylftalat (DBP) og akrylsyre fra Romeriksporten til Oslofjorden	Løpenr. (for bestilling) 3899-98	Dato 1998.07.02
	Prosjektnr. Underr. O-98122	Sider Pris 21
Forfatter(e) Hylland, Ketil Källqvist, Torsten Molvær, Jarle Rygg, Brage	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NSB Gardermobanen A/S	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Ved en Predicted No Effect Concentration (PNEC) på 2.6 µg/l for di-n-butylftalat (DBP) og 27 µg/l for akrylsyre vil influensområdet med konsentrasjoner som overstiger PNEC så godt som aldri strekke seg lenger enn 400 m fra munningen av Alna. Avstanden på 400 m er anbefalt som ytre grense for akseptabelt influensområde fordi annen kraftig forurensning allerede har utarmet eller helt ødelagt bunndyrsamfunnene innenfor denne avstanden.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Romeriksporten 2. Di-n-butylftalat (DBP) 3. Akrylsyre 4. Oslofjorden 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Romeriksporten 2. Di-n-buthylphtalate (DBP) 3. Acrylic acid 4. Oslofjorden
---	---


Brage Rygg
Prosjektleder

ISBN 82-577-3485-3


John Arthur Berge
Fungerende forskningssjef

**Økologiske virkninger av utslipp av di-n-butylftalat
(DBP) og akrylsyre fra Romeriksporten til
Oslofjorden**

Forord

NSB Gardermobanen vil høsten 1998 fortsette med tetting av vannlekkasjer i Romeriksporten. Aquateam (Norsk vannteknologisk senter A/S) har vurdert utslipp og miljørisiko. I juni 1998 tok Aquateam kontakt med NIVA for å få gjort en vurdering av økologiske virkninger av utslippene fra Romeriksporten, med hovedvekt på Oslofjorden utenfor utløpet av Alna. Et prosjektutkast ble formulert av Aquateam og videre spesifisert i et møte mellom Gardermobanen, Aquateam og NIVA den 24. juni 1998. Det meste av underlagsmaterialet for vurderingene er skaffet til veie av Aquateam. To prøver for analyse av partikkelmengde og partikkelstørrelser i elvevannet ble innsamlet av Aquateam 19. og 22. juni og analysert ved NIVA.

Vurderingene av stoffenes miljøfarlighet og grenseverdier er gjort av Torsten Källqvist og Ketil Hylland. Jarle Molvær har utført beregningene av fortykning og influensområder. Brage Rygg har vurdert ømfintlighet hos organismsamfunn i influensområdet og redigert rapporten.

Oslo, 2. juli 1998

Brage Rygg

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Problemstillinger	7
3. Stoffenes miljøfarlighet	9
3.1 Akrylsyre	9
3.1.1 Identifikasjon	9
3.1.2 Fysisk kjemiske egenskaper	9
3.1.3 Nedbrytbarhet	10
3.1.4 Bioakkumuleringspotensiale	10
3.1.5 Toksisitet	10
3.2 Dibutylftalat (DBP)	10
3.2.1 Identifikasjon	11
3.2.2 Fysisk kjemiske egenskaper	11
3.2.3 Nedbrytbarhet	11
3.2.4 Bioakkumuleringspotensiale	11
3.2.5 Toksisitet	12
3.2.6 Subletale effekter	12
4. Anbefalte grenseverdier	13
4.1 Akrylsyre	13
4.2 Dibutylftalat DBP	14
5. Utslippsmengder	14
6. Vannføring og partikkelinnhold i Alna	14
7. Fortynning, resipientkonsentrasjoner og influensområder	17
7.1 Metodikk og data	17
7.2 Resultater	18
7.2.1 Konsentrasjoner av DBP	18
7.2.2 Konsentrasjoner av akrylsyre	18
8. Lokalitetsspesifikke vurderinger (ømfintlighet hos de stedlige organismesamfunn)	20
9. Referanser	20

Sammendrag

Ved den benyttede Predicted No Effect Concentration (PNEC) på 2.6 µg/l for di-n-butylftalat (DBP) og 27 µg/l for akrylsyre vil influensområdet med konsentrasjoner som overstiger PNEC så godt som aldri strekke seg lenger enn 400 m fra munningen av Alna. Avstanden på 400 m er anbefalt som ytre grense for akseptabelt influensområde fordi annen kraftig forurensning allerede har utarmet eller helt ødelagt bunndyrsamfunnene innenfor denne avstanden.

Summary

Title: Ecological effects of discharges of di-n-butylphtalate (DBP) og acrylic acid from Romeriksporten to Oslofjorden

Year: 1998

Authors: Hylland, Ketil
Källqvist, Torsten
Molvær, Jarle
Rygg, Brage

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3485-3

The Predicted No Effect Concentration (PNEC) of 2.6 µg/l for di-n-butylphtalate (DBP) and 27 µg/l for acrylic acid the area of influence with concentrations exceeding PNEC will virtually never extend beyond a distance of 400 m from the discharge point of the river Alna into Oslofjorden. The distance of 400 m is recommended as an outer limit for the acceptable area of influence because local heavy pollution has already deteriorated or completely killed the benthic fauna in the area.

1. Bakgrunn

NSB Gardermobanen vil høsten 1998 fortsette med tetting av vannlekkasjer i Romeriksporten. På grunn av utlekking av komponenter fra tetningsmidler som injiseres i tunnelen, følges det opp med analyser av drenevrann og vurdering av miljørisiko forbundet med utslippene. Miljørisiko vurderes for resipientene Alna og Oslofjorden. Alna går i rør fra påslippet av drenevrann og til utløpet i Oslofjorden. Aquateam har hatt ansvar for oppfølging av utslippene. Miljørisiko forbundet med utslipp av de ulike komponentene er ukentlig blitt rapportert til NSB Gardermobanen. For Oslofjorden ble det foreløpig satt en grense for akseptert påvirkning ($PEC/PNEC=1$) 100 m fra utløpet av Alna (Figur 1). Innenfor dette området er imidlertid bunnen allerede død, en tilstand som er forårsaket av andre forurensninger (Rygg og Magnusson 1997). På lokaliteter i 300-400 m avstand fra utløpet av Alna består bunndyrsamfunnet av robuste arter som er typiske for sterkt forurensete miljøer. Organismesamfunnene på stedet er altså tilpasset en sterk forurensningsbelastning og må antas å ha en høy toleranseterskel overfor tilleggsbelastninger. Først på stasjoner mer enn 500 m unna munningen av Alna er det observert forekomst av bunndyrarter som ikke er typiske for sterk forurensning.

Forklaring av noen forkortelser og uttrykk:

PEC=Potential Environmental Concentration (potensiell konsentrasjon av stoffet i miljøet).

PNEC=Predicted No Effect Concentration (beregnet terskelverdi for ingen biologiske skadevirkninger).

