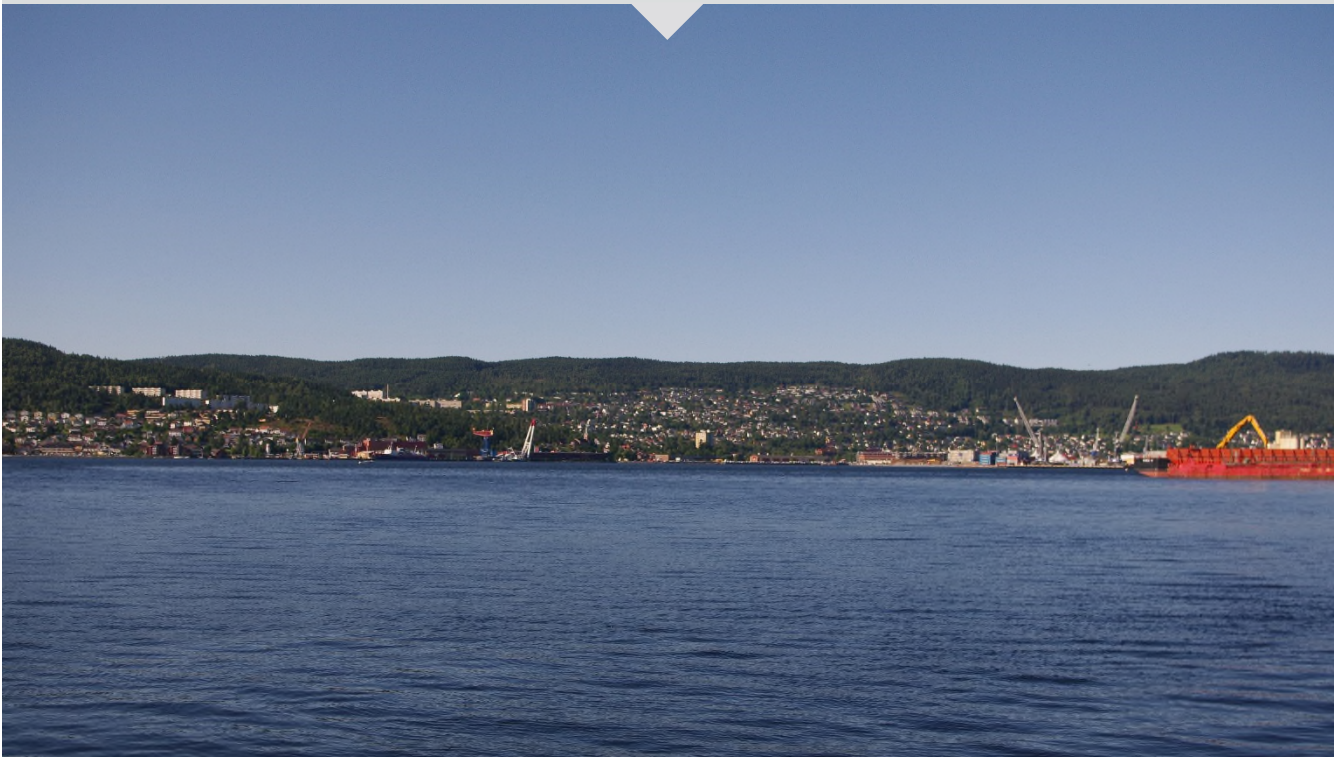


Fylkesmannen i Buskerud

# Miljøovervåking av Indre Drammensfjord

## Sluttrapport for overvåkingen i 2014-2015 og oppsummering av prosjektet «Ren Drammensfjord 2015»



Oppdragsnr.: 5142611 Dokumentnr.: 5142611-02 Versjon: D04  
2017-03-24

**Oppdragsgiver:** Fylkesmannen i Buskerud

**Oppdragsgivers kontaktperson:** Gro Angeltveit, Marianne Seland, Hilde Sundt Skålevåg og Michel Brunet Berg

**Rådgiver:** Norconsult AS, Apotekergata 14, 3187 Sandvika

**Oppdragsleder:** Gaute Rørvik Salomonsen

**Fagansvarlig:** Pernille Bechmann (vann)  
Jane Dolven (sedimenterende materiale)  
Gaute Rørvik Salomonsen (sediment)  
Gunn Lise Haugestøl (biota)

**Andre nøkkelpersoner:** Kathrine Helene Sundeng

J05	2017-03-24	For bruk	Grs, jakdo,kahsu, pebec	glhau	Grs
D04	2017-03-14	For godkjenning hos oppdragsgiver	Grs, jakdo,kahsu, pebec	glhau	Grs
B03	2016-12-09	For kommentar eksternt	Grs, jakdo,kahsu	Grs, jakdo,kahsu	Grs
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

## Forord

Oppdraget, "Miljøovervåking i Indre Drammensfjord" er gjennomført av Norconsult AS for Fylkesmannen i Buskerud. Gro Angeltveit, Marianne Seland, Hilde Sundt Skålevåg og Michel Brunet Berg har vært våre kontakter hos Fylkesmannen. Miljødirektoratet har stått for hovedfinansieringen.

Universitetet i Oslo ved Sindre Holm og mannskapet Tom Opsahl, Jan Sundøy og Tor Eigil Wold har bistått med F/F Trygve Braarud til det meste av feltarbeidet for vann, sedimenterende materiale og sediment. Det er gjennomført tre prøvetakingsrunder av overflatevann hvert år, i samarbeid med fisker Runar Larsen. Runar Larsen har også bistått med innsamlingen av biota (fisk i 2014 og strandkrabber i 2015). Analyser av vann og sediment er utført av ALS Laboratory Group. Takk til NVE som har bistått med vannstandsdata fra målestasjonen ved Mjøndalen bru i Drammenselva. Vi takker alle våre samarbeidspartnere for deres bidrag og svært godt samarbeid gjennom overvåkingsperioden!

Oppdragsleder for "Miljøovervåking i Indre Drammensfjord" 2014-2015 hos Norconsult har vært Gaute Rørvik Salomonsen. Pernille Bechmann har vært ansvarlig for undersøkelsene i vannmassene. Gaute Rørvik Salomonsen og Jane Dolven har vært ansvarlig henholdsvis for deltema «sediment» og «sedimenterende materiale» i felt og rapporteringen. Gunn Lise Haugestøl har hatt ansvaret for biotaundersøkelsene. Gaute Rørvik Salomonsen har gjennomført modelleringene i «Boksmodellen» med veiledning fra Hans Peter Arp (NGI).

Denne rapporten er utarbeidet av Gaute Rørvik Salomonsen, Jane Dolven, Kathrine Sundeng, Pernille Bechmann og Gunn Lise Haugestøl.

Norconsult AS takker for et spennende oppdrag.

Horten, 2017-03-24

## Sammendrag

Prosjektet «Ren Drammensfjord 2015» ble initiert som en følge av stortingsmelding nr. 12 (2001-2002) «Rent og Rikt Hav» og stortingsmelding nr. 14 (2006-2007) «Sammen for et giftfritt miljø», med fokus på kartlegging av forurensningssituasjonen i og rundt Drammensfjorden, opprydding samt overvåking av videre utvikling.

Basert på kartlegging og risikovurdering av sedimenter og kilder på land ble det utarbeidet en helhetlig tiltaksplan med langsiktige mål, delmål og ambisjonsnivå. Prognoser for endring av tilstanden i sediment, basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter i sediment på sjøbunnen, sedimentasjonsrate og blandingsdyp, viste at naturlig tildekking ville ha positiv effekt på miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentene dersom kildene til forurensing ble redusert.

Flere oppryddingstiltak ble utført både på land og sjø, og et omfattende overvåkingsprogram gjennomført i sjø i perioden 2008-2011 (NGI/DNV, 2012). Deres overvåkingsdata og modellering (Boksmode) viste at den naturlige restitusjonen av indre Drammensfjord var rask. Hovedtiltaket for Indre Drammensfjord ble dermed «overvåket naturlig restitusjon» samt videreføring av arbeidet med kildekontroll.

Norconsult har gjennomført overvåkingen av fjorden i 2014 og 2015. Overvåkingen har i denne perioden inkludert innsamling og analyse av miljøgifter i sedimenterende materiale, bunn sediment, vann og biota, samt noe overvåking av hydrografi, næringssalter m.m. i vannsøylen. Undersøkelsen viser en generell nedgang i målte miljøgift-parametere gjennom overvåkingsperioden (2008-2015). Men det er fremdeles områder som har høye konsentrasjoner av enkelte parametere i sediment og sedimenterende materiale. Dette gjelder spesielt TBT, noen enkelt-PAH-forbindelser (eks. Indeno(1,2,3-cd)pyren og Benzo(ghi)perylene) og kobber.

Flere av miljømålene i «Ren Drammensfjord»-prosjektet er nådd. Forurensede sedimenter er generelt sett ikke til hinder for rekreasjon og friluftsliv, havnedrift, båtliv og fritidsfiske, selv om det fremdeles er enkelte kostholdsråd mot å spise skrubbe og ørret som er fisket i Indre Drammensfjord. Målet om at forurensede sedimenter i Indre Drammensfjord ikke skal føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet er ikke oppnådd. Tidligere estimater for videre utvikling av miljøgiftkonsentrasjonen i sediment (NGI/DNV, 2012) har vist at dette målet i stor grad vil oppnås innenfor en tidshorisont på mellom 5 til 15 år. Norconsults undersøkelser de senere år og videreføring av NGIs Boksmode viser at endringene trolig ikke vil skje så hurtig som tidligere antatt.

Undersøkelser viser at materialet som transporteres med Drammenselva og Lierelva inneholder lite miljøgifter. Likevel er det målt høye konsentrasjoner av enkelte miljøgifter i det sedimenterende materiale i flere delområder. Det er på det nåværende tidspunkt ikke klarlagt om disse miljøgiftene kommer fra lokale tilførselskilder på land, oppvirvling av forurenset sediment i sjø eller er ny tilførsel til fjorden gjennom f.eks. skipstrafikk (fra bunnstoff eller ufullstendig forbrenning av olje).

Hittil benyttede metode (dvs. overvåket naturlig tildekking) vurderes som et egnet tiltak også i det videre arbeidet med oppfølgingen av Drammensfjorden, men innsamlede data tyder på at naturlig tildekking sannsynligvis ikke vil nå målene innen «rimelig» tid for alle delområder (spesielt Tangenbanken og Solumstrand) pga. forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner i det sedimenterende materiale og sediment. I disse områdene bør man vurdere årsaken (kartlegge kilder) og evt. gjennomføre ytterligere tiltak på land og i sjø.

Næringssalt-undersøkelser i Indre Drammensfjord i 2014-2015 viser overskridelse av tilstandsklasse II for enkelte parameter (spesielt nitrat). I stasjoner hvor både overflatevann og bunnvann er undersøkt er konsentrasjonen av nitrogen- og fosforforbindelser i de fleste tilfeller høyere i bunnvannet enn overflatevannet om sommeren, noe som skyldes større forbruk (høyere primærproduksjon) i overflatevannet. Siktedypet i 2014-2015 er i undersøkte stasjoner stort sett i tilstandsklasse III eller IV og suspendert stoff i tilstandsklasse III til V. Miljødirektoratets elvetilførselsprogram har vist at



vannføringen i Drammenselva, samt transport av nitrat, total nitrogen, fosfat, fosfor og partikler, har vært signifikant økende de senere år (Skarbø m. fl. 2015).

Målinger av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i perioden 2008-2015 viser forhøyede konsentrasjoner av TKB i og nær utløpet til Lierelva (Elv-1 og Linnes) og Drammenselva (Elv-2, Stø-19, Hol-13 og Tan-22), samt på stasjonene i Solumstrand (Sol-28 og Sol-29). I og i nærheten av elveutløpene er konsentrasjonen generelt høyere i overflatevann enn bunnvann. I Solumstrand er konsentrasjonen høyest i bunnvannet.

# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>9</b>
1.1	Sluttrapportens oppbygging	10
<b>2</b>	<b>Bakgrunn</b>	<b>11</b>
2.1	Fjordens topografi og vannutskiftning	11
2.2	Forurensningshistorikk og tiltaksplaner	12
2.2.1	Situasjonen i de ulike delområder	12
<b>3</b>	<b>Overvåkingsprogrammet</b>	<b>14</b>
3.1	Omfang	14
3.2	Feltarbeid	16
3.3	Stasjonsnett	16
3.4	Metodikk prøvetaking og analyser	20
<b>4</b>	<b>Resultater og diskusjon</b>	<b>21</b>
4.1	Hydrografi	21
4.1.1	Vannmassene i Drammensfjorden	21
4.1.2	Vannstrømmer i Drammensfjorden	26
4.1.3	Oppsummering av hydrografiske forhold	27
4.2	Klassifisering	27
4.2.1	Klorofyll-a (planteplankton)	27
4.2.2	Næringsstoffer og suspendert stoff	31
4.2.3	Siktedyp	35
4.2.4	Bakterier	36
4.3	«Klassiske miljøgifter» i vann	40
4.4	Sedimenterende materiale	51
4.4.1	Sedimentasjonsrate	51
4.4.2	«Klassiske miljøgifter» i sedimenterende materiale	53
4.4.3	«Nye miljøgifter» i sedimenterende materiale	69
4.5	Bunnsediment	69
4.5.1	«Klassiske miljøgifter» i bunnsediment	69
4.5.2	«Nye miljøgifter» i bunnsediment	94
4.5.3	K(d)-verdier i sedimentet	95
4.6	Miljøgifter i biota	97
4.6.1	Fisk 97	
4.6.2	Strandkrabber	105
4.7	Kildesporing	110

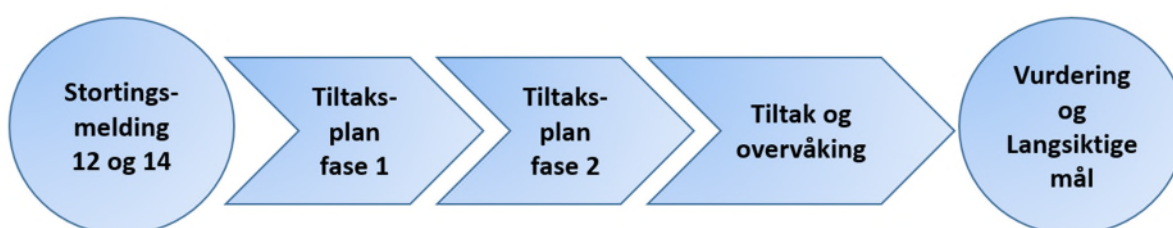
<b>5</b>	<b>Oppsummering av hvert delområde</b>	<b>112</b>
5.1	Gilhusbukta	112
5.1.1	Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale	112
5.1.2	«Klassiske miljøgifter» i vann	112
5.1.3	Miljøgifter i strandkrabber	113
5.2	Lierstranda	113
5.2.1	Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale	113
5.2.2	«Klassiske miljøgifter» i vann	113
5.2.3	Miljøgifter i strandkrabber	114
5.3	Holmen og Strømsøløpet	114
5.3.1	Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale	114
5.3.2	«Klassiske miljøgifter» i vann	115
5.3.3	Miljøgifter i strandkrabber	115
5.4	Tangenbanken	115
5.4.1	Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale	115
5.4.2	«Klassiske miljøgifter» i vann	116
5.4.3	Miljøgifter i strandkrabber	116
5.5	Solumstrand	116
5.5.1	Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale	116
5.5.2	«Klassiske miljøgifter» i vann	117
5.5.3	Miljøgifter i strandkrabber	117
<b>6</b>	<b>Boksmode</b>	<b>119</b>
6.1	Kobber	120
6.1.1	Sediment	120
6.1.2	Vann	120
6.1.3	Biota	120
6.2	Kvikksølv	122
6.2.1	Sediment	122
6.2.2	Vann	122
6.2.3	Biota	122
6.3	PCB <sub>7</sub>	124
6.3.1	Sediment	124
6.3.2	Vann	124
6.3.3	Biota	124
6.4	Pyren	126

6.4.1	Sediment	126
6.4.2	Vann	126
6.4.3	Biota	126
6.5	Benzo(a)pyren	128
6.5.1	Sediment	128
6.5.2	Vann	128
6.5.3	Biota	128
6.6	TBT	130
6.6.1	Sediment	130
6.6.2	Vann	130
6.6.3	Biota	130
6.7	Oppsummering av Boksmoell-modelleringen	132
<b>7</b>	<b>Miljømålene resultater og nye miljømål</b>	<b>133</b>
7.1	Målsetningene: (prosjektmål for Ren Drammensfjord 2015)	133
7.1.1	Hovedmål	133
7.1.2	Delmål	133
7.2	Svar på mål oppnåelse Målsetningene: (prosjektmål for Ren Drammensfjord 2015)	133
7.2.1	Hovedmål:	133
7.2.2	Delmål:	133
7.2.3	Måloppnåelse Ren Drammensfjord 2015	134
7.3	Anbefalte tiltak	134
7.4	Nye miljømål	134
7.5	Forslag til videreføring av prosjektet.	135
<b>8</b>	<b>Oppsummering og konklusjon</b>	<b>136</b>
<b>9</b>	<b>Referanser</b>	<b>137</b>
<b>10</b>	<b>Vedlegg</b>	<b>139</b>

# 1 Innledning

Norconsult har på oppdrag fra Fylkesmannen i Buskerud gjennomført miljøovervåkingen av Drammensfjorden i 2014 og 2015. Overvåkingen er en del av prosjektet «Ren Drammensfjord 2015» som ble initiert som en følge av stortingsmelding nr. 12 (2001-2002) «Rent og Rikt Hav» og stortingsmelding nr. 14 (2006-2007) «Sammen for et giftfritt miljø». Prosjektet er et samarbeid mellom offentlige etater og private organisasjoner (grunneiere og industri) koordinert av Fylkesmannen i Buskerud. Prosessen for arbeidet er vist i Figur 1.

«Ren Drammensfjord 2015» har hatt som oppgave å kartlegge forurensningen i og rundt fjorden for å få oversikt over forurensningskilder og bidra til å koordinere oppryddingsarbeidet, samt overvåke den videre utviklingen i fjorden.



Figur 1. Prosess for forbedring av miljøtilstanden i Indre Drammensfjord.

Det er gjennom to faser utarbeidet en helhetlig tiltaksplan for Drammensfjorden (Fylkesmannen i Buskerud 2003 og 2005). Denne beskriver miljøtilstanden i fjorden, sammenstiller kunnskap om kjente forurensningskilder, oppgir hvilke miljømål som er ønskelig, inneholder tiltaksalternativer for utvalgte områder samt effekter av disse og videre anbefalinger.

**Langsiktige mål** for fjorden 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.

I tillegg er **Delmål og ambisjonsnivå**:

1. Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke medføre helseisiko ved bading i Drammensfjorden
2. Det skal være trygt å spise fiskekjøtt fra stedege fiskearter
3. Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke medføre skader på stedegen flora og fauna i Drammensfjorden

Det ble i tiltaksplanen laget prognoser for endring av tilstanden i sediment basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter i sediment på sjøbunnen, sedimentasjonsrate og blandingsdyp. Prognosene viste at naturlig tildekking ville ha positiv effekt på miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentene dersom kildene til forurensning ble redusert. Flere store tiltak har de senere år blitt iverksatt både på land og i sjø, og det er i tillegg blitt gjennomført omfattende overvåking i sjø (2008-2015), hvor miljøgiftkonsentrasjoner i bunnsediment, sedimenterende materiale, vann og biota er undersøkt. Første del av overvåkingen (2008-2013) i Indre Drammensfjord ble gjennomført av Norges Geotekniske Institutt (NGI) og Det Norske Veritas (DNV) (jf. NGI/DNV, 2012; 2014). Deres undersøkelser og modellering viste en betydelig forbedring gjennom overvåkingsperioden. På basis av dette ble det anbefalt at hovedtiltaket for Indre Drammensfjord skulle være «naturlig restitusjon», forutsatt videreføring av et tilstrekkelig omfattende overvåkingsprogram, som på et tidlig stadium ville kunne oppdage en eventuell negativ utvikling. I tillegg anbefalte NGI/DNV at arbeidet med kildekontroll skulle fortsette og «...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».

Norconsult har videreført overvåkingen i sjø i årene 2014 og 2015. Data for denne overvåkingen er presentert i Norconsults Årsrapport 2014 og Årsrapport 2015. Inneværende sluttrapport oppsummerer «Ren Drammensfjord»-prosjektet som helhet og vurderer miljøutviklingen i fjorden fra 2008-2015.

## 1.1 Sluttrapportens oppbygging

I denne sluttrapporten presenteres «Ren Drammensfjord»-prosjektet, dets problemstillinger og tiltaksløsninger og overvåkingprogram (kapittel 2-3). Utviklingen av miljøgifter og andre målte parametere (eks. hydrografi, næringsalter og klorofyll a) i Drammensfjorden i prosjektperioden (2008-2015) er tatt med i kapittel 4. Av plasshensyn er kun de viktigste dataene tatt med i sluttrapporten. For en oversikt og utvidet diskusjon av alle data henvises til tidligere rapporter (DNV/NGI, 2009, 2010, 2011, 2012 og 2014; Norconsult, 2015 og 2016).

Utviklingen i hvert enkelt delområde er vist i kapittel 5, og modellering (videreføring av NGIs Boksmoell) av forventet utvikling frem til 2025 er inkludert og diskutert i kapittel 6. Til slutt er måloppnåelse kommentert og nye miljømål og tiltak diskutert og anbefalt i kapittel 7.



## 2 Bakgrunn

### 2.1 Fjordens topografi og vannutskiftning

Drammensfjorden er en sidegren av Oslofjorden, og strekker seg 30 km fra Rødtangen i syd til Drammen by i nord. Omtrent 10 km inn i fjorden deles den av Svelviksterskelen. Terskelen er en israndavsetning (Ås-Ski-trinnet) avsatt mot slutten av siste istid for ca. 11650-11500 år siden (Ramberg m. fl. 2013). Svelvikterskelen har flere ganger vært mudret for å øke seilingsdypet for fartøyer som trafikkerer til og fra Drammen Havn. På 1930-tallet ble vanddyppet økt fra 6 m til 8 m, i 1951 ble det økt ytterligere til 10 m og i 2003-2006 til 13 m. Endring av terskeldyp (økt tverrsnittareal) har påvirket vanngjennomstrømmen og dermed også sirkulasjonen i de indre deler av fjorden (NGI/DNV, 2012). Fjorden er formet som et basseng med grunneste vanddypp innerst, hvor Drammenselva og Lierelva har sitt utløp. Vanddyppet øker utover i fjorden og når et maksimumsdyp på rundt 125 meter nær Svelvikterskelen.

Drammensvassdraget er et av de største vassdragene i Norge og har en årlig vanntransport til fjorden på 7.000-10.000 millioner m<sup>3</sup> (Fylkesmannen i Buskerud, 2005). Sammen med ferskvannstilførselen fra Lierelva, medfører dette at vannmassene i Indre Drammensfjord har en lagdeling av ferskt/brakt (salinitet 1-10 psu) overflatevann med marint bunnvann under. Det grunne og trange innløpet ved Svelvik gjør at vannutskiftningen er begrenset. Før siste mudring (2003-2006) var det vanlig at utskiftningen skjedde i perioden november-mai hvert 3-5 år (Smittenberg m. fl. 2005).

Fjordens innelukkede karakter gjør at den har et naturlig potensiale for å utvikle oksygenfattige forhold i de dypeste delene. Sedimentundersøkelser (basert på biogeokjemiske analyser av daterte sedimentkjerner), hvor man har studert endringer bakover i tid, viser at bunnvannet har vært oksygenfattig i de dypere deler av fjorden de siste 1000 år (Smittenberg m. fl. 2005). Fra 1800-tallet ble grensen mellom oksygenfattig og oksygenrikt vann stadig grunnere. Dette skjedde sannsynligvis pga. økt utslipp av organisk materiale fra treforedlingsindustri, en økende befolkning og økt påvirkning fra jord-/skogbruk. Grunneste målte nivå, for grensen mellom oksygenrikt og oksygenfattig vann, ble målt til 30-35 meter på 1970-1980-tallet (Magnusson og Næs, 1986). I tillegg til organisk materiale er fjorden blitt tilført store mengder miljøgifter fra industri og verftsvirksomhet. Det er gjennom de siste 30 år skjedd en stor forbedring av miljøforholdene i og rundt fjorden. I dag er det meste av treforedlingsindustrien lagt ned og det er innført økte krav om rensing av avløpsvann fra industri, næringsvirksomhet og husholdninger. I tillegg er det utført store oppryddingsprosjekter på land flere steder i Drammen- og Lier kommuner. «Ren Drammensfjord 2015»-prosjektet er et godt stykke på vei til å nå sine mål.

Til tross for at det er gjort en betydelig innsats med opprydding i og rundt Drammen by, og satt i gang tiltak for å redusere utslipp til Drammenselva, ligger det fremdeles mye miljøgifter lagret i sedimentene i Drammensfjorden. En «naturlig restitusjon» av Drammensfjorden vil bl.a. være avhengig av mengden materiale som tilføres og sedimenterer (sedimentasjonsrater), samt kvaliteten (renheten) av dette materialet. I tillegg er terskeldypet ved Svelvik av stor viktighet. Økt terskeldyp (spesielt den senere tid) har trolig påvirket innstrømming av oksygenrikt vann til fjorden. Hydrografimålinger har vist at det tidvis er økt oksygenkonsentrasjon i midtre og nedre deler av vannkolonnen (NGI/DNV, 2012). Dersom bunnvannet går fra å være oksygenfattig til å bli oksygenrikt permanent, vil bunnlevende organismer kunne rekolonisere dypområder som over lang tid har ligget tilnærmet uforstyrret. Rekolonisering vil medføre økt bioturbasjon (omroting), oppvirvling og inntak av potensielt forurensede sedimenter. Biotilgjengeligheten av miljøgiftene i disse områdene vil dermed øke.

## 2.2 Forurensningshistorikk og tiltaksplaner

Drammensfjorden og tilhørende vassdrag har gjennom lang tid vært resipient for forurensning fra nærliggende industri, tettsteder/byer og jordbruk. Allerede fra 1500-tallet var Drammenselva flittig brukt til tømmerfløting og sagvirksomheten blomstret. På 1800-tallet vokste treforedlingsindustrien frem, noe som medførte langvarige og store utslipp av organisk materiale via elva til fjorden. Det meste av treforedlingsindustrien ble borte på slutten av 1960-tallet. I tillegg har økte krav om rensing medført at tilførselen av miljøskadelige stoffer til elva og fjorden er blitt betydelig redusert de siste 30 år. Men siden Drammensfjorden er en terskelfjord med begrenset vannutskiftning, vil det meste av forurensningen forbli i fjorden lagret i sedimentene.

Undersøkelser som er gjennomført de siste 10-15 årene, viser at vann og sedimenterende materiale som transporteres med Drammenselva og Lierelva inneholder generelt lite miljøfarlige stoffer (NGI/DNV, 2012; Norconsult, 2015). Nytt, rent sediment som tilføres via disse to elvene vil gradvis dekke til det forurensede bunnsedimentet i Drammensfjorden, noe som på sikt vil bidra til reduksjon i miljøgiftkonsentrasjon. Denne forbedringen vil være avhengig av følgende forhold (Fylkesmannen i Buskerud, 2005):

- Konsentrasjonen i dagens sediment
- Konsentrasjonen i materialet som sedimenterer i området
- Mengde materiale som sedimenterer pr. år
- Sedimentdybden det nye sedimentet blandes inn i (bioturbasjonsdyp)
- Naturlig nedbrytning av stoffer

I tillegg vil spredning av lokal forurensning fra land spille en rolle samt oppvirvling/resedimentasjon av forurenset sediment lokalt ifm. båttrafikk eller tiltak i sjø (utfyllinger mm).

### 2.2.1 Situasjonen i de ulike delområder

Indre Drammensfjord ble allerede under tiltaksplanleggingen delt inn i ulike delområder basert på arealbruk, naturlig geografisk avgrensning og forurensningstilstand. Hensikten med inndelingen var å vurdere tilstanden i hvert enkelt område, kartlegge kilder for forurensningen, prioritere og gjennomføre tiltak, og senere overvåke endringer som følge av tiltak. I overvåkingsprogrammet ble det i tillegg lagt til stasjoner i tilførselskildene Drammenselva og Lierelva, samt referansestasjoner lenger ut i fjorden. Under følger en kort oppsummering av utfordringer i de ulike delområder. Oppsummeringen er hovedsakelig sammenfattet basert på informasjon fra Fylkesmannen i Buskerud (2005) og NGI/DNV (2012), samt andre offentlig tilgjengelige dokumenter.

#### 2.2.1.1 Gilhusbukta

En brann i et produksjonsanlegg på 1930-tallet medførte at betydelige mengder tjære og olje rant ut på land og i sjø i Gilhusområdet (Multiconsult, 2013). Det har i etterkant vært flere oppryddingstiltak hvor forurensede masser på land er skiftet ut. I tillegg er sterkt forurensede sedimenter og frifase tjære blitt mudret fra havbunnen. Tross flere oppryddingstiltak ligger det fremdeles forurensning igjen på sjøbunnen. Gilhusbukta Sjøgrunn, Gilhusbukta Eiendom og Drammen kommune er i prosess med å søke tillatelse til mudring og tildekking av gjenværende forurensning på sjøbunnen. Dette for å tilrettelegge utvikling av området til bolig og næringsformål.

«Ren Drammensfjord»-prosjektet har vist at det hovedsakelig er TBT- og enkelte PAH-forbindelser, spesielt benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3-cd)pyren, som har vært problematisk i sediment og sedimenterende materiale de senere år.

### 2.2.1.2 Lierstranda

Området Lierstranda-Brakerøya har gjennom flere tiår vært brukt til avfallsdeponering, industri og næringsvirksomhet. Dette har medført forhøyede konsentrasjoner av kreosot, metaller, olje, PAH og PCB på land og i sjø. Flere oppryddingstiltak er gjennomført i området. Det er bl.a. blitt gjennomført tiltak for fjerning av frifase kreosot (fra tidligere treimpregneringsvirksomhet av jernbanesviller) i forurenset grunn, samt rensing av grunnvann på Brakerøya tilhørende ROM eiendom (NGI/DNV, 2012). ABB har gjennomført tiltak i forurenset grunn med utskiftning av PCB- og olje-holdige masser (Multiconsult, 2014). Det er gjennomført overvåking i sjø under tiltak på land.

«Ren Drammensfjord»-prosjektet har vist enkelte forhøyede konsentrasjoner av kobber i sediment, men det er ingen overskridelser av kobber i sedimenterende materiale de senere år, kun bly i en sedimenterende materiale stasjon i 2015. Ellers har området forhøyede konsentrasjoner av TBT- og enkelt-PAH-forbindelser, spesielt benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3-cd)pyren, som har vært problematisk de senere år, både i sediment og sedimenterende materiale.

### 2.2.1.3 Holmen og Strømsløpet

Det har vært ulik type industri på Holmen tilbake til 1700-tallet. Det er gjennomført miljøtekniske undersøkelser i forurensete masser på land. I forbindelse med landvinning er forurenset sjøbunn isolert. Drammen Havn har den senere tid fylt ut store mengder sprengstein fra vei og jernbanebygging for å utvide øya. Det er i tillegg lagt ut betongmadrasser i forbindelse med nytt kaianlegg. TBT-forurensning i overvannsnett har vært et av hovedproblemene i området. I Strømsløpet har det blitt funnet høye PAH-konsentrasjoner. Drammen Havn mudret deler av løpet for å øke seilingsdypet og en del forurenset sediment er dermed fjernet (NGI/DNV, 2012; Fylkesmannen i Buskerud, 2005).

I «Ren Drammensfjord»-prosjektet er det dokumentert høye konsentrasjoner av TBT og enkelt-PAH-forbindelser i sediment og sedimenterende materiale i både Holmen og Strømsløpet den senere tid. I tillegg er det i samme medium funnet forhøyede konsentrasjoner av kobber i Holmen-området.

### 2.2.1.4 Tangenbanken

Området består av industri, friluftsområder og småbåthavner. Drammen Yard og Norsk Gjenvinning Metall AS som holder til i området, utfører henholdsvis vedlikehold av skip og metallgjenvinning. Det er blitt funnet høye konsentrasjoner av TBT, PAH og kobber i sedimentet som et resultat av utslipp fra industri, skipsfart og verftsvirksomhet i området. Det er gjennomført oppryddingstiltak i forurenset grunn på land, hvor bl.a. masser med store mengder bly, kobber, sink og TBT ble fjernet (Golder, 2011).

«Ren Drammensfjord»-overvåkingen viser fremdeles høye konsentrasjoner av kobber, TBT og enkelt-PAH-forbindelser i sediment og sedimenterende materiale.

### 2.2.1.5 Solumstrand

Området huser Solumstrand renseanlegg, Solumstrand lystbåthavn og Nøsted brygge. Det er funnet noe forurensete masser på land. Det er i sediment funnet moderat til lave konsentrasjoner av PCB, PAH og tungmetaller, men betydelige konsentrasjoner av TBT (Fylkesmannen i Buskerud, 2005). TBT-konsentrasjonene øker mot nord, og industri, verft og båttrafikk på Tangenbanken er en mulig kilde.

Solumstrand viser tilsvarende Tangenbanken-området (i «Ren Drammensfjord»-overvåkingen) forhøyede konsentrasjoner av kobber, TBT og enkelt-PAH-forbindelser i sediment og sedimenterende materiale.

## 3 Overvåkingsprogrammet

### 3.1 Omfang

I overvåkingsprosjektet er det innsamlet informasjon om miljøtilstanden i ulike medier som til sammen danner et bilde av forurensningssituasjonen i Indre Drammensfjord. Disse mediene er vann, sedimenterende materiale, overflatesediment og biota (fisk og strandkrabbe). En kort presentasjon er gitt under. For en utvidet beskrivelse av prøvetakingsmetodikk, analyseparametere og tilstandsklassifisering henvises det til bakgrunnsrapportene (NGI/DNV, 2012; Norconsult, 2015, Norconsult, 2016).

Vannprøvetaking for bestemmelse av vannkvalitet og hydrografi er gjennomført mellom 4-7 ganger hvert overvåkingsår. I vannprøvene er følgende parametere undersøkt: Næringsalter (nitrogen og fosfor), klorofyll *a*, fargetall, termotolerante bakterier og suspendert stoff. Ved utvalgte prøvetakinger er det i tillegg analysert for tinnorganiske forbindelser (TBT) og metaller. På tre stasjoner ble det analysert for sum PBDE 7 (og andre polybromerte difenyletere), bisfenol A (BPA), heksabromsyklododekan (HCBDD), tetrabrombisfenol A (TBBPA), dekabrombifenyl (DeBB), irgarol, diuron og poly- og perfluorerte forbindelser. På 15 av stasjonene ble det målt konsentrasjon av PAH og PCB i vann ved bruk av passive prøvetakere av typen POM. Vannprøvetakingen ble gjennomført av NGI/DNV fra 2008-2013 og av Norconsult i 2014-2015.

Innsamling av sedimenterende materiale er gjennomført ved hjelp av sedimentfeller på i alt 15 stasjoner. Dette gir en tidsintegrert måling på mengde sedimenterende materiale som tilføres fjorden, samt kjemisk kvalitet på det tilførte sedimentet. Analysene gjennomført på det sedimenterende materiale omfatter tinnorganiske forbindelser, metaller, PAH og PCB. Innsamlingen av sedimenterende materiale ble gjennomført av NGI/DNV fra 2008-2013 og av Norconsult i 2014-2015. Figur 2 viser en sedimentfelle som er brukt i fjorden.



Figur 2. Eksempel på sedimentfelle brukt i Indre Drammensfjord (foto: Jane Dolven, Norconsult).



Sedimentprøvene ble innhentet med kjerneprøvetaker og delt opp i ønskede deler (0-5 cm og 5-10 cm; Figur 3). For å få en representativ prøve for stasjonen, ble 4 replikater fra hver stasjon innhentet, og respektive delprøver (0-5 cm og 5-10 cm) samlet i blandprøver før analyse. Sedimentprøver ble innhentet i 2008 og 2011 av NGI/DNV og av Norconsult i 2015. Sedimentprøvene ble analysert for metaller, tinnorganiske forbindelser, PAH, PCB og klorerte pesticider (DDT). På syv av stasjonene ble det i tillegg analysert for PDBE, irgarol, diuron, klorerte parafiner, mellomkjedede klorerte parafiner og alkylfenoler.



Figur 3. Prøvetaking av overflatesediment i Drammensfjorden i 2015 (foto: Jane Dolven, Norconsult).

Innsamling av biota ble utført i nært samarbeid med fisker Runar Larsen i hele overvåkingsperioden. Fisk ble innhentet i 2008 av Niva og av Norconsult i 2014. Strandkrabber ble samlet inn i 2009 og 2011 av NGI/DNV og av Norconsult i 2015.

I 2014 ble det fisket torsk, skrubbe og sjøørret. Analysene ble utført på 4 blandprøver med unntak av sjøørret hvor det ble benyttet 2 blandprøver. Analysene ble gjort på blandprøver av lever og av muskel/filet i torsk, mens for skrubbe og sjøørret ble analysene gjort på blandprøver av muskel/filet.

I 2008 ble det fisket abbor, vederbuk, skrubbe, torsk, ørret og ål for analyse av miljøgiftkonsentrasjoner. Analysene av skrubbe, ål, sjøørret og torsk ble utført på 5 blandprøver, mens analyser av abbor og vederbuk ble foretatt på individuelle prøver. Fiskeprøvene ble analysert for ulike kombinasjoner av sum PBDE7, PentaBDE+HBCDD, diuron, Hg, PCB, PFOS+PFOA, SCCP, dioksiner og dioksinliknende PCB og tinnorganiske forbindelser (se Norconsult, 2015b for detaljer).

Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) ble samlet inn og analysert fra 7 utvalgte områder i Indre Drammensfjord. Prøver av strandkrabbe ble analysert som blandprøver av innmaten fra hver stasjon. Innsamlingsmetodikk har vært lik for de tre årene der strandkrabbe er prøvetatt, men prøvetakingstidspunkt har variert noe i perioden juni til høst. Strandkrabbene er analysert for innhold av metaller, tinnorganiske forbindelser, klororganiske forbindelser, bromerte flammehemmere og fluorerte forbindelser.

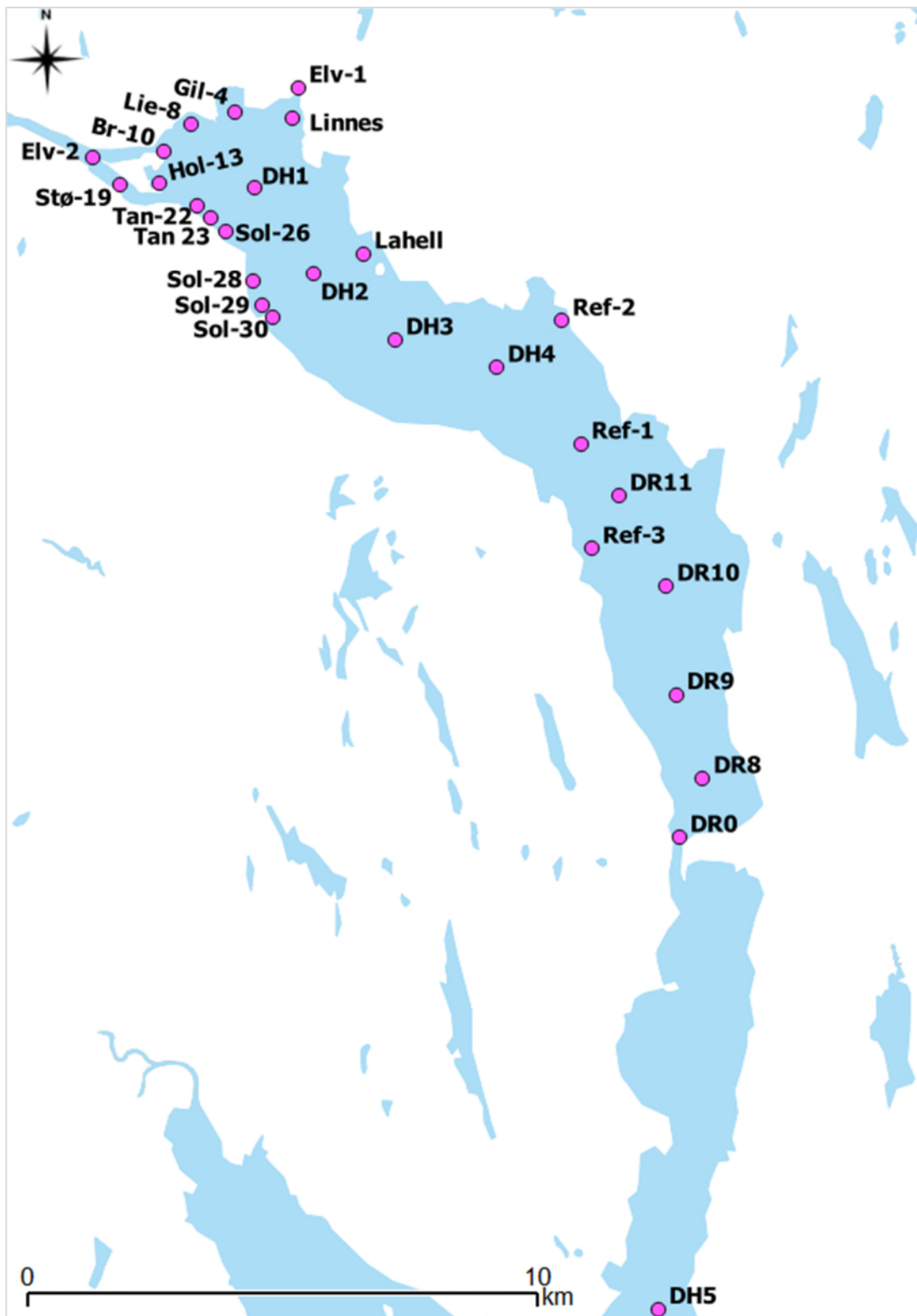
### 3.2 Feltarbeid

Feltarbeidet i Drammensfjorden i 2014-2015 ble hovedsakelig utført ved hjelp av F/F Trygve Braarud og fisker Runar Larsen 19-fots båt. I Drammenselva (stasjon Elv-2) ble sedimentprøvetakingen utført med slepebåt fra Drammen Havn samt steadybåten til F/F Trygve Braarud (fordi Braarud ikke kom til). På stasjonen i Lierelva (Elv-1) ble arbeidet utført fra bruen ved Gullaug skole. For feltarbeid gjennomført i perioden 2008-2013 henvises til NGI/DNV (2012; 2014).

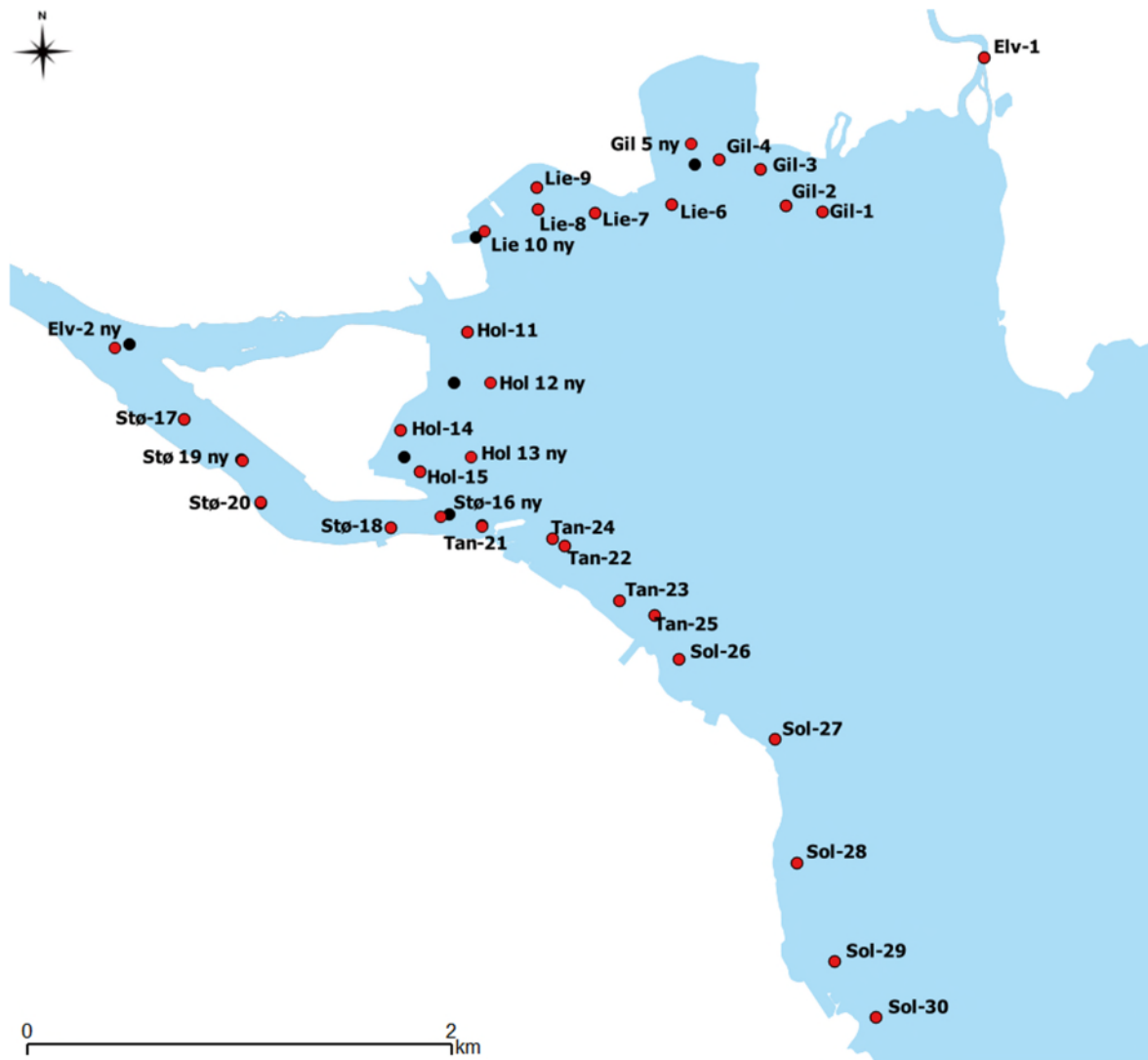
### 3.3 Stasjonsnett

Undersøkte stasjoner i 2014 og 2015 er kartfestet i Figur 4 og Figur 5, og posisjoner er listet i Tabell 1. Bakgrunn for valg av prøvetakingsposisjoner er beskrevet i Norconsults årsrapporter for «Miljøovervåking av Indre Drammensfjord» i 2014 og 2015. For vannlokalitetskode tilhørende de ulike stasjonene, henvises det til vedlegg 1.





Figur 4. Stasjonskart for hydrografi, vann og sedimenterende materiale i Drammensfjorden i 2014 og 2015.



Figur 5. Sedimentstasjonene benyttet i 2015 er markert i mørk rød med tidligere benyttet stasjonspunkt i sort (jf. Tabell 1). De tre referansestasjonene er utenfor kartutsnittet, men har tilsvarende posisjon som vist i Figur 4.

Tabell 1. Stasjoner med tilhørende posisjoner og informasjon om hvilke målinger og prøvetakinger som ble benyttet. POM = polyoxymethylene (passiv prøvetaker). \*Midlertidig posisjon i 2015 for Lie-8. \*\*Nye stasjoner i 2014. \*\*\* Posisjoner i tidligere sedimentundersøkelser.

Stasjon	WGS84		Euref89 UTM 32		Prøvetaking/målinger					
	Nord	Øst	Nord	Øst	Vann- dyp (m)	Hydro- grafi	Vann	Sediment- felle	POM	Sediment
Elv-1	59,75078	10,28514	6624356	572218	3	x	x	x	x	x
Gil-1			6623628	571459	10					x
Gil-2			6623658	571290	10,5					x
Gil-3			6623829	571169	9					x
Gil-4	59,74669	10,26282	6623876	570972	12	x	x	x	x	x +K <sub>d</sub>
Gil-5			6623854	570859	10,6					***
Gil-5 ny	59,74737	10,26052	6623950	570841	10,5					x
Lie-6			6623665	570750	20,1					x
Lie-7			6623624	570391	9,6					x
Lie-8	59,74472	10,24763	6623641	570123	13	x	x	x	x	x
Lie-8*	59,74390	10,25180	6623554	570361	15,5				x	
Lie-9			6623743	570119	8					x +K <sub>d</sub>
Lie-10			6623513	569831	5,5					***
Lie-10 ny	59,74384	10,24315	6623538	569872	7,5					x
Br-10	59,74013	10,23760	6623120	569568	7			x	x	
Hol-11	59,73958	10,24150	6623063	569789	18					x
Hol-12	59,73747	10,24030	6622826	569726	24					***
Hol-12 ny	59,73742	10,24339	6622823	569900	32					x
Hol-13	59,73437	10,23607	6622476	569494	19	x	x	x	x	***
Hol-13 ny	59,73432	10,24167	6622477	569809	32					x
Hol-14			6622604	569477	18,5					x
Hol-15			6622406	569565	16,5					x
Elv-2	59,73933	10,21323	6623006	568200	4	x	x	x	x	***
Elv-2 ny	59,73919	10,21199	6622988	568131	5					x
Stø-16			6622205	569704	14,6					***
Stø-16 ny	59,73182	10,23898	6622195	569663	13					x
Stø-17			6622654	568458	6,5					x
Stø-18			6622142	569429	9,7					x
Stø-19	59,73440	10,22240	6622466	568726	16	x	x	x	x	x +K <sub>d</sub>
Stø-20			6622261	568820	9,8					x
Tan-21			6622153	569862	9,8					x
Tan-22	59,73050	10,24935	6622060	570249	23	x	x	x	x	x +K <sub>d</sub>
Tan 23	59,72815	10,25378	6621803	570503	27			x		x

Tabell 1 fortsetter. Stasjoner med tilhørende posisjoner og informasjon om hvilke målinger og prøvetakinger som ble benyttet. POM =polyoxymethylene (passiv prøvetaker). \*\* Nye stasjoner 2014.

Stasjon	WGS84		Euref89 UTM 32		Prøvetaking/målinger					
	Nord	Øst	Nord	Øst	Vann- dyp (m)	Hydro- grafi	Vann	Sediment- felle	POM	Sediment
Tan-24			6622095	570189	21					x
Tan-25			6621733	570669	33					x
Sol-26	59,72565	10,25873	6621530	570787	30	x	x	x	x	x
Sol-27			6621148	571237	16					x +K <sub>d</sub>
Sol-28	59,71693	10,26822	662056	571339	17,5	x	x	x	x	x
Sol-29	59,71272	10,27127	6620103	571519	24	x	x	x	x	x
Sol-30	59,71032	10,27460	6619839	571712	11,5	x	x			x
Lahell**	59,72132	10,30682	6621099	573500	62	x	x			
Linnes**	59,74542	10,28313	6623757	572116	18	x	x			
Ref-1	59,687	10,381	6617363	577752	115	x	x	x	x	x
Ref-2	59,70878	10,37530	6619782	577381	32	x	x	x	x	x
Ref-3	59,66852	10,38410	6615309	577969	68	x	x	x	x	x
DR0	59,61740	10,41242	6609651	579685	20	x				
DH1	59,73350	10,26950	6622415	571376	62	x	x			
DH2	59,71810	10,28940	6620722	572528	78	x	x			
DH3	59,70600	10,31720	6619406	574118	97	x				
DH4	59,70080	10,35240	6618867	576110	106	x	x			
DH5	59,53435	10,40167	6600391	579274	60	x				
DR8	59,62775	10,42098	6610813	580144	120	x				
DR9	59,64255	10,41233	6612451	579621	121	x	x			
DR10	59,66163	10,40972	6614572	579428	118	x				
DR11	59,67773	10,39397	6616346	578503	114	x				

### 3.4 Metodikk prøvetaking og analyser

Prøvetakingsmetodikk for undersøkelser av hydrografi, næringsalter og miljøgifter i vann, sedimenterende materiale, bunnsediment og biota er detaljert beskrevet i Norconsults Årsrapporter for «Miljøovervåking av Indre Drammensfjord» i 2014 og 2015. I disse rapportene er det også beskrevet hvilke parametere som er analysert og hvilke klassifiseringssystemer (Veiledere) som er benyttet for å si noe om miljøtilstand på de ulike stasjoner i fjorden. I inneværende rapport er Boksmodellen til Norsk Geoteknisk Institutt (NGI) og Det Norske Veritas (DNV) videreført. En beskrivelse av modellen, med matematisk grunnlag og formelverk, er gitt i Årsrapport 2010 (NGI/DNV, 2011).

For metodikk- og analyseinformasjon i forbindelse med prøver innsamlet i perioden 2008-2011 og 2013, henvises henholdsvis til NGI/DNV (2012) og NGI/DNV (2014).

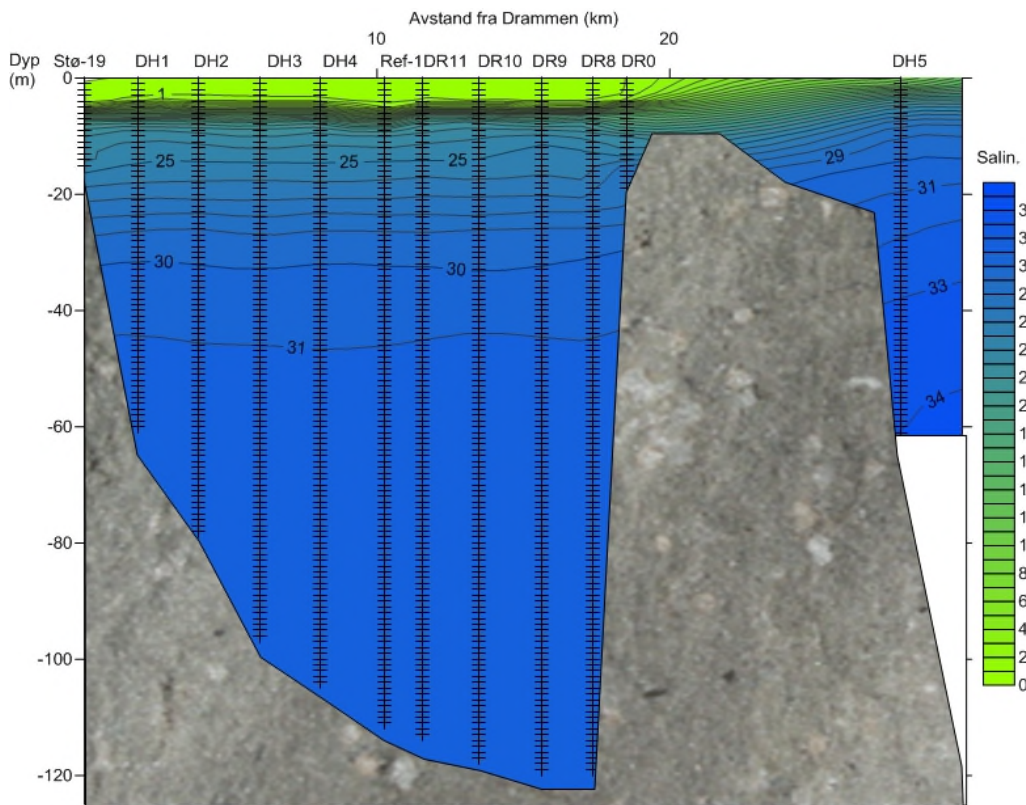
## 4 Resultater og diskusjon

### 4.1 Hydrografi

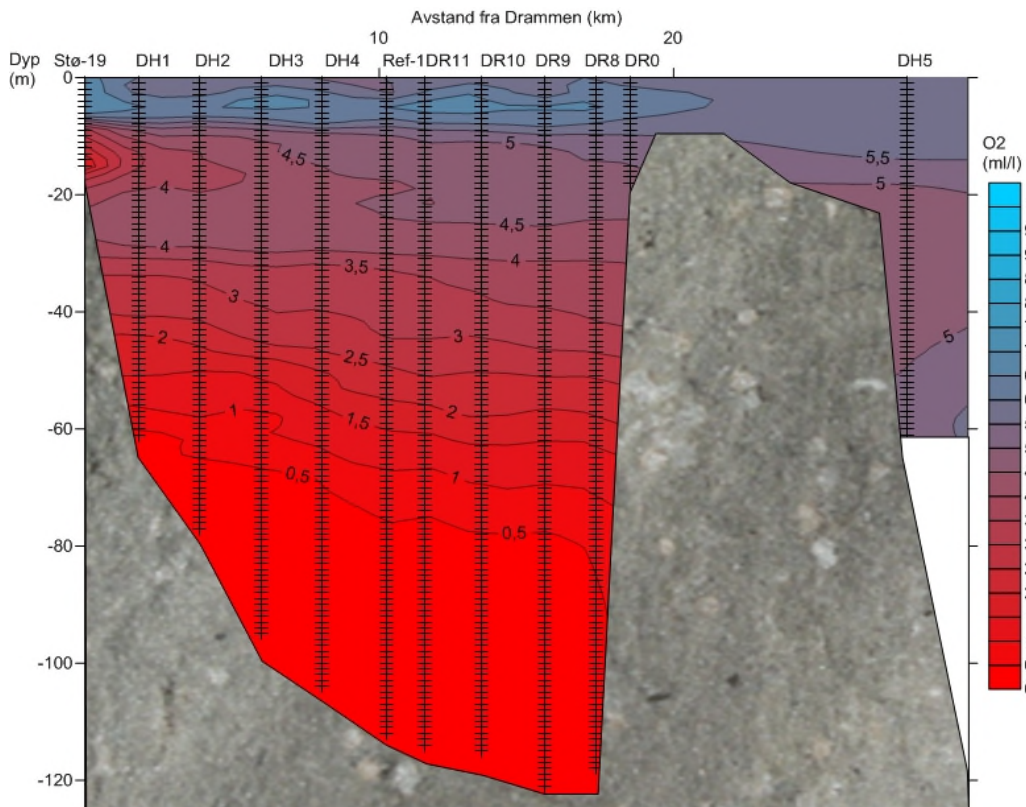
#### 4.1.1 Vannmassene i Drammensfjorden

Hydrografidata (salinitet, temperatur og oksygen) i Indre Drammensfjord er undersøkt i perioden 2008-2015, med unntak av 2012 (NGI/DNV 2012, 2014; Norconsult 2015, 2016). I tillegg er utvalgte stasjoner (DR8=D2 og DH3=D3) jevnlig undersøkt gjennom overvåkingsprogrammet for Ytre Oslofjord (ledet av Fagrådet for Ytre Oslofjord; NIVA 2016).

Vannmassene i Indre Drammensfjord har en relativ stabil inndeling med et ferskt (<5 psu) overflatelag over saltholdige vannmasser (>20 psu) (Figur 6). Overflatelaget er sterkt preget av ferskvannstilførselen fra Drammenselva og Lierelva i indre fjord. Terskelen ved Svelvik representerer et tydelig skille mellom indre og ytre Drammensfjord. Grunn terskel, trangt innløp og sterk lagdeling begrenser sirkulasjonen og vannutskiftningen i indre Drammensfjord. Dypvannsfornyelsen i Drammensfjorden er tidligere beregnet til hvert 3-5 år (Magnusson og Nær, 1986), men dette ble senere justert til hvert 10-11 år (Magnusson, 1994). Mye tyder på at bunnvannet har vært oksygenfattig de siste 1000 år (Smittenberg m. fl. 2005). Økt tilførsel av organisk materiale fra midten av 1800-tallet medførte at grensen mellom oksygenfattig og oksygenrikt vann stadig ble grunnere. Fra 1956 har vannet i Drammensfjorden under 30-50 m vært svært oksygenfattig, med unntak av korte perioder etter vannutskiftning på våren (Magnusson, 1994). Lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet har vedvart, selv etter at tilførselen av organisk materiale ble sterkt redusert når trevareindustrien ble lagt ned på slutten av 1960-tallet. Eksempel på oksygenplott for Drammensfjorden er vist i Figur 7.



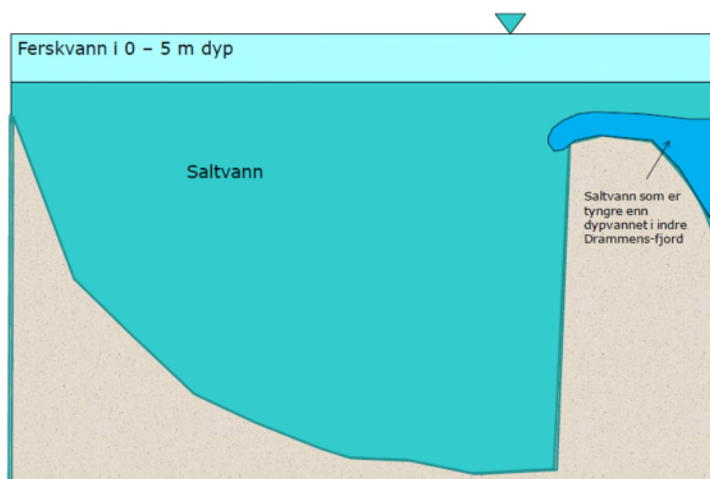
Figur 6. Eksempel på salinitetsprofil i Drammensfjorden (data fra 23. juni 2015, Norconsult, 2016). Profilet viser en klar lagdeling med ferskvann i de øverste 5 m med underliggende vann med høyere salinitet (>20 psu).



Figur 7. Eksempel på oksygenprofil i Drammensfjorden (data fra august 2015, Norconsult, 2016). Profilet viser lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet, med gradvis økende oksygenkonsentrasjoner oppover i vannsøylen.



Lagdelling av vannmasser i indre Drammensfjord er relativt stabil, men det er likevel noen faktorer som påvirker systemet og medfører periodiske eller mer langsiktige endringer. Tilførselen av ferskvann gjennom Drammenselva og Lierelva påvirker for eksempel tykkelsen av ferskvannslaget i fjorden. Ved stor vannføring i elvene kan ferskvannslaget bli så mye som 9 m tykt ved Svelvikterskelen (NGI/DNV, 2012). Tykkelsen på ferskvannslaget har innvirkning på utvekslingen av dypere liggende tyngre saltholdig vann over Svelvikterskelen. Utveksling av høysalint-vann skjer under ferskvannslaget (Figur 8), og ved høy vannføring i elvene vil ferskvannslaget i fjorden fylle opp større deler av innløpet og dermed redusere muligheten for innstrømming av tyngre, oksygenrikt vann fra ytre Drammensfjord.

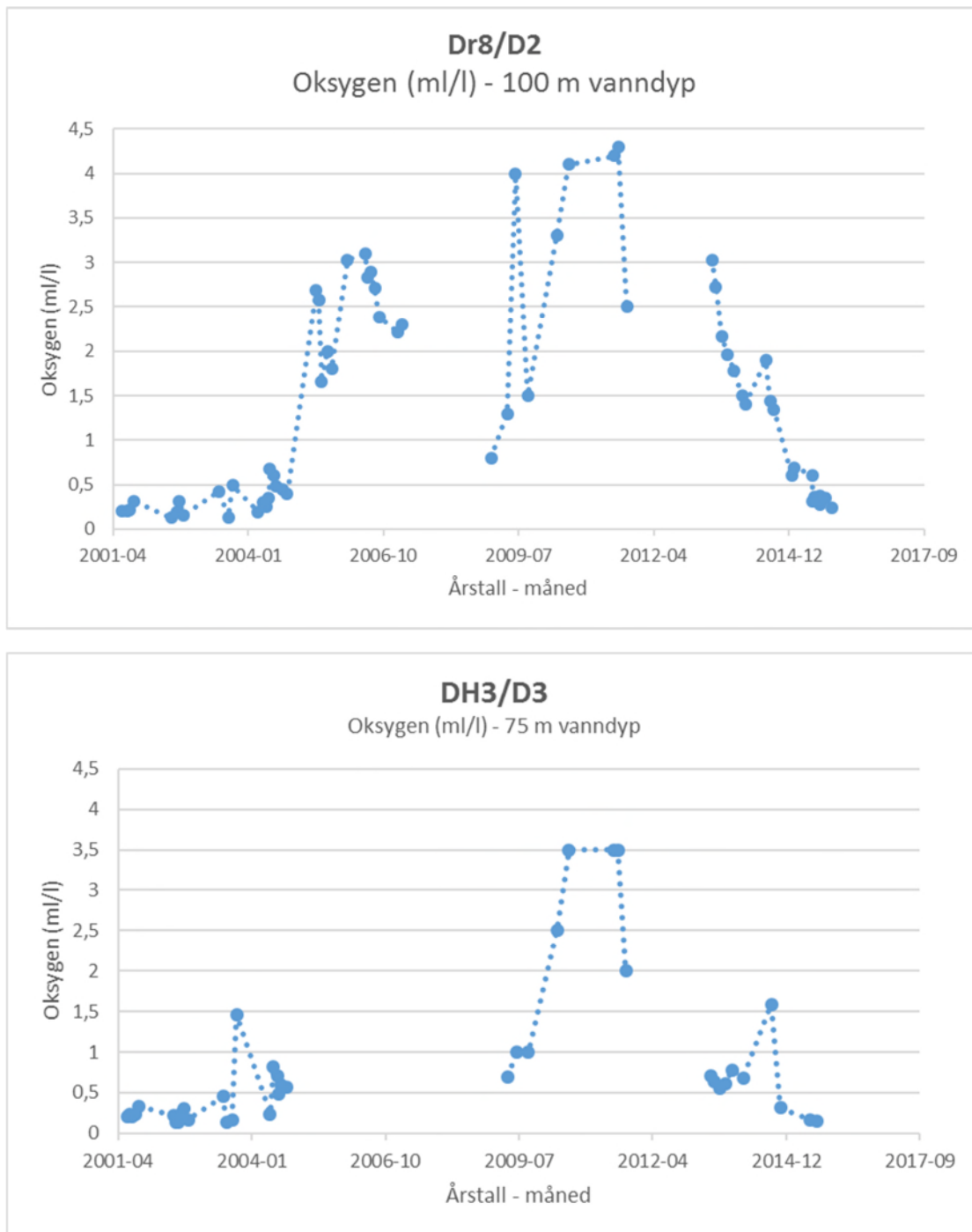


Figur 8. Illustrasjon av hva som skjer når tyngre vann med høy salinitet strømmer inn i Indre Drammensfjord (Illustrasjonen er hentet fra NGI/DNV, 2012).

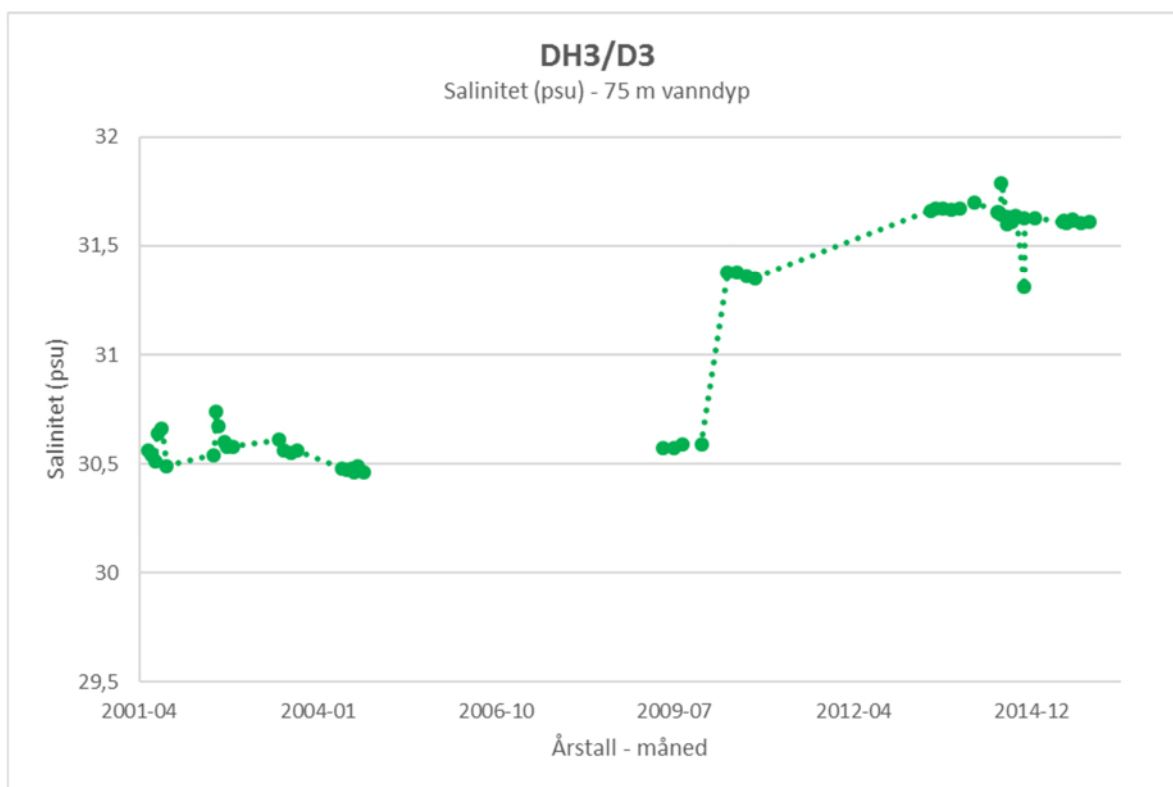
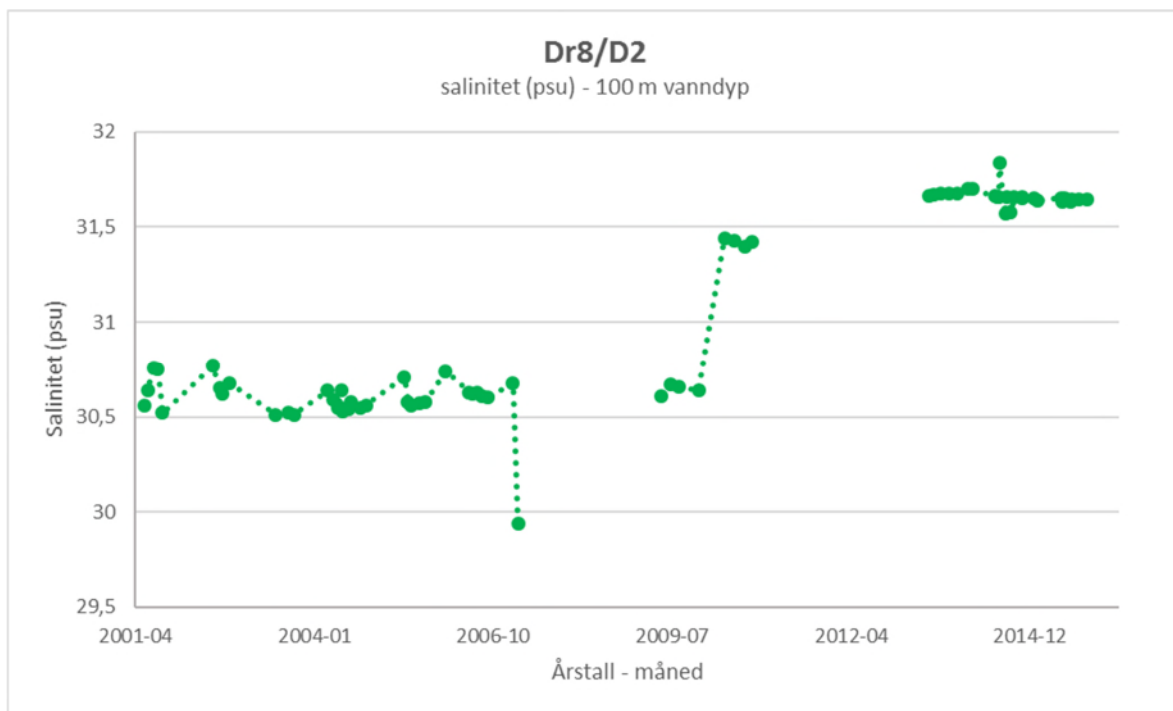
Fornyelse av mellom- og dyptliggende vannmasser i indre Drammensfjord er i tillegg avhengig av at vannet som allerede er i fjorden har lavere tetthet enn innstrømmende vann. Reduksjon av saltholdighet og tetthet i de intermedieære og dypere vannmasser skjer normalt ved gradvis innblanding av ferskt overflatevann gjennom det som ofte kalles «eddy diffusjon» (NGI/DNV, 2012). Vannet som strømmer inn vil synke ned til det vanddyb der vannmassene i Indre Drammensfjord har samme tetthet som vannmassene som tilføres.

Behovet for større seilingsdyp, for fartøyer som trafikkerer til og fra Drammen havn, har økt det siste århundret og resultert i at Svelvikterskelen gjennom flere mudringer er blitt utdypet fra 6 til 13 m. Senest i perioden 2003-2006 ble Svelvikterskelen utdypet med 2 m. Dette medførte at tverrsnittarealet ble utvidet med 200 m<sup>2</sup> (NGI/DNV, 2012). Fordypningen av terskelen har påvirket vannutvekslingen mellom Ytre og Indre Drammensfjord og gitt muligheten for økt innstrømming av tyngre, oksygenrikt vann fra Ytre Drammensfjord. Eksempelvis viser hydrografidata i perioden 2001-2015 en klar økning i oksygen-konsentrasjon i ytre deler av Indre Drammensfjord (stasjon DR8) i perioden 2005-2011 (Figur 9). Men fra september 2011 skjer det uforventede endringer i oksygenkonsentrasjonen (NB: data fra oktober 2011 til juni 2013 mangler). Tilgjengelige data viser en klar nedgående trend i oksygenkonsentrasjonen på 100 m vanddyb i stasjon DR8 like innenfor Svelvikterskelen frem til 2015 samt på stasjon DH3 lenger inn i fjorden (Figur 9). Hva denne nedgangen skyldes er ikke fullstendig klarlagt, men kan ha noe å gjøre med ferskvannslaget i fjorden. Når dette laget har stor mektighet vil mindre tungt vann fra Ytre Drammensfjord slippe inn over terskelen. Vannføringsdata fra Drammenselva (stasjon Mjøndalen bru, måledata fra NVE i perioden 2004-2016) viser en svakt økende trend gjennom måleperioden (Figur 11). Dette støttes av data fra Miljødirektoratets elvtilførselseprogram som viser at vannføringen i Drammenselva har vært signifikant økende de senere år (Skarbø m. fl. 2015). Gjennomsnittlig vannføring (Tabell 2) beregnet fra NVE's data i Drammenselva viser spesielt høy vannføring for årene 2011, 2013 og 2014. Dette kan være en forklarende årsak til reduksjonen i oksygenkonsentrasjon i fjorden i 2014-2015.

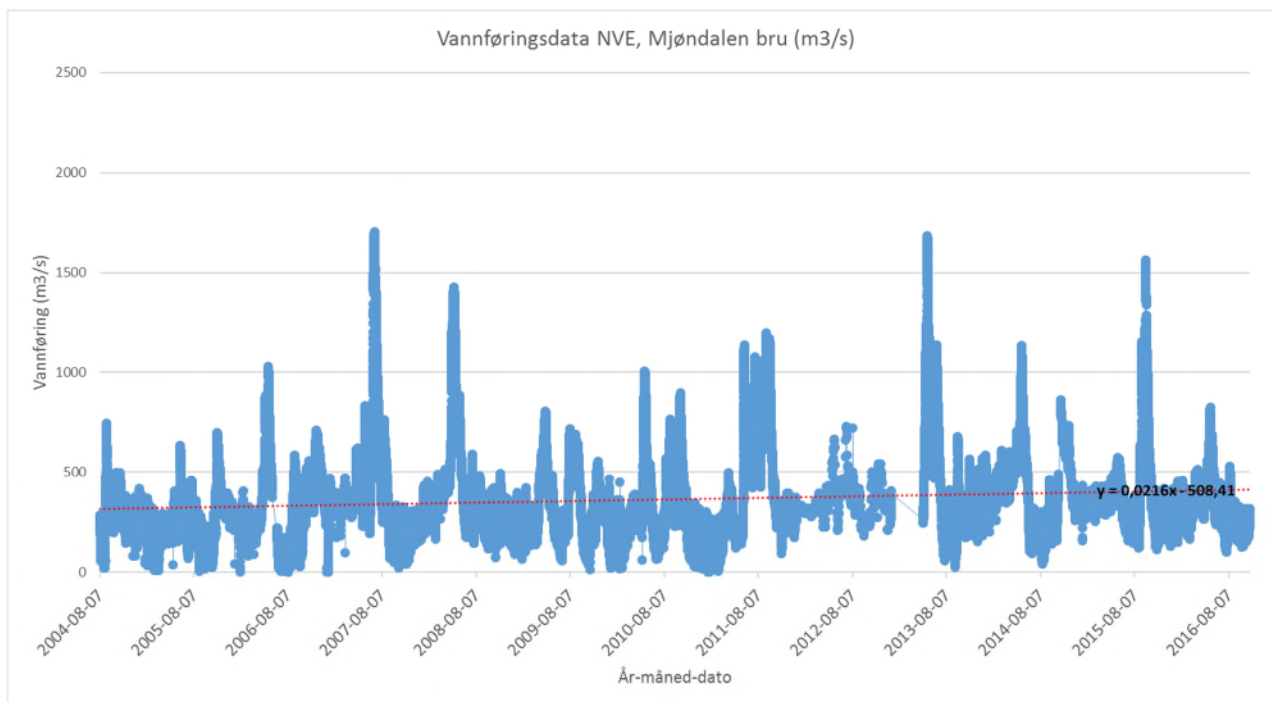
Tilgjengelige salinitetsdata i perioden 2001-2015 for stasjonene DR8 og DH3 i Indre Drammensfjord viser en økning i salinitet på omtrentlig 1 psu i bunnvannet i løpet av 2009-2010 (Figur 10). Saliniteten synes å ha stabiliserte seg rundt 31,6 psu mellom 2013 og 2015 i begge stasjoner.



Figur 9. Endringer i oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 100 m og 75 m vanddyp i henholdsvis DR8 og DH3 mellom 2001-2015. Data fra Vannmiljø.no innhentet av NIVA, NGI/DNV og Norconsult. Data fra 2009-2011 er hentet fra NGI/DNV 2012. Plassering av DR8 og DH3 er vist i Figur 4.



Figur 10. Endringer i salinitet (psu) på 100 m og 75 m vanddyb i henholdsvis DR8 og DH3 mellom 2001-2015. Data fra Vannmiljø.no innhentet av NIVA, NGI/DNV og Norconsult. Data fra 2009-2011 er hentet fra NGI/DNV 2012. Plassering av DR8 og DH3 er vist i Figur 4.



Figur 11. Vannføring (m<sup>3</sup>/s) i Drammenselva (målestasjon Mjøndalen bru) mellom 2004-2016, viser en svakt økende trend i måleperioden (rød stiplet linje). Data fra NVE (personlig kommunikasjon 2016).

Tabell 2. Gjennomsnittlig vannføring pr. år mellom 2004-2015 beregnet fra NVE's data fra målestasjon Mjøndalen bru i Drammenselva.

År	Gjennomsnittlig vannføring: m <sup>3</sup> /s
2004	297,98
2005	261,67
2006	329,65
2007	387,90
2008	392,58
2009	325,71
2010	316,10
2011	418,39
2012	352,07
2013	450,58
2014	412,56
2015	398,52

#### 4.1.2 Vannstrømmer i Drammensfjorden

I Drammensfjorden er vannstrømmene i overflatevannet styrt av ferskvannstilførselen fra Drammenselva og Lierelva, tidevannsendringer og fjordens geometriske form. Ferskvannet som tilføres via elvene fører med seg partikler og kjemiske stoffer, slik som næringsstoffer og miljøgifter, som distribueres i fjorden. Det er derfor viktig å kjenne til hvilke strømningsmønstre som er fremtredende i fjorden.

SINTEF har laget en modell, SINMOD, som gir et bilde av de generelle strømforholdene i Drammensfjorden. SINMOD supplerer målinger og modellerer strømmen i et område som funksjon av

rom og tid (NGI/DNV, 2011; 2012). Modelleringen viser følgende: «strømretningen i overflatevannet er styrt av tilførselen av elvevann fra Drammenselva og av at vannstrømmen må bøye av når den går mot land. Strømretningen på overflatestrømmen er i stor grad lik både ved høy og lav vannføring, men strømhastigheten er naturlig nok større ved større vannføring i Drammenselva og Lierelva, som gir større transport av vann gjennom fjorden. Vannmassene under sprangsjiktet utgjør et betydelig større volum av vannmassene over sprangsjiktet, samtidig som utskiftingen av disse vannmassene er svært begrenset. Vannstrømmene er derfor mye svakere under sprangsjiktet enn over» (NGI/DNV, 2012).

#### 4.1.3 Oppsummering av hydrografiske forhold

Utskifting av vannmasser i de intermedieære og dypere vannmasser er av stor betydning for oksygenforholdene i fjorden. Det er mye som tyder på at de dypeste områdene av fjorden naturlig har lave oksygenkonsentrasjoner, i det minste de siste 1000 år (Alve, 1995; Smittenberg m fl. 2005). Men menneskelig aktivitet har de siste par århundre forverret situasjonen gjennom tilførsel av store mengder organisk materiale som krever oksygen for å brytes ned. Dette har medført at grensen for lavoksygenforhold ble stadig grunnere frem mot 1980-tallet. Tilgang på oksygen er en forutsetning for de fleste typer liv og vil derfor være en viktig faktor for de organismene som lever i fjorden. Utdypningen av terskelen (for økt seilingsdyp) vil kunne ha en positiv effekt på oksygenforholdene i fjorden da større vanddyp i inn/utløpet av fjorden gir mulighet for at mer tyngre oksygenrikt vann fra Ytre Drammensfjord kan strømme inn under ferskvannslaget. Klimaendringer med økt nedbør og avrenning vil derimot kunne påvirket fjorden i motsatt retning ved at ferskvannslaget blir mektigere og overflatestrømmen i fjorden øker slik at mindre oksygenrikt vann kan strømme inn.

## 4.2 Klassifisering

I henhold til den norske Vannforskriften, som er fundamentert i EUs Vanndirektiv, skal alle Norges vannforekomster klassifiseres og eventuelle påvirkninger identifiseres. Målsetningen er at vannforekomsten skal beskyttes mot forringelse, og forbedres dersom forringet, slik at vannforekomsten oppnår miljømålet god tilstand eller bedre innen år 2021. Klassifiseringen av miljøtilstanden i vann baserer seg på ulike økologiske- og kjemiske kvalitetselementer (Veileder 02:2013 - revidert 2015). I kystvann er det biologiske-, hydromorfologiske- og fysisk/kjemiske kvalitetselementer som brukes til å beskrive tilstanden.

I «Ren Drammensfjord 2015» er det samlet inn vannprøver for analyse av klorofyll a (planteplankton), næringsstoffer, organisk stoff, bakterier, siktedyp og miljøgifter fra 13 stasjoner i 2008-2013 (NGI/DNV, 2012; NGI, 2014) og 19 stasjoner i perioden 2014-2015 (Norconsult, 2015; 2016). Stasjonenes plassering er vist i Figur 4. Innsamlede data bidrar først og fremst inn i den fysisk/kjemiske tilstandsklassifiseringen av fjorden.

### 4.2.1 Klorofyll-a (planteplankton)

Klorofyll a er et indirekte mål på algebiomasse (planteplankton) og er et godkjent økologisk kvalitetselement for kystvann iht. Veileder 02:2013 – revidert 2015. Planteplankton er det første leddet i den marine næringskjeden, og veksten påvirkes av faktorer som tilgang på lys og næringsalter samt temperatur. Økt næringstilførsel kan føre til masseoppblomstring dersom andre vekstfaktorer er på plass.

Prøvetakingsfrekvensen i dette overvåkingsprogrammet er for lav for at klorofyll a kan tilstandsklassifiseres og i tillegg finnes det på det nåværende tidspunkt ingen tilstandsklasser for klorofyll a i sterkt ferskvannspåvirkede vannforekomster/fjorder, slik som Drammensfjorden. Likevel gir dataene indikasjon på tilstanden i fjorden (Tabell 3). Generelt er de målte konsentrasjonene lave.

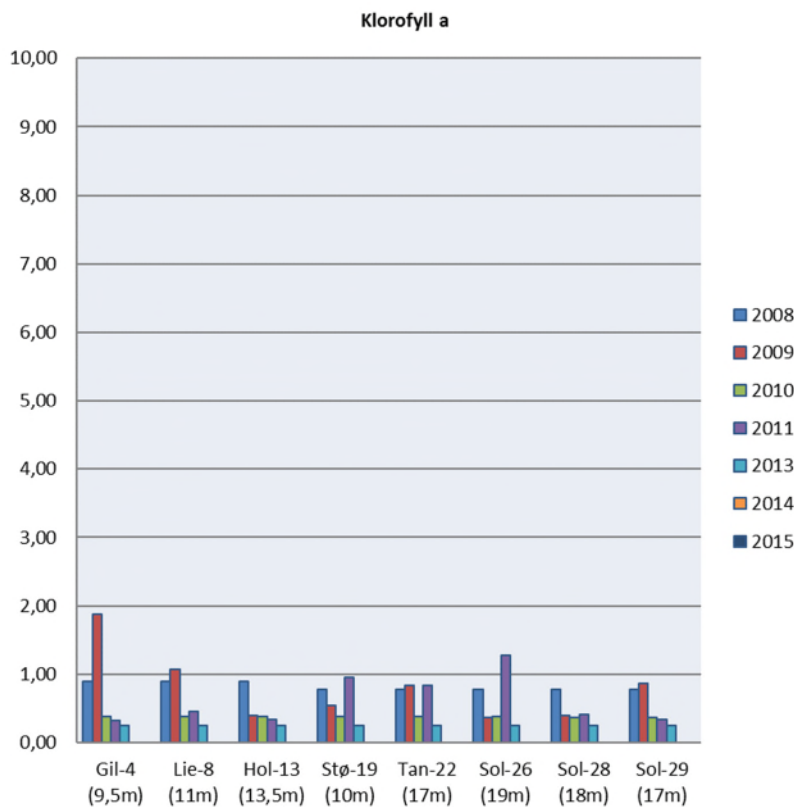
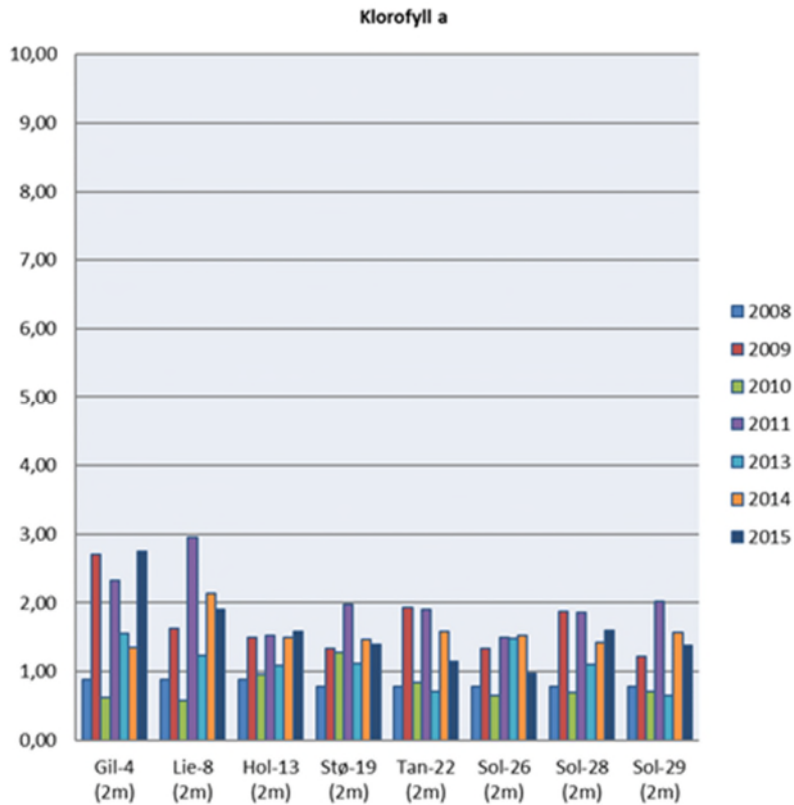
Tabell 3. Gjennomsnitt og 90-persentil for klorofyll a data innhentet i Indre Drammensfjord gjennom 2014-2015.

Prøvepunkt	Dyp (m)	Klorofyll a gjennomsnitt (µg/L)	Klorofyll a 90-persentil (µg/L)
		2014+2015	
DH1	5	0,77	1,390
DH2	5	0,78	1,436
DH4	5	0,81	1,320
DR9	5	1,31	1,946
Elv-1	1,5	5,00	12,55
Elv-2	2	1,61	2,150
Gil-4	2	1,63	2,750
Hol-13	2	1,31	2,530
Lahell	5	0,53	1,090
Lie-8	2	1,74	3,290
Linnes	5	0,71	1,340
Ref-1	2	1,85	3,095
Ref-2	2	1,68	3,360
Ref-3	2	1,96	3,540
Sol-26	2	1,13	1,995
Sol-28	2	1,28	1,965
Sol-29	2	1,29	2,070
Stø-19	2	1,25	2,095
Tan-22	2	1,21	2,065

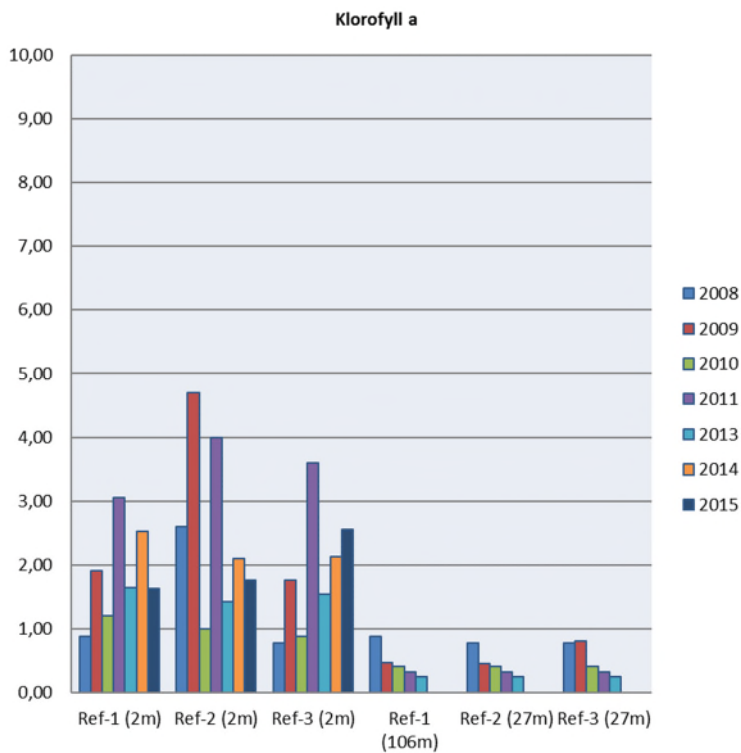
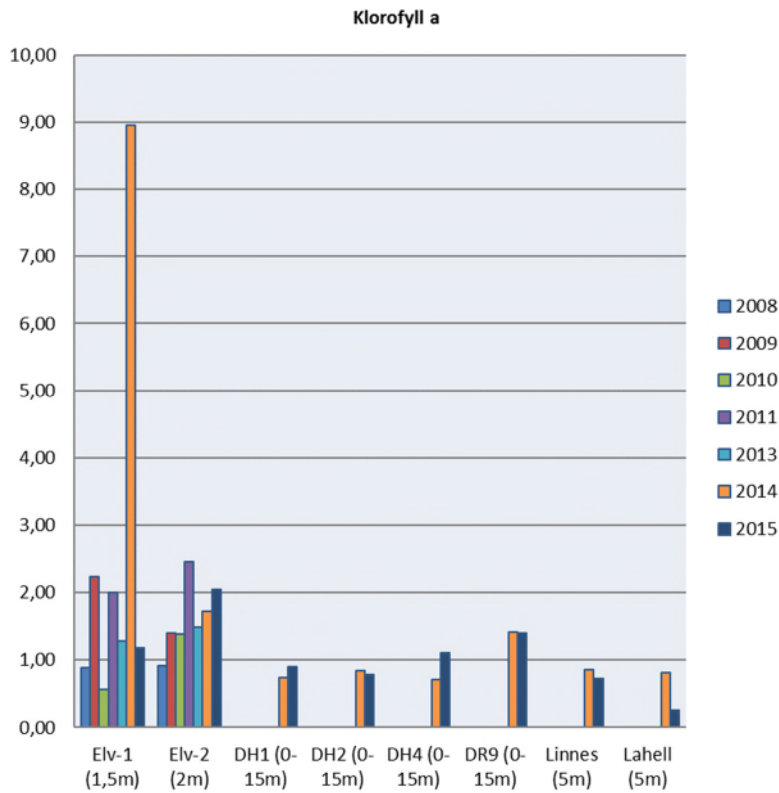
Endringer i klorofyll a-konsentrasjon i målte år fra 2008 til 2015 er vist i Figur 12 og Figur 13. Med unntak av enkelte topper i Lierelva og på referansestasjonene, ligger de fleste årsmålinger under 3 µg/l klorofyll a i alle stasjoner.

Tidligere innsamlede data fra området har vist at klorofyll a-konsentrasjon i overflatevannet i Drammensfjorden normalt er lavere innerst i fjorden enn ytterst (NIVA, 2016). Dette skyldes sannsynligvis stor tilførsel av ferskvann og partikler i overflatevannet innerst i fjorden (spesielt nær utløpet av Drammenselva og Lierelva). Partikler i vannet reduserer lystilgangen for algene og stor avrenning (strøm) gjør at algene ikke er i stand til å bygge opp biomasse (NIVA, 2016). Artssammensetningen i de øverste 5 m vanddyp varierer også mellom Ytre og Indre Drammensfjord pga. salinitetsforskjeller i vannet.





Figur 12. Klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ) i undersøkte stasjoner i Drammensfjorden 2008-2011 + 2013 (data fra NGI/DNV, 2012 og NGI, 2014) og 2014-2015 (data Norconsult, 2015 og 2016)



Figur 13. Klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ) i undersøkte stasjoner i Drammensfjorden 2008-2011 + 2013 (data fra NGI/DNV, 2012 og NGI, 2014) og 2014-2015 (data Norconsult, 2015 og 2016)

## 4.2.2 Næringsstoffer og suspendert stoff

Mengden av næringsstoffer er avgjørende for vekst av planteplankton. Konsentrasjonen av næringsstoffene varierer gjennom året. Om vinteren er konsentrasjonene høyere som følge av lav biologisk aktivitet og dermed lavt forbruk av næringsstoffer. Forhøyede konsentrasjoner som følge av tilførsler som er jevne gjennom året (f.eks. utslipp av kommunalt avløpsvann), fanges derfor best opp ved klassifisering av prøver fra vinterperioden. Om sommeren er forbruket av næringsstoffer høyere og konsentrasjonene i vannmassen synker. Biologisk respons på tilførsler som er knyttet til avrenning (eks. jordbruk) vil i bedre grad fanges i sommerperioden.

Tilstandsklassifisering med hensyn på næringsstoffer skal ifølge Veileder 02:2013 (revidert 2015) gjøres med prøver fra overflatelaget (0 – 15 m) og helst baseres på 3 års data. I tidligere veiledere har det vært anbefalt å ha minimum 10 prøvetakingstidspunkt for å gjennomføre tilstandsklassifisering, men det er nå ikke lenger oppgitt et bestemt antall prøver.

Næringsstoffmålinger fungerer som støtteparametere til biologiske kvalitetselementer når økologisk tilstand skal bestemmes.

Vannprøver fra overflaten (2 m) er klassifisert med grenseverdier for kystvann med salinitet 5 psu for næringsstoffer (Tabell 4). Vannprøver i de øverste 0-15 m (i stasjonene DH1, DH2, DH4 og DR9) er klassifisert etter grenseverdier for kystvann med salinitet 18 psu. Dette fordi gjennomsnittlig salinitet i de øverste 15 m er rundt 16 – 18 psu. For å kunne benytte de samme tilstandsklassegrensene ved hver stasjon og hvert år fremover, er det valgt å benytte grenseverdiene for salinitet 18 psu ved disse stasjonene. Vannprøvene fra elvestasjonene er klassifisert for totalt fosfor og total nitrogen i henhold til de grenseverdiene som gjelder for de to vanntypene (Tabell 5).

Tilstandsklassifisering av næringsstoffer gjøres kun for overflatelaget, ikke for dypere vannmasser. Det er derfor ikke gjennomført tilstandsklassifisering av konsentrasjonene i de dypere vannmassene (dypere enn 15 m).

Tabell 4. Klassifisering av tilstand for næringsstoffer og siktedyp i kystvann med salinitet 5-18 psu (Veileder 02:2013 - revidert 2015).

Årstid	Parameter	Salinitet	I	II	III	IV	V
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Total fosfor (µgP/l)	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46
	Total nitrogen (µgN/l)	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
		18	<24	24-41	41-86	86-265	>265
Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1	
	18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5	
Overflatelag Vinter (Desember- Februar)	Total fosfor (µgP/l)	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
		18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	5	<7	7-9	9-16	16-31	>31
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48
	Total nitrogen (µgN/l)	5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800
Nitrat-nitrogen (µgN/l)	5	<143	143-226	226-326	326-478	>478	
	18	<97	97-139	139-239	239-367	>367	

Tabell 5. Tilstandsklasseinndeling for næringsstoffer i utvalgte elvetyper (Veileder 02:2013-revidert 2015).

Parameter	Elvetype nr.	Referanse-verdi	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Total fosfor (µgP/l)	5	6	1-11	11-17	17-30	30-60	>60
	8	11	1-20	20-29	29-58	58-98	>98
Total nitrogen (µgN/l)	5	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
	11	325	1-550	550-775	775-1325	1325-2025	>2025

Fargetall (mål på organiske stoffer i vann) og suspendert stoff (mål på partikler) er parametere det kun finnes grenseverdier for i ferskvann. Konsentrasjon av suspendert stoff og fargetall er derfor sammenliknet med tilstandsklassegrenser for ferskvann. Tilstandsklassegrensene er vist i Tabell 6.

Tabell 6. Klassifiseringsinndeling for fargetall og suspendert stoff i ferskvann (TA-1468/1997).

Parameter	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Svært dårlig
Fargetall (mg Pt/l)	<15	15-25	25-40	40-80	>80
Susp. stoff (mg/l)	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10

I Tabell 7 vises tilstandsklassifisering basert på gjennomsnittsdata innhentet somrene 2014 og 2015. Grafer som viser endringer i næringssaltkonsentrasjoner gjennom overvåkingsperioden 2008-2015 er vist i Vedlegg 2.

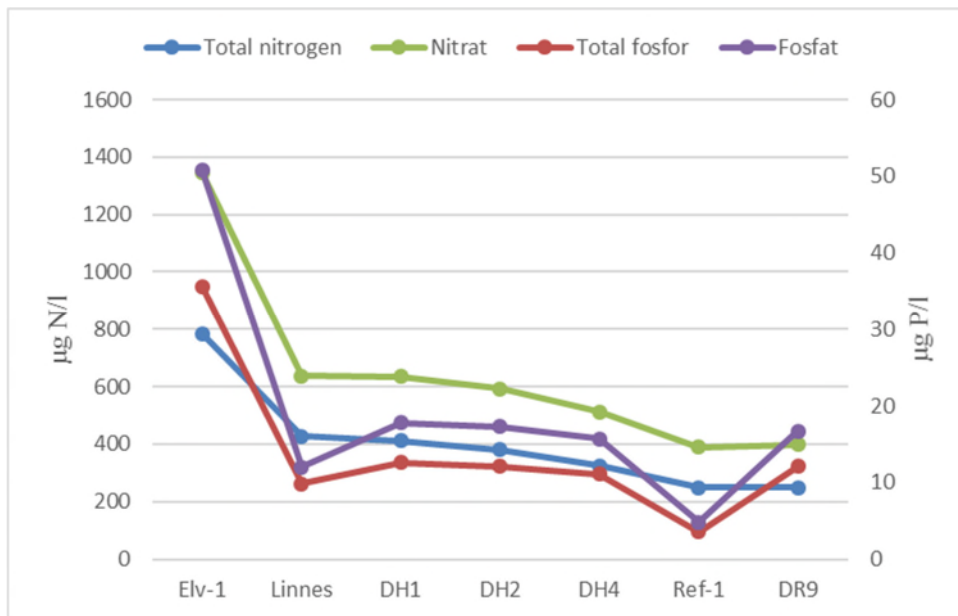
Tabell 7. Gjennomsnitt for næringsstoffer, partikler og organisk stoff for data innhentet juni - september for 2014-2015. Klassifisert i henhold til Veileder 02:2013 for næringsstoffer og TA-1468/1997 for suspendert stoff og fargetall.

Prøvepunkt	Dyp (m)	Nitrat (µg/L)	Fosfat (µg/L)	Tot-N (µg/L)	Tot-P (µg/L)	Ammonim (µg/L)	Silisium (µg Si/L)	Silikat (µg SiO <sub>2</sub> /L)	Suspendert stoff (mg/L)	Fargetall (mg Pt/L)
DH1	0 -15	225	5,2	411	13	107	627	1505	9,5	9,1
DH2	0 -15	212	5,2	380	12	99	601	1380	13	20
DH4	0 -15	187	4,6	324	11	77	571	1379	14	9,4
DR9	0 -15	149	4,7	249	12	33	513	1292	16	9,2
Elv-1	1,5	562	15	785	36	31	2156	5155	15	30
Elv-2	2	162	1,2	302	5,2	40	1144	2650	3,2	17
Gil-4	2	174	1,8	306	5,4	59	925	2440	4,2	13
Gil-4	9,5	262	2,8	534	13	205	382	825	15	5,2
Hol-13	2	178	4,2	315	7,6	65	809	2195	5,9	12
Hol-13	13,5	280	8,0	449	19	102	370	720	14	4,8
Lahell	5	192	5,0	337	14	89	371	960	19	9,6
Lie-8	2	172	2,0	313	8,4	74	859	2190	6,7	12
Lie-8	11	288	5,2	471	15	137	355	775	18	5,6
Linnes	5	210	2,2	427	10	150	619	1875	9,3	13
Ref-1	2	141	1,2	248	3,6	20	948	2510	7,3	17
Ref-1	106	117	78	178	91	5,2	1360	3105	29	3,0
Ref-2	2	147	1,4	256	6,8	30	775	1895	9,2	12
Ref-2	27	156	26	249	35	8,2	433	885	29	3,6
Ref-3	2	146	12	247	48	29	658	1490	12	14
Ref-3	27	152	31	315	77	12	417	900	30	2,8
Sol-26	2	170	2,0	303	5,4	59	896	2160	4,8	12
Sol-26	19	283	17	371	27	34	388	760	17	3,8
Sol-28	2	160	1,6	294	5,0	48	946	2375	4,3	12
Sol-28	18	290	11	558	23	195	341	750	13	6,0
Sol-29	2	165	2,2	294	5,0	54	897	2240	4,3	13
Sol-29	17	279	15	572	25	165	393	790	17	6,8
Stø-19	2	184	1,6	334	10	69	936	2285	13	12
Stø-19	10	216	5,2	530	17	224	431	950	24	5,0
Tan-22	2	178	3,0	304	5,6	53	943	2230	5,1	12
Tan-22	17	298	14	401	24	64	376	715	21	4,2

Iht. tilstandsklassifiseringen av næringsstoffer overskrides tilstandsklasse II (god tilstand) for nitrat i alle klassifiserte stasjoner bortsett fra referansestasjonene. For fosfat, total nitrogen og total fosfor derimot, er det kun enkelte stasjoner (3 - 4) hvor gjennomsnittskonsentrasjonene klassifiseres i tilstandsklasse III (moderat tilstand) eller tilstandsklasse IV (dårlig tilstand). For suspendert stoff tilstandsklassifiseres alle «overflateprøver» i tilstandsklasse III (mindre god tilstand), tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) eller tilstandsklasse V (svært dårlig tilstand). For fargetall er det kun en stasjon (Elv-1) hvor konsentrasjonen er tilstandsklasse III (mindre god tilstand), i alle andre stasjoner er den enten tilstandsklasse I (meget god tilstand) eller tilstandsklasse II (god tilstand). Merk at stasjonene i Tabell 7 er klassifisert ut i fra ulike klassifiseringssystemer med ulike tilstandsklassegrenser.

Hvis konsentrasjoner sammenlignes, fremfor tilstandsklasse, er det flere interessante forhold å merke seg. I stasjoner hvor både overflatevann og bunnvann er undersøkt er konsentrasjonen av nitrogen- og fosforforbindelser høyere i bunnvannet enn overflatevannet, med unntak av total nitrogen ved Ref-1 og ammonium på Ref-1, Ref-2, Ref-3 og Sol-26. Dette er naturlig om sommeren, fordi det foregår vekst (primært planteplankton) i overflatevannet som forbruker næringsstoffer. Silisium-konsentrasjonen viser motsatte forhold – alle er høyere i alle overflateprøvene enn bunnvannsprøvene (bortsett fra ved Ref-1). Ser man på konsentrasjonen av utvalgte næringsstoffer i et transekt gjennom fjorden fra nord (Lierelva, Elv-1) til sør (DR9), viser dataene at det er en reduksjon i konsentrasjon fra indre til ytre fjord (Figur 14). For total N og nitrat er dette enda tydeligere i vinterkonsentrasjonene, Tabell 8 (NIVA, 2016), mens det for total P og fosfat er en konsentrasjonsnedgang fra Indre Drammensfjord (D-3), til midtre (D-2) for så å øke igjen til Ytre Drammensfjord ved Breiangen. NIVAs undersøkelser viser i tillegg at vinterkonsentrasjonene i Indre, Midtre og Ytre Drammensfjord er

høyere enn sommerkonsentrasjonen på undersøkte stasjoner (Tabell 8), noe som skyldes høyere forbruk av næringssalter av planteplankton om sommeren.



Figur 14. Gjennomsnittskonsentrasjonen av utvalgte næringssalter (2014-2015) fra indre til ytre deler av Indre Drammensfjord.

Tabell 8. Klassifisering av næringssalter, klorofyll a og siktedyp i stasjoner fra i indre (D-3 = DH3), midtre (D-2) og ytre Drammensfjorden i 2015 iht. Veileder 02:2013 – revidert 2015 (tabell hentet fra NIVA, 2016)

Stasjon	Sesong	Nitrat (µg/l)	Fosfat (µg/l)	Tot P (µg/l)	Tot N (µg/l)	Klorofyll a (µg/l)	Siktedyp (m)*
Indre Drammensfjord D-3	Sommer	182	4	12	389	1,1	3,7
	Vinter	252	11	18	404		
Midtre Drammensfjord D-2	Sommer	141	5	14	401	1,5	4
	Vinter	223	12	14	396		
Breiangen OF-5	Sommer	31	2	11	226	1,8	5,3
	Vinter	129	16	21	258		

Generelt sett vil stor tilførsel av næringssalter kunne medføre masseoppblomstring av planteplankton/alger, tilgroing, nedslamming av bunnen, redusere sikt i vannmassene og redusere oksygenforhold i bunnvannet. Sistnevnte skyldes økt tilførsel og nedbrytning av organisk materiale (døde planteplankton m.m.). Alt dette vil kunne gi dårligere levevilkår for bunndyr og fisk. Overgjødsling har størst innvirkning på sterkt stratifiserte fjorder med dype basseng og begrenset vannutskiftningen (pga. trangt innløp/grunn terskel), slik som Drammensfjorden. Som nevnt har denne fjorden naturlig lave oksygenkonsentrasjoner i de dypeste deler, og fra 1800-tallet er det i tillegg blitt tilført store mengder organisk materiale fra forskjellig type trevirkeindustri, noe som har resultert i stadig dårligere oksygenforhold utover 1900-tallet frem til 1970-1980-tallet (Magnusson og Næs, 1986). Strengere renskrav og nedleggelse av treindustri langs Drammenselva har gjort at tilførsel av organisk materiale og næringssalter fra industri er betraktelig redusert de senere år, men jordbruk og befolkning er fremdeles viktige bidragsyttere i tilførsler til Drammensfjorden (NIVA, 2016).

Miljødirektoratets elvetilførselsprogram har fulgt utviklingen i 10 store elver i Norge (deriblant Drammenselva) siden 1990. Dette programmet har vist at tilførsler av næringssalter og partikler kan forklares med mellomårige forskjeller i vannføring. Vannføringen i Drammenselva har vært signifikant

økende de senere år og data har vist en signifikant økende transport av nitrat, total nitrogen, fosfat og fosfor (Skarbø m. fl. 2015). I tillegg har det vært en økende partikkeltransport i elva. Normalt vil økt tilførsel av næringsalter medføre økt vekst av planteplankton og alger i de øvre vannmasser når vekstfaktorer som lys og temperatur er tilfredsstillt. Økt vekst synes ikke å være tilfellet i indre deler av Indre Drammensfjord som generelt har lave klorofyll a-konsentrasjoner. Trolig skyldes dette at overflatevannmassene inneholder mye partikler, som hindrer lystilgangen for planteplanktonet, og strøm i overflatevannet som reduserer planteplanktonets mulighet for å bygge opp biomasse (NIVA, 2016).

### 4.2.3 Siktedyp

Siktedyp, et mål på vannets klarhet, varierer gjennom året med hvor mye planteplankton og partikler som finnes i vannmassene i fjorden. Mye planteplankton/partikler gir dårlig siktedyp. Siktedyp er vurdert i forhold til grenseverdiene for kystvann med salinitet 5 psu (Tabell 4). Det finnes ikke klassifiseringssystem for siktedyp i elver. Det er i overvåkingsperioden (2008-2015) kun tilgjengelig siktedypdata fra 2014 og 2015.

Gjennomsnittlig siktedyp (i meter) for sommeren 2014 og 2015 er vist i Tabell 9. Samlet tilstandsklassifisering for somrene 2014+2015 er vist i samme tabell. Resultatene viser at siktedypet er i tilstandsklasse III (moderat tilstand) for alle stasjoner med unntak av Linnes, som viser tilstandsklasse IV (dårlig tilstand). Dette skyldes sannsynligvis tilførsler av mye finpartikulært materiale til Linnes fra Lierelva. Ved vurdering av egnethet for bading (TA-1467/1997) bør siktedypet være over 2 m for å gi betegnelsen «Egnet» eller «Godt egnet». Gjennomsnittsmålingene i fjorden i sommerperioden 2014+2015 tilfredsstillt «Egnet» for bading.

Tabell 9. Siktedyp i Indre Drammensfjord klassifisert etter grenser for kystvann med salinitet 5 psu (Veileder 02:2013- revidert 2015). Elvestasjonene er ikke tilstandsklassifisert da det ikke finnes tilstandsklasser for siktedyp i elver.

Prøve-punkt	Gj.snitt siktedyp sommer 2014 (m)	Gj.snitt siktedyp sommer 2015 (m)	Gj.snitt siktedyp sommer 2014-2015 (m)
DH1	2,9	3,1	3,0
DH2	2,9	3,5	3,2
DH4	3,2	3,3	3,2
DR9	3,1	3,5	3,3
Elv-1	0,8	1,0	0,9
Elv-2	2,7	3,2	2,9
Gil-4	2,9	2,9	2,9
Hol-13	2,8	3,1	2,9
Lahell	2,8	3,4	3,1
Lie-8	2,5	3,0	2,7
Linnes	1,7	2,8	2,1
Ref-1	3,4	3,5	3,5
Ref-2	3,3	3,8	3,5
Ref-3	3,6	3,5	3,5
Sol-26	2,7	3,6	3,1
Sol-28	3,4	3,8	3,6
Sol-29	3,2	3,8	3,4
Stø-19	2,9	3,5	3,1
Tan-22	2,8	3,4	3,0

#### 4.2.4 Bakterier

Termotolerante koliforme bakterier (TKB) er målt i vannfasen i Drammensfjorden i årene 2008 – 2011 og 2013 (NGI/DNV) og 2014-2015 (Norconsult).

