

Miljøtekniske undersøkelser, trinn 3 risikovurdering og tiltaksplan for marine sedimenter i Gaddevågen, Florø



RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Miljøtekniske undersøkelser, trinn 3 risikovurdering og tiltaksplan for marine sedimenter i Gaddevågen, Florø.	Løpenr. (for bestilling) 6591-2013	Dato 6. desember 2013
	Prosjektnr. Undernr. O-13230	Sider Pris 45
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Håvardstun, Jarle Allan, Ian	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Westcon Yard Florø AS	Oppdragsreferanse Bestilling 35543-90.618
---	---

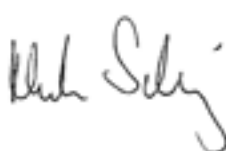
Sammendrag

NIVA har gjennomført analyse av miljøgifter i sediment, porevann og lokal sjømat i Gaddevågen øst for Westcon Yard Florø AS. Dette har dannet grunnlag for en revidert risikovurdering av sjøbunnsedimentene og forslag til tiltaksplan. Kobber, nikkel og primært TBT gir det største bidraget til risiko for toksiske effekter på sedimentlevende dyr. Utlekkingen av TBT utgjør også en risiko for økologiske effekter i vannmassene. Beregnet utlekking fra sedimentene og målte nivåer i sjømat tilsier at risiko for skade på human helse fra sumPCB₇ i sedimentene ikke kan utelukkes. Nivåene av TBT og PCB vil ikke oppfylle Vannforskriftens krav om kjemisk klasse II innen ca. 2020 ved naturlig forbedring. Anbefalt tiltak er å følge naturlig utvikling med kjemisk/biologisk undesøkelse etter 5 år med ny bedømmelse av behovet for aktivt tiltak. Det bør også etableres et overvåkingsprogram som dekker utvikling av forurensningsforhold og gjenvekst av bunnfaunaen med 5 års intervall.

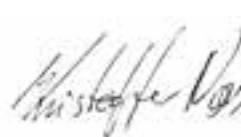
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sedimentforurensning 2. Miljøriskovurdering 3. Miljøgifter i organismer 4. Tiltaksvurdering 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sediment contamination 2. Environmental risk assessment 3. Contaminants in organisms 4. Remediation assessment
--	---



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Morten Schaanning
Forskningsleder



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

**Miljøtekniske undersøkelser, trinn 3 risikovurdering
og tiltaksplan for marine sedimenter i Gaddevågen,
Florø**

Forord

På oppdrag fra STX Norway Florø AS gjennomførte NIVA i 2009 en risikovurdering av sedimenter fra nærområdet utenfor bedriftens verft i Florø (NIVA rapport Lnr 5729-2009). Vurderingen ble gjort iht. veileder TA-2230/2007 fra Klima- og forurensningsdirektoratet (nå Miljødirektoratet). På forespørsel fra Westcon Yard Florø AS har NIVA gjennomført supplerende undersøkelser av miljøgiftinnholdet i porevann fra sedimentene i Gaddevågen øst for verftet, og i lokale taskekrabber. Risikovurderingen for Gaddevågen er revidert på bakgrunn av dette og ved bruk av Miljødirektoratets reviderte veileder TA-2802/2011. Torgeir Bakke har vært prosjektleder og hatt ansvar for rapportutforming. Båtfører Stein Arve Olsen og mannskap Robert Gjelsvik har fanget krabber til undersøkelsen og stilt med båt for innsamling av sedimenter. Jarle Håvardstun, NIVA, stått for innsamling av sedimenter og opparbeidelse av krabber til analyse og Ian Allan, NIVA, har hatt ansvaret for analyse av porevann. Ansvarlig for koordinering av de kjemiske analysene har vært Kine Bæk, NIVA, og analysene er utført av Eurofins. Kontaktperson hos Westcon Yard Florø AS har vært Anders Myklebust.

Oslo, 06.12.2013

Torgeir Bakke

Innhold

	1
Sammendrag	7
Summary	9
1. Innledning	11
2. Problembeskrivelse	13
2.1 Eksisterende miljøinformasjon	13
2.1.1 Generelt	13
2.1.2 Historikk	14
2.1.3 Brukerinteresser	15
2.1.4 Strøm og vannutskifting	15
2.1.5 Biologi	15
2.1.6 Tidligere undersøkelser	16
2.2 Mulige kilder og spredningsveier	16
2.3 Miljømål og planlagt arealbruk	16
2.4 Mulige helse- og miljøkonflikter	16
3. Supplerende undersøkelser	19
3.1 Begrunnelse for de supplerende undersøkelser	19
3.2 Miljøgifter i sediment	20
3.3 Porevannsanalyser	21
3.4 Innsamling og analyse av fisk og skalldyr	22
4. Analyseresultater sediment, porevann og krabber	23
4.1.1 Sedimenter	23
4.1.2 Porevannsanalyser og steds-spesifikke Kd-verdier	24
4.1.3 Miljøgifter i krabber	25
5. Revidert risikovurdering for Gaddevågen	27
5.1 Datagrunnlag	27
5.2 Området som er vurdert	27
5.3 Bruk av stedsspesifikke data	29
5.4 Bruk av analysedata	29
5.4.1 Sedimenter	29
5.4.2 Miljøgifter i fisk og skalldyr	30
5.5 Risikovurdering Trinn 1	31
5.6 Risikovurdering Trinn 2 og 3 - spredning av miljøgifter	32
5.7 Risiko for effekter på human helse	34
5.8 Risiko for økologiske effekter	38
5.9 Sammenfatning av risikovurderingen	41
6. Forslag til tiltaksplan	43
6.1 Tiltaksalternativer	43
6.2 Forholdet til lokale miljømål	43

6.3 Forholdet til vannforskriften	43
6.4 Tiltaksvurdering	44
6.4.1 Anbefalt tiltak	44
7. Kontrollprogram, avbøtende tiltak og miljøovervåking	47
8. Litteratur	49
Vedlegg A.	51

Sammendrag

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane påla i brev av 19.06.2007 STX Norway Florø AS (nå Westcon Yard Florø AS) å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av miljøtilstanden i de marine bunnsedimentene utenfor bedriften. NIVA gjennomførte i 2009 sedimentundersøkelser og utarbeidet en risiko- og tiltaksvurdering av sjøsedimentene i Gaddevågen og sjøområdene nord for bedriften (hovedbassenget). På anmodning fra Westcon Yards Florø AS har NIVA gjennomført supplerende undersøkelser og revidert risikovurdering av sedimentene i Gaddevågen øst for verftet og utarbeidet forslag til tiltaksplan for vågen. Denne rapporten dekker dette arbeidet.

Følgende er gjort:

- Analyse av PAH, PCB og TBT i porevann og sedimenter fra hhv. sør og midt i vågen.
- Analyse av miljøgifter i taskekrabber fra vågen.
- Revidert risikovurdering i henhold til Klifs reviderte veileder TA-2802/2011.
- Utarbeidelse av forslag til tiltaksplan for sedimentene i vågen.

Miljøgiftinnholdet i sedimentet fra område A sør i Gaddevågen avviker ikke systematisk fra tidligere data. Nivåene i område B hadde klart høyere innhold av både PAH, PCB og TBT enn tidligere funnet på en stasjon som ligger innenfor område B og også høyere enn stasjon VI helt nord i Gaddevågen. Porevannsanalysene fra område A og B viste god tilstand for PAH-forbindelsene (klasse II bortsett fra pyren i klasse III i område B), men svært dårlig tilstand (klasse V) for TBT. Analysene av PAH, PCB og TBT i porevannet er brukt til å beregne stedsspesifikke fordelingskoeffisienter mellom partikler og porevann. For PAH-forbindelsene er disse en faktor 10-67 høyere enn standardkoeffisientene brukt i risikoveilederen, for PCB-kongenerene en faktor 3-167 og for TBT en faktor 26. Miljøgiftene er altså sterkere bundet til partiklene enn det veilederen legger til grunn.

Innholdet av metaller i taskekrabbe var på linje med det som tidligere er funnet i hovedsundet nord for verftet og er typisk for norske kystområder. Innholdet av PAH var høyest nord i Gaddevågen, mens innholdet av PCB var høyest i sør. Forskjellen var liten.

Den beregnede årlige miljøgifttransporten ut av sedimentene i Gaddevågen er størst for nikkell (14,4 kg/år), kobber (8,4 kg/år), sink (7,0 kg/år) og arsen (1,9 kg/år). Utlekking av sumPAH₁₆, sumPCB₇ og TBT er alle under 1 kg/år. For metallene er diffusjon og til dels propellerrosjon relativt sett den viktigste spredningsveien. For PAH er propellerrosjon og transport i næringskjeden tilsvarende viktigst. Bunnen utenfor utrustningskaia består for en stor del av fjell og stein og tilførselstallene ansees derfor som maksimumsverdier.

Totalnivåene av miljøgifter i sedimentet innebærer en risiko for toksiske effekter på sedimentlevende dyr, der kobber og nikkell, de tyngre PAH-forbindelsene og TBT gir det største bidraget. Målt nivå av TBT i porevannet og i noen grad beregnet nivå av kobber og nikkell utgjør også en risiko for effekter på dyr i sedimentet. Risikoen skyldes så godt som bare TBT og det er også bare utlekkningen av TBT fra sedimentene som utgjør en risiko for økologiske effekter i vannmassene over sedimentet.

Beregnet miljøgifttransport ut av sedimentene viser at benzo(a)pyren i sedimentet, etterfulgt av sumPCB₇, utgjør den største risikoen for skade på human helse. Transport i næringskjeden til lokal sjømat er eneste eksponeringsvei av betydning. Målt miljøgiftinnhold i lokal sjømat (blåskjell, torsk (lever og filet) og skallinnmat av krabbe) viser at risikoen fra benzo(a)pyren, TBT og bly neppe er reell, mens det fortsatt er en risiko fra sumPCB₇ og flere av tungmetallene, spesielt arsen. Siden metallnivåene i krabbe er typisk for norske kystområder og bidraget fra sedimentene til metallnivåene i sjømat synes å være liten, synes den reelle risikoen for skade på human helse fra metaller i sedimentene også å være liten. Beregningene indikerer at sedimentene også bare bidrar med en del av

PCB i sjømat, men likevel nok til at en risiko for skade på human helse ikke kan utelukkes. Denne risikoen er muligens ikke reell siden det foregår svært lite fangst av fisk og skalldyr til konsum i Gaddevågen.

Begrunnelsen for tiltak vil være risikoen for negative effekter på sedimentlevende dyr på grunn av flere miljøgifter, på organismer i vannmassene på grunn av TBT og på human helse primært på grunn av PCB i sedimentet, men bare hvis sjømat fra Gaddevågen spises. Teoretisk tømmeid for TBT fra det bioaktive laget i sedimentene er 16 år, dvs at vannforskriftens krav om kjemisk klasse II ikke vil være oppfylt for TBT innen ca. 2020, selv om man også inkluderer en gradvis, langsom forbedring av sedimentforholdene ved naturlig tildekking. Teoretisk tømmeid for enkeltforbindelsene av PCB er enda lenger (fra 44 til 578 år) så her er måloppnåelse om klasse II innen 2020 enda mindre realistisk. Begrunnelse for et aktivt tiltak vil derfor være å oppfylle et krav om Klasse II for alle miljøgifter i sediment innen 2020.

Målet om kjemisk klasse II betyr i praksis etablering av et nytt topplag der ny bunnfauna kan etablere seg (anslagsvis 5-10 cm tykt). Dette vil kreve mudring og/eller tildekking. Tildekking er å foretrekke siden det gir minst oppvirvling under gjennomføring, men dette kan komme i konflikt med seilingsdyp.

Med de usikkerhetene som ligger i risikovurderingen og de relativt moderate overskridelsene av akseptgrenser (med unntak for TBT) er anbefalt tiltak at man avventer en naturlig forbedring i 5 år. Deretter gjøres en kjemisk og biologisk kartlegging av sedimentene og ny vurdering av behovet for aktivt tiltak. For å avgrense tiltaksområdet bør man kartlegge hvor det finnes hardbunn og hvor det finnes finere sedimenter. Dette er ikke gjort sør for utrustningskaia.

Anbefalt tiltak krever ikke etablering av et kontrollprogram eller plan for avbøtende tiltak under anlegg. Den oppfølgende undersøkelsen etter 5 år bør etterfølges av et miljøovervåkingsprogram med hensikt å følge den videre utviklingen av miljøforholdene på lengre sikt enten man gjennomføre aktivt tiltak etter 5 år eller ikke. Prioriterte elementer i programmet er undersøkelse av miljøgifter i toppsedimentet og tilstand hos sedimentfaunaen i intervaller på 5 år.

Summary

Title: Environmental investigation, risk assessment and remediation plan for the marine sediments in Gaddevågen, Florø.

Year: 2013

Authors: Bakke, Torgeir; Håvardstun, Jarle; Allan, Ian

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6326-8

In 2007 the County Environmental Agency (Fylkesmannen) requested STX Norway Florø AS (now Westcon Yard Florø AS) to conduct investigations, perform a risk and remediation assessment of the sediments in the fjord basin outside their shipyard in Florø. This task was contracted to NIVA and completed in 2009. On request from Westcon Yard Florø AS NIVA has performed supplementary investigations a revised risk assessment and sediment remediation plan for Gaddevågen sound. The outcome of this project is presented here and comprises the following:

- Analysis of PAH, PCB, and TBT in sediment and pore water from two sites in Gaddevågen, one in the southern and one in the middle part of the sound.
- Analysis of contaminants in local, edible crab (*Cancer pagurus*)
- Revised risk assessment according to the Klif guidelines TA_2802/2011.
- Proposed remediation plan for the sediments

The levels of contaminants at the new site A to the south did not deviate systematically from those studied before. The levels of in the new site B had elevated levels of PAHs, PCBs, and TBT compared to station at the same site studied before. The pore water was moderately contaminated by PAHs and extremely polluted by TBT. The pore water results were used to calculate locally valid sediment/pore water partitioning coefficients. In comparison with the generic coefficients in the Klif guidelines these were higher by a factor 10-67 for PAH, 3-167 for PCB and 26 for TBT, showing a stronger association to particulate matter than anticipated in the guidelines.

Metal levels in edible crab hepatopancreas were at level with previous results from the location north of the shipyard. Levels of PAH and PCB showed no systematic difference between the middle and southern region of Gaddevågen.

Estimated annual total flux of contaminants from the sediments was greatest for nickel (14,4 kg/yr), copper (8,4 kg/yr), zink (7,0 kg/yr) and arsenic (1,9 kg/yr). Fluxes of sumPAH₁₆, sumPCB₇ and TBT were all below 1 kg/yr. Propeller erosion and diffusion were the main routes of dispersion for metals, propeller erosion and food chain transport likewise for PAHs. The seafloor to the west of the shipyard consists mainly of bedrock and boulders, and the total fluxes are therefore considered as maximum estimates.

The bulk sediment levels of contaminants constitute a risk of toxic effects to sediment living organisms, the largest contribution being from copper, nickel, heavier PAH components, and TBT. Measured levels in the pore water of TBT and to some extent also copper and nickel also pose a risk to sediment organisms. This risk is almost entirely due to TBT, and leakage of TBT is the only risk factor for organisms in the water masses as well.