NOEC= No Observable Effect Concentration (ingen observerbar effekt konsentrasjon)

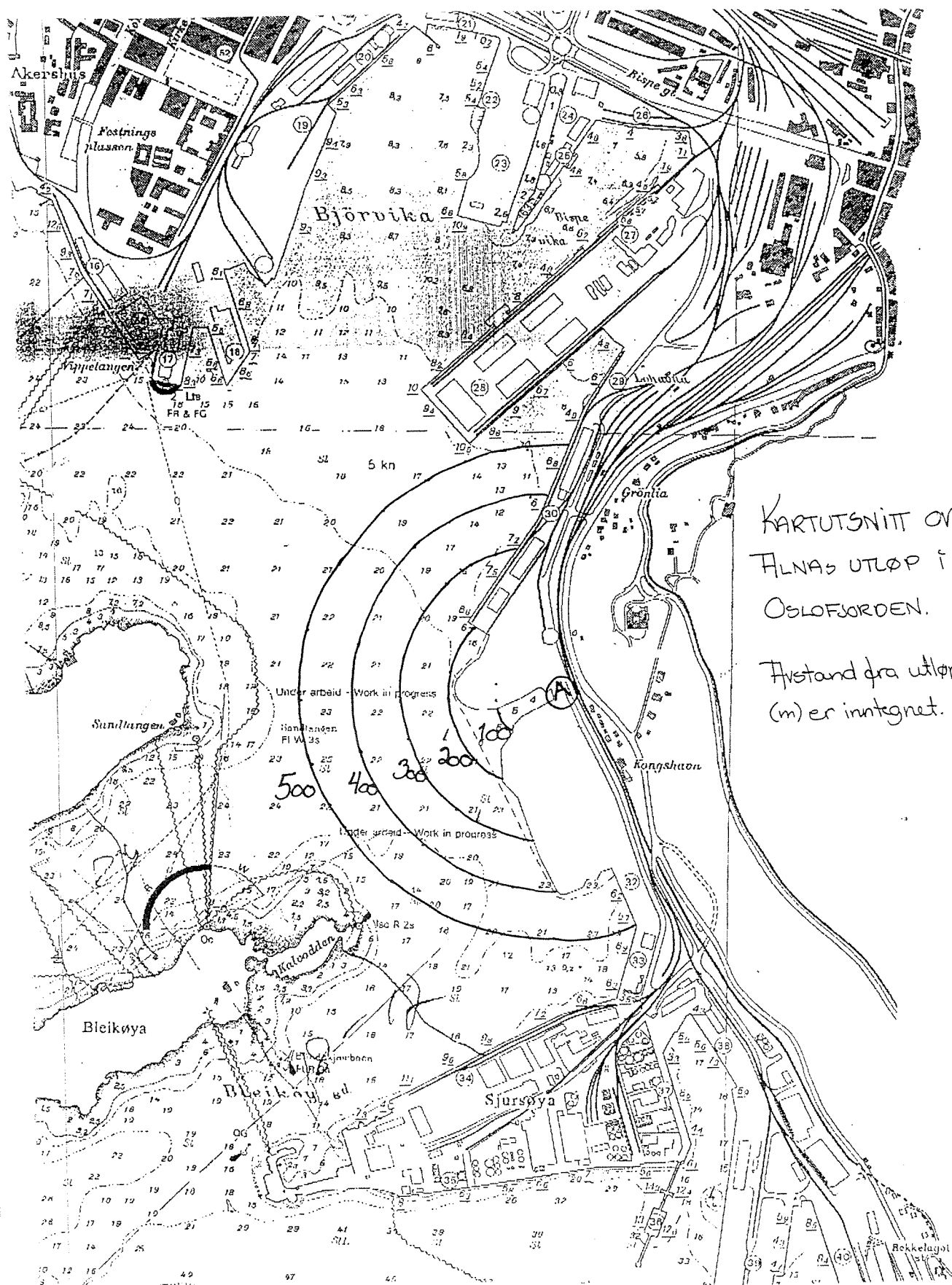
Øvre grense for akseptert påvirkning: $PEC/PNEC=1$. Ved et forholdstall $PEC/PNEC$ på 1 eller mindre betraktes stoffets konsentrasjon i resipienten som tolererbar, til og med ved en kronisk påvirkning.

Sikkerhetsfaktor: Brukes for å ekstrapolere fra tester for akutt giftighet til *PNEC* for økosystemet. Faktoren skal dekke opp for en rekke usikkerheter; ekstrapolering fra akutt til kronisk giftighet, fra laboratorie- til feltsituasjon, samt for forskjeller i ømfintlighet mellom arter. Ved gode kunnskaper fra tester blir usikkerheten mindre og sikkerhetsfaktoren kan reduseres.

2. Problemstillinger

Prosjektet omfatter følgende tre aktiviteter:

1. Beregning av fortytning av vann fra Alna som inneholdender forurensninger fra Romeriksporten, samt influensområde i Oslofjorden ved øvre grense for akseptert forurensningskonsentrasjon. Fortytning beregnes ved de vannføringer i Alna som kan forventes ved den kommende perioden med injeksjon av tetningsmidler.
2. Vurdering av mulige biologiske skadevirkninger av de konsentrasjoner av dibutylftalat (DBP) og akrylsyre, beregnet for Oslofjorden i ulike avstander fra utløpet av Alna.
3. Foreslå en geografisk grense for "akseptabel" påvirkning i Oslofjorden.



KARTUTSNITT OVER
ALNAS UTØP I
OSLOFJORDEN.
Avstand fra utløpet
(m) er inntegnet.

Figur 1. Kartutsnitt over Alnas utløp i Oslofjorden. Avstand fra utløpet (m) er inntegnet.

3. Stoffenes miljøfarlighet

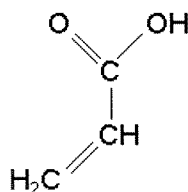
3.1 Akrylsyre

Vurderingen av miljøfarlighet er basert på et utkast til risikovurderingsrapport for EUs program for eksisterende kjemikalier (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin 1997) og en risikovurdering utført i henhold til US EPAs retningslinjer (Hamilton et al. 1995). I tillegg er det benyttet resultater fra Aquateams økotoksikologiske vurdering av injeksjonsmidlet MEYCO MP 307 (Vik og Sverdrup 1998a)

3.1.1 Identifikasjon

CAS nr.: 79-10-7
 Synonym: 2-Propionsyre
 Empirisk formel: C₃H₄O₂

Molekylstruktur:



3.1.2 Fysisk kjemiske egenskaper

Akrylsyrens fysisk kjemiske egenskaper er listet i Tabell 1.

Tabell 1. Fysisk kjemiske egenskaper til akrylsyre (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin 1997)

Smeltepunkt	13 °C
Kokepunkt	141 °C ved 1013 hPa
Tetthet	1,046 g/cm ³ ved 20 °C
Damptrykk	3,8 hPa ved 20 °C
Vannløselighet	1 kg/l (blandbar i alle forhold)
Henrys lovs konstant	0,027 Pa m ³ /mol
Fordelingskoeffisient oktanol vann	log P _{ow} 0,46 ved 25 °C
pK _a	4,25

De fysisk-kjemiske egenskapene tilsier at akrylsyre i vannløsning ikke fordampes til atmosfæren. Adsorpsjon til sediment er også ubetydelig og akrylsyren vil derfor hovedsakelig opptre løst i anionisk form i akvatisk miljø.

