



Rapport / Report

Miljøovervåkning av indre Drammensfjord

Sluttrapport fra overvåkning av Drammensfjorden 2008 - 2011

20081432-00-82-R
1. mars 2012
Rev. 1 / Dato: 23. mai 2012

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGL.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGL.



Prosjekt

Prosjekt: Miljøovervåkning av indre Drammensfjord
Dokumentnr.: 20081432-00-82-R
Dokumenttittel: Sluttrapport fra overvåkning av
Drammensfjorden 2008 - 2011
Dato: 1. mars 2012
Rev. nr / Dato: Rev. 1 / 23. mai 2012

Hovedkontor:
Pb. 3930 Ullevål Stadion
0806 Oslo

Avd Trondheim:
Pb. 1230 Pirsenteret
7462 Trondheim

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

Kontonr 5096 05 01281
Org. nr 958 254 318 MVA

ngi@ngi.no
www.ngi.no

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Buskerud
Oppdragsgivers
kontaktperson: Gunlaug Kristin Engen
Kontraktreferanse: Kontrakt datert 2008-11-07

For NGI

Prosjektleder: Arne Pettersen
Utarbeidet av: Espen Eek, Hans Peter Arp, Anita
Whitlock Nybakk (NGI)
Thomas Møskeland, Tormod Glette,
Christian Volan (DNV)
Henrik Rye (SINTEF)
Kontrollert av: Arne Pettersen

Sammendrag

Norges Geotekniske Institutt (NGI) og Det Norske Veritas (DNV) har i perioden 2008-2011 gjennomført miljøovervåkning av indre Drammensfjord på oppdrag fra Fylkesmannen i Buskerud (FMBU).

Hensikten med arbeidet i overvåkningsprogrammet har vært å beskrive tilstanden og utviklingen i indre Drammensfjord, og vurdere effekten på sedimentkvaliteten som følge av naturlige sedimentering. Rapporten gir anbefalinger og konklusjoner vedrørende videre tiltaksbehov. I denne sluttrapporten er alle måledata fra overvåkingen 2008-2011 tilgjengelig, og vurderingene som er presentert er

BS EN ISO 9001
Sertifisert av BSI
Reg. No. FS 32989

basert på en helhetlig tolkning av dette grunnlaget. Det er lagt opp til at denne rapporten skal kunne leses selvstendig, uten vesentlige oppslag i tidligere rapporter.

I 2005 utarbeidet Fylkesmannen i Buskerud tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Drammensfjorden, fase II (FMBU, 2005) med anbefalinger om tiltak. Tiltakene ble gitt i en prioritert rekkefølge som vist under. Det ble estimert en kostnadsramme for sedimenttiltakene som beløpte seg til mellom 90 og 150 millioner kroner. I tillegg kom kostnader for opprydding av utslipp fra industriområder og fjerning av kreosot i Gilhusbukta.

Sitert fra FMBU (2005):

- 1. Tiltak mot utslipp av TBT og andre stoffer fra virksomheten på Drammen slipp*
- 2. Kontroll av utslipp av PCB via overvann fra ABB på Brakerøya og eventuelt tiltak mot disse utslippene.*
- 3. Identifisering av kilder til PCB i overvann på Strømsønsiden og eventuelt tiltak mot disse kildene*
- 4. Fjerning av frifase kreosot på Gilhusbukta*
- 5. Mudring og tildekking av forurensete sedimenter på Tangenbanken*
- 6. Tildekking av områder med høy restforurensning i Gilhusbukta*
- 7. Tildekking av forurenset sediment på Lierstranda.*
- 8. Mudring og eventuelt tildekking av forurensete sedimenter i Strømsøsløpet (tiltak her må likevel vurderes ifm. tiltak på Tangenbanken)*
- 9. Mudring og tildekking av sediment på Solumstrand*

Som det framgår av ovennevnte prioritetsliste for tiltak, var det anbefalt å gjøre tiltak mot kilder på land før det ble iverksatt tiltak i sjø. Blant tiltakene i sjø var første prioritet opprydding av hot-spot forurensningene i Gilhusbukta. Det er pr. i dag gjennomført flere tiltak som er omfattet av beskrivelsene i tiltaksplanens prioritet 1-4.

Overvåkingen som nå er gjennomført, viser at det siden utarbeidelsen av tiltaksplan fase II har skjedd en betydelig forbedring av miljøkvaliteten i indre Drammensfjord. Overvåkningsresultatene kombinert med modellering av transport og fordeling av miljøgifter i Drammensfjorden viser at den naturlige restitusjonen i indre Drammensfjord er rask, vesentlig raskere enn det som er typisk for norske fjordområder. Estimer for videre utvikling av miljøgiftkonsentrasjon i sediment, vann og biota viser at miljømål for området i stor grad kan oppnås innenfor en tidshorison fra ca 5 til 15 år for de ulike forbindelsene, se modellestimer i figur 56 til 60. Modellberegninger av tiltakene som hadde prioritet 5 og 9 i 2005, viser at disse tiltakene vil gi en relativt liten tiltakseffekteffekt utover den reduksjonen i sedimentkonsentrasjon som har funnet sted siden 2005, sammenlignet med de kostnader som må påberegnes. Dersom det allikevel er ønskelig å gjøre aktive tiltak i mot forurenset sediment på Tangenbanken og Solumstrand, anbefales det å gjøre en mer detaljert kost-nytte vurdering i forkant.

Sammendrag (forts.)



Dokumentnr.: 20081432-00-82-R
Rev. 1 / Dato: 2012-05-23
Side: 5

Anbefalte tiltak

Det anbefales at arbeidet med kildekontroll fortsetter. Dette bør omfatte et fortsatt tilsyn og oppfølging på utslipp fra ulike virksomheter i kombinasjon med kildesøk etter ukjente kilder. Det er også viktig å være i forkant i forhold til kommende aktiviteter som kan medføre utslipp til Drammensfjorden.

Med bakgrunn i den gode evne til naturlig restitusjon som er dokumentert, anbefales det at hovedtiltaket for indre Drammensfjord blir 'overvåket naturlig restitusjon.' Denne tiltaksmetoden forutsetter et overvåkningsprogram som er tilstrekkelig omfattende til å dokumentere den pågående endringen, og på et så tidlig stadium som mulig kunne gi varsel om en eventuell negativ utvikling.



Innhold

1	Innledning	7
1.1	Sluttrapportens oppbygging	8
2	Bakgrunn	9
2.1	Geografi	9
2.2	Biologi	11
2.3	Forurensningshistorie	11
2.4	Kloakk og næringssalter	13
2.5	Ulike tilgjengelige tiltaksmetoder	14
3	Situasjonen i de ulike delområdene	15
3.1	Gilhusbukten	15
3.2	Lierstranda	15
3.3	Holmen	15
3.4	Strømsøløpet	16
3.5	Tangenbanken	16
3.6	Solumstrand	16
3.7	Svelvikterskelen	16
4	Overvåkningsprogrammet	16
4.1	Beskrivelse av overvåkningsprogrammets omfang	16
4.2	Stasjonsnett	18
5	Resultater og diskusjon	21
5.1	Hydrografi	21
5.2	Vannstrømmer	28
5.3	Vannkvalitet	34
5.4	Sedimentasjonsrater og miljøgifter i sedimenterende materiale	41
5.5	Miljøgifter i sediment, vann og biota	43
5.6	Miljøgifter i biota, diskusjon	76
5.7	Nye miljøgifter	84
5.8	Modellering av endringer i forurensningssituasjon	86
6	Vurdering med besvarelse av sentrale spørsmål fra FMBU	101
6.1	Miljøgifter	101
6.2	Sedimentasjon	105
6.3	Hydrografisk og hydrokjemisk utvikling	106
7	Konklusjoner og anbefalinger	107
8	Referanser	109

Vedlegg:

Vedlegg A	Material og metode
Vedlegg B	Hydrografi
Vedlegg C	Vannkvalitet og miljøgifter i vann, data
Vedlegg D	Miljøgifter på partikler, data
Vedlegg E	Miljøgifter i sediment, data
Vedlegg F	Miljøgifter i biota (strandkrabber), data
Vedlegg G	PAH og PCB signatur i sedimenter
Vedlegg H	Ordliste

Kontroll og referanseside

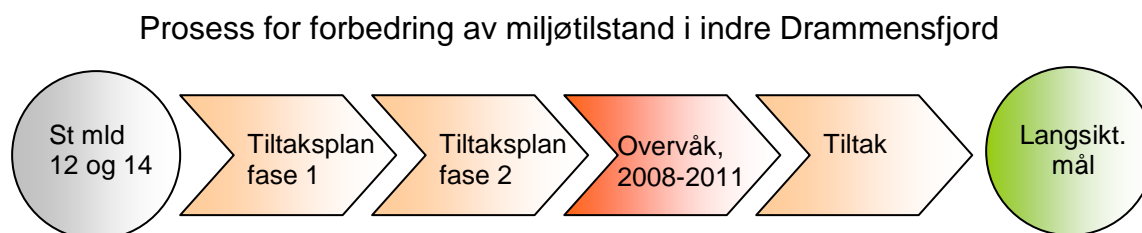
1 Innledning

Norges Geotekniske Institutt (NGI) og Det Norske Veritas (DNV) har i perioden 2008-2011 gjennomført miljøovervåkning av indre Drammensfjord på oppdrag fra Fylkesmannen i Buskerud (FMBU).

Det er utarbeidet langsiktige mål for miljøtilstanden i Drammensfjorden, som er styrende for miljøarbeidet med opprensing av forurensede sedimenter. Disse overordnede målsetningene er:

- Forurensede bunnsedimenter skal ikke hindre rekreasjon og friluftsliv, havnedrift, båtliv eller fritidsfiske.
- Forurensede sedimenter og aktiviteter i indre Drammensfjord skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet.

Miljøovervåkingen av indre Drammensfjord i 2008-2011 er en del av den overordnede prosessen for å nå disse målene. Bakgrunnen for arbeidet med forurensede sedimenter i Drammensfjorden er de føringer som er gitt i stortingsmelding nr. 12 "Rent og Rikt Hav" (2001-2002) og St. meld. nr 14 "Sammen for et giftfritt miljø" (2006-2007). Arbeidet har blitt konkretisert gjennom utarbeidelse av fylkesvise tiltaksplaner. En oversikt over prosessen er vist i Figur 1.



Figur 1 *Prosess for forbedring av miljøtilstand i indre Drammensfjord*

Hensikten med arbeidet i overvåkningsprogrammet er å beskrive tilstanden og utviklingen i indre Drammensfjord, og vurdere effekten på sedimentkvaliteten som følge av naturlig sedimentering. Rapporten gir anbefalinger og konklusjoner vedrørende videre tiltaksbehov og eventuelle behov for videre datainnsamling.

I dette prosjektet er SINTEF benyttet som leverandør av modellering av strømforholdene i Drammensfjorden. Kjemiske analyser er utført hos det akkrediterte analyselaboratoriet ALS Laboratory Norway AS. Videre er danske DHI benyttet for bl.a. Pb-210 dateringer av sedimentkjerner.

Denne rapporten utgjør prosjektets sluttrapport, og gir en samlet og helhetlig framstilling og tolkning av overvåkningsresultatene som er framkommet i undersøkelsesperioden. Kjemiske data er også tilgjengelig fra Klifs database Vannmiljø.

1.1 Sluttrapportens oppbygging

I denne sluttrapporten er alle måledata fra overvåkingen 2008-2011 tilgjengelig. Vurderingene som er presentert er basert på en helhetlig fortolkning av dette grunnlaget. Det er lagt opp til at denne rapporten skal kunne leses selvstendig, uten vesentlige oppslag i tidligere rapporter. Det henvises imidlertid til årsrapport 2010 (NGI/DNV 2011), hvis det er behov for en mer omfattende teknisk detaljeringsgrad med hensyn på matematisk grunnlag og formelverk av den kjemiske boksmodellen som er utarbeidet.

For å gi en så lesbar rapport som mulig er grunnlagsdata presentert i vedleggene. Dette bevarer sporbarhet, og gjør det mulig for evt. tredjepart å gjenskape og vurdere resultatene fra overvåkingen på selvstendig grunnlag. I rapportens hovedtekst presenteres de faglige vurderingene, illustrert med nødvendige figurer og tabeller. I rapportens vedlegg framkommer følgende:

Vedlegg A Material og metode

Vedlegget inneholder tabeller som viser hvor ulike prøver er tatt og feltmålinger er gjennomført, samt oversikt over hvilke analytiske metoder som er brukt ved kjemisk laboratorium.

Vedlegg B Hydrografi

Det er presentert figurer med konturplott som viser saltholdighet og oksygen for overvåkningsperioden. For saltholdighet er det også laget en figur som viser bare overflatelaget for bedre oppløselighet.

Vedlegg C Vannkvalitet og miljøgifter i vann, data

Vedlegget presenterer måledata fra hele overvåkningsperioden. Det er presentert enkeltdata sammen med figurer som presenterer utvikling i konsentrasjon for de enkelte parametere i tidsperioden, og figur som presenterer konsentrasjon med standardavvik for de enkelte områdene. Det er innledningsvis en leserveiledning som forklarer hvordan figurene kan leses.

Vedlegg D Miljøgifter på partikler, data

Det er presentert data for miljøgiftinnholdet i partikler, samlet med sedimentfeller. I tillegg til at det er vist de enkelte data med en klassifisering av tilstand og statistiske data, er det vist figurer som presenterer tidsutvikling og en samlet oppstilling av observasjonene fra de enkelte målestasjonene. Det er figurer både for gjennomsnitt og for median.

Vedlegg E Miljøgifter i sediment, data

Det er presentert enkeltdata med fargekode etter tilstandsklasse sammen med figurer som viser utvikling i tid for de enkelte forbindelsene.

Vedlegg F Miljøgifter i biota (strandkrabber), data

Det er presentert de enkelte måledata sammen med figurer som viser innhold av de ulike miljøgiftene i strandkrabber fra de enkelte områdene. I figurene framgår forskjellene mellom strandkrabber fanget i 2008 og i 2011.

Vedlegg G PAH og PCB signatur i sedimenter

Når det analyseres PAH og PCB, gjøres det målinger av henholdsvis 16 og 7 enkeltkongenerer. Forholdet mellom disse enkeltkongenerene kan benyttes til å vurdere i hvilken grad miljøgiften er nedbrutt i miljøet (om den er av ny eller eldre avstamning) og om hva kildene til forbindelsen kan være.

Vedlegg H Ordliste

Vedlegget gir en kort forklaring til sentral fagterminologi og forkortelser som brukes i rapporten.

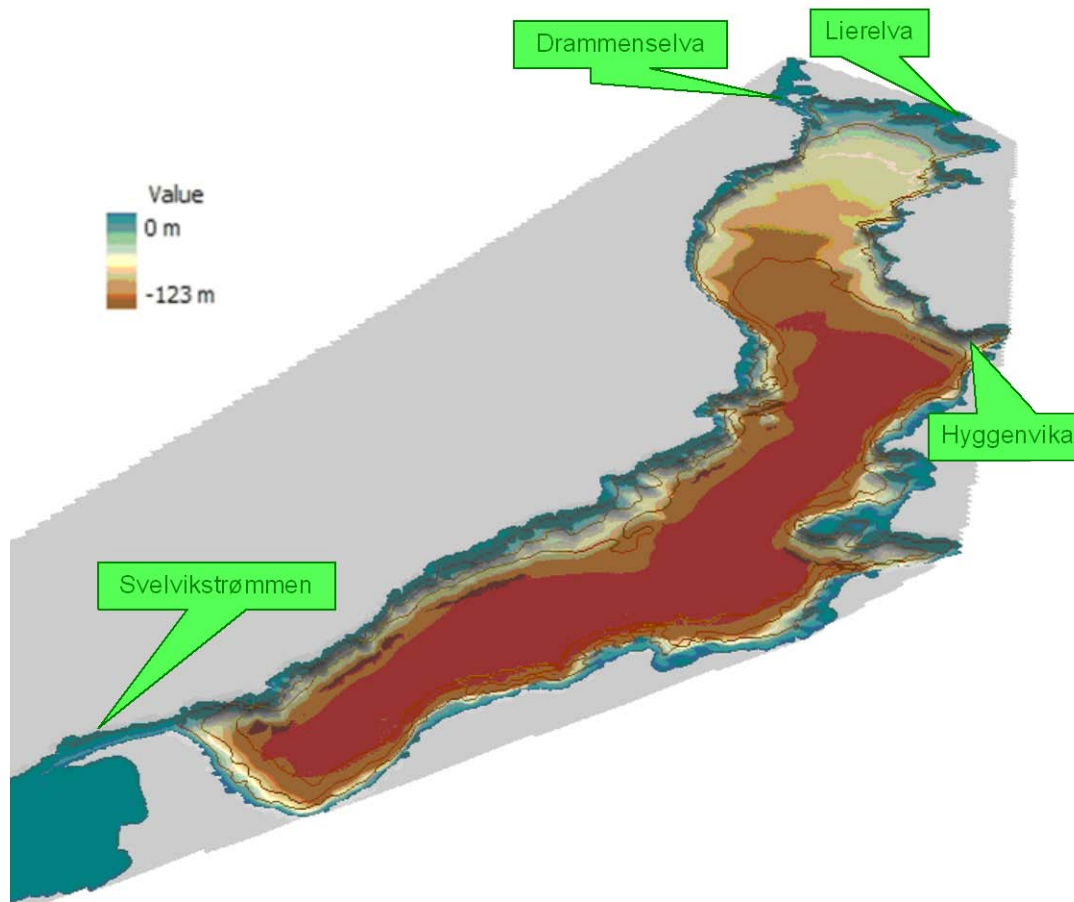
Det skal også lages et eget teknisk notat der det er vedlagt en CD med hydrografiske data (ledningsevne, temperatur, sigma-t, saltholdighet). Dette er gjort fordi de hydrografiske parametre er målt i hele vannsøylen med høy oppløsning, noe som fører til et stort volum av data.

For øvrig er det oversendt data i relevant Excel-format til oppdragsgiver og Klif for innleggelse i Klifs database Vannmiljø (<http://vannmiljo.klif.no/>).

2 Bakgrunn

2.1 Geografi

Drammensfjorden ble gravd ut under istiden, og det ligger en endemorene ved Svelvik som vitner om denne prosessen. Fjorden er formet som et basseng med et dyp på over 60 meter i det meste av fjorden, og har maksimumdyp ned mot 130 meter, se figur 2. Ved Svelvikterskelen, er det i dag et maksimumsdyp på nesten 13 m. Det er opp gjennom årene blitt mudret flere ganger i Svelvikterskelen for å tilfredsstille krav til seilingsdyp for fartøyer som trafikkerer Drammen Havn. Rundt år 1900 var terskelen 6 m dyp, i 1951 ble det mudret til 10 m og i 2003-2006 ble det mudret til dagens nærmere 13 m (NIVA, 1986 og Kystverket 2003).



Figur 2 3D-fremstilling av topografien under vann i Drammensfjorden

Drammensfjorden tilføres ferskvann fra Drammenselva og Lierelva. Drammenselva er den dominerende kilden til ferskvann i indre Drammensfjord med sine 250–300 m³/s i årlig middelvanntilførsel, som står for 97 % av ferskvannstilførselen (NIVA, 1986). Lierelva står for 2 % av ferskvannstilførselen i Drammensfjorden. Ferskvannet dominerer de øverste 2–6 m av vannsøylen i hele indre fjord. Saltvann som ligger under ferskvannslaget blandes inn i ferskvannslaget og gjør at overflatevannet gradvis blir saltere utover fjorden (NIVA, 1986). Under det øverste ferskvannslaget øker saltholdigheten brått, og den nederste vannmassen defineres som marin. De geografiske forholdene har gjort at Drammensfjorden sjeldent har vært gjenstand for dypvannsfornyelse, noe som har medført anoksiske forhold i bunnvannet. Som det blir vist i et senere kapittel (5.1) i denne sluttrapporten, er det observert en vesentlig forandring i oksygeninnholdet i Drammensfjordens bunnvann de siste årene. NGI, DNV og SINTEF mener å kunne dokumentere at denne forandringen er relatert til den siste fordypningen i Svelvikterskelen.

2.2 Biologi

Sammensetningen av biologiske arter påvirkes i stor grad av ferskvannstilførselen fra Drammenselva til overflatelaget i Drammensfjorden. Variasjonen både i saltinnhold og dybde legger grunnlaget for både marine og limnisk habitat, og dette gir igjen god tilgang på næringsdyr for en sammensatt fiskefauna. Det er registrert hele 42 fiskearter i området, med både saltvannsarter (bl.a. torsk, makrell, sild, sei og hvitting) og ferskvannsarter (bl.a. ørret, abbor, sik, gullbust og vederbuk). I sommerhalvåret er det også større mengder laks. Det er bare ved utløpet av Glomma det er registrert et høyere artsmangfold for fisk enn ved utløpet av Drammenselva (Helgesen et. al 2008).

Fordelt på lokaliteter i hele fjorden forekommer det mange og til dels store brakkvanns undervannsenger, hvorav ålegrasenger er den dominerende typen. Undervannsenger anses som et av verdens viktigste økosystemer med høy primær- og sekundærproduksjon, og stort artsmangfold av både planter og dyr. De regnes også som en generelt truet naturtype, og i Drammensfjorden er det registret 7 rødlistede brakkvannsplanter. Den mest artsrike lokaliteten med ålegras, er Engersandbukta. Utenfor Svelvik (Verket) ligger en stor eng med løstliggende svartkluft (en rødalge) med ålegrasfelt flekkvis fordelt. Dette er det største området av slik naturtype i Norge, med et stort potensial for høyt artsmangfold og tetthet av individer (NIVA, 2010).

Like innenfor Svelviksundet finnes også rester etter et dødt korallrev hvor det er observert spesielt store mengder nakensnegl, i tillegg til en rekke marine fiskearter.

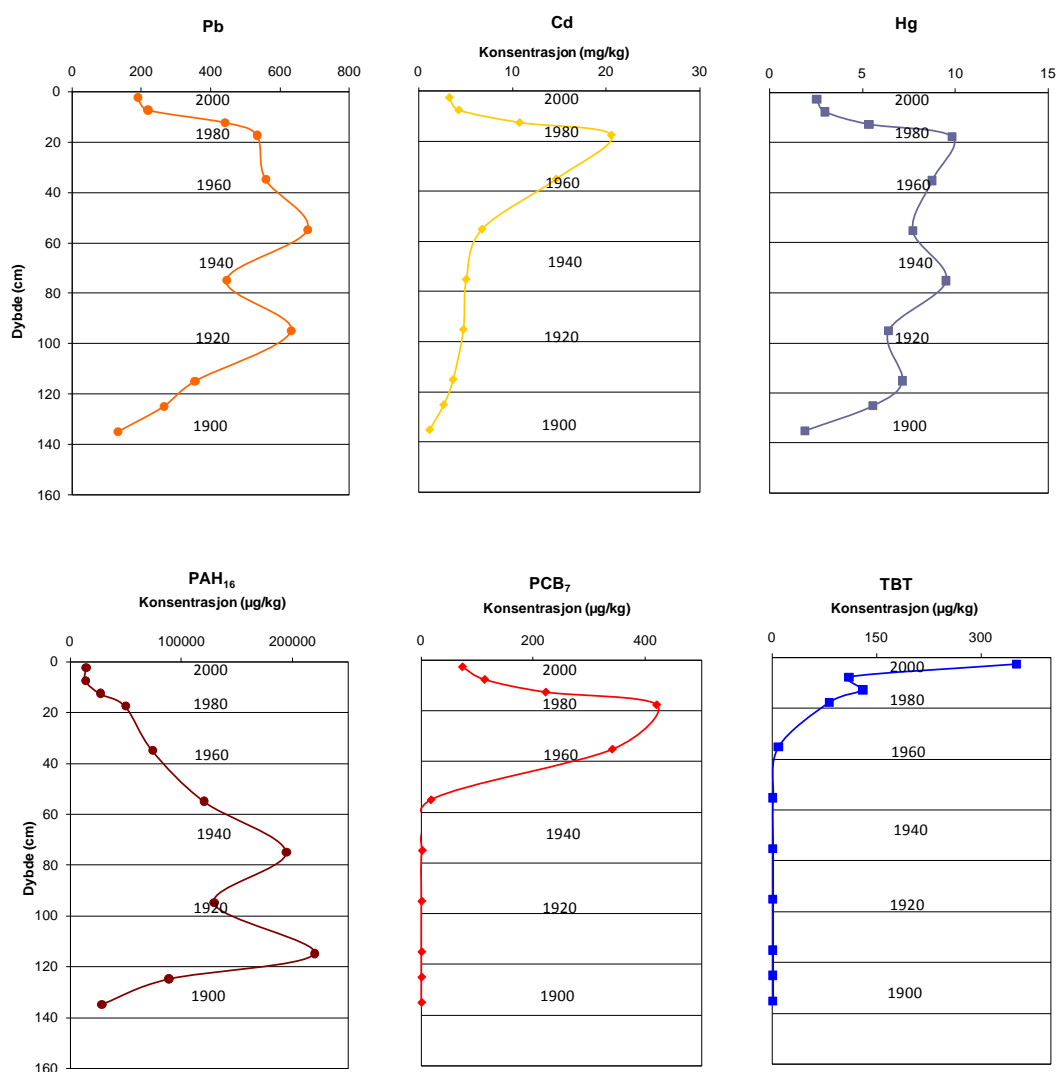
2.3 Forurensningshistorie

Langs Drammensvassdraget har det i historisk tid vært etablert industribedrifter som treforedlingsindustri som har benyttet elven som kraftkilde og transport. Forurensning fra industribedriftene ble tradisjonelt sluppet ut i vassdraget. Framvekst av bosetning og by var en naturlig følge av industriens behov for arbeidskraft. Dette er et typisk mønster, som gjelder for mange norske fjordområder. Siden Drammensfjorden er en terskelfjord med redusert vannutskiftning, blir forurensning tilført sedimentene værende i fjorden og kun i begrenset grad ført ut i ytre Oslofjord. Ved å se på lengre sedimentkjerner vil man kunne se hvordan den kjemiske kvaliteten i stor grad samvarierer med den aktiviteten og forurensningsutslippene som dominerte på den tiden. I sedimentene i indre del av Drammensfjorden kan det bl.a. observeres lag med flisavsetninger fra treforedlingsindustrien.

Økonomisk resesjon med nedleggelse av industribedrifter sammen med endrede produksjonsmetoder og myndighetspålagte krav, har redusert tilførselen av forurensning til fjorden. Endringer i tilgang på ulike kjemikalier og krav til utfasing av disse har også påvirket hvilken type forurensning og konsentrasjonen som påtreffes i sedimentene. Eksempler på menneskeskapte, kjemiske forbindelser er PCB og TBT. Disse forbindelsene har nyttige egenskaper som har gjort at de er tatt i bruk i en rekke produkter og prosesser (som TBT-holdig bunnstoffs egenskaper til å

hindre begroing på skrog), men som senere forskning har vist at har så negativ påvirkning på miljøet at de er faset ut ved forbud. Eksempel på dette er at TBT nå er forbudt å bruke i bunnstoff.

Figur 3 presenterer vertikalprofiler av noen metaller, PAH, PCB og TBT. Se også NGI (2008) for flere forbindelser. Selv om datagrunnlaget er fra Bjørvika i Oslo havn gir disse en god illustrasjon av hvordan fordelingen av kjemiske stoffer kan se ut nedover i sedimentet.



Figur 3 Konsentrasjon av utvalgte forbindelser i sedimentprofil fra Bispevika i Oslo havn. Årstallene gir en indikasjon på når sedimentlaget ble avsatt (NGI, 2005).

Etter at større punktkilder er fjernet, vil forurensningstilførselen være preget av mer diffuse kilder, og konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentets topplag vil avta. Hastigheten på denne reduksjonen av forurensning i toppsjiktet vil være bestemt av

mengden materiale som sedimenterer på sedimentene og kvaliteten til dette materialet. I en rekke norske fjorder er sedimentasjonen lav; kun noen få millimeter pr. år. Dette gjør at det kan gå lang tid før effekten av redusert tilførsel får virkning. En annen faktor som påvirker denne tidshorisonten er hvor aktiv og ned til hvilket dyp i sedimentene organismer er aktive. Denne prosessen (bioturbasjonen) vil medføre en blanding av sedimentenes toppsjikt med materiale som ligger dypere ned i sedimentene.

Dersom forholdene er gunstige, dvs. at situasjoner der kildene reduseres, tilførselen av rent materiale er stor og bioturbasjonen er lav, kan en forvente at det observeres en forholdsvis rask forbedring i sedimentkvaliteten. Resultatene presentert i denne sluttrapporten viser at dette er tilfelle i flere av tiltaksområdene i indre Drammensfjord.

Dersom den naturlige restitusjonen ikke er tilstrekkelig rask til tross for at forurensningsnivået i nytilført sediment er på akseptabelt nivå, kan det vurderes andre tiltak for å redusere miljørisiko knyttet til sjøsedimentene. Slike tiltak kan omfatte metoder som mudring eller tildekking. Se kapittel under for en generell beskrivelse av ulike tiltaksmetoder.

Det foreligger kostholdsråd i området som ble etablert første gang i 1988. Kostholdsrådet, som gjelder konsum av fiskelever som følge av for høye konsentrasjoner av PCB, ble sist vurdert opprettholdt i 2002.

2.4 Kloakk og næringssalter

Tilførsel av kloakk og næringssalter til Drammensfjorden har en historikk som på mange måter har et sammenfallende mønster med miljøgiftene. Økende befolkningstetthet medførte økte utslipp til Drammensfjorden. Når organisk materiale tilføres fjorden fører dette til et konsum av oksygen som følge av forråtningsprosessen. Tilførsel av næringssalter gir også en slik effekt, ved at det i overflatelaget først gir en økt produksjon av planteplankton, som igjen gir et konsum av oksygen når disse dør og synker ned igjennom vannsøylen. I terskelfjorder med begrenset vannutskifting medfører dette ofte anoksiske forhold i bunnvannet, dvs. at konsentrasjonen av løst oksygen går mot null, og at det dannes sulfider som følge av bakteriell nedbrytning av sulfat som er et vanlig salt i sjøvann. I områder med anoksiske forhold vil det ikke være levelige forhold for høyerestående marine organismer.

I Drammensfjorden ledes nå kloakk til renseanlegg, slik at det har vært en sterk reduksjon i tilførselen av kloakk og næringssalter. En slik reduksjon kan i kombinasjon med en tilstrekkelig høy og hyppig utskifting av bunnvannet gi en positiv effekt at kvaliteten i bunnvannet i fjorden slik at vannet blir oksisk. Dette kan igjen gi en rekolonisering av marine arter i området.

2.5 Ulike tilgjengelige tiltaksmetoder

Generelt er det flere tiltaksmetoder som er tilgjengelig for å forbedre sedimentkvaliteten til akseptabelt nivå. Det er også gitt en generell beskrivelse av dette i tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Drammensfjorden, Fase II, FMBU (2005).

Nullalternativet

Det gjøres ingen tiltak.

Naturlig overvåket restitusjon (MNR)

Det er ofte ikke behov for aktive tiltak i sedimentene dersom det pågår en tilstrekkelig rask naturlig forbedring. Dette tiltaksalternativet krever at det jobbes aktivt i forhold til ulike kilder til forurensning fra land. Samtidig overvåkes situasjonen i fjorden slik at det foreligger tilstrekkelig informasjon om utviklingen i forurensningssituasjonen.

Mudring

Metoden innebærer en fjerning av forurenset sjøsediment. Det kan benyttes mekanisk mudring (grabb) eller hydraulisk mudring (sugemudring). Denne metoden vil også medføre behov for en deponiløsning for massene som er tatt opp. Mudring er som regel kun aktuelt i mindre områder der det er behov for å opprettholde et minste seilingsdyp, eller der massene er spesielt forurenset ("hot-spot"). Fra tidligere tiltak kan det nevnes at det ble benyttet mudring med grabb i Oslo havn (NGI, 2009) og sugemudring i Kamfjordkilen i Sandefjord (NIVA, 2005).

Tildekking

Metoden innebærer en utlegging av rene masser, med tykkelser større en bioturbasjonsdypet i området. Dette medfører at bunnlevende organismer får et nytt substrat som skiller organismene fra underliggende forurensning. Videre blir det forurensete sedimentet isolert slik at utlekkingen av forurensning til sjøvannet minimeres (NGI, 2009b).

Tynntildekking

Dette er en metode som kan være egnet for større arealer i fjorder. Det legges da ut et relativt tynt lag (noen få centimeter) med rent materiale. Det kan være tilsatt aktive virkestoffer som aktivt kull. Det aktive stoffet vil binde miljøgifter slik at konsentrasjonen av disse reduseres i porevannet. Dermed reduseres både opptaket av miljøgifter i bunnlevende organismer, og utlekking til overliggende sjøvann.

Tynntildekking er beskrevet videre i NGI (2011) som er tilgjengelig fra www.opticap.no.

Rensing/behandling av sediment

Det foreligger ulike beskrivelser av metoder for å rense eller behandle sediment slik at miljøgiftene tas ut av materialet. Disse metodene er pr. i dag lite gjennomførbare både teknisk og økonomisk, og har ikke tidligere vært i bruk i større skala i Norge.

3 Situasjonen i de ulike delområdene

Fylkesmannen i Buskerud har definert flere delområder i indre Drammensfjord som har hatt fokus i denne overvåkningen. Inndelingen er basert på naturlig geografisk avgrensning, arealbruk og forurensningstilstand. Delområdene er Gilhus, Lierstranda, Holmen, Strømsløpet, Tangenbanken og Solumstrand. Se figur 5 for den geografiske plasseringen av områdene. Videre er det tatt med referanseområde, samt tilførselskildene Drammenselva og Lierelva. Under er det gitt en kort oppsummering av aktivitet som har pågått i delområdene sammen med en beskrivelse av miljøtiltak som er utført. Beskrivelsene er hovedsakelig hentet fra FMBUs nyhetsbrev på www.rendrammensfjord.no.

Svelvikterskelen har stor betydning for vannmiljøet i Drammensfjorden, og er derfor også beskrevet som et eget område i dette kapitlet.

3.1 Gilhusbukten

Sedimentene i Gilhusbukten ble forurenset av bl.a. kreosot som ble produsert i området. Produksjonen er opphørt og det er gjennomført mudringsarbeider som tiltak mot forurenset sjøbunn. Det er fortsatt forurenset grunn på land, og miljømyndighet følger dette arbeidet videre. Deler av Gilhusbukten er planlagt tildekket med rene masser.

3.2 Lierstranda

Det er gjennomført miljøtekniske undersøkelser der kilder til forurensning ble funnet. Det er som tiltak gjennomført rehabilitering av overvannsnett. Det gjennomføres overvåkning i forbindelse med en eldre fylling på Bucketomta, og for å se effekten av rehabiliteringen av overvannsnett samt den generelle urbane avrenningen fra området.

På Brakerøya er det gjennomført tiltak mot forurenset grunn tilhørende ROM eiendom som var forurenset med kreosot. Tiltakene har omfattet fjerning av fri fase kreosot, forurenset grunn og rensing av grunnvann.

Ved ABB på Brakerøya er det påbegynt oppryddingsarbeider. Kartlegging av sedimenter i Bragernesløpet er tatt inn i tiltaksplanen til ABB.

3.3 Holmen

I forbindelse med utfylling på Holmen for innvinning av land, er forurenset sjøbunn isolert. Det er også lagt ut betongmadrass i forbindelse med et nytt kaianlegg.

På land er det gjennomført miljøtekniske undersøkelser av grunnvann, jord og overvannsnett. Det er funnet at det transporteres forurensning (bl.a. TBT) med overvannsnett og ut til Drammensfjorden.

3.4 Strømsløpet

Drammen havn har gjennomført vedlikeholdsmudring der forurenset masse ble fjernet og deponert i forbindelse med utfylling av Holmen.

3.5 Tangenbanken

Det foregår vedlikehold av skip ved Drammen Yard som innebærer risiko for utslipp til sjø. Det er gjennomført opprydding i forurenset grunn på land.

3.6 Solumstrand

Solumstrand renseanlegg ligger i området. Dette renseanlegget er nylig oppgradert. Det er fortsatt forurensete områder på land, og det er gitt pålegg om undersøkelser.

Det er en rekke småbåthavner i indre Drammensfjorden, og Fylkesmannen har påbegynt et arbeid med tilsyn som virkemiddel for å redusere utslipp av forurensning.

3.7 Svelvikterskelen

Svelvikterskelen skiller indre Drammensfjord fra ytre Drammensfjord, som er en del av ytre Oslofjord. Åpningen i denne terskelen utgjør en 200 m bred (i vannoverflaten) og cirka 12 m dyp (etter siste mudring) kanal gjennom Svelvikmorenen. Gjennom denne kanalen går Svelvikstrømmen, som for det meste er vann fra Drammensevla på vei ut fra indre Drammensfjord i overflaten. Siden denne kanalen er eneste tilkomstmulighet til Drammen havn via sjøveien, har den blitt mudret ved flere anledninger for å kunne ta i mot stadig større skip til Drammen havn. Den siste mudring på Svelvikterskelen skjedde i perioden 2003 – 2006. Secora mudret da på oppdrag fra Kystverket kanalen gjennom Svelvikterskelen slik at dybden økte fra om lag 10 m til om lag 12 m.

Hele tverrsnittsarealet i vannløpet gjennom Svelvikterskelen (Svelvikstrømmen) var om lag 2000 m² før mudringen, og estimert økning i dette arealet er om lag 200 m². Utstrømmende ferskvann fyller opp mesteparten av det totale tverrsnittsarealet og gjør at det arealet som var tilgjengelig for utskiftning av saltvann mellom ytre og indre fjord var relativt lite. Mudringen har derfor medført en relativt stor økning i areal tilgjengelig for utveksling av saltvann.

4 Overvåkningsprogrammet

4.1 Beskrivelse av overvåkningsprogrammets omfang

Prøvetakning av vann for bestemmelse av vannkvalitet (nitrogen, fosfor, fargetall, klorofyll A, termotolerante bakterier og suspendert stoff) og hydrografiske målinger (saltholdighet, temperatur og oksygen) er gjort fire ganger pr. år. Ved to av prøvetakningene er miljøgifter i vann inkludert (tinnorganiske forbindelser og

metaller). Det er lagt inn flere hydrografistasjoner utover i Drammensfjorden og forbi Svelvikterskelen, slik at omfang av dypvannsfornyelse kan bestemmes.

To ganger pr. år er det satt ut sedimentfellerigger med passive prøvetakere. Dette gir tidsintegrerte målinger på mengde sedimenterende materiale og kjemisk kvalitet. Analyse av kvalitet på dette materialet omfatter tinnorganiske forbindelser, metaller PAH, PCB og klororganiske forbindelser og pesticider. Prøvetakerne fra sedimentfellene er vist i figur 4. Med de passive prøvetakerne blir den vannløste konsentrasjonen av PAH og PCB bestemt. Fordelen med passive prøvetakere framfor prøvetakning av vann, er at det blir mulig å bestemme PAH og PCB ved vesenlig lavere konsentrasjoner. Metoden gir dessuten en tidsintegrert konsentrasjon for siste del av perioden prøvetakerne har vært eksponert. Sedimentfeller med passive prøvetakere ble satt ut i to nivåer, ved cirka 5 m vanddyb og 2-3 m over sjøbunnen.



Figur 4 Prøvetakning med sedimentfeller. Nederst i oppsamlingssylindrene observeres det oppsamlede materialet.

Utplassering av rigger med sedimentfeller og passive prøvetakere var krevende, og det gikk tapt utstyr som følge av isgang vinterstid. For å redusere tap av utstyr som følge av påkjørsel fra båter ble det bl.a. benyttet relativt store markeringsbøyer. Noe tap som følge av nysgjerrige brukere av området ble også opplevd, selv om utstyret var tydelig merket.

I 2009 og 2011 ble det samlet inn biota (strandkrabber (*Carcinus maenas*)) fra seks områder i indre Drammensfjord (se kart i figur 5). Arbeidet ble utført av en lokal

fisker (Runar Larsen) etter avtale med DNV. Etter opparbeiding hos DNVs biologiske laboratorium ble materialet analysert for tinnorganiske forbindelser, PAH, PCB, metaller, pesticider og fettinnhold.

Som beskrevet i tidligere årsrapport (ref: 20081432-2) var det opprinnelig planlagt å samle inn og analysere miljøgiftinnholdet i 2 sedimentlevende organismer; skjell og børstemark. På grunn av lav forekomst av bunnfauna utgikk imidlertid dette. Det ble derfor valgt å samle inn strandkrabber og analysere miljøgiftinnholdet i disse isteden.

Strandkrabbe kan karakteriseres som en generalist når det gjelder valg av føde. Den ernærer seg av en rekke andre bunnlevende dyr, inkludert åtsler. Av den grunn representerer strandkrabben i denne undersøkelsen et mål på miljøgifttransport inn i næringskjeden. Videre er strandkrabbe byttedyr for fisk, eksempelvis torsk, og målingene av miljøgifter i strandkrabbe kan derfor benyttes i forhold til transport oppover i næringskjeden. Transport oppover i næringskjeden omtales ofte i sammenheng med det som kalles bioakkumulering og biomagnifisering. Med bioakkumulering menes en akkumulering av et stoff i en organisme som resulterer i en høyere konsentrasjon av stoffet i organismer enn i miljøet omkring. Med biomagnifisering menes en økning i konsentrasjonen av et stoff for hvert nivå oppover i næringskjeden.

Høsten 2008 og 2011 ble det samlet inn sedimentprøver fra Drammensfjorden. Sedimentanalysene omfattet analyse av metaller (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) organiske tjærestoffer (PAH) polyklorerte bifenyler (PCB) og organiske tinnforbindelser inklusive TBT. Sedimentprøvene ble tatt med kjerneprøvetaker, og ble beskrevet og overført til laboratoriets emballasje i felt.

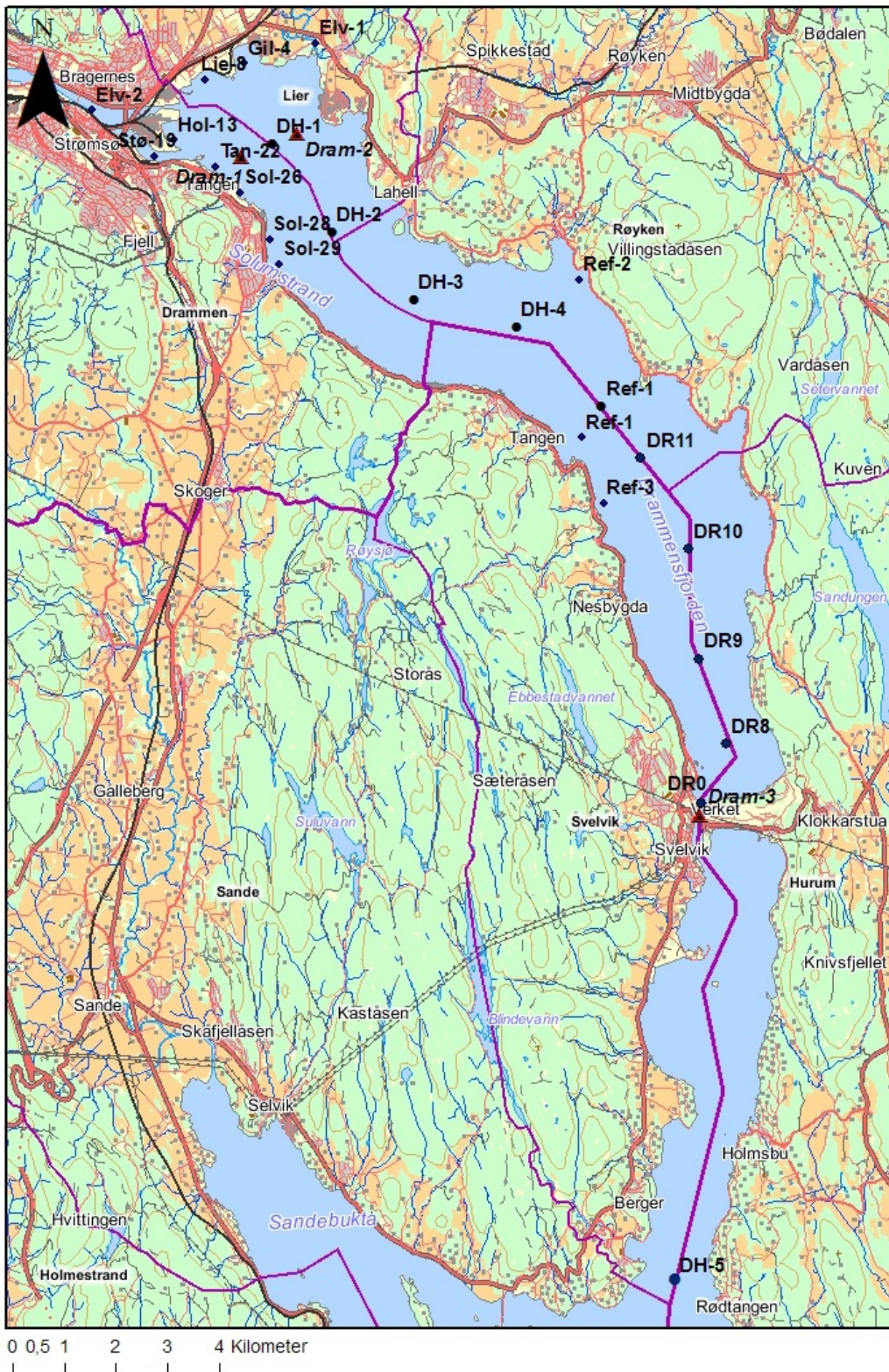
Kjemiske analyser er utført ved NGIs miljølaboratorium og ved ALS Laboratory Group Norway AS. Begge laboratorier er akkreditert i henhold til EN ISO/IEC 17025. I vedlegg A er det gitt tabell med en kort beskrivelse av metodene som er benyttet.

4.2 Stasjonsnett

Posisjonene til de benyttede overvåkningsstasjonene er vist i tabell i vedlegg A. Stasjonene som er benyttet ved vannprøvetakning, hydrografi, sedimentfellerigger og strømmålinger er kartfestet i figur 6. I figur 5 er det vist hvor biotaprøver (strandkrabbe) er tatt.



Figur 5 Prøvetakingsområder der teinefiske etter strandkrabber ble gjennomført høsten 2009 og høsten 2011 av fisker Runar Larsen.



Figur 6 Prøvetakingsstasjoner i Drammensfjorden. (◆) Hydrografi, vannkjemi, sedimentfeller og passive prøvetakere, (●) bare hydrografi, (▲) Strømmålinger. Merk at Ref 1 for hydrografi og sedimentfeller er ikke identiske.

