

# Miljøtekniske undersøkelser ved NYMO as i Vikkilen

Supplerende undersøkelser,  
risiko- og tiltaksvurdering



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 2218 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

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

Tittel Miljøtekniske undersøkelser ved Nymo as i Vikkilen. Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering	Løpenr. (for bestilling) 5669-2008	Dato 2008.09.29
	Prosjektnr. Undernr. O-27165	Sider Pris 80
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Brage Rygg Håvardstun, Jarle Næs, Kristoffer Schaanning, Morten Eivind Oug	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Nymo as	Oppdragsreferanse
-----------------------------	-------------------

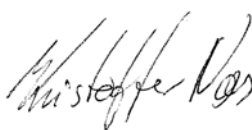
**Sammendrag**

Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av bunnsedimentene i Vikkilen er gjort etter pålegg fra SFT. Sedimentundersøkelsene bekrefter tidligere nivåer og mønster av miljøgifter. Bunnfaunaer er relativt rik ytterst, men forverres innover i kilen. Analyser av porevann, TBT-flukser og TBT i bunnfauna viser at SFTs risikoveileder overestimerer transport og bioakkumulasjon. Estimert tilførsel av suspendert stoff fra oppvirket sediment fra skipspropeller er ca 1800 kg pr hendelse. Sedimentene utgjør en uakseptabel risiko for effekter på human helse og for økologiske effekter både i sediment og vann både etter Trinn 2 og Trinn 3 i SFTs veileder. Vikkilen foreslås delt i tre områder for tiltak. Utenfor Nymo foreslås mudring til minst 20 cm og tilsvarende etterdekking, i resten av indre del 2 x 20 cm tildekking, dels erosjonssikker, og i ytre del 2 x 10 cm tildekking. Forslag til oppfølgende miljøovervåking dekker sedimentkarakteristikk, miljøgifter i organismer og tilstand i bunnfauna.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sedimenttiltak</li> <li>2. Risikovurdering</li> <li>3. Tinnorganiske forbindelser</li> <li>4. Skipsverft</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sediment remediation</li> <li>2. Risk assessment</li> <li>3. Organotin compounds</li> <li>4. Ship yards</li> </ol>
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



Torgeir Bakke  
Prosjektleder



Kristoffer Næs  
Forskningsleder



Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør

## **Miljøtekniske undersøkelser ved Nymo as i Vikkilen.**

Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering

## Forord

*NIVA har i avtale med Nymo as gjennomført supplerende miljøundersøkelser i Vikkilen ved Grimstad og utarbeidet en risiko- og tiltaksvurdering for sedimentene i kilen. Arbeidet er utført i 2008 for å oppfylle de krav som er framsatt av Statens forurensningstilsyn, SFT, i pålegg datert 19.12.2007 om undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved AS NYMO. Omfanget av undersøkelsene ble drøftet i møte mellom SFT, Nymo as og NIVA 05.02.2008. Frist for rapport fra undersøkelser og vurderinger har vært 01.10.2008.*

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

*Jarle Håvardstun, feltarbeid for innsamling av organismer og sedimenter, og dataforberedelse til risikovurderingen*

*Lise Tveiten: feltinnsamling av blåskjell*

*Einar Kleiven: feltinnsamling av skjell, bunnfauna og sediment*

*Eivind Oug: innsamling av sedimentfauna til kjemisk analyse, taksonomisk analyse.*

*Brage Rygg: koordinering av biologisk analyse av bunnfauna, taksonomisk analyse, databearbeidelse av fauna*

*Morten Schaanning: porevannsanalyser og fluksberegninger på sediment*

*Kristoffer Næs: kvalitetskontroll av rapport*

*Torgeir Bakke: prosjektleder, gjennomføring av risikovurderingene, utforming av sluttrapport.*

*Kontaktperson hos Nymo as har vært Per Ståle Windegaard*

*Oslo, 29.09.2008*

*Torgeir Bakke*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>11</b>
<b>2. Problembeskrivelse</b>	<b>13</b>
2.1 Eksisterende miljøinformasjon	13
2.1.1 Generelt	13
2.1.2 Bruksinteresser	13
2.1.3 Strøm og vannutskifting	13
2.1.4 Biologi	13
2.1.5 Forurensningstilstand	13
2.2 Mulige kilder og spredningsveger	14
2.3 Miljømål og planlagt arealbruk	14
2.4 Mulige helse- og miljøkonflikter	15
2.5 Behov for supplerende prøvetaking	15
<b>3. Formål og gjennomføring, nye undersøkelser</b>	<b>17</b>
3.1 Kartlegging av sedimentforurensningen i østre del av Vikkilen	17
3.2 Kartlegging av økologisk tilstand i bunnfauna	17
3.3 Utlekking og biotilgjengelighet av tributyltinn (TBT) fra sediment.	18
3.4 Oppvirvling og transport av bunnsedimenter under skipsanløp	19
3.5 Analyse av miljøgifter i sjømat	20
<b>4. Supplerende analyseresultater</b>	<b>21</b>
4.1 Miljøgifter i bunnsediment	21
4.1.1 Tørrstoff (TTS), andel silt og leire og organisk karbon (TOC)	21
4.1.2 Tungmetaller	21
4.1.3 PCB	21
4.1.4 PAH	23
4.1.5 Tinnorganiske forbindelser	23
4.2 Økologisk tilstand i bunnfauna	26
4.3 Utlekking og biotilgjengelighet av TBT i sediment	28
4.3.1 Porevannskonsentrasjoner og flukser av TBT ut fra sediment	28
4.3.2 Akkumulering av TBT i sedimentfauna	29
4.4 Oppvirvling av bunnsediment og miljøgifter under skipsanløp	31
4.4.1 Stasjonsplassering	31
4.4.2 Turbiditetsmønster	32
4.4.3 Mengde oppvirvlet materiale	35
4.4.4 Miljøgifter i vannprøver	35
4.5 Miljøgifter i blåskjell	36
<b>5. Risikovurdering</b>	<b>39</b>
5.1 Begrensninger	39

---

5.2 Gjennomføring	39
5.3 Risikovurdering Trinn 2	40
5.3.1 Trinn 2A: risiko for spredning fra sedimentet	40
5.3.2 Trinn 2B: risiko for skade på human helse	42
5.3.3 . Trinn 2C: risiko for skade på økosystemet.	44
5.3.4 Samlet risikovurdering Trinn 2	44
5.4 Risikovurdering Trinn 3	46
5.4.1 Trinn 3A: risiko for spredning fra sedimentet.	46
5.4.2 Trinn 3B: risiko for skade på human helse	48
5.4.3 Trinn 3C: risiko for skade på økosystemet.	48
5.4.4 Risikovurdering av området utenfor Skjeviga	49
5.5 Konklusjon mht risiko fra sedimentene	52
<b>6. Tiltaksvurdering</b>	<b>53</b>
6.1 Tidligere tiltaksvurderinger	53
6.2 Mål for tiltak, akseptkriterier	53
6.3 Tiltaksalternativer	53
6.4 Anbefaling om tiltak	54
6.4.1 Delområder	54
6.4.2 Tiltaksvurdering Område A	54
6.4.3 Tiltaksvurdering Område B	54
6.4.4 Tiltaksvurdering Område C	54
6.4.5 Rekkefølge av tiltak	55
6.5 Behov for arelabruksbegrensning	55
6.6 Behov for overvåking	56
<b>7. Konklusjoner</b>	<b>57</b>
<b>8. Referanser</b>	<b>61</b>
<b>Vedlegg A. Analyseprinsipp</b>	<b>63</b>
<b>Vedlegg B. Mobilitet av TBT i sedimenter fra Vikkilen</b>	<b>67</b>
<b>Vedlegg C. Innsamling av sedimentorganismer for TBT-analyse</b>	<b>73</b>
<b>Vedlegg D. Faunadata-tabeller</b>	<b>79</b>

---



## Sammendrag

NIVA har gjennomført supplerende miljøundersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering for Nymo AS i Vikkilen, knyttet til forurensningstilstand i bunnsedimentene. Arbeidet er gjort etter pålegg fra SFT til Nymo AS.

Nye undersøkelser av tungmetaller, PAH, PCB og TBT i bunnsedimentene bekrefter tidligere nivåer og geografisk mønster. Området ytterst i Vikkilen har en relativt rik bunnfauna, bedre enn det TBT-nivåene skulle tilsi, men det er en gradvis og klar forverring av tilstanden jo lenger innover man kommer. Rett utenfor Nymo finnes en meget fattig fauna. TBT i porevannet sammenholdt med sedimentkonsentrasjonene viser at SFTs risikoveileder Trinn 2 overestimerer utlekkingen av TBT til porevannet. Direkte målinger av fluks av TBT fra sedimentene viser at risikoveilederen overestimerer fluksen med ca 150 ganger, og analyse av TBT i stedlig bunnfauna viste at risikoveilederen også overestimerer bioakkumuleringen av TBT i sedimentlevende dyr. Oppvirvling under manøvrering fra kranskip i februar 2008 førte til en ca 70 % økning i turbiditeten i vannmassene og forårsaket en total tilførsel på ca 1800 kg suspendert materiale. Dette er i rimelig samsvar med andre tilsvarende undersøkelser av propelloppvirvling. Samtidig analyse av miljøgiftene i vannet indikerer at suspendert materiale besto av en blanding av oppvirvlet sediment og annet renere suspendert materiale. Kaiutbyggingen hos Nymo 2007-2008 har ført til en klar økning i tinnorganiske forbindelser og Hg, men ikke PCB, i blåskjell. Nivåene av Hg og PCB lå likevel på bakgrunn.

Risikovurdering etter SFT TA-2230/2007, Trinn 2, viste at sedimentene utgjør en uakseptabel risiko for effekter på human helse og for økologiske effekter både i sediment og vann. Flere av miljøgiftene bidrar til risikoen for skade på human helse og sedimenter, mens bare TBT utgjør en økologisk risiko i vannmassene. En Trinn 3 vurdering med hovedvekt på TBT på grunnlag av de supplerende undersøkelsene ga ingen endringer i spredning av metaller, men redusert spredning av PAH og TBT i forhold til Trinn 2. Det var fortsatt uakseptabel risiko for skade på human helse spesielt fra benzo(a)pyren, men ikke fra TBT. Flere av miljøgiftene utgjorde fortsatt uakseptabel risiko for skade på sedimentlevende organismer, men bare TBT for økologisk skade i vannmassene. Separat Trinn 3 vurdering av sedimentområdet sør for Skjeviga viste at benzo(a)pyren alene førte til uakseptabel risiko for skade på human helse, mens flere miljøgifter inklusive TBT utgjorde en uakseptabel risiko for skade på sedimentlevende organismer. TBT fører også til at delområdet gir uakseptabel risiko for skade i vannmassene i Vikkilen. Området utenfor Skjeviga kan derfor ikke utelukkes fra en tiltaksvurdering.

Foreslått akseptkriterium for tiltak er at miljøgiftnivåene i de øvre 10 cm gjør at risikoen fra sedimentene blir akseptabel. Det anbefales at man i tiltaksvurderingen skiller ut området like utenfor og sør for Nymo som et sterkt belastet område A. Videre bør det gjøres et skille mellom resten av området innenfor Skjeviga som Område B og området utenfor som Område C. For Område A anbefales mudring ned til minimum 20 cm sedimentdyp og deretter tildekking med tilsvarende tykkelse rene dekkmasser. For Område B foreslås tildekking med 2x20 cm dekkmasser, egnet til å motstå propellersjonn i den delen som utsettes for propeller, evt med underliggende geotekstil. I Område C anbefales tildekking med 2x10 cm rene masser. Mulige begrensninger i fremtidig arealbruk er eventuelle kostholdsråd som er uavklart inntil en vurdering gjøres av Mattilsynet, og eventuell regulering av fremtidig skipstrafikk for å hindre propellersjonn i områder der dekklaget ikke blir erosjonssikkert. Behovet for oppfølgende miljøundersøkelser og overvåking dekker overvåking av miljøgiftspredning til vannmassene i anleggsfasen, analyse av miljøgiftinnhold i lokal sjømat før og etter gjennomføringen, fysisk-kjemisk karakterisering av de nye bunnforholdene og evt. gjentakelse av risikovurderingen, samt langsiktig overvåking av sedimentforhold (etter 6 år), bunnfaunatilstand (etter 3 år) og miljøgifter i lokal sjømat (etter 3 år).





## Summary

Title: Environmental investigations at Nymo as, Vikkilen. Supplementary surveys and evaluation of environmental risk and remedial actions.

Year: 2008

Authors: Bakke, Torgeir; Håvardstun, Jarle; Næs, Kristoffer; Schaanning, Morten; Oug, Eivind; Rygg, Brage

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5404-4

NIVA has completed supplementary environmental investigations and evaluation of environmental risk and remedial actions regarding pollution status for the bottom sediments in the Vikkilen bay, SE Norway on request from Nymo AS. The studies have been required by the Pollution Control Authority SFT.

New data on heavy metals, PAH, PCB, and TBT in the sediments correspond to earlier contaminant levels and geographical pattern. The outer part of the bay has a relatively rich benthic fauna, and better than anticipated from the TBT levels found, but the fauna becomes gradually poorer towards the inner part. Outside the Nymo facility the fauna is very poor. Concurrent analysis of TBT in sediment and pore water shows that the SFT risk assessment tool, Tier 2, overestimates leakage from sediment particles to pore water. Likewise, flux measurements showed that the assessment tool overestimates the fluxes of TBT from the sediments by a factor of 150. Furthermore, analysis of TBT in local sediment fauna showed that the assessment tool also overestimates TBT accumulation in these organisms. Sediment resuspension from propeller activity of a large heavy lift vessel in February 2008 gave a 70 % increase in water turbidity and a net contribution to the suspended matter in the impacted water masses of 1800 kg. This is within the range seen in other comparable investigations. Water sample analyses indicated that the suspended matter consisted partly of resuspended sediment and partly of other cleaner particles. Recent building of new piers at Nymo has caused an increase in body burden of TBT and mercury, but not PCB, in blue mussel. All levels of Hg and PCB in the mussel were still at background.

Risk assessment according to the SFT guidelines TA-2230/2007, Tier 2, showed that the sediments represented an unacceptable risk of damage to human health and to ecological conditions in sediment and overlying water. Several contaminants contributed to the human health risk and risk to sediment ecology, but only TBT to the risk of ecological effects outside the sediments. Tier 3 assessment, mainly of TBT and based on the supplementary investigations, gave no change in estimated leakage of metals, but reduced leakage of PAH and TBT from the sediments to the water. Human health risk was still unacceptable, primarily due to benzo(a)pyrene in the sediment, but no longer due to TBT. Several contaminants contributed to the risk to sediment ecology, but only TBT to the risk to water ecology. A separate Tier 3 assessment of the outer part of Vikkilen bay (south of Skjeviga) concluded that only benzo(a)pyrene represented a risk to human health, and that several other contaminants including TBT caused unacceptable risk to the sediment organisms. TBT also gave an unacceptable risk to ecology in the water masses. Hence, one cannot exclude this outer area from remedial consideration.

Proposed acceptance criterion for sediment remedial actions is that the environmental and health risk from the contaminant levels in the upper 10 cm shall be acceptable. It is recommended that remedial actions are considered separately for the area just outside and south of Nymo (Area A), the rest of the inner area of Vikkilen (Area B) and the outer area (Area C) south of Skjeviga. For Area A dredging to minimum 20 cm followed by recapping with 20 cm clean material is recommended. For Area B a 2x20 cm capping is recommended. This should withstand erosion (possibly with underlying geotextile) in the subarea of propeller activity. For Area C a 2x10 cm capping is recommended. Future

restrictions on use of the areas could involve seafood consumption limitations (not yet considered by the Norwegian Food Safety Authority), and regulation of ship traffic to avoid cap erosion outside the erosion protected area.

Proposed follow-up environmental surveys and monitoring comprise mapping of dispersal of contaminants in the water during the remedial work, analysis of contaminants in local seafood before and after remediation, physical and chemical surveys of the new bottoms after remediation with subsequent reassessment of risk, as well as long term monitoring of sedimentary conditions (after 6 yrs), benthic fauna development (after 3 yrs), and contaminants in local seafood (after 3 yrs).

# 1. Bakgrunn

Statens forurensningstilsyn, SFT, har i brev av 19.12.2007 pålagt Nymo as å gjennomføre en sedimentundersøkelse, risiko- og tiltaksvurdering ved verftsområdet i Vikkilen, Grimstad kommune. Bakgrunnen for pålegget er den nasjonale kartleggingen av potensialet for forurensning av sjøbunnen utenfor en rekke skipsverftlokaliteter, deriblant virksomheten ved Nymo as. I pålegget fra SFT påpekes at det er behov for ytterligere opplysninger enn det som tidligere er framskaffet, for å kunne fastslå om, og i hvilken grad, masser på land og sedimenter i sjø utgjør en fare for rekontaminering, helse og miljøskade. I tillegg til pålegget har SFT uttrykt at det er et behov for kartlegging av miljøgiftinnholdet i sjømat som grunnlag for en vurdering av kostholdsrad. På forespørsel fra Nymo as har NIVA gjennomført de påkrevde supplerende undersøkelsene samt risiko- og tiltaksvurderingen. Denne rapporten presenterer resultatene fra dette arbeidet.



## 2. Problembeskrivelse

### 2.1 Eksisterende miljøinformasjon

#### 2.1.1 Generelt

Vikkilen er en forlengelse av Groosefjorden ved Grimstad og strekker seg i en lengde av ca 3 km mot NØ fra selve fjorden. Største bredde, ca 500 m, finnes i indre del av kilen, og smaleste er ca 150 m ytterst ved Bieodden. Største dybde er på 40 meter ved Grimstad havn og kilen blir gradvis grunnere innover til ca. 13 meter dyp i indre del. Totalt vannvolum er anslagsvis 30 mill m<sup>3</sup>. Eneste ferskvannstilførsel av betydning er Sævelibekken som renner ut innerst i Vikkilen og har en midlere vannføring på ca 260 m<sup>3</sup>/time.

#### 2.1.2 Bruksinteresser

Vikkilen er omkranset av spredt boligbebyggelse. Eneste aktive industrivirksomhet i dag er Ugland AS Nymo dokk og mekanisk verksted på vestsiden innerst i kilen. Innerst i kilen finnes også en småbåthavn. Kystlaget Terje Vigen har sitt kultursenter i tidligere Brattebergs båtbyggeri i Skjeviga på vestsiden av kilen. Ved Gjømlekaia ligger et friluftsområde.

#### 2.1.3 Strøm og vannutskifting

Det er ikke gjort strømmålinger i Vikkilen. Man må anta et typisk strømmønster der Sævelibekken gir opphav til en utgående strøm av brakkvann i overflaten og at dette river med seg underliggende vannmasser slik at det også genereres en inngående motstrøm av sjøvann ved bunnen. Hastighet og volumtransport av disse strømmene er ikke kjent, slik at det er usikkert å anslå oppholdstid på vannet i kilen. Man må også regne med at strømbildet varierer betydelig som følge av vindforhold, med oppstuvning av vann under vind fra SV.

#### 2.1.4 Biologi

Biologiske forhold i Vikkilen er ikke spesifikt beskrevet, og det er liten grunn til å tro at kilen inneholder de man kan kalle særlig verdifulle biologiske ressurser. Et unntak er at Sævelibekken produserer sjøørret, og Fylkesmannen i Aust-Agder anser det som svært viktig at produksjonen opprettholdes. Det er gjort tiltak i bekken (bygging av trappeterskler) for å lette oppvandring til de øvre delene, men det er god produksjon i nederste partiet også. Forholdet innebærer at det vil stå ganske mye sjøørret innerst i Vikkilen sensommer og høst som venter på mulighet til å gå opp i bekken (gunstig vannføring). Det vil også foregå utvandring av ørretsmolt til Vikkilen i mai-juni.

Gjømlebekken som også munner ut i Vikkilen, har tidligere hatt oppgang av sjøørret, men er praktisk talt ute av produksjon i dag av flere årsaker. Det er i følge Fylkesmannen ikke planer om restaurering av ørretproduksjonen her, bl.a. fordi forhold til grunneiere ikke er avklart.

#### 2.1.5 Forurensningstilstand

Siste kartlegging av forurensningstilstanden ble gjort i 2004/2005 (Næs et al 2005). Undersøkelsene dekket miljøgifter i bunnsedimenter og blåskjell. Undersøkelsene viste at Vikkilen i liten grad er forurenset av PCB. Fjordområdet er også relativt lite forurenset av tungmetaller bortsett fra enkelte steder i nærområdet til Nymo. Kilen er markert til meget sterkt forurenset av PAH. Innholdet av olje er relativt lavt.

Det forurensningsmessige hovedproblemet i Vikkilen er knyttet til tinnorganiske stoffer, spesielt tributyltinn – TBT fra bunnstoff på båter. Verdiene er svært høye og hele fjordområdet må karakteriseres som meget sterkt forurenset av TBT. Nivåene varierte fra ca 600 til ca 60 000 µg/kg. Nivåene tilsvarer det som er funnet utenfor andre skipsverft i Norge. Grensen for SFTs klasse V for sedimenter er 100 µg/kg, og de høyeste nivåene er de høyeste som noen gang er registrert i norske farvann. TBT er svært giftig for marine organismer og de mest påfallende effektene er forstyrrelse i kjønnsutvikling hos snegl. Undersøkelser har vist at andelen sterile strandsnegl økte fra 0 % ved Bratte Rivingen til 100 % nær Nymo-dokka (Næs et al 2005). Hovedkilden til TBT-forurensningen har vært aktivitetene ved Nymo. Imidlertid er det også andre mindre kilder som småbåthavn og generell skipstrafikk. På grunn av graveaktivitet av bunndyr kan man ikke avklare om tilførselen er redusert eller ikke de senere årene.

Den mest påtakelige økologiske effekten av TBT er forstyrrelse av kjønnsutviklingen hos bløtdyr, spesielt snegl. En foreløpig undersøkelse av intersex-frekvens (misdannelse/maskulinisering av hunners formeringsorgan) hos strandsnegl fra 4 stasjoner som NIVA gjennomførte i 2005, viste en gradvis økende påvirkning fra helt friske snegl i fjordområdet utenfor Grimstad til 99 % sterile snegl innerst i Vikkilen (Tveiten 2005).

## 2.2 Mulige kilder og spredningsveger

I følge tiltaksplan Fase 1 fra Fylkesmannen er Grimstad og Vikkilen omgitt av flere potensielle forurensningskilder, særlig knyttet til båtproduksjon og skipsvirksomhet. Kildene er ikke kvantifisert. Tidligere rapporter har oppgitt følgende hovedkilder i Grimstad: Mekaniske verksted (skipsverft) i Vikkilen, Norsk Skipsopphugging på Odden (nedlagt), plastbåtproduksjon, fyllinger og bunkrings-/tankanlegg. Det finnes ingen data om miljøgiftkilder fra Sævelibekken, men på bakgrunn av generelle tall for miljøgifter i overflatevann fra en rekke innsjøer i Norge gir tiltaksplanen et grovestimat av tilførselen av et utvalg tungmetaller (Pb: 1,5 kg/år, Cd: 0,3 kg/år, Cu: 1,7 kg/år, Ni: 2,8 kg/år og Cr: 0,5 kg/år). Tilsvarende tall for organiske miljøgifter finnes ikke. Utslipp fra kommunalt renseanlegg for avløpsvann i Grimstad går til Groosefjorden og er trolig av mindre betydning for Vikkilen.

I følge SFT er det registrert totalt 9 lokaliteter med forurenset grunn eller deponier i Grimstad, hvorav to som kan ha mulig påvirkning på Vikkilen. Spedalen avfallsplass (deponi) har avrenning til Sævelibekken. Det foreligger ingen analyser av avrenningsvann, men deponiet er klassifisert i påvirkningsgrad 03 (*Mulig/kjent påvirkning og behov for undersøkelse/tiltak*). Der hvor Norsk Skipsopphugging lå på Odden er det funnet høye miljøgiftnivåer i grunnen som mulig kan spres til Vikkilen. Det er ikke gjort beregninger av hvor stor en eventuell tilførsel fra forurenset grunn er.

Største kilde til miljøgiftforurensning i Vikkilen er tidligere og pågående aktivitet ved AS Nymo. I tillegg kan det være et bidrag fra småbåthavner og generell båttrafikk.

## 2.3 Miljømål og planlagt arealbruk

Det er ikke satt spesifikke miljømål for Vikkilen, verken av Fylkesmannen eller Grimstad kommune. Det er heller ikke satt noen overordnede miljømål for Aust-Agder fylke som kan være styrende for miljøtiltak i Vikkilen. Fylkesmannen har i brev til AS Nymo (10.10.2005) med pålegg om tiltaksplanlegging, fremsatt ønske om at det skal gjennomføres tiltak for å bedre forurensningssituasjonen i Vikkilen, slik at området kan oppnå så god økologisk status som mulig i fremtiden.