3.1.3 Nedbrytbarhet

Akrylsyre hydrolyserer ikke, men regnes som lett biologisk nedbrytbar ($BOD_{28}/ThOD = 81\%$ i OECD 301 D-test). Nedbrytningsraten i overflatevann er beregnet til $0,047 d^{-1}$, som tilsvarer en halveringstid på 15 døgn.

3.1.4 Bioakkumuleringspotensial

Lav fordelingskoeffisient (P_{ow}) tilsier at akrylsyre ikke vil akkumuleres i organismer.

3.1.5 Toksisitet

Data for akutt- eller korttidseffekter på akvatiske organismer er vist i Tabell 2.

Tabell 2. Toksisitetsdata for DBP (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin 1997)

Art	Respons	
Fisk		
Brachydanio rerio (sebrafisk)	96 h LC_{50}	222 mg/l
Onchorhynchus mykiss (regnbueørret)	96 h LC_{50}	27 mg/l
Evertebrater		
Daphnia magna (vannlopper)	48 h EC_{50} , immobilisering	47 - 95 mg/l (2 tester)
Alger		
Selenastrum capricornutum	72 h E_bC_{50} , vekst	0.17 mg/l
Scenedesmus subspicatus	72 h E_bC_{50} , vekst	0.04 – 0.06 mg/l (2 tester)
Scenedesmus subspicatus	72 h E_rC_{50} , veksthastighet	0.13 mg/l

Toksisitetstestene tyder på at akrylsyre er moderat akutt giftig for fisk og evertebrater, men veksthemming av ferskvannsalger skjer ved meget lave konsentrasjoner. 10% reduksjon av veksthastigheten hos grønnalgen *Scenedesmus acuminatus* er registrert ved 30 μ g/l.

Det foreligger ingen data for kroniske effekter på fisk, men langtidstest med *Daphnia magna* viste NOEC for immobilisering = 7 mg/l etter 21 døgn. NOEC for hemming av reproduksjon var 12 mg/l.

Toksisitetsdata for marine organismer er ikke funnet, men tester av Mg-akrylat utført av Aquateam viser at sensitiviteten hos det marine krepsdyret *Acartia tonsa* og algen *Skeletonema costatum* er lavere enn hos dafnier og ferskvannsalger. I disse forsøkene ble LC_{50} for *A. tonsa* funnet ved akrylsyrekonsentrasjonen 115 mg/l, E_rC_{50} for *S. costatum* ved 150 mg/l (Vik og Sverdrup 1998a).

3.2 Dibutylftalat (DBP)

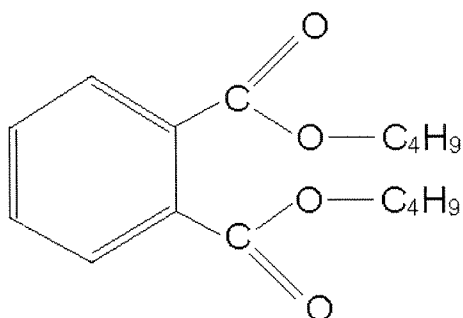
Informasjon om DBP er hentet fra EUs risikovurdering utført av TNO og RIVM i Nederland. (Chemical Substances Bureau 1997). Videre er data og vurderinger fra Aquateam (Vik og Sverdrup 1998b) benyttet.

3.2.1 Identifikasjon

CAS nr.: 84-74-2

Empirisk formel: $C_6H_{12}O_4$

Molekylstruktur:



3.2.2 Fysisk kjemiske egenskaper

Tabell 3. Fysisk kjemiske egenskaper hos bibutylftalat (Chemical Substances Bureau 1997)

Smeltepunkt	-69 °C
Kokepunkt	340 °C at 10.13 hPa
Tetthet	1.045 g/cm ³ ved 20 °C
Damptrykk	$9.7 \pm 3.3 \times 10^{-5}$ hPa ved °C
Vannløselighet	10 mg/l ved 20°C
Henrys lags konstant	0.27 Pa m ³ /mol
Fordelingskoeffisient oktanol vann	4.57

Egenskapene tyder på at fordamping av DBP fra vann er ubetydelig. Lav løselighet i vann og høy P_{ow} tyder på at DBP vil adsorberes til partikulært materiale i vannfasen og dermed kan akkumuleres i sediment.

3.2.3 Nedbrytbarhet

Hydrolyse av DBP er påvist ved høy temperatur (50 °C) og pH 9, men hydrolyse vil ha liten betydning i miljøet. DBP regnes som lett biologisk nedbrytbar i aerobt miljø, men nedbrytningen er langsom i anaerobt sediment.

3.2.4 Bioakkumuleringspotensiale

Høy P_{ow} -verdi indikerer at DBP har høyt bioakkumuleringspotensiale. Biokonsentreringsstudier med ¹⁴C-merket DBP viser meget varierende resultater, med biokonsentreringsfaktorer (BCF) fra 2.9 – 2125 i fisk. Høye biokonsentreringsfaktorer (BCF) i noen ¹⁴C-studier kan bero på akkumulering av metabolitter. Preliminære resultater fra en biokonsentreringsstudie med fisk, hvor spesifikke analyser av DBP er utført viser BCF = 4. Denne verdi blir lagt til grunn for EUs risikovurdering. Denne forholdsvis lave biokonsentreringsfaktoren for et stoff med $P_{ow} = 4.57$, tyder på at stoffet metaboliseres og skilles ut i fisk.

3.2.5 Toksisitet

Tabell 4. Toksisitetsdata for DBP. (Chemical Substances Bureau 1997).

Art	Respons	
Fisk		
Brachydanio rerio	96 h LC ₅₀	2.2 mg/l
Pimephales promelas	96 h LC ₅₀	0.9 - 3.0 mg/l (5 tester)
Onchorhynchus mykiss	96 h LC ₅₀	1.6 – 6.5 mg/l (2 tester)
Ictalurus punctatus	96 h LC ₅₀	0.46 – 2.9 mg/l (2 tester)
Lepomis macrochirus	96 h LC ₅₀	0.7 – 1.2 mg/l (4 tester)
Perca flavescens	96 h LC ₅₀	0.35 mg/l
Leuciscus idus	96 h LC ₅₀	7.3 mg/l
Evertebrater		
Daphnia magna (vannlopper)	48 h EC ₅₀ , immobilisering	3.4 – 5.2 mg/l (3 tester)
Gammarus pseudolimnaeus	96 h LC ₅₀	2.1 mg/l
Chironomus plumosus	48 h EC ₅₀	0.76 mg/l
Paratanytarsus parthenogenica	96 h EC ₅₀	5.8
Nitocra spinipes	96 h LC ₅₀	1.7 mg/l
Mysidopsis bahia	96 h LC ₅₀	0.8 mg/l
Artemia salina	24 h LC ₅₀	8 mg/l
Alger		
Scenedesmus subspicatus	72 h E _b C ₅₀ , vekst	1.2 mg/l
Scenedesmus subspicatus	48 h E _b C ₅₀ , vekst	3.5 mg/l
Scenedesmus subspicatus	48 h E _r C ₅₀ , veksthastighet	9.0 mg/l

Toksisitetsdata viser at DBP er akutt giftig for akvatiske organismer med laveste LC₅₀-verdi = 0.35 mg/l for fisk. For evertebrater er de laveste LC₅₀-verdiene fra tester med fjærmyggglarven *Chironomus plumosus* (0.76 mg/l) og det marine krepsdyret *Mysidopsis bahia* (0.8 mg/l).

