

Revidert risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen, delområde B og C



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
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 Revidert risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen, delområde B og C	Løpenr. (for bestilling) 6272-2011	Dato 2012.20.01
	Prosjektnr. Undernr. O-11391	Sider Pris 32
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Håvardstun, Jarle Lillicrap, Adam	Macken, Ailbhe Lisette Allan, Ian Næs, Kristoffer	Fagområde Marine miljøgifter
	Geografisk område Aust-Agder	Distribusjon Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) AS Nymo	Oppdragsreferanse
-----------------------------	-------------------

Sammendrag

Supplerende undersøkelser, revidert risikovurdering og utarbeidelse av forslag til tiltaksplan for bunnsedimentene i delområde B og C i Vikkilen er gjort på oppdrag fra AS Nymo. Sedimentene representerer en risiko for skade på sedimentlevende dyr, men porevannet fra sedimentene var ikke toksiske overfor mikroalger og krepsdyr. Benzo(a)pyren, til dels også PCB, bly og sink utgjorde risiko for skade på human helse. Analyser av sjømat tyder på at risikoen fra PCB ikke er reell. Analyse av PAH i sjømat anbefales. Utlekking av TBT utgjør en beregnet risiko for effekter på organismer i vannsøylen i begge områdene, men porevannsanalyser indikerer at risikoen ikke er reell. Samlet synes undersøkelsene å vise at den reelle risikoen fra miljøgiftene i sedimentet er betydelig lavere enn tidligere beregnet og relativt lik i delområde B og C. Forholdene tilsier at man som første alternativ for tiltak både i område B og C velger naturlig forbedring kombinert med overvåking. Dersom forventet hastighet av naturlig forbedring ikke er akseptabel, anbefales tynnsljiktstildekking. Usikkerhetene i risikobilde tilsier at dette i første omgang bare gjøres i delområde B. Det anbefales at tildekking skjer med et materiale som erfaringsmessig har vist seg å påskynde forbedringen.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Skipsverft	1. Shipyard
2. Sedimentforurensning	2. Sediment contamination
3. Risikovurdering	3. Risk assessment
4. Tiltaksplan	4. Remedial action plan



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

Revidert risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen

Delområde B og C

Forord

NIVA har i avtale med AS Nymo gjennomført supplerende miljøundersøkelser og revidert risikovurdering av sjøsedimentene i Vikkilen og ut fra dette gitt forslag til tiltaksplan.

Følgende personer på NIVA har deltatt i gjennomføringen og takkes for innsatsen.

Jarle Håvardstun: feltarbeid for innsamling av organismer og sedimenter,

Adam Lillicrap og Ailbhe L. Macken: toksisitetstester

Ian Allan: porevannsanalyser

Torgeir Bakke har vært prosjektleder og ansvarlig for risikovurdering og rapport. Kontaktperson hos AS Nymo har vært Per Ståle Windegaard

Oslo, 20.01.2012

Torgeir Bakke

Innhold

Innhold	5
Sammendrag	7
Summary	9
1. Innledning	11
2. Supplerende undersøkelser	13
2.1 Toksisitetstester	13
2.2 Porevannsanalyser	13
3. Resultater av toksisitetstester og porevannsanalyser	15
3.1 Toksisitetstestene	15
3.2 Porevannsanalysene	15
4. Revidert risikovurdering av sedimentene i tiltaksområde B	19
4.1 Delområdebeskrivelse	19
4.2 Revidert risikovurdering av sedimentene	19
4.2.1 Trinn 1	19
4.2.2 Trinn 2	21
4.3 Konklusjon - risikovurdering delområde B	29
5. Revidert risikovurdering av sedimentene i tiltaksområde C	31
5.1 Delområdebeskrivelse	31
5.2 Revidert risikovurdering av sedimentene	31
5.2.1 Trinn 1	31
5.2.2 Trinn 2	33
5.3 Konklusjon - risikovurdering delområde C	39
6. Sammenlikning av risikobildet i delområde B og C	41
7. Tiltaksplan	43
7.1 Tidligere tiltaksvurdering	43
7.2 Begrunnelse for tiltak	43
7.3 Forslag til tiltak	45
8. Referanser	47

Sammendrag

AS Nymo har fått pålegg fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) om å utarbeide tiltaksplan for forurenset grunn og sedimenter ved verftsområdet i Vikkilen ved Grimstad. Denne rapporten gir anbefaling om tiltak på sjøsedimentene utenfor verftsområdet. Anbefalingene gis for to delområder av selv Vikkilen, delområde B (innerst) og C (ytterst) definert i tidligere tiltaksvurderinger. I et delområde A nærmest verftet er tiltak allerede i gang.

Rapporten gir resultater fra supplerende undersøkelser, revidert risikovurdering av sedimentene i de to delområdene og anbefalte tiltak på grunnlag av dette.

Ut fra nivåene av kobber, PAH og TBT i sedimentene utgjør begge delområdene en teoretisk risiko for økologiske effekter i sedimentet. Bly og PCB overskrider grenseverdiene bare i delområde B. Nyelig gjennomførte analyser av miljøgifter i porevann fra de to delområdene viser at reell overskridelse er lavere, men fortsatt til stede for kobber, enkelte PAH-forbindelser og TBT. Toksisitetstester viser imidlertid at porevannet fra delområdene ikke er toksisk, noe som tyder på at risikoen fra miljøgiftene på sedimentlevende dyr er overestimert og kanskje ikke reell.

Utlekkingen av miljøgifter fra sedimentene er størst i delområde B. For metallene skyldes dette i hovedsak oppvirvling fra skipspropeller. Propellerosjon forekommer ikke i delområde C på grunn av vanddypet. Transport av metaller og TBT i næringskjeden betyr lite i begge delområdene. Beregningene viser at utlekking av TBT utgjør en risiko for effekter på organismer i vannsøylen i begge områdene, men det er angitt flere grunner for å konkludere at denne risikoen ikke er reell, blant annet de nye analysene av TBT i porevannet.

Sedimentenes innhold av først og fremst PAH-forbindelsen benzo(a)pyren, til dels også PCB og bly, for delområde B også sink, gir en beregnet risiko for skade på human helse ved transport gjennom næringskjeden til lokal sjømat. Direkte analyser av lokal sjømat fra Vikkilen tyder på at risikoen fra PCB i sediment ikke er reell. Dette støttes av analyse av PCB i porevann. Porevannsanalysene viser også at risikoen fra PAH på human helse sannsynligvis er overestimert, men dette kan ikke avklares uten analyse av PAH i lokal sjømat, noe som anbefales.

Det er tidligere vist at tilstanden i sedimentfaunaen er dårlig i begge delområdene og verst i delområde B selv om porevannet ikke er toksisk. Det må tas et forbehold om at testorganismene kanskje ikke er representative for følsomheten av bunnfaunaen, men tilstanden kan også skyldes andre forhold enn toksisitet av miljøgiftene, som f.eks. lavt oksygeninnhold i sedimentet og fysisk forstyrrelse fra propeller (delområde B). Disse faktorene er imidlertid ikke undersøkt.

Samlet synes de supplerende undersøkelsene å vise at den reelle risikoen fra miljøgiftene i sedimentet er betydelig lavere enn tidligere beregnet. Forskjellen i risiko mellom delområde B og C er også mindre enn tidligere antatt, men det bør påpekes at separat risikovurdering av delområde B ikke er gjort tidligere. I praksis er det ingen entydig forskjell mellom delområdene i risiko som skyldes PAH eller PCB. Risiko forbundet med TBT i porevann er litt mindre i delområde B enn i C, til tross for at totalkonsentrasjonene av TBT er høyest i delområde B.

Resultatene fra NIVAs egne undersøkelser viser at det har skjedd en entydig bedring av tilstanden mht kjønnsforstyrrelse hos strandsnegl forårsaket av TBT i vannmassene. For eksempel var 99 % av sneglene sterile utenfor AS Nymo i 2005 mens dette var redusert til 55 % to år senere. Foreløpige analyser viser at denne forbedringen fortsetter. Resultatene viser at forekomst av TBT i vannmassene

er for nedadgående, som følge enten av stans i tilførsel fra land, tildekking i område A eller redusert spredning fra de øvrige sedimentene.

Forholdene ovenfor gir liten grunn til å behandle delområde B og C forskjellig mht tiltak. Den dokumenterte forbedringen mht kjønnsforstyrrelse hos snegl, og det at risikoen for skade på økologi og human helse fra TBT og andre miljøgifter i sedimentene sannsynligvis er lavere enn tidligere antatt, gjør at naturlig restitusjon foreslås som tiltak både i delområde B og C. En forutsetning er at tiden det tar for naturlig restitusjon er akseptabel. Det er tidligere beregnet at ved naturlig restitusjon vil det ta 16-70 år før TBT i øvre lag av sedimentet er i Klifs klasse II, slik Vannforskriften definerer som god miljøtilstand. Er dette akseptabelt bør det legges opp til en overvåking for å dokumentere at naturlig forbedring av sedimentkvaliteten og i Vikkilen forøvrig går som forventet.

Dersom forventet restitusjonstid ikke er akseptabel anbefaler vi en tynnsjikttildekking. Usikkerheten i behov for aktivt tiltak tilsier at man i første omgang gjør dette i delområde B, og at man overvåker den naturlige restitusjonen av sedimentene i delområde C. Tildekkingen bør gjøres med et materiale som kan påskynde forbedringen. Erfaring viser at tildekking med kalkholdig materiale har gitt målbar forbedring av bunnfaunaen allerede etter ett år. Samme materiale tilsatt aktivt kull ga 47 – 99 % reduksjon i utlekking av TBT til vannmassene.

Summary

Title: Revised environmental risk assessment and remediation plan for the marine sediments in Vikkilen, Subarea B and C.

Year: 2011

Author: Bakke, Torgeir; Håvardstun, Jarle; Lillicrap, Adam; Macken, Ailbhe Lisette; Allan, Ian; Næs, Kristoffer

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6007-6

The Climate and Pollution Directorate (Klif) has requested AS Nymo to develop a remedial action plan for contaminated ground and seabed sediments at their shipyard in Vikkilen, Grimstad, Aust-Agder County. The present report recommends remedial actions to be taken for the seabed sediments. Recommendations are given for two separate subareas in Vikkilen, B (inner) and C (outer), which have been defined in earlier action plans. Remedial action is already taking place in a subarea A close to the yard.

The report covers results from supplementary investigations, a revised environmental risk assessment of subarea B and C, and recommendations for remediation on basis of these studies.

The levels of copper, PAHs and TBT pose a risk of ecological effects in the sediments in both subareas. Lead and PCB exceed the acceptance limits for ecological risk only in subarea B. Recent analysis of contaminants in pore water from each subarea show stronger compliance to the limits, but copper, PAHs and TBT still exceeded the limits. Toxicity tests show, however, that the pore water is not toxic in any of subareas. This suggests that the calculated risk to sediment organisms may be overestimated.

Estimated leakage of contaminants from the sediments is largest in subarea B. For metals this is due to resuspension caused by propellers, which does not take place in subarea C due to the water depth. Food chain transport of metals and TBT is insignificant in both subareas. The calculations show that TBT leakage pose a risk to organisms in the water column in both subareas, but there are several reasons to conclude that this risk is not real, including the recent analyses of TBT in pore water.

The sediment content of contaminants, primarily the PAH compound benzo(a)pyrene, but also to some extent PCBs and lead, and for subarea B zink as well, seems to pose a risk to human health from transport through the food chain to local seafood. Direct analysis of the seafood suggests that the risk from at least PCBs is not real, which is supported by the PCB levels in the pore water. Pore water analysis also shows that the risk from PAHs to human health probably is overestimated, but this cannot be concluded until PAHs in seafood have been analysed. Such analyses are recommended.

Sediment fauna has earlier been characterised as poor in both subareas, and worst in subarea B in spite of the fact that the pore water is not toxic. One uncertainty is to what extent the test organisms reflect benthic fauna sensitivity. Poor fauna may, however, also be due to other factors such as low sediment oxygen levels and propeller disturbance (subarea B only). These factors have not been investigated.

The overall impression from the supplementary investigations is that the real risk from the sediments is considerably less than the estimated risk. The difference in risk between subarea B and C is also less than previously estimated. One must, however, point out that the risk from subarea B alone has not been assessed before. There is no systematic difference between the subareas in risk connected to PAHs and PCBs. The risk connected to TBT in pore water is in fact slightly less in subarea B than in C, even though the total levels of TBT are highest in subarea B.

Results from other studies by NIVA show that there is a clear improvement going on in Vikkilen regarding the reproductive disturbance in periwinkles due to TBT exposure. For instance in 2005 99 % of the periwinkles close to the ship yard were sterile. This had been reduced to 55 % two years later. Recent unpublished results show that the improvement continues. There is also a decline in TBT levels in the water, probably due to elimination of TBT runoff from land, capping of sediments in subarea A, and/or reduced leakage from sediments elsewhere.

The conditions give little reason to treat subarea B and C differently. The documented improvement in periwinkle reproductive disturbance and the apparently lower risk of damage to ecology and human health from TBT and other contaminants in the sediments than previously estimated, leads to the recommendation of natural attenuation as the remedial action for both subareas. One condition is, however, that the restitution time is acceptable. It has been calculated that it will take about 16-70 years until the surface sediment TBT levels comply with Klif environmental quality class II, which according to the regulations (Vannforskriften) characterizes "good environmental condition". If this time lag is acceptable it is recommended that a monitoring program is established to document that restitution rate is as expected.