Mange ulike bakterier og virus er til stede i avløpsvann. Det kan også oppstå hygieniske problemer ved badeplasser og vannforsyning. Konsentrasjonen av TKB benyttes som mål på fekal forurensning fordi TKB overlever like lenge eller lenger enn de vanligste sykdomsfremkallende tarmbakteriene. Dersom TKB påvises, kan dermed andre bakteriesmittestoffer også være tilstede. Inaktivering av TKB går raskere i saltvann enn ferskvann og øker med temperatur og sollys.

TKB klassifiseres i henhold til TA-1467/1997 for prøvene fra fjorden og TA-1468/1997 i prøvene fra elvestasjonene. Tilstandsklasse for TKB skal baseres på 90-persentilen for alle prøvene. De øvre 10 % skal ikke ligge mer enn en tilstandsklasse høyere enn fastsatt tilstandsklasse. Grenser for tilstandsklassene er vist i Tabell 10.

Tabell 10. Tilstandsklasser for bakterier i vann (TA-1467/1997 og TA-1468/1997).

Parameter		I	II	III	IV	V
		Meget god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Termotolerante koliforme bakterier (TKB/100 ml)	Kystvann	<10	10-100	100-300	300-1000	>1000
	Ferskvann	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

I henhold til veileder TA-1467/1997 bør det være minimum 10 ulike målinger tatt over 1-2 år for vurdering av den hygieniske vannkvaliteten. Datasettene for årene før 2014 er for lite med hensyn til klassifisering i henhold til veileder. På bakgrunn av dette er det beregnet 90-persentil samlet for årene 2008-2011 + 2013 for å kunne få en indikasjon på eventuelle endringer i fjorden mht. tilstandsklassegrenser. Det påpekes at konsentrasjoner av TKB varierer mye mellom prøvetakingene.

For hvert dyp er det beregnet 90-persentil ved bruk av formelen «PERCENTILEINC.» i Excel. Beregnet verdi med farge for tilstandsklasse er vist i Tabell 11. Variasjon i TKB-konsentrasjon gjennom overvåkingsperioden er vist i Figur 15 - Figur 16.

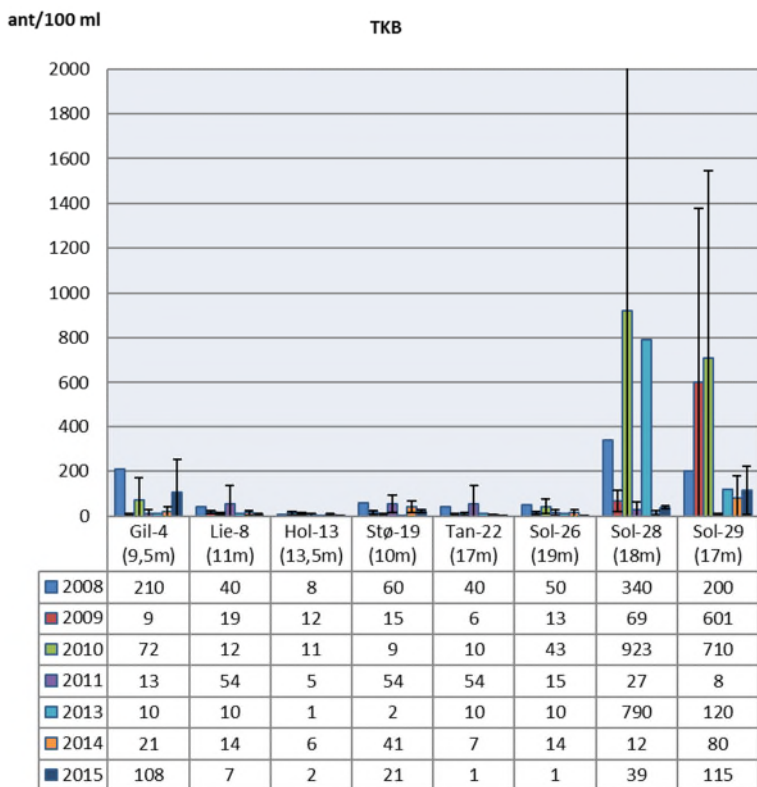
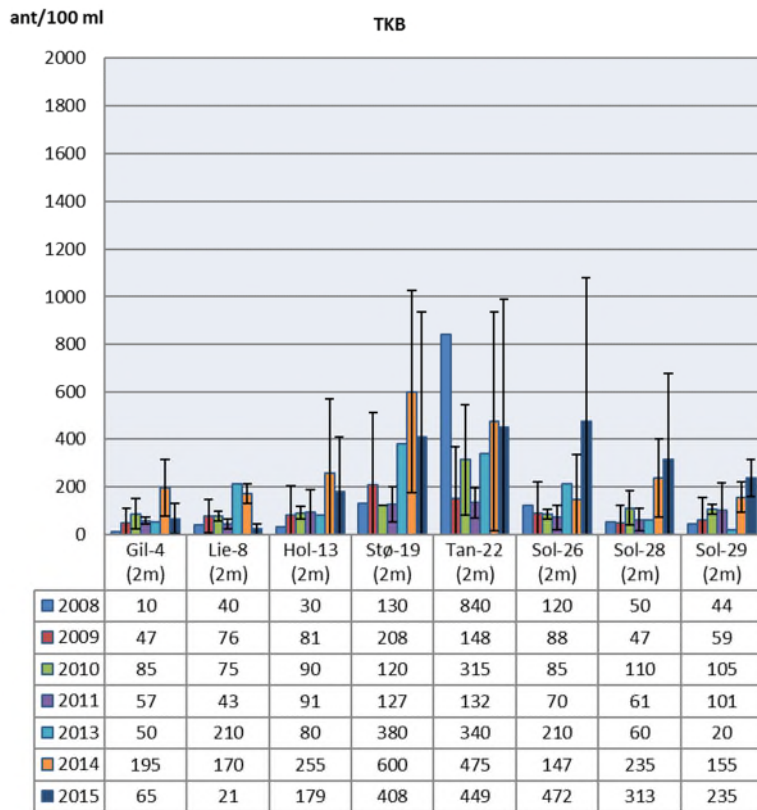


Tabell 11. 90-persentil for TKB-data i fra 2014 og 2015 klassifisert i henhold til TA-1467/1997 (kystvann) og TA-1468/1997 (elvevann). I 2014 ble det inkludert ytterligere 4 stasjoner (DH1, DH2, DH4 og DR9) i overvåkningsprogrammet, som ikke er omhandlet i dette avsnittet. Klassifisering av disse stasjonene er gitt i Norconsults årsrapporter for «Miljøovervåking av Indre Drammensfjorden» i 2014 og 2015.

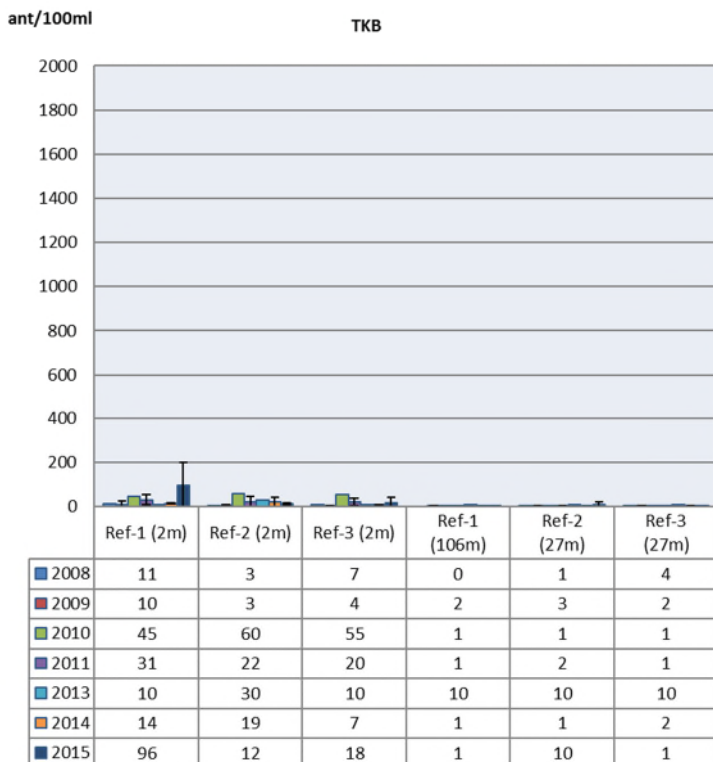
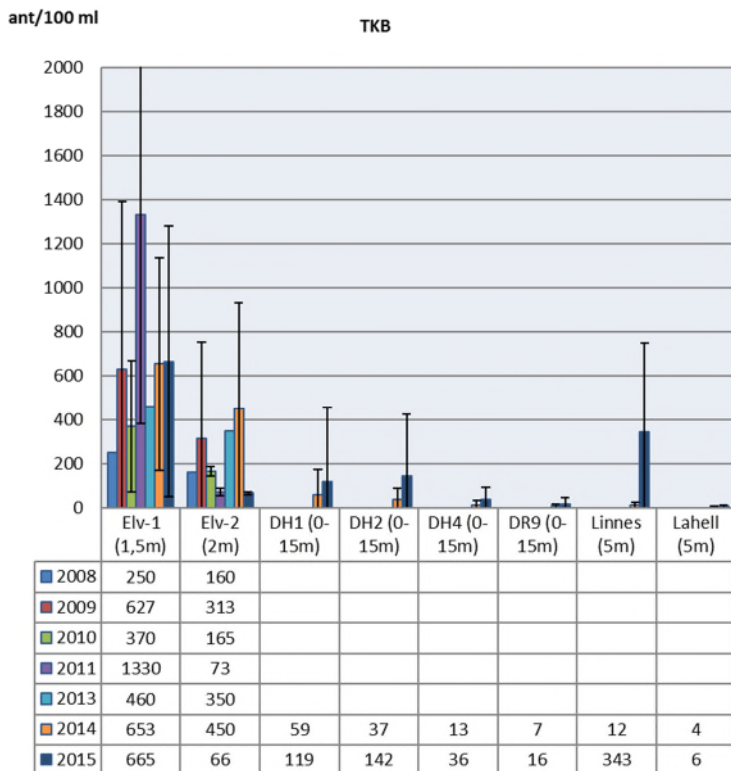
Prøvepunkt	Dyp (m)	TKB 90-persentil (ant./100 ml)	
		2008-2011+2013	2014-2015
Elv-1	1,5	1550	1050
Elv-2	2	400	1000
Gil-4	2	129	212
Hol-13	2	217	424
Lie-8	2	204	196
Ref-1	2	58	485
Ref-2	2	84	40,5
Ref-3	2	63,5	21,5
Sol-26	2	240	652
Sol-28	2	196	482
Sol-29	2	197	296
Stø-19	2	372	960
Tan-22	2	480	818
Gil-4	9,5	129,2	140
Stø-19	10	73,5	46,4
Lie-8	11	38,4	26,8
Hol-13	13,5	14,8	6
Sol-29	17	1230	224,8
Tan-22	17	40	6,6
Sol-28	18	1609	39,2
Sol-26	19	65	16,2
Ref-2	27	6,4	11,5
Ref-3	27	5,5	2
Ref-1	106	5,5	1

Resultatene viser ikke noe klart bilde. TKB-nivået har i noen tilfeller gått ned (eks. Elv-1 overflatevann, Hol-13 bunnvann og Sol 28) og i noen tilfeller gått opp (Sol-28 overflatevann, Gil-4 bunnvann). Prøvene fra overflaten viser generelt høye TKB-verdier (bortsett fra noen stasjoner). Resultatene viser at konsentrasjonen har økt på 9 av 13 overflatestasjoner, hvorav 4 stasjoner har fått dårligere tilstandsklasse i 2014-2015. I vannprøver innhentet like over havbunnen er konsentrasjoner generelt lavere sammenlignet med overflateprøvene. Konsentrasjonen på disse dypene viser en TKB-reduksjon i 9 av 11 stasjoner. Ved 4 av stasjonene (Hol-13, Sol-29, Tan -22, Sol- 28 og Ref-2) betyr dette at tilstandsklassen også er bedret.

Det påpekes at datausikkerheten er høy på grunn av lavt antall prøver og stor variasjon mellom prøvetakingstidspunktene.



Figur 15. Endringer i TKB-konsentrasjon (antall TKB/100ml) på undersøkte stasjoner gjennom overvåkingsperioden 2008-2015.



Figur 16. Endringer i TKB-konsentrasjon (antall TKB/100ml) på undersøkte stasjoner gjennom overvåkingsperioden 2008-2015.

Det er i perioden 2008-2015 observert forhøyede konsentrasjoner av TKB i og nær utløpet til Lierelva (Elv-1 og Linnes) og Drammenselva (Elv-2, Stø-19, Hol-13 og Tan-22), samt på stasjonene i Solumstrand (Sol-28 og Sol-29). Forhøyet bakterieinnhold er en indikasjon på forurensing i form av utslipp av kloakk eller fersk husdyrgjødsel fra jordbruk/husdyrhold. Det er store landbruksområder som drenerer mot både Drammenselva og Lierelva, og landbruksaktiviteten er preget av intensivt jord- og hagebruk. I tillegg tilføres begge elvene overvann fra tette flater i byområdene Drammen og Lier. Overvann ledes i egne ledninger til elvene, eller sammen med spillvann i felles avløpssystemer til renseanleggene. Ved store nedbørsmengder vil kapasiteten til avløpsnettene kunne overskrides og fortynnet kloakk renne ut i elver, bekker eller direkte i fjorden. Ferskvannslaget som føres ut med elvene blandes bare delvis inn i underliggende saltere vannmasser. Dette er sannsynligvis en medvirkende årsak til at de bynære områdene kan ha høy TKB-konsentrasjonen i overflaten og betydelig lavere konsentrasjon i dypere vannlag. Eksempel på dette er vist i stasjonen Stø-19 som i 2015 har 408 TKB/100ml i vannprøven fra 2 m vandndyp og 21 TKB/100 ml i vannprøve fra 10 m vandndyp.

I Solumstrand, hvor det ligger et kommunalt renseanlegg med utslippspunkt på rundt 25 m vandndyp, er situasjonen motsatt. TKB-konsentrasjonene er generelt høyere i dypere vannlag, nærmere utslippspunktet enn i overflatelaget (eks. Sol-28 og Sol-29).

#### 4.3 «Klassiske miljøgifter» i vann

Miljøgifter kan føre til kroniske eller akutte effekter avhengig av egenskaper og konsentrasjon. Betingelser som er benyttet for de ulike tilstandsklassene i kystvann er vist i Tabell 12.

Tabell 12. Klassifiseringsinndeling og betingelser for miljøgifter i kystvann og sediment (TA-2229/2007).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Beskrivelse av tilstand	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Betingelser	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter

For metaller benyttes vanligvis tilstandsklasser for kystvann kun ved salinitet over 5 psu. I overflatevann benyttes derfor tilstandsklasser for ferskvann. Tilstandsklasser for metaller i ferskvann er vist i Tabell 13.

Tabell 13. Tilstandsklasser for metaller i ferskvann (i µg/l) (TA-1468/1997).

Parameter	I Ubetydelig forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Bly	<0,5	0,5 - 1,2	1,2 - 2,5	2,5 - 5	>5
Kadmium	<0,04	0,04 - 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,4	>0,4
Kobber	<0,6	0,6 - 1,5	1,5 - 3	3 - 6	>6
Kvikksølv	<0,002	0,002 - 0,005	0,005 - 0,01	0,01 - 0,02	>0,02
Sink	<5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	>100

Mengden data varierer for de ulike årene fra 2009-2015 (med unntak av 2012 hvor det ikke ble samlet inn data). For miljøgifter i vannfasen er det sett på gjennomsnittlige konsentrasjoner per år de årene det er målt flere ganger. I 2008 og 2013 er det kun tatt prøve for miljøgifter i vann en gang. I 2009,

2010, 2011 og 2015 er det tatt prøve to ganger, i 2014 er det tatt prøve fire ganger. Det er verd å merke seg at noen gjennomsnittskonsentrasjoner er basert på få målinger, og at det i noen tilfeller er høye enkeltkonsentrasjoner som gir stort utslag.

Miljøgiftene presentert er ansett som utfordrende på grunn av høye konsentrasjoner. De utvalgte parameterne som er grafisk fremstilt i dette avsnittet er inkludert i Boksmodellen. Endringer i miljøgiftkonsentrasjon gjennom tid er vist i Vedlegg 3.

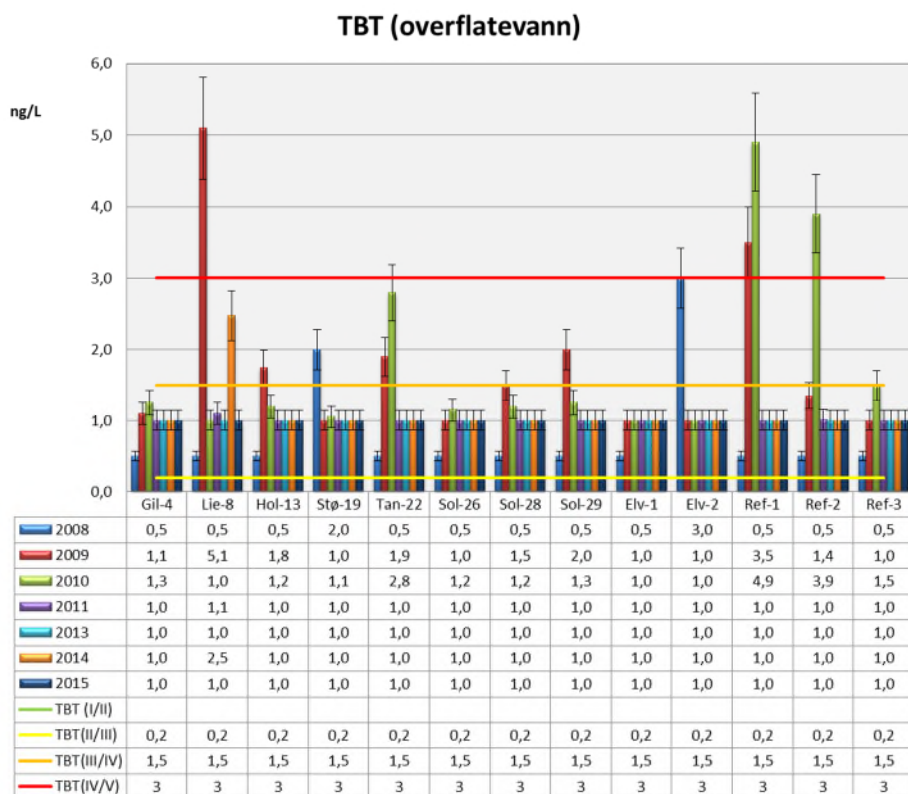
Alle grafene viser måleusikkerhet for analysen oppgitt fra laboratoriet. For analyser utført på passive prøvetakere er måleusikkerheten ukjent.

For alle grafene er aktuelle tilstandsklassegrenser vist. Grønn horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse I og II. Gul linje viser grensen mellom tilstandsklasse II og III. Oransje linje viser grensen mellom tilstandsklasse III og IV. Rød horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse IV og V. Tallverdien for tilstandsklassegrensene er i tillegg vist i tabellen under grafene. Ved beskrivelse av endring, er denne beskrevet som signifikant dersom endringen er større enn den total måleusikkerheten i de to verdiene.

#### 4.3.1.1 TBT

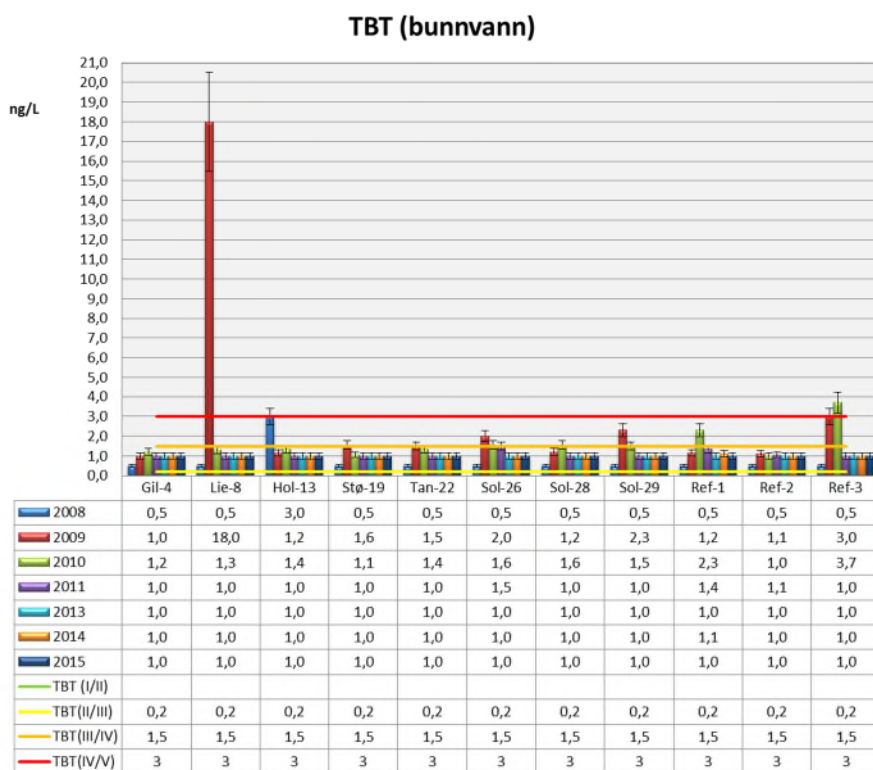
Årlig gjennomsnittlig TBT-konsentrasjon i overflatevannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 17. For å være i tilstandsklasse II eller bedre må TBT-konsentrasjonen være <0,0002 µg/L. Dette er under kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L) som laboratoriet har for TBT. Alle målinger fra 2015 er i tilstandsklasse III selv om det ikke er målt konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen.

I 2008-2010 og i 2014 finnes det også noen gjennomsnittskonsentrasjoner som er klassifisert til tilstandsklasse IV og tilstandsklasse V.



Figur 17. TBT-konsentrasjon, i overflatevannet i de 13 stasjonene, fra 2008-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 1 ng/L er satt til denne (gjelder ikke 2008). Gjennomsnittlig måleusikkerhet for TBT-analysene er ± 14 %. Klassifisering etter veileder TA-2229/2007.

Årlig gjennomsnittlig TBT-konsentrasjon i bunnvannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 18. Også her er grensen mellom tilstandsklasse II og III (henholdsvis god tilstand og moderat tilstand) <math>0,0002 \mu\text{g/L}</math>. Dette er under kvantifiseringsgrensen (<math>0,001 \mu\text{g/L}</math>) som laboratoriet har for TBT. De fleste målinger er derfor i tilstandsklasse III selv om det ikke er målt konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen. Alle gjennomsnittsmålingene for 2015 er under kvantifiseringsgrensen. I 2008-2010 finnes det også noen gjennomsnittskonsentrasjoner som er klassifisert til tilstandsklasse IV og tilstandsklasse V.



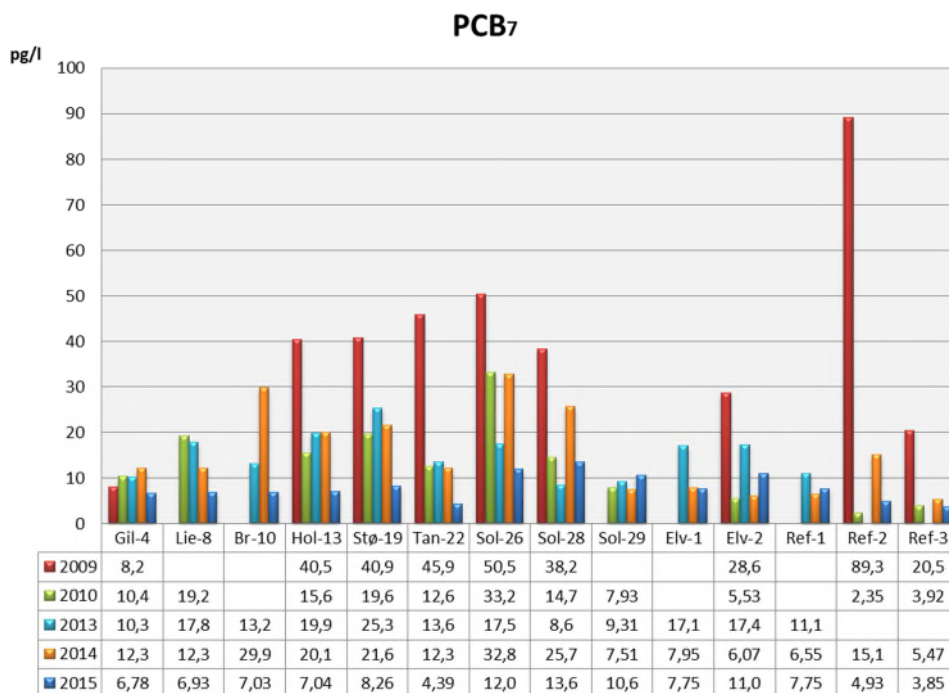
Figur 18. TBT-konsentrasjon, i bunnvannet i 13 stasjoner, fra 2008-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 1 ng/L er satt til denne (gjelder ikke 2008). Gjennomsnittlig måleusikkerhet for TBT-analysene er  $\pm 14\%$ . Klassifisering etter veileder TA-2229/2007.

#### 4.3.1.2 PAH og PCB i vann (passive prøvetakere)

For undersøkelser av PCB og PAH ved hjelp av passive prøvetakere er det opprinnelig to runder med prøvetaking i 2009 og 2010 og en runde i 2013, 2014 og 2015. Fra 2009 og 2010 mangler det resultater fra noen av stasjonene på grunn av tap av utstyr.

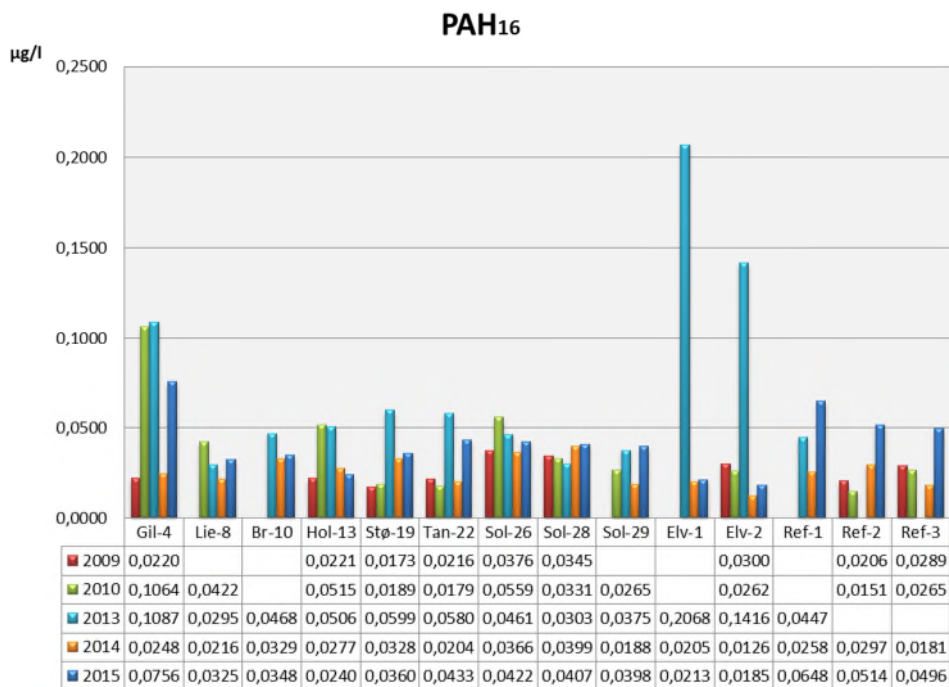
Det finnes på det nåværende tidspunkt ingen effektbaserte tilstandsklasser for PCB<sub>7</sub> eller PAH<sub>16</sub> i vann. 2015 konsentrasjoner er i stedet sammenliknet med tidligere resultater (2014 og NGI/DNV) for å følge utviklingen (Figur 19 og Figur 20).





Figur 19. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjon i bunnvannet i 14 stasjoner, fra 2009-2015. Det ble ikke målt PCB<sub>7</sub> i POM i 2011 og 2012. Nb. Benevnningen er i pg/l (picogram/liter).

Stort sett viste resultatene en nedgang i PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner fra 2009 til 2015, bortsett fra konsentrasjonen i Gil-4 som viser en svak økning frem til 2014 og deretter en nedgang til 2015. Konsentrasjonene i 2015 er lavere enn i 2014 på de fleste stasjoner. På Elv-1 er konsentrasjonen tilnærmet uendret. På Sol-29, Elv-2 og Ref-1 er det små økninger, men variasjonen er liten.



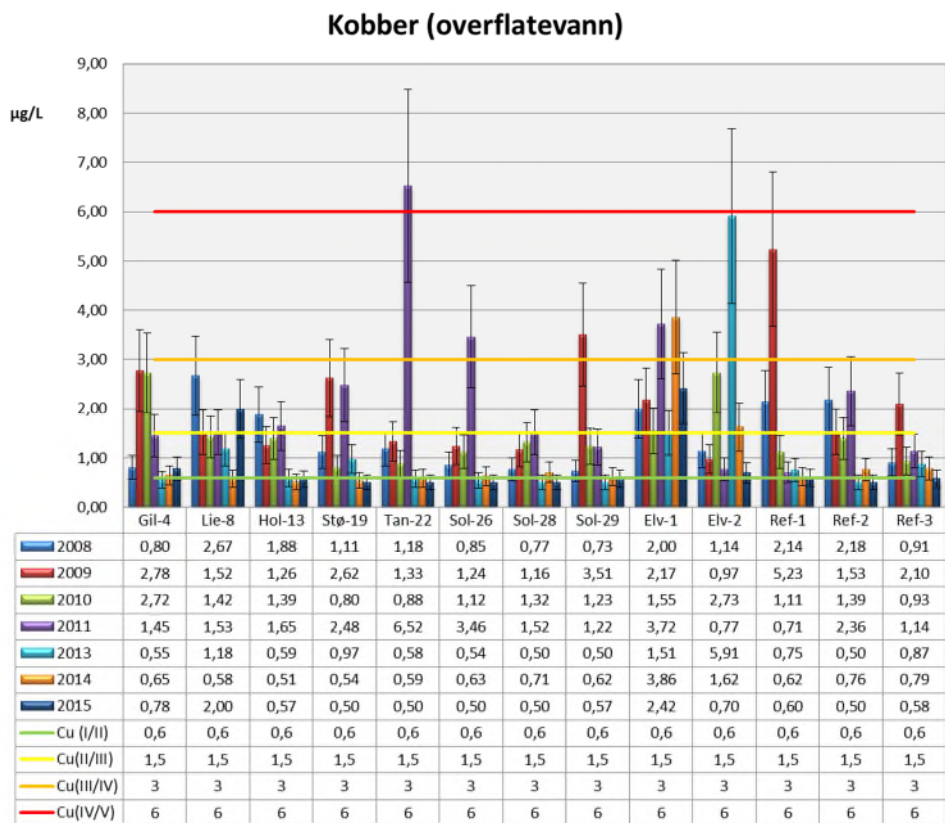
Figur 20. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjon i bunnvannet i 14 stasjoner, fra 2009-2015. Det ble ikke målt PAH i POM i 2011 og 2012.

PAH<sub>16</sub>-konsentrasjonene i de 14 POM-stasjonene i Drammensfjorden er under (eller like over) 0,05 µg/l på de fleste stasjoner. Konsentrasjonene er like som eller høyere enn i 2014. De største økningene i konsentrasjon er på Gil-4, Tan-22, Sol-29, Ref-1, Ref-2 og Ref-3.

#### 4.3.1.3 Kobber (Cu)

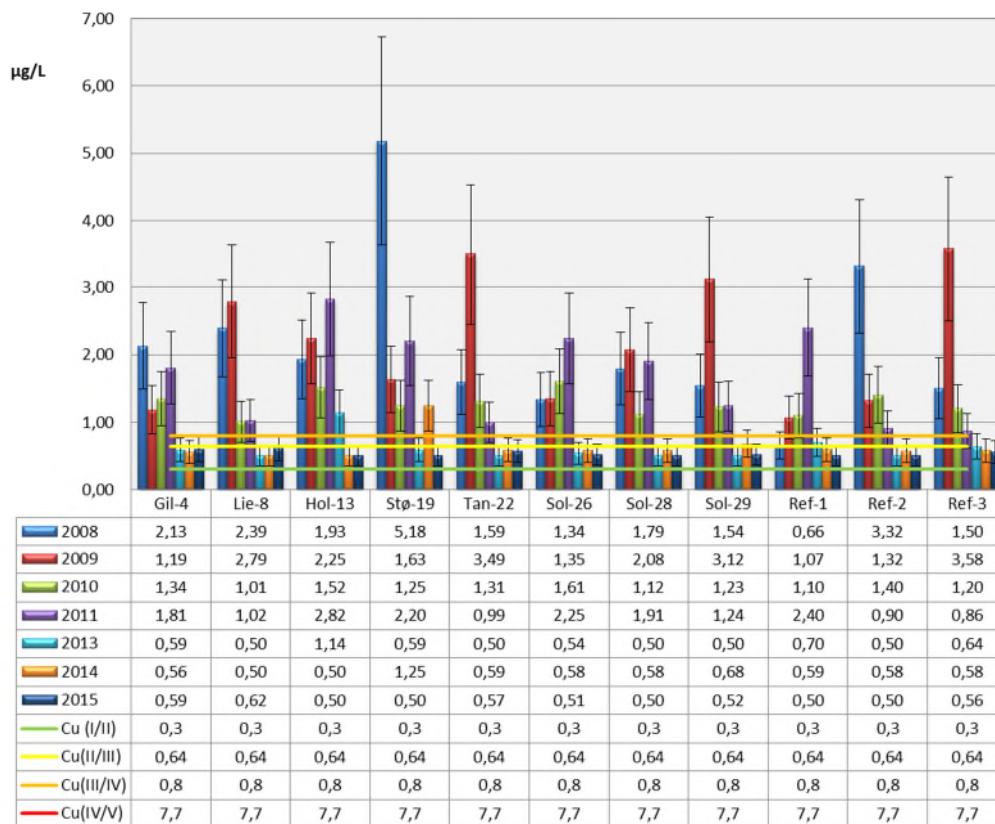
Årlig gjennomsnittlig kobberkonsentrasjon i overflatevannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 21. Årlig gjennomsnittlig kobberkonsentrasjon i overflatevannet, for 2015, er i tilstandsklasse I ved de fleste stasjoner. Elv-2 og Gil-4 er i tilstandsklasse II og Elv-1 og Lie-8 er i tilstandsklasse III. Tidligere år (2008-2011 og 2013-2014; Figur 21) har flere av stasjonene hatt gjennomsnittskonsentrasjoner i tilstandsklasse III. Fem stasjoner har hatt konsentrasjoner klassifisert til tilstandsklasse IV og Tan-22 har hatt konsentrasjon i tilstandsklasse V. Sammenlignet med konsentrasjoner i 2014 har det vært en signifikant økning ved stasjon Lie-8 og en signifikant reduksjon ved Elv-2. Resten av konsentrasjonene varierer innenfor analyseusikkerheten.

Årlig gjennomsnittlig kobberkonsentrasjon i bunnvannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 22. Kobberkonsentrasjonen (årlige gjennomsnittsverdier) i bunnvannet er i tilstandsklasse II for alle stasjoner i 2015. Konsentrasjonen er signifikant lavere enn i 2014 ved Stø-19. For resten av stasjonene varierer konsentrasjonen innenfor analyseusikkerheten. Dette er ikke tilfellet for tidligere år (2008-2011), hvor gjennomsnittskonsentrasjonen på de forskjellige stasjonene hovedsakelig var i tilstandsklasse IV klassifisert etter veileder TA-2229/2007 (Figur 22).



Figur 21. Kobberkonsentrasjonen, i overflatevannet i de 13 stasjonene, fra 2009-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 0,05 µg/L er satt til denne. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for kobberanalysene er ± 30 %. Klassifisert etter veiledere TA-1468/1997.

### Kobber (bunnvann)

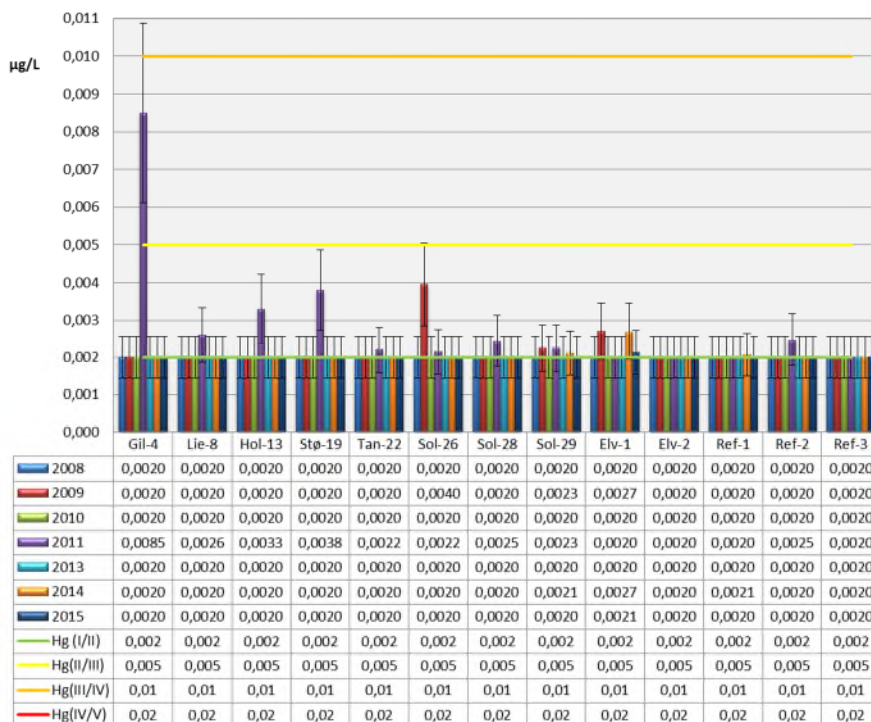


Figur 22. Kobberkonsentrasjon, i bunnvannet i de 13 stasjonene, fra 2009-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for kobberanalysene er  $\pm 30\%$ . Klassifisering etter veileder TA-2229/2007.

#### 4.3.1.4 Kvikksølv (Hg)

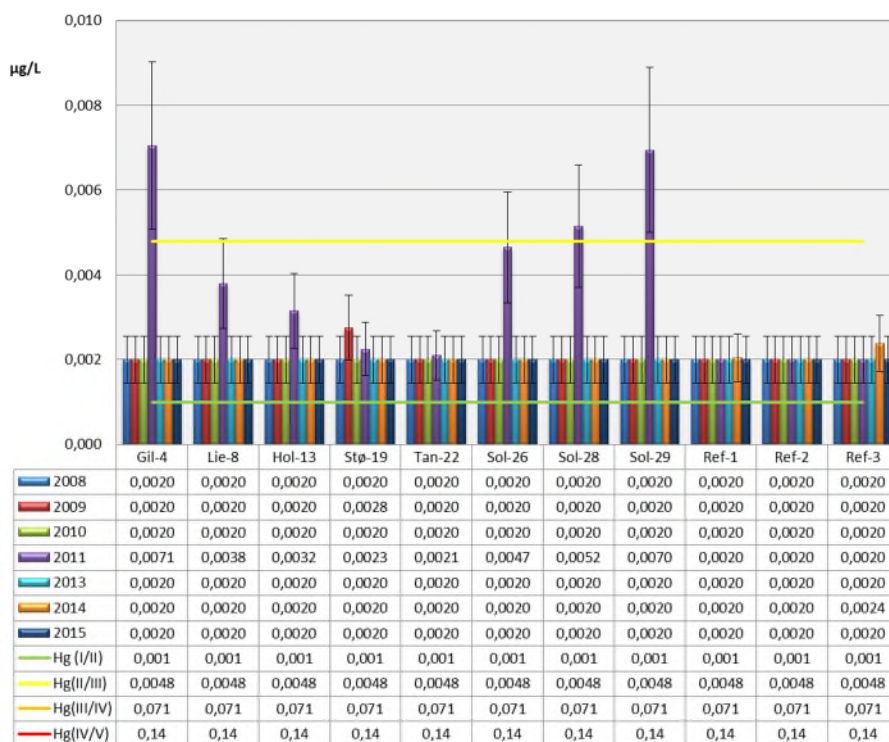
Kvikksølvkonsentrasjonen (årlige gjennomsnittsverdier per stasjon) i overflatevann er vist Figur 23 og konsentrasjon i bunnvannet er vist i Figur 24. De fleste målingene av kvikksølv er under kvantifiseringsgrensen på  $0,002 \mu\text{g/l}$ . I overflatevann er alle årene i tilstandsklasse II, med unntak av Gil-4 i 2011 som er i tilstandsklasse III. I bunnvannet er også de fleste årene i tilstandsklasse II med unntak av noen stasjoner i 2011 i tilstandsklasse III.

### Kvikksølv (overflatevann)



Figur 23. Kvikksølvkonsentrasjonen, i overflatevannet i de 13 stasjonene, fra 2009-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 0,002 µg/L er satt til denne. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for kvikksølvanalysene er ± 28 %. Klassifisert etter veileder TA-1468/1997.

### Kvikksølv (bunnvann)



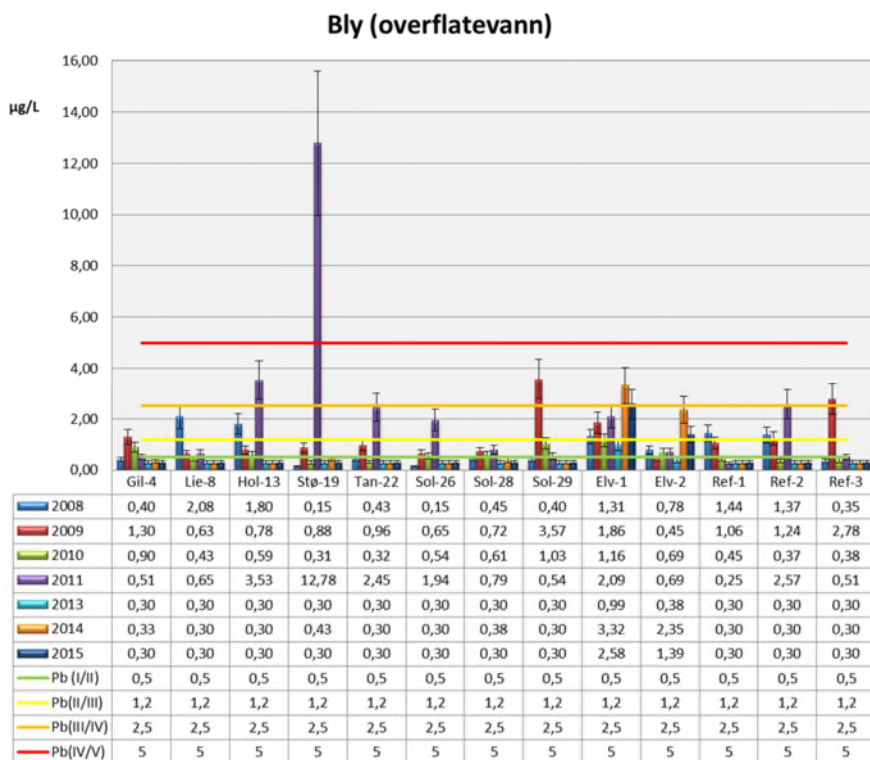
Figur 24. Kvikksølvkonsentrasjon, i bunnvannet i de 13 stasjonene, fra 2009-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 0,3 µg/L er satt til denne. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for blyanalysene er ± 28 %. Klassifisering etter veileder TA-2229/2007.



#### 4.3.1.5 Bly (Pb)

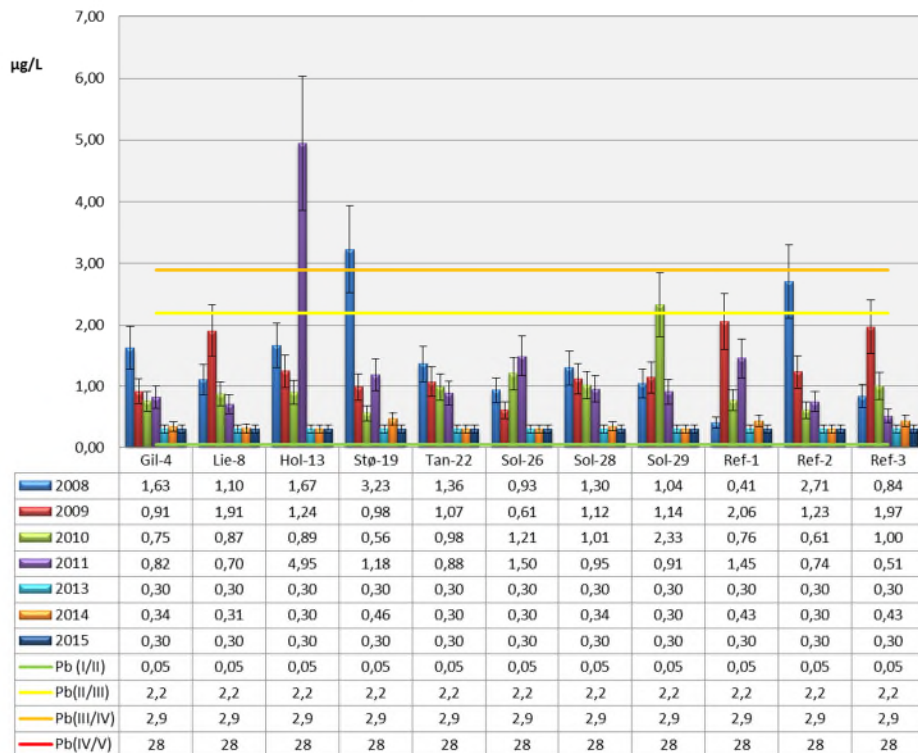
Årlig gjennomsnittlig blykonsentrasjon i overflatevannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 25. I 2013 - 2015 var blykonsentrasjonen (årlige gjennomsnittsverdier pr stasjon) i overflatevannet for alle vannstasjonene i Drammensfjorden i tilstandsklasse II, bortsett fra i Elv-1 og Elv-2 som hadde henholdsvis tilstandsklasse IV og III (Figur 25). I Elv-2 er konsentrasjonen i 2015 signifikant lavere enn i 2014. Før dette (dvs. 2008-2011) hadde utvalgte stasjoner gjennomsnittskonsentrasjoner i tilstandsklasse III og IV, og i Stø-19 var det i 2011 tilstandsklasse V.

Årlig gjennomsnittlig blykonsentrasjon i bunnvannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 26. I bunnvannet var konsentrasjonen i 2013 - 2015 i tilstandsklasse II (god tilstand) ved alle stasjoner. Tidligere år var enkelte stasjoner i tilstandsklasse III og IV.



Figur 25. Blykonsentrasjonen, i overflatevannet i de 13 stasjonene, fra 2008-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 0,3 µg/L er satt til denne. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for blyanalysene er ± 22 %. Klassifisert etter veileder TA-1468/1997.

### Bly (bunnvann)



Figur 26. Blykonsentrasjon, i bunnvannet i de 13 stasjonene, fra 2009-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen på 0,3 µg/L er satt til denne. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for blyanalysene er ± 28 %. Klassifisering etter veileder TA-2229/2007.

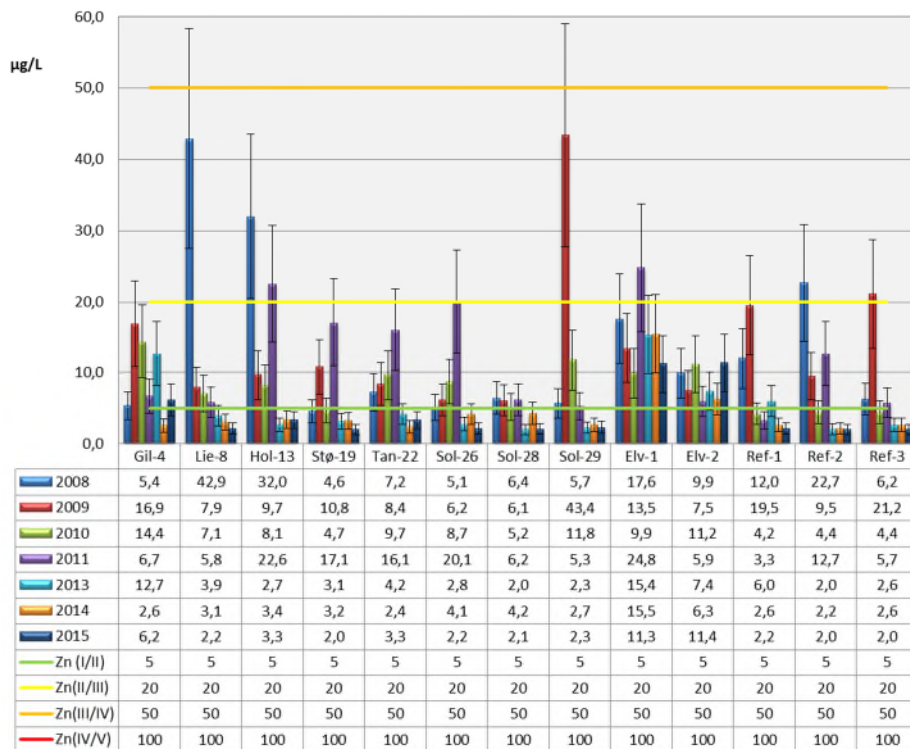
#### 4.3.1.6 Sink (Zn)

Årlig gjennomsnittlig sinkkonsentrasjon i overflatevannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 27. Sinkkonsentrasjonen (årlige gjennomsnittsverdier pr. stasjon) i overflatevannet for alle vannstasjonene i Drammensfjorden var i tilstandsklasse II eller I i 2013-2015. Før dette (dvs. 2008-2011) hadde utvalgte stasjoner noen gjennomsnittskonsentrasjoner i tilstandsklasse III (Figur 27). Konsentrasjonen ved Gil-4 er signifikant høyere i 2015 enn i 2014. Resten av konsentrasjonene varierer innenfor analyseusikkerheten.

Årlig gjennomsnittlig sinkkonsentrasjon i bunnvannet, for årene 2008-2011 og 2013-2015, er vist i Figur 28. Det er ingen signifikante forskjeller på konsentrasjoner av sink målt i 2015 og konsentrasjoner målt i 2014 i bunnvannet. Alle stasjonene har konsentrasjoner i tilstandsklasse II med unntak av Gil-4 og Sol-26 som har konsentrasjoner i tilstandsklasse III. I perioden 2008-2011 lå gjennomsnittskonsentrasjonen for de fleste stasjoner i tilstandsklasse IV (Figur 28). Det har altså vært en tydelig reduksjon i konsentrasjon av sink i bunnvannet.

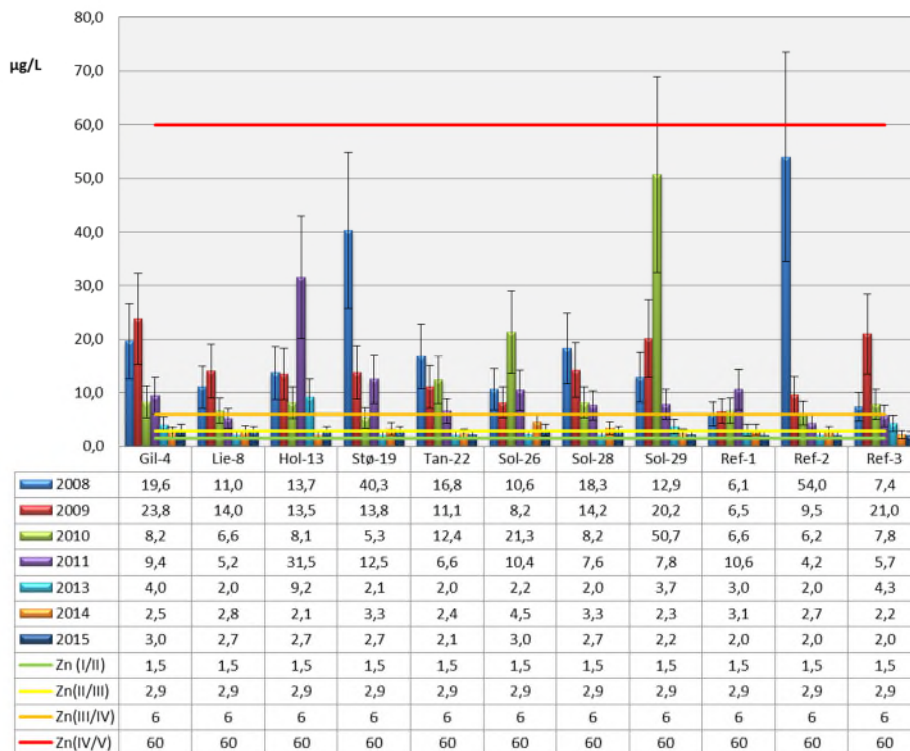


### Sink (overflatevann)



Figur 27. Sinkkonsentrasjonen, i overflatevannet i de 13 stasjonene, fra 2009-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for sinkanalysene er ± 36 %. Klassifisert etter veileder TA-1468/1997.

### Sink (bunnvann)



Figur 28. Sinkkonsentrasjon, i bunnvannet i de 13 stasjonene, fra 2008-2015. Ingen undersøkelser er utført i 2012. Gjennomsnittlig måleusikkerhet for sinkanalysene er ± 36 %. Klassifisert etter veileder TA-2229/2007.

#### 4.3.1.7 «Nye miljøgifter» i vann

Nye miljøgifter er målt i vann i 2011, 2013, 2014 og 2015. Det henvises til Norconsults årsrapporter for «Miljøovervåking av Indre Drammensfjord» i 2014 og 2015, NGI årsrapport for 2013 og for 2011 data henvises det til rapporten «Drammensfjorden – Sceering av «nye» miljøgifter» (NGI/DNV 2011).

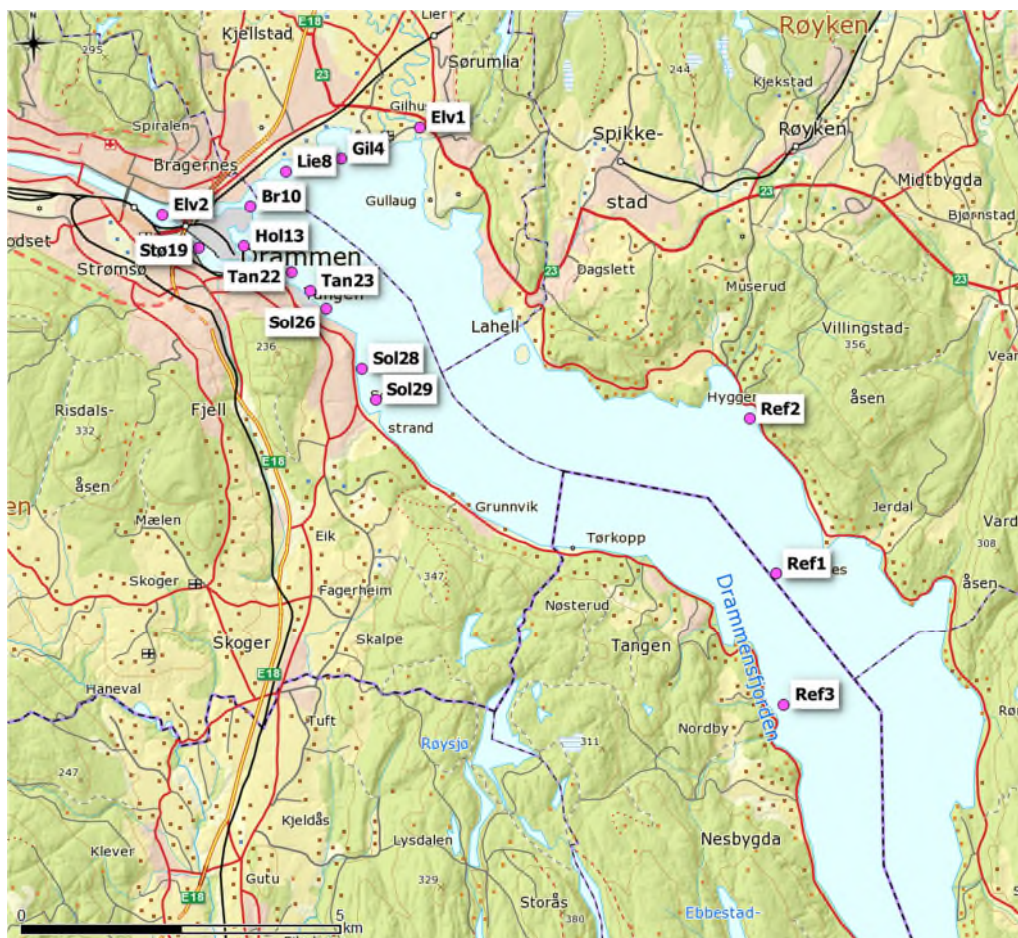
I 2011 var de målte konsentrasjonene i tilstandsklasse I og II. Analyseresultatene fra 2013 viste at konsentrasjonen av de «nye miljøgiftene» er lik som 2011. I 2014 er det kun påvist konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen for en av de nye miljøgiftene ved et av prøvetakingstidspunktene. Tetrabrombisfenol A (TBBPA) ble funnet i konsentrasjon 0,01 µg/l i prøven fra Elv-2 i september. Den konsentrasjonen er 10 ganger så høy som konsentrasjonen fra samme stasjon i 2013. Denne forskjellen er betydelig større enn måleusikkerheten oppgitt fra laboratoriet i 2014 (måleusikkerhet for 2013 er ikke kjent). For flere av forbindelsene inkludert i «Nye miljøgifter» er kvantifiseringsgrensene i 2014 tilsvarende eller høyere konsentrasjonene som ble funnet i 2013. Dette gjør det vanskelig å si noe om utviklingen i konsentrasjon.

I 2015 er det kun påvist konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen for en av de nye miljøgiftene ved et av prøvetakingstidspunktene. Bisfenol A ble funnet i konsentrasjon 0,6 µg/l i prøven fra Elv-2 i august. Resten av forbindelsene er i en konsentrasjon under kvantifiseringsgrensen. Dette tilsvarer situasjonen i 2014.

## 4.4 Sedimenterende materiale

Sedimenterende materiale er samlet inn ved bruk av sedimentfeller som er plassert i vannsøylen. På den måten kan man undersøke hvor stor sedimenttilførselen er (jf. hovedmål om «naturlig restitusjon») og samtidig kartlegge miljøtilstanden av materialet som sedimenterer (forurensningsgrad).

Stasjoner for undersøkelse av sedimenterende materiale er vist i Figur 29. Data presentert i Tabell 14 er fra feller som har samlet materiale fra omtrent 2 m over havbunnen.



Figur 29. Stasjoner for sedimenterende materiale i Drammensfjorden.

### 4.4.1 Sedimentasjonsrate

Sedimentasjonsraten på de forskjellige stasjoner gjennom overvåkingsperioden 2008-2011, 2013, 2014 og 2015 er presentert i Tabell 14. Data er hentet fra henholdsvis NGI/DNV (2012), NGI/DNV (2014), Norconsult AS (2015) og Norconsult AS (2016).

Generelt sett er sedimentasjonsrate høyest i de to elvestasjonene i Drammenselva (Eiv-2) og Lierelva (Eiv-1). Dernest følger Stø-19 og samt Br-10, som ligger i hvert sitt utløp av Drammenselva nedstrøms for Eiv-2 stasjonen, og Tan-22 som ligger like utenfor utløpet. Dette er naturlig da mange elver transporterer store mengder finpartikulært materiale som avsettes når vannhastigheten avtar nær elveutløpet f.eks. til en fjord. Dataene fra Lierelva er sannsynligvis ikke helt reelle med hensyn på sedimentasjonsrate. Lierelva er relativ grunn (ca. 2-3 m vanddyb) og utplasserte feller har sannsynligvis, i tillegg til sedimenterende materiale, fanget opp partikler som var under transport nedover elva. Hvis alt materialet i fellene hadde vært sedimenterende materiale, ville elva på få år

vært fylt igjen og elveløpet endret. Laveste sedimentasjonsrate er funnet på de tre referansestasjonene (Ref-1, Ref-2 og Ref-3). Dette er naturlig, sett i lys av at disse stasjonene ligger lengst ut i fjorden, dvs. lengst bort fra de største «partikkelkildene» Drammenselva og Lierelva.

Det er interessant å merke seg at gjennomsnittet for 2015 (hvor Elv-1, Elv-2 og de tre referanse stasjonene ikke er tatt med) er betydelig høyere enn gjennomsnittet for 2008-2011, 2013 og 2014. Unormalt høye verdier i Stø-19, Br-10 og Tan-22 trekker gjennomsnittet opp, men også for flere av de andre stasjonene er sedimentasjonsraten høyere i 2015 enn tidligere år.

Det er normalt med variasjoner fra år til år. Dette skyldes naturlige variasjoner knyttet til nedbør, avrenning/vannføring, erosjon, ras etc., eller menneskeskapte endringer (pløying av mark nær elv/sjø, utbygginger som medfører erosjon eller økt avrenning etc.). Høyere tall i 2015 kan skyldes ekstremværet Petra som medførte langvarige og store nedbørsmengder i Østlandsområdet høsten 2015. Dette ekstremværet medførte bl.a. betydelig høyere vannføring i Drammenselva i september 2015 (Figur 11).

Miljødirektoratets elvetilførselseprogram har i tillegg vist at vannføring og partikkeltransport i Drammenselva har vært signifikant økende de senere år (Skarbø m. fl. 2015). Økt partikkeltransport og sedimentasjon vil kunne resultere i at den naturlige tildekkingsprosessen (naturlig restitusjon) av forurenset bunnsediment i Drammensfjorden går raskere. Dette er positivt så lenge materialet som tilføres er rent.

Tabell 14. Registreringer av fluks (g/m<sup>2</sup>/døgn) og sedimentasjonsrate (mm/år) på de 15 sedimentfellestasjonene i Drammensfjorden for 2008-2011, 2013, 2014 og 2015.

Stasjon	2008-2011**	2013*		2014		2015	
	mm/år (std.av)	g/m <sup>2</sup> /døgn	mm/år	g/m <sup>2</sup> /døgn	mm/år	g/m <sup>2</sup> /døgn	mm/år
Elv-1	367,4 (±343,2)	1624	423	431	112,3	430	126,3
Elv-2	22 (±10,4)	38	10	71	18,5	836	218,0
Stø-19	6,4 (±1,1)	53	14	38	9,9	263	68,5
Br-10	d.m.	19	5	47	12,4	103	27,0
Tan-22	4,3 (±1,6)	19	5	10	2,7	79	20,6
Tan-23	d.m	20	5	6	1,5	17	4,5
Sol-26	3,1 (±1,2)	6	2	9	2,3	25	6,4
Sol-28	3,6 (±1,4)	8	2	7	1,8	19	5,0
Sol-29	6,1	17	4	8	2,1	14	3,5
Gil-4	5,9 (±2,6)	12	3	11	2,8	18	4,6
Lie-8	4,6 (±2,2)	13	3	16	4,2	14	3,1
Hol-13	3,7 (±1,0)	19	5	5	1,3	17	4,5
Ref-1	d.m	11	3	2	0,5	3	0,7
Ref-2	1,7 (±0,6)	d.m	d.m	2	0,6	1,7 <sup>#</sup>	0,4 <sup>#</sup>
Ref-3	3,5 (±0,3)	d.m	d.m	2	0,5	3	0,7
snitt***	5	14	4	9	2	25	6,5

d.m. = data mangler

\* data fra NGI Årsrapport 2013

\*\* data fra NGI/DNV Sluttrapport 2008-2011 og NGI 2014

\*\*\* Snitt uten Elv-1 og Elv-2 + Ref-1, Ref-2 og Ref-3

std.av.= standardavvik

<sup>#</sup>Minimumstall (tap av materiale på lab)

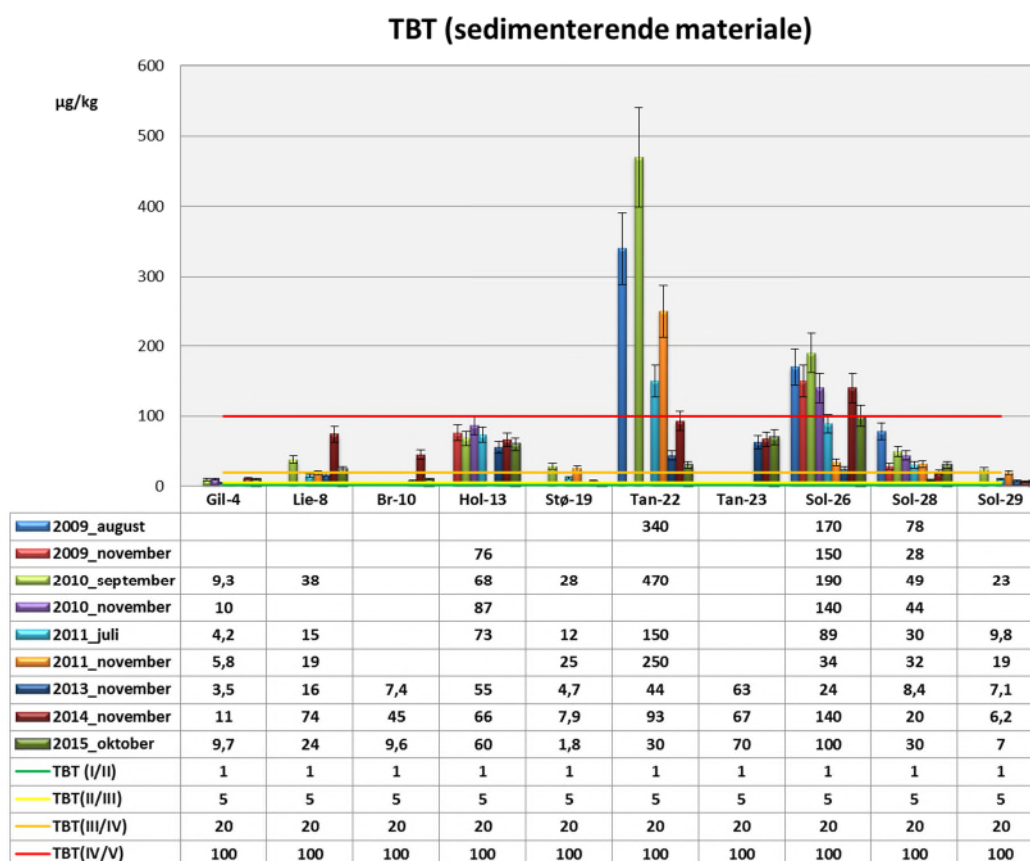


#### 4.4.2 «Klassiske miljøgifter» i sedimenterende materiale

Endringer i miljøgiftkonsentrasjon gjennom tid fra 2009-2015 (med unntak av 2012 hvor det ikke ble samlet inn data) er vist i Vedlegg 4. Under følger et utdrag av innsamlede overvåkingsdata. Det er lagt spesielt fokus på stasjoner hvor konsentrasjonene overskrider tilstandsklasse II gjennom overvåkingsperioden.

##### 4.4.2.1 TBT

Konsentrasjon av TBT i sedimenterende materiale på havnestasjonene er vist i Figur 30. Forhøyede TBT-konsentrasjoner har lenge vært et problem i Drammensfjorden. De fleste havnestasjonene har i lang tid hatt konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller dårligere, med spesielt høye konsentrasjoner (tilstandsklasse IV-V) i Tangenbanken og Solumstrand. Overvåkingen av sedimenterende materiale har vist en klar nedadgående trend i de fleste havnestasjonene og fjordstasjonene de siste fem årene, noe som er svært positivt for Indre Drammensfjord. Likevel er det enkelte stasjoner hvor konsentrasjonen fremdeles ligger langt over forvaltningsmessig tiltaksgrense på 35 µg/kg i 2015 (eks. Hol-13, Tan-23, Sol-26).

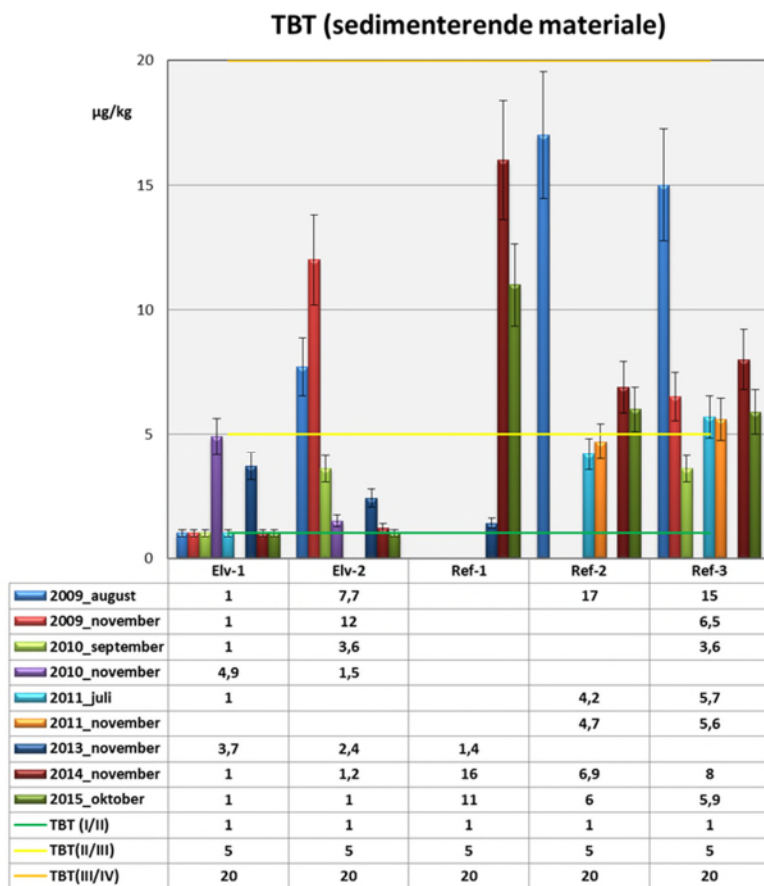


Figur 30. TBT-konsentrasjon (µg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for TBT-analysene er ±15 %. «Hull i tabellen» tilsier manglende data. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

Lierelva (Elv-1) har under hele overvåkingsperioden hatt lave konsentrasjoner av TBT i tilstandsklasse I eller II (Figur 31). Også Drammenselva (Elv-2) viser lave konsentrasjoner (i tilstandsklasse I eller II), og har hatt dette tilbake til september 2010. Før dette var det målt konsentrasjoner i tilstandsklasse III (moderat) i Drammenselva.

TBT-konsentrasjonen i de tre referansestasjonene midt i Drammensfjorden er i 2015 i tilstandsklasse III (moderat). I Ref-1 og Ref-3 ser vi en signifikant nedgang i TBT-konsentrasjon i fra november 2014

til oktober 2015. Konsentrasjonen i Ref-2 i 2015 er omtrent den samme som ble funnet i 2014. Det er Ref-1 som har hatt de høyeste TBT-konsentrasjonene i perioden 2013-til 2015, og i perioden 2009 til 2011 er de høyeste konsentrasjonene funnet ved Ref-3.



Figur 31. TBT-konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i elvestasjonene og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for TBT-analysene er  $\pm 15\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og tilstandsklassegrensene er vist i tabellen og som fargede linjer i grafen.

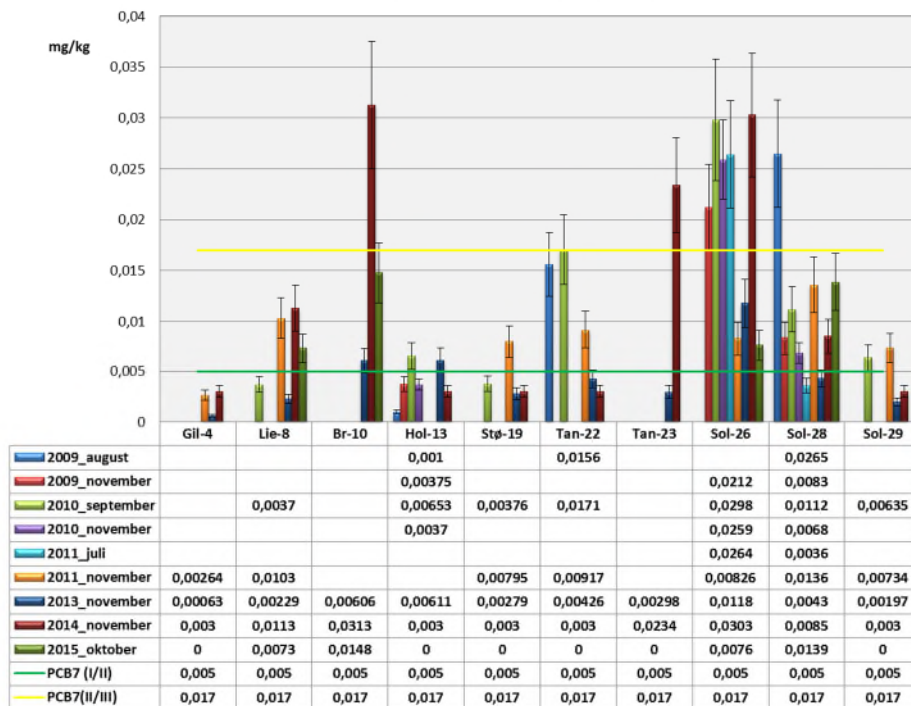
#### 4.4.2.2 Sum PCB<sub>7</sub>

PCB<sub>7</sub>-konsentrasjonen i alle havnestasjonene er i tilstandsklasse I eller II (Figur 32). I tidligere undersøkelser er de høyeste PCB<sub>7</sub>-verdiene observert ved Solumstrand (Sol-26 og Sol-28), Tangen (Tan-23) og Brakerøya (Br-10) med tilstandsklassen III (moderat). For alle nevnte stasjonene har det vært en signifikant nedgang i 2015 i forhold til tidligere målte maksverdier, og også en signifikant nedgang fra 2014 til 2015, med unntak av Sol-28 hvor konsentrasjonen er gått opp i 2015.

PCB<sub>7</sub>-data fra de to elvestasjonene viser lave konsentrasjoner i 2014 og 2015 (Figur 33). Kun Drammenselva (Elv-2) har tidligere hatt konsentrasjoner i tilstandsklasse III (moderat). Det er svært få PCB<sub>7</sub>-data fra de 3 referansestasjonene. Der resultater foreligger er konsentrasjonene under rapporteringsgrensene eller ikke detektert.

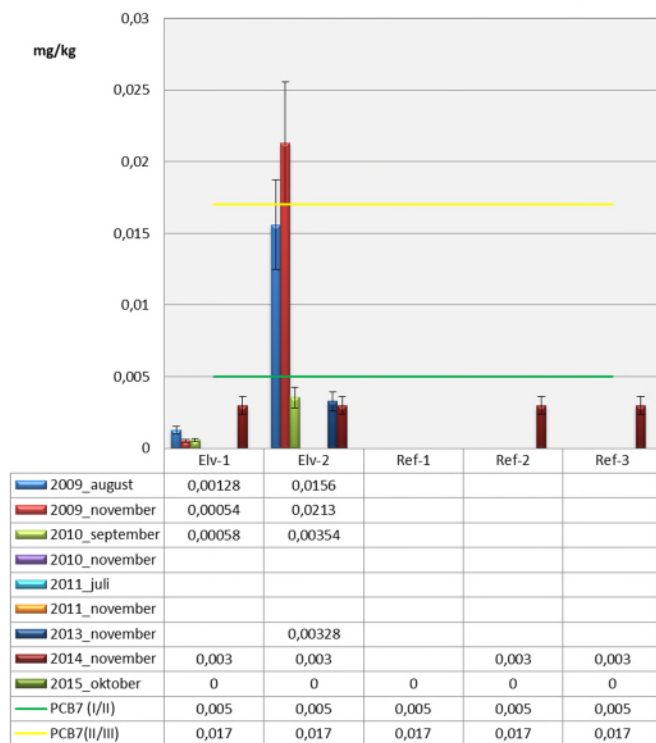


**PCB<sub>7</sub> (sedimenterende materiale)**



Figur 32. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Noen stasjoner er rapportert med n.d. = ikke påvist (vist som 0 i tabellen). Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for PCB<sub>7</sub>-analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

**PCB<sub>7</sub> (sedimenterende materiale)**

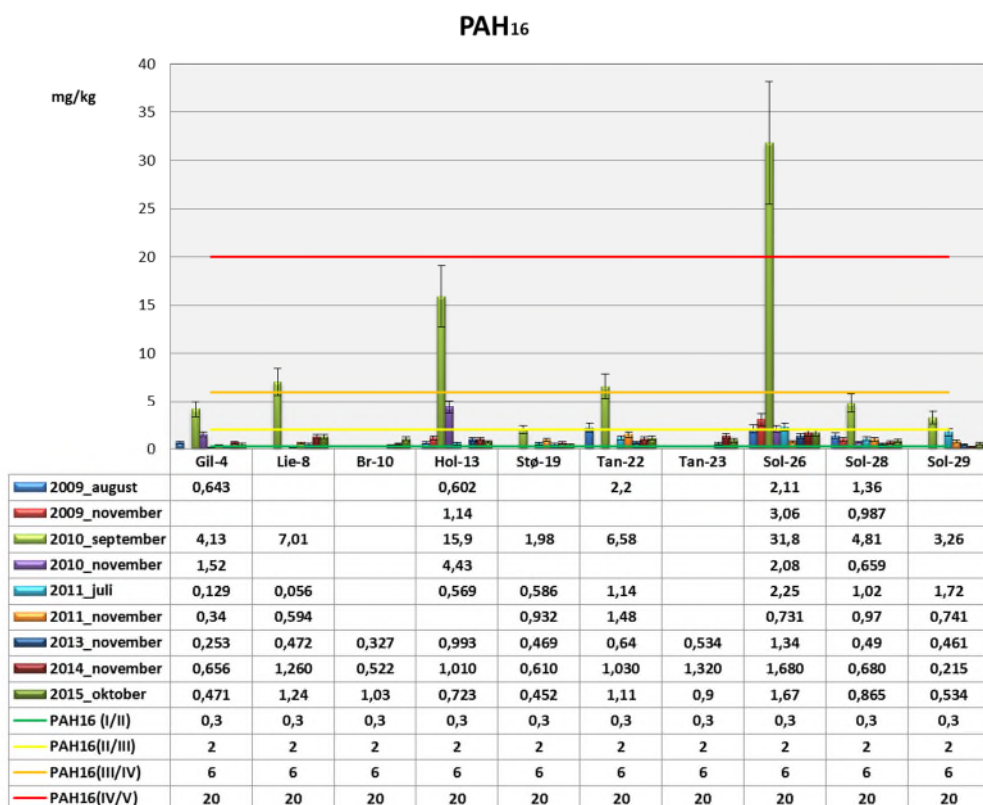


Figur 33. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjoner fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Konsentrasjonen i alle fem stasjoner er i 2015 n.d. = ikke påvist (vist

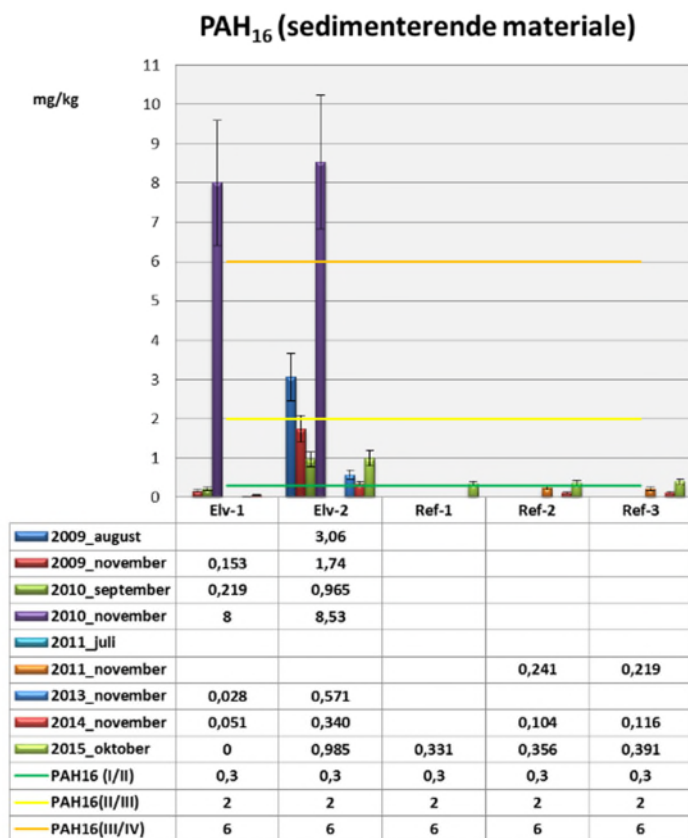
som 0 i tabellen). Konsentrasjoner under rapporteringsgrensen (<0,003 mg/kg) er satt til 0,003. Måleusikkerheten for PCB<sub>7</sub>-analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

#### 4.4.2.3 PAH<sub>16</sub> og utvalgte enkeltforbindelser

Innholdet av PAH<sub>16</sub> i det sedimenterende materialet er generelt lav (i tilstandsklasse II, god tilstand) for alle de overvåkede havnestasjonene tilbake til 2009, med unntak av i september 2010 (Figur 34) som viser tilstandsklasse III (moderat) (Gli-4, Sol-28 og Sol-29), IV (dårlig) (Lie-8, Hol-13, Tan-22) og V (svært dårlig) (Sol-26). Alle målingene fra 2014 og 2015 viser tilstandsklasse II eller I (god eller bakgrunn).



Figur 34. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for PAH<sub>16</sub>-analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.



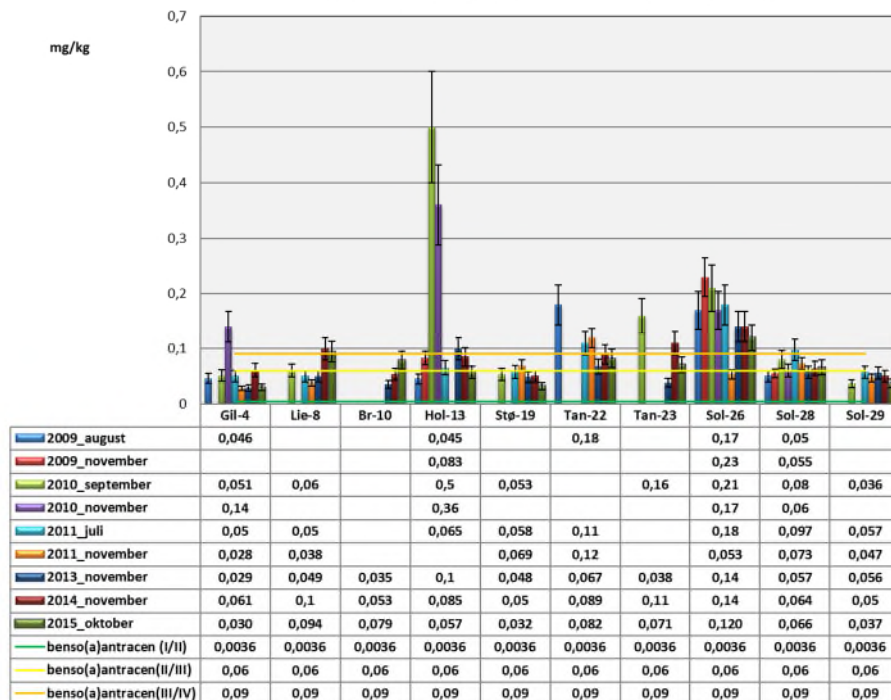
Figur 35. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjoner fra 2009-2015. En stasjon er rapportert med n.d. = ikke påvist (vist som 0 i tabellen). Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for PAH<sub>16</sub>-analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

For de to elvestasjonene, er alle målte konsentrasjoner i tilstandsklasse I (Elv-1) eller II (Elv-2) i 2015 (Figur 35). Tidligere (november 2010) er det blitt observert konsentrasjoner i tilstandsklasse IV i begge stasjoner, men siden den gang kun konsentrasjoner i tilstandsklasse II eller bedre.

De tre referansestasjonene viser alle PAH<sub>16</sub>-konsentrasjoner i tilstandsklasse II. Noe som bekrefter de tidligere innsamlede dataene fra stasjonene.

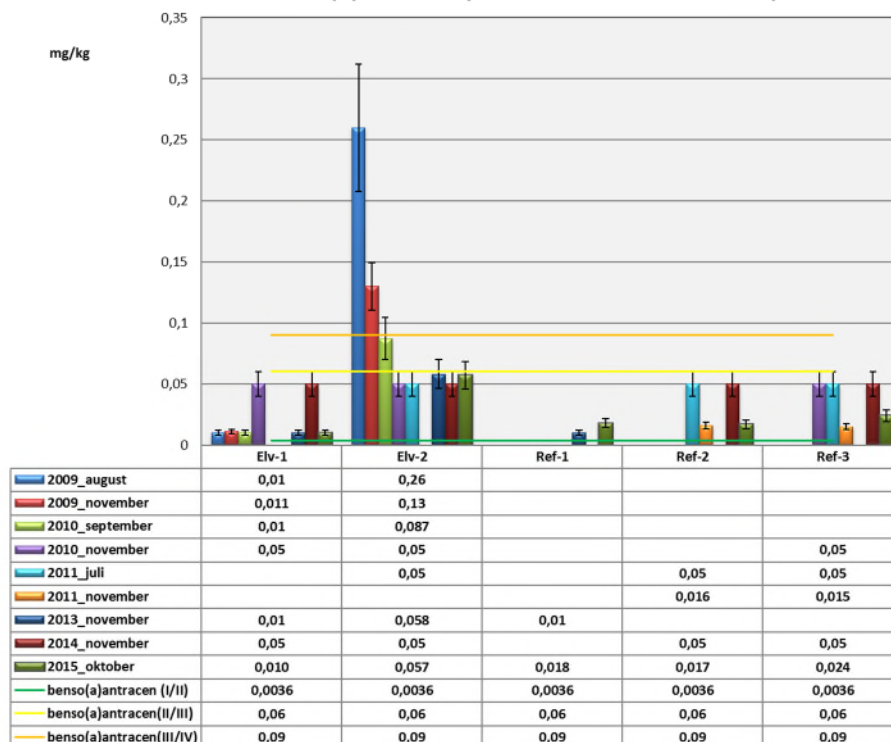
Av enkelt PAH-forbindelsene er det benso(a)antracen, benso(ghi)perylene og indeno(123cd)pyren som innehar de høyeste konsentrasjonene i Drammensfjorden. Disse er vist i Figur 36 til Figur 41.

### Benso(a)antracen (sedimenterende materiale)

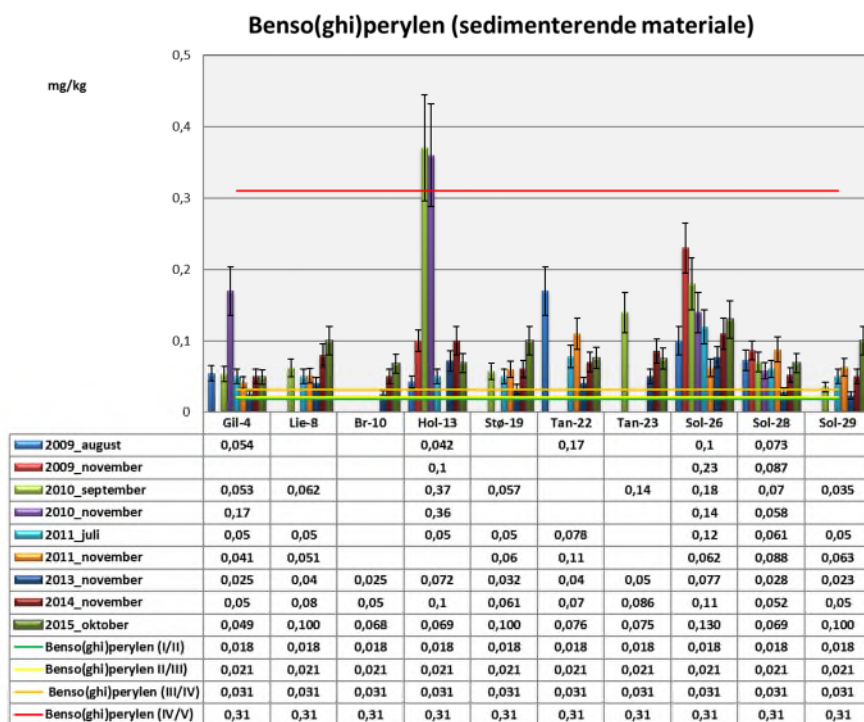


Figur 36. Benso(a)antracen (mg/kg) i havnestasjonen fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for analysene er  $\pm 20\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

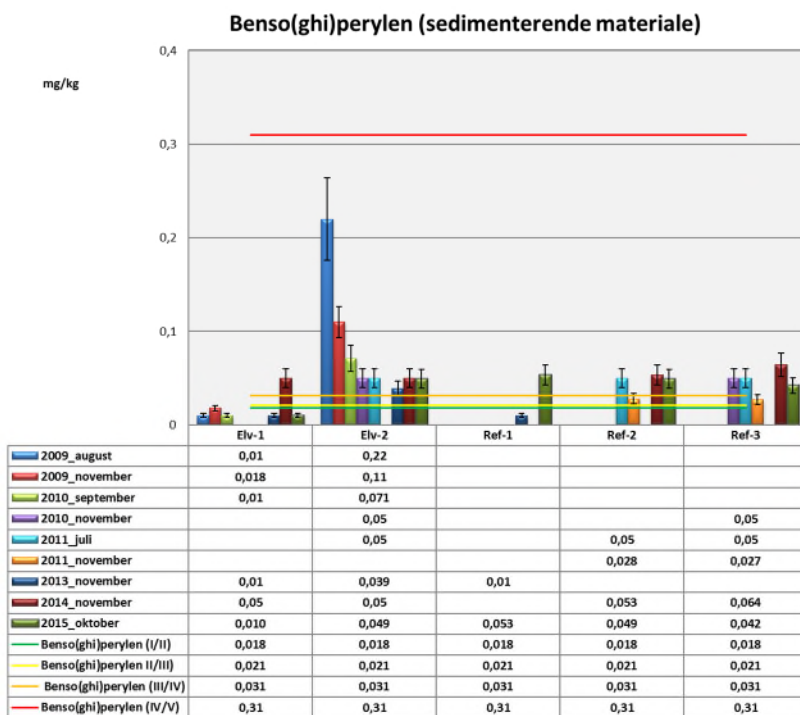
### Benso(a)antracen (sedimenterende materiale)



Figur 37. Benso(a)antracen (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for analysene er  $\pm 20\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

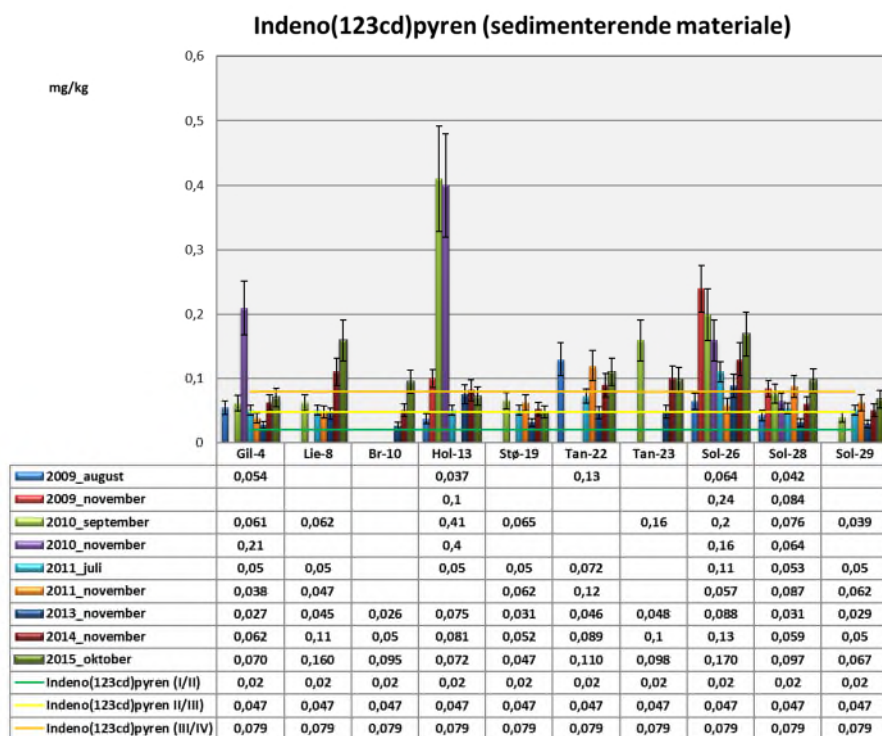


Figur 38. Benso(ghi)perylene (mg/kg) i havnestasjonen fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

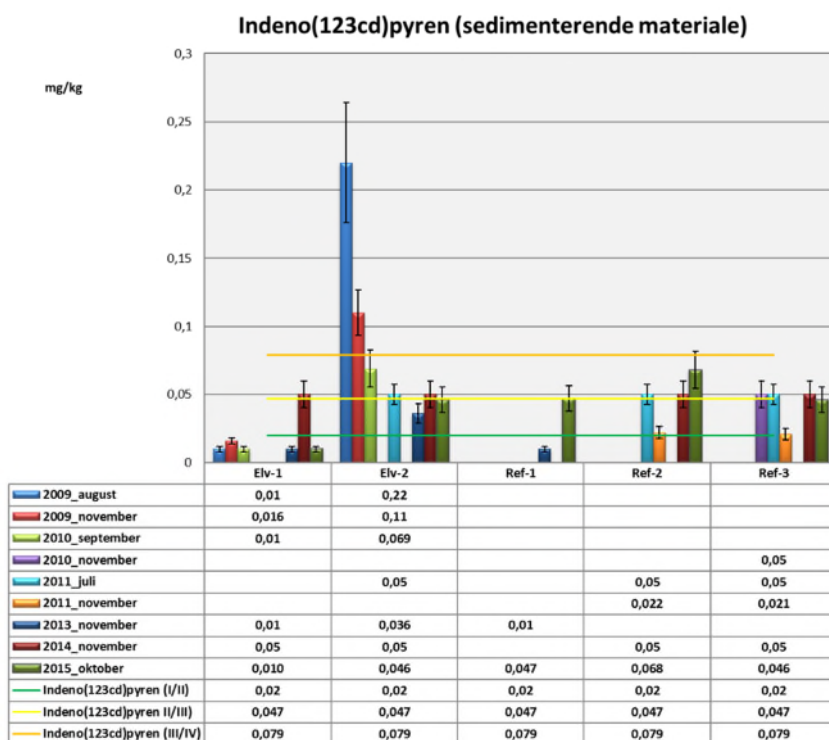


Figur 39. Benso(ghi)perylene (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. En måling fra nov 2011 (Elv-1) er tatt ut da den viste 6,7 mg/kg. Norconsult har ikke rådata for å verifisere denne høye konsentrasjonen. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.





Figur 40. Indeno(123cd)pyren (mg/kg) i havnestasjonen fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

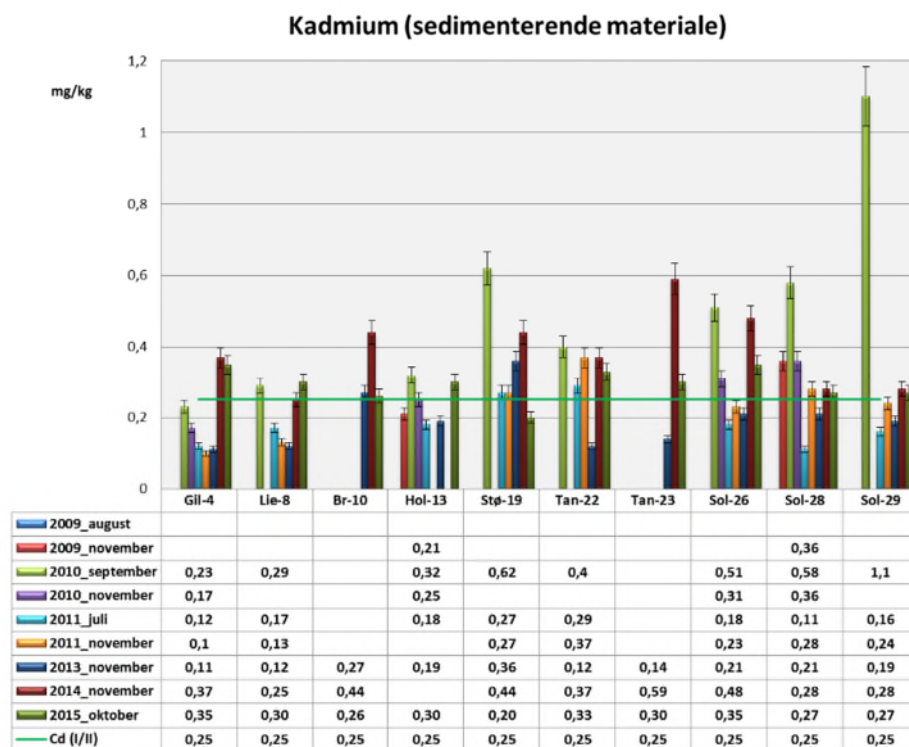


Figur 41. Indeno(123cd)pyren (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for analysene er ±20 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.



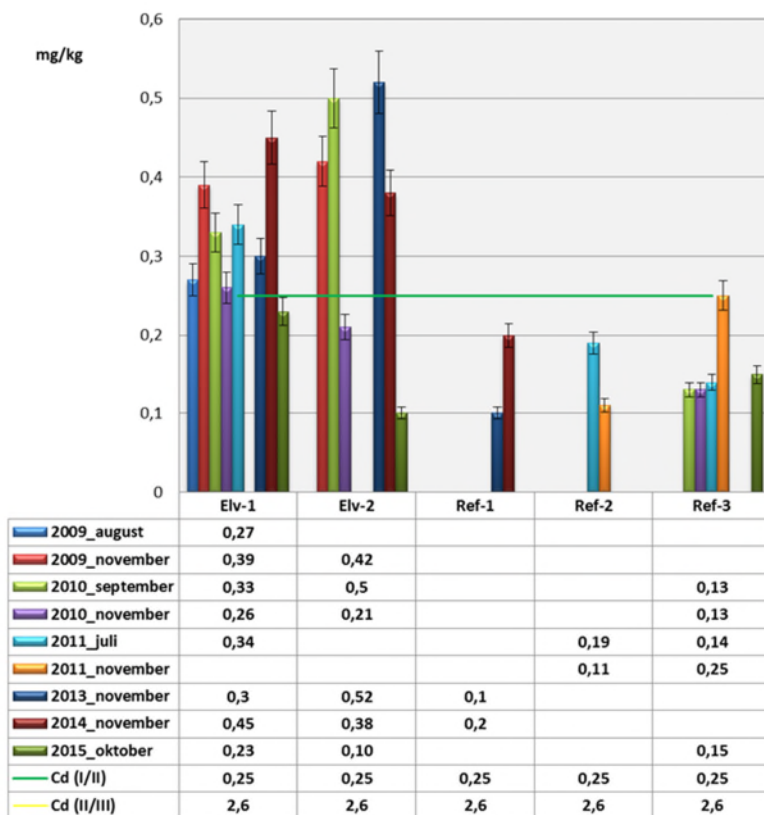
#### 4.4.2.4 Kadmium (Cd)

Kadmiumkonsentrasjonen i sedimenterende materiale er i tilstandsklasse I (bakgrunn) eller II (god) og langt under grensen mellom god og moderat tilstand (2,6 mg/kg) i alle 15 stasjoner i Drammensfjorden. Slik har det vært gjennom hele overvåkingsperioden fra 2009-2014 (Figur 42 og Figur 43).



Figur 42. Kadmiumkonsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for kadmiumanalysene er ±7,5 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

### Kadmium (sedimenterende materiale)

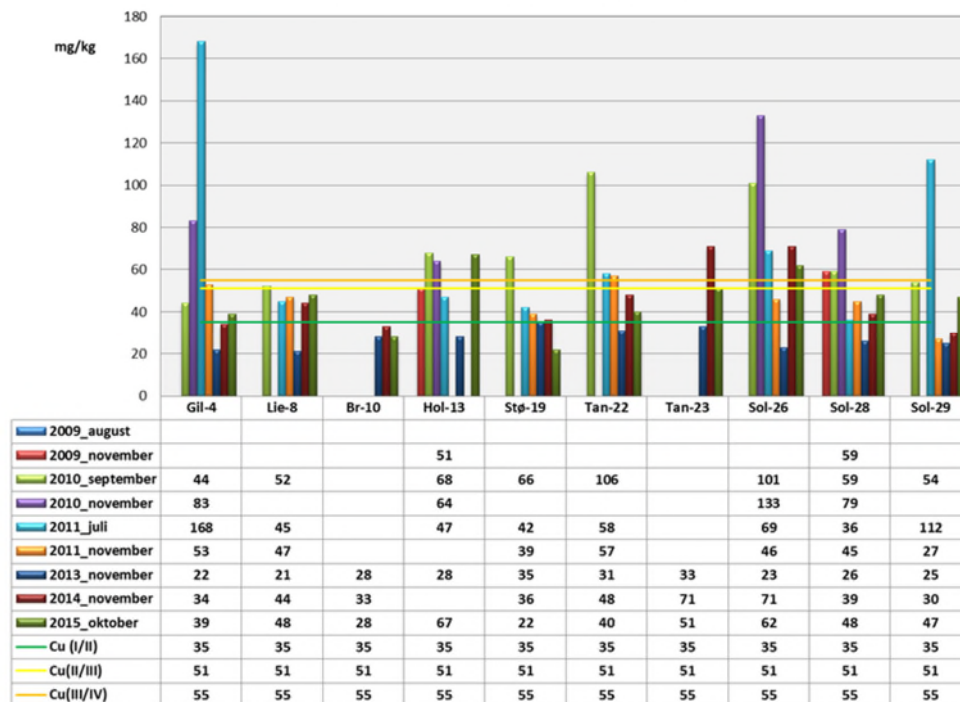


Figur 43. Kadmiumkonsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for kadmiumanalysene er  $\pm 7,5\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

#### 4.4.2.5 Kobber (Cu)

I 2015 er det kun to stasjoner (Hol-13 og Sol-26) som overskrider tilstandsklasse II (god) med hensyn på kobberkonsentrasjon. Begge er i tilstandsklasse IV (dårlig). I tillegg ligger stasjonen Tan-23 på grensen mellom tilstandsklasse II/III. Tidligere er det målt konsentrasjoner i tilstandsklasse III (moderat) eller høyere i alle havnestasjoner, bortsett fra i Br-10 (Figur 44). I de fleste stasjoner har kobberkonsentrasjonen variert gjennom tid med laveste målte konsentrasjoner i november 2013.

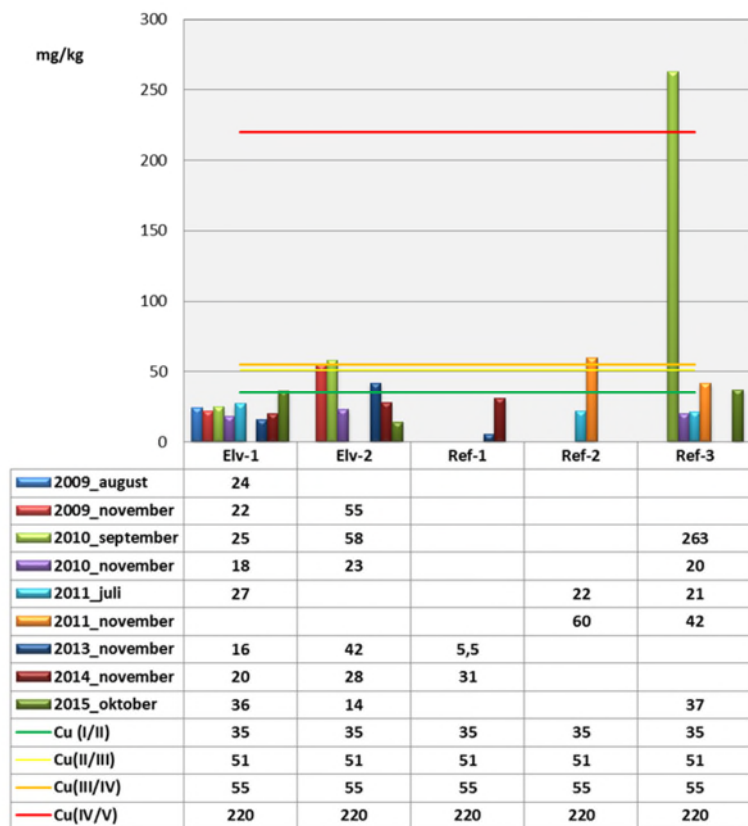
### Kobber (sedimenterende materiale)



Figur 44. Kobberkonsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

Sedimenterende materiale i Elv-1, Elv-2 og Ref-3 er i 2015 i tilstandsklasse II (god) eller tilstandsklasse I (bakgrunn) med hensyn på kobber (Figur 45). Tidligere data viser noen overskridelser av tilstandsklasse II i Drammenselva (Elv-2) og i Ref-2 med tilstandsklasse III (moderat). I Ref-3 er det ved et tilfelle (september 2010) målt konsentrasjoner i tilstandsklasse V (svært dårlig).

### Kobber (sedimenterende materiale)

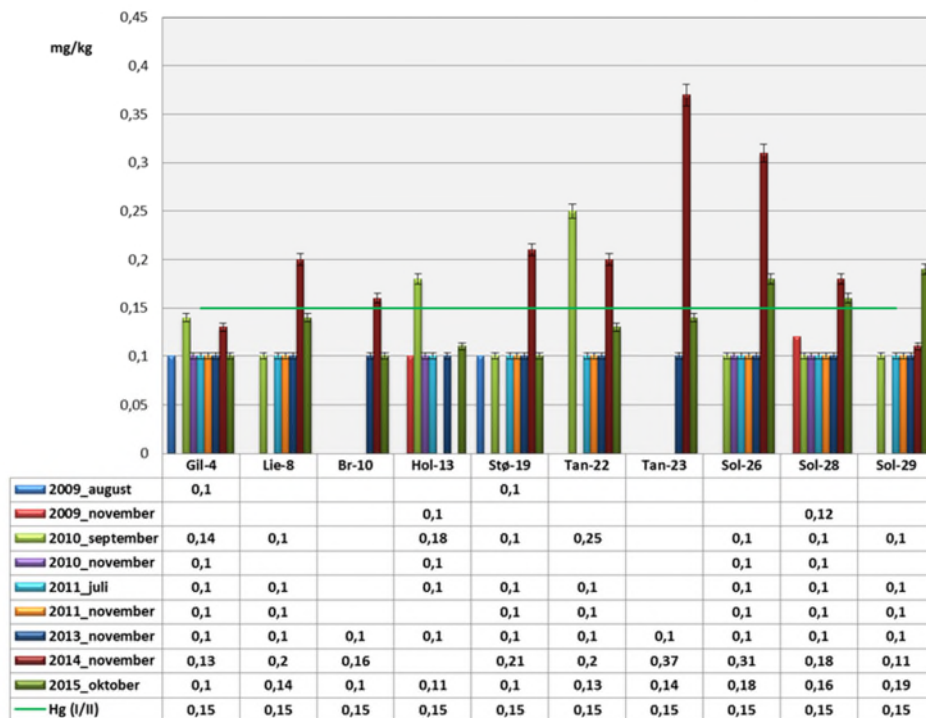


Figur 45. Kobberkonsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

#### 4.4.2.6 Kvikksølv (Hg)

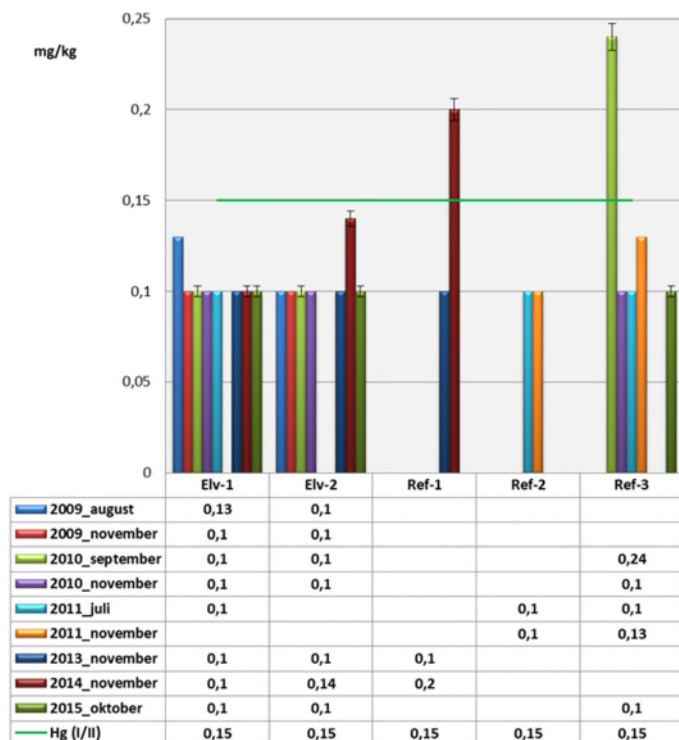
Kvikksølvinnholdet i sedimenterende materiale i Drammensfjorden er lavt. De fleste målinger ligger under rapporteringsgrensen på 0,1 mg/kg. Alle målte konsentrasjoner for de 15 stasjonene ligger i tilstandsklasse I (bakgrunn) eller II (god), godt under grensen mellom god og moderat tilstand (0,63 mg/kg). Slik har det vært gjennom hele overvåkingsperioden fra 2009-2015 (Figur 46 og Figur 47).