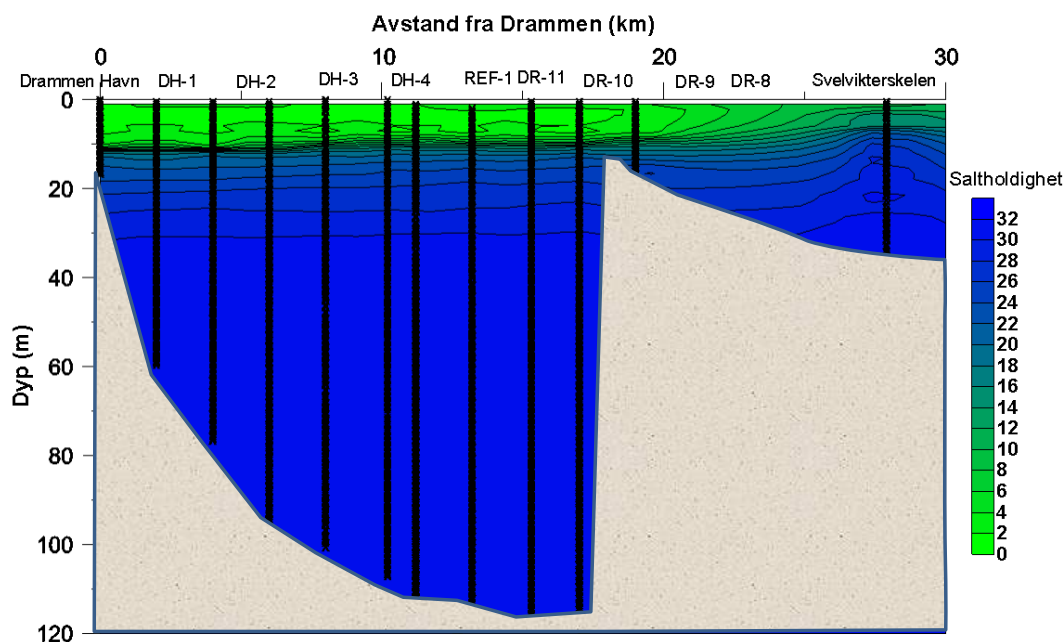
5 Resultater og diskusjon

Resultater og diskusjon av disse organisert etter tema.

5.1 Hydrografi

5.1.1 Vannmassene i Drammensfjorden

Vannmassene i indre Drammensfjord domineres av to hovedtyper vann; ferskvann (saltholdighet < 5 PSU) som dominerer i de øverste 5 - 10 m av vannmassene i hele indre fjord og saltvann (saltholdighet > 30 PSU) i dypvannet fra cirka 30 m vanndyp (se Figur 7). Mellom disse vannmassene er det en skarp økning i saltholdighet med dypet som ofte kalles sprangsjikt. Tetthetsforskjellene mellom de lettere ferskvannsvannmassene og de tyngre saltvannsmassene, gjør at det vil kreve mye energi å blande disse vannmassene. Den overordnede inndelingen av vannmassene i fjorden anses derfor å være stabil og danner rammen for det spesielle vannmiljøet som eksisterer i indre Drammensfjord, med både ferskvannsarter og marine arter i samme fjord.

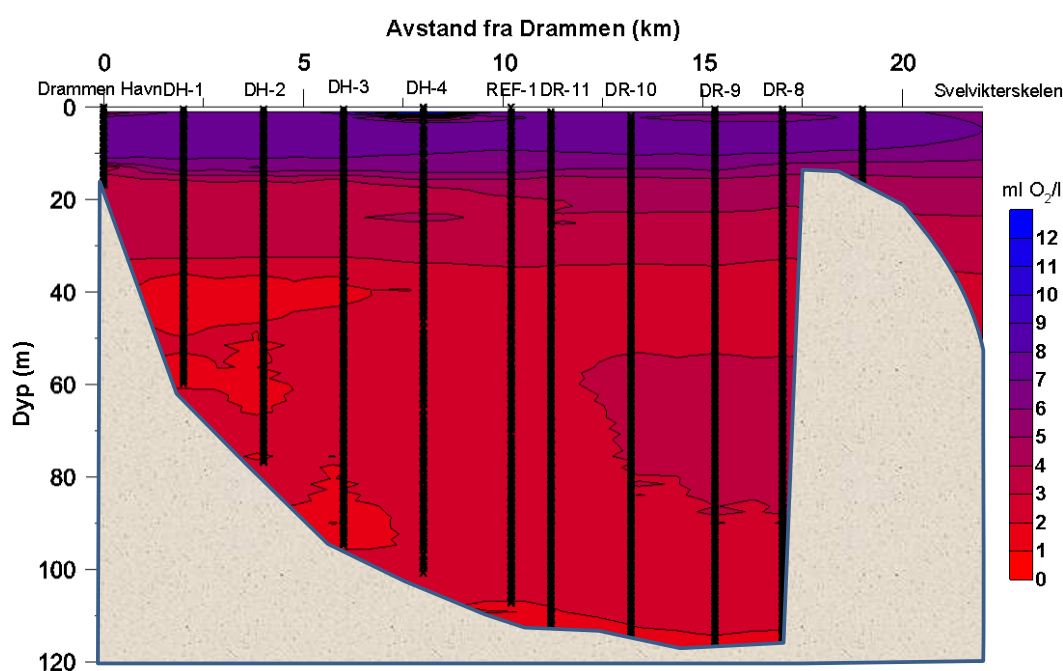


Figur 7 Salinitet i indre Drammensfjord september 2011

5.1.2 Oksygenforhold i Drammensfjorden

Svelvikterskelen, som avgrensner indre Drammensfjord fra ytre Drammensfjord og ytre Oslofjord, begrenser utvekslingen av vannmasser mellom ytre og indre fjord. Sprangsjiktet fungerer som en tetthetsbarriere mellom ferskvannet og saltvannet, og bremser blanding av disse vannmassene og dypvannets kontakt med atmosfæren. Disse begrensningene i utveksling av vannmasser betyr at dypvannet i indre Drammensfjord tilføres lite oksygen. Organisk materiale tilføres dypvannet med

partikler, tilført med elvene, eller som planteplankton eller andre organismer som dannes i overflatevannet og deretter sedimenterer ned i dypvannet. Det organiske materialet brytes ned og forbruker derfor oksygen. Den begrensede tilgangen på oksygenrikt vann i dypvannet i indre Drammensfjord sammen med betydelig tilførsel av organisk materiale og næringssalter fra kilder som landbruk, kloakk og industri, har ført til at dypvannet i indre Drammensfjord har vært tilnærmet permanent anoksisk så lenge det har vært gjort målinger av oksygen i Drammensfjorden. Studier av sedimentkjerner i de dypeste delene av fjordbassenget, tyder på at dette kan ha vært situasjonen i så lenge som 1000 år (Smittenberg et al. 2005). Målinger som er gjort i overvåkningen som rapporteres her og i overvåkningen av ytre Oslofjord tyder på at det kan være en endring på gang i denne situasjonen. Figur 8 viser oksygenkonsentrasjonen i indre Drammensfjord i september 2011, og illustrerer den typiske situasjonen i overvåkingsperioden: Høy konsentrasjon av løst oksygen i overflatevannet som har kontakt med atmosfæren og tar opp oksygen derfra, mens det i bunnvannet er lave, men målbare, oksygenkonsentrasjoner. Årsaken til dette vil bli diskutert i neste avsnitt.



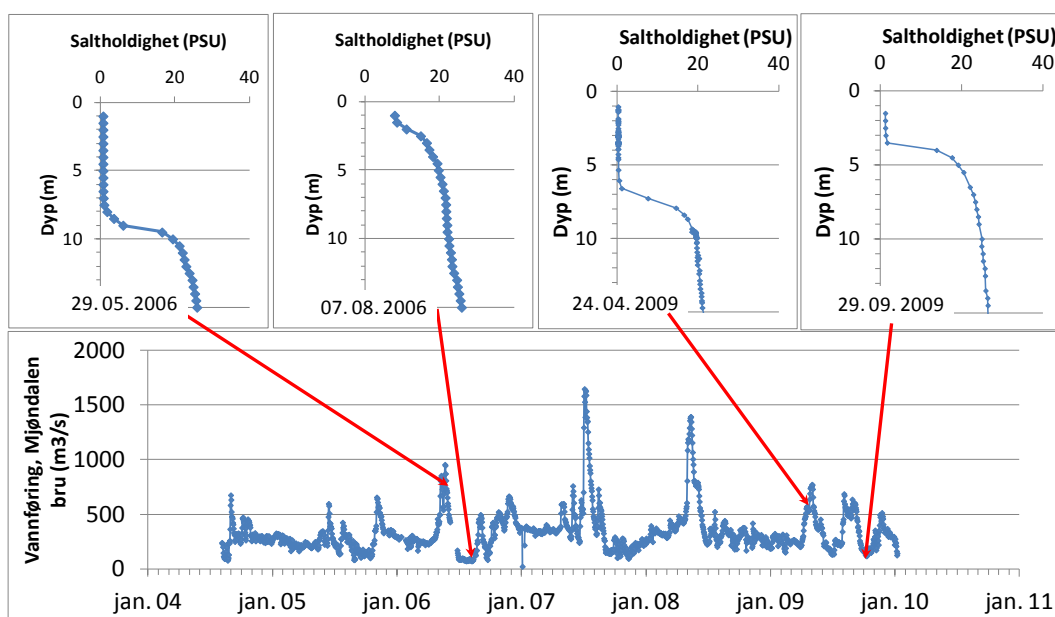
Figur 8 Oksygen konsentrasjon i indre Drammensfjord september 2011

5.1.3 Periodiske og langsiktige endringer i saltholdighet og oksygenkonsentrasjon

Selv om den overordnede inndelingen av vannmassene er stabil, skjer det likevel endringer i systemet, både med årstidene og over lengre tid, som kan påvirke vannmiljøet. Dybden for overgangen mellom ferskvannslaget og saltere vann under og innholdet av oksygen i dypvannet, er to eksempler på parametre som er viktige for vannmiljøet i indre Drammensfjord. Tilførsel av ferskvann fra Drammenselva (ca 300 m³/s, øvre til nedre kvartil: 230 – 390 m³/s) og Lierelva (om lag 2 – 10 m³/s) og topografien i Drammensfjorden, med Svelvikterskelen som begrenser utvekslingen

av dypvann mellom ytre og indre fjord, er de to viktigste forholdene som styrer endringer i saltholdighet og oksygeninnhold i vannmassene i indre Drammensfjord.

Tykkelsen på ferskvannslaget i overflaten av indre Drammensfjord påvirkes i stor grad av vannføringen i Drammenselven. Ved stor vannføring kan ferskvannet fylle opp så mye som de øverste 7 – 9 m av vannmassen (29.05.2006 og 24.04.2009 i Figur 9), mens det ved lav vannføring kan være brakkvann helt opp i overflaten ute ved Svelvikterskelen.



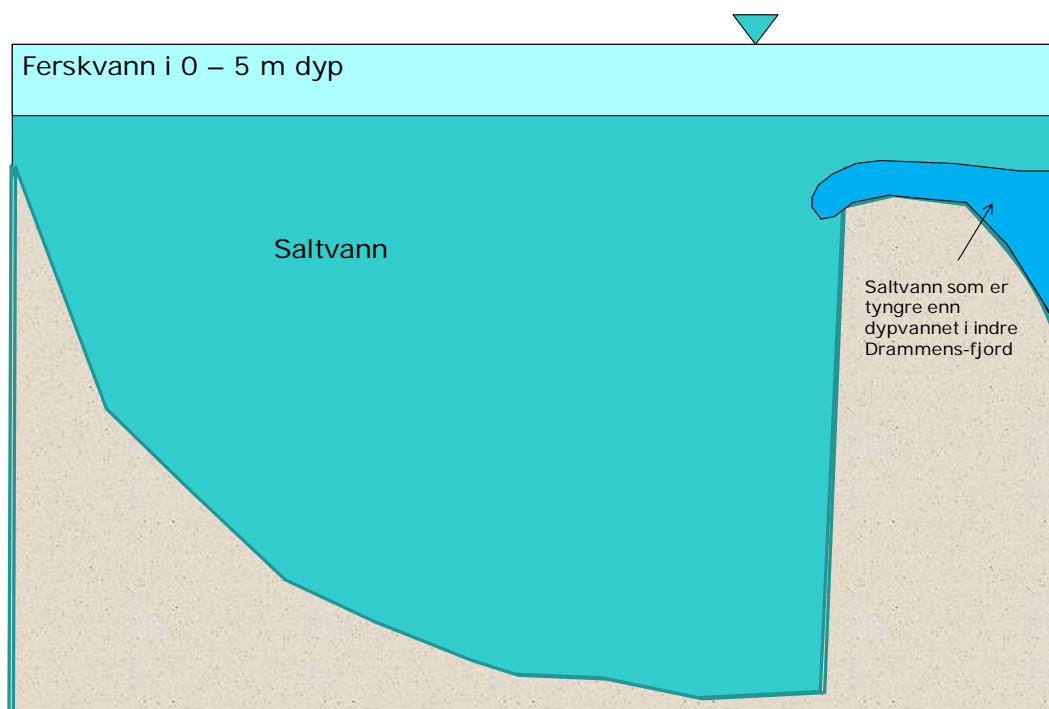
Figur 9 Vannføring i Drammenselva (ved stasjon Mjøndalen) og saltholdighet i øverste 15 m av vannsøylen og saltholdighetsprofiler (på Dr 8) på utvalgte tidspunkt med ulik vannføring

Oksygeninnholdet i dypvannet i indre fjord er viktig fordi oksygen er nødvendig for at fisk og andre organismer skal leve der. De mekanismene som likevel kan påvirke oksygenkonsentrasjonen i dypvannet direkte er:

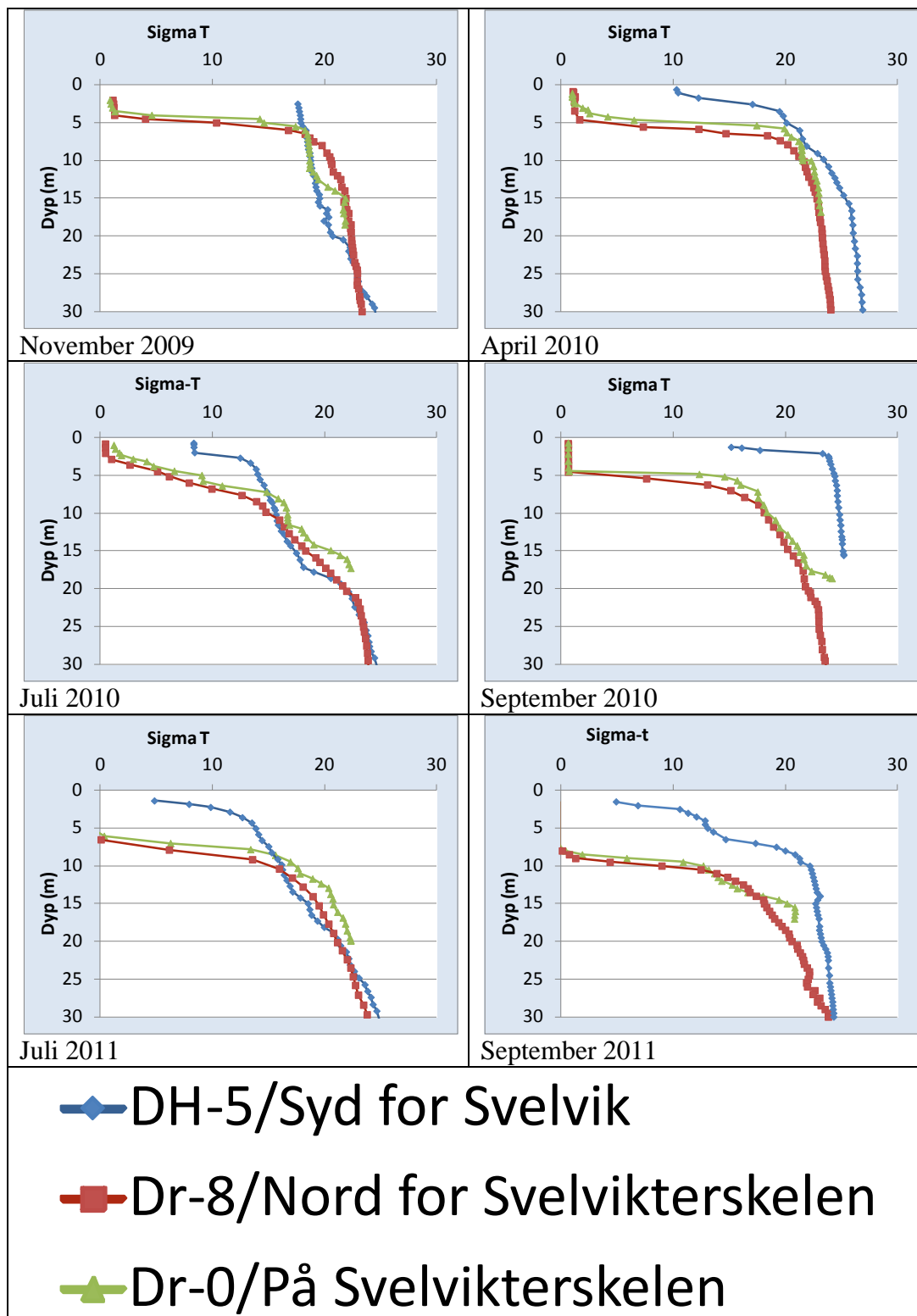
1. Nedbrytning av organisk materiale i dypvannet
2. Diffusjon av oksygen fra overflatevannet
3. Dypvannsutsiftingning med tilførsel av oksygenrikt vann fra utenfor Svelvikterskelen

Gjennom sprangsjiktet fra ferskvannet i overflaten til saltvannet under er det en bratt saltholdighetsgradient. Blanding over denne gradienten hindres av tetthetsforskjellene mellom vannmassene. Det vil likevel skje en viss blanding av vann over denne gradienten ved at vannstrømmer eller interne bølger danner turbulens i overgangen mellom saltvann og ferskvann. Denne turbulensen fører til noe blanding mellom ferskvann og saltvann. Dette kalles eddy diffusjon, og fører til en gradvis reduksjon i saltholdigheten i dypvannet.

Etter hvert som saltholdigheten og dermed tetthet til dypvannet gradvis reduseres, vil sannsynligheten øke for at vannet utenfor Svelvikterskelen, over terskelnivå, får høyere densitet enn dypvannet innenfor terskelen. Når denne situasjonen oppstår, vil dette tyngre vannet fra utenfor Svelvikterskelen strømme over terskelen og inn i dypvannet i indre Drammensfjord. Dette kalles en dypvannsfornyelse og bringer saltere og oksygenrikt vann inn i dypvannet. Figur 10 illustrerer en slik dypvannsfornyelse, mens Figur 11 viser flere eksempler der tettheten til vannmassene utenfor terskelen på 10 – 13 m dyp er større enn vannet innenfor terskelen (april 2010, september 2010 og september 2011). Vannmassene fra ytre fjord vil synke ned i indre fjordbasseng til det dypet der vannmassene i indre fjord har samme tetthet som vannmassene som nå tilføres utenfra. Omfanget av dypvannsfornyelsen bestemmes av hvor dypt vannet fornyes, samt hvor lenge dypvannsfornyelsen pågår og hvor stor volumstrømmen er mens utskiftningen pågår.



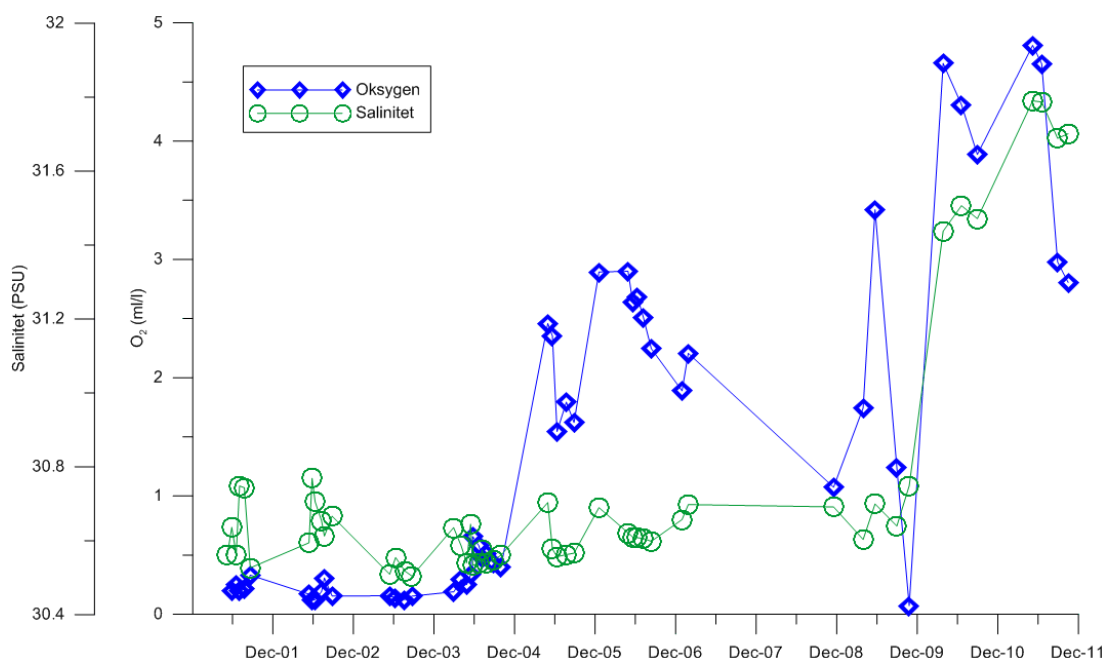
Figur 10 Illustrasjon av hva som skjer under en dypvannsfornyelse



Figur 11 Tettheten (målt som Sigma-T) til vannmassene i Drammensfjorden like utenfor, på og like innenfor Svelviksterskelen

Figur 12 viser hvordan saltholdigheten og oksygeninnholdet i dypvannet i indre Drammensfjord har endret seg fra 2001 til 2011. Figuren viser at det i denne perioden har vært både sesongvariasjoner og større endringer som skjer over flere år både for saltholdighet og i oksygenkonsentrasjon i dypvannet. Oksygeninnholdet endres lite fra 2001 til og med 2003. I første halvdel av 2004 øker oksygenkonsentrasjonen til i underkant av 1 ml/L, mens det i begynnelsen av 2004 har økt til over 2,5 ml/L. I perioden fra 2001 til 2010 er det ikke observert noen overordnede endringer i saltholdighet utover mindre endringer som ser ut til å være sesongbettinget. I første halvdel av 2010 øker saltholdigheten fra om lag 30,6 til 31,4 PSU og videre til 31,7 i 2011. Figur 12 viser også at det fra og med 2004 er god sammenheng mellom økningen i saltholdighet og økning i oksygenkonsentrasjon i dypvannet. Dette betyr at endringene i oksygenkonsentrasjon skyldes tilførsel av saltere og mer oksygenrikt vann fra utenfor Svelvikterskelen.

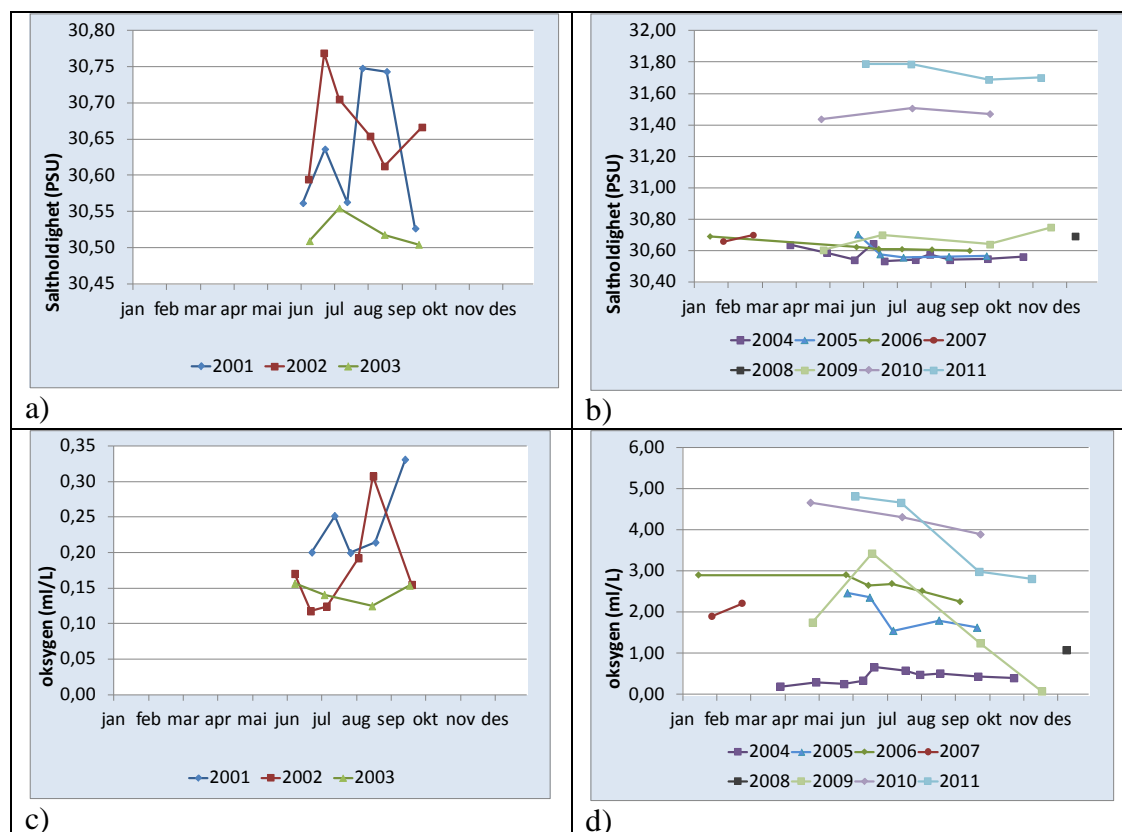
I perioden 2003 – 2006 ble det mudret slik at farleien gjennom Svelvikterskelen ble ca. 2 m dypere enn det den var i 2003 og tverrsnittsarealet gjennom Svelvikrenna over Svelvikterskelen ble økt med om lag 200 m² (se avsnitt 3.7). Økningen av tverrsnittsarealet tilgjengelig for vanntransport mellom ytre og indre fjord gir plass til innstrømmning av mer vann enn før, og det økte terskeldypet betyr at vann fra litt dypere lag i ytre fjord (som har større tetthet) kan strømme inn i fjorden. Dette kan forklare den observerte økningen i oksygen og etter hvert også i saltholdighet etter at mudringen startet i 2003.



Figur 12 Saltholdighet og oksygen i dypvannet (gjennomsnitt på 90 - 105 m vanddyb på stasjon Dr-8 (=D-2 i ytre Oslofjord overvåkingen). Data fra 2003 til 2007 er hentet fra overvåkingen av ytre Oslofjord (DNV 2001-2004), mens data fra 2008 til og med 2011 er fra overvåkingen gjort i regi av Fylkesmannen i Buskerud.

Figur 13 viser de samme målingene som er vist i Figur 12, men delt opp slik at målingene fra hvert enkelt år fra 2001 til 2003 og fra 2004 til 2011 er vist som enkelt plott i samme figur. Denne figuren kan brukes til å vurdere om endringer har et sesongmønster. Figur 13 a) og b) viser at det i flere av årene er målt høy saltholdighet i mai eller juni og at denne synker utover sommeren og høsten. Figur 13 c) viser at oksygenkonsentrasjon i dypvannet i perioden 2001 til 2003 var lav og sannsynligvis også anoksiske. Sonden som ble benyttet til å måle oksygenkonsentrasjonen i vannet under overvåkingen i ytre Oslofjord er ikke egnet for å måle konsentrasjonen av reduserte forbindelser slik som H₂S-gass i anoksiske vannmasser. Det er derfor ikke registrert om vannmassene var anoksiske i denne perioden. Figur 13 d) viser oksygenkonsentrasjoner i dypvannet etter at mudringen startet i 2003. Oksygenkonsentrasjonen fra 2004 og utover er høyere enn tidligere og som for saltholdigheten så er oksygenkonsentrasjonen høy i mai og juni og synker utover sommeren og høsten. For oksygenkonsentrasjonen, skyldes nedgangen fra mai/juni til november at plankton og andre partikler med organisk materiale synker ned i dypvannet og forbruker oksygen.

Sesongvariasjonen i saltholdigheten tyder på at det, både før og etter mudringen på Svelvikterskelen, har vært innblanding av saltere vann i løpet av perioden desember – juli. Denne innblandingen ser imidlertid ikke ut til å ha vært omfattende nok til å påvirke oksygen konsentrasjonen før i 2004. Reduksjonen i saltholdighet i løpet av sommer og høst skjer ved en gradvis innblanding av ferskvann fra overflatelaget og ned i dypvannet ofte kalt ”eddy diffusjon” eller ”turbulent blanding.”



Figur 13 Sesongvariasjoner i saltholdighet og oksygen innhold. a) saltholdighet før mudring på terskelen, b) saltholdighet etter mudring på terskelen, c) oksygen før mudringen, d) oksygen etter mudring.

Utviklingen i saltholdighet og oksygenkonsentrasjon i dypvannet etter mudringen i perioden 2003 – 2005 tyder på at denne mudringen har ført til mer omfattende dypvannsutskiftninger i indre Drammensfjord og derfor økt tilførsel av oksygen til bunnvannet. Mudringen av farleien over Svelvikterskelen har økt tverrsnittet tilgjengelig for transport av vann mellom ytre og indre fjord betydelig. Hele denne endringen gjelder, dessuten, den dypeste delen av kanalen der vannet er saltere enn i resten kanalen og som derfor betyr mest for utskiftning av dypvann.

5.2 Vannstrømmer

5.2.1 Strømforhold i overflatevann

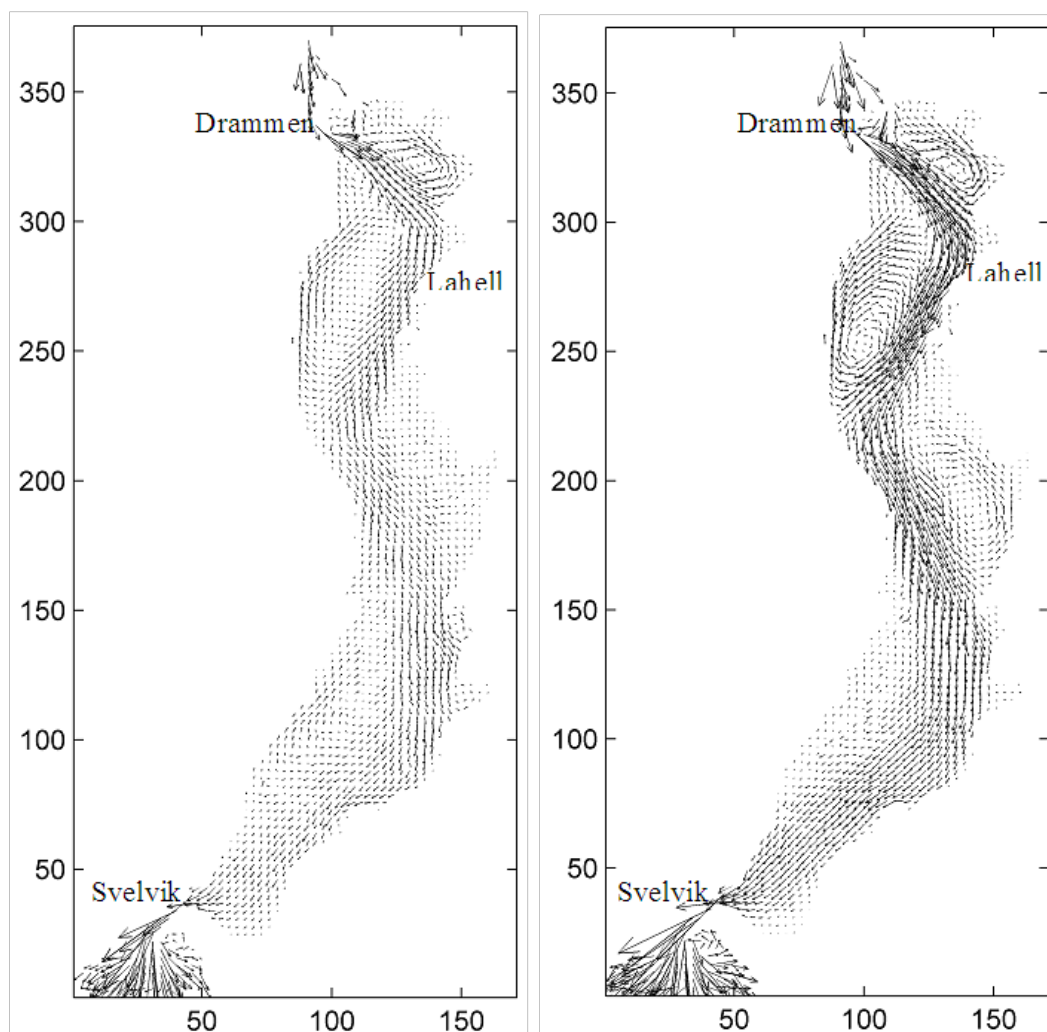
Vannstrømmene i overflatevannet i Drammensfjorden styrer transport og fordeling av ferskvann i fjorden, og av partikler og kjemiske stoffer som følger med ferskvannet. Denne transporten er derfor avgjørende for distribusjonen av viktige miljøfaktorer slik som saltholdighet, næringssalter, partikler og miljøgifter. Vannstrømmene i overflatevannet er styrt av tilførsel av vann fra elvene Lierelva og Drammelselva, tidevannsbevegelsene og den geometriske formen på Drammensfjorden.

For å danne et bilde av de generelle strømforholdene i Drammensfjorden ved hjelp av målinger ville det vært nødvendig med svært mange målinger over lang tid. Det er derfor valgt å supplere målinger med en strømmodell for å kunne generere mer informasjon om strømbildet i helefjorden basert på strømmålinger på tre posisjoner i fjorden. SINTEF har stått for denne modelleringen.

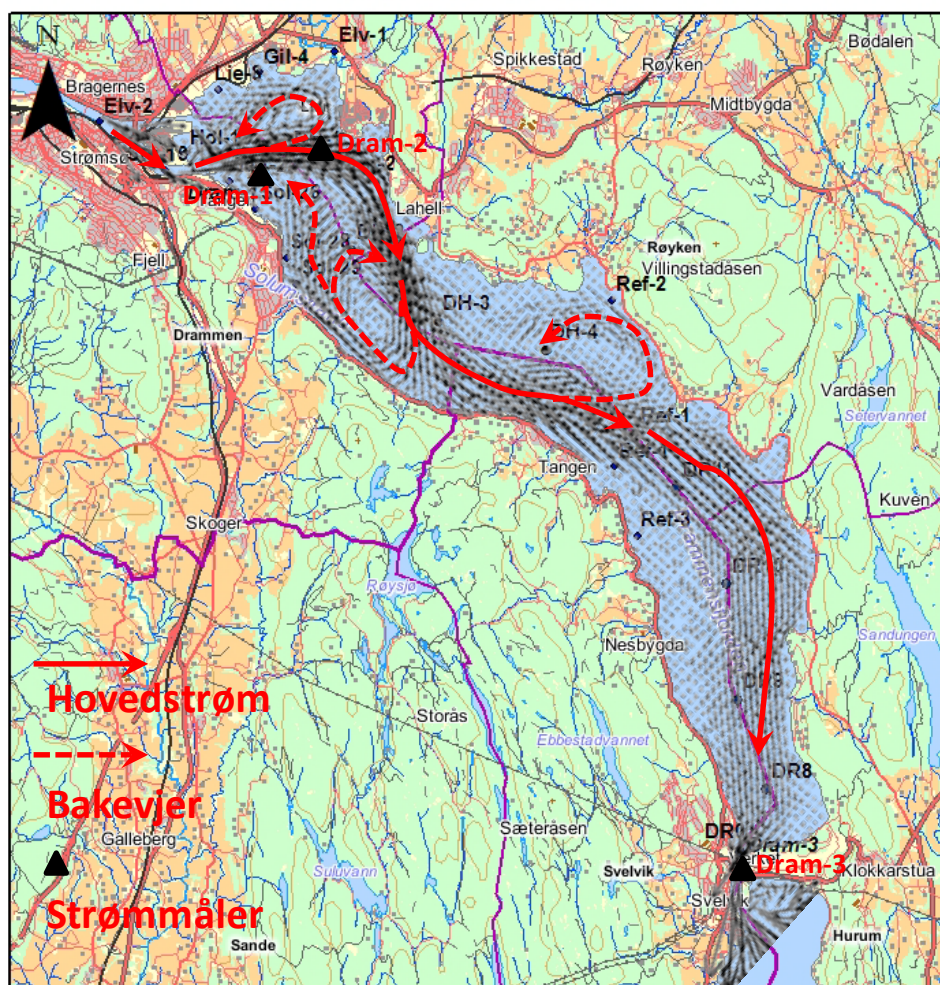
Modellen som er benyttet for Drammensfjorden kalles SINMOD, og modellerer strømmen i et gitt område som funksjon av rom og tid, gitt strømmen på randområdet (ved Svelvikstrømmen i foreliggende tilfelle), elvetilførsler (Drammenselva og Lierelva i foreliggende tilfelle), tidevann og vind. Det er valgt ut en periode (vår/sommer 2009) hvor det foreligger resultater av målinger av strøm og hydrografi. Figur 15 viser plasseringen av strømmålerne. Modellen er nærmere beskrevet i årsrapporten for 2010 (NGI/DNV 2011).

Tilførsel av ferskvann med elvene og da særlig Drammenselva er den viktigste enkeltfaktoren som påvirker strømbildet og som varierer gjennom årstidene. Figur 14 viser modellert strømbilde ved lav vannstand i februar og ved høy vannstand i april.

Modelleringen viser at strømretningen i overflatevannet er styrt av tilførselen av ellevann fra Drammenselva og av at vannstrømmen må bøye av når den går mot land. Strømretningen på overflate strømmen er i stor grad lik både ved høy og lav vannføring, men strømhastighetene er naturlig nok større ved større vannføring i Drammenselva og Lierelva som gir større transport av vann gjennom fjorden. Figur 15 illustrerer hvordan hovedstrøm retningen i overflatevannet i Drammensfjorden er.



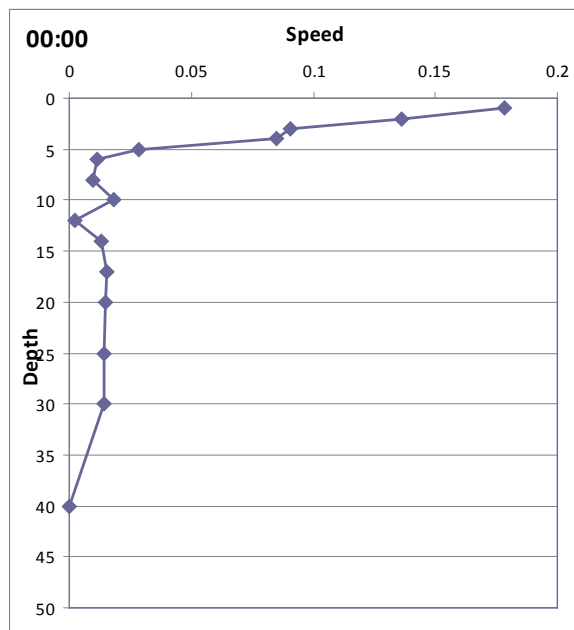
Figur 14 Modellert strømrøtning (pilenes retning) og hastighet (pilenes lengde) i overflatevannet i Drammensfjorden. Figuren til venstre viser strømrøtningene i februar med lite vannføring i Drammenselva, figuren til høyre viser strømrøtningene i april med høy vannføring på grunn av vår flom. X- og y-aksen viser antall gridd-linjer brukt i modellen.



Figur 15 Illustrasjon av hovedstrømretningene i overflatevannet i indre Drammensfjord

5.2.2 Strømforhold i dypere vannlag

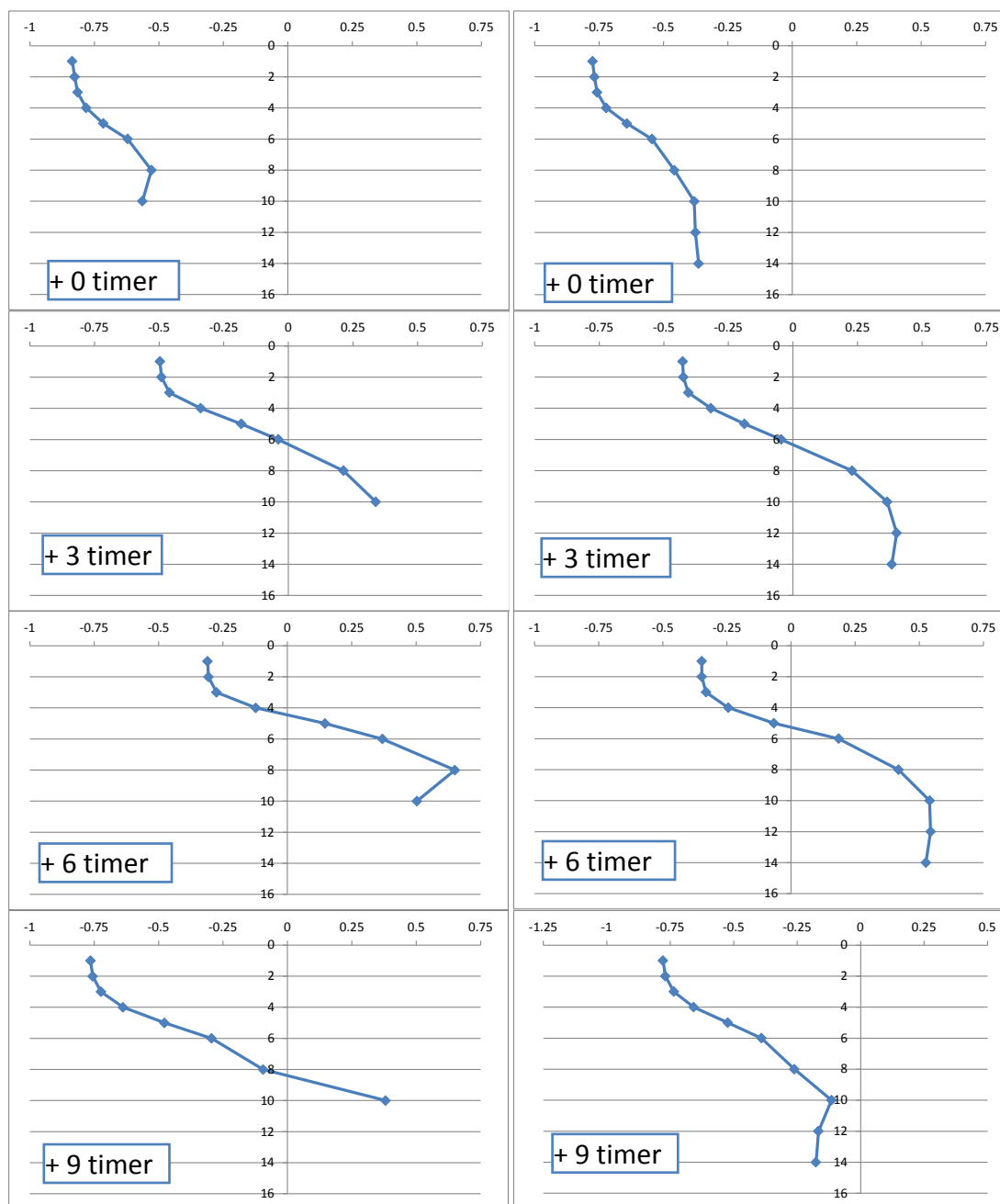
Vannmassene under sprangsjiktet utgjør et betydelig større volum enn vannmassene over sprangsjiktet, samtidig som utskiftingen av disse vannmassene er svært begrenset som beskrevet i avsnitt 5.1. Vannstrømmene er derfor mye svakere under sprangsjiktet enn over. Figur 16 viser beregnet strømhastighet om lag 1,2 km utenfor utløpet av Drammenselva der strømhastigheten i overflatevannet (0-4 m) er 8 – 18 cm/s, mens strømhastigheten i og under sprangsjiktet er <3 cm/s.



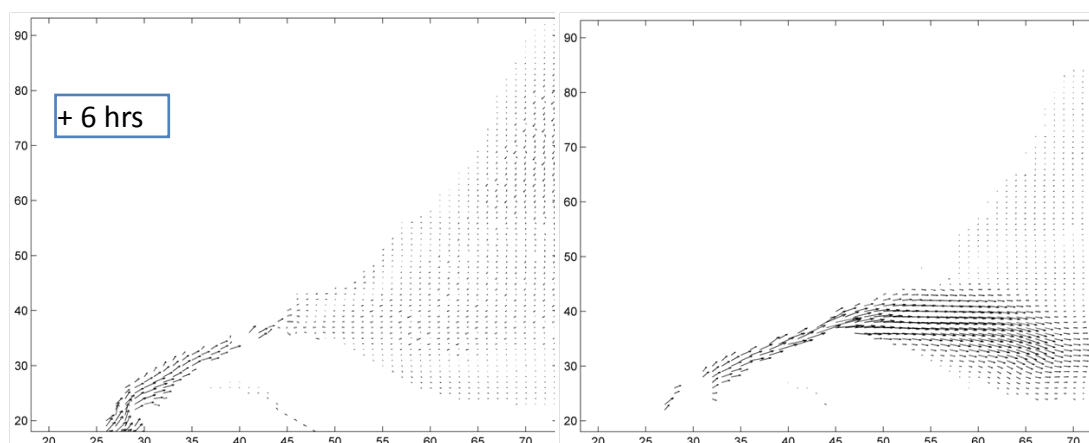
Figur 16 Modellert strømhastighet 1,2 km utenfor utløpet av Drammenselva

Ved Svelvikterskelen er vannstrømmene under sprangsjiktet styrt av om den utad rettede vannstrømmen fyller hele kanalen eller om det også strømmer vann inn fra ytre fjord under sprangsjiktet.

Figur 17 viser strømhastighetsprofiler i Svelvikstrømmen før og etter mudring. Profilene viser at det ved lav vannføring strømmer vann ut av indre fjord gjennom hele profilet i terskelen på utgående tidevann (+0 timer), mens det når tidevannet snur (+3 timer) og når tidevannstrømmen går innover (+ 6 timer) strømmer vann ut av indre fjord over 4 – 6 m fordi tidevannet ikke klarer å stoppe den utover rettet strømmen av ferskvann, mens det strømmer vann inn i indre fjord dypere enn 6 m. Denne innover rettede strømmen er ikke drevet av tetthetsforskjeller slik som beskrevet for dypvannsfornyelse men vil likevel ta med seg saltvann inn i indre fjord fordi vannet på dette dypet vil være brakkevann eller saltvann. Dersom det er vann med høyere tetthet utenfor terskelen enn innenfor på 6 – 12 m vanddyb vil dette bidra ytterligere til innover rettet vannstrøm under sprangsjiktet.