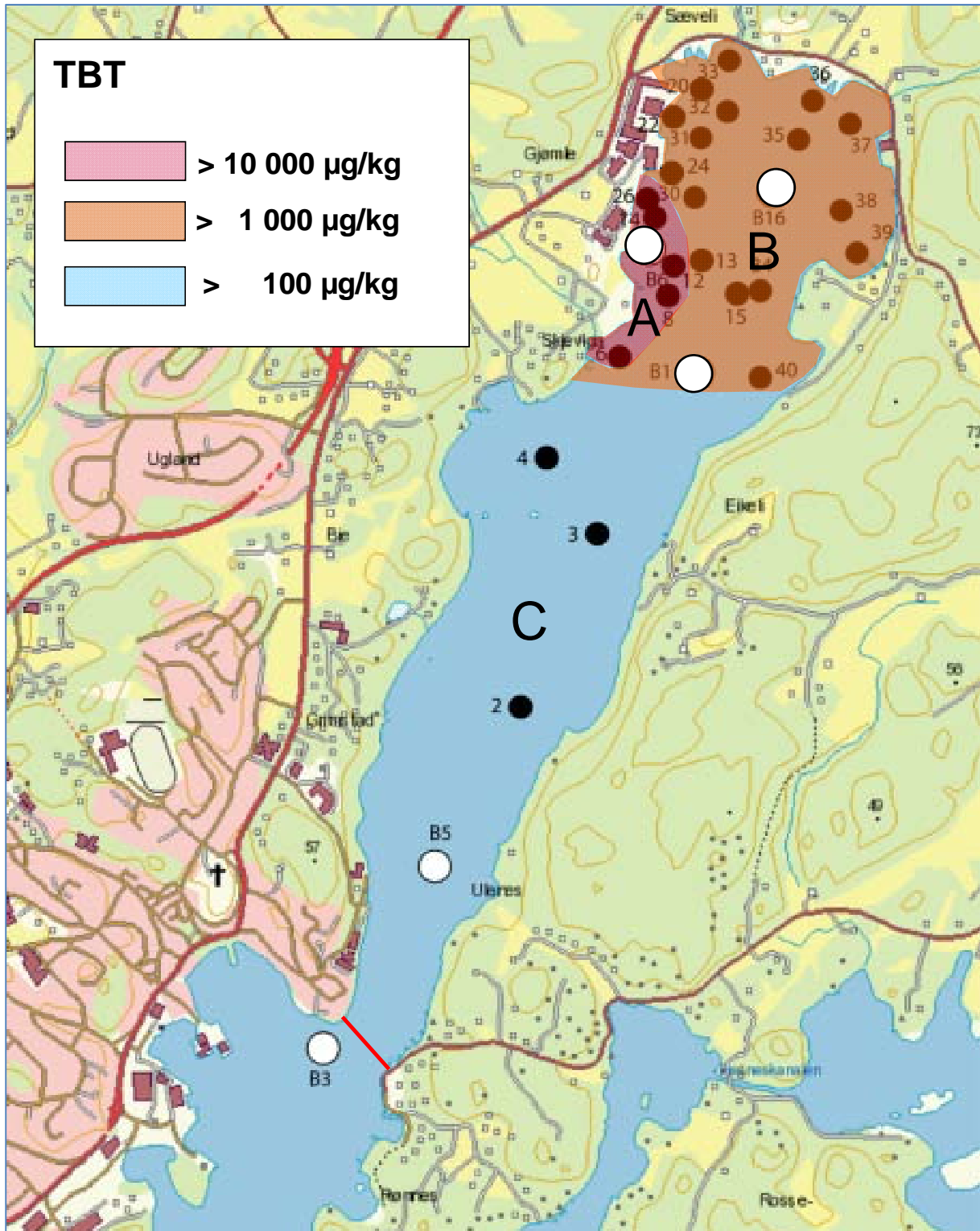
If the expected restitution rate is not *a priori* acceptable, then thin layer capping of the sediments is recommended. Due to the uncertainty regarding the present risk levels of the sediments we propose that this is first done in subarea B, and that natural attenuation is followed in subarea C. Capping should be done with a material that may accelerate the restitution. It has been shown that thin capping with limestone material gave measurable improvement in the sediment fauna within one year. The same material in combination with active carbon resulted in a 47 – 99 % reduction of the TBT flux to the water masses.

1. Innledning

Statens forurensningstilsyn, SFT påla i brev av 19.12.2007 AS Nymo, Grimstad å gjennomføre en sedimentundersøkelse, risiko- og tiltaksvurdering ved verftsområdet i Vikkilen, Grimstad kommune. Bakgrunnen var forurensning av sjøsedimentene, primært av tinnorganiske forbindelser fra verftsindustrien, men også innholdet av andre miljøgifter. På forespørsel fra AS Nymo gjennomførte NIVA supplerende undersøkelser av miljøgifter i sedimentene inklusive innhold av tributyltinn (TBT) i porevann, bunnfaunatilstand, utlekking av TBT til vannmassene, akkumulering av TBT i bunnfauna og sjømat samt oppvirvling av sedimenter under skipsmanøvrering. Dette ga grunnlag for gjennomføring av en risikovurdering av sedimentene, gjort etter Klifs veileder TA-2230/2007. Undersøkelsene og risikovurderingen er presentert i NIVA-rapport 5669-2008 (NIVA 2008). Rapporten inneholder også forslag til tiltaksplan for sedimentene i Vikkilen. Planen differensierer mellom tre delområder A, B og C med ulik grad av TBT-forurensning (Figur 1).

I brev av 08.11.2010 påla Klima og forurensningsdirektoratet (Klif, tidligere SFT) AS Nymo om å gjennomføre supplerende undersøkelser og utarbeide tiltaksplan for å fjerne uakseptabel risiko for at forurensning på land og i sjøbunnen medfører fare for helse, miljø og spredning av miljøgifter. Frist for å sende inn tiltaksplan var 1 juni 2011. Etter søknad fra AS Nymo ble denne fristen forlenget til 1 desember 2011. AS Nymo har bedt NIVA om å foreslå nødvendige supplerende undersøkelser av sedimentene og utarbeide revidert tiltaksplan for sedimentene. Siden tiltak med overdekking allerede var i gang i det mest forurensede delområdet nær verftet (delområde A), ble det avtalt at NIVA skulle utarbeide tiltaksplan for området innenfor og utenfor Skjeviga, henholdsvis delområde B og C. Det ble også avtalt å gjennomføre supplerende giftighetstester på sedimentene og analyse av tungmetaller, PAH og PCB i porevann i blandprøver av sedimentene i det to delområdene, samt gjennomføre en ny risikovurdering av sedimentene i delområde B og C.

Denne rapporten presenterer resultatene fra de supplerende undersøkelsene og den reviderte risikovurderingen og gir forslag til plan for tiltak i delområde B og C.



Figur 1. Definisjon av delområde A, B og C, samt stasjoner for kjemisk/biologisk karakterisering av overflatesedimentene i Vikkilen 2004 og 2008. Alle stasjonene er kjemisk karakterisert. Prøvene fra 2008 omfatter alle stasjoner merket B samt stasjon 30-40. Prøver for biologisk analyse av bunnfauna er angitt med hvite sirkler. TBT-innhold i bunnfauna ble analysert på stasjon B5 og B16 i tillegg til en referansestasjon utenfor Vikkilen. Fargede felter viser mønster av TBT-nivå i sedimentet.

2. Supplerende undersøkelser

2.1 Toksistetstester

Testene ble utført på en blandprøve av sedimentene fra hvert av delområdene. Tre sedimentprøver ble tatt med grabb og slått samme til en prøve før analyse. Fra delområde B ble prøvene tatt sentralt, fra delområde C fra tre posisjoner sentralt i hhv indre, midtre og ytre del. Det er utført to standardiserte toksistetstester

- Test på giftighet av ubehandlet porevann på vekst av mikroalgen *Sceletomena costatum*
- Test på giftighet av et organisk ekstrakt fra porevannet på samme art
- Test på giftighet av ubehandlet porevann på hoppekrepsen *Thisbe battaglia*

De to første testene er gjort i henhold til krav i Klifs veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2011). Testen på *Thisbe* er utført etter standard ISO/DIS 14669.

2.2 Porevannsanalyser

Porevannsanalysene ble utført på samme blandprøve av sedimentene fra hvert av delområdene som i giftighetstestene. Porevannet ble ekstrahert fra sedimentet ved sentrifugering og analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og TBT. En delprøve av sediment fra hver blandprøve ble analysert for innhold av de samme miljøgiftene. TOC-korrigert fordelingskoeffisient¹ $\text{Log}K_{oc}$ ble for hvert stoff beregnet fra målte konsentrasjoner i porevann og sediment. Anvendt fordelingskoeffisient ble beregnet i følge risikoveilederens bakgrunnsdokument TA-2231/2007, Kap A – 3.1 ut fra formelen:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (1)$$

der K_{oc} er fordelingskoeffisienten korrigert for organisk innhold i sedimentet og f_{oc} er fraksjon organisk karbon i sedimentet (1 % TOC gir $f_{oc} = 0,01$).

¹ Forholdet mellom konsentrasjon på sedimentpartikler og i porevann i likevekt (også kalt likevekstkostant)

3. Resultater av toksisitetstester og porevannsanalyser

3.1 Toksisitetstestene

Resultat av testene vist i Tabell 1. Ufortynnet porevann fra begge delområdene var ikke toksisk overfor *Thisbe*. Test av ufortynnet porevann på *Skeletonema* kunne ikke gjøres siden porevannet måtte justeres for saltholdighet før testen. Resultatene viste at minste fortykning ikke var toksisk, dvs at grensen for effekt på *Skeletonema* lå høyere enn dette (NOEC² > 56 %). *Thisbe* har i alle andre sammenhenger vist seg som minst like følsom som *Skeletonema* i slike tester. I praksis betyr resultatene at porevannet har liten toksisk virkning overfor sedimentlevende dyr i delområde B og C.

Testen på organisk ekstrakt viste at porevannsekstrakt fra delområde B faktisk var litt mindre toksisk overfor *Skeletonema* enn ekstraktet fra delområde C. Det er vanskelig å regne om disse tallene til reell giftighet i sedimentene siden ekstraheringen ikke gjenspeiler hva organismene eksponeres for gjennom porevannet. Resultatene viser imidlertid liten forskjell mellom delområdene. Vi har valgt å legge størst vekt på testene av porevann.

Tabell 1. Vikkilen. Resultat av gifthetstester på porevann og organisk ekstrakt av porevannet i sedimentene fra delområde B og C.

Testmedium	Porevann		Organisk ekstrakt
Testorganisme	<i>Skeletonema</i>	<i>Thisbe</i>	<i>Skeletonema</i>
Delområde B	NOEC > 56 %	NOEC = 100 %	EL50 ³ = 438 mg/l
Delområde C	NOEC > 56 %	NOEC = 100 %	EL50 = 308 mg/l

3.2 Porevannsanalysene

Resultatet fra analysene er vist i Tabell 2 og Tabell 3. Det er interessant å merke seg at til tross for at total TBT-konsentrasjon er 2,6 x høyere i delområde B enn C så er TBT-nivå i porevannet nesten dobbelt så høyt i delområde C som i B. For TBT er lokalt målt Kd-verdi 256 x høyere enn sjablongverdien i område B, dvs at TBT er bundet over 250 ganger fastere til sedimentet enn det som beregnes ut fra TA-2802/2011. I område C (Tabell 3) er TBT-bindingen til sediment betydelig lavere, men likevel ca 60 ganger høyere enn ut fra TA-2802/2011.

I begge delområdene er Kd-verdiene for PAH-forbindelsene også klart høyere enn sjablongverdiene. Forskjellen varierer fra stoff til stoff; i delområde B er Kd 3-98 x høyere (snitt 26 x) og i delområde C er Kd 3-260 x høyere (snitt 62 x). Dette viser at også PAH er sterkere bundet til sedimentet enn det risikoveilederen tar utgangspunkt i. Bindingen er også noe sterkere i område C enn i område B, dvs motsatt av for TBT.

For PCB er det først og fremst PCB-52 som har høyere Kd enn sjablongverdien i TA-2802/2011 med faktor 35-36 x. For PCB-153 er lokal Kd 7-8 x høyere enn sjablongverdi, mens forskjellene for de øvrige kongenerene er små. Det er i praksis ingen forskjell i bindingsforhold for PCB i sediment mellom delområdene.

² Høyeste «No observed effects concentration»

³ EL50 er den konsentrasjonen av ekstrakt som gir 50 % veksthemming på *Skeletonema*

Tabell 2. Delområde B. Konsentrasjon av miljøgifter i ubehandlet sediment (C_{sed} , mg/kg tørrvekt) og i porevann (C_{por} , mg/liter), beregnede lokale fordelingskoeffisienter (Kd), sjablongverdi for Kd i TA-2802/2011 og forholdet mellom lokal Kd og sjablongverdi ($Kd_V:Kd_{TA}$).

Stoff	C_{sed} mg/kg tørrvekt	C_{por} ng/ liter	$\text{Log}K_{oc}$	Kd L/kg	Kd i TA-2802	$Kd_V:Kd_{TA}$
TBT	1400000	120	5,55	11709	46	256
Naftalen	<0,01	12	nd		54	
Acenaftylen	<0,01	3,6	nd		108	
Acenaften	0,016	4,2	5,06	3789	257	15
Fluoren	0,015	2,6	5,25	5868	423	14
Fenantren	0,14	1,5	6,45	93007	950	98
Antracen	0,032	1,3	5,86	23906	1170	20
Fluoranten	0,33	1,2	6,91	268234	5997	45
Pyren	0,29	10,5	5,92	27448	2444	11
Benzo(a)antracen	0,21	0,45	7,15	466137	20800	22
Krysen	0,24	0,19	7,58	1254625	16521	76
Benzo(b)fluoranten	0,21	2,1	6,47	97390	33731	3
Benzo(k)fluoranten	0,19	0,68	6,93	280876	32963	9
Benzo(a)pyren	0,21	0,45	7,15	466137	34516	14
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,23	0,22	7,5	1043552	97284	11
Dibenzo(a,h)antracen	0,04	0,07	7,26	600501	80879	7
Benzo(ghi)perylene	0,25	0,24	7,51	1067859	42467	25
CB-28	<0,5	<0,04	nd		0	
CB-52	1,1	0,015	6,35	73878	2079	36
CB-101	0,63	0,016	6,09	40599	14060	3
CB-118	1,2	0,01	6,56	119816	140619	1
CB-153	1,6	0,0096	6,7	165392	21285	8
CB-138	1,8	0,0067	6,91	268234	212837	1
CB-180	0,65	<0,009	nd			

Tabell 3. Delområde C. Konsentrasjon av miljøgifter i ubehandlet sediment (C_{sed} , mg/kg tørrvekt) og i porevann (C_{por} , mg/liter), beregnede lokale fordelingskoeffisienter (Kd), sjablongverdi for Kd i TA-2802/2011 og forholdet mellom lokal Kd og sjablongverdi ($Kd_V:Kd_{TA}$).