Mattilsynet har ikke satt kostholdsråd for Vikkilen, men i følge SFT ønsker Mattilsynet å se nærmere på området i slik sammenheng. Dersom Mattilsynet finner at kostholdsråd er nødvendig ut fra dagens forurensningstilstand, vil et naturlig miljømål være at disse oppheves.

Fremtidig arealbruk forventes å være en kombinasjon av småbåttrafikk og rekreasjon samt fortsatt verftsdrift ved Nymo as. De trafikkmessige forhold i Vikkilen har endret seg mye de senere år. Antall skipsanløp til verftet har gått betydelig ned og forventes å ligge på dagens nivå i overskuelig fremtid. Antall skipsanløp til Grimstad havn forventes også å gå ned når den nye regionshavna i Eydehavn taes i bruk. Driftsformen hos Nymo as har endret seg de senere årene og virksomheten har nå hovedvekt på prosjekter for offshoreindustrien i tillegg til arbeid på skip i flytedokk. Arbeidene skjer primært på land og under tak. Varetilgangen til bedriften har også i større og større grad blitt overført fra sjø- til landtrafikk.

Det er også planer om betydelig boligutbygging på vestsiden ved midtre del av Vikkilen. Hvis dette blir gjennomført kan man regne med øket ønske om bruk av Kilen til rekreasjonsformål.

## **2.4 Mulige helse- og miljøkonflikter**

Mulige helsekonflikter er først og fremst knyttet til rekreasjon, fritidsfiske og konsum av lokal sjømat. Kommersiell fiskeriinteresse eller fiskerirelatert virksomhet i Kilen er liten, men det forekommer noe privat fiske, sannsynligvis av torsk, krabbe og muligens sjøørret. NIVA har tidligere ut fra SFTs risikoveileder beregnet risiko fra sedimentenes innhold av TBT og andre miljøgifter for helsemessige skader via inntak og kontakt med vann og partikler (bading) og inntak av sjømat fra området (Næs og Nilsson 2005). Resultatene viser at grenseverdiene for akseptabel total human eksponering for TBT alene overskrides med en faktor 24 til 320 i indre del av Vikkilen, og med høyeste overskridelse nær AS Nymo. Dette indikerer at konsum av sjømat tatt i Vikkilen utgjør en helserisiko. Dette må imidlertid verifiseres gjennom kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr sammenholdt med mønster for fritidsfiske.

## **2.5 Behov for supplerende prøvetaking**

NIVA har i notat til Nymo as av 25.04.2008 foreslått en rekke supplerende undersøkelser som grunnlag for en mer pålitelig og stedstilknyttet vurdering av den miljø- og helserisiko som sedimentene representerer. Nymo as har i samråd med SFT besluttet å gjennomføre disse undersøkelsene. Resultatene forsterker grunnlaget for risiko- og tiltaksvurderingen og presenteres i denne rapporten. Følgende er gjennomført:

- Kartlegging av sedimentforurensningen i østre del av Vikkilen
- Kartlegging av økologisk tilstand i bunnfauna
- Undersøkelse av reell utlekking og biotilgjengelighet av TBT fra sediment.
- Kartlegging av oppvirvling og transport av bunnsedimenter i forbindelse med skipsanløp
- Analyse av miljøgifter i sjømat som grunnlag for kostholdsråd
- Risikovurdering av sedimentene.





### 3. Formål og gjennomføring, nye undersøkelser

Plan for supplerende prøvetaking og analyser er beskrevet og begrunnet i notatet fra NIVA av 25.04.2008. Nedenfor gies en begrunnelse for disse undersøkelsene og kort beskrivelse av teknisk gjennomføring.

#### 3.1 Kartlegging av sedimentforurensningen i østre del av Vikkilen

En grundig undersøkelse av sedimentforurensningen i Vikkilen ble gjennomført av NIVA i 2004 (Næs et al 2005). Stasjonsnettet omfattet 28 stasjoner vesentlig plassert på vestsiden av kilen og med hovedtyngde utenfor Nymo. Kartlegging av den østre delen innenfor Selbåene ble imidlertid ikke gjort og utenfor Selbåene kun sporadisk (3 stasjoner). Slik kartlegging er nødvendig både for å kunne gjennomføre vurdering av risiko for rekontaminering av de områdene som er rehabilitert i forbindelse med kaiutbyggingen, og for å få grunnlag for risikovurdering av hele sedimentområdet.

Feltarbeidet med innsamling av bunnsedimenter ble gjennomført 25.06.2008. Prøver av de øvre 5 cm av sedimentet ble tatt ved bruk av bunngrabb (type van Veen) fra til sammen 16 stasjoner (Figur 3). Hovedtyngden av stasjonene var plassert i indre del av Vikkilen innenfor Skjeviga, men prøvetakingen dekket også 2 stasjoner i ytre del. Prøvene ble frosset ned før analyse. I laboratoriet ble prøvene tint, homogenisert og analysert for innhold av % tørrstoff, andel finmateriale <63 µm, totalt organisk karbon (TOC), kadmium (Cd), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), bly (Pb), sink (Zn), polyklorerte bifenyler (7 forbindelser – PCB<sub>7</sub>), polysykliske aromatiske hydrokarboner (18 forbindelser inklusive PAH<sub>16</sub>) og tinnorganiske forbindelser (mono-, di- og tributyltinn (MBT, DBT, TBT), mono-, di- og trifenylytinn (MPhT, DPhT, TPhT)). Analyseprinsipp er beskrevet i Vedlegg A.

#### 3.2 Kartlegging av økologisk tilstand i bunnfauna

Den høye forurensningen tilsier at Vikkilen burde ha en meget fattig fauna. Dykkeobservasjoner indikerer at dette ikke er tilfelle, men undersøkelse er ikke gjort. Det er derfor ønskelig å få gjort en beskrivelse av sedimentfaunaen slik at man kan bedømme hvorvidt tilstanden tilsvarer det risikovurderingen viser eller ikke.

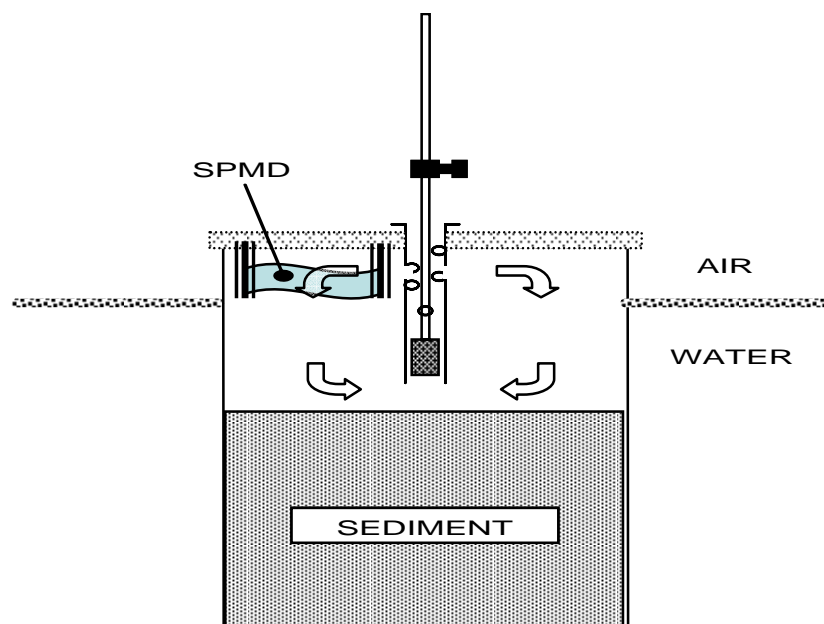
Prøver av bunnfauna ble samlet inn fra 5 av sedimentstasjonene fordelt fra innerst til ytterst i Vikkilen (Figur 3). Fra hver stasjon ble det tatt 4 prøver med samme bunngrabb som for sedimenter. Prøvetaking og prøvebehandling fulgte Norsk Standard NS-EN ISO 16665. Prøvene ble siktet gjennom 5 og 1 mm og materialet på siktene (makrofauna – dyr større enn 1 mm) konservert i 5% formalin før analyse. I laboratoriet ble prøvene ettervasket på 1 mm sikt, fiksert i 70 % etanol og all fauna ble sortert ut under lupe og fordelt etter hovedgrupper: børstemark, krepsdyr, bløtdyr, pigghuder og varia. Krepsdyr, bløtdyr og pigghuder er bestemt videre til art (evt. laveste taksonomiske nivå over art). Videre er antall individer av hver art/gruppe talt opp. Kapasitet for artsbestemmelse av gruppen børstemark har vært begrenset. Her er prøvene fra de to innerste stasjonene analysert. Fra de tre ytterste stasjonene er en av de 4 parallelene analysert. For de øvrige er det gjort en kvalitativ vurdering av likhet med den analyserte parallellen. Analysene vurderes som tilstrekkelige for å få et bilde av faunatilstand og gradienter.

### 3.3 Utlekking og biotilgjengelighet av tributyltinn (TBT) fra sediment.

Utlekking og biotilgjengelighet av TBT beregnes i risikovurderingen ut fra allmenne fordelingskoeffisienter mellom sediment, porevann og organismer. Slike koeffisienter varierer mye og de som anvendes i risikoveilederen er konservative. Siden utlekking og biotilgjengelighet er avgjørende for å bedømme hvor mye sedimentene betyr for TBT i fisk og skalldyr er det ønskelig å måle transporten fra sediment via porevann til bunndyr direkte.

Undersøkelsen er todelt.

**Utlekking** ble undersøkt eksperimentelt på sedimenter samlet inn med bunngrabb fra et område rett øst for Nymo as i oktober 2007. Denne undersøkelsen er et element i et strategisk instituttprogram som NIVA gjennomfører i 2006-2010 på sin forskningsstasjon Solbergstrand sør for Drøbak. Målsetningen for programmet er å kvantifisere utlekking av organiske miljøgifter fra ulike typer forurenset sediment. Ca 80 liter sediment ble overført til transparente perspex-akvarier på 50 x 50 cm og satt til stabilisering i ca 2 mnd med svakt gjennomstrømmende vann tatt inn fra 60 m dyp. Tre parallelle akvarier ble etablert. Etter stabilisering ble naturlig utlekking av TBT målt under naturlige lys- temperatur- og salinitets-forhold ved bruk av passive prøvetakere (SPMD)<sup>1</sup> for organiske miljøgifter i vannet over sedimentet. Utlekking fra et referansesediment ble også målt. Under måleperioden, som varte 61 døgn, ble vannutskiftingen stoppet og intern sirkulasjon og lufting av vannet satt i gang. Etter eksponeringen ble TBT-innholdet i SPMDene analysert som grunnlag for å regne ut fluks av TBT fra sedimentet til overliggende vann. Kjemisk analyse av TBT i vannet over sedimentet og i porevann ble også utført på prøver tatt ved starten av måleperioden. Forsøksoppsettet er vist i Figur 1. Nærmere beskrivelse av forsøkene er gitt i Vedlegg B.



Figur 1. Prinsippskisse for utlekkingsforsøkene.

**Biotilgjengelighet** av tinnorganiske forbindelser ble undersøkt ved analyse av stedlig sedimentlevende fauna samlet på 2 av sedimentstasjonene i Vikkilen samt en referansestasjon utenfor Kilen (Bufjorden ved Homborsund) med antatt lav forurensning av tinnorganiske forbindelser. Innsamling av fauna ble gjort 09.07.2008 ved bruk av en Agassiz-slede (1 m bred) med finmasket innerpose og grov ytterpose.

<sup>1</sup> Semipermeable membrane device (SPMD): akkumulerer organiske miljøgifter fra omgivende vann i et tynt lipidsjikt innelukket i en dobbel semipermeable plastmembran.

På hver stasjon ble det gjort et sledetrek på 5 min (10 min på referansestasjonen) med hastighet ca 1 knop. Alt bunnsediment i sledetrekkene ble siktet på 1 mm sikt, og organismer egnet for kjemisk analyse ble håndplukket med pinsett fra sikten og lagt over i hvite plastbakker i rent vann.

Organismene ble deretter sortert etter art evt. høyere taksonomisk gruppe og fordelt på prøvebeholdere som ble frosset ned. I laboratoriet ble de tre mest egnede gruppene fra hver stasjon vasket så rene som mulig for gjenværende sediment. Børstemark ble deretter frosset direkte for analyse. Fra muslinger og sjøpinnsvin ble bløtdelene dissekert ut for analyse. Oversikt over alt prøvematerialet og de prøver som ble utvalgt til analyse er gitt i Vedlegg C.

Prøvene ble analysert for % tørrstoff, % fett og de samme tinnorganiske forbindelse som for sedimentene. Analyseprinsipp er beskrevet i Vedlegg A.

### **3.4 Oppvirvling og transport av bunnsedimenter under skipsanløp**

Måling av reell oppvirvling av bunnsediment og transport av partikler under episoder med skipsmanøvrering vil styrke grunnlaget for vurdering av reell spredning og rekontaminering. Det er liten generell kunnskap om hvor mye sediment som virvles opp ved et skipsanløp, hvor mye som synker ut igjen lokalt og hvor mye som transporteres til andre deler av økosystemet, og teoretisk beregning av dette ut fra risikoveilederen er derfor beheftet med stor usikkerhet. Det har derfor vært ønskelig å måle oppvirvling og spredning under et anløp av større båt til Vikkilen.

Oppvirvling og transport av partikler som følge av skipsmanøvrering ble undersøkt 25.02.2008 i forbindelse med anløp av verdens antatt største kranfartøy "Rambis". Dette er det største fartøyet man regner med vil besøke Nymo. I tillegg lå fartøyet Favorita fortøyd i Vikkilen, og "Rambis" løftet moduler om bord på "Favorita". "Favorita" lå fortøyd under disse operasjonene og det var kun kranskipet "Rambis" som under manøvrering kunne forårsake oppvirvling av sedimenter under målingene. Kartleggingen ble gjennomført ved måling av total turbiditet i vannmassene i vertikale snitt under kranskipets manøvrering. Målingene ble gjort ved bruk lettått og nedsenkbar turbiditetsmåler koblet til logger om bord i båten. I tillegg ble det tatt 3 vannprøver fra utvalgte områder med høy turbiditet for analyse av miljøgiftinnhold. Analysene omfattet totalt suspendert materiale (TSM) samt Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, PACB7, PAH16 og tinnorganiske forbindelser i vann og suspenderte partikler. Analyseprinsipp er beskrevet i Vedlegg A.

Stasjonsplassering for turbiditetsmålingene er vist i Figur 6. Det ble foretatt målinger fra ytterst i Vikkilen i munningen til Groosefjorden, til området innerst i Vikkilen ved Nymokai. Den omtrentlige beliggenheten av fartøyene er også tegnet inn på kartet. De fleste stasjonene er plassert øst for fartøyene ettersom det var i den retningen propellstrømmen hovedsakelig gikk.

### 3.5 Analyse av miljøgifter i sjømat

Som ledd i miljøkontrollprogrammet for Nymo sin kaiutbygging er det samlet blåskjell fra 3 stasjoner før og etter kaiutbyggingen (Figur 2). Fra hver stasjon ble det samlet 3 parallelle prøver à 20 individer. Individene i hver prøve ble åpnet og bløtdelene samlet i en blandprøve. Dette ga til sammen 18 blandprøver. To av de 3 parallellene fra hver stasjon og tidspunkt ble analysert for Hg, PCB<sub>7</sub> og tinnorganiske forbindelser. Analyseprinsipp er beskrevet i Vedlegg A. Resultatene er benyttet i risikovurderingen.



Figur 2. Kart over blåskjellstasjoner tatt i Vikkilen. Prøvene fra 2007 og 2008 omtalt her, er merket med rød pil: Stasjon 4 Bieodden, Stasjon 5 Naksbø, Stasjon 6 Gjømle

## 4. Supplerende analyseresultater

### 4.1 Miljøgifter i bunnsediment

Innholdet av miljøgifter i sedimentprøvene tatt i 2004 (Næs et al 2005) og 2008 er vist i Tabell 2 til Tabell 4. Tabellene viser også miljøgiftnivå i 3 prøver tatt av entreprenørfirma AF i 2007 like utenfor Nymos kaiforlengelse før anleggsarbeidet ble satt i gang. Totalt finnes data for 33 stasjoner (Figur 3) med hovedtyngde i indre del av Vikkilen. For miljøgifter dekket av SFTs reviderte system for tilstandsklassifisering (SFT TA-2229/2007) er fargekode for klasse angitt som vist i Tabell 1.

Tabell 1. SFTs system for klassifisering av miljøtilstand (SFT 1997).

Tilstandsklasse	Miljøtilstand
I	Bakgrunn
II	God
III	Moderat
IV	Dårlig
V	Svært dårlig

#### 4.1.1 Tørrstoff (TTS), andel silt og leire og organisk karbon (TOC)

Tørrstoffinnholdet TTS varierte fra 19 til 72 % og andel finkornet sediment (silt og leire) fra 16 til 89 % (Tabell 2). Det var ikke noe samsvar mellom stasjonene som hadde høyest og lavest TTS, TOC og % finstoff, men totalt sett var det en signifikant negativ korrelasjon mellom de TTS og % finstoff, dvs prøver med høyest innhold av finstoff hadde også lavest TTS (dvs høyest vanninnhold). Det var også en svak, men signifikant økning i TOC med økende % finstoff.

#### 4.1.2 Tungmetaller

Generelt hadde de nye sedimentprøvene et innhold av tungmetaller som lå innenfor spennvidden av nivåene i undersøkelsen i 2004 (Tabell 2). Nivåene ble da betegnet som relativt lave. Et unntak er stasjon B5 i 2008 som hadde et meget høyt Hg-innhold. Stasjonen ligger rett utenfor Grimstad. Hg-nivået her var vel 30 ganger høyere enn nest høyeste nivå og kan skyldes en sekundærkontaminering av prøven. Resultatet bør ikke tillegges vekt ved tiltaksvurderingen i Vikkilen.

#### 4.1.3 PCB

Kun en av de nye prøvene hadde nivå av sum PCB7 høyere enn spennvidden i de tidligere prøvene (Tabell 3). Totalt sett var miljøtilstanden god på alle stasjonene med unntak av 5 stasjoner i Klasse III (moderat tilstand). Fire av disse lå utenfor Nymo as, den femte, med høyest nivå, lå helt innerst i Vikkilen.

Tabell 2. Nivå av tørrstoff, korn < 63 µm, totalt organisk karbon og tungmetaller i prøver av overflatesediment tatt i 2004 (A), 2008 (B) og 2007 (C). Høyeste og laveste nivå av hver parameter er uthevet og for disse er fargekode for klasse angitt etter SFTs reviderte system for tilstandsklassifisering (se Tabell 1) der slike er utarbeidet.

Stasjon	Prøvedyp	TTS %	<63mm % t.v.	TOC mg/g	Cd µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
A 2	0-2	-	32	<b>89</b>	-	-	-	-	-
A 3	0-2	35,3	82	31,1	<b>&lt;0,2</b>	70	0,17	43,6	121
A 4	0-2	30,3	<b>89</b>	41,3	0,4	108	0,31	62,7	170
A 6	0-2	38,5	66	37,9	0,4	308	0,25	96,1	317
A 8	0-2	20,7	85	53,1	1,4	2040	0,36	483	2620
A 12	0-2	<b>19,0</b>	86	55,6	1,9	<b>3530</b>	0,17	386	2680
A 13	0-2	36,3	81	34,0	0,4	347	0,47	194	619
A 14	0-2	42,6	59	32,0	0,5	256	0,67	118	393
A 15	0-2	36,7	88	32,1	0,2	112	0,2	54	176
A 16	0-2	33,6	83	36,7	0,3	113	0,24	65,7	213
A 20	0-2	39,8	65	25,5	0,5	228	0,051	93,1	577
A 22	0-2	<b>72,4</b>	65	<b>4,3</b>	<0,2	60,7	<b>0,008</b>	57,7	286
A 24	0-2	66,7	21	7,6	<b>9,7</b>	1690	0,04	<b>3980</b>	<b>23500</b>
A 26	0-2	43,2	26	22,1	2,2	1010	0,035	592	1930
B 1	0-5	46,2	60	23,3	<0,20	50,1	0,069	<b>25</b>	<b>77</b>
B 3	0-5	43,8	32	36,3	0,41	<b>47,7</b>	0,4	69,5	155
B 5	0-5	26,4	67	60,5	0,52	97,3	<b>13,3</b>	99	196
B 6	0-5	29,8	47	44,6	0,82	1752	0,22	192	1039
B 16	0-5	34,7	79	34,8	<0,2	316	0,2	79,3	442
B 30	0-5	39,1	73	37,6	0,26	168	0,27	87,1	246
B 31	0-5	36,3	77	35,3	0,29	161	0,24	78,3	273
B 32	0-5	36,6	78	40,4	0,44	146	0,26	92,3	340
B 33	0-5	57,0	54	25,2	0,28	90,2	0,05	52,7	277
B 34	0-5	40,7	65	33,3	0,26	81,5	0,098	41,1	122
B 35	0-5	34,4	78	37,7	<0,20	103	0,31	71,9	204
B 36	0-5	39,9	58	34,6	0,76	61,3	0,36	49,6	158
B 37	0-5	32,2	72	43,4	0,65	102	0,34	70,5	229
B 38	0-5	37,7	78	32,3	0,27	68,9	0,23	51,6	142
B 39	0-5	26,3	66	58,4	1,30	86	0,31	58,1	195
B 40	0-5	37,7	82	36,6	0,20	87,7	0,29	61,7	149
C 41	0-5	58,0	<b>16</b>	13,7	-	-	0,032	-	-
C 42	0-5	43,0	64	29,7	-	-	0,039	-	-
C 43	0-5	55,0	22	17,9	-	-	0,051	-	-

#### 4.1.4 PAH

Alle de nye sedimentprøvene nå innenfor spennvidden av nivåer i prøvene fra 2004. Totalt 11 av prøvene hadde dårlig tilstand. Disse prøvene var spredt i hele området fra innerst i Vikkilen til sør for Grimstad. Dette tyder på en generell PAH-belastning som kan ha flere kilder.

Tabell 3. Nivå av sum PCB<sub>7</sub>, sum PAH<sub>16</sub>, sum av alle analyserte PAH-forbindelser, sum av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) og sum av oljerelatert PAH (sum NPD) i prøver av overflatesediment tatt i 2004 (A), 2008 (B) og 2007 (C). Høyeste og laveste nivå av hver parameter er uthevet og for disse er fargekode for klasse angitt etter SFTs reviderte system for tilstandsklassifisering (se Tabell 1) der slike er utarbeidet.