Tester av kronisk toksisitet med evertebrater viser NOEC-verdier 0.56 – 1 mg/l for *Daphnia magna* og 0.10 mg/l for *Gammarus pulex* (aktivitet). En langtidstest med regnbueørret (99 døgn) viste også NOEC = 0.1 mg/l. En undersøkelse av effekter på laks utført ved Universitetet i Oslo (Tollefsen 1998) viste redusert kondisjon og ca. 30% dødelighet etter 3 uker ved konsentrasjonen 0.70 mg/l. NOEC ved denne kroniske toksisitetstesten var 0.23 mg/l (gjengitt av Vik og Sverdrup 1998b).

Noen studier av toksisitet av DBP overfor alger, gjengitt i EUs risikovurdering, tyder på at enkelte alger er betydelig mer sensitive enn de alger som er inkludert i Tabell 4. Noen av disse resultatene er imidlertid ikke vurdert som tilforlatelige, eller relevante for risikovurdering. En sammenstilling av NOEC-verdier for alger i risikovurderingen viser laveste NOEC = 0.2 mg/l for den marine algen *Dunaliella parva*.

3.2.6 Subletale effekter

Det har vært beskrevet flere forskjellige effekter av dibutylftalat (DBP) i *in vitro* systemer og hos pattedyr. Stoffet har vært funnet å være mutagent¹ (Agarwal et al. 1985), sensitivitetsøkende

¹ mutagent – påvirker genmaterialet

(Dearman et al. 1996) og svakt teratogent² (Cummings and Gray, Jr., 1987). Det har også vært funnet effekter av DBP på reproduksjon (forplantning) hos pattedyr, deriblant testikkelskader (Murakami et al. 1986b), nedsatt spermkvalitet (Fredricsson et al. 1993) og redusert antall levendefødte avkom (Lamb et al. 1987). I de fleste av disse undersøkelsene ble det benyttet svært høye konsentrasjoner av DBP.

Det er ikke klart om DBP er hormonforstyrrende eller om effektene som er beskrevet ovenfor skyldes andre cellulære skader. Noen resultater tyder på at DBP har en generell inhiberende effekt på enzymer knyttet til energiomsetning (Melnick and Schiller, 1985; Murakami et al. 1986a) og/eller steroid-metabolismen (Walseth and Nilsen, 1986).

Det er videre motstridende oppfatninger om DBP etterligner hormonet østrogen eller ikke (Harries et al. 1995; Milligan et al. 1998). Inntil nylig hadde slike effekter kun blitt undersøkt *in vitro* (cellekulturer).

Lite er kjent om hvilke effekter DBP kan ha på villevende organismer. Resultatene til Tollefsen (1998) tyder på at DBP ikke har sterk østrogen-effekt hos fisk *in vivo*. Dette forsøket ble utført i ferskvann og omfattet bare en fiskeart, laks. Det er imidlertid ikke grunn til å tro at resultatet ville ha blitt noe annet for saltvannsadaptert laks. Andre forsøk har vist at laks er like følsom som utvalgte marine fiskearter (torsk, bergnebb) for påvirkning av miljø-østrogen (Hylland and Haux, 1997). Dibutylftalat vil imidlertid kunne påvirke embryonalutviklingen hos fisk (Davis, 1988), men ved høye konsentrasjoner (500 µg/l).

Med en reservasjon for den spinkle kunnskap som er tilgjengelig, synes det å være liten grunn til å anta at DBP vil ha subletale effekter på marine organismer ved konsentrasjoner under den angitte PNEC-verdien (2.6 µg/l). Dette spørsmålet bør imidlertid reevalueres hvis DBP blir tilført områder som er viktige oppvekstområder for fisk og/eller zooplankton.

4. Anbefalte grenseverdier

4.1 Akrylsyre

I risikovurderingen for akrylsyre er grenseverdien for miljøeffekter eller PNEC (Predicted No Environmental Effect Concentration) beregnet på grunnlag av kroniske effekter på ferskvannsalger, som er antatt å være den mest følsomme organismegruppen. Den laveste EC₁₀-verdien for grønnalgen *Scenedesmus acuminatus* (30 µg/l) dividert med sikkerhetsfaktoren 10 gir PNEC_{ferskvann} = 3 µg/l. I USA har man beregnet en grenseverdi (Maximum Allowable Environmental Concentration, MAEC) på grunnlag av korttidstester med alger, dafnier og fisk. Fra EC₅₀ for algen *Selenastrum capricornutum* (170 µg/l) har man kommet frem til en MAEC = 1.7 µg/l (Sikkerhetsfaktor 100).

Siden testene utført av Aquateam tyder på at marine alger er betydelig mindre følsomme enn ferskvannsalger overfor akrylsyre, bør toksisitetsdata for ferskvannsalger ikke legges til grunn for beregning av PNEC_{marint miljø}. Dersom man baserer seg på Aquateams tester med marine alger og krepsdyr og den mest sensitive fisketesten i ferskvann (siden det ikke er utført tester med marin fisk), får man en laveste L(E)C₅₀-verdi = 27 mg/l (regnbueørret). Med en sikkerhetsfaktor på 1000 som brukes når grunnlaget er akutt toksisitet overfor tre representanter for organismegruppene alger, evertebrater og fisk, blir PNEC_{marint miljø} = 27 µg/l.

² teratogent – påvirker avkom

4.2 Dibutylftalat DBP

I EUs risikovurdering har man beregnet PNEC på grunnlag av NOEC-verdier for alger, evertebrater og fisk. Laveste NOEC er 100 µg/l (regnbueørret og *Gammarus lacustris*) som med sikkerhetsfaktor = 10 gir PNEC = 10 µg/l.

Grunnlaget for beregning av spesifikk PNEC for marint miljø er svakt, men Aquateam (Vik og Sverdrup 1998b) har foretatt en beregning på grunnlag av informasjonen i EUs risikovurdering. NOEC for kronisk toksisitet for det marine krepsdyrer *Mysidopsis bahia* er estimert fra akutt toksisitet med bakgrunn i akutt-kronisk ratio som er funnet hos *Daphnia magna* (laveste EC₅₀/laveste NOEC):

Akutt-kronisk ratio for *Daphnia magna*: $3.4/0.56 \text{ mg/l} = 6.1$
 Estimert kronisk NOEC for *Mysidopsis bahia*: $0.8 \text{ mg/l}/6.1 = 0.13 \text{ mg/l}$.

Ekstrapoleringen forsvarer med at det ikke finnes noen internasjonal standard for bestemmelse av kronisk toksisitet overfor marine pelagiske herbivorer, samt at det er liten forskjell i følsomhet for DBP mellom de tre trofiske nivåene (små artsforskjeller på tvers av trofisk nivå).

I tillegg brukes laveste NOEC for marine alger (*Dunaliella parva*): 0.2 mg/l.