Estimated fluxes from the sediment show that benzo(a)pyrene followed by sumPCB₇ constitute the main risk of harm to human health. Exposure is entirely through consumption of local seafood. Direct analysis of representative seafood (cod, edible crab, and blue mussel) indicates that the risk to human health from benzo(a)pyrene, TBT and lead is not real, whereas this seems not to be the case for

sumPCB₇ and several metals, notably arsenic. Since the metal levels in crab are within the typical range for Norwegian coastal areas the real risk to human health from metals in seafood is probably low. Furthermore the calculations suggest that only a fraction of the metals in seafood comes from the sediments. The calculations also show that only a part of the seafood PCB stems from the sediments, but still enough that the risk to human health cannot be excluded. Still this risk may not be real as very little seafood is caught in Gaddevågen

Arguments for remediation of the sediments to be done are the risk of effects on sediment living organisms due to several of the contaminants, risk to organisms in the water masses due to leakage of TBT, and to human health primarily due to PCB. One may expect natural remediation to take place, but estimated depletion time of TBT from the bioactive surface sediments will be 16 years, implying noncompliance with the water regulation (vannforskriften) deadline of 2020 unless active action is taken. Theoretical depletion time for PCB is even longer (44-578 years for different congeners). The reason for remediation is therefore to comply with the regulations deadline of 2020.

The environmental quality target of chemical class II implies the establishment of a new, clean, top layer of sediment by removing and/or capping of the sediments. The generally preferred option is capping which resuspends the contaminated sediments the least, but in Gaddevågen this may be in conflict with maneuvering depth for vessels.

With the inherent uncertainties in the risk assessment and the reasonably modest exceedance of acceptance criteria seen (except for TBT) the recommended remediation is await natural improvement for 5 years, after which a chemical and biological characterization of the sediment should be done. This will then form the basis for a reevaluation of the need for active remediation. To limit the areas for remediation one should also make a visual survey of the bottoms to distinguish between hard and soft bottoms. This has not yet been done in Gaddevågen south of the shipyard.

The recommended monitored natural attenuation does not demand any control program or plan for prevention of effects during remediation. The follow up survey after 5 years should be succeeded by an environmental monitoring program aiming at following the environmental development on a longer term whether or not active remediation is done after the 5 years period. Proposed elements are analysis of contaminants in surface sediments and of sediment fauna conditions in 5 years intervals.

1. Innledning

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har pålagt Westcon Yard Florø AS å gjennomføre supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av miljøtilstanden i de marine bunnsedimentene utenfor bedriften. Bakgrunnen for pålegget var den nasjonale kartleggingen av potensialet for forurensning av sjøbunnen utenfor en rekke skipsverftlokalteter. En første vurdering som dekket hele sjøområdet nord og øst for verftet ble gjennomført av NIVA og rapportert i NIVA-rapport L.nr. 5729-2009 (Håvardstun m. fl. 2009).

I 2012 gjennomførte NIVA en supplerende undersøkelse og revidert risikovurdering Trinn 1 – 3 (etter Miljødirektoratets veileder TA-2802/2011) for hovedsundet, og utformet forslag til tiltaksplan for dette området (Bakke m. fl. 2012). Tiltaksplanen ble presentert og diskutert på møte 01/11/2012 mellom STX, Miljøvernavdelinga hos Fylkesmannen i Sogn og Fjordane og NIVA. Tiltaksplanen var på offentlig høring høsten 2013 og Fylkesmannen tar nå sikte på å gi pålegg om tiltaksgjennomføring i hovedsundet i tråd med planen.

På anmodning fra verftets nye eier Westcon Yards Florø AS har NIVA gjennomført supplerende undersøkelser og en revidert risikovurdering av sedimentene i Gaddevågen øst for verftet og utarbeidet forslag til tiltaksplan for vågen. Denne rapporten dekker dette arbeidet.

Følgende er gjennomført:

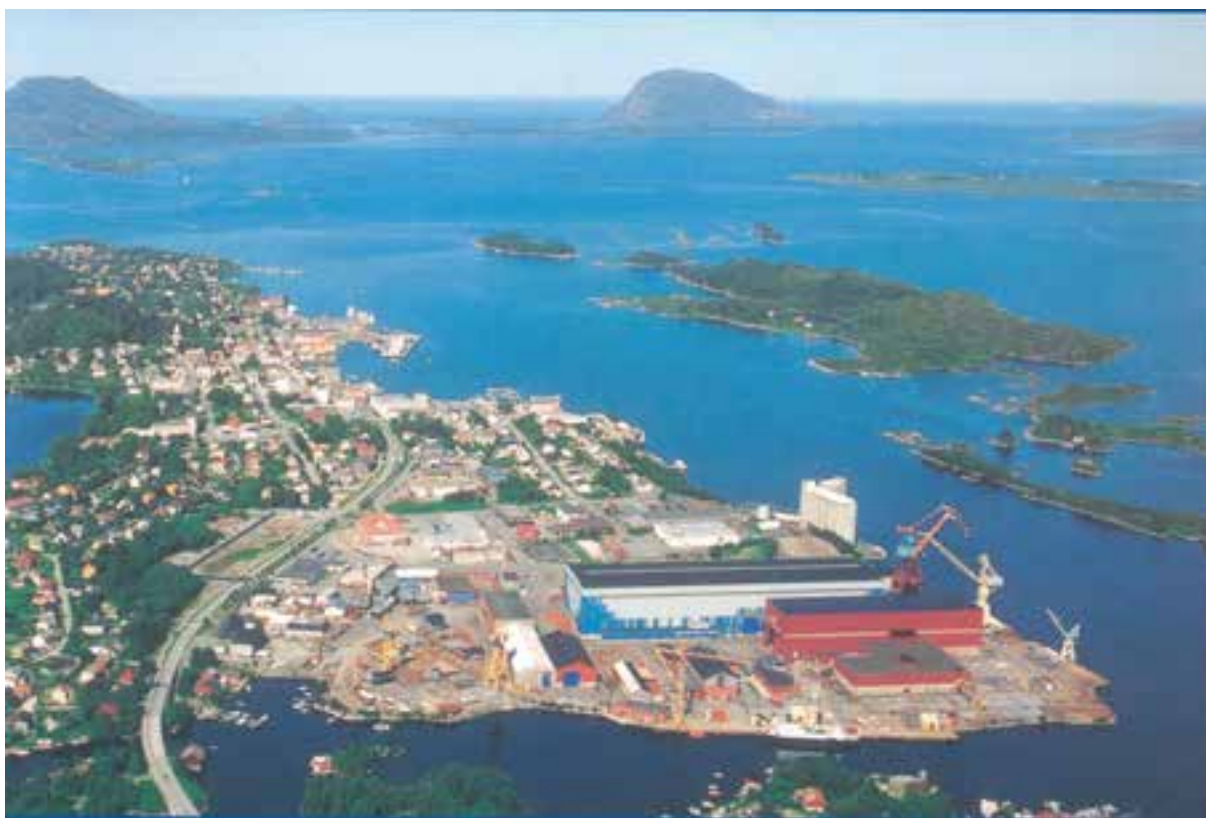
- Prøvetaking og analyse av porevann fra sedimentene i Gaddevågen.
- Prøvetaking og analyse av taskekrabbe fra vågen.
- Revidert risikovurdering etter Miljødirektoratets veileder TA-2802/2011.
- Utarbeidelse av forslag til tiltaksplan for sedimentene i Gaddevågen

2. Problembeskrivelse

2.1 Eksisterende miljøinformasjon

2.1.1 Generelt

Westcon Yard Florø AS ligger på Hestneset nordvest på Florølandet rett øst av Florø sentrum. I nord grenser bedriftsområdet til et sund med dybder ned til 60 meter, mens det i øst grenser til Gaddevågen, en trang og grunn kanal med dybder grunnere enn 10 meter, se Figur 1 og Figur 2.



Figur 1. Westcon Yard Florø. Oversiktsbilde som viser bedriftens beliggenhet på Hestneset nordøst på Florølandet. Bildet er orientert slik at nord-nordvest er oppover i bildet. Den nedre delen av bildet viser Gaddevågen som er det trange sjøområdet mellom Florølandet og Brandsøy. Innerst i Gaddevågen ses en liten småbåthavn. Et gammelt, mindre og nedlagt deponi var lokalisert nordvest av denne havna.



Figur 2. Westcon Yard Florø. Bilde av verftsområdet med et skip liggende ved utrustningskaaien.

2.1.2 Historikk

Ankerløkken A/S startet opp som mekanisk verksted i 1949 og produserte mekanisk utstyr til Statens Vegvesen og til landbruket. Etter hvert kom det henvendelser fra fiskeflåten som ønsket seg et sted å foreta reparasjoner på maskiner og utstyr. Dette utviklet seg til at Ankerløkken AS fikk bygge sin første båt som var et fiskefartøy som ble sjøsatt fra en slipp som ble bygget med sitt utløp østover mot kanalen i 1952. Det var oppstarten på nybygging ved verftet og som etter hvert førte til at det ble utelukkende nybygging som foregikk her.

Foruten fiskebåter ble det etter hvert bygget ferjer, bergingsbåter, havforskningsfartøy, oppsynsskip, løfteskip, ro/ro-skip (roll on/roll off), og i 1973 startet man med bygging av kjemikalietankere. De første i svart stål, men senere med lasteområdet i syrefast stål. Å produsere lasteskip med høylegert stål i lasteområdet ble og var fortsatt verftets nisje fram til 2010. Det er produsert over 40 skip av denne typen.

I begynnelsen av 1980-årene var verftet inntatt av offshoremarkedet, og det var en del rigger som var inne til forskjellige vedlikeholds- og ombyggingarbeider. Dette var frem til 1985.

I 1985 gikk verftet konkurs, og det var en heller rolig periode ved anlegget frem til 1989 da Kleven Verft i Ulsteinvik kjøpte anlegget og en startet igjen produksjon av kjemikalietankere. I 2003 ble det igjen en nedgang i markedet som gjorde at verftet i en kort periode måtte inn på reparasjonsmarkedet for offshorefartøy, men allerede i slutten av 2004 startet en igjen med nybygging, og denne aktiviteten holdt frem til mars 2010. Da ble det igjen besluttet at verftet skulle inn på

reparasjon og ombyggingsmarkedet for skip og flytende oljerigger. Dette er nå verftets satsingsområde.

I perioden som har gått har anlegget endret seg med behovene. Som nevnt ble den første slippet bygget i begynnelsen 50-årene. I slutten av 50-årene ble det bygget en skipshall som også hadde slippvei som ledet ut i kanalen østover. Senere, i siste halvdel av 60-tallet ble det bygget ny bedding på søre del av anlegget. Denne også med utløp østover mot kanalen i det samme området som både slipp og skipshall hadde utløp. Det ble produsert skip fra beddingen helt frem til 1992.

I 1993 stod den nye dokken klar. Denne er bygget i nord/sør-retning med utløp mot nord. Dokken er utstyrt med slam-oppfangsrenner og oljeutskiller slik at en har full kontroll med utslippene.

Bedriftsområdet besto i utgangspunktet bratte knauser og små åser, det vil si at strandområdet i hovedsak var et rent fjellområde. På denne tiden var det en kanal som gikk øst/vest/sør for anlegget. Området ble kalt "Evja" og den ene delen "Skitnevatnet". Denne kanalen gikk faktisk i sin tid helt vest gjennom Skudalen og til utløp mot Florø Havn. Her var det mye evje og mye slam, noe navnene tilsier. Store deler av byens avløpssystem gikk ut i dette området, og her var også et kommunalt avfallsdeponi. Den første delen av utrustningskaien ble bygget i strandområdet mot øst i kanalen

Ankerløkken Verft startet i 1975 en større ombygging, og massene som ble skutt ut ble kjørt til utfylling av "Skitnevatnet" og Evja-området. (Dette er i dag det området som fortsatt blir kalt Evja i Florø). Flora kommune stod ansvarlig for denne utfyllingen, og det ble gjort på den måten at massen ble dumpet direkte i området. Noe av bunnmassene i området ble da fortrent slik at det ble forskyvninger både østover mot kanalen/Gaddevågen og vestover. Massene som ble fortrent og som ble liggende over vannivået, tørket ut og ble benyttet som grøntarealer.

På 1960-tallet mottok verftet stål som var ubehandlet. Det ble derfor etablert et sandblåsnings- og primeranlegg. Dette var plassert i det bygget som på verftsplanen i dag er betegnet som tynnplateverksted. Det ble også bygget en sandblåse-/malehall sør for denne. Denne er fortsatt i bruk.

I perioden frem til utfyllingen av "Evja", ble en del sandblåsesand og rester etter malingsaktivitet deponert i dette området. Dette er da også bakgrunnen for grunnundersøkelsene Berdal Strømme AS gjorde i området.

Utrustningskaien ble etter hvert forlenget og det ble foretatt utdypingsarbeid både her og ved utløpet til beddingen mot øst. Områdene har vært rensket og mudret flere ganger gjennom tiden, og siste gang dette skjedde var i 1991 – 1992. De masser som ble fjernet ble dradd nordover til dypere vann.

2.1.3 Brukerinteresser

Brukerinteressene er knyttet til industriell aktivitet. Det foregår lite fritidsfiske i området. Ytterst i Gaddevågen på motsatt side av bedriften, er det et lite friområde.

2.1.4 Strøm og vannutskifting

Det er ikke gjort strømmålinger i området, men man kan anta at det i hovedsundet i øst er god vannutskifting styrt av vind, tidevann og hydrofysiske forhold i de nære havområder. Vannutskiftingen i Gaddevågen er sannsynligvis begrenset, særlig i den innerste delen.

2.1.5 Biologi

Biologiske forhold i området er ikke spesifikt beskrevet, og vi vet ikke om det inneholder det man kan kalle særlig verdifulle biologiske ressurser.

2.1.6 Tidligere undersøkelser

I 1984 utførte Noteby (Norsk Teknisk Byggekontroll AS) ekkoloddinger og akustiske grunnundersøkelser i en trase fra verftsområdet til Grasskjæret Lykt vest av Florø, noe som ga en oversikt over bunnkotene og løsmassene i det aktuelle området. Denne dokumentasjonen finnes ved verftet.

I 1990 gjorde konsulentfirmaet Berdal Strømme AS en kartlegging av deponier og forurenset grunn på verftsområdet etter oppdrag fra SFT. Her finnes en rapport på dette arbeidet ved verftet.

I 2009 gjennomførte NIVA innsamling og analyse av de øverste 10 cm av bunnsedimentene på 10 stasjoner utenfor bedriften, seks i Gaddevågen og seks fra hovedbassenget nord for bedriften (Tabell 1). Disse analysene danner grunnlaget for den forrige risikovurderingen av Gaddevågen presentert i Håvardstun m. fl. (2009).

I 2012 gjennomførte NIVA en supplerende sedimentundersøkelse på to stasjoner i hovedbassenget nord for verftet, for å styrke grunnlaget for risiko- og tiltaks vurdering av dette bassenget (Bakke m. fl. 2012).

I september 2013 gjennomførte firma Sub Aqua Tech AS en video-kartlegging av bunnforholdene på nord- og østsiden av verftet ved bruk av ROV. På grunnlag av denne kartleggingen utarbeidet NIVA en kort vurdering av bunnforholdene og potensialet for lekkasje av miljøgifter fra sedimentene (NIVA notat 14/11/2013). Hovedinntrykket var at nærområdene med få unntak består av fjell, stor stein, grus og sand.