Figur 17 Modellerte strømhastighetsprofiler i Svelvikstrømmen ved lav vannføring (februar) i Drammenselva. Figurene til venstre viser strømprofiler beregnet for 10 m vanddyb på terskelen (før mudring) for hver tredje time i en tidevannssyklus. Figurene til høyre viser strømprofiler med 14 m vanddyb på terskelen (etter mudring). Merk: etter mudring er vanddybet på terskelen om lag 12 – 13 m effektene beregnet for 14 m vanddyb overdriver derfor effektene av mudringen noe.



Figur 18 Vannstrøm på 6 - 8 m dyp ved maks innover rettet strøm 6 timer ut i tidevannsyklusen. Før mudring (10 m vanddyp på terskelen) til venstre og etter mudring (14 m vanddyp på terskelen) til høyre.

Figur 18 viser strømforholdene på 6 – 8 m vanddyp i og like innenfor Svelvikterskelen på det tidspunktet i tidevannsyklusen der den innadrettede strømmen er sterkest. Figuren viser at strømforholdene på dette vanddypet påvirkes om lag 1,5 km innover fjorden fra terskelen beregnet for en situasjon der dypet over terskelen er 14 m. Siden det reelle dypet er mindre enn dette betyr det at effekten av dette på strømhastigheten i vannmassene under overflate laget vil være mindre enn det Figur 18 viser.

Generelt vil det være bare små strømhastigheter i vannmassene under ferskvannslaget i overflaten. De vannstrømmene som finnes i dypere vannlag vil være styrt av følgende mekanismer:

- Strøm utover fjorden som følge av at dype vannmasser dras med utstrømmende overflatevann
- Strøm innover fjorden for å kompensere for vann som strømmer utover (kompensasjonsstrøm). Kan være vesentlig der overflate strømmen er sterk, i utløpet av elvene og i Svelvikstrømmen.
- Strøm innover terskelen som følge av tetthetsforskjeller mellom vannet utenfor terskelen og innenfor (mekanismen som kan føre til dypvannsfornyelse).

5.3 Vannkvalitet

5.3.1 Klassifisering av tilstand

Det foreligger et overordnet miljømål i henhold til vannrammedirektivet (VRD) for alle norske vannforekomster om å nå god økologisk tilstand innen 2021. God økologisk tilstand defineres av flere biologiske og fysisk/kjemiske kvalitetselementer. Systemet for dette er fortsatt under utarbeidelse. Implementering av VRD i Norge er

i gang, og som et resultat av dette foreligger det per i dag et foreløpig klassifiserings-system av miljøtilstand i vann (Direktoratet for naturforvaltning, 2009). Denne veilederen er retningsgivende for hvilke parametere en skal måle på og angir grenseverdier og tilstandsklasser for de ulike parametere. I og med at systemet fortsatt er under utarbeidelse, henvises det også til andre veiledere slik at de målte parametere fra Drammensfjorden er klassifisert etter fire ulike veiledere (Tabell 1).

Vannforekomsten i Drammensfjorden er lagdelt, hvor de øverste meterne (overflate-laget) har svært lav saltholdighet (PSU ~0), mens de dypere vannmassene (bunnvannet) har saltholdighet > 20 PSU. Klassifiseringen er gjort for overflatelaget og bunnvannet hver for seg. I tabell 1 er benyttede veiledere for de ulike parametere vist. I tilfeller hvor grenseverdien er lavere enn analysemetodens deteksjonsgrense, er deteksjonsgrensen for den aktuelle parameteren halvert før klassifisering.

Tabell 1 Benyttede veiledere for de ulike parametere målt i Drammensfjorden

Klif Veileder	Tittel på veileder	Parametere	Kommentar
TA1467	Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann	Total fosfor, total nitrogen, TKB	Øvre sjikt og nedre sjikt i hht henholdsvis tabell 5 (PSU=0) og tabell 4. November og april er klassifisert etter vintersesong, mens juni og september er klassifisert etter sommersesong.
TA1468	Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann	Metaller, klorofyll <u>a</u>	øvre sjikt (PSU <5) og elvestasjonene
TA2229	Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment	Metaller, organiske miljøgifter	nedre sjikt (PSU >5) for metaller
01:09	Klassifisering av miljøtilstand i vann	klorofyll <u>a</u> , suspendert stoff, fargetall	Klorofyll <u>a</u> i nedre sjikt (NEAGIG Type 9 Skagerak) Suspendert stoff etter TA1468 – ferskvann Fargetall etter TA1468 – ferskvann

Felles for de benyttede veilederne er at klassifiseringen gjøres i et femdelt system for tilstand hvor klasse I representerer bakgrunnsverdi/svært god, mens klasse V representerer svært dårlig/sterkt forurenset. Dette vil si at dersom en skal innfri minimumsmål i VRD skal målte verdier være i tilstandsklasse I og II. For enkelthets skyld er tilstandsklassene her kun presentert med fargekodene:

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Beskrivelse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig

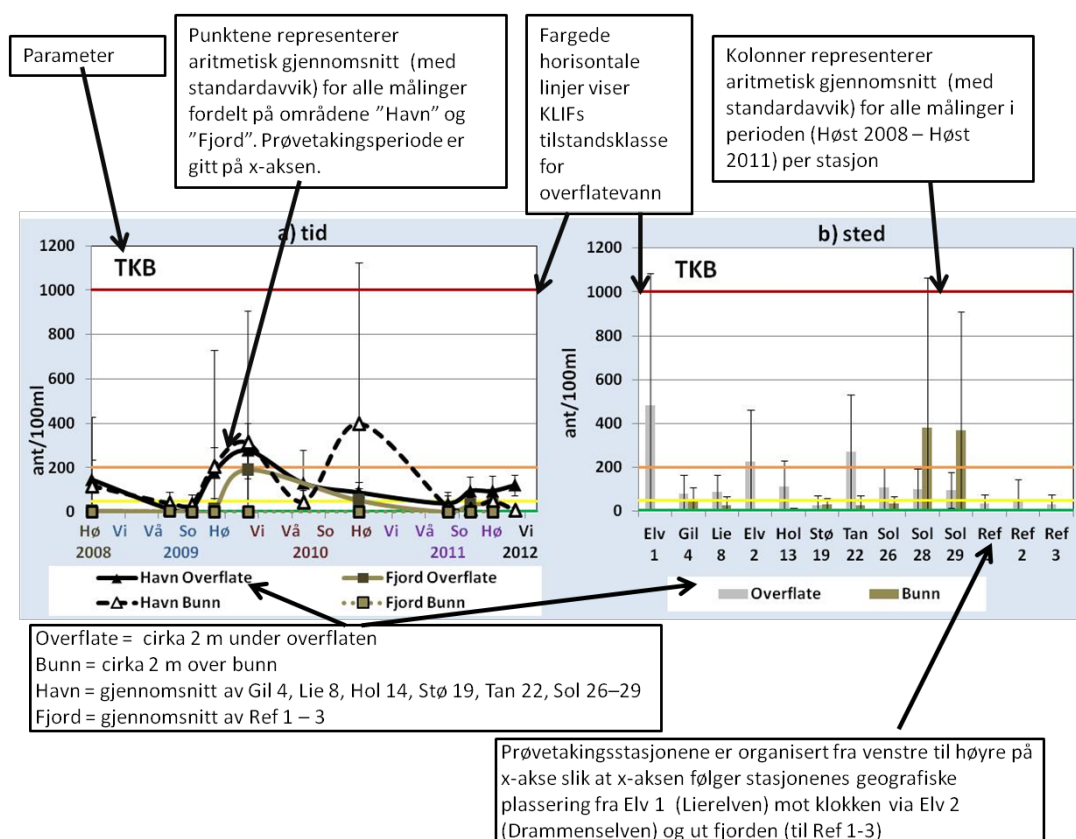
I ”Klassifisering av miljøtilstand i vann” (Direktoratet for naturforvaltning, 2009) oppgis grenseverdier for noen av de prioriterte stoffene i kystvann og ferskvann, samt i sediment i kystvann. I denne rapporten har vi valgt å benytte veilederne gitt i Tabell 1, da disse inneholder tilstandsklasser og gjelder for alle prioriterte stoffer. Tabell 2 viser grenseverdier for de aktuelle stoffene som er oppgitt i ”Klassifisering av miljøtilstand i vann” (Direktoratet for naturforvaltning, 2009) for kystvann.

Grenseverdiene har blitt gitt farger i hht tilstandsklasser gitt i TA2229 (Klif, 2007). Grenseverdiene for sedimenter i kystvann tilsvareer gjennomgående grensen mellom tilstandsklasse II og III i TA 2229 (Klif, 2007).

*Tabell 2 Grenseverdier for prioriterte stoffer i kystvann ($\mu\text{g/l}$)
(Direktoratet for naturforvaltning, 2009)*

Navn på substans	Årlig gj.snitt for kystvann	Maksimal verdi for kystvann
Kadmium og kadmium forbindelser (avhengig av vannets hardhet)	0,2	$\leq 0,45$ (klasse 1)
		0,45 (klasse 2)
		0,6 (klasse 3)
		0,9 (klasse 4)
		1,5 (klasse 5)
Fluorantren	0,1	1
Bly og blyforbindelser	7,2	Ikke oppgitt
Kvikksølv og kvikksølvforbindelser	0,05	0,07
Naftalen	1,2	Ikke oppgitt
Nikkel og nikkelforbindelser	20	Ikke oppgitt
Benzo(a)pyren	0,05	0,1
Benzo(b)fluoranten	$\Sigma = 0,03$	Ikke oppgitt
Benzo(k)fluoranten		
Benzo(g,h,i)perylene	$\Sigma = 0,002$	Ikke oppgitt
Indeno(123-c,d)pyren		
Tributyltinn forbindelser (tributyl kation)	0,0002	0,0015
DDT totalt	0,025	Ikke oppgitt

5.3.2 Forklaring av figurer



Figur 19 Mønstre og forklaring til figurer brukt for vannkvalitets data.

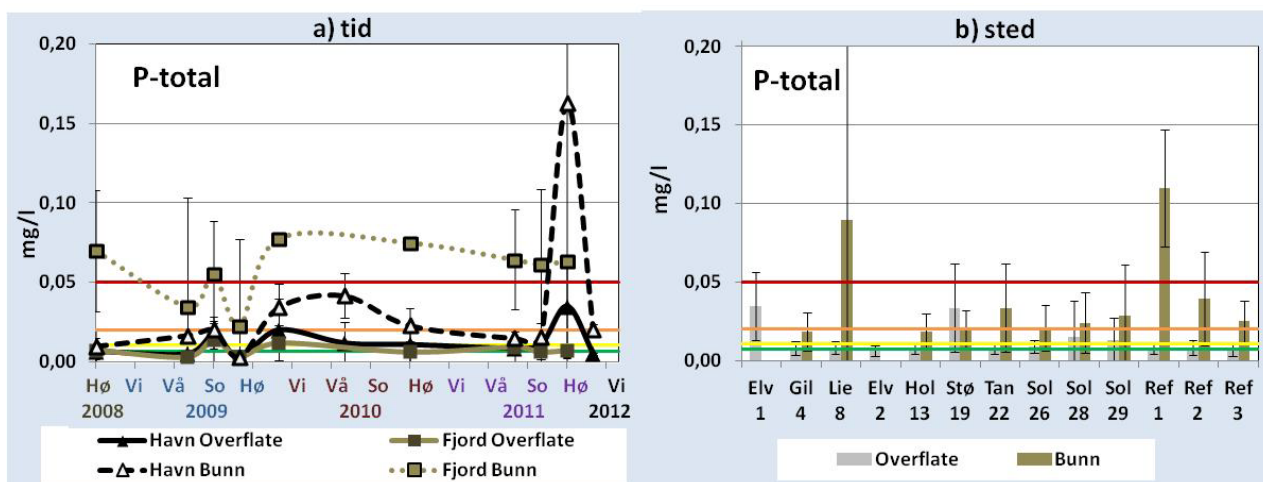
5.3.3 Næringssalter

Næringssalter er sammen med sollys viktige byggeklosser i primærproduksjonen i hav og fjorder. Det er flere ulike næringssalter som er viktig for primærproduksjonen, men det er nitrogen og fosfor som er de begrensende faktorene for plantevekst. Nitrogen er begrensende faktor i havet og fosfor er begrensende faktor i ferskvann. Drammensfjorden er spesiell pga at den består hovedsakelig av ferskvann i overflaten og saltvann i bunnen.

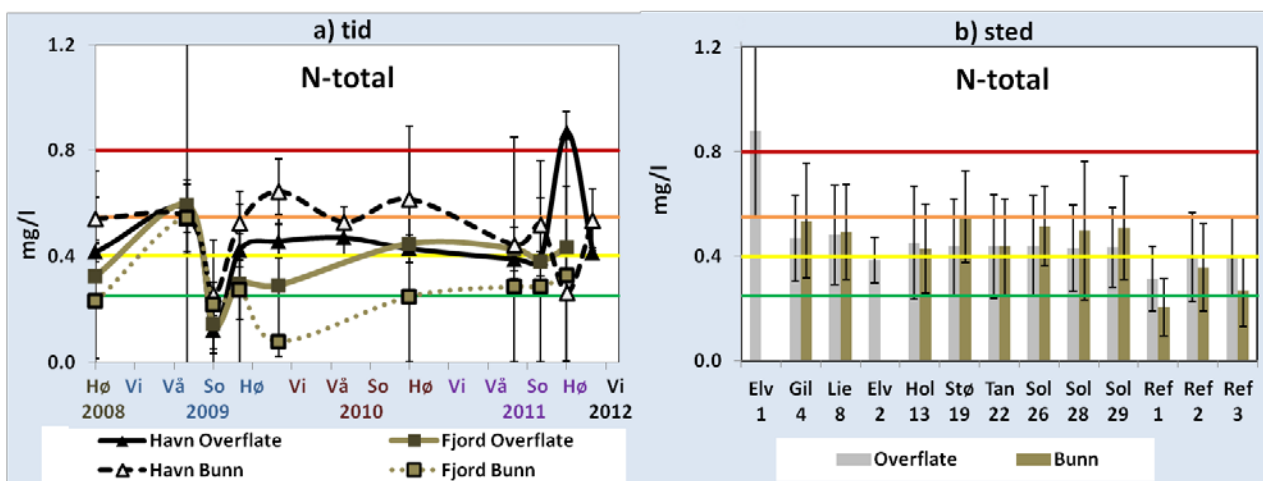
Både løst nitrogen (N-total) og løst fosfor (P-total) er målt i overflatevann og i bunnvann ved en rekke stasjoner gjennom hele prosjektperioden. Figur 20 og Figur 21 viser analysedata for N-total og P-total for ulike måleperioder og ulike målestasjoner. Prøvene er delt inn i overflateprøver og bunnprøver, samt prøver fra havnen og fra lengre ut i fjorden. Tilstandsklassene som det refereres til i figurene er tilstandsklasser for overflatelaget sommer. Dette er valgt fordi flest målinger er gjort i sommerperioden, og sommer tilstandsklassene er mer konservative.

Konsentrasjonen av næringssalter i overflaten styres hovedsakelig av tilførsel av næringssalter fra land og eventuelt fra dypvannet, samt forbruk ved primærproduksjon. Konsentrasjonen av næringssalter i dypvannet styres overveiende av

nedbrytning av organisk materiale som synker ut av overflatevannet og eventuell utskiftning av dypvannet. Nivået av næringssalter er derfor generelt høyere i bunnvannet enn i overflatelaget.



Figur 20 Målinger av løst fosfor (total-P) gjennom hele prosjektperioden. Målingene er presentert både i forhold til tid og i forhold til stasjon. Datapunkt for Ref1 overflate sep 2008 har ikke blitt tatt med i figuren, da det mistenkes at det enten har vært feil med analysen eller feil med prøvetakingen av denne prøven.



Figur 21 Målinger av løst nitrogen (total-n) gjennom hele prosjektperioden. Målingene er presentert både i forhold til tid og i forhold til stasjon.

Det er ikke registrert noen endringer i trender for verken overflateprøver eller bunnprøver. Det er registrert topper og bunner på kurvene for P-total og N-total som i overflaten kan forklares med algeoppblomstringer og variert avrenning fra land. Toppene og bunnene i bunnvannet i fjordprøvene kan også være påvirket av dypvannutskiftningen.

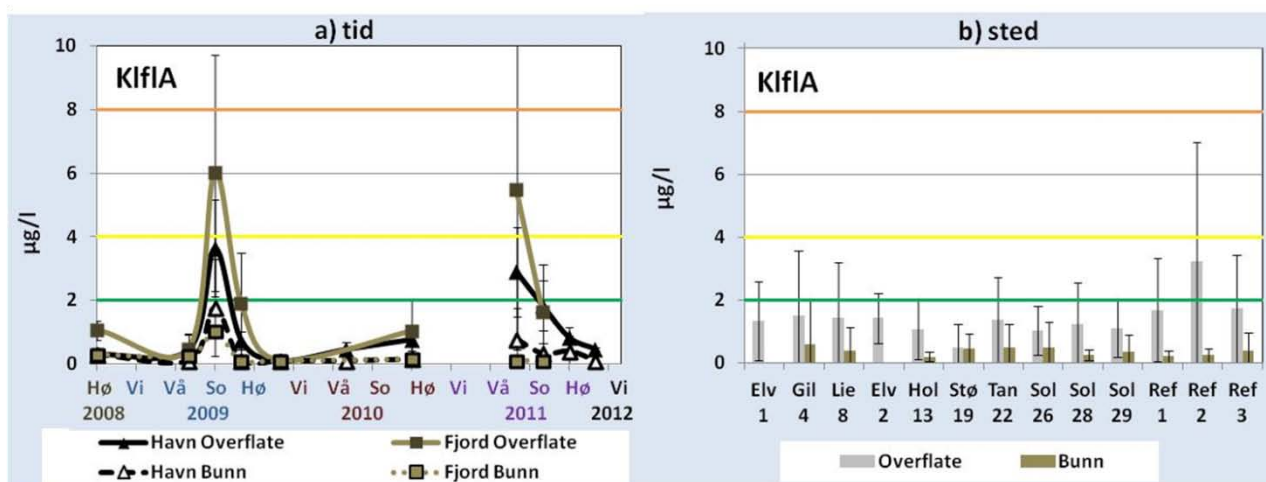
Enkeltstasjoner skiller seg ut med høyere konsentrasjoner av P-total i bunnvann. Ref1 er den dypeste stasjonen på 115 meter, og skiller seg derfor ut med høyere konsentrasjon av P-total. Den nest dypeste, Ref-3, er kun 32 meter dyp. I stasjonen Lie8 er det også registret en høy P-totalkonsentrasjon. Denne prøven drar opp gjennomsnittet for stasjonen, men er atypisk for området.

I ferskvann er fosfat det styrende næringssaltet for primærproduksjonen. Det vil si at vann fraktet med Drammenselven og Lierelva vil påvirke konsentrasjonen av N-total mer enn konsentrasjonen av P-total. Dette vises med den høye konsentrasjonen i Elv1, og at samtlige havnestasjoner har høyere konsentrasjon enn fjordstasjonene.

5.3.4 Klorofyll A (KlflA)

Konsentrasjonen av klorofyll-a, KlflA, gir et mål på mengde i vannmassene, og er godt korrelert til biovolum av plankteplankton i ferskvann og saltvann. Ved måling av KlflA i vannmassene får en informasjon om algeoppblomstringer og om eventuell eutrofiering i fjorden. Algeoppblomstringer forekommer hvert år på våren/forsommeren. Det kan også observeres algeoppblomstringer om høsten som følge av økt tilførsel av næringssalter som følge av økt nedbør og avrenning om høsten. Slike algeoppblomstringer kan identifiseres ved forhøyede konsentrasjoner av KlflA i overflatevannet i kortere perioder (uker). Forhøyede konsentrasjoner av KlflA over lengre perioder (måneder) kan tyde på eutrofiering av fjorden. Eutrofiering er en høyere algevekst som følge av tilførsel av mer næringssalter enn normalt, spesielt som avrenning fra land eller som tilførsel fra dypvannet.

Konsentrasjonen av KlflA i Drammensfjorden er målt gjennom hele prosjektperioden og vist i registret i Figur 22. Prøver ble tatt både i overflaten og ved bunnen. Prøver fra overflaten har høyere konsentrasjon enn prøver tatt fra bunnvannet. Årsaken til dette er at plantep planktonveksten (primærproduksjon) kun skjer i overflaten (fotisk sone), hvor det er tilførsel av sollys.



Figur 22 Målinger av klorofyll-a (KlflA) gjennom hele prosjektperioden. Målingene er presentert både i forhold til tid og i forhold til stasjon.

KlfIA er registrert i tilstandsklasse I gjennom hele prosjektperioden, med unntak av i overflatevannet i juni 2009 og mai/juni 2011. Disse to toppene kan forklares med algeoppblomstringen som er forventet i disse periodene. Resten av året er det målt lave konsentrasjoner av KlfIA.

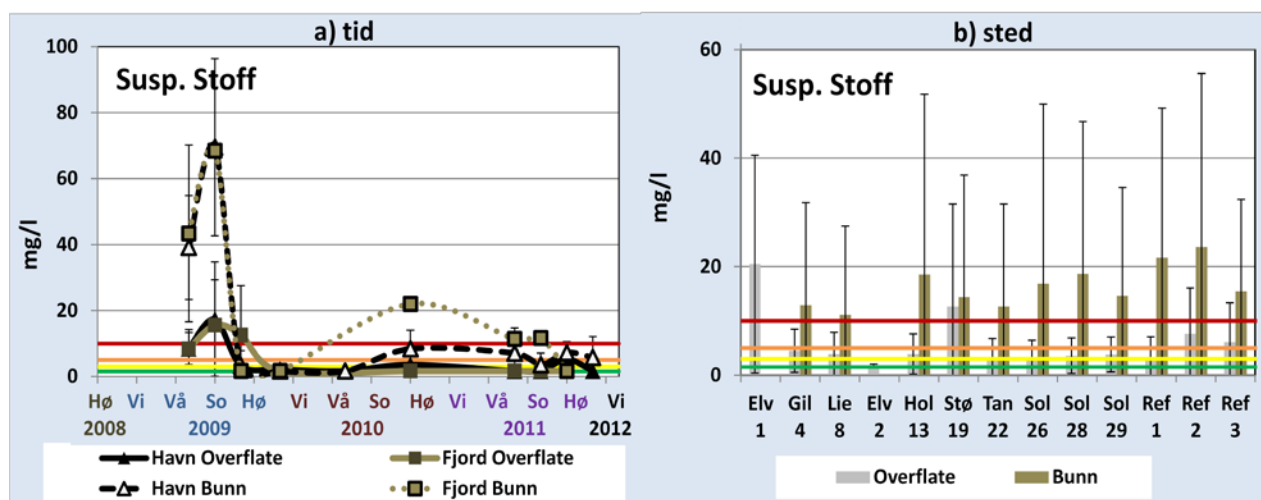
Ved samtlige målestasjoner er det målt gjennomsnittlige konsentrasjoner av KlfIA i tilstandsklasse I, men unntaket av Ref2 som har en gjennomsnittskonsentrasjon i tilstandsklasse II.

5.3.5 Suspendert stoff

Med suspendert stoff menes fast materiale som er oppslemmet i vannmassene. Eksempler på suspendert stoff kan være sand og leire som transporteres med elvene. Tilstandsklassene som det refereres til er gjeldende for ferskvann. Tilsvarende tilstandsklasser er ikke laget for saltvann. Ved høy konsentrasjon av suspendert stoff vil vannet være grumsete slik at sikten blir dårligere. Dette fører igjen til at sollys ikke rekker så dypt som det eller ville, og primærproduksjonen hemmes.

Figur 23 viser analyseresultater for suspendert stoff. Elver fører ofte med seg større mengder suspendert stoff, som avsettes når strømhastigheten reduseres. Resultatene fra Elv1 og Stø19 er eksempler på målinger med forhøyede konsentrasjoner av suspendert stoff.

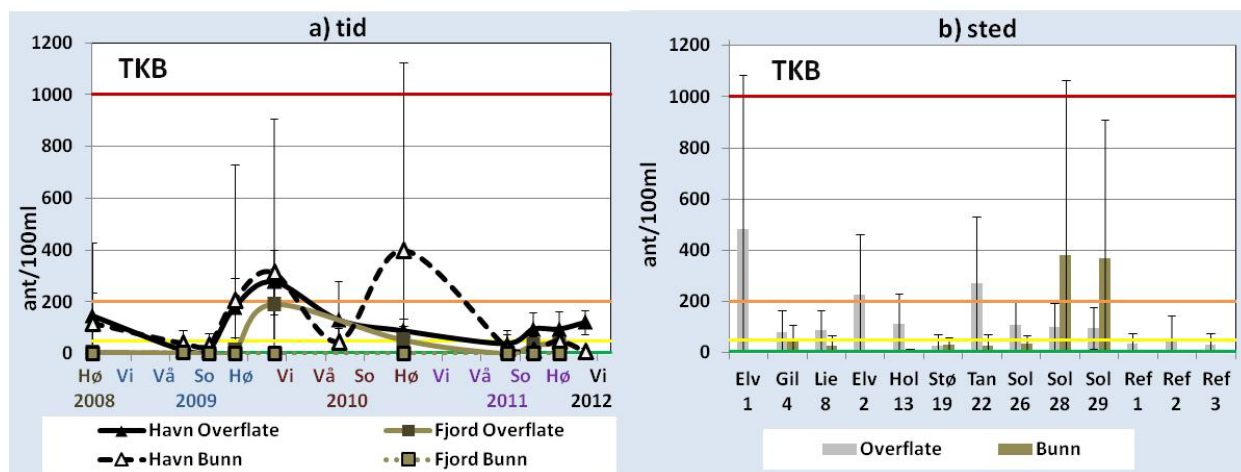
Konsentrasjonen av suspendert stoff ved sjøbunnen kan påvirkes av flere ulike faktorer. I områder med sterk strøm kan partikler bli virvlet opp langs bunnen, mens i andre mer strømsomme områder kan partikler som synker ned fra overflaten påvirke konsentrasjonen av suspendert stoff. I områder med spesielle redoksforhold kan utfellinger som jern og mangan forekomme, slik at det dannes fnokker og partikler.



Figur 23 Målinger av suspendert stoff gjennom hele prosjektperioden. Målingene er presentert både i forhold til tid og i forhold til stasjon.

5.3.6 Tarmbakterier (TKB)

Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB) er en indikator på innholdet av ekskrementer fra mennesker og varmblodige dyr. Klassifiseringen skal ta hensyn til allmennhygieniske forhold, spesielt bruk av sjøvann for bading. Figur 24 viser TKB innholdet i prøver tatt gjennom hele prosjektperioden.



Figur 24 Målinger av tarmbakterier (TKB) gjennom hele prosjektperioden. Målingene er presentert både i forhold til tid og i forhold til stasjon.

I bunnvannet i fjordstasjonene er det ikke registrert TKB over tilstandsklasse I i noen av prøvene. Mens i overflatevannet er det registrert opp til moderate mengder TKB i fjordstasjonene, mens gjennomsnittskonsentrasjonen er i tilstandsklasse II.

I bunnvannet i havnestasjonene er det registrert TKB i samtlige stasjoner, men Sol 28 og Sol 29 merker seg ut med høyere konsentrasjoner av TKB. Konsentrasjonen av TKB ser ut til å gå opp på høsten, noe som kan ha samsvar med økt avrenning på høsten. Gjennomsnittskonsentrasjonen av TKB i overflatevannet i havnestasjonene varierer mellom tilstandsklasse III og IV, med enkelt konsentrasjoner i tilstandsklasse V (Elv 1).

5.4 Sedimentasjonsrater og miljøgifter i sedimenterende materiale

Sedimentasjonsraten i Drammensfjorden ble målt med to forskjellige metoder – Pb 210 datering av fem sedimentkjerner i forskjellige deler av fjorden og oppsamling av sedimenterende materiale i sedimentfeller på til sammen 13 ulike posisjoner, 11 fjorden og en i utløpet av Drammenselva og en i utløpet av Lierelva. Noen sedimentfeller ble borte underveis. Årsaken til at fellene ble borte kan være for eksempel at de ble påkjørt av båter. Sedimentfellen i Ref1 ble borte i alle rundene, mens Sol29 ble kun en sedimentfelle gjenfunnet.

Tabell 3 viser resultater fra Pb-210 dateringen av fem sedimentkjerner i Drammensfjorden. Disse resultatene er allerede beskrevet i NGI (2009). To andre kjerner (Hol-13 og Stø-19) ble også forsøkt datert, men variasjon i Pb-210 aktiviteten gav ikke

grunnlag for datering av disse kjernene. Årsaken til dette kan være at sedimentet i området der disse kjernene ble tatt var påvirket av mudring eller utfylling gjennomført i perioden som kjernen dekker, noe som kan forstyrrer dateringen.

Tabell 3 Sedimentasjonsrater målt i sedimentfeller på 2 m vanddybde og akkumulasjonsrate (mm/år) fra Bly-210-datering av sedimentkjerner.

	Sedimentfeller	Pb-210 datering		
		Lineær akkumulasjonsrate, dybde 0-2 cm (mm år ⁻¹)	Kvalitetsvurdering av datering av Pb-210	Reel blandingsdybde (cm)
Elv 1	367,4±343,2			
Gil 4	5,9±2,6	3,9	***	0,2 – 0,3
Lie 8	4,6±2,2	4,5	***	0,2 – 0,3
Elv 2	22,0±10,4			
Hol 13	3,7±1,0			
Stø 19	6,4±1,1			
Tan 22	4,3±1,6	1,1	*	0,2 – 0,3
Sol 26	3,1±1,2	8,2	***	2,2 – 3,3
Sol 28	3,6±1,4			
Sol 29	6,1			
Ref 1	Sedimentfellen ble borte i alle prøvetakingsrundene	6,1	***	0,6 – 0,9
Ref 2	1,7±0,6			
Ref 3	3,5±0,3			

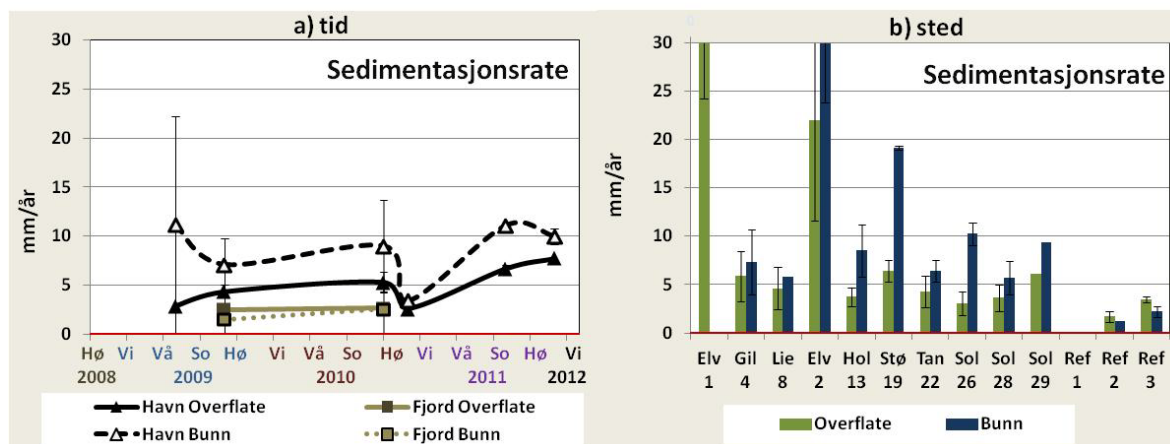
*Dårlig datering

***God datering

Resultatene viser at mengden materiale som sedimenterer fra vannmassene (sedimentasjonsrate) i overvåkningsperioden er i samme størrelsesorden som mengden materiale som akkumuleres i sedimentet over tid (akkumulasjonsrate) i alle stasjoner. Sedimentasjonsraten er høyest i stasjonene Elv 1 og Elv 2, som ligger i henholdsvis Lierelva og Drammenselva. Dette skyldes at elvene ofte transporterer store mengder partikler som sedimenterer ut av vannet når strømhastigheten synker ved utløpet. I Lierelva er den målte sedimentasjonsraten så høy at alt materiale som samles opp ikke kan sedimenterer på stasjonen, da ville elva bli fylt igjen i løpet av noen år. Her har nok partikler, som normalt blir transportert ut i fjorden, blitt fanget opp i sedimentfellen i elva.

Effektivblandingsdybde er 0,2 – 0,3 mm i Gilhus, Lierstranda og Tangenbanken, 2,2 – 3,3 i Solumstrand og 0,6 – 0,9 i Referanse stasjoner. Dette stemmer godt overens med målinger som er gjort i Drammensfjorden tidligere (FMBU 2005) men er lavere enn blandingsdypet i mange andre områder. I områder med mye bunnfauna kan det derfor tenkes at blandingsdypet i sedimentet er betydelig større enn det som er målt her. Blandingsdypet målt i sedimentet er mindre enn eller om lag som den årlige

akkumulasjonen av sediment. Dette betyr at nytt sediment som akkumuleres på sjøbunnen i liten grad blandes inn i sedimentet under, og at dersom det nye sedimentet er rent og sedimenterer på forurenset sjøbunn, vil sjøbunnen raskt bli renere ved at det forurensete sedimentet tildekkes med naturlig sedimenterende materiale.



Figur 25 Gjennomsnittlige sedimentasjonsrate med standardavvik for a) prøvetakingstid i fire forskjellige områder og b) prøvetakingssted i overvåkningsperioden

Figur 25 viser sedimentasjonsrate gjennom hele overvåkningsperioden og på de ulike stasjonene. Sedimentasjonsraten 2 m over sjøbunnen (Bunn) er større enn i overflaten noe som sannsynligvis skyldes at det virvles opp materiale fra sjøbunnen som igjen sedimenterer og som fanges opp av sedimentfellen ved bunnen.

Utenfor stasjonene som ligger i elvene i områdene nær Drammen by ("havn") er sedimentasjonsraten i gjennomsnitt 6.8 ± 4.0 mm år⁻¹, hvor Stø-19 har største sedimentasjonsrate (19.1 mm/år) på grunn av nærheten til Drammenselven. I områdene lenger ut i indre Drammensfjord (Fjord) er gjennomsnitts-sedimentasjonsrate lavere ($2.3 \pm 0,9$ mm/år).

5.5 Miljøgifter i sediment, vann og biota

Innholdet av en rekke miljøgifter ble målt i vann, sedimenterende materiale, sediment på sjøbunnen og i biota (strandkrabber - (*Carcinus maenas*)) gjennom overvåkningsperioden fra 2008 til 2011. Både uorganiske miljøgifter (bly, kadmium, kobber, kvikksølv og sink), organiske miljøgifter (polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), Diklor-Difenyl-Trikloretan (DDT) og nedbrytningsprodukter) og organotin (tributyltinn (TBT), dibutyltinn (DBT) og monobutyl tinn (MBT)) ble analysert. Prøvetakingsprogrammet er beskrevet i avsnitt 4 og i vedlegg A.

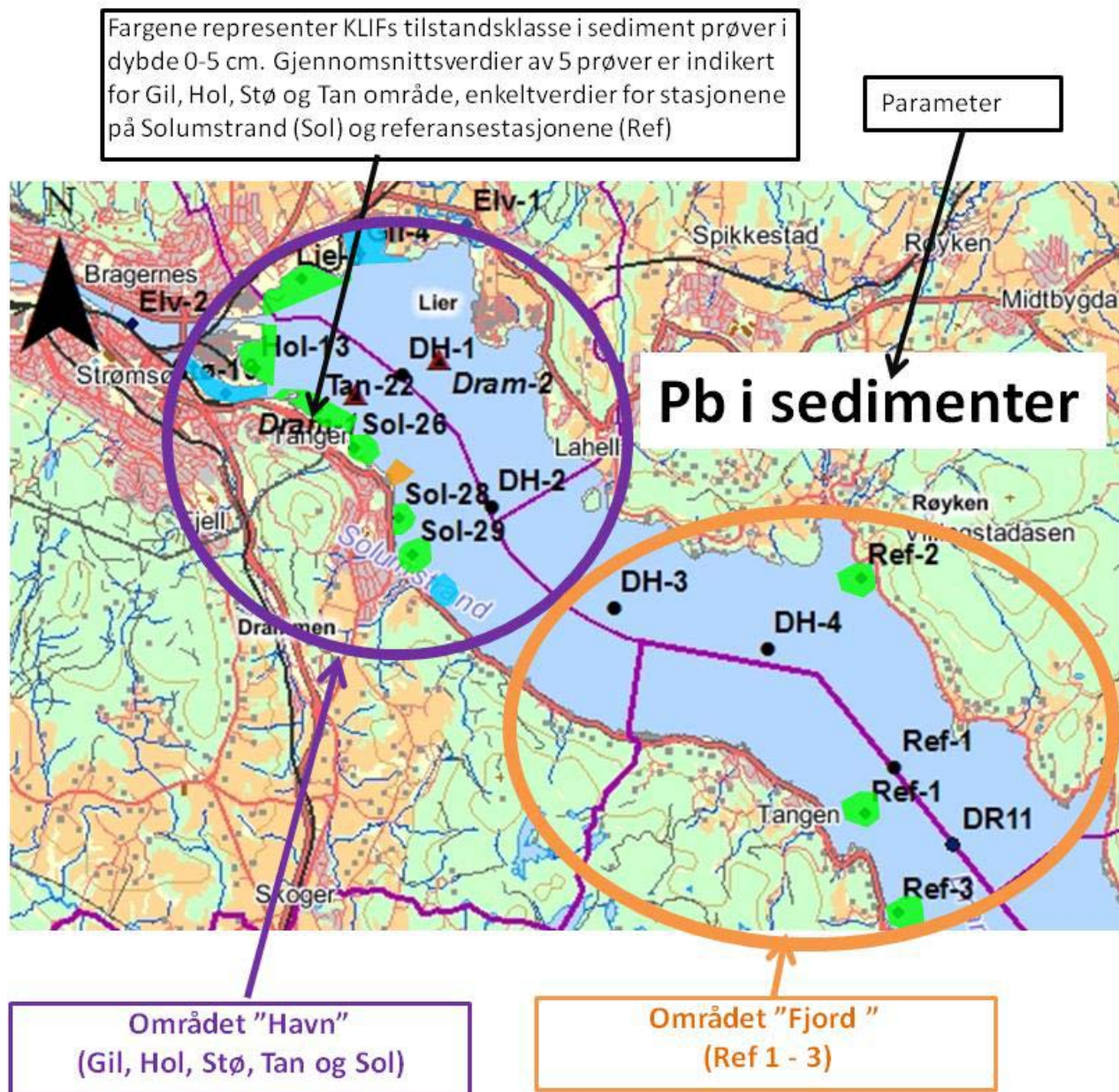
Analyse av ”nye” miljøgifter ble gjennomført i 2011 og vil bli presentert i en senere rapport.

Miljøgiftkonsentrasjoner i vann, sediment og sedimenterende materiale er sammenlignet med Klifs tilstandsklasser beskrevet i Klifs ”Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann” (TA-2229). For næringsmidler er det etablert grenseverdier for flere stoffer basert på vurderinger av hva som er akseptabelt i forhold til ulike kostholdsmønstre, for å beskytte mot negativ effekt på human helse. Metallene kvikksølv, bly og kadmium har en grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt i krepsdyr. Unntatt fra denne grenseverdien er brunt krabbekjøtt (innmat).

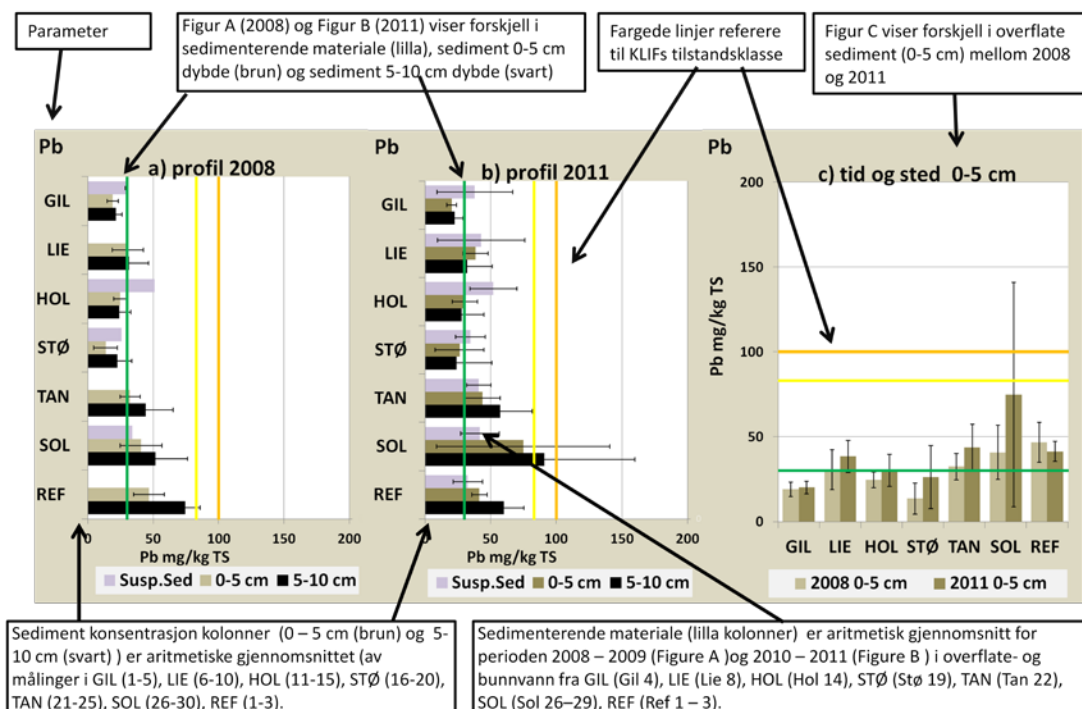
Konsentrasjonene av miljøgifter i sedimentet i 2008 er også sammenlignet med konsentrasjonen i 2011 med tanke på om det er en utvikling i sedimentkonsentrasjon. Det er funnet indikasjoner på slike endringer for flere stoffer, men for det meste er det ikke snakk om endringer som er statistisk signifikante.

Konsentrasjonene av de målte miljøgiftene i de ulike media (sediment, biota og vann) er vist i samme type figurer. Figurer 26 - 28 gir eksempler på slike figurer og beskriver hvordan disse skal leses.

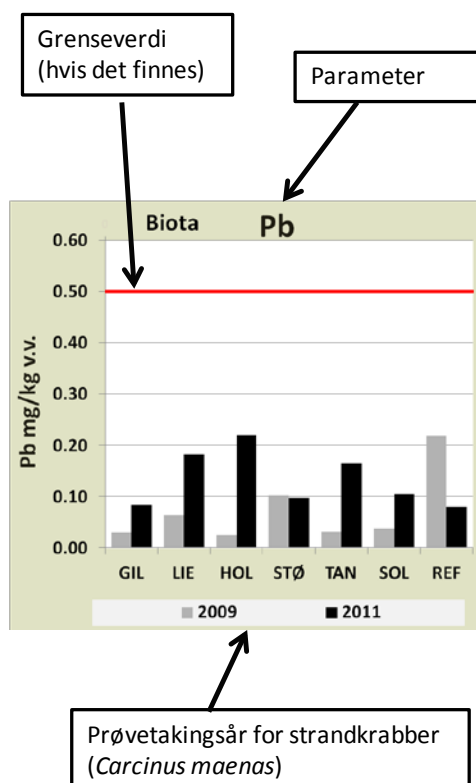
Alle konsentrasjonene miljøgifter er også presentert i tabeller med fargekode etter Klifs tilstandsklasse i Vedlegg C (vann), Vedlegg D (sedimenterende partikler), Vedlegg E (sediment) og Vedlegg F (biota).



Figur 26 Forklaring til figur som viser klassifisering av miljøtilstanden i sedimentet basert på konsentrasjonen av den aktuelle miljøgift.



Figur 27 Forklaring til sedimentprofilfigurer



Figur 28 Forklaring til biotafigur.



Illustrasjonsbilde: Tilfeldige sedimentprøver tatt med kjerneprøvetaker

5.5.1 Bly

Sediment

Konsentrasjonen av bly i de øverste 0-5 cm både i 2008 og 2011 tilsvarte klasse I og II, bortsett fra en prøve fra Solumstrand der konsentrasjonen tilsvarte klasse IV (Sol-27). I dypere sediment (5 – 10 cm) var blykonsentrasjoner tilsvarende klasse I eller II, bortsett fra to prøver i klasse III (Sol 26 2011 og Ref 1 2008) og en i klasse IV (Sol 27). Det er ikke funnet statistisk signifikante forskjeller mellom konsentrasjonen av bly i sediment i de ulike områdene eller som funksjon av tid.

Biota

Konsentrasjonen av bly i strandkrabber var mellom 0,01 og 0,22 mg/kg v.v. i 2009 og 0,08 og 0,21 mg/kg v.v. i 2011. Disse konsentrasjonene var lavere enn grenseverdien på 0,50 mg/kg v.v.

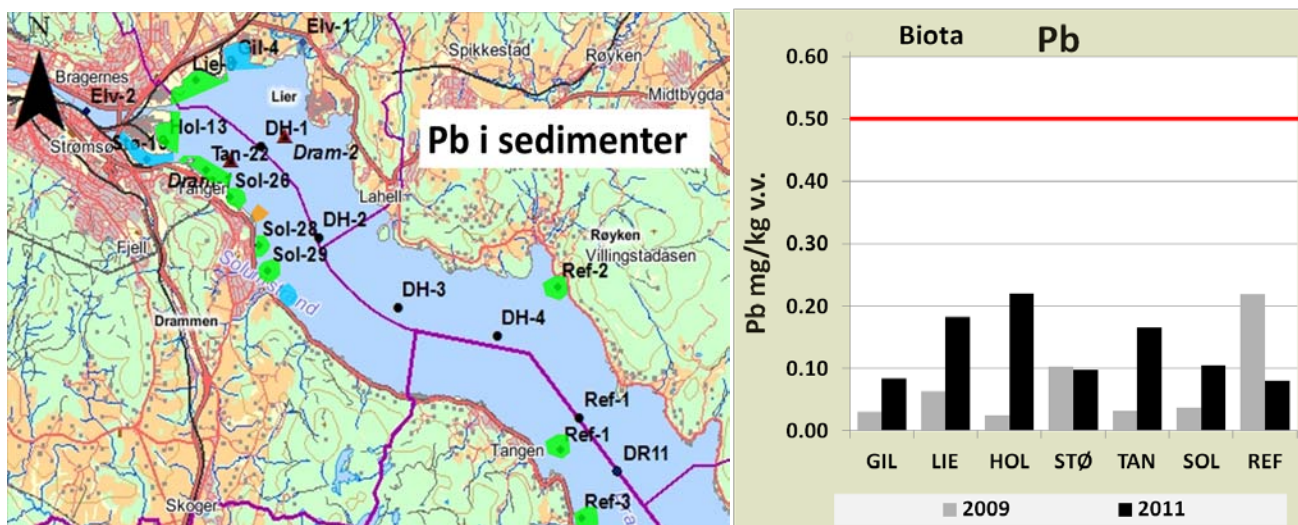
Vann

93 % av blykonsentrasjonene målt i vann tilsvarende Klifs tilstandsklasse II, 2 % tilsvarende klasse II og 5 % klasse IV (OBS øverste grense til tilstandsklasse I, 0,05 µg/L ligger under kvantifikasjons grense på 0,3 µg/L). Der er ingen signifikant endring med tid eller område. De høyeste konsentrasjonene ble målt i mai 2011 i Hol 13 (9,4 µg/L).