### Kvikksølv (sedimenterende materiale)



Figur 46. Kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for kvikksølvanalysene er ±3 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

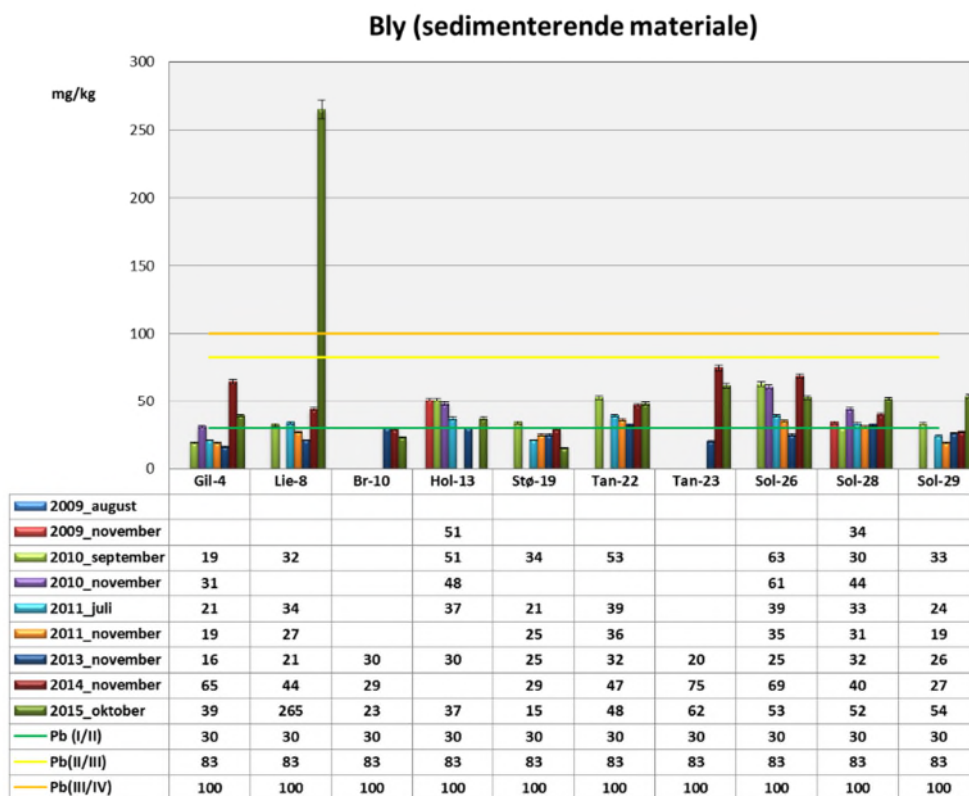
### Kvikksølv (sedimenterende materiale)



Figur 47. Kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for kvikksølvanalysene er ±3 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

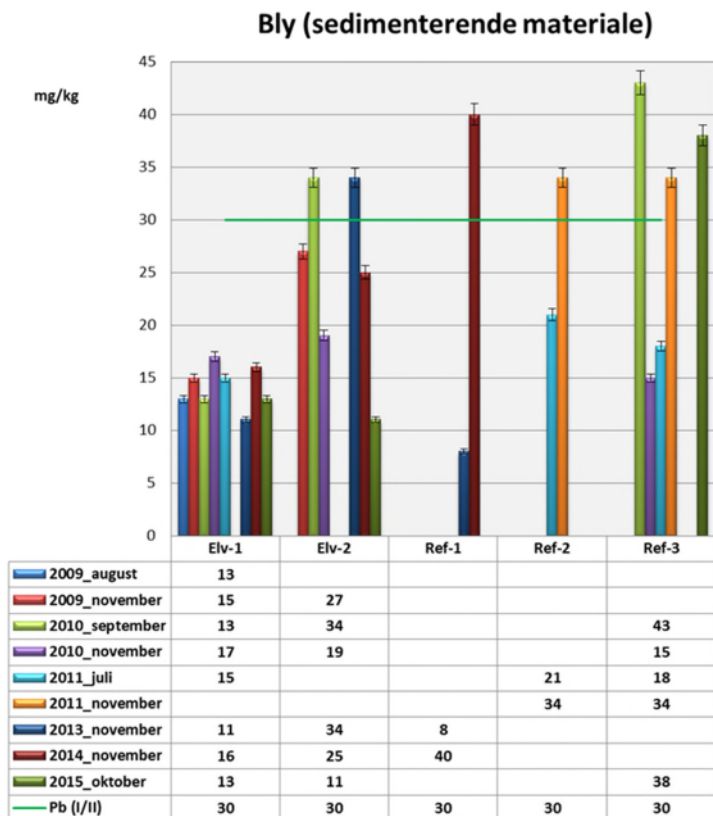
#### 4.4.2.7 Bly (Pb)

Blyinnholdet i sedimenterende materiale er i tilstandsklasse I (bakgrunn) eller II (god), og godt under grensen mellom tilstandsklasse II (god) og III (moderat), (83 mg/kg) i alle 15 stasjoner i Drammensfjorden i 2014 og 2015, med unntak av Lie-8 i 2015 hvor konsentrasjonen er i tilstandsklasse IV. Med unntak av Lie-8 viser overvåkingsprogrammet gjennomgående lave konsentrasjoner gjennom hele perioden fra 2009-2015 (Figur 48 og Figur 49).



Figur 48. Blykonsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for blyanalysene er  $\pm 2,6\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.



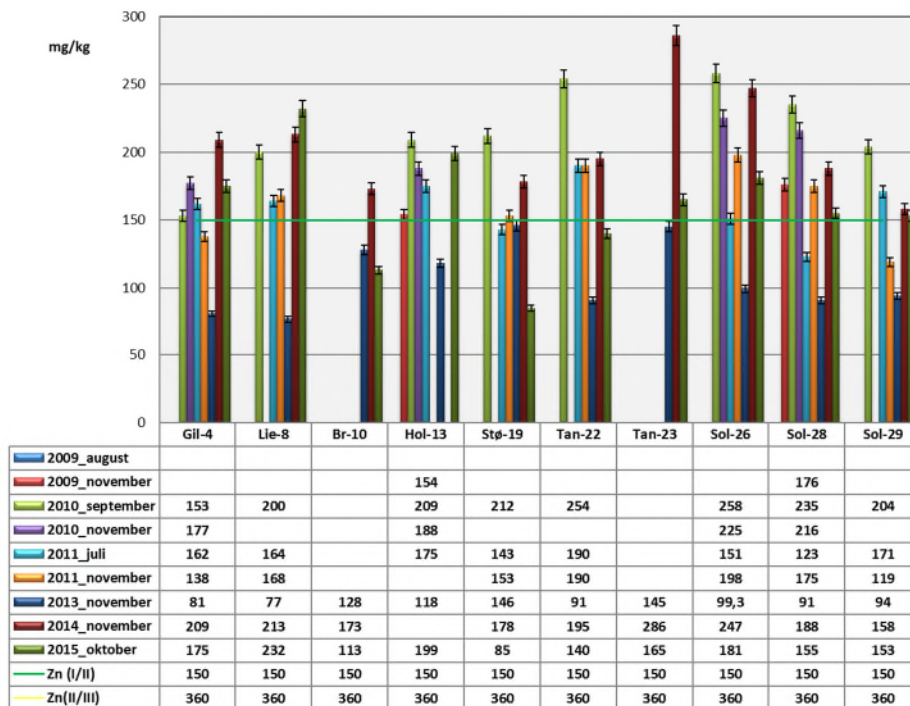


Figur 49. Blykonsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig, Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for blyanalysene er ±2,6 %. Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

#### 4.4.2.8 Sink (Zn)

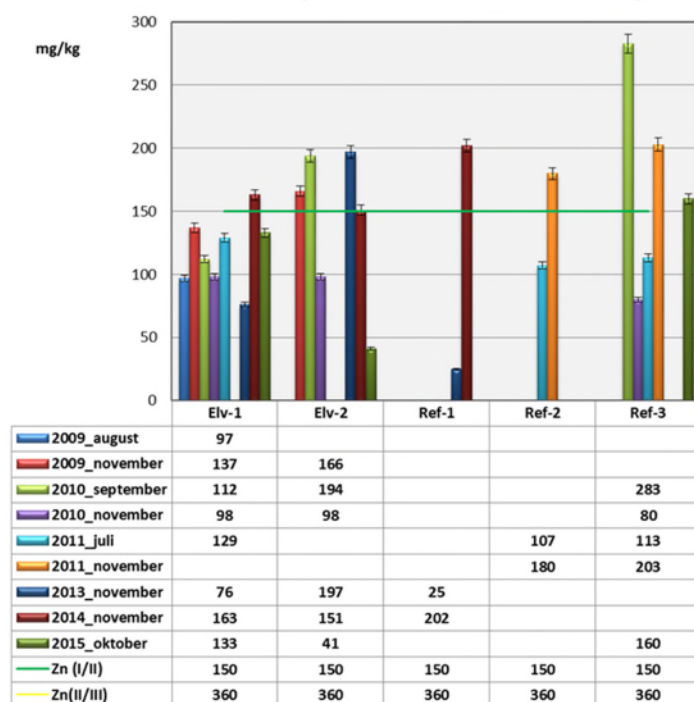
Sinkinnholdet i sedimenterende materiale er i tilstandsklasse I (bakgrunn) eller II (god), og godt under grensen mellom tilstandsklasse II (god) og III (moderat), (360 mg/kg) i alle 15 stasjoner i Drammensfjorden i 2014-2015. Slik har det vært gjennom hele overvåkingsperioden fra 2009-2015 (Figur 50 og Figur 51).

### Sink (sedimenterende materiale)



Figur 50. Sinkkonsentrasjon (mg/kg) i de 10 havnestasjonene fra 2009-2015. Blankt felt = ingen data tilgjengelig. Ingen data innsamlet i 2012. Måleusikkerheten for sinkanalysene er  $\pm 2,6\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

### Sink (sedimenterende materiale)



Figur 51. Sinkkonsentrasjon (mg/kg) i elve- og referansestasjonene fra 2009-2015. Ingen data tilgjengelig fra 2012. Måleusikkerheten for sinkanalysene er  $\pm 2,6\%$ . Tilstandsklasser er fra TA-2229/2007 og relevante tilstandsklassegrenser er vist i tabellen under grafen og som fargede linjer i grafen.

#### 4.4.3 «Nye miljøgifter» i sedimenterende materiale

I 2015 ble det analysert for «nye miljøgifter» ved to stasjoner, Lie-8 og Stø-19. Analyseresultatene viser konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen for alle disse, bortsett fra for Nonylfenol av typen 4-iso.Nonylfenol (tekn.) som er på målt til 0,053 mg/kg (Lie-8) og 0,079 mg/kg (Stø-19).

### 4.5 Bunnsediment

I overvåkingsprosjektet er det i henhold til bunnsediment gjennomført miljøgiftanalyser i sedimentdyp 0-5 og 5-10 cm i 35 stasjoner i Indre Drammensfjord i 2008, 2011 og 2015. Analyseresultater for sedimentdyp 0-5 cm innhentet i 2008, 2011 og 2015 er fremstilt grafisk for alle 35 stasjoner i Vedlegg 5.

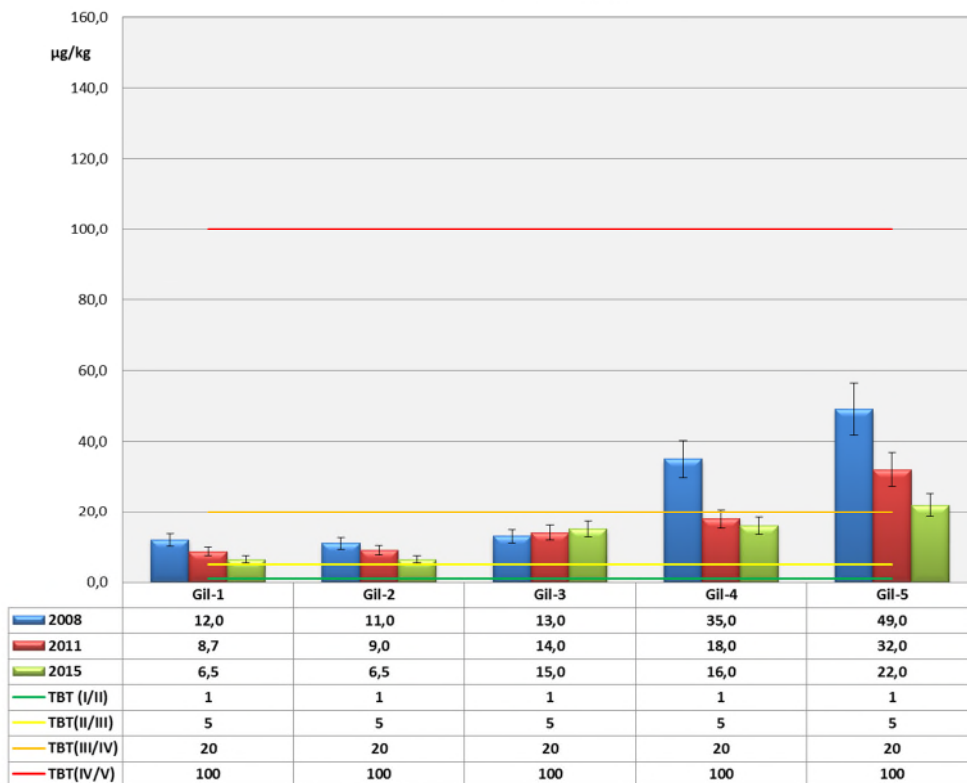
De to sedimentdypene 0-5 cm og 5-10 cm er sammenliknet for å vurdere forurensningsgrad nedover i sedimentet. Sistnevnte data er kun kort diskutert i innværende rapport. For mer informasjon henvises til Norconsult Årsrapport 2015 og NGI/DNV (2009 og 2012). Under følger et utdrag og diskusjon av konsentrasjonsendringer i utvalgte parametere gjennom overvåkingsprosjektet.

#### 4.5.1 «Klassiske miljøgifter» i bunnsediment

##### 4.5.1.1 TBT

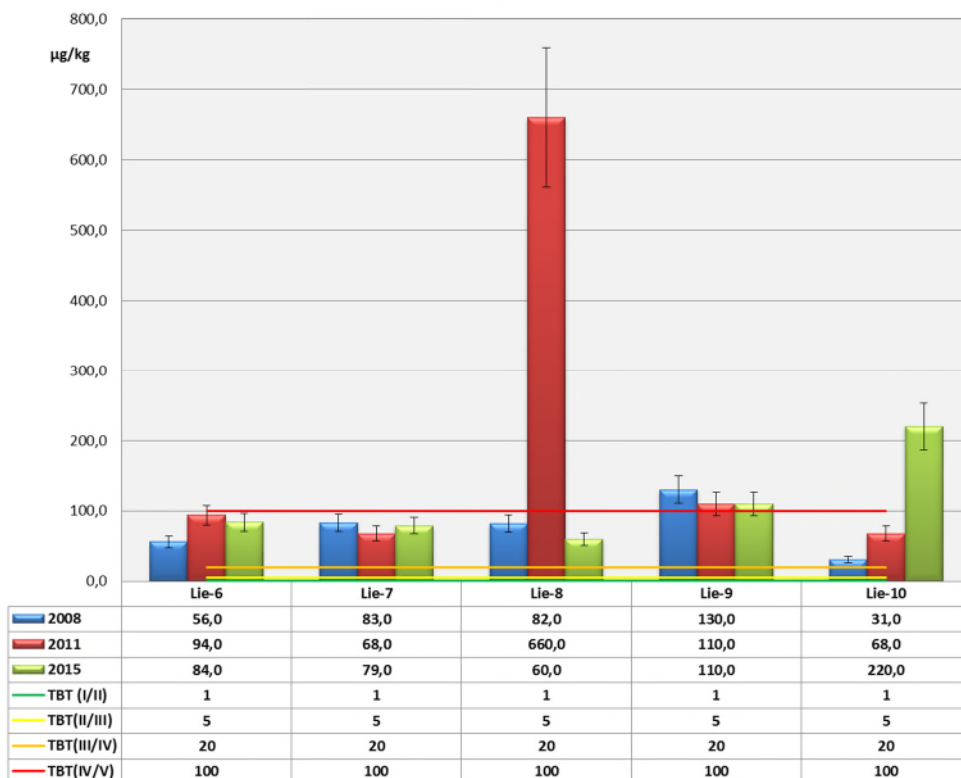
TBT-konsentrasjon i undersøkte stasjoner i 2008, 2011 og 2015 er vist i Figur 52 til Figur 55. Resultatene viser at TBT-konsentrasjonen i bunnsedimentet har variert mye i undersøkte periode. Høyest konsentrasjoner er det funnet i området Tangen, Solumstrand og Lierstranda med flere konsentrasjoner i tilstandsklasse V (også i 2015). Generelt sett viser trenden en nedadgående TBT-konsentrasjon i sedimentene, bortsett fra i referansestasjonene hvor trenden er oppadgående eller omtrent uendret. De to elvestasjonene (Elv-1 og Elv-2) har lave konsentrasjoner under rapporteringsgrensen for TBT.

### TBT (bunnsediment)

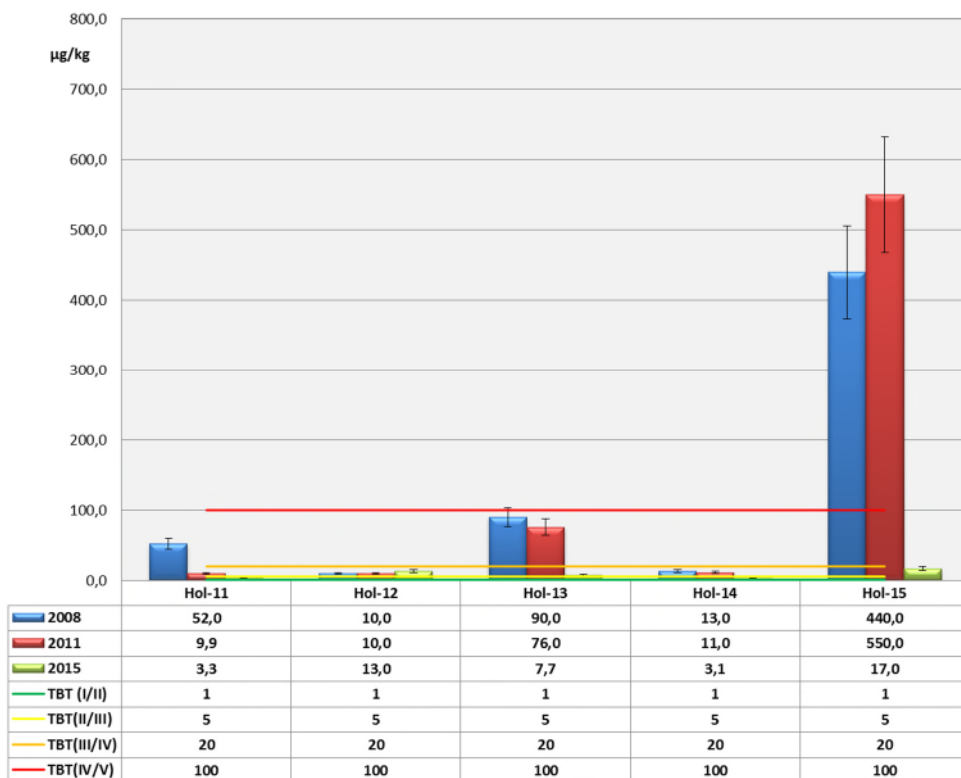


Figur 52. TBT-konsentrasjoner (µg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på forskjellige stasjoner i Drammensfjorden. Analyseresultater under rapporteringsgrensen (<1 µg/kg) er satt til 1,0. Måleusikkerheten for TBT-analysene er ±15 %. Tilstandsklasser er vist i tabellen under grafen og som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

### TBT (bunnsediment)

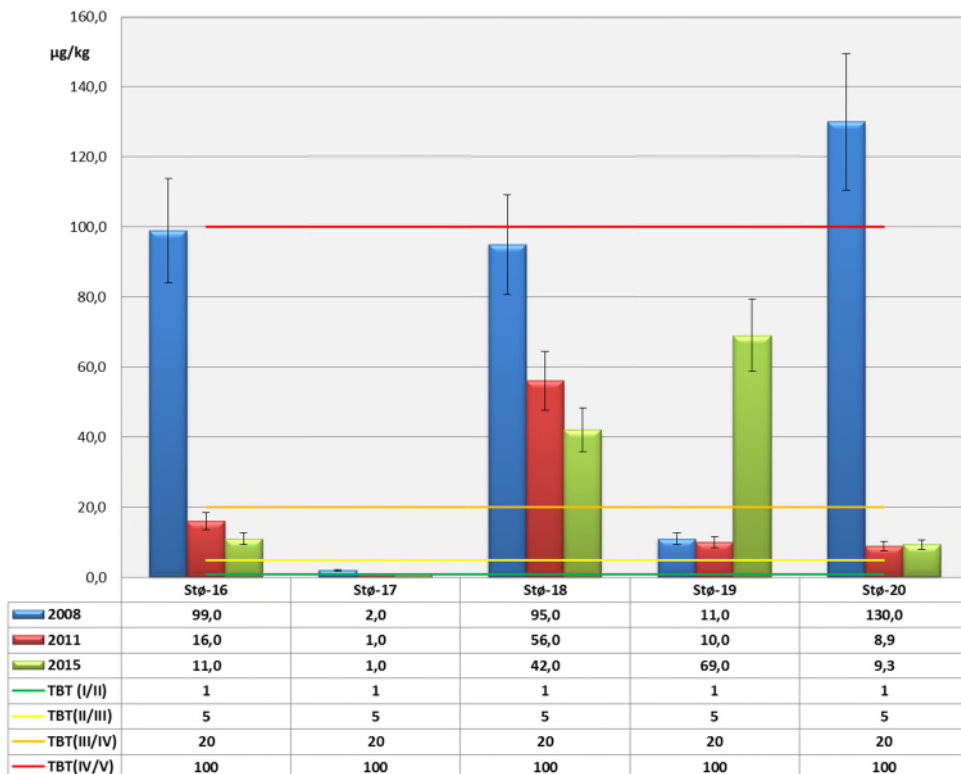


### TBT (bunnsediment)

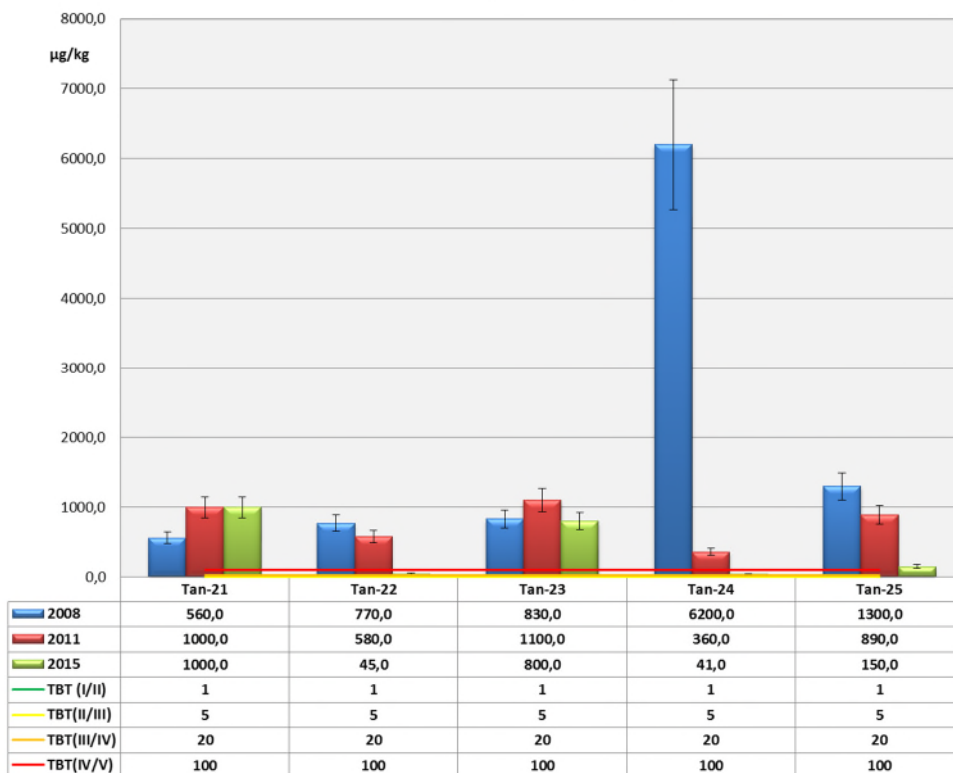


Figur 53. TBT-konsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på forskjellige stasjoner i Drammensfjorden. Analyseresultater under rapporteringsgrensen ( $<1 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) er satt til 1,0. Måleusikkerheten for TBT-analysene er  $\pm 15\%$ . Tilstandsklasser er vist i tabellen under grafen og som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

### TBT (bunnsediment)



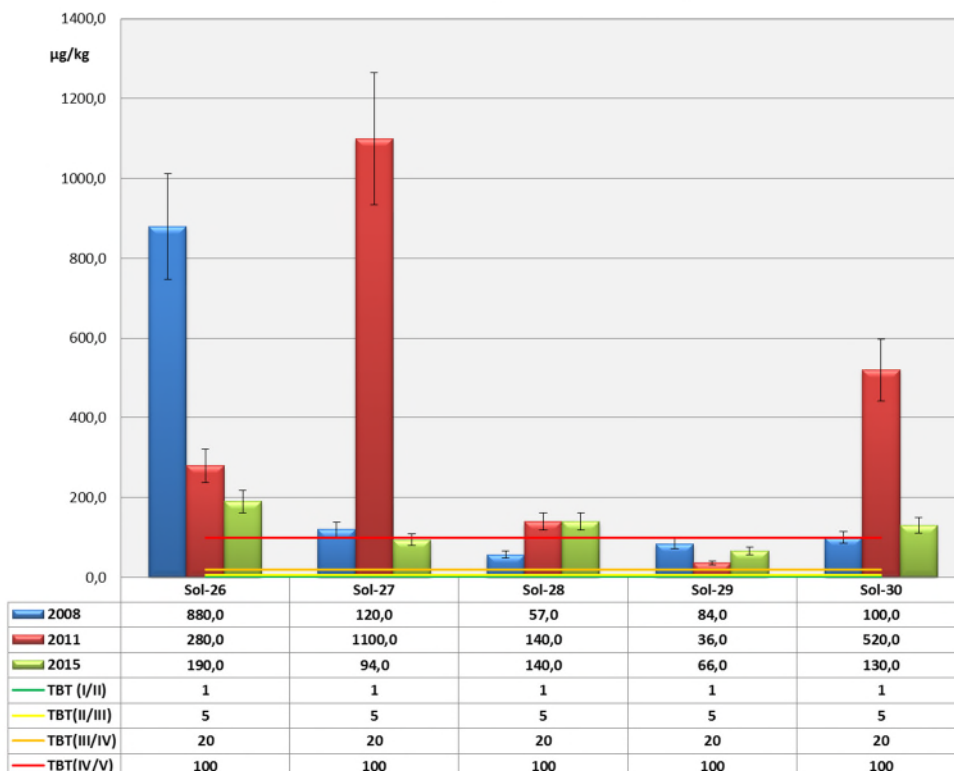
### TBT (bunnsediment)



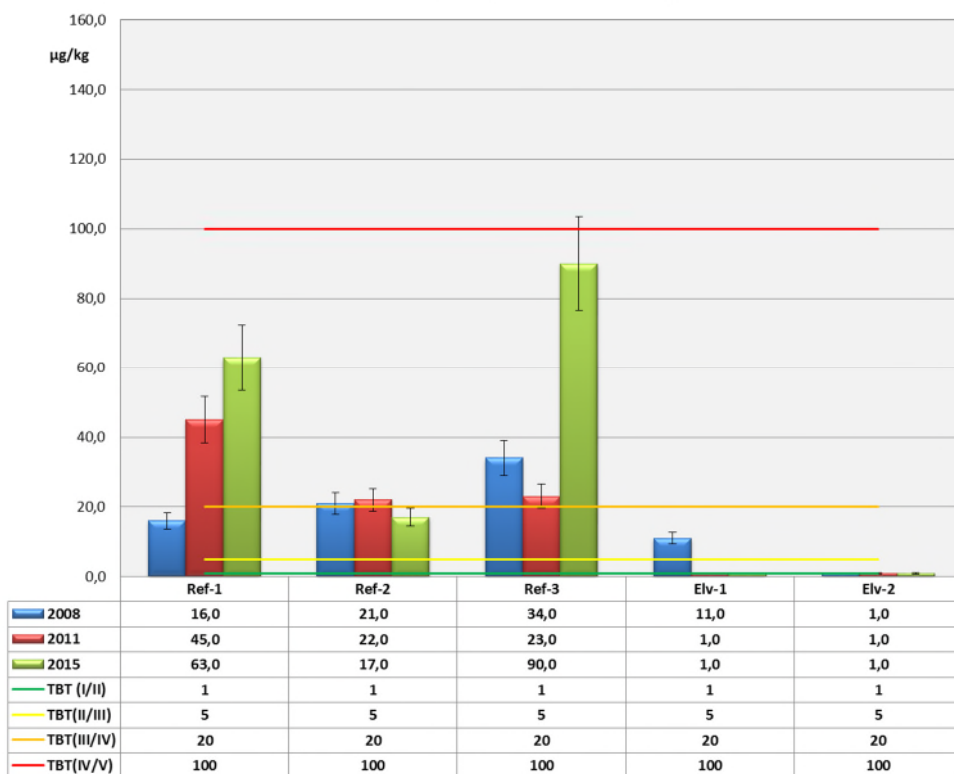
Figur 54. TBT-konsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på forskjellige stasjoner i Drammensfjorden. Analyseresultater under rapporteringsgrensen ( $<1 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) er satt til 1,0. Måleusikkerheten for TBT-analysene er  $\pm 15\%$ . Tilstandsklasser er vist i tabellen under grafen og som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



### TBT (bunnsediment)



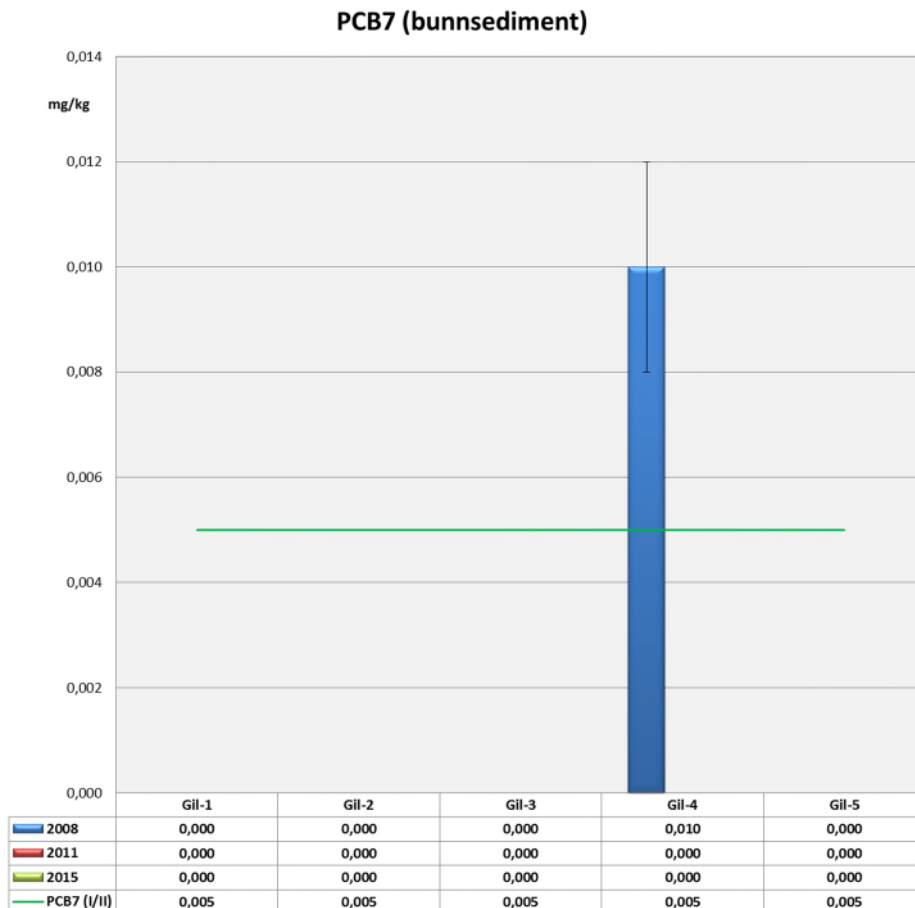
### TBT (bunnsediment)



Figur 55. TBT-konsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på forskjellige stasjoner i Drammensfjorden. Analyseresultater under rapporteringsgrensen ( $<1 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) er satt til 1,0. Måleusikkerheten for TBT-analysene er  $\pm 15\%$ . Tilstandsklasser er vist i tabellen under grafen og som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

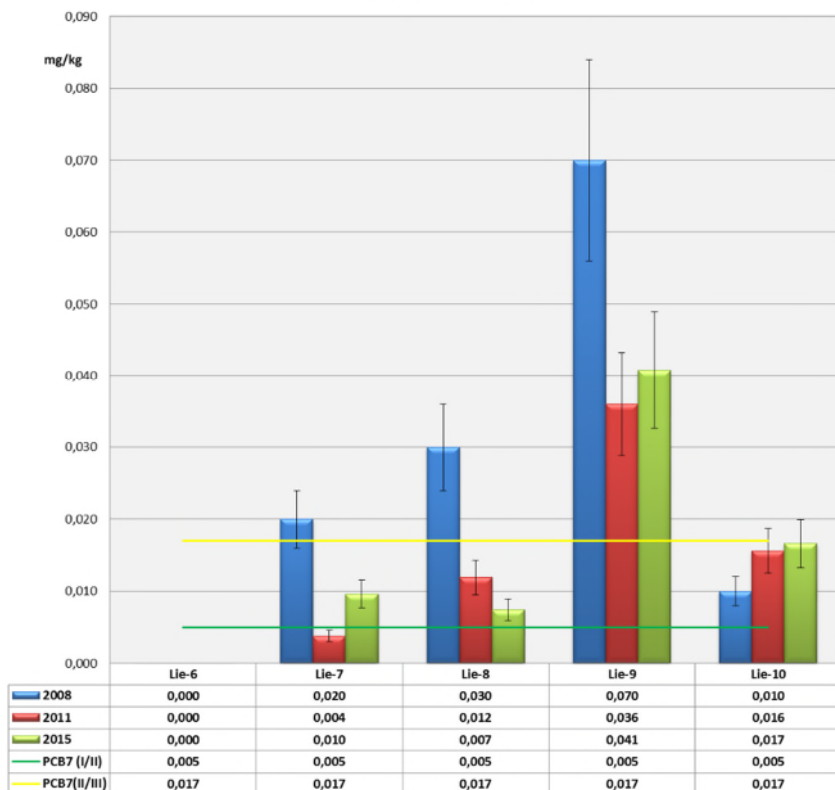
#### 4.5.1.2 Sum PCB<sub>7</sub>

PCB<sub>7</sub> i bunnsediment for utvalgte områder er vist i Figur 56 til Figur 59. Konsentrasjonene av sum PCB<sub>7</sub> i undersøkte sedimenter er generelt sett lave i 2015. Det er kun fem stasjoner hvor sum PCB<sub>7</sub> overskrider tilstandsklasse II (i 2015). Stasjonen Sol-27 har høyeste konsentrasjon (tilstandsklasse IV), mens Sol-28, Tan-22 og Lie-9 har en sum PCB<sub>7</sub>-konsentrasjon i tilstandsklasse III. Det er ingen tydelige trender i forhold til tidligere målinger i 2008 og 2011. Konsentrasjonene synes å gå litt opp og ned.

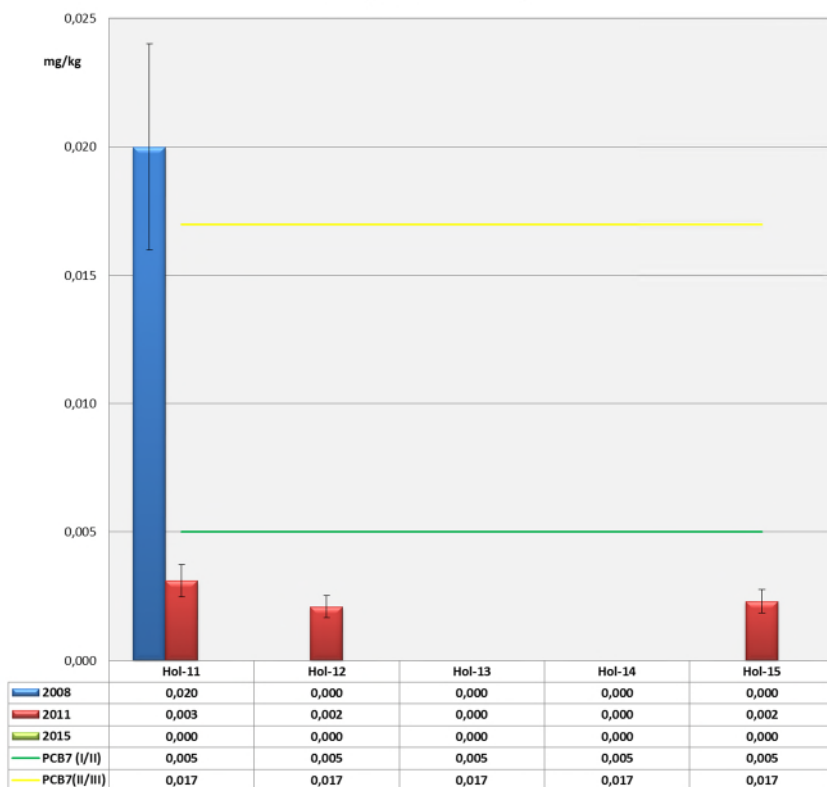


Figur 56. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på utvalgte stasjoner i Drammensfjorden. Konsentrasjonen «n.d.» (ikke påvist) er vist som 0 i tabellen. Måleusikkerheten er 20%. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

**PCB7 (bunnsediment)**

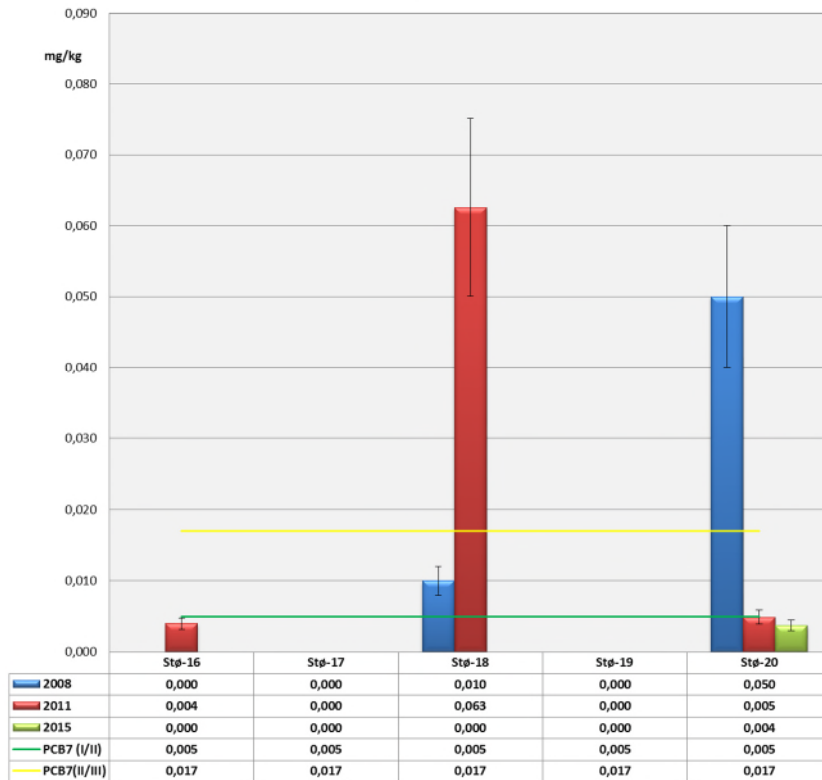


**PCB7 (bunnsediment)**

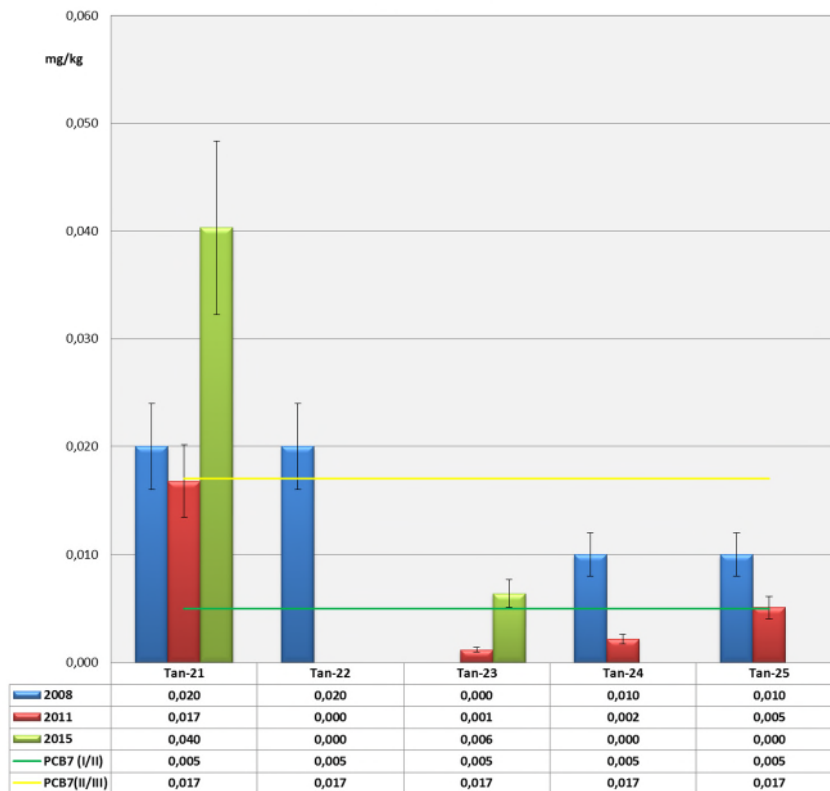


Figur 57. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på utvalgte stasjoner i Drammensfjorden. Konsentrasjonen «n.d.» (ikke påvist) er vist som 0 i tabellen. Måleusikkerheten er 20%. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

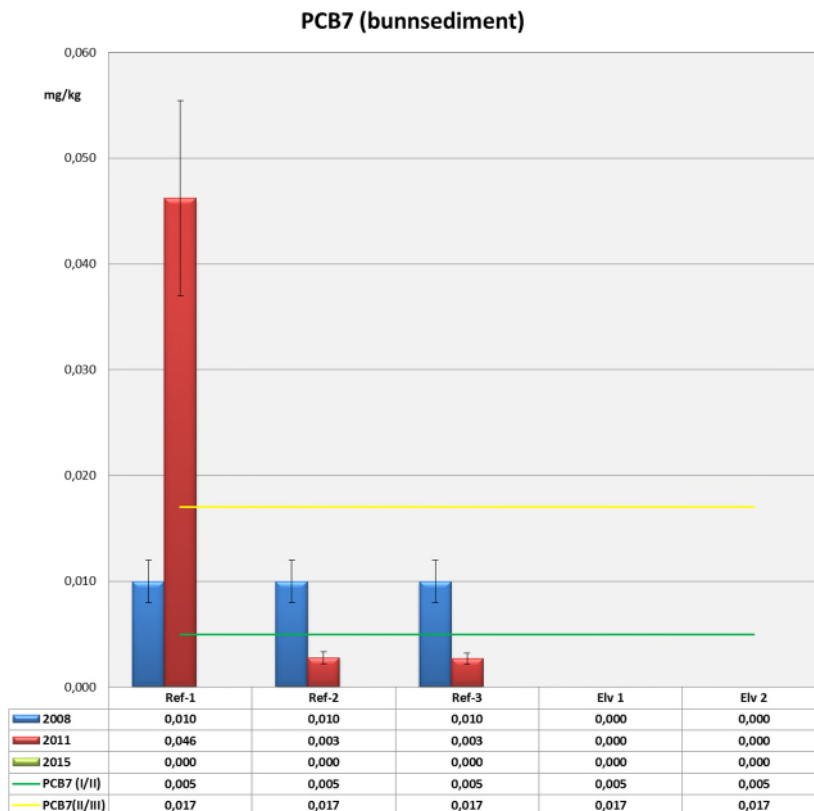
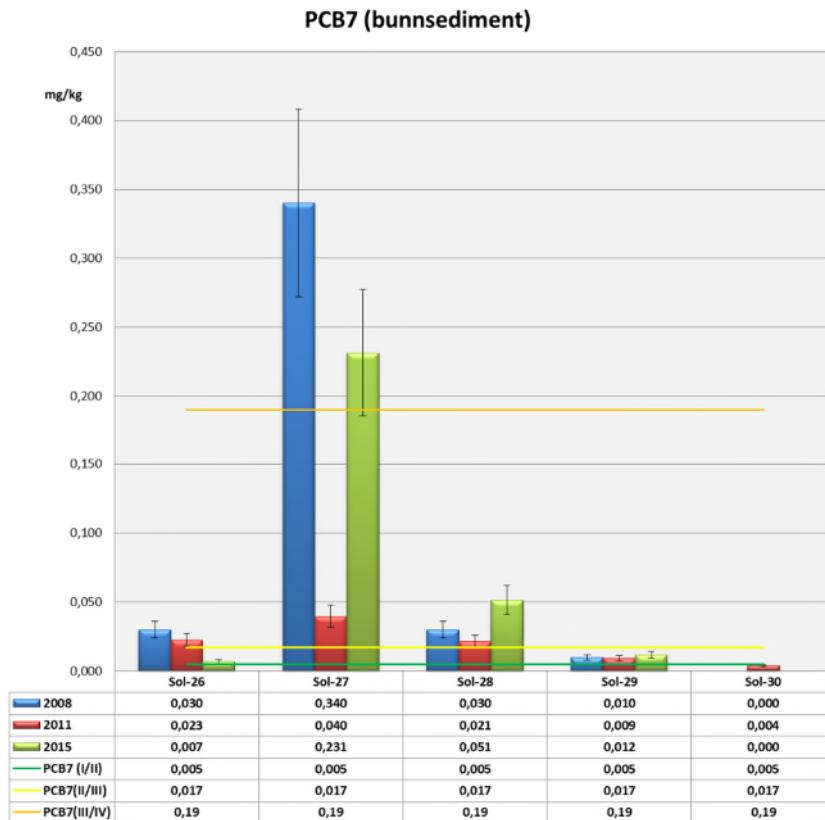
PCB7 (bunnsediment)



PCB7 (bunnsediment)



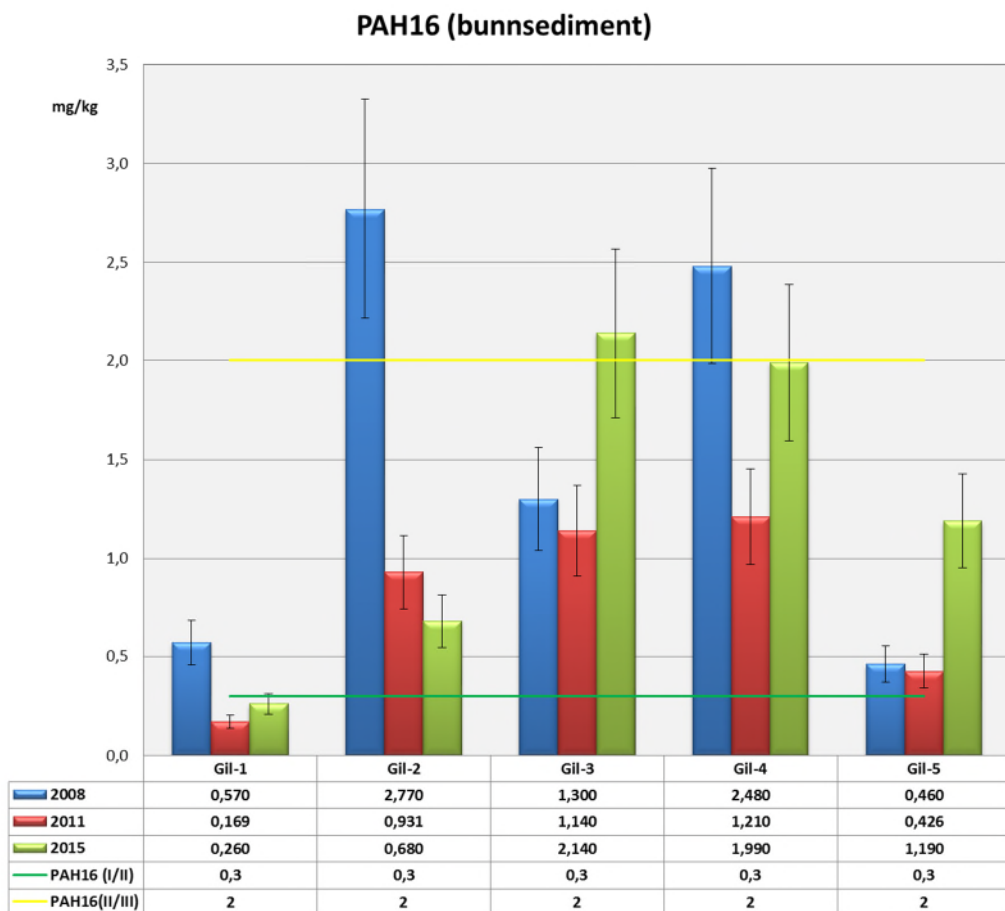
Figur 58. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på utvalgte stasjoner i Drammensfjorden. Konsentrasjonen «n.d.» (ikke påvist) er vist som 0 i tabellen. Måleusikkerheten er 20%. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



Figur 59. PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) i fra undersøkelser utført i 2008, 2011 og 2015 på utvalgte stasjoner i Drammensfjorden. Konsentrasjonen «n.d.» (ikke påvist) er vist som 0 i tabellen. Måleusikkerheten er 20%. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

#### 4.5.1.3 PAH<sub>16</sub> og utvalgte enkeltforbindelser

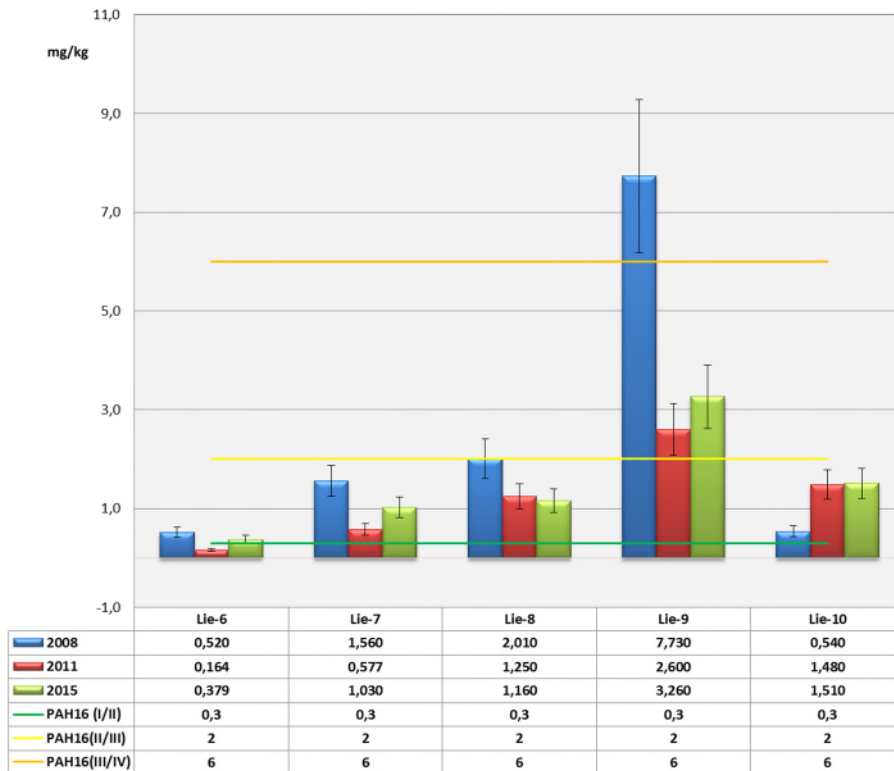
Fem stasjoner overskrider tilstandsklasse II med hensyn på PAH<sub>16</sub> i bunnsediment (0-5 cm) i 2015 (Figur 60 til Figur 63). Dette er Hol-11 og Sol-27 i tilstandsklasse IV (dårlig), Gil-3, Lie-9 og Ref-3 i tilstandsklasse III (moderat). Resterende prøver har konsentrasjoner i tilstandsklasse I eller II. På stasjonen Hol-11, Sol-27, Gil-3 og Ref-3 har det vært en klar økning fra 2011, mens på Lie-9 er endringen liten. Konsentrasjoner av benso(ghi)perylen, indeno(123cd)pyren og benso(a)antracen er i tilstandsklasse IV (dårlig) i en rekke prøver. Disse konsentrasjonene er vist i Figur 64 til Figur 72 og nærmere beskrevet for hvert delområde i kapittel 5.



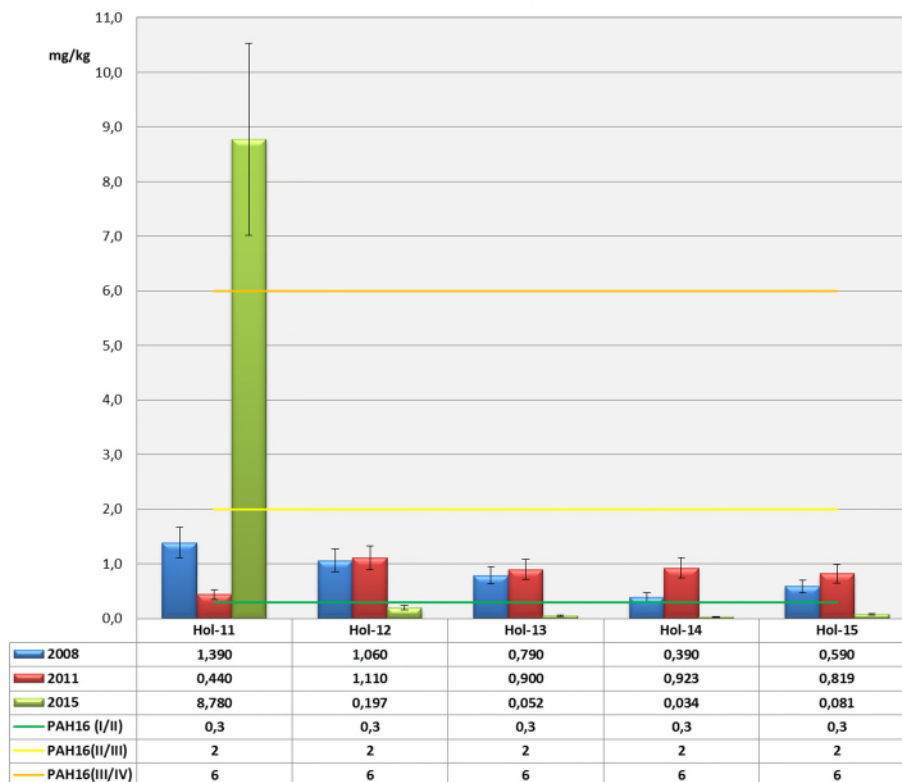
Figur 60. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



**PAH16 (bunnsediment)**

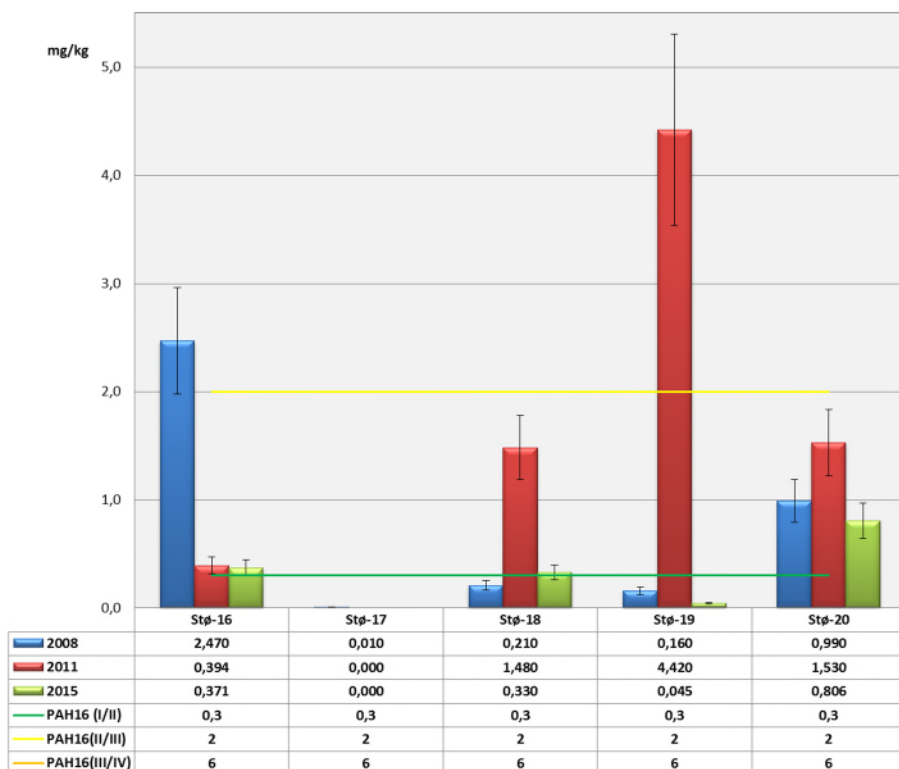


**PAH16 (bunnsediment)**

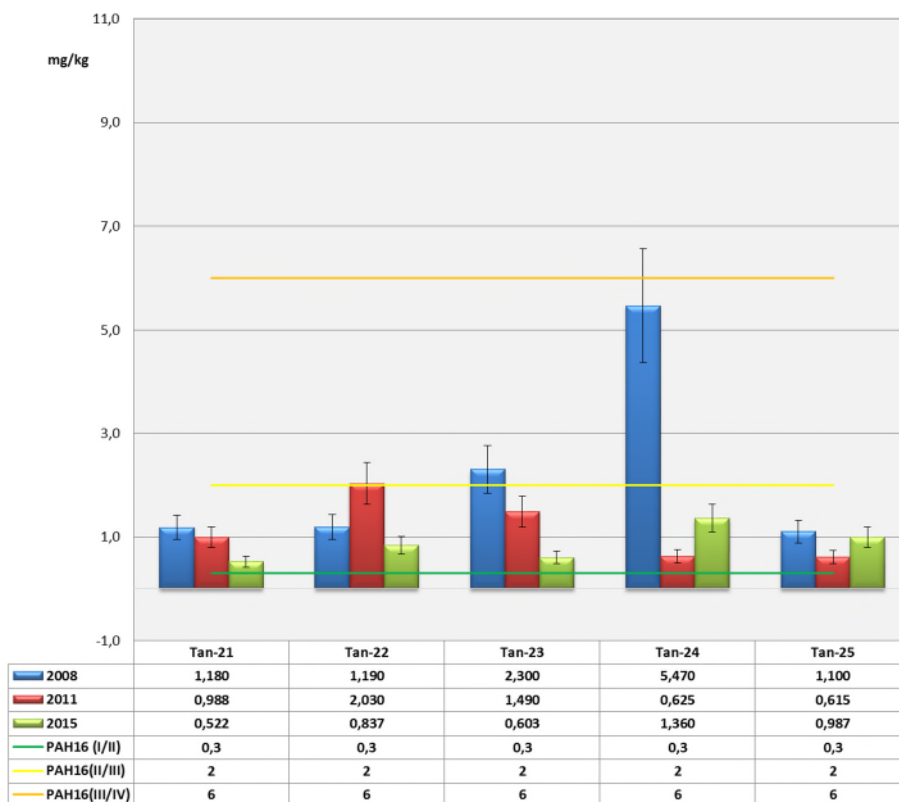


Figur 61. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

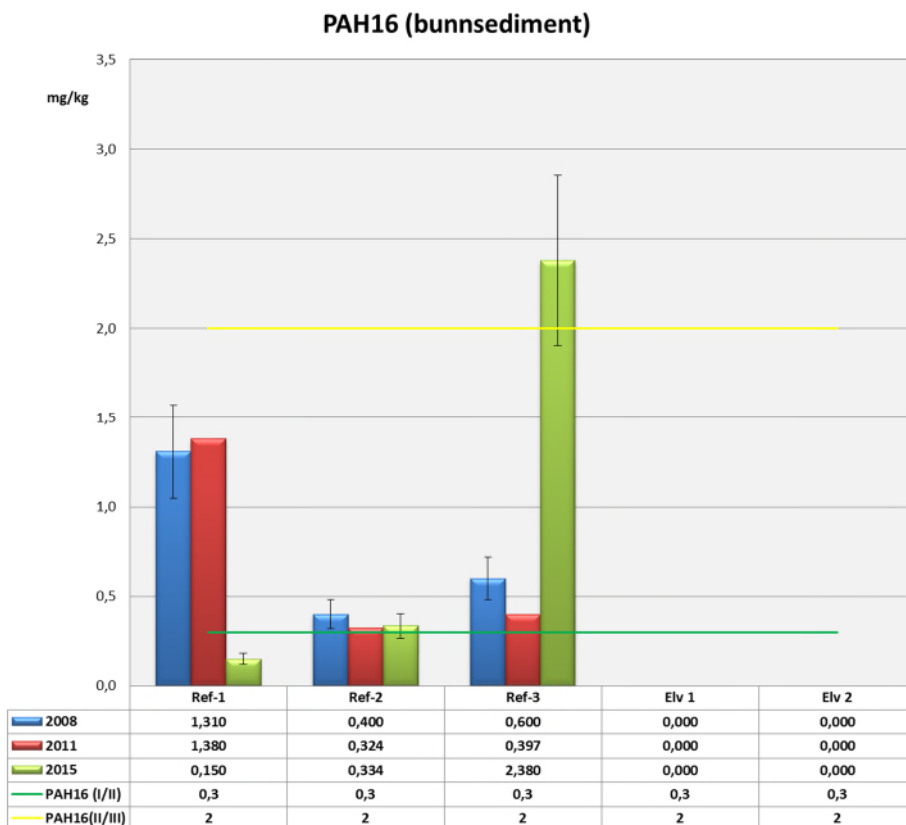
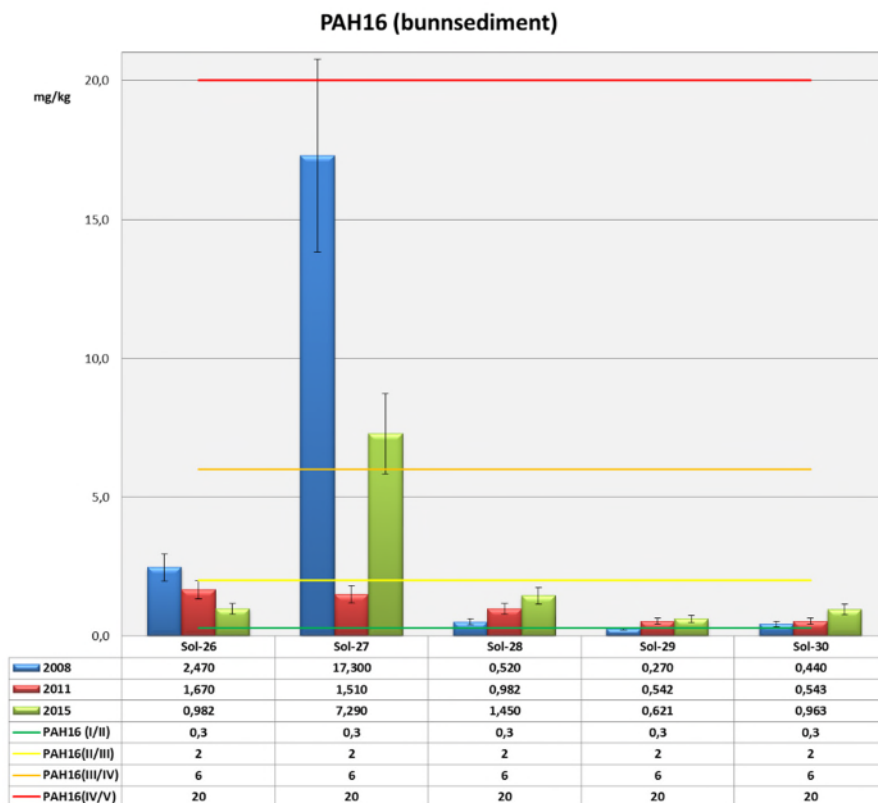
**PAH16 (bunnsediment)**



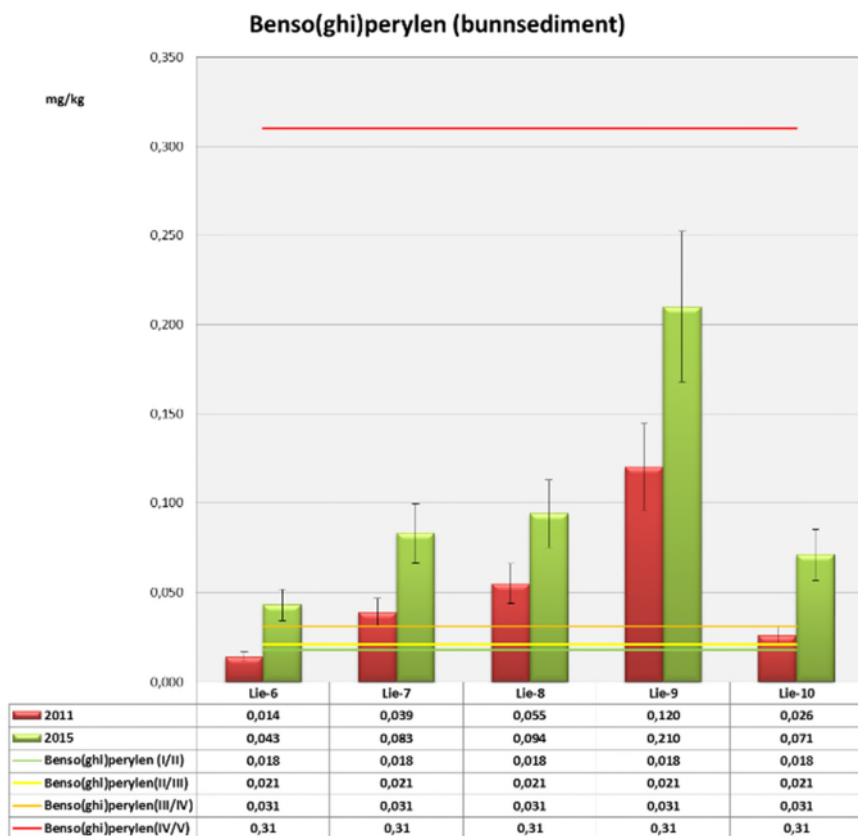
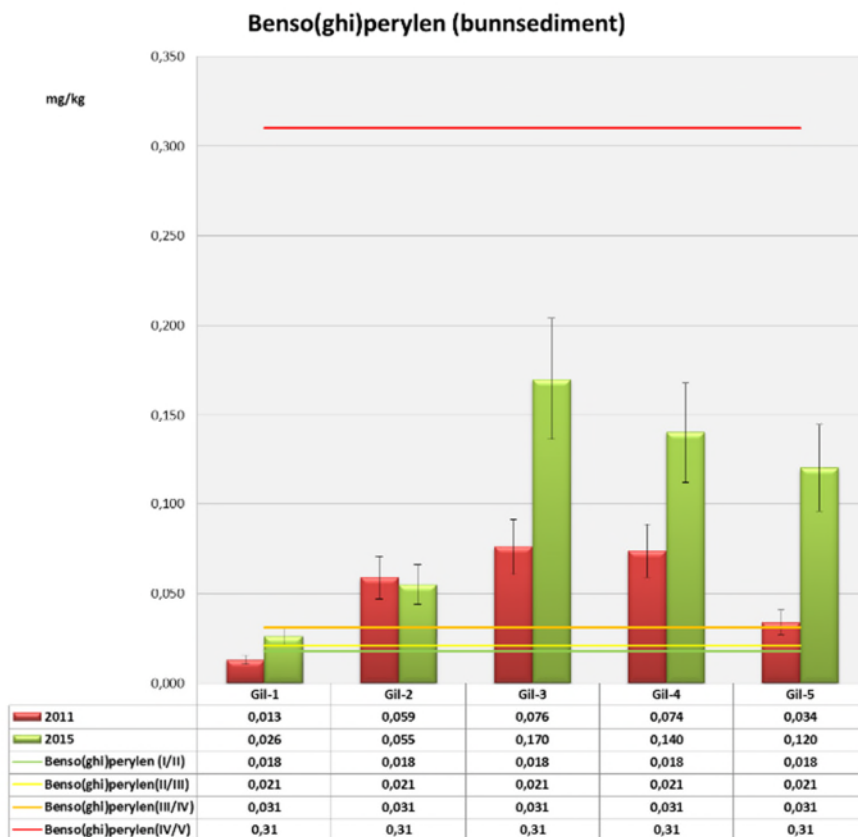
**PAH16 (bunnsediment)**



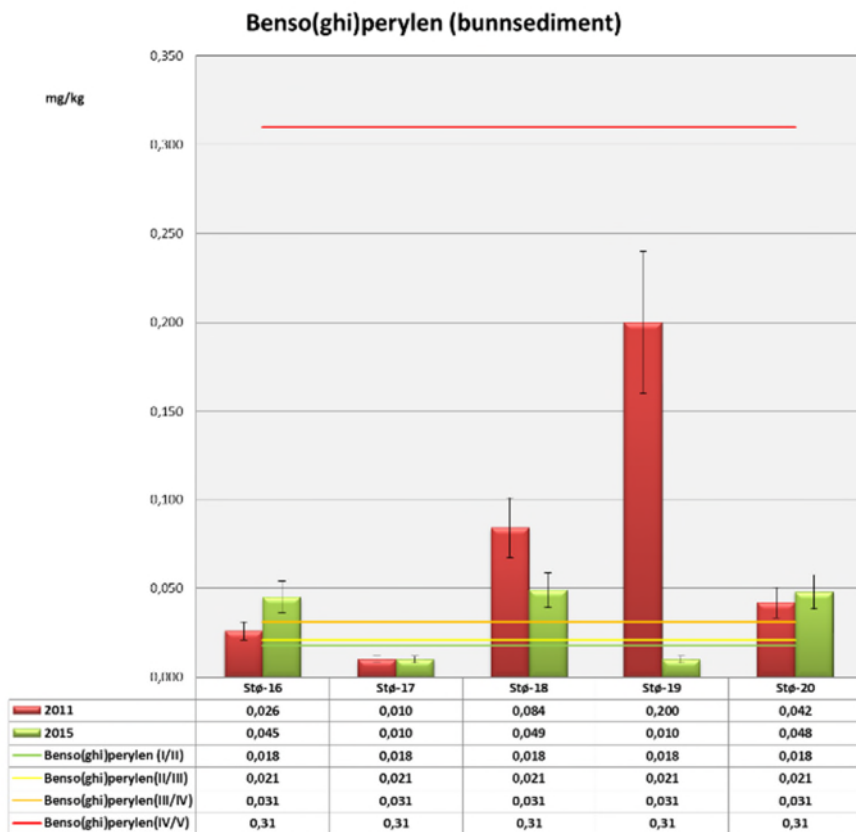
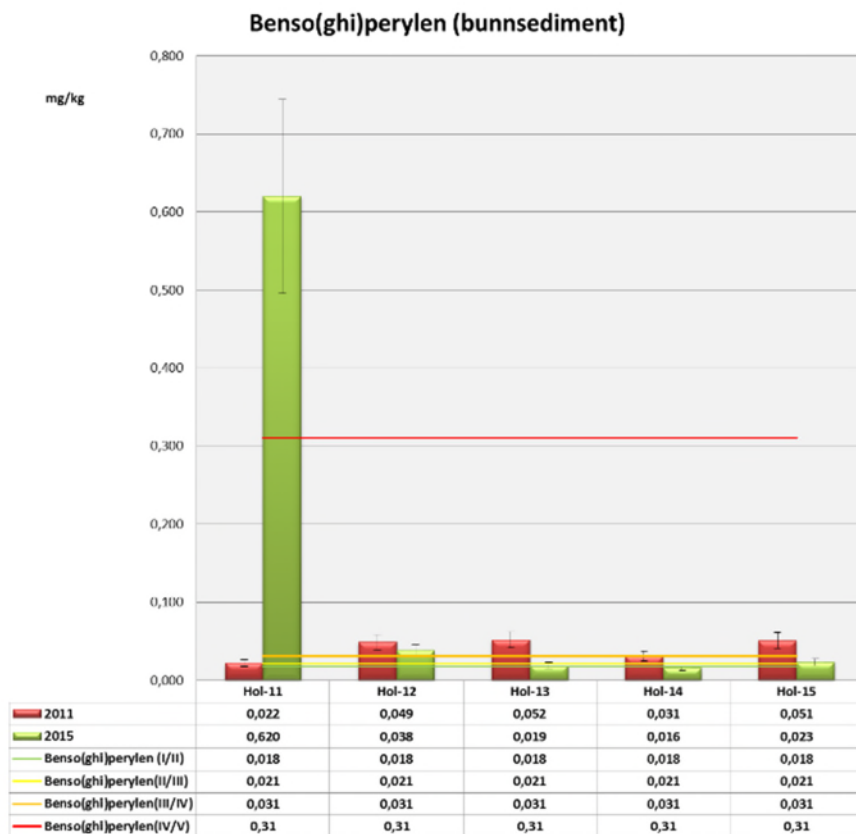
Figur 62. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



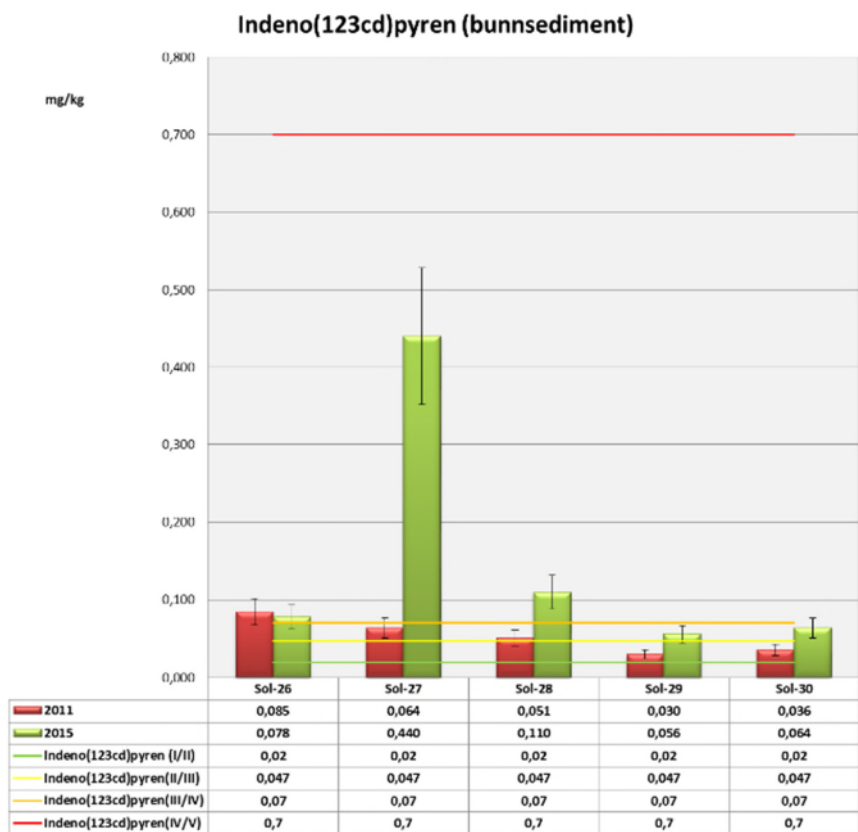
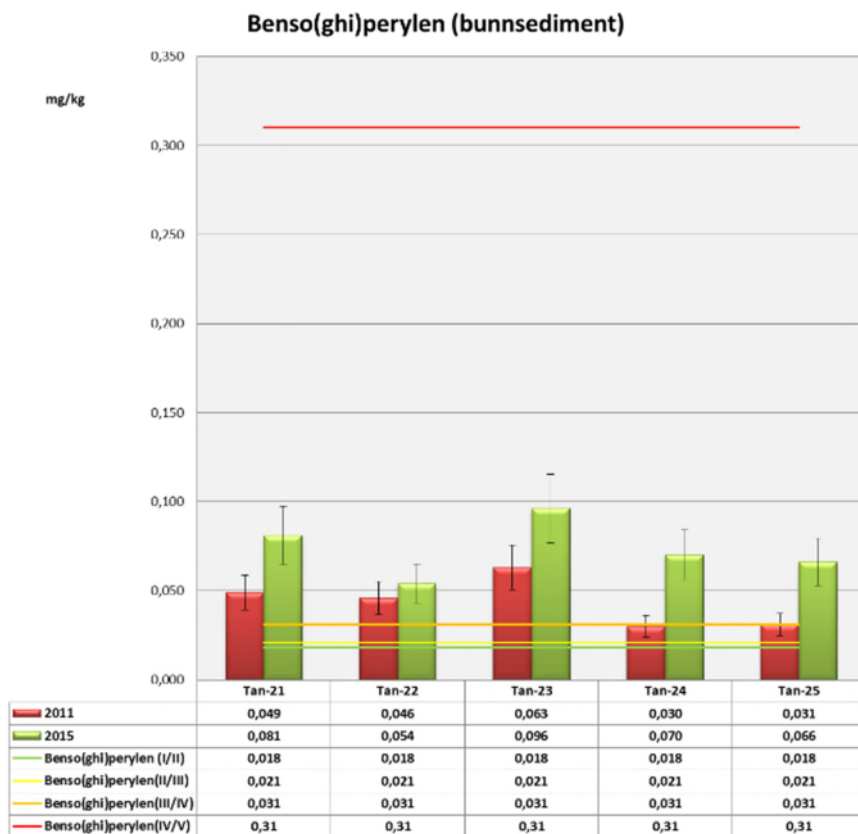
Figur 63. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



Figur 64. Konsentrasjoner av benso(ghi)perylen (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhetet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

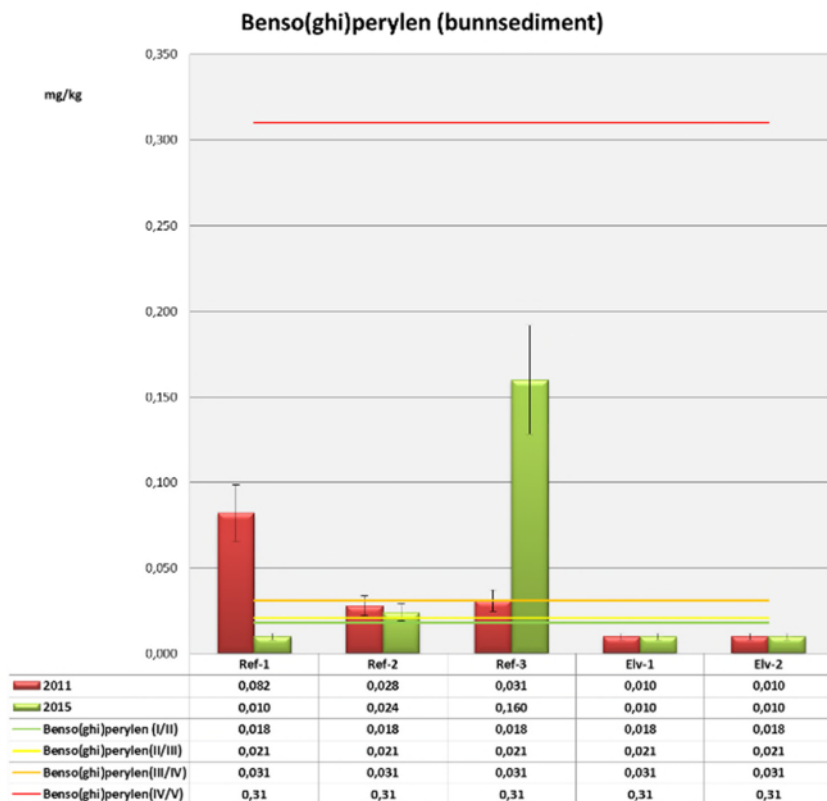


Figur 65. Konsentrasjoner av benso(ghi)perylene (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

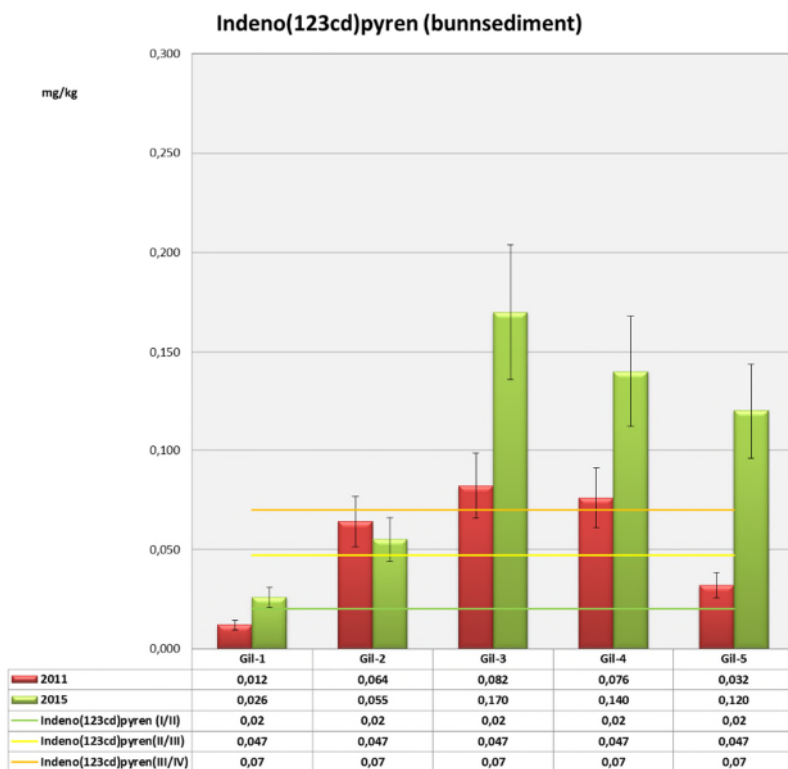


Figur 66. Konsentrasjoner av benso(ghi)perylen (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



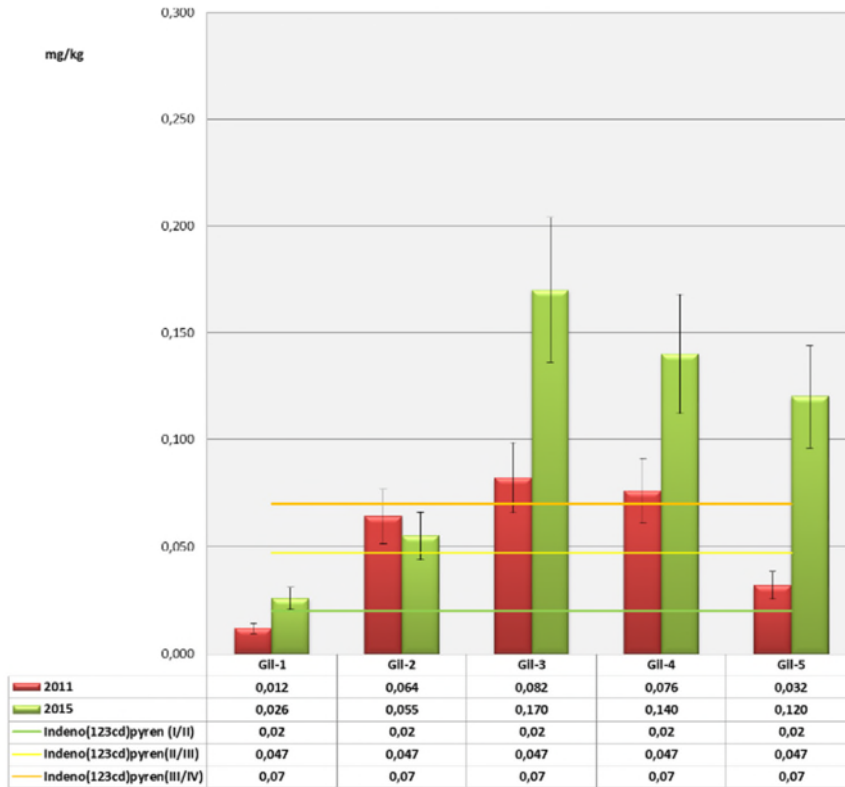


Figur 67. Konsentrasjoner av benso(ghi)perylene (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

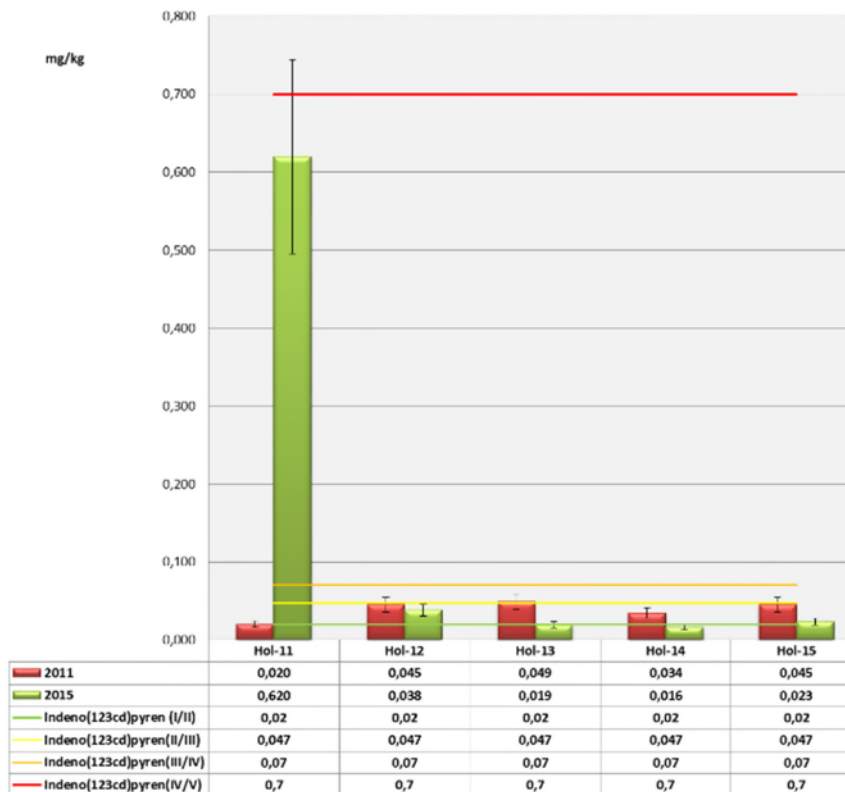


Figur 68. Konsentrasjoner av indeno(123cd)pyren (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

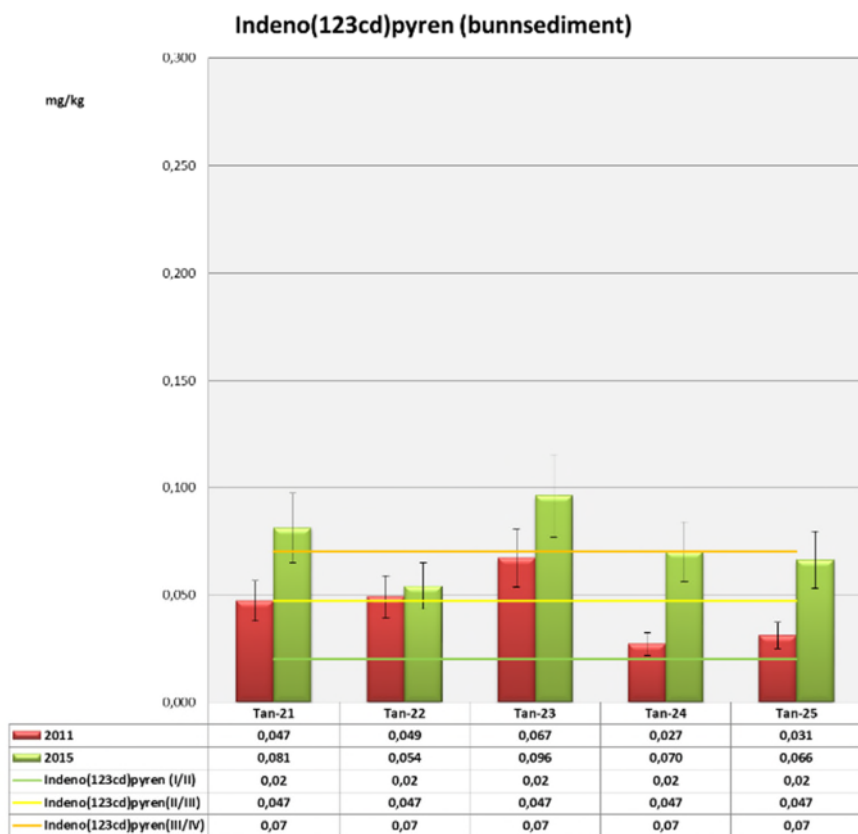
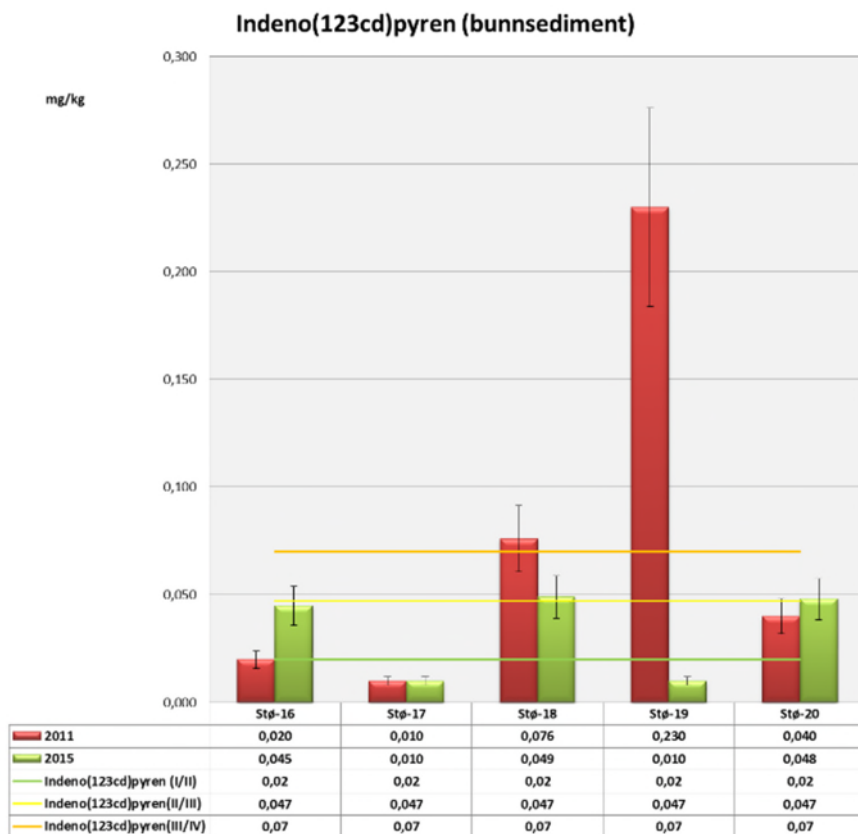
**Indeno(123cd)pyren (bunnsediment)**



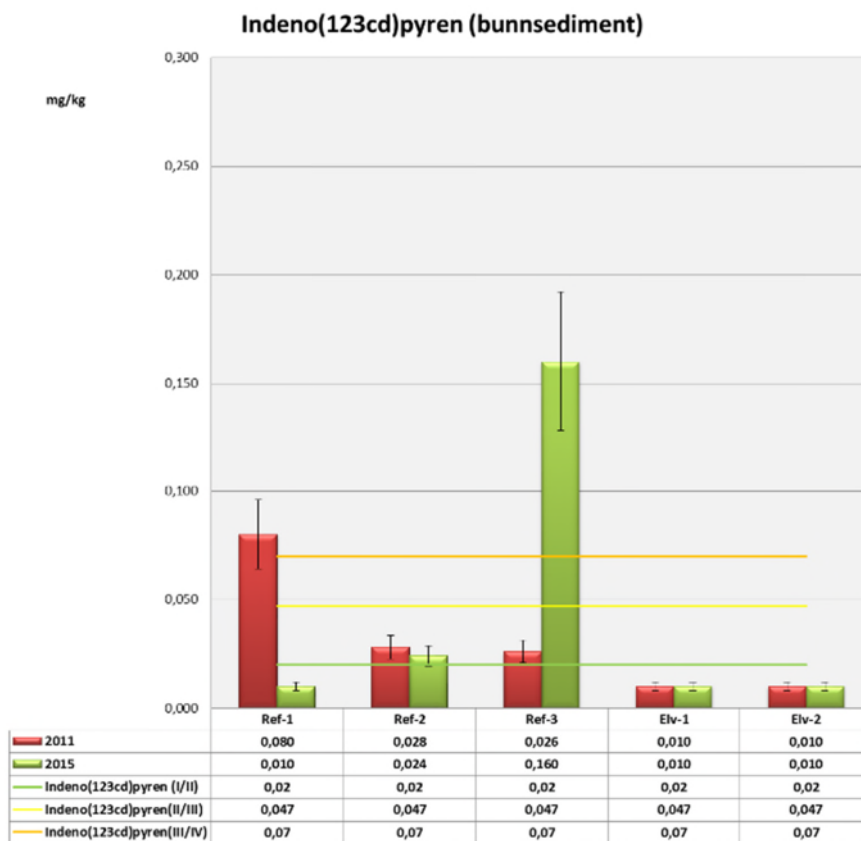
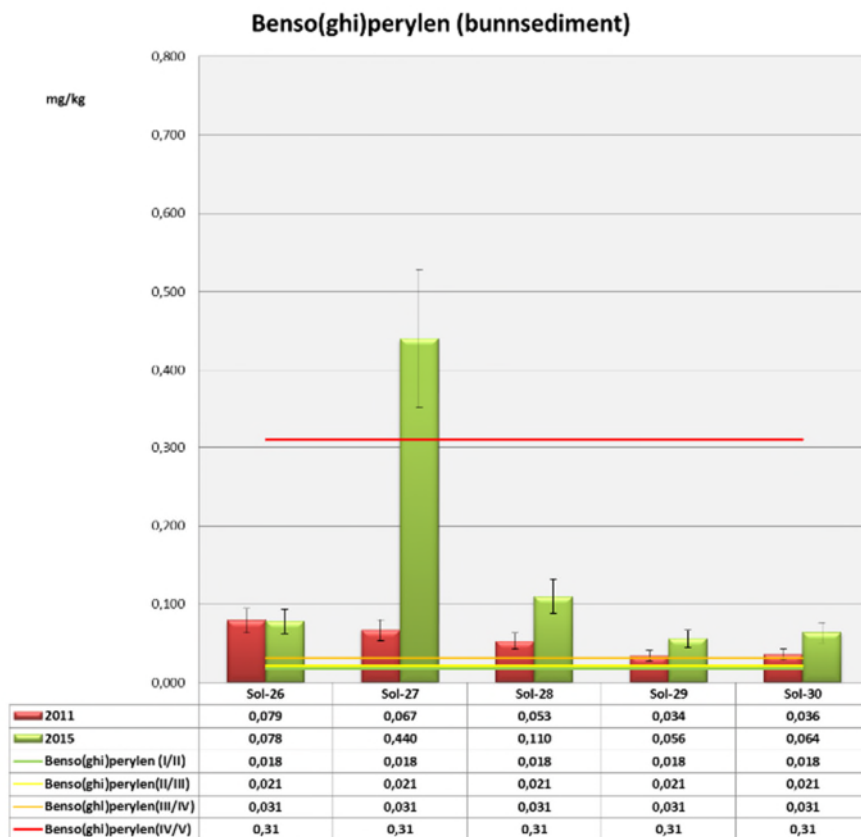
**Indeno(123cd)pyren (bunnsediment)**



Figur 69. Konsentrasjoner av indeno(123cd)pyren (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

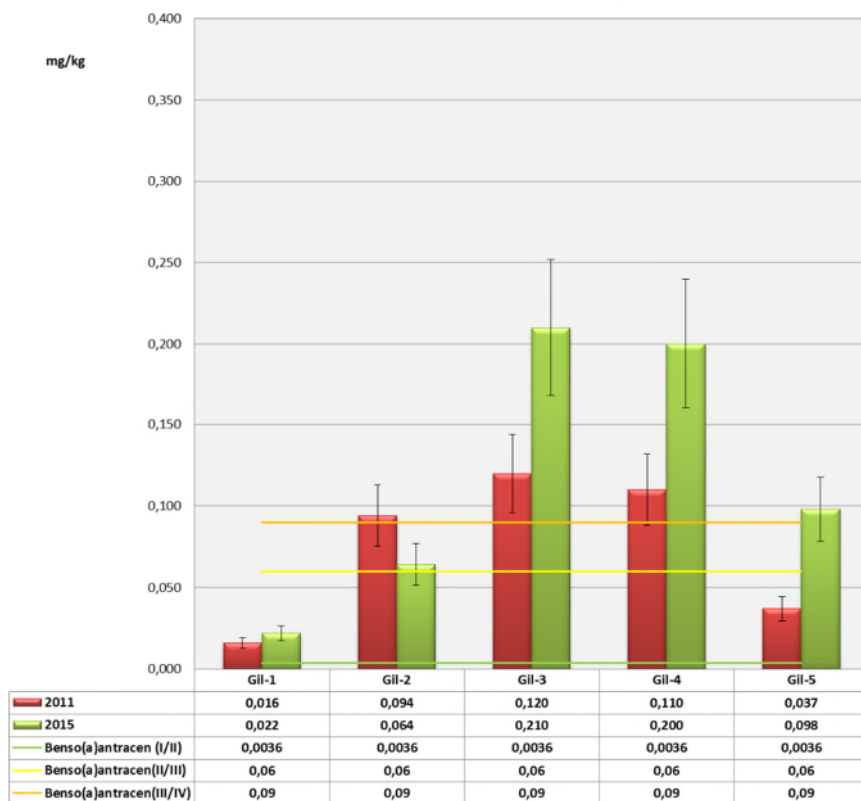


Figur 70. Konsentrasjoner av indeno(123cd)pyren (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

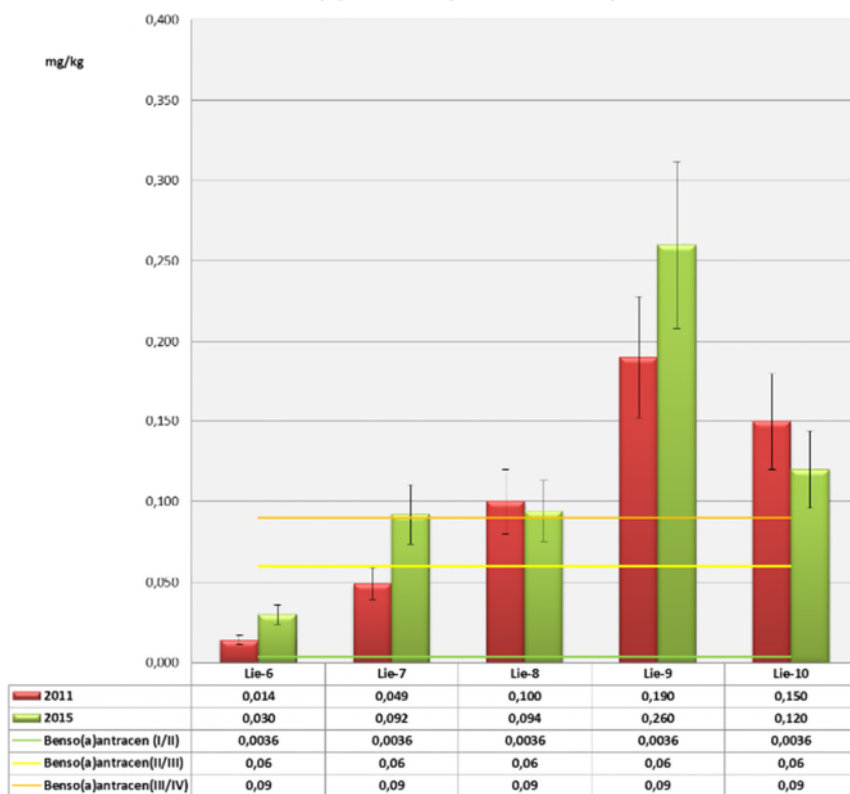


Figur 71. Konsentrasjoner av indeno(123cd)pyren (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

### Benso(a)antracen (bunnsediment)



### Benso(a)antracen (bunnsediment)



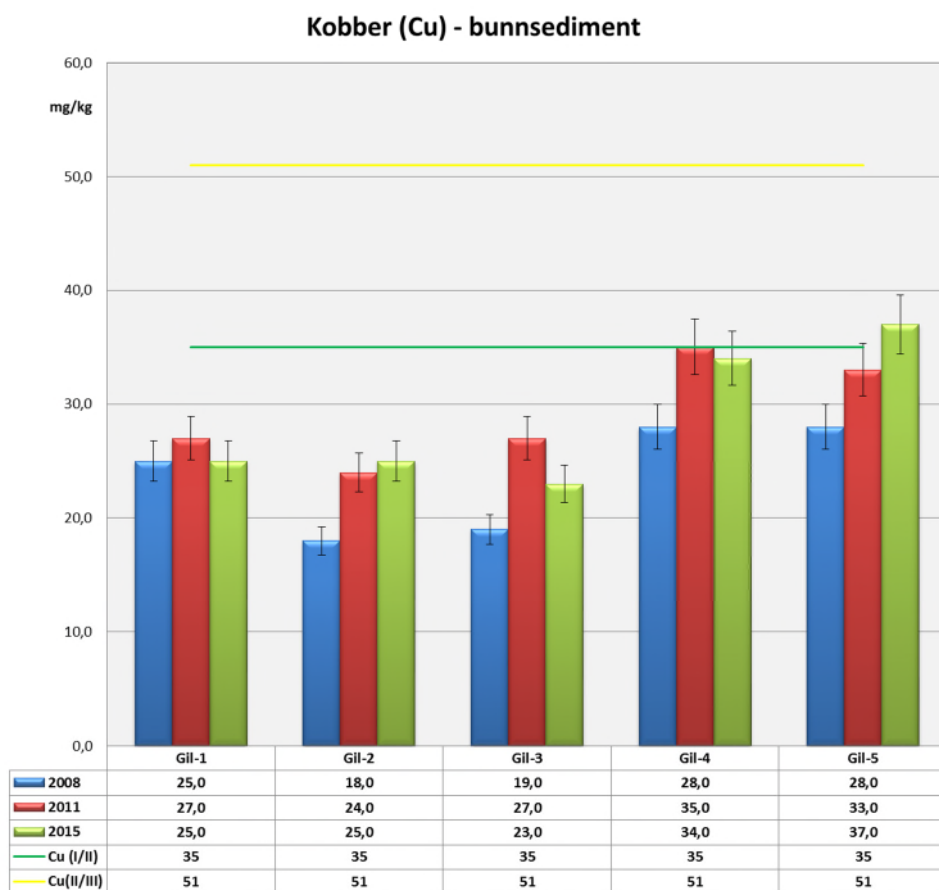
Figur 72. Konsentrasjoner av benso(a)antracen (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2011 og 2015. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. Måleusikkerheten er 20%. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

#### 4.5.1.4 Kadmium (Cd)

Innholdet av kadmium i bunnsedimentet i Drammensfjorden i 2015 er generelt lavt (Vedlegg 5), i tilstandsklasse I eller II, på alle stasjoner bortsett fra i Stø-20 hvor konsentrasjonen er i tilstandsklasse III (moderat). Tidligere undersøkelser (2008 og 2011) viser ingen overskridelser av tilstandsklasse II for kadmium i noen av de 35 sedimentstasjonene i Drammensfjorden.

#### 4.5.1.5 Kobber (Cu)

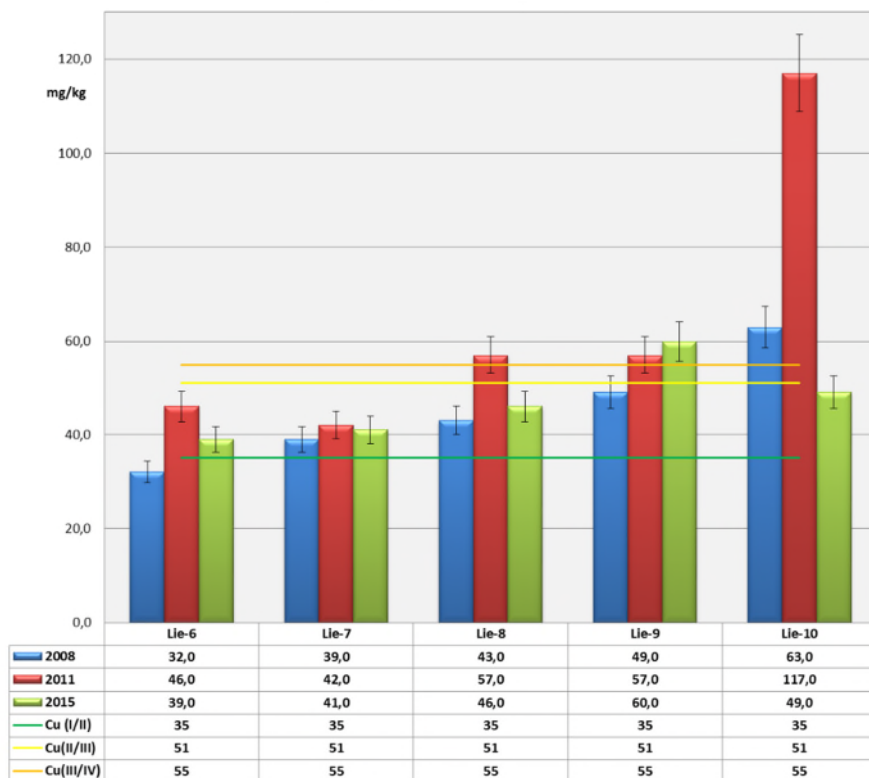
Kobber er et av metallene som overskrider tilstandsklasse II i bunnsediment i flest stasjoner i Drammensfjorden (Figur 73 til Figur 76). Flere av kobberkonsentrasjonene i sedimentet (2015) fra Solumstrand, Tangen og Holmen er i tilstandsklasse IV (dårlig). I Holmenområdet har det vært en klar økning i konsentrasjon fra 2011 til 2015. I Tangenområdet viser de fleste stasjonene reduserte konsentrasjoner mellom 2011 og 2015. I de andre områdene har konsentrasjonen variert og det er ingen klare utviklingstrender.



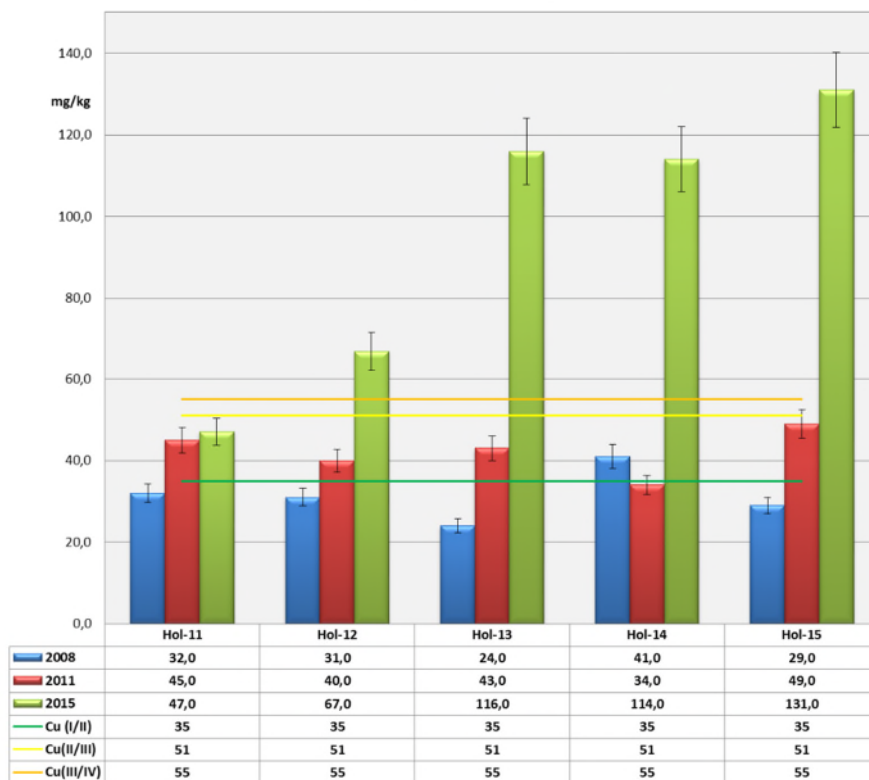
Figur 73. Kobberkonsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Måleusikkerheten er 7%. Kun grafer hvor tilstandsklasse II overskrides er vist. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.