2.2 Mulige kilder og spredningsveier

Mulige kilder til og spredningsveier for miljøgifter til bunnsedimentene er

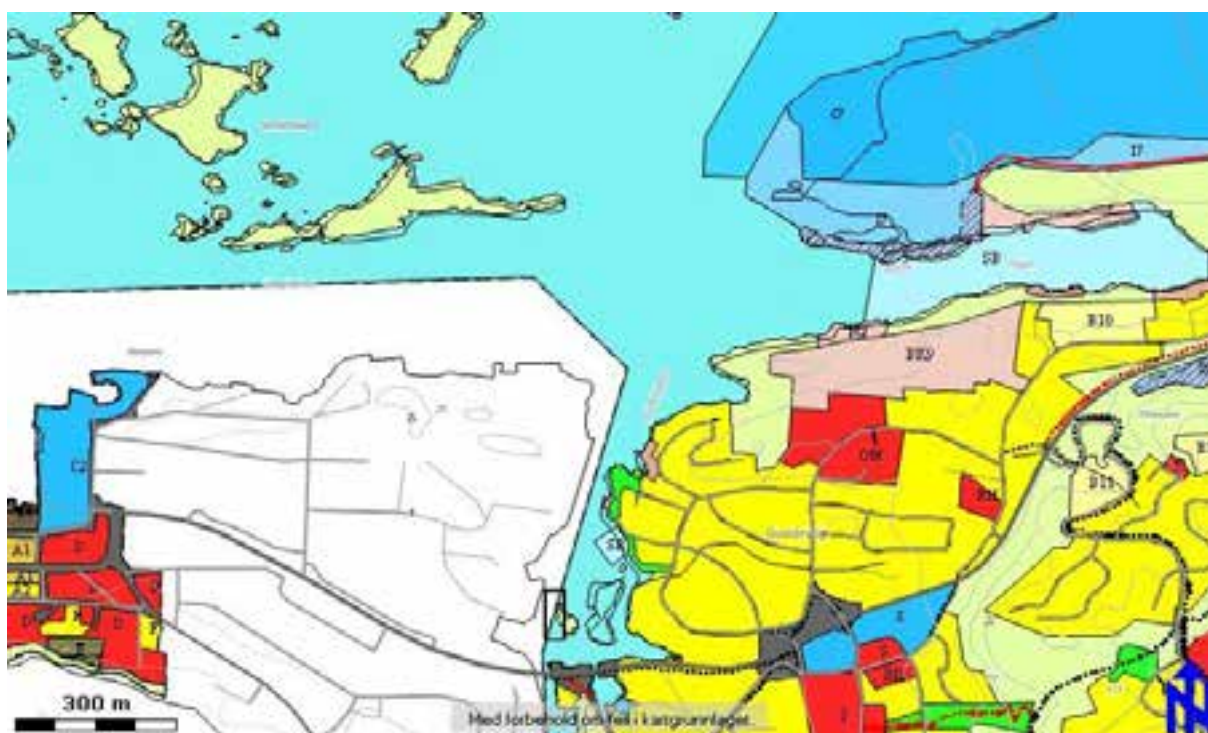
- Den generelle industrielle aktiviteten ved bedriften
- Gammelt deponi
- Påvirkning fra skipstrafikk til Florø havneområde
- Generell avrenning fra land

2.3 Miljømål og planlagt arealbruk

Det finnes ikke overordnede miljømål eller spesifikke miljømål for området bortsett fra at kommunen og fylkesmannen har fremsatt ønske om tiltak slik at området kan oppnå så god økologisk status som mulig i fremtiden. Dette er i tråd med mål og bestemmelser i Vannforskriften. Disse målsetningene er lagt til grunn ved utarbeidelsen av tiltaksplanen for området (Kapittel 0)

2.4 Mulige helse- og miljøkonflikter

Områdene med friarealer på østsiden av Gaddevågen (Figur 3) er ett mulig konfliktområde. Dersom det foregår bading og fritidsfiske her vil en være interessert i å ha kontroll på sedimentet i vågen som mulig kilde til miljøgifter i sjømat. Miljøgifter i torsk, krabbe og blåskjell fra nordsiden av verftet ble analysert i forbindelse med tiltaksplanarbeidet der (for øvrig med jevnt over lave nivåer). Hvorvidt dette er reelle konflikter knyttet til Gaddevågen avhenger ikke bare av nivåer i sjømat, men også i hvor stor grad områdene blir benyttet til fiske.



Kommuneplan/Kommunedelplan	
	Planens begrensning
	Planområde
	Grense for arealbruksområde
	Bybebyggelse - nåværende
	Boligområde - nåværende
	Boligområde - framtidig
	Erverv - nåværende
	Erverv - framtidig
	Offentlige bygninger - nåværende
	Friområde - nåværende
	Annet byggeområde - nåværende
	Annet byggeområde - framtidig
	LNF-område
	Småbåthavn - framtidig
	Vannareal for allmenn flerbruk
	Ferdelsområde - nåværende
	Viktige ledd i kommunikasjonssystemet
	Vegareal - nåværende
	Samleveg - nåværende
	Samleveg - framtidig
	Gang-/sykkelveg - nåværende
	Gang-/sykkelveg - framtidig
	Grense for restriksjonsområde
	Område for grunnvann - nåværende
	Andre restriksjoner - framtidig
	Grense for retningslinjeområde
	LNF-område hvor naturvern er dominer

Figur 3. Kartet viser gjeldende reguleringsplan for Flora kommune for områdene ved verftet og omkringliggende områder.

3. Supplerende undersøkelser

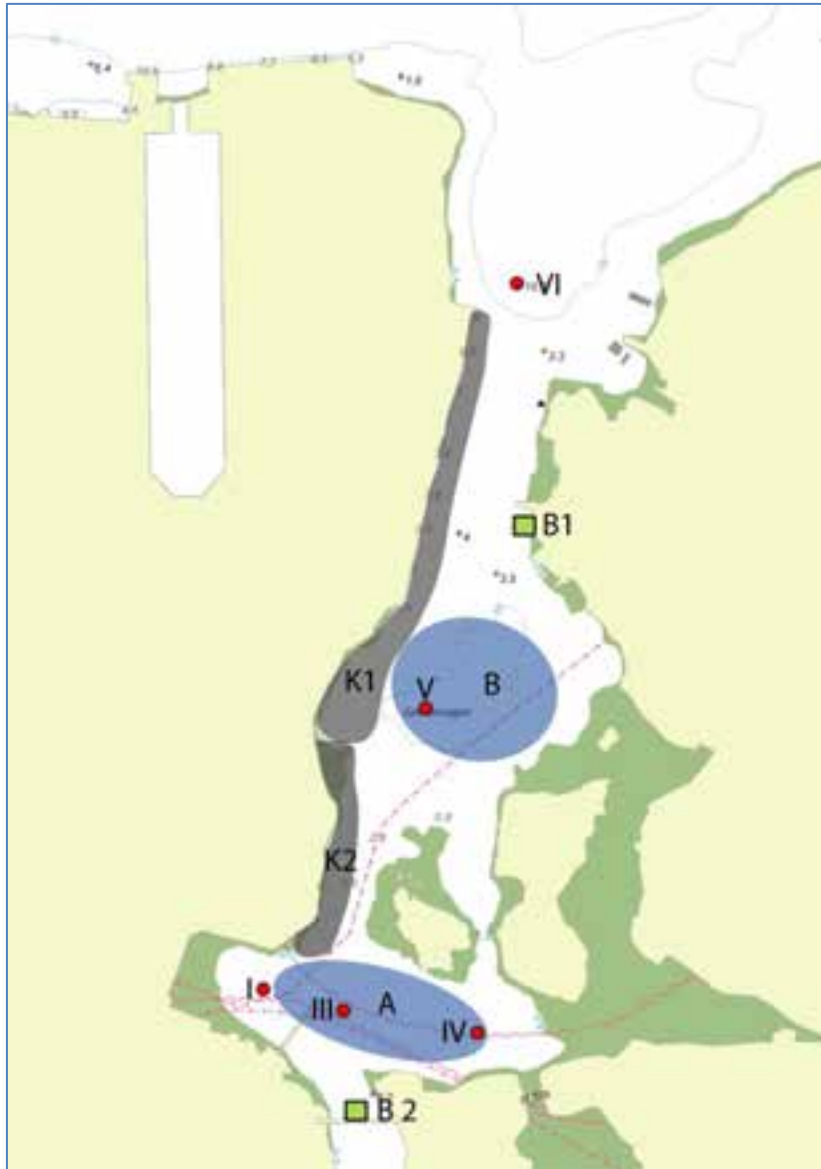
3.1 Begrunnelse for de supplerende undersøkelser

Strukturen i en risikovurdering i følge Miljødirektoratets veileder TA-2802/2011 er en 3 trinns tilnærming der overgang fra ett trinn til neste innebærer en økning i kompleksitet av vurderingen og en nærmere tilknytning til lokale forhold. Dersom beregningene i Trinn 2 tilsier at sedimentene kan utgjøre en uakseptabel risiko for økologiske effekter eller skade på human helse kan problemeier velge å gå direkte til en tiltaksvurdering eller gjennomføre et Trinn 3 i risikovurderingen. Trinn 3 omfatter utvalgte undersøkelser for å bedre datagrunnlaget for Trinn 2 og gjøre konklusjonene mer pålitelige. Trinn 2 anvender en rekke allmenne verdier for parametre som brukes til å beregne spredning og effekter av miljøgiftene. Disse er meget strenge for å kunne dekke alle typer sedimenter og miljøforhold. Trinn 3 har som mål å fremskaffe steds-spesifikke verdier for et utvalg av parametrene.

Følsomhetsanalyser har vist at forholdet mellom konsentrasjon av miljøgifter i sedimentpartikler og porevann når de er i likevekt, uttrykt ved likevektskonstanten $K_d = C_{\text{sediment}}/C_{\text{porevann}}$ (C er konsentrasjon), er den mest innflytelsesrike og samtidig mest usikre parameteren i risikoberegningene. K_d beskriver hvor lett miljøgiftene lekker fra sedimentpartiklene til porevannet, eller med andre ord hvor sterkt miljøgiftene er bundet til sedimentpartiklene. K_d er derfor styrende for alle senere beregninger av risiko mht spredning og opptak i sjømat. Veileder TA-2802/2011 presenterer allmenne K_d -verdier for alle miljøgiftene, men siden verdiene er konservative vil de i mange tilfeller overestimere utlekking og biotilgjengelighet av de ulike miljøgiftene, noen ganger med flere størrelsesordener. Veilederen anbefaler derfor at K_d -verdier bestemmes for det sedimentet som vurderes. Slike målinger er i denne undersøkelsen gjort for PAH, PCB og TBT det sørlige og nordlige området av Gaddevågen (Figur 4) ved analyse av sediment og porevann fra samme prøver.

Risikoen for effekter av sedimentbundne miljøgifter på human helse er først og fremst knyttet til inntak av lokal sjømat (primært fisk og krabbe) som kan ha akkumulert miljøgifter transportert gjennom næringskjeden fra bunndyr. Beregning av slik transport er meget vanskelig og Trinn 2 har ofte vist seg å overestimere transporten og derved også risikoen for human helse. Siden Trinn 2 i forrige risikovurdering (Håvardstun et al. 2009) viste at sedimentene utgjør en helserisiko, ble det anbefalt å analysere miljøgiftnivå i lokal sjømat for å klarlegge hvorvidt dette er reelt eller ikke. Fisk og skalldyr vil kunne ta opp miljøgifter også fra andre kilder enn sedimentene slik at høyt nivå ikke nødvendigvis behøver å komme fra sedimentene, men dersom analyser viser at de har lavt miljøgiftinnhold, kan man iallfall utelukke at sedimentene utgjør en helserisiko. I forbindelse med de tidligere risikovurderingene ble det analysert for miljøgifter i blåskjell fra Gaddevågen og blåskjell, krabbe og torsk fra hovedsundet i nord. Dette er i denne undersøkelsen supplert med analyse av miljøgifter i krabber fra Gaddevågen.

Miljødirektoratets veileder TA-2802/2011 krever at risikovurderingen gjøres på grunnlag av et visst minimum av stasjoner fra området. Tidligere analyser dekker fem sedimentstasjoner i Gaddevågen. Dette er nå supplert med analyse av de to nye prøvene samlet inn for porevannsanalyse (Figur 4). Totalantallet oppfyller kravene i veilederen.



Figur 4. Prøvetakingsposisjoner i Gaddevågen. Røde sirkler: sedimentstasjoner 2008; Blå sirker: områder med sedimentprøver for porevannsanalyser (denne undersøkelsen); grønne kvadrater: blåskjellstasjoner 2008 og svarte områder fangstområde for krabber (denne undersøkelsen).

3.2 Miljøgifter i sediment

Prøvetakingen av stasjon I – VI (Tabell 1) ble gjort i 2008. Område A og B ble prøvetatt i 2013 som grunnlag for porevannsanalyser.

Prøvetakingen fra området A og B ble gjennomført 18. juni 2013. Prøvene ble innsamlet med en liten grabb av typen Van Veen. Grabben som ble benyttet har luker på oversiden for uttak av overflatesediment og har et åpningsareal på 0,025 m². Det ble tatt ut sedimenter fra 0-10 cm snittet.

Prøvene ble lagret kjølig (4°C) og sendt umiddelbart til NIVA for analyse.

Sedimentforholdene på de fem stasjonene i Gaddevågen fra 2008 og de to nye områdene i 2013 (A og B i Figur 4) er beskrevet i Tabell 1. Prøvene fra 2008 ble analysert for kornstørrelse (<63 µm),

organisk karbon (TOC), tungmetaller (arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink), PAH16, sumPCB7 og TBT. Prøvene fra 2013 ble brukt til analyse av porevann som også omfatter en analyse av hele sedimentet. Denne analysen dekker TOC, PAH, PCB og TBT.

Tabell 1. Westcon Yard Florø AS. Beskrivelse av sedimentstasjonene i Gaddevågen 2008 og 2013. Stasjonene A og B er prøvetatt for porevannsanalyse, og består av en blandprøve fra fire enkeltstasjoner fra hvert av delområdene. Posisjonene er gitt i vedlegg A.

Stasjon nr.	År	Dyp (m)	N	E	Karakteristikk
I	2008	3.5	61° 35.935	05° 03.203	Svært bløtt, finkornet svart sediment. H ₂ S lukt.
III	2008	8	61° 35.944	05° 03.223	Som st. I
IV	2008	5,3	61° 35.934	05° 03.256	2-3 mm mørkebrunt topplag med noe sand. Finkornet under. Noe tare i grabben.
V	2008	11	61° 35.931	05° 03.351	Som st. III
VI	2008	12	61° 36.020	05° 03.286	Mørkebrunt sandig sediment, noe grus, mindre stein og skjellsand. Svak H ₂ S-lukt
A	2013	7-10m	Posisjoner for enkeltprøvene som inngår er gitt i vedlegg		Grønn 2-3 mm overflate. Svart finkornet sediment under med H ₂ S lukt. Levende børstemark observert.
B	2013	9,5-11m	Posisjoner for enkeltprøvene som inngår er gitt i vedlegg		Brunt overflatelag ca 2-3 mm svart finkornet sediment under svak H ₂ S lukt

3.3 Porevannsanalyser

Miljøgifter løst i porevannet ble bestemt enten direkte på prøver tatt ved sentrifugering av sedimentet (TBT) eller ved å sette en passiv prøvetaker i direkte kontakt med porevannet (PAH og PCB). Sentrifugerte prøver vil kunne inneholde både løste stoffer og kolloider. Den passive prøvetakeren vil over tid akkumulere miljøgifter som er løst i det omgivende vannet, men ikke fra kolloider. Ut fra analyse av prøvetakerne beregner man seg tilbake til de reelle konsentrasjonene i porevannet.