Stoff	C_{sed} mg/kg tørrvekt	C_{por} ng/ liter	$\text{Log}K_{oc}$	Kd L/kg	Kd i TA-2802	$Kd_V:Kd_{TA}$
TBT	540000	220	4,88	2427	41	59
Naftalen	<0,01	9	nd		48	0
Acenaftylen	0,015	2,1	5,34	7001	97	72
Acenaften	0,018	2,5	5,34	7001	231	30
Fluoren	0,023	1,5	5,69	15673	379	41
Fenantren	0,21	1	6,84	221386	852	260
Antracen	0,068	0,7	6,48	96638	1049	92
Fluoranten	0,56	2	6,93	272364	5375	51
Pyren	0,48	11	6,12	42184	2191	19
Benzo(a)antracen	0,36	0,49	7,37	750153	18645	40
Krysen	0,36	0,1	8,07	3759672	14809	254
Benzo(b)fluoranten	0,3	3	6,5	101193	30236	3
Benzo(k)fluoranten	0,28	0,9	6,99	312716	29548	11
Benzo(a)pyren	0,31	0,7	7,17	473315	30939	15
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,28	0,26	7,53	1084301	87204	12
Dibenzo(a,h)antracen	0,067	0,05	7,65	1429387	72499	20
Benzo(ghi)perylene	0,35	0,27	7,16	462541	38067	12
CB-28	0,5	0,021	nd		0	
CB-52	1,5	0,023	6,31	65336	1864	35
CB-101	0,86	0,013	6,3	63848	12603	5
CB-118	1,4	0,009	6,69	156729	126048	1
CB-153	1,5	0,0104	6,65	142939	19080	7
CB-138	2	0,0063	7	320000	190784	2
CB-180	0,51	<0,006	nd			

4. Revidert risikovurdering av sedimentene i tiltaksområde B

4.1 Delområdebeskrivelse

Delområdet er vist i Figur 1. Det omfatter det indre området av Vikkilen innenfor en linje direkte østover fra Skjeviga, minus det området som betegnes som tiltaksområde A utenfor AS Nymo sitt verft. Samlet areal for delområde B er 380 000 m² og midlere vanddyb er 13 meter. Nærmere beskrivelse av området er gitt i NIVA (2008).

Overflatesedimentene var i 2008 forurenset over Klifs tilstandsklasse II av bly, kobber, sink, PAH (3-5 rings forbindelser), PCB og TBT. Metallforurensningen er i stor grad knyttet til et lite område rett ved nordgrensen for tiltaksområde A (Stasjon 6, figur 1). Hele området har TBT-nivåer mellom 1 og 10 mg/kg tørrvekt, dvs langt over grensen til Klif klasse V som er 0,1 mg/kg tørrvekt.

Bunnfaunatilstanden er undersøkt av NIVA på to stasjoner B01 og B16 (figur 1) og er klassifisert som mindre god til meget dårlig (Klif klasse II-V) på stasjon 01 og dårlig til meget dårlig (Klasse IV-V) på stasjon 16 (NIVA 2008).

4.2 Revidert risikovurdering av sedimentene

NIVA (2008) gjennomførte en risikovurdering av sedimentene i Vikkilen i henhold til Klifs veileder TA-2230/2007. I denne ble ikke delområde B analysert separat. Ny risikovurdering av delområde B er nå gjort ved bruk av den reviderte utgaven av risikoveilederen (TA-2802/2011) med ledsagende regneverktøy i Excel. Vurderingen dekker veilederens Trinn 1, 2 og 3. Elementene i Trinn 3 for Vikkilen er toksisitet av porevann i sedimentet, miljøgift-innhold i porevann og fordelingskoeffisienter mellom sediment og porevann, bunnfaunatilstand, utlekking av TBT til vannmassene, akkumulering av TBT i bunnfauna og sjømat samt oppvirling av sedimenter under skipsmanøvrering. Miljøgiftinnhold og toksisitet av porevannet er omtalt i kapittel 3.1 og 3.2. De øvrige resultatene er presentert i forrige risikovurdering (NIVA 2008).

4.2.1 Trinn 1

Resultatene fra kjemisk karakterisering viser at gjennomsnittskonsentrasjonen av bly, kobber, sink, PAH (3-5 rings forbindelser), PCB og TBT overskrider grenseverdiene for økologiske effekter på organismer i sedimentet (Tabell 4). Overskridelsen er størst for TBT. Giftighetstestene fra delområdet (Tabell 1) viste at porevannet ikke var giftig overfor mikroalger og krepsdyr. Overskridelsen mht konsentrasjoner medførte at risikovurderingen Trinn 2 ble gjennomført for delområde B.

Tabell 4. Delområde B. Målte sedimentkonsentrasjoner av miljøgifter (maksimums- og gjennomsnittskonsentrasjon), og overskridelse i forhold til grenseverdiene i Trinn 1.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon overskrider trinn 1 grenseverdi med faktor	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	0	mangler	mangler	52		
Bly	16	3980	320,1875	83	48,0	3,9
Kadmium	16	9,69	0,98125	2,6	3,7	
Kobber	16	1690	238,9125	51	33,1	4,7
Krom totalt (III + VI)	0	mangler	mangler	560		
Kvikksølv	16	0,47	0,2173125	0,63	0,7	
Nikkel	0	mangler	mangler	46		
Sink	16	23500	1738,9375	360	65,3	4,8
Naftalen	16	0,27	0,0573375	0,29	0,9	
Acenaftalen	16	0,021	0,01068125	0,033	0,6	
Acenaften	16	0,19	0,072125	0,16	1,2	
Fluoren	16	0,12	0,049875	0,26	0,5	
Fenantren	16	0,87	0,361375	0,50	1,7	
Antracen	16	0,18	0,073625	0,031	5,8	2,4
Fluoranten	16	1,6	0,72625	0,17	9,4	4,3
Pyren	16	1,5	0,636375	0,28	5,4	2,3
Benzo(a)antracen	16	1,1	0,4140625	0,06	18,3	6,9
Krysen	16	1,1	0,408	0,28	3,9	1,5
Benzo(b)fluoranten	11	1,5	0,72363636	0,24	6,3	3,0
Benzo(k)fluoranten	16	1,1	0,3533125	0,21	5,2	1,7
Benzo(a)pyren	16	1,1	0,4665	0,42	2,6	1,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	16	0,91	0,419125	0,047	19,4	8,9
Dibenzo(a,h)antracen	16	0,23	0,089	0,59	0,4	
Benzo(ghi)perylene	16	0,77	0,355125	0,021	36,7	16,9
PCB 28	16	0,0022	0,00057625			
PCB 52	16	0,0073	0,001215			
PCB 101	16	0,013	0,00214688			
PCB 118	16	0,022	0,00284625			
PCB 138	16	0,018	0,00307875			
PCB 153	6	0,016	0,00871667			
PCB 180	16	0,0064	0,00113375			
Sum PCB7	16	8,49E-02	1,97E-02	0,017	5,0	1,2
Tributyltinn (TBT-ion)	16	18	3,826875	0,035	514,3	109,3

4.2.2 Trinn 2

Anvendte lokale parameterverdier

For flere av parameterverdiene som inngår i beregningene i Trinn 2 ble sjablongverdiene veilederen erstattet av stedsspesifikke verdier målt i delområde B (Tabell 5).

Tabell 5. Delområde B. Stedsspesifikke parameterverdier brukt i risikoberegningene Trinn 2.

Parameter	Sjablongverdi	Anvendt verdi	Kommentar
Totalt organisk karbon (TOC) %	1	4,15	Målt
Totalt sedimentareal m ²	ingen standard	380000	Beregnet fra kart
Vannvolum m ³	ingen standard	4940000	Beregnet kart og dyp
Oppholdstid av vannet år	0,02	0,02	
Antall skipsanløp per år	ingen standard	30	
Trasélengde for skipsanløp m	120	-	
Oppvirvlet sediment per anløp kg	ingen standard	1000	Målt lokalt
Bunnareal påvirket av oppvirvling m ²	ingen standard	280000	Beregnet fra kart
Fraksjon leire i sedimentet	ingen standard	0,66	Erfaringstall
Fordeleskoeffisient Kd for TBT	11	593	Målt i eksperiment

Risiko for spredning av miljøgifter

Estimert miljøgiftspredning totalt og via de tre transportvegene (biodiffusjon, resuspensjon fra propeller og transport i næringskjeden) er gitt i Tabell 6 og Tabell 7. Tabellene viser både miljøgiftflukser (mg/m² og år) og årlig transport (kg/år) for hvert stoff.

Det finnes ikke generelle akseptkriterier for spredning av miljøgifter. I risikoveilederen sammenliknes spredningen med tilsvarende spredning fra et sediment som akkurat tilfredsstiller Trinn 1. Resultatene viser at de samme stoffene som overskrider grenseverdiene i Trinn 1 også overskrider spredningen fra et slikt sediment (Tabell 6), og at overskridelsen i de fleste tilfeller er relativt liten (maksimum en faktor 8,6 for den tyngste PAH-forbindelsen).

Som kontroll på om beregnet spredning i Tabell 4 er sannsynlig har vi regnet ut den tiden det vil ta å tømme lageret av miljøgifter i de øvre 10 cm av sedimentet. Lave tømmetider tilsier at Trinn 2 overestimerer spredningen for en rekke av miljøgiftene. Beregnet tømmetid for metallene lå på 8 -15 år noe som indikerer at utlekkingsestimaterne er rimelige. For de lette PAH-forbindelsene og TBT var den teoretiske tømmetiden under 1 år, noe som viser at utlekkingen må være overestimert.

Beregnet årlig transport av hvert av stoffene ut av sedimentene i område B (Tabell 7) er høyest for er sink (122 kg/år) kobber (29 kg/år og bly (18 kg/år). Årlig transport av TBT er 9 kg. I Figur 2 er relativ betydning av de tre spredningsveiene vist. Oppvirvling fra skipspropeller er dominerende transportveg for spredning av metaller, og bidrar under 50 % av spredningen for de andre stoffene (Figur 2). Spredningen av de lettere PAH-forbindelsene og TBT skyldes primært biodiffusjon. For de tunge PAH-forbindelsene og for PCB skjer mesteparten av spredningen gjennom næringskjeden.

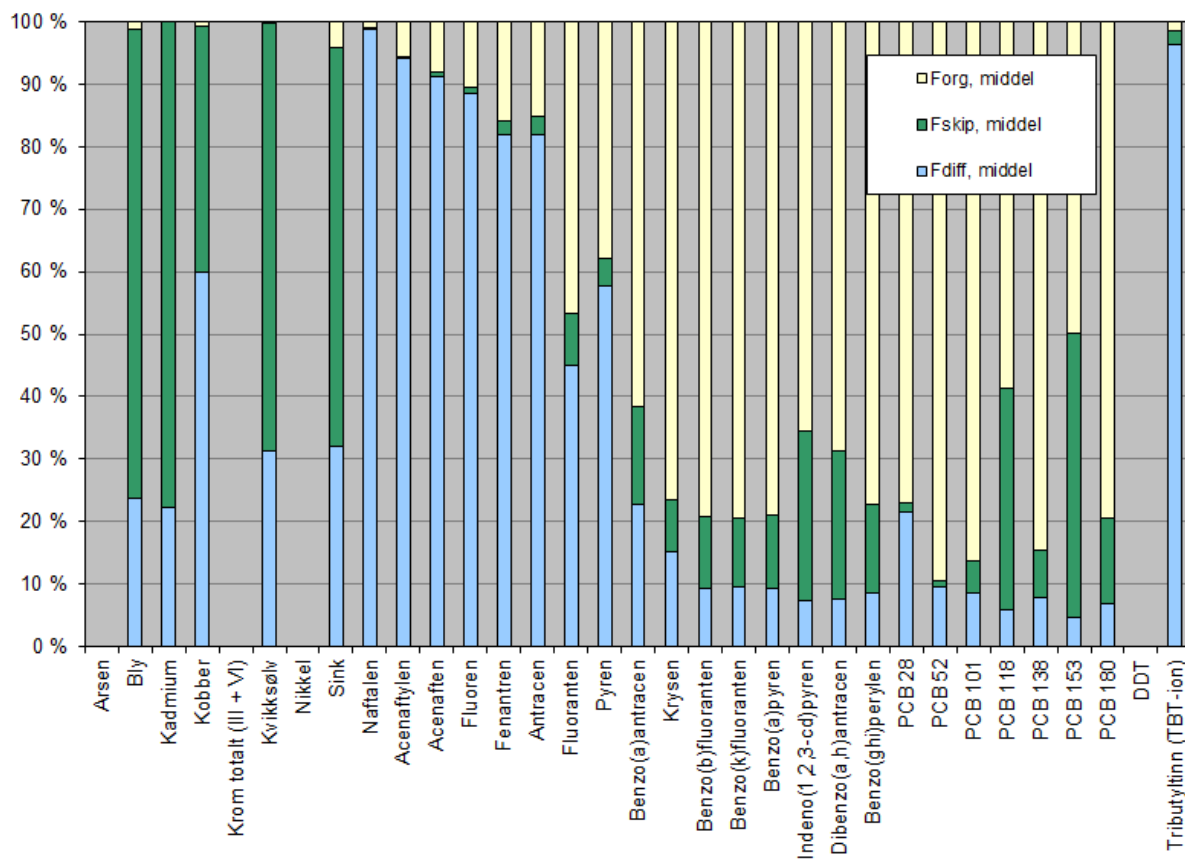
Tabell 6. Delområde B. Beregnet miljøgiftspredning (mg/m^2 og år) fra sedimentene samlet via biodiffusjon (F_{diff}), propelloppvirvling (F_{skip}) og gjennom næringskjeden (F_{org}), spredning utenom propelloppvirvling, og faktor for overskridelse av total spredning i forhold til et sediment som tilfredsstillende Trinn 1.