### Kobber (Cu) - bunnsediment

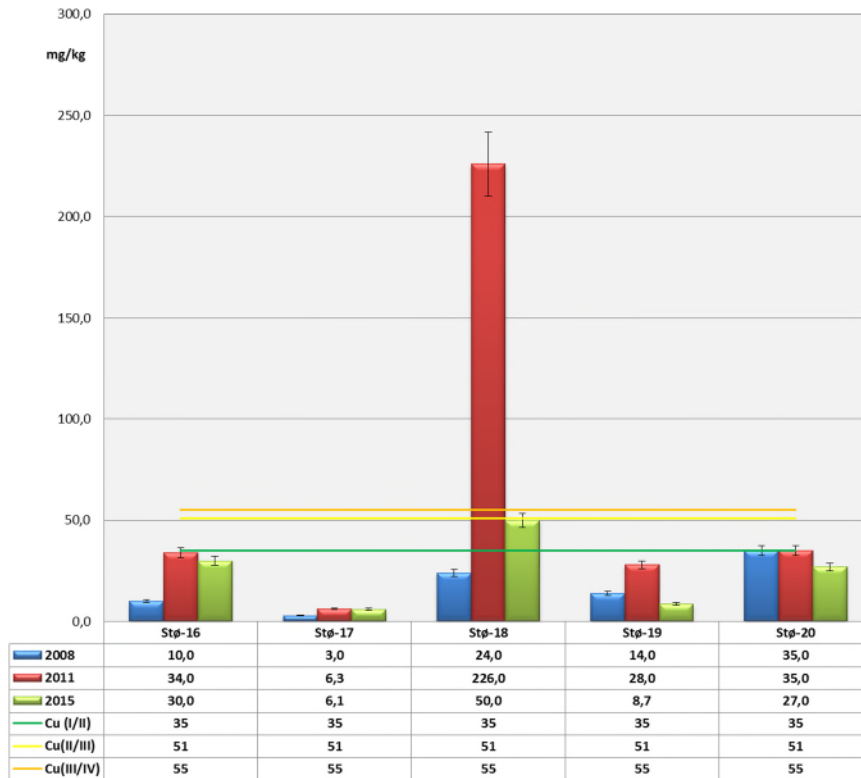


### Kobber (Cu) - bunnsediment

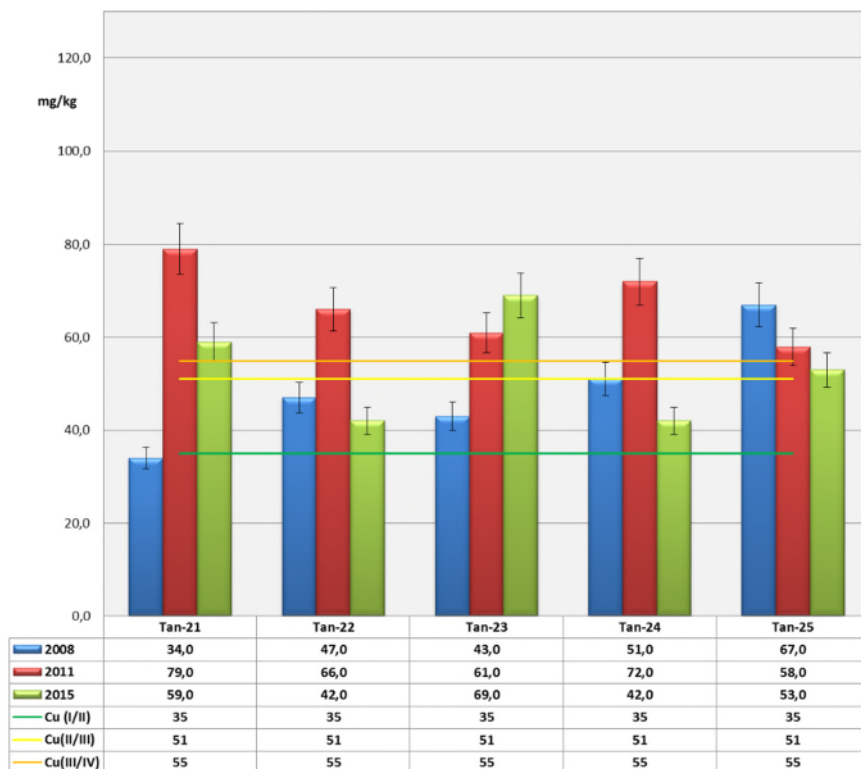


Figur 74. Kobberkonsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Måleusikkerheten er 7%. Kun grafer hvor tilstandsklasse II overskrides er vist. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafene. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

**Kobber (Cu) - bunnsediment**

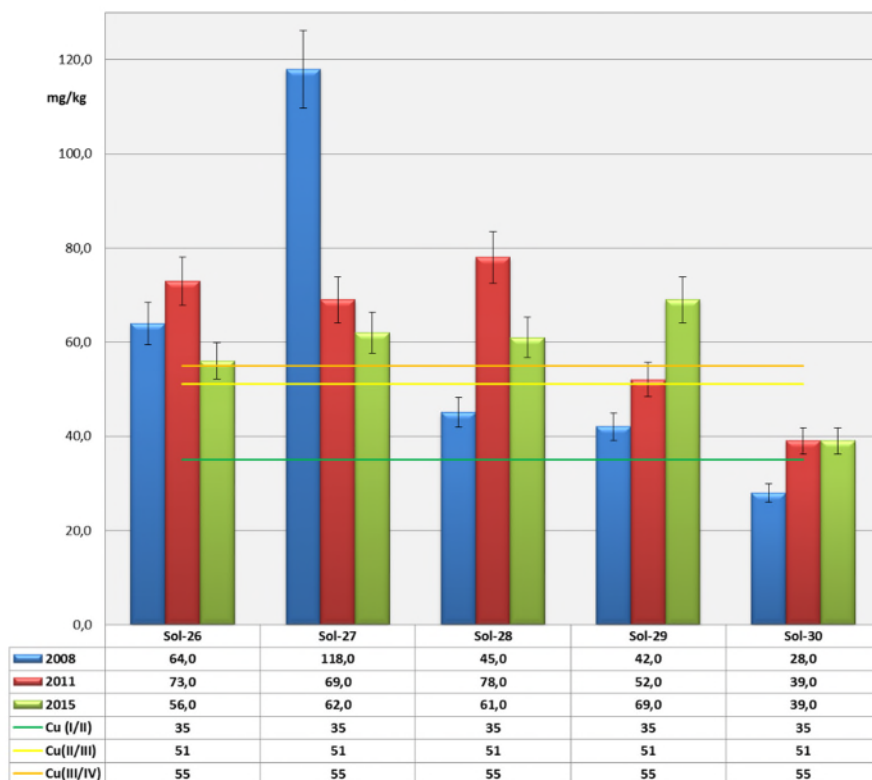


**Kobber (Cu) - bunnsediment**

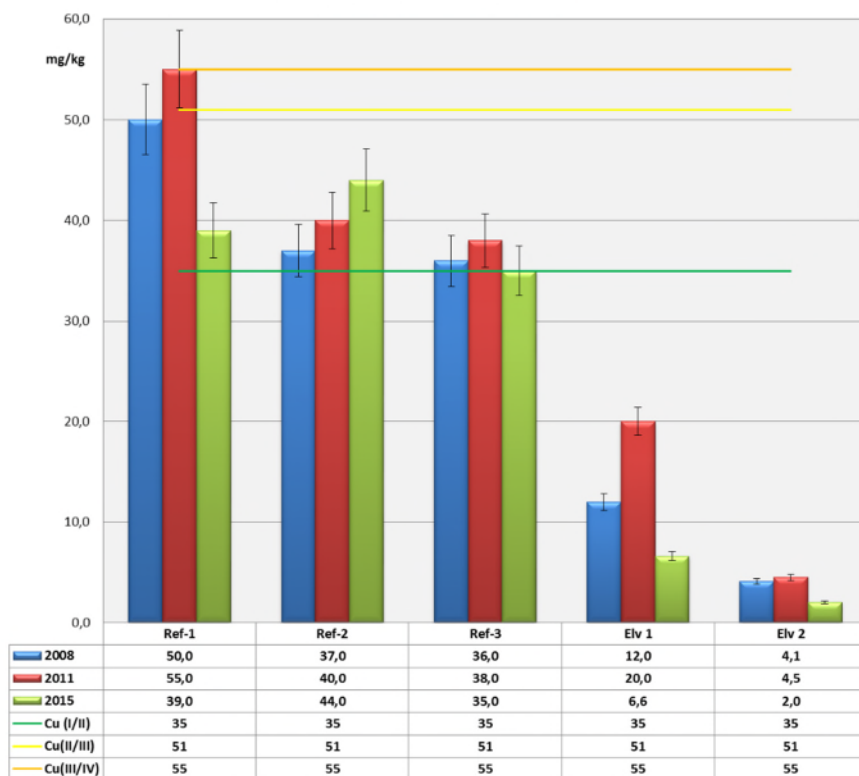


Figur 75. Kobberkonsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Måleusikkerheten er 7%. Kun grafer hvor tilstandsklasse II overskrides er vist. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

### Kobber (Cu) - bunnsediment



### Kobber (Cu) - bunnsediment



Figur 76. Kobberkonsentrasjoner (mg/kg) i bunnsediment (0-5 cm) fra utvalgte stasjoner i Drammensfjorden innhentet i 2008, 2011 og 2015. Måleusikkerheten er 7%. Kun grafer hvor tilstandsklasse II overskrides er vist. Tilstandsklasser er gitt i tabellen under grafen og vist som linjer i grafen. NB: skalaen på y-aksen i grafene varierer mellom plottene.

#### 4.5.1.6 Kvikksølv (Hg)

Alle analyserte kvikksølvkonsentrasjoner i bunnsediment (0-5 cm) i Drammensfjorden i 2015 er i tilstandsklasse I eller II (Vedlegg 5). Tidligere har det kun vært målt enkeltoverskridelser i tilstandsklasse V i Sol-30 (2011), tilstandsklasse IV i Ref-1 (2008) og tilstandsklasse III i Hol-15 (2008).

#### 4.5.1.7 Bly (Pb)

Alle blykonsentrasjonene i de 35 undersøkte bunnsedimentstasjoner (0-5 cm) i Drammensfjorden i 2015 er i tilstandsklasse I eller II i 2015. Data fra tidligere undersøkelser (2008 og 2011) viser kun en overskridelse i tilstandsklasse II. Dette gjelder stasjonen Sol-27 som i 2011 viste en konsentrasjon på 190 mg/kg i tilstandsklasse IV (dårlig). Ellers har konsentrasjonen av bly vært gjennomgående lav.

#### 4.5.1.8 Sink (Zn)

Sinkkonsentrasjonen i bunnsediment (0-5 cm) fra alle 35 undersøkte stasjoner i 2008, 2011 og 2015 er i tilstandsklasse I eller II (Vedlegg 5) i Drammensfjorden. Det er med andre ord ingen overskridelser med hensyn på sink.

#### 4.5.1.9 Klorerte pesticider

I henhold til klorerte pesticider ble dette kun funnet i tre bunnsediment-stasjoner i 2015, dvs. DDD i Lie-10 (0-5 cm) og DDT i Hol-11 (0-5 cm) og Tan 21 (0-5 cm). Det er ikke målt DDD eller DDT i sedimenterende materiale i 2015 (men merk at det ikke undersøkt sedimenterende materiale på stasjonene Lie-10, Hol-11 og Tan-21). Dette indikerer en nedgang sammenliknet med resultater fra 2008 og 2011.

### 4.5.2 «Nye miljøgifter» i bunnsediment

Det er gjennomført flere undersøkelser av «nye miljøgifter» i sediment i Drammensfjorden, vist i Tabell 15. For metodikk og analyseresultater i forbindelse med prøver innsamlet i perioden 2003-2005 og 2007-2009, henvises det til de aktuelle rapportene gitt i tabellen.

Tabell 15: Tidligere rapporter med måling av «nye miljøgifter» i Drammensfjorden (tabell innhentet fra NGI 2011b).

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 2051	PBDE, Bisfenol-A	Sediment, Elve, Biota
2005	KLIF – TA 2120	PBDE, HBCD, TBBPA, Bisfenol-A, PFC, SCCP	Elve
2007	KLIF – TA 2367	PFC, PFR	Sediment
2008	NGI – 20081562	PBDE, HBCD, TBBPA, PFOS, Bisfenol-A, Irgarol, Diuron, SCCP	Sediment, Elve
2009	KLIF – TA 2625	PBDE-209	Sediment, Biota

De siste analysene av «nye miljøgifter» i sediment er utført i 2011 (NGI 2011) og 2015 (Norconsult, 2015). I 2011 ble det funnet konsentrasjoner av flere «nye miljøgifter» (Diuron, Irgarol, Bifenol A og Nonylfenol) tilsvarende tilstandsklasse III eller høyere. Sammenlikning av dataene fra 2011 og 2008 mot 2003 viste at konsentrasjonen av flere stoffer var redusert, herunder PentaBDE, SCCP, MCCP og nonylfenol. I 2015 ble det ikke påvist nye miljøgifter i de analyserte prøvene fra Drammensfjorden. Dette indikerer en nedgang av «nye miljøgifter» i sedimentene.

### 4.5.3 K(d)-verdier i sedimentet

Det er utført analyser og beregninger av K(d)-verdi for en rekke stoffer i sedimentet fra Drammensfjorden. De øverste cm av sedimentet (0,5 cm) ble fjernet og sedimentet fra 0,5-10 cm ble brukt for analysene. Resultatene er presentert i Tabell 16, hvor det kun er inkludert parametere som har data. Alle resultatene er presentert i Norconsult Årsrapport 2015.

For å få K(d)-verdier for stasjonene, må sedimentet og porevannet ha konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Det er store avvik mellom målt K(d) verdier og foreslåtte verdier i regnearket til Miljødirektoratet (TA-2802). Hovedårsaken til dette er at det i regnearket er blitt benyttet konservativt lave K(d) verdier.

Det er store forskjeller i K(d)-verdier mellom prøvene som er analysert. Eksempelvis er det mer enn 10 ganger forskjell for PCB. For PAH og metaller er variasjonen mellom prøvene noe mindre, men fortsatt betydelig. Størst forskjell er det mellom prøvene og regnearket til Miljødirektoratet for tinnorganiske forbindelser (TA-2802/2013). Det er målt opptil 2500 ganger høyere K(d) for TBT i prøvene enn i regnearket til Miljødirektoratet. Dette viser at TBT i sedimentet er mye mer bundet til sedimentet enn tidligere antatt. Dette skyldes sannsynligvis at mye av TBT eksempelvis er knyttet til malingsflak i sedimentet.

Tabell 16: Målte K(d)-verdier i sedimentprøver fra Drammensfjorden.

Parameter	Enhet	Sediment/porevann-koeffisient				
		(konsentrasjon i sediment[mg/kg DW] / konsentrasjon i porevann [mg/L])				
		Gil 3	Lie 9	Stø 19	Tan 22	Sol 27
Sum PCB	L/kg DW	---	409	n.a.	---	6974
PCB 28	L/kg DW	---	452	n.a.	---	---
PCB 52	L/kg DW	---	524	n.a.	---	>890
PCB 101	L/kg DW	---	341	n.a.	---	>2800
PCB 118	L/kg DW	---	435	n.a.	---	>1800
PCB 153	L/kg DW	---	361	n.a.	---	4450
PCB 138	L/kg DW	---	414	n.a.	---	>3600
PCB 180	L/kg DW	---	377	n.a.	---	4842
o,p-DDT	L/kg DW	---	---	n.a.	---	>1400
p,p-DDT	L/kg DW	---	---	n.a.	---	>6700
Monobutyltin-cation	L/kg DW	2694	2833	<800	6829	8837
Dibutyltin-cation	L/kg DW	10000	3171	<900	27027	10833
Tributyltin-cation	L/kg DW	4103	2500	<400	26757	5556
Monooctyltin-cation	L/kg DW	>3700	1395	---	>1800	2000
Tetrabutyltin-cation	L/kg DW	---	>1100	---	>2700	4882
Diocetyltn-cation	L/kg DW	16000	1667	<700	>11000	2538
Tricyclohexyltin-cation	L/kg DW	---	---	---	---	>2900
Lead (Pb)	L/kg DW	>24000	16957	n.a.	23846	64167
Cadmium (Cd)	L/kg DW	>500	>870	n.a.	>1000	>2200
Copper (Cu)	L/kg DW	7381	4727	n.a.	15758	21071
Mercury	L/kg DW	---	>850	n.a.	>800	>1300
Zinc (Zn)	L/kg DW	9769	8765	n.a.	6160	10708
Sum PAH (EPA)	L/kg DW	3793	3160	n.a.	6025	18507

Sum PAH (cancerogenic)	L/kg DW	3713	2235	n.a.	5486	19322
Sum PAH-L	L/kg DW	7573	3872	n.a.	6579	13025
Sum PAH-M	L/kg DW	3781	4912	n.a.	6662	18145
Sum PAH-H	L/kg DW	3696	2263	n.a.	5488	19318
Naphthalene	L/kg DW	>18000	>18000	n.a.	>13000	30667

Tabell 16 fortsetter: Målte K(d)-verdier i sedimentprøver fra Drammensfjorden.

Parameter	Enhet	Sediment/porevann-koeffisient				
		(konsentrasjon i sediment[mg/kg DW] / konsentrasjon i porevann [mg/L])				
		Gil 3	Lie 9	Stø 19	Tan 22	Sol 27
Acenaphthylene	L/kg DW	7407	3240	n.a.	8000	22973
Acenaphthene	L/kg DW	<5000	3404	n.a.	<5000	3582
Fluorene	L/kg DW	9167	4286	n.a.	---	23478
Phenanthrene	L/kg DW	7778	22045	n.a.	10746	39744
Anthracene	L/kg DW	11467	3607	n.a.	10000	20225
Fluoranthene	L/kg DW	3718	5846	n.a.	6667	20222
Pyrene	L/kg DW	2929	4143	n.a.	5484	13333
Benz(a)anthracene	L/kg DW	3800	4898	n.a.	5067	16538
Chrysene	L/kg DW	3333	>7300	n.a.	5077	21250
Benzo(b)fluoranthene	L/kg DW	4182	1632	n.a.	6833	21429
Benzo(k)fluoranthene	L/kg DW	3243	2093	n.a.	7059	21818
Benzo(a)pyrene	L/kg DW	3871	1800	n.a.	5615	23889
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	L/kg DW	3600	2000	n.a.	5083	15789
Dibenz(ah)anthracene	L/kg DW	3412	1684	n.a.	3208	12432
Benzo(g,h,i)perylene	L/kg DW	3571	2500	n.a.	5500	19286



## 4.6 Miljøgifter i biota

Miljøgifter er målt i fisk og strandkrabber i Drammensfjorden. Fiskeundersøkelse er foretatt i 1991, 2005, 2008 og 2014 i indre og ytre del av fjorden. Undersøkelse av strandkrabbe er sist gjennomført i 2009, 2011 og 2015 i Indre Drammensfjord. Dette avsnittet omhandler kun resultatene som er hensiktsmessig for sammenligning. Det henvises til de tidligere utarbeidede rapportene for alle analysene utført på biota. Det påpekes at prøveantallet pr. år er lavt og variasjonen i resultatene store.

### 4.6.1 Fisk

Fiskeundersøkelse er tidligere foretatt i 1991 (Knutzen), 2001 (Fjeld og Rognerud), 2005 (Helland), 2008 (Niva) og 2014 (Norconsult) i Drammensfjorden (NIVA 2008; Norconsult 2015b). Data fra indre og ytre del av fjorden gjeldende for årene 2008 og 2014 er grafisk sammenlignet i dette avsnittet.

I 2008 ble det fisket abbor, vederbuk, skrubbe, torsk, ørret og ål for analyse av miljøgiftkonsentrasjoner, mens i 2014 ble det fisket torsk, skrubbe og sjøørret. Torsk og sjøørret er populære arter for sportsfiskere og er derfor relevante arter å undersøke mht. human helse. Skrubbe representerer en bunnlevende art som vil være i nær kontakt med forurensede sedimenter, og vil gi et bilde for Biotilgjengeligheten av miljøgifter i sedimentet. Dataene for torsk, skrubbe og sjøørret er omtalt i denne rapporten for vurdering av eventuelle endringer i fjorden.

I 2008 ble fiskeprøver analysert for PCB, dioksiner og tinnorganiske forbindelser i blandprøver av muskelfilet av skrubbe, ål og sjøørret, samt i lever av torsk. Det ble også analysert for kvikksølv i blandprøver av muskelfilet av de samme artene, samt i individuelle prøver av abbor og vederbuk fra Indre Drammensfjord. Analysene av skrubbe, ål, sjøørret og torsk ble utført på 5 blandprøver, mens analyser av abbor og vederbuk ble foretatt på individuelle prøver.

I 2014 ble fiskeprøvene analysert for bromerte flammehemmere, dioksiner, kvikksølv, PCB, Perfluorerte forbindelser (PFOS og PFOA) og tinnorganiske forbindelser. Disse analysene ble foretatt på blandprøver av muskelfilet av torsk, skrubbe og sjøørret, samt lever av torsk. Det ble også analysert for dioksiner og dioksinliknede PCB i blandprøver av muskelfilet av skrubbe, samt i lever fra torsk. Analysene ble utført på 4 blandprøver med unntak av sjøørret hvor det ble benyttet 2 blandprøver.

Snittkonsentrasjoner av flere blandprøver er grafisk fremstilt i dette avsnittet. Det påpekes at det ikke er tatt hensyn til størrelsen på de ulike individene og det vil derfor kunne være usikkerhet i sammenligning da enkelte parametere, eks kvikksølv, har høyere konsentrasjoner i større (og dermed eldre) individer. Det påpekes i tillegg at analysene er foretatt ulikt antall blandprøver.

Miljødirektoratets klassifiseringssystem for miljøtilstand i fjorder og kystfarvann i TA-1467/1997 er brukt for klassifisering av PCB, dioksiner og kvikksølv i fisk. Kriterier er gitt for torsk (lever og muskelfilet) og skrubbe (muskelfilet). Grenseverdiene er vist i Tabell 17.

Tabell 17: Grenseverdier for miljøgifter i torsk (filet og lever) samt skrubbe, TA-1467/1997.

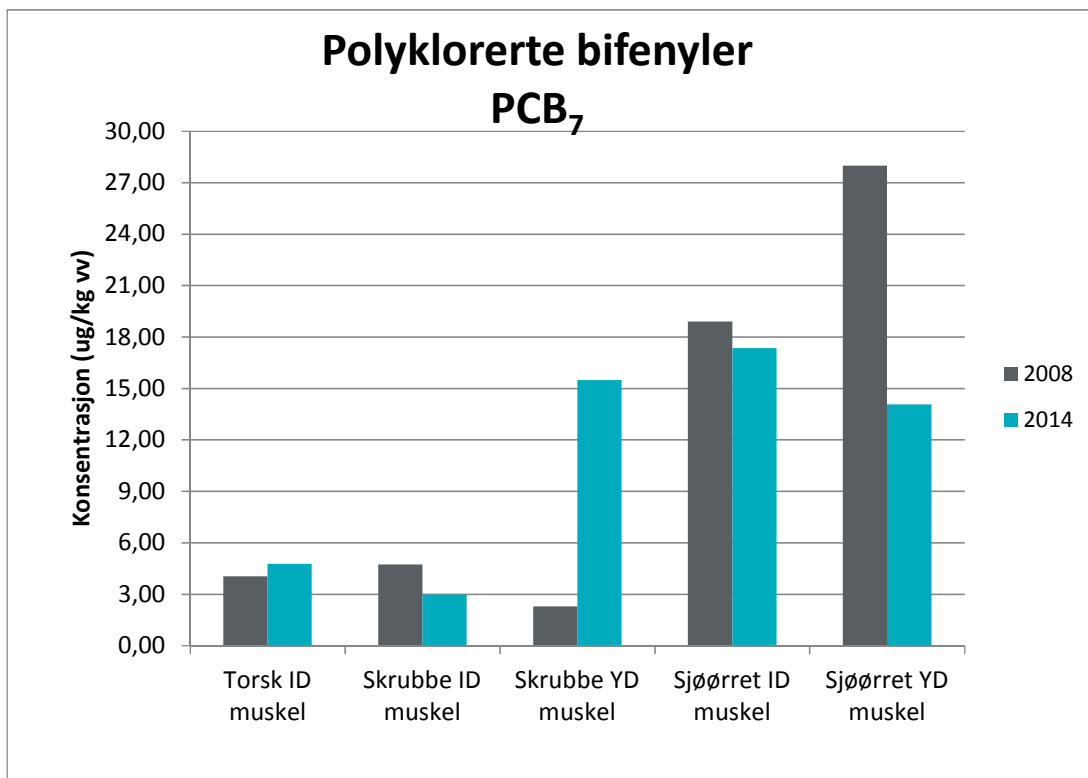
Matriks	Parameter	Benevning	Tilstandsklasse (TA -1467/1997)				
			I	II	III	IV	V
Torsk, filet friskvektsbasis	Hg	mg/kg	<0,1	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-1	>1
	sumDDT	ug/kg	<1	0,2-0,5	3-10	10-25	>25
	HCB	ug/kg	<0,2	0,2-0,5	0,5-2	2-5	>5
	sum HCH	ug/kg	<0,5	0,5-2	2-5	5-15	>15
	sum PCB 7	ug/kg	<5	5-20	20-50	50-150	>150
	TE (PCFD/D)	ng/kg	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	1-2	>2
Torsk, lever, friskvektsbasis	sumDDT	ug/kg	<200	200-500	500-1500	1500-3000	>3000
	HCB	ug/kg	<20	20-50	50-200	200-400	>400
	sum HCH	ug/kg	<50	50-200	200-500	500-1000	>1000
	sum PCB 7	ug/kg	<500	500-1500	1500-4000	4000-10000	>10000
	TE (PCFD/D)	ng/kg	<15	15-40	40-100	100-300	>300
Skrubbe, filet, friskvektsbasis	sumDDT	ug/kg	<2	2-4	4-15	15-40	>40
	HCB	ug/kg	<0,2	0,2-0,5	0,5-2	2-5	>5
	sum HCH	ug/kg	<1	1-3	3-10	10-30	>30
	sum PCB 7	ug/kg	<5	5-20	20-50	50-150	>150
	TE (PCFD/D)	ng/kg	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	1-3	>3

For enkelte av miljøgiftene er det også grenseverdier for skrubbe og torsk i veiledning for klassifisering av vannforekomster, 01:2009. Av forbindelsene hvor det finnes grenseverdi for torsk og skrubbe er det kun kvikksølv som er analysert i prøvene fra Drammensfjorden. Grenseverdi for kvikksølv og kvikksølvforbindelser er oppgitt for torsk, filet: 0,3 mg/kg.

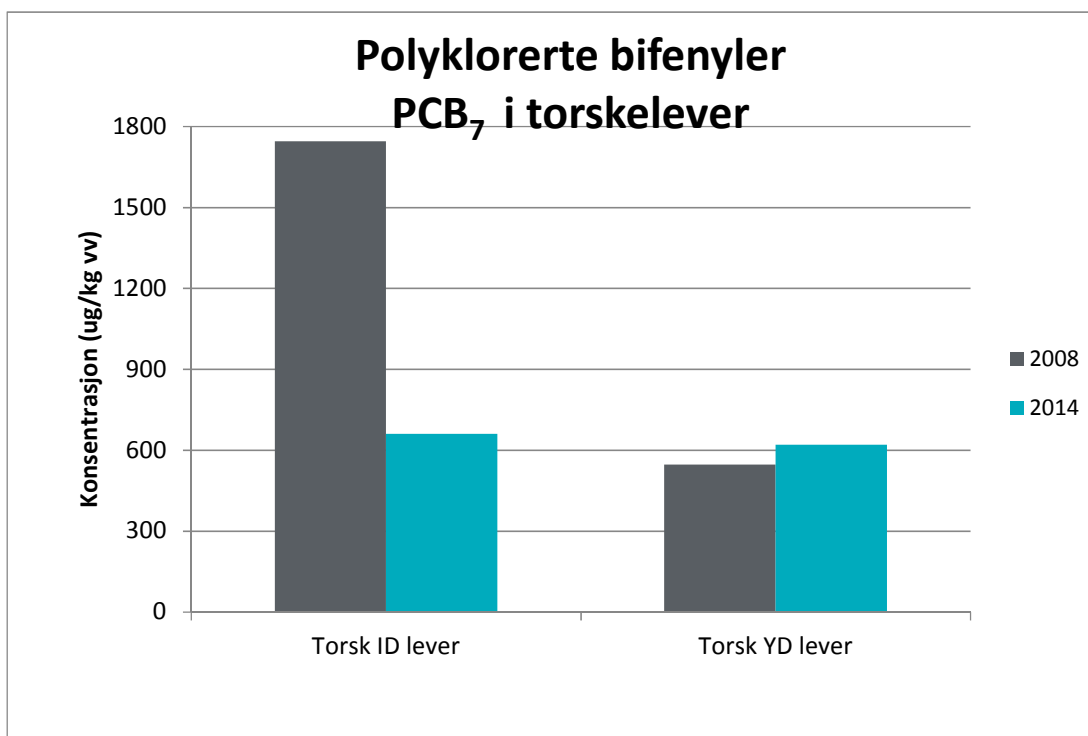
#### 4.6.1.1 Polyklorerte bifenyler

PCB<sub>7</sub> er i 2008 og 2014 målt i prøver fra Indre og Ytre Drammensfjord i muskelfilet fra sjøørret og skrubbe, samt i leverprøver fra torsk. Parameteren er også målt i muskelfilet av torsk fra indre del fjorden. Snittkonsentrasjonene er sammenlignet i Figur 77 og Figur 78.

Sammenligning av gjennomsnittsinhold av PCB i ulike fiskearter viser at konsentrasjonene er forbedret eller omtrent uendret i 4 av 5 prøver. Nivåene detektert i torsk og skrubbe fra indre del av fjorden ligger i 2014 innenfor tilstandsklasse I (jf. TA-1467/1997). I prøvene fra skrubbe fra ytre del, der det er en betydelig økning i PCB-nivå, ligger i tilstandsklasse II i 2014.



Figur 77: Snittkonsentrasjon av PCB<sub>7</sub> i ulike fiskearter fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden.



Figur 78: Snittkonsentrasjon av PCB<sub>7</sub> i leverprøver fra torsk fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden.

Figur 78 viser at det er en reduksjon i PCB<sub>7</sub>-nivåene i torskelever fra indre del av fjorden, hvor konsentrasjonen er gått fra tilstandsklasse III til II (jf. TA-1467/1997). Leverprøvene fra ytre del har en liten økning i 2014, men konsentrasjonene i begge årstallene tilsvarer tilstandsklasse II.

Det ble også tatt prøver av fisk (filet og lever) i Drammensfjorden i 1991 og 2005 for analysering av PCB, gitt i Tabell 18.

Tabell 18: Konsentrasjoner av PCB filetprøver fra fisk fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden

Fangstår	Art	Sum PCB <sub>7</sub> (mg/kg vv)
2005 (NIVA 2005) Snitt av 5 blandprøver à 5 individer.	Ørret muskelfilet (ID)	5,48 ± 1,16
	Torsk muskelfilet (ID)	3,65 ± 3,17
1991 (NIVA 1993) Snitt av 5 blandprøver à 5 individer.	Skrubbe muskelfilet (ID)	3,8 ± 2,0
	Ørret muskelfilet (ID)	23,6 ± 17,7
	Ål muskelfilet (YD)	73 ± 38
	Torsk lever (ID)	3068 ± 1670
	Torsk lever (YD)	448 ± 223

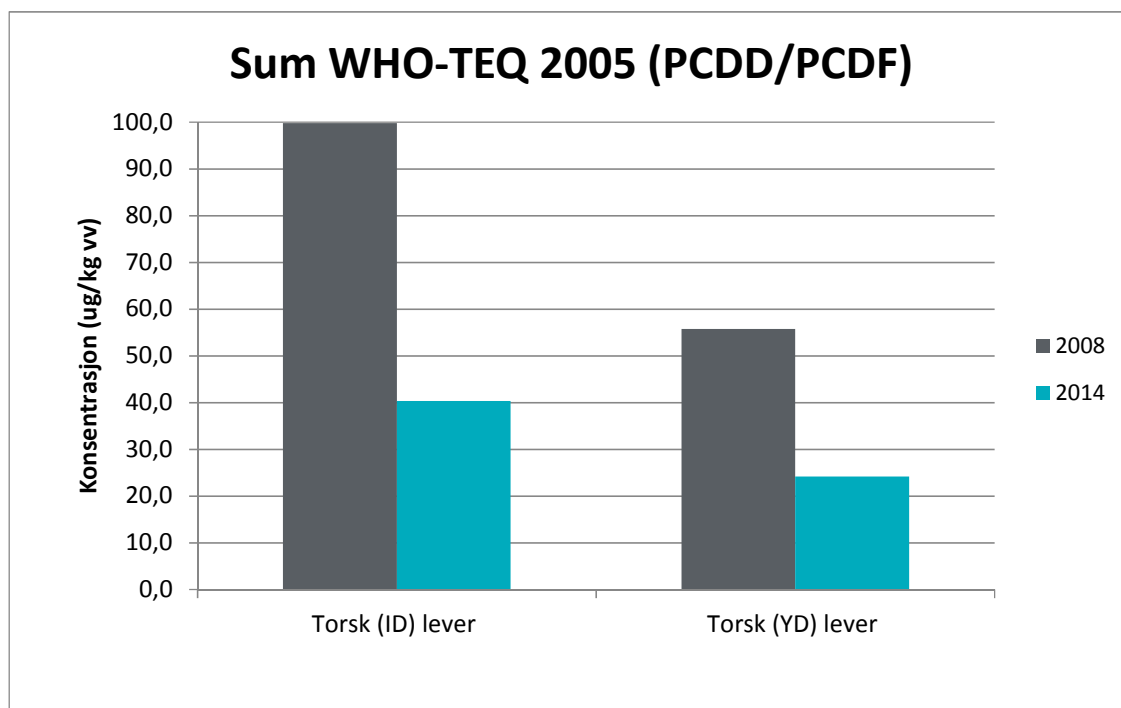
Torsk, ørret og skrubbe er artene som er aktuelle for sammenligning med undersøkelsen gjennomført de senere årene. Torsk (ID) ble fisket i 2005 og skrubbe (YD) i 1991, mens det ble fisket ørret (ID) i begge årene.

Konsentrasjonen av skrubbe hadde i 1991 nokså lik konsentrasjonen målt i indre del av fjorden i 2008 og 2014, hvorav alle konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I.

Sammenligning av alle årstallene ørret er prøvetatt i indre del av fjorden viser at den høyeste konsentrasjonen målt i 1991 og den laveste konsentrasjonen målt i 2005.

#### 4.6.1.2 Dioksiner

Konsentrasjonen av dioksiner og de dioksinliknede PCB-forbindelsene (mono-orto og non-orto PCB), er omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) og oppgitt i sum WHO-TEQ 2005 (PCDD/PCDF). Snittkonsentrasjon i leverprøver fra torsk er vist Figur 79.



Figur 79: Snittkonsentrasjon i leverprøver fra torsk fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden.

Figur 79 viser at det er en reduksjon i nivået av dioksiner og dioksinliknende PCB i leverprøver fra torsk fra 2008 til 2014. I 2008 lå konsentrasjonene i tilstandsklasse III i prøvene fra både indre og ytre del av Drammensfjorden, mens de i 2014 har sunket og ligger i tilstandsklasse II i ytre del. I indre del av fjorden ligger nå konsentrasjonene på grensen mellom tilstandsklasse II og III (men fortsatt innenfor tilstandsklasse III; jf. TA-1467/1997).

I tillegg til leverprøvene vist i Figur 79, er det målt dioksiner og dioksinliknede PCB-forbindelser i skrubbe fra indre og ytre del av Drammensfjorden i 2008 og 2014. Disse dataene er ikke inkludert i figuren over. Dette på grunn av det kun er en prøve i 2014 hvor det ble målt enkeltforbindelser over kvantifiseringsgrensen. Dette gjelder en blandprøve fra Ytre Drammensfjorden, hvor konsentrasjonen til gjengjeld er målt i tilstandsklasse IV. I 2008 er snittkonsentrasjonen i skrubbe tilsvarende tilstandsklasse III i prøvene fra både Ytre og Indre Drammensfjord.

Konsentrasjonene av dioksiner og dioksinliknende PCB i muskelfilet av skrubbe, ål og sjøørret, omregnet til toksiske dioksinekvivalenter, lå under EUs gjeldende omsetningsgrense i undersøkelsen fra 2008. Muskelprøver av skrubbe var markert forurenset (tilstandsklasse II) av dioksiner og dioksinliknende PCB gjeldene for alle blandprøvene. En blandprøve av lever av torsk var markert sterkt forurenset, mens de resterende blandprøvene tilsvarte tilstandsklasse II.

Resultater fra fisk samlet inn i 2014 tyder på en forbedring i forurensningsnivå av disse forbindelsene. Konsentrasjonene i muskelprøver fra skrubbe var generelt under deteksjonsgrensen, tilstandsklasse I, med unntak av en blandprøve som lå i tilstandsklasse IV, sterkt forurenset. Leverprøver fra torsk var i tilstandsklasse II- III.

Dioksiner og dioksinliknede PCB-forbindelser ble også målt 1991 i leverprøver av tosk, gitt i Tabell 19

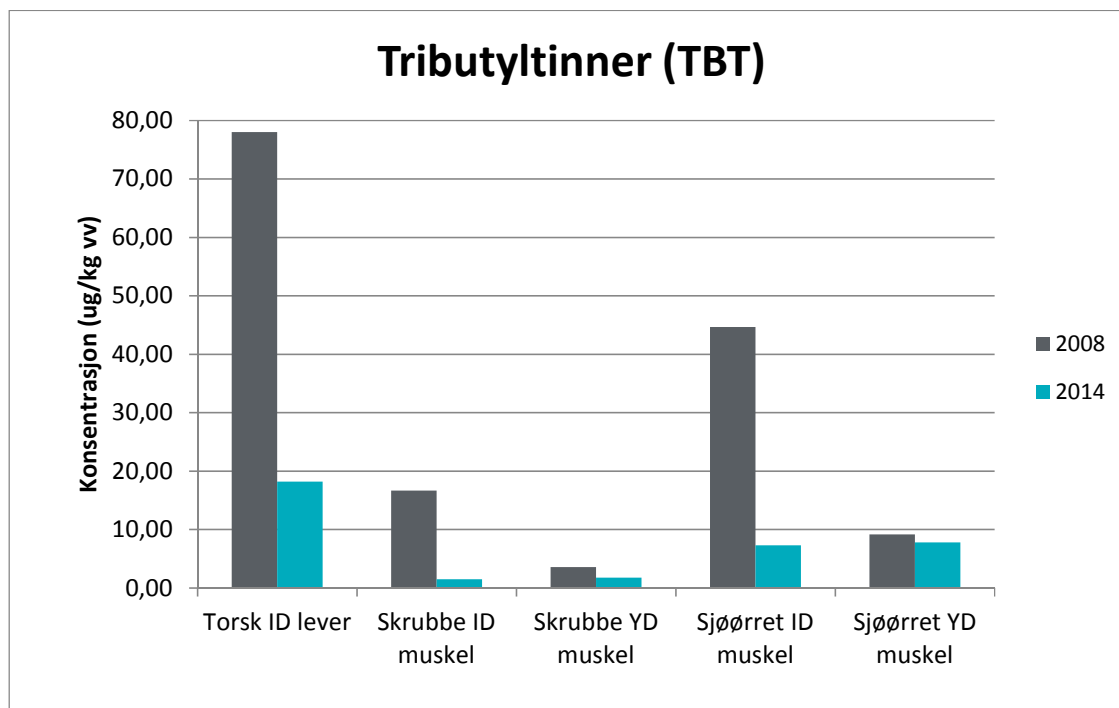
Tabell 19: Konsentrasjoner av dioksiner (PCDD/PCDF), målt i 1991.

Fangstår	Art	Sum PCDD/PCDF TE, µg/g våtvekt	
1991 (NIVA 1993) En prøve	Torsk lever (ID)	0,119	
	Torsk lever (YD)	0,0635	

De toksiske dioksinekvivalenter i prøvene fra indre og ytre del av fjorden tilsvarer henholdsvis tilstandsklasse IV og III. Dette tilsier en økning i indre del av fjorden og en reduksjon i ytre del av fjorden fra 1991 til 2008. Det påpekes at analysene kun er foretatt på en enkelt prøve i 1991 og at det derav vil være store usikkerheter i disse dataene.

#### 4.6.1.3 Tinnorganiske forbindelser

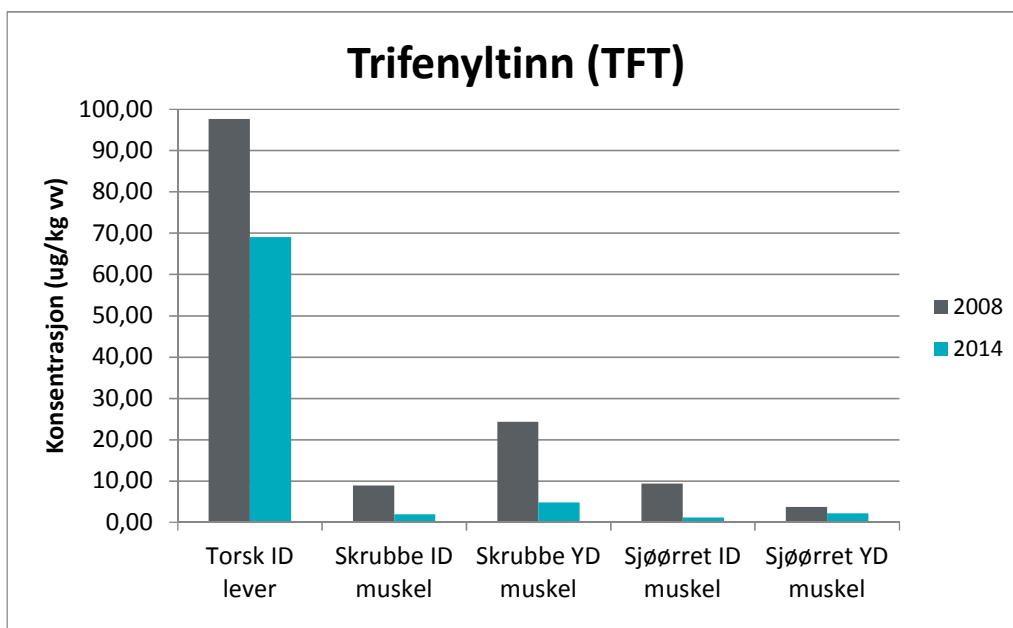
Konsentrasjon av enkelte tinnorganiske forbindelser er sammenlignet i Figur 80 til Figur 82.



Figur 80: Snittkonsentrasjon av TBT i ulike fiskearter fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden.

Snittkonsentrasjonene for tributyltinn (TBT) viser en reduksjon fra 2008 til 2014, med den største reduksjonen i sjørørret fra indre del av fjorden. Generelt sett viser prøvene fra indre fjord en større reduksjon enn fra den ytre delen. Den høyeste konsentrasjonen er funnet i leverprøvene.

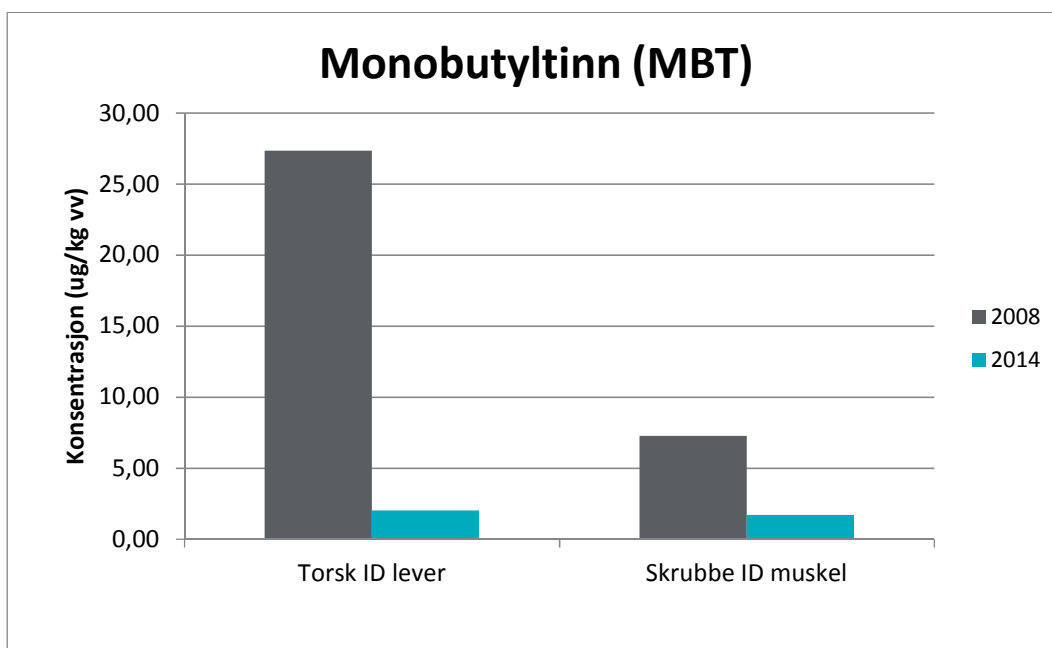




Figur 81: Snittkonsentrasjon av TFT i ulike fiskearter fra indre og ytre del av Drammensfjorden.

Resultat viser en reduksjon av trifenylytinn (TFT) fra 2008 til 2014. Den høyeste konsentrasjonen er funnet i leverprøvene for begge årene. Størst reduksjon er funnet i skrubbe fra indre del av fjorden. Generelt sett viser prøvene fra indre fjord en større reduksjon sammenlignet med ytre del av fjorden.

Snittkonsentrasjonen for Monobutyltinn (MBT) er vist i Figur 82, hvor dataene som er vurdert sammenlignbare er fremstilt. MBT-konsentrasjonen er i 2008 under deteksjonsgrensen i sjøørret fra indre og ytre fjord, samt i skrubbe fra indre fjord. Det påpekes at deteksjonsgrensen i 2008 er relativt høy (6-8 µg/kg), sammenlignet med 2014 (1 µg/kg). Dette gjør det vanskelig å sammenligne dataene i prøvene som i 2014 er detektert i konsentrasjoner som er under deteksjonsgrensen gjeldende for 2008.



Figur 82: Snittkonsentrasjon av MBT i ulike fiskearter fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden.

Figur 82 viser at det er en reduksjon i prøvene som er sammenlignet. Det er målt relativt like konsentrasjoner i leverprøve fra torsk og i filetprøve fra skrubbe i 2014, men derimot viser data fra 2008 stor variasjon.

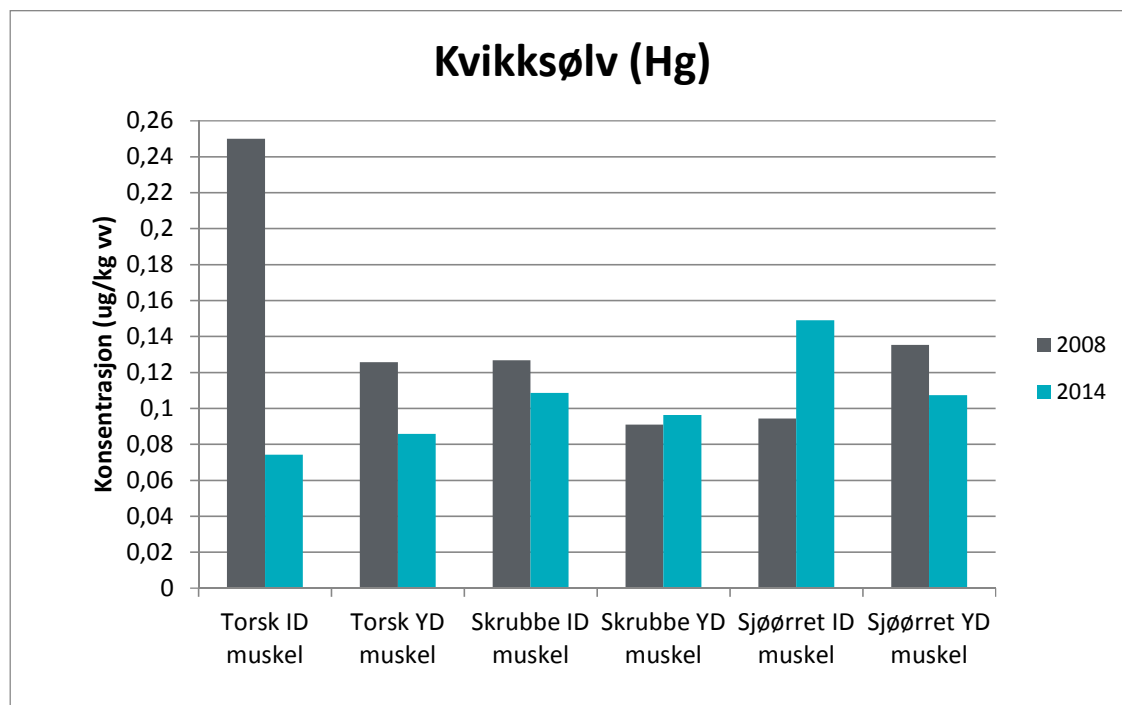
Monofenyltinn (MTF) og difenyltinn (DFT) er under deteksjonsgrensen i samtlige prøver i både 2008 og 2014. Dette med unntak av leverprøvene fra Indre Drammensfjord. Det er en reduksjon i innhold av MTF fra 2008 til 2014, mens DFT-nivået derimot viser en økning.

Innhold av Dibutyltinn (DBT) er under deteksjonsgrensen i alle prøvene i 2008 med unntak av to leverprøver. I 2014 er DBT påvist i leverprøver fra torsk fra både indre og ytre deler av Drammensfjorden, samt i skrubbe muskelfilet fra ytre fjord. Om det er skjedd noen endring, er likevel usikkert da deteksjonsgrensen i 2008 var 8-24 µg/kg, og selv om det er påvist DBT i 2014 ligger snittkonsentrasjonene likevel under deteksjonsgrensen fra 2008 (med unntak av to leverprøver).

Samlet sett viser resultatene at tinnorganiske forbindelser er gått noe ned fra 2014 til 2008. Men resultatene av tinnorganiske forbindelser fra 2008, viser store variasjoner i konsentrasjonsmønstre og sammensetning mellom områder og arter som var vanskelig å forklare. Det samme gjelder for 2014. I 2008 dominerte TBT i prøver fra Indre Drammensfjord, mens TFT dominerte i prøvene fra ytre område. Noen slik trend er ikke klar i data fra 2014, selv om TBT er dominerende i prøver av muskel fra torsk fra indre område, sammenlignet med ytre.

#### 4.6.1.4 Kvikksølv

Gjennomsnittskonsentrasjonene av kvikksølv er grafisk gitt i Figur 83 for sammenligning av data fra 2008 og 2014.



Figur 83: Gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv i ulike fiskearter fra indre (ID) og ytre (YD) del av Drammensfjorden.

Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv viser generelt sett en reduksjon fra 2008 til 2014. Dette med unntak av sjørørret fra indre del av fjorden der det er en økning, samt skrubbe fra ytre del av fjorden som har tilnærmet lik konsentrasjon i 2008 og 2014. I 2008 tilsvarende snittkonsentrasjonen i torsk tilstandsklasse II, mens konsentrasjonen målt i 2014 er i tilstandsklasse I.

I undersøkelsen fra 2008 lå konsentrasjonene av kvikksølv i muskelfilet i gjennomsnitt under EUs omsetningsgrense, og kun i et fåtall store individer av abbor var omsetningsgrensen overskredet. I 2014-undersøkelsen er det ikke undersøkt kvikksølvkonsentrasjoner i abbor, men i de andre artene er de målte konsentrasjonene under grenseverdi for distribusjon.

Det ble også tatt prøver av muskelfilet fra fisk i Drammensfjorden i 1991, 2001 og 2005 for analysering av kvikksølv, gitt i Tabell 20.

Tabell 20: Konsentrasjoner av kvikksølv i muskelfilet fra ørret, abbor, skrubbe og torsk i 1991, 2001 og 2005.

Fangstår	Art	Hg, mg/kg
2005 (NIVA 2005) Snitt av 5 individuelle prøver	Ørret muskelfilet (ID)	0,17 ± 0,0
2001 (NIVA 2001) Snitt av 25 individuelle prøver	Abbor muskelfilet (ID)	0,44 ± 0,61
1991 (NIVA. 1993) Snitt av 5 blandprøver à 5 individer	Abbor muskelfilet (ID)	0,10 ± 0,03
	Skrubbe muskelfilet (ID)	0,08 ± 0,03
	Ørret muskelfilet (ID)	0,09 ± 0,03
	Torsk muskelfilet (ID)	0,15 ± 0,09
	Torsk muskelfilet (YD)	0,05 ± 0,02

Torsk, ørret og skrubbe er artene som er aktuelle for sammenligning med undersøkelsen gjennomført de senere årene. I 2005 ble det målt kvikksølv i ørret (ID), og i 1991 ble det målt i skrubbe (ID), ørret (ID) og torsk (YD, ID). Konsentrasjonen målt i ørret økte fra 1991 til 2005. Fra 2005 til 2008 sank konsentrasjonen for så å øke igjen i 2014. I skrubbe ble det i 1991 målt noe lavere konsentrasjon enn det som ble målt i undersøkelse utført i 2008 og 2014. I 2005 ble det målt konsentrasjoner av torsk tilsvarende tilstandsklasse I og II i henholdsvis ytre og indre del av fjorden. Dette tilsier at det har vært en forbedring av prøvene fra indre del av fjorden fra 1991 til 2014. I den ytre delen av fjorden har tilstanden blitt forverret fra 1991 til 2008 for så å bli forbedret igjen i 2014.

#### 4.6.2 Strandkrabber

Strandkrabber er sist prøvetatt i 2009, 2011 (NGI/DNV) og 2015 (Norconsult) i Indre Drammensfjord. Strandkrabbe er ikke relevant ift. kostholdsråd, da de normalt ikke blir brukt til mat. Strandkrabbe beiter på bunnorganismer og er viktig føde for fisk, som torsk. Den vil derfor være relevant ift. bioakkumulering av miljøgifter i næringskjeden i fjorden. Strandkrabber ble prøvetatt på de samme stasjonene i 2009, i 2011 og 2015, vist i Figur 84.



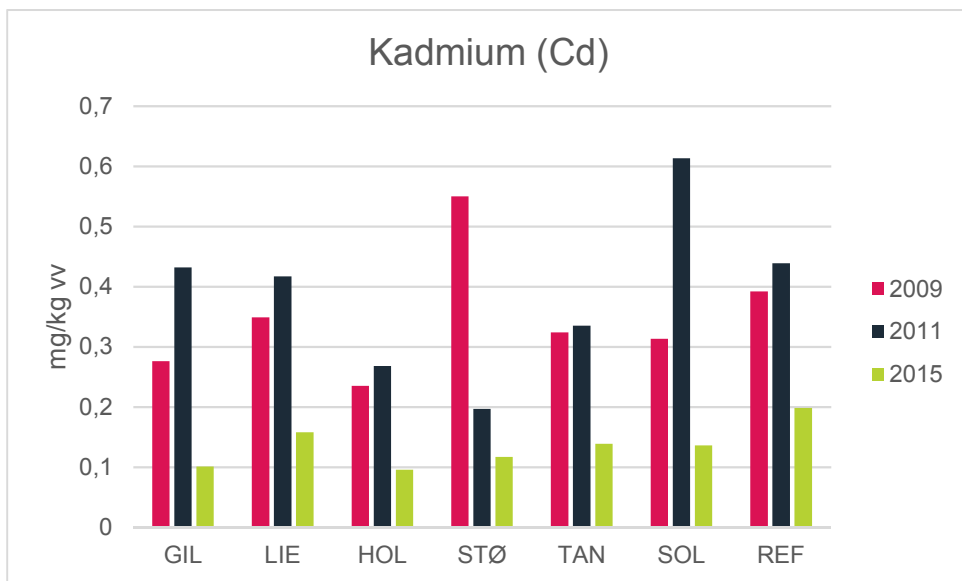
Figur 84. Stasjoner prøvetatt i 2009, 2011 og 2015.

Prøver av strandkrabbe er analysert som blandprøver av innmaten fra hver stasjon. Metodikk for innsamling har vært lik for de tre årene der strandkrabbe er prøvetatt. Tidspunkt på året har variert noe, men har vært i perioden juni til høst.

Prøvene ble i 2015 analysert for bly, kadmium, kobber, sink, tinnorganiske forbindelser og klorerte pesticider (inkl. DDT). For to av stasjonene er også PFOS/ PFOA og bromerte flammehemmere analysert i prøvematerialet. Fett- og tørrstoffinnhold ble også analysert som støtteparametere. Resultatene fra 2009, 2011 og 2015 er vist grafisk i figurer for parameterne som er hensiktsmessig for sammenligningen. For de øvrige parametere som det er analysert for i strandkrabbe, henvises det til rapportene NGI/DNV (2012) og Norconsult (2015b).

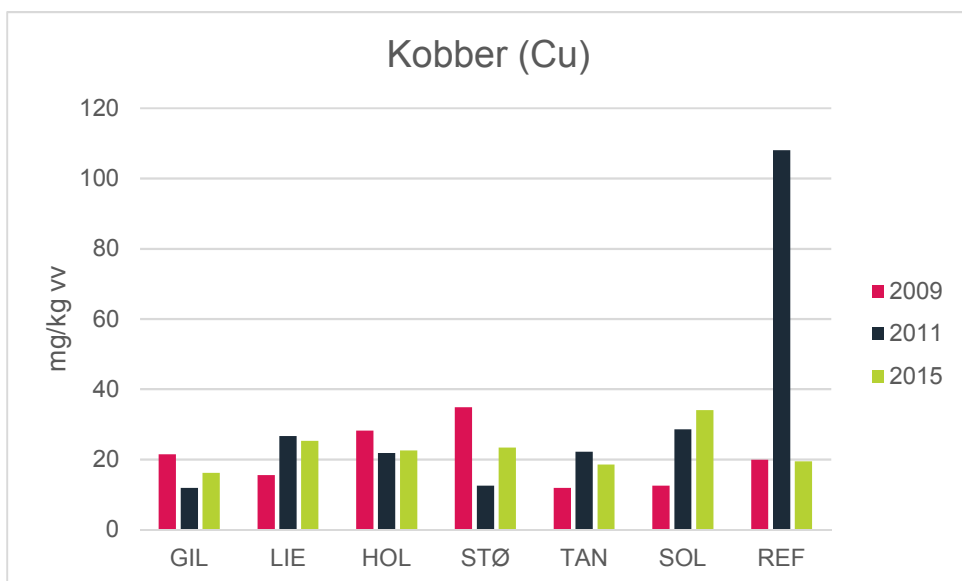
#### 4.6.2.1 Metaller

Konsentrasjonen av metallene kadmium (Cd), kobber (Cu) og bly (Pb) i strandkrabbe er vist grafisk nedenfor i Figur 85 til Figur 87.



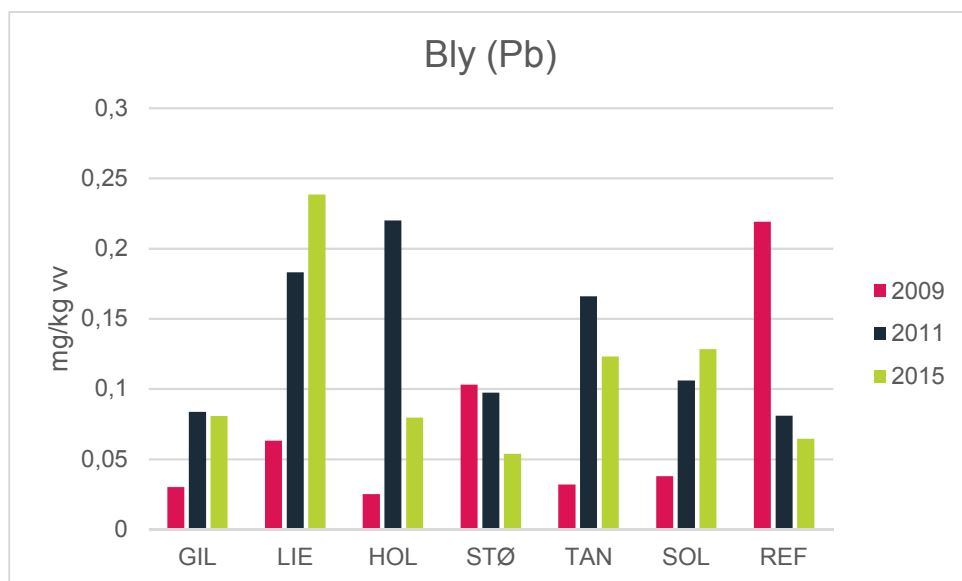
Figur 85. Analyseresultater av kadmium (Cd) i innmat fra strandkrabbe (2009, 2011 og 2015).

Resultatene viser at konsentrasjonen av kvikksølv i strandkrabber økte fra 2009 til 2011 ved alle stasjoner, med unntak av stasjon «Strømsølpøpet» (STØ). Undersøkelsen utført i 2015 viser en reduksjon ved samtlige stasjoner.



Figur 86. Analyseresultater av kobber (Cu) i innmat fra strandkrabbe (2009, 2011 og 2015).

Figur 86 viser variasjoner av konsentrasjonsmønstre mellom områdene fra 2009 til 2015. Bildet er ikke særlig tydelig med variasjon i sammensetning mellom områder og årstall, men konsentrasjonene er generelt sett nokså like.



Figur 87. Analyseresultater av bly (Pb) i innmat fra strandkrabbe (2009, 2011 og 2015).

Figur 87 viser at konsentrasjonen av bly er lavest i 2009 ved 5 av 7 stasjoner. Konsentrasjonen har økt fra 2009 til 2011 med unntak av «Stømsløpet» (STØ) og referansestasjonen.

Sammenligning av undersøkelsen utført i 2015 med tidligere år viser ikke noe tydelig bildet av konsentrasjonsmønstre. Blykonsentrasjonen har i noen tilfeller gått ned fra 2011 og i noen tilfeller gått opp.

#### 4.6.2.2 DDT og andre klorerte pesticider

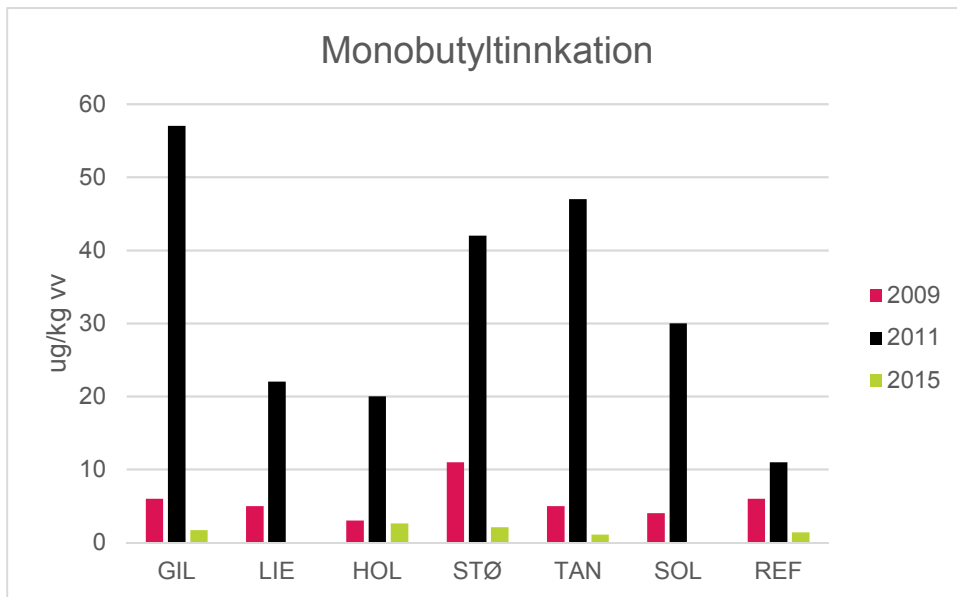
Nivået av o,p-DDE kan se ut til å ha gått ned på flere stasjoner i 2015, sammenlignet med 2009 og 2011. I 2015 ble det ikke målt o,p-DDE over deteksjonsgrensen, men derimot er forbindelsen påvist i prøver fra alle strandkrabbestasjonene i Drammensfjorden i 2009 og 2011.

Forbindelsene p,p'-DDT, o,p'-DDT og o,p'-DDD er under deteksjonsgrensen alle årene prøvetatt. Det påpekes at deteksjonsgrensen er betydelig lavere i 2015 (0.0004 ug/kg vv) sammenlignet med 2009 og 2011 (1 ug/kg vv).

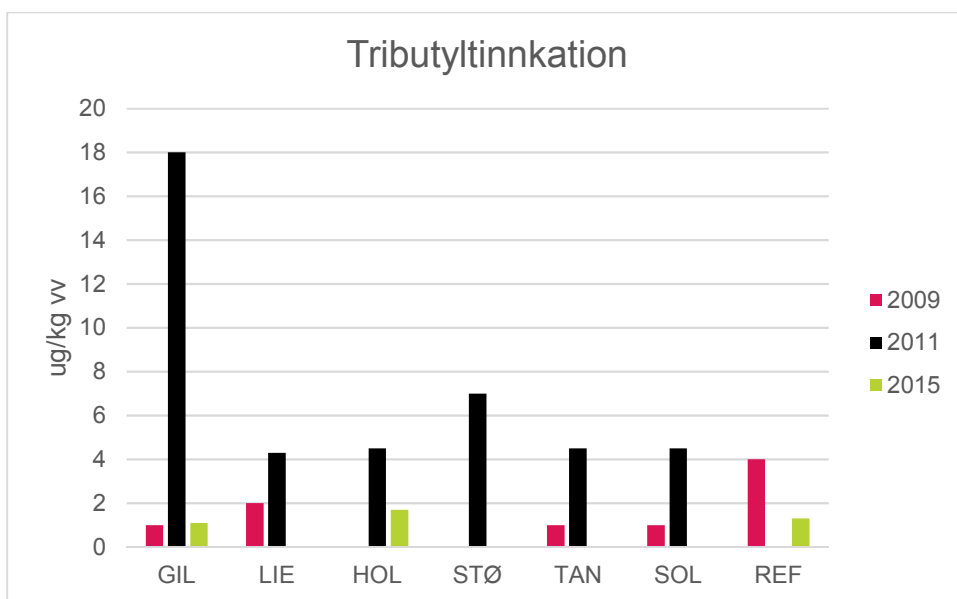
#### 4.6.2.3 Tinnorganiske forbindelser

Resultater av monobutyltinn og tributyltinn (TBT) er vist grafisk i Figur 88 og Figur 89. Ved enkelte områder og årstall mangler det grafisk fremstilling og dette er tilfelle hvor konsentrasjoner er under deteksjonsgrense.





Figur 88: Analyseresultater av monobutyltinn i inmat fra strandkrabbe (2009, 2011 og 2015).

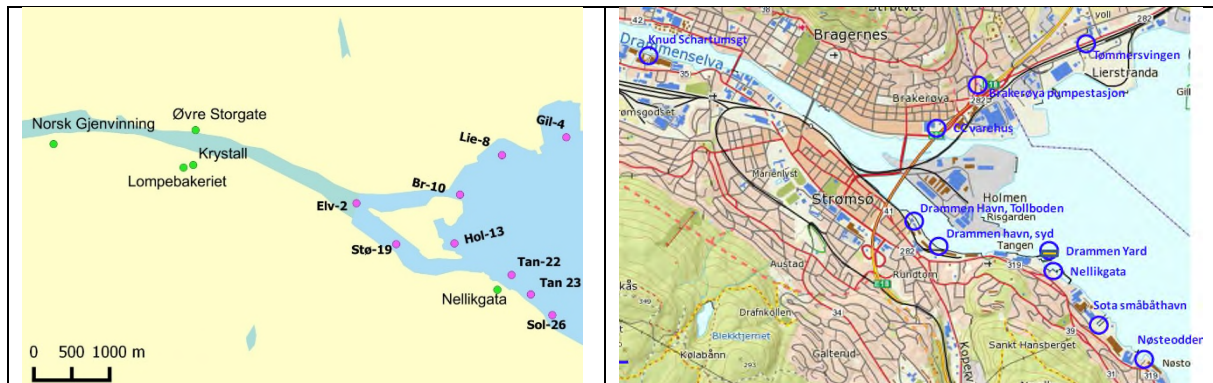


Figur 89: Analyseresultater av tributyltinn i inmat fra strandkrabbe (2009, 2011 og 2015).

Analyseresultatene av tinnorganiske forbindelser viser at konsentrasjonen stiger i 2011 for så å synke igjen i 2015. Dette med unntak av referansestasjonen hvor den høyeste konsentrasjonen av TBT er målt i 2009. Sammenligning av dataene i 2009 mot 2015 viser at konsentrasjonen generelt sett er redusert eller uendret, med unntak av Holmen, hvor den laveste TBT konsentrasjonen er målt i 2009.

## 4.7 Kildesporing

Det er gjennomført flere undersøkelser av forurensning i overvannsystemet i Drammensområdet for å søke etter forureningskilder (2005, 2012, 2014) (NGI 2013; Norconsult 2015). Hensikt med kildesporing er å søke etter lokale, aktive kilder til forurensning av Drammensfjorden. Undersøkelsen utført i 2012 dekker de samme områdene som undersøkelsen utført i 2005, men undersøkelsen utført i 2014 dekker andre områder. Det er kun kummen ved Nellikgata som er undersøkt i alle 3 årene. Undersøkelsen utført i 2012 konkluderte med at tilførselen i hovedsak er av samme kvalitet som i 2005. Det henvises til Norconsult Årsrapport 2014 og NGI miljøovervåkningsrapport (2013) for valg av prøvetakingsposisjoner. Plasseringen av overvannskummene prøvetatt er vist i Figur 90.



Figur 90. Plassering av prøvetatte overvannskummer for kildesporing (prøvetakingen utført i 2014 er vist i bildet til venstre, prøvetakingen utført i 2012 er vist i bildet til høyre).

Målte konsentrasjoner i sediment i 2014 fra overvannskummene er vist i Tabell 21. Konsentrasjonene er klassifisert etter grenseverdier for sediment i saltvann (TA2229/2007). Det er kun miljøgifter klassifisert som er inkludert i tabellen. For fullstendige analyseresultater, henvises det til Norconsult årsrapport 2014.

Tabell 21: Konsentrasjoner i sediment i overvannskummer. Klassifisert i henhold til TA-2229/2007.

Parameter	Enhet	Prøvepunkt				
		Nellikgata	Krystall	Lompebakeriet	Norsk Gjenvinning	Øvre Storgate
Tørrstoff (G)	%	88,8	66,2	70,1	3,7	77,1
TOC	% TS	2,3		0,2		0,58
As (Arsen)	mg/kg TS	4,7		1,7		2,4
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	0,3		0,13		0,14
Cr (Krom)	mg/kg TS	32		37		23
Cu (Kopper)	mg/kg TS	54		19		335
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	0,15		<0,10		<0,10
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	21		25		15
Pb (Bly)	mg/kg TS	24		5,3		20
Zn (Sink)	mg/kg TS	335		60		117
Naftalen	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Acenaften	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Fluoren	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Fenantren	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Fluoranten	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Pyren	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Benso(a)antracen^	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Krysen^	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Benso(b)fluoranten^	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Benso(k)fluoranten^	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Benso(a)pyren^	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Dibenso(ah)antracen^	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050
Benso(ghi)perylen	mg/kg TS	0,079		<0,050		<0,050
Sum PAH-16	mg/kg TS	0,079		n.d.		n.d.
Sum PCB-7	mg/kg TS	n.d.		0,0147		n.d.
Tributyltinnkation (TBT)	µg/kg TS	74	70	36		<1,0
1,2,3-Triklorbensen	mg/kg TS	<0,010		<0,010		<0,010
1,2,4-Triklorbensen	mg/kg TS	<0,010		<0,010		<0,010
1,3,5-Triklorbensen	mg/kg TS	<0,010		<0,010		<0,010
Pentaklorbensen	mg/kg TS	<0,050		<0,050		<0,050

I 2015 viste analyseresultatene av metaller, PAH<sub>16</sub> og PCB<sub>7</sub> at målte konsentrasjoner stort sett er under tilstandsklasse I eller II bortsett fra i følgende i tilfeller: Av metallene var det kobber som oversteg grenseverdi ved stasjonene Nellikgata og Øvre Storgate med konsentrasjoner tilsvarende henholdsvis tilstandsklasse III og V. Analyseresultatene av organiske miljøgifter viste at kun to av de målte parameterne var over grenseverdi, herunder Benso(ghi)perylen med konsentrasjoner i tilstandsklasse IV i Nellikgata, og TBT er i tilstandsklasse IV i Nellikgata, Krystall og Lompebakeriet. Konsentrasjonene av resterende målte parametere var i tilstandsklasse I og II, eller hadde for høy kvantifiseringsgrense til å kunne skille mellom tilstandsklasser, eller kunne ikke klassifiseres da det ikke finnes tilstandsklassegrenser i veileder TA 2229/2007.

TBT, kobber og Benso(ghi)perylen viste også i 2012 overskridelse av grenseverdi. Ved å se på resultatene fra Nellikgata, viste forbindelsene lavere overskridelse av grenseverdi i 2015 sammenlignet med 2012, hvor konsentrasjonene av kobber og TBT tilsvarte tilstandsklasse V.

## 5 Oppsummering av hvert delområde

Under følger en oppsummering av miljøgiftresultater fra undersøkelse av sediment, vann og biota i de ulike delområder.

For sediment er hovedfokus lagt på målingene fra 2015 (dvs. de siste målte konsentrasjoner) i overflatesediment (0-5 cm) og sedimenterende materiale, men dataene er også diskutert mot underliggende sediment (5-10 cm). Sedimentasjonsrate er tatt med for å gi informasjon om tildekkingsgrad.

For miljøgiftene i vann, er det fokusert på organiske og uorganiske forbindelser som er potensielt problematiske. Miljøgifter i vann er generelt sett ikke ansett som et problem basert på analyseresultatene i 2015, da parameterne målt hovedsakelig ligger i tilstandsklasse I og II, med unntak av noen parametere (bly, sink og kobber) som har konsentrasjoner over grenseverdi ved enkelte stasjoner. Endringer i miljøgiftkonsentrasjon gjennom tid er vist i Vedlegg 3.

For biota er det kun krabbeundersøkelsene som er vurdert pr. delområde. Resultatene fra fiskeundersøkelsen kan ikke direkte linkes til de ulike delområdene, da fiskene ikke er stedegne.

### 5.1 Gilhusbukta

#### 5.1.1 Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale

I Gilhusbukta er det hovedsakelig TBT- og PAH-forbindelser, spesielt benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3-cd)pyren, som har vært problematisk de senere år (klassifisert etter TA-2229/2007).

TBT-konsentrasjon er stort sett i tilstandsklasse moderat (III) i bunnsedimentet og sedimenterende materiale med unntak av bunnsedimentet i Gil-5 hvor tilstanden er i tilstandsklasse IV (dårlig). I sedimentet viser omtrent halvparten av innsamlede stasjoner en økende konsentrasjon oppover i sedimentet fra 5-10 cm til 0-5 cm.

Benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3-cd)pyren er i tilstandsklasse dårlig (IV) i tilnærmet alle bunnsedimentprøver innhentet i 2015 og i sedimenterende materiale i 2014 og 2015. Det er med unntak av en stasjon (Gil-5) en nedgang i konsentrasjon av benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3-cd)pyren i 2015 mellom sedimentdyp 5-10 cm og 0-5 cm.

Sedimentasjonsraten er fra 2008-2011 beregnet til å være  $5,9 \pm 2,6$  (NGI/DNV, 2012) og  $3,5 \pm 0,7$  fra 2013-2015.

#### 5.1.2 «Klassiske miljøgifter» i vann

I overflatevann og bunnvann i Gilhusbukta er årlig gjennomsnittlig TBT-konsentrasjon under eller like over kvantifiseringsgrensen (1 ng/L) gjennom hele overvåkingsperioden. Den høyeste konsentrasjonen på 1,3 ng/L er målt i overflatevannet i 2010.

PCB<sub>7</sub>-konsentrasjonene i bunnvannet (målt med POM) i Gilhusbukta viser en svak økning frem til 2014 og deretter en nedgang til 2015. PAH<sub>16</sub>-konsentrasjonene viser en betydelig økning i konsentrasjonen fra 2009 til 2010-2013 og deretter synker konsentrasjonen i 2014 for så å stige i 2015. Det finnes ingen effektbaserte tilstandsklasser for PCB<sub>7</sub> eller PAH<sub>16</sub> i vann.

Konsentrasjonen av kobber (årlige gjennomsnittsverdier) går ned fra 2009 til 2015. I overflatevannet ble konsentrasjonen redusert fra tilstandsklasse III (markert forurenset) til tilstandsklasse II (moderat forurenset) og i bunnvannet fra tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) til tilstandsklasse II (god tilstand).

Alle målingene av kvikksølv er under kvantifiseringsgrensen på 0,002 µg/l, med unntak av 2011 hvor konsentrasjonen tilsvarer tilstandsklasse III (moderat tilstand). Generelt sett er konsentrasjonen av uorganiske miljøgifter redusert fra 2009 til 2015 i både overflatevann og bunnvann. Dette med unntak av kvikksølv og kadmium som har relativ lik konsentrasjon i alle årene.

### 5.1.3 Miljøgifter i strandkrabber

I strandkrabber fra Gilhusbukta er konsentrasjonen av kadmium redusert i 2015 sammenlignet med tidligere prøvetakningsår (2009 og 2011). Konsentrasjonen av kobber målt i 2015 er høyere enn hva som ble målt i 2011, men lavere enn det som er målt i 2009. Blykonsentrasjonen er økt fra 2009 til 2011 og er omtrent uendret i 2015. TBT har omtrent lik konsentrasjon i 2015 som i 2009, men i 2011 er konsentrasjonen betydelig høyere.

Det er analysert for PAH<sub>16</sub> og PCB<sub>7</sub> i strandkrabber i 2009 og 2011, men ikke i 2015. PCB viser en økning i konsentrasjonen av PCB<sub>7</sub> i strandkrabber fra 2009 til 2011, mens PAH<sub>16</sub> er under kvantifiseringsgrensen begge årene.

## 5.2 Lierstranda

### 5.2.1 Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale

Lierstranda er et område som har over lenger tid har hatt forhøyede konsentrasjoner av kreosot, metaller, olje, PAH og PCB på land og i sjø, men flere oppryddings tiltak er gjennomført begge steder de senere år.

Overvåkingen i 2015 har vist at Lierstranda fremdeles har forhøyede konsentrasjoner av TBT både i sediment og sedimenterende materiale, hovedsakelig i tilstandsklasse IV. I omtrent halvparten av prøvetatte stasjoner er det en økning av TBT mellom underliggende (5-10 cm) og overliggende (0-5 cm) sediment. Men i sedimenterende material er konsentrasjonen gått ned fra 2014 til 2015.

2015-prøvene fra Lierstranda viser forhøyede verdier av tyngre PAH-forbindelser, som benzo(ghi)perylene, benzo(a)antracen og Indeno(1,2,3-cd)pyren i både sediment og sedimenterende materiale, hovedsakelig i tilstandsklasse IV (dårlig). Men bunnsedimentprøvene viser en svak reduksjon i konsentrasjon oppover i sedimentet fra 5-10 cm til 0-5 cm.

I tillegg er det enkelte forhøyede verdier av kobber i to stasjoner (Lie-7 og Lie-9), men det er ingen overskridelser av kobber eller andre metaller i sedimenterende materiale i 2014 eller 2015, Dette med unntak av bly i Lie-8 i 2015 (tilstandsklasse IV). Det er enkelte overskridelser (tilstandsklasse III) av sum PCB<sub>7</sub> i bunnsediment, men ingen forhøyede verdier av sum PCB<sub>7</sub> i sedimenterende materiale.

I Lierstranda er sedimentasjonsraten fra 2008-2011 beregnet til å være 4,6±2,2 (NGI/DNV, 2012) og 3,4±0,8 fra 2013-2015.

### 5.2.2 «Klassiske miljøgifter» i vann

Årlig gjennomsnittlig TBT-konsentrasjon i overflatevann er redusert fra 2009 til 2015 fra tilstandsklassen V (svært dårlig tilstand) til tilstandsklasse III (moderat tilstand). Konsentrasjonene er under eller like over kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L) i perioden 2010 til 2015, med unntak av overflatevannet i 2014 hvor det er målt konsentrasjon i tilstandsklasse IV (dårlig tilstand). I bunnvannet er TBT i tilstandsklasse V (svært dårlig tilstand) i 2009, men etter dette har konsentrasjonen vært lav (dvs. fra 2011-2015 under rapporteringsgrensen).

PCB<sub>7</sub> og PAH<sub>16</sub> viser en jevn reduksjon fra 2010 til 2015. Dette med unntak av PAH<sub>16</sub>-konsentrasjonen målt i 2015 som viser en svak økning sammenlignet med 2014. Det finnes ingen effektbaserte tilstandsklasser for PCB<sub>7</sub> eller PAH<sub>16</sub> i vann.

Kobber viser en reduksjon i vannfasen fra 2008 (overflatevann) og 2009 (bunnvann) til 2014. Konsentrasjonen har gått fra tilstandsklasse III (markert forurenset) (i overflatevann) og tilstandsklasse IV (sterkt forurenset) (i bunnvann) til tilstandsklasse II (moderat forurenset/ god tilstand). I 2015 stiger kobberkonsentrasjon igjen i overflatevannet, mens i bunnvannet er den tilnærmet lik som i 2014. Alle årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv gjennom overvåkingsprosjektet er enten under eller like over kvantifiseringsgrensen på 0,002 µg/l. Generelt sett er konsentrasjonen av uorganiske miljøgifter redusert eller omtrent uendret fra 2009 til 2015 i både overvann og bunnvann.

### 5.2.3 Miljøgifter i strandkrabber

Kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabber fanget ved Lierstranda viser en økning fra 2009 til 2011, for så ha en betydelig reduksjon i 2015. Konsentrasjonen av kobber øker fra 2009 til 2011, hvor konsentrasjonen er tilsvarende som 2015. Bly viser en økning for hvert år prøvetakningen er gjennomført. I 2015 er konsentrasjonen av TBT under kvantifiseringsgrensen, og dette er den laveste konsentrasjonen målt i dette delområdet.

Det er analysert for PAH<sub>16</sub> og PCB<sub>7</sub> i strandkrabber i 2009 og 2011, men ikke i 2015. Analysene av PAH<sub>16</sub> viser en økning i konsentrasjon fra 2009 til 2011. PCB er under kvantifiseringsgrensen begge årene.

## 5.3 Holmen og Strømsløpet

### 5.3.1 Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale

TBT-forurensning i overvannsnettlet har vært et av hovedproblemene i Holmenområdet. I Strømsløpet har det tidligere blitt funnet høye PAH-konsentrasjoner.

I Holmenområdet er det funnet forhøyede konsentrasjoner (tilstandsklasse IV) av kobber i bunnsediment og sedimenterende materiale i 2015. I alle undersøkte bunnsedimentstasjoner er kobberkonsentrasjonen høyere i overflaten (0-5 cm) enn underliggende sediment (5-10 cm). I Strømsløpet er kobberkonsentrasjonen kun forhøyet til tilstandsklasse III i en stasjon (Stø-20: 0-5 cm).

I innsamlede bunnsedimentprøver fra Holmen og Strømsløpet varierer TBT-konsentrasjoner fra tilstandsklasse II-V, men er generelt høyere i underliggende sediment (5-10 cm) enn overflatesedimentet (0-5 cm). I sedimenterende materiale er konsentrasjonen i tilstandsklasse IV både i 2014 og 2015.

I henhold til PAH-forbindelser, viser innsamlede prøver forhøyede konsentrasjoner av benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3-cd)pyren i tilstandsklasse IV i sedimenterende materiale i både 2014 og 2015. De to samme parameterne viser også noen forhøyede verdier i bunnsediment, med gjennomgående høyere konsentrasjoner i underliggende prøver (5-10 cm) enn overliggende (0-5 cm). Stasjonene Hol-13 og Hol-14 har tilnærmet ingen forhøyede konsentrasjoner av enkelt-PAH-forbindelser.

Sedimentasjonsraten i Holmenområdet er beregnet til å være 3,7±1 (NGI/DNV, 2012) og omtrent lik i 2013-2015. I Strømsløpet er raten noe høyere men dette er sannsynligvis ikke reelt, da innsamlede sedimenterende materiale ikke nødvendigvis vil akkumuleres på bunnen av elva grunnet økt vannføring i Drammenselva.



### 5.3.2 «Klassiske miljøgifter» i vann

I overflatevann er årlig gjennomsnittlig konsentrasjonen av TBT redusert fra 2009 til 2015 både i Holmen og Strømsløpet, hvor konsentrasjonen har gått fra tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) til en konsentrasjon under rapporteringsgrensen (0,001 µg/L). Alle målingene i perioden 2010 til 2015 er under eller like over kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L). I bunnvannet er konsentrasjonen høyest i 2008 og 2009, henholdsvis tilstandsklasse V i Holmen og IV i Strømsløpet. Fra 2010 til 2015 er alle målte konsentrasjoner under eller like over kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L).

PCB<sub>7</sub> viser en klar reduksjon fra 2009 til 2015, hvor konsentrasjonen målt i 2015 er betydelig lavere sammenlignet med alle årene hvor prøvetakingen er gjennomført. PAH<sub>16</sub> konsentrasjonen viser en reduksjon siden 2013, men fra 2009 og frem til 2013 er konsentrasjonen økt. Konsentrasjonen målt i 2015 er på samme eller over konsentrasjonen målt i 2009 og indikerer derav uendret forurensningstilstand ved Holmen, men en forverring ved Strømsløpet siden oppstart av miljøovervåkningsprogrammet. Det finnes ingen effektbaserte tilstandsklasser for PCB<sub>7</sub> eller PAH<sub>16</sub> i vann.

Årlig gjennomsnittlig konsentrasjonen av kobber i overflatevann er redusert i 2015 sammenlignet med 2008. Målingene gjennomført i perioden 2008 til 2013 viser ingen tydelig trend. Konsentrasjonen er økt og redusert ved ulike årstall for Holmen og Strømsløpet. Alle årlige gjennomsnittlige konsentrasjoner av kvikksølv er under eller like over kvantifiseringsgrensen på 0,002 µg/l. Trenden for uorganiske miljøgifter viser generelt sett en reduksjon i 2015 sammenliknet med tidligere år i både overvann og bunnvann. Dette med unntak av kvikksølv og kadmium som har relativ lik konsentrasjon i alle årene hvor det er utført målinger.

### 5.3.3 Miljøgifter i strandkrabber

Konsentrasjonen av kadmium er nedadgående fra 2009 til 2015 både i Holmen og Strømsløpet. I begge områder er kobber konsentrasjonen redusert i 2015 sammenlignet med 2009, men konsentrasjonen er økt fra 2011 til 2015. I 2015 er blykonsentrasjonen redusert sammenlignet med tidligere år, med unntak av Strandkrabber fanget ved Holmen i 2009, som innehar den laveste konsentrasjonen i dette området. TBT-konsentrasjonen i 2015 viser er noe høyere ved Holmen enn ved Strømsløpet. Trenden for begge delområdene viser reduksjon av TBT-konsentrasjonen sammenlignet med 2011. Det påpekes at konsentrasjonen av TBT er under kvantifiseringsgrensen i 2009

Det er analysert for PAH<sub>16</sub> og PCB<sub>7</sub> i strandkrabber i 2009 og 2011, men ikke i 2015. PCB<sub>7</sub> konsentrasjonen i 2011 er økt siden 2009, men PAH<sub>16</sub> er ikke detektert over kvantifiseringsgrensen.

## 5.4 Tangenbanken

### 5.4.1 Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale

Det er tidligere blitt funnet høye konsentrasjoner av TBT, PAH og kobber i sedimentet som et resultat av utslipp fra industri, skipsfart og verftsvirksomhet i Tangenbanken. Det er vært gjennomført oppryddingstiltak i forurenset grunn på land, hvor bl.a. masser med store mengder bly, kobber, sink og TBT ble fjernet (Golder, 2011).

I bunnsediment innhentet fra Tangenbanken i 2015 er det til dels høye konsentrasjoner av kobber i tilstandsklasse III og IV. Konsentrasjonene synes generelt høyere i underliggende sediment (5-10 cm) enn overliggende sediment (0-5 cm). I sedimenterende materiale viser Tan-23-stasjonen kobberkonsentrasjon i tilstandsklasse IV i 2015 og III i 2014. Både bunnsediment (2015) og sedimenterende material (2014 og 2015) viser forhøyede konsentrasjoner av enkelte PAH-



forbindelser, spesielt benzo(ghi)perylen og Indeno(1,2,3-cd)pyren, begge i tilstandsklasse IV (dårlig). For TBT viser nesten samtlige bunnsedimentprøver tilstandsklasse V (svært dårlig), men med lavere konsentrasjoner i overflatesediment (0-5 cm) enn underliggende sediment (5-10 cm). Alle undersøkte sedimenterende materialprøver i Tangenbanken i 2014 og 2015 viser tilstandsklasse IV (dårlig) for TBT.

Sedimentasjonsraten i Tangenbanken-området er beregnet til å være  $4,3 \pm 1,6$  (NGI/DNV, 2012) og noe høyere (gjennomsnittlig 6,6 mm/år på målte stasjoner) basert på data fra 2013-2015.

#### 5.4.2 «Klassiske miljøgifter» i vann

I overflatevann viser årlig gjennomsnittlig TBT-konsentrasjon en økning i konsentrasjonen fra 2008 og frem til 2010 med en nedgang fra 2010 til 2011. Målingene i perioden 2011 til 2015 er under eller like over kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L). I bunnvann er TBT-konsentrasjonen stort sett i tilstandsklasse III (moderat tilstand), med konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L) fra 2011-2015.

PCB<sub>7</sub> viser en tydelig reduksjon fra 2009 til 2015. Konsentrasjonene målt i perioden 2010 til 2014 ligger på samme nivå. Derimot er konsentrasjonen av PAH<sub>16</sub> økt siden 2009, hvor den høyeste konsentrasjonen er målt i 2013 etterfulgt av konsentrasjonen målt i 2016.

Kobber viser en gradvis reduksjon gjennom overvåkingsprosjektet, med unntak av 2011(overflatevann) og 2009 (bunnvann), som har konsentrasjoner tilsvarende henholdsvis tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset) og tilstandsklasse IV (dårlig tilstand). I 2015 tilsvarende konsentrasjonen tilstandsklasse II (god tilstand). Alle målingene av kvikksølv er under eller like over kvantifiseringsgrensen på 0,002 µg/l. Generelt sett er konsentrasjonen av uorganiske miljøgifter redusert i 2015 sammenlignet med tidligere år. Dette med unntak av kvikksølv og kadmium som har relativ lik konsentrasjon i alle årene hvor det er utført målinger. Sistnevnte har i 2011 en høy konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse IV (sterkt forurenset) i overflatevannet.

#### 5.4.3 Miljøgifter i strandkrabber

Konsentrasjonen av kadmium, bly og kobber er redusert i 2015 sammenlignet med 2011. Derimot er konsentrasjonene av de uorganiske miljøgiftene lik eller økt i 2015 sammenlignet med 2009, med unntak av kadmium, hvor den laveste konsentrasjonen er målt i 2015. TBT-konsentrasjonen er under kvantifiseringsgrensen i 2015 og rett over i 2009. Den høyeste konsentrasjonen er målt 2011. I 2015 er konsentrasjonen av TBT under kvantifiseringsgrensen, og dette er den laveste konsentrasjonen målt i dette delområdet.

Det er analysert for PAH<sub>16</sub> og PCB<sub>7</sub> i strandkrabber i 2009 og 2011, men ikke i 2015. PCB<sub>7</sub> viser en økning i strandkrabber, men PAH<sub>16</sub> viser ingen endring hvor begge analyseresultatene er under kvantifiseringsgrensen.

### 5.5 Solumstrand

#### 5.5.1 Miljøgifter i sediment og sedimenterende materiale

Området huser Solumstrand renseanlegg, Solumstrand lystbåthavn og Nøsted brygge. Det er noe forurensede masser på land. I sediment er det funnet moderate til lave konsentrasjoner av PCB, PAH og tungmetaller, men betydelige konsentrasjoner av TBT (Fylkesmannen i Buskerud, 2005). TBT-konsentrasjonene øker mot nord. Industri, verft og båttrafikk lenger nord (Tangenbanken) er mulige kilder.

I Solumstrand er det svært forhøyede konsentrasjoner av TBT i tilstandsklasse IV og V i samtlige undersøkte bunnsedimentstasjoner. Konsentrasjonene er høyere i underliggende sediment (5-10 cm) enn overliggende sediment (0-5 cm). I sedimenterende materiale er konsentrasjonen i 2014 i tilstandsklasse III ved to undersøkte stasjoner (Sol-28 og Sol-29), mens ved stasjon Sol 26 er konsentrasjonen tilsvarende svært dårlig tilstand (tilstandsklasse V). I 2015 har konsentrasjonen økt til tilstandsklasse IV i en stasjon (Sol-28) og blitt redusert i en stasjon (Sol-26) til tilstandsklasse IV. Ved stasjon Sol- 29 er konsentrasjonen noe redusert fra 2015 til 2014, men fremdeles værende i tilstandsklasse III.

Flere av enkelt-PAH-konsentrasjonene er høye i sedimentene utenfor Solumstrand, spesielt i Sol-26 og Sol-27 hvor f.eks. benzo(ghi)perylen og Indeno(1,2,3-cd)pyren er i tilstandsklassene IV-V. I Sol-27 øker sum PAH<sub>16</sub> konsentrasjonen fra underliggende (5-10 cm) til overliggende (0-5 cm) sediment, mens i resterende stasjoner er det en konsentrasjonsnedgang oppover i sedimentet.

PCB<sub>7</sub> overskrider tilstandsklasse II i bunnsedimentstasjonen Sol-27 og til dels Sol-26 og Sol-30 i dypereliggende sediment (5-10 cm). I sedimenterende materiale er PCB<sub>7</sub> konsentrasjonen i tilstandsklasse II-III i 2014 og i tilstandsklasse I-II i 2015.

Av metaller er det hovedsakelig kobber som er problematisk i sedimentene ved Solumstrand. Kobberkonsentrasjonen er i tilstandsklasse IV for alle stasjoner med unntak av Sol-30. Konsentrasjonen er generelt noe høyere i underliggende sediment (5-10 cm) enn overliggende sediment (0-5 cm). I sedimenterende materiale overskrides tilstandsklasse II kun i Sol-26, hvor konsentrasjonen er i tilstandsklasse IV i både 2014 og 2015.

Sedimentasjonsraten i Solumstrandområdet er beregnet til å være 3,1-3,6 (±1,4) i perioden 2008-2011 (NGI/DNV, 2012) og omtrent lik i 2013-2015.

### 5.5.2 «Klassiske miljøgifter» i vann

Både i overflatevann og bunnvann er TBT årlig gjennomsnittlig konsentrasjonen høyest i perioden 2009-2010. Fra 2011 til 2015 er generelt sett alle konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (0,001 µg/L).

PCB<sub>7</sub> i bunnvannet viser en reduksjon i Solumstrand i 2015 sammenlignet med 2009 ved to stasjoner (Sol-26 og Sol-28). Derimot er konsentrasjonen ved Sol-29 økt noe. I 2014 øker konsentrasjonen sammenlignet med 2013 ved to stasjoner (Sol-26 og Sol-28). PAH<sub>16</sub>-undersøkelser i bunnvannet viser ingen tydelig trend for delområdet, bortsett fra at konsentrasjonen generelt har økt i 2015 sammenlignet med 2009.

I overflatevannet viser kobber en reduksjon i 2015 sammenlignet med 2009-2011 hvor konsentrasjonen er gått fra tilstandsklasse IV (meget sterkt forurenset) på det verste til tilstandsklasse I (Ubetydelig forurenset). Fra 2008 til 2011 stiger konsentrasjonen og deretter synker den i 2013 hvor den er relativ lik til frem til 2015. Trenden er generelt sett lik i bunnvannet, men her er tilstanden endret fra tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) i 2008 til tilstandsklasse II (god tilstand) i 2015. Kvikksølvkonsentrasjonen er som ved de andre delområdene, under eller like over kvantifiseringsgrensen på 0,002 µg/l. Trenden for uorganiske miljøgifter viser generelt sett en reduksjon i 2015 i både overvann og bunnvann. Dette med unntak av kvikksølv som har relativ lik konsentrasjon i alle årene hvor det er utført målinger. Kvikksølvkonsentrasjonen er høyere i 2011 i bunnvannet. Kadmiumkonsentrasjonene er også relativ lik gjennom overvåkingsprogrammet, men i 2009 er konsentrasjonen noe høyere.

### 5.5.3 Miljøgifter i strandkrabber

Kadmium viser en konsentrasjonsreduksjon i strandkrabber i 2015 sammenlignet med tidligere år, men det er en økning fra 2009 til 2011. Konsentrasjonen av kobber og bly har derimot en trend som

viser en økning i konsentrasjonen. TBT er redusert i 2015 sammenlignet med 2011, men ligger på samme nivå som konsentrasjonen målt i 2009.

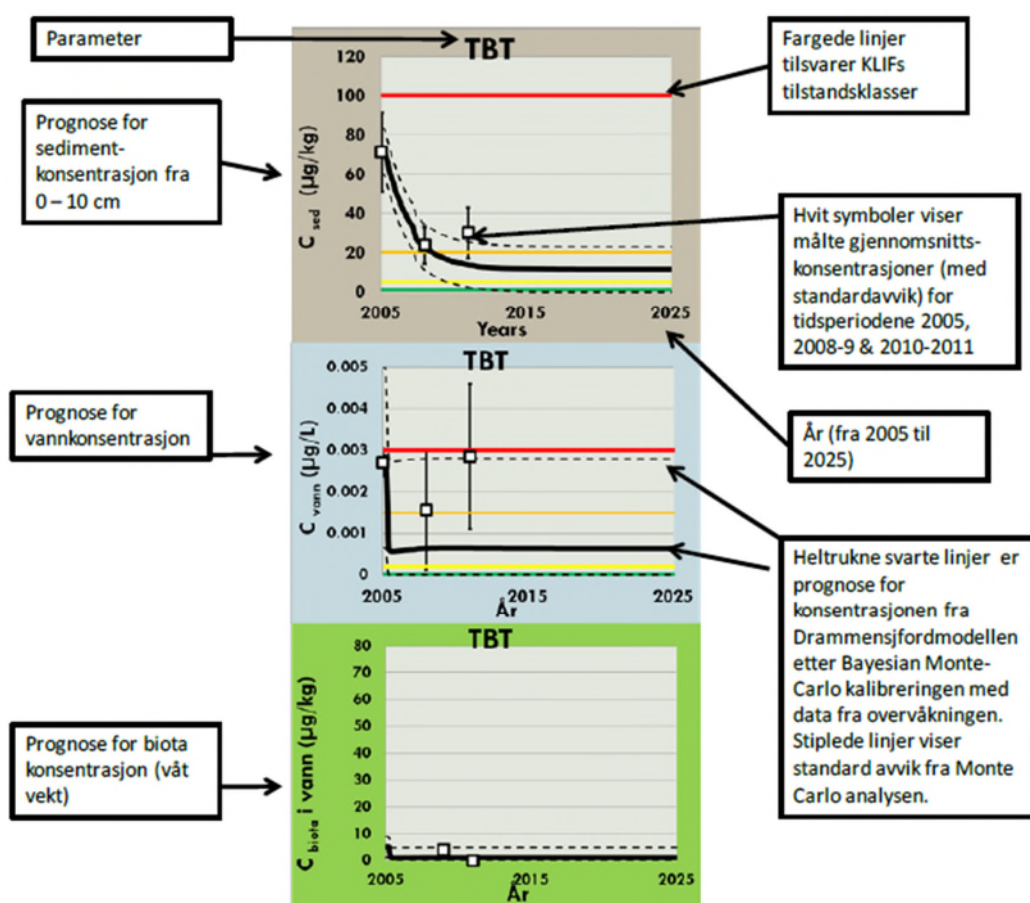
Det er analysert for PAH<sub>16</sub> og PCB<sub>7</sub> i strandkrabber i 2009 og 2011, men ikke i 2015. PCB<sub>7</sub> - konsentrasjonen i 2011 er økt siden 2009, men PAH<sub>16</sub> er ikke detektert over kvantifiseringsgrensen.

## 6 Boksmodell

Boksmodellen for Drammensfjorden er utviklet av NGI ved Hans Petter Arp. Modellen er beskrevet i årsrapport 2010 (NGI/DNV, 2011). Modellen beskriver transport av forurensning mellom ulike fysiske, biologiske og kjemiske systemer i fjorden, herunder overgang vann-luft, sediment-vann, vann-biota, samt forurensingsinnputt i vannfase og i form av partikler mm. Modellen behandler områdene Havn og Fjord, samt transport mellom disse. Modellen beskriver forventet utvikling forutsatt at overgangene nevnt over er godt forstått og beskrevet. Havn er representert ved stasjonene Gilhus, Lierstranda, Solumstrand og delvis Holmen og Tangen. Fjordstasjonene er representert med referansestasjonene.

Modellen estimerer utviklingen i Drammensfjorden basert på input-dataene (miljøkonsentrasjonene i biota, vann, sedimenterende materiale og sediment) basert på en Bayesian Monte-Carlo algoritme (Schenker m. fl 2009). Boksmodellen er kjørt av NGI for TBT i årsrapporten 2012, hvor det er benyttet data innsamlet i perioden 2008 til 2012. Modellen er kjørt på nytt basert på de nye resultatene, samt snittverdi av nye  $K_D$ -verdier (Kap 4.4.3). Stoffer som viser overskridelser av grenseverdi i sediment i en eller flere stasjoner er modellert. Dette inkluderer følgende stoffer: kobber, kvikksølv, PCB<sub>7</sub> (behandlet som i NGI Rapport 2012), TBT, pyren og benzo(a)pyren.

Modellen behandler Havn og Fjord som egne områder som gjennomsnitt og estimerer fremtidig konsentrasjon basert på disse input-dataene. Simuleringen vist tar ikke hensyn til om enkelte områder kan friskmeldes eller om miljømålene kan nås. I modelleringen er de nye tilstandsklassegrensene benyttet (Veileder M-608/2016). Figurforklaring av Boksmodellen er vist i Figur 91.



Figur 91. Figur-forklaring av Boksmodellen (hentet fra NGI/DNV, 2012).

## 6.1 Kobber

Målte og modellerte verdier for kobber i sediment og vann er vist i Tabell 22. Modellert utvikling og målte konsentrasjoner er også vist i Figur 92.

Tabell 22: Modellert og målt konsentrasjon av kobber i vann og sediment.

Målt og modellert oppsummering		Havn			Fjord		
		Målt	std.av.	Modellert	Målt	std.av.	Modellert
C <sub>sed</sub> (µg/kg)	2005	62194	68500	62194	41773	18538	41773,0
	2008	37533	21548	18799	41000	7810	18606,3
	2011	55077	38947	10332	44333	9292	8762,7
	2015	44800	25000	7831	47333	14000	3267,3
	2025			6251			380,5
C <sub>vann</sub> (µg/L)	2005	8,03E-01	6,43E-01	0,83	8,03E-02	2,00E-03	0,08
	2008	1,97E+00	5,59E-01	0,63	2,24E+00	1,43E+00	0,02
	2011	1,70E+00	6,69E-01	0,59	1,28E+00	4,84E-01	0,02
	2015	4,53E-04	1,82E-03	0,54	3,39E-04	4,90E-04	0,01
	2025			0,45			0,01

I forhold til tidligere modellering er alle verdier i tilstandsklasse II og I i denne modelleringen. Dette er ikke forårsaket av endringer i input-data med det faktum at tilstandsklassegrensene er endret.

### 6.1.1 Sediment

Målingene i sediment viser ingen signifikant endring over måleperioden. Det er liten overenskomst mellom måling og modell.

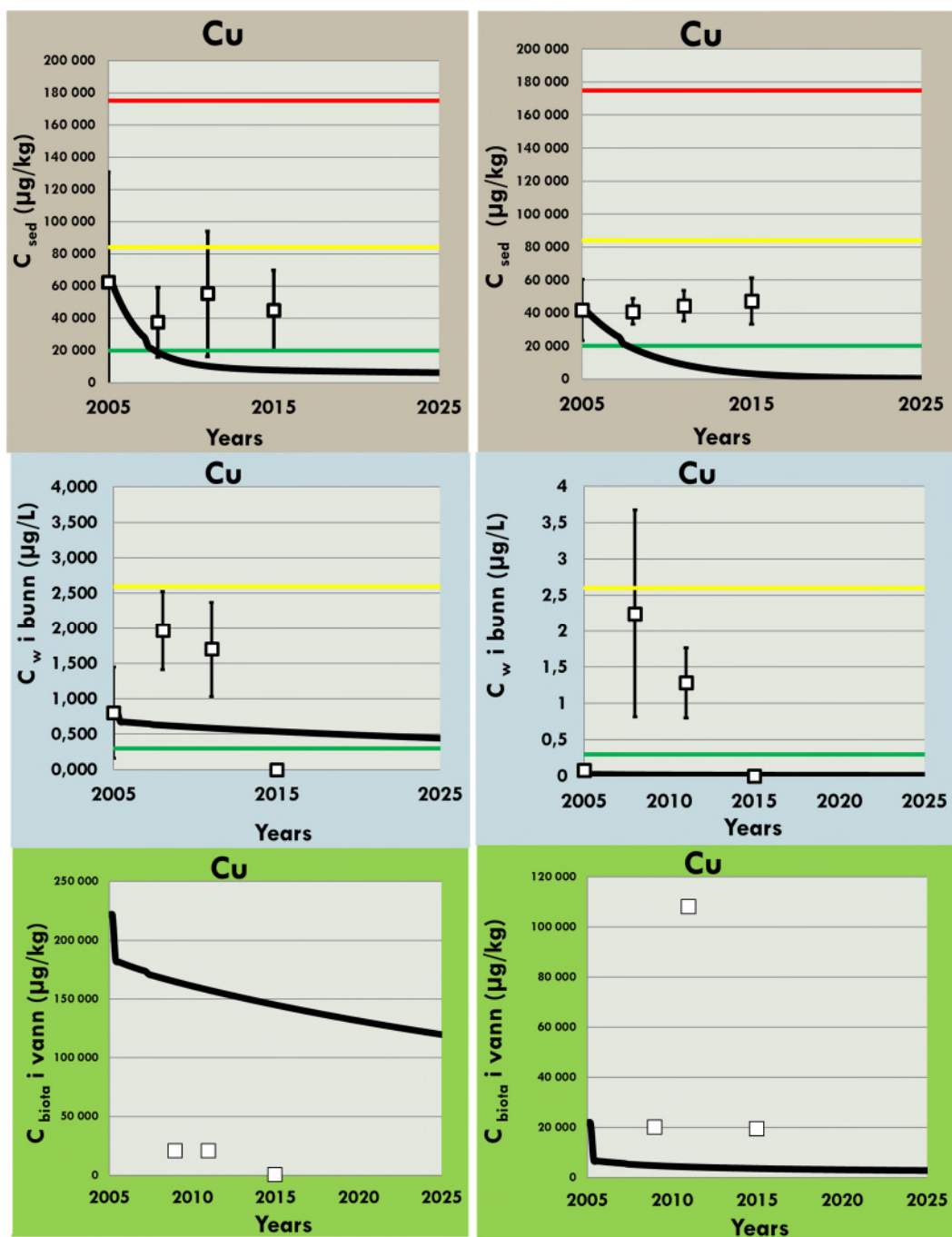
### 6.1.2 Vann

Målingene i vann viser ingen god overenskomst med modelleringen. Modelleringen viser liten endring fremover i tid. Siden det er målt lave kobberverdier i vann i 2015 forventes denne ikke til å endres signifikant.

### 6.1.3 Biota

Konsentrasjonen målt i biota i området Havn er lavere enn hva modellen viser. For område Fjord er konsentrasjonene målt høyere enn vist i modellen.

Modellen viser generelt dårlig overenstemmelse med måledataene, men konsentrasjonene er lave.



Figur 92. Kobber modellert. Område Havn til venstre og Område Fjord til Høyre. For tegnforklaring se Figur 91.

## 6.2 Kvikksølv

Målte og modellerte verdier for kvikksølv i sediment og vann er vist i Tabell 23. Modellert utvikling og målte konsentrasjoner er også vist i Figur 93.

Tabell 23. Modellert og målt konsentrasjon av kvikksølv i vann og sediment.

Målt og modellert oppsummering		Havn			Fjord		
		Målt	std.av.	Modellert	Målt	std.av.	Modellert
C <sub>sed</sub> (µg/kg)	2005	225	247	225	155	113	154,7
	2008	198	141	47	580	625	78,1
	2011	275	480	12	300	255	41,9
	2015	150	150	4	180	30	19,4
	2025			3			5,3
C <sub>vann</sub> (µg/L)	2005	3,2E-03	2,6E-03	3,25E-03	3,2E-04	8,7E-06	3,25E-04
	2008	3,9E-03	2,4E-03	2,44E-04	0,0E+00	0,0E+00	6,74E-04
	2011	5,8E-03	4,3E-03	1,82E-04	0,0E+00	0,0E+00	4,52E-04
	2015	0,0E+00	4,6E-08	1,70E-04	0,0E+00	0,0E+00	3,30E-04
	2025			1,69E-04			2,57E-04

Modelleringen av er gjort med tilstandsklassegrenser fra M-608/2016, derfor avviker i klassifiseringen fra tidligere hvor tilstandsklassegrensene fra TA-2229/2007 er benyttet.

### 6.2.1 Sediment

Målingene viser høyere konsentrasjoner i sediment enn estimert av modellen, både for område Fjord og område Havn. Trenden fra 2008 er avtagende for område Fjord.

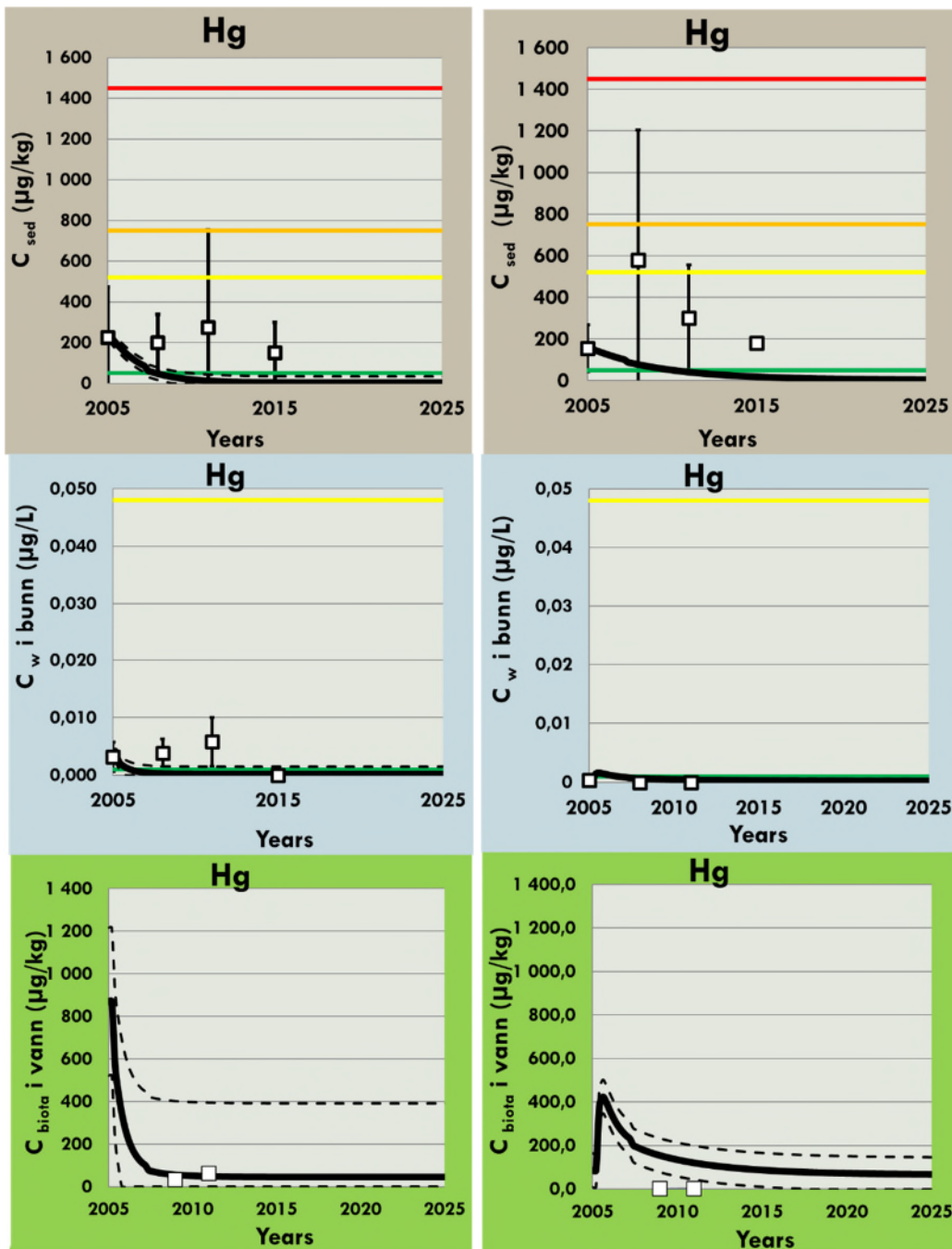
### 6.2.2 Vann

Det er god overenstemmelse mellom modellen og konsentrasjoner i vann, både for område Havn og område Fjord. Modellen estimerer at det er liten endring i tiden fremover.

### 6.2.3 Biota

Det er ikke biota data fra 2015. Det er lik eller lavere målte konsentrasjoner sammenlignet med estimerte. Det er ikke estimert noen endring fremover i tid.





Figur 93. Kvikksølv modellert. Område Havn til venstre og område Fjord til høyre. For tegnforklaring se Figur 91.

### 6.3 PCB<sub>7</sub>

Målte og modellerte verdier for PCB i sediment og vann er vist i Tabell 24. Modellert utvikling og målte konsentrasjoner er også vist i Figur 94.