Som passive prøvetakere ble brukt tynne strips av AlteSil silikongummi. Strips på 1g og 2 g ble satt ned i 1 liter glassflasker med ubehandlet sediment fra hver av områdene og sjøvann (som modell for porevannet). Flaskene ble ristet kontinuerlig i 30 døgn for å oppnå likevekt mellom sediment, vann og prøvetaker for enkeltkomponenter av PAH og PCB. Etter dette ble prøvetakeren rensset på utsiden og de absorberte miljøgiftene ekstrahert ved bruk av pentan tilsatt interne standarder. Pentanekstraktene ble reekstrahert med diklormetan og rensset med gel-kromatografi før analyse ved bruk av GC/MS. Resultatene sammen med kjent fordelingskoeffisient mellom vann og silikongummi ble brukt til å beregne nivåene i porevannet.

Kjemisk analyse av miljøgifter i sediment og sentrifugert porevann ble gjort av Eurofins AS. Kjemiske analyser av ekstraktene fra de passive prøvetakerne ble gjort på NIVA.

3.4 Innsamling og analyse av fisk og skalldyr

I 2008 ble blåskjell fra to stasjoner i Gaddevågen analysert for miljøgifter. Det ble samtidig gjort analyse av lever og filet fra torsk fisket i hovedbassenget. Alle disse analysene er brukt i risikovurderingens Trinn 3 for Gaddevågen. I tillegg ble det høsten 2013 samlet inn prøver av vanlig taskekrabbe fra Gaddevågen til miljøgiftanalyse. Krabbene ble samlet av Stein Arve Olsen og sendt hel, frosset til NIVA for prøveuttak av skallinnmat. Innsamlingssteder er vist i **Error! Reference source not found.** Prøvene ble analysert for metaller, PAH, PCB og TBT.

4. Analyseresultater sediment, porevann og krabber

4.1.1 Sedimenter

Resultatene av sedimentanalysene fra område A og B gjort samtidig med porevannsanalysene er vist i Tabell 2 sammen med resultatene fra stasjon I, III, IV, V og VI i 2008 (Håvardstun m. fl. 2009). Område A avviker ikke systematisk fra stasjonene I, III og IV som ligger samme sted. Nivåene i område B hadde klart høyere innhold av både PAH, PCB og TBT enn tidligere funnet på stasjon V som ligger innenfor område B og også høyere enn stasjon VI helt nord i Gaddevågen. Det er overveiende sannsynlig at forskjellen skyldes flekkvis fordeling av miljøgiftene, ikke at det har skjedd en økning over tid.

Tabell 2. Gaddevågen, Florø. Innhold av miljøgifter i bunnsedimentene (mg/kg tørrvekt). Område A og B representerer blandprøver tatt i denne undersøkelsen. De øvrige er stasjonen prøvetatt i 2008. Posisjoner fremgår av Figur 4. Fargene viser tilstandsklasse i hht Miljødirektoratets veileder TA-2229/2007 fra blå (klasse I «Bakgrunn») via grønn (klasse II «God»), gul (klasse III «Moderat») og oransje (klasse IV «Dårlig») til rød som viser klasse V «Svært dårlig».

Stoff	Område A	Område B	St I	St III	St IV	St V	St VI
Arsen			22	36	21	13	14
Bly			119	172	66,6	77,2	116
Kadmium			1,6	1,1	0,96	0,63	0,71
Kobber			202	303	127	216	1150
Krom totalt (III + VI)			61,9	85	55,7	78,6	369
Kvikksølv			0,88	0,75	0,35	0,2	0,09
Nikkel			50,6	77,8	38,5	194	819
Sink			477	599	270	401	1750
Naftalen	0,031	0,13	0,042	0,036	0,014	0,021	0,016
Acenaftylen	<0,02	<0,02	0,034	0,064	0,038	0,022	0,015
Acenaften	0,28	0,74	0,1	0,23	0,073	0,2	0,14
Fluoren	0,16	0,49	0,071	0,13	0,044	0,12	0,11
Fenantren	0,89	2,3	0,4	0,93	0,34	0,4	0,24
Antracen	0,19	0,68	0,09	0,18	0,069	0,065	0,054
Fluoranten	1,7	3,3	0,9	1,8	0,88	0,63	0,49
Pyren	1,5	2,8	0,75	1,4	0,71	0,49	0,38
Benzo(a)antracen	0,89	1,8	0,64	1,2	0,55	0,39	0,32
Krysen	1,1	1,8	0,49	0,97	0,41	0,3	0,27
Benzo(b)fluoranten	0,99	1,4	1,3	2,2	0,98	0,63	0,54
Benzo(k)fluoranten	0,8	1,2	0,44	0,73	0,33	0,21	0,18
Benzo(a)pyren	0,78	1,3	0,72	1,3	0,57	0,37	0,31
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,45	0,53	0,57	0,96	0,42	0,24	0,2
Dibenzo(a,h)antracen	0,068	0,12	0,099	0,18	0,074	0,049	0,043
Benzo(ghi)perylene	0,45	0,5	0,43	0,7	0,33	0,17	0,14
Sum PAH₁₆	10,25	18,96	7,076	13,01	5,832	4,307	3,448
PCB 28	0,0031	0,0026	0,0029	0,0026	0,00072	0,0005	0,0005
PCB 52	0,017	0,04	0,0049	0,0042	0,0012	0,00063	0,0013
PCB 101	0,016	0,035	0,0086	0,015	0,003	0,0036	0,0039
PCB 118	0,0095	0,022	0,0085	0,0086	0,0028	0,0024	0,0024
PCB 153	0,023	0,034					0,0081
PCB 138	0,026	0,041	0,012	0,032	0,0046	0,0072	0,0069
PCB 180	0,014	0,024	0,004	0,018	0,0024	0,0042	0,0034
sumPCB₇	0,109	0,199	0,041	0,080	0,015	0,019	0,027
TBT	4,1	6,6	1,8	5,1	2,5	1,2	0,63

4.1.2 Porevannsanalyser og steds-spesifikke Kd-verdier

Innholdet av organiske miljøgifter i porevannet i de to områdene er gitt i Tabell 3. Nivåene av PAH-forbindelser var med to unntak i Miljødirektoratets klasse II (god tilstand), og høyest i porevannet fra område B. TBT viste sammen nivå i begge områdene og var i klasse V. PCB-nivåene var ikke systematisk forskjellige mellom områdene. Noen få verdier lå under deteksjonsgrensen. Ved bruk av porevannsverdiene i risikovurderingen er selve deteksjonsgrensen anvendt som konservativt nivå av disse.

Tabell 3. Gaddevågen, Florø. Innhold av organiske miljøgifter i porevann (ng/l,) i blandprøver fra område A og B. Fargene indikerer klassifisering av forurensningstilstand etter Miljødirektoratets veileder TA-2229/2007. Fargene viser tilstandsklasse i hht Miljødirektoratets veileder TA-2229/2007 fra blå (klasse I «Bakgrunn») via grønn (klasse II «God»), gul (klasse III «Moderat») og oransje (klasse IV «Dårlig») til rød som viser klasse V «Svært dårlig».

Stoff	Område A	Område B
Naftalen	<2,4	115
Acenaftylene	<1,4	52
Acenaften	41	92
Fluoren	15	31
Fenantren	25,2	48
Antracen	12,3	24
Fluoranten	9,7	16
Pyren	13,0	27
Benzo(a)antracen	0,47	0,87
Krysen	1,14	0,72
Benzo(b)fluoranten	0,67	0,91
Benzo(k)fluoranten	0,24	0,28
Benzo(a)pyren	0,23	0,42
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,09	0,09
Dibenzo(a,h)antracen	0,01	0,02
Benzo(ghi)perylene	0,10	0,09
PCB 28	0,088	0,068
PCB 52	0,048	0,040
PCB 101	0,039	0,055
PCB 118	0,017	0,018
PCB 153	0,015	0,027
PCB 138	0,021	0,035
PCB 180	<0,007	<0,018
TBT	2400	2300

Likevektskonstanter (Kd) mellom konsentrasjon på partikler og i porevannet i hvert av område 1 og 2, og som gjennomsnitt for Gaddevågen, er beregnet ut fra Tabell 2 og Tabell 3, og er vist i Tabell 4 sammen med sjablongverdiene etter veileder TA-2802/2011. De lokale Kd-konstantene var en faktor 10-67 høyere enn sjablongverdiene for PAH-forbindelsene, typisk en faktor 3-29¹ for PCB-kongenerene og en faktor 26 for TBT. Dette viser at stoffene var til dels mye sterkere bundet til sedimentpartiklene enn det risikoveilederen TA-2802/2011 legger til grunn. I risikovurderingen har vi anvendt de gjennomsnittlige lokale Kd-verdiene i beregningene.

¹ Faktor 167 for PCB52.

Tabell 4. Gaddevågen, Florø. Beregnede lokale likevektskonstanter (K_d) mellom total sedimentkonsentrasjon og konsentrasjon i porevann av PAH, PCB og TBT i område 1 og 2 (fra Tabell 2 og Tabell 3), gjennomsnittlig K_d for de to områdene, sjablongverdier for K_d fra TA-2802/2007 normalisert til sedimentenes TOC og forholdet mellom lokal K_d og sjablongverdi ($K_{dF}:K_{dTA}$).

Stoff	Område 1	Område 2	gj.sn. K_d	K_d , TA-2802	$K_{dF}:K_{dTA}$
Naftalen	12917	1130	7024	105	67
Acenaftylen	14286	385	7335	211	35
Acenaften	6829	8043	7436	502	15
Fluoren	10667	15806	13237	826	16
Fenantren	35317	47917	41617	1855	22
Antracen	15447	28333	21890	2284	10
Fluoranten	175258	206250	190754	11705	16
Pyren	115385	103704	109544	4771	23
Benzo(a)antracen	1893617	2068966	1981291	40597	49
Krysen	964912	2500000	1732456	32246	54
Benzo(b)fluoranten	1477612	1538462	1508037	65837	23
Benzo(k)fluoranten	3333333	4285714	3809524	64338	59
Benzo(a)pyren	3391304	3095238	3243271	67368	48
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5000000	5888889	5444444	189880	29
Dibenzo(a,h)antracen	6800000	6000000	6400000	157934	41
Benzo(ghi)perylene	4500000	5555556	5027778	82887	61
PCB 28	35227	38235	36731	3297	11
PCB 52	354167	1000000	677083	4058	167
PCB 101	410256	636364	523310	27443	19
PCB 118	558824	1222222	890523	274460	3
PCB 138	1238095	1171429	1204762	41545	29
PCB 153	1533333	1259259	1396296	415417	3
PCB 180	2000000	1333333	1666667	79153	21
TBT	1708	2870	2289	89	26

4.1.3 Miljøgifter i krabber

Miljøgiftinnholdet i skallinnmaten av krabbeprovne fra Gaddevågen er vist i Tabell 5 sammen med tilsvarende data fra krabbeprovne tatt tidligere i hovedsundet nord for verftet. De tidligere analysene omfattet bare metaller og TBT. Det var ikke noen entydig innbyrdes forskjell i forurensningsgrad mellom de to prøvene fra Gaddevågen. Prøven fra den nordlige delen, ved utrustningskaia, hadde noe lavere innhold av PAH og TBT, og noe høyere innhold av PCB enn prøven tatt lenger sør i vågen. Det var heller ikke noen systematisk forskjell i metall- og TBT-nivåer mellom Gaddevågen og området nord for verftet. Julshamm m. fl (2012) har rapportert typiske nivåer av utvalgte metaller i skallinnmat

fra ca 450 prøver fra ulike steder på norskekysten (Tabell 5). Nivåene i Gaddevågen ligger sentralt i intervallet for disse målingene.

Tabell 5. Gaddevågen, Florø. Miljøgiftinnhold i skallinnmat av krabber fra Gaddevågen (denne undersøkelse) og fra hovedsundet nord for verftet (Bakke m. fl. 2012) gitt på våtvektsbasis. Typiske metallnivåer i krabber fra norskekysten er også vist.

		Gaddevågen		Hovedsundet		Norskekysten
		St.K1	St.K2	Prøve 1	Prøve 2	(NIFES 2012) Gj.snitt (min-maks)
Tørrstoff %	%	22	37			
Fettinnhold %	%	6,8	14,2			
Arsen	mg/kg	27	15	18	23	19,4 (4,2-50)
Bly	mg/kg	0,05	0,08	0,06	0,12	0,049 (<0,008-0,53)
Kadmium	mg/kg	0,78	0,83	0,50	1,10	3,9 (0,1-45)
Kobber	mg/kg	37	28	31	54	-
Kvikksølv	mg/kg	0,07	0,06	0,05	0,08	0,067 (0,015-0,35)
Nikkel	mg/kg	0,31	0,11	0,20	0,40	-
Sink	mg/kg	50	66	40	52	-
Naftalen	µg/kg	9,25	9,46			
Acenaftylen	µg/kg	0,20	0,38			
Acenaften	µg/kg	0,85	0,87			
Fluoren	µg/kg	0,86	1,63			
Fenantren	µg/kg	2,85	4,41			
Antracen	µg/kg	0,15	0,51			
Fluoranten	µg/kg	0,60	0,98			
Pyren	µg/kg	0,43	1,03			
Benzo(a)antracen	µg/kg	<0,10	0,34			
Krysen	µg/kg	<0,10	0,36			
Benzo(b)fluoranten	µg/kg	<0,10	0,21			
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	<0,10	<0,10			
Benzo(a)pyren	µg/kg	<0,10	<0,10			
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg	<0,10	<0,10			
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg	<0,10	<0,10			
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	<0,10	<0,10			
SumPAH₁₆	µg/kg	<15,99	<20,68			
PCB28	µg/kg	0,75	1,50			
PCB52	µg/kg	0,05	0,45			
PCB101	µg/kg	0,14	3,80			
PCB118	µg/kg	2,80	11			
PCB138	µg/kg	5,60	24			
PCB153	µg/kg	7,20	31			
PCB180	µg/kg	1,50	8,20			
SumPCB₇	µg/kg	18,4	13,95			
TBT	µg/kg	0,28	3,58	6,80	17,00	

5. Revidert risikovurdering for Gaddevågen

5.1 Datagrunnlag

Den reviderte risikovurderingen av sedimentene er gjort i følge Miljødirektoratets reviderte veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2011). Endringen fra den veilederen som ble brukt ved forrige risikoanalyse av sedimentene i Gaddevågen (TA-2230/2007) er:

- Mer realistisk beregning av miljøgiftspredning gjennom oppvirvling som følge av skipspropeller.
- Beregninger av årlig total transport av miljøgifter til vannmassene fra hele tiltaksområdet på bunnen og fra delområdene som hhv påvirkes eller ikke påvirkes av skipsaktiviteten.
- Mindre justeringer av de allmenne parameterverdiene som brukes i Trinn 2.
- Revidert regneverktøy i EXCEL som reflekterer endringene ovenfor.

Datagrunnlaget for den reviderte risikovurderingen er:

- Innhold av tungmetaller, PAH, PCB og tributyltinn (TBT) i sediment fra fem stasjoner, anvendt i forrige risikovurdering (Håvardstun m. fl. 2009).
- Nye tilsvarende sedimentdata på PAH, PCB og TBT fra område 1 og 2 generert som ledd i porevannsanalysene.
- Innhold av PAH, PCB og TBT i porevann fra område 1 og 2.
- Reviderte K_d -verdier for enkeltkomponenter av PAH, PCB og TBT for område 1 og 2, ansett som representative for hele Gaddevågen.
- Innhold av tungmetaller, PCB, PAH og TBT i torsk fra hovedfjorden samt krabbe og blåskjell fra Gaddevågen.