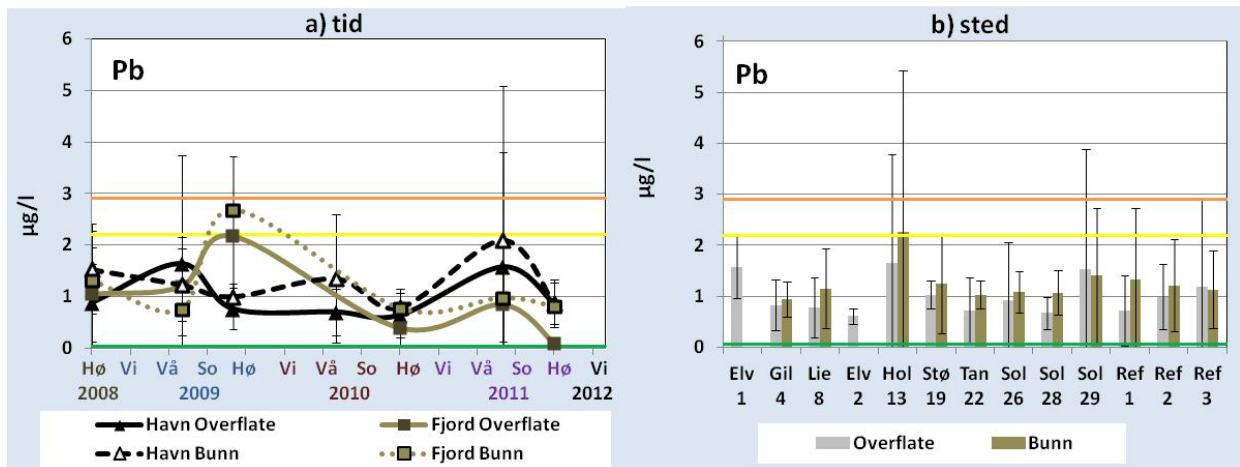
Sedimenterende materiale

Konsentrasjonen av bly i alle prøver av sedimenterende materiale tilsvarende klasse I og II i hele prøvetakingsperioden, bortsett fra i november 2010 (Gil 4 med 118 mg/kg (kl. IV) og Hol 13 med 87 mg/kg (kl III)) og i november 2011 (Ref 1 93 mg/kg). Ikke observert signifikante endringer med tid eller sted.

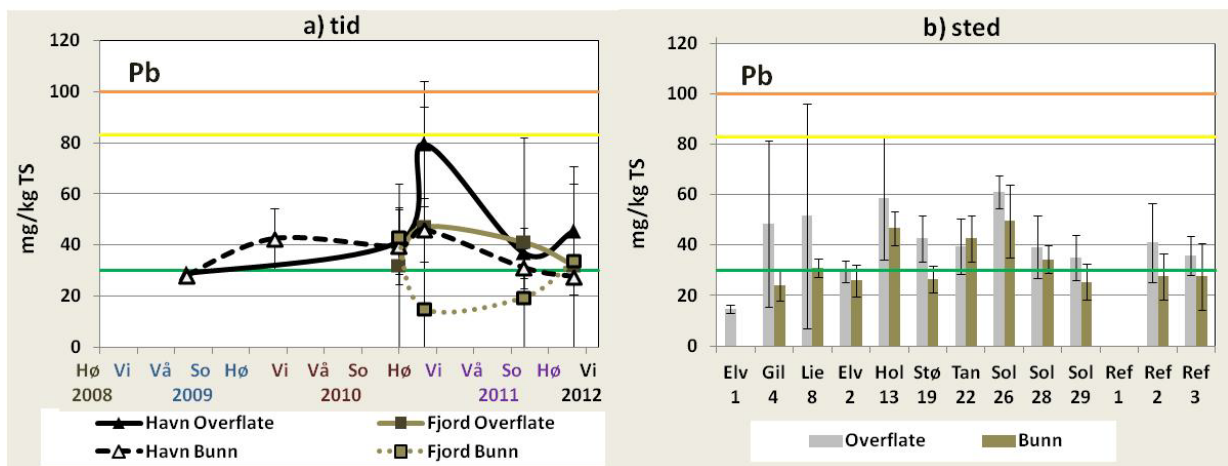
Figur 29 Oversikt over Pb konsentrasjoner og tilstandsklasser 2008-11



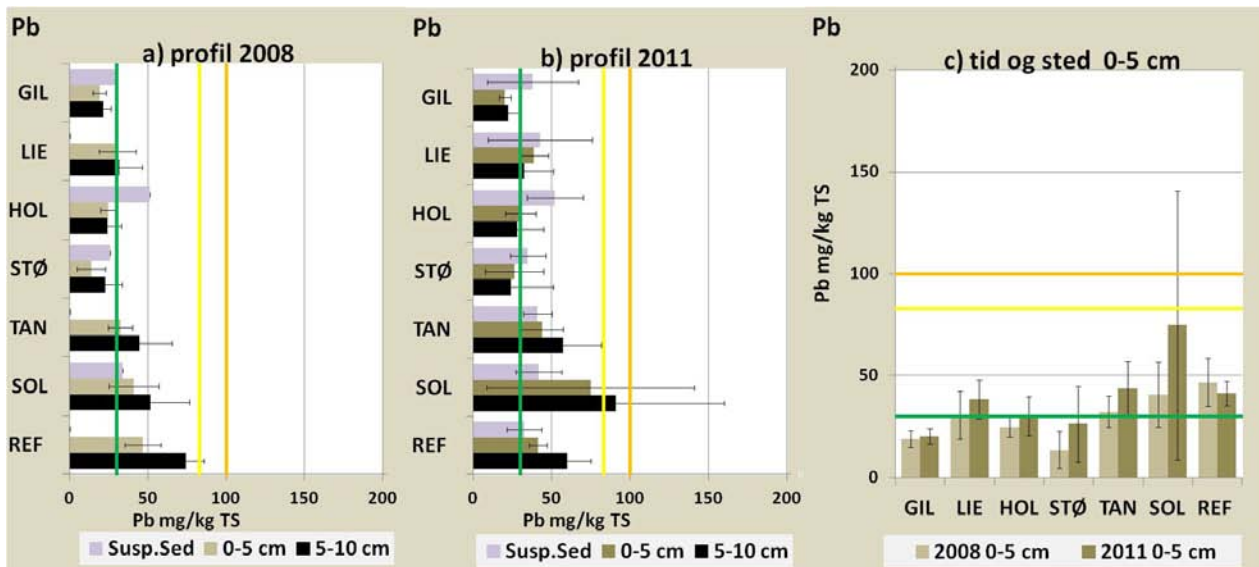
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.2 Kadmium

Sediment

Kadmiumkonsentrasjonen i alle sedimentprøvene (0-5 og 5-10 cm fra 2008 og 2011) tilsvarer klasse I og II. Konsentrasjoner var noe lavere i sedimentet i 0-5 cm dybde enn i 5-10 cm dybde.

Biota

Konsentrasjonen i strandkrabber var mellom 0,24 – 0,55 mg Cd/kg v.v. i 2009 og 0,2 – 0,60 mg/kg v.v. i 2011. To prøver ligger over grenseverdier av 0,50 mg/kg v.v. – Strømsø i 2009 og Solumstrand i 2011.

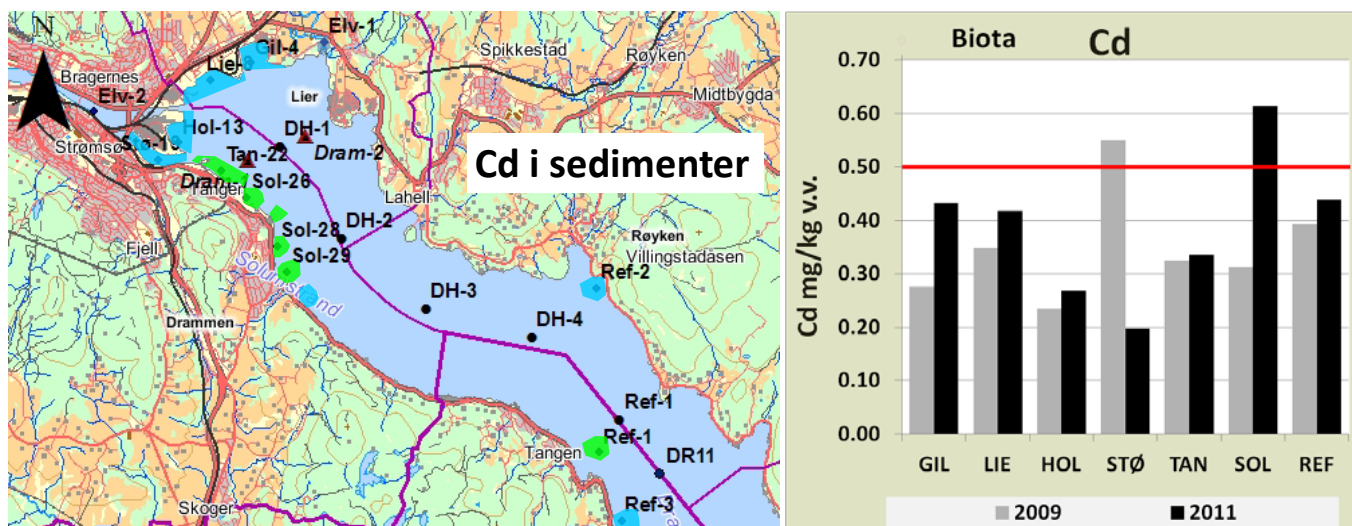
Vann

84 % av kadmiumkonsentrasjonene målt i vann tilsvarer Klifs tilstandsklasse I, resten tilsvarer klasse II. De fleste resultatene tilsvarende klasse II var fra april 2009, hvor også den aller høyeste konsentrasjonen ble målt på Sol 26 (0,19 µg/L).

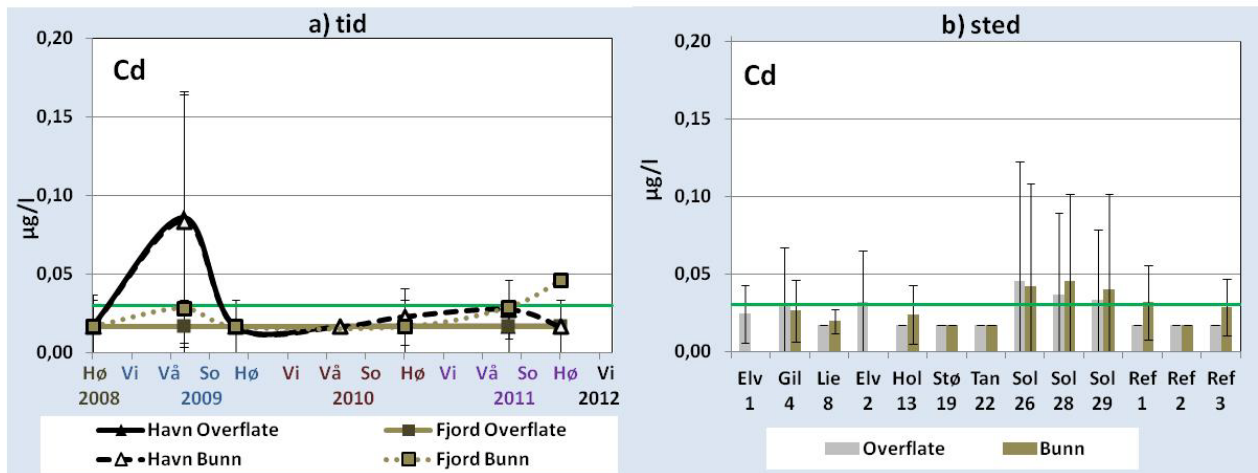
Sedimenterende materiale

Alle målte konsentrasjoner av kadmium i sedimenterende materiale tilsvarer klasse I og II i hele prøvetakings periode. De fleste målingene i 2010 tilsvarer klasse II, og de fleste målingene i 2011 tilsvarer klasse I, som kan indikere en reduksjon i utslipp av kadmium fra kilder på land.

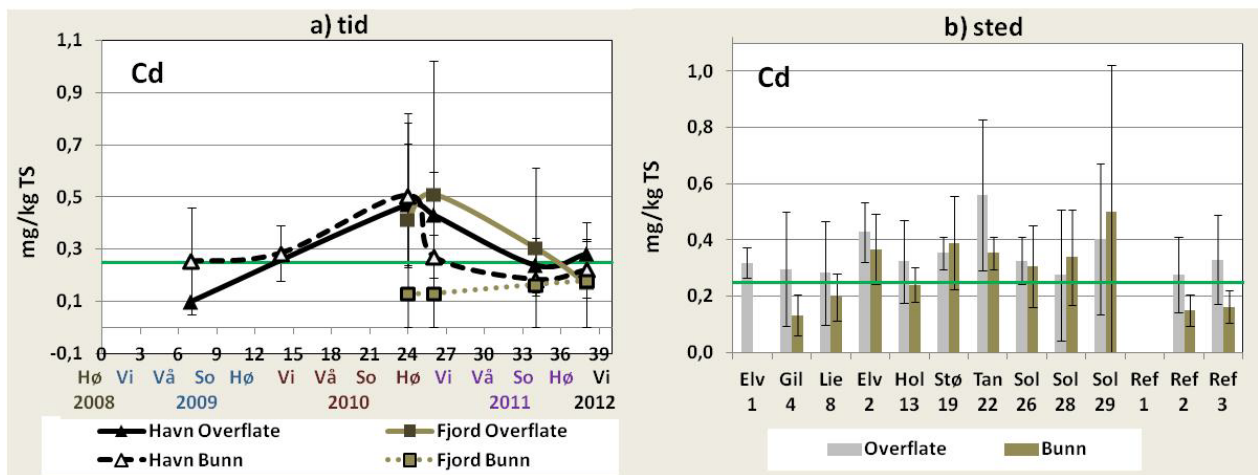
Figur 30 Oversikt over Cd konsentrasjoner og tilstandsklasser 2008-11.



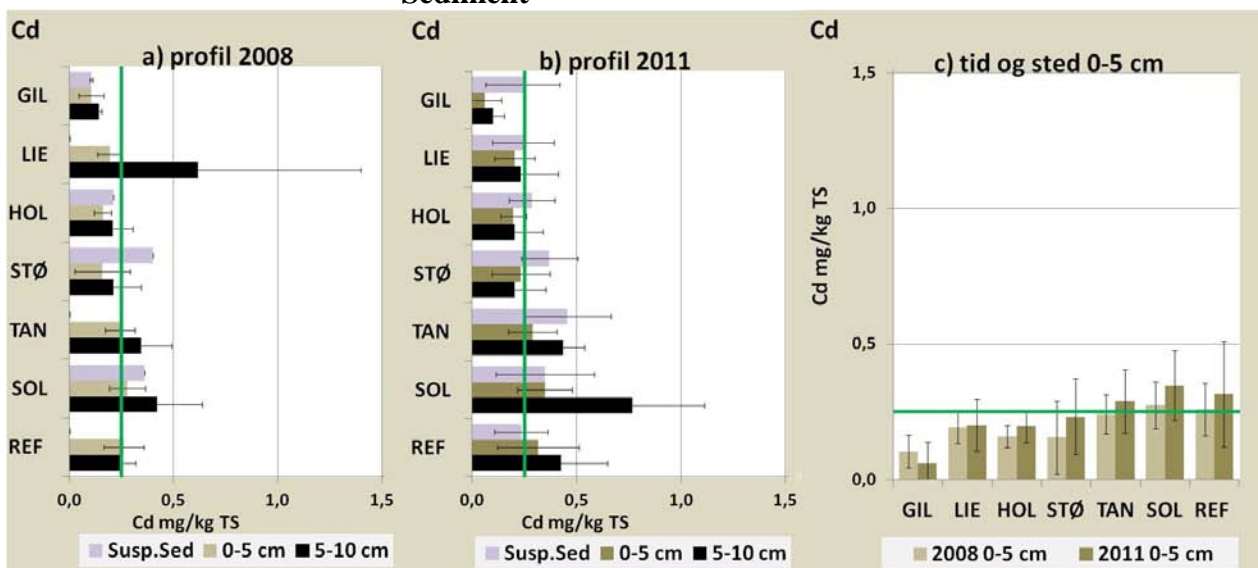
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.3 Kobber

Sediment

Konsentrasjonen av Cu i sedimentet varierte mer fra område til område enn for de andre metallene. På områdene Gilhus og Holmen var konsentrasjonen tilsvarende klasse I – II; I Strømsøløpet (STØ) var konsentrasjonen tilsvarende klasse I og II bortsett fra på Stø 18 i 2011 som tilsvarende klasse V; på Lierstranda, Solumstranda og på referansestasjonene tilsvarende kobberkonsentrasjonen klasse II – IV, På Tangenbanken finnes de høyeste kobberkonsentrasjonene tilsvarende klasse IV. Fra 2008 til 2011 var det en generell økning i kobberkonsentrasjoner i sedimentene.

Biota

Konsentrasjonen av kobber i strandkrabbene var mellom 12 - 35 mg/kg v.v. i 2009 og 12 -109 mg/kg v.v. i 2011. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i prøver fra referansestasjonene.

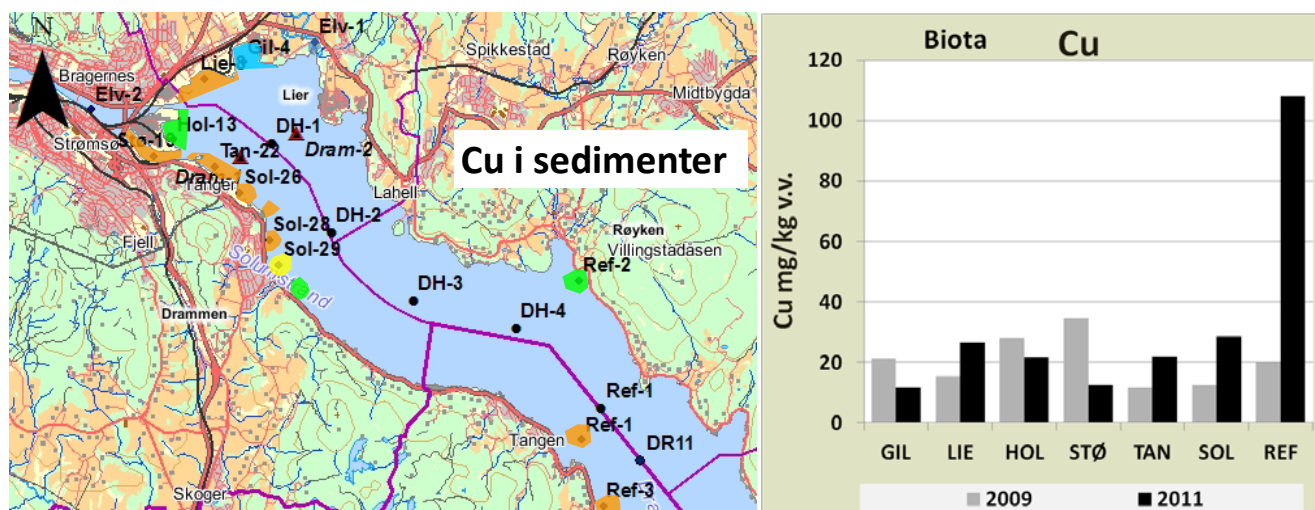
Vann

86 % av de målte kobberkonsentrasjonene i vann tilsvarende Klifs tilstandsklasse IV, 2 prøver (1%) tilsvarende klasse V (Ref 1 fra April 2009 og Stø 19 fra september 2011), 2 prøver klasse I (Ref 1 og 3 fra september 2011), resten tilsvarende klasse II. Ikke signifikante forskjeller med tid eller sted.

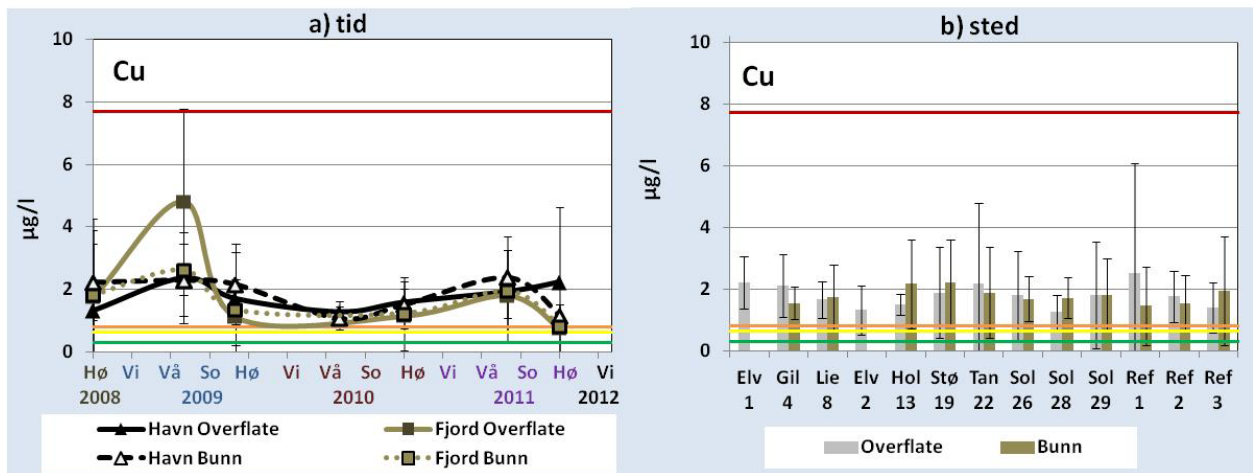
Sedimenterende materiale

De høyeste kobberkonsentrasjonene i sedimenterende materiale ble funnet på Tangenbanken (fra klasse IV til klasse V, maks 981 mg/kg i juli 2011), de laveste konsentrasjonene ble funnet i materiale fra Lierelva (klasse I). På Referanse stasjonene tilsvarende konsentrasjonene fra klasse I til V. De høye konsentrasjonene av kobber i sediment og i sedimenterende materiale på Tangenbanken skyldes sannsynligvis utslipp fra skipsverftet som ligger her.

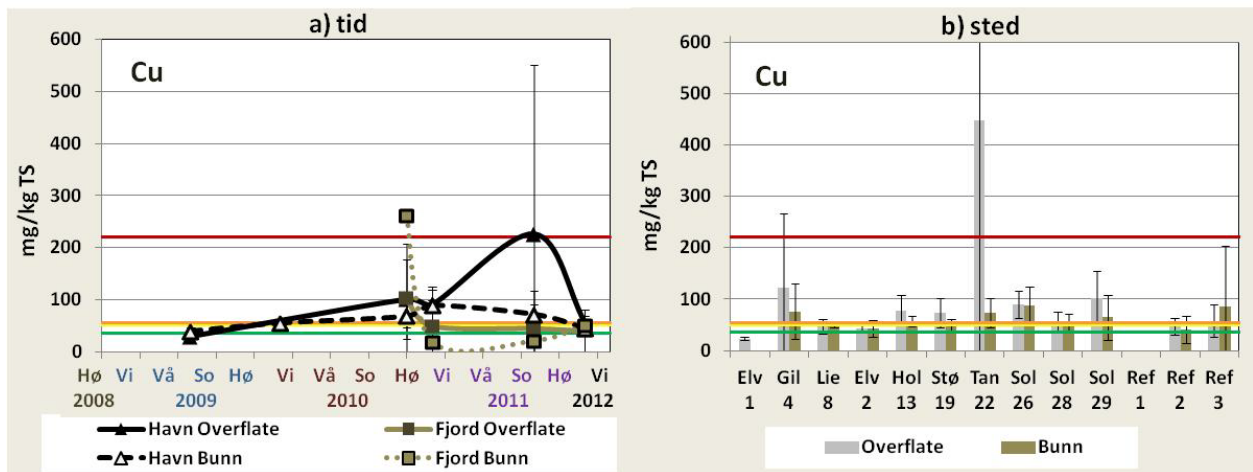
Figur 31 Oversikt av Cu konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



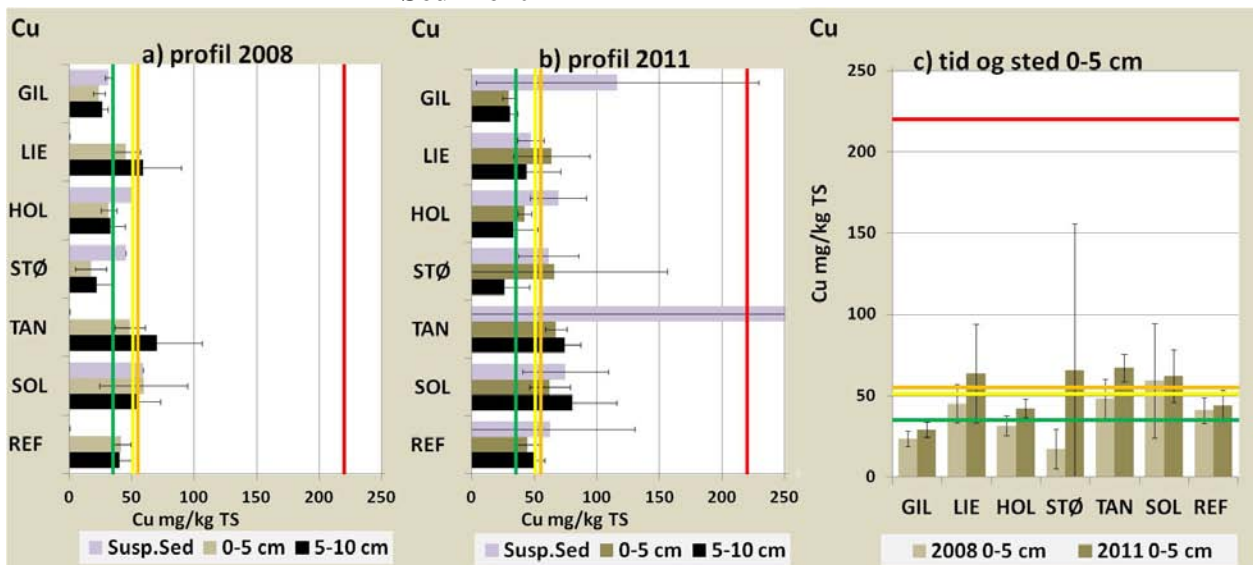
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.4 Kvikksølv

Sediment

96 % av kvikksølv konsentrasjonene i sedimentet tilsvarer klasse I eller II, 36 % av konsentrasjonene var lavere en kvantifikasjonsgrense (0,1 mg/kg). Kvikksølvkonsentrasjoner høyere en klasse II ble funnet på Hol 15 0-5 cm (klasse III), på Ref 1 0 – 5 cm og 5 – 10 cm (klasse IV) i 2008 og på Sol 30 0-5 cm (2,0 mg/kg, klasse V) i 2011. De høye konsentrasjonene av kvikksølv i sedimentet på stasjonen Ref 1 kan forklares med at sedimentet her har vært anoksisk i lang tid og at kvikksølv derfor har akkumulert her i form av kvikksølvulfid.

Biota

Konsentrasjon i strandkrabber var under 0,1 mg/kg fra alle prøver, som ligger under grenseverdien på 0,5 mg/kg.

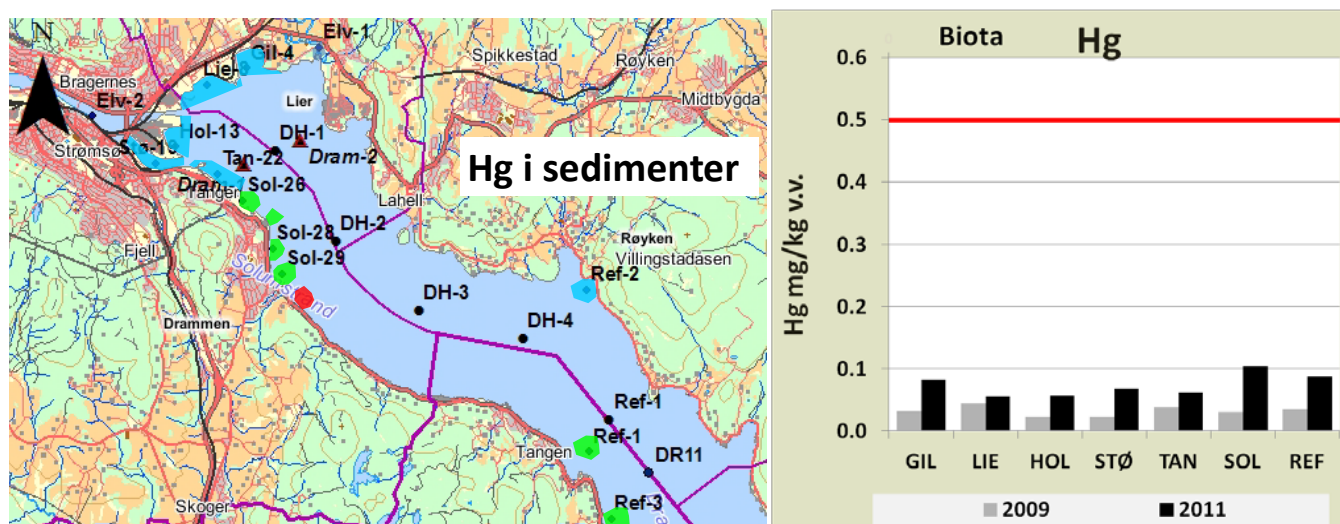
Vann

87 % av målte kvikksølvkonsentrasjoner i vann tilsvarer Klifs tilstandsklasse I. Konsentrasjoner tilsvarende Klasse II ble målt noen steder i august 2009 og september 2011.

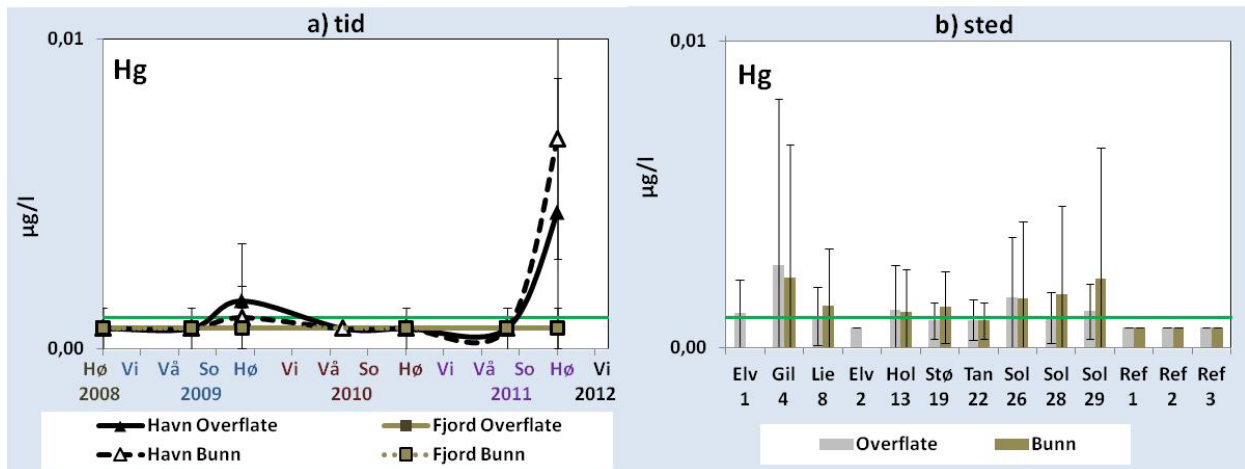
Sedimenterende materiale

86 % av målt kvikksølvkonsentrasjoner i sedimenterende materiale tilsvarer Klifs tilstandsklasse I. Konsentrasjoner tilsvarende klasse II ble målt i november 2010, september 2011 og september 2011.

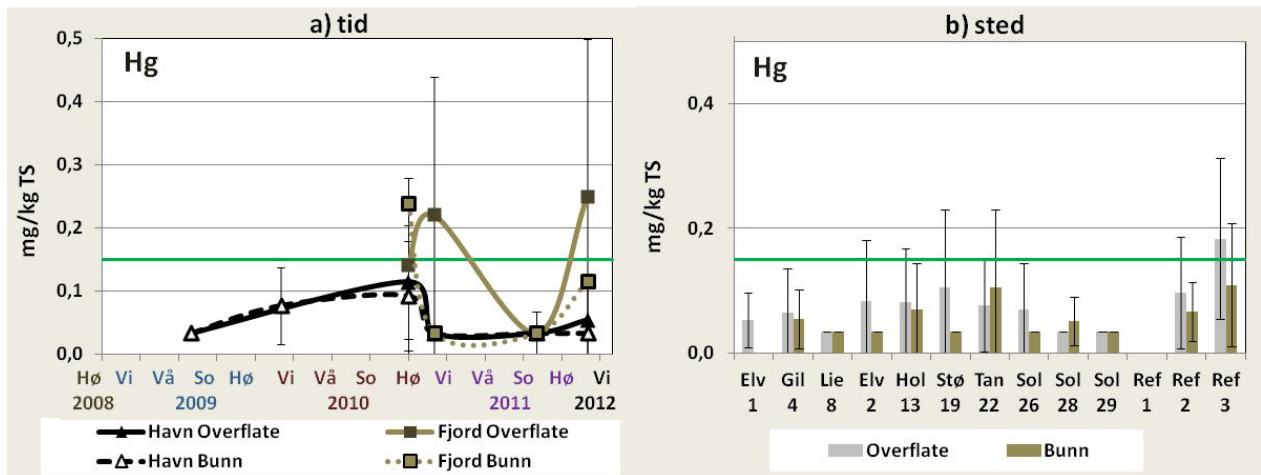
Figur 32 Oversikt av Hg konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



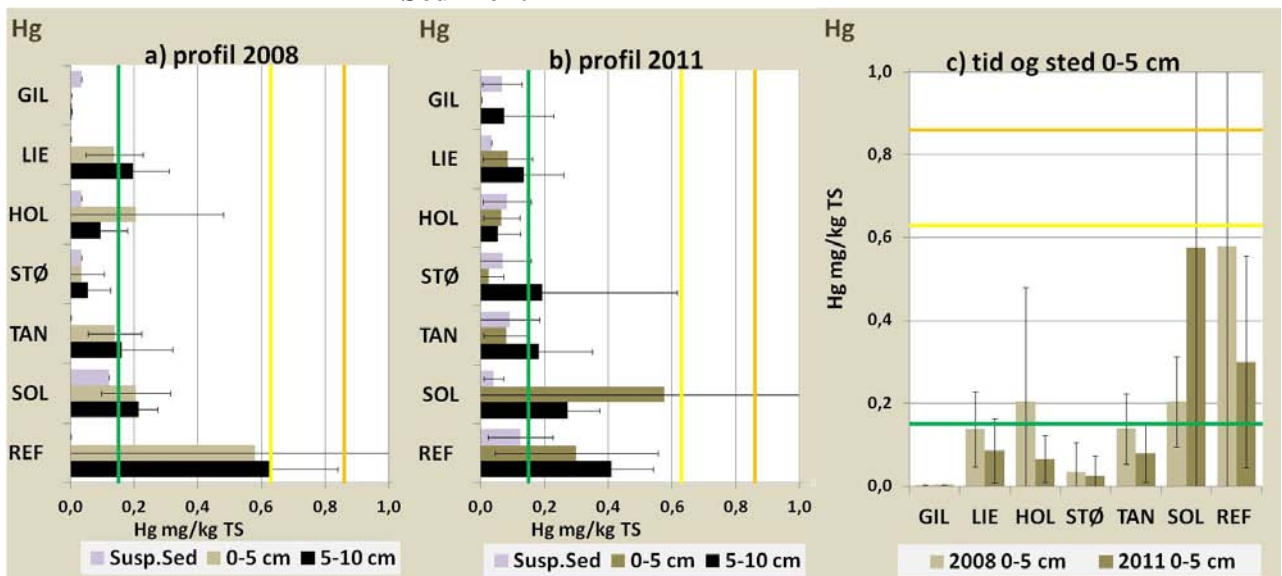
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.5 Sink

Sediment

Sinkkonsentrasjonen i 85 % av sedimentprøvene tatt i 2008 tilsvarer tilstandsklasse I. De resterende tilsvarer klasse II, bortsett fra en i klasse III (Lie 10, 5-10 cm dyp). I 2011, var sinkkonsentrasjonen i 30 % av prøvene tilsvarende klasse I, og resten tilsvarende klasse II.

Biota

Konsentrasjonen av sink i strandkrabber var mellom 25 - 41 mg/kg v.v. i 2008 og 45 -68 mg/kg v.v. i 2011.

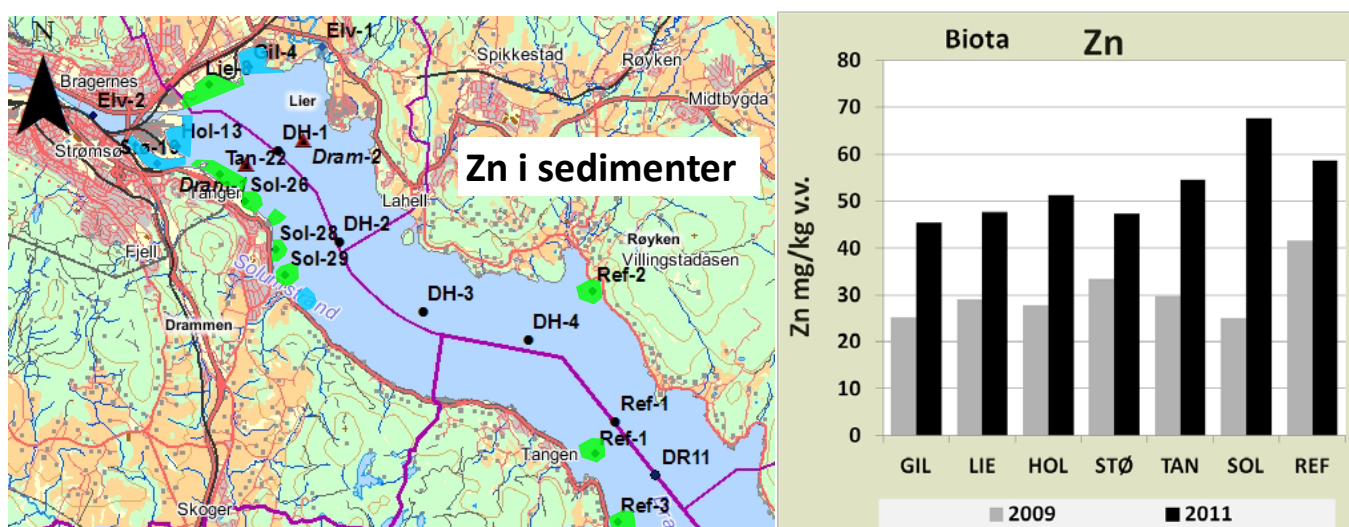
Vann

I motsetning til konsentrasjonen i sediment og biota, så sank konsentrasjonen av Zn i vann gjennom overvåkningsperioden i alle områder 73 % av målingene tilsvarer klasse IV, og 25 % klasse III. Konsentrasjonen i to prøver tilsvarer tilstandsklasse V, begge fra Sol 29 (april 2009 og april 2010). Alle konsentrasjonene som tilsvarer klasse I og II er fra referanse stasjonene i september 2011.

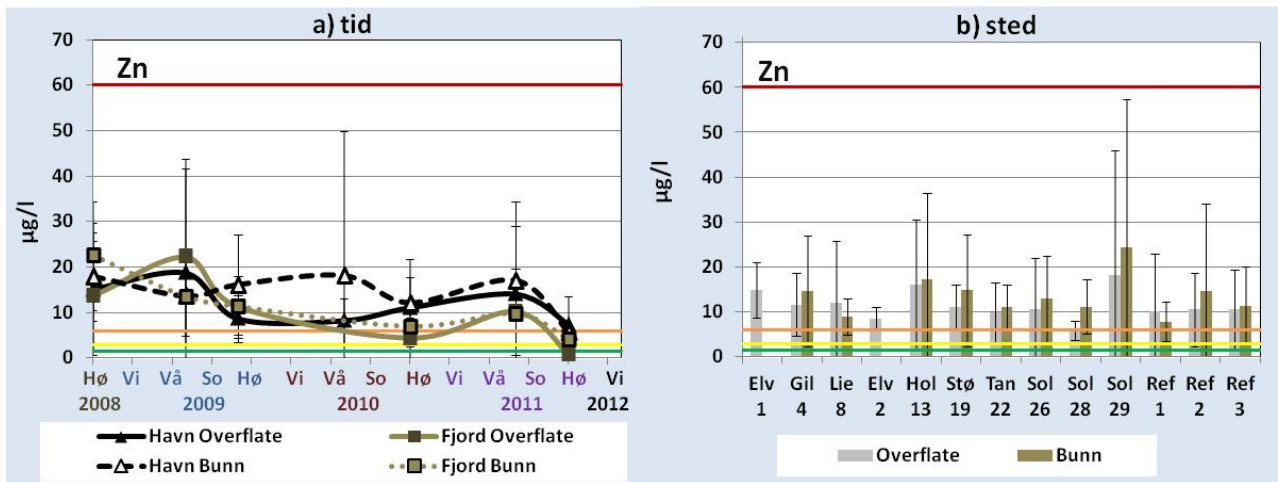
Sedimenterende materiale

73 % av målte sinkkonsentrasjoner i sedimenterende materiale tilsvarer Klifst tilstandsklasse II, og 25 % tilstandsklasse II. De høyeste konsentrasjonene ble målt ved Tangenbanken, med tilsvarende klasse III i september 2010 og juli 2011.

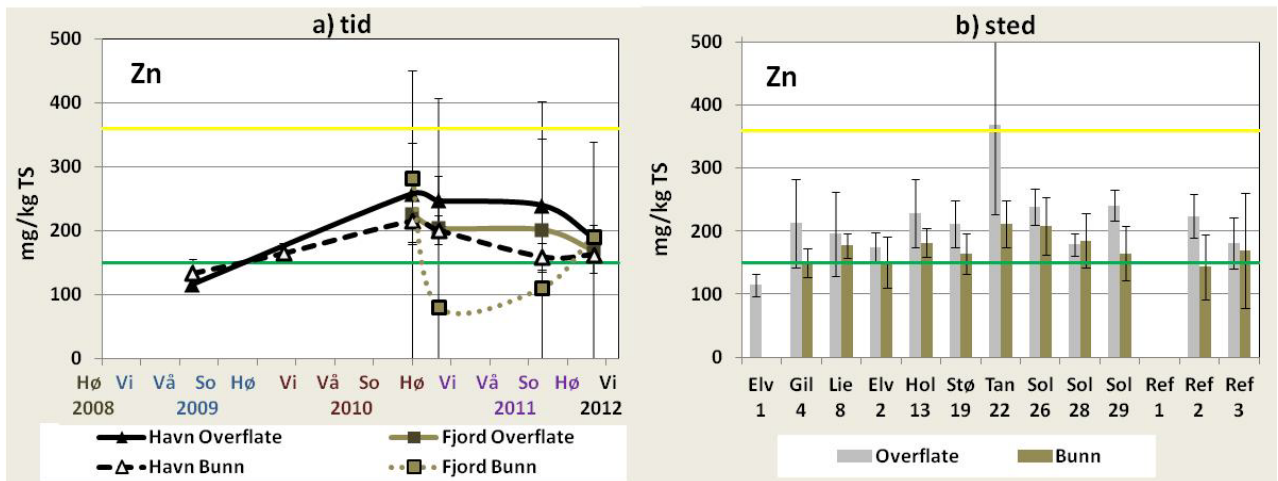
Figur 33 Oversikt av Zn konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



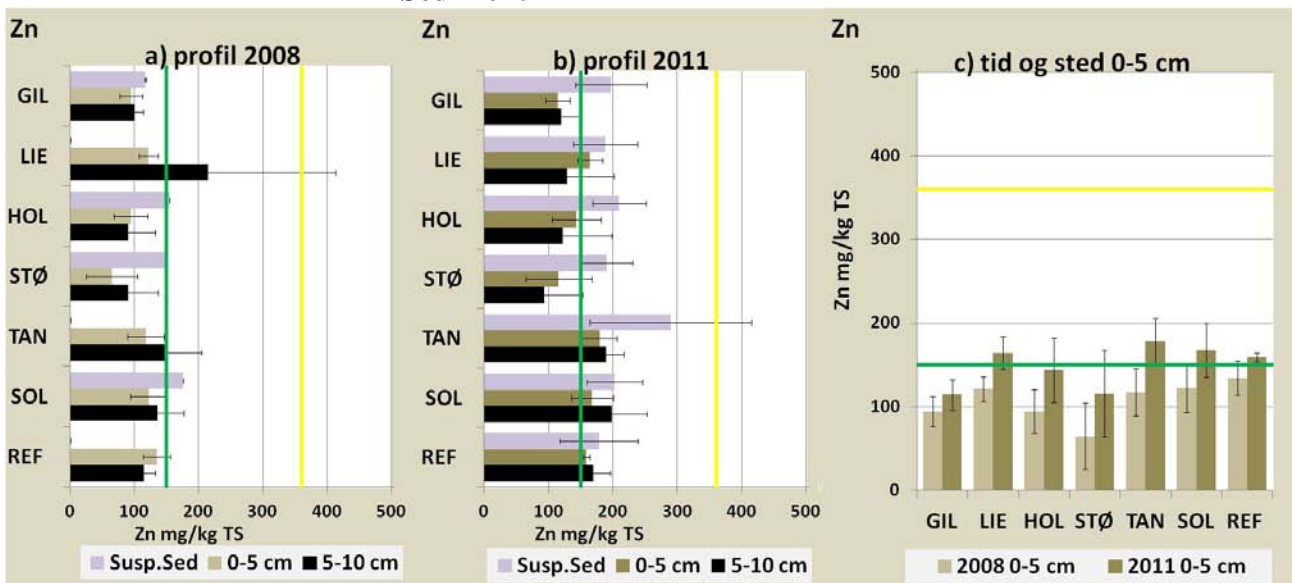
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.6 PAH-16

Sediment

Gjennomsnittskonsentrasjonen av Sum PAH-16 i sedimentet var lavere i 2011 enn i 2008 (men forskjellen er ikke signifikant). I 2011 tilsvarte konsentrasjonen i 85 % av prøvene fra 0-5 cm tilstandsklasse II, 9 % klasse III og 6 % klasse I. I 2008 tilsvarte 61 % av prøvene klasse II, 21 % klasse III og 6 % klasse IV. De høyeste konsentrasjonene av PAH-16 ble funnet i sedimentet fra 5-10 cm dybde på Lierstranda (fra klasse II til klasse V, maks 54 mg/kg i 2008). I dette området har det vært flere typer industri, blant annet et kreosotimpregneringsverk som kan ha forårsaket denne forurensingen. På Lierstranda og Solumstrand er det målt lavere konsentrasjoner av PAH-16 i 2011 enn i 2008.