Stasjon	Prøvedyp	Sum PCB <sub>7</sub> µg/kg t.v.	Sum PAH <sub>16</sub> µg/kg t.v.	Sum PAH µg/kg t.v.	Sum KPAH µg/kg t.v.	Sum NPD µg/kg t.v.
A 3	0-2	2,84	2333	2553	1148	166
A 4	0-2	6,42	8059	8789	3770	653
A 6	0-2	20,20	10373	11293	4950	765
A 8	0-2	12,30	<b>18338</b>	s29538	12300	2197
A 12	0-2	8,04	15411	s26211	10590	1820
A 13	0-2	27,40	10226	11126	4640	1140
A 14	0-2	26,80	6757	7387	3040	761
A 15	0-2	4,85	2775	2995	1310	226
A 16	0-2	4,94	3523	3873	1709	296
A 20	0-2	1,62	6117	6637	2630	599
A 22	0-2	2,01	<b>671</b>	718	257	78,4
A 24	0-2	1,65	4291	4611	1511	587
A 26	0-2	3,81	2562	2772	1083	232
B 1	0-5	2,11	1351	1809	753	124,4
B 3	0-5	10,00	10099	12477	4630	1978
B 5	0-5	15,10	9132	11867	5150	665
B 6	0-5	8,61	14164	18383	7960	1225
B 16	0-5	7,06	3354	4373	1894	337
B 30	0-5	15,07	4304	5737	2577	380
B 31	0-5	13,78	4386	5733	2417	458
B 32	0-5	18,18	5477	7115	2960	563
B 33	0-5	0,52	1666	2201	930	129
B 34	0-5	3,88	1837	2507	1118	170
B 35	0-5	7,58	4060	5380	2462	346
B 36	0-5	<b>83,90</b>	3574	4760	2219	268
B 37	0-5	8,92	4822	6378	2850	439
B 38	0-5	19,56	4174	5445	2435	353
B 39	0-5	8,63	9402	12098	5360	820
B 40	0-5	s9,41	3777	4986	2288	300
C 1	0-5	<b>0,00</b>	1918	2443	627	229
C 2	0-5	<b>0,00</b>	7070	8595	2038	1082
C 3	0-5	4,00	2421	3063	795	297

#### 4.1.5 Tinnorganiske forbindelser

Prøvene fra 2008 viste en større spennvidde i TBT-nivå enn prøvene fra 2004 (Tabell 4). Høyeste nivå 93 000 µg/kg t.v. ble funnet rett sør for Nymo as, på omtrent samme sted som de to høyeste nivåene også ble funnet i 2004. samtlige prøver ble klassifisert til Klasse V (meget dårlig tilstand). Det



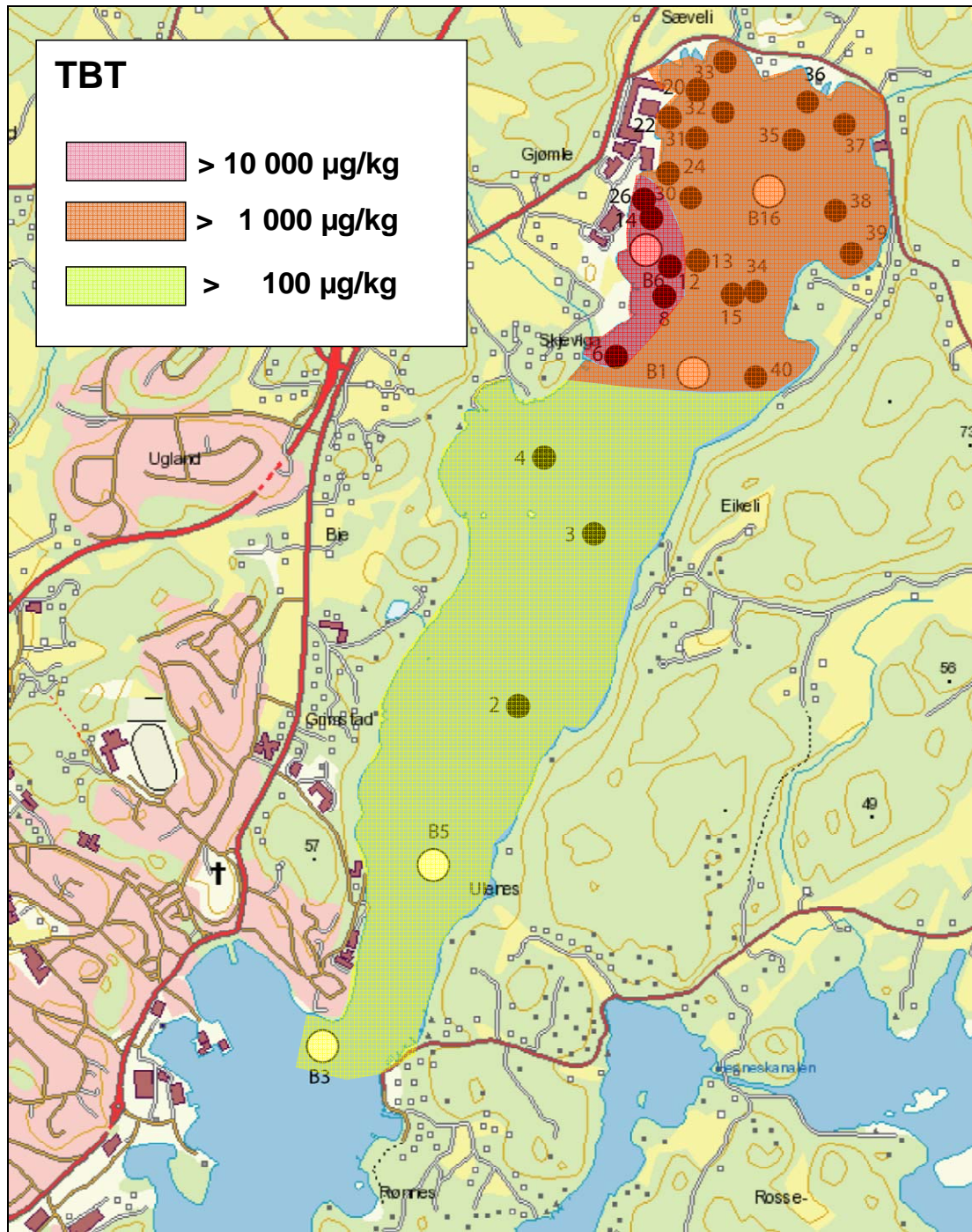
geografiske mønsteret i konsentrasjoner samsvarte godt mellom de to undersøkelsene og viste et lokalt område rundt og spesielt sør for Nymo as der konsentrasjonene stort sett var over 10 000 µg/kg t.v (Figur 3). Bunnen ellers i indre del av Vikkilen innenfor Skjeviga hadde nivåer mellom 1 000 og 10 000 µg/kg og oppover, mens nivåene i ytre del til sør for Grimstad lå mellom 100 og 1000 µg/kg.

MBT og DBT utgjorde hver fra ca 1% til ca 35 % av totalkonsentrasjon av butyltinn, høyest prosent ved lavest totalkonsentrasjon.

For fenyltinn var alle resultatene fra 2008 lavere enn de høyeste nivåene i 2004.

Tabell 4. Nivå av tinnorganiske forbindelser i prøver av overflatesediment tatt i 2004 (A), 2008 (B) og 2007 (C). Høyeste og laveste nivå av hver parameter er uthevet og for disse er fargekode for klasse angitt etter SFTs reviderte system for tilstandsklassifisering (se Tabell 1) der slike er utarbeidet.

Merket	Prøvedyp	MBT µg/kg t.v.	DBT µg/kg t.v.	TBT µg/kg t.v.	MPhT µg/kg t.v.	DPhT µg/kg t.v.	TPhT µg/kg t.v.
A 2	0-2		390	590	<b>1800</b>	i	7,2
A 3	0-2	210	230	760	37	24	25
A 4	0-2	210	300	s950	37	17	25
A 6	0-2	s1400	s2700	s16000	300	150	400
A 8	0-2	s890	s4400	s54000	810	<b>820</b>	<b>1100</b>
A 12	0-2	s1000	s6900	s63000	310	580	1000
A 13	0-2	s1000	s1700	s18000	s990	610	s920
A 14	0-2	500	s1200	s16000	76	33	110
A 15	0-2	260	570	s3600	73	55	190
A 16	0-2	320	500	s3600	95	35	71
A 20	0-2	240	s760	s7500	120	120	340
A 22	0-2	100	100	s800	74	11	44
A 24	0-2	110	310	s5100	120	23	94
A 26	0-2	s600	s1300	s17000	120	130	s620
B 1	0-5	760	520	1600	76	8	31
B 3	0-5	170	120	<b>320</b>	<b>15</b>	3	5
B 5	0-5	370	290	960	29	7	8
B 6	0-5	<b>2600</b>	<b>s7800</b>	<b>s93000</b>	920	89	550
B 16	0-5	1100	780	1500	73	8,6	13
B 30	0-5	2600	1900	6200s	240	31	43
B 31	0-5	2200	2100	3700	280	45	130
B 32	0-5	2100	2000	4400	290	33	38
B 33	0-5	550	1000	2500	66	22	57
B 34	0-5	640	560	1900	48	11	73
B 35	0-5	620	750	1800	69	10	32
B 36	0-5	610	700	860	37	5	10
B 37	0-5	670	830	1500	55	5	23
B 38	0-5	780	680	770	40	10	28
B 39	0-5	440	450	1100	27	<b>2</b>	<b>5</b>
B 40	0-5	430	610	1600	58	12	24
C 1	0-5	60	250	s5000	49	10	60
C 2	0-5	<b>19</b>	70	500	27	13	59
C 3	0-5	50	210	s2000	64	22	72



Figur 3. 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.

## 4.2 Økologisk tilstand i bunnfauna

Tabeller over arter og faunatetthet er gitt i Vedlegg D. Tabell 5 viser antall arter av, individtetthet og biodiversitet for de parallelle prøvene og samlet for alle prøvene fra hver stasjon samlet for bløtdyr og krepsdyr. For disse gruppene samt pigghuder var det tilgjengelig ekspertise for full analyse innen tidsfrist. Bløtdyr, krepsdyr og i mange tilfelle pigghuder er i tillegg til børstemark de viktigste faunagruppene på marin bløtbunn. Antallet arter var klart høyest på stasjon B03 ytterst i Vikkilen, utenfor Bieodden og lavest på stasjon B06 like utenfor Nymo (Figur 3). Antall individer var også lavest på stasjon B06, og høyest på stasjon B05 rett innenfor Bieodden. Høyeste faunatetthet ble funnet på stasjon B05. Dette skyldtes høy tetthet av to muslinger hvorav en er typisk indikator for middels forstyrret sediment. Gjennomsnittlig diversitet som  $H'(\log_2)$  var høyest på stasjon B03. Stasjon B01, B05 og B16 hadde klart lavere og omtrent lik diversitet, mens B06 hadde svært lav diversitet.

Flere av diversitetsindeksene i Tabell 5 anvendes for klassifisering av økologisk tilstand. Dette er vist ved fargekoder. De ulike diversitetsmålene speiler ulike egenskaper i bunnsamfunnet, men totalinntrykket er at tilstanden på stasjon B03 er god, på stasjon B05 mindre god, stasjon B01 og B126 dårlig, og stasjon B06 meget dårlig.

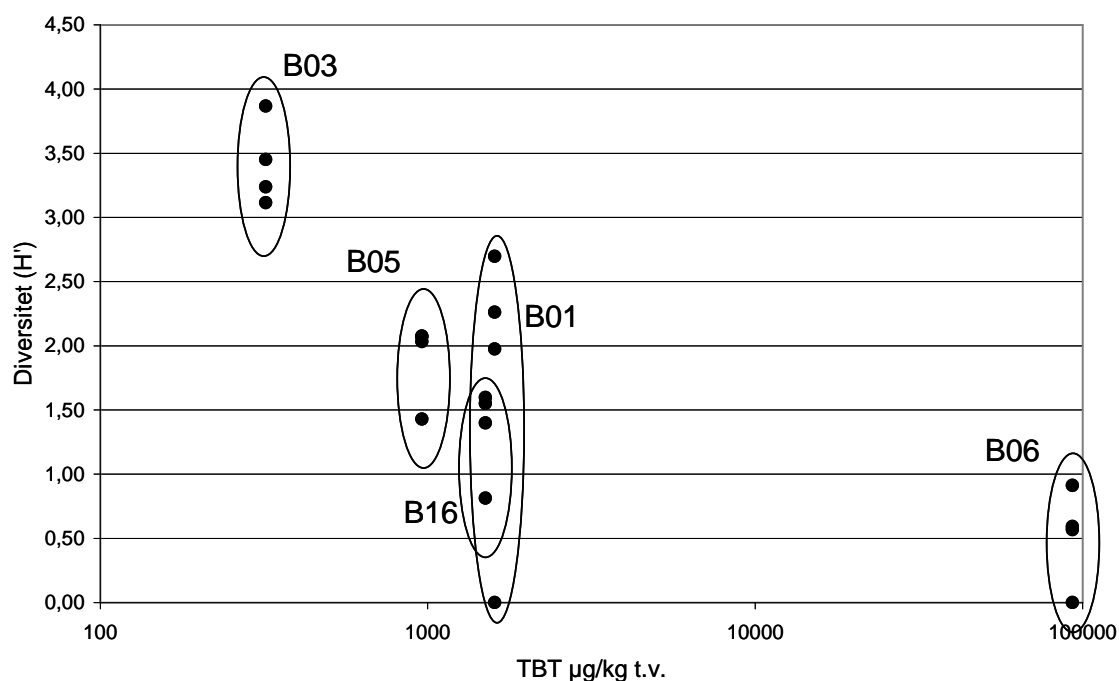
Tabell 5. Typiske indekser for faunarikhet av krepsdyr og bløtdyr i enkeltgrabbprøver (G1 – G4) og samlet for hver av de 5 stasjonene. Tabellen viser antall arter (S), total individtetthet (N) samt fire ulike indekser for biodiversitet. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge der klassifisering er etablert (se Tabell 1). – betyr at S og/eller N er for lav til at indeksen kan regnes ut. NQI1 er bare regnet ut for de to stasjonene der alt materialet er analysert.

Stasjon/parallel	S	N	ES(50)	ES(100)	H'(log2)	NQI1
B01/G1	9	61	8,63	-	2,70	
B01/G2	11	119	7,26	10,04	1,98	
B01/G3	9	37	-	-	2,26	
B01/G4	1	3	-	-	0,00	
<b>B01 samlet</b>	<b>18</b>	<b>220</b>	-	-	<b>Snitt 1,74</b>	
B03/G1	22	149	13,72	18,30	3,45	
B03/G2	14	70	12,19	14,00	3,12	
B03/G3	26	142	16,71	22,58	3,87	
B03/G4	17	126	12,68	15,72	3,24	
<b>B03 samlet</b>	<b>39</b>	<b>487</b>	<b>Snitt 13,83</b>	<b>Snitt 17,65</b>	<b>Snitt 3,42</b>	
B05/G1	7	198	5,82	6,39	2,08	
B05/G2	9	363	5,88	6,75	2,03	
B05/G3	12	157	8,15	10,54	2,07	
B05/G4	5	144	4,34	4,69	1,43	
<b>B05 samlet</b>	<b>14</b>	<b>862</b>	<b>Snitt 6,05</b>	<b>Snitt 7,09</b>	<b>Snitt 1,90</b>	
B06/G1	3	20	-	-	0,57	0,27
B06/G2	2	14	-	-	0,59	0,28
B06/G3	3	23	-	-	0,91	0,34
B06/G4	1	17	-	-	0,00	0,14
<b>B06 samlet</b>	<b>4</b>	<b>74</b>	-	-	<b>Snitt 0,52</b>	<b>0,48</b>
B16/G1	8	117	6,84	7,85	1,40	0,50
B16/G2	10	106	7,73	9,83	1,55	0,53
B16/G3	7	108	5,03	6,84	0,81	0,51
B16/G4	10	131	7,65	9,57	1,60	0,54
<b>B16 samlet</b>	<b>15</b>	<b>462</b>	<b>Snitt 6,81</b>	<b>Snitt 8,52</b>	<b>Snitt 1,34</b>	<b>0,67</b>

Børstemark er en stor og komplisert faunagruppe og her var det bare tilgjengelig kapasitet til full artsbestemmelse av stasjon B06 og B16. For resten av prøvene ble det gjort en kvalitativ analyse for å få et inntrykk av børstemarkfaunaen. For denne faunagruppen var det også klart lavere artsrikhet på stasjon B06 enn på B01 og B16. På B06 dominerte slekten *Capitella* sp som er en typisk art der det er høy forurensning og store og raske endringer i sedimenttilstand. På stasjon B01 og B16 dominerte arten *Chaetozone setosa* som er en dominerende art der det er middels grad av forurensning. Den kommer vanligvis inn etter *Capitella* i et sterkt belastet område. Antall arter/grupper av børstemark økte gradvis utover Kilen og dominansen fra enkeltarter avtok. På stasjon B03 ytterst var artsrikheten stor. Ingen art dominerte spesielt slik at diversiteten også var høy. Dette er generelle trekk ved et lite belastet bløtbunnssamfunn.

Figur (Figur 4) viser sammenhengen mellom diversitet av bløtdyr og krepsdyr og innhold av TBT i sedimentet på samme stasjon. Nedgang i diversitet viste en signifikant korrelasjon med økning i TBT-innhold. Dette kan imidlertid ikke tolkes som at TBT-innholdet er årsak til endring i faunatilstand, bare at de viser sammenfallende gradient med høy belastning innerst ved Nymo, noe lavere i Kilen rett utenfor og så gradvis bedre tilstand utover Vikkilen.

Det er verd å legge merke til at stasjon B03 er klassifisert å være i god økologisk tilstand til tross for at TBT-innholdet ligger ca 10 ganger over grensen for uakseptabel risiko for skade på sedimentlevende organismer i henhold til Trinn 1 i SFTs reviderte risikoveileder.



Figur 4. Sammenheng mellom sedimentinnhold av TBT og Shannon-Wiener diversitet ( $H'$  (log<sub>2</sub>)) av krepsdyr- og bløtdyrsfaunen i Vikkilen 2008. Punkter fra samme stasjon er innringet.

Faunatilstanden er også sammenliknet med tidligere undersøkelser av stasjon B01 og B03 (Wikander 1986, Pedersen et al. 1989a, 1989b). Mye av de samme artene var vanlige eller dominerte også i disse undersøkelsene. Den største forskjellen var at det på slutten av 1980-tallet ble funnet stor tetthet av

slangestjerner (*Amphiura filiformis*), spesielt på stasjon B01, men også på B03. I årets undersøkelse ble det kun funnet ett individ av slangestjerner i hele materialet, på stasjon B05. Årsaken til nedgangen er ikke kjent, men denne arten har vist seg å være følsom for enkelte typer forurensning. Dette, samt de øvrige forskjellene over tid gir et samlet inntrykk av at faunatilstanden i 2008 er dårligere enn ca 20 år tidligere. Undersøkelse av årlig sedimenttilvekst og vertikalfordeling av miljøgifter i sedimentet i indre del av Vikkilen (Næs et al. 2005) indikerte at nivåene av TBT har vært nokså konstant de siste ca 35 årene. Det er derfor andre faktorer som har påvirket faunaen over tid uten at vi kan peke på hvilke.

Konklusjonen på undersøkelsen er at faunatilstanden ytterst i Vikkilen er rimelig god med en relativt rik bunnfauna, og at det er en klar og gradvis forverring av tilstanden jo lenger inn man kommer. Rett utenfor Nymo finnes en meget arts- og individfattig fauna, dominert av dyr som tåler høy forurensning. Tilstanden bedømmes likevel generelt som bedre enn det man skulle forvente med de TBT-nivåene som er i sedimentet sett ut fra grenseverdiene for økologisk skade i SFTs risikoveileder og SFTs klassifisering av sedimenters miljøkvalitet.

### 4.3 Utlekking og biotilgjengelighet av TBT i sediment

#### 4.3.1 Porevannskonsentrasjoner og flukser av TBT ut fra sediment

Sedimentkonsentrasjonen av TBT varierte fra 40 til 86 mg kg<sup>-1</sup> TS i de tre forsøksakvariene (Tabell 6). Dette kunne skyldes inhomogenitet innenfor hvert akvarium likeså mye som forskjell mellom akvariene. Vannprøvene og SPMD'ene, viste imidlertid god samvariasjon med sedimentprøvene og indikerer dermed at variasjonene er resultat av en reell variasjon mellom akvariene. I porevannet varierte konsentrasjonen av TBT fra 60 til 160 µg L<sup>-1</sup>. Konsentrasjonene i porevannet i to av akvariene var konsistent med reelle forskjeller i sedimentkonsentrasjon (Tabell 6), mens konsentrasjonen i den tredje var høyere enn forventet, noe som kan skyldes ufullstendig fjerning av partikkelbundet TBT under sentrifugering.

Tabell 6. Analyser av TBT i sedimenter og porevann fra sedimentenes topplaget (0-5 cm) og en isolert vannmasse over kontrollsediment (C3, C8) og sedimenter fra Vikkilen (V13, V14, V15). Kd er fordelingskoeffisienten mellom målt TBT i sediment og i porevann. Fluks fra sediment til vannmasse er beregnet som summen av TBT målt i vannet og tatt opp i SPMD'ene i løpet av eksponeringstiden på 61 dager.

Forsøks-akvarier	Sediment µg kg <sup>-1</sup>	Porevann ng L <sup>-1</sup>	Kd L Kg <sup>-1</sup>	Vann ng L <sup>-1</sup>	SPMD ng SPMD <sup>-1</sup>	Fluks ng m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
C3 (kontroll)		-		12	5.6	18
C8		-		5	9.4	1
V13	86 000	110 000	781	5 400	33 000	18 098
V14	53 000	160 000*	331	1 500	24 000	6 000
V15	40 000	60 000	666	1 100	9 600	3 875
Mean V	59 667	110 000	593	2 667	22 200	9 325
Std. dev.	23 714	50 000	234	2 376	11 803	7 672
Rel.std.dev.	0.40	0.45	0,39	0.89	0.53	0.82

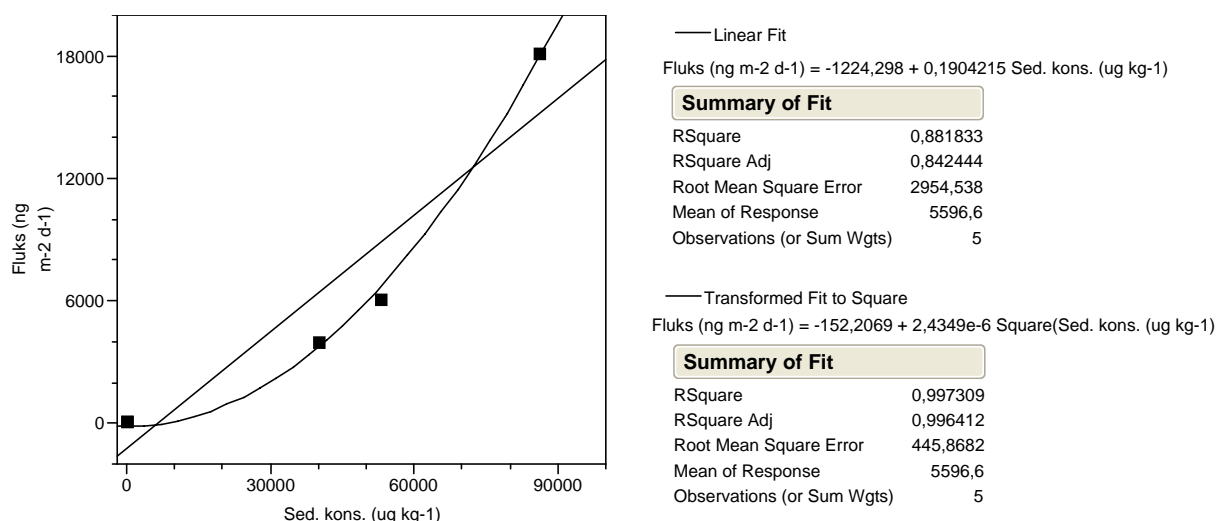
\*mulig partikkelforurenset prøve

SPMD-målingene viste en fluks av TBT ut av sedimentene på ca 4 til 18 µg/m<sup>2</sup>/dag (Tabell 6) og en signifikant positiv korrelasjon med konsentrasjonen av TBT i sedimentet (Figur 5). Resultatene betyr at det er tilstrekkelig TBT i sedimentenes topplag til å opprettholde disse fluksene i mange ti-år. Målingene ovenfor dekker imidlertid ikke hele spredningsbildet fra sedimentene siden innvirkningen

fra bioturbasjon, propellerrosjon og transport i næringskjeden ikke er tatt med. Dette betyr at total TBT-transport ut av sedimentet er noe høyere enn fluksene angitt i Tabell 6.

De målte sediment og porevannskonsentrasjonene kan brukes til å beregne en fordelingskoeffisient ( $K_d$ ) for TBT mellom sediment og vann som er spesifikk for Vikkilen. Resultatene ga  $K_d$  som varierte fra 331 til 781 (Tabell 6).  $K_d$ -verdiene for V13 (781 l/kg) og V15 (666 l/kg) samsvarte meget bra, og fjerner man resultatet fra akvarium V14, der porevannsprøven kan ha inneholdt partikler, blir gjennomsnittlig  $K_d$ -verdi 724. Dette er nesten 70 ganger høyere enn  $K_d = 11$  for TBT som SFTs risikoveileder opererer med. Reell konsentrasjon av TBT i porevannet i Vikkilen i forhold til i sedimentet er derfor bare ca 2 % av det som risikoveilederen legger til grunn.

De målte diffusjonsdrevne fluksene (dvs uten bioturbasjon) av TBT fra sediment til overliggende vann (Tabell 6) var i snitt 155 ganger (93 – 202 ganger for ulike akvarier) lavere enn ren diffusjonsdrevet fluks beregnet ut fra sedimentkonsentrasjonene ved bruk av sjablongverdiene i SFTs risikoveileder. Skiftes veilederens  $K_d$  (11) ut med den målte  $K_d$  (724) blir fortsatt målt fluks ca 7 ganger lavere enn beregnet fluks. Dette viser at risikoveilederen Trinn 2 overestimerer risikoen knyttet til TBT-spredning fra Vikkilens sedimenter. Dette er både fordi veilederens  $K_d$  for TBT er for lav og fordi de øvrige sjablongverdiene brukt i fluksberegningene er for konservative i forhold til det som gjelder for Vikkilen.



Figur 5. Fluks av TBT fra sediment til vannmasse som funksjon av konsentrasjonen i sedimentet. Stiplet linje viser lineær regresjon ( $F = a + bC$ ). Heltrukken linje viser eksponentiell regresjon ( $F = a + bC^2$ ).

#### 4.3.2 Akkumulering av TBT i sedimentfauna

Børstemarken *Glycera* sp er et rovdyr som beveger seg aktivt på sedimentoverflaten. Det var relativt lett å fjerne sediment fra dyrene, og siden de neppe har særlig sediment i tarmkanalen kan vi regne at nivåene i pålitelig grad viser hva som er akkumulert i dyrenes vev. Resultatene (Tabell 7) viser en klart økende gradient i innhold av alle de analyserte forbindelsene fra referansestasjonen til innerst i Vikkilen. Unntaket er MPhT og DPhT der alle nivåene var under deteksjonsgrensen. Det samme gjaldt for alle forbindelsene i prøven fra referansestasjonen. Nivåene på stasjon B16 i indre del av Vikkilen var 2-3 ganger høyere enn i ytre del (stasjon B05).