5.2 Området som er vurdert

Området som er vurdert fremgår av Figur 4. Det avgrenses i nord av en linje fra nordøst-enden av verftet til Melkevikneset og i sør av broa der Skudalsvegen går over vågen. Det totale bunnarealet som er tatt med i risikovurderingen (A_{sed}) er beregnet fra kart og er avrundet til 84 700 m² (Figur 5). Det arealet som kan bli påvirket av propellersosjon fra skipstrafikken (A_{skip}) er vist i Figur 6. Det tilsvarer A_{sed} med unntak av at grunnområdet på østsiden nord for Hjortevika (øst for holmene). Arealet av A_{skip} er avrundet til 74 600 m². I følge risikoveilederen vil sedimenter som er utsatt for propellersosjon ligge grunnere enn 20 m.

I risikovurderingen har vi videre gått ut fra en gjennomsnittlig lengde på skipstraséen grunnere enn 20 m fra nord inn til utrustningskaia på 300 m.

Risikovurderingen er gjort på grunnlag av data for miljøgiftinnholdet i sediment fra stasjonene vist i Tabell 2.

Videokartlegging av bunnforholdene i den nordlige delen av vågen ned til sørenden av utrustningskaia har vist at bunnen for en stor del består av fjell, større stein og grus (Sub Aqua Tech 2013). Det er bare det dypeste området sentralt i nord som har finere sediment av betydning. Ved å anta at hele arealet består av finere sediment, er risikovurderingen meget konservativ. Vi har likevel valgt å gjøre slik antakelse fordi vi ikke kjenner forekomsten av finere sediment innimellom det grove.

Tilsvarende videokartlegging er ikke gjort sør for utrustningskaia, men sedimentprøvetakingen her tilsier større innslag av fint sediment.



Figur 5. Gaddevågen, Florø. Totalt sjøareal som omfattes av risikovurderingen (A_{sed}) med dybdekoter. Arealet er avrundet 91 200 m². Kartgrunnlag: Statens kartverk Sjø.



Figur 6. Gaddevågen, Florø. Sjøareal potensielt påvirket av skipstrafikken (A_{skip}). Arealet er avrundet 75 900 m². Kartgrunnlag: Statens kartverk Sjø.

5.3 Bruk av stedsspesifikke data

Beregningene i Trinn 2 er i hovedsak basert på standardiserte verdier (sjablongverdier) for utvalgte konstanter og koeffisienter oppgitt i veilederen, men der stedsspesifikke data finnes, bør de i følge veilederen brukes. Sjablongverdiene er satt ut fra eksisterende kunnskap og er rimelig konservative for å unngå å friskmelde områder som egentlig utgjør en risiko for miljø og helse. I de fleste tilfeller vil generering av steds-spesifikke verdier være ledd i en risikovurdering Trinn 3. Tabell 6 viser de steds-spesifikke verdiene som er brukt i vurderingen. I tillegg til de som er vist her har vi anvendt steds-spesifikke likevektskonstanter mellom partikler og porevann (Kd) for TBT og enkeltforbindelser av PAH og PCB beregnet ut fra porevannsanalysene, samt målte nivåer av miljøgifter i blåskjell, taskekrabbe og torsk.

Ved beregning av oppvirvlet mengde fint sediment fra skipsanløp har vi anvendt kategorien «industrihavn» som havneanlegg og «sand» som bunnsstrat grunnere enn 20 m (ref Miljødirektoratet TA-2802/2011, Faktaboks 6). Det er videre anvendt en gjennomsnittlig trasélengde på 300 m for et skipsanløp inn til utrustningskaia. Den beregnede mengden finfraksjon av sedimentene som virvles opp ved et anløp en vei (m_{sed}) blir 250 kg pr bevegelse eller 500 kg samlet for anløp og avgang av et skip. Med 12 anløp i året utgjør dette en samlet årlig oppvirvling på 6 tonn finkornet sediment.

Tabell 6. Gaddevågen. Stedsspesifikke parameterverdier brukt i risikoberegningene.

Parameter	Sjablongverdi	Anvendt verdi	Kommentar
Totalt organisk karbon (TOC) %	1	6	Målt
Totalt sedimentareal m ²	ingen standard	84 700	Beregnet fra kart
Vannvolum m ³ over sedimentene	ingen standard	508 200	Beregnet fra kart og dyp
Areal påvirket av skipstrafikk	Ingen standard	74600	Beregnet fra kart
Antall skipsanløp per år	ingen standard	30	Oppgitt av STX Florø
Trasélengde for skipsanløp m	120	300	Beregnet fra kart
Oppvirvlet sediment per anløp kg	ingen standard	250	Fra TA-2802/2011
Oppholdstid til vannet i bassenget i år	0,02	0,0082	Anslått fra NIVA-rapport lnr 2406-1989
Fraksjon leire i sedimentet	ingen standard	0,15	Målt

5.4 Bruk av analysedata

5.4.1 Sedimenter

Sedimentdata brukt i risikoanalysen er gitt i Tabell 2. Metallnivåene spenner i fra tilstandsklasse I (bakgrunn) til klasse IV (dårlig), de fleste i klasse I og II (god). Sedimentene er generelt mest forurenset av kobber. Tilstanden for nivå av PAH spenner fra klasse III (moderat) til klasse IV (dårlig). Nivåene av PCB er i klasse III med unntak av en prøve i Klasse II. Alle stasjonene viste meget dårlig tilstand (klasse V) for TBT.

5.4.2 Miljøgifter i fisk og skalldyr

Miljøgiftinnholdet i torsk (lever og filét), blåskjell og skallinnmat av taskekrabbe er vist i Tabell 7. For stoffer som har norsk klassifisering (Miljødirektoratet TA-1467/1997) er denne vist med farger. Blåskjell var markert (gul) forurensset av TBT, moderat (grønn) forurensset av PCB og PAH og ubetydelig (blå) forurensset av metaller. Torsk var ubetydelig forurensset av kvikksølv (filét) og PCB (lever).

Tabell 7. Gaddevågen, Florø. Innhold av miljøgifter i utvalgte arter lokal sjømat anvendt i risikoberegningene. NB: verdiene er gitt på tørrvektsbasis. Fargene indikerer klassifisering av forurensningstilstand etter Miljødirektoratet TA-1467/1997 for de stoffer og vevstyper som er klassifisert. Blå: ubetydelig forurensset. Grønn: moderat forurensset. *: metoden er ikke akkreditert.

Stoff	Torsk lever pr 1	Torsk lever pr 2	Torsk filet pr 1	Torsk filet pr 2	Blå-skjell St B1	Blå-skjell St B2	Krabbe innmat St K1	Krabbe innmat St K2
Arsen (As) (mg/kg)			2,90	4,80			122,73	40,54
Bly (Pb) (mg/kg)			<0,05 *	<0,05 *			0,23	0,22
Kadmium (Cd) (mg/kg)			<0,01 *	<0,01 *	0,86	0,86	3,55	2,24
Kobber (Cu) (mg/kg)			<0,1 *	<0,1 *	13,25	16,45	168,18	75,68
Krom (Cr) (mg/kg)					1,26	1,71		
Kvikksølv (Hg) (mg/kg)			0,30	0,10	0,13	0,13	0,34	0,16
Nikkel (Ni) (mg/kg)			<0,1 *	<0,1 *	1,39	1,18	1,41	0,30
Sink (Zn) (mg/kg)			2,80	2,80			227,27	178,38
Naftalen (µg/kg)	< 8,3	< 9					<42,05	<25,57
Acenaftalen (µg/kg)	< 0,27	< 0,31					<0,90	1,03
Acenaften (µg/kg)	< 1,2	< 1,3					<3,86	<2,35
Fluoren (µg/kg)	1,70	1,80			8,61	10,53	<3,91	4,41
Fenantren (µg/kg)	7,20	2,90			62,91	78,95	<12,95	11,92
Antracen (µg/kg)	0,26	< 0,16			7,95	10,53	<0,68	1,38
Fluoranten (µg/kg)	1,10	1,10			79,47	92,11	<2,73	2,65
Pyren (µg/kg)	< 0,61	< 0,66			125,83	157,89	<1,95	2,78
Benz(a)antracen (µg/kg)	0,11	< 0,11			33,77	36,18	<0,45	0,92
Krysen (µg/kg)	0,13	< 0,13			125,83	144,74	<0,45	0,97
Benzo(b/j)fluoranten (µg/kg)	0,15	< 0,13			59,60	63,16	<0,45	0,57
Benzo[k]fluoranten (µg/kg)	< 0,10	< 0,10			28,48	38,16	<0,45	<0,27
Benzo[a]pyren (µg/kg)	< 0,10	< 0,10			16,56	21,71	<0,45	<0,27
Indeno[1,2,3-cd]pyren (µg/kg)	< 0,10	< 0,10			7,95	11,18	<0,45	<0,27
Dibenz(a,h)antracen (µg/kg)	< 0,10	< 0,10			3,31	3,29	<0,45	<0,27
Benzo[g,h,i]perylene (µg/kg)	< 0,10	< 0,10			15,89	20,39	<0,45	<0,27
Sum PAH₁₆ (µg/kg)	11,00	6,10			>576	>689	<72,68	<55,89
PCB 28 (µg/kg)	<10	<10			0,44	0,50	3,41	4,05
PCB 52 (µg/kg)	<10	<10			1,54	1,72	<0,23	1,22
PCB 101 (µg/kg)	37,00	<10			4,21	5,28	0,64	10,27
PCB 118 (µg/kg)	95,00	27,00			3,10	3,67	12,73	29,73
PCB 138 (µg/kg)	290,00	66,00			5,12	6,38	25,45	64,86
PCB 153 (µg/kg)	580,00	120,00			7,81	8,68	32,73	83,78
PCB 180 (µg/kg)	260,00	43,00			0,71	1,09	6,82	22,16
Sum PCB₇ (µg/kg)	1262	256			22,9	27,3	<82,00	<216,08
Tributyltinn (TBT) (µg/kg)	7,10	1,80			1311	1000	<1,28	9,68

5.5 Risikovurdering Trinn 1

Tabell 8 viser hvordan maksimal- («maks») og gjennomsnittsnivåene («middel») av miljøgifter i sedimentene overskrider grenseverdiene for akseptabel økologisk risiko i Trinn 1. Det legges mest vekt på gjennomsnittsforskningene. Bly, kobber, nikkel, sink, de fleste PAH-forbindelsene, sumPCB₇ og TBT viser overskridelse, størst for TBT. Dette betyr at sedimentene utgjør en teoretisk risiko for økologiske skade i sedimentet primært på grunn av TBT og PAH.

Tabell 8. Gaddevågen, Florø. Overskridelse av grenseverdiene for økologisk risiko i sedimentene i følge Trinn 1 i Miljødirektoratets veileder TA-2802/2011. Tabellen viser faktor for overskridelse beregnet på basis av høyeste nivå av miljøgifter (maks) og gjennomsnitt (middel) av alle prøvene.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon i forhold til trinn 1 grenseverdi (antall ganger):	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	5	36	21,2	52		
Bly	5	172	110,16	83	2,1	1,3
Kadmium	5	1,6	1	2,6		
Kobber	5	1150	399,6	51	23	8
Krom totalt (III + VI)	5	369	130,04	560		
Kvikksølv	5	0,88	0,454	0,63	1,4	
Nikkel	5	819	235,98	46	18	5
Sink	5	1750	699,4	360	5	1,9
Naftalen	7	0,13	0,04142857	0,29		
Acenaftylene	7	0,064	0,03042857	0,033	1,9	
Acenaften	7	0,74	0,25185714	0,16	5	1,6
Fluoren	7	0,49	0,16071429	0,26	1,9	
Fenantren	7	2,3	0,78571429	0,50	5	1,6
Antracen	7	0,68	0,18971429	0,031	22	6
Fluoranten	7	3,3	1,38571429	0,17	19	8
Pyren	7	2,8	1,14714286	0,28	10	4
Benzo(a)antracen	7	1,8	0,82714286	0,06	30	14
Krysen	7	1,8	0,76285714	0,28	6	2,7
Benzo(b)fluoranten	7	2,2	1,14857143	0,24	9	5
Benzo(k)fluoranten	7	1,2	0,55571429	0,21	6	3
Benzo(a)pyren	7	1,3	0,76428571	0,42	3,1	1,8
Indeno(1,2,3-cd)pyren	7	0,96	0,48142857	0,047	20	10
Dibenzo(a,h)antracen	7	0,18	0,09042857	0,59		
Benzo(ghi)perylene	7	0,7	0,38857143	0,021	33	19
PCB 28	7	0,0031	0,00184571			
PCB 52	7	0,04	0,00989			
PCB 101	7	0,035	0,01215714			
PCB 118	7	0,022	0,00802857			
PCB 138	7	0,041	0,01852857			
PCB 153	7	0,034	0,0093			
PCB 180	7	0,024	0,01			
Sum PCB7	7	1,99E-01	6,98E-02	0,017	12	4
DDT	0	mangler	mangler	0,02		
Tributyltinn (TBT-ion)	7	6,6	3,13285714	0,035	189	90

5.6 Risikovurdering Trinn 2 og 3 - spredning av miljøgifter

Risikoverktøyet beregner spredningen av miljøgifter via tre spredningsveier: diffusjon forsterket av bioturbasjon², erosjon på grunn av propeller og transport gjennom næringskjeden. Tabell 9 viser total spredning og spredning eksklusive skipsoppvirling som fluks (mg pr m² og år). Tabellen viser også i hvilken grad totalspredningen overskrider tenkt spredning fra et sediment som utgjør akseptabel risiko i følge Trinn 1 (er i tilstandsklasse II etter klassifiseringsveileder TA-2229/2007). Det er bare metallene bly, kobber, nikkel og sink som viser overskridelse.

Tabell 9. Gaddevågen, Florø. Fluks av miljøgifter ut av sedimentet. For de stoffene som overskrider tilsvarende spredning fra et sediment i tilstandsklasse II (TA-2229/2007) er faktor for overskridelse vist. Fluksene er beregnet på basis av høyeste nivå av miljøgifter (maks) og gjennomsnitt (middel) for hele området. For PAH, PCB og TBT er lokale Kd-verdier fra Tabell 4 brukt.