Biota

Konsentrasjonen av alle analyserte PAH komponenter var under kvantifikasjonsgrenser (2 µg/kg v.v.) i alle prøver.

Vann

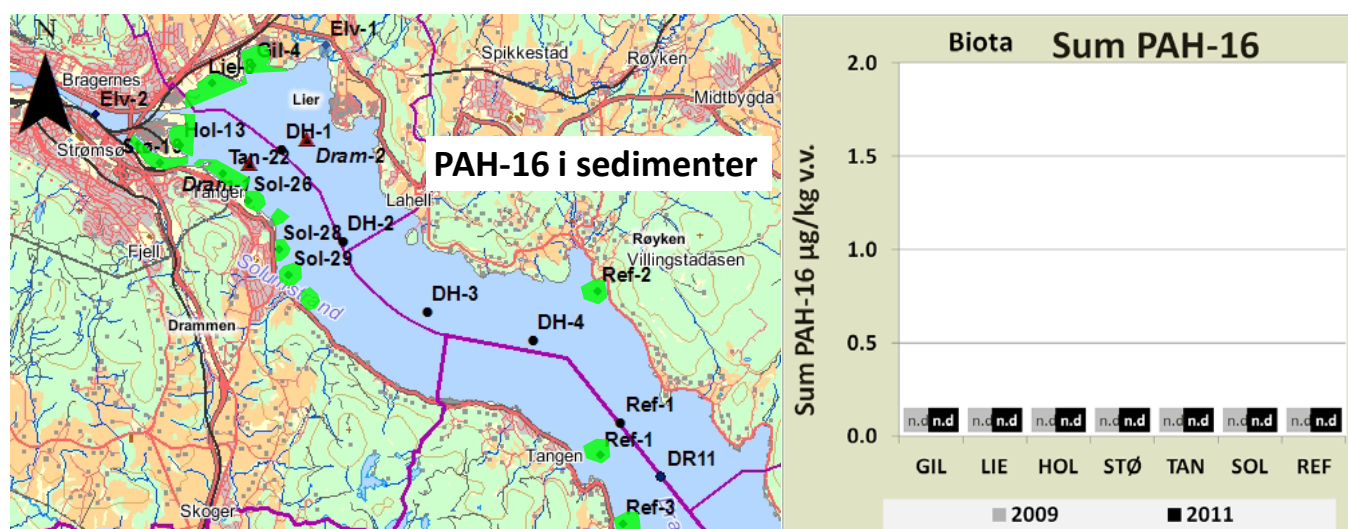
Tilstandsklasse finnes ikke for sum PAH-16 i vann, kun for enkelte PAH-komponenter (se vedlegg for figurer for alle enkelte stoffer).

Sedimenterende materiale

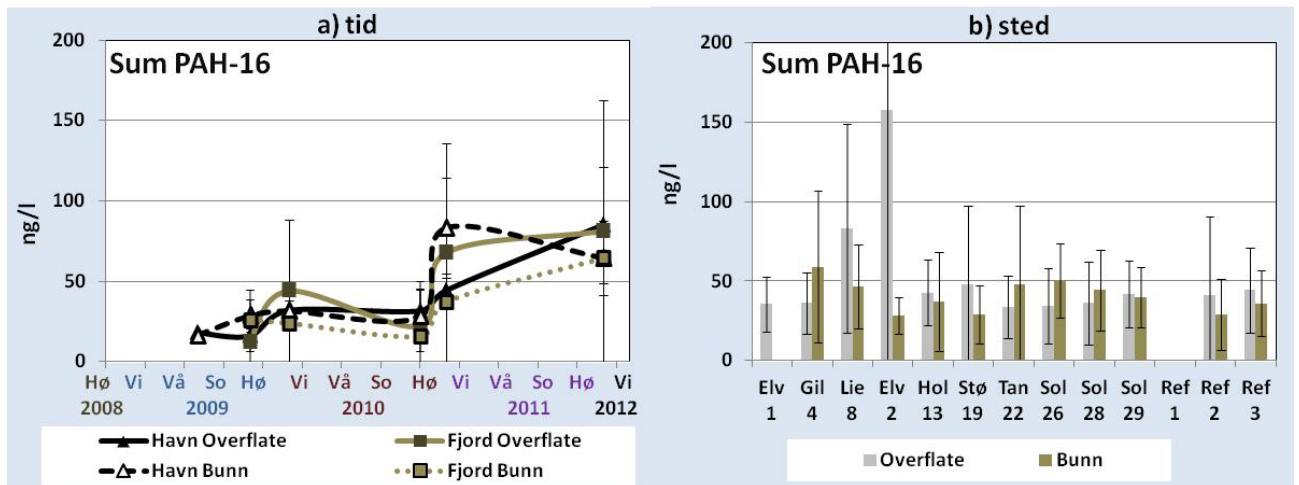
I de mange av prøvene av sedimenterende materiale fra september 2010 ble det målt svært høye konsentrasjoner av naftalen (klasse V). Dette kan, så vidt vi vet ikke knyttes til en hendelse eller noe naturlig fenomen. Vi antar derfor at disse resultatene skyldes forurensing på analyselaboratoriet og data er derfor ikke inkludert i figuren her (men finnes i vedlegg). Uten naftalen data fra september 2010, var konsentrasjonen i det sedimenterende materialet tilsvarende klasse I – IV, 24 % klasse I, 59 % klasse II, 14 % klasse III og 3 % klasse IV. På Sol 26 tilsvarer PAH-konsentrasjonen i det sedimenterende materialet klasse III over mest av tidsserien. Konsentrasjoner tilsvarende klasse IV ble funnet i Drammenselven og Lierelven.

For å vurdere mulige PAH-kilder er fordelingen mellom de ulike PAH-forbindelsene (PAH- signatur) vurdert senere i rapporten. Bare enkelt forbindelsene Pyren og Benso(a)pyren er presentert i rapportens hovedtekst. Pyren er inkludert fordi undersøkelser har vist at konsentrasjonen av pyren i sediment korrelerer med toksisiteten til sedimentet (Arp et al., 2011). Benso(a)pyren inkludert fordi den er beskrevet som en viktig karsinogen forbindelse av IARC (International Agency for Research on Cancer).

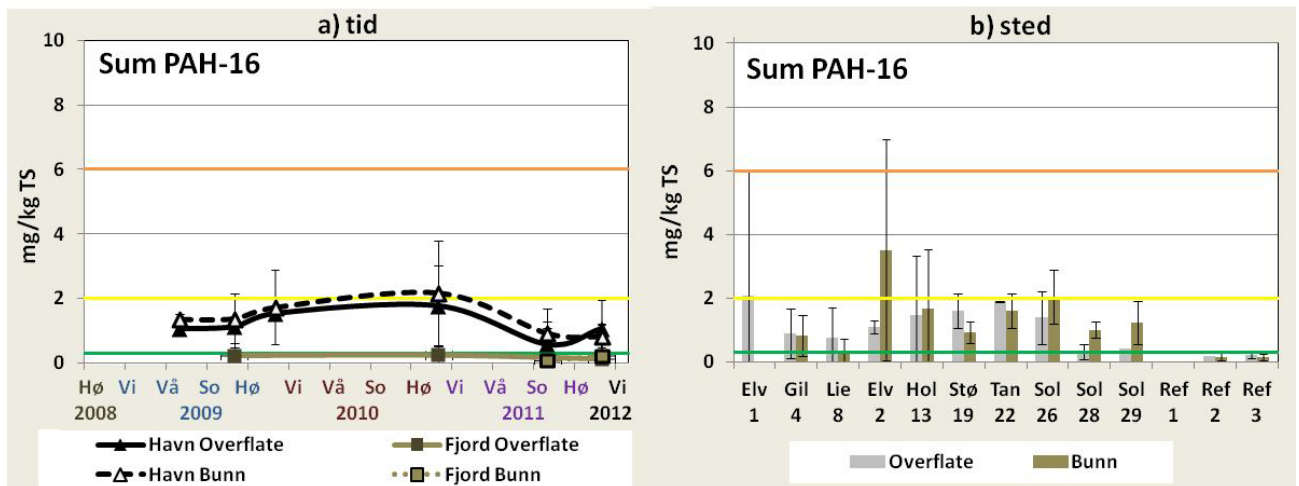
Figur 34 Oversikt av PAH-16 konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



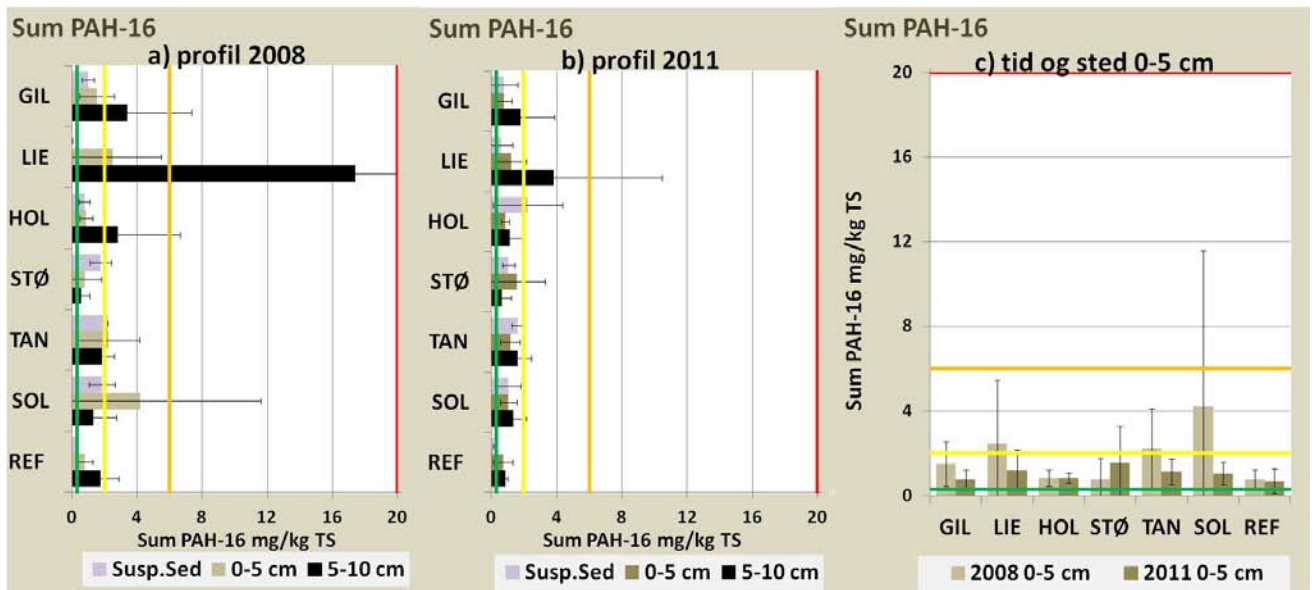
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.7 Pyren

Sediment

I 2008 hadde 82 % av prøvene fra 0-5 cm en konsentrasjon av pyren som tilsvarer tilstandsklasse II, resten av prøvene hadde en konsentrasjon tilsvarende klasse III. I 2011 tilsvarer konsentrasjonen i 64 % av prøver, fra 0-5 cm, tilstandsklasse II, resten av prøvene klasse III. I sediment fra 5 – 10 cm dybde hadde 3 prøver fra Lierstranda konsentrasjoner tilsvarende i tilstandsklasse IV og V: Lie 9 2008 (6.1 mg/kg – klasse V), Lie 7 2008 (3.3 mg/kg – klasse IV) og Lie 9 (4.0 mg/kg klasse IV).

Biota

Konsentrasjonen av pyren var under kvantifikasjons grenser (2 µg/kg v.v.) i alle prøver.

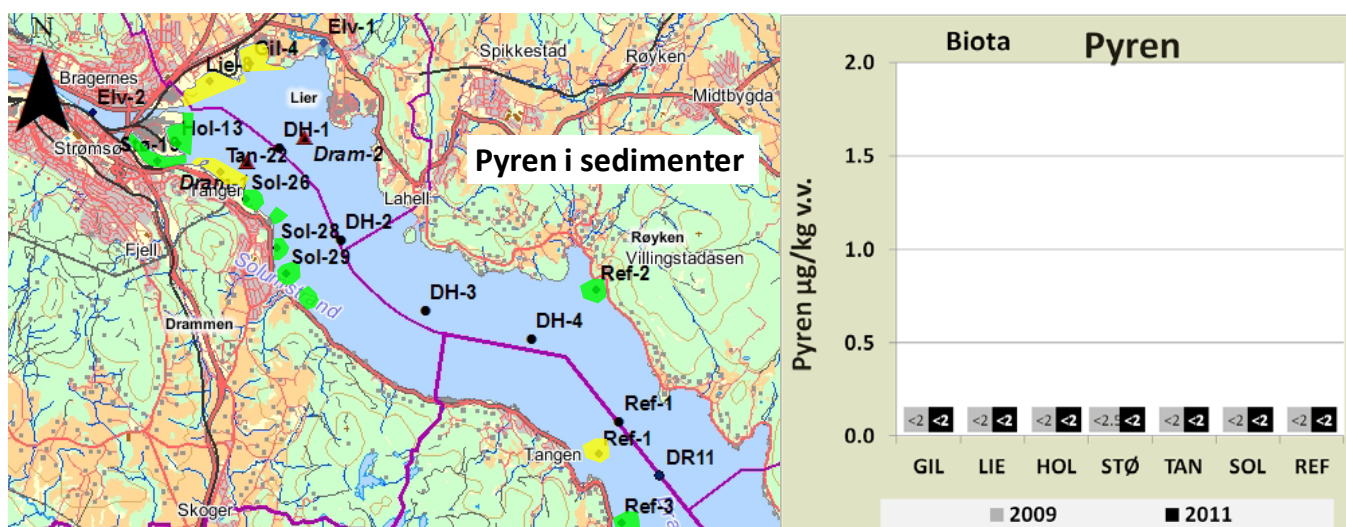
Vann

Alle analysene av pyren i vann gav konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II

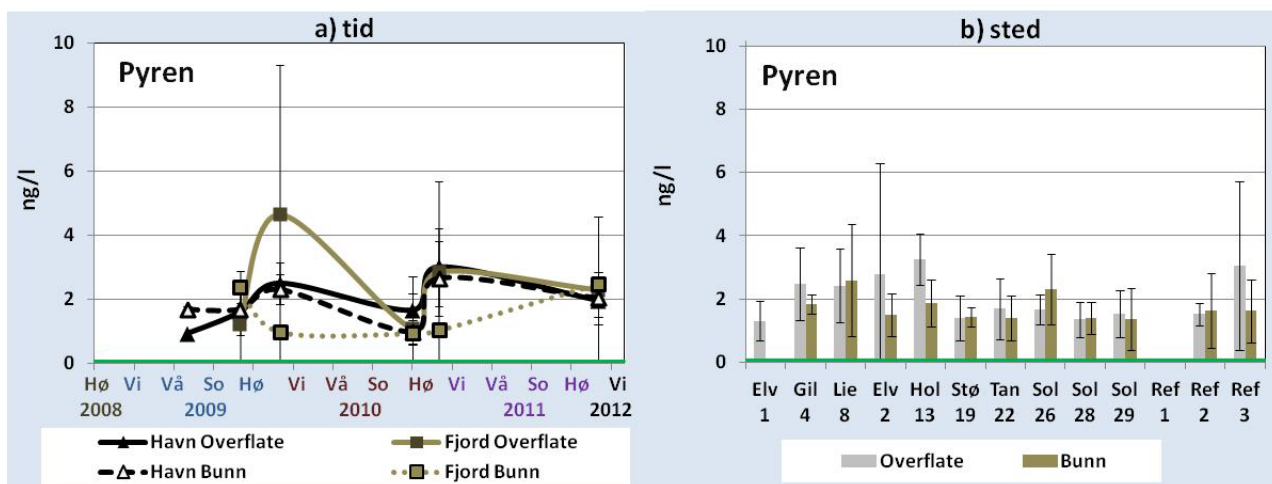
Sedimenterende materiale

80 % av resultatene av analysene av konsentrasjon av pyren i sedimenterende partikler gav konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II, 19 % tilstandsklasse III og 1 % tilstandsklasse I. Materiale med pyren i klasse III ble funnet i områdene Holmen, Tangenbanken og Solumstrand.

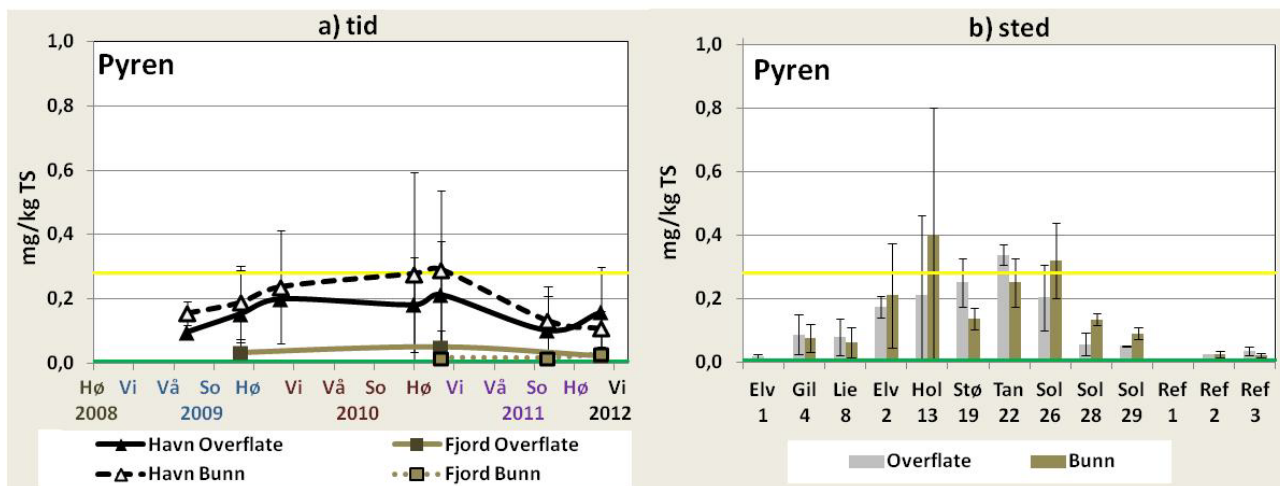
Figur 35 Oversikt av pyren konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



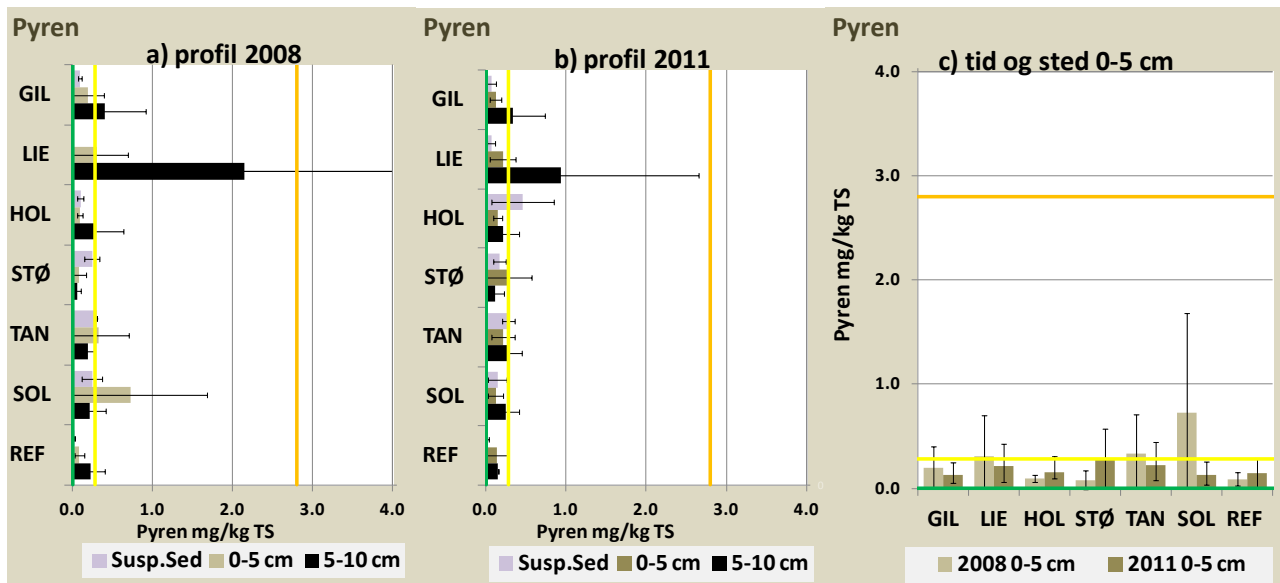
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.8 Benso(a)pyren

Sediment

I 2008 hadde 94 % av de analyserte sedimentprøvene fra 0-5 cm konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II, to av prøver hadde konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV (Lie 9 – 0,72 mg/kg, Sol 27 – 1,4 mg/kg). I 2011 var konsentrasjonen i alle prøvene fra 0 – 5 cm tilsvarende tilstandsklasse II. I Sedimentet fra 5 – 10 cm dybde var også de fleste målte konsentrasjonene tilsvarende tilstandsklasse II, men noen av prøvene fra Gilhus og Lierstranda gav høyre tilstandsklasse. Prøvene med forhøyede konsentrasjoner var:

I 2008: Gil 3 (0,42 mg/kg – klasse III), Gil 4 (1,1 mg/kg – klasse IV), Lie 7 (2,1mg/kg – klasse IV), Lie 9 (5,3 mg/kg). Og i 2011: Gil 3 (0,61 mg/kg – klasse IV) og Lie 9 (0,74 klasse IV).

Biota

Konsentrasjonen av benso(a)pyren var under kvantifikasjonsgrensen (2 µg/kg v.v.) i alle prøver.

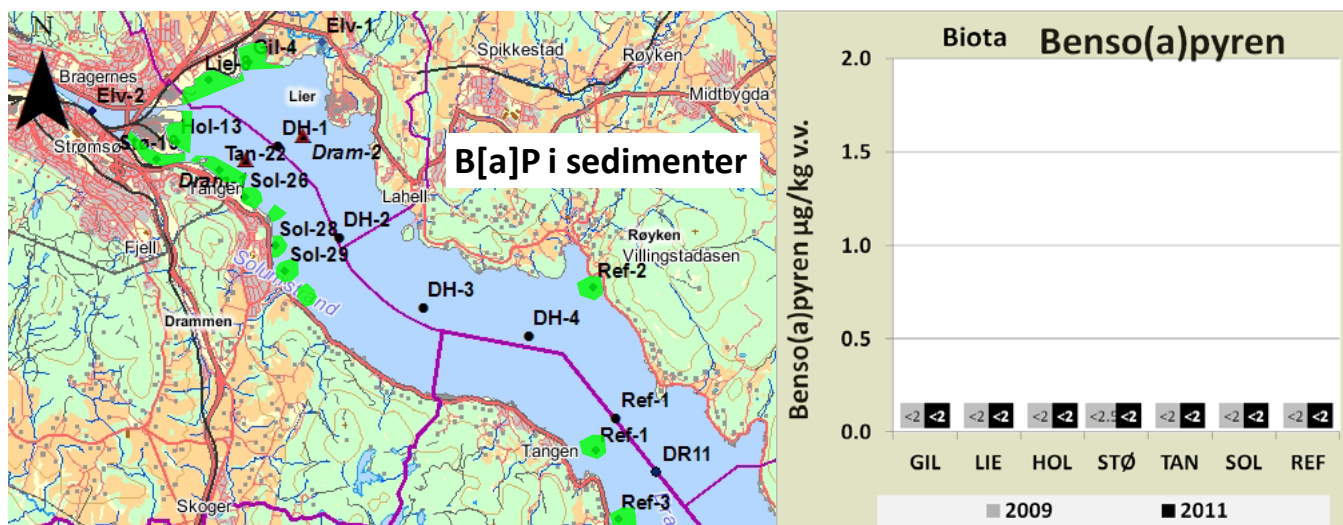
Vann

I 92 % av prøvene var konsentrasjonen av benso(a)pyren tilsvarende tilstandsklasse II og 8 % tilsvarende tilstandsklasse I.

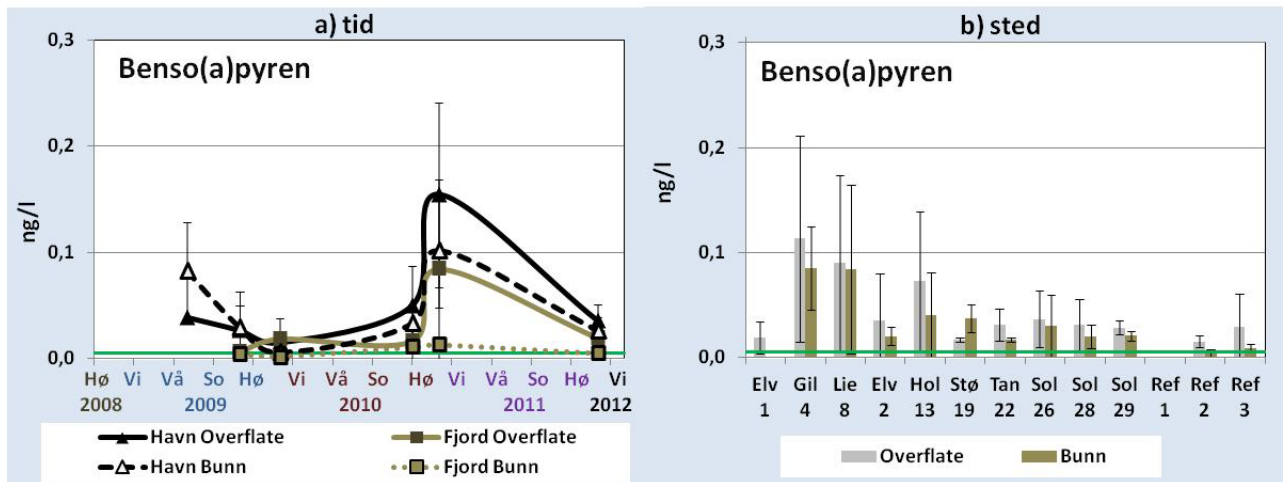
Sedimenterende materiale

Over hele prøvetakings periode, 80 % av vann partikler inneholder pyren i tilstandsklasse II, 19 % tilstandsklasse II og 1 % tilstandsklasse I. Tilstandsklasse III har kommet mest fra Hol, Tan og Sol.

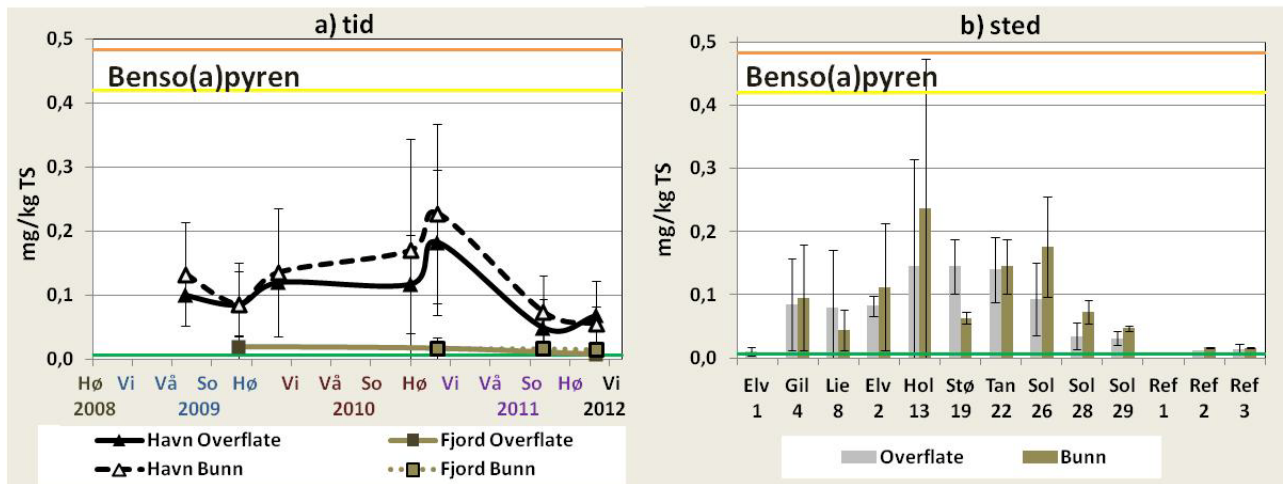
Figur 36 Oversikt av benso(a)pyren konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



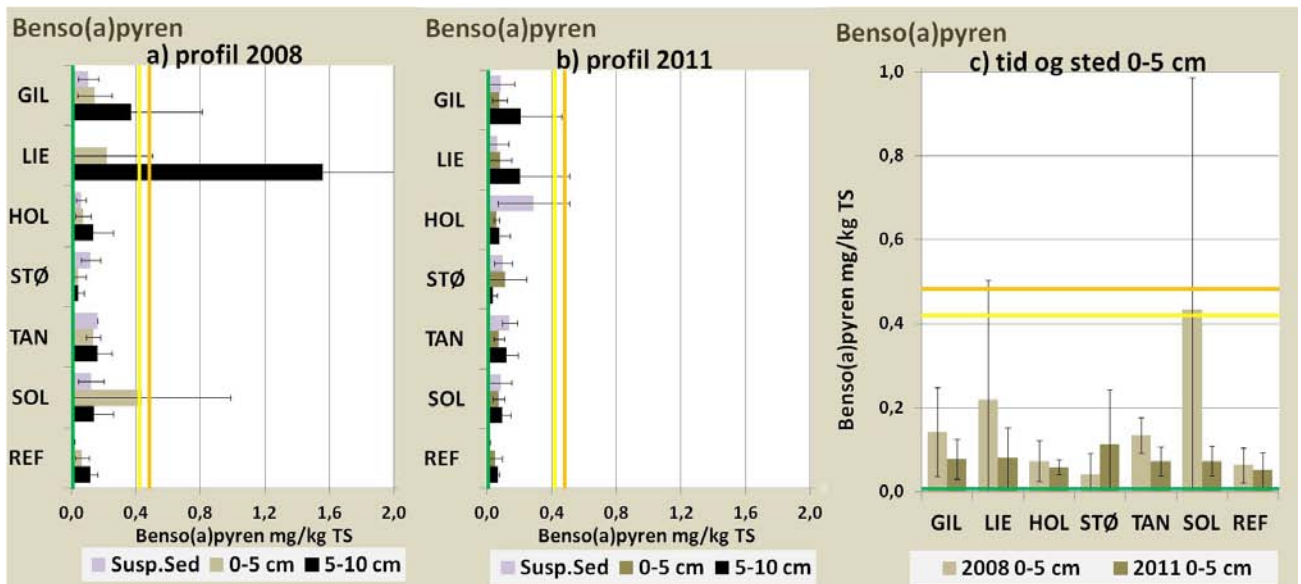
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.9 Sum PCB-7

Sediment

Konsentrasjonen av Sum PCB-7 varierer mellom tilstandsklasse I og III, der mange av prøvene har konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen. PCB-konsentrasjonene var lavere i 2011 enn i 2008 på de mest forurensede stasjonene (for eksempel var konsentrasjonen 0,34 mg/kg i 2008 og redusert til 0,04 mg/kg i 2011 på Sol 27), også konsentrasjonene i 0-5 cm sjiktet var lavere enn i 5-10 cm sjiktet. Dette indikerer at det foregår en naturlig tildekkning av sedimentet. I sedimentet fra 0-5 cm dyp i 2011 var henholdsvis 67 %, 15 %, 18 % og 0 % av konsentrasjonene tilsvarende tilstandsklasse I, II, III og IV.

Biota

I strandkrabber, derimot, var det en liten økning i sum-PCB 7 konsentrasjonen fra 2008 (18 – 56 µg/kg v.v.) til 2011 (30 – 64 µg/kg v.v.). Det høyeste PCB-innholdet ble funnet i krabber fra Solumstrand.

Vann

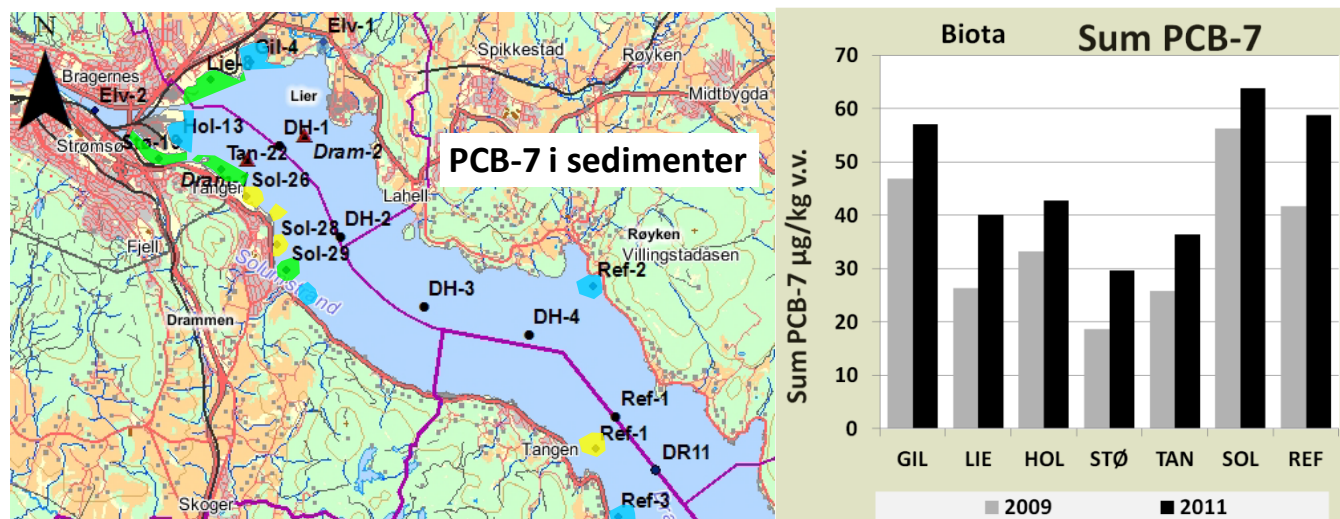
Tilstandsklasser finnes ikke for PCB i vann. Konsentrasjonene varierer mellom 0 – 0,2 ng/L. Det ble ikke funnet noen tydelig endring i konsentrasjonen med tid. Det ble funnet lavere konsentrasjoner i vannet i elvene enn i havne- og fjordområdene.

Sedimenterende materiale

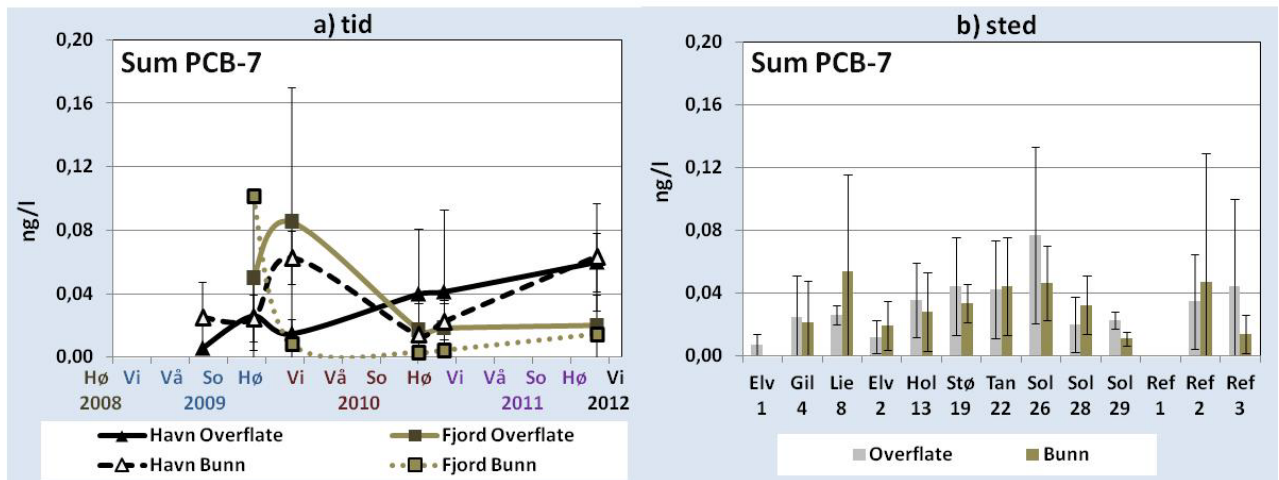
En prøve fra Tangen fra september 2010 hadde et mye høyere innhold av PCB-7 (12,2 mg/kg, mye høyere enn grensen for tilstandsklasse V, 1,9 mg/kg) enn i de andre prøvene av sedimenterende materiale. Denne konsentrasjonen var også høyere enn i alle sedimentprøvene. Dette kan skyldes en episode med utslipp av forurenset materiale fra industri. Bortsett fra denne prøven, varierer konsentrasjonen mellom klasse I (59 %), klasse II (36 %) og klasse III (17 %). De høyeste konsentrasjonene finnes i materialet som sedimenterer ved Tan-22 og Sol-26. Det reneste materialet ble funnet i Lierelva og på referansestasjonene.

For å vurdere mulige PCB-kilder er fordelingen mellom de ulike PCB-forbindelsene (PCB- signatur) vurdert i avsnitt 5.5.14.

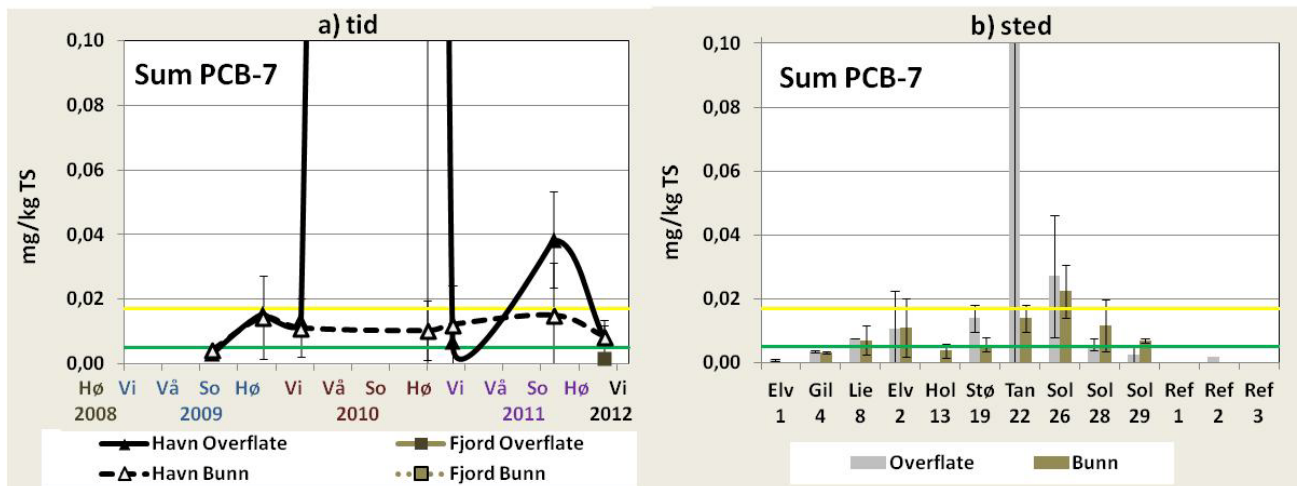
Figur 37 Oversikt av PCB-7 konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



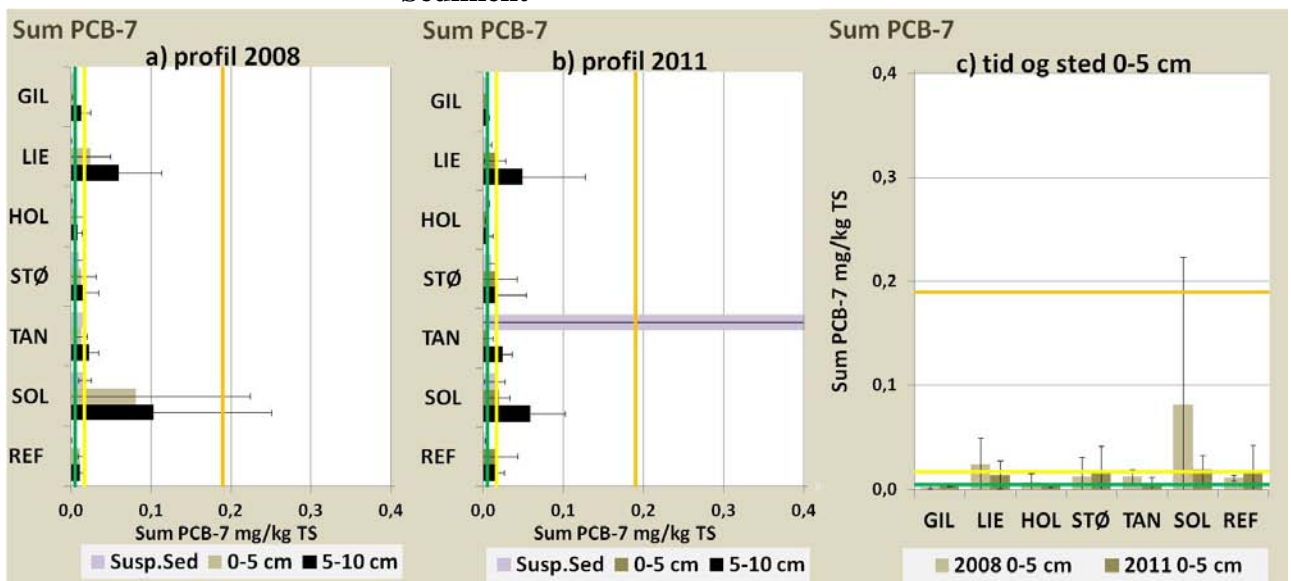
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.10 Pesticider

Sediment

Flere av sedimentprøvene hadde DDT konsentrasjon lavere enn kvantifikasjonsgrensene for enkelt komponenter (0,5µg/kg til 1µg/kg), som er høyere enn grensen mellom klasse I og II for sum av alle DDT (0,5 µg/kg). Alle konsentrasjonene av sum DDT-forbindelser tilsvarer tilstandsklasse II eller lavere. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på Referansestasjonene og de laveste på Holmen. På flere stasjoner ved Drammen by ble det funnet lavere konsentrasjoner i sediment i 2011 enn i 2008.

Biota

Sum DDT konsentrasjoner var mellom 10 – 44 µg/kg v.v. i 2009 og 13 – 29 µg/kg v.v. i 2011. p,p'-DDE ble funnet i alle prøvene, p,p'-DDD ble funnet i en prøve (SOL 2009), alle andre metabolitter var under kvantifikasjons grense. På stasjonene TAN, SOL og REF ble det funnet lavere konsentrasjoner i biota i 2011 enn i 2008.

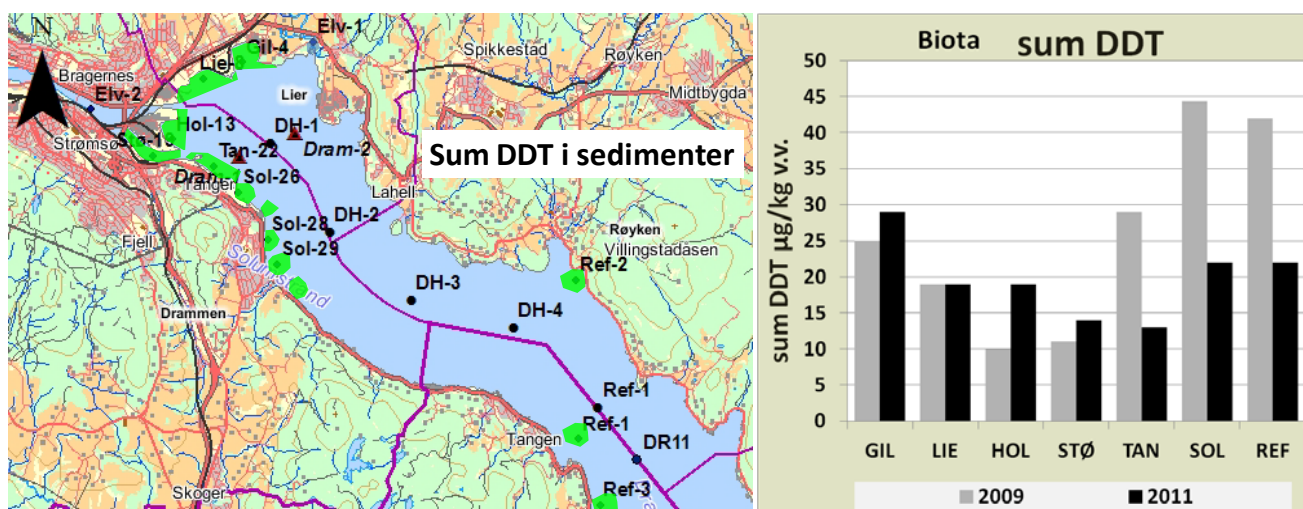
Vann

Pesticider i vannet var ikke målt

Sedimenterende materiale

I 15 % av prøvene ble det funnet konsentrasjoner av DDT tilsvarende tilstandsklasse I, 84 % tilsvarende klasse II, og en prøve (Sol 26, juli 2011) tilsvarende klasse III (29,9 µg/kg). Det ble funnet mest av komponentene. p,p'-DDT og p,p'-DDE var de DDT-forbindelsene det ble funnet de høyeste konsentrasjoner av i dette materialet. Fordi bruk av DDT er forbudt i Norge skyldes sannsynligvis DDT i Drammensfjorden utslipp fra gamle norske kilder eller langtransportert DDT via luft.