Tabell 24. Modellert og målt konsentrasjon av PCB<sub>7</sub> i vann og sediment

Målt og modellert oppsummering		Havn			Fjord		
		Målt	std.av.	Modellert	Målt	std.av.	Modellert
C <sub>sed</sub> (µg/kg)	2005	29	31	29	18	8	18,2
	2008	24	62	3	11	3	3,2
	2011	14	16	1	17	25	0,7
	2015	25	25	0	0	0	0,2
	2025			0			0,1
C <sub>vann</sub> (µg/L)	2005	1,8E-04	1,4E-04	1,81E-04	1,8E-05	8,4E-07	1,81E-05
	2008	2,8E-05	1,1E-05	1,01E-04	6,1E-05	2,1E-05	1,24E-04
	2011	3,8E-05	3,0E-05	6,81E-05	1,3E-05	1,9E-06	5,80E-05
	2015	0,0E+00	0,0E+00	5,22E-05	0,0E+00	0,0E+00	3,81E-05
	2025			4,44E-05			3,15E-05

#### 6.3.1 Sediment

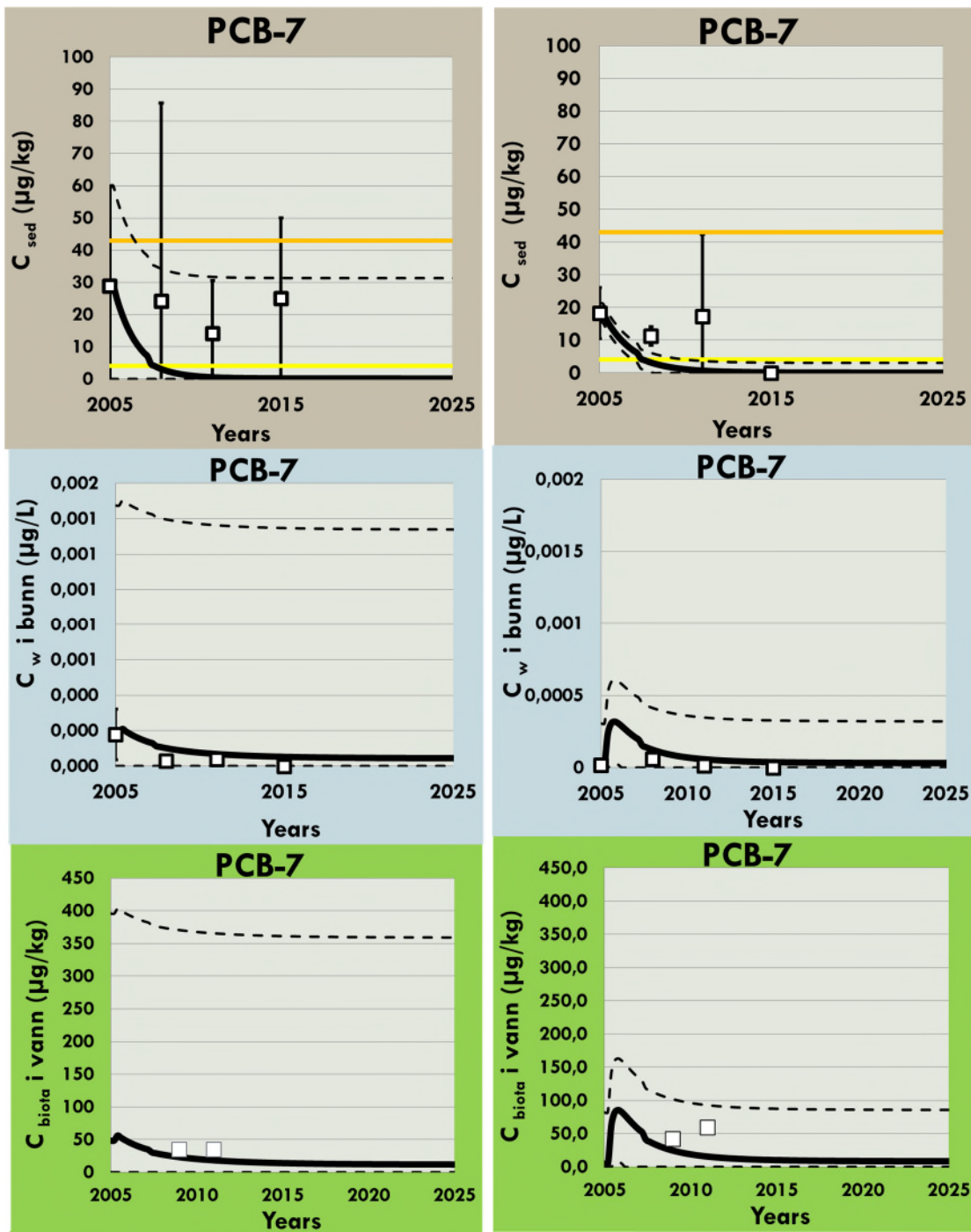
For område Havn er det i målte data ikke noen klar trend til avtagende konsentrasjoner, mens for område Fjord følger målingene modellen. Modellen predikerer tilstandsklasse II uten endringer. Dette er ikke nådd for område Havn.

#### 6.3.2 Vann

I vann følger målingene og modellen hverandre med lave konsentrasjoner. Det er ikke forventet noen endringer fremover.

#### 6.3.3 Biota

Det er ikke biota data fra 2015. Det er lik eller høyere målte konsentrasjoner sammenlignet med estimerte. Det er estimert en avtaging fremover i tid.



Figur 94. PCB<sub>7</sub> modellert. Område Havn til venstre og område Fjord til høyre.

## 6.4 Pyren

Målte og modellerte verdier for pyren i sediment og vann er vist i Tabell 25. Modellert utvikling og målte konsentrasjoner er også vist i Figur 95.

Tabell 25. Modellert og målt konsentrasjon av pyren i vann og sediment.

Målt og modellert oppsummering		Havn			Fjord		
		Målt	std.av.	Modellert	Målt	std.av.	Modellert
C <sub>sed</sub> (µg/kg)	2005	685	1688	685	124	150	124,2
	2008	299	478	97	89	63	42,6
	2011	194	153	32	145	143	23,2
	2015	289	288	24	198	198	18,4
	2025			23			17,6
C <sub>vann</sub> (µg/L)	2005	5,3E-02	4,2E-02	5,29E-02	5,3E-03	4,9E-05	5,29E-03
	2008	1,7E-03	6,4E-04	4,45E-03	2,3E-03	1,8E-03	4,30E-03
	2011	1,9E-03	8,6E-04	3,80E-03	1,7E-03	6,4E-04	3,53E-03
	2015	6,2E-07	4,6E-08	3,72E-03	1,0E-06	1,5E-07	3,40E-03
	2025			3,72E-03			3,39E-03

### 6.4.1 Sediment

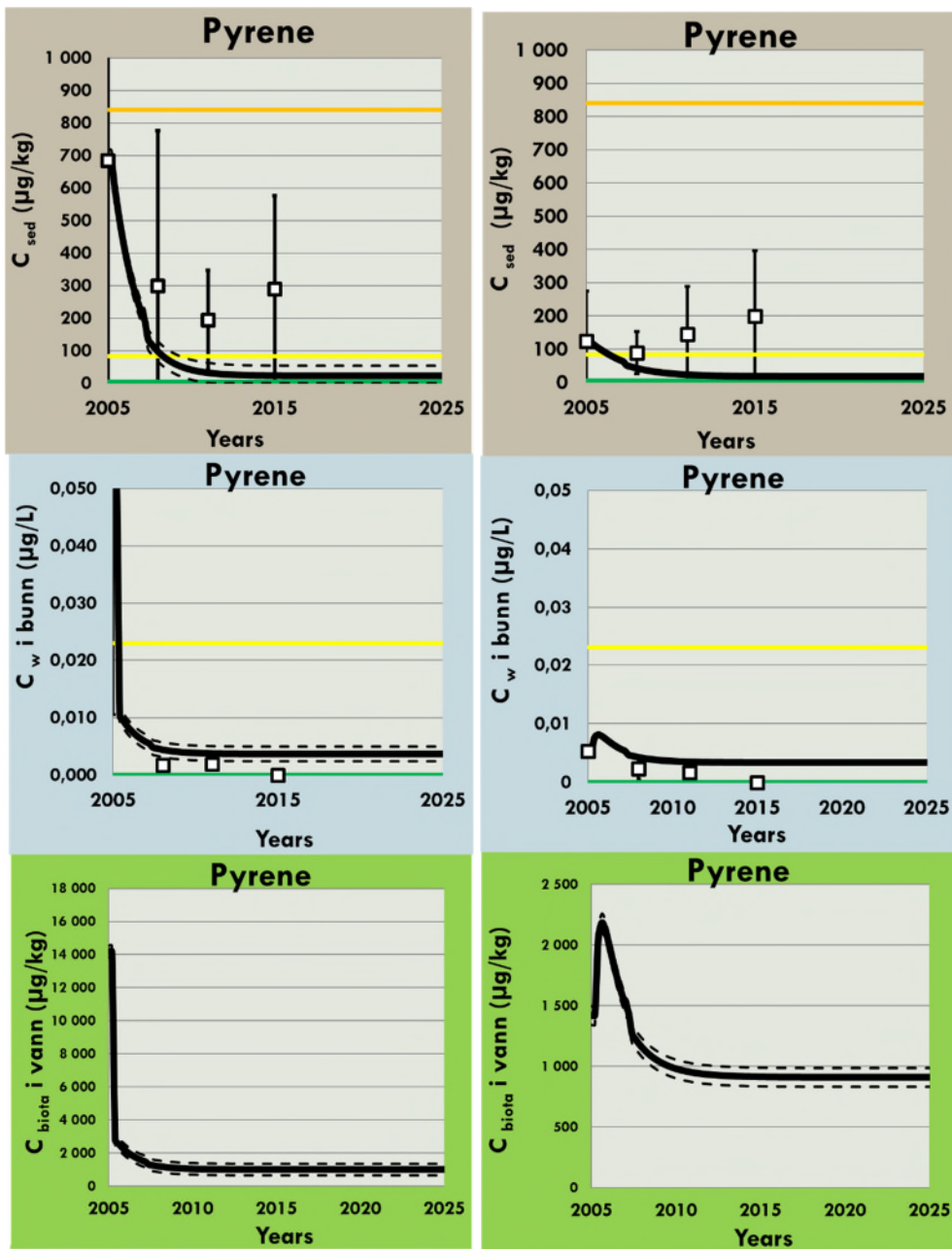
For område Havn følger målingene trenden i modellen, men verdiene er betydelig høyere. For område Fjord er det liten overenskomst mellom modell og målingene.

### 6.4.2 Vann

For konsentrasjonene i vann er det god overenskomst med modellert selv om faktiske konsentrasjoner vann er noe lavere enn modellert.

### 6.4.3 Biota

Det er ikke målt Pyren i Biota.



Figur 95. Pyren modellert. Område Havn til venstre og område Fjord til høyre. For tegnforklaring se Figur 91.

## 6.5 Benzo(a)pyren

Målte og modellerte verdier for benzo(a)pyren i sediment og vann er vist i Tabell 26. Modellert utvikling og målte konsentrasjoner er også vist i Figur 96.

Tabell 26. Modellert og målt konsentrasjon av benzo(a)pyren i vann og sediment

Målt og modellert oppsummering		Havn			Fjord		
		Målt	std.av.	Modellert	Målt	std.av.	Modellert
C <sub>sed</sub> (µg/kg)	2005	324	758	324	46	46	46,4
	2008	180	273	50	63	42	20,2
	2011	82	63	11	52	42	9,4
	2015	160	136	4	25	6	5,1
	2025			3			3,9
C <sub>vann</sub> (µg/L)	2005	2,5E-02	2,0E-02	2,47E-02	2,5E-03	2,3E-05	2,47E-03
	2008	2,8E-05	1,7E-05	1,21E-03	7,8E-06	1,5E-06	1,40E-03
	2011	5,8E-05	4,7E-05	6,38E-04	1,9E-05	1,5E-05	8,26E-04
	2015	2,9E-08	2,9E-08	4,49E-04	2,2E-09	2,2E-09	6,29E-04
	2025			4,03E-04			5,79E-04

### 6.5.1 Sediment

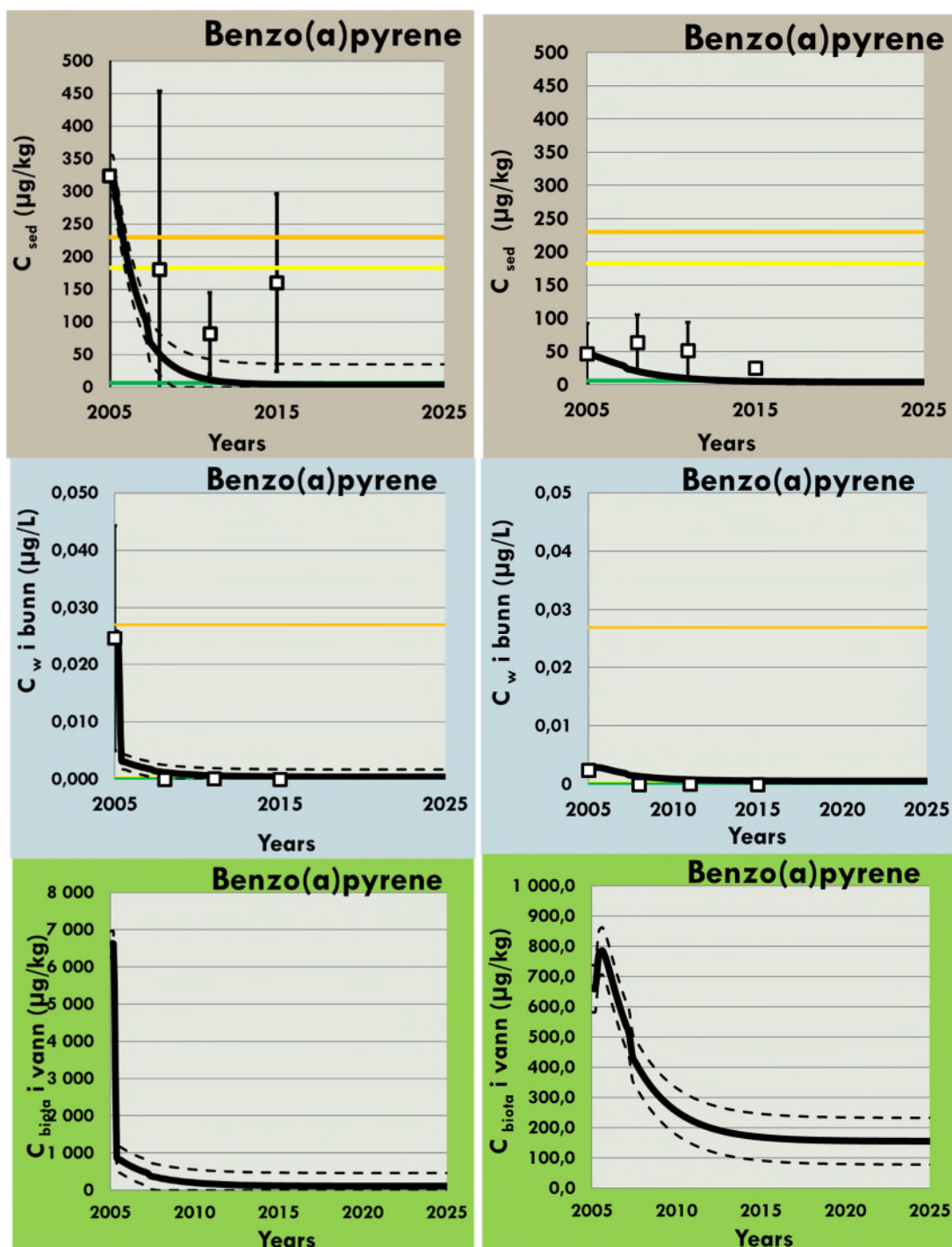
Det er ikke noen god overenstemmelse mellom målte data og modellert sediment konsentrasjon i område Havn eller område fjord.

### 6.5.2 Vann

Modellen viser for høye konsentrasjoner i vann i forhold til hva som er målt. Men stort sett innenfor måleusikkerheten.

### 6.5.3 Biota

Det er ikke målt Benzo(a)pyren i biota.



Figur 96. Benzo(a)pyren modellert. Område Havn til venstre og område Fjord til høyre. For tegnforklaring se Figur 91.



## 6.6 TBT

Målte og modellerte verdier for TBT i sediment og vann er vist i Tabell 27. Modellert utvikling og målte konsentrasjoner er også vist i Figur 97.

Tabell 27. Modellert og målt konsentrasjon av TBT i vann og sediment.

Målt og modellert oppsummering		Havn			Fjord		
		Målt	std.av.	Modellert	Målt	std.av.	Modellert
C <sub>sed</sub> (µg/kg)	2005	2098	6696	2098	66	20	65,5
	2008	412	1141	195	24	9	14,7
	2011	270	364	34	30	13	4,9
	2015	83	77	17	57	48	2,6
	2025			16			2,3
C <sub>vann</sub> (µg/L)	2005	2,6E-02	2,1E-02	2,63E-02	2,6E-03	3,3E-04	2,63E-03
	2008	2,5E-03	1,0E-03	2,51E-03	1,6E-03	1,4E-03	5,23E-04
	2011	1,6E-03	1,2E-03	2,57E-03	2,9E-03	1,7E-03	5,15E-04
	2015	0,0E+00	0,0E+00	2,62E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,19E-04
	2025			2,63E-03			5,20E-04

### 6.6.1 Sediment

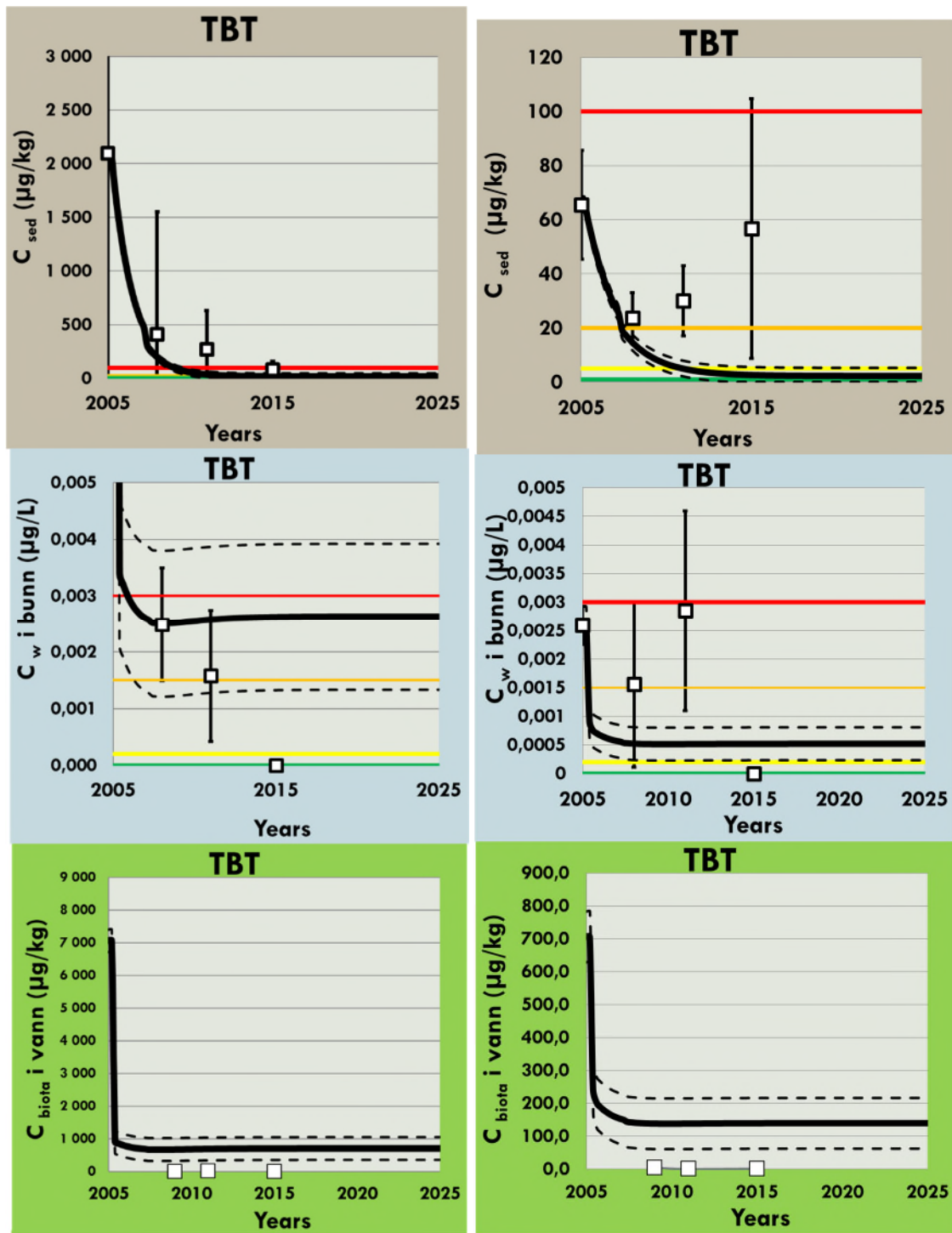
For område Havn følger målte data trenden i modellerte data, men avtakingen er ikke like rask. For område Fjord er det ikke noen klar trend på at modellen og målingen følger hverandre.

### 6.6.2 Vann

Det er ingen god korrelasjon mellom modellen og målte TBT-konsentrasjoner i vann.

### 6.6.3 Biota

Det er målt lavere konsentrasjoner i biota enn hva som er prediktert.



Figur 97. TBT modellert. Område Havn til venstre og område Fjord til høyre. For tegnforklaring se Figur 91.

## 6.7 Oppsummering av Boksmoell-modelleringen

Modellen estimerer godt konsentrasjonene i vann, og det er ikke forventet større endringer fremover. Det er ikke målt problematiske konsentrasjoner i vann for noen stoffer. Modellen predikterer tilstandsklasse III i Fjord og tilstandsklasse IV Havn for TBT og klasse III for Benzo(a)pyren, selv om målingene i 2015 viste akseptable konsentrasjoner.

Modellen predikterer sedimentkonsentrasjonene i område Fjord mindre bra. For område Havn er trenden for det meste riktig, men det virker som endringene ikke foregår så hurtig som prediktert. Dette kan ha flere årsaker. Som at sedimentasjon i modellen er overestimert.

Modellen estimerer biota konsentrasjonene bra og viser noe høyere konsentrasjonen enn de faktiske målingene. Konsentrasjonene målt er generelt sett lave og det estimeres ikke større endringer fremover i tid.

Generelt estimerer modellen for Havn og Fjord at det er akseptable lave konsentrasjoner i vannfase og i biota. For sediment er reduksjon i sedimentkonsentrasjonene i område Havn avtagende og går senere enn estimert. For område Fjord er det ikke noen god korrelasjon mellom sedimentmålingene og modellen.

Dette viser at overgangene mellom vann-luft, sediment-vann, vann-biota, samt «forurensings-input» i vannfase og i form av partikler mm. ikke er fullt ut forstått og beskrevet i modellen.

## 7 Miljømålene resultater og nye miljømål

### 7.1 Målsetningene: (prosjektmål for Ren Drammensfjord 2015)

#### 7.1.1 Hovedmål

- 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.

#### 7.1.2 Delmål

- Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke føre til helserisiko ved bading i Drammensfjorden.
- Det skal være trygt å spise fiskekjøtt fra lokale fiskearter.
- Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke føre til skader på lokalt plante- og dyreliv i Drammensfjorden.

### 7.2 Svar på mål oppnåelse Målsetningene: (prosjektmål for Ren Drammensfjord 2015)

#### 7.2.1 Hovedmål:

- *Forurensede bunnsedimenter skal ikke hindre rekreasjon og friluftsliv, havnedrift, båtliv eller fritidsfiske.*

Forurensede sedimenter er generelt sett ikke til hinder for rekreasjon og friluftsliv, havnedrift, båtliv og fritidsfiske, selv om det fremdeles er kostholdsrad mot å spise skrubbe og ørret som er fisket i Indre Drammensfjord.

- *Forurensede sedimenter og aktiviteter i Indre Drammensfjord skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet*

Risiko for langsiktige effekter på økosystemet er beskrevet i TA2229/2007 og oppdatert i M-608/2016, hvor tilstandsklassegrensen mellom tilstandsklasse II og III er grensen for risiko mht. økologiske konsekvenser i kystvann og sediment. Sedimentet i Drammensfjorden overskrider i 2015 fremdeles grensene for økologisk risiko for kobber, sink, flere av PAH forbindelsene, PCB7 og TBT.

#### 7.2.2 Delmål:

- *Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke føre til helserisiko ved bading i Drammensfjorden*

Verdiene som er målt i Ren Drammensfjord-prosjektet er ikke av en slik art at det er knyttet risiko til bading.

- **Det skal være trygt å spise fiskekjøtt fra lokale fiskearter**  
Noen kostholdsråd er blitt fjernet (2014), men Mattilsynet har fremdeles enkelte kostholdsråd knyttet til visse typer sjømat fra Drammensfjorden.
- **Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke føre til skader på lokalt plante- og dyreliv i Drammensfjorden**  
Det er potensiell miljøskade på visse sedimentlevende organismer ved alle stasjonene som er undersøkt i Drammensfjorden.

### 7.2.3 Måloppnåelse Ren Drammensfjord 2015

Generelt ser man en bedring i både sedimentene og vannsøylen de senere årene. Noen av målene til «Ren Drammensfjord 2015» er nådd, men ikke alle. F.eks. gjenstår det ennå noe iht. sjømat (fremdeles kostholdsråd for skubbe og ørret) og risiko (potensiell miljøskade) for organismer i fjorden.

Sedimenter som tilføres via Drammenselva og Lierelva inneholder lite miljøgifter (jf. analyser av miljøgifter i sedimenterende materiale i de to elvestasjonene), men likevel inneholder sedimenterende materiale i enkelte av havneområdene forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner, noe som tilsier spredning fra land og/eller oppvirvling av forurenset sediment lokalt eller oppstrøms.

Vi vurderer hittil benyttede metode (overvåket naturlig tildekking) som et egnet tiltak også i det videre arbeidet med oppfølgingen av Drammensfjorden, men dataene tyder på at naturlig tildekking sannsynligvis ikke vil nå målene innen rimelig tid for enkelte delområder (Tangenbanken, Solumstrand, Lierstranda og Holmen). I disse områdene bør man vurdere årsaker til dette og evt. ytterligere tiltak.

I Vedlegg 6 er det inkludert et notat hvor Norconsult svarer ut en del spørsmål som er fremmet ifm. «Ren Drammensfjord»-prosjektet.

## 7.3 Anbefalte tiltak

Siden det er funnet høye verdier av TBT i sandfangkummer på land, og høy konsentrasjon av miljøgifter i enkelte delområder i sjø, f.eks. ved Tangenbanken, Solumstrand, Lierstranda og Holmen, er det anbefalt at mulige kilder utredes (både på land og i sjø), og hvis mulig at det settes i gang tiltak for å redusere/stoppe disse (spesielt rundt nevnte områder).

## 7.4 Nye miljømål

I følge Vannforskriften er det et mål at alle vannforekomster i Norge, inkludert kystvann, ferskvann og grunnvann skal oppnå god økologisk og kjemisk tilstand innen år 2021. Regional vannforvaltningsplan fastsetter vannkvalitetsmål for fjorden/vannforekomsten Indre Drammensfjorden.

For at en vannforekomst skal klassifiseres med god kjemisk tilstand, må grenseverdien for de 33 prioriterte miljøgifter (tungmetaller og organiske forbindelser) ikke overskride grenseverdier i vann, sediment eller biota (M-608/2016). Innsamlede data fra 2015 viser at den kjemiske tilstanden i vannforekomsten «Drammensfjorden-indre» ikke oppnår god kjemisk tilstand, da ikke alle de prioriterte miljøgiftene oppfyller miljøkvalitetsstandard for vann og sediment.

Det er i det videre arbeidet med å realisere en «Ren Drammensfjord» viktig å sette seg realistiske miljømål.

Dette gjelder spesielt i forhold «Helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke føre til skader på lokalt plante- og dyreliv i Drammensfjorden». Eksempelvis er det iht. Vannforskriften et krav om at TBT-innholdet i sediment må reduseres til tilstandsklasse II, god tilstand (dvs. være under 0,002 µg/kg). Sett i lys av dagens situasjon hvor konsentrasjon i de dype delene av fjorden er i størrelsesorden 57 µg/kg, snittet for havnestasjonene er 83 µg/kg, og noen områder har konsentrasjoner på opptil 100 µg/kg i det sedimenterende materialet, kan Vannforskriftens mål bli umulige å nå.

Videre er det viktig å få vurdert hvor mye miljøgifter (kobber og PAHer) som skipstrafikken bidrar med av ny tilførsel, dvs. bunnstoff (kobber) og ufullstendig forbrenning av olje fra båter (PAH). Nye miljømål for disse stoffene må ta høyde for denne tilførselen.

Hvis det er mulig med tiltak for å redusere konsentrasjon i sedimenterende materiale til under grensen for økologisk risiko, bør det være mulig å oppnå god tilstand i toppsedimentet innen 10 år. Dette er nok ikke mulig for TBT hvor det kan være en idé å legge seg på grenseverdien til myndighetene på 35 µg/kg, selv om den er 17500 ganger over økologisk grenseverdi.

Nåværende miljømål om at det skal være trygt å spise stedegne arter bør opprettholdes.

## 7.5 Forslag til videreføring av prosjektet.

Det er viktig at årsakene til miljøgiftene i sedimenterende materialer identifiseres og tilførselen stoppes.

- Det anbefales at det gjøres en ny gjennomgang (kartlegging) om alle tilførsler til fjorden ved Holmen, Tangen og Solumstrand, slik at man har kontroll på kildene og kan redusere forurensningen.
- Det anbefales at det lages en tiltaksplan for å redusere risiko for spredning av forurensede sedimenter ved Tangen.
- Det anbefales at tilførsler av kobber og PAH kartlegges/beregnes fra skipstrafikken i Drammensfjorden.
- Det anbefales at dagens overvåkingsprogram videreføres for alle stasjonene, men at «nye miljøgifter» tas ut av programmet.
- Det anbefales flere stasjoner for miljøgifter i vann og sedimenterende materiale ved Solumstrand, Tangen og Holmen for å lokalisere kilden til de høye konsentrasjonene i sedimenterende materiale.
- Det anbefales at hyppigheten av undersøkelser av sediment nedstrøms økes før, under og etter eventuelle tiltak.
- Det anbefales at prøvetakingsprogrammet utvides med flere stasjoner og flere vanddyp i sjø rundt utslippspunktene for de kommunale avløpsanleggene på Solumstrand, Lahell og Linnest. I tillegg bør programmet her også utvides med prøvetaking i desember-februar for å tilfredsstillende innsamling av næringsstoffdata til vinterklassifisering (iht. anbefalinger i Veileder 02/2013 - revidert 2015). Sistnevnte vil gi bedre datagrunnlag for å si noe om hvor mye det rensede avløpsvannet påvirker fjorden i de forskjellige områder. Informasjon om økologisk tilstand kan innhentes ved å kartlegge makrofauna eller foraminiferer.

## 8 Oppsummering og konklusjon

Konsentrasjonene av miljøgifter i Indre Drammensfjord er i de fleste tilfeller betydelig redusert i vann, sedimenterende materiale og sediment gjennom overvåkningsperioden (2008-2015).

Flere av miljømålene for fjorden er nådd, men noen gjenstår fortsatt. Selv om enkelte kostholdsråd er fjernet gjenstår det fremdeles noen for fjorden (Mattilsynet advarer mot å spise skrubbe og ørret fisket i Indre Oslofjord). I tillegg inneholder enkelte områder fremdeles høye miljøgiftkonsentrasjoner i sediment, noe som gir risiko for langsiktige effekter på økosystemet (spesielt bunnlevende organismer).

Undersøkelser som er gjennomført i «Ren Drammensfjord»-overvåkingen, viser at vann og sedimenterende materiale som transporteres med Drammenselva og Lierelva inneholder lite miljøgifter. «Naturlig restitusjon» ble dermed tatt i bruk som tiltaksmetode. Dette innebærer at nytt, rent sediment som tilføres via disse to elvene gradvis ville dekke til det forurensede bunnsedimentet i Drammensfjorden, noe som på sikt ville bidra til en reduksjon i miljøgiftkonsentrasjon. Følgende forhold ville være avgjørende for prosessen i de enkelte delområder (Fylkesmannen i Buskerud, 2005):

- Konsentrasjonen i sedimentet i delområdet
- Konsentrasjonen i materialet som sedimenterer i området (tilført sediment)
- Mengde materiale som sedimenterer pr. år
- Sedimentdybden det nye sedimentet blandes inn i (bioturbasjonsdyp)
- Naturlig nedbrytning av stoffer

Den generelle konsentrasjonsnedgangen i sediment (mellom 5-10 cm og 0-5 cm) i fjorden indikerer at hittil benyttede metode (overvåket naturlig tildekking) fremdeles er et egnet tiltak i de fleste delområder. Overvåkingen har vist at elvetilført sediment inneholder lite miljøgifter. Likevel er det forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner i sedimenterende materiale (og sediment) i enkelte delområder (eks. Tangenbanken, Solumstrand, Lierstranda og Holmen-området). Dette kan skyldes lokale tilførselskilder på land, oppvirvling av forurenset sediment i sjø eller ny tilførsel gjennom båttrafikk (bunnstoff/ufullstendig forbrenning av olje mm). Det anbefales at det i disse områdene gjøres en utredning (undersøkelse/kartlegging) for å få bedre kontroll med hva som er kildene og at disse reduseres/stoppes. Tiltaksscenarioer beskrevet i Fylkesmannen i Buskerud (2005) for de ulike delområder er et godt utgangspunkt for en slik utredning, spesielt i delområder hvor tiltak ennå ikke er gjennomført/prioritert.

Undersøkelser av næringsalter i Indre Drammensfjord i 2014-2015 viser overskridelse av tilstandsklasse II for enkelte parameter (spesielt nitrat). Siktedypet i 2014-2015 er stort sett i tilstandsklasse III eller IV og suspendert stoff i tilstandsklasse III til V. Målinger av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i perioden 2008-2015 viser forhøyede konsentrasjoner av TKB i og nær utløpet til Lierelva (Elv-1 og Linnes) og Drammenselva (Elv-2, Stø-19, Hol-13 og Tan-22), samt på stasjonene i Solumstrand (Sol-28 og Sol-29). I og i nærheten av elveutløpene er konsentrasjonen generelt høyere i overflatevann enn bunnvann. I Solumstrand er konsentrasjonen høyest i bunnvannet. Data fra Miljødirektoratets elvetilførselsprogram indikerer at økt tilførsel av næringsalter og partikler skyldes økt vannføring i Drammenselva og Lierelva. Det anbefales at prøvetakingsprogrammet utvides med flere stasjoner og flere vanddyp i sjø rundt utslippspunktene for de kommunale avløpsanleggene på Solumstrand, Lahell og Linnes for å mer informasjon om i hvilken grad utslipp fra renseanleggene påvirker fjorden. I tillegg bør prøvetaking også gjennomføres i desember-februar for å tilfredsstillende anbefalinger i Veileder 02/2013 - revidert 2015 iht. innsamling av næringsaltdata for vinterklassifisering.



## 9 Referanser

- Alve, E., 1995. Benthic foraminiferal distribution and recolonization of formerly anoxic environments in Drammensfjord, southern Norway. *Marine Micropaleontology*, 25: 169-186.
- Fylkesmannen i Buskerud, 2003. Tiltaksplan for forurenset sjø- og elvebunn i Drammensvassdraget. Fase I, Miljøstatus, kilder og prioriteringer, 121 sider. (ISBN 82-7426-20-3)
- Fylkesmannen i Buskerud, 2005. Tiltaksplan for forurenset sjø- og elvebunn i Drammensvassdraget. Sluttrapport Fase II, 103 sider. (ISBN 82-7426-268-9).
- Golder, 2011. Drammen Yard. Sluttrapport. 08 509 13 0064-3. 24 sider.
- Magnusson, J. og Næss, K., 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning. NIVA-rapport/Overvåkningsrapp. 243/86,77 sider.
- Magnusson, J., 1994. Hydrografi og hydrokjem i Drammensfjorden. Situasjonen i 1991, NIVA-rapport 90202,16 sider.
- Multiconsult, 2013. Gilhusbukta – Forurensede sedimenter. Rapport NOAH AS. 123017-RIGm-RAP-005-REV00, 29 sider
- Multiconsult, 2014. Miljøtekniske Sedimentundersøkelse, risiko- og tiltaksvurdering. Rapport ABB Industriområde Brakerøya. 118988-2-RIGm-RAP-001, 42 sider
- NIVA, 1993. Knutzen, J., Kopperud, I., Magnusson, J. og Utne Skåre, J. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA rapport LNR 2838–1993. 50 sider
- NIVA, 2001. Fjeld, E. og Rognerud, S. 2001. Kvikksølv i sedimenter fra Drammenelva og abbor fra indre Drammensfjord. 2000-2001.
- NIVA, 2005. Helland, A., Ruus, A., Schøyen, M., Bakketun, Å. og Øxnevad, S. Tiltaksplan Drammensfjorden – Fase 2. Analyser av torsk og sjøørret. NIVA-rapport LNR 5125-2005. 14 sider
- NIVA, 2008. Miljøgifter i fisk fra indre og ytre Drammensfjorden, 2008. Konsentrasjon av dioksiner, PCB, kvikksølv og tinnorganiske forbindelser. 23 sider
- NIVA, 2016. Selvik, JR, Overvåking av Ytre Oslofjord 2014-2018. Årsrapport for 2015. 39 sider.
- Norconsult AS, 2015. Miljøovervåking av Indre Drammensfjorden. Årsrapport 2014. 2015-12-21. 83 sider
- Norconsult AS, 2015b. Fiskeundersøkelse 2014. 2015-07-05. 29 sider
- Norconsult AS, 2016. Miljøovervåking av Indre Drammensfjorden. Årsrapport 2015. 2016-03-07. 100 sider + vedlegg.
- Norges Geotekniske Institutt og Det norske Veritas (NGI/DNV), 2009. Miljøovervåking av indre Drammensfjord. Årsrapport 2008. 75 sider.
- Norges Geotekniske Institutt og Det norske Veritas (NGI/DNV), 2010. Miljøovervåking av indre Drammensfjord. Årsrapport 2009. 80 sider.
- Norges Geotekniske Institutt og Det norske Veritas (NGI/DNV), 2011. Miljøovervåking av indre Drammensfjord. Årsrapport 2010. 92 sider.
- Norges Geotekniske Institutt og Det norske Veritas (NGI/DNV), 2011b. Drammensfjord: Screening for «nye miljøgifter» 2011. Sluttrapport. 54 sider.

- Norges Geotekniske Institutt og Det norske Veritas (NGI/DNV), 2012. Miljøovervåking av indre Drammensfjord. Sluttrapport fra overvåking av Drammensfjorden 2008 – 2011, 110 sider + 326 siders Vedleggsdel. <http://prosjekt.fylkesmannen.no/rendrammensfjord/Overvaking/>
- Norges Geotekniske Institutt og Det norske Veritas (NGI/DNV), 2014. Miljøovervåking av indre Drammensfjord. Årsrapport 2013. 147 sider.
- Ramberg, I.B, Bryhni, I., Nøttvedt, A. og Rangnes, K. (red.), 2013. Landet blir til – Norges geologi. 2 utg. Trondheim, Norsk Geologisk Forening, 656 sider.
- SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. TA-1468/1997. 31 sider
- SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. TA-1467/1997. 33 sider
- Skarbøvik E. (NIBIO), Allan I.(NIVA), Stålnacke P., (NIBIO), Hagen AG(NIVA), Greipsland I (NIBIO), Høgåsen T (NIVA), Selvik JR (NIVA), Beldring S (NVE), 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014. NIVA Rapport 6929-2015. M-no 439 / 2015. 82 s.
- Smittenberg, R.H., Baas, M., Green, M.J., Hopmans, E.C., Schouten, S. og Sinninghe Damsté, J.S., 2005. Pre- and post-industrial environmental changes as revealed by the biogeochemical sedimentary record of Drammensfjord, Norway. Marine Geology, 214: 177-200.
- Vannforskriften, 2006. [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL\\_5](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_5)  
Vedlegg VIII. Miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter i vannforekomster.
- Vannforskriften, 2016. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>. Vedlegg VIII.  
Miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter i vannforekomster.
- Veileder 01:2009 - Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver
- Veileder 02:2013-revidert 2015 (Direktoratsgruppen). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 230 sider.
- Veileder M-608/2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 26 sider
- Veileder TA-2229/2007 (SFT nå Miljødirektoratet). Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. ISBN 978-82-7655-537-0, 11 sider.
- Veileder TA-2803/2011 (Klif nå Miljødirektoratet). Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering av forurenset sediment og for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, 138 sider.

## 10 Vedlegg

1. Vannmiljø – stasjoner med lokalitetsID
2. Grafer utvikling næringsparametere.
3. Grafer utvikling «klassiske miljøgifter» i vann.
4. Grafer som viser endring av «klassiske miljøgifter» i sedimenterende materiale gjennom tid.
5. Grafer som viser endring av «klassiske miljøgifter» i bunnsediment gjennom tid.
6. Notat med besvarelse av spørsmål fra Fylkesmannen i Buskerud

**VEDLEGG 1:**

**VANNLOKALITETS KODER GJELDENE FOR STASJONSNETTET**

Stasjon	Euref89 UTM 32		Vannmiljø
	Nord	Øst	Vannlokalitet kode
Eiv-1	6624356,23	572217,66	011-81607
Gil-1	6623628	571459	01.01-51312
Gil-2	6623658	571290	01.01-51313
Gil-3	6623829	571169	01.01-51314
Gil-4	6623876,26	570971,9	01.01-51315
Gil-5	6623854	570859	01.01-51316
Gil-5 ny	6623949,86	570841,15	01.01-51316
Lie-6	6623665	570750	01.01-51317
Lie-7	6623624	570391	01.01-51318
Lie-8	6623640,98	570122,79	01.01-51319
Lie-8*	6623554,45	570360,56	01.01-51319
Lie-9	6623743	570119	01.01-51320
Lie-10	6623513	569831	01.01-51321
Lie-10 ny	6623538,47	569872,39	01.01-51321
Br-10	6623119,98	569568,45	01.01-79072
Hol-11	6623062,5	569788,82	01.01-51322
Hol-12	6622826,29	569725,76	01.01-51323
Hol-12 ny	6622823,42	569899,74	01.01-81608
Hol-13	6622476,33	569494,25	01.01-51324
Hol-13 ny	6622593,71	568207,99	01.01-81685
Hol-14	6622604	569477	01.01-51325
Hol-15	6622406	569565	01.01-51326
Eiv-2	6623005,71	568200,45	012-51327
Eiv-2 ny	6622988,39	568130,88	012-51327
Stø-16	6622205	569704	01.01-51328
Stø-16 ny	6622195,22	569663,32	01.01-51328
Stø-17	6622654	568458	01.01-51329
Stø-18	6622142	569429	01.01-51330
Stø-19 b	6622465,99	568725,85	01.01-80746
Stø-20	6622261	568820	01.01-51332
Tan-21	6622153	569862	01.01-51333
Tan-22	6622059,62	570249,1	01.01-51334
Tan 23	6621802,76	570503,29	01.01-80747
Tan-24	6622095	570189	01.01-51336
Tan-25	6621733	570669	01.01-51337
Sol-26	6621529,77	570786,95	01.01-51338
Sol-27	6621148	571237	01.01-51339
Sol-28	6620569,29	571338,7	01.01-51340
Sol-29	6620102,79	571519,32	01.01-51341
Sol-30	6619839,26	571711,94	01.01-51342
Lahell**	6621099,47	573500,26	01.01-79073
Linnes**	6623756,77	572116,44	01.01-79074
Ref-1 b	6617362,9	577751,74	01.01-79075
Ref-2	6619781,59	577380,58	01.01-51344

Stasjon	Euref89 UTM 32		Vannmiljø
	Nord	Øst	Vannlokalitet kode
Ref-3 b	6615308,64	577969,18	01.01-79076
DR0	6609650,61	579685,21	01.01-80755
DH1	6622415,4	571375,62	01.01-79077
DH2	6620722,31	572527,7	01.01-79078
DH3	6619405,61	574118,05	01.01-38299
DH4	6618866,56	576110,36	01.01-79079
DH5	6600390,62	579273,95	01.01-80754
DR8	6610813,23	580143,84	01.01-38286
DR9	6612450,83	579620,96	01.01-79080
DR10	6614572,39	579428,38	01.01-81609
DR11	6616346,43	578503,4	01.01-81610

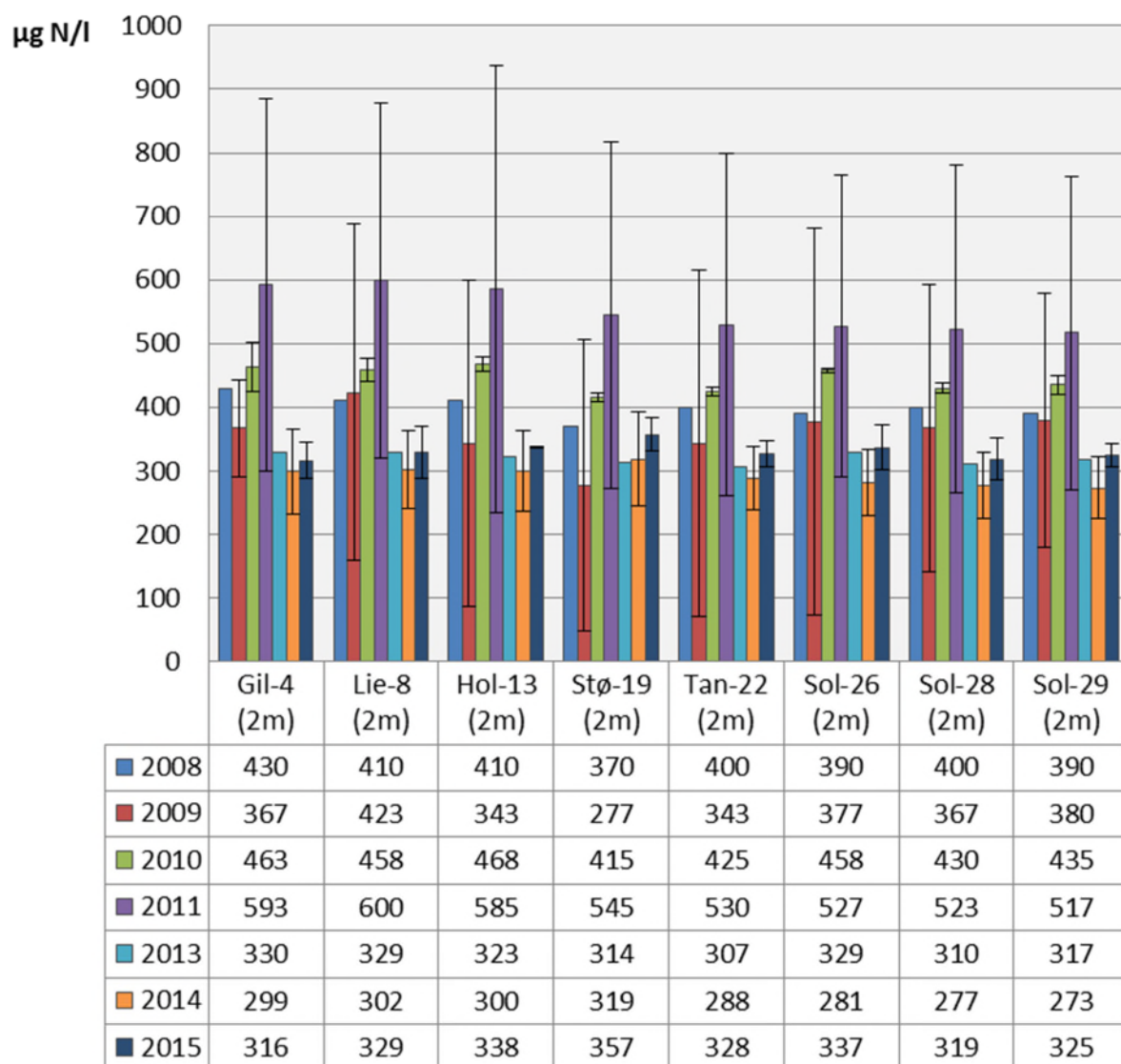
## **VEDLEGG 2:**

### **GRAFER FOR UTVIKLING OVER TID FOR NÆRINGSPARAMETERER OG BAKTERIER**

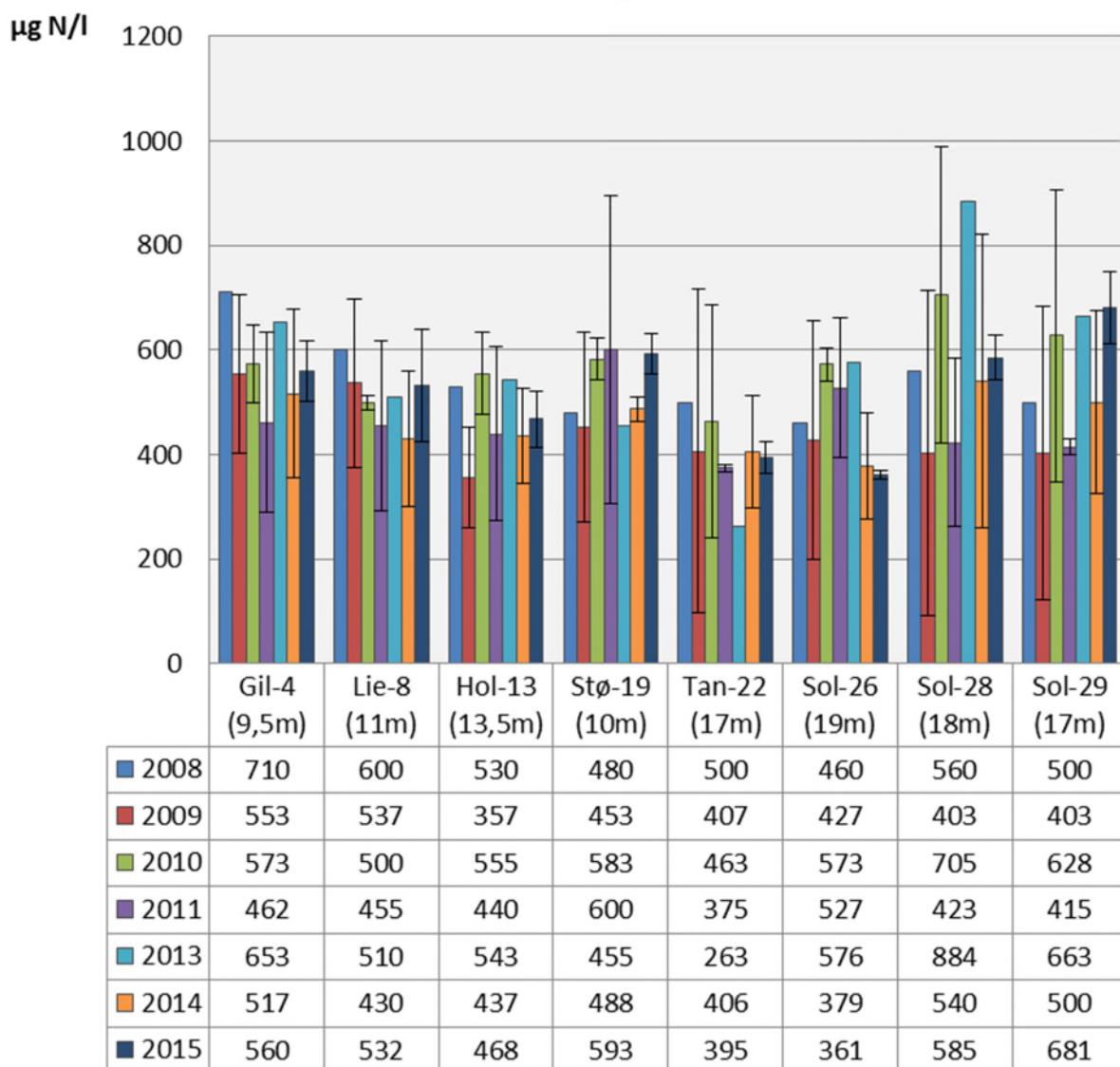
Fra 2008 og 2013 er det kun en runde med prøvetaking i det aktuelle tidsrommet. Begge år er det gjennomført i september. I 2009 er det benyttet data fra april, juli og august. Fra 2010 er det data fra april og september med unntak av referansestasjonene som kun har data fra september. Fra 2011 er det data fra juni, juli og september. For 2014 er data fra juni, august og september benyttet. For 2015 er data fra juni og august benyttet. Det er beregnet gjennomsnitt for overflaten og dypere vannmasser for hvert år der det er flere runder med prøvetaking. Standardavviket mellom de målte konsentrasjonene hvert år er markert i grafene for 2009, 2010, 2011, 2014 og 2015. Det er ikke mulig å beregne standardavvik for 2008 og 2013 fordi det kun er data fra en prøvetaking.



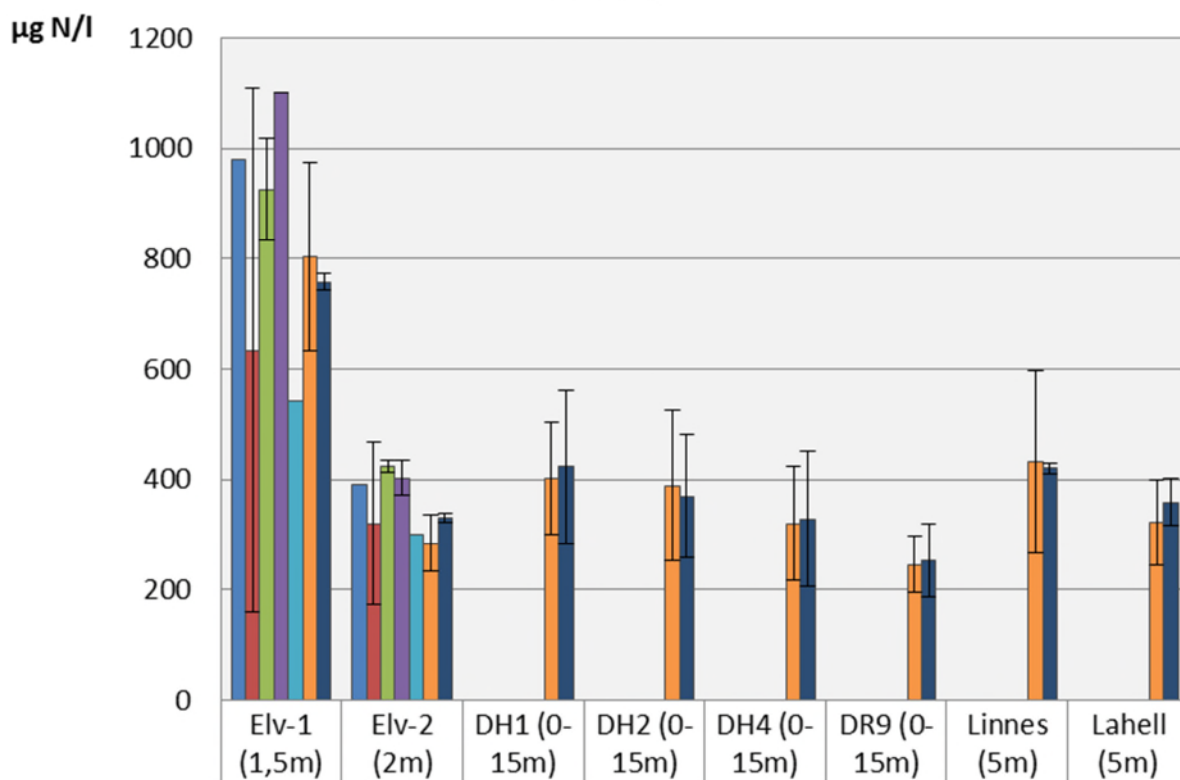
### Total nitrogen



### Total nitrogen



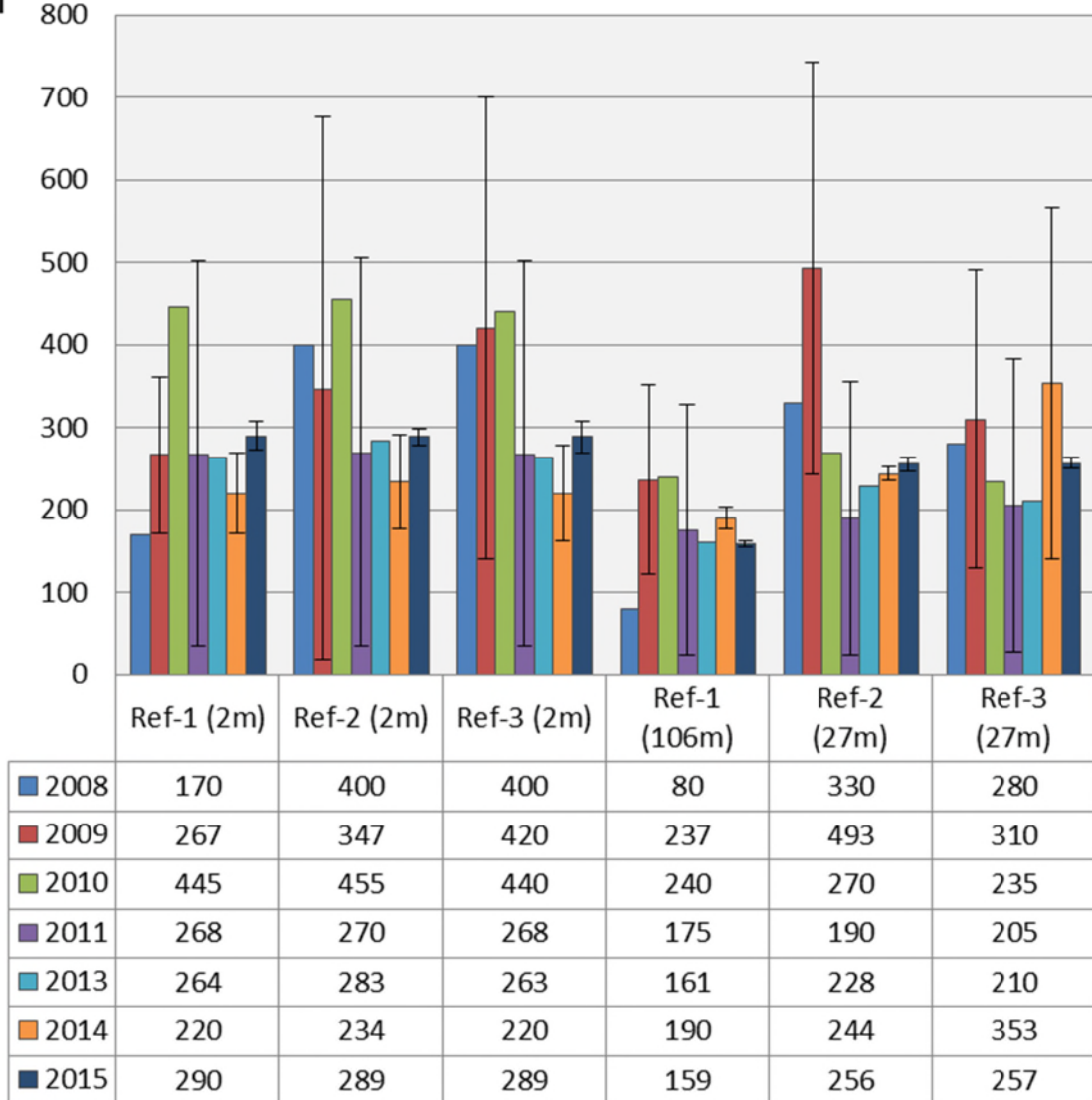
### Total nitrogen



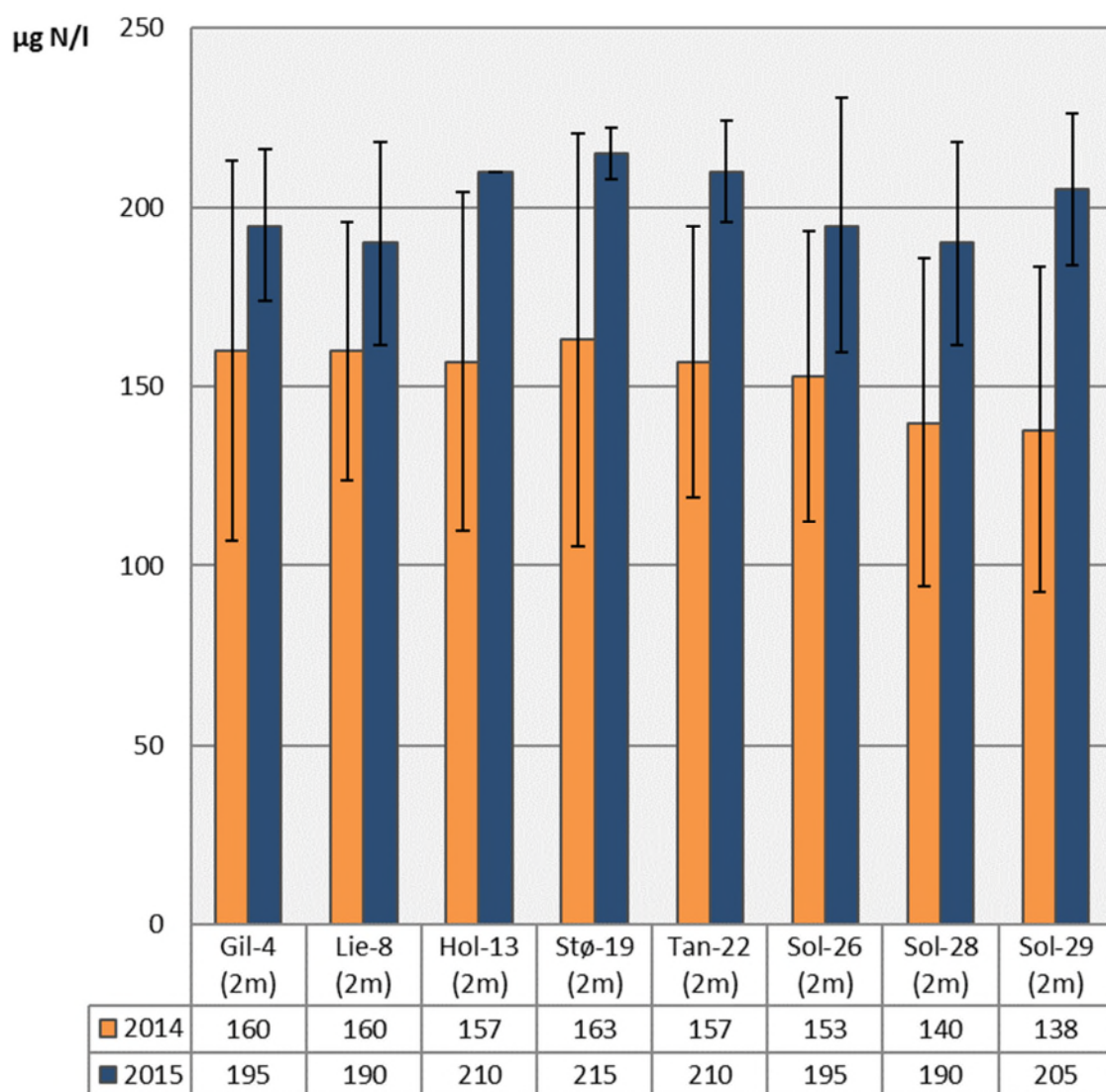
	Elv-1 (1,5m)	Elv-2 (2m)	DH1 (0- 15m)	DH2 (0- 15m)	DH4 (0- 15m)	DR9 (0- 15m)	Linnes (5m)	Lahell (5m)
2008	980	390						
2009	633	320						
2010	925	423						
2011	1100	403						
2013	542	300						
2014	804	284	401	389	320	246	432	322
2015	758	330	423	370	328	253	420	359