Stoff	Beregnet spredning ikke påvirket av skipsoppvirvling ($F_{\text{diff}} + F_{\text{org}}$)		Beregnet total spredning ($F_{\text{diff}} + F_{\text{org}} + F_{\text{skip}}$)		Spredning (F_{tot}) dersom C_{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)	F_{tot} overskrider tillatt spredning med:	
	Maks ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)	Middel ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)	$F_{\text{tot, maks}}$ ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)	$F_{\text{tot, middel}}$ ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data	5,98E+01		
Bly	1,87E+02	1,51E+01	7,50E+02	6,04E+01	1,55E+01	48,2	3,9
Kadmium	3,95E-01	4,00E-02	1,77E+00	1,79E-01	4,74E-01	3,7	
Kobber	3,69E+02	5,21E+01	6,08E+02	8,59E+01	1,83E+01	33,3	4,7
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data	9,97E+01		
Kvikksølv	3,08E-02	1,42E-02	9,72E-02	4,50E-02	1,30E-01		
Nikkel	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data	3,82E+01		
Sink	1,88E+03	1,39E+02	5,20E+03	3,85E+02	7,79E+01	66,8	4,9
Naftalen	3,21E+01	6,81E+00	3,21E+01	6,82E+00	1,42E+02		
Acenaftalen	1,17E+00	5,93E-01	1,17E+00	5,95E-01	7,39E+00		
Acenaften	4,47E+00	1,70E+00	4,49E+00	1,71E+00	1,49E+01		
Fluoren	1,67E+00	6,94E-01	1,69E+00	7,01E-01	1,42E+01		
Fenantren	5,48E+00	2,28E+00	5,61E+00	2,33E+00	1,20E+01		
Antracen	9,14E-01	3,74E-01	9,40E-01	3,85E-01	6,02E-01	1,6	
Fluoranten	2,49E+00	1,13E+00	2,72E+00	1,24E+00	8,18E-01	3,3	1,5
Pyren	4,66E+00	1,98E+00	4,88E+00	2,07E+00	2,87E+00	1,7	
Benzo(a)antracen	8,27E-01	3,11E-01	9,83E-01	3,70E-01	1,21E-01	8,1	3,1
Krysen	1,70E+00	6,30E-01	1,85E+00	6,88E-01	1,02E+00	1,8	
Benzo(b)fluoranten	1,64E+00	7,92E-01	1,85E+00	8,94E-01	5,93E-01	3,1	1,5
Benzo(k)fluoranten	1,23E+00	3,96E-01	1,39E+00	4,46E-01	5,30E-01	2,6	
Benzo(a)pyren	1,18E+00	4,99E-01	1,33E+00	5,65E-01	1,01E+00	1,3	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3,43E-01	1,58E-01	4,72E-01	2,17E-01	4,41E-02	10,7	4,9
Dibenzo(a,h)antracen	1,04E-01	4,03E-02	1,37E-01	5,29E-02	6,48E-01	0,2	
Benzo(ghi)perylene	6,65E-01	3,07E-01	7,74E-01	3,57E-01	4,13E-02	18,7	8,6
PCB 28	2,29E-02	6,01E-03	2,33E-02	6,09E-03			
PCB 52	1,28E-01	2,13E-02	1,29E-01	2,15E-02			
PCB 101	3,35E-02	5,54E-03	3,54E-02	5,84E-03			
PCB 118	5,67E-03	7,34E-04	8,79E-03	1,14E-03			
PCB 138	3,05E-02	5,21E-03	3,30E-02	5,65E-03			
PCB 153	2,71E-03	1,48E-03	4,97E-03	2,71E-03			
PCB 180	5,66E-03	1,00E-03	6,56E-03	1,16E-03			
Sum PCB7	2,29E-01	4,13E-02	2,41E-01	4,41E-02			
DDT	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data	2,14E-02		
Tributyltinn (TBT-ion)	1,08E+02	2,32E+01	1,11E+02	2,38E+01	1,15E+01	9,6	2,1

Tabell 7. Delområde B. Total årlig transport (kg/år) av miljøgifter fra sedimentene i delområde T3.

Stoff	Total mengde spredt per tidsenhet			
	Utot, skip,maks [kg/år]	Utot, skip,middel [kg/år]	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]
Arsen	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
Bly	210,1	16,9	228,8	18,4
Kadmium	0,5	0,1	0,5	0,1
Kobber	170,2	24,1	207,0	29,3
Krom totalt (III + VI)	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
Kvikksølv	0,03	0,01	0,03	0,01
Nikkel	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
Sink	1456,9	107,8	1644,8	121,7
Naftalen	8,99	1,91	12,20	2,59
Acenaftylen	0,33	0,17	0,44	0,23
Acenaften	1,26	0,48	1,71	0,65
Fluoren	0,47	0,20	0,64	0,27
Fenantren	1,57	0,65	2,12	0,88
Antracen	0,26	0,11	0,35	0,15
Fluoranten	0,76	0,35	1,01	0,46
Pyren	1,37	0,58	1,83	0,78
Benzo(a)antracen	0,28	0,10	0,36	0,13
Krysen	0,52	0,19	0,69	0,26
Benzo(b)fluoranten	0,52	0,25	0,68	0,33
Benzo(k)fluoranten	0,39	0,12	0,51	0,16
Benzo(a)pyren	0,37	0,16	0,49	0,21
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,13	0,06	0,17	0,08
Dibenzo(a,h)antracen	0,04	0,01	0,05	0,02
Benzo(ghi)perylene	0,22	0,10	0,28	0,13
PCB 28	0,007	0,002	0,009	0,002
PCB 52	0,036	0,006	0,049	0,008
PCB 101	0,010	0,002	0,013	0,002
PCB 118	0,002	0,000	0,003	0,000
PCB 138	0,009	0,002	0,012	0,002
PCB 153	0,001	0,001	0,002	0,001
PCB 180	0,002	0,000	0,002	0,000
<i>Sum PCB7</i>	<i>0,07</i>	<i>0,01</i>	<i>0,09</i>	<i>0,02</i>
DDT	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
Tributyltinn (TBT-ion)	31,0	6,7	41,9	9,0

Fordeling av spredningsmekanismer (gjennomsnitt)



Figur 2. Delområde B. Prosentvis fordeling av miljøgiftspredning på de tre spredningsveiene diffusjon (Fdiff - blå), propelloppvirvling (Fskip - grønn) og gjennom næringskjeden (Fforg - gul).

Risiko for effekter på human helse

Ut fra anbefalte miljømål er det aktuelt å bedømme risikoen for skade på human helse både gjennom konsum av sjømat (fritidsfiske) som kan ha mottatt miljøgifter fra sedimentene i delområde B og gjennom kontakt med miljøgifter i vann og suspendert sediment (bading). Tabell 8 viser beregnet samlet livstidseksposering til miljøgifter fra sedimentene, og hvorvidt denne overskrider vedtatte/anbefalte grenseverdier for slik eksponering. Det legges vekt på hvorvidt gjennomsnittsnivåene i sedimentet gir overskridelse. Overskridelsen er klart høyest for PAH-forbindelsen benzo(a)pyren som har lav grenseverdi fordi den er kreftfremkallende. Overskridelsen er også relativt høy for bly og sum PCB₇. Sedimentene i delområde B utgjør derfor en risiko for skade på human helse, men TBT bidrar ikke til risikoen. Eksponeringen til de stoffene som overskrider grenseverdiene skjer i praksis bare er gjennom konsum av lokal sjømat.

Beregningen ovenfor er etter risikoveilederen Trinn 2. NIVA har tidligere som et Trinn 3 analysert miljøgiftinnholdet i utvalgte fisk og skaldyr fra Vikkilen. Analysene dekker kvikksølv, PCB og TBT, men ikke PAH. Man må anta at disse gjelder for Vikkilen som helhet, ikke spesifikt for delområde B. Ut fra vevsanalysene kan vi for PCB vurdere om beregnet risiko er reell eller ikke. I Trinn 2 ble det beregnet at sumPCB₇ i sedimentet vil gi en total human livstidsdose på $3,68 \times 10^{-5}$ mg/kg(kroppsvikt)/dag (Tabell 8) som overskrider grenseverdi for human risiko med en faktor 18.

Legger vi målt gjennomsnittsnivå av sumPCB₇ i sjømat til grunn (1,84 µg/kg våtvekt), gir dette en beregnet total human livstidsdose på $1,81 \times 10^{-6}$ mg/kg/dag. Denne dosen overskrider ikke grenseverdien for human risiko fra PCB. Tilsvarende beregning for TBT på basis av målt vevsinnhold i sjømat bekrefter at heller ikke TBT i sedimentene i delområde B bør utgjøre en risiko for human helse.

Tabell 8. Delområde B. Beregnet total livstidseksponering (mg/kg kroppsvekt og dag) for de ulike miljøgiftene og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Faktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med faktor:	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	mangler	mangler	1,00E-04		
Bly	6,65E-02	5,35E-03	3,60E-04	184,7	14,9
Kadmium	1,21E-05	1,22E-06	5,00E-05		
Kobber	3,55E-02	5,01E-03	5,00E-03	7,1	1,0
Krom totalt (III + VI)	mangler	mangler	5,00E-04		
Kvikksølv	4,20E-07	1,97E-07	1,00E-05		
Nikkel	mangler	mangler	5,00E-03		
Sink	1,60E+00	1,18E-01	3,00E-02	53,3	3,9
Naftalen	2,46E-03	5,23E-04	4,00E-03		
Acenaftylen	4,79E-04	2,43E-04			
Acenaften	2,69E-03	1,02E-03			
Fluoren	1,31E-03	5,42E-04			
Fenantren	6,63E-03	2,75E-03	4,00E-03	1,7	
Antracen	1,06E-03	4,35E-04	4,00E-03		
Fluoranten	9,46E-03	4,29E-03	5,00E-03	1,9	
Pyren	1,38E-02	5,85E-03			
Benzo(a)antracen	4,50E-03	1,69E-03	5,00E-04	9,0	3,4
Krysen	1,05E-02	3,91E-03	5,00E-03	2,1	
Benzo(b)fluoranten	1,09E-02	5,26E-03			
Benzo(k)fluoranten	8,19E-03	2,63E-03	5,00E-04	16,4	5,3
Benzo(a)pyren	7,82E-03	3,32E-03	2,30E-06	3399,5	1441,7
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,30E-03	1,06E-03	5,00E-04	4,6	2,1
Dibenzo(a,h)antracen	6,97E-04	2,70E-04			
Benzo(ghi)perylene	4,45E-03	2,05E-03	3,00E-03	1,5	
Sum PCB7	1,36E-04	3,68E-05	2,00E-06	68,1	18,4
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	5,90E-05	1,88E-05	2,50E-04		

En slik vurdering kan ikke gjøres for bly og PAH siden data for vevsnivå mangler, men risikoen fra PAH gjennom konsum av sjømat kan også være overestimert i Trinn 2 av to grunner.

- Opptak av PAH i bunndyr som første ledd av transporten til sjømat, skjer vesentlig fra porevannet. Erfaringsmessig er beregnet utlekking av PAH fra sediment til porevann høyere enn reell utlekking, siden forbindelsene er sterkere knytte til partikler enn det risikoveilederen legger til grunn i Trinn 2. Dette viser også de målte porevannskonsentrasjon av de ulike PAH-forbindelsene som var 3-98 ganger lavere enn beregnet i Trinn 2 (Tabell 2). Transporten fra sediment til sjømat er derfor sannsynligvis overestimert i Trinn 2, men selv om man legger målt nivå av PAH inn i beregningene overskrides grenseverdien for human helse med en faktor ca 100.
- Fisk har god evne til å bryte ned og skille ut PAH slik at det sjelden måles høye nivåer i lever og filet, bare nedbrytningsprodukter i galle. Det er derfor sannsynlig at et eventuelt opptak av PAH via næringskjeden ikke vil gi høyt nivå av PAH i fisk som konsumeres. Det samme gjelder ikke annen sjømat enn fisk. Eneste måten å bedømme den reelle risikoen for helseskade fra PAH er derfor ved analyse av innholdet i sjømat.

Risiko for økologiske effekter i sedimentene

Resultatene fra Trinn 1 (Tabell 4) viser at miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentet utgjør en uakseptabel risiko for effekter på sedimentlevende organismer. Miljøgifter i porevann regnes for å ha størst betydning for total toksisitet. Porevannskonsentrasjonene beregnet ut fra sedimentkonsentrasjonene (Trinn 2) viser overskridelse av grenseverdier (PNEC⁴) for toksisitet i vann for flere av stoffene (Tabell 9); høyest for TBT med en faktor på ca 31 000. Kobber, sink og pyren bidrar også til risikoen (overskridelse med faktor 11-15).