Børstemarken *Polyphysia crassa* viste noe mer variabelt bilde. Denne arten graver i og spiser sedimentet, og har alltid noe sediment i tarmkanalen. Det er derfor sannsynlig at analysene også har tatt med tinnorganiske forbindelser derfra og derfor ikke viser sann bioakkumulering. Også her var nivåene av MPhT-B og DPhT-B under deteksjonsgrensen. Vevsnivåene av de øvrige forbindelsene viste dårlig samsvar med konsentrasjonene i sedimentet.

For øvrig fauna var det ikke sammenfallende arter mellom de ulike prøvene og derfor usikkert om sammenlikning er gyldig. Sammenlikning mellom *Achantocardia* og *Arctica* regnes likevel som relativt pålitelig. Dette var store muslinger som det var lett å ta rene vevsprøver fra. Resultatene viser en ca 45 gangers økning i TBT-nivå fra referansestasjonen til stasjon B05. Samleprøven av sjøpinnsvin (*Echinocardium* sp.) hadde svært mye høyere innhold av MBT og DBT enn noen av de andre prøvene, men for denne arten var det svært vanskelig å skille sediment fra vev.

Tabell 7. Prosent tørrstoff og fett samt innhold av tinnorganiske forbindelser ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  t.v.) i utvalgte arter/grupper av sedimentlevende fauna fra 2 stasjoner i Vikkilen (B5 og B16 i Figur 3) og en referansestasjon utenfor Vikkilen i 2008. Nivåer under deteksjonsgrensen er merket < 5.

Art	Stasjon	TTS/% %	Fett-% % pr.v.v.	MBT $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	DBT $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	TBT $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	MPhT $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	DPhT $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	TPhT $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.
<i>Glycera</i>	Ref	19	0,6	<5	<5	<5	<5	<5	<5
<i>Glycera</i>	B05	13	1	138	562	1538	<5	<5	22
<i>Glycera</i>	B16	19	0,9	263	1789	3895	<5	<5	74
<i>Polyphysia</i>	Ref	9,5	0,6	37	51	93	<5	<5	<5
<i>Polyphysia</i>	B05	8	0,4	750	1063	4375	<5	<5	16
<i>Polyphysia</i>	B16	19	0,6	<5	2263	1684	<5	<5	74
<i>Achantocardia</i>	Ref	11	0,7	<5	<5	34	<5	<5	<5
Bivalv blandet	B05	15	1	867	1067	3800	<5	16	100
<i>Arctica</i>	B16	11	0,8	264	327	1545	<5	<5	24
<i>Echinocardium</i>	B16	4,1	1,5	102439	26829	2049	390	<5	51

Siden det finnes sedimentdata fra de samme stasjonene ble resultatene brukt til å beregne en stedsspesifikk fordelingsfaktor for TBT mellom sediment og organismer ( $\text{BSAF}^2$ ) (Tabell 8). Tabellen viser også beregnet BSAF for TBT ut fra Kd og BCF (fordelingsfaktor mellom vann og organismer) gitt i SFTs risikoveileder justert for reelt innhold av TOC. Resultatene viser (med unntak av *Echinocardium* der vevsnivået regnes som upålitelig) at risikoveilederens BSAF er 5 – 50 ganger høyere enn den målte, 10-15 ganger høyere for *Glycera* som er mest pålitelig. Dette betyr at risikoveilederen Trinn 2 overestimerer bioakkumuleringen av TBT i sedimentlevende dyr. Tabellen viser videre at dersom den gjennomsnittlige Kd-verdien fra fluksforsøkene (Kapittel 4.3.1) brukes i stedet for standardverdien for Kd i risikoveilederen får vi en BSAF på 0,30 som er svært lik den målte.

Dette betyr at SFTs risikoveileder Trinn 2 overestimerer risikoen for bioakkumulering av TBT i sedimentlevende dyr i Vikkilen først og fremst på grunn av sterkt overestimert utlekking av TBT til porevannet. Av dette følger at Trinn 2 også sannsynligvis overestimerer bidraget fra sedimentene til TBT i dyr høyere oppe i næringskjeden i Vikkilen og følgelig også risikoen for human helse ved konsum av sjømat.

<sup>2</sup> Biota to sediment accumulation factor = kons.org/kons.sed

Tabell 8. BSAF for TBT i Vikkilen. Tabellen viser målt BSAF, beregnet BSAF ut fra Kd (justert for gjennomsnittlig målt TOC) og BCF i SFTs risikoveileder Trinn 2, samt beregnet BSAF ut fra BCF i risikoveilederen og stedlig Kd. Forholdet mellom BSAF fra Trinn 2 og lokalt målt BSAF er også vist.

Stasjon	Art	BSAF Lokalt målt	BSAF SFT Trinn 2	BSAF SFT Trinn 3	Ratio 2a/lokal
B05	<i>Glycera</i>	0,21	3,25	0,30	16
B16	<i>Glycera</i>	0,49	5,66	0,30	11
B05	<i>Polyphysia</i>	0,36	3,25	0,30	9
B16	<i>Polyphysia</i>	0,21	5,66	0,30	27
B05	Bivalv blandet	0,59	3,25	0,30	5
B16	<i>Arctica</i>	0,11	5,66	0,30	50
B16	<i>Echinocardium</i>	0,06	5,66	0,30	101

Trinn 2: beregnet ut fra standardverdier for BCF og Kd i risikoveilederen

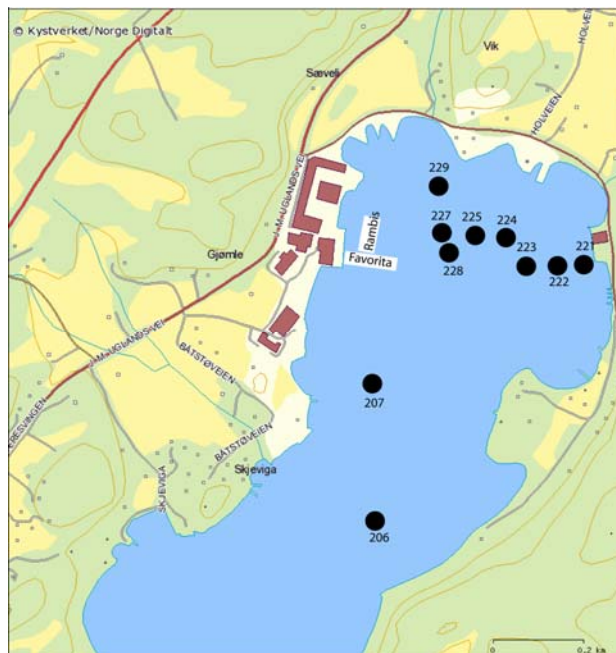
Trinn 3: beregnet ut fra standardverdi for BCF og målt Kd = 724

## 4.4 Oppvirvling av bunnsediment og miljøgifter under skipsanløp

### 4.4.1 Stasjonsplassering

Posisjoner for logging av turbiditetsprofiler er angitt i Figur 6.

Figur 6. Stasjonsplassering for turbiditetsmålinger i Vikkilen. Posisjonen for de to fartøylene "Favorita" og "Rambis" er tegnet inn.



Stasjoner innerst i Vikkilen





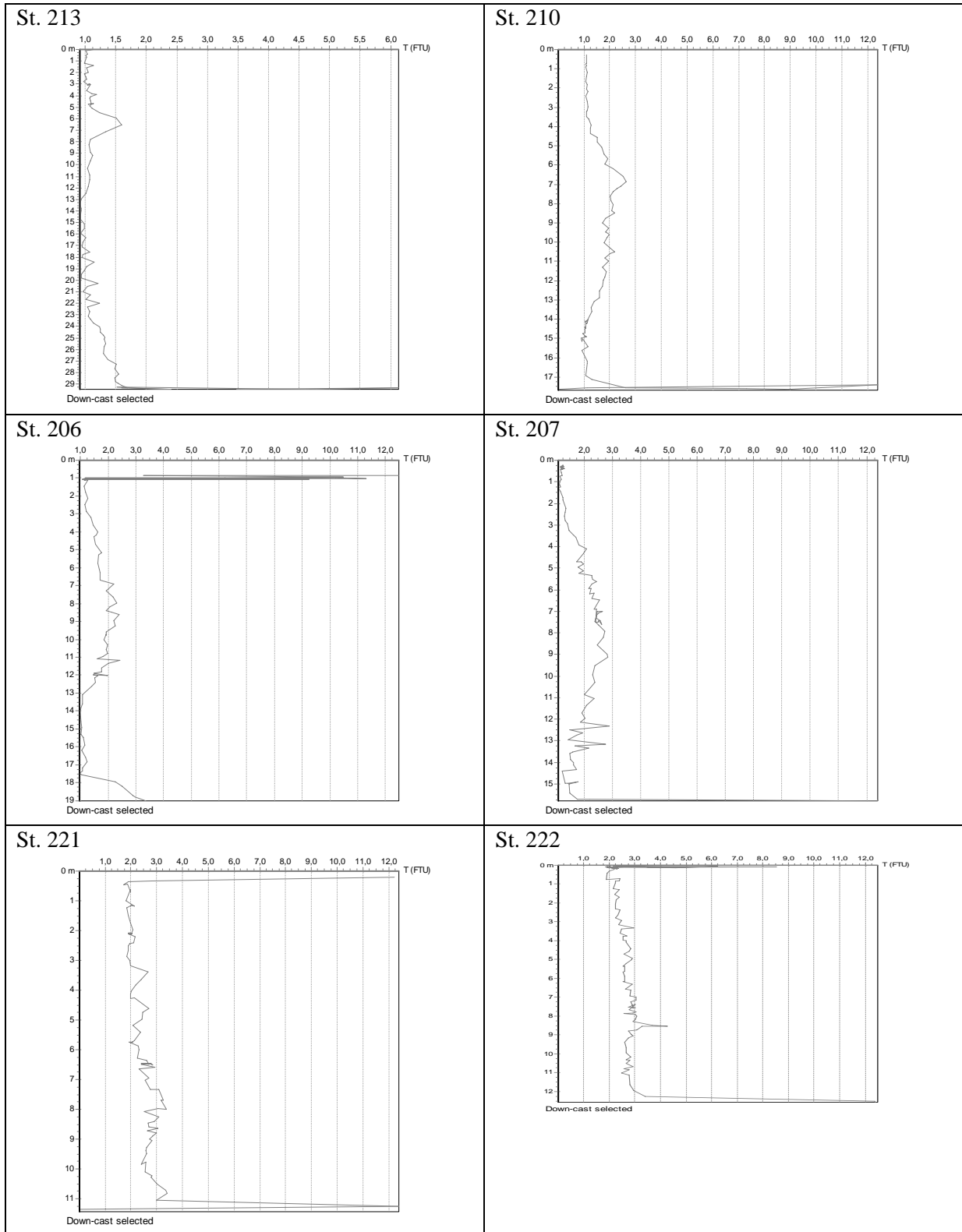
Referansestasjoner ytterst i Vikkilen

#### 4.4.2 Turbiditetsmønster

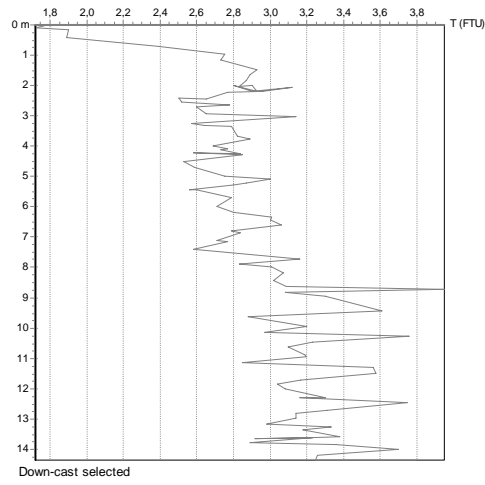
Resultatene av turbiditetsmålingene er gitt i Tabell 9. Turbiditetsprofilene viser at det var en jevn økning i partikkelinnholdet målt i enheten FTU fra St. 213 ytterst i Vikkilen til området nær Nymos kai der fartøyet Rambis drev med lastearbeider. På noen av profilene vises det forhøyede FTU-verdier i området 0-1m. Disse har vi sett bort fra da det skyldes forstyrrelser fra propellen på egen båt. St. 213 hadde en maksimalkonsentrasjon av partikler på 1,6 FTU på ca 5m dyp. Stasjonene 210, 206 og 207 videre innover i Vikkilen har alle maksimal turbiditet i dybdeintervallet 5-10m på mellom 2,0 og 3 FTU. Profilene på stasjon 221 – 229 på høyde med fartøyene viste noe høyere turbiditet enn dette igjen, og med maksimale FTU-verdier på mellom 3 og 7 i vannsøylen mer enn 1m over bunnen. De spesielt høye FTU-verdiene like ved bunnen på stasjonene 221, 222, 224, 227 og 228 skyldtes at instrumentet berørte bunnen og virvlet opp partikler. Dette er det sett bort fra i tallbehandlingen.

Hovedinntrykket fra profilene er at de 8 stasjonene øst for manøvreringsområdet hadde et bunnvannslag på mellom 5 og 11 m tykkelse (snitt 7,6 m) med forhøyet turbiditet, men forskjellen mellom turbiditeten i dette laget og øvrige vannmasser over og på stasjonene lenger ute i kilen var mindre enn det man kanskje skulle forvente under manøvrering av et stort fartøy. Normalt kan man regne at en turbiditet på 1 FTU grovt tilsvarer en konsentrasjon av totalt suspendert materiale (TSM) på 1 mg/liter. Den maksimale turbiditeten funnet nær "Rambis" under manøvrering tilsvarer derfor 3-7 mgTSM/liter. Dette avviker lite fra det man har erfart er normalområdet for kyst- og fjordvann (0-5 mg/l), noe som viser at oppvirvlingen har vært moderat.

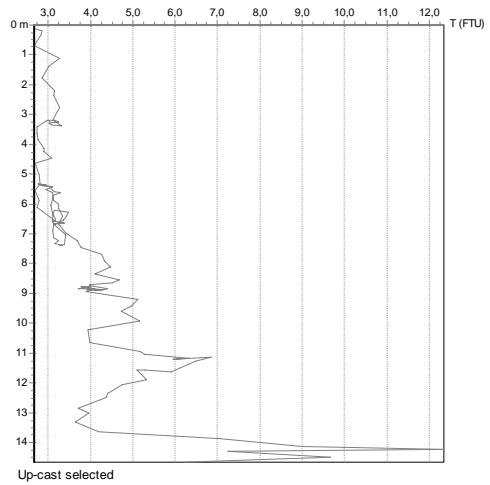
Tabell 9. Turbiditetsprofiler i Vikkilen. Merk ulik skala på de forskjellige profilene.



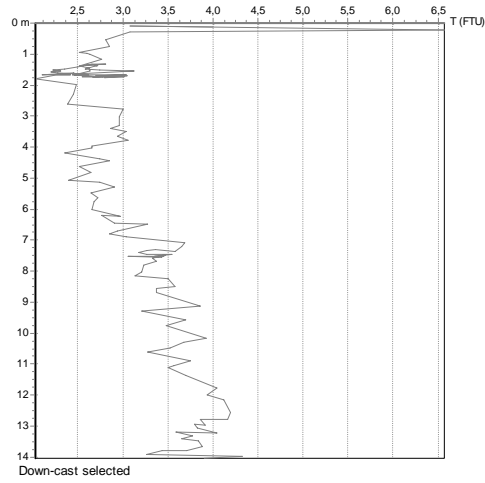
St. 223



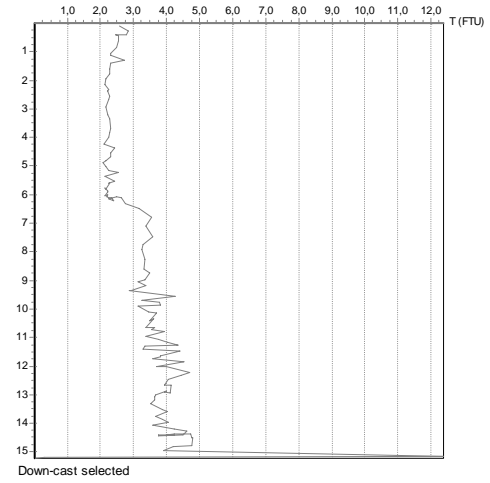
St. 224



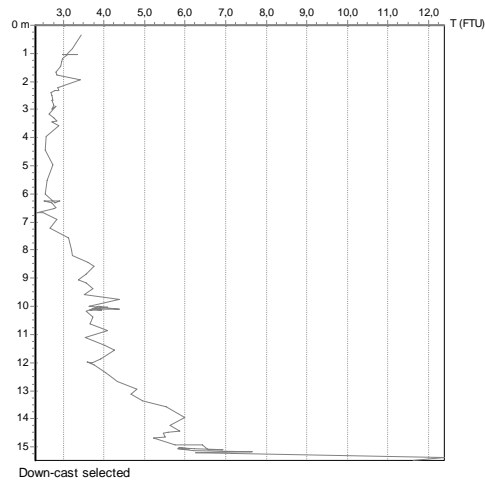
St. 225



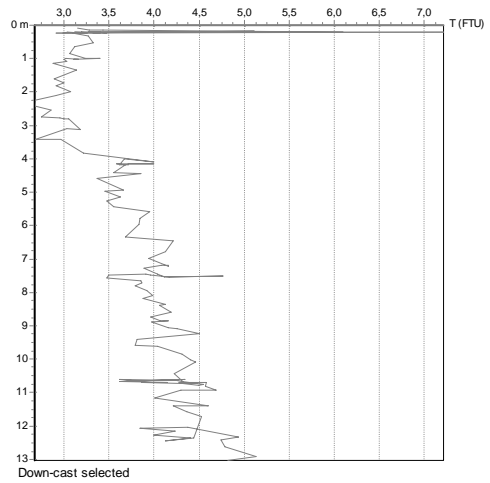
St. 227



St. 228



St. 229



#### 4.4.3 Mengde oppvirvlet materiale

Vi har ut fra turbiditetsprofilene gjort en noe skjønsmessig beregning av total mengde suspendert materiale som kan skyldes propellersjonen. FTU-profilene på stasjonene 222 – 229 var påvirket av det vi antar er oppvirvling fra propellene på ”Rambis”. Stasjonene dekker et område på ca 480 x 220 m. Gjennomsnittlig FTU-verdi i det 5-11 m tykke bunnvannlaget med forhøyet turbiditet var 3,5 beregnet fra datautskriftene. Bakgrunnsturbiditeten basert på profilene fra de øvrige stasjonene og vannet over bunnvannlaget var tilsvarende 1,3 FTU, dvs at propellersjonen har generert en netto gjennomsnittlig turbiditet i den påvirkede vannmassen på 2,2 FTU. Dersom vi regner at 1 FTU tilsvarer 1 mgTSM/liter og at turbiditetsskyen har et volum på 802 560 m<sup>3</sup> (480 x 220 x 7,6 m), vil den totale mengden suspendert materiale som skyldes propellersjonen være i størrelsesorden 1800 kg (tørrvekt).

Dette ligger innefor estimatene av mengde oppvirvlet sediment pr skipsanløp i andre feltstudier, fra 2800 kg i Sandefjord (DNV 2005), mellom 40 og 165 kg i Bispevika (Magnusson 1995), 400 kg ved utløpet av Skienselva (Molvær 2002), 60 – 100 kg ved Elkem og 100 – 200 kg ved Falconbridge (Bjerkeng 2002). Beregningen fra Vikkilen samsvarer også rimelig bra med risikoveilederens sjablongverdi for oppvirvlet finfraksjon sediment på 1000 kg pr anløp i en industrihavn med fint bunnsdiment. Sammenlikningene halter noe siden manøvreringen fra ”Rambis” kanskje foregikk over lengre tid enn et typisk anløp; kanskje også over et større bunnområde enn det en typisk båtmanøvrering ved kai vil dekke. Vi vurderer det derfor som rimelig i risikovurderingen å bruke sjablongverdien på 1000 kg/anløp som representativ for et typisk fartøy anløp til Vikkilen.

#### 4.4.4 Miljøgifter i vannprøver

For å analysere forurensningsgraden i det suspenderte materialet ble det tatt prøver av vannet på 5 og 15m dyp på St. 228 og på 10m dyp på st. 207. Sammenlikning med profilene indikerer at alle tre prøvene er tatt i vannmasser påvirket av forhøyet turbiditet. Miljøgiftinnholdet i prøvene er gitt i Tabell 10. Samsvaret mellom FTU og TSM var godt på stasjon 207, mindre godt på stasjon 228. Dårlig samsvar indikerer kun at vannprøven er tatt i litt annen vannmasse enn der det ble målt turbiditet.

De tre vannprøvene representerer et spinkelt øyeblikksbilde av turbiditetsskyen, men samsvarer likevel godt mht miljøgiftinnhold. Totalnivåene av Hg i vannprøvene (Tabell 10A) lå i klasse II (god tilstand) etter SFTs reviderte klassifiseringsveileder (SFT TA-2229/2007) i alle prøvene. Zn-nivået på stasjon 207 og på 5 m dyp på stasjon 228 lå i klasse III (moderat tilstand), mens Zn-nivået på 15 m dyp på stasjon 228 (like over bunnen) lå i klasse IV (dårlig tilstand). Denne prøven hadde noe høyere TSM enn prøven fra 5 m dyp, men ikke nok til å forklare forskjellen. TBT-nivåene var svært like i de tre prøvene og lå så vidt inne i klasse V (svært dårlig tilstand) i alle. Det er ikke etablert klassifisering av PCB og PAH i vann. For PCB var alle forbindelsene under deteksjonsgrensen, med unntak av PCB138 på stasjon 207, som så vidt var over. PAH ble bare påvist på stasjon 228 og med høyest nivå ved bunnen.

I Tabell 10B er miljøgiftkonsentrasjonene i TSM beregnet som om alt var partikulært bundet. Nivåene er også sammenliknet med gjennomsnittlige sedimentnivåer i den indre/vestre delen av Vikkilen som man kan anta ble påvirket av propellersjonen. For PAH og ikke minst TBT er de beregnede nivåene i TSM klart lavere enn i sedimentet. Dette indikerer at TSM i vannprøvene besto av en blanding av oppvirvlede sedimentpartikler og annet suspendert materiale som var renere enn sedimentet. Det siste er også indikert av at bakgrunnsturbiditeten bidro med anslagsvis 40 % av total turbiditet. Hvis dette var tilfelle tilsier de beregnede Hg-nivåene i TSM, som var høyere enn i sedimentet, at vannprøvene inneholdt en betydelig andel løst Hg. For Zn-nivåene var det rimelig samsvar mellom TSM og sediment, noe tilsvarende indikerer at vannprøvene også inneholdt noe løst Zn.

Tabell 10. Totalt suspendert materiale (TSM) samt innhold av miljøgifter i vannprøver tatt samtidig med målingene av turbiditet under skipsmanøvrering ved Nymo 25.02.2008. FTU angir gjennomsnittlig målt turbiditet på samme sted og dyp som der vannprøven ble tatt. A: totalinnhold i vannprøvene. B: beregnet miljøgiftnivå i TSM dersom alle miljøgiftene var bundet til partikler. Sediment: snitt av nivåene i sedimentet i indre, vestre del av Vikkilen. Fargene angir klassene etter SFTs tilstandsklassifisering (se Tabell 1).

A

Stasjon	Vanndyp m	FTU	TSM mg/l	Hg µg/l	Zn µg/l	sumPCB <sub>7</sub> ng/l	Sum PAH <sub>16</sub> ng/l	TBT µg/l
St 207	10	2,33	2,34	0,001	5,0	0,26 *	0	0,0046
St 228	5	2,64	4,27	0,002	5,7	0	9,0	0,0052
St 228	15	5,91	4,88	0,002	8,1	0	22,3	0,0045

\* Skyldes PCB138, alle andre forbindelser var under deteksjonsgrensen på 0,2 ng/l

B

Stasjon	Vanndyp m	Hg mg/kg	Zn mg/kg	sumPCB <sub>7</sub> µg/kg	Sum PAH <sub>16</sub> mg/kg	TBT µg/kg
St 207	10	0,427	2140	111,11	0	1966
St 228	5	0,468	1330	0,00	2108	1218
St 228	15	0,410	1660	0,00	4570	922
Sediment		0,263	2477	11,43	7116	20779

#### 4.5 Miljøgifter i blåskjell

Endring i vevsinnhold av miljøgifter i blåskjell fra før Nymos kaiutbygging til etter utbyggingen er vist i Tabell 11. Det ble funnet en reduksjon i Hg-innhold på de to ytterste stasjonene, noe som muligen sammenheng med at de siste prøvene antakeligvis ble samlet under eller etter gyting. På stasjonen ved Gjømle var det en neste dobling av Hg-innhold over tid. Det bør likevel påpekes at alle konsentrasjonene lå på antatt bakgrunn i norske blåskjell (SFT kvalitetsklasse I).

SumPCB<sub>7</sub> viste motsatt tendens med en økning i vevskonsentrasjon på de 2 ytterste stasjonene og ingen endring på innerste. Også for sumPCB<sub>7</sub> var alle konsentrasjonene i SFT klasse I.