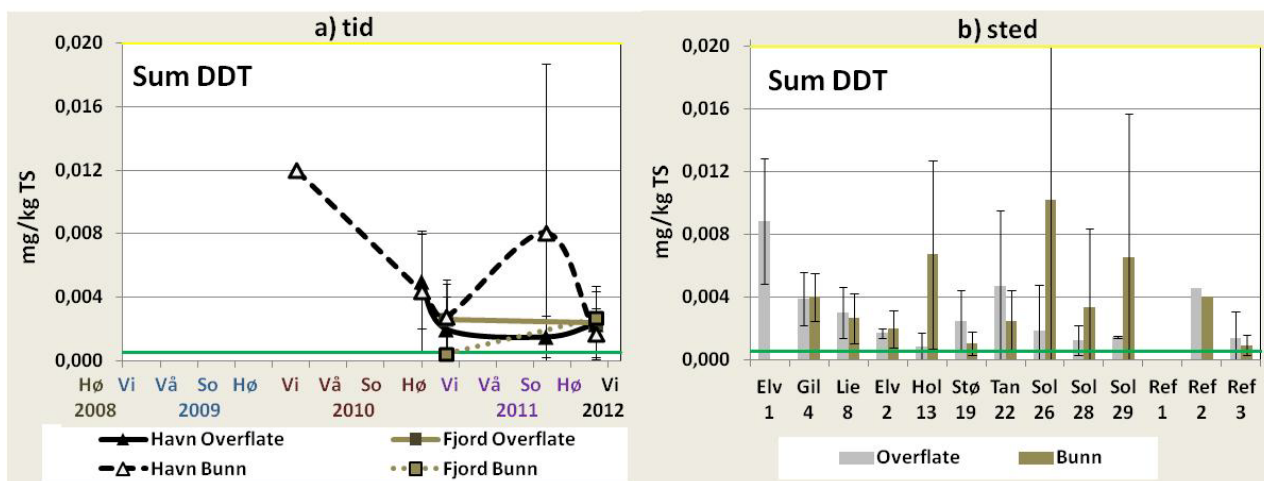
Figur 38 Oversikt av Sum DDT konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



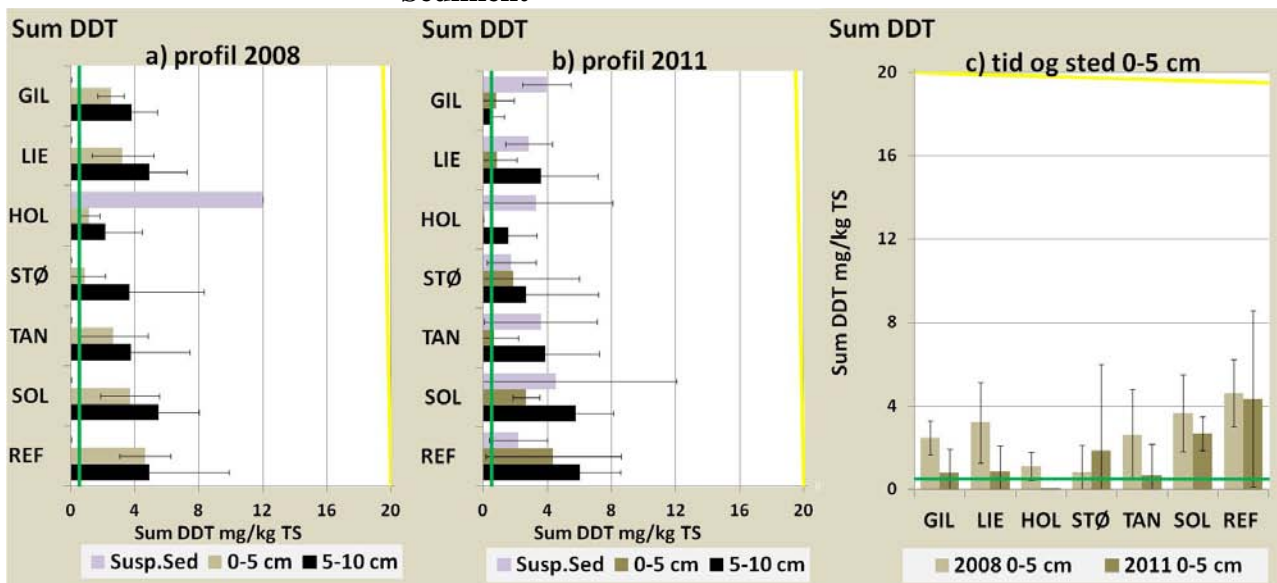
Vann

Ikke målt

Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.11 TBT

Sediment

Tangenbanken og Solumstrand er de områdene der det er funnet de høyeste konsentrasjonene av TBT, her hadde de fleste prøvene konsentrasjoner som lå langt over grensen til klasse V (100 µg/kg). På Lierstranda og Holmen var også konsentrasjonene tilsvarende klasse V i de øverste 5 cm av sedimentet. I sedimentet fra Tangenbanken var konsentrasjonen i de øverste 5 cm mindre i 2011 (280 – 1100 µg/kg) enn i 2008 (560 – 6200 µg/kg), dessuten var konsentrasjonen i de øverste 5 cm mindre enn i 5-10 cm i 2011. Dette er en indikasjon på at det skjer en naturlig tildekking med nytt materiale med mindre TBT enn i det dypere sedimentet. I resten av fjorden varierer TBT-konsentrasjonene fra klasse III til V, med noen prøver i klasse I og II (f. eks. Stø 17). I sedimentet i de øverste 5 cm i 2011 tilsvarer 38 % klasse V, 30 % klasse IV, 30 % klasse III og en prøve (Stø 17) klasse I.

Biota

TBT-konsentrasjoner i biota var større i 2011 (<1 til 18 µg/kg v.v.) enn i 2009 (<1 – 4 µg/kg).

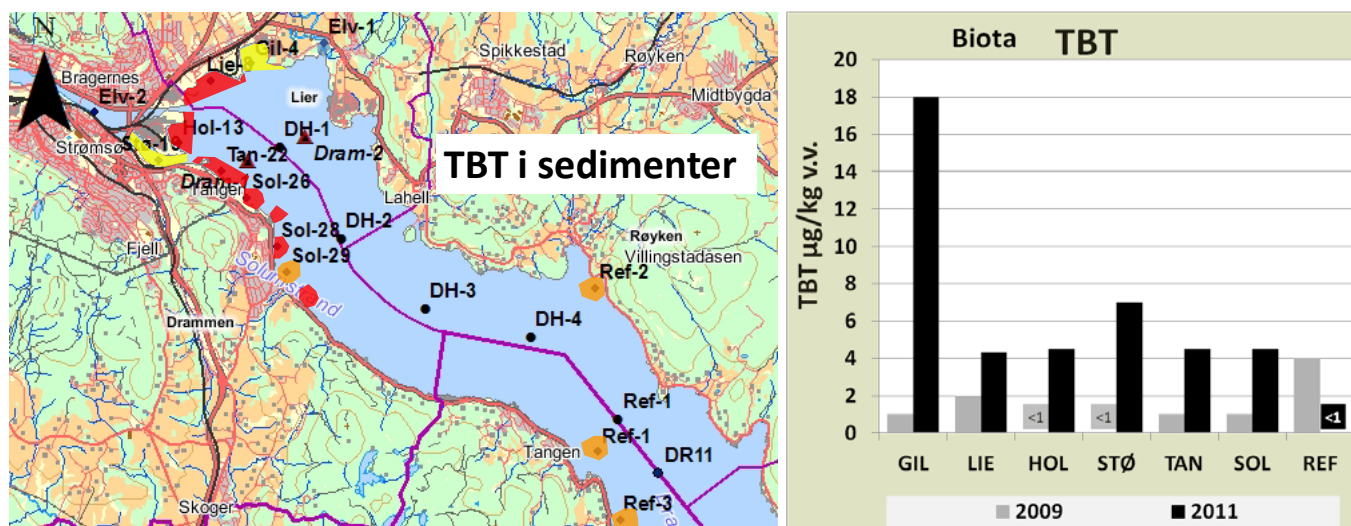
Vann

Grensen mellom klasse II og III, 0,2 ng/L, var høyere enn kvantifikasjonsgrensen på 0,5 - 1 ng/L. Den største andelen av vannprøvene hadde konsentrasjoner tilsvarende klasse III (eller I og II) (80 %), og 9 % tilsvarende klasse IV og 11 % tilsvarende klasse V. På Lierstranda ble de høyeste vannkonsentrasjonene funnet. De laveste konsentrasjonene ble målt i vannprøver fra 2011.

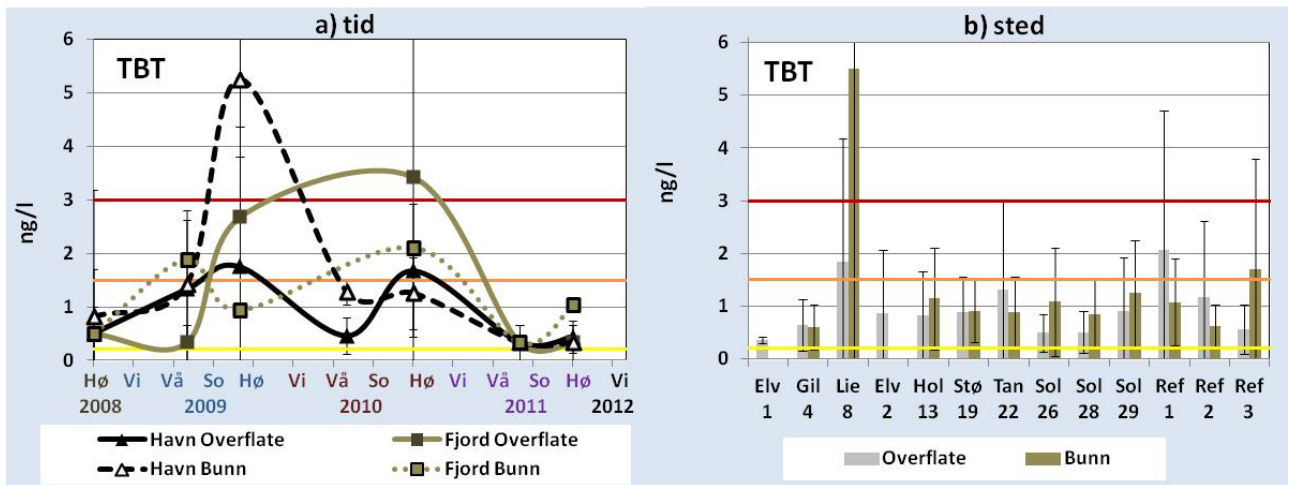
Sedimenterende materiale

De høyeste konsentrasjonene av TBT ble funnet i materialet som sedimenterte i Strømsløpet, på Tangenbanken og på Solumstrand (klasse IV til V). Det reneste materialet ble funnet i elvene og på referansestasjonene (klasse I til III). Ingen tydelig tidstrend ble observert. De høye konsentrasjonene i sedimenterende materiale og i sedimentet utenfor Tangenbanken og Solumstrand tyder på at det er en aktiv kilde til TBT i dette området. Skipsverftet som ligger i dette området er en sannsynlig kilde til spredning av TBT

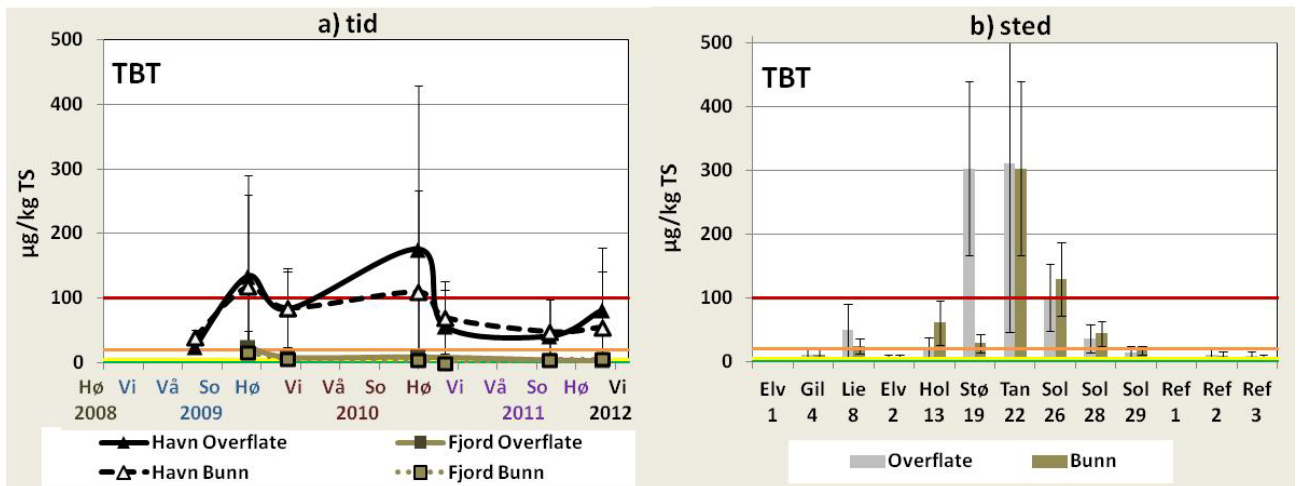
Figur 39 Oversikt av TBT-konsentrasjoner og tilstandsklasse 2008-11



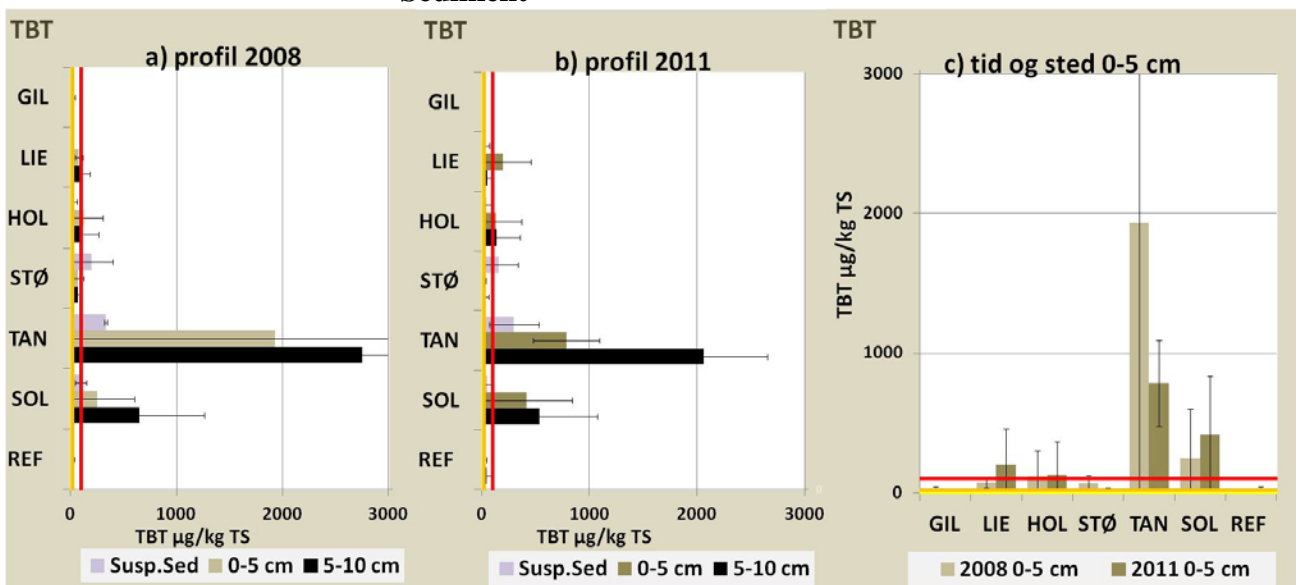
Vann



Sedimenterende materiale



Sediment



5.5.12 Andre organiske tinnforbindelser

Flere organotinnforbindelser ble målt i tillegg til TBT. Data for disse finnes i vedleggene, og de viktigste funnene for disse forbindelsene er oppsummert her.

Butyltinn – Monobutyltinn (MBT) og dibutyltinn (DBT) er nedbrytningsprodukter fra nedbrytning av TBT og er funnet i alle de analyserte fasene. I vannprøvene er MBT-konsentrasjonen $2,2 \pm 2,5$ ng/L og for DBT $1,6 \pm 1,6$ ng/L, som er om lag samme konsentrasjonsnivå som for TBT ($1,2 \pm 30$ ng/L). I sedimenterende materiale er konsentrasjon av MBT 17 ± 29 µg/kg og DBT 25 ± 30 µg/kg, som er cirka en faktor 3 lavere enn TBT (62 ± 102 µg/kg). I sediment er konsentrasjon av MBT og DBT lavere i 2011 enn i 2008, og lavere i de øverste 5 cm enn i sedimentet i sjiktet 5–10 cm. I 2011 0–5 cm i sedimentet området "Havn" ble det funnet 14 ± 11 µg/kg MBT og 52 ± 46 µg/kg DBT, som er mye lavere enn TBT (261 ± 361 µg/kg). Tetrabutyltinn finnes kun i noen sedimentprøver; Lierstranda, Holmen, Solumstrand og Tangenbanken, med mest fra Tangenbanken. I biota, har MBT-konsentrasjonen økt fra 2009 ($3 - 6$ µg/kg) til 2011 ($11 - 57$ µg/kg). DBT og TBT-konsentrasjonene i biota var høyest i Gilhus (henholdsvis 28 og 18 µg/kg) men var lavere enn 7 µg/kg alle andre steder.

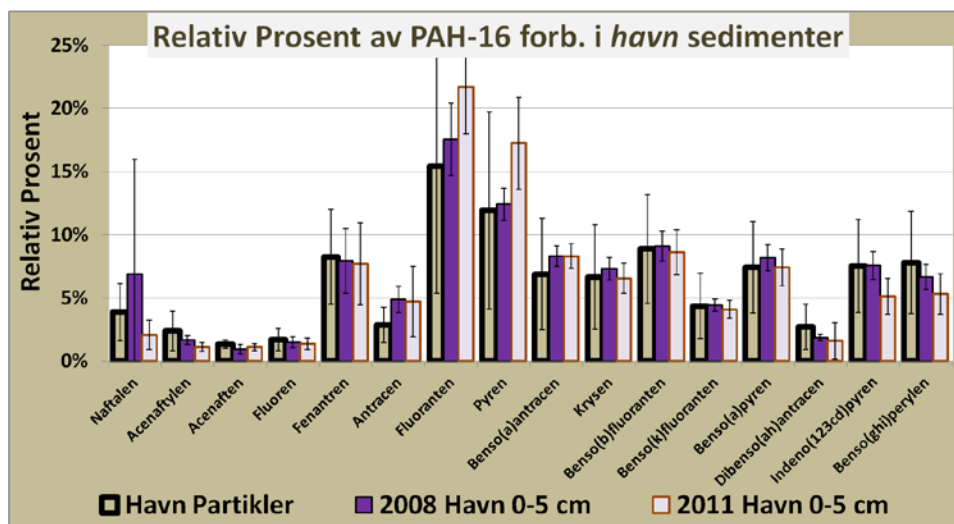
Oktyltinn. Monooktyltinn ble funnet i kun 5 vannprøver gjennom hele overvåkningsperioden ($3 - 7$ µg/L) og dioktyltinn i 4 vannprøver ($1 - 6$ µg/L). I sedimenterende materiale ble monooktyltinn og dioktyltinn funnet i flere prøver, med gjennomsnittskonsentrasjon på henholdsvis $2,8 \pm 1,5$ µg/kg og $7,1 \pm 8,1$ µg/kg (om lag 10 - 30 ganger lavere enn TBT). I sedimentprøver ble både monooktyltinn og dioktyltinn funnet i flere prøver over hele fjorden (med de høyeste konsentrasjonene på Lierstranda og på Tangenbanken). I sedimentprøver fra 2011, 0-5 cm sedimentdybde, ble det funnet $1,6 \pm 1,9$ µg/kg monooktyltinn, og 20 ± 26 µg/kg dioktyltinn. Oktytinnforbindelser ble ikke funnet i strandkrabbene.

Trisykloheksyltinn. Ble ikke funnet.

Fenyltinnkation. Mono-, Di- og Trifenylyltinnkation ble ikke funnet i vann. I sedimenterende materiale ble det funnet monofenylyltinnkation i fire prøver (en fra Lierelva (16 µg/kg), en fra Drammenselva (6 µg/kg) og de andre to fra Solumstrand ($2 - 8$ µg/kg)), difenylyltinnkation ble ikke funnet i sedimenterende materiale, og trifenylyltinn ble funnet i totalt 9 prøver (fra Drammenselva, Stømsløpet, Tangen og Solumstrand, $1 - 8$ µg/kg). I sedimentet ble alle tre fenyltinnforbindelsene funnet i diverse prøver fra Tangenbanken, Solumstrand og på referansestasjonene, men også på Hol-5, Lie 8, Gil-3 og Gil-6 (monofenylyltinn mellom $1 - 20$ µg/kg, difenylyltinn mellom $1 - 12$ µg/kg, og trifenylyltinn mellom $1 - 24$ µg/kg). Det er ingen signifikant forskjell mellom sedimentkonsentrasjonen funnet i 2008 og i 2011. I 2011 var gjennomsnittskonsentrasjon i 0-5 cm sediment dyp $0,8 \pm 2,4$ µg/kg, $0,1 \pm 0,4$ µg/kg, 1 ± 3 µg/kg, for henholdsvis mono-, di- og tri-fenylyltinn. I strandkrabbe ble det i 2011 funnet monofenylyltinn ($1 - 5$ µg/kg) og trifenylyltinn ($2 - 26$ µg/kg). Det ble ikke funnet difenylyltinn i disse prøvene.

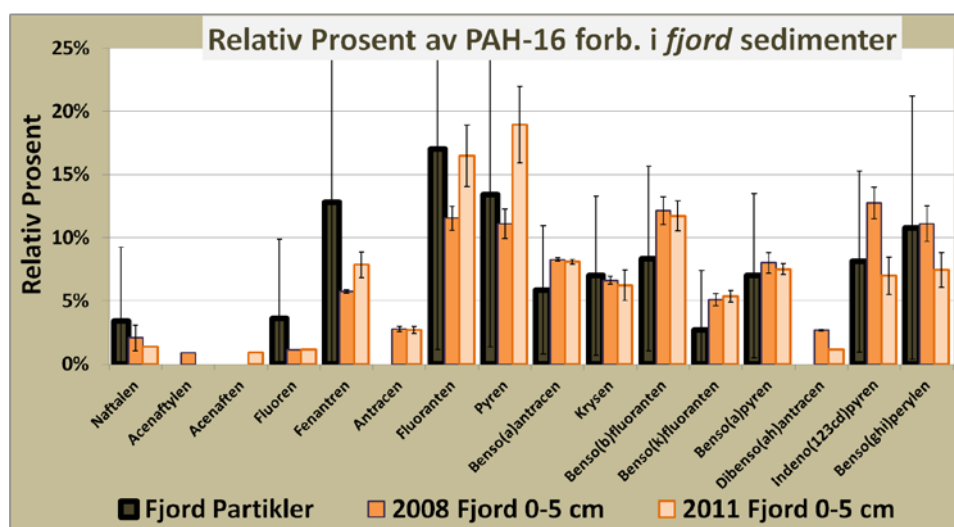
5.5.13 PAH signatur

Den relative andelen av de 16 målte PAH-forbindelsene i sedimenterende materiale og i sediment (0-5 cm) fra område "Havn" er vist i Figur 40, og fra området "fjord" i Figur 41. Disse figurene viser en "PAH signatur" som kan bli brukt til å få informasjon om mulige kilder.



Figur 40 Relativ prosent av PAH-forbindelse i partikler og sediment fra "havn." Tallene representerer den aritmetiske gjennomsnitte med standardavvik.

Som Figur 40 viser, er det ikke statistisk signifikante forskjeller i den relative andel av hvert enkelt PAH mellom de mediene som er vist her. Fluoranten og pyren er de to PAHer som det er funnet mest av.



Figur 41 Relativ prosent av PAH-forbindelse i sedimenterende materiale og sediment fra område "fjord". Tallene representerer den aritmetiske gjennomsnitte med standardavvik.

Noen PAH-forbindelser, acenaftalen, acenaften, antracenen og dibenso(ah)antracenen, finnes ikke i sedimenterende materiale i område "fjord", se figur 41. Disse stoffene utgjør også en lav andel av PAHene i sedimentet. I sedimentet i dette området (fjord) er det en statistisk signifikant økning i relativ andel av fenantren, fluoranten og pyren fra 2008 til 2011, og en statistisk signifikant reduksjon i andel indeno(123cd)pyren og benzo(ghi)pyren.

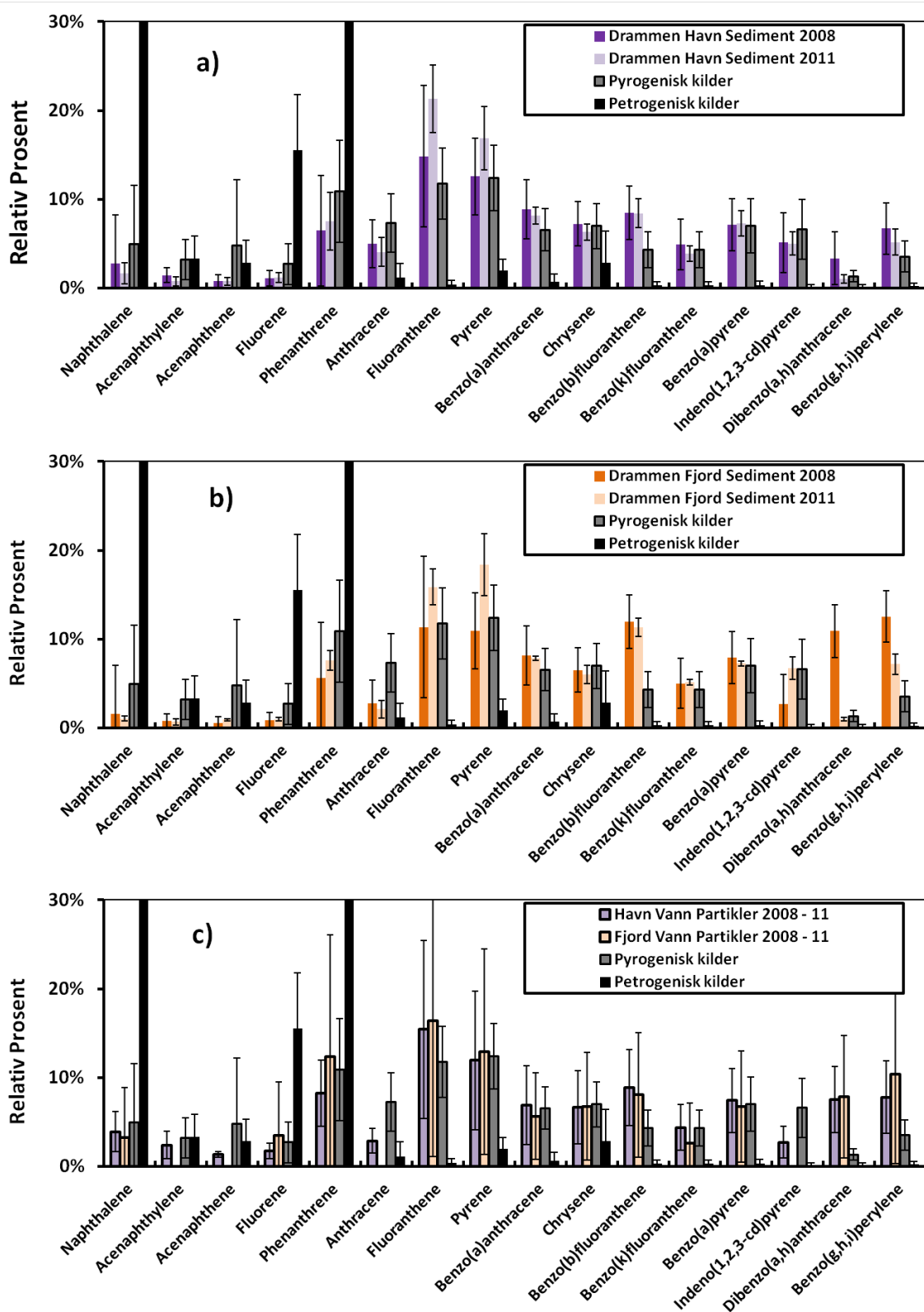
Sammenligner vi området "havn" (figur 40) med "fjord" (figur 41), finner vi en lavere andel av PAHene med lav molekylvekt (naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren) og en større andel av PAHene høyere molekylvekt (benso(b)fluoranten, indeno(123cd)pyren og benzo(ghi)perylene) i område "fjord." En økning i andelen PAHene med høy molekylvekt er en indikasjon på elding, fordi de PAHene med mindre molekylvekt lekker raskere ut fra partikler og blir derfor letter brutt ned.

PAH signatur i sediment (0-5 cm) fra Drammensfjorden i 2008 er sammenlignet med pyrogene (Arp et al, 2011) og petrogene kilder (Hawthorne et al, 2006) i figur 42a (område "Havn"), figur 42b (område "Fjord") og med partikler i Figur 42c. Pyrogene kilder er for eksempel brenning av fossilt brensel (kull, trafikkpartikler) eller plantemateriale og kan derfor komme fra eksos fra biltrafikk eller vedfyring. Mens petrogene kilder er petroleum og ubrent fossilt brensel og kan stamme fra utslipp av ubrente oljeprodukter. Typisk for forskjellen mellom de to typene PAH-profiler er at den petrogene er dominert av PAH-forbindelser med lav molekylvekt, spesielt naftalen og fenantren, mens pyrogen PAH er dominert av større PAH-forbindelser.

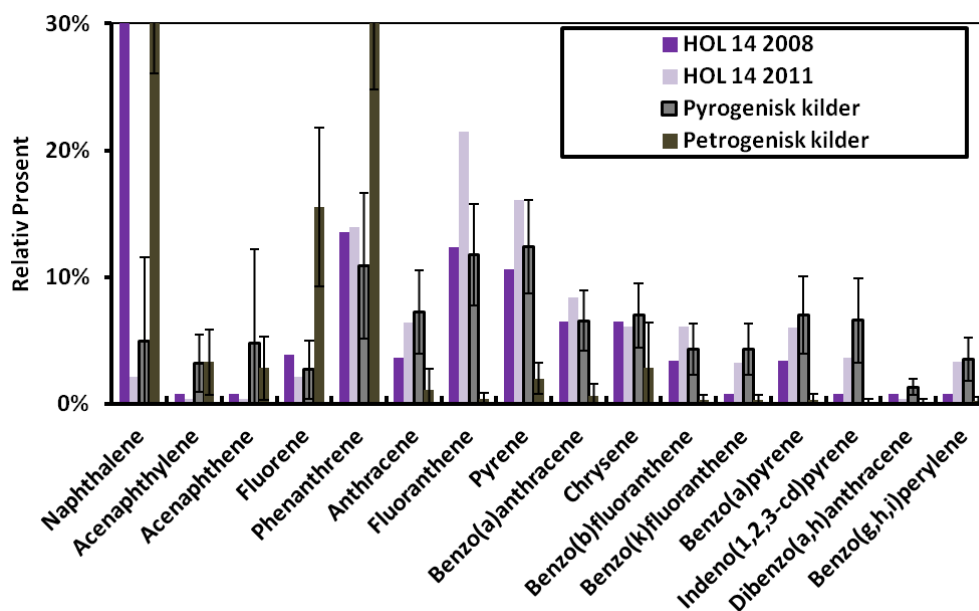
De fleste prøvene av sedimenterende materiale som ble analysert i dette overvåkningsprosjektet, hadde en lav andel av PAH med lav molekylvekt og en høy andel av PAH med høy molekylvekt. Dette indikerer at det sedimenterende materialet i Drammensfjorden inneholder PAH som er av mer forvitret type enn av fra ferske pyrogene kilder.

Bare en av alle sedimentprøvene hadde en innlysende petrogen-PAH signatur, Hol-14 i 2008 (figur 43). Dette kan tyde på at sedimentet her er påvirket av utslipp av petroleumsprodukter. I de andre områdene er det pyrogene kilder som dominerer.

Mer data for PAH signatur finnes i Vedlegg G.



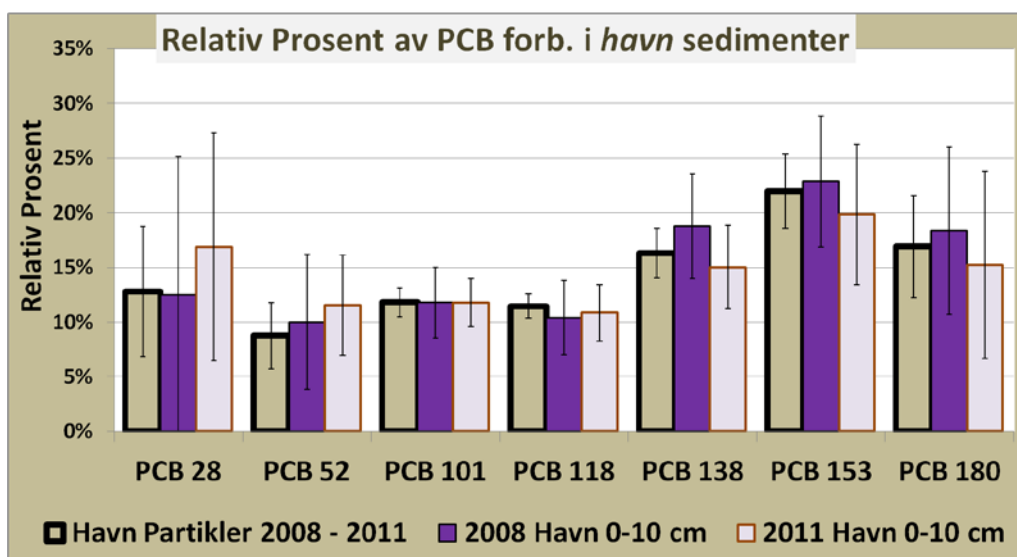
Figur 42 *Relative prosent av PAH forbindelse i Drammensfjord sediment og partikler sammenlignet med pyrogene og petrogene kilder.*



Figur 43 Relativ prosent av PAH-forbindelse i Hol 14

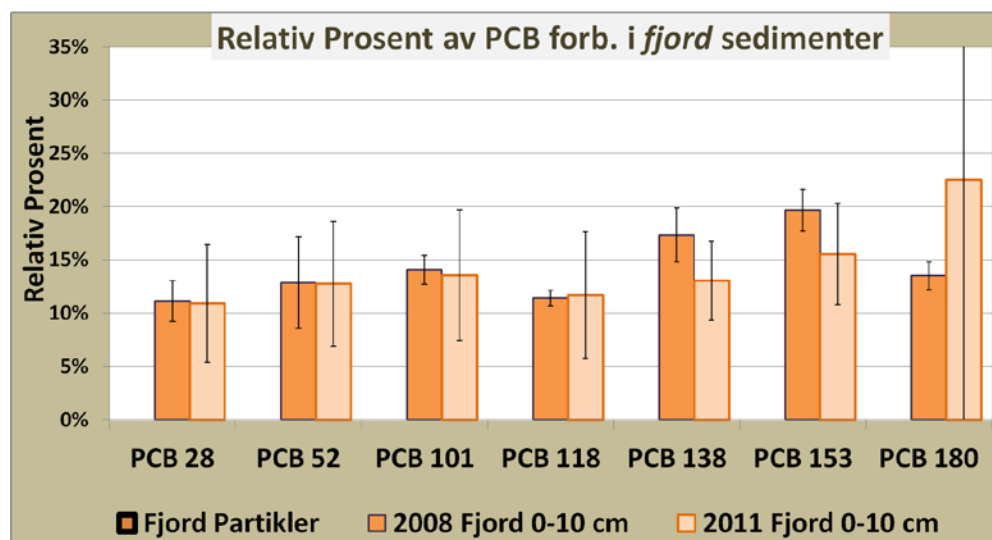
5.5.14 PCB 7 signatur

Den relativ andelen av de 7 målte PCBene i det sedimenterende materiale (gjennom hele overvåkningsperioden) og i sedimentet (0-10 cm) i området "havn" er vist i figur 44, og i området "fjord" i figur 45. En dybde på 10 cm er brukt for disse analysene fordi i 0 – 5 cm prøven var ikke alle enkelt PCBene påvist.



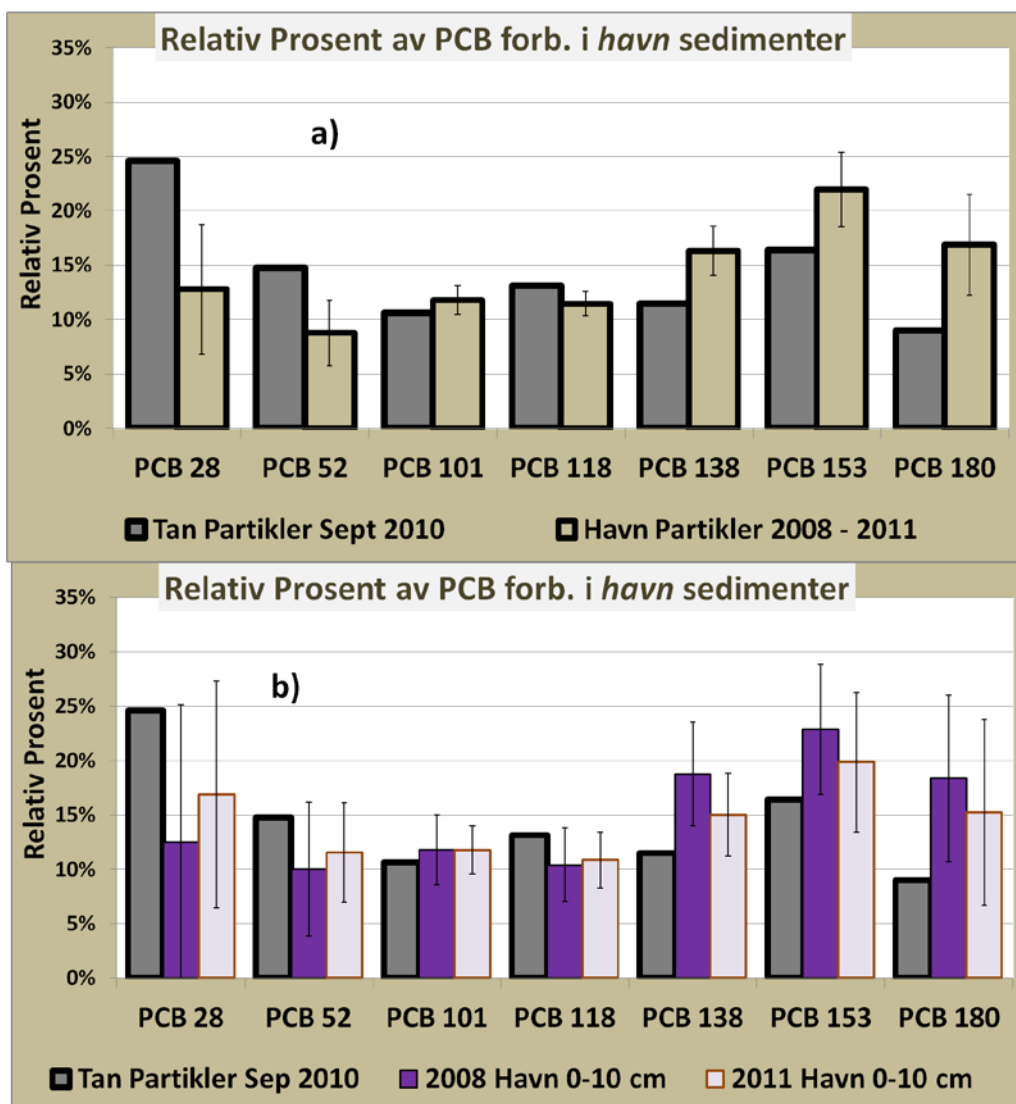
Figur 44 Relativ prosent av PCB-forbindelse i partikler og sediment fra havnområdet. Tallene representerer aritmetiske gjennomsnitt.

Resultatene i figur 44, viser at det ikke er signifikante forskjeller mellom de relativ andelene av de enkelte PCB-forbindelsene i 2008 og i 2011).



Figur 45 *Relative prosent av PCB forbindelse i sediment fra fjordområdet. Tallene representerer aritmetiske gjennomsnitt med standardavvik.*

Som nevnt i del 5.5.9 ble det, i september 2010, funnet svært høye konsentrasjoner av PCB i sedimenterende materiale på Tangebanken. Figur 46a viser andelen av de ulike enkelt-PCBene i sedimenterende materiale på Tangenbanken i september 2010 sammenlignet med sedimenterende partikler fra området "havn." Figuren viser at det er en signifikant større andel av PCB 28 og PCB 52 og også mindre PCB 138, PCB 153 og PCB 180 enn i materialet fra området "havn." Dette tyder på at dette er materiale som stammer fra et utslipp av ferskere PCB.



Figur 46 Relativ prosent av PCB-forbindelse i a) partikler fra Tange i september 2010 og gjennomsnittlige havn partikler og b) partikler fra Tange i september 2010 og gjennomsnittlige havn sedimenter i 2010 fra 2008 og 2011.

5.6 Miljøgifter i biota, diskusjon

Konsentrasjonene av de undersøkte miljøgiftene i hvert delområde er presentert ved bruk av stolpediagram. For de organiske miljøgiftene PCB, TBT og DDT er det presentert en figur hvor konsentrasjonene er vist på våtvektsbasis og en figur hvor konsentrasjonene er normalisert i forhold til prosent fettinnhold.

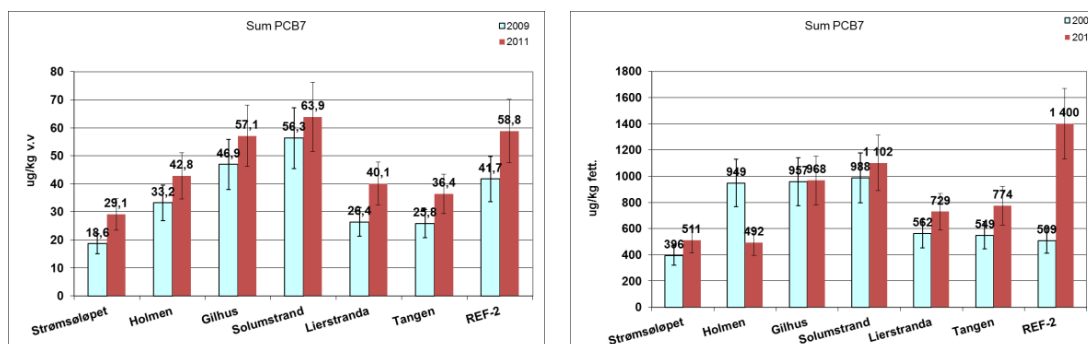
5.6.1 PAH-forbindelser

I de analyserte krabbeprovne ble ingen av de undersøkte PAH₁₆-forbindelsene påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensene (2 - 2,5 µg/kg for alle forbindelsene unntatt naftalen hvor deteksjonsgrensen varierte mellom 10 – 30 µg/kg).

5.6.2 PCB-forbindelser

Konsentrasjonene av PCB₇ i krabbeinmaten, våtvekt, er vist i Figur 47. Det er en indikasjon på høyere konsentrasjoner på alle stasjoner i 2011 sammenliknet med undersøkelsen i 2009. Hvis usikkerhetene i analysene inkluderes er konsentrasjonene i 2009 og 2011 mer like men det er allikevel en tendens til høyere konsentrasjoner i 2011 sammenliknet med 2009. De laveste konsentrasjonene ble påvist i krabbene fanget i Strømsløpet, Lierstranda og Tangen. Krabbene fanget på Solumstrand hadde den høyeste konsentrasjonen.

Når PCB₇-konsentrasjonen normaliseres i forhold til prosentvis fettinnhold, er konsentrasjoner klart høyest i krabbene fanget på Ref-2. Her har det vært en markert økning sammenliknet med 2009. På Holmen derimot, har det vært en markert nedgang. For de resterende stasjonene er det en tendens til økning i PCB₇ - konsentrasjon i krabber. I 2009 ble noen av de laveste normaliserte PCB₇-konsentrasjoner funnet i krabbene fanget på referansestasjonen, mens de jevnt over var høyere i indre deler av fjorden. Dette ble sett som en indikasjon på større PCB-belastning i indre enn i ytre deler av Drammensfjorden. I undersøkelsene fra 2011, ble imidlertid de høyest konsentrasjonene påvist på Ref-2. Samtidig er de laveste konsentrasjonene påvist i krabbe fra Holmen og Strømsløpet, innerst i fjorden.



Figur 47 PCB₇ i innmat fra strandkrabbe med angivelse av analyseusikkerhet. Venstre: Normalisert i forhold til prosent fettinnhold. (For stasjonene Strømsløpet, Lierstranda og Tangen var det i 2009 ikke nok materiale til å analysere fettinnhold. Disse stasjonene er derfor, for 2009, normalisert ved å bruke gjennomsnittlig fettinnhold på de andre stasjonene samme år). Høyre: Ikke normalisert for fettinnhold.

Tabell 4 viser konsentrasjoner i krabbe fra utvalgte undersøkelser fra andre lokaliteter (ikke normalisert for fettinnhold). Disse funnene er generelt høyere enn det som er funnet i Drammensfjorden.

Tabell 4 Konsentrasjoner av PCB₇ i taskekrabbe (µg/kg) i utvalgte områder. I alle områdene unntak Venezia er de oppgitte verdiene i våtvekt. Venezia verdiene er korrigert for fettinnhold.

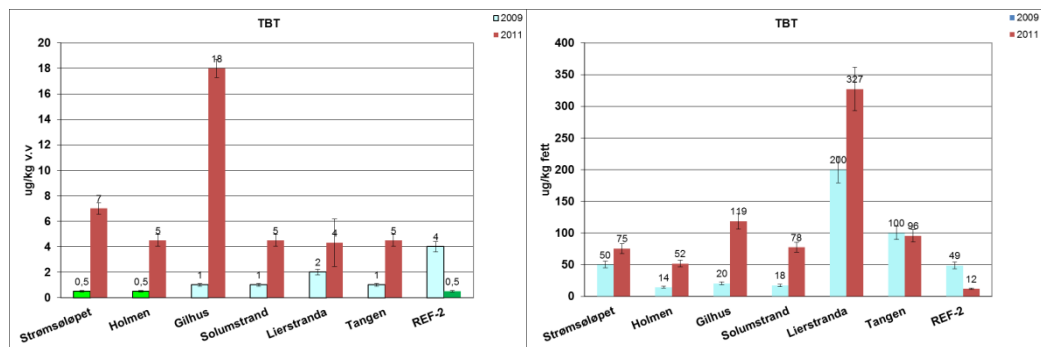
Område	PCB ₇	Referanse
Arendalsbassenget	44 – 75	NIVA 2008
Larviksfjorden	93 - 111	NIVA 1999
Midtre Kristiansandsfjord	60	NIVA 1999
Ytre Kristiansandsfjord	77	NIVA 1999
Industriområde Kristiansandsfjorden	148	NIVA 1999
Farsund	27,5	NIVA 1999
Ny Hellesund	40,8	NIVA 1999
Jomfruland	78	NIVA 1999
Bergen haveområde og Byfjorden	123 - 678	NIVA 1999
Venezia	582 – 3390	Ricciardi et al 2009. Målt på <i>Carcinus aestuarii</i>

5.6.3 TBT

Figur 48 viser TBT-konsentrasjonene, våtvekt, i krabbene fra de ulike delområdene samt referansestasjonen. Resultatene viser en økning i TBT-konsentrasjoner i taskekrabbe på samtlige stasjoner med unntak av referansestasjonen (Ref-2) hvor konsentrasjonen 2011 var under deteksjonsgrensen. Spesielt er økningen på Gilhus stor.