Toksisitetstestene bør reflektere samlet reell toksisitet inklusive stoffer som det ikke er analysert for og samvirke mellom stoffer. Testene viste at porevann ekstrahert ut av sedimentet ikke var giftig overfor mikroalgen *Skeletonema* eller hoppekrepsen *Tisbe* (Tabell 1). Dette tyder på at risikoveilederens grenseverdier for konsentrasjon av miljøgifter i sediment er for strenge og overestimerer den reelle toksisiteten av sedimentene. Man kan anta at dette først og fremst gjelder grenseverdien for TBT som er så lav at den kan være urealistisk. Et tegn på det er at beregnet porevannskonsentrasjon av TBT i et sediment som tilfredsstillende Trinn 1, likevel overskrider grenseverdien for toksisitet i vann med en faktor ca 300. Den målte konsentrasjonen av TBT i porevannet i delområde B på 120 ng/l (Tabell 2) overskrider også grenseverdien, men med en faktor 60. Samlet viser målingene at beregnet toksisitet av TBT i sedimentene sannsynligvis ikke er reell.

Tilstanden i sedimentfauna er en god indikator på miljøforholdene. Den ble i 2008 klassifisert som mindre god til meget dårlig i område B. Dette viser at miljøforholdene i sedimentene totalt sett ikke er gode. Toksisitetstestene indikerer at porevannet ikke er toksisk, men et forbehold må tas om hvorvidt testorganismene er representative for bunnfaunaen. Det er erfaringsmessig ingen god sammenheng mellom miljøgiftinnhold og faunatilstand i påvirkede marine sedimenter, og andre faktorer enn miljøgifter kan påvirke bunnfaunaen. Dette kan for eksempel være tilførsel av organisk materiale som forbruker oksygen i sedimentet ved nedbrytning eller fysisk forstyrrelse (f.eks. propellerrosjon). Disse faktorene er ikke undersøkt.

Samlet tyder resultatene på at den reelle risikoen for effekter av miljøgiftinnholdet på sedimentlevende organismer i delområde B er lavere enn funnet i Trinn 2.

⁴ potential no effects concentrations

Tabell 9. Delområde B. Beregnede porevannskonsentrasjoner av miljøgifter (mg/l), samt faktor for overskridelse av grenseverdier (PNEC µg/l) for toksiske effekter i sjøvann. Faktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (µg/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{pv, maks} (mg/l)	C _{pv, middel} (mg/l)	C _{pv, maks} (mg/l)	C _{pv, middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	2,57E-02	2,07E-03	ikke målt	ikke målt	2,2	12	
Kadmium	7,45E-05	7,55E-06	ikke målt	ikke målt	0,24		
Kobber	6,92E-02	9,79E-03	ikke målt	ikke målt	0,64	108	15
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	4,70E-06	2,17E-06	ikke målt	ikke målt	0,048		
Nikkel	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	3,22E-01	2,38E-02	ikke målt	ikke målt	2,9	111	8
Naftalen	5,00E-03	1,06E-03	ikke målt	ikke målt	2,4	2	
Acenaftylen	1,95E-04	9,90E-05	ikke målt	ikke målt	1,3		
Acenaften	7,38E-04	2,80E-04	ikke målt	ikke målt	3,8		
Fluoren	2,83E-04	1,18E-04	ikke målt	ikke målt	2,5		
Fenantren	9,15E-04	3,80E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Antracen	1,54E-04	6,29E-05	ikke målt	ikke målt	0,11	1,4	
Fluoranten	2,67E-04	1,21E-04	ikke målt	ikke målt	0,12	2	
Pyren	6,14E-04	2,60E-04	ikke målt	ikke målt	0,023	27	11
Benzo(a)antracen	5,29E-05	1,99E-05	ikke målt	ikke målt	0,012	4	1,7
Krysen	6,66E-05	2,47E-05	ikke målt	ikke målt	0,07		
Benzo(b)fluoranten	4,45E-05	2,15E-05	ikke målt	ikke målt	0,03	1,5	
Benzo(k)fluoranten	3,34E-05	1,07E-05	ikke målt	ikke målt	0,027	1,2	
Benzo(a)pyren	3,19E-05	1,35E-05	ikke målt	ikke målt	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	9,35E-06	4,31E-06	ikke målt	ikke målt	0,002	5	2
Dibenzo(a,h)antracen	2,84E-06	1,10E-06	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(ghi)perylene	1,81E-05	8,36E-06	ikke målt	ikke målt	0,002	9	4
PCB 28	1,30E-06	3,41E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	3,51E-06	5,84E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	9,25E-07	1,53E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	1,56E-07	2,02E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	8,46E-07	1,45E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	7,52E-08	4,10E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	1,58E-07	2,80E-08	ikke målt	ikke målt			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	3,04E-02	6,45E-03	ikke målt	ikke målt	0,0002	144543	30731

Risiko for økologiske effekter i vannmassene

Konsentrasjon av miljøgifter i vannmassene i delområde B som følge av utlekking fra sedimentene er vist i Tabell 10. TBT er eneste stoff som overskrider PNEC for effekter i vannmassene, og utgjør derfor en risiko for effekter på organismer i vannsøylen i følge Trinn 2. Det er imidlertid flere grunner til å anta at denne risikoen er overestimert.

- Overskridelsen er beregnet ut fra en estimert konsentrasjon av TBT i porevannet på 6,45 µg/l. De direkte målingene viser en konsentrasjon på 0,12 µg/l, dvs en faktor 54 x lavere. Tas dette inn i beregningene blir overskridelsen av den meget strenge grenseverdien bare 3 x.
- Beregnet middels utlekking av TBT fra sedimentene i delområde B var 23 mg/m²/år. NIVA (2008) målte utlekkingen direkte fra sedimentprøver tatt i delområde A i Vikkilen og fant en TBT-utlekking på 0,018 mg/m²/år. Fluksen var proporsjonal med TBT-konsentrasjonen i sedimentet, noe som tyder på at reell TBT-utlekking fra delområde B er enda mindre.

- Den beregnede utlekking på 23 mg/m²/år gir en urealistisk kort tømmeid for TBT i sedimentene (0,4 år). Dette viser også at den teoretiske utlekkingen må være overestimert.
- Toksitetestene viser at porevannet ikke er toksisk og da er også det liten grunn til å forvente at porevann fortynnet med overliggende sjøvann skal være toksisk.
- I tillegg er det som tidligere nevnt, mye som tyder på at grenseverdien for effekter av TBT på vannlevende organismer er for konservativ.

Samlet tilsier dette at den reelle risikoen for effekter av TBT i sediment på organismer i vannsøylen i delområde B er svært lav.

Tabell 10. Delområde B. Konsentrasjon (µg/l) av miljøgifter i vannmassene i Vikkilen som følge av beregnet utlekking fra sedimentene, samt faktor for overskridelse av grenseverdier (PNEC µg/l) for toksiske effekter i sjøvann. Faktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Målt sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (µg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{sv, maks} (µg/l)	C _{sv, middel} (µg/l)	C _{sv, maks} (mg/l)	C _{sv, middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	1,14E+00	9,18E-02	ikke målt	ikke målt	2,2		
Kadmium	2,72E-03	2,75E-04	ikke målt	ikke målt	0,24		
Kobber	9,28E-01	1,31E-01	ikke målt	ikke målt	0,64	1,4	
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	1,49E-04	6,90E-05	ikke målt	ikke målt	0,048		
Nikkel	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	7,68E+00	5,68E-01	ikke målt	ikke målt	2,9	2,6	
Naftalen	4,89E-02	1,04E-02	ikke målt	ikke målt	2,4		
Acenaftalen	1,70E-03	8,65E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Acenaften	6,36E-03	2,41E-03	ikke målt	ikke målt	3,8		
Fluoren	2,33E-03	9,67E-04	ikke målt	ikke målt	2,5		
Fenanten	7,25E-03	3,01E-03	ikke målt	ikke målt	1,3		
Antracen	1,23E-03	5,02E-04	ikke målt	ikke målt	0,11		
Fluoranten	2,23E-03	1,01E-03	ikke målt	ikke målt	0,12		
Pyren	4,65E-03	1,97E-03	ikke målt	ikke målt	0,023		
Benzo(a)antracen	5,82E-04	2,19E-04	ikke målt	ikke målt	0,012		
Krysen	6,70E-04	2,49E-04	ikke målt	ikke målt	0,07		
Benzo(b)fluoranten	5,95E-04	2,87E-04	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(k)fluoranten	4,41E-04	1,42E-04	ikke målt	ikke målt	0,027		
Benzo(a)pyren	4,32E-04	1,83E-04	ikke målt	ikke målt	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,51E-04	1,16E-04	ikke målt	ikke målt	0,002		
Dibenzo(a,h)antracen	6,60E-05	2,55E-05	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(ghi)perylene	2,70E-04	1,25E-04	ikke målt	ikke målt	0,002		
PCB 28	8,21E-06	2,15E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	2,07E-05	3,44E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	7,47E-06	1,23E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	5,57E-06	7,21E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	7,88E-06	1,35E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	3,83E-06	2,09E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	2,08E-06	3,69E-07	ikke målt	ikke målt			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	1,70E-01	3,61E-02	ikke målt	ikke målt	0,0002	808,4	171,9

4.3 Konklusjon - risikovurdering delområde B

Ut fra nivåene av først og fremst TBT, men også bly, kobber, sink, PAH (3-5 rings forbindelser) og PCB utgjør delområde B i følge Trinn 2 en estimert risiko for økologiske og helsemessige effekter. Toksisitetstester har vist at porevann fra delområdet ikke er toksisk, noe som tyder på at risikoen for økologiske effekter er overestimert. Beregningene i Trinn 2 viser at utlekking av TBT fra sedimentet utgjør en risiko for effekter på organismer i vannsøylen, men det er flere grunner til å konkludere at denne risikoen ikke er reell. Sedimentenes innhold av først og fremst benzo(a)pyren, til dels også PCB og bly synes i følge Trinn 2 å utgjør en risiko for skade på human helse ved transport gjennom næringskjeden til lokal sjømat. Direkte analyser av lokal sjømat tyder på at risikoen fra PCB ikke er reell. Analyse av benzo(a)pyren og bly i sjømat er ikke gjort, men målt affinitet av benzo(a)pyren til sedimentet er høyere enn beregnet i Trinn 2 og transporten gjennom næringskjeden tilsvarende mindre. Fisk har også høy evne til å bryte ned og skille ut PAH. Samlet tyder resultatene på at den reelle risikoen for skade på økologi og human helse fra sedimentene i delområde B er liten, men for å avklare helserisikoen fra PAH nærmere, anbefales analyse av PAH i lokal sjømat.

5. Revidert risikovurdering av sedimentene i tiltaksområde C

5.1 Delområdebeskrivelse

Delområde C er vist i Figur 1. Det omfatter hele området av Vikkilen utenfor Delområde B. Samlet areal for delområde C er 780 000 m² og midlere vanddyp er 30 meter. Nærmere beskrivelse av området er gitt i NIVA (2008).

Overflatesedimentene er forurenset over Klifs tilstandsklasse II av kobber, PAH og TBT. Målte TBT-nivåer i området er under 1 mg/kg tørrvekt, alle over grensen til Klif klasse V som er 0,1 mg/kg tørrvekt. Bunnfaunatilstanden er undersøkt av NIVA på to stasjoner B03 og B05 (figur 1) og er klassifisert som god til mindre god (Klif klasse II-III) på stasjon B03 og mindre god til meget dårlig (Klasse III-V) på stasjon B05.

5.2 Revidert risikovurdering av sedimentene

NIVA (2008) gjennomførte en risikovurdering av sedimentene i Vikkilen i henhold til Klifs veileder TA-2230/2007. I denne ble delområde C analysert separat. Vi har foretatt en ny vurdering ved bruk av den reviderte utgaven av risikoveilederen (TA-2802/2011), oppdatering av lokale variabelverdier og supplert med data for toksisitet av sedimentene og miljøgiftinnhold i porevann og forøvrig de samme Trinn 3 resultatene som for delområde B. Videre er det utelatt en stasjon med sedimentdata fra delområde A (stasjon 8) som ved en feil hadde kommet med i forrige vurdering av delområde C. Konsekvensen var primært at gjennomsnittsnivået av kvikksølv i delområde C ble for høyt i forrige risikovurdering. Vurderingen dekker veilederens Trinn 1, 2 og 3. Beskrivelsen i dette dokumentet omfatter endringene i forhold til vurderingen i NIVA (2008).

5.2.1 Trinn 1

Resultatene fra kjemisk karakterisering viser at gjennomsnittskonsentrasjonen kobber, PAH og TBT overskrider grenseverdiene for økologiske effekter på organismer i sedimentet (Tabell 12). Etter utelatelse av stasjon 8 er det ikke lenger overskridelse for kvikksølv. Overskridelsen er størst for PAH-forbindelsen benzo(ghi)perylene (faktor 23). Det er også gjennomført toksisitetstester av en blandprøve av sedimentene fra delområdet som viser at porevannet ikke er gift overfor mikroalgen *Skeletonema* og hoppekrepsen *Tisbe* (Tabell 1).