MBT og DBT viste samme tendens som Hg, med en reduksjon i konsentrasjon over tid på de to ytterste stasjonene. På innerste stasjon ble det funnet nesten en tredobling i konsentrasjon av MBT og DBT over tid. For TBT ble det funnet en økning på 60 % på ytterste stasjon, ingen økning på midterste, og en tredobling på innerste stasjon tilsvarende som for MBT og DBT. På ytterste stasjon endret nivåene seg fra SFT klasse II til klasse III, på innerste stasjon fra SFT klasse III til klasse IV.

Dette indikerer at aktiviteter i sjøen under kaiutbyggingen har ført til en klar økning i innholdet av tinnorganiske forbindelser i blåskjell. Resultatene viste også en økning i Hg på innerste stasjon i forhold til de to ytterste, men nivåene på alle stasjoner var lave ved begge undersøkelsene. Kaiutbyggingen har ikke ført til økning av PCB-innholdet i blåskjell, som også generelt lå på bakgrunnsnivå.

Tabell 11. Innhold av Hg, sumPCB<sub>7</sub> og butyltinnforbindelser i bløtdeler av blåskjell samlet 20.08.2007 (Før) og 23.05.2008 (Etter) fra 3 stasjoner i Vikkilen. Hver konsentrasjon er gjennomsnitt for 40 individer (2 parallelle blandprøver á 20 individer).

Stasjon		Hg mg/kg t.v.	sumPCB <sub>7</sub> µg/kg v.v.	MBT µg/kg v.v.	DBT µg/kg v.v.	TBT µg/kg v.v.
4 Bieodden	Før	0,052	1,51	19,0	67,0	345
	Etter	0,045	2,05	6,5	32,1	551
	% økning	-12,1 %	36 %	<-66 %	-52 %	60 %
5 Naksbø	Før	0,076	1,16	37,3	114,7	548
	Etter	0,060	1,80	8,0	51,7	550
	% økning	-21,0 %	56 %	<-79 %	-55 %	0,3 %
6 Gjømle	Før	0,035	2,87	33,8	144,1	1000
	Etter	0,069	2,71	126,5	569,2	4000
	% økning	96,2 %	-6 %	274 %	295 %	300 %



## 5. Risikovurdering

### 5.1 Begrensninger

Risikovurderingen begrenser seg til vurdering av risiko fra sedimentene i Vikkilen. Tilsvarende vurdering av grunnforurensning på land er ikke inkludert. Dette er gjort på basis av den fylkesvise tiltaksplanen for forurensete sedimenter i Austagder, Fase 1 som opplyser at SFTs database om grunnforurensning kun omfatter 2 områder med deponier eller forurenset grunn som eventuelt kan være miljøgiftkilder til Vikkilen (Spedalen avfallsplass og tidligere Norsk skipsopphugging på Odden) og ingen av disse har forbindelse med Nymos område (se kapittel 2.2).

### 5.2 Gjennomføring

På bakgrunn av sedimentdata fra 2004 er det tidligere gjort en risikovurdering etter SFT TA-2085/2005 (Næs og Nilsson 2005). Den konkluderte med at sedimentene utgjorde en uakseptabel risiko både for økologisk skade og skade på human helse ved konsum av lokal sjømat. Risikoen var først og fremst knyttet til nivåene av TBT. I SFTs pålegg av 19.12.2007 kreves en ny risikovurdering i henhold til samme risikoveileder. Veilederen ble imidlertid revidert i 2007 og vi har derfor gjort vurderingen i henhold til den reviderte (SFT TA-2230/2007).

Trinn 2 i risikovurderingen er gjennomført på basis av alle sedimentdataene (2004 og 2008) og andre aktuelle konstanter og parameterverdier lagt inn i Excel regneark utarbeidet av SFT. Det er lagt inn stedsspesifikke verdier for TOC og % finstoff i sedimentene, områdets bunnareal, gjennomsnittlig vanddyb, antall skipsanløp (statistikk for perioden 01.09.2007 – 31.08.2008, kilde Nymo) og areal som regnes påvirket av skipsmanøvrering utenfor Nymo. For øvrig er det brukt risikoveilederens standardverdier (sjablongverdier). Forventet fluks av de ulike miljøgiftene til overliggende vann via diffusjon/bioturbasjon<sup>3</sup>, oppvirvling fra skipstrafikk og transport gjennom næringskjeden er estimert og sammenliknet med grenseverdier for økologiske effekter i vannmassene og grenseverdier for human helse gjennom konsum av fisk og skalldyr.

På bakgrunn av de supplerende undersøkelsene ble det også gjennomført en revidert risikovurdering (Risikoveilederen Trinn 3) med hovedvekt på sedimentenes TBT-innhold ved bruk av samme regneverktøy som i Trinn 2 men med stedsspesifikke koeffisienter og analyseresultater. Følgende størrelser spesifikt for Vikkilen ble anvendt:

- Fordelingskoeffisient mellom sediment og porevann (Kd) for TBT på 724 i stedet for 11.
- Biodiffusiv fluks av TBT beregnet på grunnlag av gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon etter empirisk formel:  $\text{Fluks (ng m}^{-2} \text{ d}^{-1}) = 10(0,19C_{\text{sed}} - 1224,3)$  der  $C_{\text{sed}}$  er sedimentkonsentrasjon ( $\mu\text{g/kg tv}$ ). Faktoren 10 er veilederens sjablongverdi for virkningen av bioturbasjon.
- Målte TBT-konsentrasjoner i porevann.
- Målte TBT-konsentrasjoner i bunnfauna uttrykt ved analyse av børstemarken *Glycera* sp.
- Målte TBT-konsentrasjoner i blåskjell

<sup>3</sup> Effekten av bunnfaunaens bearbeidelse av sedimentet gjennom graving og fødeopptak



## 5.3 Risikovurdering Trinn 2

### 5.3.1 Trinn 2A: risiko for spredning fra sedimentet

Beregnet spredning av tungmetaller, PAH, PCB, TBT, lindan og HCB ut fra sedimentet som følge av diffusjon, oppvirvling og transport via organismer er vist i Tabell 12. Risikoveilederen angir ikke noen allmenne akseptgrenser for spredning alene, og det finnes heller ikke lokale akseptkriterier for spredning. Tabellen viser derfor hvor mange ganger totalspredningen fra sedimentene overskrider spredningen fra et tenkt referansesediment som akkurat tilfredsstillende grenseverdiene i Trinn 1 (dvs som har en akseptabel økologisk risiko). For stoffer der middelverdiene overskred referansespredningen er % overskridelse uthevet i tabellen. Man bør legge mest vekt på middelverdiberegningene siden det er områdets samlede risiko som vurderes og ikke bare risiko fra et enkelt prøvepunkt. Resultatene viser at referansespredningen overskrides for Pb, Cu, Hg (så vidt), Zn, flere av de tyngre PAH-forbindelsene, samt TBT. Spredningen av PCB kan ikke evalueres siden det ikke er grunnlag for å beregne referansespredningen. Overskridelsen er størst for TBT (8387 %).

De forskjellige stoffene følger ulike spredningsveier (Figur 7). For metallene har oppvirvling fra skipspropeller størst betydning, fulgt av biodiffusjon<sup>4</sup>. For de organiske miljøgiftene synes betydningen av biodiffusjon å minke og av transport gjennom næringskjeden å øke med økende molekylstørrelse, men også her har propellerrosjon relativt stor betydning. For TBT synes biodiffusjon å være eneste transportveg av betydning.

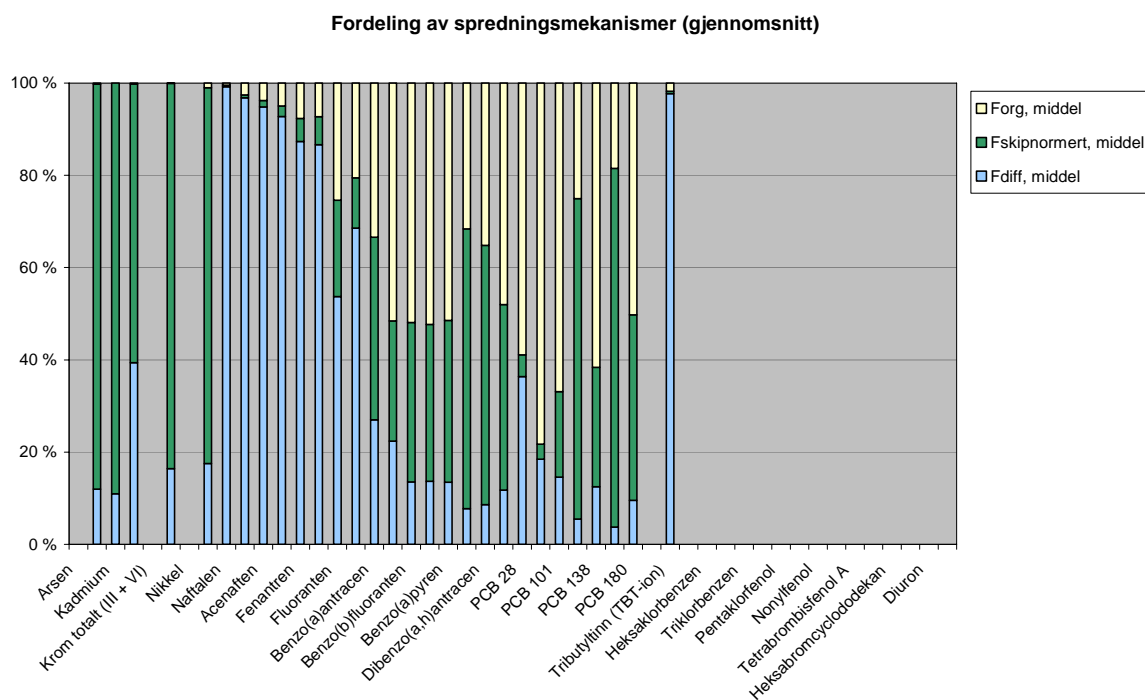
Som en kontroll på at spredningsberegningene er realistiske, har regnearket en rutine som anslår hvor lang tid det vil ta å tømme sedimentet for miljøgifter med den beregnede spredningen. Hvis denne tiden er kort for et stoff betyr det at utlekkingen er så stor at de øvre sedimentlagene allerede burde ha vært tømt for stoffet. Sedimentundersøkelsene fra 2004 og 2008 (Tabell 2 - Tabell 4) viser imidlertid at det har skjedd liten endring i konsentrasjonene over 4 år. For de lettere PCB- og PAH-forbindelsene og for TBT er beregnet tømme tid < 10 år. Her har beregningene overestimert risikoen for spredning eller ny tilførsel til sedimentene er betydelig. Fluksmålingene (se kapittel 4.3.1) viser at det første er tilfelle, iallfall for TBT.

---

<sup>4</sup> Fysisk diffusjon forsterket gjennom bioturbasjon

Tabell 12. Beregnet spredning av miljøgifter fra sedimentet samt overskridelse av spredning fra et tenkt sediment som akkurat tilfredsstillers risikoveilederen Trinn 1. Positive prosenter viser overskridelse. Beregningene dekker både spredning fra den maksimale sedimentkonsentrasjonen og fra gjennomsnittet av alle konsentrasjonene.

Stoff	Beregnet spredning		Spredning dersom $C_{sed}$ er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m <sup>2</sup> /år)	$F_{tot}$ overskrider tillatt spredning med:	
	$F_{tot, maks}$ (mg/m <sup>2</sup> /år)	$F_{tot, middel}$ (mg/m <sup>2</sup> /år)		Maks	Middel
Arsen	mangler	mangler	6,97E+01		
Bly	1,50E+03	9,60E+01	3,12E+01	4695 %	208 %
Kadmium	3,59E+00	3,18E-01	9,64E-01	273 %	-67 %
Kobber	1,93E+03	2,51E+02	2,79E+01	6822 %	799 %
Krom totalt (III + VI)	mangler	mangler	2,05E+02		
Kvikksølv	5,26E+00	2,71E-01	2,49E-01	2011 %	9 %
Nikkel	mangler	mangler	4,69E+01		
Sink	9,52E+03	5,29E+02	1,46E+02	6428 %	263 %
Naftalen	1,27E+02	1,17E+01	1,42E+02	-11 %	-92 %
Acenaftalen	2,54E+00	8,89E-01	7,40E+00	-66 %	-88 %
Acenaften	1,75E+01	2,69E+00	1,50E+01	17 %	-82 %
Fluoren	4,94E+00	1,08E+00	1,43E+01	-65 %	-92 %
Fenantren	1,42E+01	3,49E+00	1,21E+01	17 %	-71 %
Antracen	2,21E+00	6,49E-01	6,08E-01	263 %	7 %
Fluoranten	7,93E+00	1,80E+00	8,51E-01	832 %	111 %
Pyren	1,43E+01	3,05E+00	2,92E+00	390 %	4 %
Benzo(a)antracen	1,92E+00	5,12E-01	1,32E-01	1349 %	287 %
Krysen	3,80E+00	8,09E-01	1,07E+00	256 %	-24 %
Benzo(b)fluoranten	2,20E+00	8,33E-01	6,38E-01	245 %	31 %
Benzo(k)fluoranten	2,72E+00	5,47E-01	5,70E-01	377 %	-4 %
Benzo(a)pyren	2,45E+00	6,26E-01	1,09E+00	124 %	-43 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	9,25E-01	3,03E-01	5,30E-02	1647 %	471 %
Dibenzo(a,h)antracen	3,52E-01	8,01E-02	7,59E-01	-54 %	-89 %
Benzo(ghi)perylene	1,40E+00	4,01E-01	4,53E-02	2982 %	786 %
PCB 28	1,54E-02	4,60E-03			
PCB 52	7,50E-02	1,18E-02			
PCB 101	2,31E-02	3,52E-03			
PCB 118	1,04E-02	1,12E-03			
PCB 138	2,30E-02	3,57E-03			
PCB 153	6,79E-03	2,50E-03			
PCB 180	6,32E-03	1,03E-03			
Sum PCB7	1,60E-01	2,81E-02			
DDT	mangler	mangler	2,51E-02		
Tributyltinn (TBT-ion)	8,26E+03	9,78E+02	1,15E+01	71523 %	8387 %



Figur 7. Relativ betydning av de ulike spredningsveiene fra sediment til vann.

### 5.3.2 Trinn 2B: risiko for skade på human helse

Beregnet risiko for skade på human helse er vist i. Tabellen viser i hvor stor grad utlekking fra sedimentene alene gir overskridelse av total akseptabel livstidsdose for de ulike miljøgiftene. Overskridelse for bly, 3 PAH-forbindelser (spesielt benzo(a)pyren) og TBT viser at sedimentene utgjør en uakseptabel risiko for skade på human helse. Beregningene viser at risikoen så godt som bare er forbundet med konsum av lokal sjømat, ikke annen kontakt med sediment eller vann.

Tabell 13. Beregnet total livstidsdose for mennesker av miljøgifter fra sedimentene, samt overskridelse av aksepterte grenser for livslangt inntak (MTR/TDI) av hvert stoff. Positive prosenter viser overskridelse. Beregningene dekker både den maksimale sedimentkonsentrasjonen og gjennomsnittet av alle konsentrasjonene. For en del analyserte stoffer mangler akseptgrenser.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med:	
	DOSE <sub>maks</sub> (mg/kg/d)	DOSE <sub>middel</sub> (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	mangler	mangler	1,00E-04		
Bly	1,60E-02	1,03E-03	3,60E-04	<b>4341,0 %</b>	<b>184,9 %</b>
Kadmium	8,96E-06	7,93E-07	5,00E-05	-82,1 %	-98,4 %
Kobber	1,72E-02	2,23E-03	5,00E-03	<b>244,0 %</b>	-55,3 %
Krom totalt (III + VI)	mangler	mangler	5,00E-04		
Kvikksølv	2,44E-05	1,26E-06	1,00E-05	<b>143,5 %</b>	-87,4 %
Nikkel	mangler	mangler	5,00E-03		
Sink	3,36E-01	1,87E-02	3,00E-02	<b>1019,5 %</b>	-37,8 %
Naftalen	1,95E-03	1,80E-04	4,00E-03	-51,3 %	-95,5 %
Acenaftylen	2,14E-04	7,48E-05			
Acenaften	2,18E-03	3,33E-04			
Fluoren	8,01E-04	1,75E-04			
Fenantren	3,57E-03	8,81E-04	4,00E-03	-10,7 %	-78,0 %
Antracen	5,28E-04	1,55E-04	4,00E-03	-86,8 %	-96,1 %
Fluoranten	6,60E-03	1,50E-03	5,00E-03	<b>32,0 %</b>	-70,1 %
Pyren	9,64E-03	2,05E-03			
Benzo(a)antracen	2,10E-03	5,60E-04	5,00E-04	<b>320,1 %</b>	<b>12,1 %</b>
Krysen	6,42E-03	1,37E-03	5,00E-03	<b>28,4 %</b>	-72,7 %
Benzo(b)fluoranten	3,73E-03	1,42E-03			
Benzo(k)fluoranten	4,65E-03	9,37E-04	5,00E-04	<b>830,3 %</b>	<b>87,5 %</b>
Benzo(a)pyren	4,13E-03	1,06E-03	2,30E-06	<b>179260,9 %</b>	<b>45772,6 %</b>
Indeno(1,2,3-cd)pyren	9,58E-04	3,13E-04	5,00E-04	<b>91,6 %</b>	-37,3 %
Dibenzo(a,h)antracen	4,06E-04	9,24E-05			
Benzo(ghi)perylene	2,19E-03	6,30E-04	3,00E-03	-26,9 %	-79,0 %
PCB 28	2,97E-05	8,87E-06			
PCB 52	1,92E-04	3,02E-05			
PCB 101	5,06E-05	7,71E-06			
PCB 118	8,58E-06	9,17E-07			
PCB 138	4,63E-05	7,19E-06			
PCB 153	4,13E-06	1,52E-06			
PCB 180	1,04E-05	1,69E-06			
<i>Sum PCB7</i>	<i>3,42E-04</i>	<i>5,80E-05</i>	<i>2,00E-06</i>	<b>16996,2 %</b>	<b>2802,5 %</b>
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	4,86E-01	5,76E-02	2,50E-04	<b>194475,1 %</b>	<b>22956,8 %</b>

### **5.3.3 . Trinn 2C: risiko for skade på økosystemet.**

#### **Risiko for skade på organismer i sedimentet**

Trinn 1 av risikovurderingen viste at sedimentkonsentrasjonene av Pb, Cu, Hg, Zn, PAH og TBT overskrider grenseverdiene for økologiske effekter. Beregning av porevannskonsentrasjonene viser også at disse overskrider grenseverdier for effekter på organismer ved kronisk eksponering (PNEC<sup>5</sup>) gitt i risikoveilederen for Cu, Zn, 6 PAH-forbindelser og TBT (Tabell 14). Dette viser at risikoen for økologisk skade på organismer som lever i vedvarende kontakt med sedimentene er uakseptabel.

#### **Risiko for skade på organismer som lever i vannmassene over sedimentet**

I Trinn 2 brukes fluksberegningene til å estimere miljøgiftkonsentrasjonene i vannmassene som skyldes spredningen av miljøgifter fra sedimentene, og i hvor stor grad disse overskrider de samme PNEC-verdiene som for porevannet. Resultatene (Tabell 15) viser at det bare er beregnet TBT-konsentrasjon som overskrider PNEC, men denne overskridelsen er stor. En sammenlikning av de beregnede vannkonsentrasjonene (Tabell 15) med målte nivåer (Tabell 10) viser at de beregnede er ca 10 x lavere enn de målte for Hg og Zn, på nivå med de målte for enkeltkomponenter av PAH, og ca 250 x høyere enn målt for TBT. TBT gjør derfor at risikoen for økologisk skade på organismer i vannmassene også er uakseptabel. Målt TBT i de tre vannprøvene overskrider også PNEC med ca 6000 % og viser derfor også at denne risikoen er uakseptabel.

### **5.3.4 Samlet risikovurdering Trinn 2**

Beregningene ovenfor viser at sedimentene i Vikkilen utgjør en uakseptabel risiko for effekter på human helse og for økologiske effekter både i sedimentene og i vannmassene over. De supplerende undersøkelsene bekrefter at bunnfaunaen er påvirket (kapittel 4.2). Flere av miljøgiftene bidrar til risikoen for skade på human helse og sedimentøkosystemet, mens det bare er utlekking av TBT som utgjør en økologisk risiko i vannmassene. På basis av Trinn 2 er det derfor påkrevd at tiltak for å minske risikoen fra sedimentene vurderes.

---

<sup>5</sup> Predicted No Effects Concentration

Tabell 14. Beregnet miljøgiftkonsentrasjoner i porevannet. Overskridelse er målt i forhold til grenseverdier for konsentrasjoner i vann som gir effekter ved kronisk eksponering (PNEC<sub>w</sub>). Positive prosent viser overskridelse. Beregningene dekker både den maksimale sedimentkonsentrasjonen og gjennomsnittet av alle konsentrasjonene.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC <sub>w</sub> (ug/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC <sub>w</sub> med:	
	C <sub>pv, maks</sub> (mg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (mg/l)	C <sub>pv, maks</sub> (mg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	2,57E-02	1,65E-03	ikke målt	ikke målt	2,2	1068,0 %	-25,1 %
Kadmium	7,45E-05	6,59E-06	ikke målt	ikke målt	0,24	-68,9 %	-97,3 %
Kobber	1,45E-01	1,88E-02	ikke målt	ikke målt	0,64	22496,7 %	2833,9 %
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	1,33E-04	6,87E-06	ikke målt	ikke målt	0,048	177,1 %	-85,7 %
Nikkel	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	3,22E-01	1,79E-02	ikke målt	ikke målt	2,9	11000,6 %	516,5 %
Naftalen	1,99E-02	1,83E-03	ikke målt	ikke målt	2,4	727,1 %	-23,6 %
Acenaftilen	4,34E-04	1,52E-04	ikke målt	ikke målt	1,3	-66,6 %	-88,3 %
Acenaften	2,99E-03	4,58E-04	ikke målt	ikke målt	3,8	-21,3 %	-87,9 %
Fluoren	8,70E-04	1,90E-04	ikke målt	ikke målt	2,5	-65,2 %	-92,4 %
Fenantren	2,47E-03	6,08E-04	ikke målt	ikke målt	1,3	89,6 %	-53,2 %
Antracen	3,81E-04	1,12E-04	ikke målt	ikke målt	0,11	246,6 %	2,0 %
Fluoranten	9,30E-04	2,11E-04	ikke målt	ikke målt	0,12	675,1 %	75,7 %
Pyren	2,15E-03	4,56E-04	ikke målt	ikke målt	0,023	9226,4 %	1881,7 %
Benzo(a)antracen	1,23E-04	3,29E-05	ikke målt	ikke målt	0,012	928,0 %	174,3 %
Krysen	2,03E-04	4,31E-05	ikke målt	ikke målt	0,07	189,4 %	-38,4 %
Benzo(b)fluoranten	7,61E-05	2,88E-05	ikke målt	ikke målt	0,03	153,6 %	-3,9 %
Benzo(k)fluoranten	9,48E-05	1,91E-05	ikke målt	ikke målt	0,027	251,0 %	-29,3 %
Benzo(a)pyren	8,40E-05	2,15E-05	ikke målt	ikke målt	0,05	68,1 %	-57,0 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,95E-05	6,38E-06	ikke målt	ikke målt	0,002	874,7 %	218,8 %
Dibenzo(a,h)antracen	8,27E-06	1,88E-06	ikke målt	ikke målt	0,03	-72,4 %	-93,7 %
Benzo(ghi)perylene	4,47E-05	1,28E-05	ikke målt	ikke målt	0,002	2132,9 %	541,9 %
PCB 28	1,45E-06	4,34E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	3,92E-06	6,15E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	1,03E-06	1,57E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	1,75E-07	1,86E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	9,43E-07	1,47E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	8,39E-08	3,09E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	2,12E-07	3,44E-08	ikke målt	ikke målt			
Sum PCB7	7,82E-06	1,44E-06	ikke målt	ikke målt			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	2,27E+00	2,69E-01	ikke målt	ikke målt	0,0002	1082250982,3 %	128244713,7 %
Lindan	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,02		
Heksaklorbenzen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,013		
Pentaklorbenzen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	1,0		
Triklorbenzen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,0		
Hexaklorbutadien	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,44		
Pentaklorfenol	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,35		
Oktylfenol	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,12		
Nonylfenol	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,33		
Bisfenol A	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	1,60		
Tetrabrombisfenol A	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,052		
Pentabromdifenyyleter	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,53		
Heksabromcyclododekan	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,31		
Perfluorert oktylsulfonat (	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	25,0		
Diuron	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,20		
Irgarol	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,008		

Tabell 15. Beregnede miljøgiftkonsentrasjoner (ng/l) i vannet i Vikkilen i Trinn 2 som følge av gjennomsnittlig spredning fra sedimentet via biodiffusjon og oppvirvling og antatt oppholdstid av vannet på 1 uke. Overskridelse er målt i forhold til PNEC-verdier ( $\mu\text{g/l}$ ) for kronisk eksponering gitt i risikoveilederen. Positive prosent viser overskridelse.