### Total nitrogen

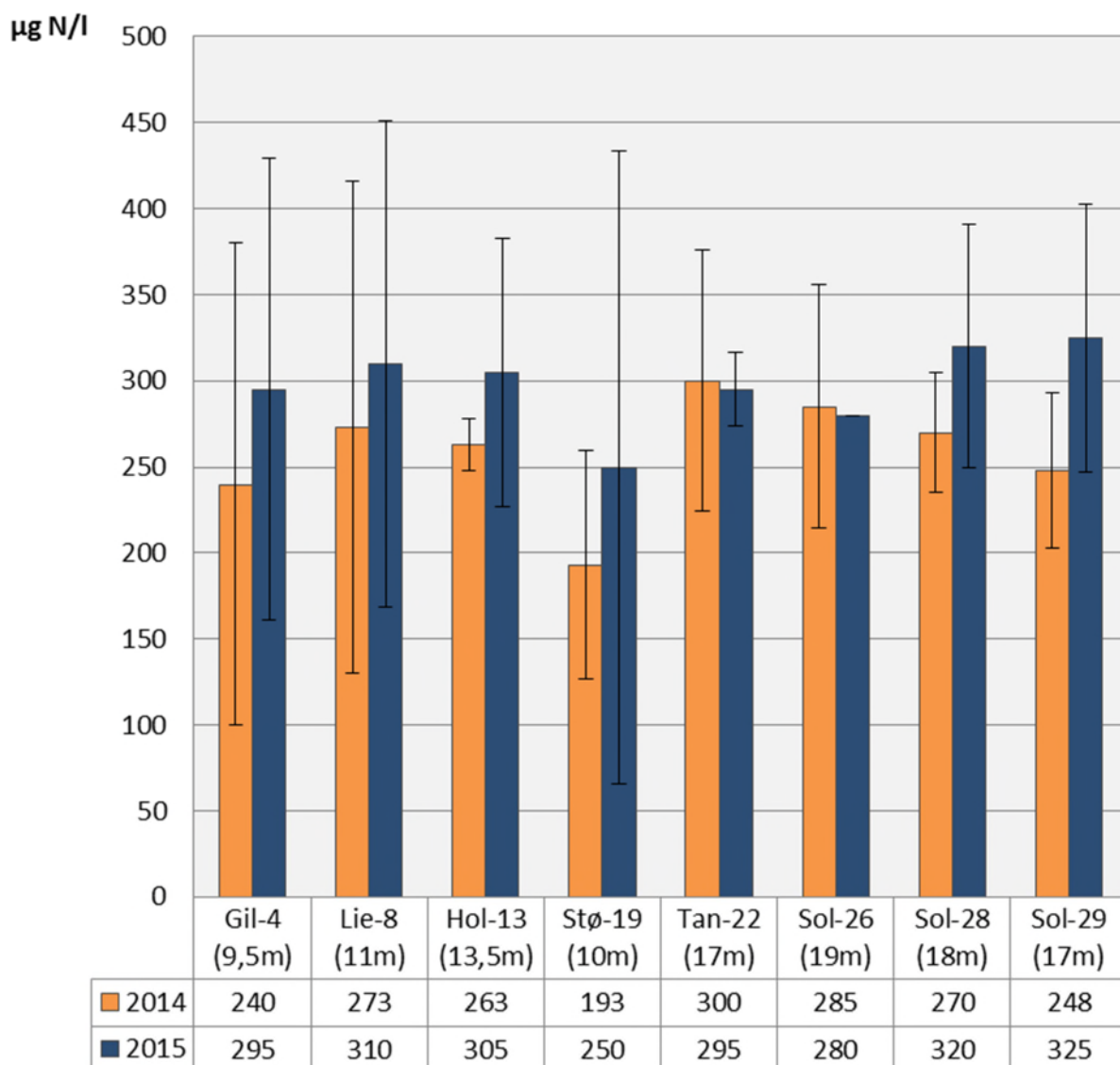
µg N/l



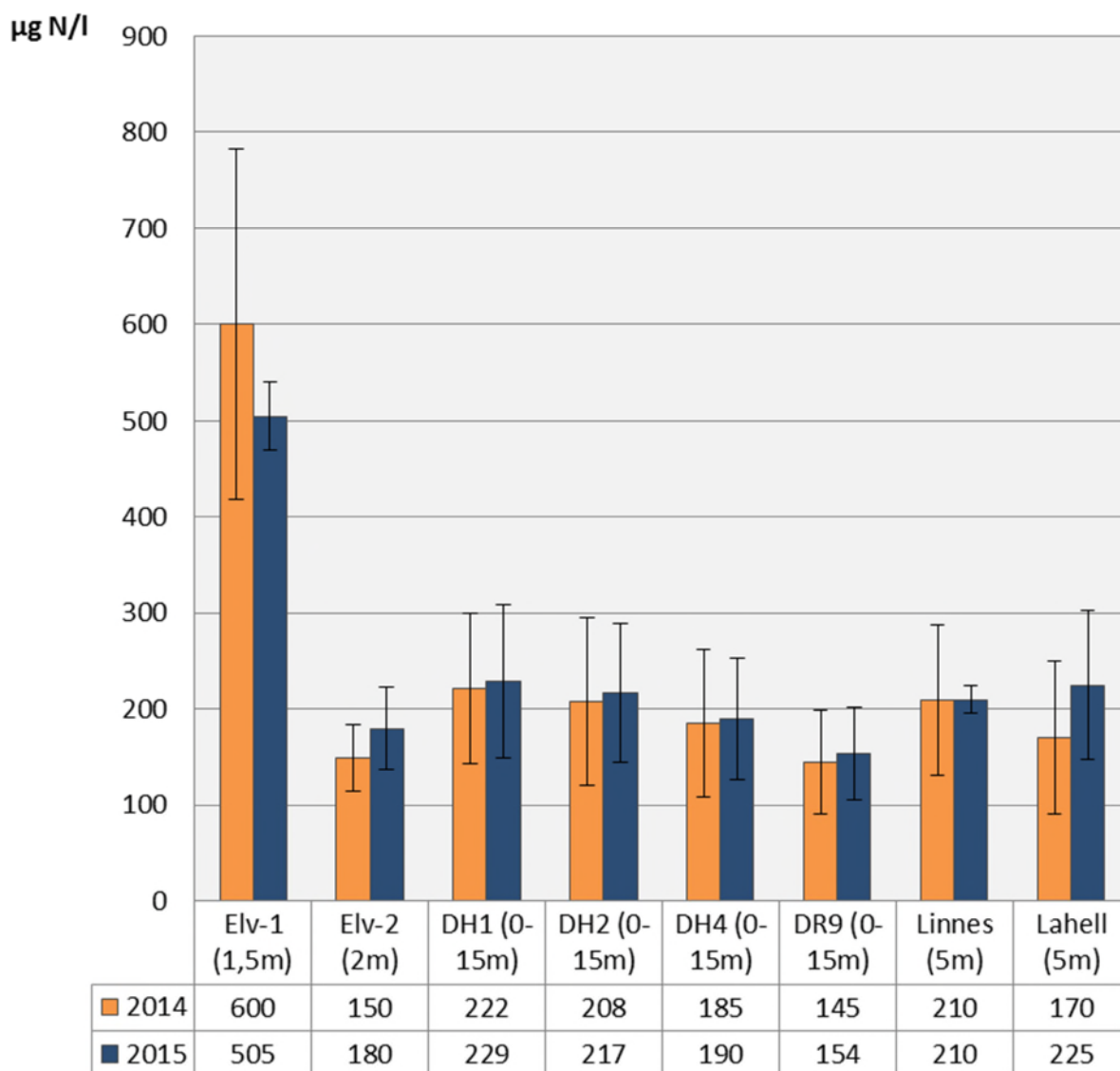
### Nitrat-N



### Nitrat-N



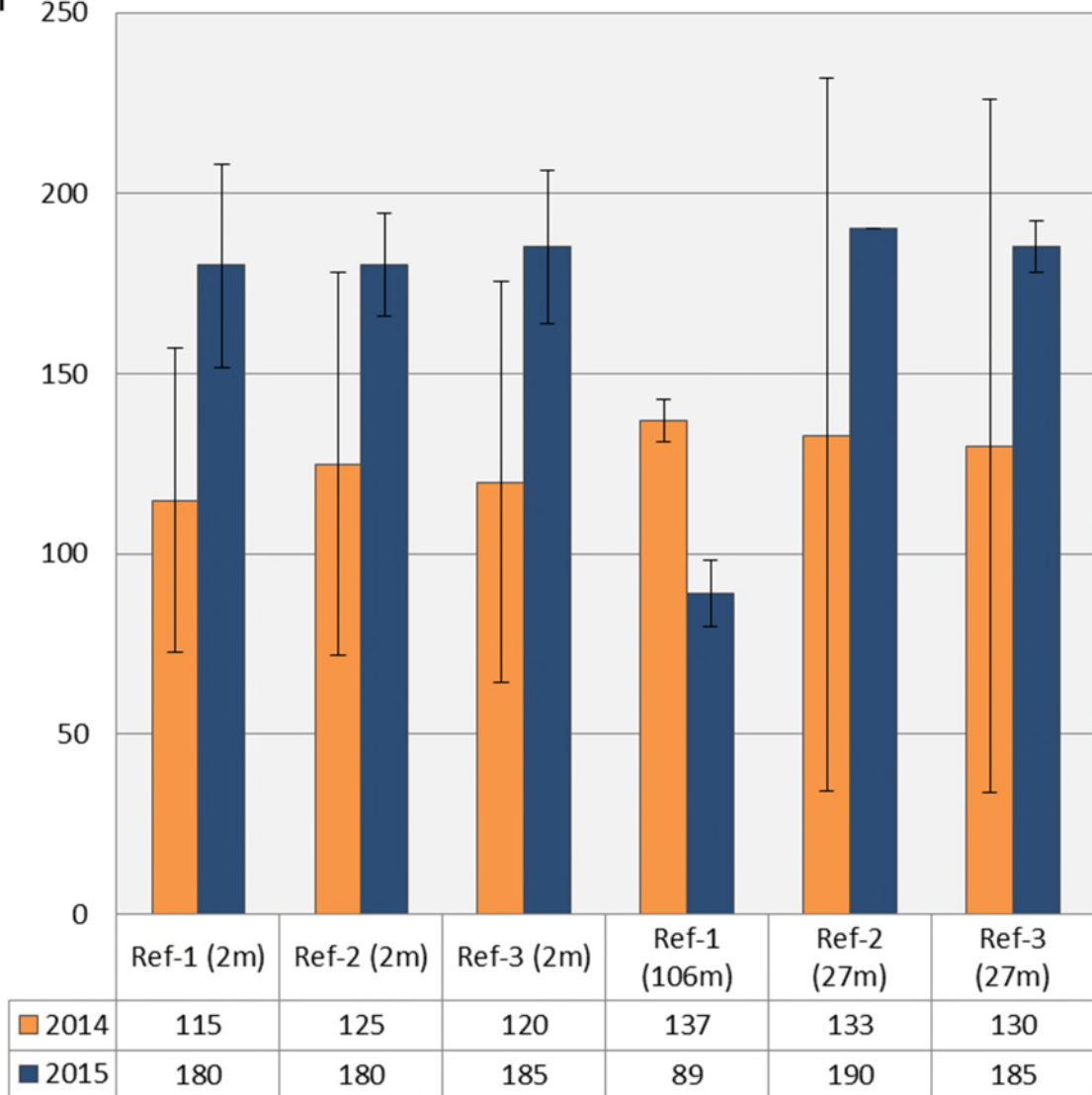
### Nitrat-N



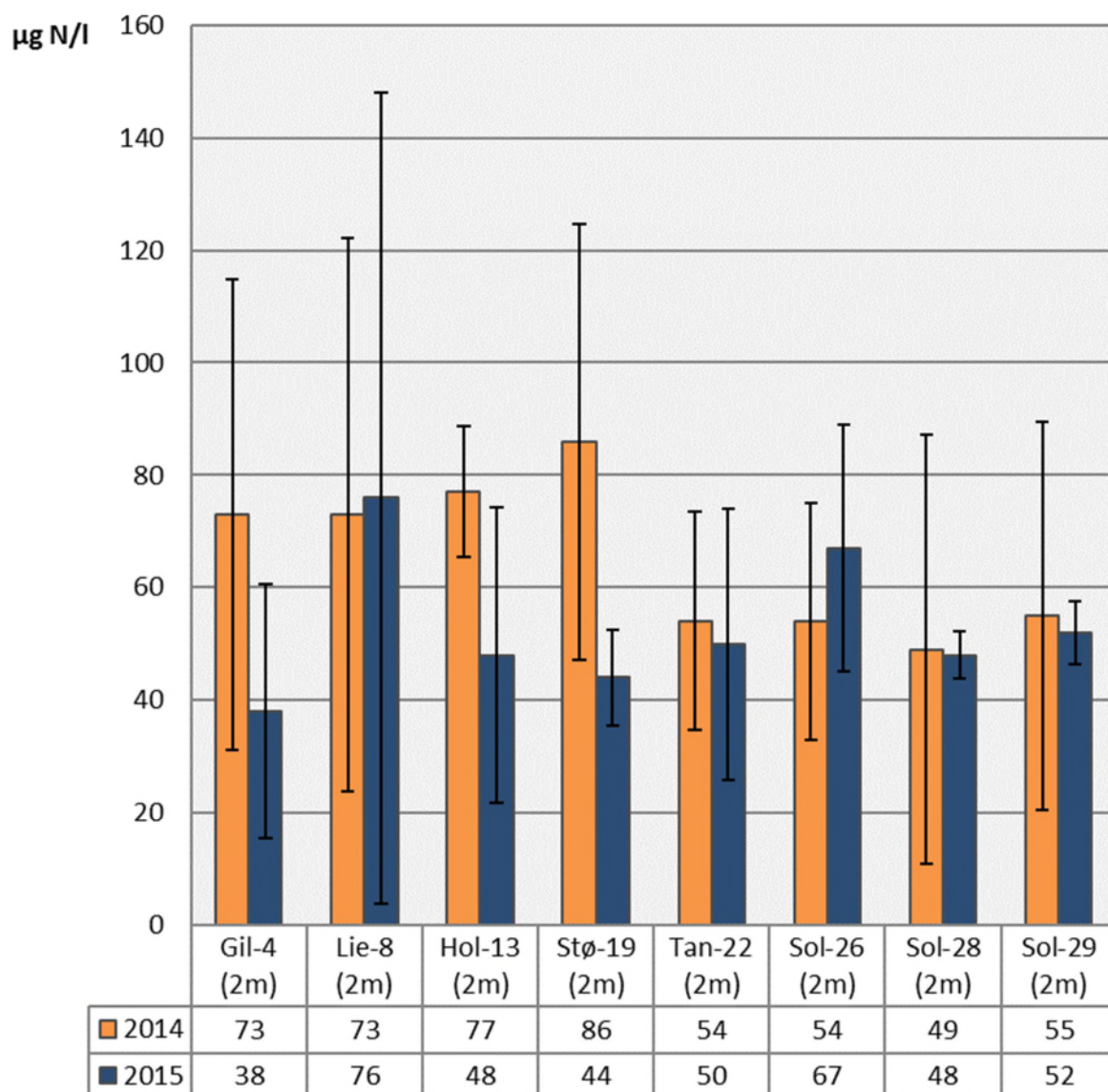


### Nitrat-N

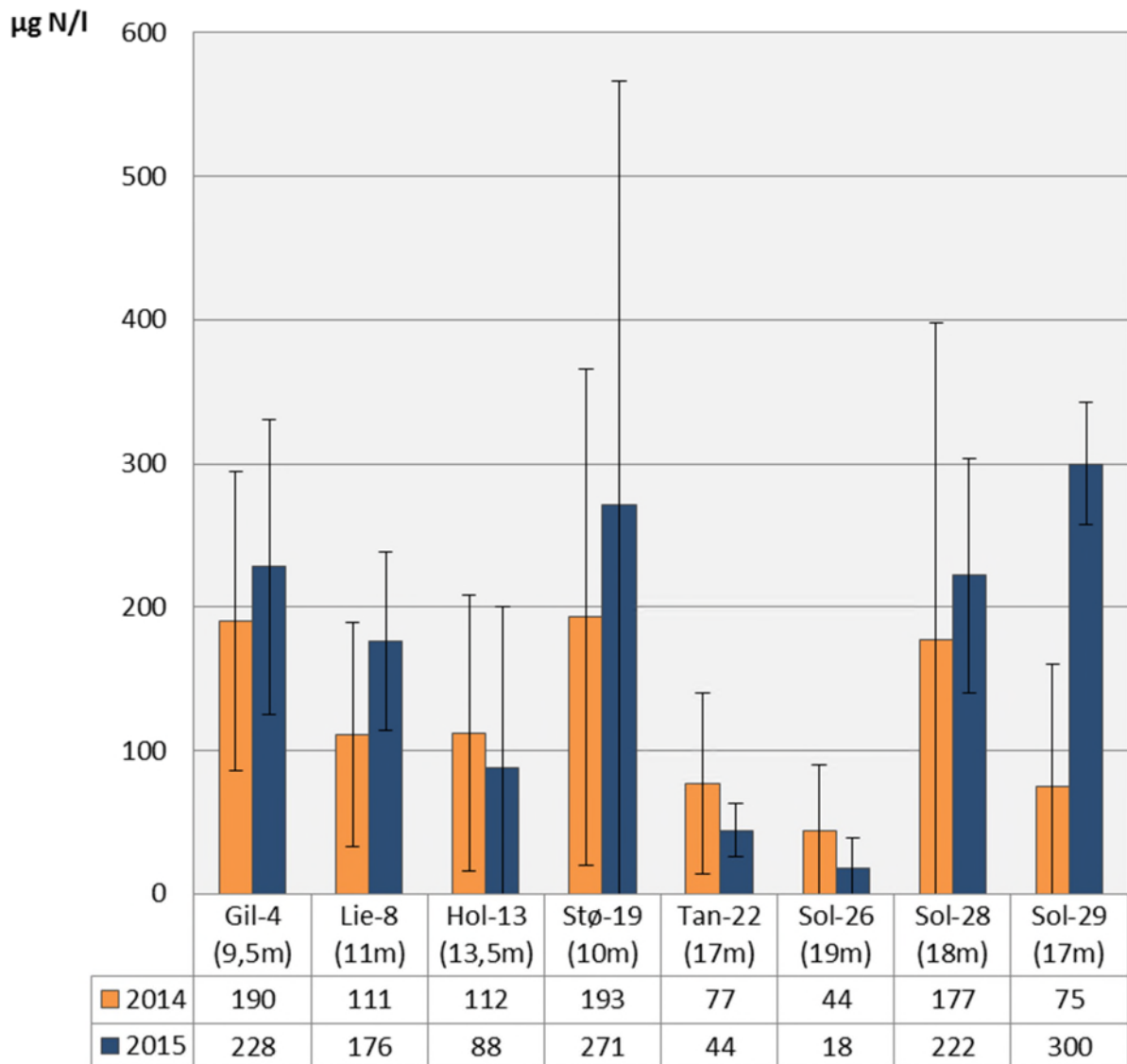
µg N/l



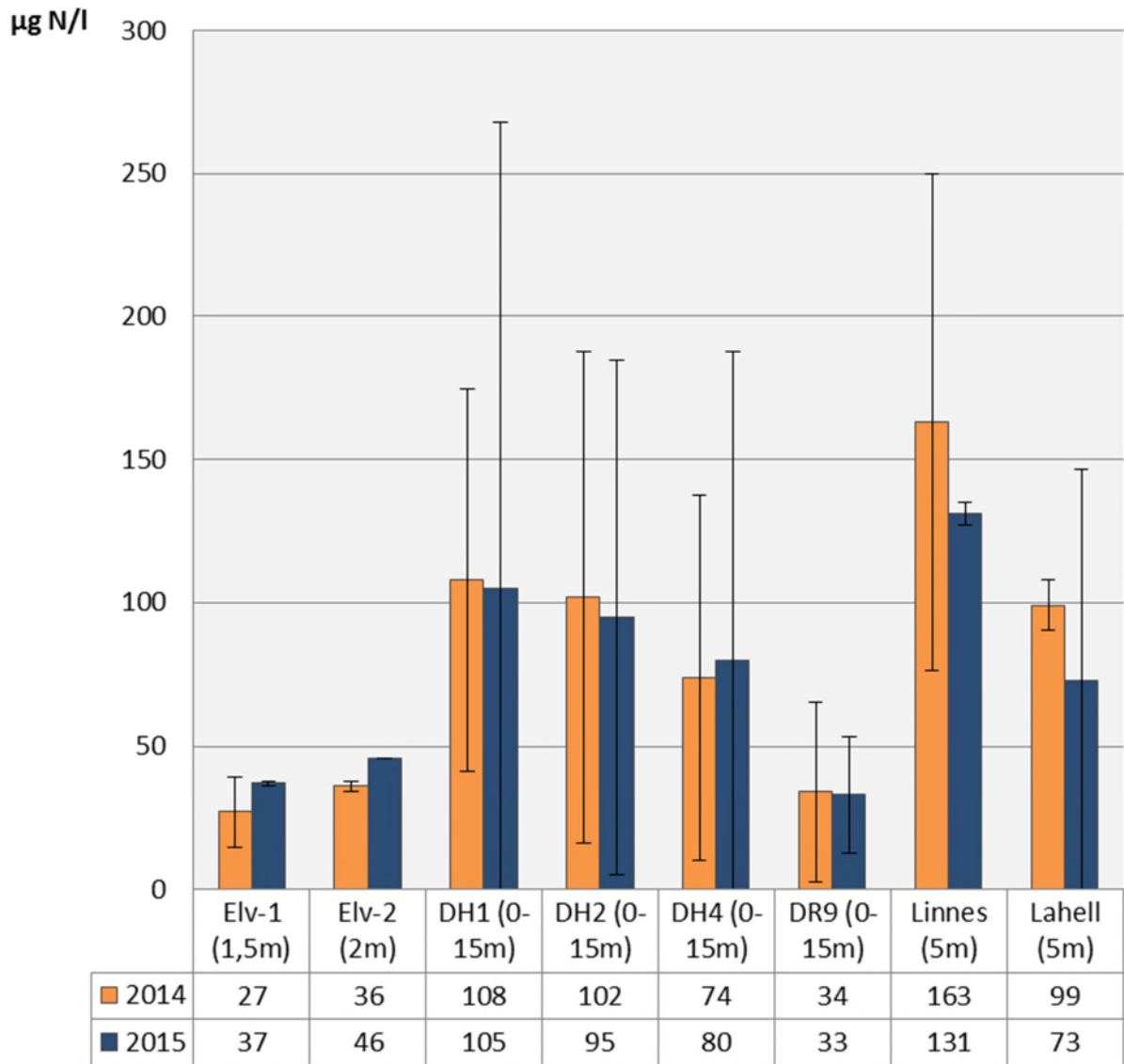
### Ammonium-N



### Ammonium-N

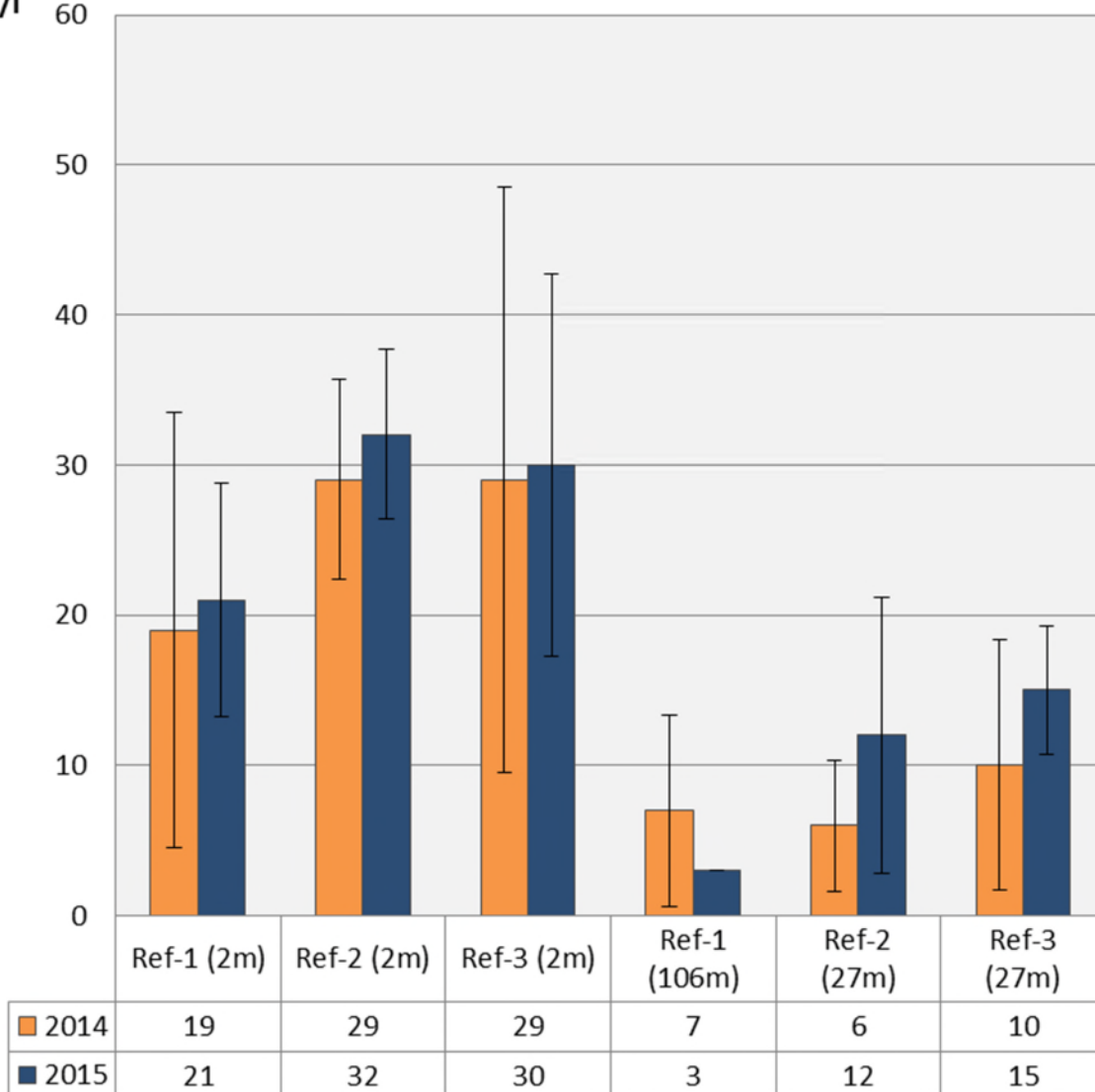


### Ammonium-N

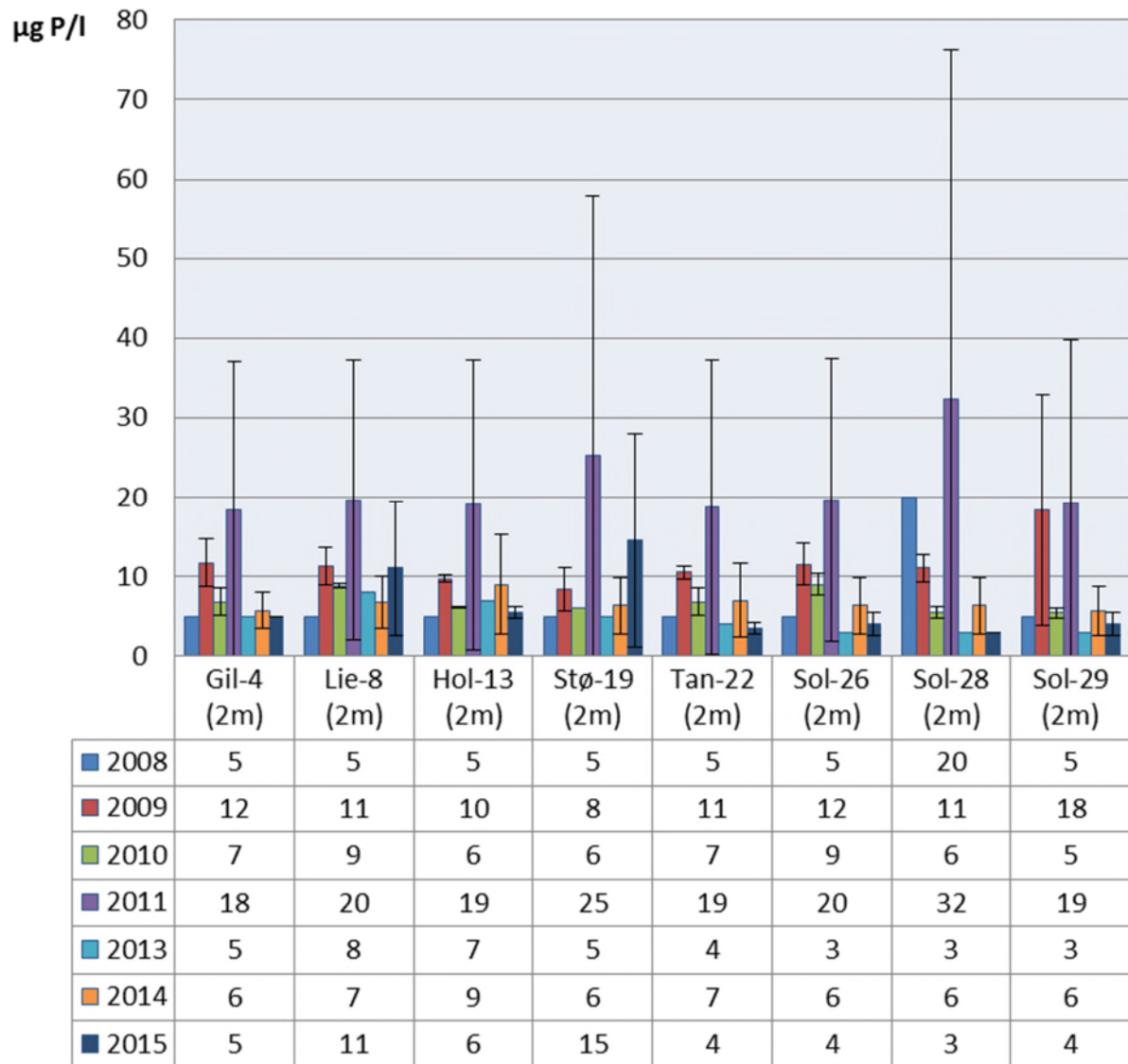


### Ammonium-N

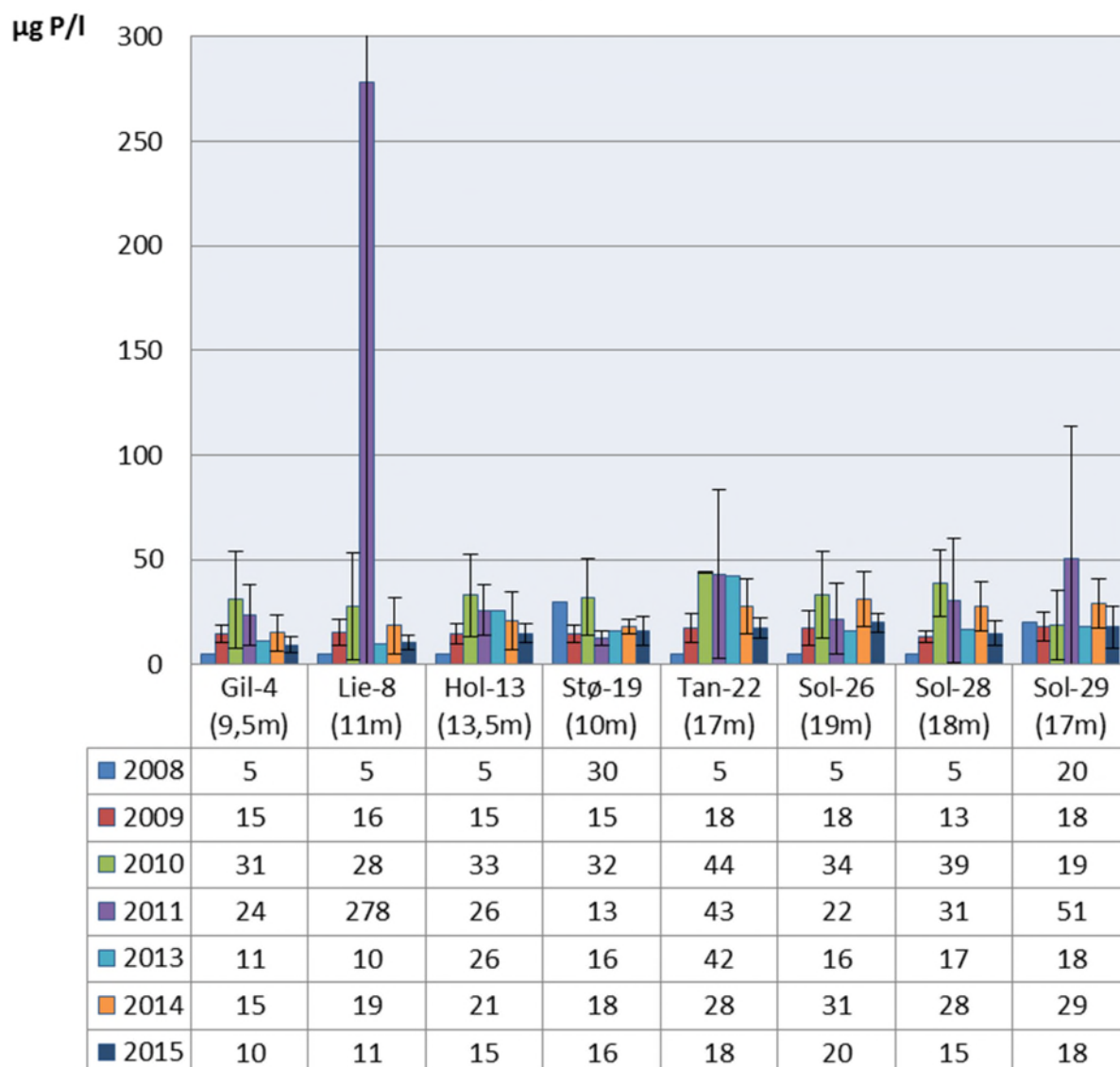
µg N/l



### Total fosfor



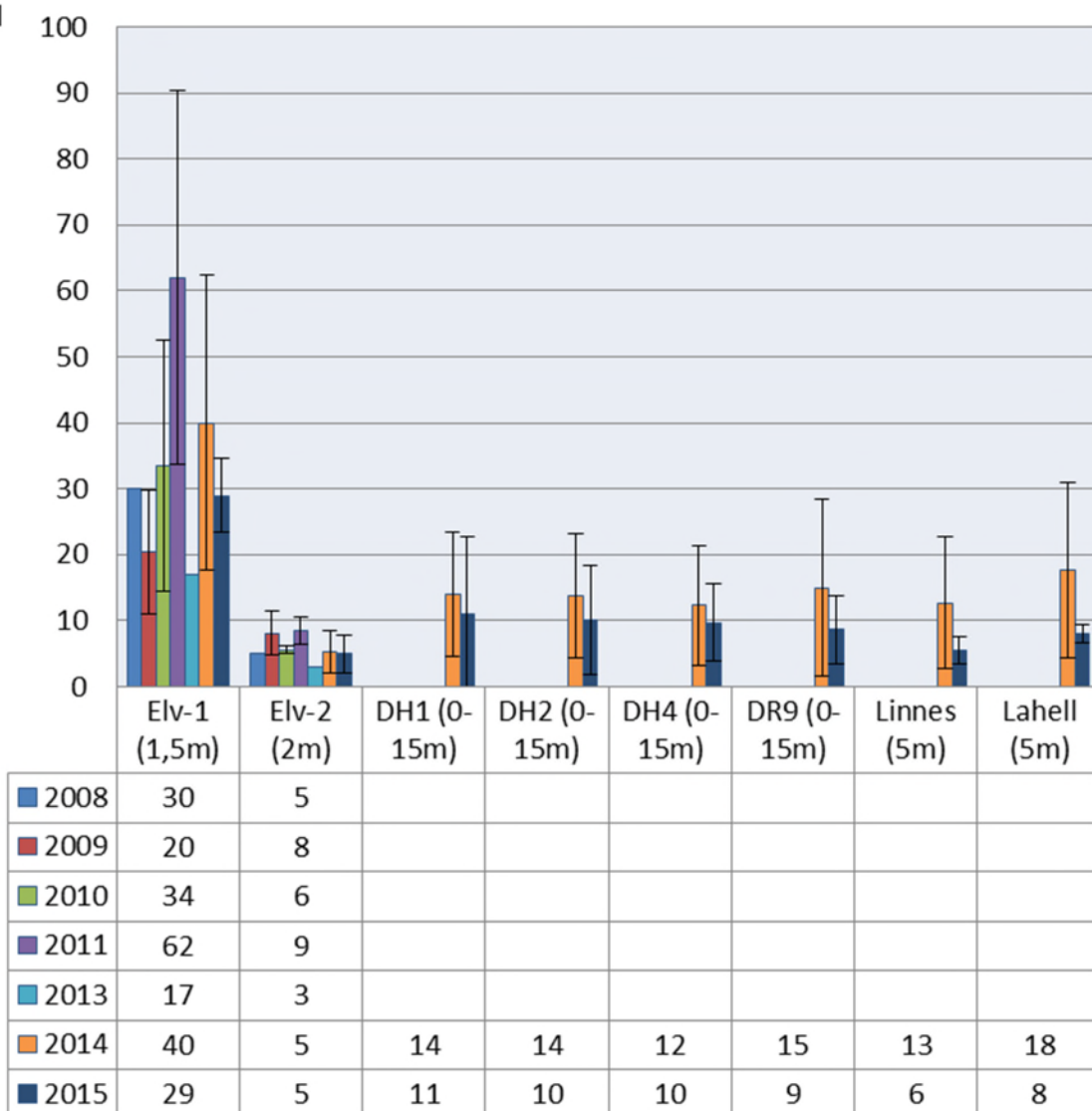
### Total fosfor





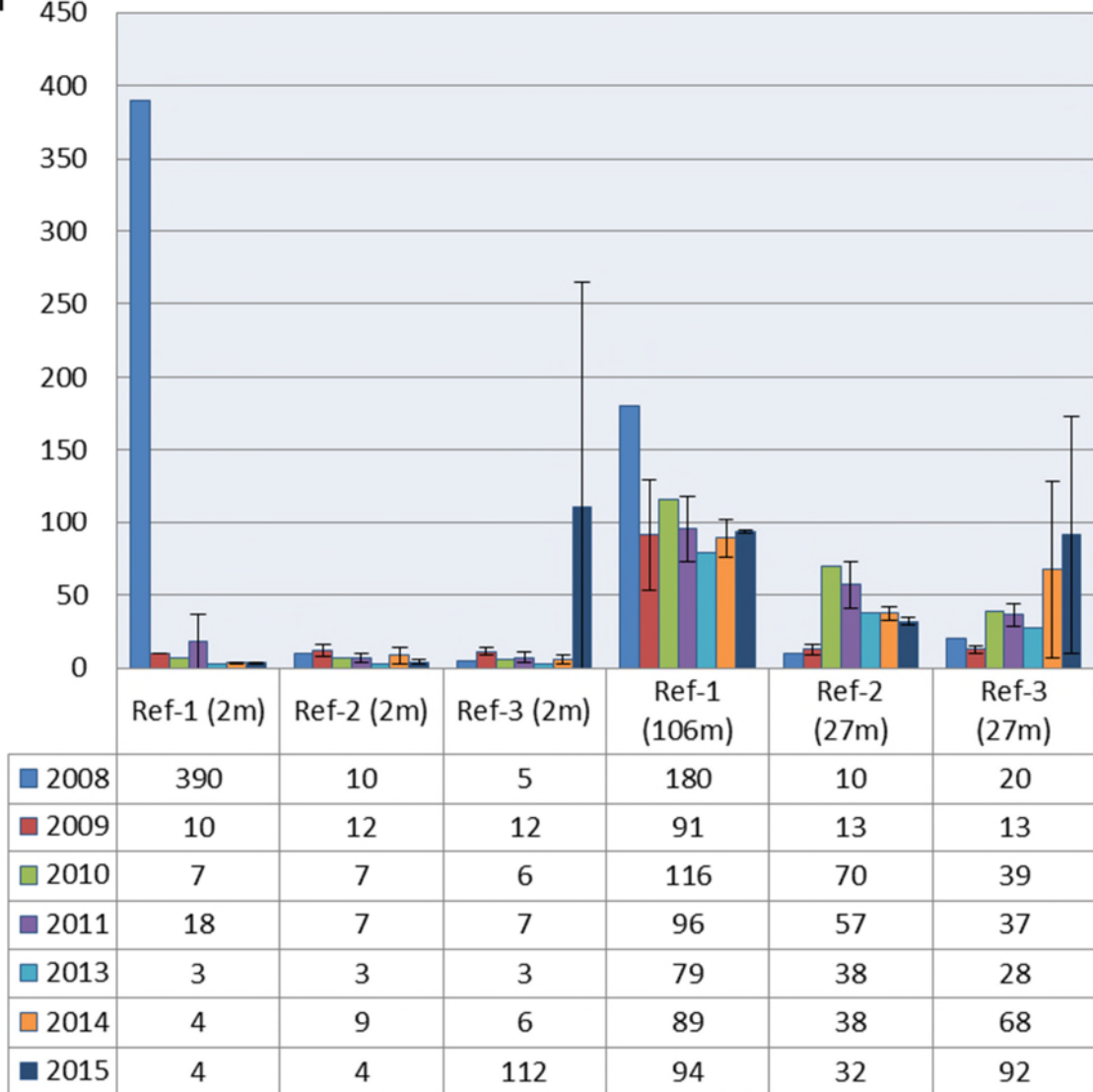
### Total fosfor

µg P/l

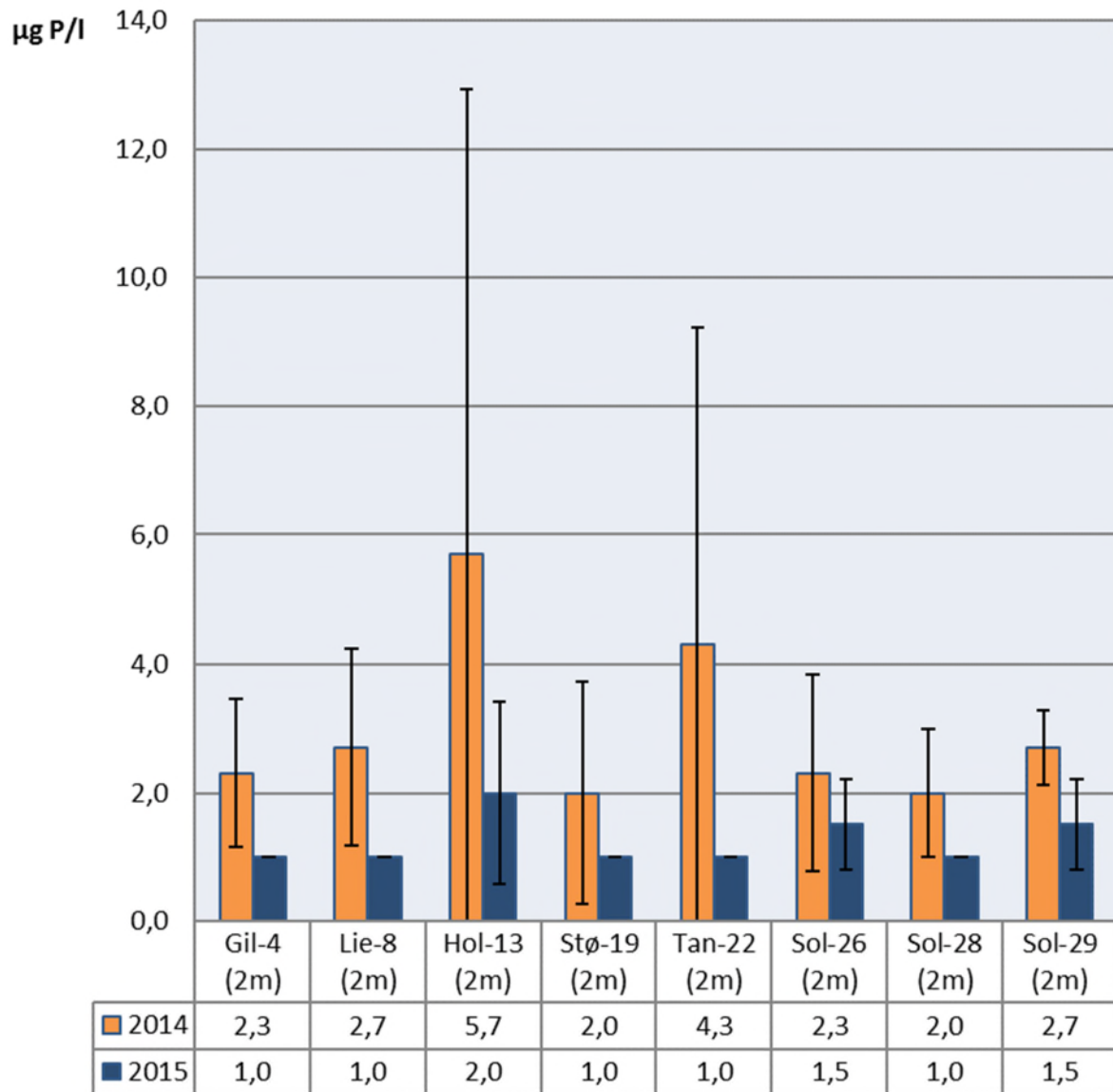


### Total fosfor

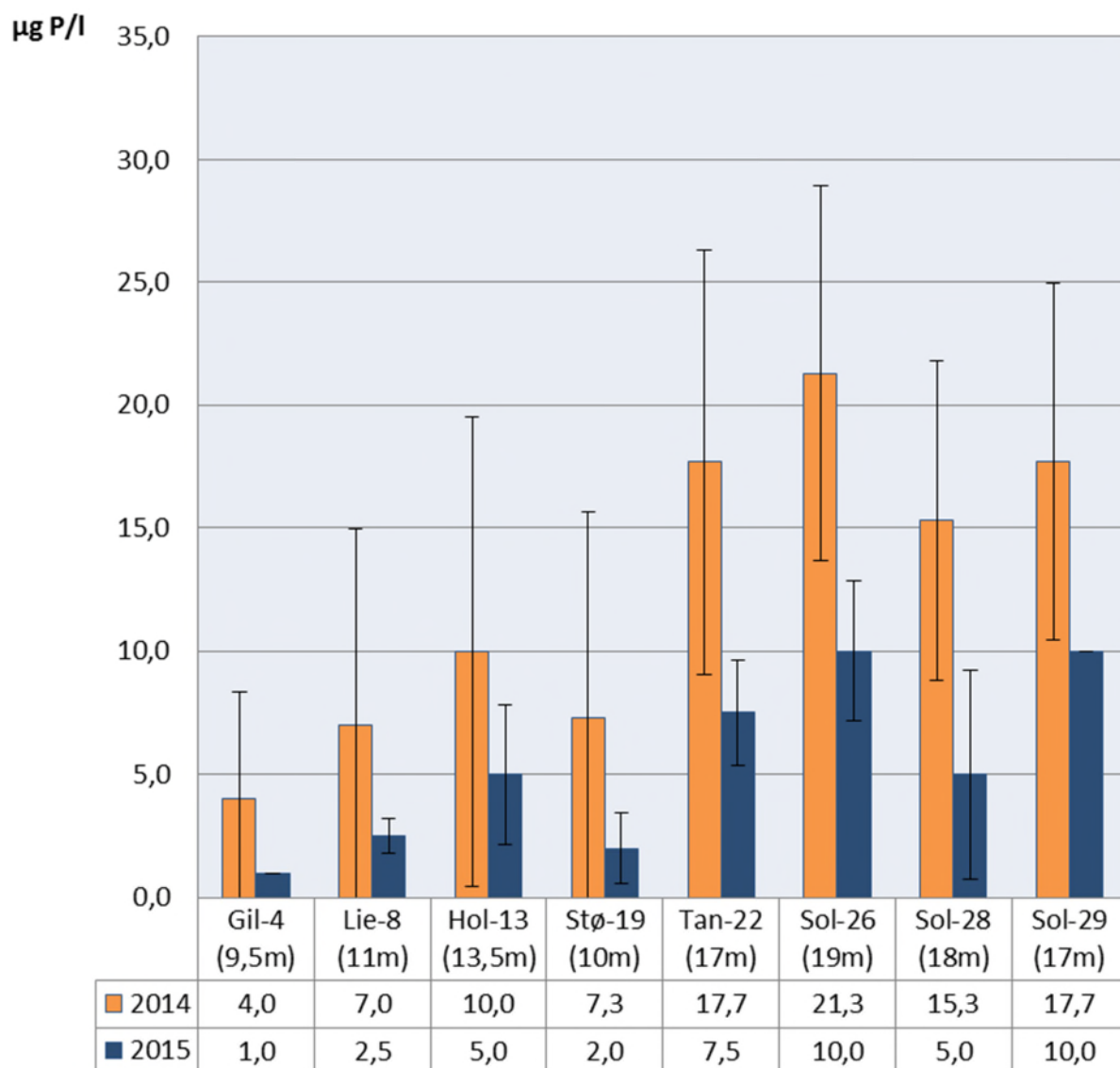
µg P/l



### Fosfat-P

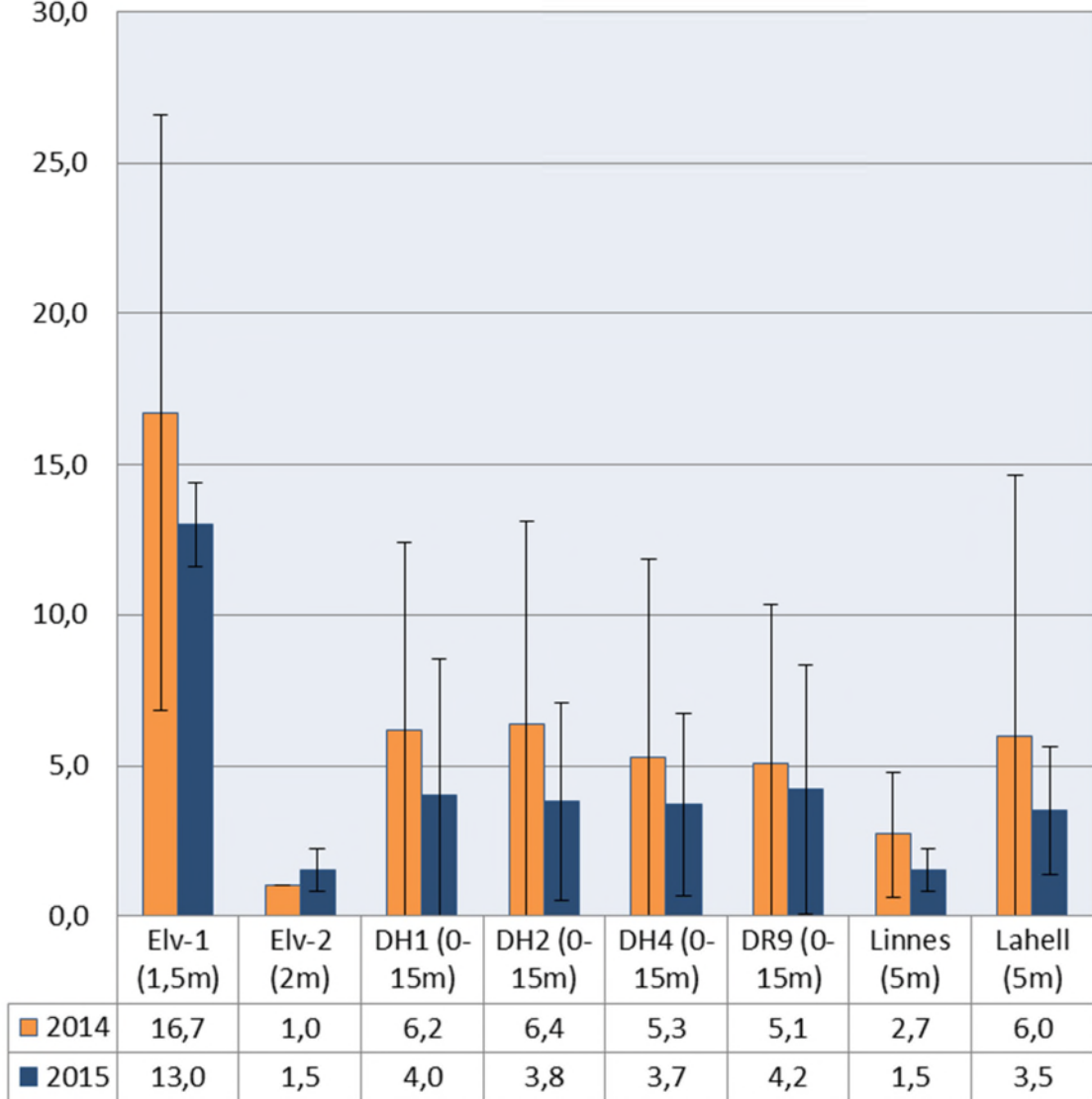


### Fosfat-P

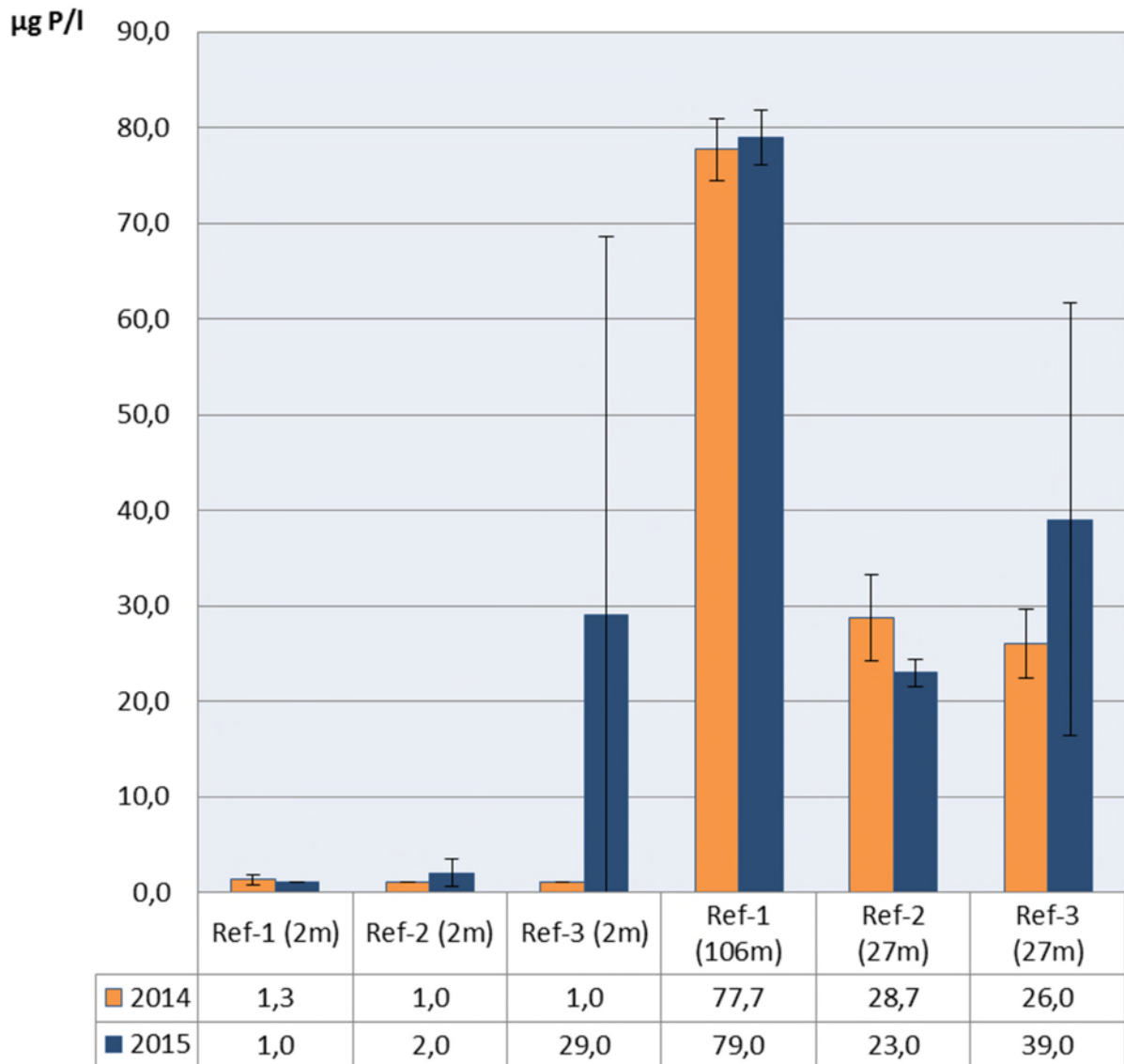


### Fosfat-P

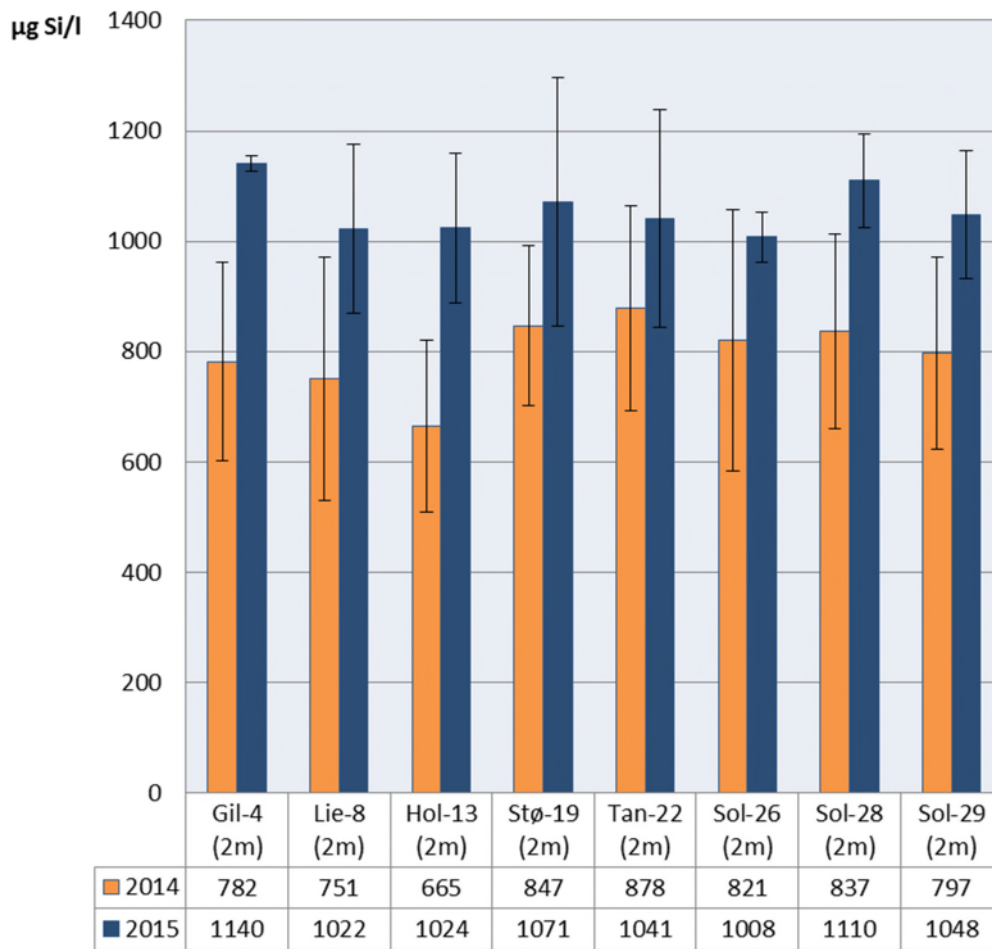
µg P/l



### Fosfat-P

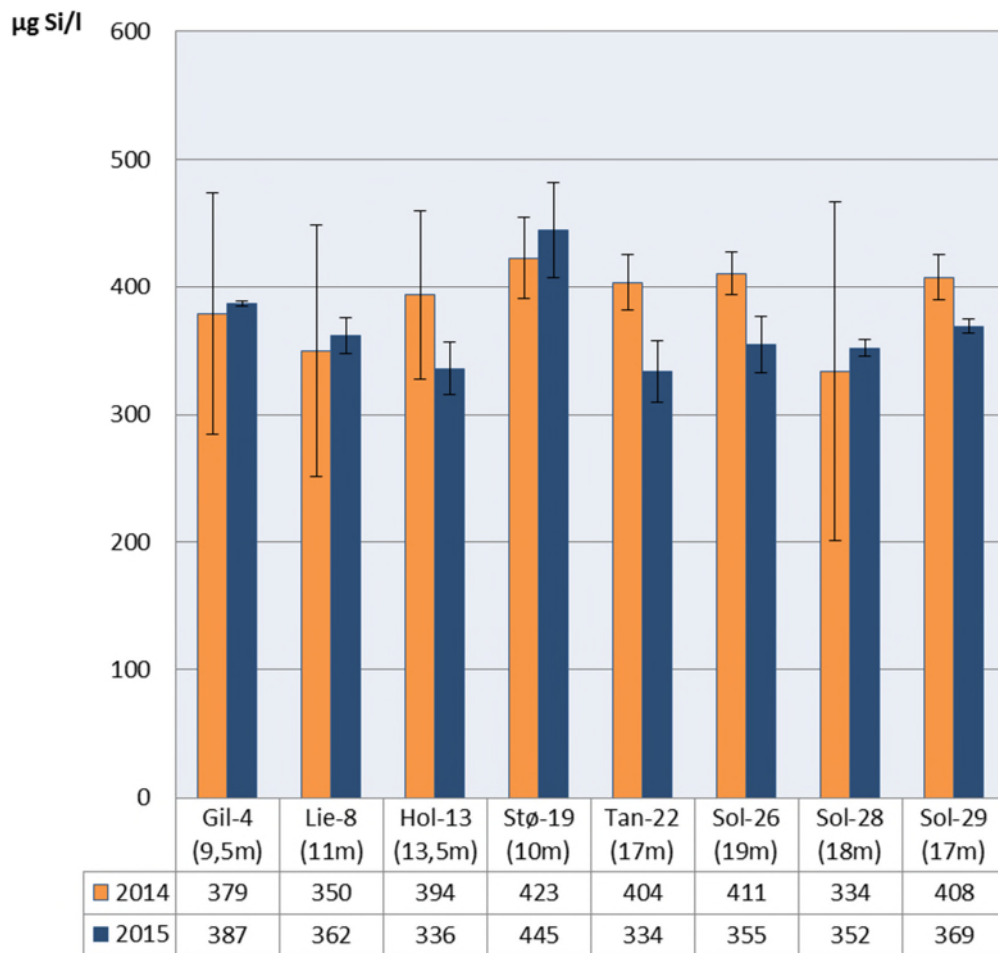


### Silikat-Si

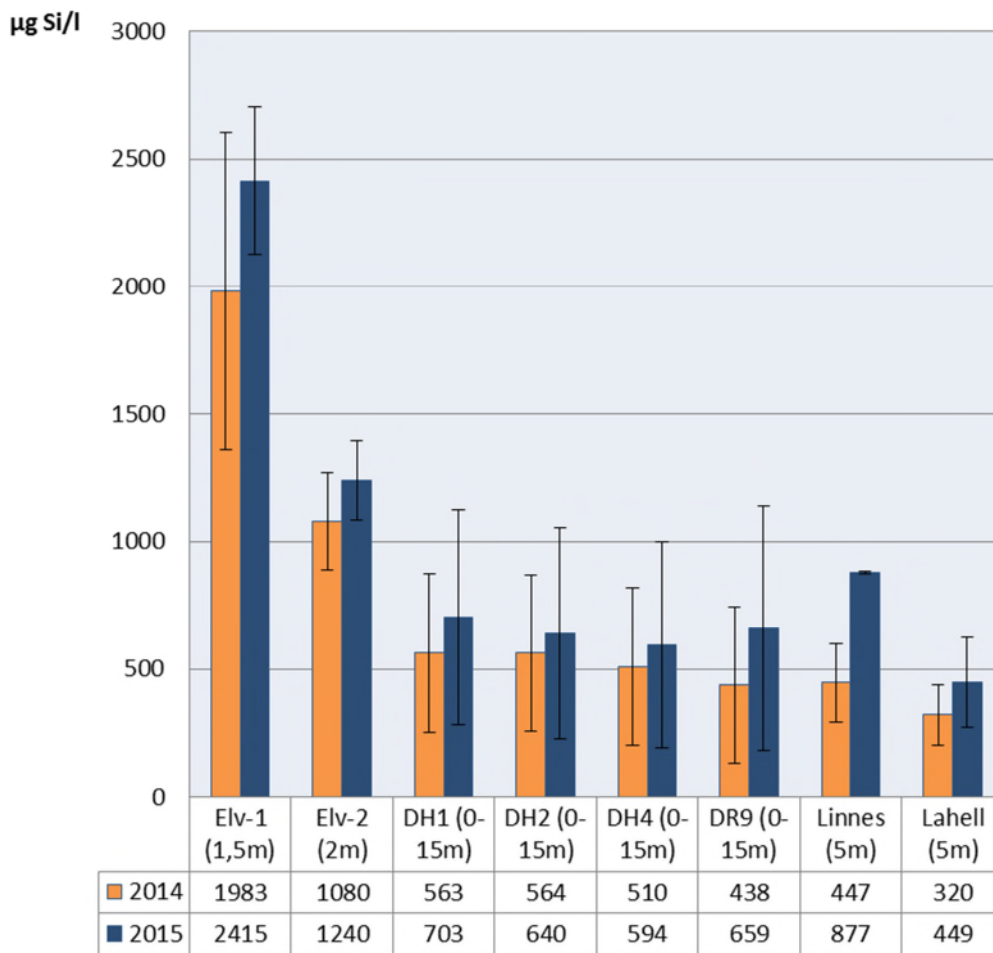




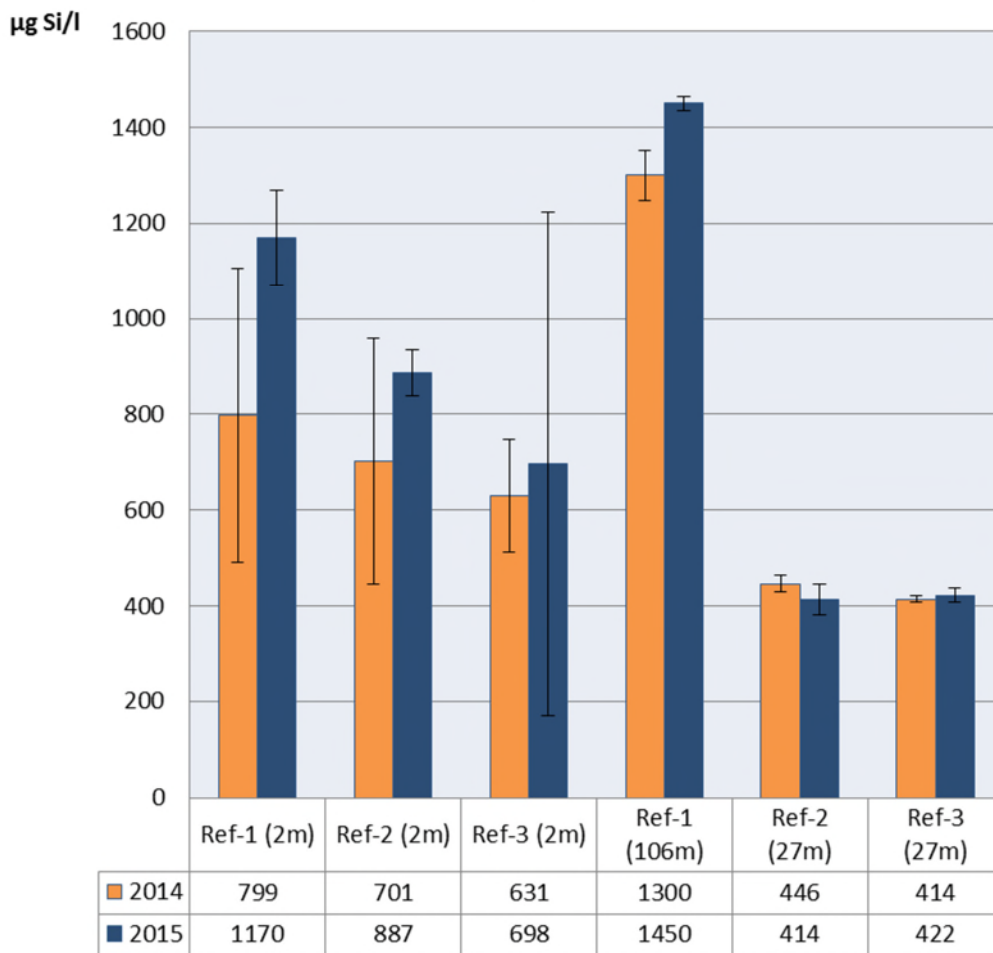
### Silikat-Si



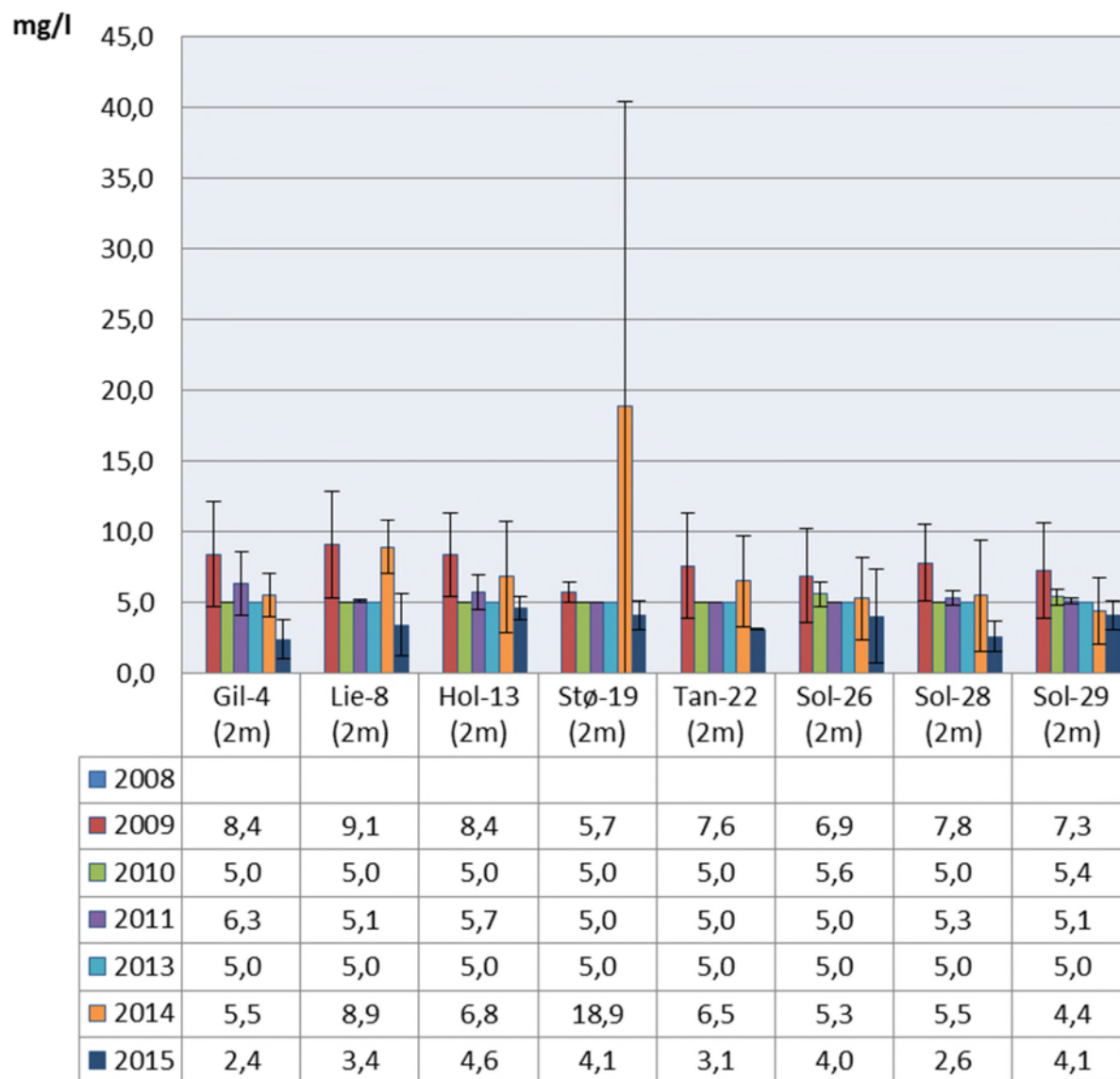
### Silikat-Si

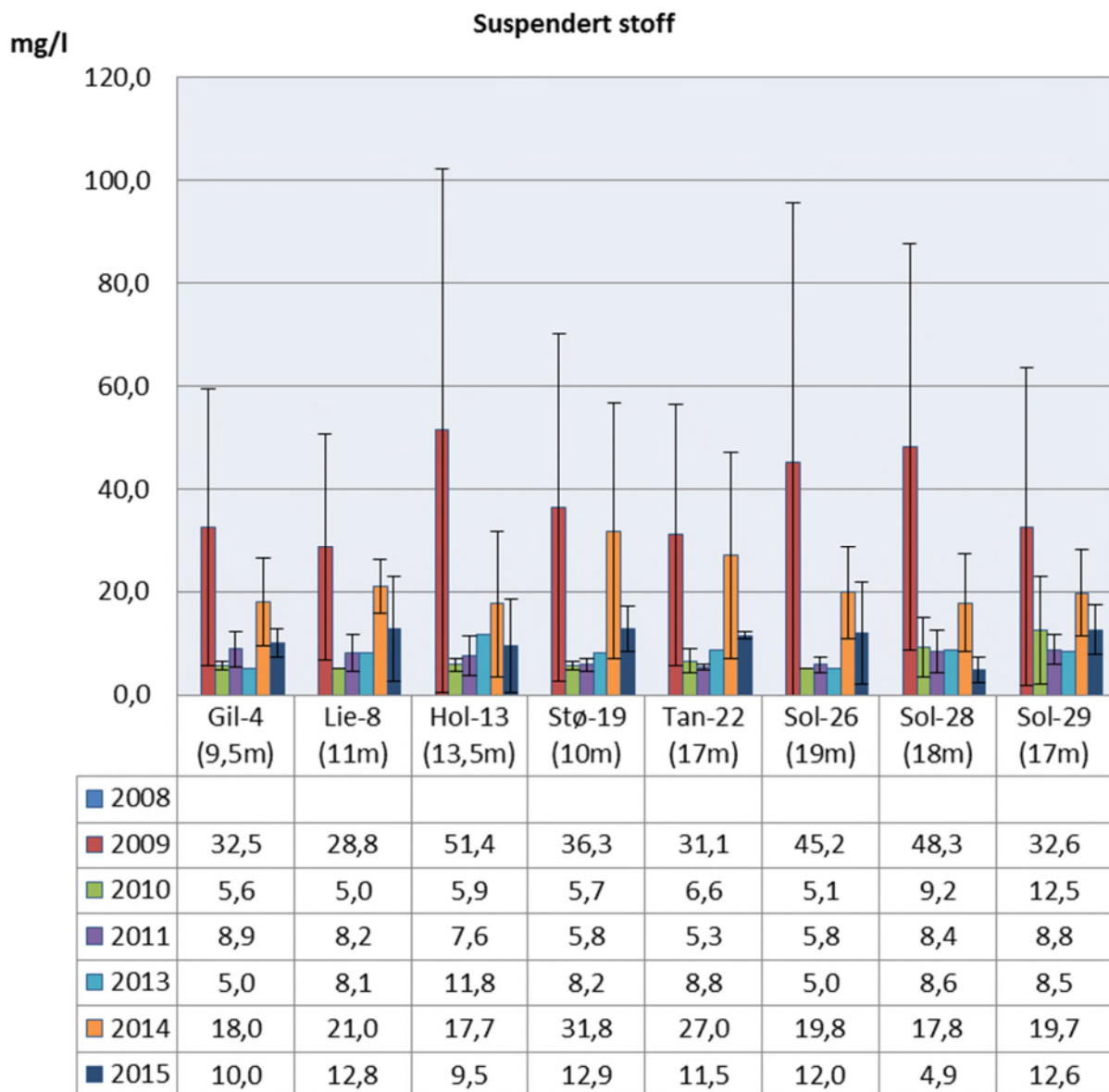


### Silikat-Si

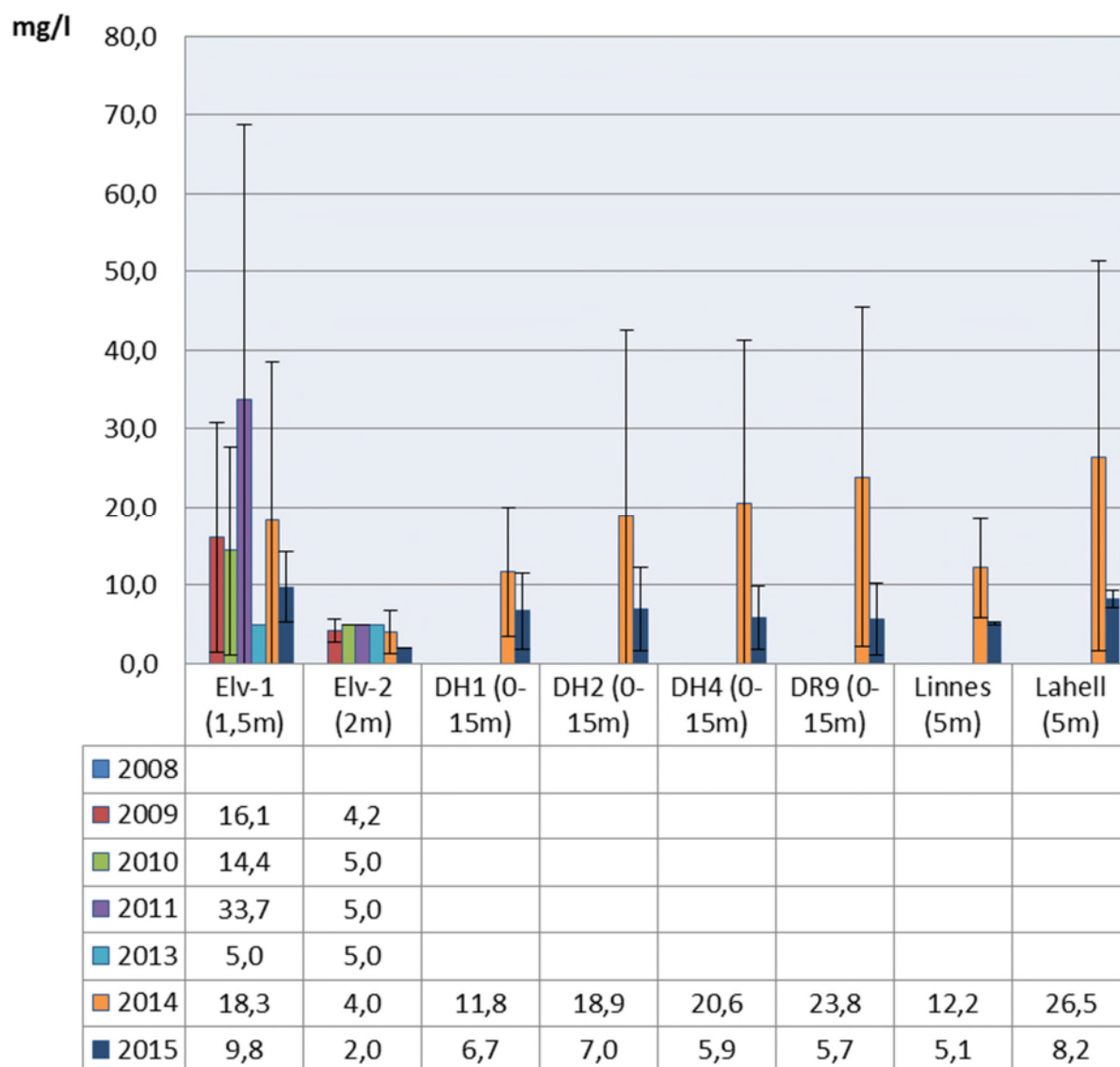


### Suspendert stoff

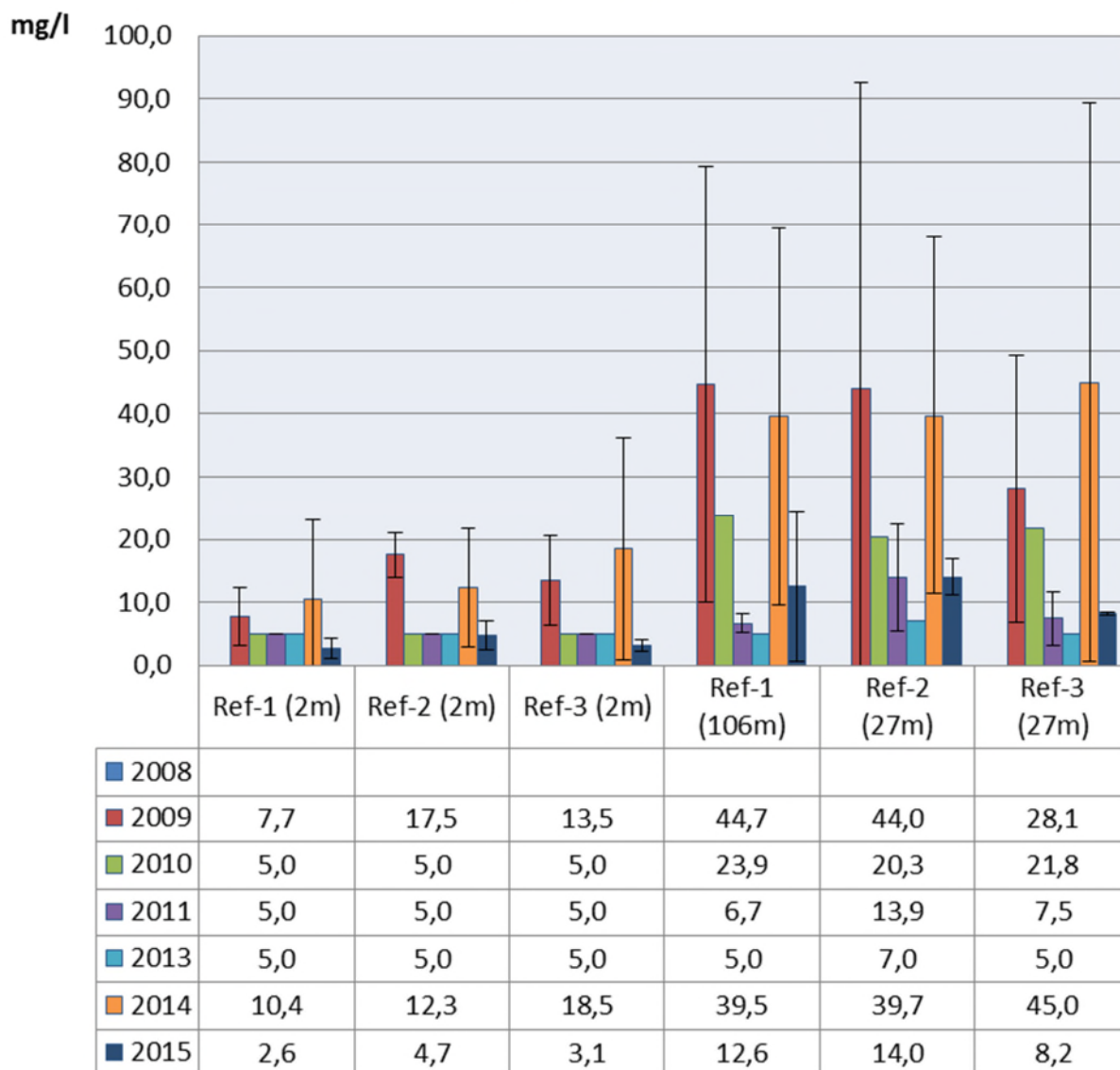




### Suspendert stoff



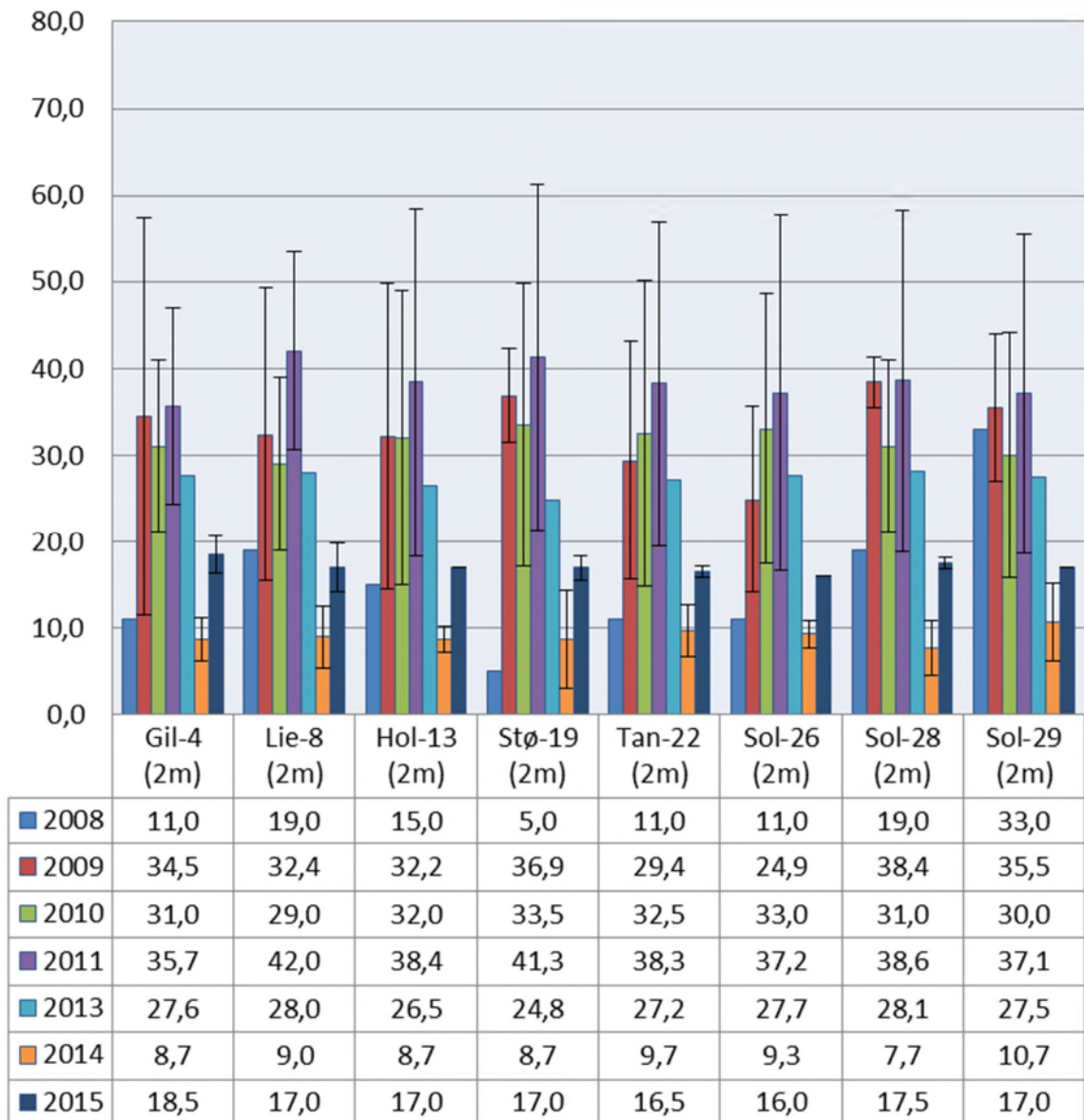
### Suspendert stoff





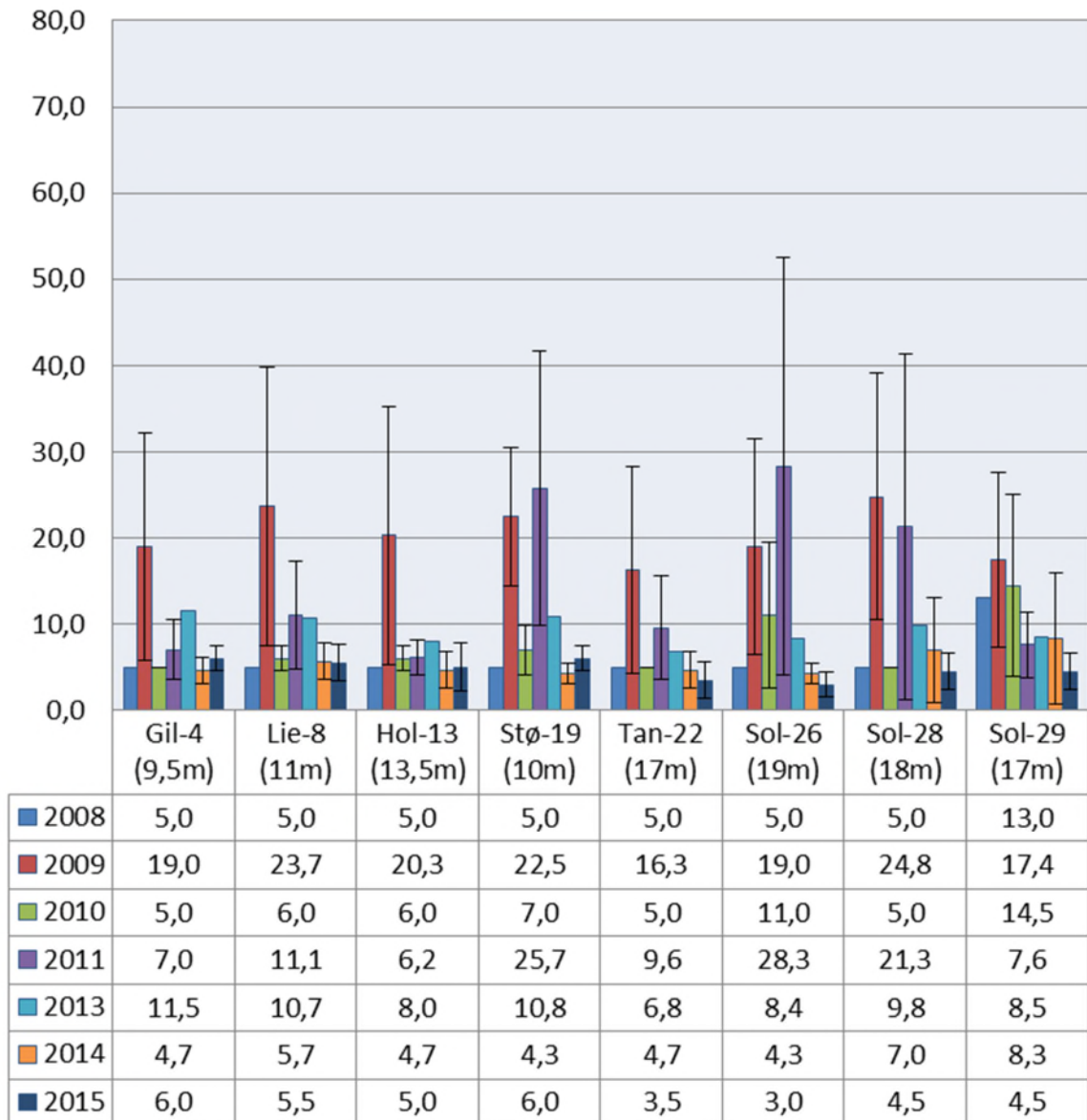
mg Pt/l

Fargetall



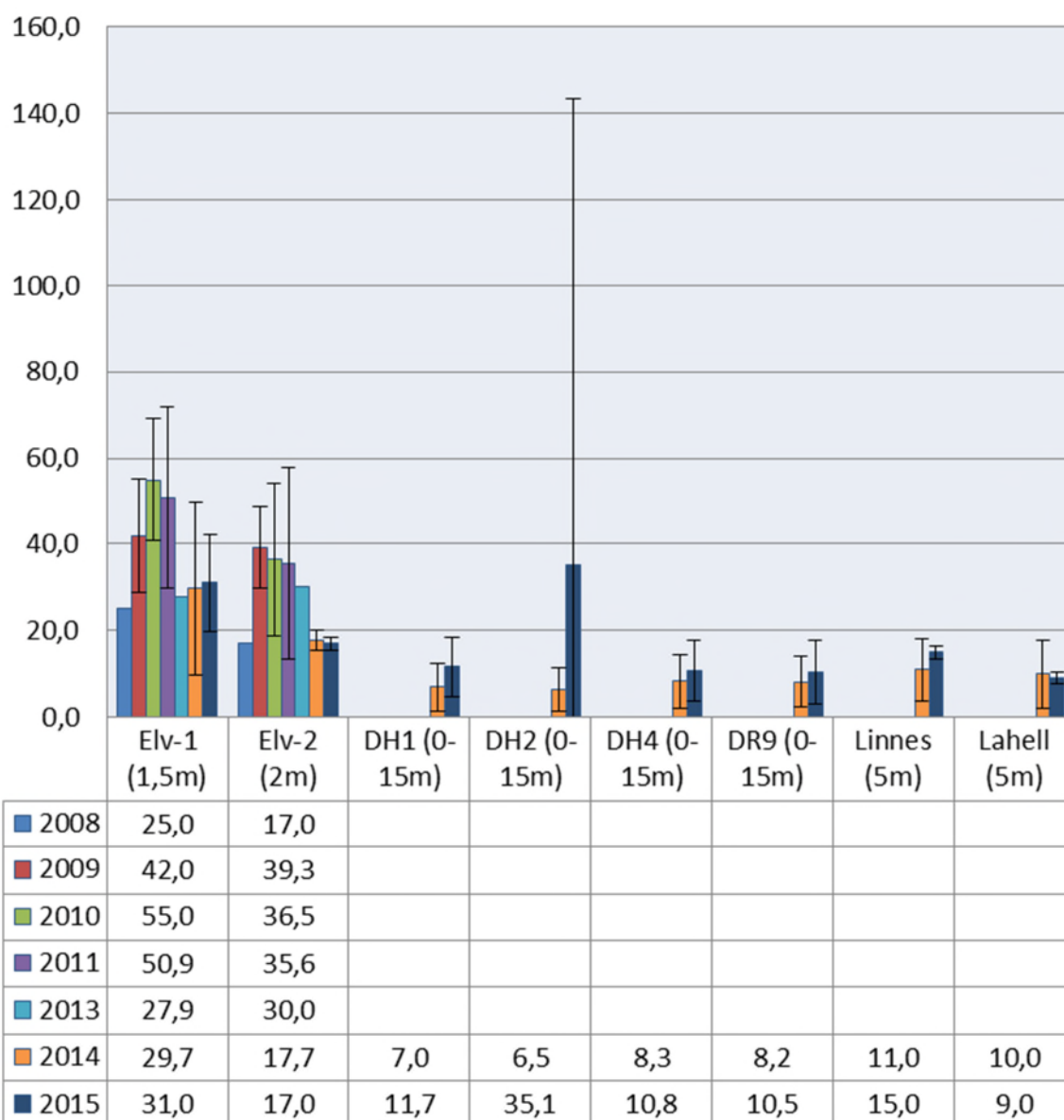
mg Pt/l

Fargetall



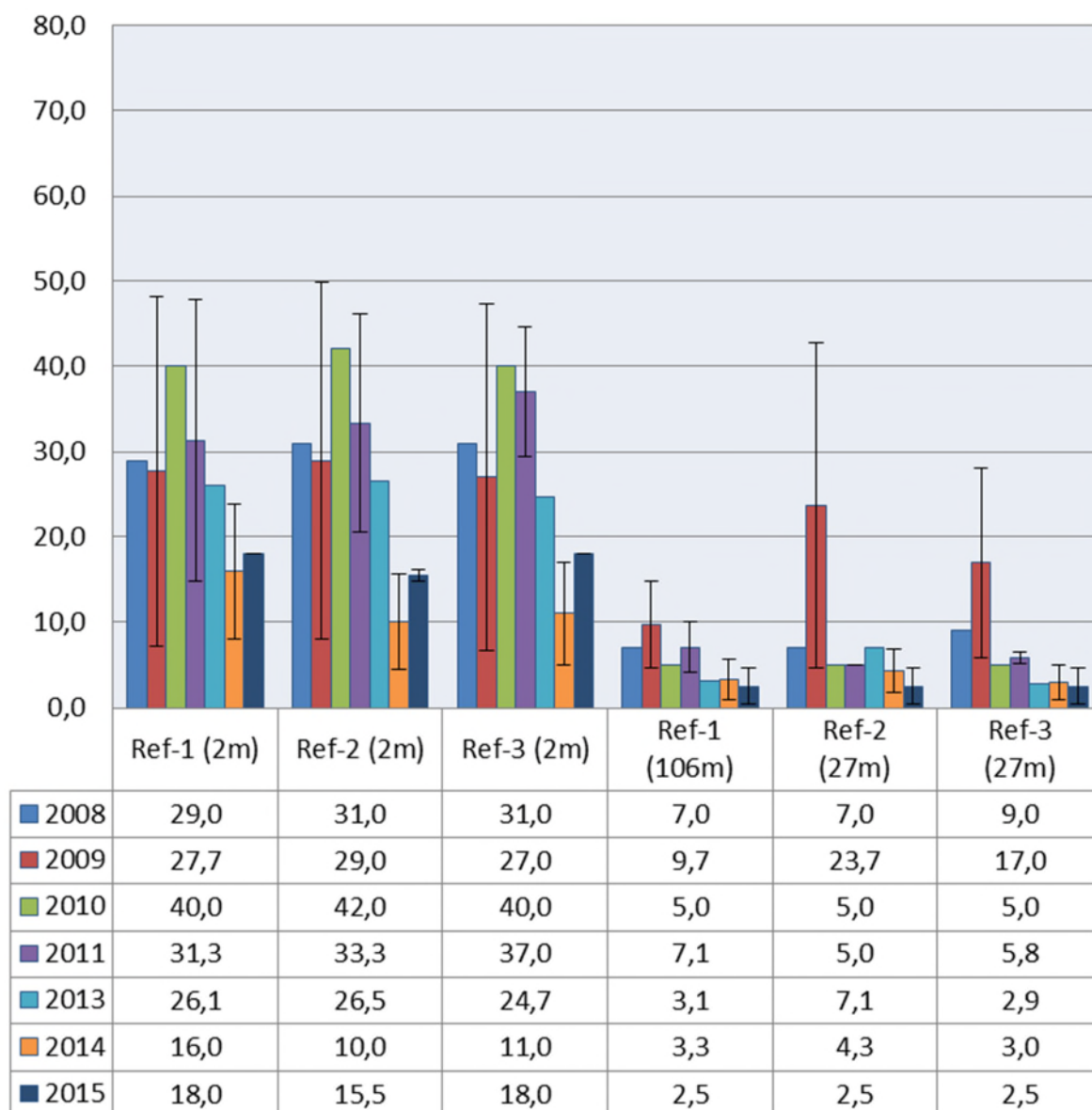
mg Pt/l

Fargetall

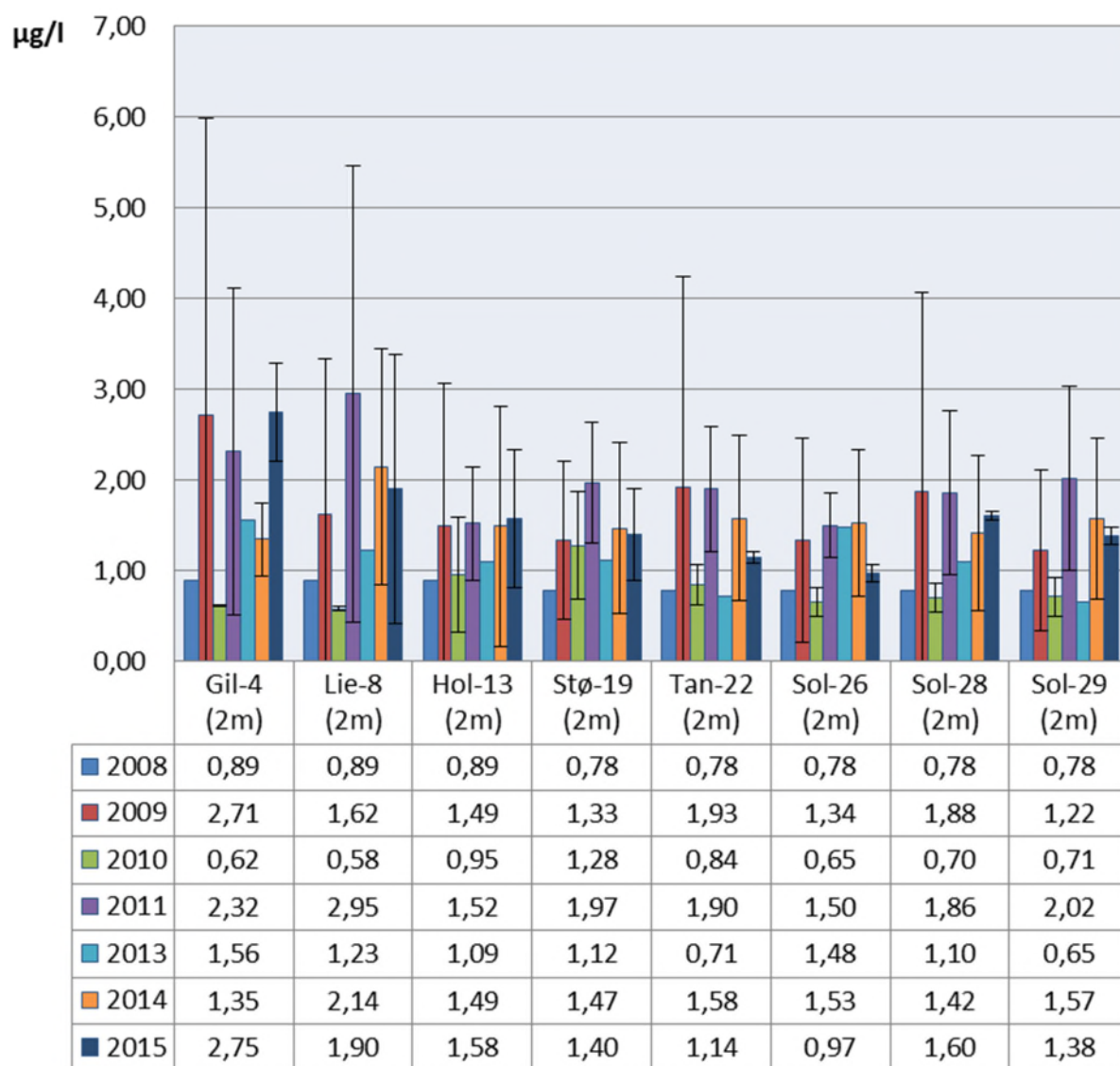


mg Pt/l

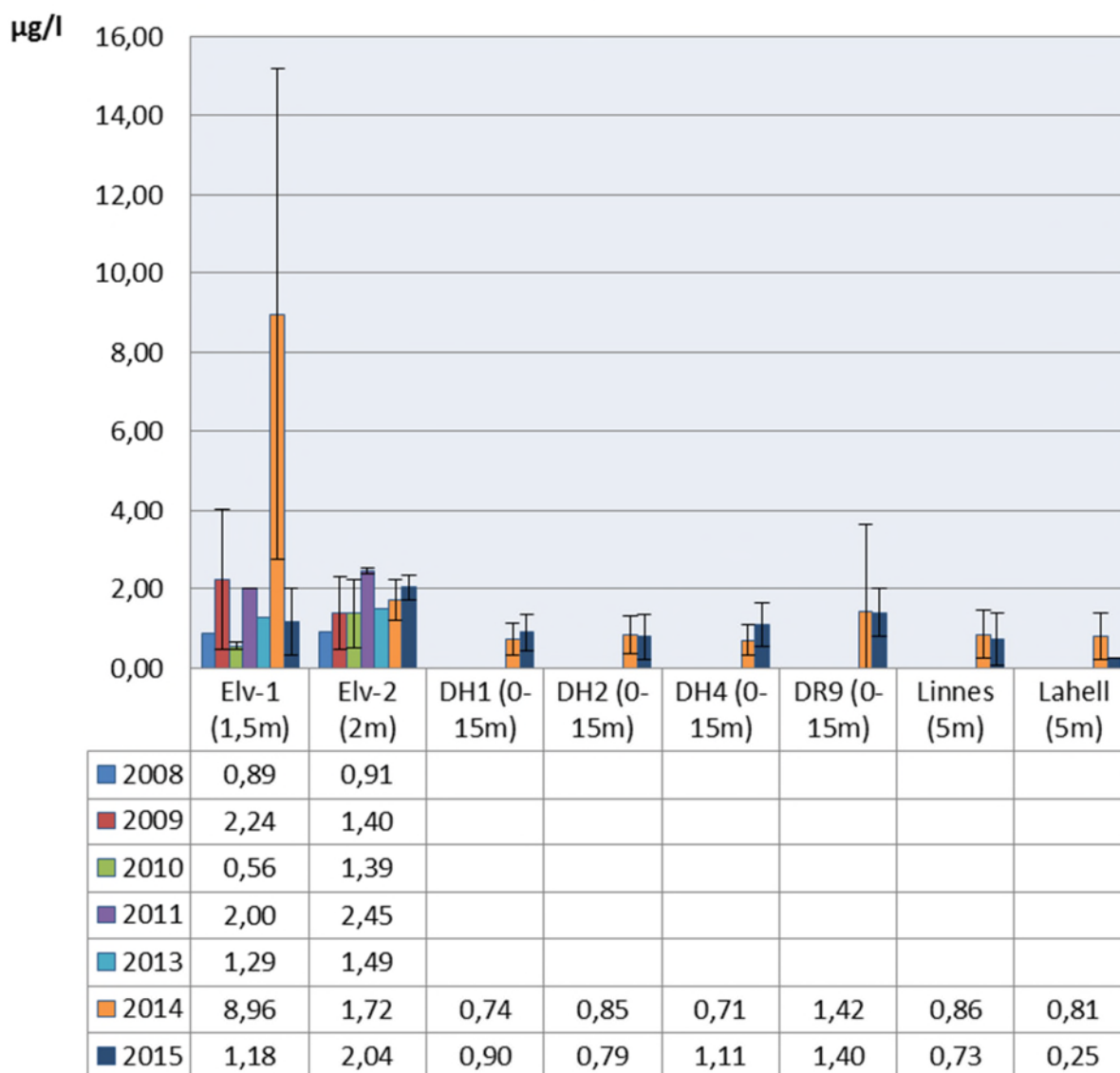
Fargetall



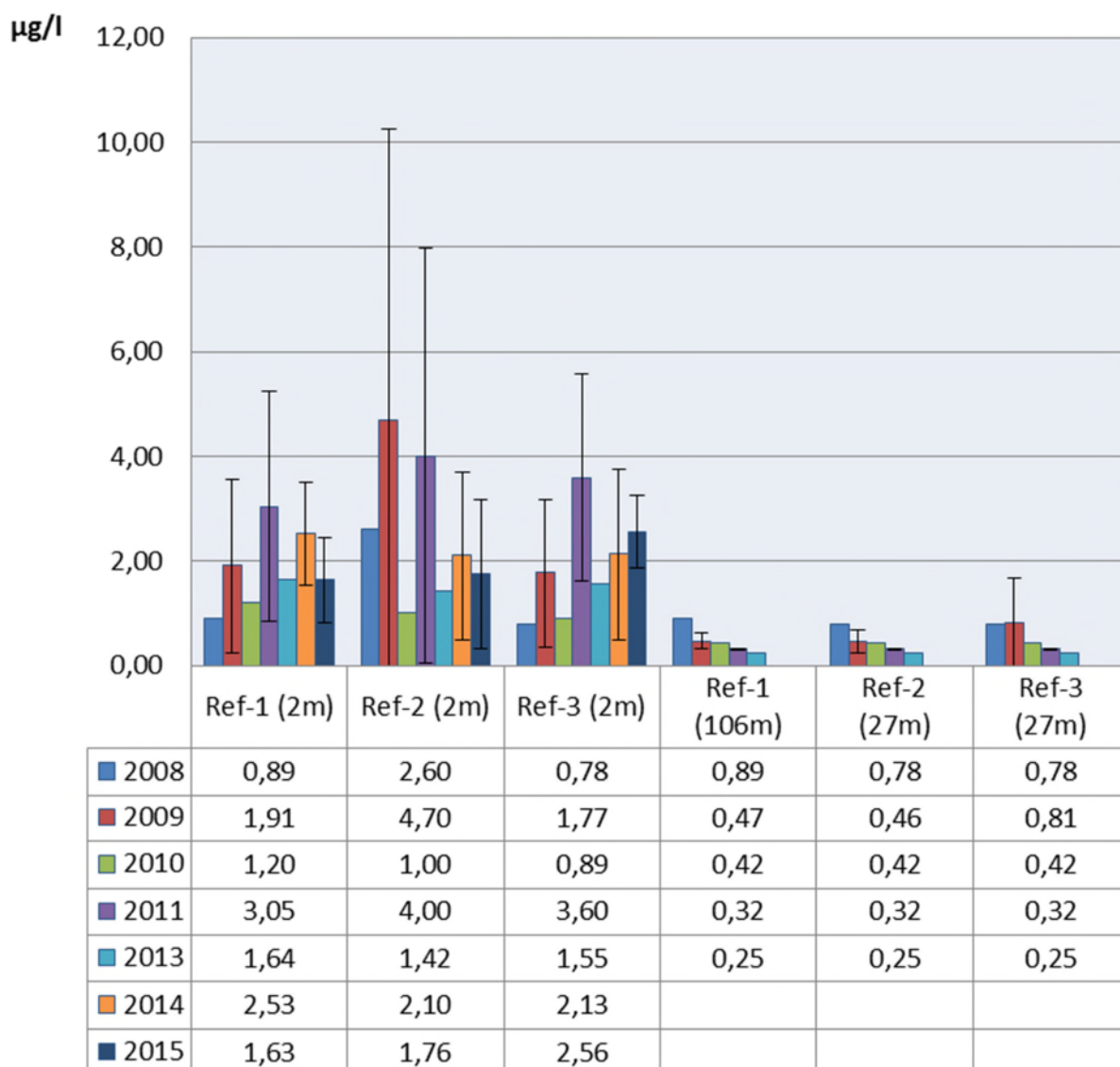
### Klorofyll a



### Klorofyll a



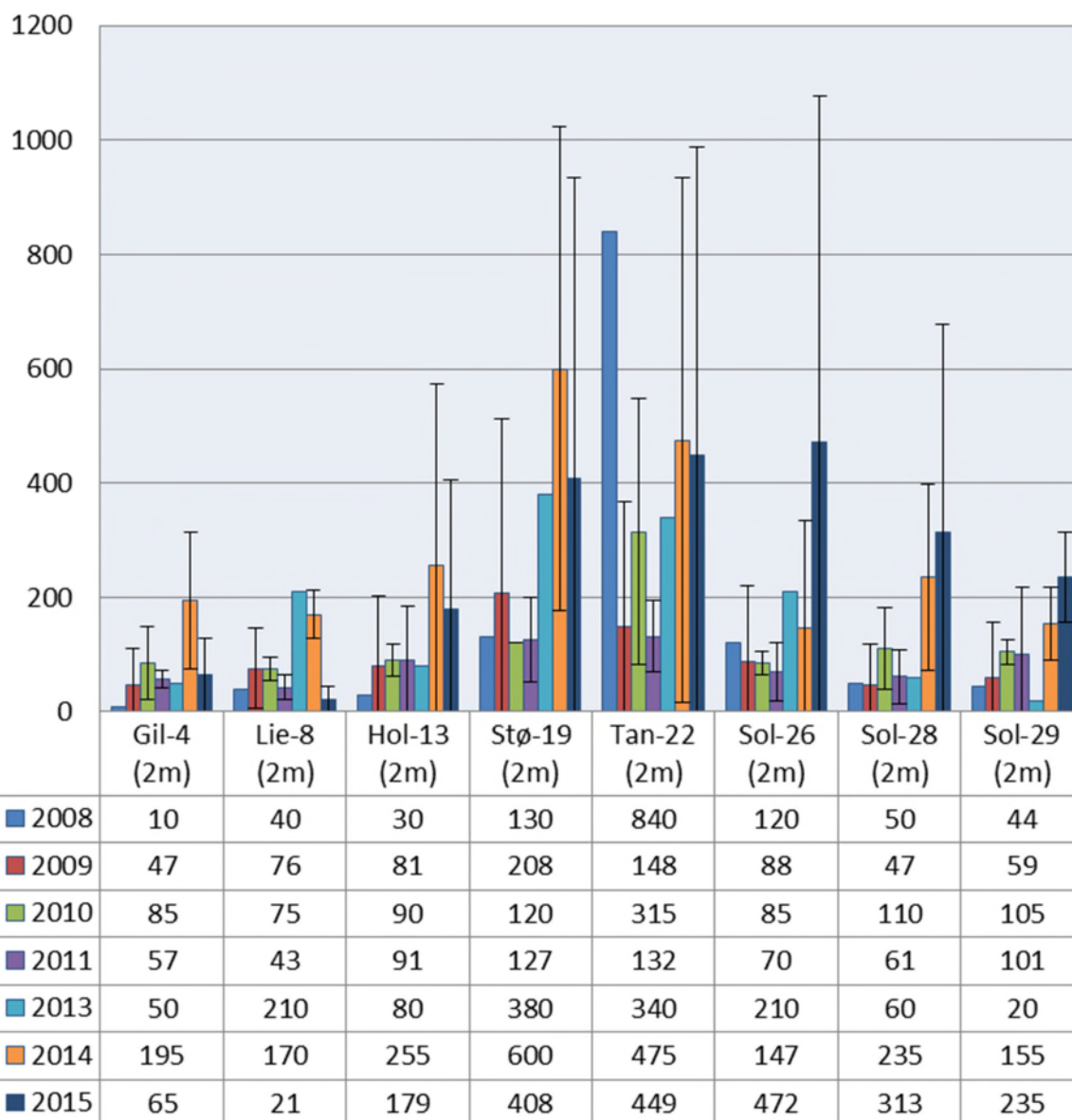
### Klorofyll a





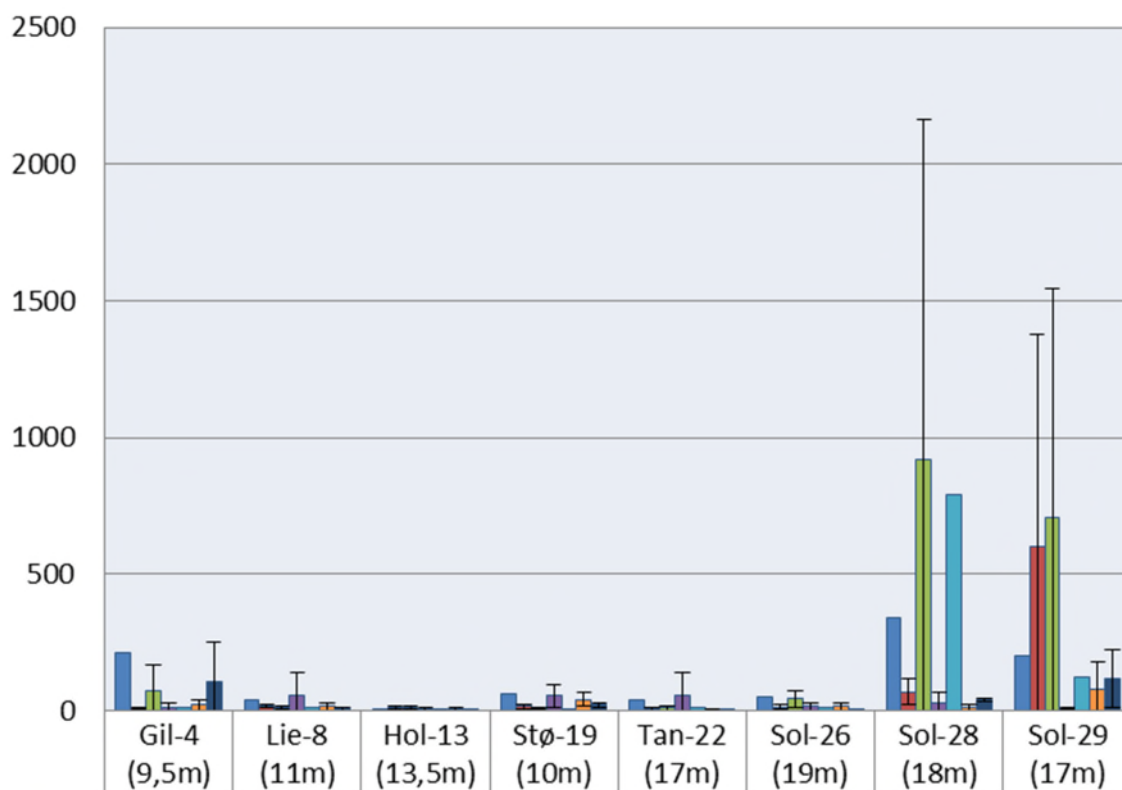
ant/100 ml

TKB



ant/100 ml

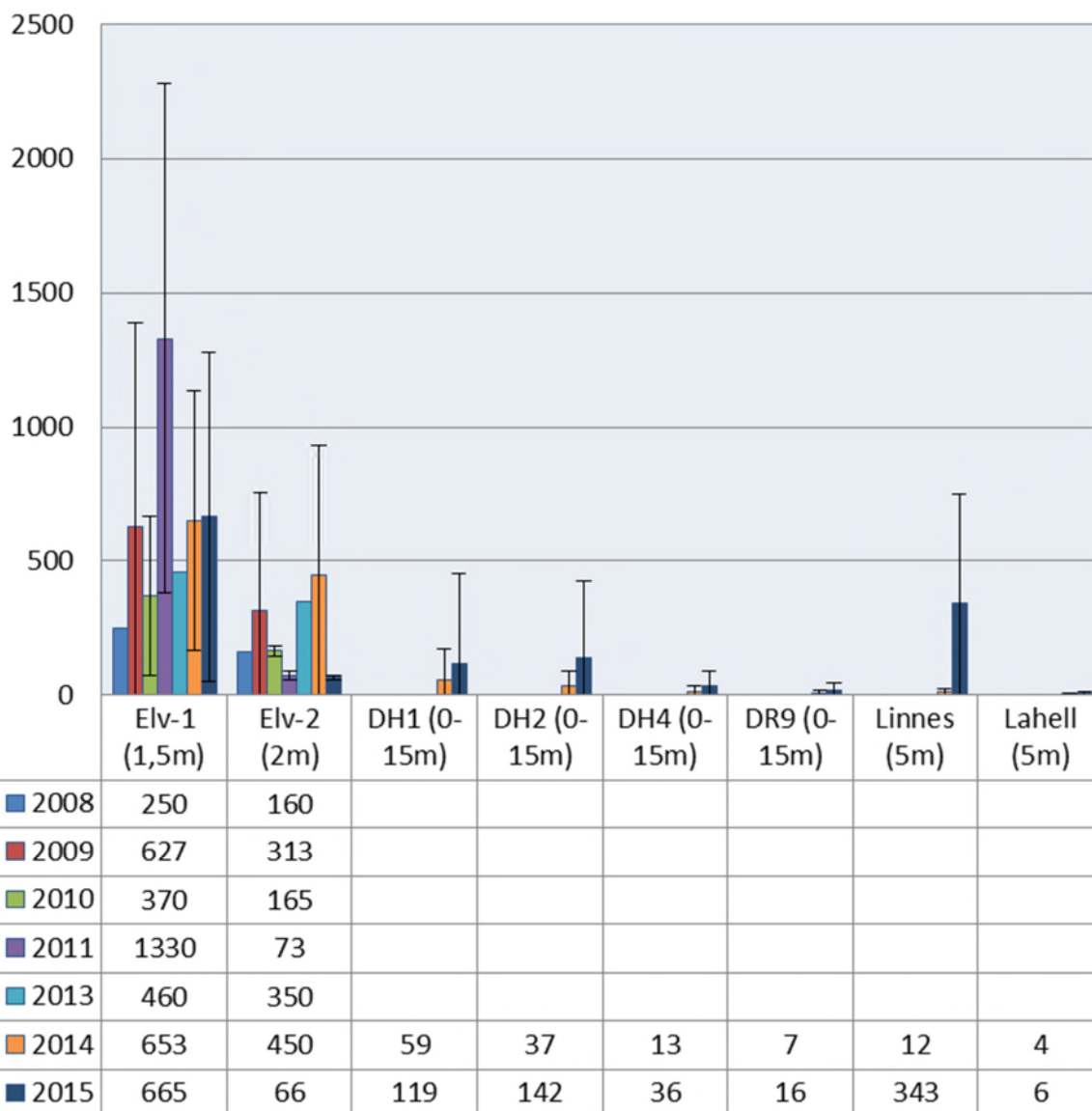
TKB



	Gil-4 (9,5m)	Lie-8 (11m)	Hol-13 (13,5m)	Stø-19 (10m)	Tan-22 (17m)	Sol-26 (19m)	Sol-28 (18m)	Sol-29 (17m)
2008	210	40	8	60	40	50	340	200
2009	9	19	12	15	6	13	69	601
2010	72	12	11	9	10	43	923	710
2011	13	54	5	54	54	15	27	8
2013	10	10	1	2	10	10	790	120
2014	21	14	6	41	7	14	12	80
2015	108	7	2	21	1	1	39	115

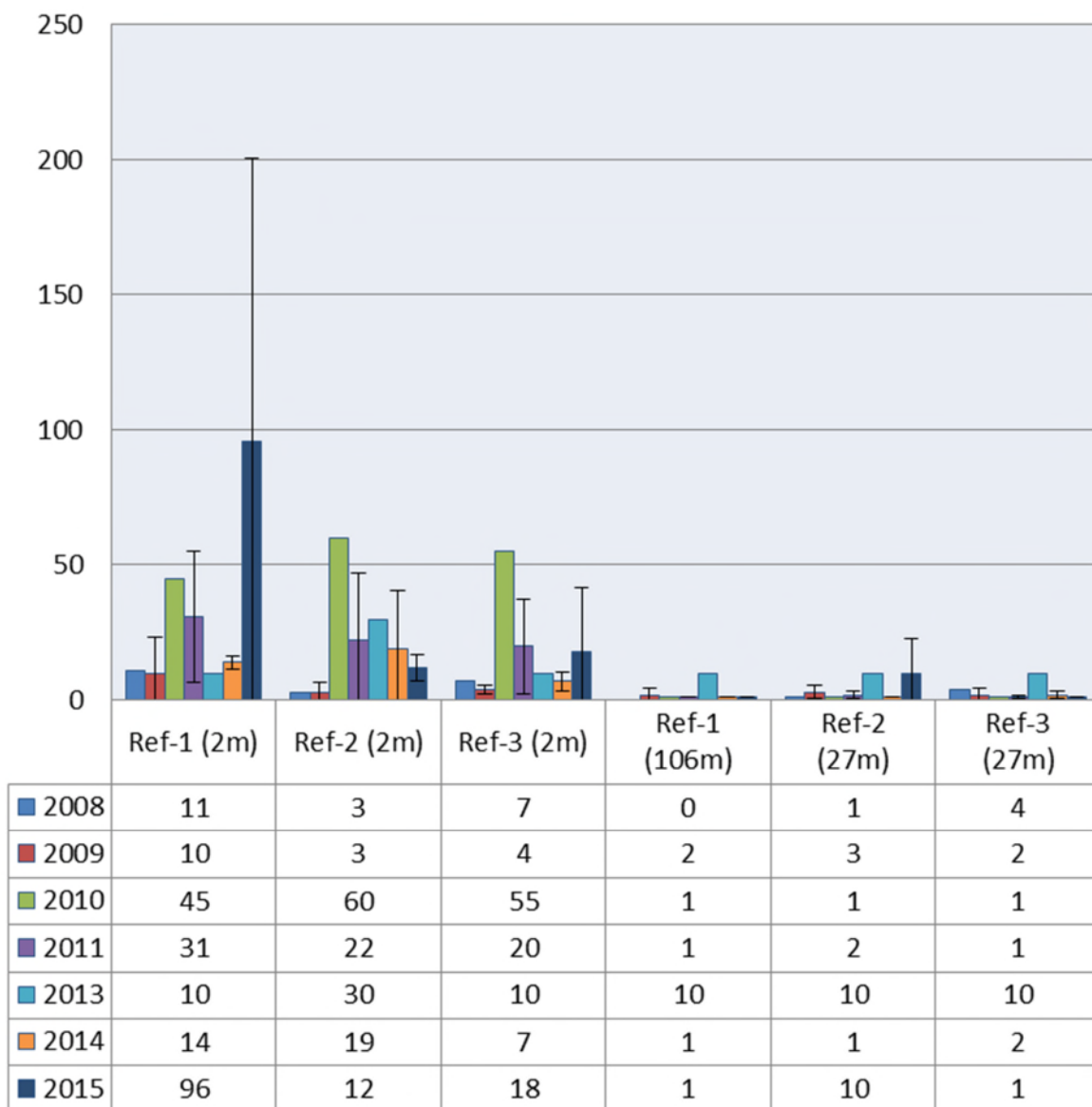
ant/100 ml

TKB



ant/100ml

TKB



### **VEDLEGG 3:**

#### **GRAFER FOR UTVIKLING OVER TID FOR «KLASSISKE MILJØGIFTER»**

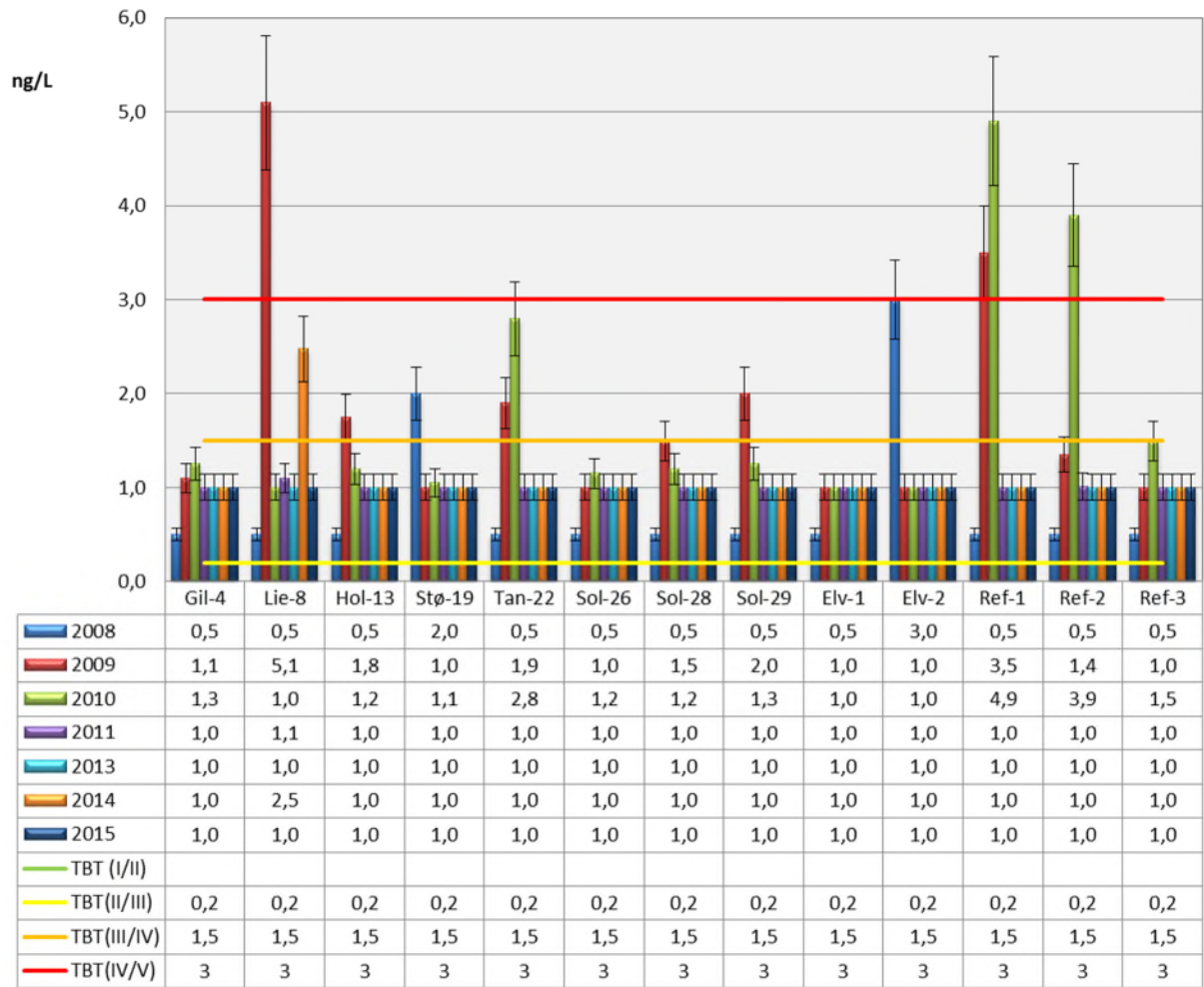
For miljøgifter i vannfasen er det sett på gjennomsnittlige konsentrasjoner per år de årene det er målt flere ganger. I 2008 og 2013 er det kun tatt prøve for miljøgifter i vann en gang. I 2009, 2010, 2011 og 2015 er det tatt prøve to ganger, i 2014 er det tatt prøve fire ganger.

Fra prøvetaking med passive prøvetakere for analyse av PCB og PAH er det opprinnelig to runder med prøvetaking i 2009 og 2010 og en runde i 2013, 2014 og 2015. Fra 2009 og 2010 mangler det resultater fra noen av stasjonene på grunn av tap av utstyr.

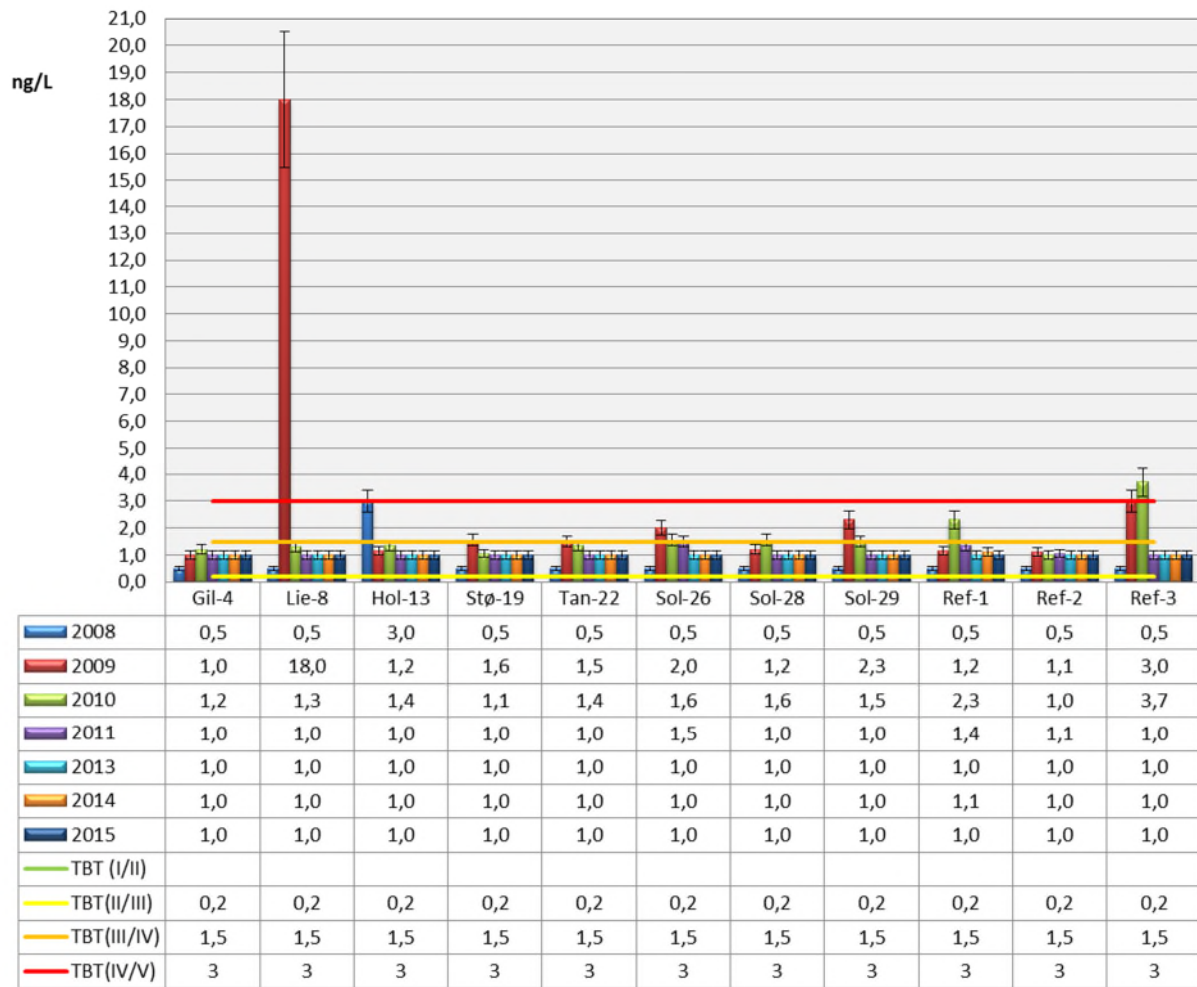
Alle grafene viser måleusikkerhet for analysen oppgitt fra laboratoriet. For analyser utført på passive prøvetakere er måleusikkerheten ukjent.

For alle grafene er aktuelle tilstandsklassegrenser vist. Grønn horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse I «Bakgrunn» og II «God». Gul linje viser grensen mellom tilstandsklasse II «God» og III «Moderat». Oransje linje viser grensen mellom tilstandsklasse III «Moderat» og IV «Dårlig». Rød horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse IV «Dårlig» og V «Svært dårlig». Tallverdien for tilstandsklassegrensene er i tillegg vist i tabellen under grafene.

## TBT (overflatevann)

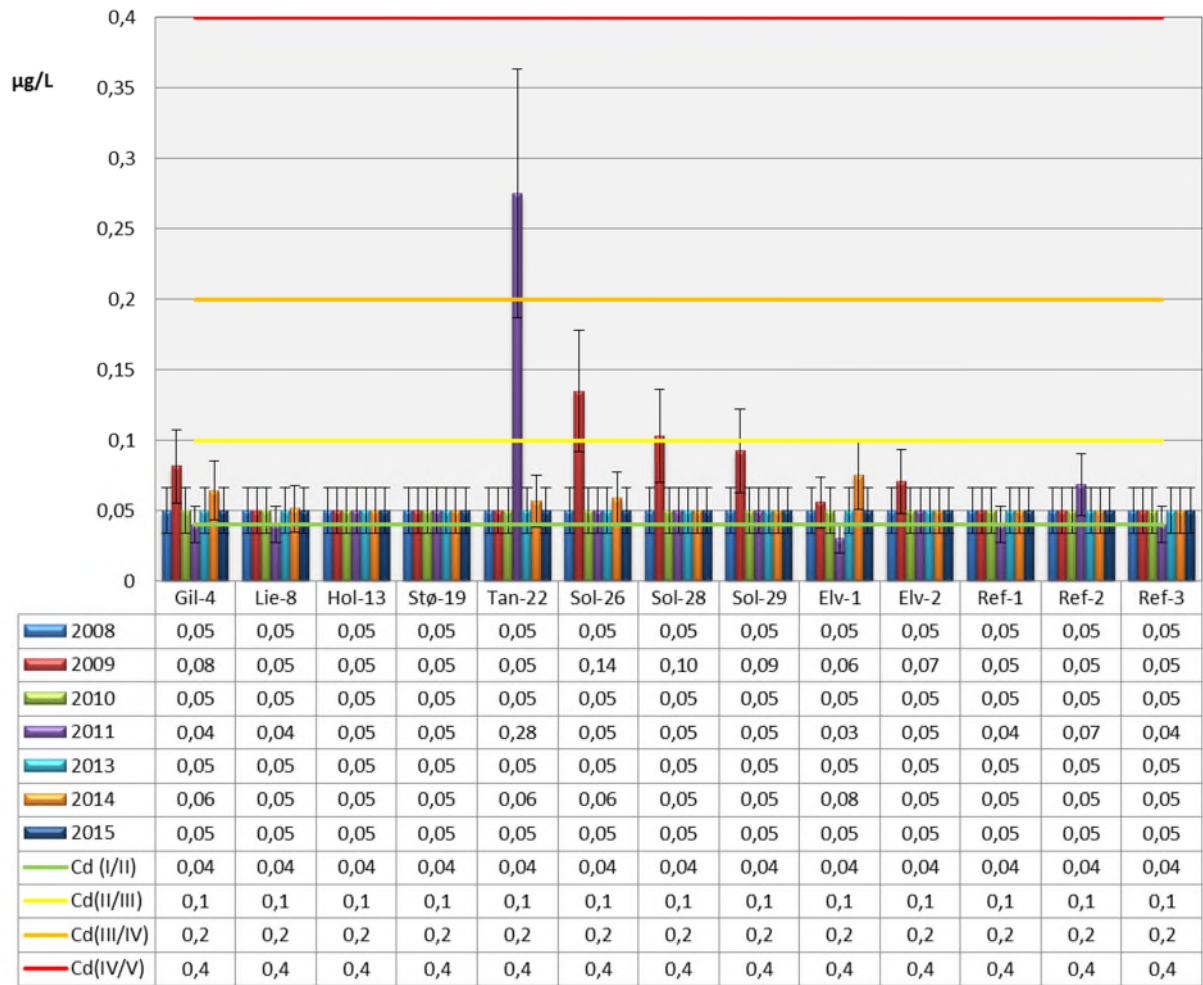


## TBT (bunnvann)

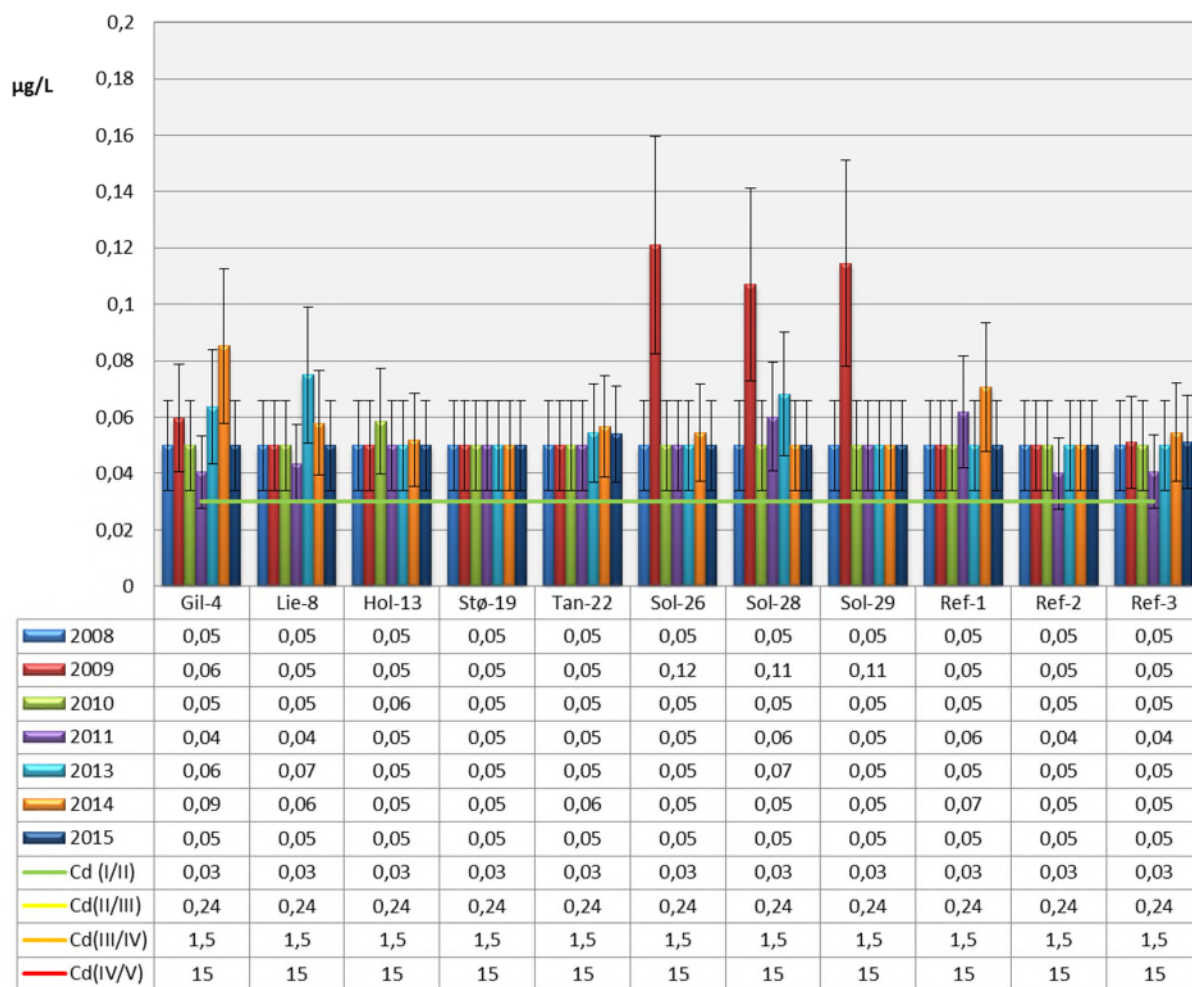




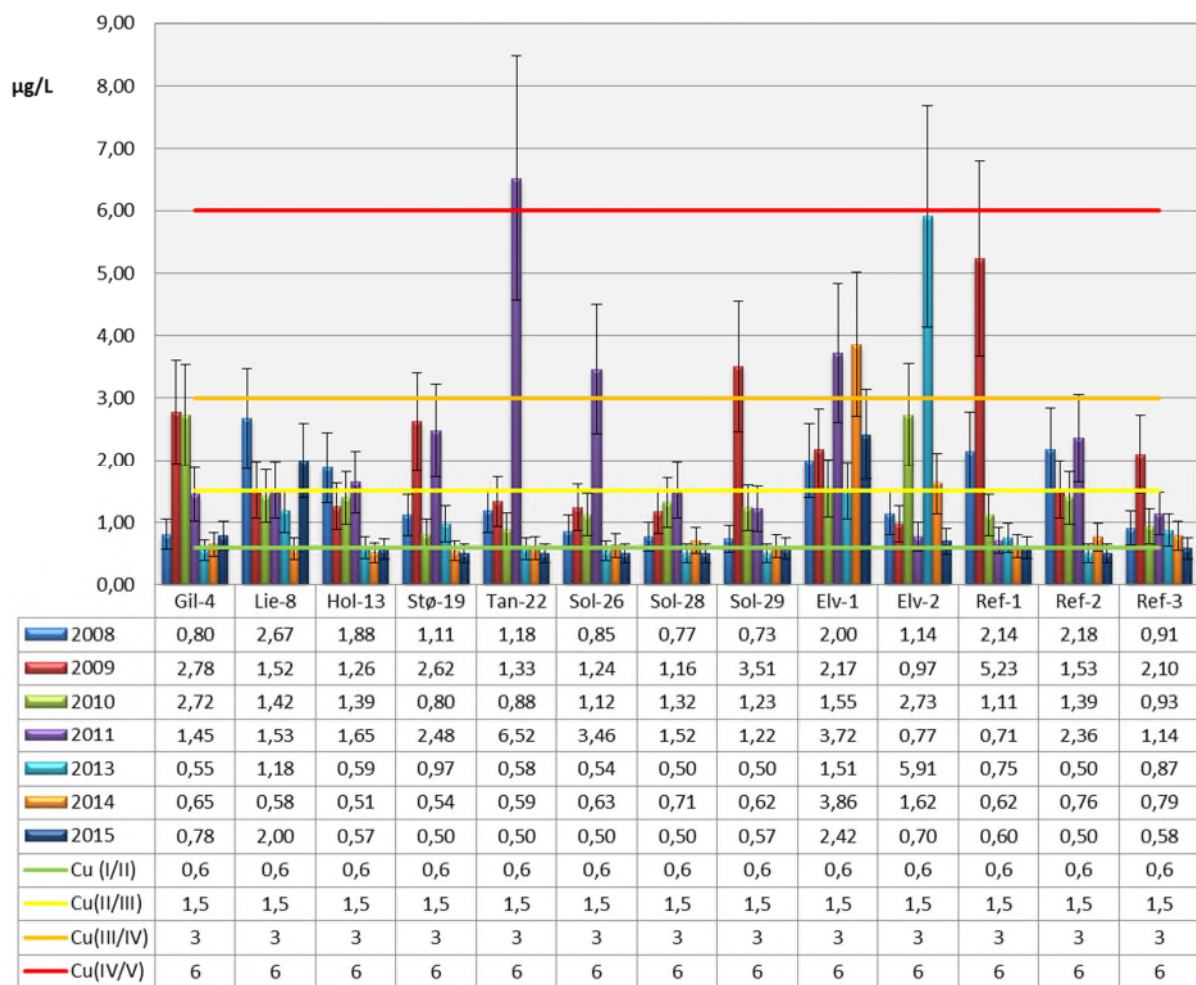
## Kadmium (overflatevann)



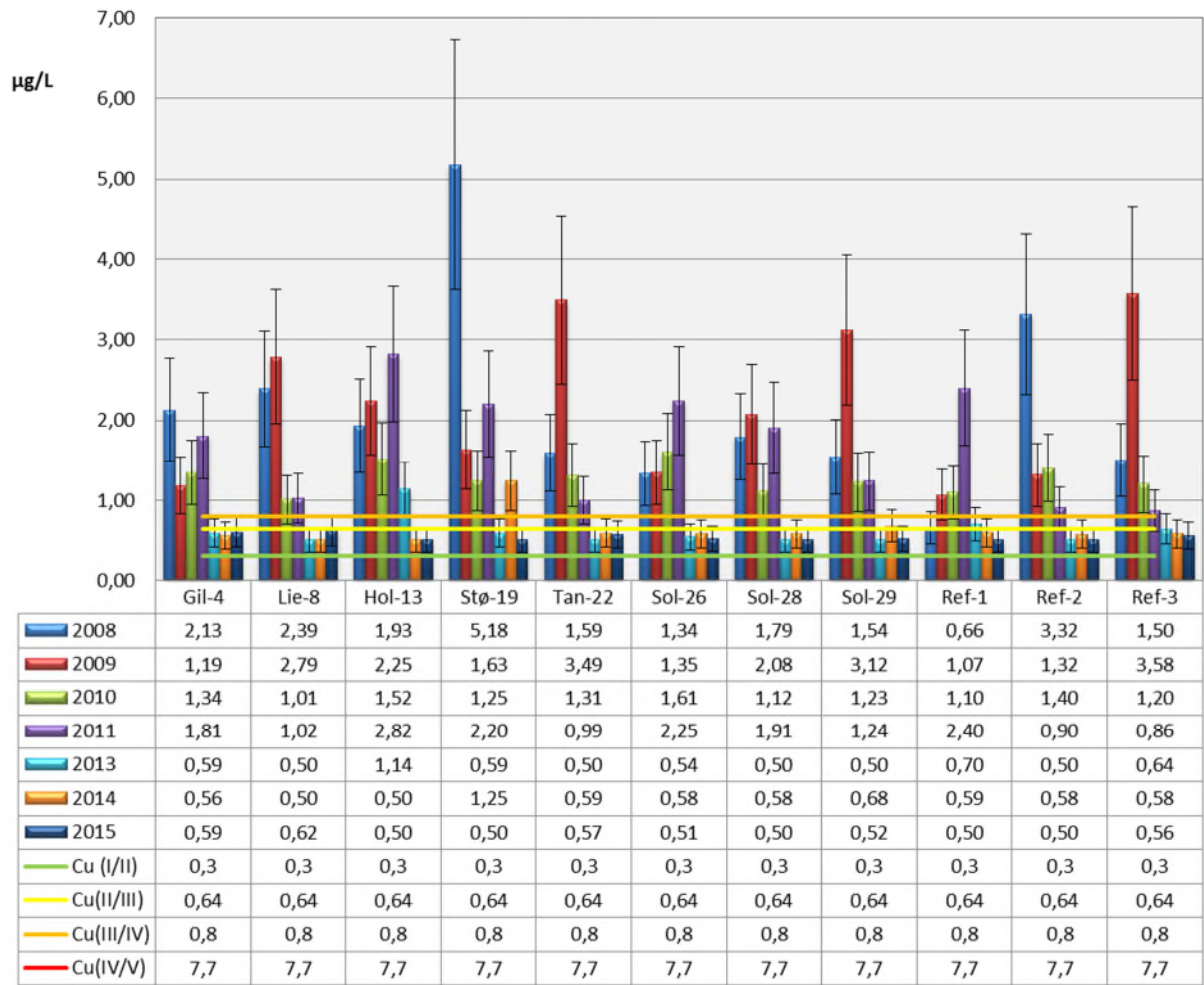
## Kadmium (bunnvann)



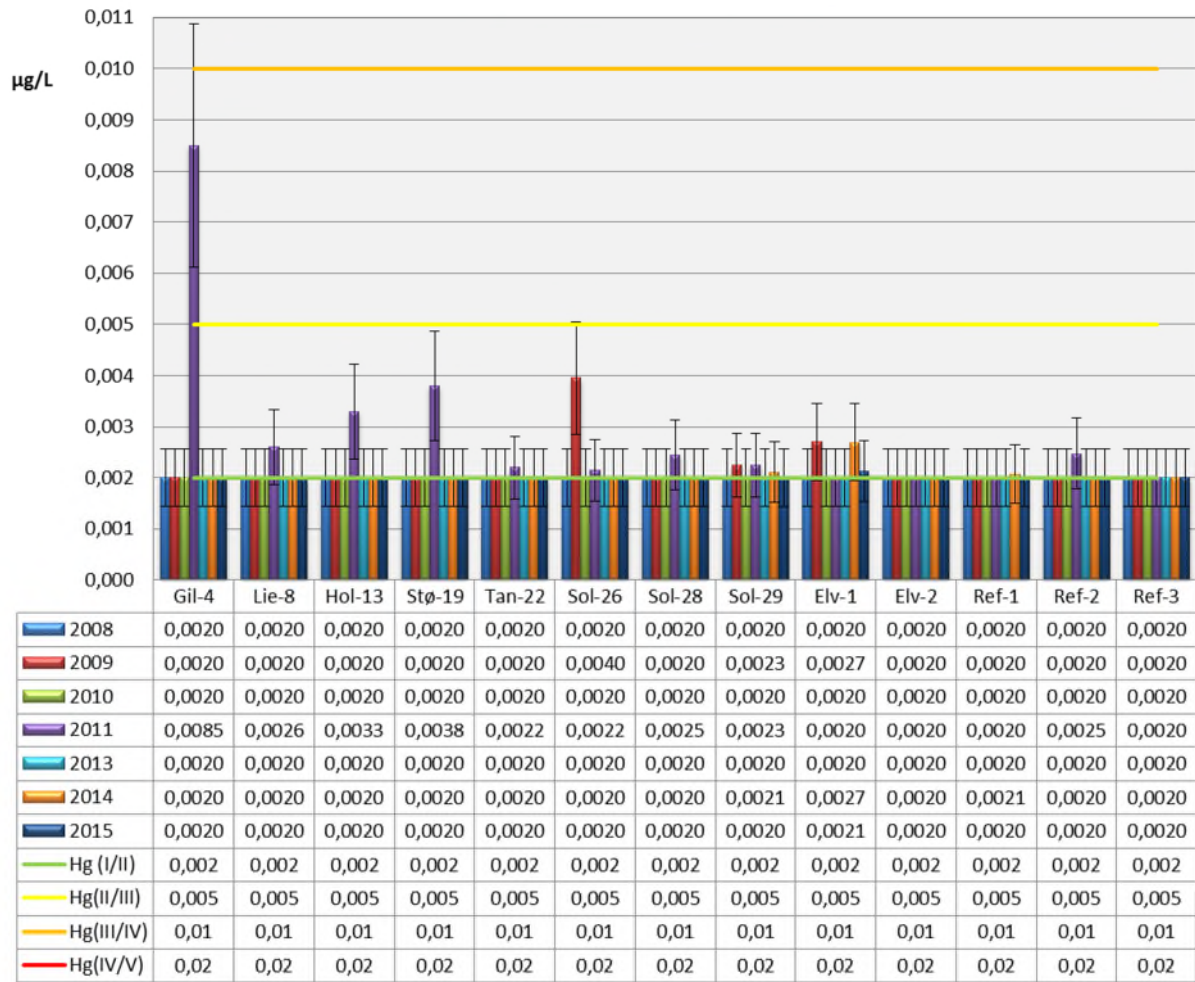
## Kobber (overflatevann)