Tabell 11. Delområde C. Målte sedimentkonsentrasjoner av miljøgifter (maksimums- og gjennomsnittskonsentrasjon), og overskridelse i forhold til grenseverdiene i Trinn 1.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon overskrider trinn 1 grenseverdi med:	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	0	mangler	mangler	52		
Bly	3	6,95E+01	5,86E+01	83		
Kadmium	3	4,10E-01	3,03E-01	2,6		
Kobber	3	1,08E+02	7,53E+01	51	2,1	1,5
Krom totalt (III + VI)	0	mangler	mangler	560		
Kvikksølv	3	4,00E-01	2,93E-01	0,63		
Nikkel	0	mangler	mangler	46		
Sink	3	1,70E+02	1,49E+02	360		
Naftalen	3	9,60E-01	3,50E-01	0,29	3,3	1,2
Acenaftylen	3	4,20E-02	2,31E-02	0,033	1,3	
Acenaften	3	7,70E-02	4,77E-02	0,16		
Fluoren	3	1,30E-01	6,70E-02	0,26		
Fenantren	3	9,40E-01	5,57E-01	0,50	1,9	1,1
Antracen	3	2,20E-01	1,40E-01	0,031	7,1	4,5
Fluoranten	3	1,60E+00	1,17E+00	0,17	9,4	6,9
Pyren	3	1,40E+00	9,80E-01	0,28	5,0	3,5
Benzo(a)antracen	1	5,00E-01	5,00E-01	0,06	8,3	8,3
Krysen	3	7,70E-01	5,83E-01	0,28	2,8	2,1
Benzo(b)fluoranten	1	1,30E+00	1,30E+00	0,24	5,4	5,4
Benzo(k)fluoranten	1	3,00E-01	3,00E-01	0,21	1,4	1,4
Benzo(a)pyren	3	9,60E-01	6,43E-01	0,42	2,3	1,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3	7,40E-01	5,40E-01	0,047	15,7	11,5
Dibenzo(a,h)antracen	3	1,90E-01	1,29E-01	0,59		
Benzo(ghi)perylene	3	6,30E-01	4,83E-01	0,021	30,0	23,0
PCB 28	1	3,00E-04	3,00E-04			
PCB 52	1	3,50E-04	3,50E-04			
PCB 101	1	5,60E-04	5,60E-04			
PCB 118	1	5,80E-04	5,80E-04			
PCB 138	1	8,40E-04	8,40E-04			
PCB 153	1	2,30E-03	2,30E-03			
PCB 180	1	2,10E-04	2,10E-04			
Sum PCB7	1	5,14E-03	5,14E-03	0,017		
DDT	0	mangler	mangler	0,02		
Tributyltinn (TBT-ion)	3	9,50E-01	6,77E-01	0,035	27,1	19,3

5.2.2 Trinn 2

Anvendte lokale parameterverdier

For flere av parameterverdiene som inngår i beregningene i Trinn 2 ble sjablongverdiene veilederen erstattet av stedsspesifikke verdier målt i delområde C (Tabell 5). Noen av disse er noe forskjellig fra de som ble brukt i NIVA (2008).

Tabell 12. Delområde C. Stedsspesifikke parameterverdier brukt i risikoberegningene Trinn 2. Tilsvarende verdier brukt ved forrige vurdering (NIVA 2008) er også vist

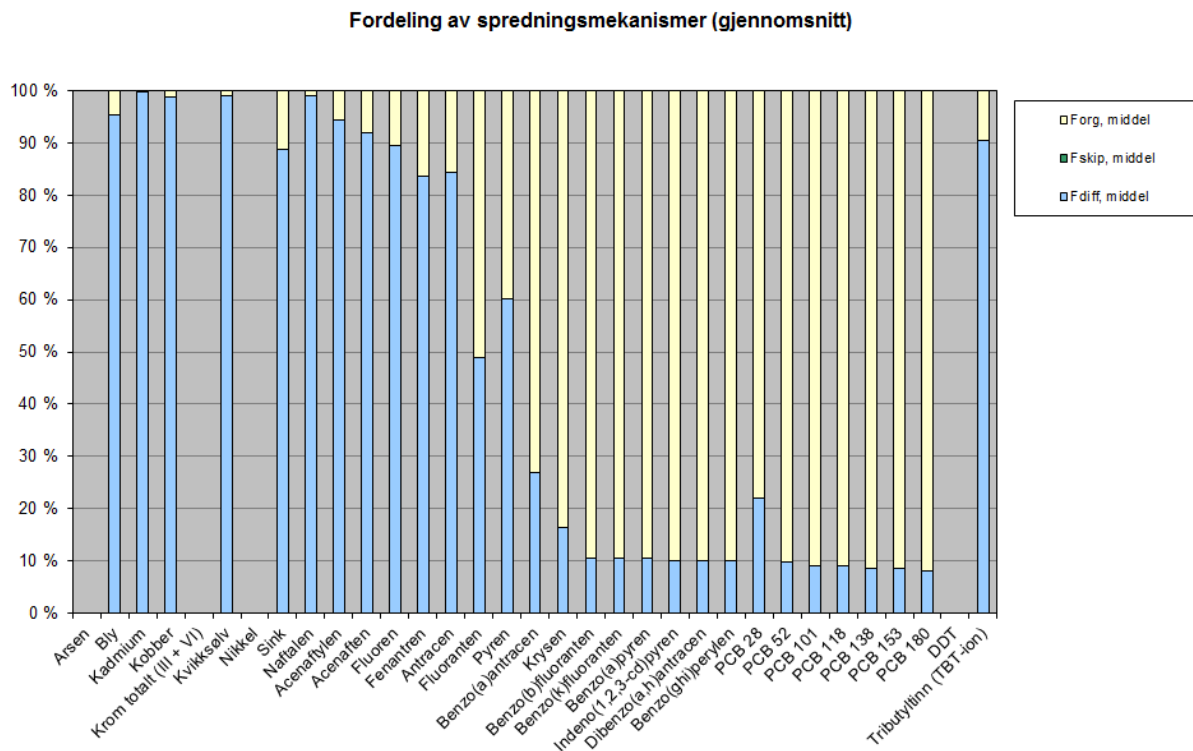
Parameter	Sjablongverdi	Anvendt verdi	NIVA 2008	Kommentar
Totalt organisk karbon (TOC) %	1	3,72	3,72	Målt
Totalt sedimentareal m ²	ingen standard	780000	280000	Beregnet fra kart
Vannvolum m ³	ingen standard	23400000	418500	Beregnet kart og dyp
Oppholdstid av vannet år	0,02	0,02	0,02	
Antall skipsanløp per år	ingen standard	30	70	
Trasélengde for skipsanløp m	120	0	120	Ingen propellerrosjon
Oppvirvlet sediment per anløp kg	ingen standard	0	1000	
Bunnareal påvirket av oppvirvling m ²	ingen standard	0	150000	
Fraksjon leire i sedimentet	ingen standard	0,66	0,66	Erfaringstall
Fordelingskoeffisient Kd for TBT	11	593	593	Målt i eksperiment

Risiko for spredning av miljøgifter

Estimert årlig miljøgiftspredning fra sediment til vannmassene er gitt i Tabell 13. Størst spredning ble beregnet for PAH-forbindelsen naftalen med 36 kg/år, kobber med 13 kg/år og sink med 9 kg/år. For de øvrige stoffene er årlig tilførsel fra sedimentene lav. Årlig total spredning av TBT fra delområde C ble beregnet til 3,5 kg/år. Tilsvarende tall ble ikke beregnet i NIVA (2008). Diffusjon forsterket av bioturbasjon er viktigste spredningsvei for metaller, lette PAH-forbindelser og TBT, mens spredning via næringskjeden er viktigst for de øvrige (Figur 3).

Tabell 13. Delområde C. Total årlig transport (kg/år) av miljøgifter fra sedimentene.

Stoff	Total mengde spredt per tidsenhet			
	$U_{\text{tot, skip, maks}}$ [mg/år]	$U_{\text{tot, skip, middel}}$ [mg/år]	$U_{\text{tot, maks}}$ [mg/år]	$U_{\text{tot, middel}}$ [mg/år]
Arsen				
Bly	0,00	0,00	2,55	2,15
Kadmium	0,00	0,00	0,01	0,01
Kobber	0,00	0,00	18,37	12,81
Krom totalt (III + VI)				
Kvikksølv	0,00	0,00	0,02	0,01
Nikkel				
Sink	0,00	0,00	10,60	9,27
Naftalen	0,00	0,00	99,19	36,13
Acenaftalen	0,00	0,00	2,03	1,11
Acenaften	0,00	0,00	1,58	0,98
Fluoren	0,00	0,00	1,57	0,81
Fenantren	0,00	0,00	5,15	3,05
Antracen	0,00	0,00	0,97	0,62
Fluoranten	0,00	0,00	2,17	1,58
Pyren	0,00	0,00	3,79	2,65
Benzo(a)antracen	0,00	0,00	0,33	0,33
Krysen	0,00	0,00	1,03	0,78
Benzo(b)fluoranten	0,00	0,00	1,24	1,24
Benzo(k)fluoranten	0,00	0,00	0,29	0,29
Benzo(a)pyren	0,00	0,00	0,89	0,60
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00	0,00	0,24	0,18
Dibenzo(a,h)antracen	0,00	0,00	0,07	0,05
Benzo(ghi)perylene	0,00	0,00	0,47	0,36
PCB 28	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 52	0,00	0,00	0,01	0,01
PCB 101	0,00	0,00	0,001	0,001
PCB 118	0,00	0,00	0,000	0,000
PCB 138	0,00	0,00	0,001	0,001
PCB 153	0,00	0,00	0,000	0,000
PCB 180	0,00	0,00	0,000	0,000
<i>Sum PCB7</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>
DDT				
Tributyltinn (TBT-ion)	0,0	0,0	4,9	3,5



Figur 3. Delområde C. Prosentvis fordeling av miljøgiftspredning på spredningsveiene diffusjon (blå) og gjennom næringskjeden (gul). Det er ingen spredning ved propelloppvirvling i delområdet.

Risiko for effekter på human helse

Ut fra anbefalte miljømål er det aktuelt å bedømme risikoen for skade på human helse både gjennom konsum av sjømat (fritidsfiske) som kan ha mottatt miljøgifter fra sedimentene i delområde C og gjennom kontakt med miljøgifter i vann og suspendert sediment (bading). Beregningene i Trinn 2 viser at bly, enkelte PAH-forbindelser og PCB i sedimentet utgjør en risiko for helseskade (Tabell 14). NIVA (2008) fant tilsvarende for delområde C bortsett fra at bly ikke viste overskridelse. Risikoen er desidert størst for PAH-forbindelsen benzo(a)pyren som overskrider grensen for human risiko med en faktor 2200. Benzo(a)pyren har svært lav grenseverdi fordi den er kreftfremkallende. Overskridelsen ble redusert til en faktor 147 dersom den målte porevannskonsentrasjonen fra Trinn 3 legges til grunn., Sum PCB₇ viste overskridelse med en faktor 11. Øvrige overskridelser er små. Eksponeringen til de stoffene som overskrider grenseverdiene skjer i praksis bare er gjennom konsum av lokal sjømat.

NIVA har tidligere analysert miljøgiftinnholdet i utvalgte fisk og skalldyr fra Vikkilen. Analysene dekker kvikksølv, PCB og TBT, men ikke PAH. Vi kan derfor kontrollere om beregnet risiko fra PCB er reell eller ikke, men ikke fra bly eller PAH. I Trinn 2 ble det beregnet at sumPCB₇ i sedimentet i område C vil gi en total human livstidsdose på $2,32 \times 10^{-5}$ mg/kg/dag som overskred grenseverdien for human risiko med en faktor 11. Legger vi målt gjennomsnittsnivå av sumPCB₇ i sjømat til grunn (1,84 µg/kg våtvekt), gir dette en total human livstidsdose på $1,81 \times 10^{-6}$ mg/kg/dag, som ikke overskrider grenseverdien, dvs. at reell risiko for skade på human helse fra PCB i sedimentet i delområde C er liten.

Som for delområde B kan helserisikoen fra PAH i sedimentene i delområde C være overestimert både fordi utlekkingen til porevann er overestimert og dermed også opptak i bunndyr og transport videre til sjømat, og fordi fisk har evne til å bryte ned og skille ut PAH. Dette kan likevel ikke avklares uten at det gjøres direkte analyse av PAH i lokal sjømat, noe som anbefales.

Tabell 14. Delområde C. Beregnet total livstidseksposering (mg/kg kroppsvekt og dag) for de ulike miljøgiftene og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Faktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med:	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	mangler	mangler	1,00E-04		
Bly	1,16E-03	9,78E-04	3,60E-04	3,2	2,7
Kadmium	5,04E-07	3,73E-07	5,00E-05		
Kobber	2,26E-03	1,58E-03	5,00E-03		
Krom totalt (III + VI)	mangler	mangler	5,00E-04		
Kvikksølv	3,51E-07	2,58E-07	1,00E-05		
Nikkel	mangler	mangler	5,00E-03		
Sink	1,16E-02	1,01E-02	3,00E-02		
Naftalen	9,74E-03	3,55E-03	4,00E-03	2,4	
Acenaftylen	1,07E-03	5,86E-04			
Acenaften	1,21E-03	7,52E-04			
Fluoren	1,58E-03	8,13E-04			
Fenantren	7,99E-03	4,73E-03	4,00E-03	2,0	1,2
Antracen	1,45E-03	9,25E-04	4,00E-03		
Fluoranten	1,06E-02	7,70E-03	5,00E-03	2,1	1,5
Pyren	1,43E-02	1,00E-02			
Benzo(a)antracen	2,28E-03	2,28E-03	5,00E-04	4,6	4,6
Krysen	8,24E-03	6,24E-03	5,00E-03	1,6	1,2
Benzo(b)fluoranten	1,05E-02	1,05E-02			
Benzo(k)fluoranten	2,49E-03	2,49E-03	5,00E-04	5,0	5,0
Benzo(a)pyren	7,61E-03	5,10E-03	2,30E-06	3310	2218
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,08E-03	1,52E-03	5,00E-04	4,2	3,0
Dibenzo(a,h)antracen	6,43E-04	4,38E-04			
Benzo(ghi)perylene	4,06E-03	3,12E-03	3,00E-03	1,4	1,0
PCB 28	2,03E-05	2,03E-05			
PCB 52	1,18E-07	9,19E-08			
PCB 101	4,81E-07	2,21E-07			
PCB 118	6,19E-07	3,46E-07			
PCB 138	6,29E-07	3,36E-07			
PCB 153	5,91E-07	4,68E-07			
PCB 180	5,50E-07	3,94E-07			
Sum PCB7	2,32E-05	2,21E-05	2,00E-06	12	11
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	2,87E-05	1,30E-05	2,50E-04		

Risiko for økologiske effekter i sedimentene

Resultatene fra Trinn 1 viser at kobber, PAH og TBT i sedimentet utgjør en uakseptabel risiko for effekter på sedimentlevende organismer i delområde C. Miljøgifter i porevann regnes for å ha størst betydning for total toksisitet. Beregnede porevannskonsentrasjoner i Trinn 2 viser overskridelse av grenseverdier (PNEC – potential no effects concentrations) for toksisitet i vann for de samme stoffene og høyest for TBT med en faktor på ca 1100.