Stoff	Beregnet vannkonsentrasjon ng/l	PNECw $\mu\text{g/l}$	% overskridelse
Bly	127,7	2,2	-94 %
Kadmium	0,424	0,24	-100 %
Kobber	333,4	0,64	-48 %
Kvikksølv	0,362	0,048	-99 %
Sink	697,7	2,9	-76 %
Naftalen	15,54	2,4	-99 %
Acenaftylen	1,156	1,3	-100 %
Acenaften	3,445	3,8	-100 %
Fluoren	1,371	2,5	-100 %
Fenantren	4,298	1,3	-100 %
Antracen	0,802	0,11	-99 %
Fluoranten	1,787	0,12	-99 %
Pyren	3,226	0,023	-86 %
Benzo(a)antracen	0,455	0,012	-96 %
Krysen	0,523	0,07	-99 %
Benzo(b)fluoranten	0,534	0,03	-98 %
Benzo(k)fluoranten	0,348	0,027	-99 %
Benzo(a)pyren	0,405	0,05	-99 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,276	0,002	-86 %
Dibenzo(a,h)antracen	0,069	0,03	-100 %
Benzo(ghi)perylene	0,278	0,002	-86 %
PCB 28	0,003		
PCB 52	0,003		
PCB 101	0,002		
PCB 118	0,001		
PCB 138	0,002		
PCB 153	0,003		
PCB 180	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	1281,1	0,0002	609949 %

## 5.4 Risikovurdering Trinn 3

Beregningene i risikovurderingen er gjentatt på grunnlag av resultatene fra de supplerende undersøkelsene. Dette utgjør en Trinn 3 vurdering der hovedvekten er lagt på TBT.

### 5.4.1 Trinn 3A: risiko for spredning fra sedimentet.

Beregningene etter Trinn 3 viste ingen endringer i spredning av metaller og en svakt redusert gjennomsnittlig spredning av flere av PAH-forbindelsene i forhold til Trinn 2 (Tabell 16). Trinn 3 beregningen av gjennomsnittlig TBT-spredning var bare ca 4 % av beregnet spredning i Trinn 2, men

overskred fortsatt klart spredningen fra et tenkt referansesediment. Reduksjonen skyldtes først og fremst redusert spredning via biodiffusjon og gjennom næringskjeden (Tabell 19).

Tabell 16. Beregnet prosent overskridelse av spredningen fra et tenkt referansesediment (ref Tabell 12) ut fra beregnet spredning i følge Trinn 2 og Trinn 3 i risikovurderingen. Beregningene omfatter spredning fra høyeste (Maks) og gjennomsnittlig (Middel) sedimentkonsentrasjon. Endring fra Trinn 2 til Trinn 3 er skyggelagt.

Stoff	% Overskridelse			
	Trinn 2 Maks	Trinn 3 Maks	Trinn 2 Middel	Trinn 3 Middel
Arsen				
Bly	4695 %	4688 %	208 %	207 %
Kadmium	273 %	273 %	-67 %	-67 %
Kobber	6822 %	6813 %	799 %	798 %
Kvikksølv	2011 %	2010 %	9 %	9 %
Sink	6428 %	6391 %	263 %	260 %
Naftalen	-11 %	-11 %	-92 %	-92 %
Acenaftylene	-66 %	-66 %	-88 %	-88 %
Acenaften	17 %	15 %	-82 %	-82 %
Fluoren	-65 %	-66 %	-92 %	-93 %
Fenantren	17 %	12 %	-71 %	-72 %
Antracen	263 %	248 %	7 %	2 %
Fluoranten	832 %	700 %	111 %	81 %
Pyren	390 %	334 %	4 %	-8 %
Benzo(a)antracen	1349 %	1078 %	287 %	214 %
Krysen	256 %	153 %	-24 %	-46 %
Benzo(b)fluoranten	245 %	144 %	31 %	-7 %
Benzo(k)fluoranten	377 %	237 %	-4 %	-32 %
Benzo(a)pyren	124 %	59 %	-43 %	-59 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1647 %	1338 %	471 %	370 %
Dibenzo(a,h)antracen	-54 %	-63 %	-89 %	-92 %
Benzo(ghi)perylene	2982 %	2154 %	786 %	548 %
Tributyltinn (TBT-ion)	71523 %	747 %	8387 %	268 %



### 5.4.2 Trinn 3B: risiko for skade på human helse

Trinn 3 beregningene har bare omfattet risikoen knyttet til TBT. Resultatene (Tabell 17) viser at når man legger målte verdier for porevann, fluks og vevsnivå i organismer til grunn så reduseres beregnet risiko for skade på human helse av TBT til akseptabel. Imidlertid utgjør gjennomsnittskonsentrasjonene av Pb, sumPCB<sub>7</sub> og tre av PAH-forbindelsene, spesielt benzo(a)pyren fortsatt en uakseptabel risiko for human helse.

Tabell 17. Beregnet total livstidsdose av TBT, samt overskridelse av grenseverdi for tolerabelt inntak ut fra Trinn 2 og Trinn 3 i risikovurderingen. Positive prosenter angir overskridelse.

Tributyltinn (TBT-ion)	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR med:	
	DOSE <sub>maks</sub> (mg/kg/d)	DOSE <sub>middel</sub> (mg/kg/d)		Maks	Middel
Trinn 2	4,86E-01	5,76E-02	2,50E-04	194475,1 %	22956,8 %
Trinn 3	2,62E-04	1,06E-04	2,50E-04	5,0 %	-57,6 %

### 5.4.3 Trinn 3C: risiko for skade på økosystemet.

Trinn 3 beregningene påvirker ikke konklusjonene fra Trinn 1 som viste at målte nivåer av Pb, Cu, Hg, Zn, PAH og TBT i sedimentet overskrider grenseverdiene for økologiske effekter. Porevannskonsentrasjonene beregnet ut fra den målte K<sub>d</sub> for TBT i Trinn 3 var ca 17 ganger lavere enn tilsvarende i Trinn 2, men fortsatt langt over PNEC-verdien for TBT (Tabell 18). Siden Trinn 3 ikke endret de beregnede porevannskonsentrasjonene for de øvrige miljøgiftene vil porevannet fortsatt utgjøre en uakseptabel risiko for skade på dyr i sedimentet på grunn av innholdet av Cu, Zn, PAH og TBT.

Tabell 18. Beregnet porevannskonsentrasjon av TBT (µg/l) ut fra Trinn 2 og Trinn 3 i risikoveilederen, samt prosent overskridelse av PNEC for vann gitt i veilederen.

Tributyltinn (TBT-ion)	Beregnet porevannskonsentrasjon med K <sub>d</sub> =41		Beregnet porevannskonsentrasjon med målt K <sub>d</sub> =724		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC <sub>w</sub> (µg/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC <sub>w</sub> med:	
	C <sub>pv, maks</sub> (µg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (µg/l)	C <sub>pv, maks</sub> (µg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (µg/l)		Maks	Middel
Trinn 2	2270	269			0,0002	1,1E+09 %	1,3E+08 %
Trinn 3			128	15	0,0002	6,1E+07 %	7,1E+06 %

I Trinn 3 er de målte fluksene av TBT fra sedimentet (kapittel 4.3.1) brukt til å estimere TBT-konsentrasjonen i vannmassene i Vikkilen som skyldes spredningen fra sedimentene. Resultatene viser

at spredning ved biodiffusjon er betydelig lavere i Trinn 3 enn i Trinn 2 (Tabell 19). Den beregnede TBT-konsentrasjonen i vannmassene blir derfor bare ca 4 % av det som ble funnet i Trinn 2, men overskrider likevel i betydelig grad PNEC. Som tidligere vist (kapittel 5.3.3) var også målt TBT de tre vannprøvene langt høyere enn PNEC. Trinn 3 endrer derfor ikke konklusjonen om at risikoen for skade på økosystemet i vannmassene er uakseptabel på grunn av TBT.

Tabell 19. Beregnet konsentrasjon av TBT i vannmassene i Vikkilen som følge av spredning fra sedimentene. Prosent overskridelse av kronisk PNEC gitt i risikoveilederen er også vist.

Tributyltinn (TBT-ion)	F <sub>tot, middel</sub> [mg/m <sup>2</sup> /år]	F <sub>diff, middel</sub> [mg/m <sup>2</sup> /år]	F <sub>skipnormert, middel</sub> [mg/m <sup>2</sup> /år]	F <sub>org, middel</sub> [mg/m <sup>2</sup> /år]	C <sub>sv</sub> µg/l	PNEC <sub>w</sub> µg/l	% overskridelse
Trinn 2	978,44	955,84	4,98	17,61	1,2811	0,0002	609949 %
Trinn 3	42,48	38,30	3,83	0,34	0,0562	0,0002	26652 %

#### 5.4.4 Risikovurdering av området utenfor Skjeviga

Figur 3 viser at området sør for Skjeviga har klart lavere innhold av TBT enn lenger nord. Vi har derfor gjort en separat Trinn 3 vurdering av dette området som grunnlag for en evt. nyansering av tiltaksvurderingen. Resultatene viste at spredningen av flere miljøgifter også i dette delområdet overskrider spredningen fra et tenkt referansesediment (Tabell 20). Dette gjelder imidlertid ikke lenger TBT. Sedimentene utgjør også en uakseptabel risiko for skade på human helse (Tabell 21) først og fremst grunnet den kreftfremkallende PAH-forbindelsen benzo(a)pyren, men ikke grunnet TBT. Videre overskrider beregnede konsentrasjoner i porevannet de kroniske PNECverdiene (Tabell 22) for flere av miljøgiftene inklusive TBT. Miljøgiftene utgjør derfor en uakseptabel risiko for skade på sedimentlevende organismer i delområdet.

I Trinn 3 for hele Vikkilen var det bare TBT som utgjorde uakseptabel risiko i vannmassene som følge av spredning fra sedimentet. Spredning av TBT fra sedimentet i delområdet gir en beregnet konsentrasjon i vannmassene i hele Vikkilen som overskrider kronisk PNEC med 2282 %, dvs at delområdet alene utgjør en uakseptabel risiko for økologisk skade også utenfor sedimentet.

Totalbildet er at de lavere TBT-nivåene i sedimentene i det ytre området gjør at TBT bidrar mindre til den totale risiko fra sedimentene. Endring i konsentrasjon av de øvrige miljøgiftene fra innerst til ytterst i Vikkilen er mindre systematisk, slik at risikobidraget fra disse ikke endrer seg nevneverdig. Delvurderingen viser derfor at området utenfor Skjeviga ikke kan utelukkes fra en tiltaksvurdering.

Tabell 20. Trinn 3 beregning av miljøgiftspredning fra sedimentene utenfor Skjeviga i Vikkilen, og overskridelse i forhold til et tenkt referansesediment.

Stoff	Beregnet spredning		Spredning dersom $C_{sed}$ er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m <sup>2</sup> /år)	F <sub>tot</sub> overskrider referansespredning med:	
	F <sub>tot, maks</sub> (mg/m <sup>2</sup> /år)	F <sub>tot, middel</sub> (mg/m <sup>2</sup> /år)		Maks	Middel
Arsen	mangler	mangler	6,97E+01		
Bly	3,72E+01	2,58E+01	3,12E+01	19 %	-17 %
Kadmium	1,93E-01	1,33E-01	9,64E-01	-80 %	-86 %
Kobber	5,90E+01	4,41E+01	2,79E+01	111 %	58 %
Krom totalt (III + VI)	mangler	mangler	2,05E+02		
Kvikksølv	5,25E+00	1,40E+00	2,49E-01	2010 %	462 %
Nikkel	mangler	mangler	4,69E+01		
Sink	7,89E+01	6,46E+01	1,46E+02	-46 %	-56 %
Naftalen	1,27E+02	3,75E+01	1,42E+02	-11 %	-74 %
Acenaftilen	2,50E+00	1,40E+00	7,40E+00	-66 %	-81 %
Acenaften	1,92E+00	1,23E+00	1,50E+01	-87 %	-92 %
Fluoren	1,89E+00	9,61E-01	1,43E+01	-87 %	-93 %
Fenantren	6,06E+00	3,55E+00	1,21E+01	-50 %	-71 %
Antracen	1,16E+00	7,69E-01	6,08E-01	91 %	26 %
Fluoranten	2,18E+00	1,73E+00	8,51E-01	156 %	104 %
Pyren	3,78E+00	2,93E+00	2,92E+00	29 %	0 %
Benzo(a)antracen	6,31E-01	4,73E-01	1,32E-01	376 %	257 %
Krysen	6,95E-01	5,64E-01	1,07E+00	-35 %	-47 %
Benzo(b)fluoranten	1,02E+00	9,49E-01	6,38E-01	59 %	49 %
Benzo(k)fluoranten	4,94E-01	3,64E-01	5,70E-01	-13 %	-36 %
Benzo(a)pyren	6,70E-01	4,91E-01	1,09E+00	-39 %	-55 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	4,12E-01	2,84E-01	5,30E-02	678 %	437 %
Dibenzo(a,h)antracen	8,96E-02	6,69E-02	7,59E-01	-88 %	-91 %
Benzo(ghi)perylene	4,86E-01	3,39E-01	4,53E-02	974 %	649 %
PCB 28	5,64E-03	3,52E-03			
PCB 52	6,35E-03	4,20E-03			
PCB 101	2,23E-03	1,38E-03			
PCB 118	9,80E-04	5,69E-04			
PCB 138	2,84E-03	1,72E-03			
PCB 153	1,41E-03	1,14E-03			
PCB 180	8,26E-04	5,44E-04			
Sum PCB7	2,03E-02	1,31E-02			
DDT	mangler	mangler	2,51E-02		
Tributyltinn (TBT-ion)	5,61E+00	4,10E+00	1,15E+01	-51 %	-64 %

Tabell 21. Trinn 3 beregning av total livstidsdose av miljøgifter med opphav i sedimentene for området utenfor Skjeviga, samt overskridelse i forhold til akseptable grenser for human risiko.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med:	
	DOSE <sub>maks</sub> (mg/kg/d)	DOSE <sub>middel</sub> (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	mangler	mangler	1,00E-04		
Bly	3,98E-04	2,76E-04	3,60E-04	10,5 %	-23,3 %
Kadmium	4,81E-07	3,31E-07	5,00E-05	-99,0 %	-99,3 %
Kobber	5,26E-04	3,94E-04	5,00E-03	-89,5 %	-92,1 %
Krom totalt (III + VI)	mangler	mangler	5,00E-04		
Kvikksølv	1,13E-05	3,02E-06	1,00E-05	13,0 %	-69,8 %
Nikkel	mangler	mangler	5,00E-03		
Sink	2,80E-03	2,29E-03	3,00E-02	-90,7 %	-92,4 %
Naftalen	1,95E-03	5,78E-04	4,00E-03	-51,3 %	-85,5 %
Acenaftylen	2,14E-04	1,20E-04			
Acenaften	2,43E-04	1,55E-04			
Fluoren	3,15E-04	1,60E-04			
Fenantren	1,60E-03	9,36E-04	4,00E-03	-60,0 %	-76,6 %
Antracen	2,90E-04	1,92E-04	4,00E-03	-92,7 %	-95,2 %
Fluoranten	2,11E-03	1,68E-03	5,00E-03	-57,8 %	-66,3 %
Pyren	2,87E-03	2,22E-03			
Benzo(a)antracen	8,49E-04	6,37E-04	5,00E-04	69,9 %	27,4 %
Krysen	1,65E-03	1,34E-03	5,00E-03	-67,0 %	-73,3 %
Benzo(b)fluoranten	2,44E-03	2,27E-03			
Benzo(k)fluoranten	1,20E-03	8,80E-04	5,00E-04	139,2 %	76,1 %
Benzo(a)pyren	1,59E-03	1,16E-03	2,30E-06	68884,8 %	50431,4 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,18E-04	3,58E-04	5,00E-04	3,7 %	-28,4 %
Dibenzo(a,h)antracen	1,29E-04	9,62E-05			
Benzo(ghi)perylene	1,04E-03	7,29E-04	3,00E-03	-65,2 %	-75,7 %
PCB 28	1,19E-07	9,23E-08			
PCB 52	4,82E-07	2,21E-07			
PCB 101	6,20E-07	3,46E-07			
PCB 118	6,30E-07	3,37E-07			
PCB 138	5,92E-07	4,68E-07			
PCB 153	5,53E-07	3,97E-07			
PCB 180	1,89E-06	1,25E-06			
Sum PCB7	4,89E-06	3,11E-06	2,00E-06	144,3 %	55,4 %
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	1,78E-04	9,62E-05	2,50E-04	-29,0 %	-61,5 %

Tabell 22. Trinn 3 beregning av miljøgiftkonsentrasjoner i porevannet i sedimentene sør for Skjeviga i Vikkilen, samt overskridelse av PNEC-verdi for kronisk belastning.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC <sub>w</sub> (ug/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC <sub>w</sub> med:	
	C <sub>pv, maks</sub> (mg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (mg/l)	C <sub>pv, maks</sub> (mg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	6,39E-04	4,44E-04	ikke målt	ikke målt	2,2	-70,9 %	-79,8 %
Kadmium	4,00E-06	2,75E-06	ikke målt	ikke målt	0,24	-98,3 %	-98,9 %
Kobber	4,42E-03	3,31E-03	ikke målt	ikke målt	0,64	<b>591,3 %</b>	<b>417,2 %</b>
Krom totalt (III + VI)	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	1,33E-04	3,55E-05	ikke målt	ikke målt	0,048	<b>177,1 %</b>	-26,1 %
Nikkel	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	2,68E-03	2,20E-03	ikke målt	ikke målt	2,9	-7,4 %	-24,2 %
Naftalen	1,99E-02	5,89E-03	ikke målt	ikke målt	2,4	<b>727,1 %</b>	<b>145,3 %</b>
Acenaftylen	4,34E-04	2,43E-04	ikke målt	ikke målt	1,3	-66,6 %	-81,3 %
Acenaften	3,34E-04	2,14E-04	ikke målt	ikke målt	3,8	-91,2 %	-94,4 %
Fluoren	3,43E-04	1,74E-04	ikke målt	ikke målt	2,5	-86,3 %	-93,0 %
Fenantren	1,10E-03	6,46E-04	ikke målt	ikke målt	1,3	-15,1 %	-50,3 %
Antracen	2,10E-04	1,38E-04	ikke målt	ikke målt	0,11	<b>90,7 %</b>	<b>25,9 %</b>
Fluoranten	2,98E-04	2,37E-04	ikke målt	ikke målt	0,12	<b>148,0 %</b>	<b>97,7 %</b>
Pyren	6,39E-04	4,95E-04	ikke målt	ikke målt	0,023	<b>2678,1 %</b>	<b>2053,0 %</b>
Benzo(a)antracen	4,99E-05	3,74E-05	ikke målt	ikke målt	0,012	<b>315,7 %</b>	<b>211,8 %</b>
Krysen	5,20E-05	4,22E-05	ikke målt	ikke målt	0,07	-25,7 %	-39,7 %
Benzo(b)fluoranten	4,96E-05	4,63E-05	ikke målt	ikke målt	0,03	<b>65,4 %</b>	<b>54,3 %</b>
Benzo(k)fluoranten	2,44E-05	1,79E-05	ikke målt	ikke målt	0,027	-9,8 %	-33,6 %
Benzo(a)pyren	3,23E-05	2,37E-05	ikke målt	ikke målt	0,05	-35,4 %	-52,6 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,05E-05	7,28E-06	ikke målt	ikke målt	0,002	<b>427,5 %</b>	<b>264,1 %</b>
Dibenzo(a,h)antracen	2,62E-06	1,96E-06	ikke målt	ikke målt	0,03	-91,3 %	-93,5 %
Benzo(ghi)perylene	2,13E-05	1,48E-05	ikke målt	ikke målt	0,002	<b>963,9 %</b>	<b>642,1 %</b>
PCB 28	7,93E-07	4,95E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	5,90E-07	3,90E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	1,59E-07	9,82E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	1,90E-08	1,10E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	1,78E-07	1,08E-07	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	1,94E-08	1,57E-08	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	3,85E-08	2,54E-08	ikke målt	ikke målt			
Sum PCB7	1,80E-06	1,14E-06	ikke målt	ikke målt			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	2,35E-02	1,75E-02	ikke målt	ikke målt	0,0002	<b>11171524,1 %</b>	<b>8332069,6 %</b>

## 5.5 Konklusjon mht risiko fra sedimentene

Sedimentenes innhold av miljøgifter utgjør i følge SFTs reviderte risikoveileder Trinn 1 – 3 en uakseptabel risiko for økologisk skade. Risikoen er åpenbart størst for organismer som lever i vedvarende kontakt med sedimentet der først og fremst TBT, men også Cu, Zn og PAH bidrar til risikoen, kanskje også Pb og Hg. Det er også risiko for økologisk skade i den øvrige delen av det marine miljøet i Vikkilen (vannmasser, strandområder) gjennom utlekking og oppvirvling av TBT fra sedimentet. Denne konklusjonen gjelder for Vikkilen som helhet og for området utenfor Skjeviga alene.

I bakgrunnsdokumentet til risikoveilederen (SFT TA 2231/2007) påpekes at det fortsatt er så mye usikkerhet rundt de reelle miljøvirkningene av TBT at det i svært mange tilfeller er liten nytte i å gjennomføre sedimenttiltak der målet bare er å redusere risikoen fra TBT. Hvis det bare var økosystemet i vannmassene man var opptatt av i Vikkilen ville dette vært en slik situasjon.

Trinn 3 vurderingen viser at sedimentene utgjør en uakseptabel risiko for skade på human helse. Flere miljøgifter bidrar, der konsum av lokal sjømat er den viktigste eksponeringsvegen. Det bør påpekes at selv om sedimentene ikke utgjør slik risiko, er det uavklart om fisk og skalldyr har nivåer av miljøgifter som gjør det aktuelt å vurdere kostholdsrad for Kilen. Slik vurdering faller imidlertid utenfor denne rapporten.

## 6. Tiltaksvurdering

### 6.1 Tidligere tiltaksvurderinger

NIVA har tidligere utarbeidet et notat om alternative tiltak i Vikkilen knyttet til sedimentforurensningen (Schaanning og Næs 2006). Notatet skisserer tiltaksalternativer i ulike delområder og gir et kostnadsestimat for disse. Begrunnelsen for denne tiltaksvurderingen var den høye sedimentforurensningen. Risikovurderingen som nå er gjennomført konkluderer med at sedimentforurensningen utgjør en uakseptabel risiko for skade på økosystemet både i sedimentet og ovenforliggende vannmasser, samt risiko for skade på human helse gjennom konsum av lokal sjømat. Kriteriene for uakseptabel risiko er satt i følge SFTs risikoveileder (SFT TA-2230/2007). Risikovurderingen bekrefter derved behovet for en tiltaksvurdering.

### 6.2 Mål for tiltak, akseptkriterier

Som nevnt i kapittel 2.3 finnes det verken overordnede miljømål eller spesifikke miljømål for Vikkilen bortsett fra at fylkesmannen har fremsatt ønske om tiltak slik at området kan oppnå så god økologisk status som mulig i fremtiden. Akseptkriteriene for tiltak bør derfor være at nivåene av miljøgifter i det bioaktive overflatelaget av sedimentene etter tiltak er slik at den ovenfor nevnte risikoen akseptabel. I praksis bør det bioaktive laget defineres som de øvre 10 cm.

### 6.3 Tiltaksalternativer

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 sand eller lignende)
3. Avvente situasjonen og overvåke for å dokumentere at situasjonen bedrer seg ved naturlig overdekking av sediment.

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 sedimentersom det ikke er nødvendig for å øke seilingsdyp eller av andre praktiske hensyn. Tildekking er et klart foretrukket alternativ. Hvis mudring anbefales bør akseptkriteriet være at gjennomsnittskonsentrasjonene i det bioaktive laget, inklusive dette sjiktet, utgjør en akseptabel risiko.

Tildekking med rene masser vil på en rask måte oppfylle akseptkriteriet. 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. En annen forutsetning er de topografiske forholdene ligger til rette for tildekking. I Vikkilen har sedimentbunnen relativt liten skråning slik at det bør være mulig å legge ut et dekklag uten fare for geoteknisk destabilisering og utrasning.

I situasjoner hvor forurensningstilførslene har vært store tidligere og hvor det er iverksatt rensetiltak eller avskjæring av kilder vil de dypere delene av sedimentene være mer forurenset enn overflatelaget,

og videre overdekking ved naturlig sedimentering vil etter hvert gi akseptabel risiko. I Vikkilen viser analyser av to sedimentkjerner tatt omtrent ved midtlinjen i indre del av kilen i 2004 de øverste ca 10 cm hadde omtrent samme TBT-nivå (Næs et al 2005). Vi regner at situasjonen er den samme i dag. Med en beregnet sedimentasjonsrate på ca 1 mm/år i indre del og 6 mm/år i ytre del (Næs et al 2005) må man forvente at det vil ta uakseptabelt lang tid (anslagsvis 16 – 70 år) før naturlig remediering har gitt et bioaktivt lag som oppfyller akseptkriteriet.