## Kobber (bunnvann)

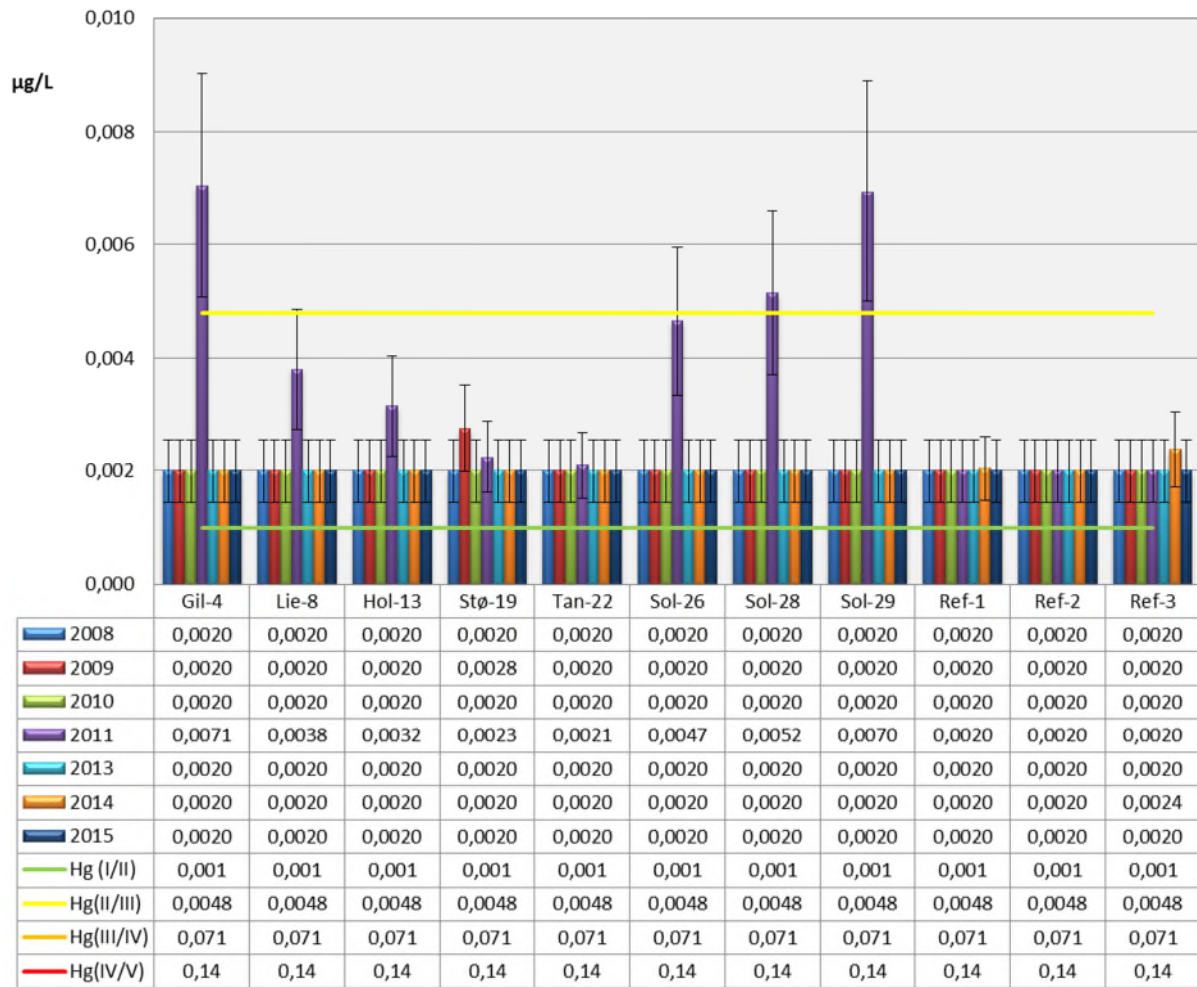


## Kvikksølv (overflatevann)

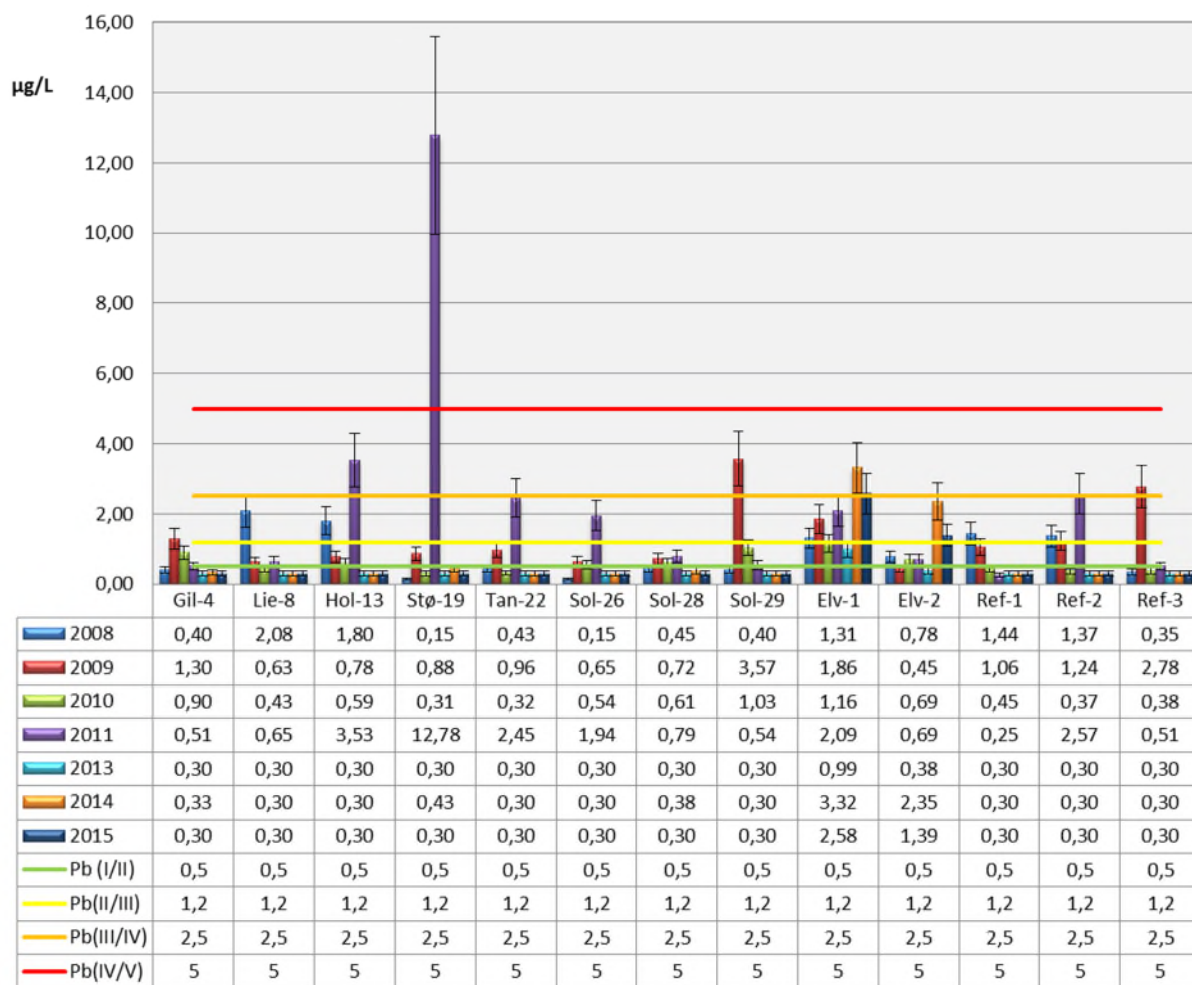




## Kvikksølv (bunnvann)

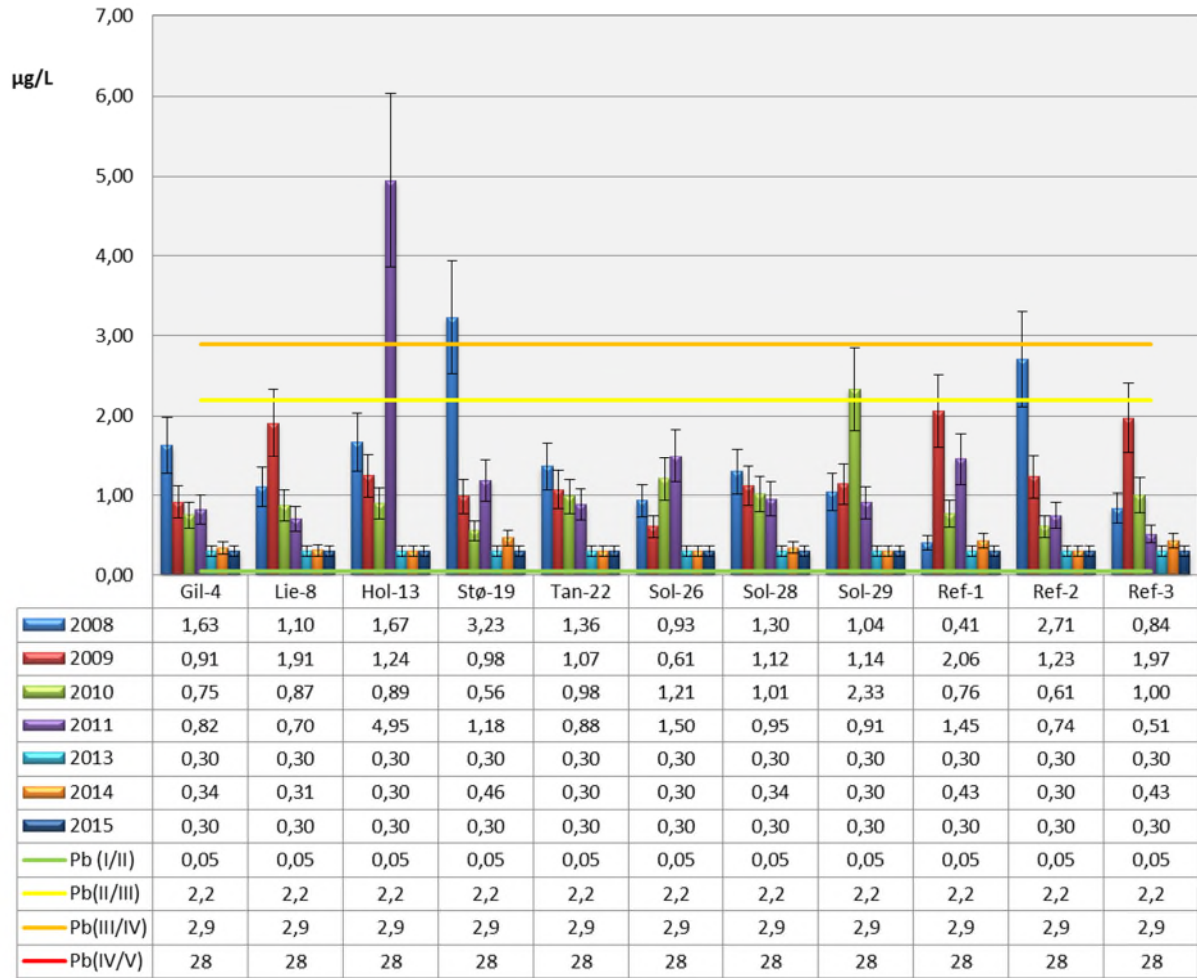


## Bly (overflatevann)

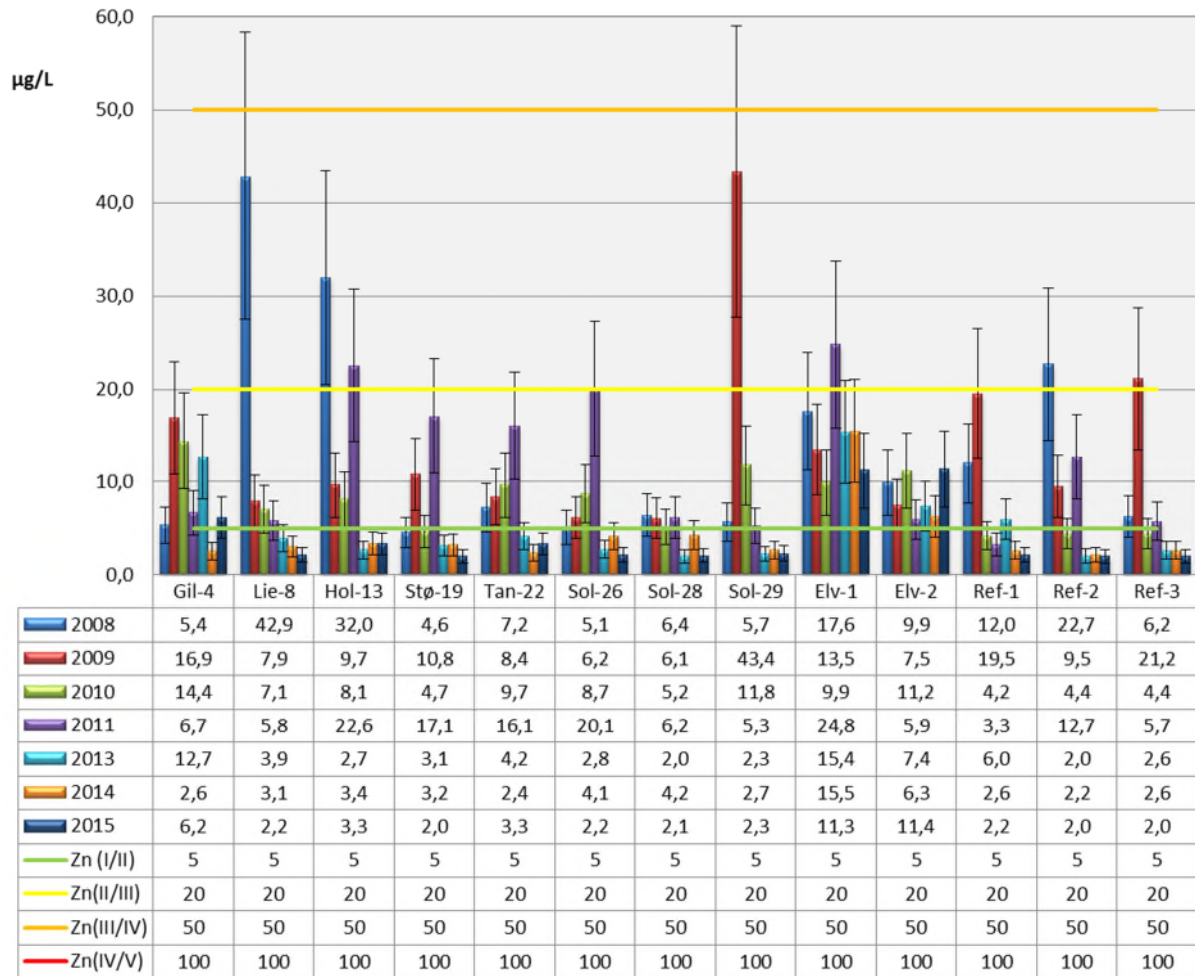




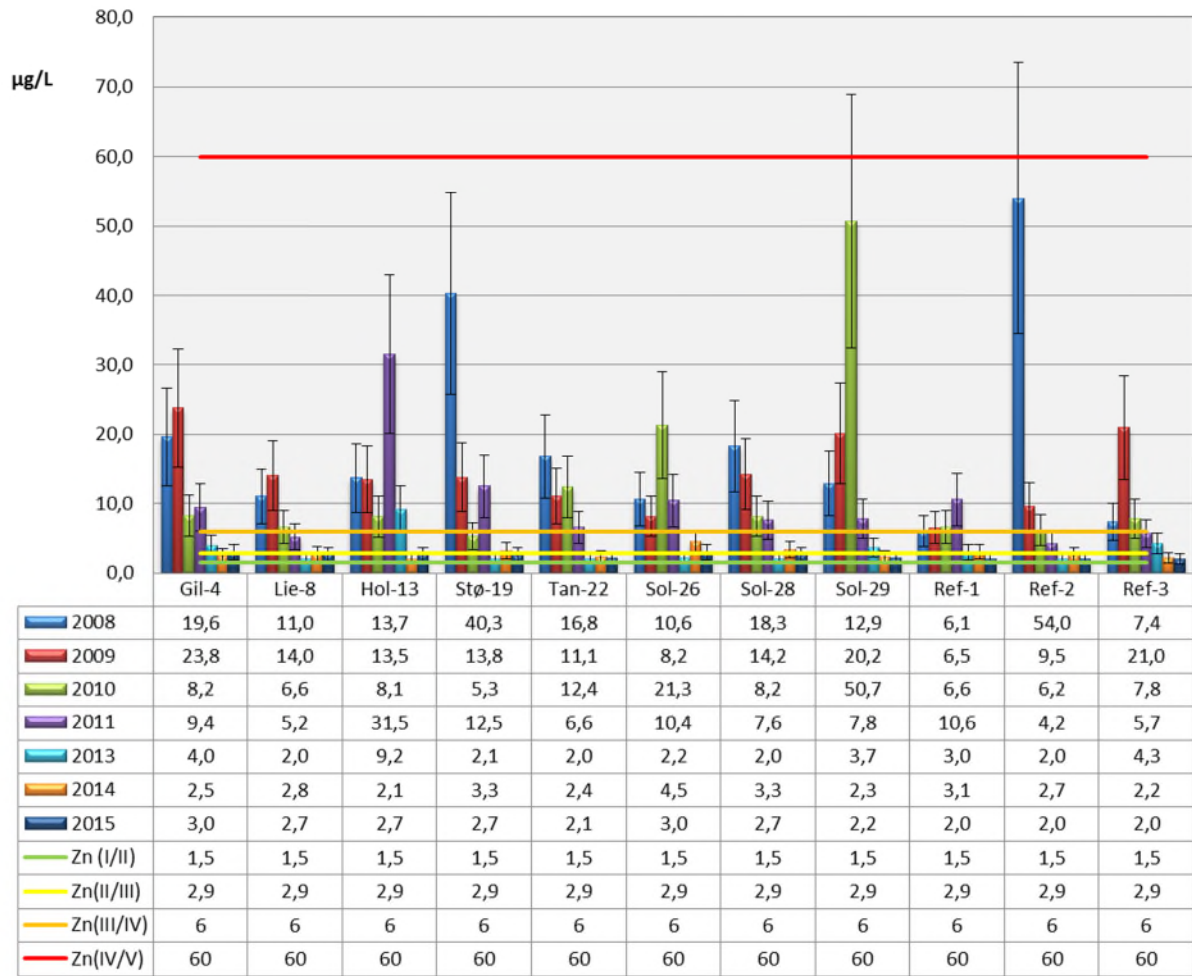
## Bly (bunnvann)



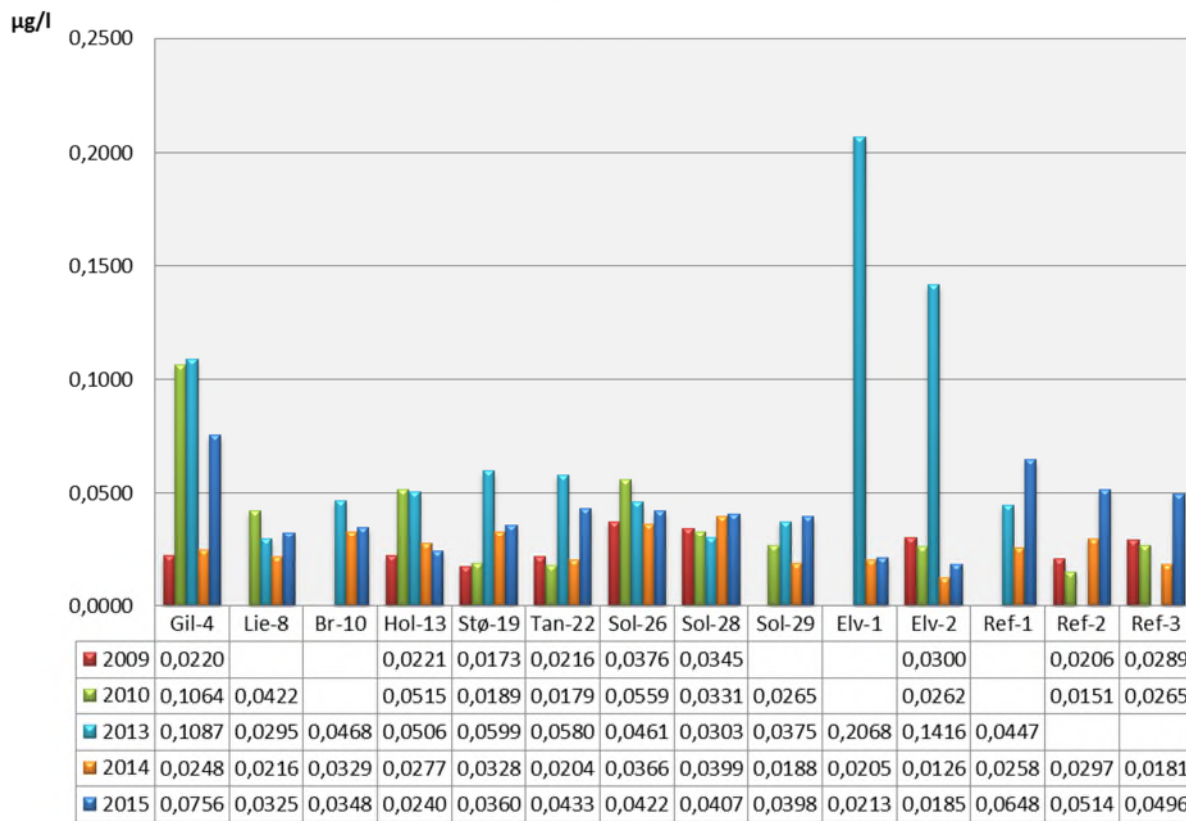
## Sink (overflatevann)



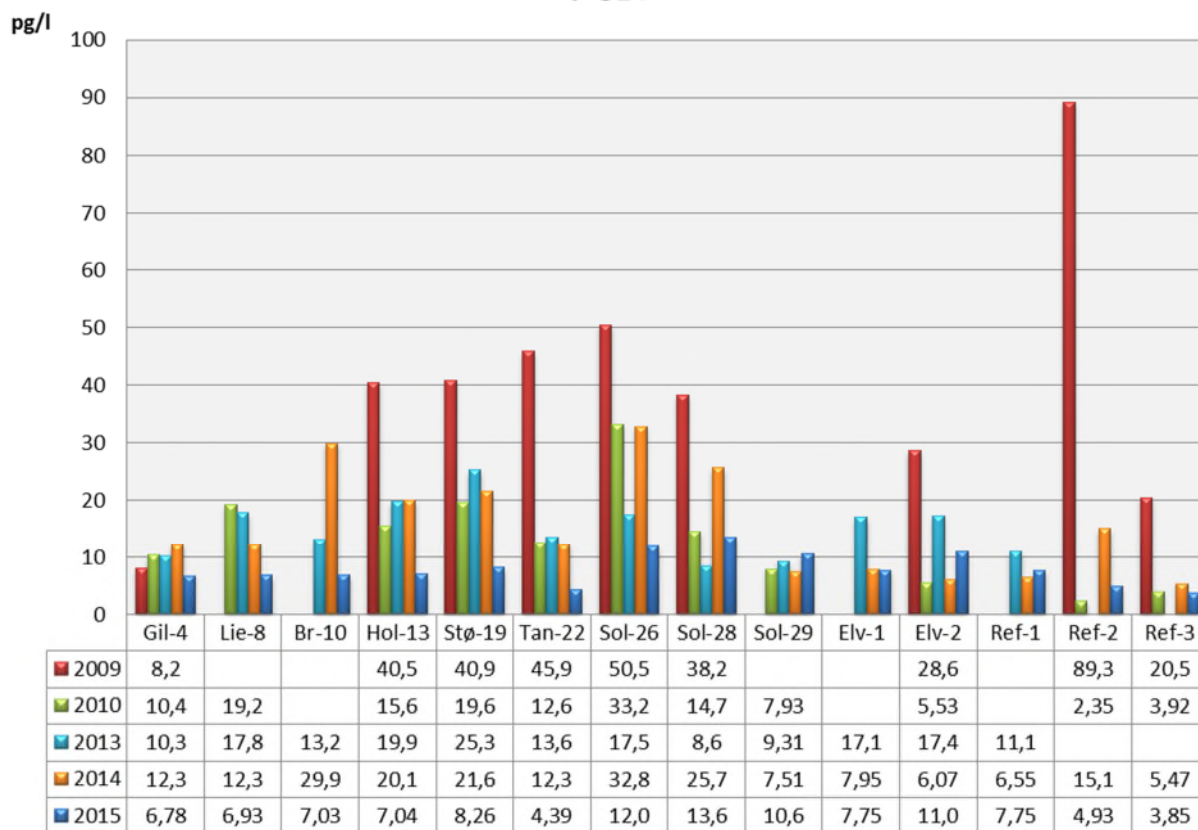
## Sink (bunnvann)



## PAH<sub>16</sub>



## PCB<sub>7</sub>



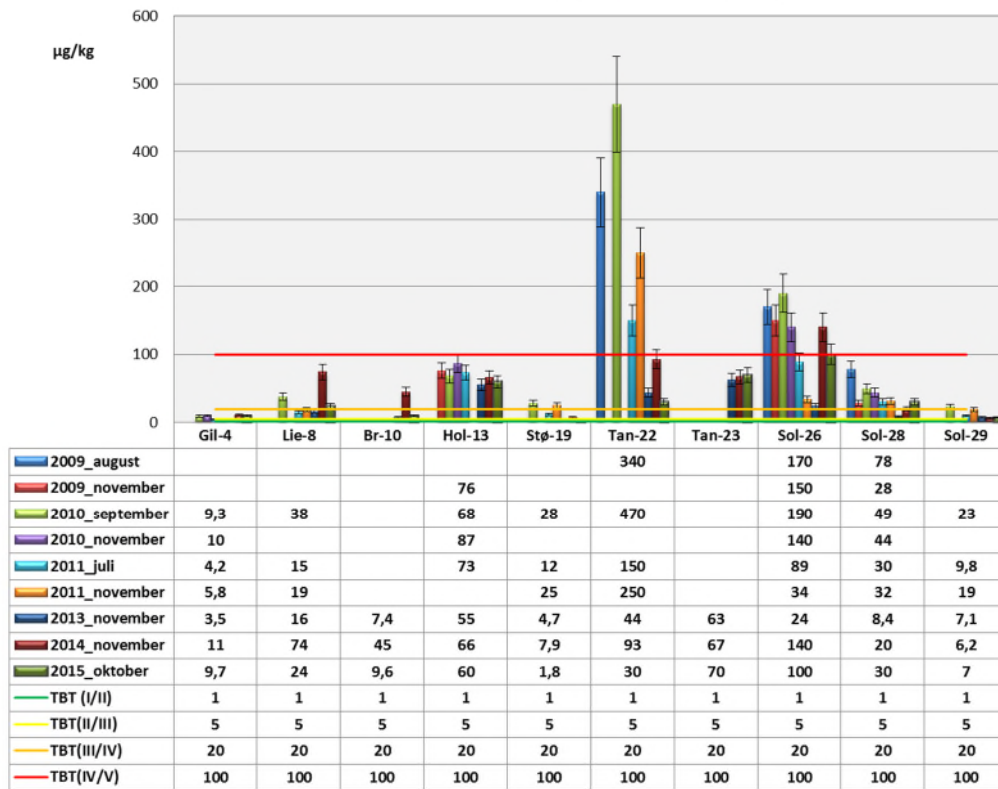
## **VEDLEGG 4:**

### **KONSENTRASJONSENDRINGER OVER TID FOR MILJØGIFTER I SEDIMENTERENDE MATERIALE**

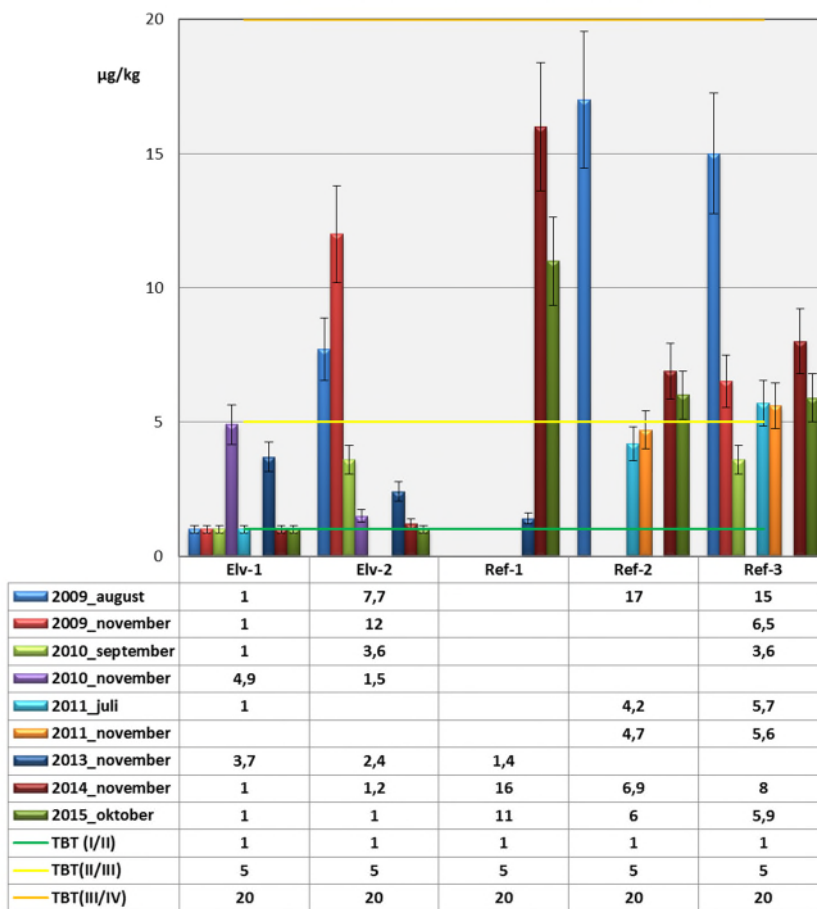
Grafene under viser miljøgift-konsentrasjoner i sedimenterende materiale i 15 undersøkte stasjoner for årene 2009-2015 (med unntak av 2012 hvor det ikke ble samlet inn data). «Hull» i tabellen betyr manglende data, og «0» betyr at parameteren ikke er påvist i prøven (n.d.).

For alle grafene er relevante tilstandsklassegrenser vist. Grønn horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse I «Bakgrunn» og II «God». Gul linje viser grensen mellom tilstandsklasse II «God» og III «Moderat». Oransje linje viser grensen mellom tilstandsklasse III «Moderat» og IV «Dårlig». Rød horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse IV «Dårlig» og V «Svært dårlig». Tallverdien for tilstandsklassegrensene er i tillegg vist i tabellen under grafene.

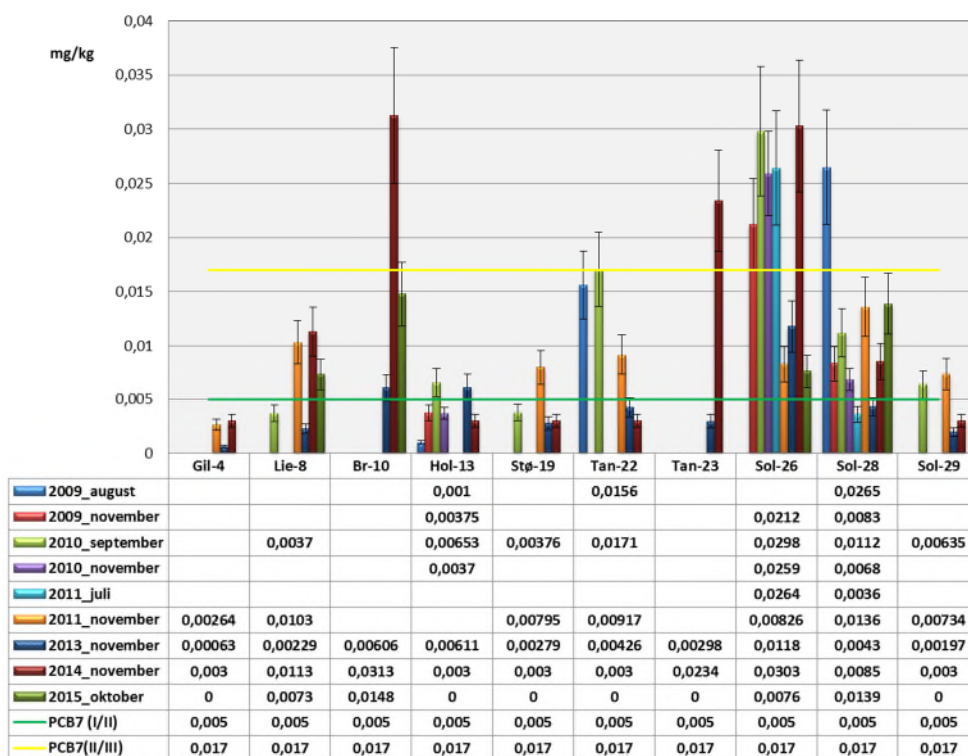
### TBT (sedimenterende materiale)



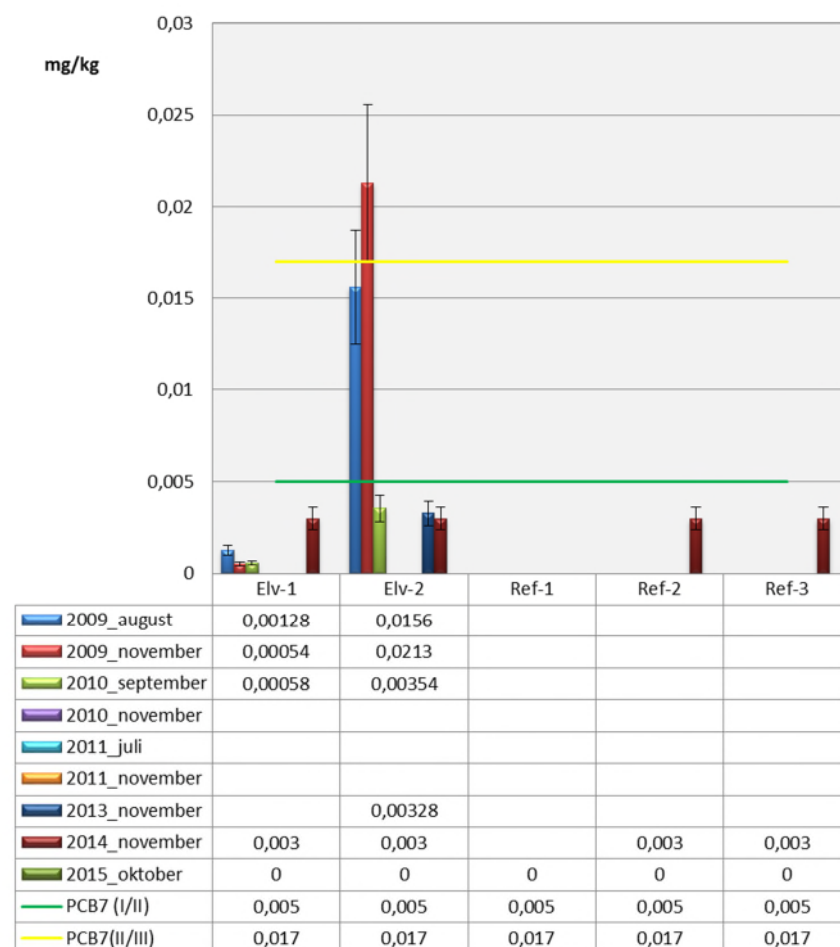
### TBT (sedimenterende materiale)



### PCB<sub>7</sub> (sedimenterende materiale)

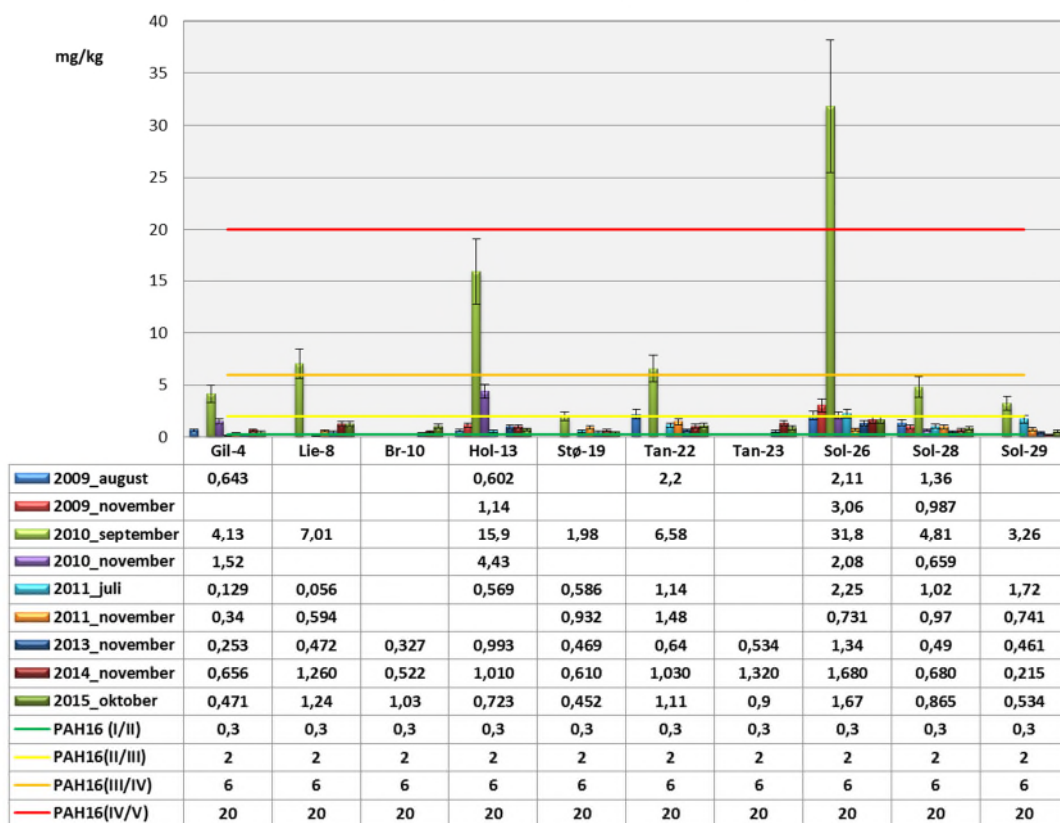


### PCB<sub>7</sub> (sedimenterende materiale)

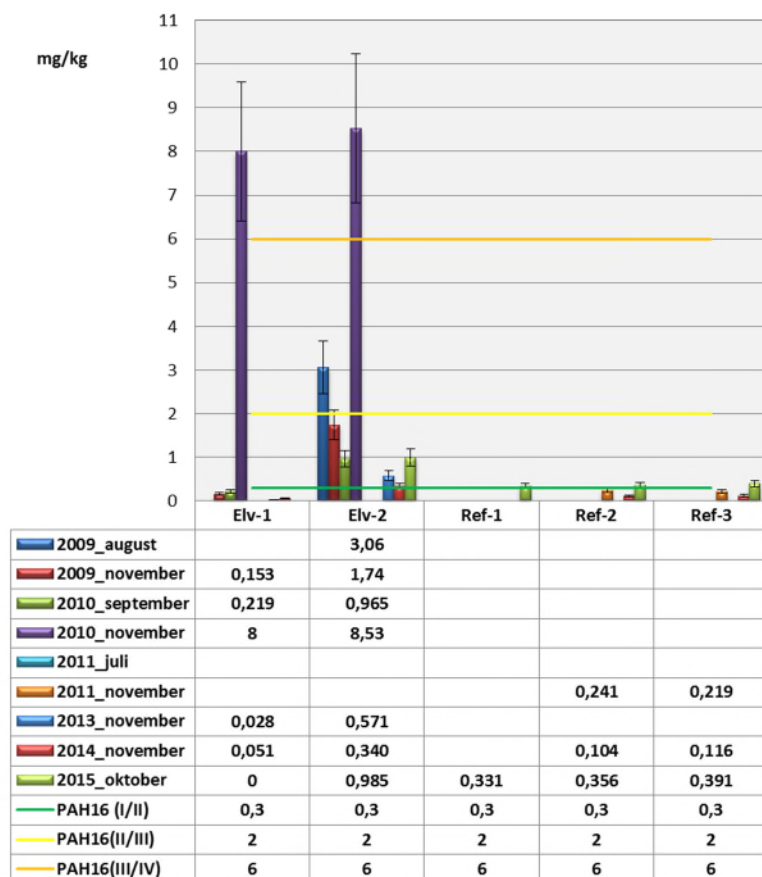




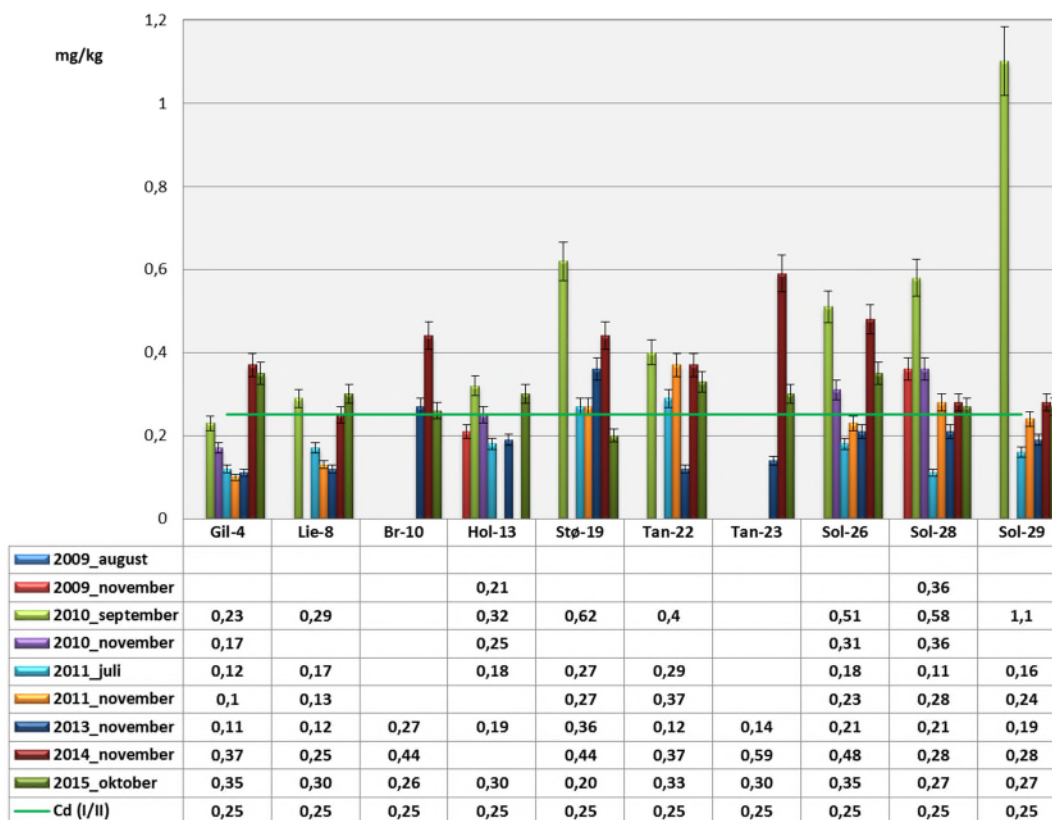
### PAH<sub>16</sub> (sedimenterende materiale)



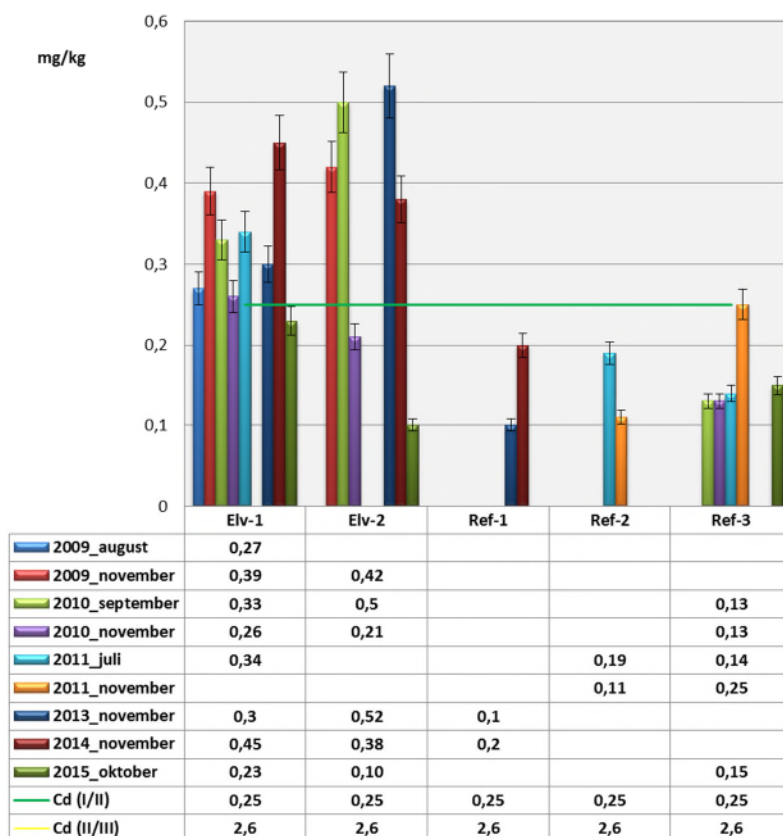
### PAH<sub>16</sub> (sedimenterende materiale)



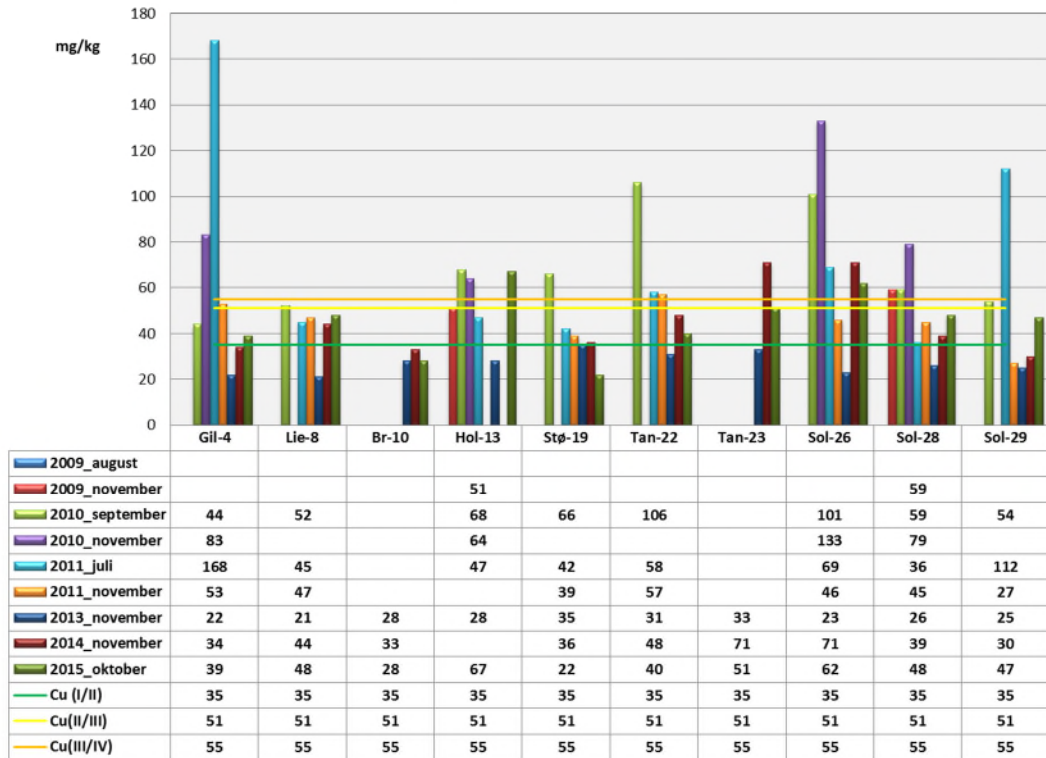
### Kadmium (sedimenterende materiale)



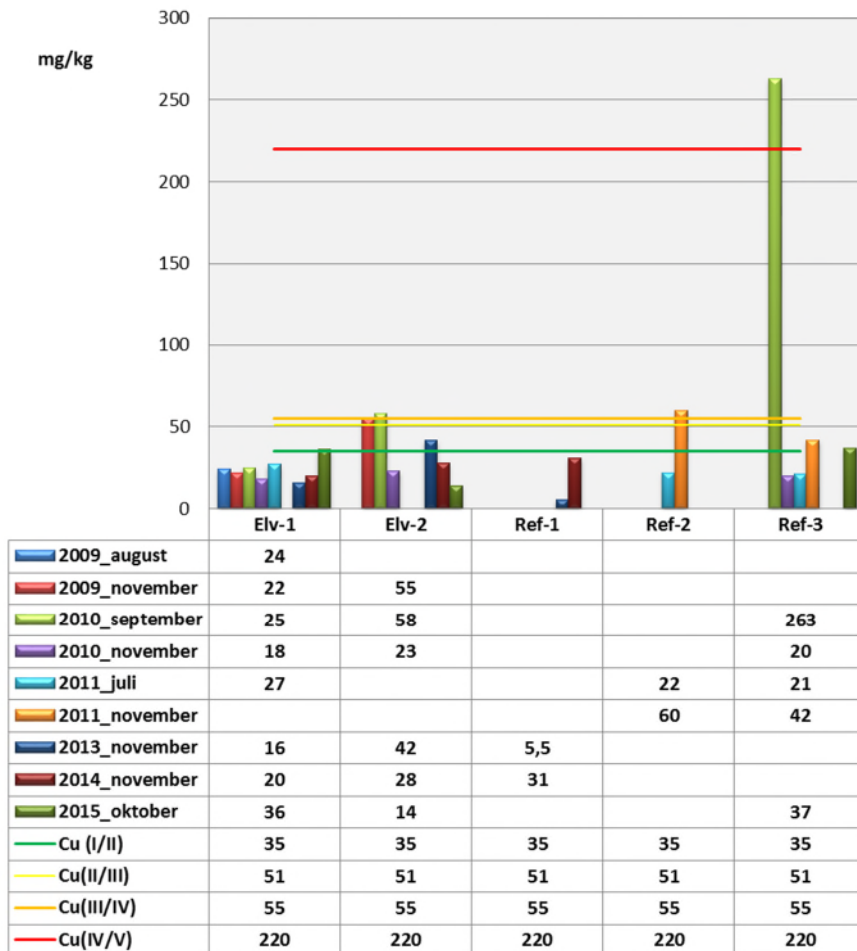
### Kadmium (sedimenterende materiale)



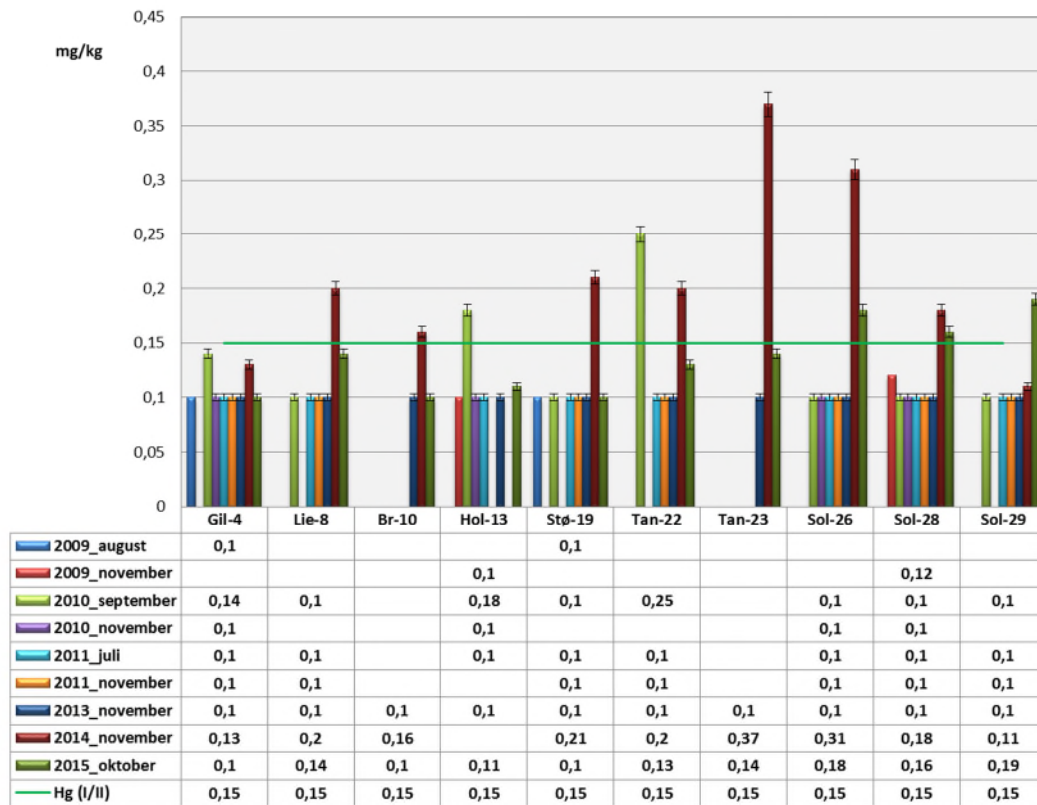
### Kobber (sedimenterende materiale)



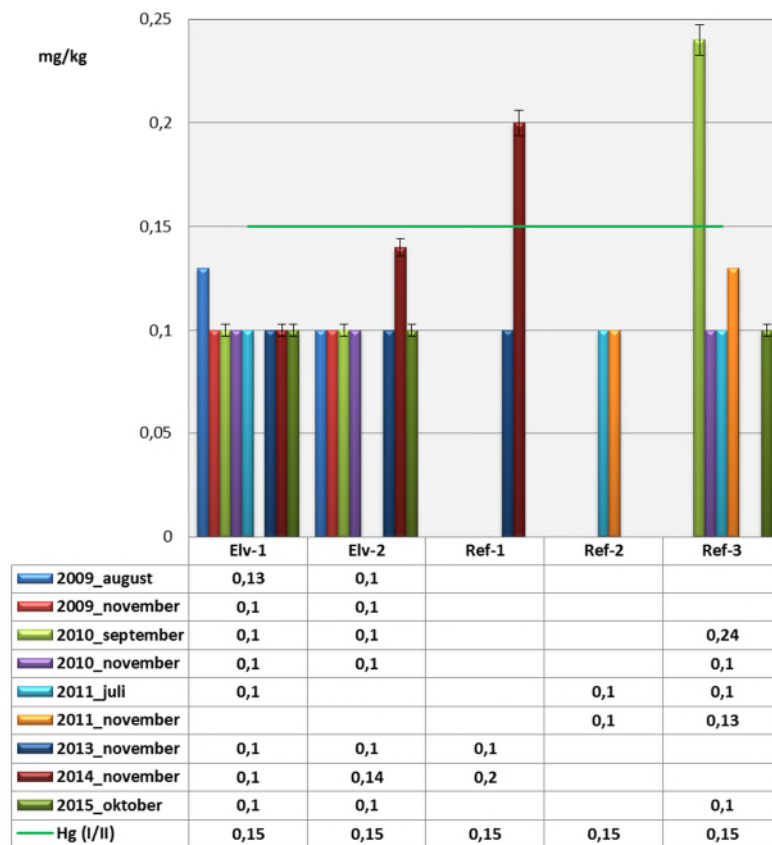
### Kobber (sedimenterende materiale)



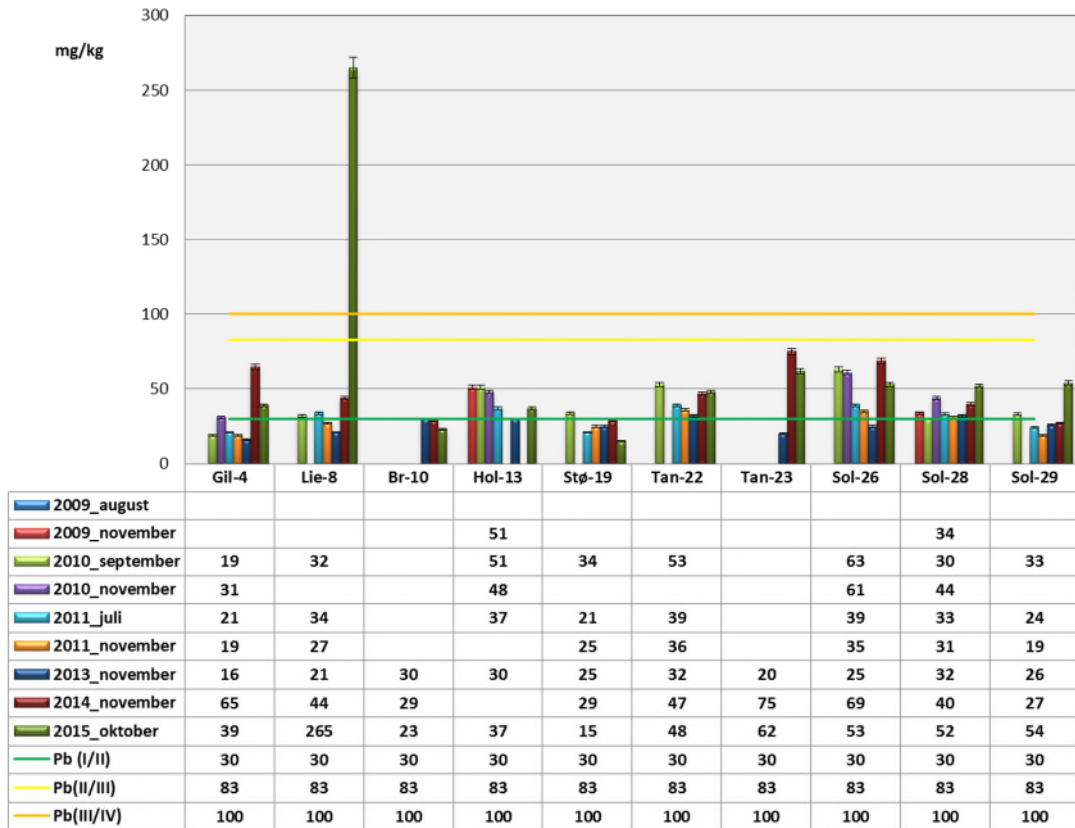
### Kvikksølv (sedimenterende materiale)



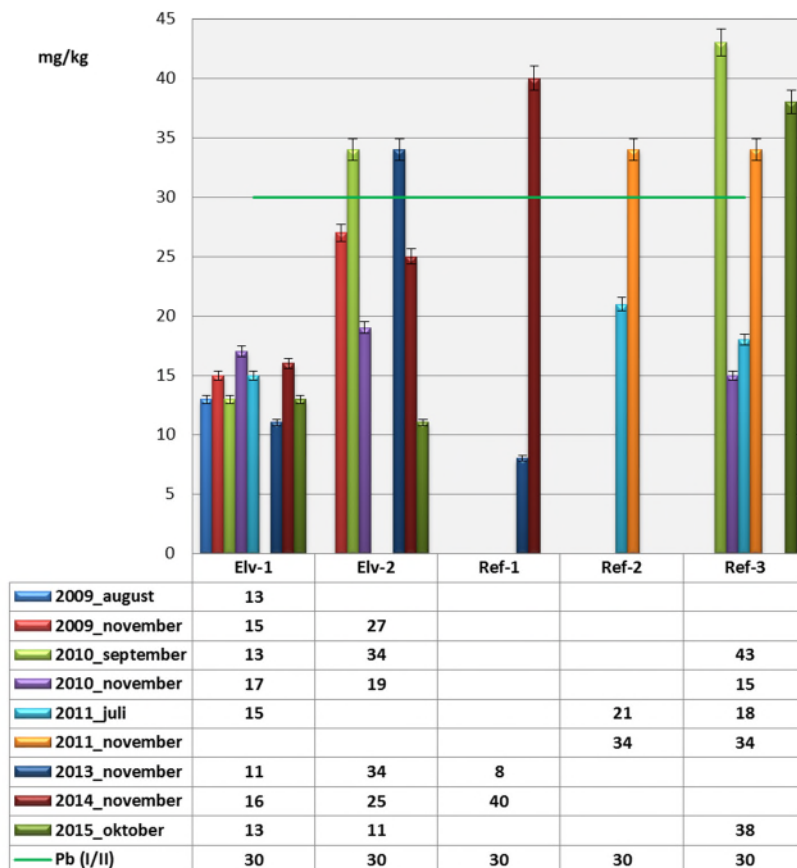
### Kvikksølv (sedimenterende materiale)



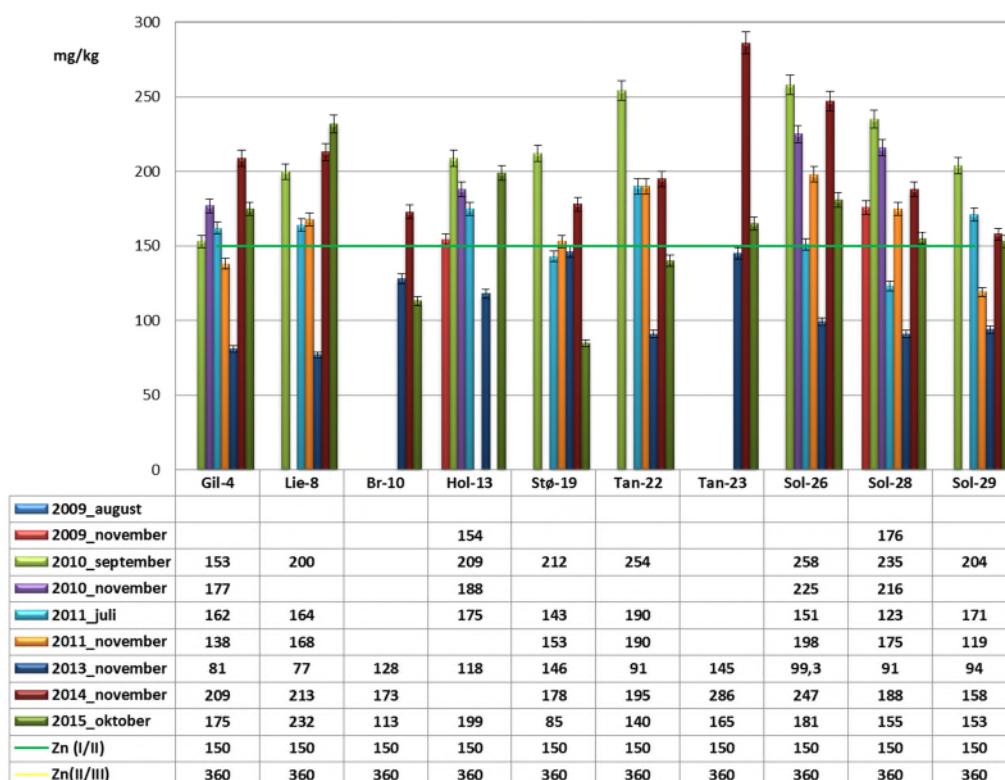
### Bly (sedimenterende materiale)



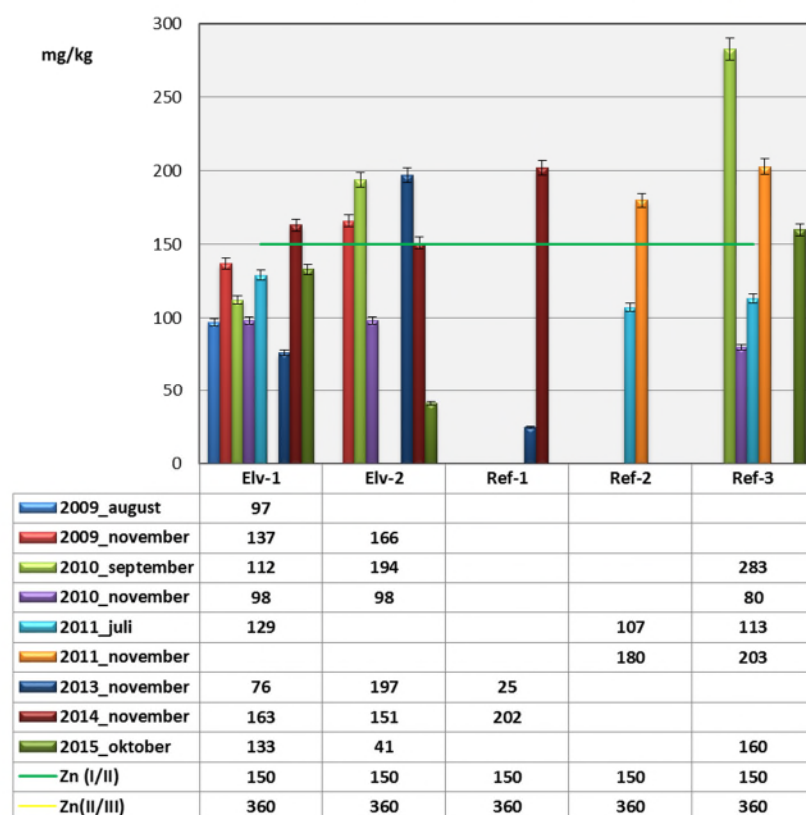
### Bly (sedimenterende materiale)



### Sink (sedimenterende materiale)



### Sink (sedimenterende materiale)



## **VEDLEGG 5:**

### **KONSENTRASJONSENDRINGER OVER TID FOR MILJØGIFTER I BUNNSEDIMENT**

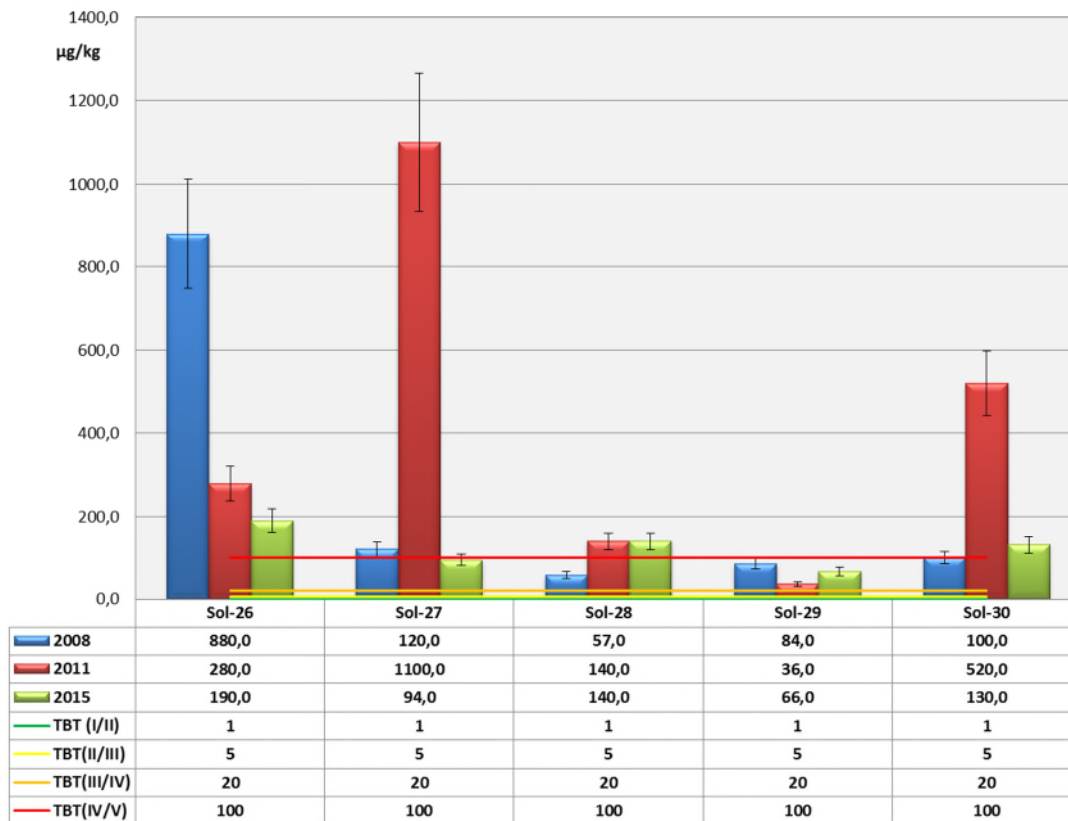
Grafene under viser miljøgift-konsentrasjoner i bunnsediment (0-5 cm) i 35 undersøkte stasjoner for årene 2008, 2011 og 2015.

For alle grafene er relevante tilstandsklassegrenser vist. Grønn horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse I «Bakgrunn» og II «God». Gul linje viser grensen mellom tilstandsklasse II «God» og III «Moderat». Oransje linje viser grensen mellom tilstandsklasse III «Moderat» og IV «Dårlig». Rød horisontal linje viser grensen mellom tilstandsklasse IV «Dårlig» og V «Svært dårlig». Tallverdien for tilstandsklassegrensene er i tillegg vist i tabellen under grafene.

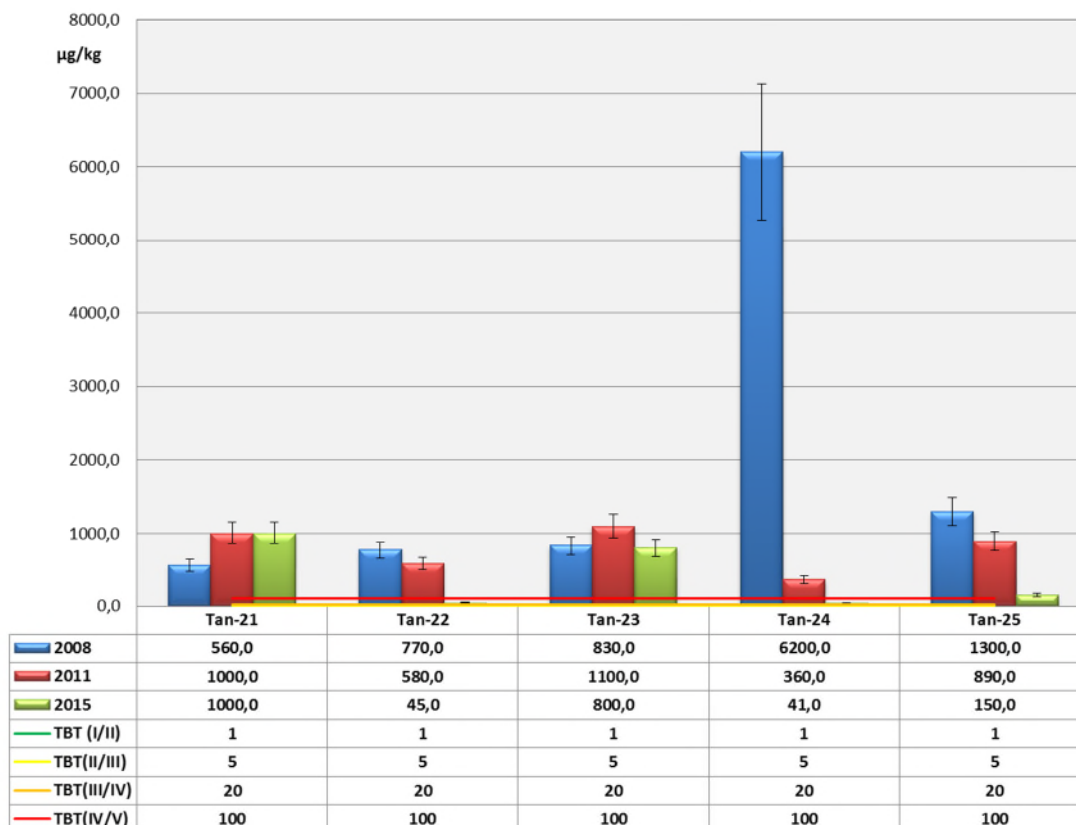


## TBT (µg/kg)

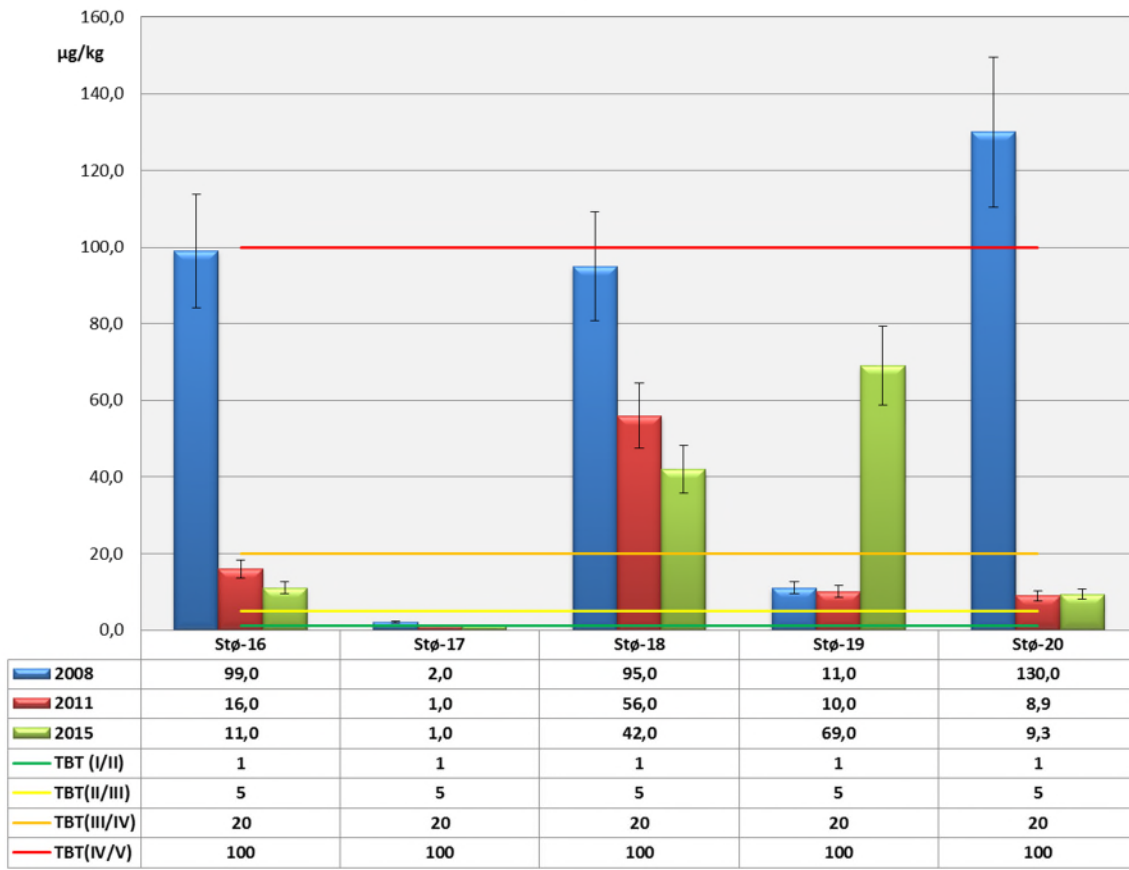
### TBT (bunnsediment)



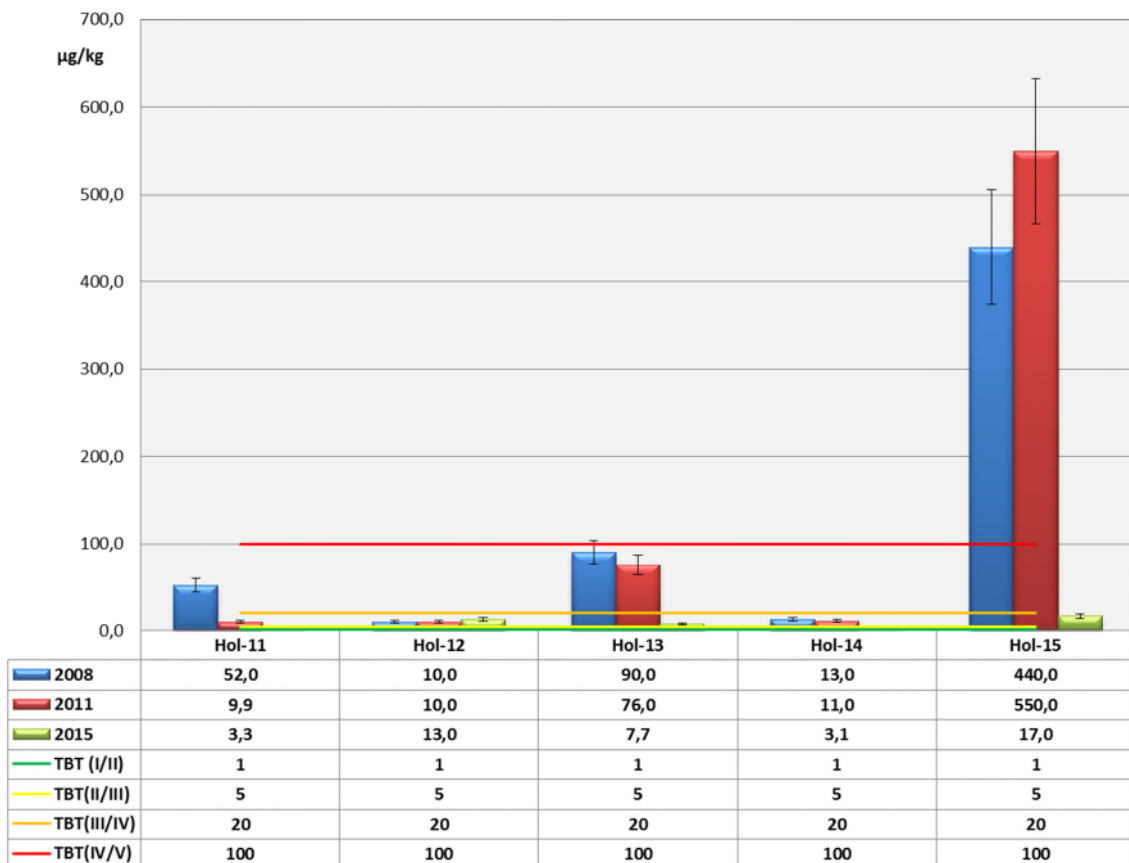
### TBT (bunnsediment)



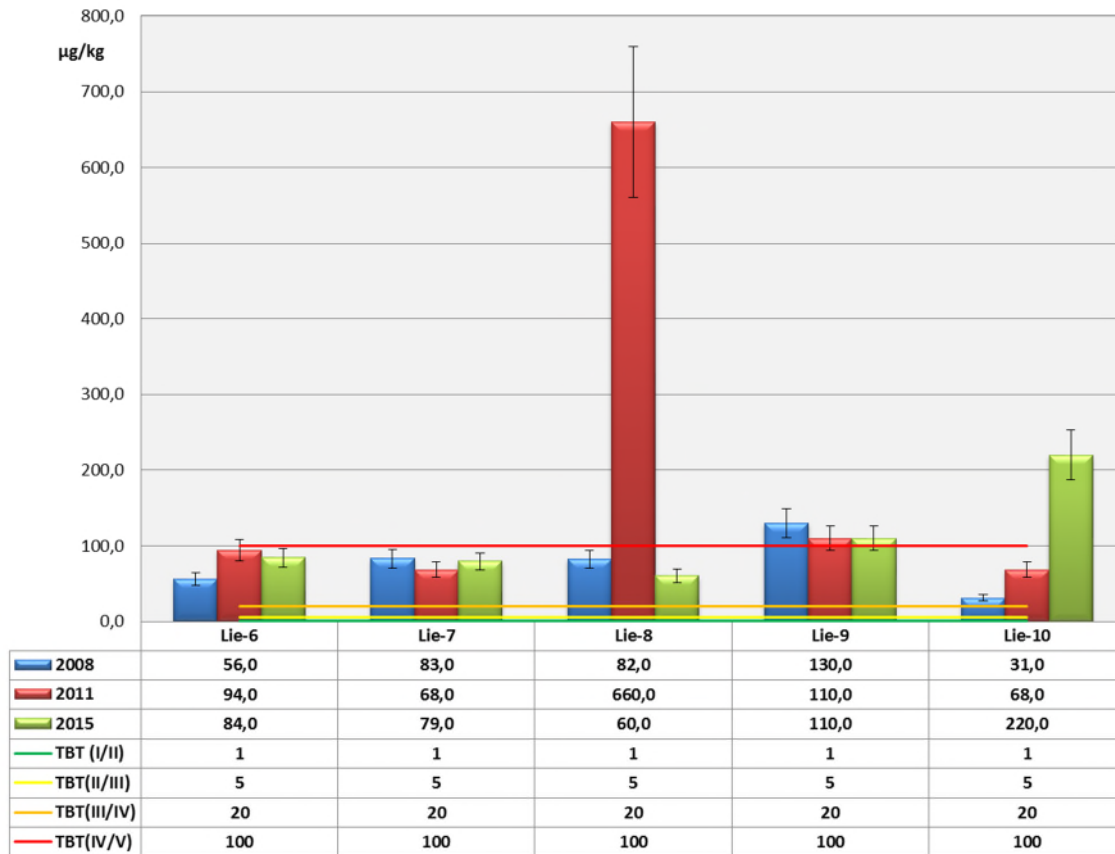
### TBT (bunnsediment)



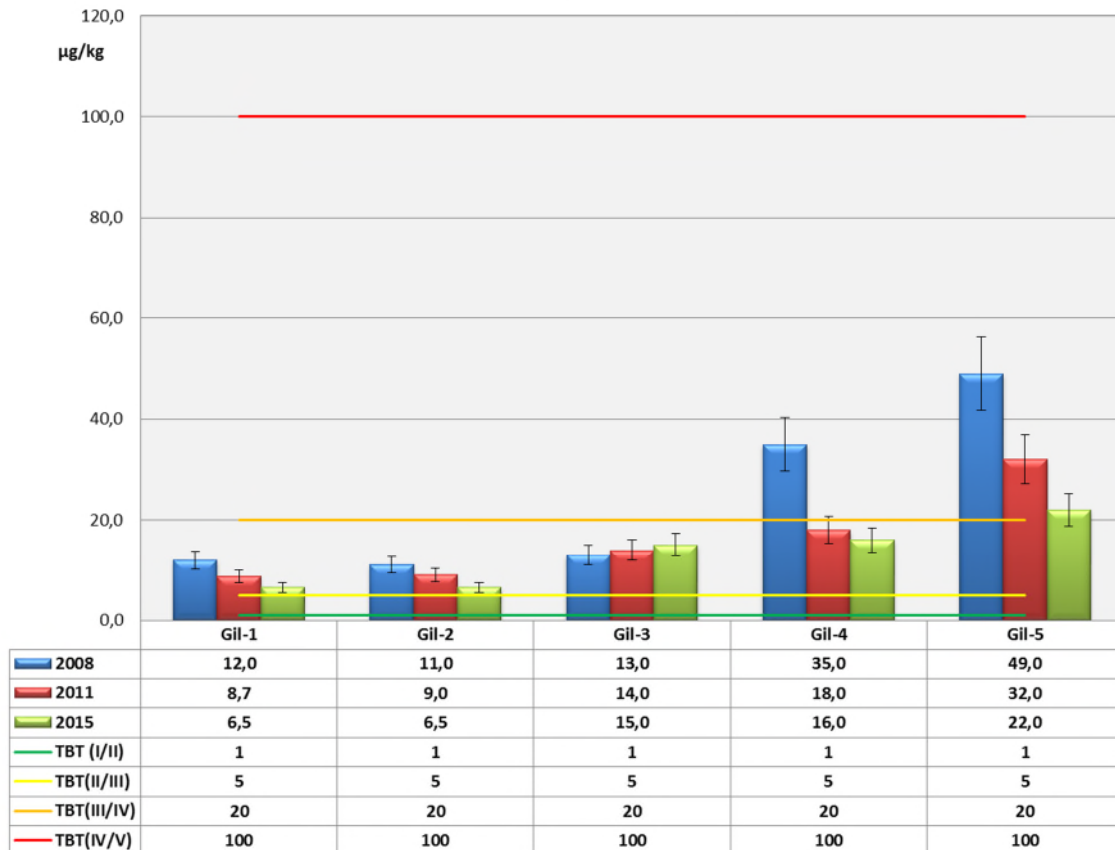
### TBT (bunnsediment)



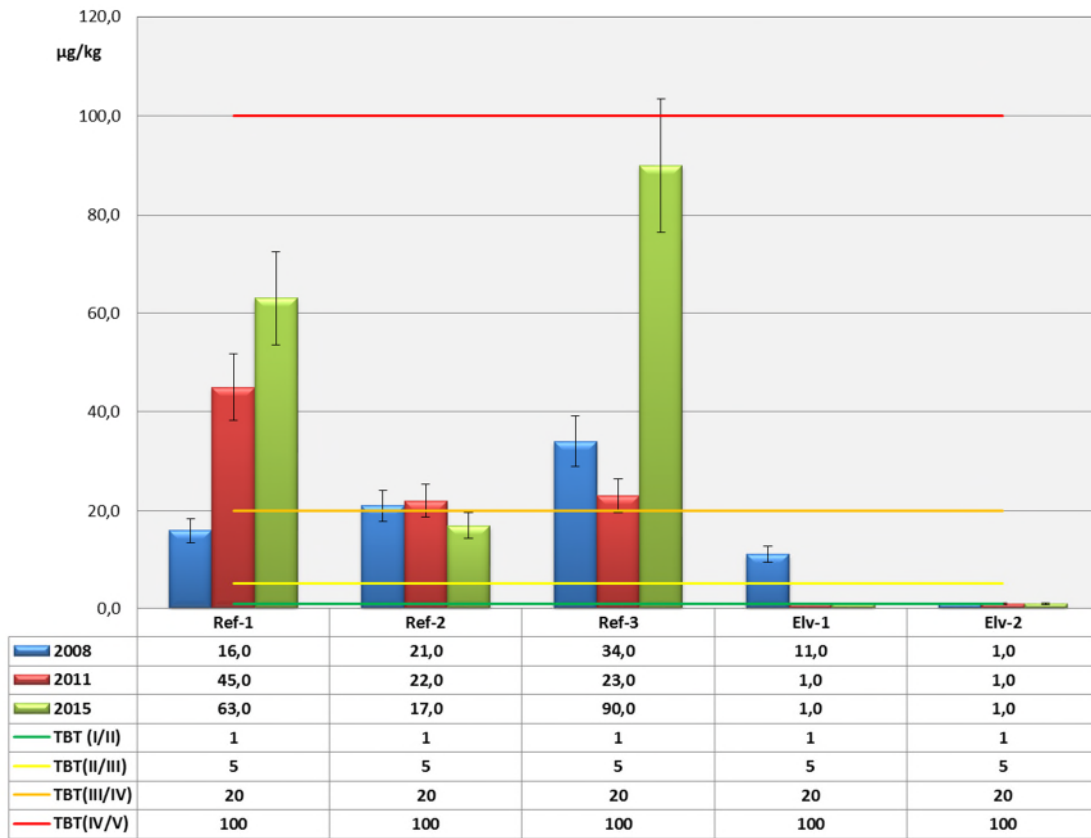
### TBT (bunnsediment)



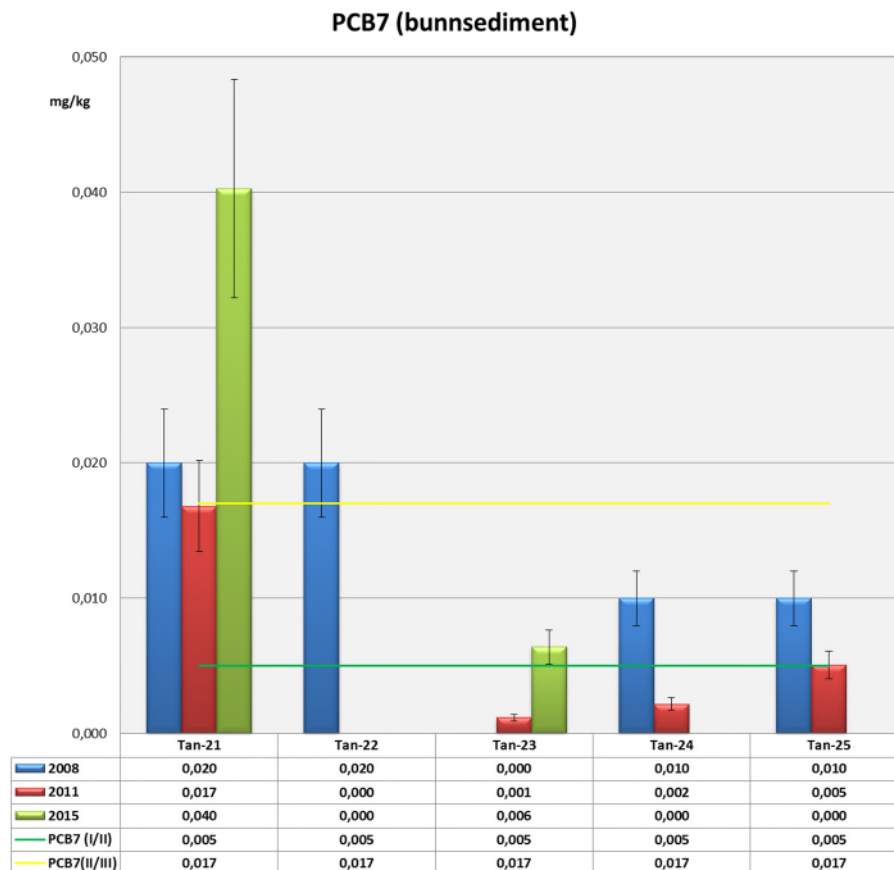
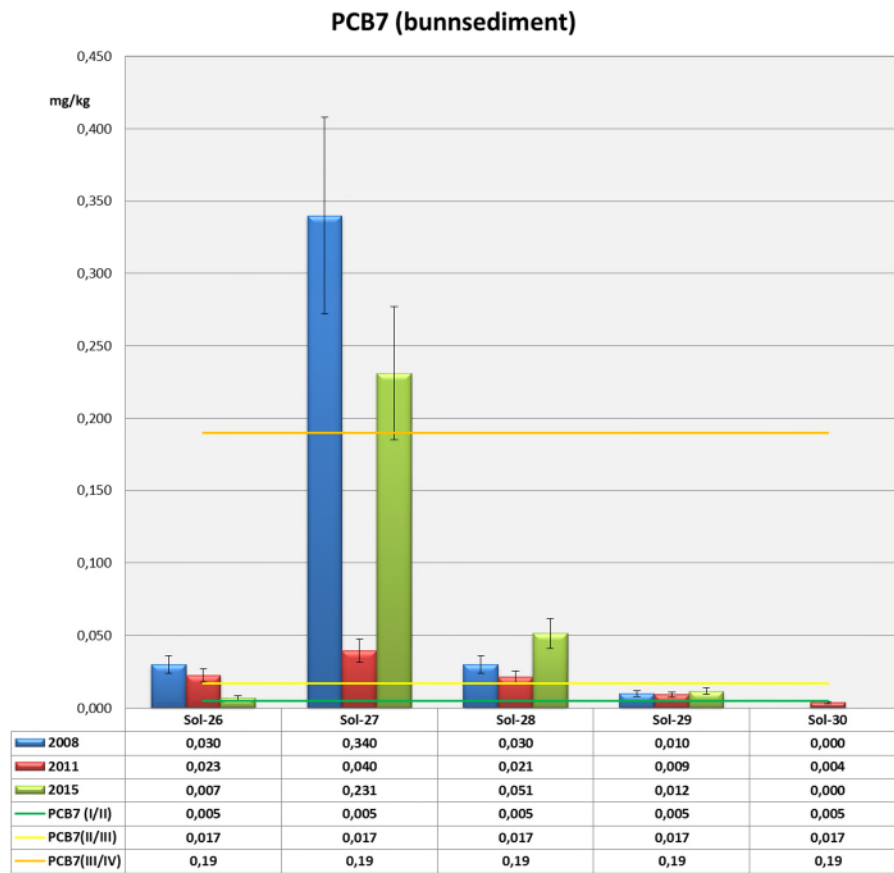
### TBT (bunnsediment)



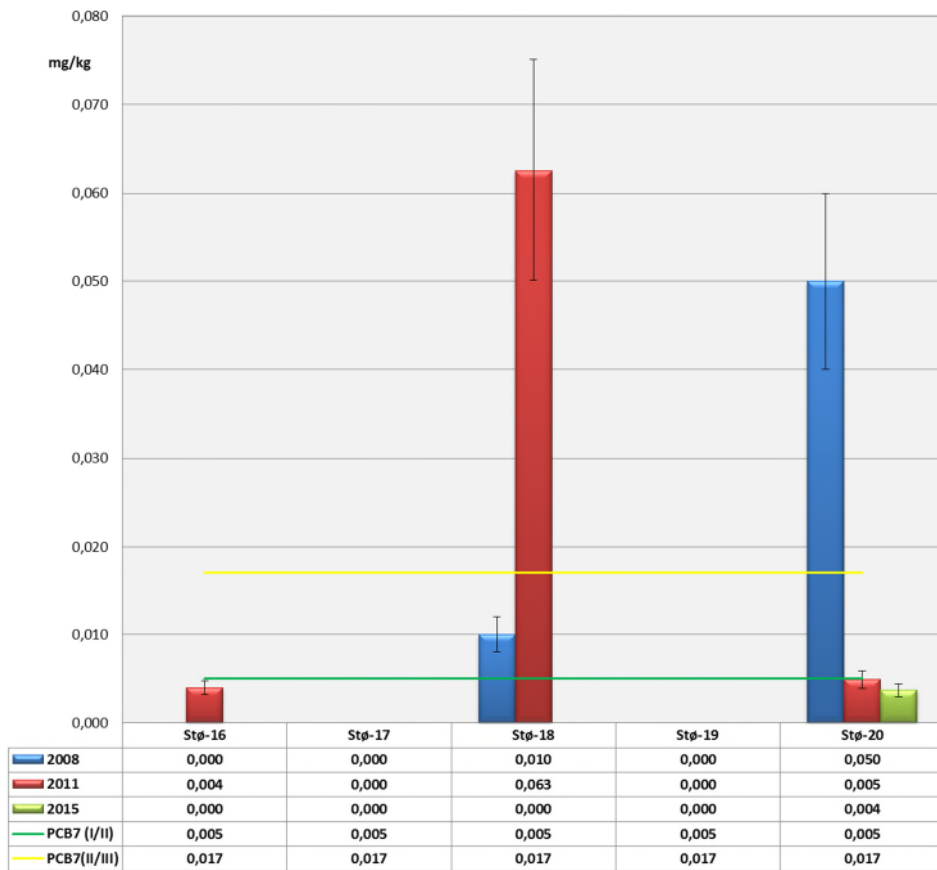
### TBT (bunnsediment)



## PCB<sub>7</sub> (mg/kg)



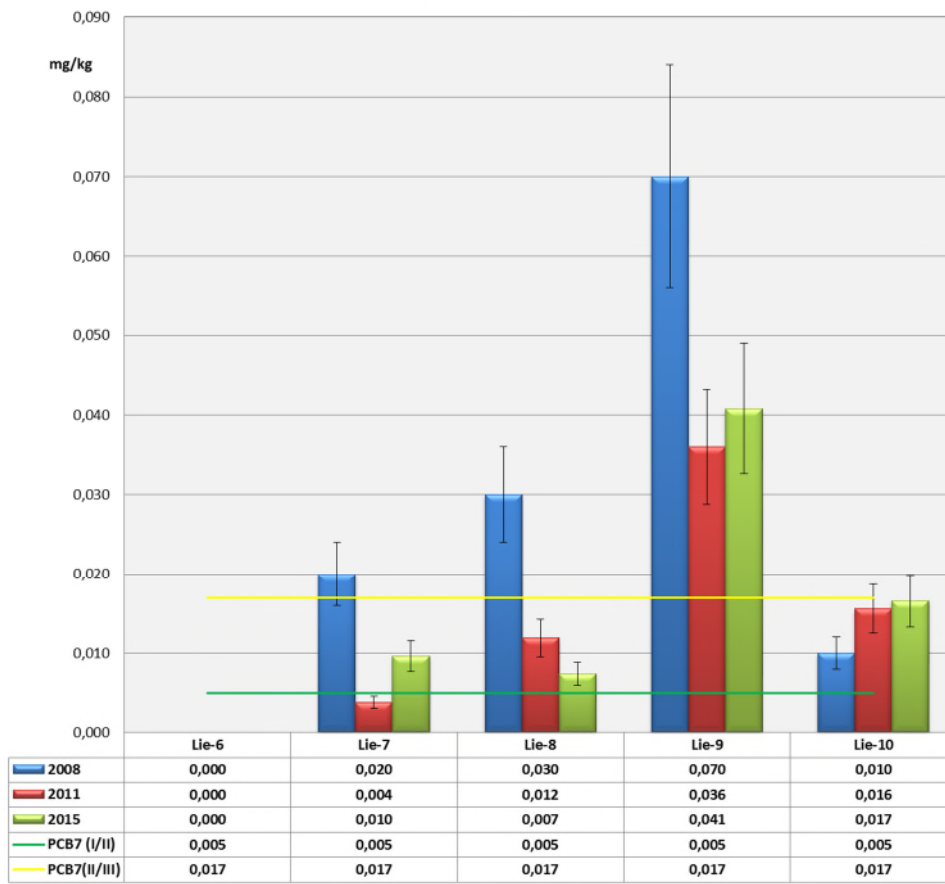
### PCB7 (bunnsediment)



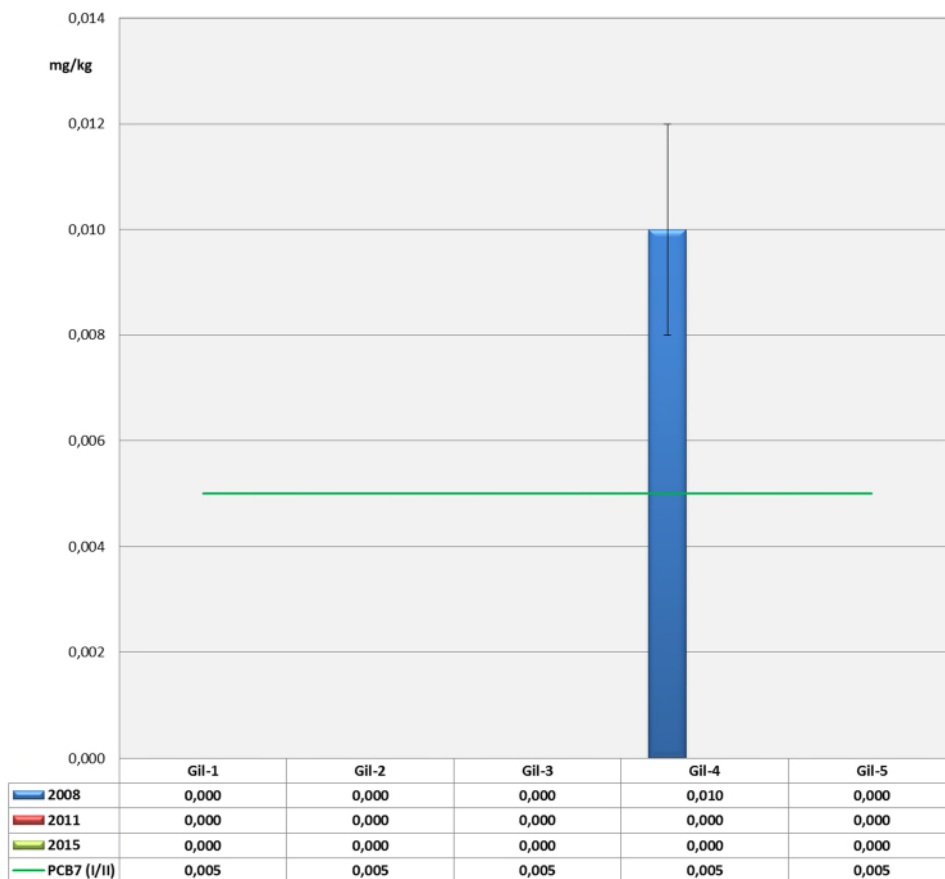
### PCB7 (bunnsediment)



### PCB7 (bunnsediment)

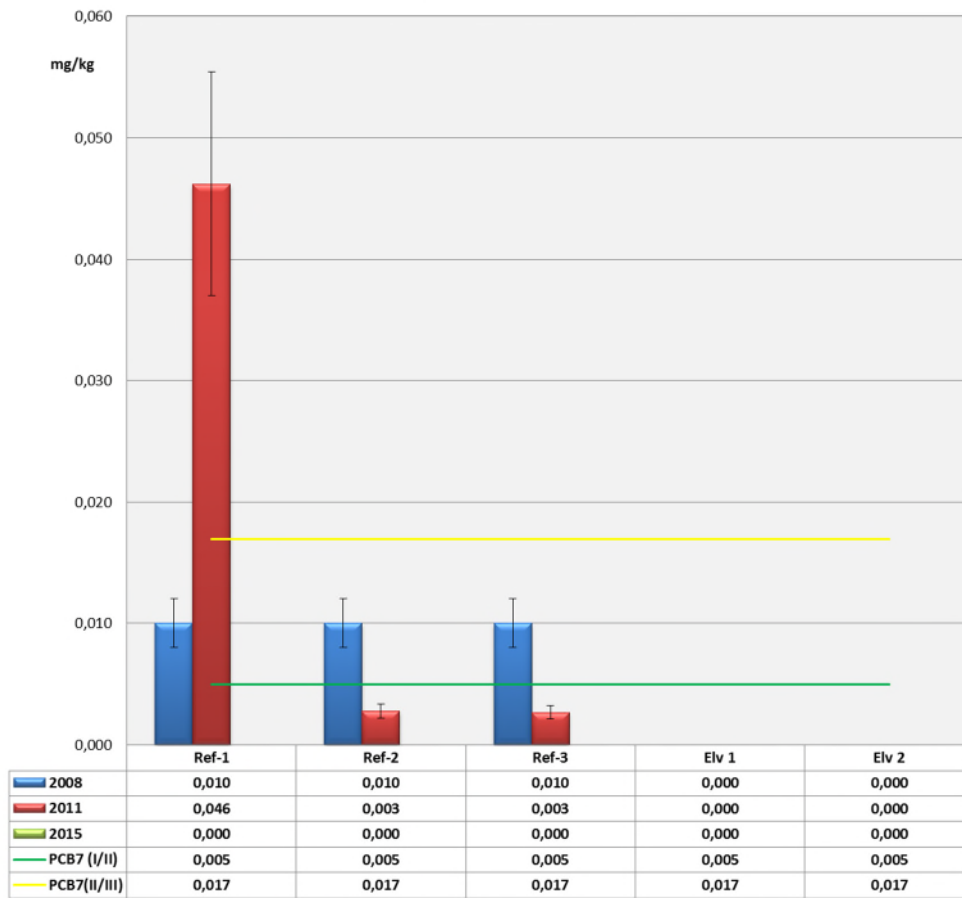


### PCB7 (bunnsediment)



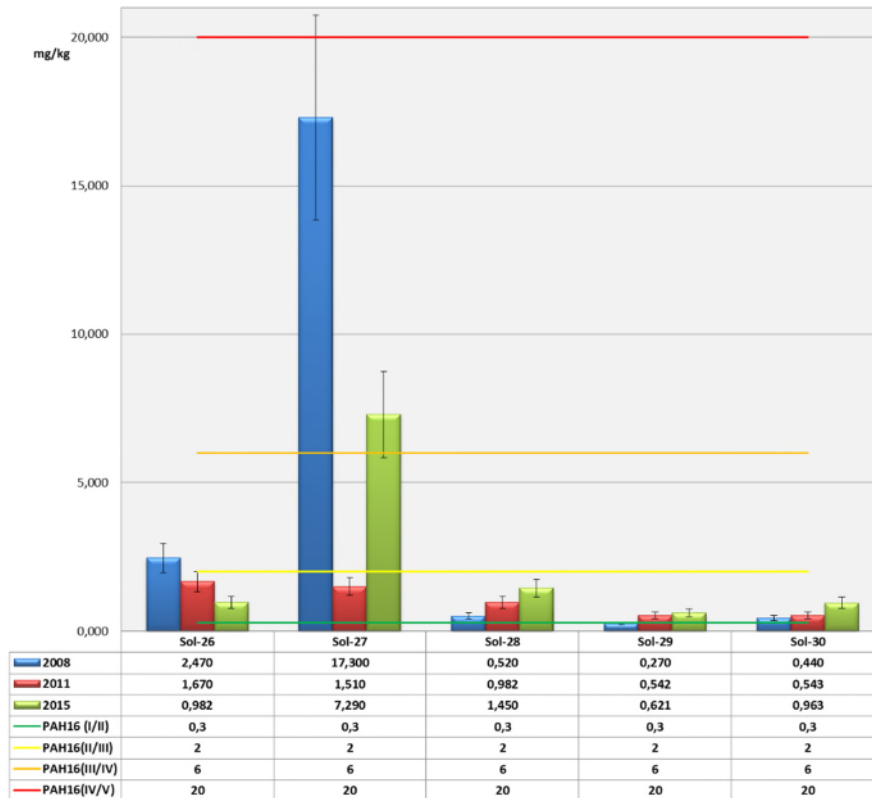


### PCB7 (bunnsediment)

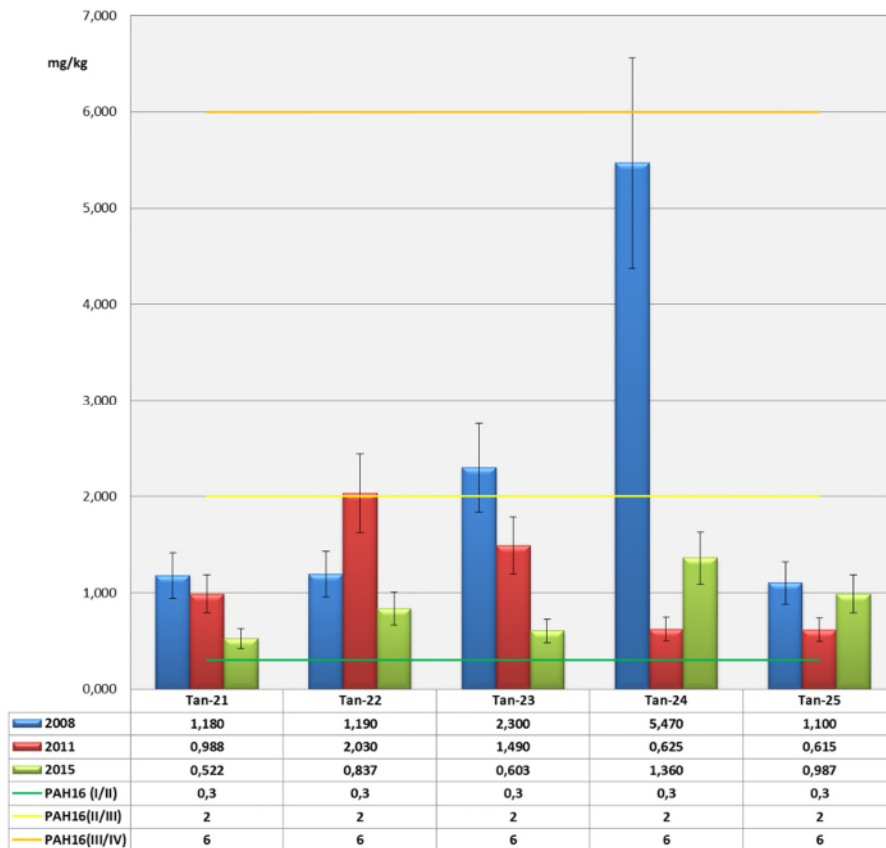


## PAH<sub>16</sub> (mg/kg)

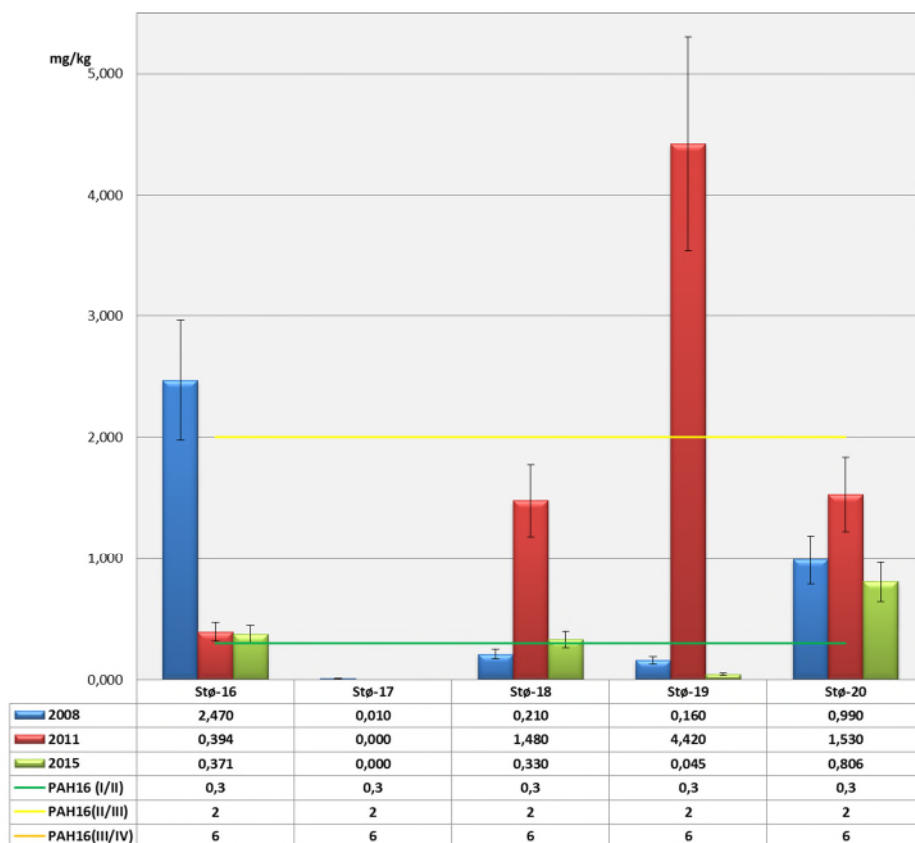
### PAH16 (bunnsediment)



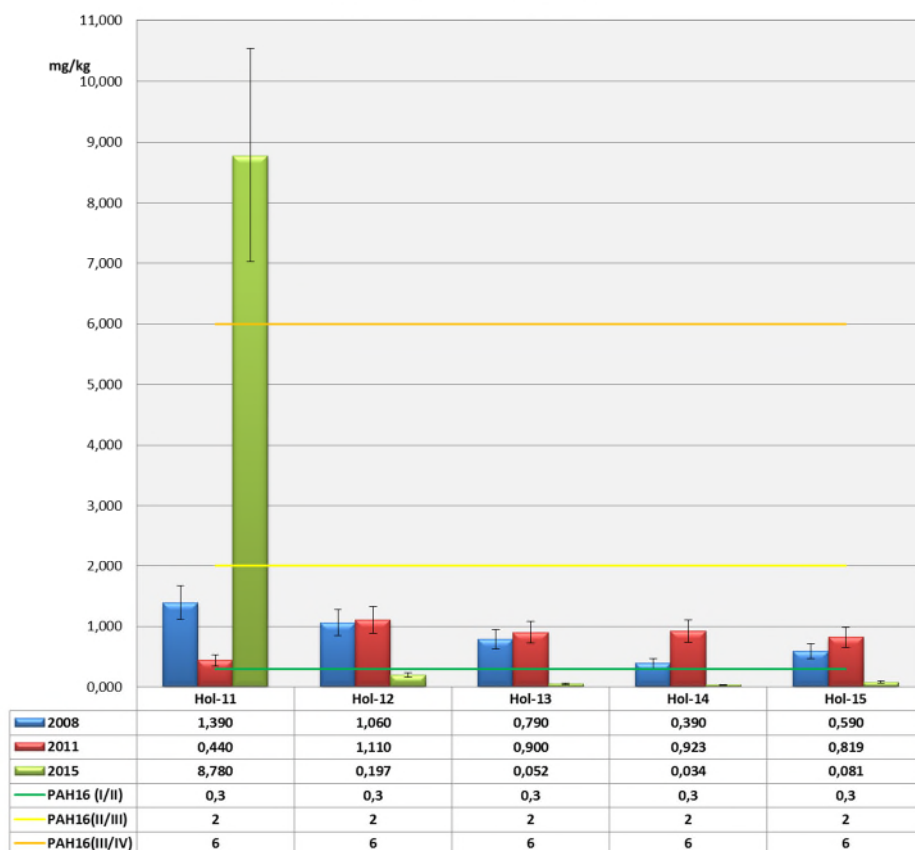
### PAH16 (bunnsediment)



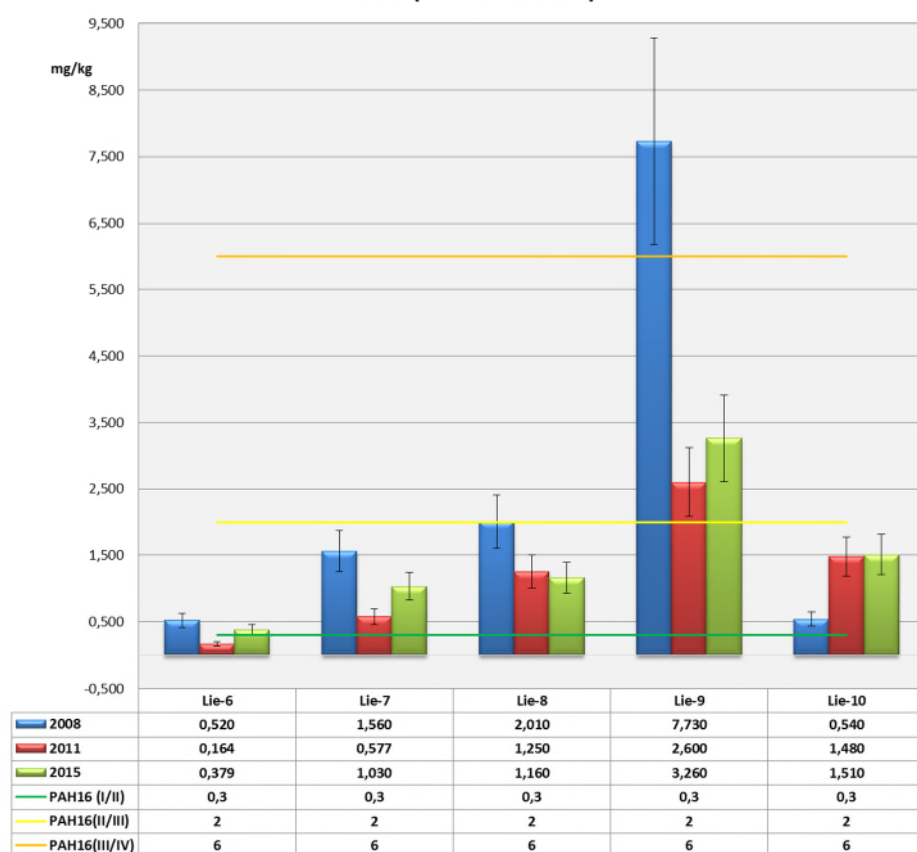
### PAH16 (bunnsediment)



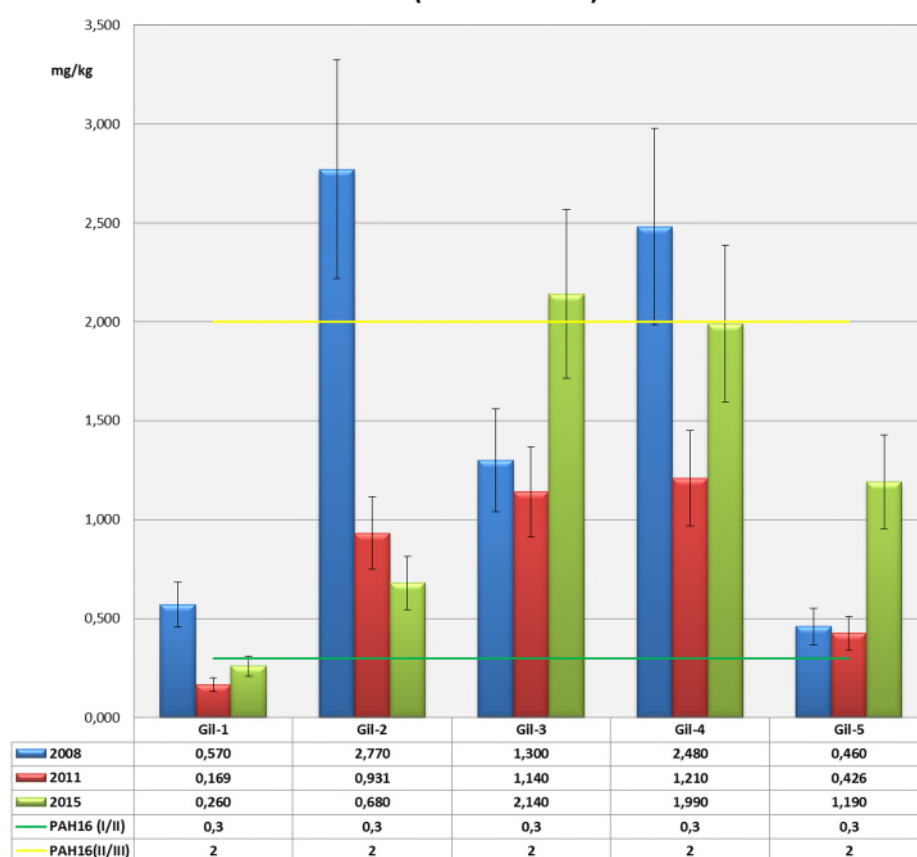
### PAH16 (bunnsediment)



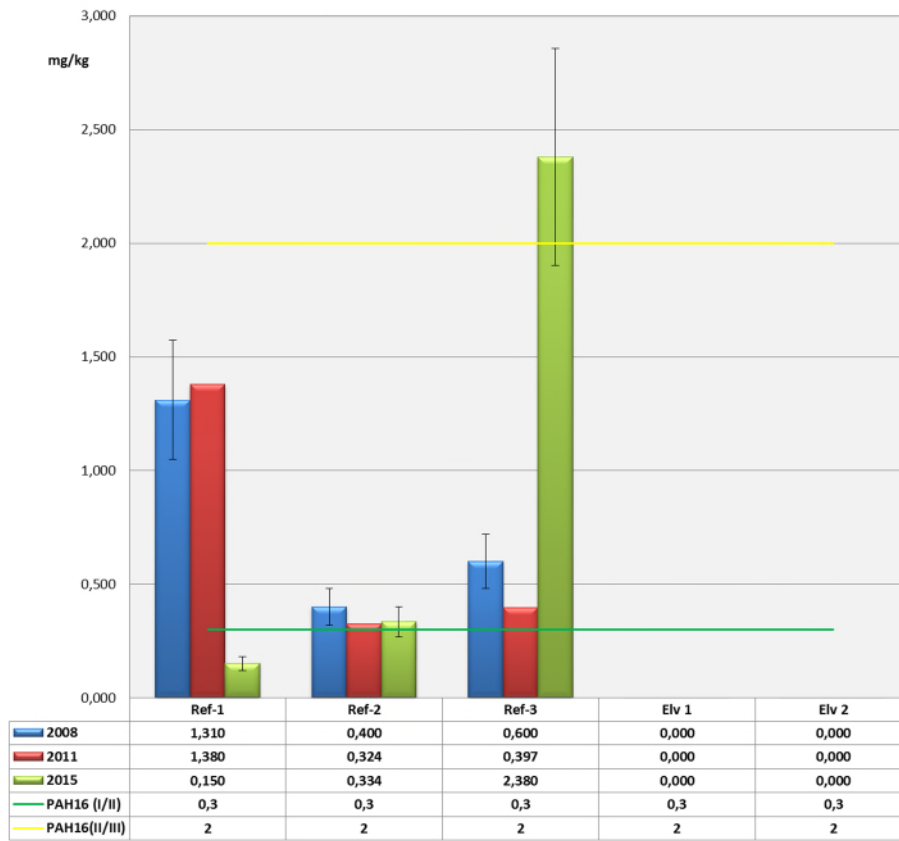
### PAH16 (bunnsediment)