Tabell 15. Delområde C. Beregnede porevannskonsentrasjoner av miljøgifter (mg/l), samt faktor for overskridelse av grenseverdier (PNEC µg/l) for toksiske effekter i sjøvann. Faktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (ug/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{pv, maks} (mg/l)	C _{pv, middel} (mg/l)	C _{pv, maks} (mg/l)	C _{pv, middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	4,49E-04	3,78E-04	ikke målt	ikke målt	2,2		
Kadmium	3,15E-06	2,33E-06	ikke målt	ikke målt	0,24		
Kobber	4,42E-03	3,08E-03	ikke målt	ikke målt	0,64		5
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	4,00E-06	2,93E-06	ikke målt	ikke målt	0,048		
Nikkel	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	2,33E-03	2,04E-03	ikke målt	ikke målt	2,9		
Naftalen	1,99E-02	7,23E-03	ikke målt	ikke målt	2,4		3
Acenaftalen	4,34E-04	2,38E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Acenaften	3,34E-04	2,07E-04	ikke målt	ikke målt	3,8		
Fluoren	3,43E-04	1,77E-04	ikke målt	ikke målt	2,5		
Fenantren	1,10E-03	6,53E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Antracen	2,10E-04	1,34E-04	ikke målt	ikke målt	0,11		1,2
Fluoranten	2,98E-04	2,17E-04	ikke målt	ikke målt	0,12		1,8
Pyren	6,39E-04	4,47E-04	ikke målt	ikke målt	0,023		19
Benzo(a)antracen	2,68E-05	2,68E-05	ikke målt	ikke målt	0,012		2
Krysen	5,20E-05	3,94E-05	ikke målt	ikke målt	0,07		
Benzo(b)fluoranten	4,30E-05	4,30E-05	ikke målt	ikke målt	0,03		1,4
Benzo(k)fluoranten	1,02E-05	1,02E-05	ikke målt	ikke målt	0,027		
Benzo(a)pyren	3,10E-05	2,08E-05	ikke målt	ikke målt	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	8,49E-06	6,19E-06	ikke målt	ikke målt	0,002		3,1
Dibenzo(a,h)antracen	2,62E-06	1,78E-06	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(ghi)perylene	1,65E-05	1,27E-05	ikke målt	ikke målt	0,002		6
PCB 28	1,98E-07	1,98E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	1,88E-07	1,88E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	4,44E-08	4,44E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	4,60E-09	4,60E-09	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	4,40E-08	4,40E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	1,21E-08	1,21E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	5,78E-09	5,78E-09	ikke målt	ikke målt			
Sum PCB7	4,97E-07	mangler data	ikke målt	ikke målt			
TBT	mangler data	1,14E-03	ikke målt	ikke målt	0,001		1141

Toksisitetstestene bør reflektere samlet toksisitet inklusive stoffer som det ikke er analysert for og samvirke mellom stoffer. Testene viste at porevann ekstrahert ut av en blandprøve sediment fra delområde C ikke var toksisk overfor mikroalgen *Skeletonema* eller hoppekrepsen *Tisbe*. Dette tyder på at risikoveilederens grenseverdier for konsentrasjon av miljøgifter i sediment er for strenge og overestimerer den reelle toksisiteten av sedimentene. Man kan anta at dette først og fremst gjelder grenseverdien for TBT som er urealistisk lav. Et tegn på dette er at et sediment som viser akseptabel

risiko for økologisk skade fra TBT i Trinn 1likevel gir en beregnet porevannskonsentrasjon av TBT som overskrider grenseverdien for toksisitet i vann med en faktor ca 300. Den målte konsentrasjonen av TBT i porevannet på 220 ng/l (Tabell 3) overskrider også grenseverdien, men med en faktor 110. Samlet viser målingene at beregnet toksisitet av TBT i sedimentene sannsynligvis er for høy.

Tilstanden i sedimentfauna er en sterk indikator på miljøforholdene. Den ble i 2008 klassifisert som god til mindre god ytterst i delområde C og mindre god til meget dårlig midt i området. Dette viser at miljøforholdene i sedimentene totalt sett ikke er gode, men siden porevannet ikke ble funnet å være toksisk er det sannsynlig at faunatilstanden kan være påvirket av andre faktorer enn miljøgifter slik som i delområde B.

Samlet mener vi at resultatene fra toksisitetstestene og porevannsanalysene i Trinn 3 tyder på at den reelle risikoen for effekter av miljøgiftinnholdet på sedimentlevende organismer i delområde B er lav.

Risiko for økologiske effekter i vannmassene

Beregnet konsentrasjon av miljøgifter i vannmassene i delområde C som følge av utlekking fra sedimentene (Trinn 2) viser at TBT er eneste stoff som overskrider PNEC for effekter i vannmassene, og som derfor utgjør en risiko for effekter på organismer i vannsøylen (Tabell 16). Det er imidlertid flere grunner til å anta at risikoen fra TBT er overestimert.

- Beregnet overskridelse i Trinn 2 er 13 x. Hvis man legger målt porevannskonsentrasjon av TBT til grunn blir overskridelsen 2,5 x.
- Estimert gjennomsnittlig utlekking av TBT fra sedimentene i delområde C var 4 mg/m² og år i følge Trinn 2. NIVA (2008) målte utlekkingen direkte fra sedimentprøver tatt i det mest forurensede området i Vikkilen, delområde A, og fant en TBT-fluks på 0,018 mg/m² og år. Fluksen var proporsjonal med TBT-konsentrasjonen i sedimentet, noe som tyder på at reell TBT-utlekking fra delområde C er enda mindre.
- Toksisitetstestene at porevannet i delområde C er lite/ikke toksisk og da er det liten grunn til å forvente at porevann fortynnet med overliggende sjøvann skal være toksisk.
- I tillegg er som tidligere nevnt grenseverdien for effekter av TBT på vannlevende organismer sannsynligvis for konservativ for forholdene i Vikkilen.

Samlet tilsier dette at den reelle risikoen for effekter av TBT på organismer i vannsøylen i delområde C også er svært lav.

Tabell 16. Delområde C. Konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av miljøgifter i vannmassene i Vikkilen som følge av beregnet utlekking fra sedimentene, samt faktor for overskridelse av grenseverdier (PNEC $\mu\text{g/l}$) for toksiske effekter i sjøvann. Faktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Målt sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w ($\mu\text{g/l}$)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{sv, maks} ($\mu\text{g/l}$)	C _{sv, middel} ($\mu\text{g/l}$)	C _{sv, maks} (mg/l)	C _{sv, middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	2,08E-03	1,76E-03	ikke målt	ikke målt	2,2		
Kadmium	1,11E-05	8,24E-06	ikke målt	ikke målt	0,24		
Kobber	1,55E-02	1,08E-02	ikke målt	ikke målt	0,64		
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	1,73E-05	1,27E-05	ikke målt	ikke målt	0,048		
Nikkel	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	8,04E-03	7,03E-03	ikke målt	ikke målt	2,9		
Naftalen	8,39E-02	3,06E-02	ikke målt	ikke målt	2,4		
Acenaftilen	1,64E-03	9,00E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Acenaften	1,24E-03	7,66E-04	ikke målt	ikke målt	3,8		
Fluoren	1,20E-03	6,21E-04	ikke målt	ikke målt	2,5		
Fenantren	3,69E-03	2,18E-03	ikke målt	ikke målt	1,3		
Antracen	7,01E-04	4,47E-04	ikke målt	ikke målt	0,11		
Fluoranten	9,09E-04	6,63E-04	ikke målt	ikke målt	0,12		
Pyren	1,95E-03	1,37E-03	ikke målt	ikke målt	0,023		
Benzo(a)antracen	7,52E-05	7,52E-05	ikke målt	ikke målt	0,012		
Krysen	1,46E-04	1,10E-04	ikke målt	ikke målt	0,07		
Benzo(b)fluoranten	1,12E-04	1,12E-04	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(k)fluoranten	2,65E-05	2,65E-05	ikke målt	ikke målt	0,027		
Benzo(a)pyren	8,10E-05	5,43E-05	ikke målt	ikke målt	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,08E-05	1,52E-05	ikke målt	ikke målt	0,002		
Dibenzo(a,h)antracen	6,38E-06	4,34E-06	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(ghi)perylene	4,05E-05	3,11E-05	ikke målt	ikke målt	0,002		
PCB 28	5,10E-07	5,10E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	4,43E-07	4,43E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	9,66E-08	9,66E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	1,00E-08	1,00E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	8,93E-08	8,93E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	2,44E-08	2,44E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	1,10E-08	1,10E-08	ikke målt	ikke målt			
Sum PCB7	1,18E-06	1,18E-06	ikke målt	ikke målt			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	3,79E-03	2,70E-03	ikke målt	ikke målt	0,0002	18,1	12,9

5.3 Konklusjon - risikovurdering delområde C

Ut fra sedimentnivåene av kobber, PAH og TBT utgjør delområde C en risiko for økologiske effekter i sedimentet. Toksitetester har vist at porevann fra delområdet ikke er toksisk, noe som tyder på at risikoen fra miljøgiftene er betydelig overestimert og kanskje ikke reell. Beregningene viser også at utlekking av TBT fra sedimentet utgjør en teoretisk risiko for effekter på organismer i vannsøylen, men det er flere grunner til å konkludere at denne risikoen heller ikke er reell. Sedimentenes innhold av først og fremst benzo(a)pyren, til dels også PCB og bly synes å utgjøre en risiko for skade på human helse ved transport gjennom næringskjeden til lokal sjømat. Direkte analyser av lokal sjømat tyder på at risikoen fra PCB ikke er reell. Tilsvarende vurdering av risikoen fra PAH og bly fordrer at man gjennomfører analyse av stoffene i sjømat, noe som anbefales. Samlet tyder resultatene fra Trinn 3 på at den reelle risikoen for skade på økologi og human helse fra sedimentene i delområde C er overestimert i Trinn 2.

6. Sammenlikning av risikobildet i delområde B og C

Det er stor likhet i risikobilde mellom de to delområdene. Beregningene etter risikoveilederen viser at samme stoffene utgjør en risiko for økologiske effekter i sedimentene i delområde C som i delområde B (Tabell 4 og Tabell 11). Unntaket er at bly og PCB overskrider grenseverdiene i Trinn 1 bare i delområde B. Overskridelsene er også jevnt over høyest i delområde B. Beregnet økologisk risiko fra porevann i sedimentene i Trinn 2 viser overskridelse for de samme stoffene i begge delområdene, men overskridelsen av grenseverdiene er størst i delområde B (Tabell 9 og Tabell 15). Toksitetstestene i Trinn 3 viste imidlertid at porevannet ikke var toksisk overfor testorganismene i noen av delområdene (Tabell 1). Videre viste de nye analysene et høyere nivå av TBT i porevannet i delområde C enn i delområde B til tross for at totalkonsentrasjonen av TBT var en faktor 2,5 x høyere i delområde B (Tabell 2 og Tabell 3).

Utlekkingen fra sedimentene, beregnet etter Trinn 2, er størst i delområde B (Tabell 17). For metallene skyldes dette i hovedsak oppvirvling fra skipspropeller (Tabell 17) som ikke forekommer i delområde C på grunn av dybden. Teoretisk diffusiv utlekking av metaller og TBT er også størst i delområde B, mens transport av metaller og TBT i næringskjeden betyr lite i begge delområdene. For PAH er det ingen entydig forskjell verken i sedimentkonsentrasjoner eller utlekking mellom de to delområdene.

Det er liten forskjell i risiko for human helse mellom delområdene (Tabell 8 og Tabell 14), men sink utgjør en risiko bare i delområde B. Beregnet risiko fra PAH på human helse er i følge Trinn 2 størst i delområde C, både ved at overskridelsen for benzo(a)pyren er høyest og at det er flere PAH-forbindelser som overskrider grenseverdien.

Risiko for effekter på organismer i vannmassene, beregnet etter Trinn 2, er bare forbundet med utlekking av TBT (Tabell 10 og Tabell 16). Teoretisk overskridelse av grenseverdi for effekter var 10 ganger større i delområde B enn i delområde C. Overskridelse basert på porevannsanalysene i Trinn 3 viser omvendt bilde: dobbelt så høy i delområde C som i B. Som diskutert tidligere er denne risikoen neppe reell i noen av områdene siden porevannet ikke var toksisk og siden grenseverdien for effekter av TBT i vannmassene etter alt å dømme er for streng.

Det er tidligere vist at tilstanden i sedimentfaunaen er dårlig i begge delområdene. Faunaen viste en gradvis dårligere tilstand innover i Vikkilen og verst i delområde B. Man kan ikke utelukke at dette også kan skyldes andre faktorer enn miljøgifter i sedimentene, f.eks. redusert oksygen i sedimentene som følge av nedbrytning av organisk materiale, og for delområde B muligens også fysisk forstyrrelse fra propeller.

Samlet synes de supplerende Trinn 3 undersøkelsene (toksitetstester, porevannsanalyser, fluksberegninger, miljøgifter i fisk og skalldyr) å vise at den reelle risikoen fra miljøgiftene i sedimentet er betydelig lavere enn den risikoen som ble funnet i følge risikoveilederens Trinn 1 og 2. Forskjellen i risiko mellom delområde B og C er også mindre enn tidligere beregnet, men det bør påpekes at separat risikovurdering av delområde B alene ikke er gjort tidligere. I NIVA (2008) ble risikobildet i delområde C bare sammenliknet med risikobildet for hele Vikkilen (A, B og C samlet).