## **6.4 Anbefaling om tiltak**

### **6.4.1 Delområder**

NIVA (Schaanning og Næs 2006) foreslo differensierte tiltak i ulike områder av Vikkilen. Disse områdene stemmer i rimelig grad med de som er skissert i Figur 8 (tilsvarende Figur 3) på basis av alle sedimentresultatene. Vi anbefaler derfor at man skiller ut området like utenfor og sør for Nymo som et område A (tilsvarende område 1 og 2 i Schaanning og Næs (2006)). Videre bør det gjøres et skille mellom resten av området innenfor Skjeviga som Område B (tilsvarende område 3, 4 og 5 i Schaanning og Næs (2006)) og utenfor som Område C (tilsvarende område 6 og 7 i Schaanning og Næs (2006)). De supplerende sedimentundersøkelsene viser at det ikke er noen klart synkende gradient i TBT-nivåer utover i Område C, dvs at grunnlaget for en deling i underområde 6 og 7 er svakt.

#### **6.4.2 Tiltaksvurdering Område A**

I dette området viser alle sedimentresultatene over 10 mgTBT/kg. Et hotspotområde helt inn mot kaiene ved Nymo har konsentrasjoner opp mot 100 mgTBT/kg. Noe av dette allerede dekket til i forbindelse med kaiutbyggingen til Nymo. For resten av område A foreslår Schaanning og Næs (2006) mudring ned til minimum 20 cm sedimentdyp og deretter tildekking med tilsvarende tykkelse rene dekkmasser. Det er ingenting i de nye undersøkelsene som tilsier at dette forslaget bør endres, men på grunn av nevnte kaiutbygging vil mudringsbehovet være noe mindre. Tiltaket bør teknisk gjennomføres på en slik måte at man sikrer at den gjennomførte tildekkingen ikke ødelegges.

#### **6.4.3 Tiltaksvurdering Område B**

Hele dette området har TBT-nivåer mellom 1 og 10 mg/kg, også de lengst mot øst som ikke ble kartlagt i 2004. Som påpekt av Schaanning og Næs (2006) er mudring 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.

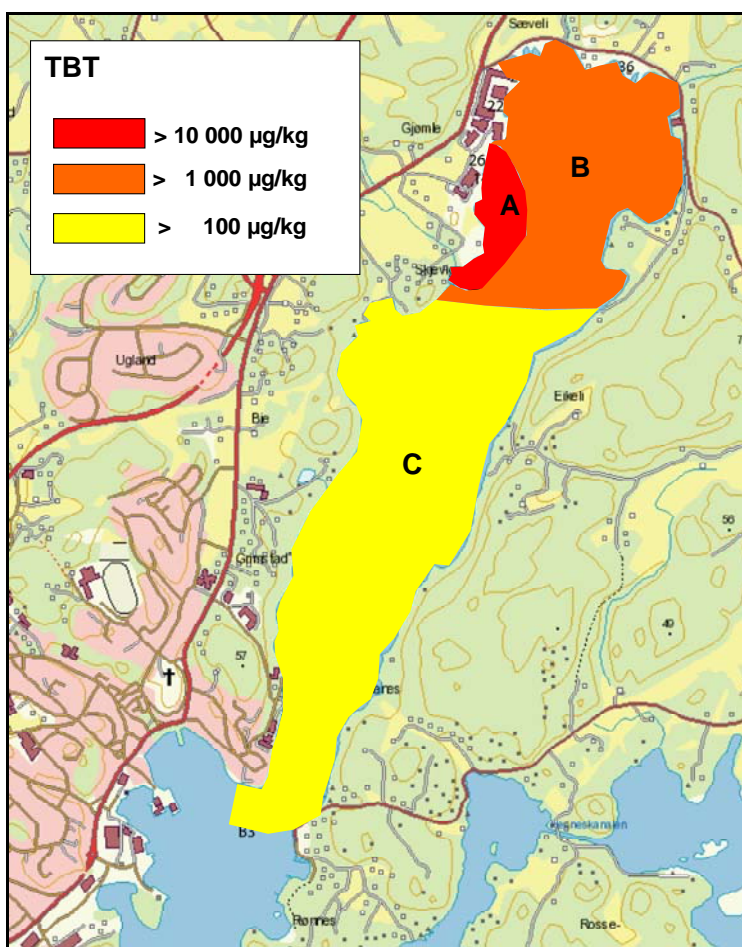
#### **6.4.4 Tiltaksvurdering Område C**

Her er det tidligere (Schaanning og Næs (2006)) forelått en tildekking med 2x20 cm rene dekkmasser (evt 2x10 cm om det kan gjennomføres tilfredsstillende rent teknisk). 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 PCB<sub>7</sub> 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 tynnsjiktstildekking eliminere

risiko for human helse mens  $2 \times 10^6$  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 avvete 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 (kapittel 4.2) viser imidlertid 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.

#### 6.4.5 Rekkefølge av tiltak

Det er rimelig at man tar sikte på å gjennomføre tiltakene i Område A først, dernest Område B, og etter det igjen vurderer behovet for tiltak i Område C.



Figur 8. Forslag til inndeling i delområder for tiltak.

#### 6.5 Behov for arealbruksbegrensning

Hvis de tiltak som er foreslått gjennomføres ser vi kun to mulige behov for arealbruksbegrensning som bør avklares.



- Begrensning i konsum av lokal sjømat. Risikovurderingen viser at tiltakene vil gjøre risikoen akseptabel, men begrensning i form av kostholdsråd er uavklart, inntil en vurdering gjøres av Mattilsynet.
- Begrensning i skipsmanøvrering. Foreslått tiltak mot propellersjøl er basert på nåværende og forventet skipstrafikk knyttet til Nymos virksomhet. Det kan derfor være behov å sikre at fremtidig skipstrafikk ikke eroderer andre områder der dekklaget ikke er erosjonssikkert.

## 6.6 Behov for overvåking

Det bør etableres et miljøkontrollprogram som gjennomføres under og etter tiltaksperioden. Programmet bør ha følgende målsetninger og elementer:

*Kontrollere at tiltaksarbeidet selv ikke forårsaker uakseptabel oppvirvling og spredning av forurensede partikler under gjennomføringen.*

Anbefalte elementer:

- Løpende logging av partikkelspredning under anlegg samt stikkprøvekontroll på partiklenes miljøgiftinnhold.
- Analyse av miljøgiftinnhold i lokal sjømat før og etter gjennomføringen for å fastslå om den har forårsaket spredning av biotilgjengelige miljøgifter. Fokus bør være på Hg, PAH og TBT.

*Verifisere at sedimentforholdene etter gjennomførte tiltak tilfredsstiller kravene gitt i tiltaksplanen mht dekklagstykkelse og miljøgiftnivåer.*

Anbefalte elementer:

- Fysisk karakterisering av ”ny” sjøbunn ved bruk av undervannsvideo og/eller sedimentprofilkamera.
- Kjemisk karakterisering av overflatelaget på et tilstrekkelig antall lokaliteter som grunnlag for å fastslå forurensningsgrad i det bioaktive laget og bedømme om miljømålet er oppnådd. Programmet bør omfatte vertikalprofil av utvalgte miljøgifter ned til minimum 20 cm sedimentdyp (f.eks 0-5, 5-10 og 10-20 cm) som grunnlag for å kartlegge nivåer i det nye bioaktive laget.

*Oppfølgende overvåking for å følge den langsiktige utviklingen i Vikkilen.*

Anbefalte elementer:

- Sedimentundersøkelse etter anslagsvis 6 år for å bekrefte varigheten av tiltaket. Om kilder er eliminert vil ny sedimentering i stor grad være ren og bare forsterke virkningen av tildekkingen.
- Følge tidsutviklingen av miljøgifter i lokal sjømat ved ny undersøkelse etter 3 år, hvoretter behovet for videre overvåking avklares.
- Følge tidsutviklingen i etableringen av ny sedimentfauna anslagsvis hvert 3 år til forventet normaltilstand er gjenopprettet.

## 7. Konklusjoner

Supplerende undersøkelse av tungmetaller, PAH, PCB og TBT i bunnsedimentene i Vikkilen, som dekket områder i østre og ytre del av indre Vikkilen bekrefter tidligere påviste miljøgiftnivåer samt det geografiske mønsteret av TBT i sedimentene.

Økologisk tilstand hos bunnfaunaen ytterst i Vikkilen er rimelig god med en relativt rik bunnfauna, men det er en gradvis og klar forverring av tilstanden jo lenger inn man kommer. Rett utenfor Nymo finnes en meget arts- og individfattig fauna, dominert av dyr som tåler høy forurensning. Tilstanden bedømmes likevel generelt som bedre enn det man skulle forvente med de TBT-nivåene som er i sedimentet sett ut fra grenseverdiene for økologisk skade i SFTs risikoveileder og SFTs klassifisering av sedimenters miljøkvalitet.

Konsentrasjonen av TBT i porevannet i sedimenter hentet inn fra indre del av Vikkilen var konsistent med forskjeller i sedimentkonsentrasjon. Ut fra disse ble det beregnet en stedsspesifikk fordelingskoeffisient mellom sediment og porevann på 724 l/kg som er ca 70 ganger høyere enn den Kd som anvendes i SFTs risikoveileder. Dette betyr at risikoveilederen overestimerer utlekkingen av TBT til porevannet. Flukser av TBT fra sediment til vann målt i de samme sedimentene varierte fra 4 til 18  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$  og var positivt korrelert med TBT-konsentrasjonene i sedimentet. Fluksene var i snitt 155 ganger lavere enn tilsvarende flukser beregnet på standard måte etter SFTs risikoveileder, og 7 ganger lavere dersom lokal Kd ble benyttet. Det betyr at fluks av TBT til vannmassene overestimeres i risikoveilederen.

Sammenhengen mellom TBT-nivå i stedlig bunnfauna og i sedimentet varierte med art. Det var positiv korrelasjon for den arten som ble ansett som mest pålitelig, og bioakkumulasjonen stemte meget godt med det som ble beregnet ved bruk av sedimentkonsentrasjon og stedlig fordelingskoeffisient Kd. Dette betyr at risikoveilederen Trinn 2 overestimerer bioakkumuleringen av TBT i sedimentlevende dyr.

Oppvirvling av bunnsedimenter i indre del av Vikkilen under manøvrering av kranskipet "Rambis" i februar 2008, førte til en ca 70 % økning i turbiditeten i vannmassene omkring. Beregninger viste at dette utgjorde i størrelsesorden 1800 kg suspendert materiale. Dette er i rimelig samsvar med det som er funnet ved andre undersøkelser knyttet til propelloppvirvling.

Hg i vannprøver tatt fra områder med forhøyet turbiditet viste Hg i SFT tilstandsklasse II (god), Zn i klasse III (moderat) og IV (dårlig) og TBT så vidt inne i klasse V (svært dårlig). Dette indikerer at TSM i vannprøvene besto av en blanding av oppvirvlede sedimentpartikler og annet suspendert materiale som var renere enn sedimentet. Mønsteret i sammenlikning med sedimentene indikerer at suspendert materiale i vannprøvene besto av en blanding av oppvirvlede sedimentpartikler og annet suspendert materiale som var renere enn sedimentet.

Analyse av miljøgifter i blåskjell før og etter kaiutbyggingen hos Nymo viste at utbyggingen har ført til en klar økning i innholdet av tinnorganiske forbindelser i blåskjell. Resultatene viste også en økning i Hg i skjell tatt nær Nymo i forhold skjell tatt lenger ute i Vikkilen, men nivåene på alle stasjoner var lave ved begge undersøkelsene. Kaiutbyggingen har ikke ført til økning av PCB-innholdet i blåskjell, som også generelt lå på bakgrunnsnivå.

Risikovurdering av sedimentene etter SFTs reviderte risikoveileder (SFT TA-2230/2007) Trinn 2 viste at sedimentene i Vikkilen, slik de ligger i dag, utgjør en uakseptabel risiko for effekter på human helse og for økologiske effekter både i sedimentene og i vannmassene over. De supplerende undersøkelsene bekrefter at bunnfaunaen er påvirket. Flere av miljøgiftene bidrar til risikoen for skade på human helse

og sedimentøkosystemet, mens det bare er utlekking av TBT som utgjør en økologisk risiko i vannmassene. På basis av Trinn 2 er det derfor påkrevd at tiltak for å minske risikoen fra sedimentene vurderes.

Beregningene i risikovurderingen er gjentatt på grunnlag av resultatene fra de supplerende undersøkelsene. Dette utgjør en Trinn 3 vurdering der hovedvekten er lagt på TBT. Beregningene viste ingen endringer i spredning av metaller og en svakt redusert spredning av PAH i forhold til Trinn 2. Beregnet spredning av TBT i Trinn 3 var bare ca 4 % av beregnet spredning i Trinn 2, men overskred fortsatt klart spredningen fra et tenkt referansesediment. I Trinn 3 ble beregnet risiko for skade på human helse av TBT redusert til akseptabel, mens sumPCB<sub>7</sub> og tre av PAH-forbindelsene, spesielt benzo(a)pyren fortsatt utgjorde uakseptabel risiko for human helse. Trinn 3 viste at både sediment- og porevannskonsentrasjonene av flere av miljøgiftene utgjorde uakseptabel risiko for skade på sedimentlevende organismer. Det var bare TBT som utgjorde uakseptabel risiko i vannmassene som følge av spredning fra sedimentet.

Separat Trinn 3 vurdering av sedimentområdet sør for Skjeviga viste at spredningen av flere miljøgifter også i dette delområdet overskrider spredningen fra et tenkt referansesediment, men ikke TBT. Sedimentene utgjør også en uakseptabel risiko for skade på human helse først og fremst grunnet den kreftfremkallende PAH-forbindelsen benzo(a)pyren, men ikke grunnet TBT. Miljøgiftene inklusive TBT utgjør en uakseptabel risiko for skade på sedimentlevende organismer i delområdet. På grunn av TBT utgjør også delområdet alene en uakseptabel risiko for økologisk skade i vannmassene i Vikkilen. Totalbildet er at de lavere TBT-nivåene i sedimentene i det ytre området gjør at TBT bidrar mindre til den totale risiko fra sedimentene. Endring i konsentrasjon av de øvrige miljøgiftene fra innerst til ytterst i Vikkilen er mindre systematisk, slik at risikobidraget fra disse ikke endrer seg nevneverdig. Vurderingen viser at området utenfor Skjeviga ikke kan utelukkes fra en tiltaksvurdering.

Samlet viser risikovurderingene at sedimentenes innhold av miljøgifter utgjør en uakseptabel risiko for økologisk skade. Risikoen er åpenbart størst for organismer som lever i vedvarende kontakt med sedimentet der først og fremst TBT, men også Cu, Zn og PAH bidrar til risikoen, kanskje også Pb og Hg. Det er også risiko for økologisk skade i den øvrige delen av det marine miljøet i Vikkilen (vannmasser, strandområder) gjennom utlekking og oppvirvling av TBT fra sedimentet. Denne konklusjonen gjelder for Vikkilen som helhet og for området utenfor Skjeviga alene.

Akseptkriteriene for tiltak bør være at nivåene av miljøgifter i det bioaktive overflatelaget av sedimentene etter tiltak er slik at den ovenfor nevnte risikoen akseptabel. I praksis bør det bioaktive laget defineres som de øvre 10 cm.

NIVA har tidligere foreslått differensierte tiltak i ulike områder av Vikkilen, de nye sedimentresultatene støtter den foreslått inndelingen i delområder på basis av TBT-nivåene. Det anbefales derfor at man i tiltaksvurderingen skiller ut området like utenfor og sør for Nymo som et sterkt belastet område A. Videre bør det gjøres et skille mellom resten av området innenfor Skjeviga som Område B og området utenfor som Område C.

For Område A anbefales mudring ned til minimum 20 cm sedimentdyp og deretter tildekking med tilsvarende tykkelse rene dekkmasser. Tiltaket bør teknisk gjennomføres på en slik måte at man sikrer at tildekkingen som er etablert utenfor de nye kaiene ikke ødelegges.

For Område B foreslås tildekking med 2x20 cm dekkmasser. I den delen som utsettes for propellerrosjon bør massene være egnet til å motstå denne, evt med underliggende geotekstil hvis dette er nødvendig for å holde dekklaget stabilt.

I Område C er risikoen for økologiske effekter i vannsøylen allerede akseptabel. 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 tynnsjiktstildekning (ca 5 cm) eliminere risiko for human helse mens 2x10 cm vil være nok mht effekter på sedimentfauna. Beslutning om tiltak for å redusere risikoen fra benzo(a)pyren på human helse bør avvente analyser av PAH i lokal sjømat. Faunaen i området er imidlertid klart forurensningspåvirket, og fylkesmannens ønske om så god økologisk status som mulig tilsier derfor at tildekning med 2x10 cm masser gjøres i Område C.

To mulige begrensninger i fremtidig arealbruk bør vurderes. Begrensning i form av kostholdsråd mht konsum av lokal sjømat er uavklart inntil en vurdering gjøres av Mattilsynet. Det kan også være behov for regulering av skipstrafikken for å hindre proellerosjon i områder der dekklaget ikke blir erosjonssikkert.

Følgende behov for oppfølgende miljøundersøkelser og overvåking er identifisert.

- Overvåking av miljøgiftspredning til vannmassene i anleggsfasen samt analyse av miljøgiftinnhold i lokal sjømat før og etter gjennomføringen, med fokus på Hg, PAH og TBT.
- Verifisere at sedimentforholdene etter gjennomførte tiltak tilfredsstillende akseptkriteriene ved fysisk karakterisering av dekklag, kjemisk karakterisering av bioaktivt lag og evt. gjentakelse av risikovurderingen på grunnlag av ettersituasjonen.
- Oppfølgende overvåking for å følge den langsiktige utviklingen i Vikkilen ved sedimentundersøkelse etter anslagsvis 6 år for å bekrefte varigheten av tiltaket, overvåking av tidsutviklingen av miljøgifter i lokal sjømat ved ny undersøkelse etter 3 år, og overvåking av etableringen av ny sedimentfauna anslagsvis hvert 3. år til forventet normal økologisk tilstand er gjenopprettet.



## 8. Referanser

- Bjerkeng, B 2002. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk. Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. SFT-rap. TA 1869/2002, 144 s.
- Magnusson J 1995. Vurdering av effekt fra propellstrøm fra fartøy på sedimenter I Oslo havn. NIVA-rap. 3218, 18 s.
- Molvær J, 2002. Oppvirvling og spredning av miljøgifter fra skipstrafikk ved kaiene langs Skienselva. NIVA-notat av 3 juni 2002, 4 s.
- Næs, K., Tveiten. L. og Håvardstun, J., 2005. Sedimentundersøkelser i Vikkilen knyttet til fylkesvis tiltaksplan. NIVA Rapport 5040-2005. 60 s.
- Næs, K. og Nilsson, H., 2005. Risikovurdering av sedimenter i Vikkilen. NIVA Notat til Miljøvernavdelingen i Aust-Agder, 21.09.2005.
- Pedersen A, Oug E, Green N 1989a. Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismer langs kysten. NIVAs undersøkelser i juni 1989. Hovedrapport (Overvåkningsrapp. 403b/90). NIVA rapport nr 2395-1989.
- Pedersen A, Oug E, Green N 1989b. Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismer langs kysten. NIVAs undersøkelser i juni 1989. Vedleggsrapport (Overvåkningsrapp. 403b/90). NIVA rapport nr 2396-1989.
- Schaanning, M. og Næs, K., 2006. TBT forurenset sediment i Vikkilen – alternative tiltak og kostnadsestimater. NIVA Notat til AS Nymo, 31.03.2006.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT Veiledning 97:03. SFT TA-1467/1997
- Tveiten L 2005. Intersex undersøkelser fra Vikkilen, Grimstad. NIVA Notat Q-8221 15.02.2005.
- Wikander PB 1986. Overvåking av Groosefjorden/Vikkilen, Grimstad kommune. Bunnfaunaundersøkelsene 1983-1985. NIVA rapport nr 1920-1986



## **Vedlegg A. Analyseprinsipp**



**TSM**

Nucleopore kapillærfiltre tørkes ved 40 - 50 °C i to timer, og taraen bestemmes ved veiing på mikrovekt utstyrt med ionekilde. Prøven filtreres gjennom et slikt filter, som igjen tørkes ved 40 - 50 °C i to timer før det veies på mikrovekt. Tørrstoffet representeres ved vektøkningen.

**Tørrstoff**

Tørrstoffinnholdet bestemmes ved at en kjent mengde prøve tørkes til tørrhet ved 105 °C, og den gjenværende rest veies. Deretter glødes dette ved 550 °C, og den gjenværende rest veies. 550 °C er en hensiktsmessig temperatur for destruering av organisk materiale uten at vesentlige mengder uorganisk stoff går tapt. Gløderesten av tørrstoff for slam, sedimenter og biologisk materiale oppgis på tørrvektbasis.

**TOC**

Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N<sub>2</sub>-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N<sub>2</sub>- og CO<sub>2</sub>-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.

**Hg**

Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet (SnCl<sub>2</sub>) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølvet omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen, slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgameringsystem.

**Øvrige metaller**

Prøvene introduseres til instrumentet med en peristaltisk pumpe koblet til en nebulizer der prøveløsningen forstøves. Vannråpene separeres etter størrelse i et spraykammer og den fine andelen av aerosolen transporteres til et argonplasma, der aerosolen atomiseres og ioniseres. Emisjonen fra plasmaet separeres i spektrometeret og måles med en CCD detektor. Detektoren har et lineært område på 5 - 6 dekadere fra deteksjonsgrensen.

**PAH vann**

Prøvene tilsettes indre standarder og ekstraheres med syklohexan. Ekstraktet gjennomgår ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

**PAH sediment**

Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjengår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

**PCB vann**

Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

### **PCB sediment**

Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

### **PCB og fett organismer**

Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

### **Tinnorganiske stoffer vann**

Prøvene tilsettes en indre standard og pH justeres. Etter direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler før prøvene oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.

### **Tinnorganiske stoffer sediment**

Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.

### **Tinnorganiske stoffer organismer**

Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.



## **Vedlegg B. Mobilitet av TBT i sedimenter fra Vikkilen**

## Mobilitet av TBT i sedimenter fra Vikkilen

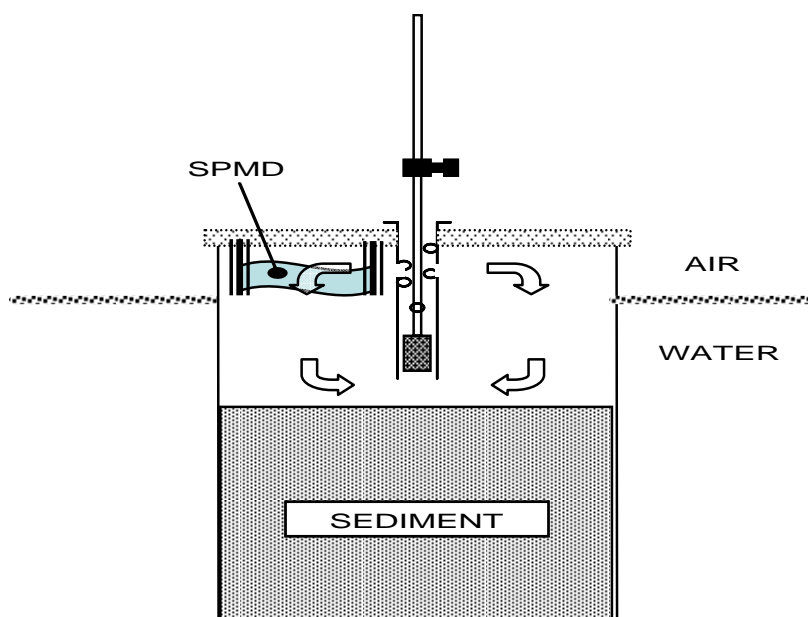
### Bakgrunn

Mobiliteten av TBT ble undersøkt i boks-forsøk utført ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand vinteren 2007/2008. Forsøket ble utført i tilknytning til et større eksperiment under instuttprogrammet SEDRISK, der utlekking av organiske miljøgifter fra sedimenter på sterkt forurensede lokaliteter i Syd- og Øst-Norge undersøkes.

### Eksperimentelt oppsett

Sedimenter ble innsamlet med grabb i Vikkilen og transportert i plast-dunker til Marin Forskningstasjon Solbergstrand. Den 16.10.07 ble sedimentene overført med spade til 50x50cm bokser med vegger av klar acryl. For å få med noe av den naturlige variasjonene, ble det med hensikt ikke gjort forsøk på homogenisere sedimentene fra de ulike transportdunkene. Boksene ble fylt med ca 35 cm sediment og blandet lett med spaden før de gjenværende 15-18 cm opp til kanten av boksene ble fylt forsiktig opp med sjøvann fra 60 m dyp i Oslofjorden. De innvendige veggene i boksene ble samtidig rengjort for rester av sediment. Boksene ble dekket med lokk av klar acryl. I perioden 16.10.-22.12 stod boksene i ro med gjennomstrømmende sjøvann (60 m).