Til sammenligning er det oppgitt en kronisk NOEC for laks (*Salmo salar*) på 0.23 mg/l fra forsøk utført ved Universitetet i Oslo (Tollefsen 1998). Denne arten er relevant både for ferskvann og sjøvann i Norge, selv om forsøket ble utført i ferskvann.

Ved beregningen er det benyttet sikkerhetsfaktor = 50 (kroniske NOEC-verdier for to organismegrupper, evertebrater og alger). Beregningen gir således: $\text{PNEC}_{\text{marint miljø}} = 0.13 \text{ mg/l} : 50 = 2.6 \text{ µg/l}$. Verdien er altså noe mer konservativ enn EUs PNEC (10 µg/l) for akvatisk miljø, noe som kan motiveres med den mer ufullstendige dokumentasjonen av toksiske effekter av DBP i marint miljø.

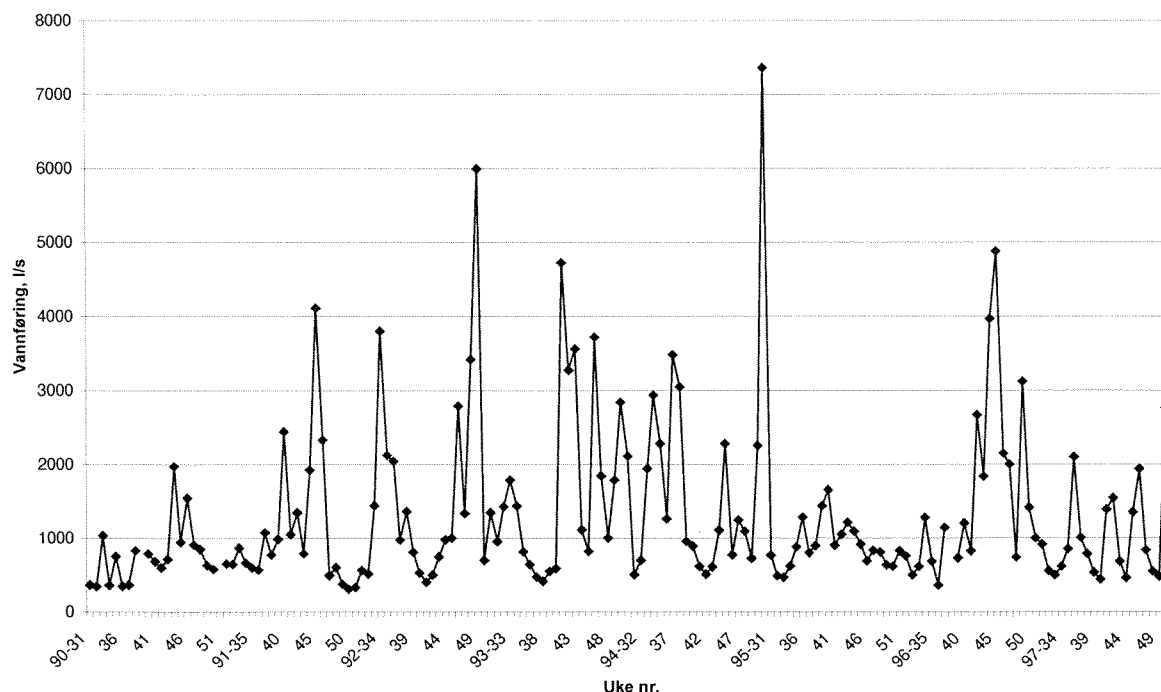
5. Utslippsmengder

Som grunnlag for beregning av konsentrasjoner i Alna har Gardermobanen oppgitt at mengden drenevann er omkring 2300 l/min. eller 38 l/s. Konsentrasjonen av DBP i drenevannet kan imidlertid variere mye, og i beregningene er benyttet en maksimalkonsentrasjon på 350 µg/l, samt 50, 100, 150, 200, 250 og 300 µg/l.

For akrylsyre er antatt en maksimalkonsentrasjon på 4000 µg/l i drenevannet og det er videre gjort beregninger for 500, 1000, 1500, 2000, 2500, 3000 og 3500 µg/l.

6. Vannføring og partikkelinnhold i Alna

Vannføringen i Alna måles av Oslo Vann- og Avløpsverk, og vi har benyttet ukemidler for uke 31-51 i årene 1990-97. Uke 31 er oftest den første uka i august. Resultatene er oppsummert i Figur 2. Variasjonene er store og raske, med 7361 l/s som største vannføring i uke 51 1994 og 309 l/s i uke 50 1991 som laveste vannføring. Tabell 5 oppsummerer variasjonene i form av persentiler.



Figur 2. Gjennomsnittlig vannføring i Alna (l/s) for ukene 31-51 i årene 1990-97. Årsskiftet er markert ved at første ukemarkering er påført årstallet (som eksempel markerer 91-35 ukenr. 35 i 1991).

Tabell 5. Persentiler³ for ukevannføring i Alna for uke 31-51 i tidsrommet 1990-97

Persentil (%)	Vannføring (l/s)
1	330
5	376
10	485
25	619
50	891
75	1440
90	2788
95	3560
99	5990

Forurensende stoffer adsorberes ofte til partikler som senere sedimenteres og havner på bunnen av en elv eller en fjord. Elvevannet inneholder store mengder partikler, men størrelsen av disse er lite kjent. For å få et inntrykk av størrelsesfordelingen har man innsamlet og analysert to vannprøver (Tabell 6).

Tabell 6. Partikkelmengde og størrelsesfordeling i vann fra Alna

Dato	Volum, mm ³ /l	Antall, mill./l	Størrelsesfraksjon (µm) i % av hele volumet						
			2-4	4-8	8-15	15-22	22-31	31-44	44-63
19.6.98	4.1	177	2.2	18.6	32.6	19.6	9.2	8.9	6.5
22.6.98	3.41	64.3	13.8	25.2	30.5	13.5	14.4	2.6	0

³ 1% persentilen betyr f.eks. at bare 1% av registreringene var lavere enn denne verdien. 50% persentilen er medianen.

I alt vesentlig var partiklene svært små og stammer fra silt (2-60 μm). Prøvene ble samlet inn i slutten av uke 25 og begynnelsen av uke 26. Vannføringen i uke 25 var gjennomsnittlig 1000 l/s og i begynnelsen av uke 26 600-700 l/s, altså nokså nært en typisk middelvannføring for Alna.