### PAH16 (bunnsediment)

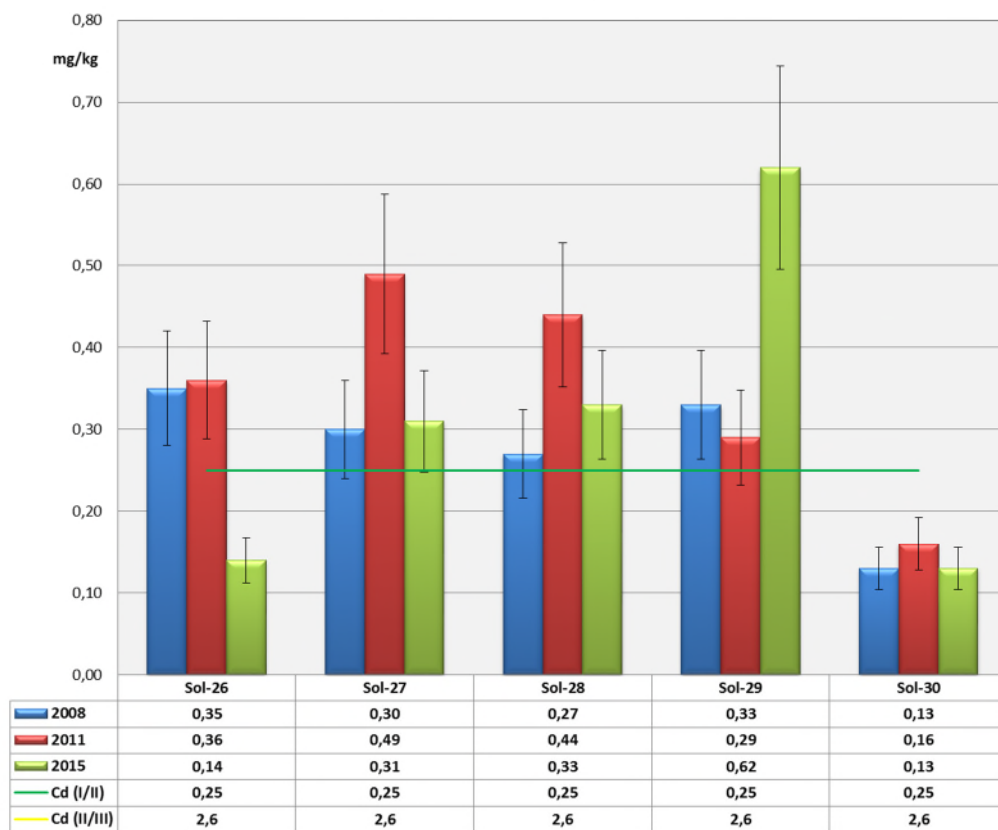


### PAH16 (bunnsediment)

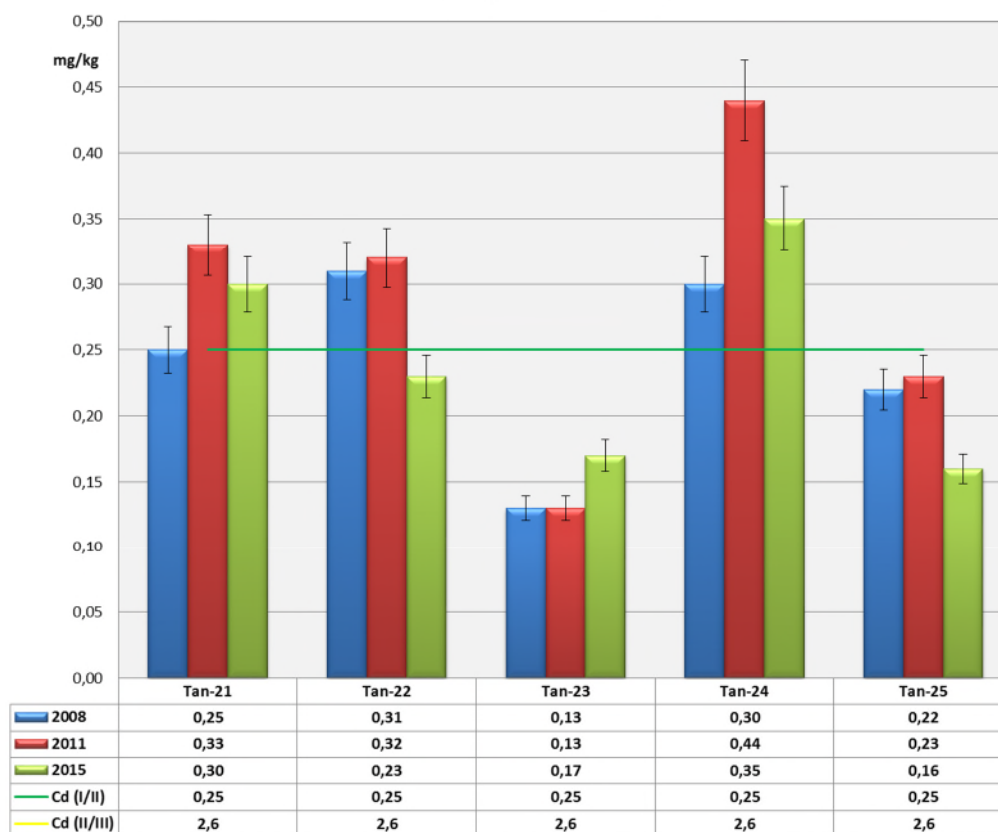


## Kadmium (mg/kg)

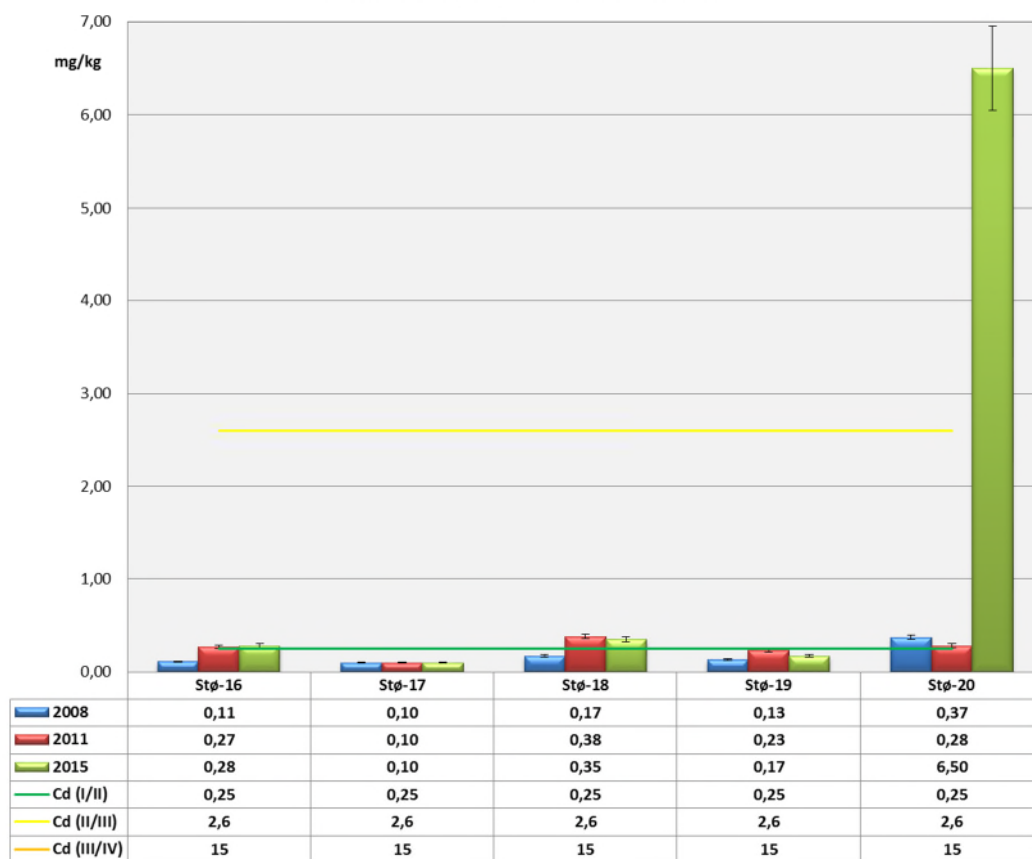
### Kadmium (Cd) - bunnsediment



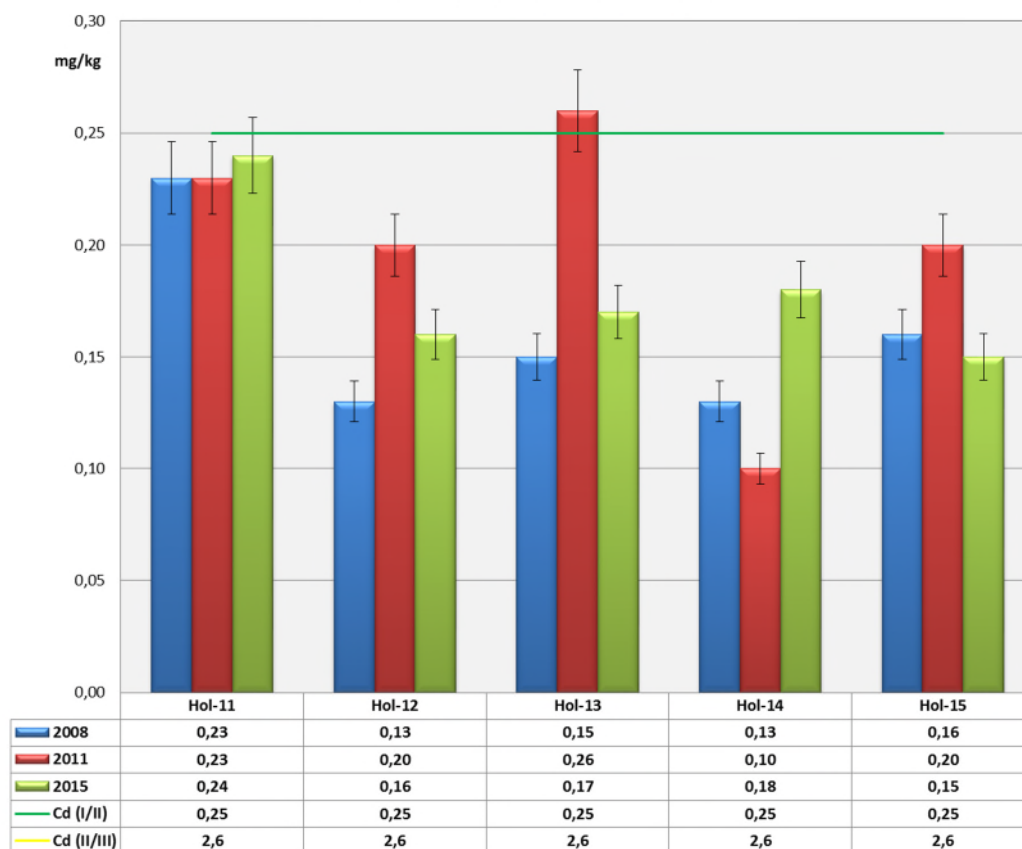
### Kadmium (Cd) - bunnsediment



### Kadmium (Cd) - bunnsediment

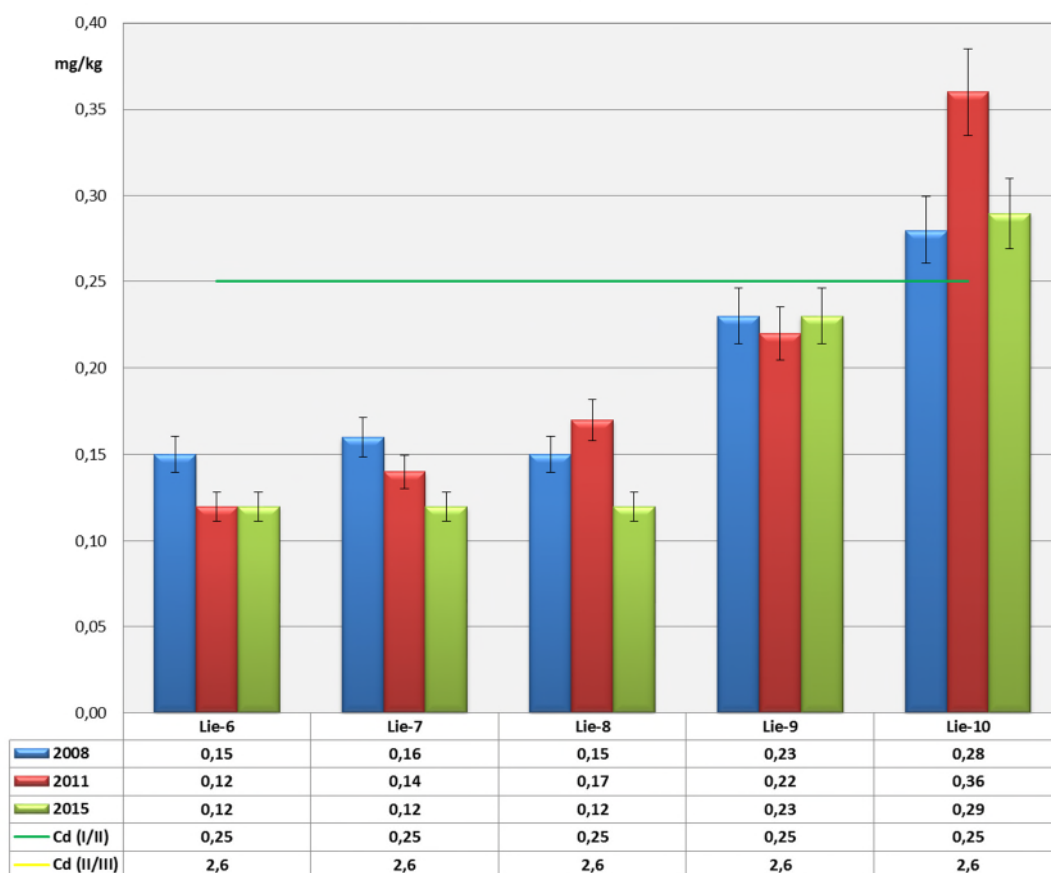


### Kadmium (Cd) - bunnsediment

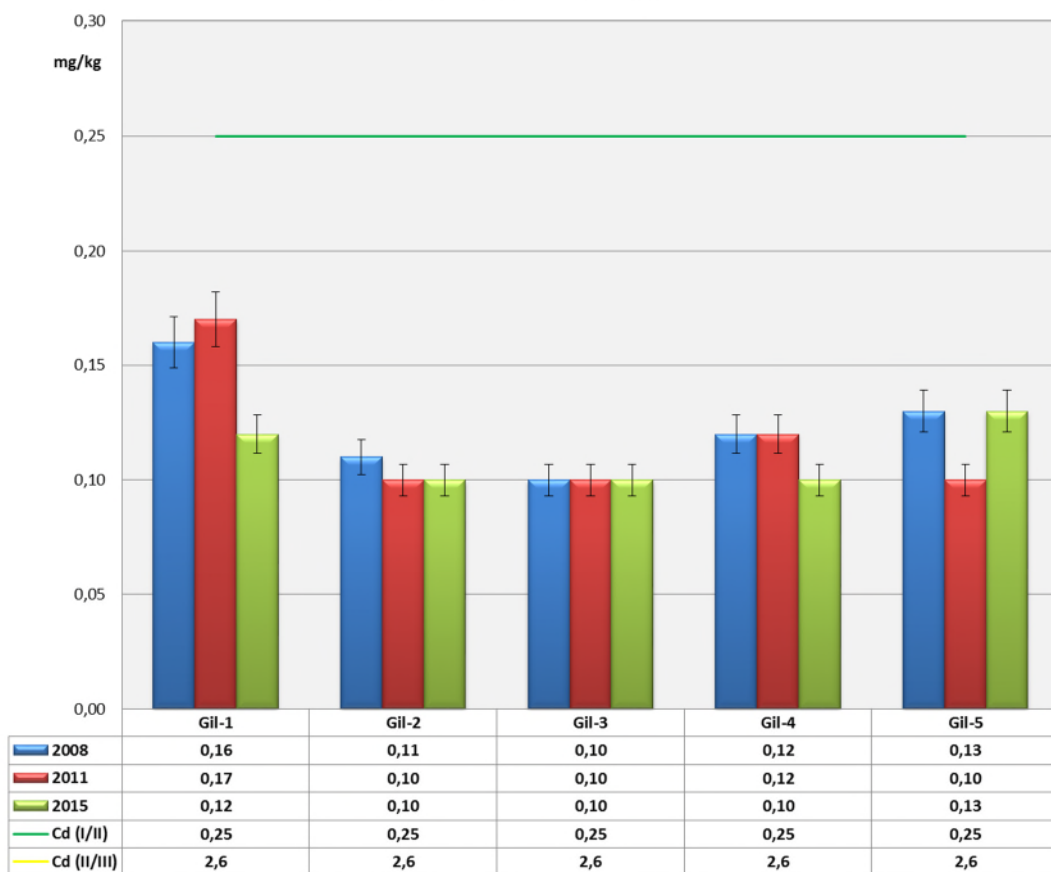




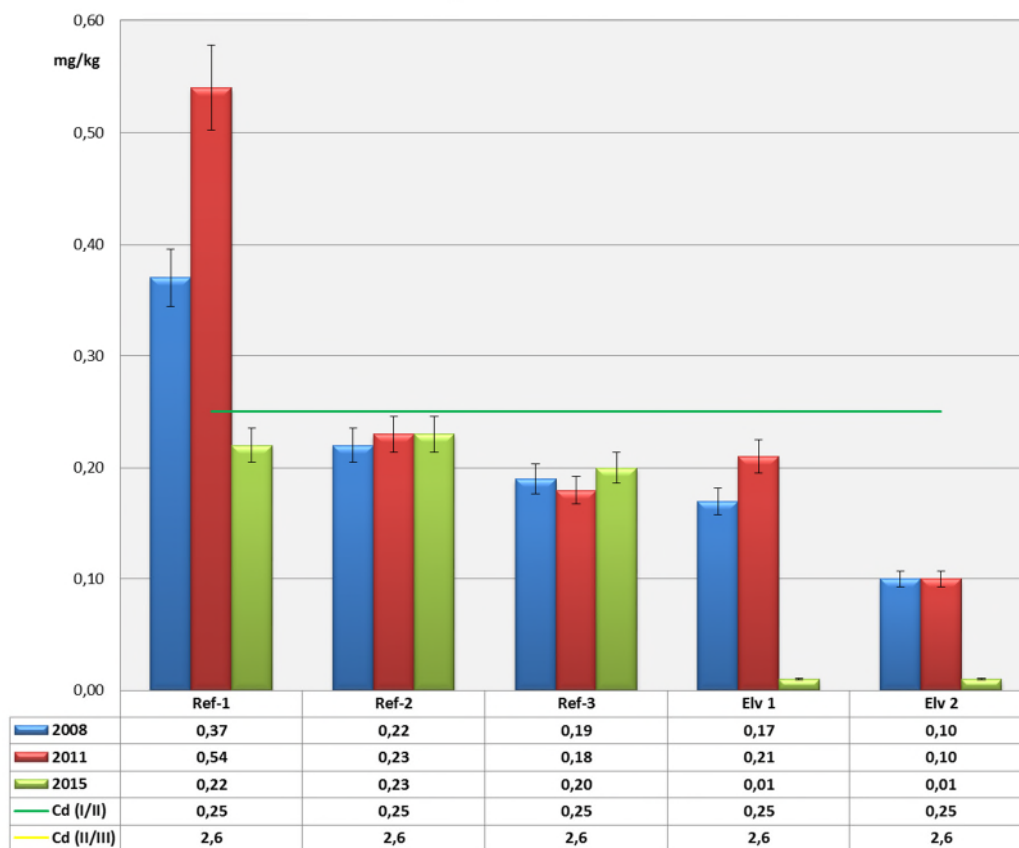
### Kadmium (Cd) - bunnsediment



### Kadmium (Cd) - bunnsediment

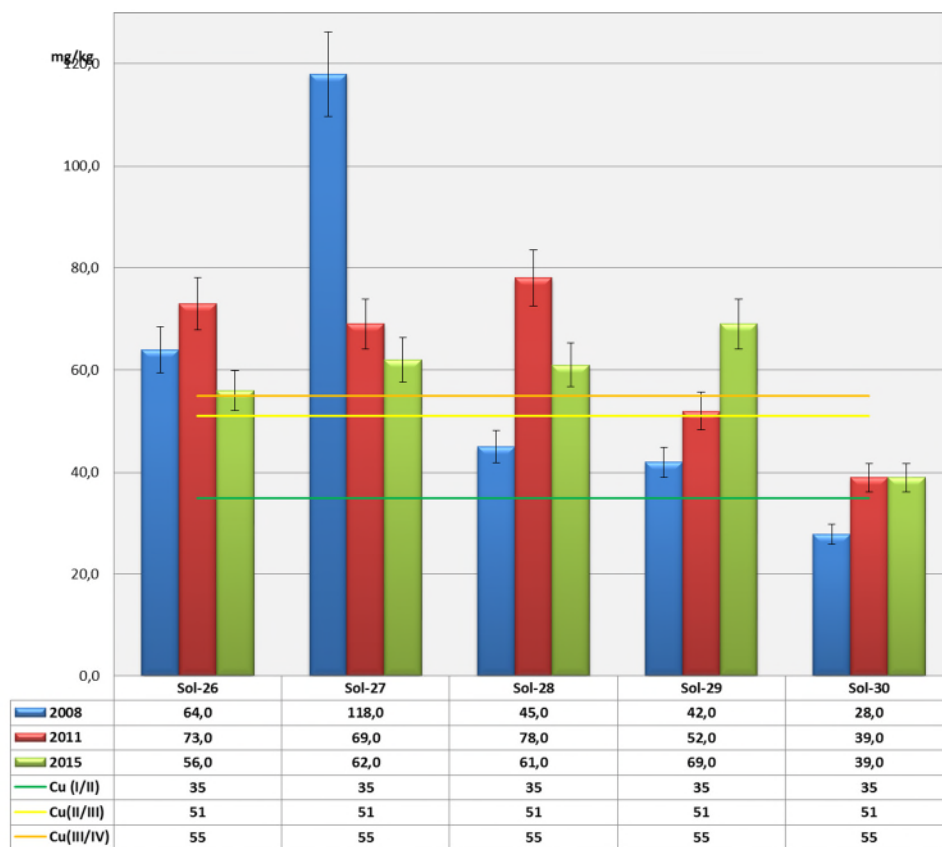


### Kadmium (Cd) - bunnsediment

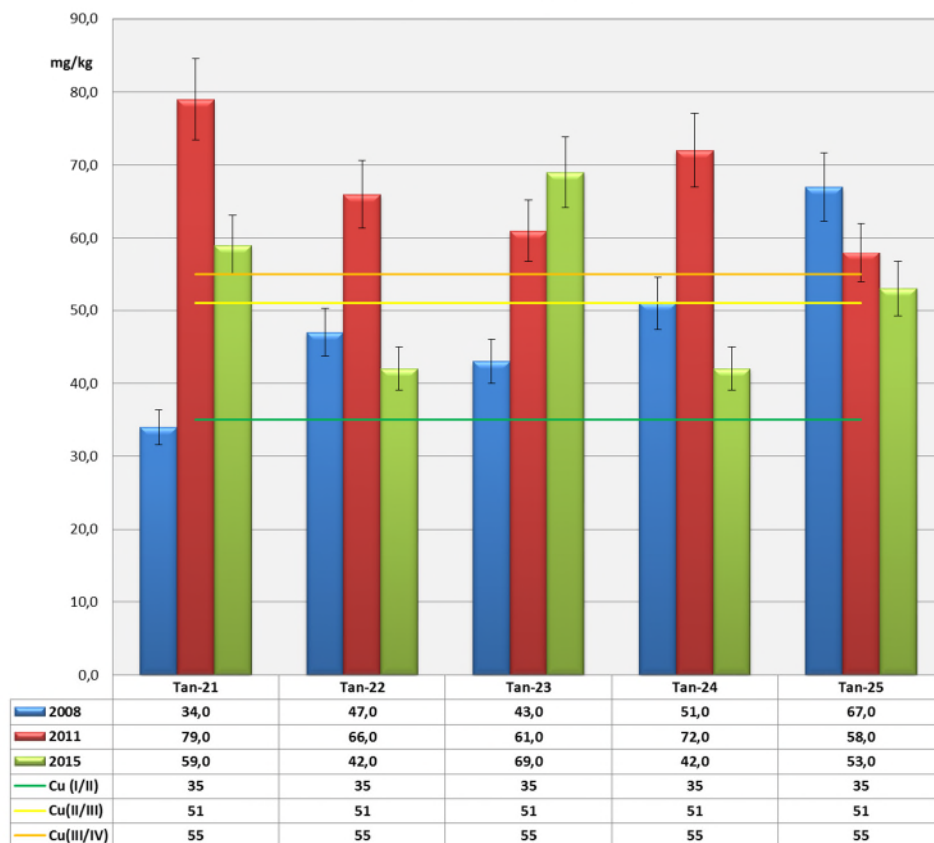


## Kobber (mg/kg)

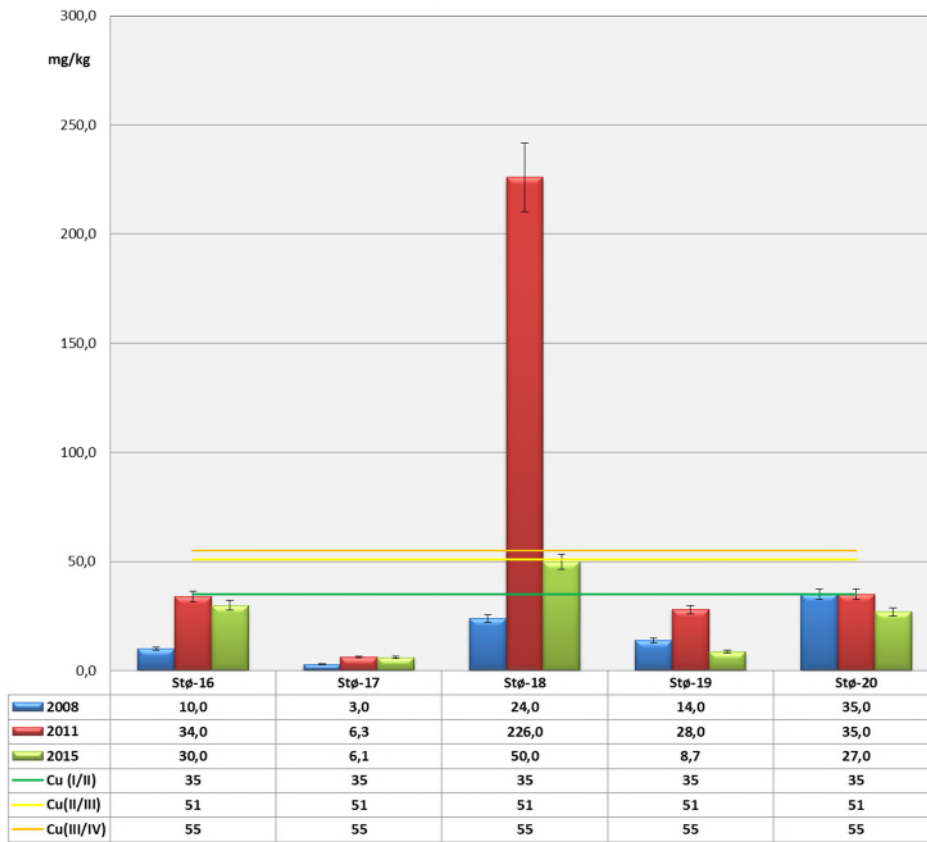
### Kobber (Cu) - bunnsediment



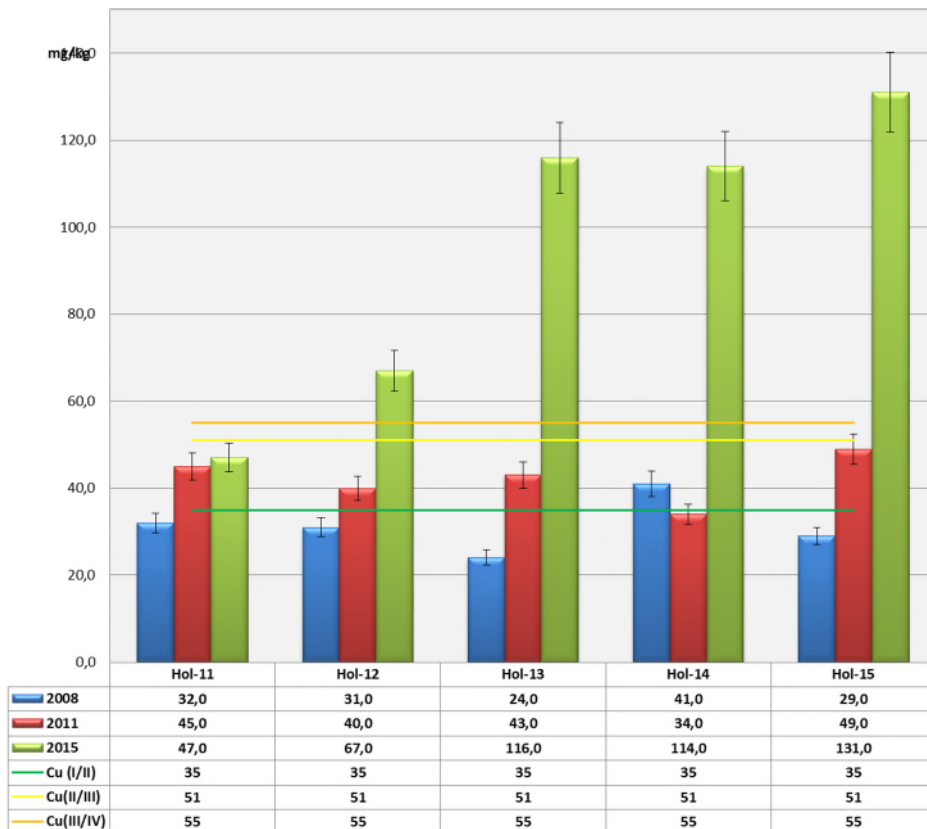
### Kobber (Cu) - bunnsediment



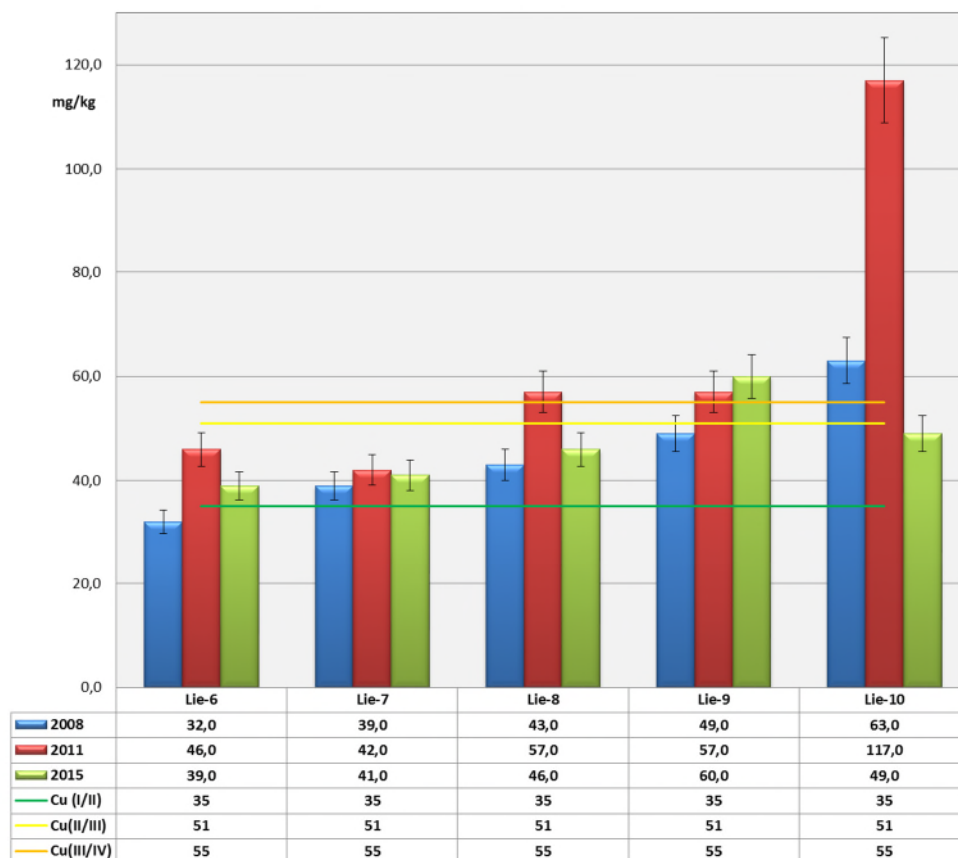
### Kobber (Cu) - bunnsediment



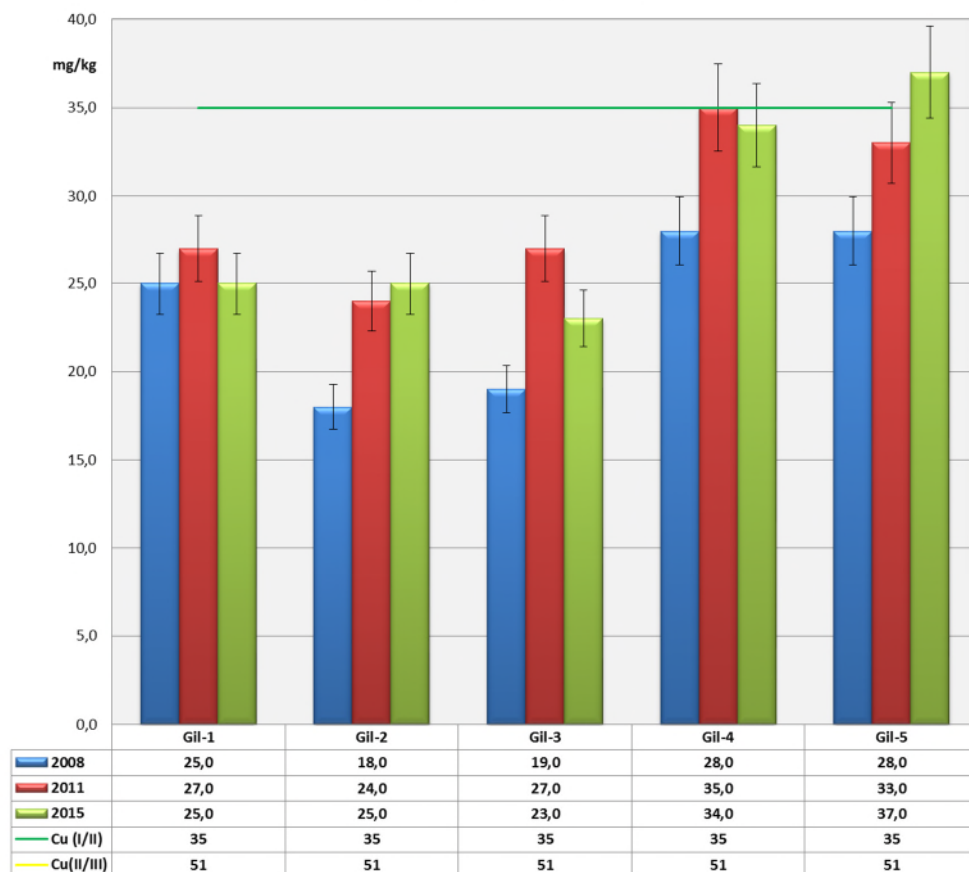
### Kobber (Cu) - bunnsediment



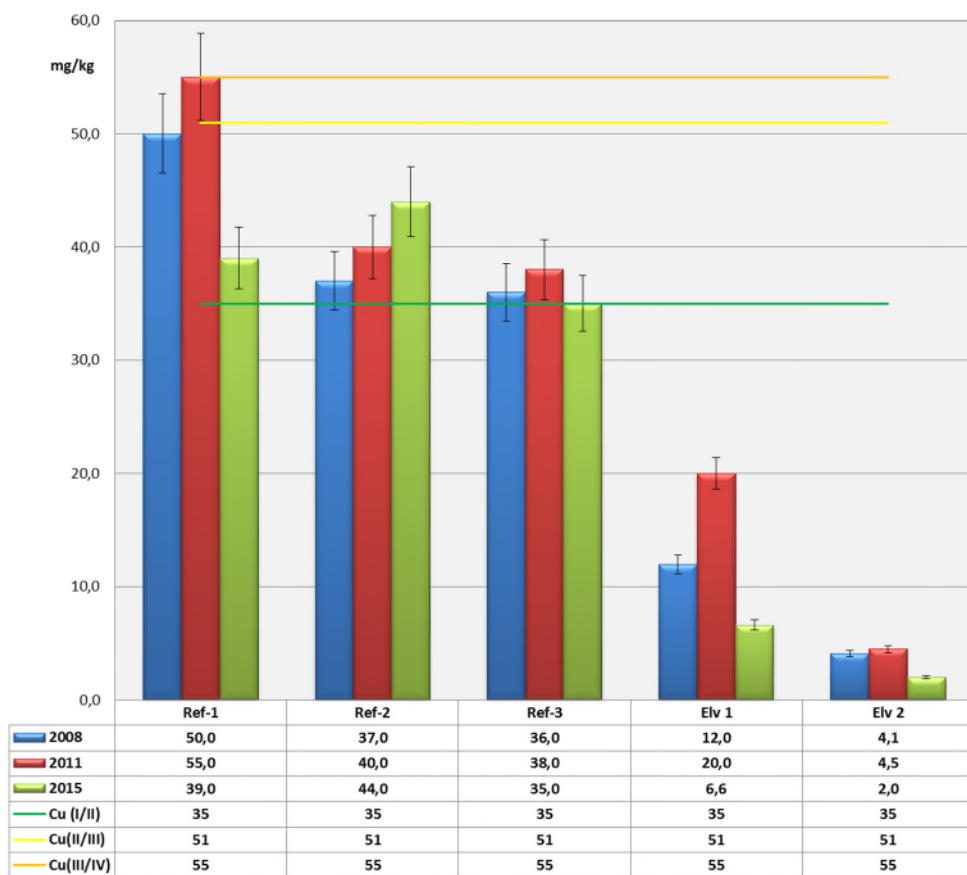
### Kobber (Cu) - bunnsediment



### Kobber (Cu) - bunnsediment

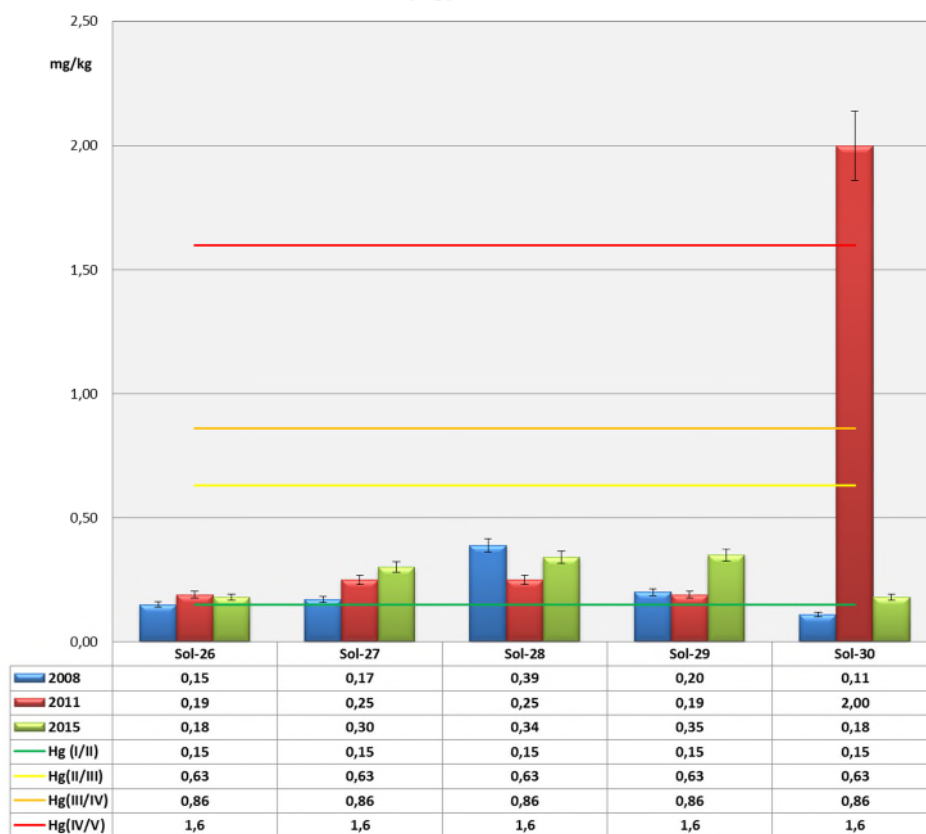


### Kobber (Cu) - bunnsediment

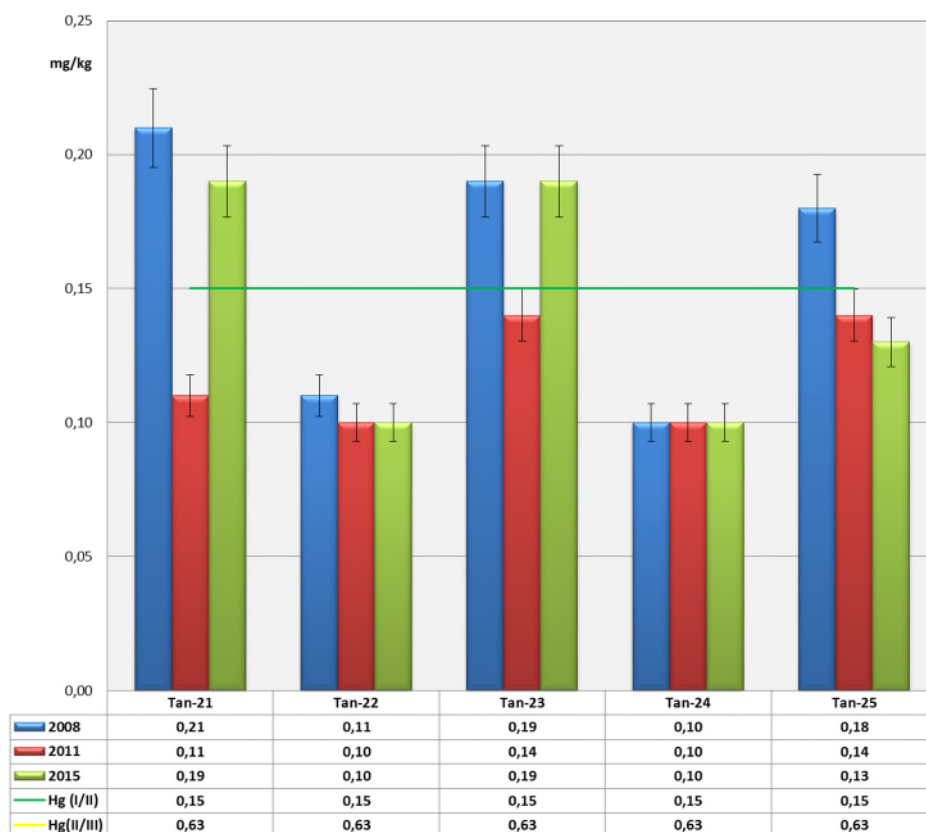


## Kvikksølv (mg/kg)

### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment

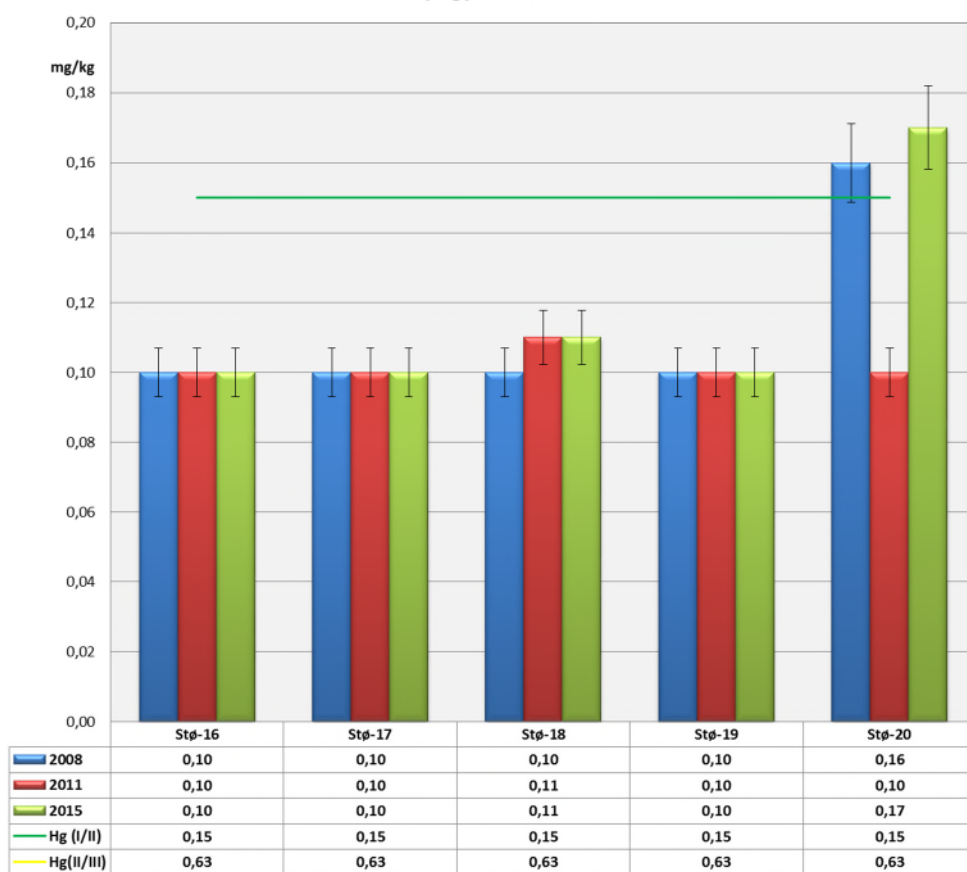


### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment

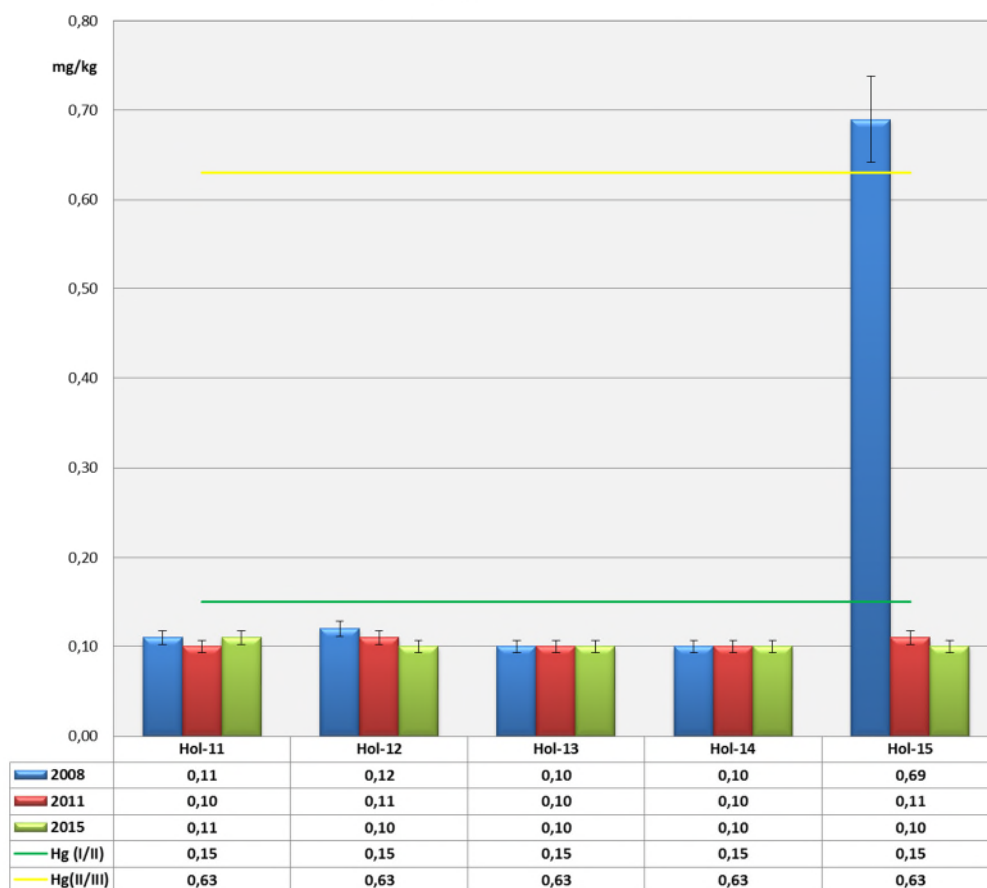




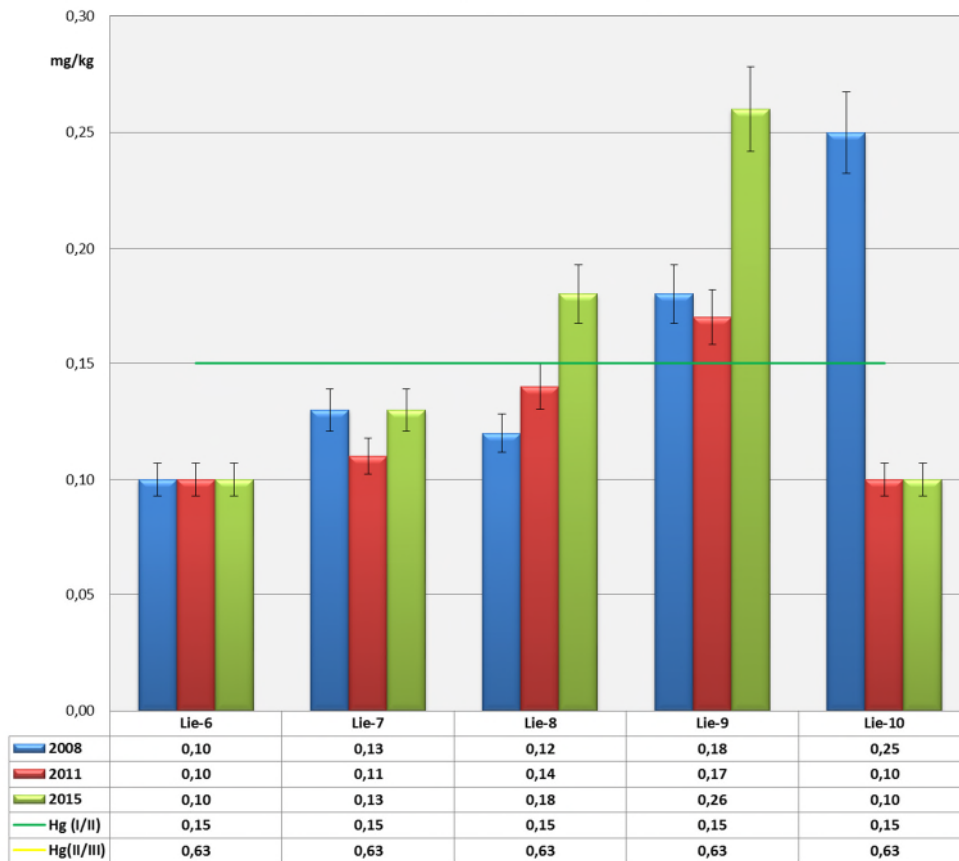
### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment



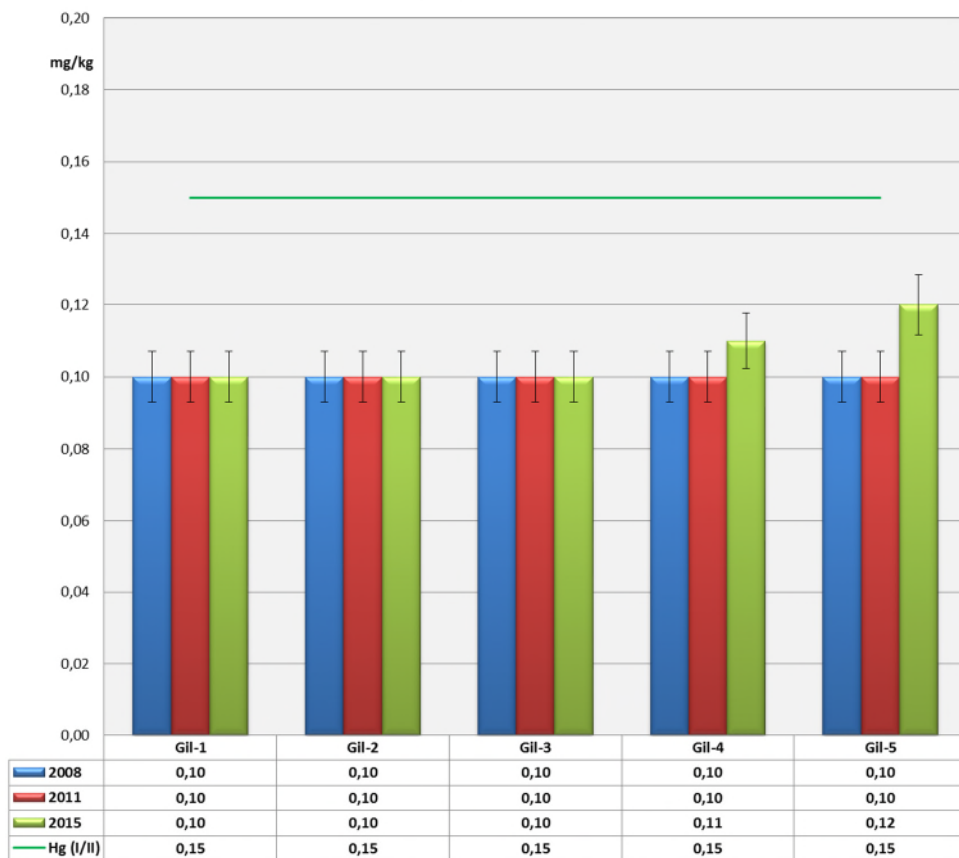
### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment



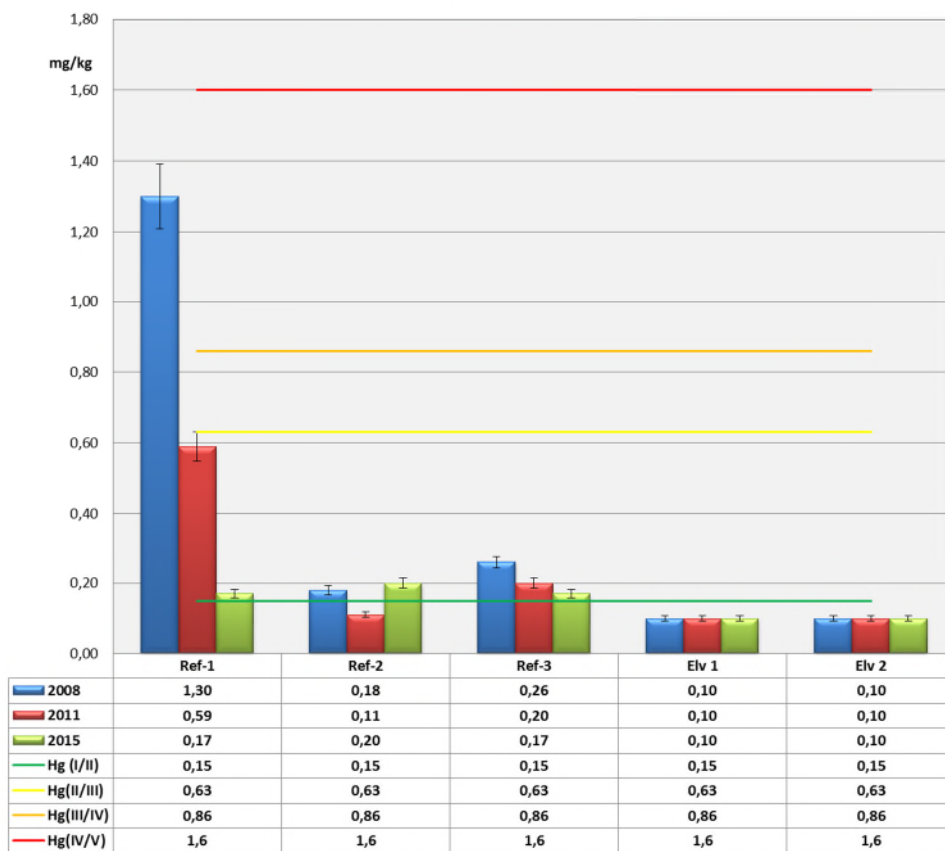
### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment



### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment

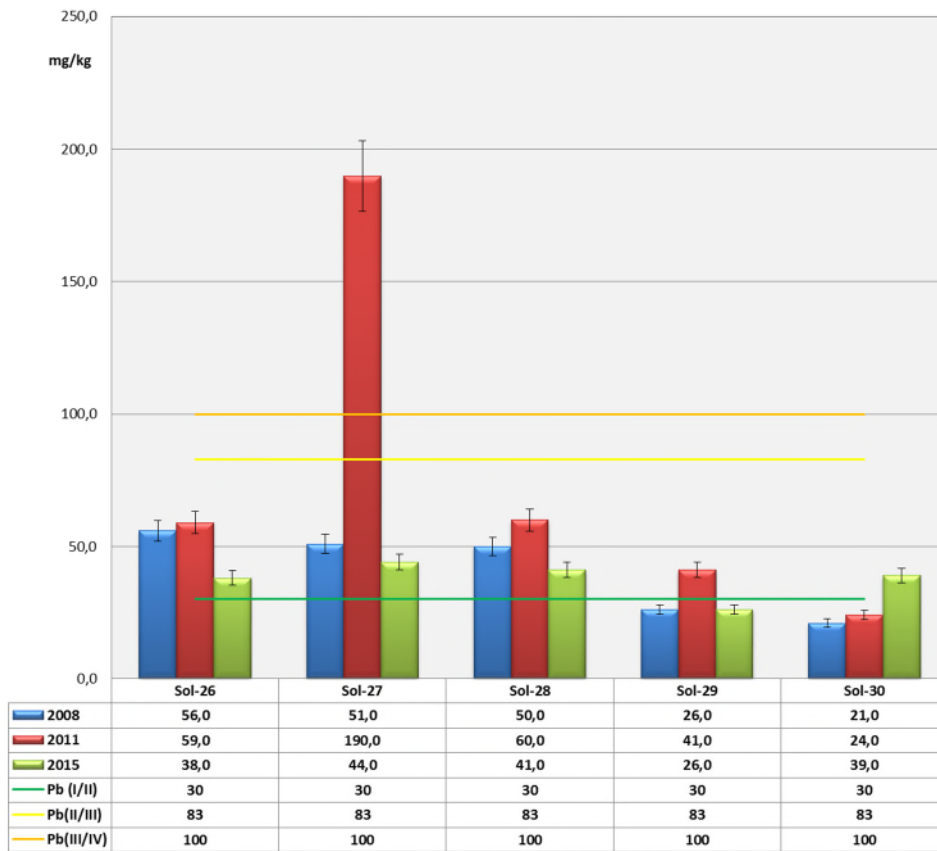


### Kvikksølv (Hg) - bunnsediment

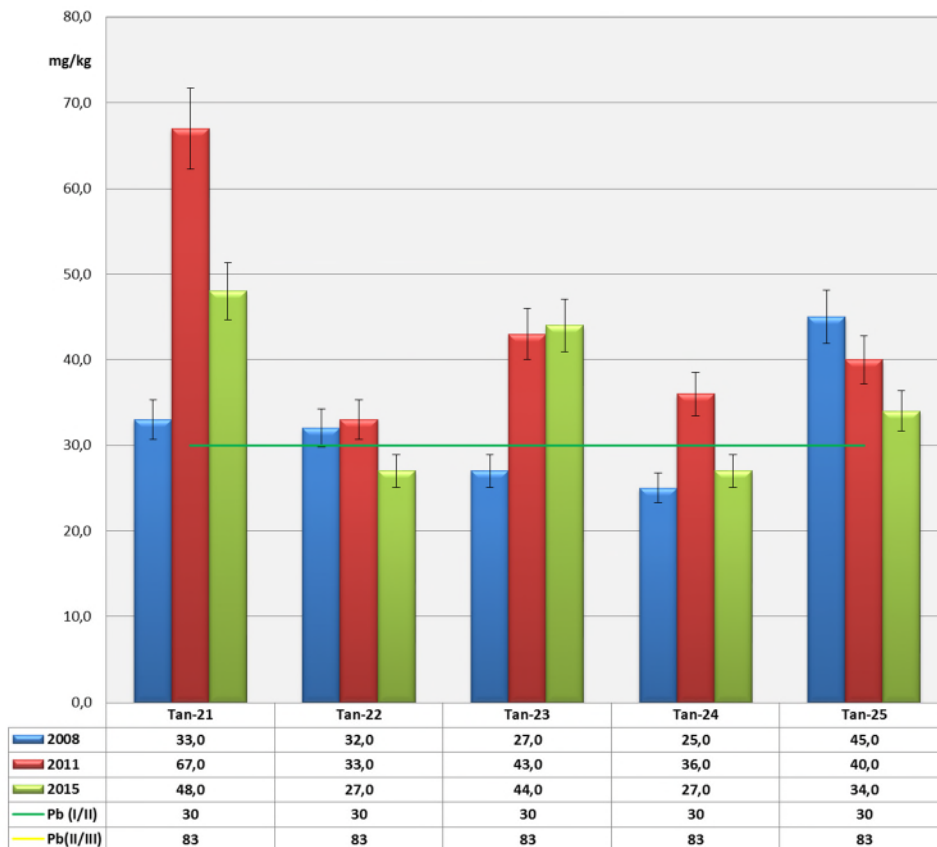


## Bly (mg/kg)

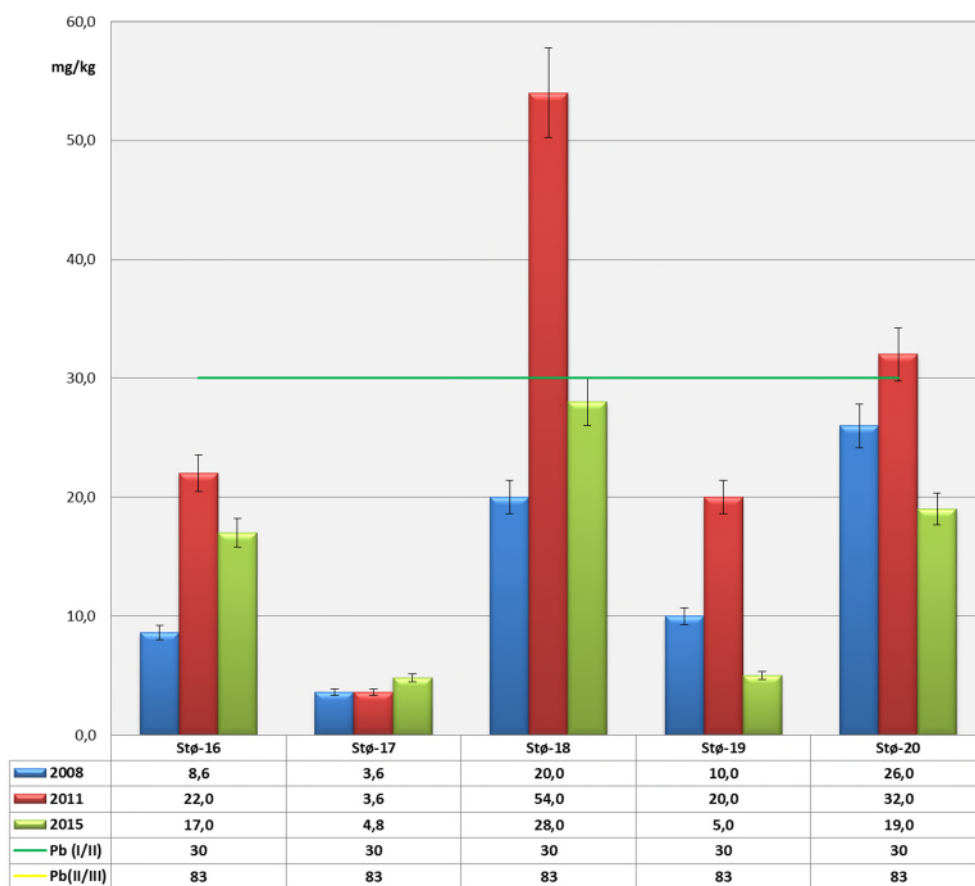
### Bly (Pb) - bunnsediment



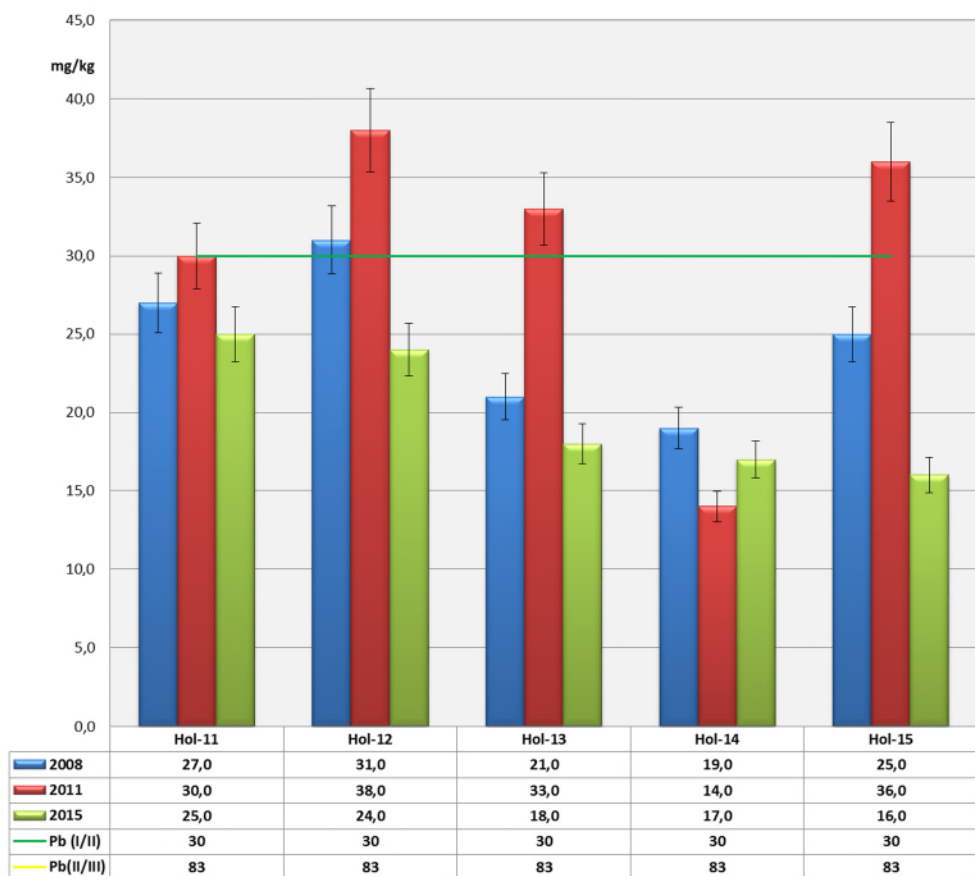
### Bly (Pb) - bunnsediment



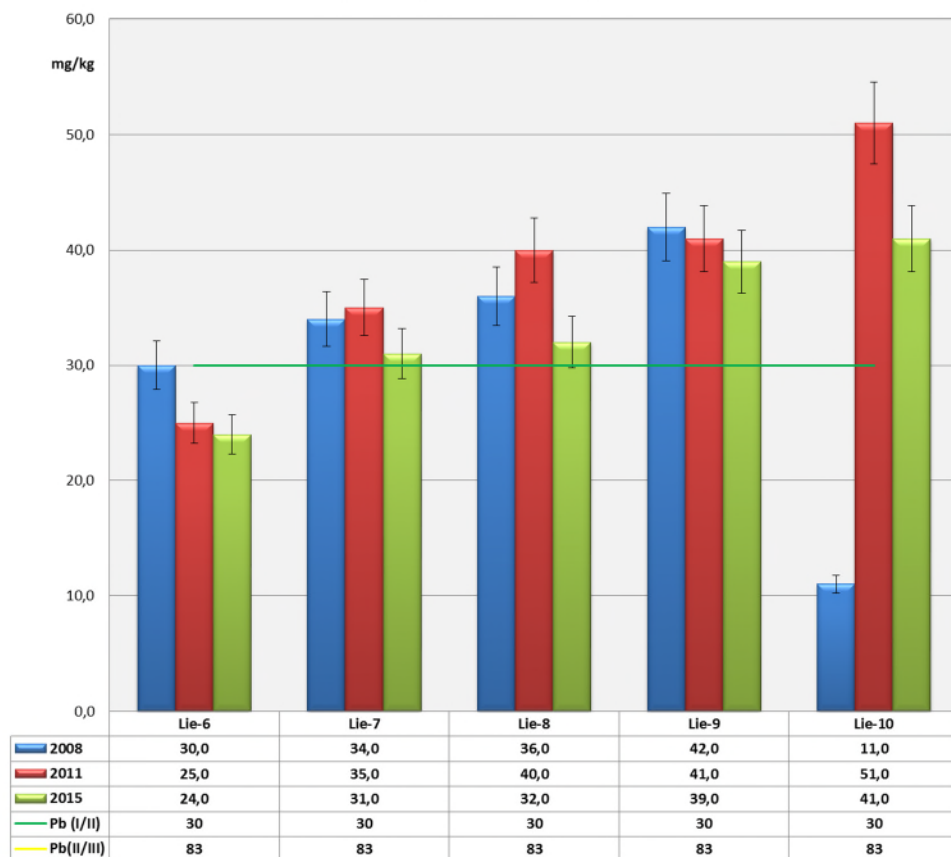
### Bly (Pb) - bunnsediment



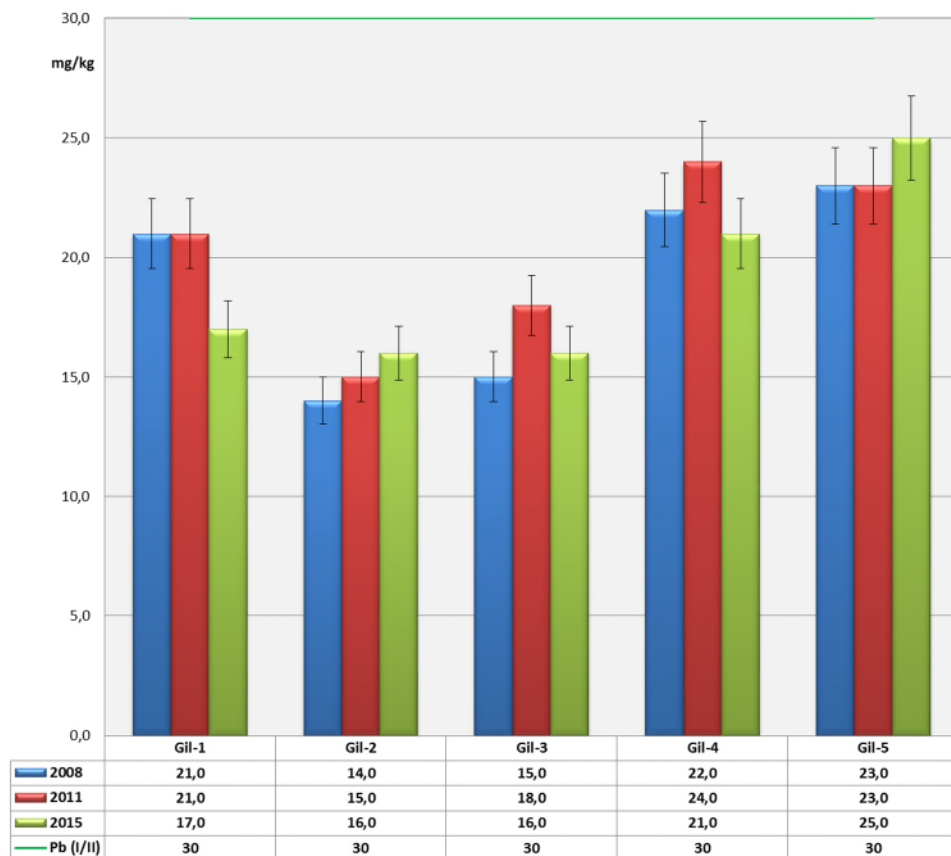
### Bly (Pb) - bunnsediment



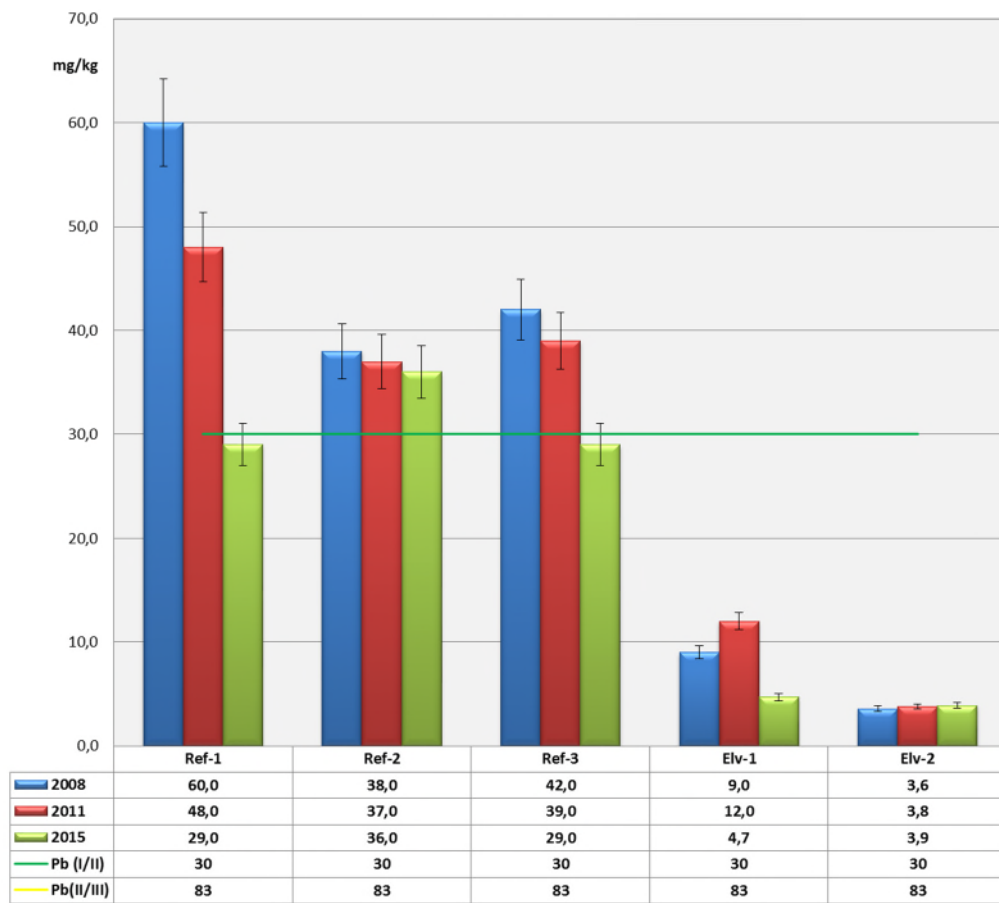
### Bly (Pb) - bunnsediment



### Bly (Pb) - bunnsediment

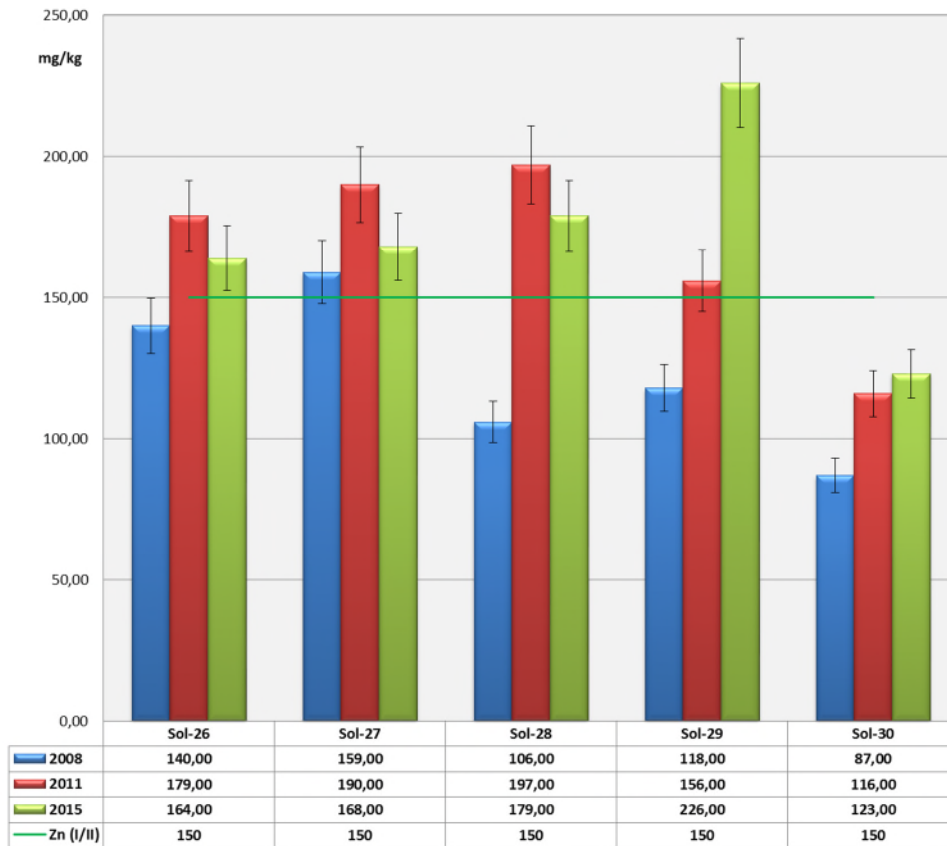


### Bly (Pb) - bunnsediment

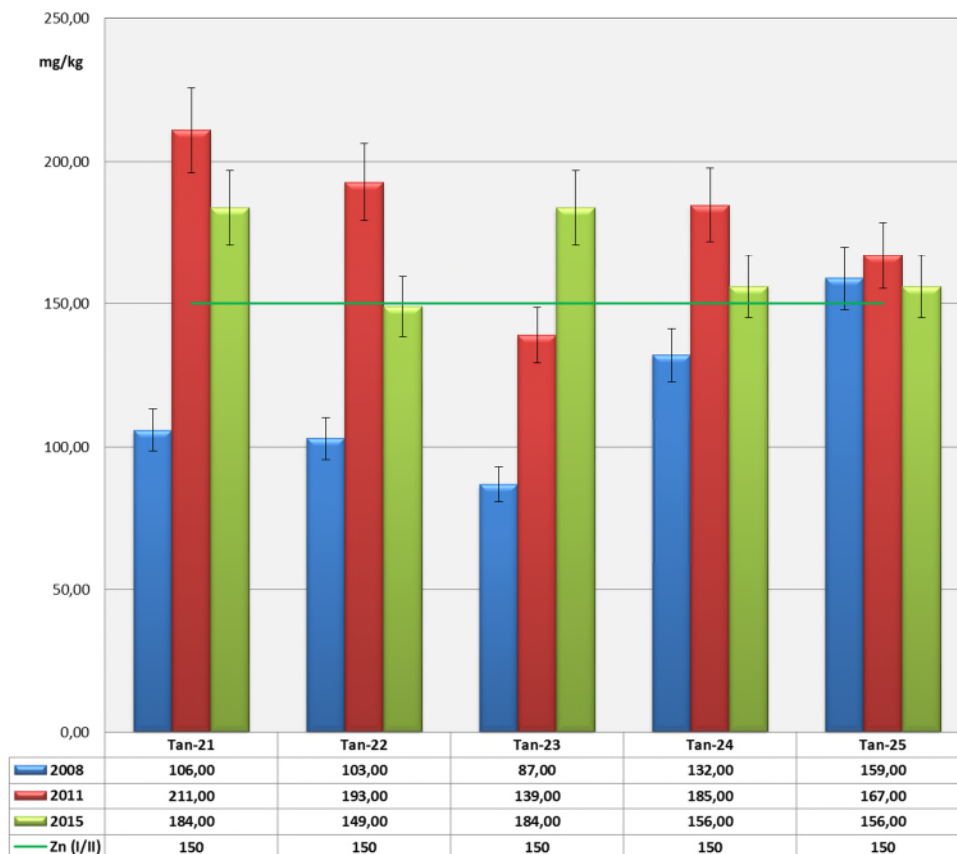


## Sink (mg/kg)

### Sink (Zn) - bunnsediment

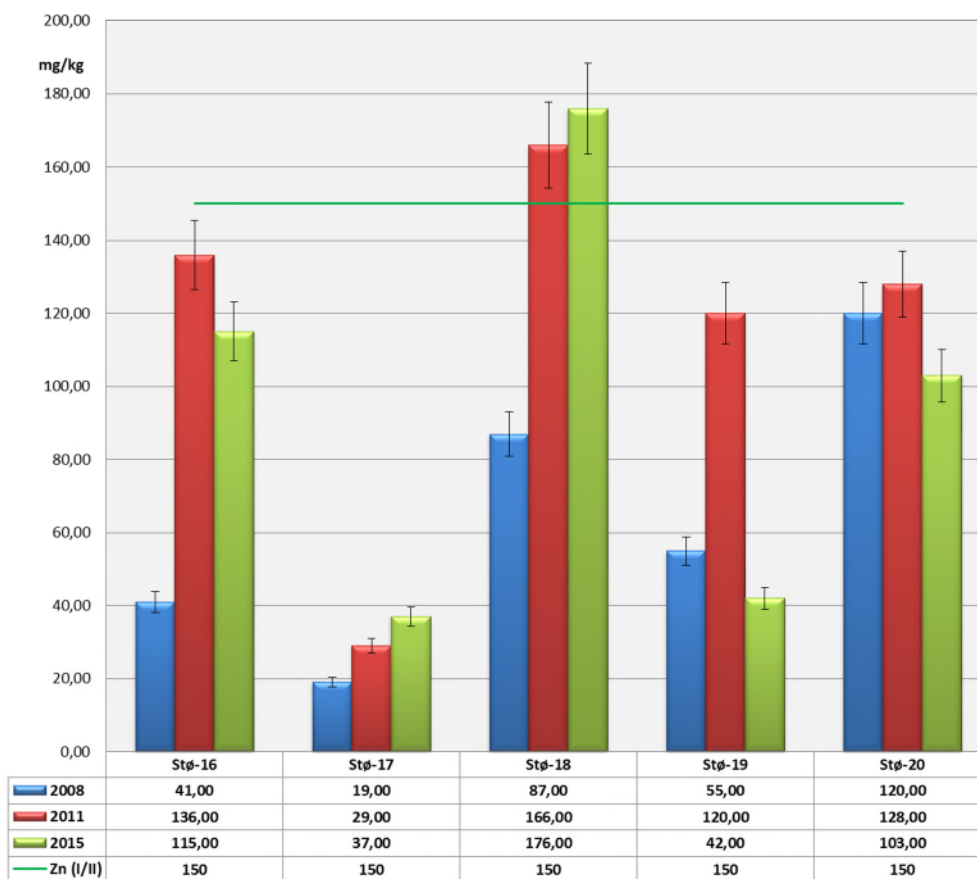


### Sink (Zn) - bunnsediment

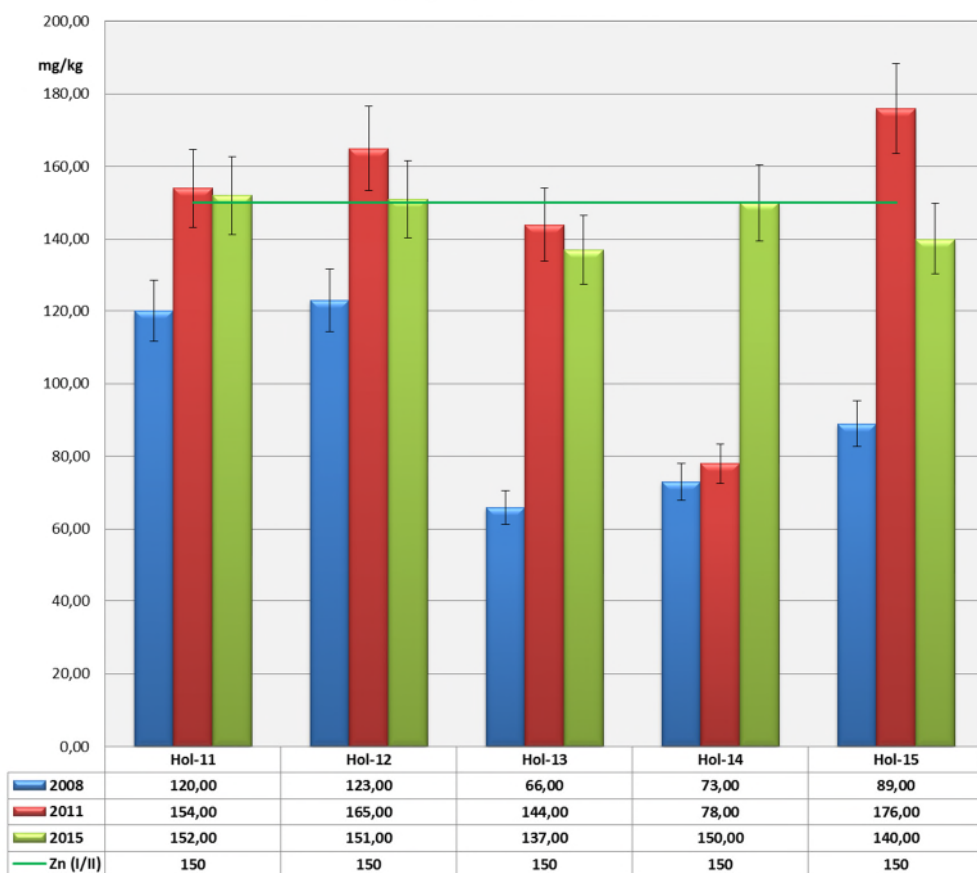




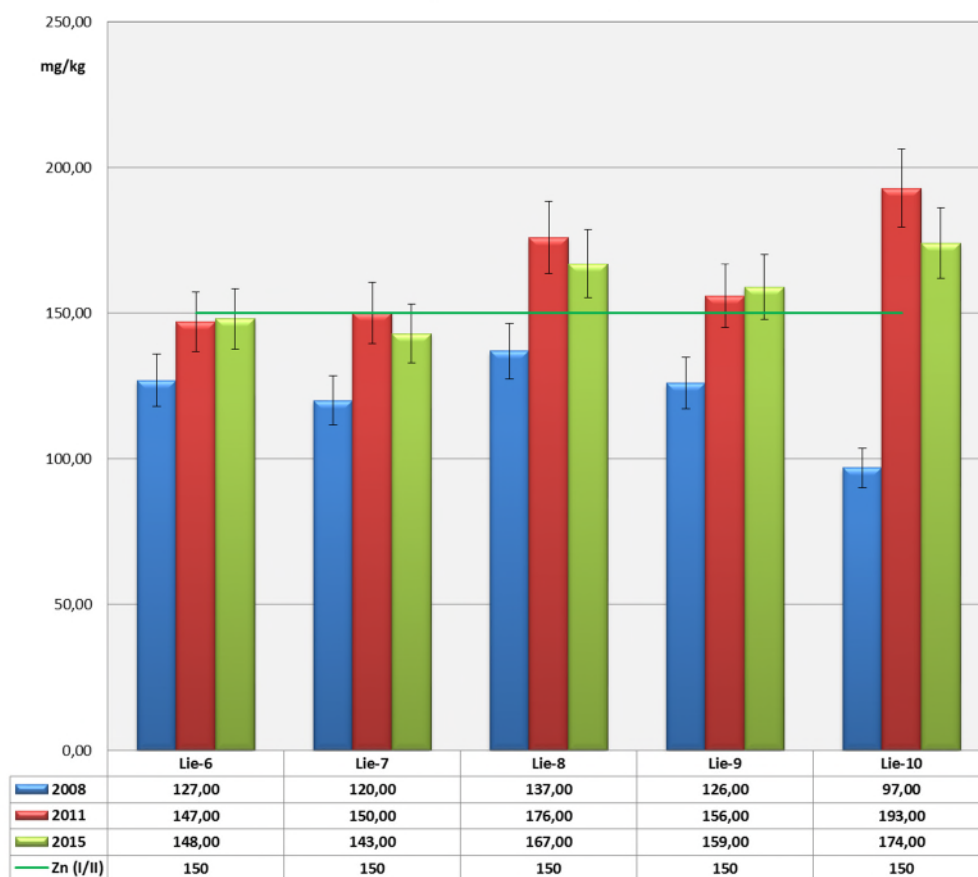
### Sink (Zn) - bunnsediment



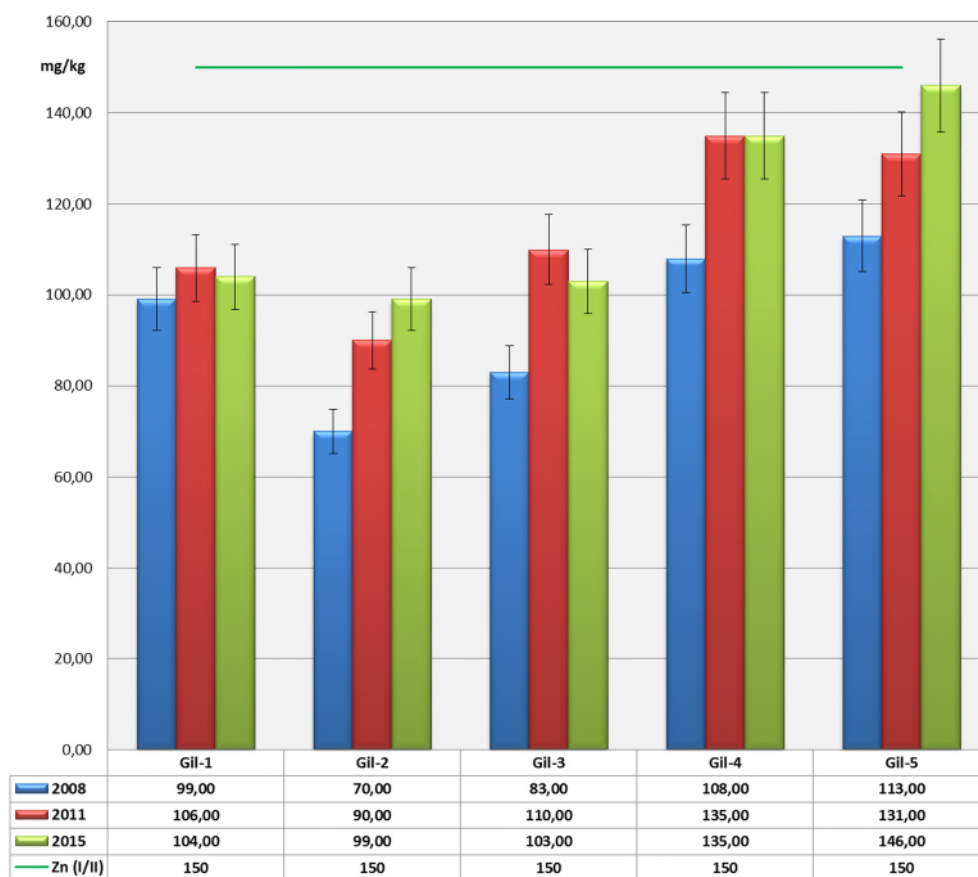
### Sink (Zn) - bunnsediment



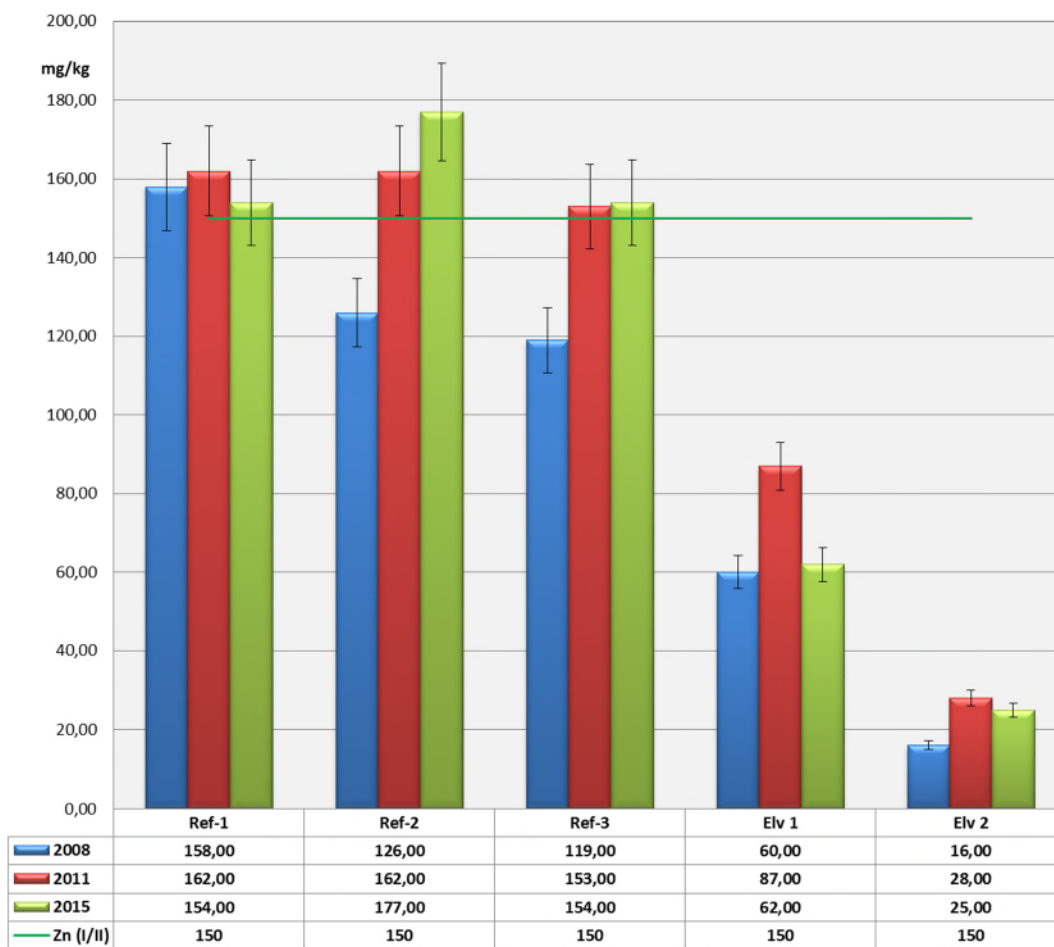
### Sink (Zn) - bunnsediment



### Sink (Zn) - bunnsediment



### Sink (Zn) - bunnsediment



## **VEDLEGG 6**

**Til:** Fylkesmannen i Buskerud

**Fra:** Norconsult

**Dato** 2016-12-02

## Svar på spørsmål

Ren Drammensfjord prosjektet stilte i 2014 noen spørsmål som prosjektet ønsket besvart.

## Miljøgifter

- **Har sedimentene blitt renere?**

Sedimentene i Drammens fjorden har blitt renere. Sedimentet ble i hovedsak klassifisert i klasse 5 i 2005 på grunn av TBT. I 2015 er mange områder redusert til tilstandsklasse 4. Men det er store variasjoner på enkelt stasjoner. En økning i konsentrasjon i de dype delene av fjorden siden 2008 må påpekes. For PAH<sub>16</sub> er det en reduksjon i flere områder med det er også prøver med en betydelig økning i forhold til tidligere. Det er liten endring i konsentrasjonene av metaller, men det må påpekes en økning av kobber i sedimentene ved Holmen. PCB<sub>7</sub> er betydelig redusert i de dype delene av fjorden.

- **Er det nødvendig med flere tiltak i forurensede sedimenter i tillegg til Gilhusbukta og ved Tangen?**

Gilhusbukta: Både sedimentene og sedimenterende materiale viser at området ved Gilhusbukta ikke har høyere konsentrasjoner enn resten av fjorden. Dette gjelder også for PAH<sub>16</sub>-forbindelsene. Spesielle tiltak i sedimentene i Gilhusbukta synes ikke nødvendig, men det er viktig at området overvåkes nøye under planlagte landbaserte tiltak for å forhindre/begrense forurensning fra land til sjø.

Tangenbanken: For Tangen er situasjon en annen. Data fra sediment og sedimenterende materiale viser høye konsentrasjoner av spesielt TBT (henholdsvis i tilstandsklasse V og IV-V) ved Tangen og i Solumstrand (og muligens også noe mot Holmen). Førhøyede kobberkonsentrasjoner (tilstandsklasse IV) synes også å være problematisk både i Tangen og Solumstrand både i sediment og sedimenterende materiale.

- **Hvordan vil planlagte tiltak påvirke miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentene, vannsøylen og biota?**

Forutsatt at sedimentene ved Tangen er årsak til konsentrasjonene i sedimenterende materiale så vil tiltak kunne redusere sedimentasjon av TBT til akseptable konsentrasjoner ved Solumstrand og Holmen. Opptak i biota vil likeledes bli redusert. I 2015 er det ikke blitt detektert TBT i vannsøylen. Det må forventes spredning av miljøgifter til sjø under tiltak.

- **Hvordan er utviklingen av miljøgifter i sedimenter, sedimenterende materiale, vannsøylen og biota (krabbe og fisk)?**

Sedimenter se første spørsmål.

Sedimenterende materiale: for TBT er det avtagende konsentrasjoner spesielt ved Tangen og Solumstrand. For metaller er resultatene varierende med en økning av kobber ved Holmen.

Ingen helhetlige klare endringer i Biota, men noe forbedring kan det synes å være for enkelte miljøparametere. Med hensyn på miljøgifter i strandkrabbe så er både konsentrasjonen av tinnorganiske forbindelser og kadmium gått ned i 2015 sammenliknet med målinger i 2009 og 2011. Det er stor variasjon i fiskedataene som er samlet inn og begrenset mengde materiale som er analysert. Vurderingene er derfor usikre. Likevel, utfra datagrunnlaget vi har ser det ut

til at gjennomsnittlig konsentrasjoner av miljøgifter i fisk kan synes å ha en svak forbedring fra 2008 og 2014. Se nærmere beskrivelse i sluttrapporten.

- **Øker innholdet av miljøgift i biota når mer sediment får tilgang på oksygen?**  
En bedring av oksygenforholdene i sedimentene fra anoksiske til oksiske forhold vil skape rom for rekolonisering av organismer og dermed økt bioturbasjonen (dvs. omrotingen av sedimentene) i området. Dersom disse sedimentene inneholder miljøgifter (slik som er tilfellet for sedimentene i indre Drammensfjord) vil en slik bioturbasjon kunne frigi miljøgifter til vannfasen og skape oppvirvling. Biotilgjengeligheten av miljøgiftene vil øke, noen som igjen vil kunne øke innholdet av miljøgifter i biota.
- **Hvordan påvirker utviklingen av miljøgifter kostholdsrådet i fjorden?**  
Som følge av analyser av fisk i prosjektet er kostholdsrådene redusert. Boksmøll resultatene viser ikke noen videre endring i vann fasen. Resultatene av modelleringen for sediment viser at konsentrasjonene vil gå videre ned. Men det synes som om reduksjonen i virkeligheten ikke går like raskt som modellen viser. Det er en økning av noen miljøgifter i de dypere delene i fjorden. Men så lenge oksygenforholdene er så lave som de er der, er det ikke forventet å ha betydning i forhold til mattilsynets vurderinger om kostholdsråd.
- **Når blir fjorden ren nok og hvor raskt blir sedimentene renere?**  
I 2015 er de fleste miljøgiftkonsentrasjonen i vannet i Drammensfjorden i tilstandsklasse 2. I «Ren Drammensfjord»-prosjektet er hovedtiltaket naturlig restitusjon. Forenklet forklart vil det si at kontinuerlig tilførsel av sedimenterende materiale vil dekke til og redusere miljøgiftkonsentrasjonen i de forurensede bunnsedimentene.. En slik prosess er avhengig av at det sedimenterende materiale som tilføres fjorden (evt. eroderes og resedimenteres internt i fjorden) er tilnærmet rent. Dette er ikke dessverre tilfellet. Dette gjelder spesielt kobber (kan være relatert til bunnstoff fra skipstrafikken i fjorden), TBT (klasse 4 og 3), samt noen enkelt PAH-forbindelser slik som Benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3cd)perylene(klasse 4 i de fleste stasjonene i sedimenterende materiale)
- **Hvordan påvirker sedimenteringen konsentrasjon av miljøgifter?**  
I teorien vil sedimentering av rent materiale redusere konsentrasjonen av miljøgifter i bunnsedimenter (se nærmere beskrivelse av kapittel 5 i Fylkesmannen i Buskerud, 2005). Et innhold av forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i det sedimenterende materiale vil gjøre at prosessen med naturlig sedimentasjon vil gå saktere enn antatt. Bunnsedimentene i fjorden blir ikke rene før miljøgiftene i det sedimenterende materialet kommer ned til et akseptabelt lavt nivå.
- **Hva skal til for at kjemisk tilstand i Drammensfjorden blir god i henhold til vannforskriften?**  
For at målet om minimum «God kjemisk tilstand» skal oppnås iht. Vannforskriften må prioriterte stoffer/soffgrupper være under EQS (Environmental Quality Standards = Miljøkvalitetsstandard). Grensene i vannforskriften tilsvarer grensene i vann og sediment i miljøkvalitetsstandard M-608/2016. Det betyr at konsentrasjonene av TBT samt benzo(ghi)perylene og Indeno(1,2,3cd)perylene i sedimenterende materiale og sediment i fjorden må reduseres til klasse 2 eller lavere. Det samme gjelder også for noen andre enkelt-PAH-forbindelser og PCB<sub>7</sub> ved noen stasjoner. Iht. M-608/2016 overskrides kun kobber i Holmen-området (sediment).
- **I hvilken grad har småbåthavner og snøhåndtering betydning for miljøtilstanden i Drammensfjorden?**  
Ut i fra inneværende overvåkingsprogram er det ikke direkte mulig å skille en evt. forurensning fra småbåthavner og snøavhending i sjø. Men det er kjent at TBT kan være problematisk i sedimenter i og rundt småbåthavner og at PAH og tungmetaller kan komme fra vei- og

båttrafikk. Det er ikke gode sesongdata for fjorden som kan verifisere i hvilken grad disse er kilder til forurensningen i fjorden.

- **Inneholder sedimenter, sedimenterende materiale, vannsøylen eller biota «nye miljøgifter» av betydning?**  
Nei
- **Hvordan blir utviklingen av miljøgifter framover, ut fra en modellering?**  
Boksmodelleringen for vann virker ok. Det predikeres ikke noen endring fremover, og konsentrasjonene er akseptable. For biota forventes en svak nedgang. For sediment viser modellen en hurtigere nedgang enn det som er observert. Modellen predikerer at TBT vil stabilisere seg i sediment i øvre del av klasse 2 i de dype delene av fjorden og øvre delene av klasse 4 for havnestasjonene. Klasse 3 for noen PAHer. Målingen i Biota er lavere enn modellert. Modellen predikerer ingen store endringer fremover i tid.

### Hydrografisk utvikling

- **Har de hydrografiske forholdene stabilisert seg etter senkningen av Svelvikterskelen?**  
Nei, det er fortsatt variasjoner. Måleserien er for kort til å se om det har blitt endringer i frekvensen av dypvannsutskiftingen.
- **Hvordan er variasjonen sammenlignet med tidligere?**  
Måleserien er for kort til å si noe om dette
- **Hvordan påvirker de hydrografiske endringene mobiliteten til miljøgiftene i sedimenter, vannsøyle og biota?**  
I teorien vil økte oksygenkonsentrasjoner i vannmassene i Drammensfjorden kunne øke mobiliteten av miljøgifter og gjøre miljøgiftene mer biotilgjengelige. Men jf. hydrografimålingene som er gjort i fra 2008-2015 er det ennå for tidlig å si noe om dette.
- **Har funn av taskekrabbe sammenheng med økt salinitet i fjorden?**  
Taskekrabbe kan i prinsippet leve på alle vanddyb i Drammensfjorden der forholdene ligger til rette for det, men er avhengig av å ha oksygen og en viss salinitet. Optimal salinitet for taskekrabbe er 30 til 34 PSU. Grensen for 30 PSU er ikke endret fra 2009/10 til 2014/15. Data fra 2004 (DNV) viser salinitet på 20 meters dyp. Saliniteten på 20 meters dyp har økt noe (ca. 2 PSU) fra 2004 til 2015. Så økt salinitet sammen med riktige oksygen forhold kan ha gjort Drammensfjorden levelig for Taskekrabben, uten at dette er verifisert med feltundersøkelser.

### Økologisk tilstand:

- **Hvilken tilstandsklasse har indre Drammensfjord med hensyn på eutrofiering og belastning med organisk stoff?**  
Overgjødsling er et økende problem for Drammensfjorden. Miljødirektoratets elvetilførselsprogram, som har pågått siden 1990 (og fulgt utviklingen i 10 store elver i Norge deriblant Drammenselva), har vist at tilførsler av næringssalter og partikler er signifikant økende (Skarbø m. fl. 2015). Vanligvis vil økt tilførsel av næringssalter medføre økt vekst av planteplankton og alger i de øvre vannmasser når vekstfaktorer som lys og temperatur er tilfredsstillt. Dette synes ikke å være tilfellet i indre deler av indre Drammensfjord som generelt har lave klorofyll a-konsentrasjoner. Trolig skyldes lite planteplankton i overflatevannmassene mye partikler og strøm i overflatevannet (NIVA, 2016).

Iht. tilstandsklassifisering: Drammensfjorden innehar vanntypen sterkt ferskvannspåvirket fjord. Det finnes på det nåværende tidspunkt ingen tilstandsklasser for klorofyll a for denne vanntypen. Normalt skal også klassifisering av klorofyll a gjøres på grunnlag av 90-persentilen

for prøver fra 5 m (4 m for overflatestasjonene). Prøver tatt i perioden fra februar til oktober benyttes for slik tilstandsklassifisering. I henhold til veileder 02:2013 skal klorofyll a måles hver 14. dag de første to månedene i vekstsesongen og klassifisering skal baseres på data fra minimum 3, helst 6 år. Dette er i overvåkingsperioden ikke samlet inn tilstrekkelige data. Innsamlede data gir likevel en indikasjon på mengden planteplankton: Generelt sett er de målte klorofyll a-konsentrasjoner lave. Tidligere innsamlede data fra området har vist at klorofyll a-konsentrasjon i overflatevannet i Drammensfjorden normalt er lavere innerst i fjorden enn ytterst (NIVA 2016). Dette skyldes sannsynligvis stor tilførsel av ferskvann og partikler i overflatevannet innerst i fjorden (spesielt nær utløpet av Drammenselva og Lierelva). Partikler i vannet reduserer lystilgangen for algene og stor avrenning (strøm) gjør at algene ikke er i stand til å bygge opp biomasse (NIVA 2016).

Fargetall, er et mål på organiske stoffer i vann, og konsentrasjonene målt i 2015 ligger stort sett i tilstandsklasse 1 og 2.

- **Hvor mye kan tilførselen av fosfor, nitrogen og organisk stoff til indre Drammensfjord øke uten at fjorden blir overbelastet? Eller hvor mye må disse tilførselene eventuelt reduseres, hvis fjorden er overbelastet?**  
Dette er ikke modulert og derav kan ikke dette spørsmålet besvares.
- **I hvilken grad belaster punktutslipp av rensed kloakk indre Drammensfjord, med hensyn på eutrofiering, organisk stoff og bakterier?**  
Vi har ikke tilstrekkelig data til å kunne si noe «sikkert» om dette på grunn av:
  - for få stasjoner i nærheten av utslippspunktene
  - for lav prøvetakingsfrekvens, og
  - ikke prøvetaking i vinterperioden når forhøyede konsentrasjoner som følge av tilførsler som er jevne gjennom året, eksempelvis utslipp av kommunalt avløpsvann, best fanges opp.

Begrunnelse: Ut i fra Linnes nære beliggenhet til utløpet av Lierelva, er det vanskelig å vurdere hvor stor lokal påvirkning dette renseanlegget har på fjorden. I 2014 og 2015 (Norconsult, 2016) ble det bl.a. gjennomført målinger i Lierelva (Elv-1) som kan gi en indikasjon på «oppstrøms» data for utslippspunktet. Dataene viser at total nitrogenkonsentrasjonen i vannet fra Lierelva (Elv-1) sannsynligvis har stor påvirkning på total nitrogenkonsentrasjonen i overflatevannet (5 m) i Linnes området.

Ferskvannet som føres ut med de store elvene (Drammenselva og Lierelva) blandes bare delvis inn i underliggende, saltene, mellomliggende vannmasser. Siden Drammefjorden har en klar stratifisering med ferskt overflatevann over tyngre, saltene, underliggende vannmasser er det lite sannsynlig at utslippsvannet (som slippes ut under ferskvannslaget) fra de tre rensestasjonene blandes inn i det ferske overflatelaget. Data fra under haloklinen foreligger ikke fra Linnes og Lahell (i disse to områdene er det kun data fra 5 m vanddyp i «ferskvannslaget»).

Ved Solumstrand, hvor man har prøvetatt på flere dyp (2m og 17m), ser man at konsentrasjonen av total nitrogen i vannprøven fra 2 m er omtrent lik som annet overflatevann i nærområdet (Lahell og DH2), mens konsentrasjonen på 17 meter er mer enn dobbelt så høyt som konsentrasjonen i overflatevannet (2m). Sammenliknes gjennomsnittskonsentrasjoner (2014+2015) fra 15 m vanddyp i DH2 (som ligger omtrent midt i fjorden utenfor Solumstrand) med gjennomsnittskonsentrasjoner i Sol-29 på 17 m vanddyp er konsentrasjonen betydelig høyere i Solumstrand. Dette gir en indikasjon på at vannmassene under det ferske overflatelaget i Solumstrand kan være påvirket av avløpsvannet.

- **Hva skal til for at økologisk tilstand i indre Drammensfjord blir god iht. vannforskriften?**



«Ren Drammensfjord»-programmet har ikke samlet inn data for klassifisering av økologisk tilstand (annet enn data for klorofyll-a som ikke er prøvetatt hyppig nok iht. Veileder 02/2013 og ikke kan klassifiseres fordi det ikke finnes klassegrenser for vanntypen sterkt ferskvannspåvirket fjord). Dette spørsmålet kan derfor ikke besvares.

#### Kildesporing:

- **Hvor kommer de aktive kildene fra?**  
Det er flere mulige kilder, f.eks. Utlekking fra forurenset sediment i sjø, resedimentasjon av forurenset sediment i sjø, avrenning fra forurensete masser på land, avrenning fra tette flater (overvann), utslipp av renset avløpsvann, avrenning/utslipp fra industri, verftsvirksomhet, båttrafikk mm. Kildesporing bør videreføres for å få bedre klarhet i hvilke kilder som forurenser mest.
- **Bør flere aktive kilder stanses før gjennomføring av flere tiltak i sedimentene?**  
Aktive kilder bør kartlegges bedre før det gjøres ytterligere tiltak i sedimentene (med unntak av Tangenbanken hvor tiltak anbefales gjennomført uansett). Spesielt bør det gjøres grundige undersøkelser iht. aktive kilder på land (eks. overvann) og avgrense disse kildene før evt. tiltak i forurensete sedimenter igangsettes.

B1	2016-12-02	Til kommentar	grs/jakdo		Grs
<b>Versjon</b>	<b>Dato</b>	<b>Beskrivelse</b>	<b>Utarbeidet</b>	<b>Fagkontrollert</b>	<b>Godkjent</b>

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.