Tabell 17. Beregnet utlekking av miljøgifter (mg/m^2 og år) fra sedimentene i delområde B og C fordelt på de ulike spredningsveiene diffusjon/bioturbasjon, propellerrosjon og transport i næringskjeden. Beregningene er i følge Trinn 2.

Stoff	Delområde B			Delområde C		
	$F_{\text{diff, middel}}$ [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]	$F_{\text{skip, middel}}$ [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]	$F_{\text{org, middel}}$ [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]	$F_{\text{diff, middel}}$ [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]	$F_{\text{skip, middel}}$ [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]	$F_{\text{org, middel}}$ [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]
Arsen	mangler data	#DIV/0!	mangler data	mangler data	#DIV/0!	mangler data
Bly	14,39	45,29	0,68	2,63	0,00	0,12
Kadmium	0,04	0,14	0,00	0,01	0,00	0,00
Kobber	51,46	33,81	0,65	16,22	0,00	0,20
Krom totalt (III + VI)	mangler data	#DIV/0!	mangler data	mangler data	#DIV/0!	mangler data
Kvikksølv	0,01	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00
Nikkel	mangler data	#DIV/0!	mangler data	mangler data	#DIV/0!	mangler data
Sink	123,31	245,99	15,72	10,54	0,00	1,34
Naftalen	6,74	0,01	0,07	45,84	0,00	0,48
Acenaftalen	0,56	0,00	0,03	1,35	0,00	0,08
Acenaften	1,56	0,01	0,14	1,15	0,00	0,10
Fluoren	0,62	0,01	0,07	0,93	0,00	0,11
Fenantren	1,91	0,05	0,37	3,28	0,00	0,64
Antracen	0,32	0,01	0,06	0,67	0,00	0,12
Fluoranten	0,55	0,10	0,58	0,99	0,00	1,04
Pyren	1,19	0,09	0,79	2,05	0,00	1,35
Benzo(a)antracen	0,08	0,06	0,23	0,11	0,00	0,31
Krysen	0,10	0,06	0,53	0,17	0,00	0,84
Benzo(b)fluoranten	0,08	0,10	0,71	0,17	0,00	1,42
Benzo(k)fluoranten	0,04	0,05	0,35	0,04	0,00	0,34
Benzo(a)pyren	0,05	0,07	0,45	0,08	0,00	0,69
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,02	0,06	0,14	0,02	0,00	0,20
Dibenzo(a,h)antracen	0,00	0,01	0,04	0,01	0,00	0,06
Benzo(ghi)perylene	0,03	0,05	0,28	0,05	0,00	0,42
PCB 28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 52	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,01
PCB 101	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DDT	mangler data	#DIV/0!	mangler data	mangler data	#DIV/0!	mangler data
Tributyltinn (TBT-ion)	22,90	0,56	0,31	4,05	0,00	0,43

7. Tiltaksplan

I følge Klifs retningslinjer for forurenset sediment (TA-2802/2011) skal overskridelse av akseptabel risiko fra sedimentene for skade på human helse og økolog utløse en tiltaksplanlegging. Ut fra dette er påkrevd med tiltaksplanlegging både for delområde B og C.

7.1 Tidligere tiltaksvurdering

NIVA (2008) ga en tiltaksvurdering av delområde A, B og C. For delområde B og C ble følgende anført:

«Tiltaksvurdering Område B

Mudring er lite hensiktsmessig dersom det ikke er nødvendig i forhold til seilingsdyp eller propelloppvirvling. Risikovurderingen viser at propelloppvirvling i deler av området kan ha en klar betydning for oppvirvling av sedimentene, spesielt ved manøvrering slik den forekom ved besøket av "Rambis" i februar 2008. Det foreslås derfor tildekking med 2x20 cm dekkmasser over hele Område B. I den delen som utsettes for propellerrosjonen bør massene kunne motstå denne, evt med underliggende geotekstil hvis dette er nødvendig for å holde dekklaget stabilt.»

«Tiltaksvurdering Område C

Risikovurderingen av Område C alene viser at risikoen for human helse i praksis kun er knyttet til nivåene av benzo(a)pyren i sedimentet. For PCB₇ og et par andre av PAH-forbindelsene vil risikoen være akseptabel om gjennomsnitts nivåene i bioaktivt lag reduseres til 50-70 % dvs om man dekker til med anslagsvis 5 cm. For TBT er nivåene allerede akseptable. Risikoen for økologiske effekter i vannsøylen er allerede akseptabel i Område C. Tiltak her vil derfor ha som mål å gjøre risikoen for human helse og for skade på organismer i sedimentet akseptabel. Bortsett fra benzo(a)pyren vil en tynnsjikttildekking eliminere risiko for human helse, mens 2x10 cm vil være nok mht effekter på sedimentfauna. Erfaring har vist at risikoveilederen i de fleste tilfeller overestimerer utlekkingen av PAH-forbindelser. Videre har fisk, iallfall torsk, stor evne til å metabolisere og skille ut PAH slik at vevsnivåene er lave. Beslutning om tiltak for å redusere risikoen fra benzo(a)pyren i Område C på human helse bør derfor avvente analyser av PAH i lokal sjømat. Beslutningen bør også basere seg på en kost/nytte-vurdering når det gjelder risiko for effekter på sedimentfaunaen. Biologianalysene viser at faunaen i området er klart forurensningspåvirket, og fylkesmannens ønske om så god økologisk status som mulig tilsier derfor at den foreslåtte tildekkingen gjøres i Område C.»

7.2 Begrunnelse for tiltak

Den reviderte risikovurderingen viser at med unntak av oppvirvling fra skipspropeller, som bare skjer i delområde B, er risikobildet ganske likt for de to delområdene. Propellerrosjon i delområde B har bare betydning for oppvirvling av bly. For TBT betyr diffusiv utlekking mest, og for de organiske miljøgiftene er transport i næringskjeden viktigst. Dette gjelder begge områdene.

Toksisitetesten på porevann tyder på at miljøgiftinnholdet ikke utgjør en risiko for effekter på sedimentlevende organismer i noen av delområdene og at den dårlige tilstanden i bunnfauna derfor kan skyldes andre faktorer. Et forbehold må tas om at testorganismene ikke er en del av den lokale bunnfaunaen og derfor kan ha annen følsomhet for miljøgifter, men en av artene, hoppekrepsen *Tisbe*, har iallfall en assosiasjon med sedimenter.

Risiko for skade på organismer i vannsøylen er bare knyttet til utlekking av TBT, men det er flere faktorer som tilsier at denne risikoen er lavere enn beregnet etter Trinn 2 i risikoveilederen og

sannsynligvis ikke reell. Dette gjelder både delområde B og C. Kjemiske analyser og toksisitetstester på porevannet indikerer at risikoen er lik i begge delområdene.

Risikoen for skade på human helse er i følge Trinn 2 knyttet til utlekking av bly, PAH og PCB. Analyse av lokal sjømat viser at risikoen fra PCB ikke er reell. Trinn 2 viser at risikoen fra PAH er høyest i delområde C, men kan være overestimert i begge delområdene. Det siste kan bare avklares ved nye analyser av PAH i sjømat, og dette anbefales.

Vi mener derfor at det er god grunn for å behandle de to delområdene likt i en tiltakssammenheng.

Prinsippet om at tiltaksmetoder skal være lokalt tilpasset er viktig. I realiteten er det tre valg det står mellom:

1. Mudring (fjerning av sediment)
2. Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av egnet tildekkingsmateriale)
3. Passivt tiltak: avvente at tilstanden bedrer seg ved naturlig restitusjon.

I mange tilfeller kan det være aktuelt å kombinere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område ved å dele opp området.

Erfaring viser at man etter mudring som oftest sitter igjen med et løst toppsjikt av restmateriale som kan ha høyere miljøgiftkonsentrasjoner enn de opprinnelige toppsedimentene. Av disse grunnene er det relativt stor enighet i fagmiljøene i dag om at man bør unngå å mudre forurensede sedimenter dersom det ikke er nødvendig for å øke seilingsdyp eller av andre grunner enn miljøforbedring.

Tildekking er generelt sett et foretrukket aktivt tiltaksalternativ fremfor mudring. Tildekking med rene masser vil på en rask måte oppfylle et akseptkriterium for renhet av sedimentene og danne grunnlag for utvikling av en naturlig bunnfauna. En forutsetning er at bioturbasjonen fra faunaen som etablerer seg i dekklaget ikke blander opp underliggende masser til høyere nivåer enn at risikoen er akseptabel.

Det tredje alternativet er å avvente en naturlig forbedring av miljøtilstanden, noe som er aktuelt der kildene er eliminert eller det er påvist at det allerede foregår en forbedring. Å avvente naturlig forbedring er åpenbart det rimeligste tiltaket. Det viktigste kriteriet for valg av dette alternativet er hvor fort forbedringen forventes å gå.

Et vanlig mål for tiltak er at Vannforskriftens krav om god eller meget god tilstand i vannforekomstene er tilfredsstillt. For sedimenter vil dette innebære at det øvre bioaktive laget (ca 10 cm toppsjikt) er i klasse I eller II i Klifs klassifisering av miljøgifttilstand. Et slikt sediment vil også tilfredsstillte kriteriene for akseptabel økologisk risiko i Trinn 1 av Klifs risikoveileder. Et slikt tiltaks mål forventes å eliminere eventuelle skadevirkninger av miljøgifter på lokal sedimentfauna, men ikke annen mulig påvirkning som f.eks. oksygenforhold i sediment og forstyrrelse fra propeller i delområde B. Naturlig sedimenttilvekst vil også redusere risikoen for helseskade fra konsum av lokal sjømat fra PAH-komponenten benzo(a)pyren. Behovet for å redusere slik risiko bør avklares gjennom analyse av vevsnivåer i sjømaten. Dersom disse nivåene er lave er det liten grunn til å sette opp et tiltaks mål knyttet til PAH.

Det er klare tegn på at det foregår en bedring av forholdene når det gjelder TBT i vannmassene i Vikkilen. Kjønnnsforstyrrelse hos strandsnegl er den viktigste og klareste biologiske effekten av TBT. NIVA har analysert slike forstyrrelser (intersex) i vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) tatt på 4 stasjoner innover i Vikkilen i 2005 og 2007 (Tveiten 2005 og upublisert). Resultatene viser at det er en klart økende kjønnnsforstyrrelse innover i kilen og høyest forekomst av sterile snegl rett sør for AS Nymo. Resultatene viser også at det har skjedd en entydig bedring av forholdene fra 2005 til 2007 på alle de fire stasjonene. For eksempel var 99 % av sneglene sterile utenfor AS Nymo i 2005. Dette var redusert til 55 % to år senere. Foreløpig analyse av nyere prøver viser at forbedringen fortsetter.

Resultatene viser at forekomst av TBT i vannmassene er for nedadgående, noe som kan skyldes stans i tilførsel fra land, tildekking i område A eller redusert spredning fra de øvrige sedimentene. På kontrakt fra AS Nymo følges undersøkelsene av kjønnsforstyrrelse opp både for vanlig strandsnegl og andre utvalgte sneglearter.

7.3 Forslag til tiltak

Den dokumenterte forbedring av TBT-forholdene i Vikkilen mht kjønnsforstyrrelse hos snegl, og det at risikoen for skade på økologi og human helse fra TBT og andre miljøgifter i sedimentene sannsynligvis er lavere enn tidligere antatt, gjør at naturlig restitusjon foreslås som tiltak både i delområde B og C.

Beregning av hvor fort et miljømål om Klif klasse II for miljøgifter oppnås gjennom naturlig sedimenttilvekst er imidlertid svært usikker. Tidligere overslag fra NIVA (NIVA 2008) viste at det vil ta anslagsvis 16-70 år (avhengig av forurensningsgrad) før TBT i topplaget på ca 10 cm er i Klif klasse II ($< 5 \mu\text{g}/\text{kg}$). Hvorvidt en slik restitusjonstid er akseptabel må vurderes nærmere.

Er denne restitusjonstiden akseptabel bør det legges opp til en overvåking for å dokumentere at naturlig forbedring av sedimentkvaliteten og i Vikkilen forøvrig går som forventet.

Er forventet restitusjonstid ikke akseptabel anbefaler vi en tynnsjikttildekking som aktivt tiltak. På grunn av usikkerhetene i vurderingene ovenfor vil vi da anbefale at dette først gjøres i delområde B og at man forøvrig overvåker den naturlige restitusjonen. Tildekkingen bør gjøres med et materiale som kan påskynde forbedringen. Det kan nevnes at en forsøksvis tynnsjikttildekking av TBT-forurenset sediment med et ca 5 cm tykt lag av kalkholdig materiale ga målbar forbedring av bunnfaunaen allerede ett år etter tiltak (Trannum et al 2011). Samme materiale tilsatt aktivt kull førte til 47 – 99 % reduksjon i utlekking av TBT til vannmassene (NGI 2012).

8. Referanser

NIVA 2008. Miljøtekniske undersøkelser ved Nymo as i Vikkilen. Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering. NIVA Rapport 5669-2008. 80 s.

NGI 2012. Evaluering av gjennomføring av testtildekking på TBT-forurenset sediment utenfor Fiskerstrand verft I Sula commune. NGI Rapport nr 20071139-00-123-R

[ISO, 1999](#) ISO—International Organization for Standardisation, 1999. Water quality—determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). Draft International Standard ISO/DIS 14669. Géneve. Switzerland.

Trannum HC, Beylich B, Borgersen G, Schaanning MT. 2011. Tildekking av TBT-forurensete sedimenter ved Fiskerstrand verft, Møre og Romsdal – faunatilstand før tildekking og et år etter. NIVA Rapport nr 6249-2011. 19 s.

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 • post@niva.no