Partikkelens teoretiske synkehastighet kan beregnes ved Stokes' lov:

$$v = \frac{2}{9\mu} * g * R^2 * \Delta\rho$$

der: v = synkehastigheten

μ = sjøvannets viskositet (her satt til 0.014 kg/ms, for sjøvann ved 10°C)

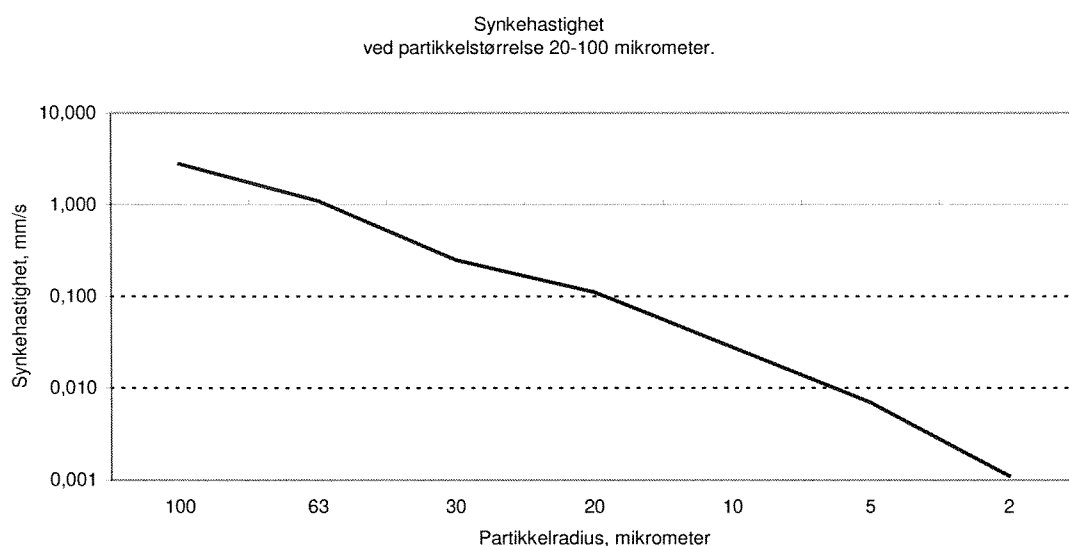
$g = 9.81 \text{ m/s}^2$

R = partikkelens radius

$\Delta\rho$ = tetthetsforskjell mellom partikkelen og sjøvannet.

Formelen gir ikke noen nøyaktig beskrivelse av synkehastigheten for partiklene som Alna bringer ut i Oslofjorden, fordi disse verken er kuleformede eller sedimenterer i stillestående vann. Men formelen antas å gi en riktig størrelsesorden.

Figur 3 viser den teoretiske synkehastigheten for partikler med diameter 2-100 μm . Verdiene er små og en partikkel med diameter på 20 μm vil synke mindre enn 0.5 m i timen. Sett i forhold til størrelsene i Tabell 6, tyder dette på at partiklene fra Alna på de to aktuelle datoene bare i svært liten grad sedimenterte i munningsområdet og bare langsomt sedimenterte i selve Oslofjorden.



Figur 3. Beregning av synkehastighet for partikler med diameter 2-100 μm etter Stoke's lov.

Selv om sedimenteringsraten av forurensete partikler er lav, kan den bidra til en viss tilførsel av DBP til bunnsedimentene. Mengden antas imidlertid å være liten, og på den aerobe sedimentoverflaten vil det skje nedbrytning som motvirker akkumulering over tid.

7. Fortynning, resipientkonsentrasjoner og influensområder

7.1 Metodikk og data

For å beregne konsentrasjonen av DBP og akrylsyre i Alnas munningsområde og i selve Oslofjorden anvendes datamodellen PLUMES (Baumgartner et al. 1994) som er utgitt av det amerikanske miljøvernmyndigheten (EPA). Konsentrasjonen i en gitt avstand fra Alna's munning beregnes ved bruk av vannføringen, konsentrasjonen i Alna's vann, den turbulente diffusjonskoeffisienten, sjiktningen i vannmassen og strømhastigheten. Modellen er anvendt for å beregne konsentrasjonen over distanser på inntil 500 m fra Alna's munning. Denne strekningen består av to deler:

- Selve munningsområdet strekker seg fra der Alna i tunnel kommer under Mosseveien og 150-160 m videre i retning Oslofjorden. På denne strekningen er vanddypet 4-6 m og bredden økende fra ca. 20 m til 100 m. Her vil det foregå en betydelig fortynning av ferskvannet fra Alna.
- Utenfor munningsområdet møter ferskvannet fra Alna selve Oslofjorden, og den videre bevegelsen vil i stor grad være styrt av vind, tidevann og andre strømgenererende mekanismer i dette området.

Beregningene for de tre laveste vannføringene er gjort for strømhastigheten 0.05 m/s for munningsområdet og utenfor dette. Ved høyere vannføring i Alna er strømhastigheten satt til 8-10 cm/s.

For å beskrive den turbulente blandingen er i utgangspunktet – og for lave vannføringer - brukt koeffisienten $0.0003 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$, som Baumgartner et al. (1994) anbefaler for innelukkede områder. Utenom selve munningsområdet kan denne koeffisienten imidlertid være for lav, men er likevel beholdt for ikke å overestimere fortynningen. Økende vannføring må antas å generere mer turbulens i munningsområdet og for 25-50 % persentilen (619-891 l/s) er koeffisienten satt til $0.0004 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$ og for stor-meget stor vannføring (>1440 l/s) er den satt til $0.000453 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$ som er den koeffisienten som Baumgartner et al. (1994) anbefaler for åpne kystområder.

Fortynningen i fjorden vil til dels avhenge av den lokale sjiktningen i fjordvannet, og for å beskrive denne har vi brukt data fra målinger NIVA utførte i Bekkelagsbassenget den 13.10.97. Etter skjønn har man korrigert (reduert saltholdigheten med 2-6) ned til 3-4 m dyp for noe lavere saltholdighet i Alna's munningsområde og ved stor vannføring.

Med bakgrunn i de vurderingene som er nevnt ovenfor er konsentrasjonen av DBP og akrylsyre i Alnas munningsområde og fjorden utenfor beregnet for 63-72 kombinasjoner av vannføring i Alna og konsentrasjon i dreinsvann (satt til 2300 l/minutt) (Tabell 7). Vannføringene er persentiler som vist i Tabell 5. Ved å utføre beregningene for så mange kombinasjoner av vannføring og konsentrasjon og samtidig ta hensyn til varierende sjiktning, strømhastighet og turbulens, bør man få en rimelig god beskrivelse at de konsentrasjonene som kan forekomme.

Tabell 7. Beregnede kombinasjoner av vannføring i Alna og konsentrasjoner av DBP og akrylsyre i dreinsvann.

Vannføring (l/s)	330, 376, 484, 619, 891, 1440, 2788, 3560, 5990
Dreinsvann, DBP ($\mu\text{g}/\text{l}$)	50, 100, 150, 200, 250, 300, 350
Dreinsvann, akrylsyre ($\mu\text{g}/\text{l}$)	500, 1000, 1500, 2000, 2500, 3000, 3500, 4000

7.2 Resultater

7.2.1 Konsentrasjoner av DBP

Som omtalt i kap. 4 regnes 2.6 µg/l som en nedre toksisitetsgrense for DBP. Figur 4 viser i hvilken avstand fra Alnas munning denne grensen i følge modellberegningene, ved varierende konsentrasjoner i drensvannet og varierende vannføringer i Alna. Den største vannføringen på figuren er 2788 l/s (90-persentilen) fordi ved de to høyeste vannføringene vil konsentrasjonen av DBP allerede i Alna være lavere enn 2.6 µg/l.