Den 22.12.07 ble det montert SPMD'er i holdere av syrefast stål som ble festet under lokket slik at selve SPMD'en ble holdt i posisjon 2-5 cm under vannspeilet i boksen (Figur 9). Vanntilførselen ble deretter stanset, men luftingen ble opprettholdt. I tillegg til å opprettholde høyt oksygeninnhold i vannet, bidrar luftingen til å sirkulere vannet i boksene. SPMD'ene ble eksponert på denne måten i 61 dager, dvs. frem til 20.02.2008. SPMD'er ble samtidig eksponert i 2 bokser med kontrollsediment fra en lokalitet på ca 30 m dyp vest for Jeløya, Ytre Oslofjord.



Figur 9. Prinsippskisse for lufting og sirkulasjon av vannet over sedimentet.

I eksponeringsperioden ble vannstanden i boksene og lufting kontrollert 2x ukentlig. Vannstanden holdt seg oppunder lokket gjennom hele perioden og luftingen ble justert til samme hastighet i alle de fem boksene. Saltholdigheten var 34 PSU og temperaturen nær 10 °C gjennom hele forsøket.

**Prøvetaking, opparbeiding**

SPMD'ene ble demontert fra holderne 20.02.2008 og lagret i kjøleskap i metallbeholdere med tette lokk frem til analyse.

Samtidig ble det tatt vannprøver av vannet over sedimentet i boksene fra Vikkilen og fra de to kontrollboksene.

Det ble tatt sedimentprøver fra Vikkilen-sedimentet. Prøvene ble tatt med kjerner fra de øverste 5 cm av sedimentet. Porevannet ble ekstrahert ved sentrifugering ved 12 000 g i 30 minutter ved 10 °C. Supernatanten ble dekantert med pipette for å unngå at partikler følger med fra kanten av sentrifugerøret.

TBT ble analysert i sedimenter og porevann fra de tre boksene med Vikkilen sediment (V13, V14 og V15). Vannprøver og SPMD'er ble i tillegg analysert fra de to boksene med kontrollsediment (C3 og C8).

**Kjemiske analyser**SPMD

Prøvetakere ble innkjøpt gjennom ExposMeter (Tavelsjo, Sweden). Alle kjemiske analyser ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium.

Overflaten av SPMDene ble vasket før ekstraksjonsprosessen som involverte dialyse med heksan. Heksanekstraktet ble dampet ned og overført til buffer (pH=4,0), derivatisert og ekstrahert over i heksan før analyse på GC-MS

Deteksjonsgrensene lå i all hovedsak i lave nivåer på ca 1 ng/SPMD.

Vann og porevann

pH i vannet ble justert til pH = 4.0. Vannprøven ble deretter derivatisert og ekstrahert over i heksan. Heksanekstraktet ble analysert på GC-MS

Deteksjonsgrensene lå i all hovedsak i lave nivåer på ca 1 ng L<sup>-1</sup>.

Sedimenter

Sedimentet ble ekstrahert med en tropelone-løsning. Tropelone-ekstraktet ble dampet ned og overført til buffer (pH=4,0), derivatisert og ekstrahert over i heksan før analyse på GC-MS

Deteksjonsgrensene lå i all hovedsak i lave nivåer på ca 1 µg Kg<sup>-1</sup>.

**Resultater**

Resultatene (Tabell 23) viste at sedimentkonsentrasjonen varierte fra 40 til 86 mg kg<sup>-1</sup> TS. Dette kunne skyldes inhomogenitet innenfor hver boks likeså mye som forskjellig konsentrasjon i sedimentene i de tre boksene. Vannprøvene og SPMD'ene, viste imidlertid god samvariasjon med sedimentprøvene og indikerer dermed at variasjonene er resultat av en reell variasjon mellom boksene. I porevannet varierte konsentrasjonen av TBT fra 60 til 160 µg L<sup>-1</sup>. Konsentrasjonene i porevannet i V13 og V15 var konsistent med reelle forskjeller mellom boksene, mens konsentrasjonen i V14 var høyere enn

forventet. Aanalysefeil, for eksempel som følge av ufullstendig fjerning av partikkelbundet TBT under sentrifugeringen, utelukkes derfor ikke. I så fall er datasettet konsistent og viser en reell forskjell mellom sedimentene i de tre boksene som trolig reflekterer inhomogenitet i prøvetakingsområdet.

I mangel av konsentrasjoner av TBT i kontrollsedimentene har vi i Figur 10 antatt en konsentrasjon på  $50 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Denne konsentrasjonen ligger midt mellom de "forvaltningsmessige" grenseverdiene for miljøklasse I ( $<1 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) og V ( $>100 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) (SFT veileder 2229/2007). I denne sammenheng kunne vi like gjerne satt både fluks og sedimentkonsentrasjon til null i kontrollboksene uten at det ville påvirket korrelasjonen nevneverdig.

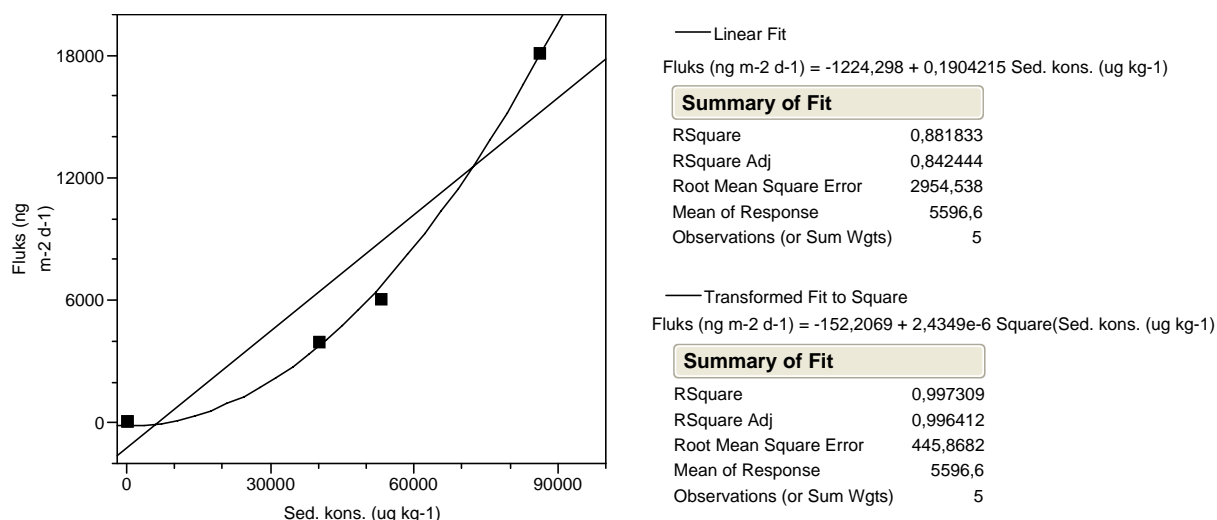
Figur 10 viser at dataene er bedre korrelert til eksponentiell ( $r^2 = 0,996$ ) enn lineær ( $r^2 = 0,842$ ) modell for sammenhengen mellom fluks og konsentrasjon av TBT i sedimentet. Begge modellene er benyttet i Figur 11, som viser hvordan konsentrasjonen i sedimentenes topplag (0-1 cm) vil avta over tid dersom forholdene tilsvarer gjennomsnittet av de tre boksene undersøkt i dette forsøket. Beregningene forutsetter homogenitet i 0-1 cm laget, ingen blanding med sedimentene under 1 cm dyp og ingen nye tilførsler av sedimenter eller TBT. Figuren viser at det er tilstrekkelig TBT i sedimentenes topplag til å opprettholde høye flukser i mange ti-år. Naturlig forbedring vil være avhengig av forurensningsnivået i sedimenterende materiale, sedimentasjonshastighet og vertikalblanding i sedimentet som følge av bioturbasjon.

Flukser beregnet vha SFTs risikoveileder (SFT veileder 2230/2007) ga en diffusjonsfluks på  $1\,680\,000 \text{ ng m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  eller 180x større enn målt fluks. Ved beregningene ble organisk karbon satt til 4,53%, som tilsvarte gjennomsnitt i sedimentet som ble brukt i boksene. Videre ble bioturbasjonsfaktoren satt til 1 (dvs bioturbasjon bidrar ikke til økning av fluksen). Bioturbasjonen antas å ha vært ubetydelig i boksforsøkene fordi eventuelle bioturbatorer som opprinnelig fulgte med under prøvetakingen vil ha hatt liten sjanse til å overleve behandlingen under oppsettet av forsøket. Aktive bioturbatorer ble heller ikke observert verken under etableringen av boksene eller i løpet av forsøksperioden. For øvrige parametere ble det benyttet de verdiene som anbefales i regnearket som følger veilederen.

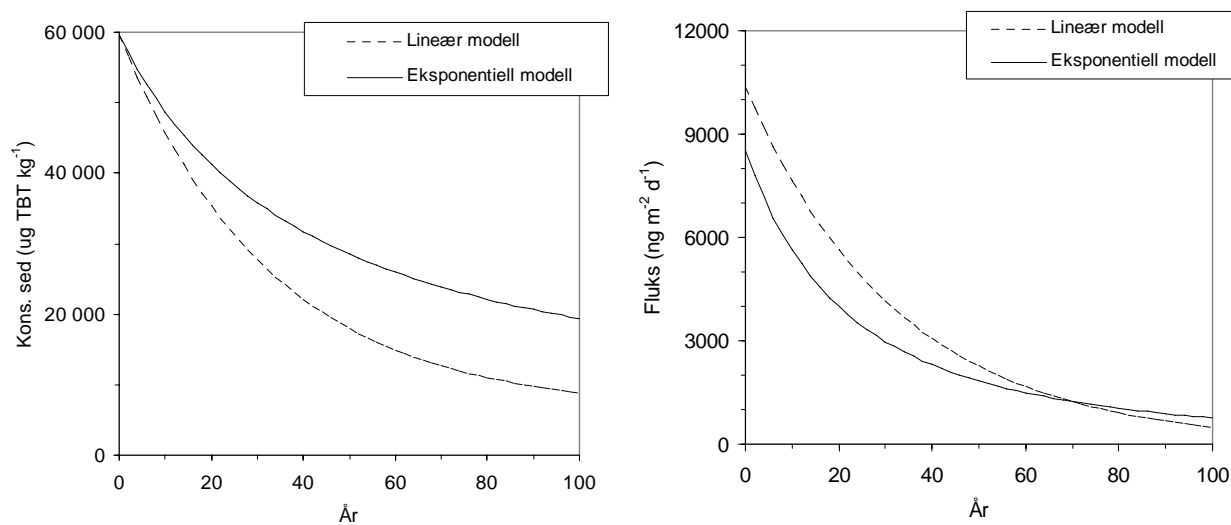
Tabell 23. Analyser av TBT i sedimenter og porevann fra sedimentenes topplaget (0-5 cm) og en isolert vannmasse over sedimentet i kontrollbokser (C3, C8) og sedimenter fra Vikkilen (V13, V14, V15). Fluks fra sediment til vannmasse er beregnet som summen av TBT målt i vannet og tatt opp i SPMD'ene i løpet av eksponeringstiden på 61 dager.

	Sediment $\mu\text{g kg}^{-1}$	Porevann $\text{ng L}^{-1}$	Vann $\text{ng L}^{-1}$	SPMD $\text{ng SPMD}^{-1}$	Fluks $\text{ng m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
C3		-	12	5.6	18
C8		-	5	9.4	1
V13	86 000	110 000	5 400	33 000	18 098
V14	53 000	160 000*	1 500	24 000	6 000
V15	40 000	60 000	1 100	9 600	3 875
Mean V	59 667	110 000	2 667	22 200	9 325
Std. dev.	23 714	50 000	2 376	11 803	7 672
Rel.std.dev.	0.40	0.45	0.89	0.53	0.82

\*mulig partikkelforurensset prøve



Figur 10. Fluks av TBT fra sediment til vannmasse som funksjon av konsentrasjonen i sedimentet. Stiplet linje viser lineær regresjon ( $F = a + bC$ ). Heltrukken linje viser eksponentiell regresjon ( $F = a + bC^2$ ).



Figur 11. Forventet utvikling av konsentrasjon i sedimentenes topplag 0-1 cm (venstre) og fluks fra sediment til vann (høyre) for TBT i sedimenter med startkonsentrasjon og fluks tilsvarende gjennomsnittet av de tre boksene. Forutsetter ingen nye tilførsler av sediment eller TBT, homogenitet i 0-1 cm laget og ingen blanding med sedimentet under 1 cm.





## **Vedlegg C. Innsamling av sedimentorganismer for TBT-analyse**

## **Notater feltarbeid O-27165 Vikkilen, 9. juli 2008**

### **Innsamling av bunnorganismer fra bløtbunn til analyse av TBT**

## **1. Toktrapport**

- Deltakere NIVA: Eivind Oug, Einar Kleiven
- Lokal båt (35 fot sjark) var innleid for prøvetakingen. Båtfører Odd Pettersen, Hesnesøy.
- 08:30 Avgang fra Grimstad til Vikkilen. Prøvetaking i Vikkilen (2 lokaliteter) og i Bufjorden ved Homborsund (1 lokalitet).
- 17:00 Retur til Grimstad
- All prøvetaking ble foretatt med Agassiz-slede (1 m bred) med finmasket innerpose og grov ytterpose leid fra Univ i Oslo.
- Under prøvetakingen var det pent vær, 22 C og flau vind til lett bris.

## **2. Prøvetaking**

### **Lokaliteter**

Prøvetakingen ble foretatt på tre lokaliteter: Indre Vikkilen nær bedriftsanlegget til Nymo (betydelig forurenset av TBT), ytre Vikkilen (mindre forurenset) og Bufjorden ved Homborsund (antatt uforurenset av TBT).

### **Prøver**

#### ***Indre Vikkilen (stasjon benevnt B16).***

En sledeprøve, trekket ble foretatt langs en linje mellom bunnfaunastasjonene B16 og B1 parallelt med nes ved Vikstølen.

Trekktid ca. 5 min, hastighet ca. 1 knop.

Start 58 21,52 N; 8 37,0 E. Stopp 58 21,46 N: 8 36,9 E. Dyp 16-18 m.

Jevnt trekk, ingen stopp.

Sledeposen halvfull av bunnsediment, mørkt grått slam, lettvasket, svak antydning av hydrogensulfid. I bunnslammet var det mye skjellrester, klumper av blåleire, litt koks og noen trebiter/treflis.

Sledeprøven ble tatt i litt avstand fra Nymo for å unngå mulig skrot og jernrester som kan ligge på bunnen i umiddelbar nærhet av verftsområdet.

#### ***Ytre Vikkilen (stasjon benevnt B5).***

En sledeprøve, trekket ble foretatt langs en linje på østsiden av det dypeste området i ytre Vikkilen. Båtfører Odd Pettersen er kjent med at det kan ligge skrot og kabler på bunnen på vestsiden etter tidligere arbeid med borerigger i området.

Trekktid ca. 5 min, hastighet ca. 1 knop.

Start 58 20,797 N; 8 36,455 E. Stopp 58 20,717 N: 8 36,387 E. Dyp 30 m.

Jevnt trekk, ingen stopp.

Sledeposen halvfull av bunnsediment, mørkt grått slam, lettvasket, ingen lukt. I sledeprøven var det mye skjellrester og noen trebiter/treflis.

#### ***Bufjorden (stasjon benevnt Ref).***

En sledeprøve, trekket ble foretatt langs dypålen i Bufjorden rett ut for Bufjord Camping.

Trekktid ca. 10 min, hastighet ca. 1 knop.

Start 58 17,025 N; 8 31,106 E. Stopp 58 17,126 N: 8 31,280 E. Dyp 25-28 m.

Jevnt trekk, ingen stopp.

Sledeposen halvfull av bunnsediment, gråbrunt slam, lettvasket, ingen lukt. I sledeprøven var det mye skjellrester og litt treflis, en større plastpose. Ytterpose og kjetting i sleden var full av røde slangestjerner *Amphiura*.

### Prøvebehandling

Alt bunnsediment i sledetrekke ble siktet på 1 mm sikt. Sedimentet ble tatt porsjonsvis over på et siktebord og vasket med lett vanntrykk ned i sikten som var plassert på en siktekrakk. Organismer til analyse ble håndplukket med pinsett fra sikten og lagt over i hvite plastbakker i rent vann før registrering.

Materialet ble ved avsluttet sikting fordelt på prøvebeholdere. Alt materiale ble oppbevart nedkjølt i kjølebagg og lagt i frys ved tilbakekomst til laboratoriet.

## 3. Prøvefortegnelse

Oversikt over ivaretatt materiale fra hver lokalitet samt fortegnelse av hvilke som er sendt til TBT- og fett-analyse (det siste bare om det er nok materiale). Prøvene levert inn den 16/7-08. bedt om resultater innen utgangen av august.

### Indre Vikkilen, prøver merket stasjon B16

Art	Antall prøver	Beholder	Antall ind	Kommentar	Til analyse
<b>Børstemark (Polychaeta)</b>					
<i>Nephtys</i>	2	låspose		rikelig materiale	
<i>Glycera</i>	1	låspose		ganske rikelig	Prøve 7
<i>Pectinaria</i>	1	låspose		en del, nokså små trolig <i>P. auricoma</i>	
<i>Polyphysia crassa</i>	1	låspose		ganske rikelig	Prøve 8
<b>Bløtdyr (Mollusca)</b>					
<i>Aporrhais</i> – pelikanfotsnegl	1	låspose	ca 20		
<i>Arctica islandica</i> – kuskjell	1	plast bærepose	> 10	Store individer, mye materiale	Prøve 9 (4 individer brukt)
<i>Venus</i>	1	boks	2		
Blandet muslinger	1	låspose		Nokså lite materiale (inneholder <i>Abra nitida</i> , <i>Thyasira</i> , <i>Cultellus</i> )	
<b>Echinodermata (Pigghuder)</b>					
<i>Astropecten</i> – kamstjerne	1	låspose	1	moderat stort individ	
<i>Echinocardium</i>	4	2 bokser, 2 poser		rikelig materiale, mange små ind	Prøve 10. Lite innmat, gonader i de store ble tatt. Ellers bare sedimentfylt tarm. Små ble ikke brukt

Mange arter og rikelig materiale av flere i prøven. Spesiell forekomst av kuskjell. Godt materiale av *Nephtys* (rovdyr/sedimenteter), *Glycera* (rovdyr), *Polyphysia* (sedimenteter), kuskjell (partikkelfiltr) og sjømus (sedimenteter). Ikke funnet *Amphiura*.

**Ytre Vikkilen, prøver merket stasjon B5**

Art	Antall prøver	Beholder	Antall ind	Kommentar	Til analyse
<b>Børstemark (Polychaeta)</b>					
<i>Glycera</i>	1	låspose	ca 30	nokså rikelig	Prøve 4
<i>Pectinaria</i>	1	låspose		trolig <i>P. auricoma</i>	
<i>Polyphysia crassa</i>	2	låspose	> 100	rikelig	Prøve 5
Blandet børstemark	1	låspose		Nokså lite materiale ( <i>Nereis</i> , <i>Terebellides</i> , <i>Harmothoe</i> )	
<b>Bløtdyr (Mollusca)</b>					
Blandet muslinger	1	boks		En del materiale (inneholder <i>Nuculoma</i> , <i>Abra nitida</i> , <i>Thyasira</i> , <i>Cultellus</i> , flere)	Prøve 6. ganske rene bløttdeler tatt ut. Brukte alle individene.
<b>Echinodermata (Pigghuder)</b>					
<i>Amphiura</i> (slangestjerne) + <i>Cucumaria elongata</i> (sjøpølse)	1	låspose	1	få <i>Amphiura</i> , moderat stort individ av <i>Cucumaria</i>	
<i>Echinocardium</i> – <i>Brissopsis</i> (sjømus)	1	plastpose	4 + 1	Større ind, 1 <i>Brissopsis</i>	

Ikke *Nephtys* i prøven. Heller ikke materiale av større muslinger. Prøven med blandede muslinger må vaskes og sorteres før eventuell analyse

**Bufjorden, stasjon ref**

Art	Antall prøver	Beholder	Antall ind	Kommentar	Til analyse
<b>Børstemark (Polychaeta)</b>					
<i>Nephtys</i>	1	låspose		en del materiale	
<i>Glycera</i>	1	låspose	ca 30	nokså rikelig	Prøve 1
<i>Polyphysia crassa</i>	1	låspose	> 60	rikelig	Prøve 2
Blandet mark	1	låspose		lite materiale ( <i>Terebellides</i> , maldanider ?, nemertin, <i>Golfingia</i> )	
<b>Bløtdyr (Mollusca)</b>					
<i>Acanthocardia echinata</i> – pigget hjerteskjell	1	låspose	1	Stort individ	Prøve 3
<b>Krepsdyr (Crustacea)</b>					
<i>Pagurus</i> – eremittkreps	1	boks	3	store individer	
<b>Echinodermata (Pigghuder)</b>					
<i>Astropecten</i> – kamstjerne + <i>Cucumaria enlongata</i> (sjøpølse)	1	låspose	1	Moderat stort individ av kamstjerne, litt liten <i>Cucumaria</i>	
<i>Echinocardium</i> (sjømus)	1	plastpose	1	Større ind,	
<i>Amphiura</i> (slangestjerne)	3	2 bokser, 1 låspose	mange	Rikelig med individer, flere ind synlig kjønnsmodne	

Prøven dominert av *Amphiura*. Lite muslinger, vesentlig små individer av *Nephtys*. Svært lite sjømus. Prøvene med *Amphiura* må sorteres før eventuell analyse. Det ble observert kjønnsmodne individer som antagelig er best egnet for analyse.



## **Vedlegg D. Faunadata-tabeller**



FULL_NAVN	B01G1	B01G2	B01G3	B01G4	B03G1	B03G2	B03G3	B03G4	B05VG1	B05VG2	B05VG3	B05VG4	B06G1	B06G2	B06G3	B06G4	B16G1	B16G2	B16G3	B16G4
Anthozoa indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Edwardsia cf. danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Nemertinea indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3	3
Nematoda indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Aphrodita aculeata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Gattyana cirrosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	4	0	0	0	0
Harmothoe cf. imbricata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Harmothoe imbricata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2
Pholoe baltica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Eteone cf. longa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Phylodoce maculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Nereimyra punctata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Ophiodromus flexuosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Exogone naidina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Sphaerosyllis tetralix	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Typosyllis armillaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Nephtys hombergii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	3
Glycera alba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Trochochaeta multisetosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	13	5	11
Prionospio fallax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	4
Pseudopolydora paucibranchiata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Magelona minuta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46	37	11	37
Chaetozone setosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Chaetozone sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Cirratulus cirratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Tharyx sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Polyphysia crassa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	4	9
Scalibregma inflatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	55	14	6	36	0	0	0	0
Capitella capitata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Heteromastus filiformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	6	8	7
Mediomastus fragilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Pectinaria auricoma	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Pectinaria belgica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Pista lornensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Jasmineira cf. caudata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydroides norvegica	0	0	0	0	4	5	5	17	33	15	11	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Onoba vitrea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rissoa parva	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Lunatia alderi	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nassarius reticulatus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turridae indet	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oenopota cancellata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tectibranchia indet	0	0	0	0	1	1	4	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philine sp	0	0	0	0	8	0	2	7	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Cylichna alba	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia indet	0	0	0	0	5	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Nucula nitidosa	0	1	0	0	22	6	22	38	17	16	3	0	0	0	0	0	6	7	5	10
Nucula sulcata	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nuculoma tenuis	0	0	0	0	5	1	8	7	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrtea spinifera	11	60	8	0	8	17	21	23	85	127	92	98	0	0	0	0	90	79	95	96
Thyasira flexuosa	0	0	0	0	37	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thyasira sarsi	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Montacuta ferruginosa	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Montacuta tenella	11	5	2	0	16	12	14	9	59	148	25	21	0	0	0	0	3	3	1	5
Mysella bidentata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerastoderma exiguum	0	0	0	0	4	0	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvicardium minimum	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cultellus pellucidus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abra alba	7	9	4	0	12	4	18	12	3	4	3	1	0	0	0	0	4	4	0	3
Abra nitida	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	2
Arctica islandica	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clausinella fasciata	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dosinia exoleta	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Venus striatula	0	0	1	0	3	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mysia undata	19	36	18	0	20	14	14	7	16	31	8	13	18	12	18	17	4	5	2	3
Corbula gibba	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thracia sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thracia villosiuscula	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cuspidaria cuspidata	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diastylis cornuta	0	1	1	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5	3	2	7
Diastylis lucifera	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ampelisca brevicornis	4	3	0	0	3	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ampelisca tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leucothoe imparicornis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoculodes sp	0	0	1	0	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Westwoodilla caecula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Microdeutopus sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	0	0	0	0	0
Corophium sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caprella sp	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phtisica marina	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Zoealarve indet	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eurynome spinosa	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phascolion strombi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ophiuroidea indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Echinoidea indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2
Echinocardium cordatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Echinocardium flavescens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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