

MAI 2014  
RENE LISTERFJORDER V/TERJE AAMOT

# TILTAKSRETTEDE UNDERSØKELSER I FEDAFJORDEN 2013



MAI 2014  
RENE LISTERFJORDER V/TERJE AAMOT

# TILTAKSRETTEDE UNDERSØKELSER I FEDAFJORDEN

OPPDRAGSNR. A045352  
DOKUMENTNR. 001  
VERSJON 1  
UTGIVELSESDATO 2014-05-05  
UTARBEIDET Silje Nag Ulla og Arve Misund  
KONTROLLERT Oddmund Soldal  
GODKJENT Arve Misund

# INNHOOLD

	Utvidet Sammendrag	5
1	Innledning	8
2	Bakgrunn	9
2.1	Forurensningssituasjon	9
2.2	Områdebeskrivelse	11
2.3	Tidligere undersøkelser	13
3	Miljømål	21
4	Tiltaksrettede undersøkelser	23
4.1	Prøvetaking og feltobservasjoner	23
4.2	Sedimentprøver	26
4.3	Prøvetaking av biota	31
4.4	Oksygenmålinger i vannsøylen	32
4.5	Måling av sjøvannskonsentrasjoner	33
4.6	Konservering	34
5	Analyseresultater 2013	35
5.1	Standard sedimentanalyser iht. TA 2802	35
5.2	AVS/SEM-analyser	38
5.3	Utvidete PAH-analyser	41
5.4	Metylkvikksølv i sediment	47
5.5	Hersedimenttest	50
5.6	Sjøvannsanalyser	51
5.7	Undersøkelser av fisk og bunnfauna	55
6	Trinn 1 Risikovurdering	59
6.1	Metodikk	59
6.2	Breivika	59
6.3	Indrevika	62

7	Trinn 3 Risikovurdering - Indrevika	63
7.1	Metodikk	63
7.2	Bakgrunn	63
7.3	Resultater fra beregningsverktøyet iht. TA2802/2011	67
7.4	Samlet vurdering	70
8	Referanser	76
	 Vedlegg A Analyserapporter	 A1

## Utvidet Sammendrag

COWI ble i 2013 engasjert av Rene Listerfjorder for å gjennomføre tiltaksrettede undersøkelser i Indrevika i Fedafjorden og på bakgrunn av dette utarbeide en tiltaksplan som skal sikre akseptabel tilstand i vannforekomsten Fedafjorden.

Arbeidene utført i 2013 omfatter bl.a. flere sedimentprøver i områder som tidligere har vært lite dekket, undersøkelser av sedimentenes evne til å binde metaller (sulfidanalyse), flere undersøkelser med hensyn på type PAH i sedimentene for å vurdere kilder og toksisitet, undersøkelser av metylkvikksølv dannelse i sedimentene og sedimentenes giftighet for sedimentlevende organismer (helsedimenttest). Konsentrasjonen av fritt-løste miljøgifter i vannfasen er undersøkt med passive prøvetakere. I tillegg er det tatt prøver av bunndyr og fisk. Oksygeninnholdet i vannsøylen er målt for å kontrollere om det skjer naturlige endringer over tid. Resultatene fra kartleggingen er sammen med tidligere undersøkelser benyttet for risiko- og tiltaksvurderinger.

Det er også utført prøvetaking og risikovurdering Trinn 1 av sedimenter i Breivika, da dette området ikke er dekket av tidligere undersøkelser.

### Breivika

Det er påvist kobber i tilstandsklasse IV og enkelte tyngre PAH-forbindelser i opp til tilstandsklasse V i sedimentene i Breivika. Sum PAH16 er påvist i tilstandsklasse III ved to stasjoner og i tilstandsklasse II ved én stasjon. Konsentrasjonen av sum PAH16 i sedimentet like utenfor Breivika tilsvarer også tilstandsklasse II og konsentrasjonen av kobber tilstandsklasse IV. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PAH16 i Breivika overskrider trinn 1 grenseverdien for økologisk risiko med 1,9 ganger, mens høyeste overskridelse av enkelte PAH-forbindelser er 25 ganger trinn 1 grenseverdi.