Stoff	Beregnet spredning ikke påvirket av skipsoppvirling (F _{diff} + F _{org})		Beregnet total spredning (F _{diff} + F _{org} + F _{skip})		Spredning (F _{tot}) dersom C _{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m ² /år)	F _{tot} i forhold til tillatt spredning (antall ganger):	
	Maks (mg/m ² /år)	Middel (mg/m ² /år)	F _{tot, maks} (mg/m ² /år)	F _{tot, middel} (mg/m ² /år)		Maks	Middel
Arsen	3,64E+01	2,14E+01	3,74E+01	2,21E+01	5,40E+01		
Bly	8,56E+00	5,48E+00	1,38E+01	8,81E+00	6,31E+00	2,18	1,39
Kadmium	6,53E-02	4,08E-02	1,14E-01	7,10E-02	1,84E-01		
Kobber	2,55E+02	8,85E+01	2,90E+02	1,01E+02	1,26E+01	23,00	7,99
Krom totalt (III + VI)	1,36E+01	4,78E+00	2,47E+01	8,70E+00	3,74E+01		
Kvikksølv	5,83E-02	3,01E-02	8,49E-02	4,38E-02	6,00E-02	1,41	
Nikkel	5,67E+02	1,63E+02	5,92E+02	1,70E+02	3,31E+01	17,89	5,15
Sink	1,60E+02	6,40E+01	2,13E+02	8,51E+01	3,79E+01	5,62	2,25
Naftalen	7,32E-01	3,73E-01	7,36E-01	3,74E-01	1,42E+02		
Acenafitylen	3,01E-01	1,54E-01	3,03E-01	1,55E-01	7,38E+00		
Acenaften	6,22E-01	4,07E-01	6,45E-01	4,15E-01	1,49E+01		
Fluoren	2,16E-01	1,38E-01	2,30E-01	1,43E-01	1,42E+01		
Fenantren	3,63E-01	2,25E-01	4,33E-01	2,49E-01	1,19E+01		
Antracen	1,86E-01	1,09E-01	2,07E-01	1,15E-01	5,99E-01		
Fluoranten	2,61E-01	1,38E-01	3,60E-01	1,79E-01	7,99E-01		
Pyren	2,99E-01	1,63E-01	3,84E-01	1,98E-01	2,84E+00		
Benzo(a)antracen	2,73E-02	1,37E-02	8,16E-02	3,86E-02	1,14E-01		
Krysen	5,51E-02	2,52E-02	1,09E-01	4,82E-02	9,85E-01		
Benzo(b)fluoranten	1,13E-01	6,02E-02	1,79E-01	9,49E-02	5,66E-01		
Benzo(k)fluoranten	2,47E-02	1,20E-02	6,09E-02	2,87E-02	5,07E-01		
Benzo(a)pyren	3,17E-02	1,89E-02	7,09E-02	4,20E-02	9,68E-01		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,36E-02	6,96E-03	4,25E-02	2,15E-02	3,89E-02	1,09	
Dibenzo(a,h)antracen	2,18E-03	1,11E-03	7,61E-03	3,84E-03	5,82E-01		
Benzo(ghi)perylene	1,08E-02	6,15E-03	3,19E-02	1,79E-02	3,90E-02		
PCB 28	2,98E-03	1,87E-03	3,07E-03	1,93E-03			
PCB 52	4,60E-03	1,25E-03	5,81E-03	1,55E-03			
PCB 101	5,20E-03	1,90E-03	6,25E-03	2,26E-03			
PCB 118	1,91E-03	7,33E-04	2,58E-03	9,75E-04			
PCB 138	2,66E-03	1,24E-03	3,90E-03	1,80E-03			
PCB 153	1,91E-03	5,63E-04	2,93E-03	8,44E-04			
PCB 180	1,13E-03	4,86E-04	1,86E-03	7,87E-04			
Sum PCB7	2,04E-02	8,04E-03	2,64E-02	1,01E-02			
DDT	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data	1,91E-02		
Tributyltinn (TBT-ion)	9,46E+00	8,79E+00	9,67E+00	8,89E+00	1,15E+01		

² Effekt av bunndyras graveaktivitet

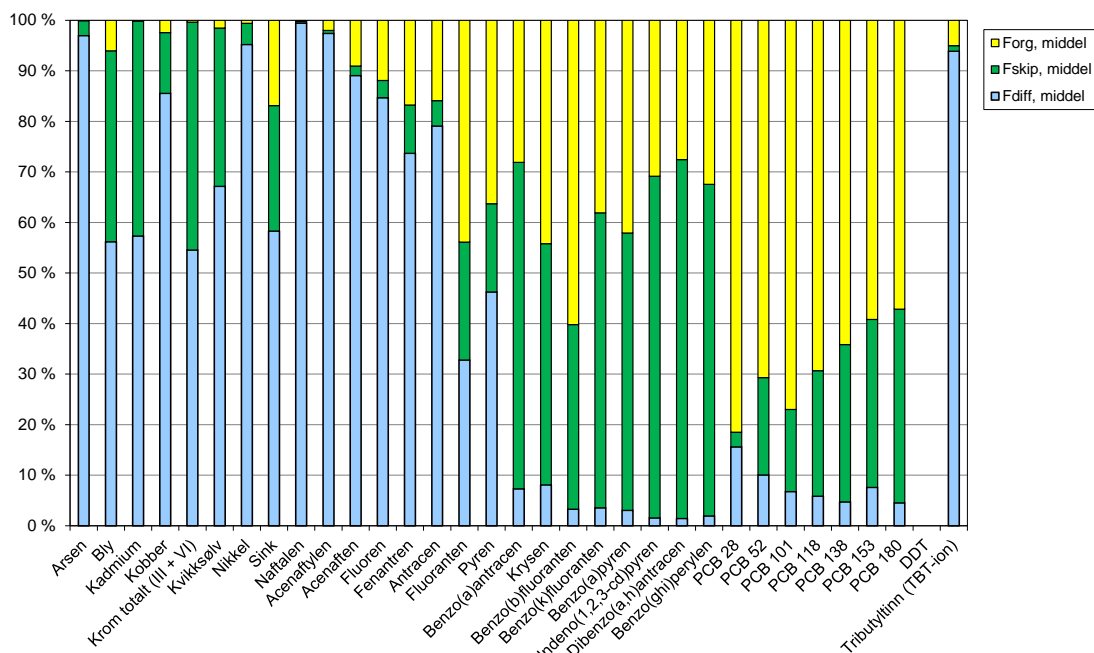
Beregnet total årlig tilførsel av miljøgifter fra sedimentarealene i Gaddevågen er gitt i Tabell 10. Den årlige tilførselen fra hele sedimentområdet er størst for nikkel (14,4 kg/år), kobber (8,4 kg/år), sink (7,0 kg/år) og arsen (1,9 kg/år). Beregnet totaltilførsel av sumPAH₁₆, sumPCB₇ og TBT er henholdsvis 177, 0,8 og 752 g/år. Bidraget fra propellerosjon utgjør fra 0,3 til 68 % av totaltilførselen, mest for de tyngre PAH-forbindelsene. Som tidligere nevnt er beregningene basert på at hele Gaddevågen har sedimentbunn, mens den nordlige del av området i virkeligheten har mye fjell- og steinbunn som ikke lekker miljøgifter. De årlige transportmengdene gitt i Tabell 10 må derfor betraktes som maksimumstall.

Tabell 10. Gaddevågen, Florø. Årlig tilførsel ($U = \text{g/år}$) av miljøgifter fra sedimentene i henholdsvis hele sedimentområdet (A_{sed}), delområdet påvirket av skipspropeller (A_{skip}) og delområdet ikke påvirket av skipspropeller ($A_{\text{sed-skip}}$). U_{tot} : total tilførsel via alle spredningsveier; U_{skip} : tilførsel forårsaket av propellerosjon alene; $U_{\text{tot}} - U_{\text{skip}}$: total tilførsel via diffusjon og gjennom næringskjeden.

Stoff	Hele sedimentområdet (A_{sed})				Området påvirket av skip (A_{skip})			Området ikke påvirket av skip ($A_{\text{sed-skip}}$)
	U_{tot}	U_{skip}	$U_{\text{tot}} - U_{\text{skip}}$	U_{skip} i % av U_{tot}	U_{tot}	$U_{\text{tot}} - U_{\text{skip}}$	U_{skip} i % av U_{tot}	U_{tot}
Arsen	1861	48	1813	2,6	1616	1568	3,0	245
Bly	712	248	464	34,8	508	260	48,8	204
Kadmium	6	2	3	39,4	4	2	57,0	2
Kobber	8400	902	7498	10,7	6965	6063	12,9	1435
Krom totalt (III + VI)	698	293	405	42,0	474	181	61,8	224
Kvikksølv	3,6	1,0	2,5	28,6	2,7	1,6	38,5	0,9
Nikkel	14363	536	13827	3,7	12393	11857	4,3	1970
Sink	6993	1575	5418	22,5	5402	3827	29,2	1591
Naftalen	31,7	0,09	31,60	0,3	27,9	27,77	0,3	3,82
Acenaftalen	13,1	0,07	13,07	0,5	11,5	11,47	0,6	1,60
Acenaften	35,1	0,57	34,50	1,6	30,6	30,04	1,9	4,46
Fluoren	12,1	0,36	11,72	3,0	10,5	10,10	3,5	1,62
Fenantren	20,9	1,77	19,09	8,5	17,5	15,75	10,1	3,34
Antracen	9,7	0,43	9,26	4,4	8,3	7,90	5,1	1,36
Fluoranten	14,8	3,12	11,66	21,1	11,5	8,39	27,1	3,26
Pyren	16,4	2,58	13,85	15,7	13,2	10,65	19,5	3,20
Benzo(a)antracen	3,0	1,86	1,16	61,6	1,8	-0,10	105,5	1,25
Krysen	3,9	1,72	2,14	44,5	2,6	0,85	66,8	1,28
Benzo(b)fluoranten	7,7	2,58	5,10	33,6	5,5	2,94	46,8	2,16
Benzo(k)fluoranten	2,3	1,25	1,01	55,2	1,4	0,14	89,8	0,87
Benzo(a)pyren	3,3	1,72	1,60	51,7	2,1	0,38	81,8	1,22
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,7	1,08	0,59	64,7	1,0	0	113,7	0,72
Dibenzo(a,h)antracen	0,3	0,20	0,09	68,3	0,2	0	123,7	0,13
Benzo(ghi)perylene	1,4	0,87	0,52	62,7	0,8	0	108,2	0,59
SumPAH ₁₆	177,2	20,29	157	11,4	146,4	126,06	13,9	31
PCB 28	0,2	0,00	0,16	2,6	0,1	0,14	2,9	0,02
PCB 52	0,1	0,02	0,11	17,4	0,1	0,08	21,8	0,03
PCB 101	0,2	0,03	0,16	14,6	0,2	0,13	18,0	0,04
PCB 118	0,1	0,02	0,06	22,5	0,1	0,04	29,2	0,02
PCB 138	0,1	0,04	0,10	28,4	0,1	0,07	38,2	0,04
PCB 153	0,1	0,02	0,05	30,5	0,1	0,03	41,5	0,02
PCB 180	0,1	0,02	0,04	35,4	0,0	0,02	49,8	0,018
sumPCB ₇	0,8	0,16	0,68	18,7	0,7	0,51	23,7	0,18
Tributyltinn (TBT-ion)	751,6	7,34	744,3	1,0	672,7	665,4	1,1	79

Figur 7 viser hvor mye de tre spredningsveiene bidrar med i prosent av total miljøgifttilførsel fra sedimentet. For metallene, de lette PAH-forbindelsene og TBT er diffusjon relativt sett den viktigste spredningsveien. For de tyngre PAH-forbindelsene og PCB er transport i næringskjeden viktigst. Propellerosjon betyr relativt mest for spredning av enkelte metaller og de tyngre PAH-forbindelsene.

Fordeling av spredningsmekanismer



Figur 7. Gaddevågen, Florø. Prosentvis fordeling av miljøgiftspredningen på de tre spredningsveiene: biodiffusjon (F_{diff}), propellerosjon (F_{skip}) og næringskjedetransport (F_{org}). Fordelingen er basert på gjennomsnittsnivå av miljøgiftene i sedimentet.

5.7 Risiko for effekter på human helse

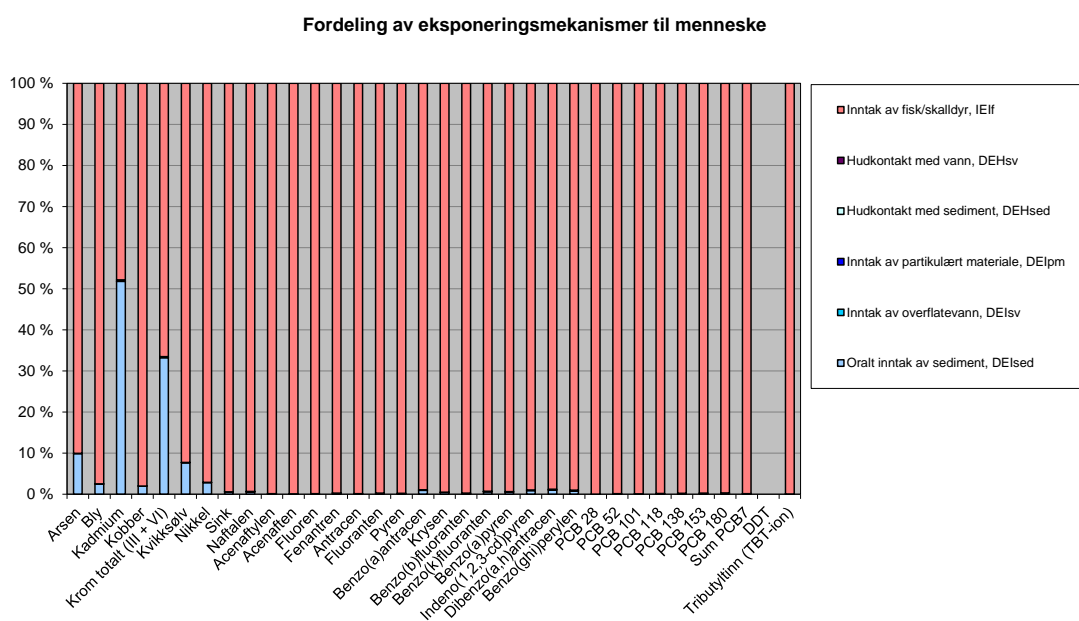
Det er aktuelt å bedømme risikoen for skade på human helse både gjennom konsum av sjømat som kan ha mottatt miljøgifter fra sedimentene, og gjennom kontakt med miljøgifter i vann og suspendert sediment (rekreasjon, bading). Figur 8 viser at konsum av sjømat er den absolutt dominerende transportvegen fra sediment til mennesker. Bare for metallene er andre transportveger relativt sett av litt betydning (inntak av sediment ved bading og rekreasjon, mest aktuelt for barn). Tabell 11 viser beregnet samlet livstidseksponering til miljøgifter som kommer fra sedimentene, og hvorvidt denne overskrider vedtatte/anbefalte grenseverdier for slik eksponering. Tabell 12 viser tilsvarende samlet livstidseksponering basert direkte på de analyserte nivåene i lokal sjømat der hver sjømatprøve er tillagt lik vekt.

Livstidseksponering beregnet ut fra miljøgiftnivå i sediment og porevann (Tabell 11) viser liten til moderat overskridelse av tolerabelt inntak for bly, kobber og sink. PAH-forbindelsene benzo(a)pyren viser størst overskridelse med en faktor 25 fulgt av sumPCB₇ med faktor 12 og TBT med faktor 6. Overskridelsen for benzo(a)pyren skyldes svært lav grenseverdi for human eksponering siden stoffet påviselig er kreftfremkallende.

Tilsvarende beregninger der de målte miljøgiftnivåer i lokale sjømat er lagt til grunn (Tabell 12) viser ingen overskridelse for bly, benzo(a)pyren og TBT. Det er derfor sannsynlig at den beregnede risikoen

fra sedimentene er for høy for disse stoffene. På den annen side viser de øvrige metallene en høyere overskridelse, dvs. høyere risiko, når reelle sjømatnivåer legges til grunn. Dette gjelder spesielt for arsen, men også for kadmium, kobber og kvikksølv. Dette skyldes at målt metallinnhold i sjømatprøvene til dels er betydelig høyere enn det som er beregnet til å komme fra sedimentene (Tabell 13). For arsen er målt nivå over 500 ganger høyere enn beregnet, og for kadmium over 3000 ganger høyere.

Den beregnede risikoen (Tabell 11) er ment å skulle vise risikobidraget fra sedimentene. Disse beregningene skal også i utgangspunktet være strenge siden de skal dekke alle slags sedimentforhold. De skal derfor ikke underestimere risikoen. Under disse forutsetningene konkluderer vi at det er en beregnet risiko for skade på human helse gjennom eksponering til tungmetaller ved konsum av lokal sjømat som vist i Tabell 12, men at bare en liten andel av metallene i sjømaten og derved også risikoen kommer fra sedimentene. Det er i realiteten bare bly i sediment som representerer en beregnet risiko.