Bredden av skyen med blandingen av vann fra Alna og sjøvann vil øke fra omkring 6 m ved munningen av Alna til omkring 30-40 m utenfor munningsområdet (avstand 150-160 m). Beregningen gjelder for skyens *sentrum* og er altså en maksimalkonsentrasjon. Vi minner om at dette er teoretiske beregninger som bygger på en rekke forutsetninger, og som er ment å gi hovedtrekkene og ikke detaljer.

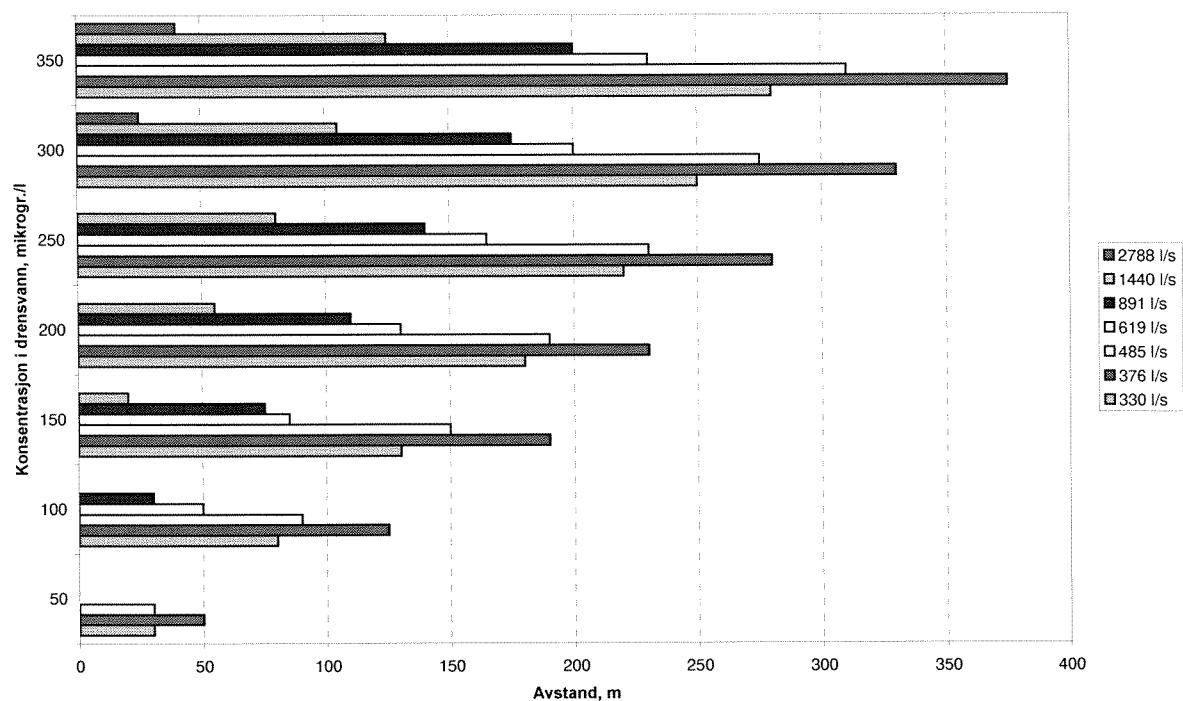
Konsentrasjonen i Alna er høyest ved lav vannføring og lavest ved stor vannføring, og ikke overraskende viser beregningene at dette generelt sett gir et tilsvarende konsentrasjonsfordeling i fjordvannet. Derimot er det interessant å se at den laveste vannføringen ikke medfører de høyeste konsentrasjonene, men at disse opptrer ved en litt høyere vannføring. Forklaringen er at fortynningen ved den aller minste vannmengden er relativt mye større enn ved den nest minste, og at dette mer enn kompenserer for den høyere konsentrasjonen i Alna-vannet.

Resultatene må vurderes i forhold til hyppigheten av vannføringene og forekomsten av de forskjellige konsentrasjonene i drensvannet. Det siste forholdet vil man først få oversikt over utover høsten. Men vi ser for eksempel at konsentrasjoner over 2.6 µg/l opptrer utenfor selve munningsområdet bare når konsentrasjonen i drensvannet blir 150 µg/l eller høyere. Ved denne konsentrasjonen i drensvannet gir beregningene denne konsentrasjonen ved en vannføring av 376 l/s i Alna, dvs. ved 5%-persentilen. Som ytterpunkt ser man at ved maksimal konsentrasjon (350 µg/l) i drensvannet kan den nedre toksisitetsgrensen ligge over 350 m fra Alna's munning og omkring 200 m utenom selve munningsområdet.

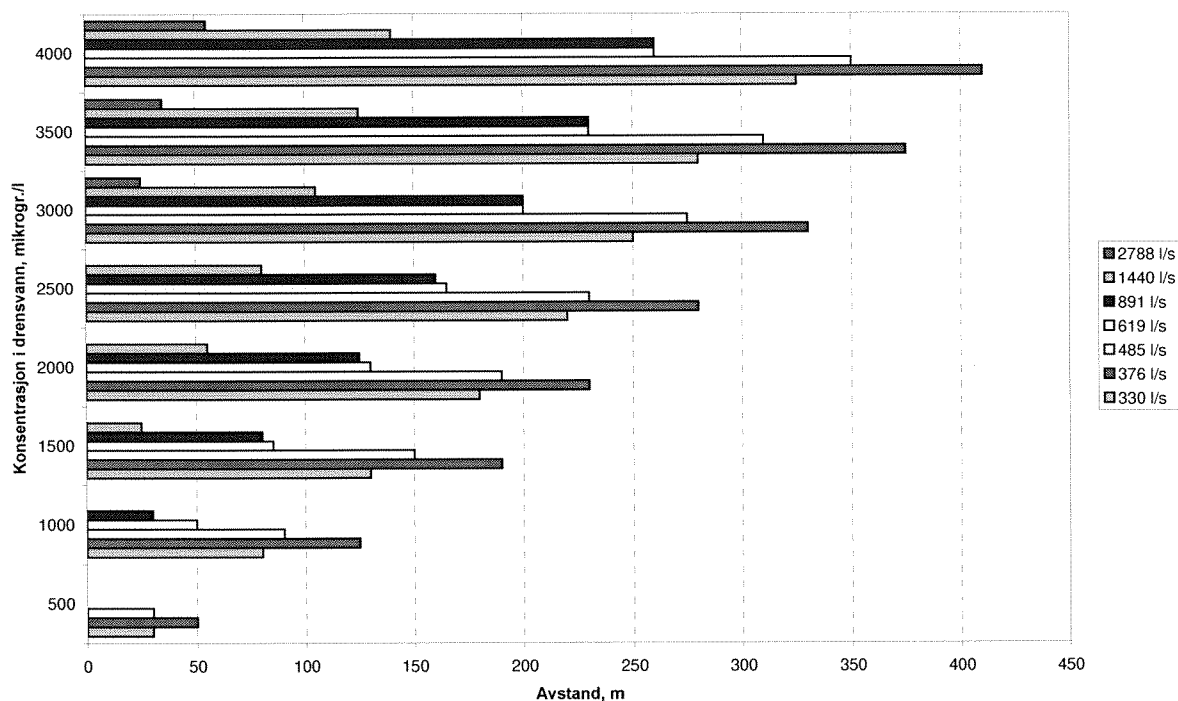
7.2.2 Konsentrasjoner av akrylsyre

Som omtalt i kap. 4 regnes 27 µg/l som en nedre toksisitetsgrense for akrylsyre. Dette er nær en faktor 10 høyere enn for DBP. Samtidig er konsentrasjonen i drensvannet omkring 10 ganger høyere enn for DBP (Tabell 7), og for samme vannføring i Alna og for øvrig samme forutsetninger for modellberegningene vil man få nær samme avstand før konsentrasjonen blir så lav som 27 µg/l (Figur 5).