TBT-konsentrasjonene normalisert for fettinnhold viser at det har vært en stor økning på alle stasjoner utenom Tangen og Ref-2. På Tangen var reduksjonen liten og innenfor grensen av analyseusikkerhet, mens den på referansestasjonen var markant

med 70 % reduksjon. I 2011 inneholdt taskekrabbe fanget på Lierstranda de høyest konsentrasjonene, mens de lavest konsentrasjonene ble påvist på Holmen og Ref-2. Dette var også tilfelle i 2009.



Figur 48 TBT i innmat fra strandkrabbe med angivelse av analyseusikkerhet. Venstre: Normalisert i forhold til prosent fettinnhold (merk at fettinnhold er ikke målt for krabber fanget i Strømsløpet, Lierstranda og Tangen i 2009), Høyre: Ikke normalisert for fettinnhold. Grønne kolonner er under deteksjonsgrensen på 1 µg/kg.

Tabell 5 viser TBT-konsentrasjoner i taskekrabbe fra utvalgte lokaliteter. TBT-konsentrasjonene i strandkrabbene i denne undersøkelsen er betydelig lavere enn undersøkelser gjort i andre områder (Tabell 5).

Tabell 5 Konsentrasjoner av TBT i taskekrabbe (µg/kg v.v) i utvalgte områder.

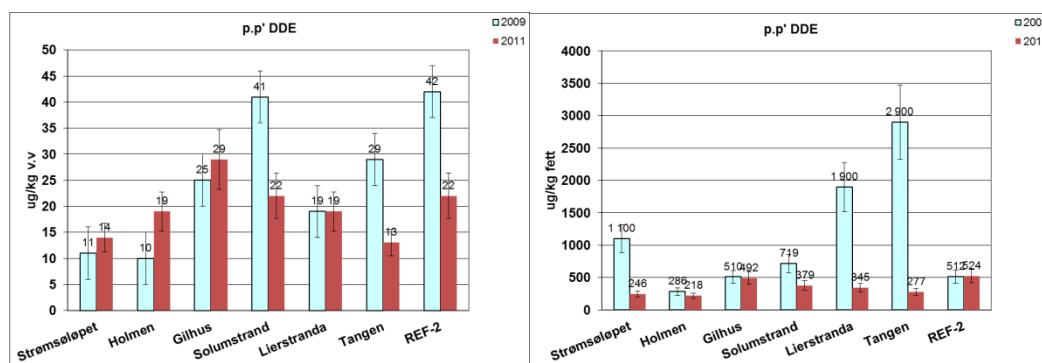
Område	TBT	Referanse/kommentar
Frierfjorden	600	NIVA 2002
Frierfjorden	60	NIVA 2002
Sandefjordsfjorden	3,9	NIVA 2002
Odense fjord	60 – 1000 ¹	Petersen, 1996/strandkrabbe

1: Oppgitt på tørrvektsbasis

5.6.4 DDT

DDT ble ikke påvist i krabbeinnmaten over deteksjonsgrensen på 1 µg/kg. Av nedbrytningsproduktene ble p,p' DDE påvist over deteksjonsgrensen (Figur 49). Resultatene viser en nedgang på Solumstrand, Tangen og Ref-2, mens det var en økning på Strømsløpet, Holmen og Gilhus.

Når resultatene er normalisert for fettinnhold ser en imidlertid at det har vært en nedgang på samtlige stasjoner med unntak av Ref-2. Økningen på Ref-2 faller imidlertid innenfor analyseusikkerheten. De påviste reduksjonene var spesielt store på Strømsløpet, Lierstranda og Tangen med henholdsvis tilnærmet 80 %, 80 % og 90 % reduksjon.



Figur 49 *p,p'* DDE i innmat fra strandkrabbe med angivelse av analyseusikkerhet. Venstre: Normalisert i forhold til prosent fettinnhold (merk at fettinnhold ikke er målt for krabber fanget i Strømsløpet, Lierstranda og Tangen i 2009, her er gjennomsnitt for de andre stasjonene brukt), Høyre: Ikke normalisert for fettinnhold.

Tabell 6 presenterer konsentrasjoner av DDT og nedbrytningsproduktet *p,p'* DDE i taskekrabbe fra utvalgte lokaliteter i Norge som er ansett som referanselokaliteter. Sammenliknet med disse undersøkelsene, er resultatene fra Drammensfjorden på nivå med det som er funnet tidligere på norske referanselokaliteter.

Tabell 6 *Konsentrasjoner (µg/kg v.v) av DDT og p,p DDE i taskekrabbe fra utvalgte lokaliteter.*

Område	Sum DDT	<i>p,p'</i> DDE	Referanse/kommentar
Fedafjorden	-	0,02	NIVA, 1986
Sponvika	-	0,098	NIVA, 1991
Tisler	27	0,026	NIVA, 1999b/referanselokalitet
Rauerbåen	33	0,031	NIVA, 1999b/referanselokalitet
Skaddene	29	0,027	NIVA, 1999b/referanselokalitet
Dalsgrunnen-Målen/Flosta	15	0,014	NIVA, 1999b/referanselokalitet
Torsken	20	0,018	NIVA, 1999b/referanselokalitet
Ny Hellesund	13	0,012	NIVA, 1999b/referanselokalitet
Runde	27	0,025	NIVA, 1999b/referanselokalitet

5.6.5 Metaller

Figur 50 viser resultater fra analyse av metaller i innmat fra strandkrabber. Tungmetallkonsentrasjonen har, med få unntak, økt i strandkrabber siden målingene i 2009. På enkelte stasjoner er de påviste verdiene over grenseverdiene. Det er etablert grenseverdier for flere stoffer i næringsmidler. Grenseverdiene er satt på bakgrunn av statistikk på kosthold/næringsinntak (ulike kostholdsmønstre), og skal fungere som en grense slik at konsum ikke skal gi negativ effekt på human helse. For informasjon om grenseverdier, se <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20020927-1028.html>.

Metallene kvikksølv, bly og kadmium har en grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt i krepsdyr. Unntatt fra denne grenseverdien er brunt krabbekjøtt (innmat). I denne undersøkelsen er det analysert på innhold av metaller i innmat i strandkrabbe som vanligvis ikke blir benyttet til konsum i Norge. Resultatene er likevel sammenliknet med grenseverdiene for krepsdyr for å gi en indikasjon på miljørisiko knyttet til disse metallene i krabbe.

Kadmium (Cd)

De målte kadmiumkonsentrasjonene avtok betraktelig i Strømsløpet fra 2009 til 2011. På Gilhus og Solumstrand er det en økning i kadmiumkonsentrasjonene i 2011 sammenliknet med 2009. På de resterende stasjonene indikerer resultatene en økning selv om de er innenfor usikkerhetene i analysene mellom 2009 og 2011. Solumstrand var den eneste stasjonen hvor kadmiumkonsentrasjonen i 2011 oversteg grenseverdien (0,5 mg/kg).

Bly (Pb)

Blykonsentrasjonene har økt på de fleste stasjoner. Konsentrasjonene er imidlertid langt under grenseverdien.

Kvikksølv (Hg)

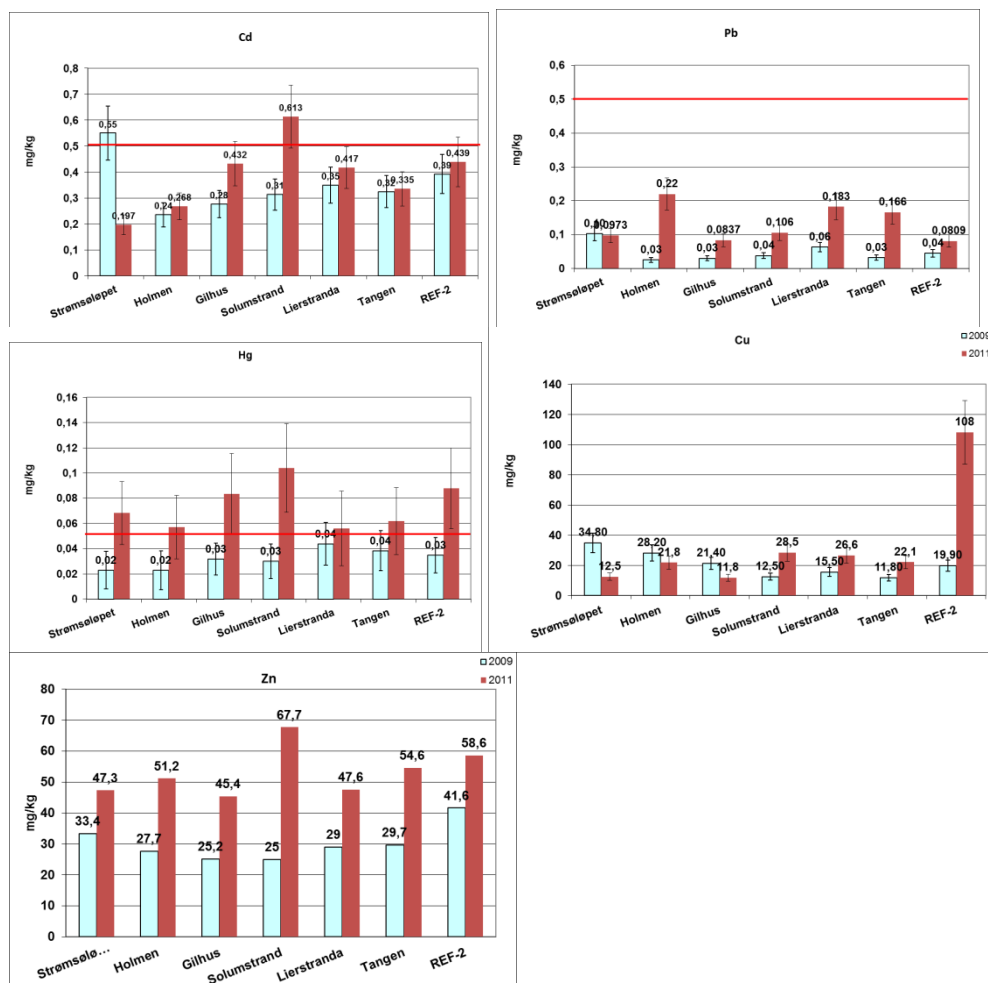
Kvikksølvkonsentrasjonene har økt på alle stasjoner. På tre av stasjonene, Gilhus, Solumstrand og Ref-2 var konsentrasjonene over grenseverdien på 0,5 mg/kg (usikkerheten i analysene tatt i betraktning).

Kobber (Cu)

Kobberkonsentrasjonene har avtatt i Strømsløpet og på Gilhus, men økt på de resterende stasjonene. Spesielt var økningen svært stor på Ref-2.

Sink (Zn)

Sinkkonsentrasjonene har økt på alle stasjoner.



Figur 50 Metaller i innmat fra strandkrabbe. Horisontal rød linje angir grenseverdier for krepsdyr (unntatt brunt krabbesmør).

Tabell 7 oppsummerer noen resultater fra utvalgte lokaliteter som er undersøkt tidligere. Metallkonsentrasjonene i strandkrabbe målt i denne undersøkelsen er på samme nivå som det som er målt i taskekrabbe i andre områder i Norge.

Tabell 7 Konsentrasjoner (mg/kg v.v) av metaller i taskekrabbe fra utvalgte lokaliteter.

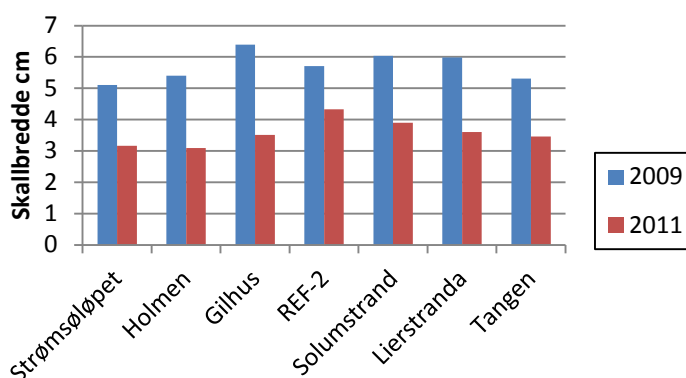
Område	Cd	Pb	Hg	Cu	Zn	Referanse
Fedafjorden	1,09	0,04	0,038	20,10	46,40	NIVA, 1986
Husebybukta-Lista	0,78	0,13	0,012	11,18	19,78	NIVA, 1987
Lundevågen-Lista	0,80	0,12	0,020	9,60	22,60	NIVA, 1987
Spind/Skarvøy-Lista	0,86	0,12	0,022	10,34	18,04	NIVA, 1987
Puddefjorden	7,1	0,15	0,09	13,7	25,9	NIVA, 1994
Sandviken	6,4	0,14	0,07	23,9	29,2	NIVA, 1994
Strømtangen	5,62	<0,02	0,13	90,7	51,6	NIVA, 1996
Iddefjorden	4,72	0,07	0,1	35,7	48,9	NIVA, 1996
Farsund	2,05	0,04	i.a.	24,7	24,7	NIVA, 1996

5.6.6 Oppsummering miljøgifter i biota

Selv om resultatene varierer er det en tendens til at konsentrasjonene av PCB, TBT og metaller i strandkrabbe er høyere i 2011 enn i 2009. Dette er ikke det samme som at tallene er store eller at det er grunnlag for bekymring. Sammenliknet med verdier i andre fjorder og etablerte grenseverdier, er ikke konsentrasjonene høye generelt.

Hvis usikkerheten i analysene inkluderes, er forskjellene mellom 2009 og 2011 mindre tydelig.

Generelt er det nok flere årsaker til forskjellene som er observert. Eksempelvis er det en betydelig størrelsesforskjell mellom krabbene fanget i 2009 og 2011, samt at det er en forskjell i fettinnhold.



Figur 51 Gjennomsnittlig skallbredde på strandkrabbene fanget i 2009 og 2011

Strandkrabbene fanget i 2009 er betydelig større enn de fanget i 2011. Hvilken betydning dette har for resultatene, er usikkert. Krabbene i 2009 er eldre (større skallbredde) enn krabbene fanget i 2011, så man kan kanskje forvente en høyere konsentrasjon i 2009 enn i 2011. Men andre faktorer som fettinnhold, føde, generell livshistorie og tilfeldigheter kan ha betydning for resultatene. En studie av Kamaruzzaman et. al (2011) indikerer at bioakkumulering av metaller i krabbe (hesteskokrabbe: *Tachypleus gigas*) ikke var signifikant påvirket av vekt, total lengde eller skallbredde.

Når det gjelder fettinnhold er det ikke nødvendigvis en reel forskjell i PCB konsentrasjoner mellom 2009 og 2011 når konsentrasjonene omregnes til fettvektbasis, men når det gjelder TBT er forskjellen tydelig.

Det er ingen funn i andre overvåkingsparametere (sediment, vann) som er undersøkt i overvåkningen av Drammensfjorden i perioden 2008-2011 som skulle tilsi at konsentrasjonene i krabbe skulle øke.

I henhold til informasjon om strandkrabbe på MarLin sine hjemmesider (se <http://www.marlin.ac.uk/biotic/browse.php?sp=4286>), er livssyklusen til strandkrabber i våre områder i størrelsesorden 6-10 år. Dette er interessant i forhold til

forventet responstid som kan forventes ved å måle på strandkrabbe. En periode på 6-10 år kan være et utgangspunkt for når nåværende generasjon av strandkrabber i fjorden er byttet ut med en ny generasjon som vil reflektere bedre endringene i miljøgiftinnhold i fjorden nå. Det er ikke uvanlig å se en god del variasjon når det måles på biologisk materiale generelt så det må gå litt tid med flere måleresultater før det kan konkluderes mer entydig. Det er derfor å anbefale at overvåkingen av krabbe fortsetter i flere år fremover.

5.7 Nye miljøgifter

I september 2011 ble prøvetakingen utvidet til å inkludere ”nye” miljøgifter i en del av prøvene. Følgende stoffer ble analysert:

- Polybromerte difenyletere (PBDE, inkl. PBDE-209)
- Bisfenol A
- Tetrabrombisfenol A (TBBPA)
- Heksabromosyklodekan (HBCDD)
- Irgarol
- Diuron
- Utvalgte perfluorerte forbindelser (PFC)
- Kort- og mellomkjededede klorerte parafiner (SCCP og MCCP)
- Heksabromosyklodekan (HBCDD)
- nonyl- og oktylfenoler og deres etoksylder (alkylfenoler)
- organofosforos flamme hemmere

Tidligere rapporterte undersøkelser av disse stoffene i miljøet, er listet i Tabell 8.

Tabell 8 Eksisterende rapporter med data om nye miljøgifter i Drammensfjord.

År	Rapport	Stoff	Fase
2003	Klif – TA 2006	PBDE, HBCD, TBBPA, Bisfenol-A, SCCP	Sediment, Biota
2003	Zegers et al. ES&T 2003	PBDE	Sediment
2004	Klif – TA 2096	PBDE	Sediment
2005	Klif – TA 2120	PBDE, HBCD, TBBPA, Bisfenol-A, PFAS, SCCP	Sediment
2007	Klif – TA 2368	PFC	Sediment
2008	NGI – 20081562	PBDE, HBCD, TBBPA, PFOS, Bisfenol-A, Irgarol, Diuron, SCCP	Elve-/ fjordsediment
2009	Klif – TA 2521	PBDE, PFC	Suspendet stoff/vann
2009	Klif – TA 2625	PBDE-209	Sediment, Biota

Prøvetakingen i Drammensfjorden ble gjort på 7 sedimentstasjoner (sedimentprøver med dybde 0-2 cm): Lie-6, Lie-8, Elv 2, Stø-19, Tan-22, Sol-29, og Sol-30. Vannprøver ble tatt på stasjonene Lie-8, Elv-2 og Sol-30, og strandkrabber ble fanget



fra områdene ”havn” og ”fjord.” Resultatene og vurdering vil bli presentert i en egen rapport.

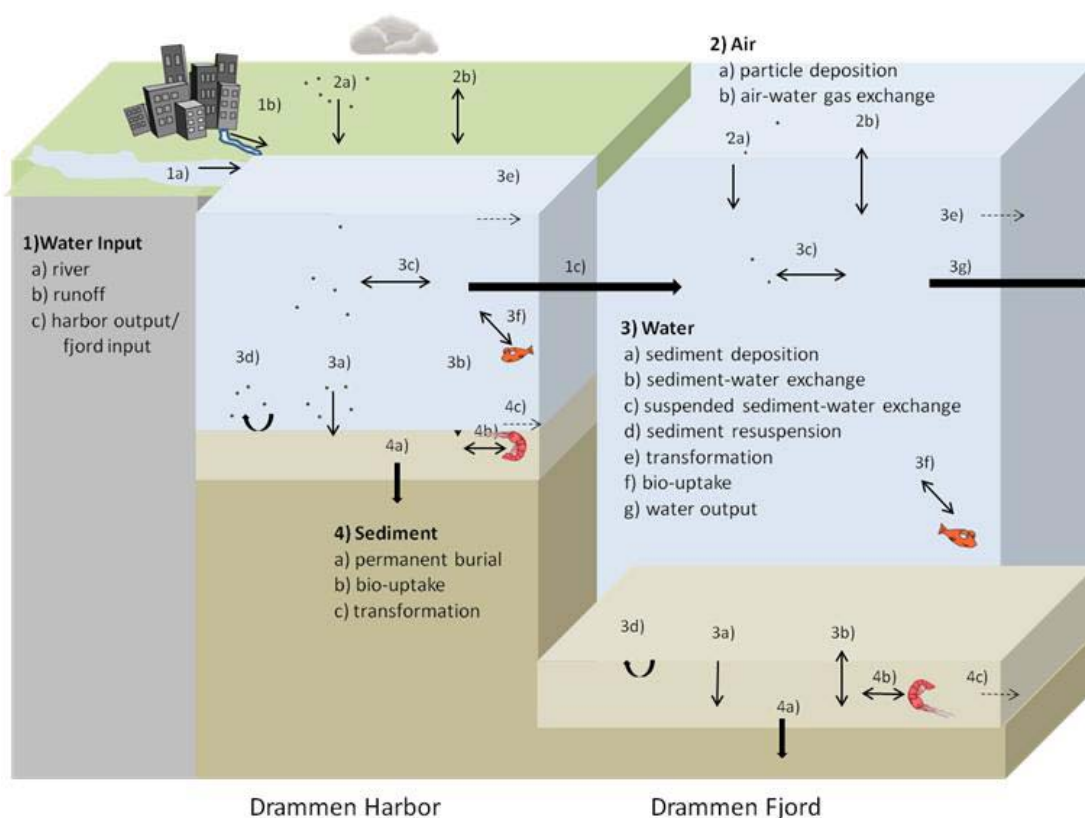
5.8 Modellering av endringer i forurensnings situasjon

Målinger av miljøgiftkonsentrasjonen i sediment, vann og biota gir god oversikt over hva miljøtilstanden i delområdene i Drammensfjorden var da prøvene ble tatt. For å kunne si noe om forventet utvikling i miljøtilstanden i Drammensfjorden, er det laget en "Drammensfjordmodell." Modellen bruker overvåkningsdata som grunnlag for å simulere flere forskjellige transportprosesser mellom områder og mellom vannfase, sediment og biota. Modellen kan benyttes til å se på sentrale problemstillinger som:

- Hva er den viktigste forurensningskilden?
- Med hvilken hastighet stiger eller synker konsentrasjoner med tid?
- Kan tiltak i sedimentet redusere konsentrasjonen av miljøgifter i biota?

Denne modellen er presentert i årsrapport 2010 der det er gitt en grundig teknisk beskrivelse.

Figur 52 viser mekanismene for distribusjon og opptak av miljøgifter i mediene biota, sediment og vann.

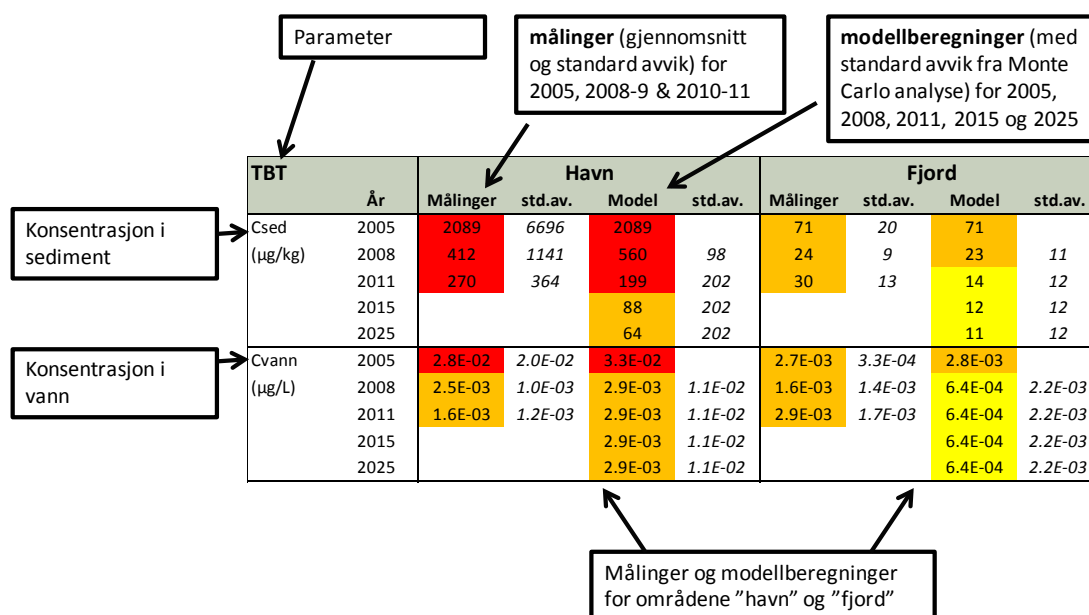


Figur 52 Oversikt av Drammensfjordmodellen.

Modellen lager estimater av konsentrasjon av ulike miljøgifter i sediment, vann og biota for område "havn" og område "fjord." Sedimentkonsentrasjoner og vannkonsentrasjoner fra 2005 (fra NGI Rapport 20041208-3) er brukt som

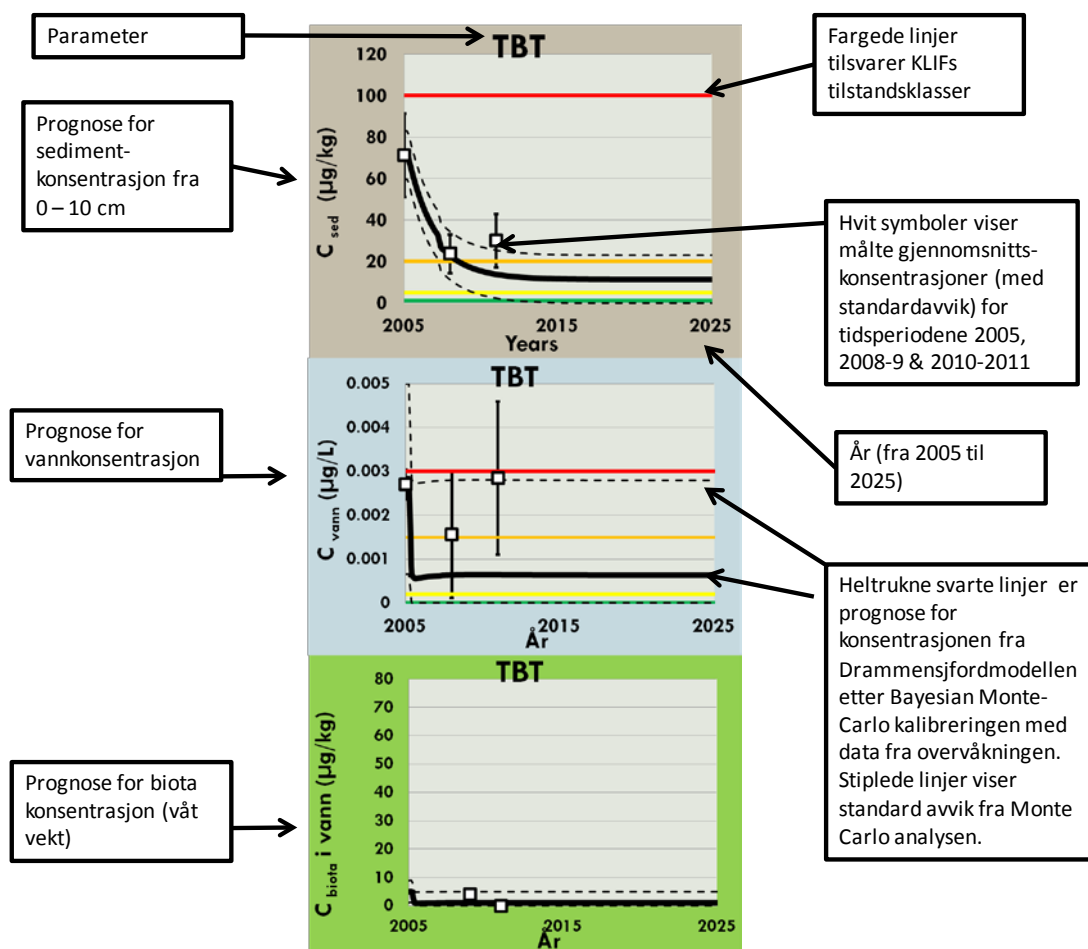
startkonsentrasjoner i modellen. Modellen er kalibrert med gjennomsnittskonsentrasjoner målt i overvåkingsperioden ved å bruke en Bayesian Monte-Carlo algoritmer (Schenker et al, 2009).

Modellen er her brukt til å estimere endringer i miljøtilstanden knyttet til konsentrasjonene av PCB-7, Pyren (en av PAH-forbindelsene), TBT, Hg og Cu, men estimater kan enkelt gjøres for andre stoffer også. Modell virker best for PCB, PAHer, TBT, og andre organiske miljøgifter, blant annet fordi fasefordelingen og opptak i organismer er styrt av enklere kjemiske mekanismer for de organiske miljøgiftene enn for metallene.



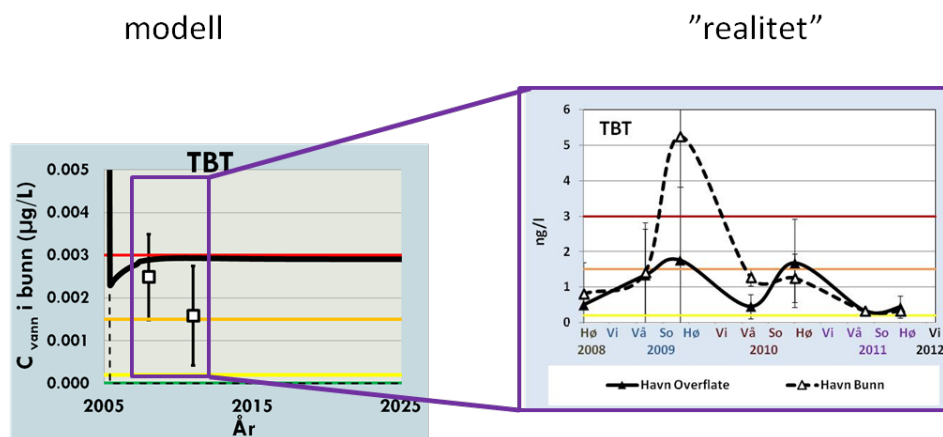
TBT	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Konsentrasjon i sediment (Csed, µg/kg)	2005	2089	6696	2089		71	20	71	
	2008	412	1141	560	98	24	9	23	11
	2011	270	364	199	202	30	13	14	12
	2015			88	202			12	12
	2025			64	202			11	12
Konsentrasjon i vann (Cvann, µg/L)	2005	2.8E-02	2.0E-02	3.3E-02		2.7E-03	3.3E-04	2.8E-03	
	2008	2.5E-03	1.0E-03	2.9E-03	1.1E-02	1.6E-03	1.4E-03	6.4E-04	2.2E-03
	2011	1.6E-03	1.2E-03	2.9E-03	1.1E-02	2.9E-03	1.7E-03	6.4E-04	2.2E-03
	2015			2.9E-03	1.1E-02			6.4E-04	2.2E-03
	2025			2.9E-03	1.1E-02			6.4E-04	2.2E-03

Figur 53 Figurforklaring av Drammensfjordmodell, output, datatabell.



Figur 54 Figurforklaring av Drammensfjordmodell, prognosefigurer.

Vær oppmerksom på at data som er vist i figurene og prognosene fra modellen viser en "gjennomsnittlig trend" og ikke variabiliteten som konsentrasjonene vil ha med tid og sted. Figuren nedenfor illustrerer dette ved å vise data og prognose for konsentrasjon av TBT i vann slik det er brukt i modelleringen og slik det er rapportert i overvåkingen (avsnitt 5.5):



Figur 55 Forskjell mellom Drammensfjordmodell figurer og "realitet"

5.8.1 Modellering av utvikling uten tiltak (naturlig forbedring)

5.8.1.1 Kobber

Tabell 9 Målinger og modellberegninger for Cu fra 2005 – 2025.

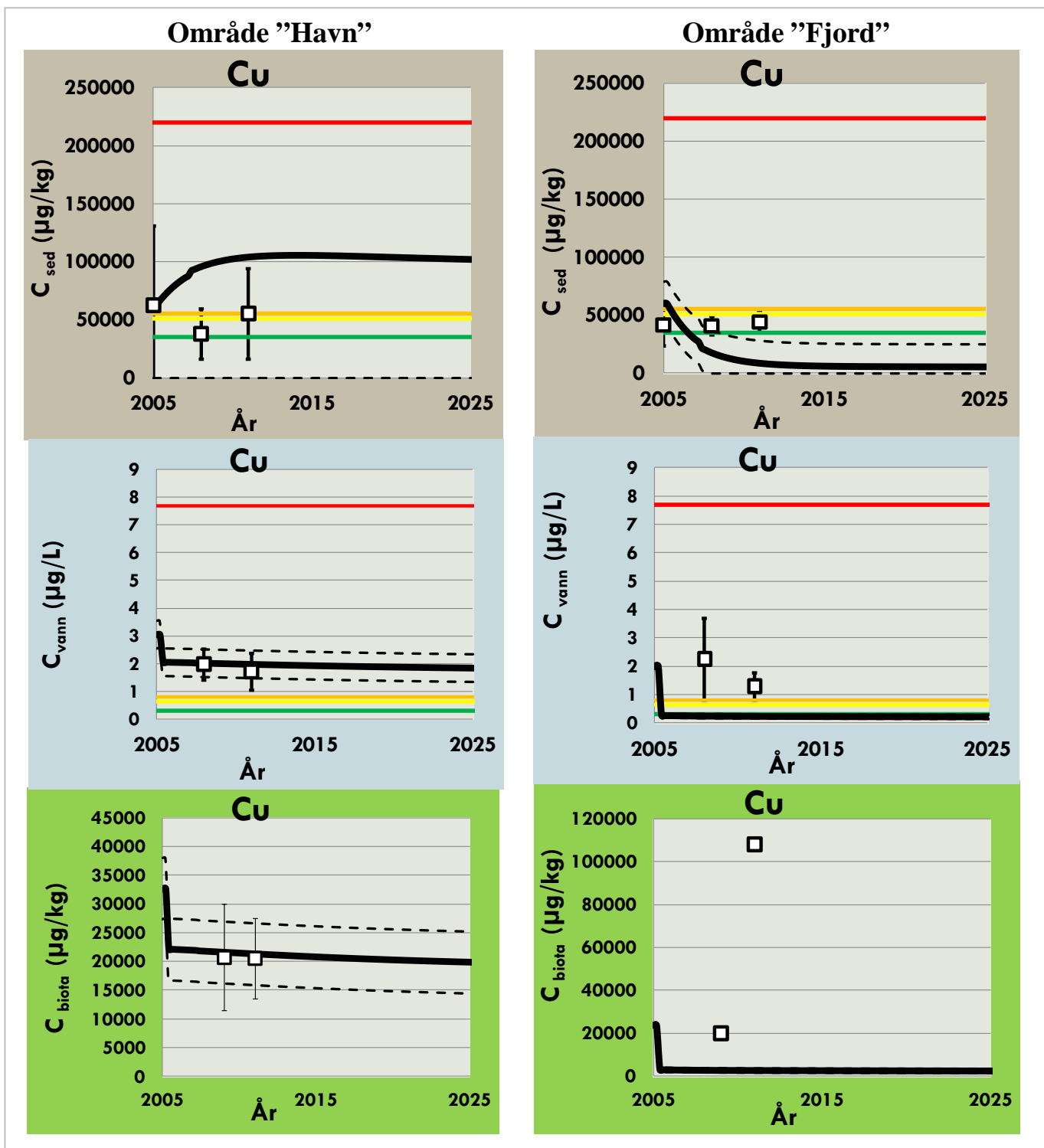
Cu	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Csed (ug/kg)	2005	62194	68500	62755		41773	18538	59864	
	2008	37533	21548	95814	410061	41000	7810	17630	18933
	2011	55077	38947	104186	315651	44333	9292	8652	19145
	2015			105652	315651			6194	19145
	2025			102167	315651			5550	19145
Cvann (µg/L)	2005	2.0	0.6	3.0		2.2	0.0	2.0	
	2008	2.0	0.6	2.0	0.5	2.2	1.4	0.2	0.1
	2011	1.7	0.7	2.0	0.5	1.3	0.5	0.2	0.1
	2015			1.9	0.5			0.2	0.1
	2025			1.8	0.5			0.2	0.1

Sediment – Standardavviket for estimert kobberkonsentrasjon i sedimentet i område ”havn“ dekker alle tilstandsklassene. Modellen gir derfor ikke en god prognose for utviklingen av kobberkonsentrasjonen.

Vann – Prognosen for kobberkonsentrasjonen i vann i området ”havn” stemmer bedre med overvåking data enn i ”fjord.” Det forventes ingen betydelig endring i noen av områdene med tid.

Biota – Også for kobberkonsentrasjonen i biota, estimerer modellen bare mindre endringer med tid. Også her stemmer målt konsentrasjon i området ”havn” mye bedre med modellert konsentrasjon enn i område ”fjord.”

Sammenligningen mellom målte og modellerte konsentrasjoner av kvikksølv og kobber viser at det er mye vanskeligere å forutsi endringer i konsentrasjoner av disse metallene i sediment, vann og biota enn det er for organiske miljøgifter. Forbedring av modellen på dette punktet kan oppnås ved å øke kunnskapen om fordeling av metaller i de ulike media gjennom å fortsette overvåkingen og å gjøre spesifikke studier av fasefordeling av metaller mellom vann og sediment.



Figur 56 Drammensfjordmodell prognose for kobber.

5.8.1.2 Kvikksølv

Tabell 10 Målinger og modellberegninger for Hg fra 2005 – 2025.

Hg	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Csed (µg/kg)	2005	225	247	162		155	113	206	
	2008	198	141	277	152	580	625	107	79
	2011	275	480	245	179	300	255	71	92
	2015			236	179			58	92
	2025			241	179			55	92
Cvann (µg/L)	2005	3.2E-03	2.6E-03	3.9E-03		3.2E-04	8.7E-06	3.1E-04	
	2008	3.9E-03	2.4E-03	5.1E-04	5.4E-04	0.0E+00	0.0E+00	3.8E-05	5.8E-04
	2011	5.8E-03	4.3E-03	3.8E-04	5.4E-04	0.0E+00	0.0E+00	3.3E-05	5.8E-04
	2015			3.4E-04	5.4E-04			3.2E-05	5.8E-04
	2025			3.4E-04	5.4E-04			3.1E-05	5.8E-04

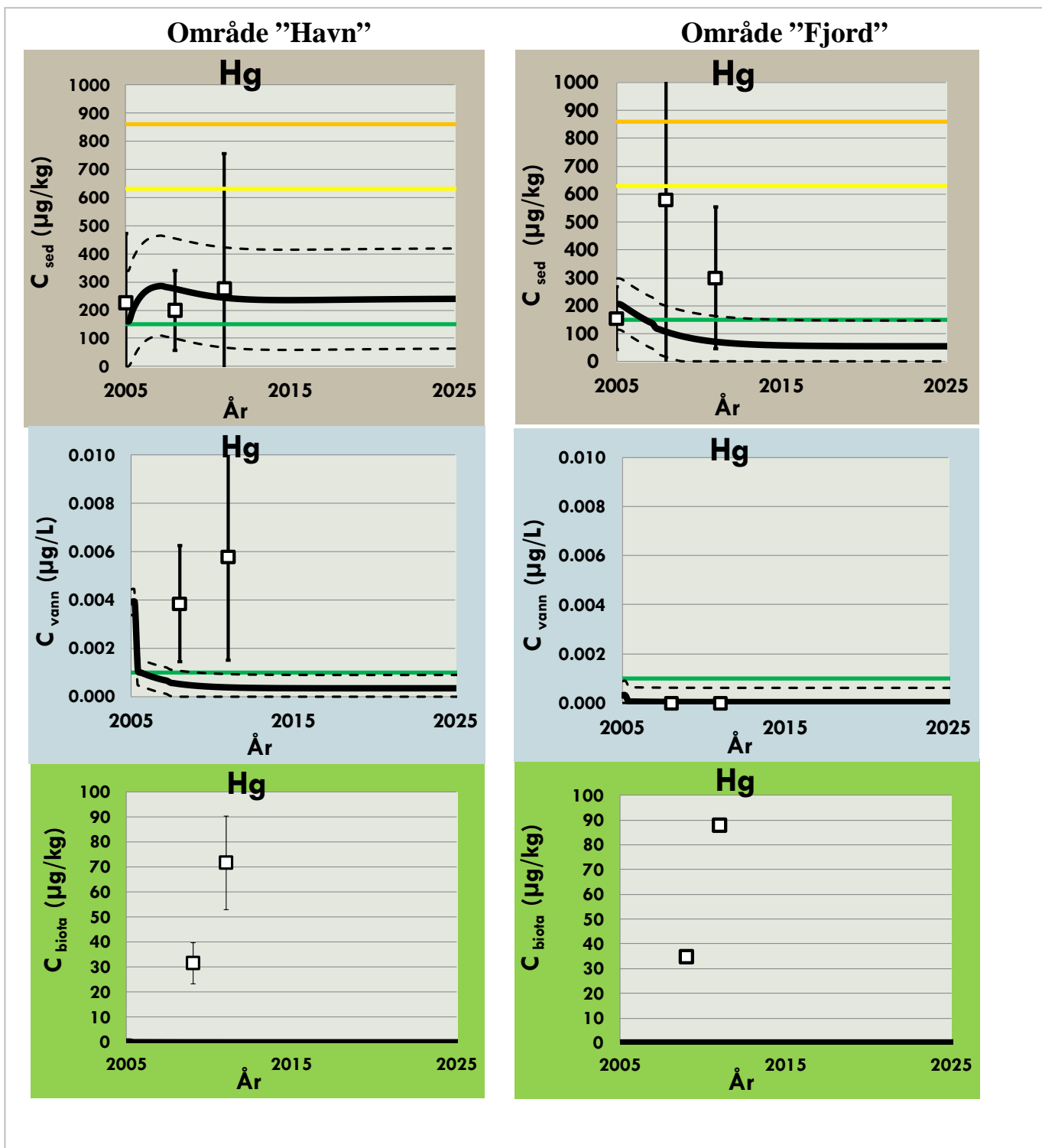
Den naturlige variasjonen i hvor sterkt metallene bindes til partikler (fasefordelingen) er mye større enn for organiske miljøgifter. Dette skyldes at metallene kan inngå i flere ulike mineralske forbindelser der løseligheten av metallene i vann varierer mye avhengig av hvilken forbindelse de er bundet i. Dette gjør at det er mye vanskeligere å forutsi hvordan metaller oppfører seg og fordeler seg mellom vann, sediment og biota. Utviklingen i konsentrasjonen av metaller i sedimentet er sannsynligvis den parameteren som modellen er best egnet til å estimere, dersom innholdet i sedimentet er styrt av innholdet i det sedimenterende materialet.

Sediment – Modellen estimerer at konsentrasjonen av kvikksølv i sedimentet i området "havn" vil endres lite i den modellerte perioden. De målte konsentrasjonene ligger innenfor usikkerheten til den estimerte konsentrasjonen. I område "fjord" estimerer modellen en nedgang i kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentet, men de målte konsentrasjonene i 2008 og 2011 er høyere enn i 2005 og er høyere enn konsentrasjonene estimert av modellen.

Kvikksølv bundet i sulfider som kan dannes i anoksisk sjøvann er svært lite løselig. Sjøvannet over store deler av sedimentene i området "fjord" har vært anoksisk lenge. Og selv om resultater fra overvåkingen av oksygen i vannmassene viser en økt tilførsel av oksygen i bunnvannet i området "fjord," kan en slik binding av kvikksølv ha ført til en opphopning av kvikksølv i sulfidrike sedimenter i Drammensfjorden. Dette kan imidlertid ikke forklare den tilsynelatende økningen i sedimentkonsentrasjon fra 2005 til 2008.

Vann – Både målt og modellert konsentrasjon i vann tilsvarer tilstandsklasse I – II.

Biota – Både for konsentrasjonen i vann og i biota er den målte konsentrasjonen mye høyere enn modellert konsentrasjon. Dette betyr at modellen underestimerer løseligheten av kvikksølv. Målinger av fordelingen av kvikksølv mellom partikler/sediment og vann kan gjøres for å bedre estimatene av utviklingen for kvikksølv.



Figur 57 Drammensfjordmodell prognose for kvikksølv.

5.8.1.3 Pyren

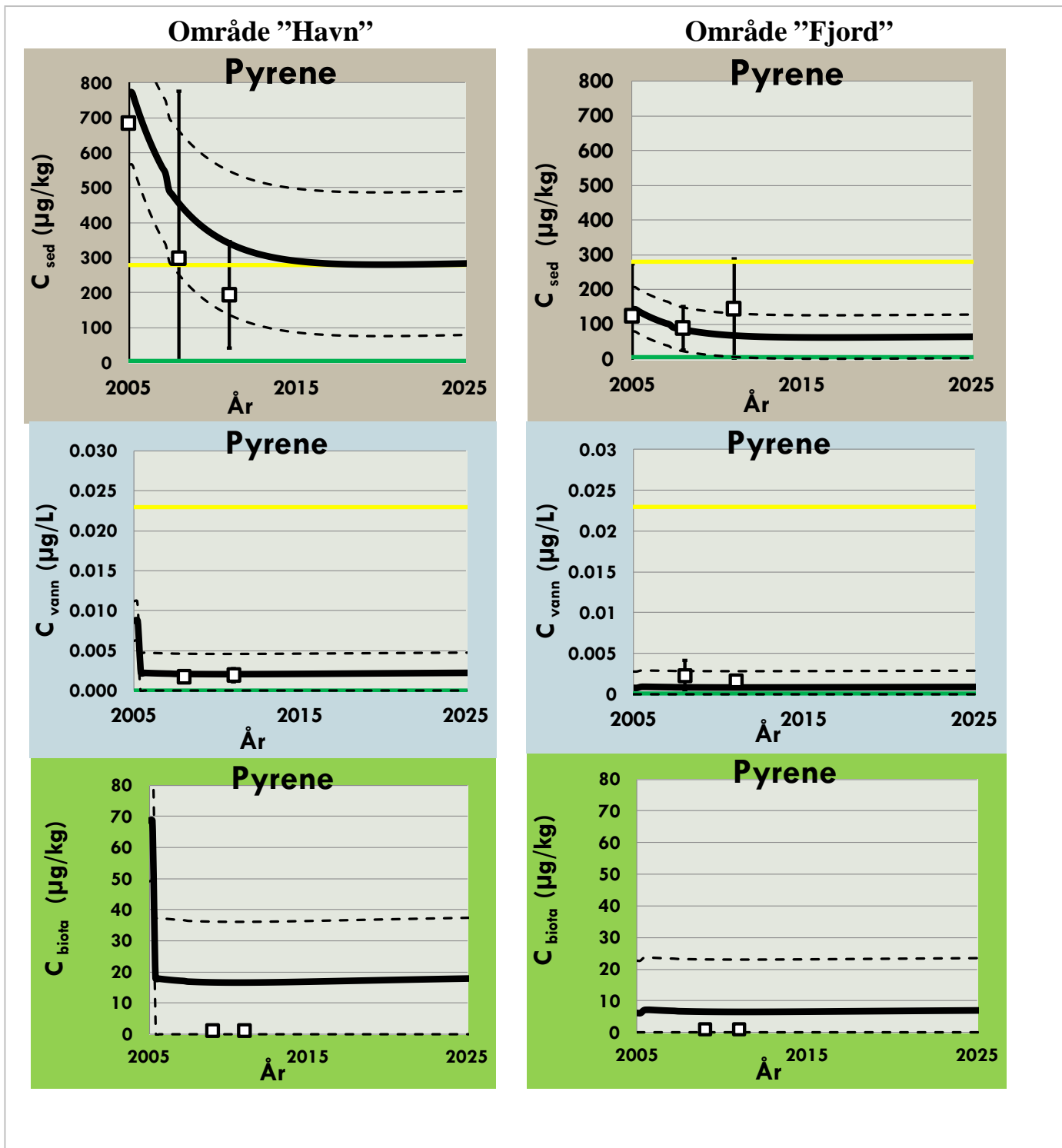
Tabell 11 Målinger og modellberegninger for Pyren fra 2005 – 2025.