Figur 8. Gaddevågen, Florø. Prosentvis fordeling av de ulike mekanismene for påvirkning på human helse. Fordelingen er basert på gjennomsnittsnivå av miljøgiftene i sedimentet.

Det er spesielt metallnivåene i krabber som er utslagsgivende for forskjellene mellom Tabell 11 og Tabell 12. Som det fremgår av Tabell 5 er de målte tungmetallnivåene i krabbe likevel innenfor det som er typisk for norske kystområder. Dette indikerer at den beregnede risikoen for skade på human helse når man baserer seg på målt innhold i sjømat, ikke er reell.

Beregnet risiko for skade på human helse fra sumPCB₇ i sjømat med opphav i sedimentene overskrider grenseverdien for humant inntak med en faktor 12 (Tabell 11), til tross for at det målte gjennomsnittsinholdet i sjømat (24,0 mg/kg tørrvekt) i seg selv tilsvarer klasse I for torsk og klasse II for blåskjell. De målte nivåene av sumPCB₇ var i gjennomsnitt for alle prøvene 319 µg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer klasse I for torskelever, men klasse IV dersom det var torskefilet eller blåskjell. Disse nivåene gir likevel en overskridelse av grenseverdiene for human helse på 137 ganger (Tabell 12). Både torskelever og skallinnmat av krabber bidrar til dette. Som for metallene indikerer beregningene at sedimentene bare bidrar med en del av PCB i sjømaten (maksimalt ca 8 %), men likevel nok til at en risiko for skade på human helse ikke kan utelukkes. Det bør imidlertid påpekes at beregningene av

risiko for human helseskade baserer seg på at all sjømat som spises oppholder seg i risikoområdet, og i følge Westcon Yard Florø er det svært lite fiske til konsum som foregår i Gaddevågen. Ut fra Tabell 11 kan det anslås at hvis mer enn 90 % av sjømaten som spises kommer fra andre områder enn Gaddevågen vil risikoen for skade på human helse fra PCB være akseptabel (ingen overskridelse).

Tabell 11. Gaddevågen, Florø. Beregnet total livstidseksponering (mg/kg kroppsvekt og dag) for de ulike miljøgiftene og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Livstidsdosene er basert på beregnet miljøgiftinnhold i sjømat ut fra nivåer i sediment og porevann. Overskridelsesfaktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose i forhold til MTR 10 % (antall ganger):	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	1,64E-04	9,67E-05	1,00E-04	1,6	
Bly	2,87E-03	1,84E-03	3,60E-04	8	5
Kadmium	1,96E-06	1,23E-06	5,00E-05		
Kobber	2,41E-02	8,37E-03	5,00E-03	4,8	1,7
Krom totalt (III + VI)	6,15E-04	2,17E-04	5,00E-04	1,2	
Kvikksølv	5,06E-06	2,61E-06	1,00E-05		
Nikkel	1,20E-02	3,47E-03	5,00E-03	2,4	
Sink	1,19E-01	4,76E-02	3,00E-02	4,0	1,6
Naftalen	9,18E-06	2,93E-06	4,00E-03		
Acenaftalen	2,15E-05	1,02E-05			
Acenaften	3,62E-04	1,23E-04			
Fluoren	1,71E-04	5,60E-05			
Fenantren	4,02E-04	1,37E-04	4,00E-03		
Antracen	2,15E-04	6,01E-05	4,00E-03		
Fluoranten	6,16E-04	2,59E-04	5,00E-03		
Pyren	5,76E-04	2,36E-04			
Benzo(a)antracen	7,89E-05	3,63E-05	5,00E-04		
Krysen	1,66E-04	7,04E-05	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	3,60E-04	1,88E-04			
Benzo(k)fluoranten	7,84E-05	3,63E-05	5,00E-04		
Benzo(a)pyren	9,95E-05	5,85E-05	2,30E-06	43	25
Indeno(1,2,3-cd)pyren	4,41E-05	2,21E-05	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	7,07E-06	3,55E-06			
Benzo(ghi)perylene	3,48E-05	1,93E-05	3,00E-03		
PCB 28	8,63E-06	5,14E-06			
PCB 52	1,45E-05	3,59E-06			
PCB 101	1,64E-05	5,71E-06			
PCB 118	6,08E-06	2,22E-06			
PCB 138	8,39E-06	3,79E-06			
PCB 153	6,00E-06	1,64E-06			
PCB 180	3,55E-06	1,48E-06			
Sum PCB7	6,36E-05	2,36E-05	2,00E-06	32	12
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	3,09E-03	1,47E-03	2,50E-04	12	6

Tabell 12. Gaddevågen, Florø. Beregnet total livstidseksposering (mg/kg kroppsvekt og dag) for de ulike miljøgiftene fra sjømat og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Livstidsdosene er basert på målt miljøgiftinnhold i lokal sjømat (se Tabell 7). Overskridelsesfaktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose i forhold til MTR 10 % (antall ganger):	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	2,65E-02	1,22E-02	1,00E-04	265	122
Bly	2,25E-04	1,50E-04	3,60E-04		
Kadmium	8,16E-04	3,10E-04	5,00E-05	16	6
Kobber	3,73E-02	1,17E-02	5,00E-03	7	2,3
Krom totalt (III + VI)	5,68E-04	3,31E-04	5,00E-04	1	
Kvikksølv	2,95E-04	9,43E-05	1,00E-05	30	9
Nikkel	9,99E-04	3,66E-04	5,00E-03		
Sink	4,23E-03	3,34E-03	3,00E-02		
Naftalen	9,40E-06	8,87E-06	4,00E-03		
Acenaftalen	4,33E-07	3,13E-07			
Acenaften	1,96E-06	1,27E-06			
Fluoren	2,22E-06	1,60E-06			
Fenantren	1,39E-05	7,08E-06	4,00E-03		
Antracen	2,20E-06	8,10E-07	4,00E-03		
Fluoranten	1,68E-05	6,15E-06	5,00E-03		
Pyren	2,61E-05	8,54E-06			
Benzo(a)antracen	7,06E-06	2,60E-06	5,00E-04		
Krysen	2,32E-05	7,53E-06	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	1,14E-05	4,20E-06			
Benzo(k)fluoranten	6,80E-06	2,23E-06	5,00E-04		
Benzo(a)pyren	4,44E-06	1,72E-06	2,30E-06	2	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,55E-06	9,84E-07	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	6,57E-07	3,12E-07			
Benzo(ghi)perylene	3,69E-06	1,32E-06	3,00E-03		
PCB 28	9,82E-06	3,66E-06			
PCB 52	9,85E-06	3,44E-06			
PCB 101	3,63E-05	8,58E-06			
PCB 118	9,32E-05	2,24E-05			
PCB 138	2,85E-04	6,34E-05			
PCB 153	5,69E-04	1,21E-04			
PCB 180	2,55E-04	5,12E-05			
Sum PCB7	1,26E-03	2,74E-04	2,00E-06	629	137
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	2,00E-04	6,22E-05	2,50E-04		

Tabell 13. Gaddevågen, Florø. Innhold av tungmetaller i sjømat (mg/kg tørrvekt). Beregnet: nivåer beregnet ut fra sedimentkonsentrasjonene ved bruk av risikoveilederen TA-2802/2011. Målt: analysert vevskonsentrasjon som gjennomsnitt for alle prøvene av torsk, blåskjell og krabbe i Tabell 7. Forholdet mellom målt og beregnet er også gitt.

Element	Beregnet	Målt	Målt/Beregnet
Arsen	0,08	42,74	532
Bly	1,78	0,14	0,1
Kadmium	0,0004	1,25	3260
Kobber	8,19	45,62	6
Krom totalt	0,11	1,48	14
Kvikksølv	0,002	0,19	85
Nikkel	3,33	0,75	0,2
Sink	47,9	102,81	2

5.8 Risiko for økologiske effekter

Risikoen omfatter effekter både på de organismene som lever i sedimentene og de som finnes i vannmassene som mottar miljøgifter fra sedimentene.

Trinn 1 i risikovurderingen indikerer at sedimentene utgjør en risiko for økologiske effekter på organismer i sedimentet. Tabell 8 viser at dette primært skyldes TBT og PAH, og i litt mindre grad kobber og nikkel. Man kan regne med at giftvirkningen primært forårsakes av miljøgifter løst i porevannet. Beregnede (metaller) og målte (PAH, PCB, TBT) porevannskonsentrasjoner (Tabell 14) overskrider grenseverdi for økologiske effekter i vann (PNEC³). Dette gjelder først og fremst TBT (faktor 11190) siden grenseverdien for TBT er meget lav, men også for kobber (faktor 26) og nikkel (faktor 15). PAH bidrar ikke til denne risikoen. Klassifisering av miljøgiftnivåene i porevannet (Tabell 3) støtter dette bildet. Både totale sedimentkonsentrasjoner og porevannskonsentrasjonene utgjør derfor en risiko for effekter på sedimentlevende dyr.

Risikoen for effekter på organismer i vannmassene av miljøgifter som lekker ut av sedimentene er vist i Tabell 15. Det er bare TBT som viser overskridelse av grenseverdi for sjøvann (faktor 55). Det kan derfor ikke utelukkes at sedimentenes innhold av TBT utgjør en risiko for økologiske effekter også i vannmassene.

³ Potential No Effects Concentration

Tabell 14. Gaddevågen, Florø. Beregnede og målte porevannskonsentrasjoner (mg/l) og faktorer for overskridelse av grenseverdi (PNEC, NB gitt i µg/l) for økologisk risiko ved kronisk eksponering til miljøgifter i vann.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (mg/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon i forhold til PNEC _w (antall ganger):	
	C _{pv} , maks (mg/l)	C _{pv} , middel (mg/l)	C _{pv} , maks (mg/l)	C _{pv} , middel (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	5,45E-03	3,21E-03	ikke målt	ikke målt	4,8E-03	1,14	
Bly	1,11E-03	7,11E-04	ikke målt	ikke målt	2,2E-03		
Kadmium	1,23E-05	7,69E-06	ikke målt	ikke målt	2,4E-04		
Kobber	4,71E-02	1,64E-02	ikke målt	ikke målt	6,4E-04	73,62	26
Krom totalt (III + VI)	3,08E-03	1,08E-03	ikke målt	ikke målt	3,4E-03		
Kvikksølv	8,80E-06	4,54E-06	ikke målt	ikke målt	4,8E-05		
Nikkel	1,16E-01	3,33E-02	ikke målt	ikke målt	2,2E-03	52,59	15
Sink	2,40E-02	9,58E-03	ikke målt	ikke målt	2,9E-03	8,27	3,3
Naftalen	målt	målt	1,15E-04	5,87E-05	2,4E-03		
Acenaftilen	målt	målt	5,20E-05	2,67E-05	1,3E-03		
Acenaften	målt	målt	9,20E-05	6,65E-05	3,8E-03		
Fluoren	målt	målt	3,10E-05	2,30E-05	2,5E-03		
Fenantren	målt	målt	4,80E-05	3,66E-05	1,3E-03		
Antracen	målt	målt	2,40E-05	1,82E-05	1,1E-04		
Fluoranten	målt	målt	1,60E-05	1,29E-05	1,2E-04		
Pyren	målt	målt	2,70E-05	2,00E-05	2,3E-05	1,17	
Benzo(a)antracen	målt	målt	8,70E-07	6,70E-07	1,2E-05		
Krysen	målt	målt	1,14E-06	9,30E-07	7,0E-05		
Benzo(b)fluoranten	målt	målt	9,10E-07	7,90E-07	3,0E-05		
Benzo(k)fluoranten	målt	målt	2,80E-07	2,60E-07	2,7E-05		
Benzo(a)pyren	målt	målt	4,20E-07	3,25E-07	5,0E-05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	målt	målt	9,00E-08	9,00E-08	2,0E-06		
Dibenzo(a,h)antracen	målt	målt	2,00E-08	1,50E-08	3,0E-05		
Benzo(ghi)perylene	målt	målt	1,00E-07	9,50E-08	2,0E-06		
PCB 28	målt	målt	8,80E-08	7,80E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 52	målt	målt	4,80E-08	4,40E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 101	målt	målt	5,50E-08	4,70E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 118	målt	målt	1,80E-08	1,75E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 138	målt	målt	3,50E-08	2,80E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 153	målt	målt	2,70E-08	2,10E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 180	målt	målt	1,80E-08	1,25E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
Sum PCB7	målt/mangler	målt/mangler	2,89E-07	2,48E-07		mangler PNEC	mangler PNEC
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	1,0E-06		
Tributyltinn (TBT-ion)	målt	målt	2,40E-03	2,35E-03	2,1E-07	11428,57	11190

Tabell 15. Gaddevågen, Florø. Beregnede miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentene (mg/l) og faktorer for overskridelse av grenseverdi (PNEC, NB gitt i µg/l) for økologisk risiko ved kronisk eksponering til miljøgifter i vann.

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Målt sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (mg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til PNEC _w (antall ganger):	
	C _{sv, maks} (mg/l)	C _{sv, middel} (mg/l)	C _{sv, maks} (mg/l)	C _{sv, middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	5,11E-05	3,01E-05	ikke målt	ikke målt	4,8E-03		
Bly	1,77E-05	1,13E-05	ikke målt	ikke målt	2,2E-03		
Kadmium	1,55E-07	9,69E-08	ikke målt	ikke målt	2,4E-04		
Kobber	3,86E-04	1,34E-04	ikke målt	ikke målt	6,4E-04		
Krom totalt (III + VI)	3,36E-05	1,19E-05	ikke målt	ikke målt	3,4E-03		
Kvikksølv	1,14E-07	5,89E-08	ikke målt	ikke målt	4,8E-05		
Nikkel	8,04E-04	2,32E-04	ikke målt	ikke målt	2,2E-03		
Sink	2,42E-04	9,66E-05	ikke målt	ikke målt	2,9E-03		
Naftalen	1,00E-06	5,10E-07	ikke målt	ikke målt	2,4E-03		
Acenaftilen	4,05E-07	2,08E-07	ikke målt	ikke målt	1,3E-03		
Acenaften	7,30E-07	5,16E-07	ikke målt	ikke målt	3,8E-03		
Fluoren	2,44E-07	1,72E-07	ikke målt	ikke målt	2,5E-03		
Fenantren	4,24E-07	2,83E-07	ikke målt	ikke målt	1,3E-03		
Antracen	1,93E-07	1,32E-07	ikke målt	ikke målt	1,1E-04		
Fluoranten	2,36E-07	1,38E-07	ikke målt	ikke målt	1,2E-04		
Pyren	2,84E-07	1,73E-07	ikke målt	ikke målt	2,3E-05		
Benzo(a)antracen	7,92E-08	3,79E-08	ikke målt	ikke målt	1,2E-05		
Krysen	8,07E-08	3,68E-08	ikke målt	ikke målt	7,0E-05		
Benzo(b)fluoranten	9,56E-08	5,16E-08	ikke målt	ikke målt	3,0E-05		
Benzo(k)fluoranten	5,10E-08	2,43E-08	ikke målt	ikke målt	2,7E-05		
Benzo(a)pyren	5,58E-08	3,32E-08	ikke målt	ikke målt	5,0E-05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	4,00E-08	2,03E-08	ikke målt	ikke målt	2,0E-06		
Dibenzo(a,h)antracen	7,52E-09	3,80E-09	ikke målt	ikke målt	3,0E-05		
Benzo(ghi)perylene	2,94E-08	1,65E-08	ikke målt	ikke målt	2,0E-06		
PCB 28	5,92E-10	4,88E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 52	1,88E-09	6,20E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 101	1,69E-09	7,11E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 118	9,87E-10	4,09E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 138	1,84E-09	8,80E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 153	1,51E-09	4,71E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 180	1,06E-09	4,61E-10	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
Sum PCB7	9,56E-09	4,04E-09	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	1,0E-06	mangler data	mangler data
Tributyltinn (TBT-ion)	1,19E-05	1,15E-05	ikke målt	ikke målt	2,1E-07	57	55

5.9 Sammenfatning av risikovurderingen

Risikovurdering av sedimentene i Gaddevågen øst for Westcon Yards er gjennomført i følge Trinn 1 – 3 i Miljødirektoratets veileder TA-2802/2011. Beregnet utlekking fra sedimentene av kobber og nikkel overskrider tilsvarende beregnet utlekking fra et sediment som har akseptabel risiko i følge Trinn 1 (dvs. et sediment i Klasse II for alle miljøgiftene) med en faktor henholdsvis 8 og 5 ganger. Beregnet utlekkingen av andre miljøgifter viser ingen tilsvarende overskridelse. Den årlige miljøgifttransporten ut av sedimentene i hele Gaddevågen er størst for nikkel (14,4 kg/år), kobber (8,4 kg/år), sink (7,0 kg/år) og arsen (1,9 kg/år). Utlekking av sumPAH₁₆, sumPCB₇ og TBT er alle under 1 kg/år. For metallene er diffusjon og til dels propellerrosjon relativt sett den viktigste spredningsveien. For PAH er propellerrosjon og transport i næringskjeden tilsvarende viktigst. Ser man bare på det sedimentområdet som påvirkes av skipstrafikken bidrar propellerrosjonen med 3 - 62 % av metallspredningen, 14 % av sumPAH₁₆-spredningen og 1 % av spredningen av TBT. Siden det ikke er tatt høyde for at bunnen utenfor utrustningskaia for en stor del består av fjell og stein som ikke lekker miljøgifter, bør tilførselstallene sees på som maksimumsverdier. Dette gjelder spesielt for utlekking på grunn av propellerrosjon.