Vurderingen av resultatene er identisk med omtalen av DBP i det foregående kapitlet, og vi henviser til dette for nærmere omtale av figuren.



Figur 4. Beregnet avstand fra Alnas munning til der konsentrasjonen av DBP i sentrum av skyen av fortennet avløpsvann er 2.6 µg/l. Vannføring angitt i høyre kant av figuren. Utstrekningen av Alna's munningsområde er 150-160 m.



Figur 5. Beregnet avstand fra Alnas munning til der konsentrasjonen av akrylsyre i sentrum av skyen av fortennet avløpsvann er 27 µg/l. Vannføring angitt i høyre kant av figuren. Utstrekningen av Alna's munningsområde er 150-160 m.

8. Lokalitetsspesifikke vurderinger (ømfintlighet hos de stedlige organismesamfunn)

I en undersøkelse høsten 1997 ble det registrert at bunnen i Alnaelvas munning var død (Rygg og Magnusson 1997). Også fjorden utenfor var kraftig forurensningspåvirket, men med en viss bedring i faunatilstanden med økende avstand fra Alnas munning. På lokalitetene i 300-400 m avstand fra utløpet av Alna besto bunndyrsamfunnet av robuste arter som er typiske for sterkt forurensete miljøer. Influensområdets utbredelse tyder på at de samlede forurensninger fra Alna spiller en betydelig rolle for den dårlige tilstanden. Uavhengig av utslippene fra Romeriksporten er det en meget dårlig faunatilstand i dette fra før av sterkt forurensete området (Olsgard 1995). Organismesamfunnene på stedet er altså tilpasset en sterk forurensningsbelastning og må antas å ha en høy toleranseterskel overfor tilleggsbelastninger. Det er derfor tvilsomt om det vil skje observerbare biologiske påvirkninger av utslippene ved de konsentrasjoner som er beregnet. Det kan derfor anbefales å sette grensen for akseptabelt influensområde noe lenger ut enn 100 m i Oslofjorden, f.eks. 400 m. Et allerede ødelagt miljø skal imidlertid ikke være et påskudd til å tillate ytterligere forurensning.

9. Referanser

- Agarwal, D.K., Lawrence, W.H., Nunez, L.J. and Autian, J., 1985. Mutagenicity evaluation of phthalic-acid esters and metabolites in salmonella-typhimurium cultures. *J Toxicol Environ Health* **16**, 61-70.
- Baumgartner, D.J., Frick, W.E. and Roberts, P.J.W., 1994. Dilution models for effluent discharges (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. US.EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia. 189 pp.
- Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, 1997. Risk Assessment ; 2-Propenoic acid, Draft of 16.09.1997.
- Chemical Substances Bureau, 1997. Risk Assessment; Dibutylphthalate. Draft 14. March 1997.
- Cummings, A.M. and Gray, L.E., Jr., 1987. Dibutylphthalate maternal effects versus fetotoxicity. *Toxicol Lett* **39**, 43-50.
- Davis, W.P., 1988. Reproductive and developmental responses in the self-fertilizing fish, *Rivulus marmoratus*, induced by the plasticizer, di-*n*-butylphthalate. *Environ Biol Fishes* **21**, 81-90.
- Dearman, R.J., Cumberbatch, M., Hilton, J., Clowes, H.M., Fielding, I., Heylings, J.R. and Kimber, I., 1996. Influence of dibutyl phthalate on dermal sensitization to fluorescein isothiocyanate. *Fundam Appl Toxicol* **33**, 24-30.
- Fredricsson, B., Moller, L., Pousette, A. and Westerholm, R., 1993. Human sperm motility is affected by plasticizers and diesel particle extracts. *Pharmacol Toxicol* **72**, 128-133.
- Hamilton, J.D., Reinert, K.H. and McLaughlin, J.E., 1995: Aquatic risk assessment of acrylates and metacrylates in household consumer products reaching municipal wastewater treatment plants. *Environmental Technology* **16**: 715-727.

- Harries, J.E., Jobling, S., Matthiessen, P., Sheahan, D.A. and Sumpter, J.P., 1995. Effects of trace organics on fish - phase 2. FR/D 0022, pp.1-85. Marlow: Foundation for Water Research.
- Hylland, K. and Haux, C., 1997. Effects of environmental oestrogens on marine fish species. *Trends analyt.Chem.* **16**, 606-612.
- Lamb, J.C.I., Chapin, R.E., Teague, J., Lawton, A.D. and Reel, J.R., 1987. Reproductive effects of four phthalic acid esters in the mouse. *Toxicol Appl Pharmacol* **88**, 255-269.
- Melnick, R.L. and Schiller, C.M., 1985. Effect of phthalate esters on energy coupling and succinate oxidation in rat liver mitochondria. *Toxicol* **34**, 13-28.
- Milligan, S.R., Balasubramanian, A.V. and Kalita, J.C., 1998. Relative potency of xenobiotic estrogens in an acute in vivo mammalian assay. *Environ.Health Perspect.* **106**, 23-26.
- Murakami, K., Nishiyama, K. and Higuti, T., 1986a. Mitochondrial effect of orally administered dibutyl phthalate in rats. *Jpn J Hyg* **41**, 1987-774
- Murakami, K., Nishiyama, K. and Higuti, T., 1986b. Toxicity of dibutyl phthalate and its metabolites in rats. *Jpn J Hyg* **41**, 1987-780
- Olsgard, F., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 622/95. TA nr. 1258/1995. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, 106 s.
- Rygg, B. og Magnusson, J., 1997. Enkel resipientundersøkelse i Oslofjorden ved Alnas munning for å belyse eventuelle skader forårsaket av utslipp av akrylamid fra Romeriksporten. Norsk institutt for vannforskning. 27 s. (NIVA 3747-97)
- Tollefsen, K.-E., 1998. Østrogenlignende effekter av di-n-butyl ftalat (DBP) på laks (*Salmo salar*). pp.1-8. Oslo: Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt.
- Vik, E.A. og Sverdrup, L., 1998a. Miljøriskovurdering av MEYCO MP 307. Aquateam, Notat Jnr. 1420/98.
- Vik, E.A. og Sverdrup, L., 1998b. Revurdering av PEC/PNEC for DBP fra Romeriksporten. Aquateam, Notat Jnr. 753/98.
- Walseth, F. and Nilsen, O.G., 1986. Phthalate esters effects of orally administered dibutylphthalate on cytochrome p-450 mediated metabolism in rat liver and lung. *Acta Pharmacol Toxicol* **59**, 263-269.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3899-98

ISBN 82-577-3485-3