Pyrene	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Csed (µg/kg)	2005	685	1688	772		124	150	143	
	2008	299	478	456	278	89	63	86	73
	2011	194	153	342	206	145	143	69	63
	2015			292	206			64	63
	2025			285	206			65	63
Cvann (µg/L)	2005	7.0E-03	5.6E-03	8.7E-03		7.0E-04	4.9E-05	7.5E-04	
	2008	1.7E-03	6.4E-04	2.1E-03	2.5E-03	2.3E-03	1.8E-03	8.1E-04	2.1E-03
	2011	1.9E-03	8.6E-04	2.1E-03	2.5E-03	1.7E-03	6.4E-04	8.0E-04	2.1E-03
	2015			2.1E-03	2.5E-03			8.0E-04	2.1E-03
	2025			2.3E-03	2.5E-03			8.5E-04	2.1E-03

Sediment – Modellen estimerer at pyrenkonsentrasjonen i sedimentet vil fortsette å synke til en likevektssituasjon med gjennomsnittskonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II - III i område "havn," og II i område "fjord." Målingene av pyren i sediment ligger godt innenfor usikkerheten til modellen.

Vann – Modellen estimerer at konsentrasjonen av pyren i vann synker raskt etter at pyrenkonsentrasjonen i sediment er redusert fra 2005 til 2008 for deretter å holde seg konstant tilsvarende tilstandsklasse I til II i område "havn" og i område "fjord."

Biota – Pyren var ikke påvist i strandkrabber. Modellen estimerer konsentrasjoner mellom 0 – 40 µg/kg v.v. i organismer som lever i vann.



Figur 58 Drammensfjordmodell prognose for pyren.

5.8.1.4 PCB-7

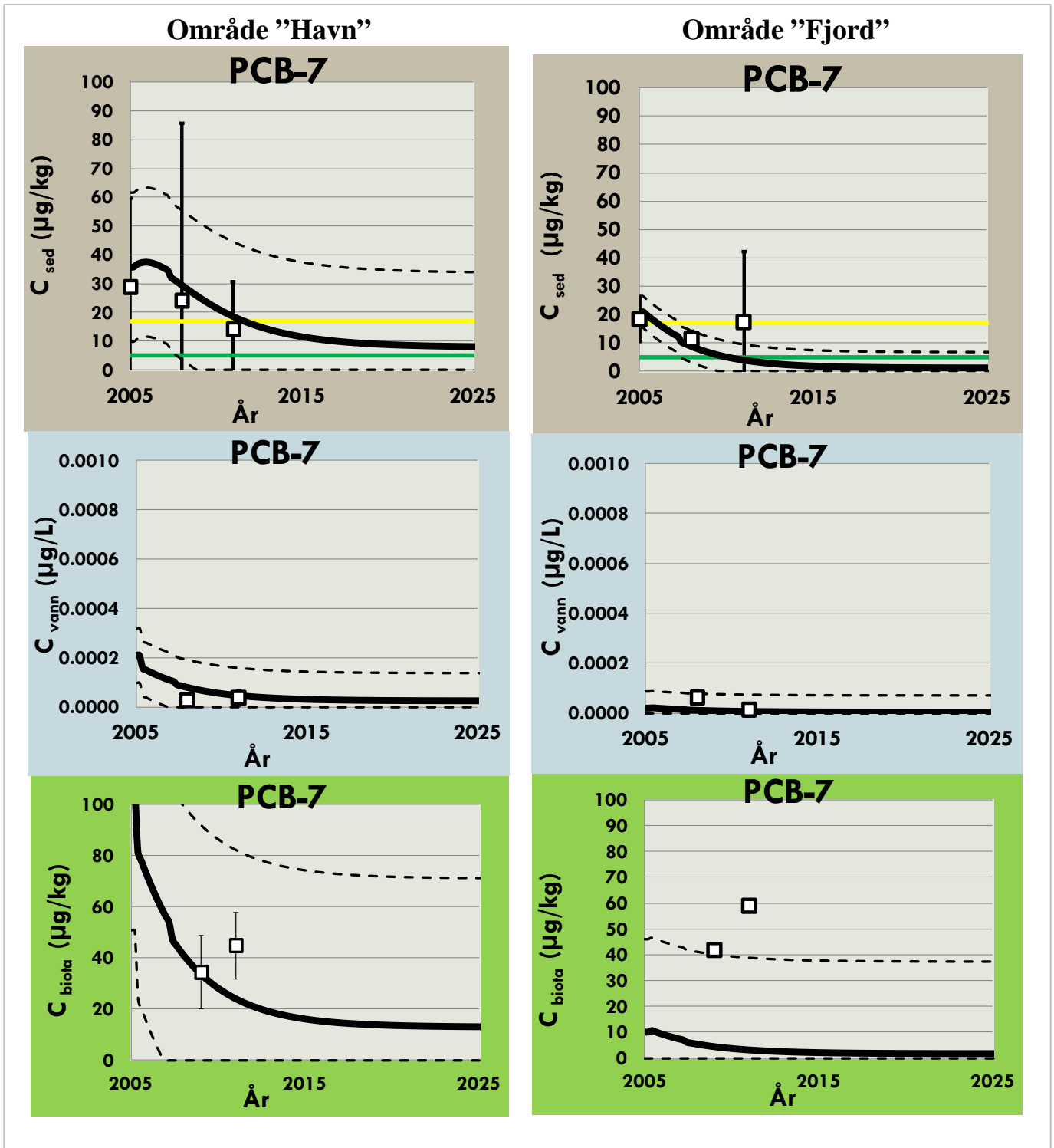
Tabell 12 Målinger og modellberegninger for PCB-7 fra 2005 – 2025.

PCB-7	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Csed (µg/kg)	2005	29	31	36		18	8	20.9	
	2008	24	62	30	37	11	3	8.6	5.2
	2011	14	16	19	26	17	25	3.8	5.6
	2015			12	26			1.7	5.6
	2025			8	26			1.1	5.6
Cvann (µg/L)	2005	1.7E-04	1.4E-04	2.1E-04		1.7E-05	8.4E-07	1.9E-05	
	2008	2.8E-05	1.1E-05	7.9E-05	1.1E-04	6.1E-05	2.1E-05	1.0E-05	6.7E-05
	2011	3.8E-05	3.0E-05	4.6E-05	1.1E-04	1.3E-05	1.9E-06	6.0E-06	6.7E-05
	2015			3.1E-05	1.1E-04			4.0E-06	6.7E-05
	2025			2.5E-05	1.1E-04			3.2E-06	6.7E-05

Sediment – Modellen estimerer at den forsiktede nedgangen i PCB-7-konsentrasjon som er målt i sediment siden 2005 vil fortsette til konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse II i området ”havn” og tilstandsklasse I i område ”fjord.”

Vann – Også for PCB-7-konsentrasjonen i vann, estimerer modellen en fortsatt forsiktig nedgang. De målte konsentrasjonene ligger innenfor usikkerheten til modellert konsentrasjon.

Biota – Modellen estimerer også en nedgang i PCB-7-konsentrasjonen i biota i området ”havn.” Her stemmer også målte konsentrasjoner godt overens med modellen. I området ”fjord” estimerer modellen liten endring i PCB-7-konsentrasjonen i biota. Den målte konsentrasjonen i Biota ligger her høyere enn estimert konsentrasjon fra modellen.



Figur 59 Drammensfjordmodell prognose for PCB-7.

5.8.1.5 TBT

Tabell 13 Målinger og modellberegninger for TBT fra 2005 – 2025.

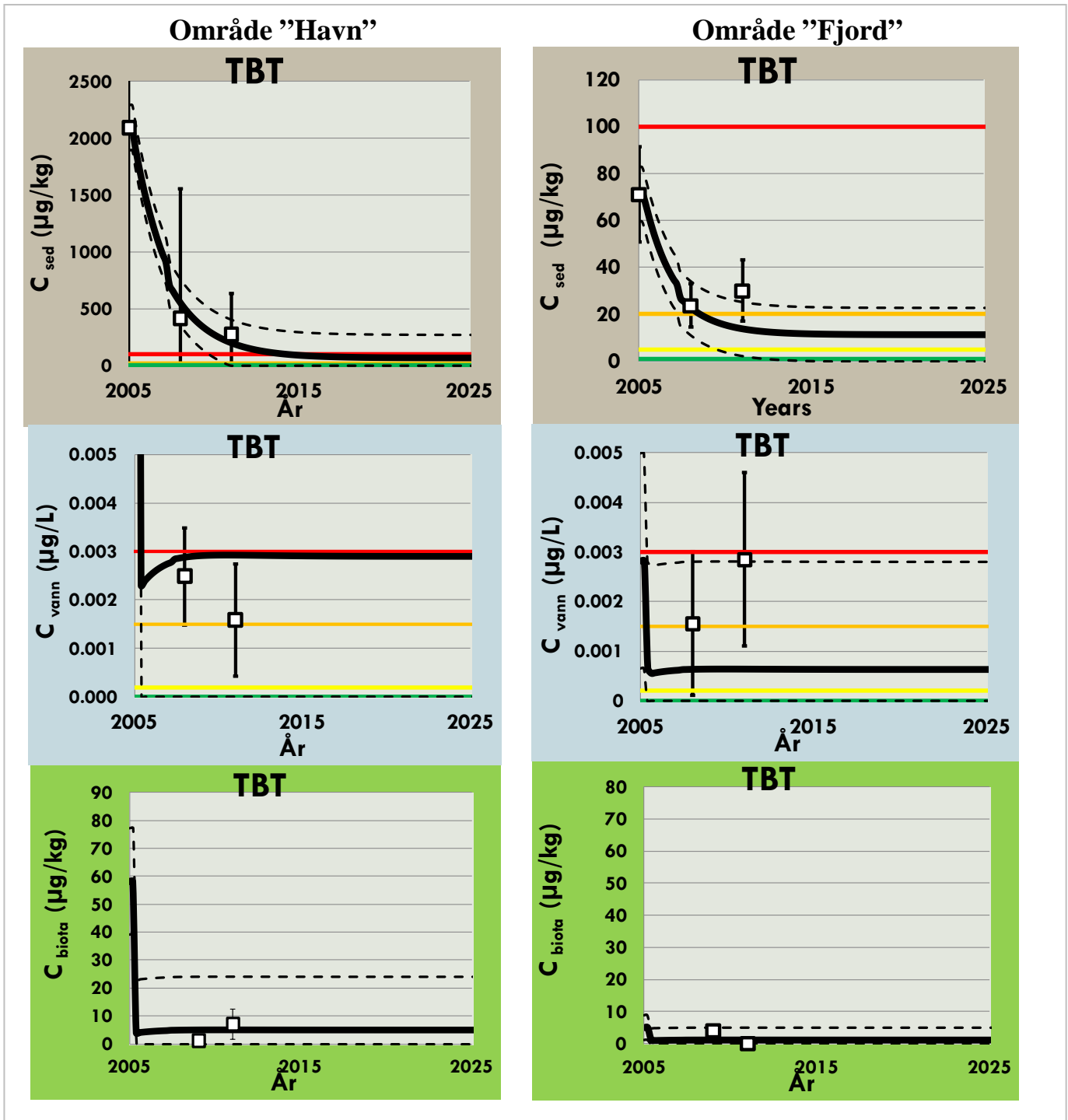
TBT	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Csed (µg/kg)	2005	2089	6696	2089		71	20	71	
	2008	412	1141	560	98	24	9	23	11
	2011	270	364	199	202	30	13	14	12
	2015			88	202			12	12
	2025			64	202			11	12
Cvann (µg/L)	2005	2.8E-02	2.0E-02	3.3E-02		2.7E-03	3.3E-04	2.8E-03	
	2008	2.5E-03	1.0E-03	2.9E-03	1.1E-02	1.6E-03	1.4E-03	6.4E-04	2.2E-03
	2011	1.6E-03	1.2E-03	2.9E-03	1.1E-02	2.9E-03	1.7E-03	6.4E-04	2.2E-03
	2015			2.9E-03	1.1E-02			6.4E-04	2.2E-03
	2025			2.9E-03	1.1E-02			6.4E-04	2.2E-03

Resultatene viser at prognosen for TBT-konsentrasjonen fra modelleringen stemmer godt overens med målte konsentrasjoner i de ulike media.

Sediment – Modellen estimerer at TBT-konsentrasjonen i sedimentet vil fortsette å synke til en likevektssituasjon med gjennomsnittskonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV i område ”havn” og tilstandsklasse III i område ”fjord.” Selv om denne klassen tilsvarende sterkt forurensede sediment vil dette være en betydelig forbedring i forhold til det som er målt i sedimentet tidligere. Dersom tilførslene reduseres ytterligere, eller hvis det gjøres tiltak i de mest forurensede sedimentene (på Tangenbanken og Solumstrand, se avsnitt 5.5.11), blir prognose enda bedre. Disse områdene har relativt stor betydning for spredning og opptak i biota. En simulering av tildekking i disse områdene er vist i avsnitt 5.8.2.

Vann – Modellen estimerer at konsentrasjonen av TBT i vann skal synke raskt etter at TBT-konsentrasjonen i sediment er redusert fra 2005 til 2008, for deretter å holde seg konstant tilsvarende tilstandsklasse IV i område ”havn” og tilstandsklasse III i område ”fjord.” Standardavviket for prognosen er relativt stort og dekker flere tilstandsklasser. I område ”havn” er alle tilstandsklassene innenfor det som er usikkerheten i beregningen av TBT-konsentrasjonen.

Biota – Som for konsentrasjonen i vann, estimerer modellen en nedgang i TBT-konsentrasjon i biota som følge av redusert TBT-konsentrasjon i sedimentet før konsentrasjonen forventes å være stabil. De målte konsentrasjonene i biota ligger innenfor usikkerheten til modellert konsentrasjon i biota.



Figur 60 Drammensfjordmodell prognose for TBT.

5.8.2 Modellering av effekt av tiltak

Modellering av hvordan tiltak endrer konsentrasjon av miljøgifter i sediment, vann og biota er gjort for TBT fordi TBT beskrives godt av modellen og fordi de mest forurensede områdene i Drammensfjorden inneholder mye TBT.

5.8.2.1 Tildekking av Tangenbanken og Solumstrand i 2013

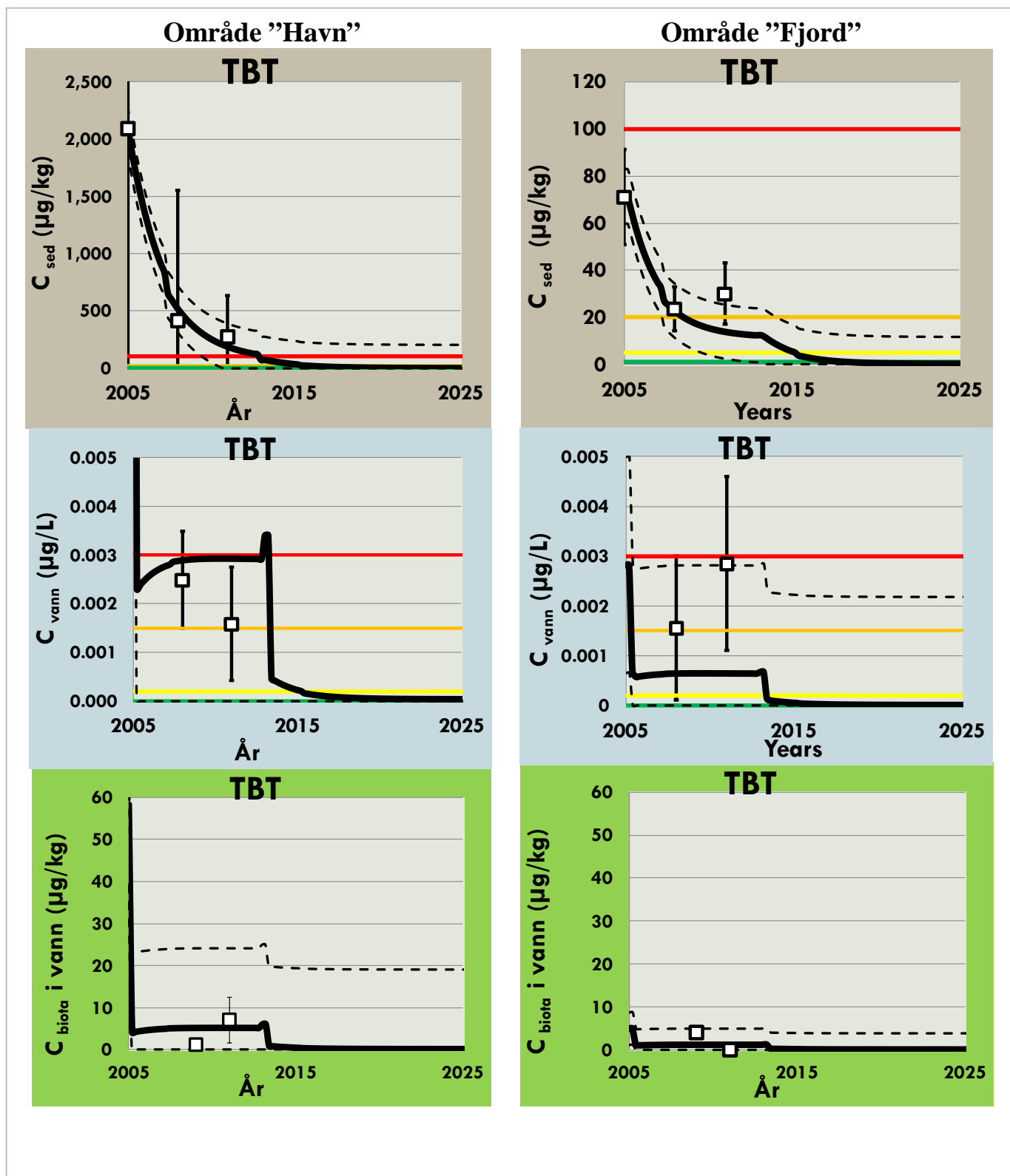
I dette scenariet blir de områdene som er mest forurenset med TBT (Tangenbanken og Solumstrand) tildekket med rene masser i 2013. Det er antatt at dette reduserer gjennomsnittskonsentrasjonen i sedimentet i område "Havn" fra 121 µg/kg (prognose for 2013) til 73 µg/kg. Denne reduksjonen framkommer ved å redusere konsentrasjonen på Tangenbanken og Solumstrand med 90 %, mens de andre delområdene som inngår i området "havn" ikke endres.

Tabell 14 Målinger og modellberegninger for Hg fra 2005 – 2025.

TBT	År	Havn				Fjord			
		Målinger	std.av.	Model	std.av.	Målinger	std.av.	Model	std.av.
Csed (µg/kg)	2005	2089	6696	2089		71	20	71.1	
	2008	412	1141	519	98	24	9	22.8	10.5
	2011	270	364	187	202	30	13	13.8	11.5
	2015			36	202			5.5	11.5
	2025			1	202			0.2	11.5
Cvann (µg/L)	2005	2.8E-02	2.0E-02	3.3E-02		2.7E-03	3.3E-04	2.8E-03	
	2008	2.5E-03	1.0E-03	2.9E-03	1.1E-02	1.6E-03	1.4E-03	6.4E-04	2.2E-03
	2011	1.6E-03	1.2E-03	2.9E-03	1.1E-02	2.9E-03	1.7E-03	6.4E-04	2.2E-03
	2015			2.3E-04	1.1E-02			5.3E-05	2.2E-03
	2025			4.4E-05	1.1E-02			9.6E-06	2.2E-03

Bemerkninger:

- 1) Modellen viser at tiltaket kan føre til en raskere restituering enn naturlig restituering slik at gjennomsnittskonsentrasjon i sedimentet reduseres til tilstandsklasse II i område "havn" og tilstandsklasse I i området "fjord" før 2025. Naturlig restituering forventes bare å oppnå tilstandsklasse IV i "havn" og III i "fjord," som vist over.
- 2) Forandring i område "fjord" går saktere enn i område "havn" fordi tiltakene ikke gjøres i området "fjord." Område "fjord" restitueres dermed ved at renere sedimenterende materiale og vann transporteres ut dit.



Figur 61 Drammensfjordmodell prognose for TBT med sediment tildekking i 2013.

6 Vurdering med besvarelse av sentrale spørsmål fra FMBU

Oppgaven i dette prosjektet har blant annet vært å svare på en rekke konkrete spørsmål om miljøtilstand og miljøforhold i Drammensfjorden. Disse spørsmålene var formulert av Fylkesmannen i Buskerud som en del av grunnlaget for tilbudsinnbydelsen. Svarene, eller informasjon om hva status er, med hensyn på å besvare disse spørsmålene finnes i resultatene over (Kapittel 5).

I dette kapittelet besvares disse spørsmålene enkeltvis, kortfattet og med henvisning til hvor man finner resultater som beskriver det aktuelle tema.

6.1 Miljøgifter

1) Hva er miljøgiftkonsentrasjonen i sedimentene, inkl. i de øverste 10 til 20 cm i bunnsedimentet? - Hva er blandingsdybden i hvert enkelt område?

Miljøgiftkonsentrasjoner i sediment fra 2008 og 2011 er presentert og diskutert i kapittel 7 og Vedlegg E. TBT er det stoff som gir sedimentet høyest tilstandsklasse i de fleste tilfellene. TBT-konsentrasjonen i sediment tilsvarer tilstandsklasse III til V. I området "havn" langs kysten innerst i fjorden, tilsvarer TBT-konsentrasjonen klasse V i de fleste delområdene. Konsentrasjonen av TBT i sedimentet er generelt høyere i overflate sedimentet (0–5 cm) enn i sedimenterende materiale. Konsentrasjonen i toppsjiktet, er imidlertid lavere enn i dypere lag i sedimentet (5 – 10 cm).

Som beskrevet i avsnitt 5.4, er blandingsdybden i sedimentet 0,2 – 0,3 cm i Gilhus, Lierstranda og Tangenbanken, 2,2 - 3,3 cm i Solumstrand og 0,6 – 0,9 cm i referansestasjonene. Disse verdiene er lave sammenlignet med mange andre områder, og det er sannsynlig at det er størst usikkerhet i retning større blandingsdyp.

Dersom de lave blandingsdypene er reelle, betyr det at sedimentoverflaten vil være dominert av nylig sedimentert materiale med lite innblanding av eldre, forurenset sediment. Rent sedimenterende materiale vil derfor raskt dekke til det forurensete sedimentet og redusere konsentrasjonen av miljøgifter i overflatesedimentet.

2) Hvor stor er spredningen av miljøgifter fra andre kontaminerte områder?

Selv om innholdet av miljøgifter er lavere i det sedimenterende materialet enn i sedimentet for TBT, PAH og PCB i områder med mye forurensing, er det påvist høye konsentrasjoner av disse i enkelte prøver av sedimenterende materiale. Dette betyr at det fremdeles er aktive kilder på land som bidrar med forurensing til fjorden. Det er også funnet høyere konsentrasjoner av TBT og PAH i sedimenterende materiale like over sjøbunnen enn i materialet samlet inn i overflaten på Solumstrand. Dette indikerer at oppvirvling fra sjøbunnen er en viktig spredningsmekanisme derfra. Fra Tangenbanken og sørover langs Solumstrand er det funnet en avtakende gradient i TBT- og PCB-konsentrasjon både i sedimenterende materiale og i sediment. Dette tyder på at det skjer en spredning av forurensete partikler fra området ved Tangenbanken og mot Solumstrand. Dette kan være både

en spredning fra pågående kilder og fra sedimentet med den høyeste konsentrasjonen av TBT og PCB.

PAH produseres i forbrenningsprosesser og kommer inn i fjordsystemet fra luft og avløpsvann, eller direkte fra skip og industri. De høyeste konsentrasjonene av PAH i vann og sedimenterende materiale (tilstandsklasse III) ble funnet i Drammenselva. Dette kan komme fra ulike typer forbrenningskilder langs elven. På Lierstranda var det tidligere flere typer industri som hadde utslipp av PAH. Denne industrien er nedlagt, og det skjer i dag en opprydding på disse områdene på land. I dette området er det funnet høy konsentrasjon fra 5 – 10 cm, men ikke fra 0-5 cm. Dette viser at spredningen fra land nå er lavere enn tidligere. Dessuten er spredning fra dette forurensede sedimentet forhindret av det renere sedimentet i overflaten.

Modelleringen av spredning fra sedimentet viser at denne kan ha stor betydning for konsentrasjonen i omkringliggende områder.

3) *Hvor er det nødvendig med tiltak i forurenset sediment (avgrense områdene)?*

Konsentrasjoner av miljøgiftene TBT, PCB og kobber er høyt i delområdene Tangenbanken og Solumstrand og i enkelte stasjoner på Lierstranda. Modellering viser at tiltak her kan redusere miljøgiftkonsentrasjonen i sedimentet i hele Drammensfjorden og i biota med om lag 24 – 98 %. Usikkerheten knyttet til estimert utvikling både med og uten tiltak er stor og derfor er også usikkerheten knyttet til tiltakseffektiviteten stor. Tiltak i disse områdene, er uansett de tiltakene i sediment som forventes å ha størst positiv effekt på miljøtilstanden knyttet til miljøgifter i Drammensfjorden.

Det er påvist betydelige kilder til forurensning fra land i disse områdene også, tiltak anbefales derfor ikke før det er dokumentert at disse kildene er stoppet. Det er forventet en betydelig reduksjon av miljøgiftkonsentrasjon i sediment, vann og biota for flere av de aktuelle miljøgiftene (TBT, pyren (PAH) og PCB) også uten tiltak i sedimentet.

En oppsummerende vurdering av hvilke typer tiltak som kan bedre miljøtilstanden i Drammensfjorden er gjort i kapittel 7.

4) *I hvilken form spres de ulike miljøgiftene (partikulært eller i oppløst form) og hvor avsettes de?*

Hvordan miljøgiftene spres vil variere fra miljøgift til miljøgift.

Felles for alle miljøgiftene er likevel at de har en høy affinitet til partikler relativt til vann.

PCB-forbindelser er meget sterkt bundet til partikler og spres derfor mest i partikulært form.

De ulike PAH-forbindelsene har forskjellige fysiske-kjemiske egenskaper og spres derfor på forskjellige måter. Mindre PAH-forbindelser (for eksempel naftalen) spres i stor grad i oppløst form og delvis med luft, tyngre PAH forbindelser (for eksempel BaP) spres hovedsakelig med partikler.

TBT og andre organiske tinnforbindelser tilføres Drammensfjorden både som oppløst TBT og partikkelbundet TBT-form. De høye TBT-konsentrasjonene funnet på Tangenbanken og på den nordlige delen av Solumstrand (stasjon Tan-22 og til Sol-27, se vedlegg E) og den avtakende konsentrasjonen sørover langs Solumstrand, tyder på at det skjer en spredning av partikler sørover fra Tangenbanken. Undersøkelser av sedimentet i de dypere områdene av Drammensfjorden i 2005 viser også at det er høye konsentrasjoner av TBT like utenfor Tangenbanken i østlig retning mot dypere vann (NIVA 2006). Dette betyr at det skjer en spredning også i denne retningen. Strømmodelleringen viser at den dominerende strømrretningen forbi Tangenbanken er om lag rett øst, fra utløpet av Drammenselva og utover. Denne strømrretningen stemmer bra med transport av partikler med høyt TBT-innhold og gradvis sedimentasjon lenger ut som gir høye konsentrasjoner øst for Tangenbanken. Disse strømrforholdene tilsier imidlertid ikke en så sterk partikkeltransport sørover mot Solumstrand. De høye konsentrasjonene av TBT målt der kan forklares med følgende spredningsmekanismer:

- TBT kommer fra en annen kilde enn Tangenbanken
- TBT-forurensede partikler sedimenterer langs Solumstrand fordi vannstrømmen her er mye lavere.
- Strømmodellen har ikke fanget opp mindre vannstrømmer som transporterer partikler sørover langs land.

5) *Hva er bakgrunnskonsentrasjonen av miljøgifter i vannsøylen og i sedimentet?*

Det lokale bakgrunnsnivået i Drammensfjorden er definert ut ifra de laveste konsentrasjonene av ulike miljøgifter som er funnet i denne overvåkingen. Tilstandsklassene for disse konsentrasjonene er gitt nedenfor.

Bakgrunnskonsentrasjon i vann

Tilstandsklasse I for Cd, Hg

Tilstandsklasse I/II for PAH

Tilstandsklasse II for Pb

Tilstandsklasse II/III for Cu, Zn, TBT

Bakgrunnskonsentrasjon i sediment

Tilstandsklasse I for Pb, Cd, Cu, Hg, Zn, PAH-16 (og mest PAH), PCB-7.

Tilstandsklasse I/II for sum-DDT

Tilstandsklasse II/III for TBT og for noen PAH

6) *Hvordan er utviklingen av miljøgiftkonsentrasjonen i vann, sediment og i bunndyrsamfunn?*

Overvåkingen av miljøgiftkonsentrasjonen i vann, sediment og biota er gjort for å se om det er en målbar utvikling i konsentrasjonen i disse fasene i løpet av den perioden overvåkingen har dekket. Overvåkingen har så langt vært gjort fra høsten 2008 til høsten 2011. Miljøgiftkonsentrasjonen i sediment ble også målt i 2005 i regi av Fylkesmannen (FMBU 2005) på mange av de samme stasjonene som i 2008 og 2011. Resultatene fra denne overvåkingen er benyttet her for å se om det er målbare endringer i sediment konsentrasjonene og for å kalibrere fjordmodellen.

For PAH, PCB og DDT, indikerer målingene og modelleringen at den observerte nedgangen i konsentrasjon i sediment vil fortsette. Denne nedgangen skyldes at det sedimenterende materialet inneholder lavere konsentrasjoner av disse stoffene enn sedimentet.

Modellering og overvåking av TBT indikerer også at TBT-konsentrasjonen i vann og sediment synker over tid til en lavere stabil konsentrasjon rundt 2015 - 2017. Reduksjonen av TBT-konsentrasjonen i sedimentet kan gå raskere dersom tilførsler fra kilder blir redusert, eller hvis sediment blir dekket til slik at spredning fra sjøbunnen reduseres.

I vann er en moderat nedgang i sinkkonsentrasjonen den eneste tydelige endring for miljøgiftene gjennom overvåkningsperioden.

For de mange stoffer er tilfeldige forskjeller mellom enkelt målinger av konsentrasjon større enn systematiske endringer som kan tilskrives miljøforandringer i overvåkningsperioden. Overvåking over et lengre tidsrom kan gi mulighet for å se flere tydelige trender enn det som har vært mulig så langt.

I mange organismer er PCB og DDT persistente, og kan bli funnet i lang tid etter at en kilde er fjernet.

7) *Hvordan vil eventuelle tiltak påvirke miljøgiftkonsentrasjonen i vann, sediment, i bunndyrsamfunn?*

Tilførsler av miljøgifter med partikler som tilføres Drammensfjorden fra kilder på land og industri, vil ha en stor effekt på utviklingen i sedimentkonsentrasjonen. Det er generelt en lavere konsentrasjon i sedimenterende materiale enn i sediment, men det er likevel funnet svært høye konsentrasjoner i sedimenterende materiale i enkeltprøver som indikerer at det fremdeles foregår episodiske utslipp av miljøgifter. Dersom slike utslipp reduseres slik at konsentrasjonene av miljøgifter i det sedimenterende materialet blir vesentlig lavere, vil det kunne føre til en enda raskere reduksjon i miljøgiftkonsentrasjoner i sediment, vann og biota.

Sedimentene på Tangenbanken, Solumstrand og i begrensede områder på Holmen og Lierstranda er de mest forurensete områdene. Modelleringen av spredning fra

Tangenbanken og Solumstrand med og uten en tildekking, viser at en tildekking kan redusere konsentrasjonen i sediment med 24 – 98 %.

8) *Hvordan påvirker utviklingen av miljøgifter kostholdsrådet i fjorden?*

Endringer i kostholdsråd bestemmes av Vitenskapskomiteen for mattrygghet på oppdrag fra Mattilsynet basert på helhetlig vurdering knyttet til risiko for human helse ved inntak av sjømat fra et område. Det er derfor ingen bestemt konsentrasjon i biota som vil utløse en opphevelse av det generelle rådet mot inntak av fiskelever som gjelder for hele Oslofjorden.

Dersom konsentrasjonen i biota reduseres, slik som modellen estimerer både med og uten tiltak i sedimentet, kan dette være et skritt på veien mot en slik opphevelse.

9) *Hvilke ”nye” miljøgifter er til stede i sediment, biota og vannfase i Drammensfjorden?*

Det er bare de ”tradisjonelle” miljøgiftene som rapporteres i denne rapporten. En egen rapport vil presentere målinger av konsentrasjoner av ”nye” miljøgiftene.

6.2 Sedimentasjon

1) *Hvilken sedimentasjonshastighet (volum og utstrekning) er det i ulike delområder?*

Sedimentasjonsratene i de ulike områdene er beskrevet i avsnitt 5.4.

Sedimentasjonsraten er høy i og like utenfor elvene (0,59 – 36,7 cm/år), men den er lavere lenger ut fra elveutløpene (0,17 – 0,61 cm/år). Den laveste sedimentasjonsraten (0,17 cm/år) er målt midt i indre fjord på Ref 1.

2) *Hvordan er den sesongmessige og årlige variasjonen av sedimentasjonsraten innenfor delområdene?*

Målt sedimentasjonsrate gjennom overvåkningsperioden er beskrevet i avsnitt 5.4. Det er relativt små variasjoner i målt sedimentasjonsrate i denne perioden. Sedimentasjonsraten målt i området ”havn” i perioden september til november 2010 var likevel lavere enn sedimentasjonsraten målt i de andre tidsrommene og også lavere enn sedimentasjonsraten målt på om lag samme tidspunkt i 2009 og 2011. Den lave sedimentasjonsraten kan derfor ikke tilskrives endringer som følger årstidene, men den kan skyldes mindre transport av sedimenterende materiale med elvene eller mindre oppvirvling fra sjøbunnen. Mindre oppvirvling fra sjøbunnen stemmer overens med at det er mindre forskjell mellom sedimentasjonsrate målt i sedimentfellen ved bunnen og i overflaten på det tidspunktet.

3) *Hvordan påvirker sedimenteringen konsentrasjon av miljøgifter?*

Den relativt raske sedimentasjonsraten i forhold til blandingsdyp i sedimentet, gjør at miljøgiftkonsentrasjonen i det sedimenterende materialet vil ha stor betydning for utviklingen av konsentrasjonen i sedimentet. Denne mekanismen er sannsynligvis det som har ført til at konsentrasjonen av TBT og PAH i sedimentet er redusert så raskt.

Modelleringen av miljøgiftkonsentrasjoner i sediment beskriver forventet effekt av sedimentasjon og miljøgiftkonsentrasjoner i sedimenterende materiale.

4) *Tidsperspektiv og kvantifisering på naturlig tildekking.*

Reduksjonen i miljøgiftkonsentrasjon i sedimentet som følge av naturlig tildekking har i stor grad allerede funnet sted for viktige miljøgifter som TBT, PAH og PCB. Fra modelleringen forventes det likevel at denne effekten skal fortsette, og at det kan resultere i en forbedring av miljøtilstand tilsvarende et trinn i klassifiseringen for flere av stoffene i løpet av 5 – 15 år. For flere av stoffene omfatter usikkerhetsintervallet for estimert konsentrasjon i dette tidsrommet en eller flere trinn i klassifiseringen.

6.3 Hydrografisk og hydrokjemisk utvikling

1) *Hvordan endrer de hydrografiske og hydrokjemiske forhold seg i løpet av året, også sett i relasjon til tidligere års fluktuasjoner?*

Avsnitt 5.1 besvarer dette spørsmålet. Kort beskrevet, ser det ut til å være sesongvariasjon i saltholdighet og oksygen knyttet til dypvannsfornyelser om vinteren eller våren med varierende omfang og innblanding av ferskvann ved at turbulens langs sprangsjiktet skaper blanding av vannmassene over og under dette sjiktet (eddy diffusjon).

Overvåkingen som er gjort i dette prosjektet sammen med overvåkingen som er gjort i forbindelse med overvåkingen i ytre Oslofjord, tyder på at det er en økt tilførsel av oksygenrikt saltvann til dypvannet i indre Drammensfjord fra ytre fjord etter mudringen på Svelvikterskelen som ble gjennomført i 2003 – 2005.

2) *Hvordan er strømforholdene i fjorden (overflate- og bunnstrømmer, hastighet og retningsbestemmelser, påvirkning av tidevann, flom etc.)?*

Avsnitt 5.2 beskriver strømforholdene i fjorden basert på strømmålinger og modellering av strømbildet i hele fjorden. Kort beskrevet er overflatestrømmen dominert av vanntilførselen fra Drammenselva, og i mindre grad Lierelva slik at det er en meanderende, utadgående strøm i det meste av overflatelaget. I enkelte områder er det bakevjer der det dannes strømvirvler med strømrretning mot hovedretningen. Endringer i vannføringen har stor betydning for styrken til denne strømmen, men i mindre grad for de dominerende strømrretningene.

Strømhastigheten under sprangsjiktet er mye lavere enn over. Kompensasjonsstrømmer over Svelvikterskelen er den strømmekanismen som ser ut til å kunne skape størst strømhastighet under sprangsjiktet.

7 Konklusjoner og anbefalinger

I 2005 utarbeidet Fylkesmannen i Buskerud en tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Drammensfjorden, fase II (FMBU, 2005) med anbefalinger om tiltak. Tiltakene ble gitt i en prioritert rekkefølge som vist under. Det ble estimert en kostnadsramme for sedimenttiltakene som beløp seg til mellom 90 og 150 millioner kroner. I tillegg kom kostnader for opprydding av utslipp fra industriområder og fjerning av kreosot i Gilhusbukta.

Sitert fra FMBU (2005):

1. *Tiltak mot utslipp av TBT og andre stoffer fra virksomheten på Drammen slipp*
2. *Kontroll av utslipp av PCB via overvann fra ABB på Brakerøya og eventuelt tiltak mot disse utslippene.*
3. *Identifisering av kilder til PCB i overvann på Strømsønsiden og eventuelt tiltak mot disse kildene*
4. *Fjerning av frifase kreosot på Gilhusbukta*
5. *Mudring og tildekking av forurensete sedimenter på Tangenbanken*
6. *Tildekking av områder med høy restforurensning i Gilhusbukta*
7. *Tildekking av forurenset sediment på Lierstranda.*
8. *Mudring og eventuelt tildekking av forurensete sedimenter i Strømsløpet (tiltak her må likevel vurderes ifm. tiltak på Tangenbanken)*
9. *Mudring og tildekking av sediment på Solumstrand*

Som det framgår av ovennevnte prioritetsliste for tiltak, var det anbefalt å gjøre tiltak mot kilder på land før det ble iverksatt tiltak i sjø. Blandt tiltakene i sjø var første prioritet opprydding av hot-spot forurensningene i Gilhusbukta. Det er pr. i dag gjennomført flere tiltak som er omfattet av beskrivelsene i tiltaksplanens prioritet 1 til 4.

Overvåkingen som nå er gjennomført, viser at det siden utarbeidelsen av tiltaksplan fase II har skjedd en betydelig forbedring av miljøkvaliteten i indre Drammensfjord. Overvåkningsresultatene kombinert med modellering av transport og fordeling av miljøgifter i Drammensfjorden viser at den naturlige restitusjonen i indre Drammensfjord er rask, vesentlig raskere enn det som er typisk for norske fjordområder. Estimerer for videre utvikling av miljøgiftkonsentrasjon i sediment, vann og biota viser at miljømål for området i stor grad kan oppnås innenfor en relativt kort tidshorison. Modellberegninger av tiltakene som hadde prioritet 5 og 9 i 2005, viser at disse tiltakene vil gi en relativt liten tiltakseffekteffekt utover den reduksjonen i sedimentkonsentrasjon som har funnet sted siden 2005, sammenlignet med de kostnader som må påberegnes. Dersom det allikevel er ønskelig å gjøre aktive tiltak i mot forurenset sediment på Tangenbanken og Solumstrand, anbefales det å gjøre en mer detaljert kost-nytte vurdering i forkant.

Anbefalte tiltak

Det anbefales at arbeidet med kildekontroll fortsetter. Dette bør omfatte et fortsatt tilsyn og oppfølging med utslipp fra ulike virksomheter i kombinasjon med kildesøk etter ukjente kilder. Det er også viktig å være i forkant i forhold til kommende aktiviteter som kan medføre utslipp til Drammensfjorden.

Med bakgrunn i den gode evne til naturlig restitusjon som er dokumentert, anbefales det at hovedtiltaket for indre Drammensfjord blir overvåket naturlig restitusjon (MNR). Denne tiltaksmetoden forutsetter et overvåkningsprogram som er tilstrekkelig omfattende til å dokumentere den pågående endringen, og på et så tidlig stadium som mulig kunne gi varsel om en eventuell negativ utvikling.

8 Referanser

Arp, H. P. H.; Azzolina, N. A.; Cornelissen, G.; Hawthorne, S. B., Predicting Pore Water EPA-34 PAH Concentrations and Toxicity in Pyrogenic-Impacted Sediments Using Pyrene Content. *Environ. Sci. Technol.* **2011**, *45*, 5139-5146.

Arp, H. P. H.; Villers, F.; Lepland, A.; Kalaitzidis, S.; Christanis, K.; Oen, A. M. P.; Breedveld, G. D.; Cornelissen, G., Influence of Historical Emission Patterns on Porewater and Partitioning Profiles of PAHs and PCBs in Oslo Harbor Sediment Cores. *Environ. Toxicol. Chem.* **2011**, *30* (4), 843-851.

Direktoratet for naturforvaltning (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Veileder 01:2009
<http://www.vannportalen.no/fagom.aspx?m=47051&amid=2954820>

FMBU (2005). Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Drammensfjorden. Sluttrapport fase II, datert 18/11-05. ISBN 82-7426-268-9.

DNV (2001). Fagrådet for ytre Oslofjord. Overvåkning av eutrofitilstanden i ytre Oslofjord. Delrapport: Vannkvalitet 2001. Rapport nr. 2002-0233, Revisjon nr. 01

DNV (2002) Overvåkning av eutrofitilstanden i Ytre oslofjord. Delrapport: Vannkvalitet 2002, rapport nr. 2003-0202, Revisjon nr. 01

DNV (2003). Overvåkning av eutrofitilstanden i Ytre oslofjord. Delrapport: Tilførsler og vannkvalitet 2003, rapport nr. 2004-0180, Revisjon nr. 01

DNV (2004). Overvåkning av eutrofitilstanden i Ytre oslofjord. Delrapport: Tilførsler og vannkvalitet 2004, rapport nr. 2006-0049, Revisjon nr. 01

Hawthorne, S. B.; Miller, D. J.; Kreitinger, J. P., Measurement of total polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in sediments and toxic units used for estimating risk to benthic invertebrates at manufactured gas plant sites. *Environ. Toxicol. Chem.* **2006**, *25* (1), 287-296.

Helgesen T., Grønvold S., Møllebak T. og Schandy T. (2008). Drammensvassdreget – fra fjell til fjord. Forlaget Tom og Tom, 2008, ISBN 978-82-92916-03-2.

Kamaruzzaman, B.Y., B. Akbar John, M.H. Aqilah Megat and K. Zaleha, 2011. Bioaccumulation of Heavy Metals in Horseshoe Crabs (*Tachypleus gigas*) from Pekan, Pahang, Malaysia. *Research Journal of Environmental Toxicology*, *5*: 222-228.

Klif (1997a). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning 97:03, TA-1467/1997.

Klif (1997b). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97: 04, TA-1468/1997.

- Klif (2008). Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljø i vann og sediment (TA-2229/2007).
- Kystverket (2003). Hovedplan Svelvikstrømmen. Svelvik i Vestfold og Hurum i Buskerud. Arkiv 432-2002/1829. Datert 17.07.2003. Kystverket Nordland.
- NGI (2005). Stabilitet av forurensede sedimenter-SIP 9. Grunnleggende kartlegging av Bispevika. NGI rapport 20031020-2, datert 6/5-05.
- NGI (2008). Nye miljøgifter i sedimentprøver indre Oslofjord. Kjemiske profiler i Bispevika/Bjørsvika. NGI rapport 20081271-1, datert 15/12-08.
- NGI (2009a). Miljøovervåkning av indre Drammensfjord, Årsrapport 2008. NGI-rapport 20081432-2. datert 18. mars 2009.
- NGI (2009b). Ny sjøbunn etter tiltak i Oslo havn. Sluttrapport. NGI 20051785-00-472-R, datert 30/6-09.
- NGI (2009c). Tildekking med sand i Pipervika og Lohavn, Oslo havn. NGI 20051785-64, rev1 datert 1/7-09.
- NGI (2011). Nye materialer og nye metoder for utlegging av tynn tildekking på forurenset sjøbunn. NGI rapport 20071139-5, datert 8. mars 2011. Tilgjengelig fra www.opticap.no.
- NGI/DNV (2011). Miljøovervåkning av indre Drammensfjord. Årsrapport 2010. NGI/DNV rapport 20081432-00-75-R, datert 3/5-11.
- NIVA (1986). Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982–1984. Konklusjonsrapport. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 266/86.
- NIVA (2005). Erfaringsnotat miljømudring i Kamfjordkilen, Sandefjord. NIVA rapport 5059/2005, datert 9/6-05.
- NIVA (2006). Sedimentundersøkelse i dypområdene i indre del av Drammensfjorden 2005. NIVA-rapport Løpe nr. 5138-2006.
- NIVA (2010). Marin karlegging i Buskerud. Seminar for kystkommunene i Buskerud, Holmsbu bad, 26. mai 2010.
- Schenker, U.; Scheringer, M.; Sohn, M. D.; Maddalena, R. L.; McKone, T. E.; Hungerbuhler, K., Using Information on Uncertainty to Improve Environmental Fate Modeling: A Case Study on DDT. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43* (1), 128-134.
- Smittenberg, R.H., M. Baas, M.J. Green, E.C. Hopmans, S. Schouten, and J.S. Sinninghe Damste (2005). Pre- and post-industrial environmental changes as revealed by the biogeochemical sedimentary record of Drammensfjord, Norway. , *Marine Geology* 214 (2005) 177–200.