Totalnivåene av miljøgifter i sedimentet innebærer en risiko for at de kan gi toksiske effekter på sedimentlevende dyr, der kobber og nikkel, de tyngre PAH-forbindelsene og TBT gir det største bidraget. Man kan regne med at giftvirkningen i størst grad skyldes miljøgifter løst i porevannet. Porevannet alene utgjør også en risiko for effekter på dyr i sedimentet ut fra målt nivå av TBT og i noen grad beregnet nivå av kobber og nikkel. Risikoen skyldes så godt som bare TBT siden grenseverdi for effekter av stoffet er svært lav. Det er bare utlekkingen av TBT fra sedimentene som utgjør en risiko for økologiske effekter i vannmassene over sedimentet.

Beregnet miljøgifttransport ut av sedimentene viser at benzo(a)pyren i sedimentet, etterfulgt av sumPCB₇, utgjør den største risikoen for skade på human helse. Transport i næringskjeden til lokal sjømat er eneste eksponeringsvei av betydning. Forøvrig bidrar også transporten av TBT og bly til denne risikoen. Tilsvarende beregninger på grunnlag av målt miljøgiftinnhold i lokal sjømat (blåskjell, torskelever og skallinnmat av krabbe) viser at risikoen fra benzo(a)pyren, TBT og bly neppe er reell. mens det fortsatt er en risiko fra sumPCB₇ og flere av tungmetallene, spesielt arsen. De høyeste metallnivåene i sjømaten ble funnet i skallinnmat av krabber, men disse nivåene ligger likevel innenfor det som er typisk for norske kystområder og bidraget fra sedimentene til metallnivåene synes å være lite. Dette tilsier at den reelle risikoen for skade på human helse fra metaller i sedimentene er liten. Beregningene indikerer også at sedimentene bare bidrar med en del av PCB i sjømat, men likevel nok til at en risiko for skade på human helse ikke kan utelukkes. Siden det i følge Westcon Yard Florø ikke foregår noe fiske av betydning i Gaddevågen, kan denne risikoen likevel være overestimert. Risikoen vil teoretisk være akseptabel dersom mindre enn 10 % av sjømaten man spiser kommer fra Gaddevågen.

Ved forrige risikovurdering av Gaddevågen etter TA-2230/2007 Trinn 1 og 2 (Håvardstun et al 2009) var konklusjonen også at benzo(a)pyren, sumPCB₇, TBT og bly i sedimentene utgjorde en risiko for skade på human helse. Tungmetaller, PAH og TBT utgjorde en risiko for skade på sedimentlevende dyr og TBT en risiko for skade på organismer i vannmassene. De nye analysene av porevann viser at de organiske miljøgiftene er sterkere bundet til sedimentpartiklene enn det som Trinn 1 og 2 legger til grunn, og at den reelle risikoen for økologisk skade og skade på human helse fra sedimentene er lavere enn i forrige vurdering. Risikoen er likevel ikke helt eliminert, noe som etter myndighetenes krav tilsier at det må gjøres en tiltaksvurdering for Gaddevågen.

6. Forslag til tiltaksplan

6.1 Tiltaksalternativer

Prinsippet om at tiltaksmetoder skal være lokalt tilpasset er viktig. Generelt er det fire alternative aktuelle tiltaksmetoder:

1. Mudring (fjerning av forurenset masse)
2. Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av egnede rene masser)
3. Avvente situasjonen og overvåke for å dokumentere at kjemisk og biologisk tilstand bedrer seg ved naturlig sedimentering.
4. Endring i arealbruk eller operasjonell praksis (f.eks. skipsmanøvreringsmønster).

I mange tilfeller kan det være aktuelt å kombinere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område ved å dele opp området. For Gaddevågen vil det være hensiktsmessig å skille mellom områder som vesentlig har fjell-, stein- og grusbunn og områder med sand og mudderbunn.

6.2 Forholdet til lokale miljømål

Det finnes ikke overordnede miljømål eller spesifikke miljømål for området bortsett fra at kommunen og fylkesmannen har fremsatt ønske om tiltak slik at området kan oppnå så god økologisk status som mulig i fremtiden.

6.3 Forholdet til vannforskriften

Vannforskriftens generelle mål for økologisk tilstand i vannforekomstene sier:

- Paragraf 4: Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemiske tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V.
- Paragraf 7: Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på gradvis reduksjon av forurensning fra prioriterte stoffer til vann. Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på stans i utslippene av prioriterte farlige stoffer til vann.

Vedlegg V fastslår følgende definisjon av god tilstand mht syntetiske/ikke-syntetiske forurensende stoffer i en vannforekomst som det aktuelle sjøområdet (kategori Kystvann):

- Konsentrasjoner skal ikke overstige EQS-verdien for de aktuelle stoffene.

Forskriften oppgir ikke EQS-verdier for miljøgifter i sediment, bare i vann og biota, men teksten kan tolkes som at dette kan bety et minimumskrav om øvre grense for Klasse II i Miljødirektoratets klassifiserings-veileder for miljøgifter i sediment (TA-2229/2007). Som vist i Tabell 2 er det ingen av de undersøkte sedimentstasjonene som oppfyller dette kravet for alle miljøgiftene. I prinsippet betyr dette at det må gjøres tiltak på sedimentene i hele Gaddevågen. Forskriften åpner imidlertid for at det kan fastsettes mindre strenge miljømål dersom følgende vilkår er oppfylt:

- de miljømessige og samfunnsøkonomiske behov som denne menneskelige virksomheten tjener, ikke uten uforholdsmessige kostnader kan oppfylles på andre måter som er miljømessig vesentlig gunstigere,
- forbedringene kan av tekniske årsaker ikke gjennomføres innen fristen,
- det sikres en høyest mulig tilstand for overflatevann gitt de påvirkningene som er til stede,
- det ikke forekommer ytterligere forringelse av tilstanden i den berørte vannforekomsten

Tiltak for å nå målene i paragraf 7 skal iverksettes umiddelbart. Målsettingen i paragraf 7, annen setning (tiltak med sikte på stans i utslippene) skal nås senest innen utgangen av 2020. Fristene kan forlenges med inntil 12 år for å sikre en gradvis måloppnåelse, forutsatt at det ikke forekommer ytterligere forringelse av tilstanden i den berørte vannforekomsten og minst ett av følgende forhold gjør seg gjeldende:

- forbedringene kan av tekniske årsaker ikke gjennomføres innen fristen, eller
- det ville være uforholdsmessig kostnadskrevende å gjennomføre forbedringen innen fristen, eller
- det foreligger slike naturforhold at en forbedring av vannforekomsten innen fristen ikke lar seg gjennomføre.

6.4 Tiltaksvurdering

Etter den reviderte risikovurderingen står man igjen med at begrunnelse for tiltak vil være risikoen for negative effekter på sedimentlevende dyr på grunn av flere miljøgifter, på organismer i vannmassene på grunn av TBT og på human helse primært på grunn av PCB i sedimentet forutsatt at mer enn ca. 10 % av sjømaten som konsumeres oppholder seg i Gaddevågen..

TBT dominerer det økologiske risikobildet slik som i svært mange andre tilsvarende risikovurderinger. Grunnen er at den teoretiske grenseverdien for økologiske effekter av TBT ved kronisk belastning i vann er svært lav (0,2 ng/l). Grenseverdien er konservativ, men godt begrunnet i TA-2231/2007. Siden bruken av TBT er faset ut, og TBT lageret i sedimentene gradvis tømmes ved utlekking, er det grunn til å regne med en gradvis naturlig forbedring i sedimentene. Teoretisk tømme tid for TBT fra det bioaktive laget (øvre 10 cm) i sedimentene i Gaddevågen er 16 år. Selv om man regner inn en tilleggsforbedring ved sedimentasjon av rent materiale med 1 mm/år (typisk for norske fjorder), innebærer dette at Vannforskriftens krav om Klasse II ikke vil være oppfylt for TBT innen 2020 uten aktive tiltak. Teoretisk tømme tid for enkeltforbindelsene av PCB er fra 44 til 578 år så her er måloppnåelse om Klasse II innen 2020 enda mindre realistisk.

Begrunnelse for et aktivt tiltak vil være å oppfylle et krav om Klasse II for alle miljøgifter i sediment innen 2020. En bør her imidlertid være klar over at forvaltningsbasert klasse II for TBT i sediment (5 µg/kg) ikke eliminerer den teoretiske risikoen for effekter på sedimentlevende dyr. Klasse II alene gir et beregnet porevannsnivå som overskrider grenseverdien for TBT i sjøvann med en faktor 15.

For å avgrense de bunnområdene som er aktuelle for tiltak anbefales at man gjør en nærmere visuell kartlegging av hvor det finnes hardbunn og hvor det finnes finere sedimenter. Dette er som nevnt gjort for området ned til sørenden av utrustningskaia, men ikke lenger sør. I området utenfor og nord for utrustningskaia er hardbunn dominerende og selv om det kan være lommer av finere sediment innimellom ser vi liten miljømessig nytte av å gjøre aktive miljøforbedrende tiltak her. Det dypeste området vest av Melkevikneset har fint sediment og kan derfor være aktuelt for tiltak. Sør for utrustningskaia har det ikke vært problematisk å få tatt grabbprøver på de valgte stasjonene, så her er finere sedimenter sannsynligvis også dominerende, iallfall sentralt i bassengene. I grunnområdet nord for Hjortevika er bunnforholdene oss bekjent ikke beskrevet og det er heller ikke analysert for miljøgifter i sediment. Dette bør gjøres for å bedømme om det er aktuelt med tiltak her.

6.4.1 Anbefalt tiltak

For å oppnå et mål om Klasse II for alle sedimentområdene innen 2020 vil det i praksis være behov for å etablere et rent topplag der ny bunnfauna kan etablere seg (anslagsvis 5-10 cm tykt). Overskridelsene av grenseverdiene for effekter på sedimentfaunaen er imidlertid moderate med unntak av TBT, og sedimentbeskrivelsen gitt i Tabell 1 kan tyde på at eutrofierelatert belastning kan ha større virkning på faunaforholdene enn miljøgiftene. Det er derfor usikkert om en tildekking vil gi bedre fauna.

Anbefalt tiltak er derfor at man i en periode på 5 år følger med den naturlige utviklingen, spesielt med vekt på TBT og faunaforhold. Dersom kjemisk og biologisk undersøkelse etter 5 år ikke viser noen tilfredsstillende forbedring, bør aktivt tiltak på sedimentene vurderes. Under ellers like forhold er tildekking da å foretrekke siden det gir minst oppvirvling av sedimentene under gjennomføring, men i et grunnområde som Gaddevågen må det vurderes om dette kommer i konflikt med seilingsdyp. I så fall vil kombinasjon av mudring og etterdekking være aktuelt.

7. Kontrollprogram, avbøtende tiltak og miljøovervåking

Myndighetene krever etablering av et kontrollprogram under gjennomføringen av et aktivt tiltak. Det anbefalte tiltaket krever ikke et slikt kontrollprogram. Den oppfølgende undersøkelsen etter 5 år bør etterfølges av et miljøovervåkingsprogram med hensikt å følge den videre utviklingen av miljøforholdene på lengre sikt enten man gjennomføre aktivt tiltak etter 5 år eller ikke. Prioriterte elementer i programmet er undersøkelse av miljøgifter i toppsedimentet og tilstand hos sedimentfaunaen i intervaller på 5 år.

8. Litteratur

Bakke, T., Håvardstun, J., Allan, I., 2012. Miljøtekniske undersøkelser, risikovurdering og tiltaksplan for marine sedimenter utenfor STX Norway Florø AS. NIVA-rapport 6319-2012. 45 s.

Håvardstun, J., Bakke, T., Næs, K. 2009. Miljøtekniske undersøkelser ved STX Norway Florø AS. Risiko- og tiltaksvurderinger knyttet til forurenset sediment. NIVA rapport l.nr. 5729-2009, 57s.

Julshamn, K., Nilsen, B., Valdernesnes, S., Frantzen, S., 2012. Årsrapport 2011. Mattilsynets program: Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann: Delrapport I: Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe. NIFES rapport september 2012.

Klif TA-2230/2007. Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007a. Veileder. Risikovurdering av forurenset sediment. SFT TA 2230/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 65s.

Klif TA-2229/2007. Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007b. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA 2229/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 12s

Klif TA-2231/2007. Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007c. Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering av forurenset sediment og for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA 2231/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo 203s.

Klif TA-1467/1997. Molvær J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFTs veiledning 97:03. TA nr.1467/1997. 36s.

NOTEBY 1984. Ekkolodding, boomer-profilering, innseilingsrute. Oppdragsnr. 12541.

Berdal Strømme AS 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sogn og Fjordane (2209/B00712-3).

Vedlegg A.

Tabell 16. Posisjoner for sedimentprøver fra område A og B (en prøve fra fire stasjoner pr område, slått sammen for analyse).

Stasjon nr.	År	Dyp (m)	N	E	Karakteristikk
A I	2013	7,5	61° 35.941	05° 03.215	Grønn 2-3 mm overflate. Svart finkornet sediment under med H ₂ S lukt.
A II	2013	9,5	61° 35.935	05° 03.246	som I
A III	2013	6	61° 35.930	05° 03.281	som I, men med noen levende mark observert.
A IV	2013	9	61° 35.943	05° 03.246	Brunt mer fast sediment, noe skjellsand svak H ₂ S lukt.
B I	2013	11	61° 36.018	05° 03.290	Brunt overflatelag ca 2-3 mm svart finkornet sediment under, svak H ₂ S lukt.
B II	2013	11	61° 36.018	05° 03.337	som I
B III	2013	10,5	61° 36.042	05° 03.355	som I
B IV	2013	11	61° 36.040	05° 03.302	som I

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no