Samme parametere som overskrider trinn 1 grenseverdier i Breivika er også påvist i tilsvarende høye konsentrasjoner i stasjon 3, som ligger i naturlig spredningsretning ca. 300 m sør for stasjon 61. Samme parametere er også påvist i tilsvarende konsentrasjoner eller høyere ellers i Fedafjorden innenfor terskelen ved Angholmen.

Så lenge det ikke vurderes tiltak for hele indre delen av Fedafjorden anses det derfor ikke som nødvendig å gå videre med Trinn 2 risikovurdering for Breivika. Området sammen med resten av indre del av Fedafjorden kan imidlertid ikke friskmeldes. Overvåkning av forurensningstilstand ved jevnlig prøvetaking av bunndyr, blåskjell eller fisk anbefales derfor å fortsette.

### Indrevika

Det er gjort en trinn 3 risikovurdering for sedimentene i Indrevika. Risikovurderingen består av 3 uavhengige risikovurderinger med hensyn på risiko for spredning av miljøgifter, risiko for human helse og risiko for økosystemet (Miljødirektoratets beregningsverktøy) og en samlet vurdering som også tar hensyn til andre målte parametere og observasjoner som ikke inngår i beregningsverktøyet. Risikovurderingen er gjort i henhold til Miljødirektoratets veileder TA 2802/2011. Tiltaksvurderinger for Indrevika er gitt i egen rapport.

## Indrevika – resultater

Indrevika er spesielt preget av forurensning av PAH og kvikksølv (tilstandsklasse V). Forurensning av kobber, bly, kadmium, sink og TBT er også høy. Kjerneprøver viser at forurensningsgraden dypere i sedimentet er like høy som i overflaten. Forurensning av kvikksølv og PAH er høyest nord i Indrevika mellom Trælandsfos og Kleven brygger. Det er også høye konsentrasjoner av kvikksølv i et tidligere mulig dumpeområde for muddermasser fra vedlikeholdsmudring utenfor Trælandsfos.

Tidligere og nyere undersøkelser tyder på at kvikksølvforurensning hovedsakelig har spredd seg fra et utslippsområde ved Trælandsfos AS og at PAH-forurensning hovedsakelig har spredd seg fra et utslippsområde ved Eramet Norway Kvinesdal AS (ENK), men at kildene i dag er stanset.

Prøver av sjøvann med passive prøvetakere indikerer at vannet i området nord i Indrevika er påvirket av forurensning av bly og PAH fra sedimentene. Ellers antas det også å være noe påvirket av dagens aktivitet ved ENK i forhold til aluminium og jern.

Målinger av mengde tilgjengelig sulfid i sedimentet sammenlignet med metaller bundet til sulfider indikerer at tungmetallene bly, kobber, kadmium, nikkel, kvikksølv og sink kan være immobilisert på grunn av sterke sulfidbindinger.

Undersøkelser av alkylerte PAH indikerer at PAH-forurensningen er forbrenningsrelatert. Undersøkelser av PAH-profiler fra sedimentprøver i Indrevika i 2010 sammenlignet med PAH-profiler fra sigevannsediment fra ENK AS sitt deponi på Fosselandsheia, viser at PAH-profilene er sammenfallende noe som tyder på at PAH i sedimentene stammer fra utslipp fra ENK AS. Beregninger av PAH-forbindelsenes toksisitet på bentisk fauna indikerer at forurensningen ved stasjon 66 og 67 kan medføre toksiske konsentrasjoner av PAH i porevann. Ellers er det beregnet lav toksisitet av PAH i porevann.

Toksisitetstester indikerer også at porevannet ikke er giftig på algen *Skeletonema costatum* eller for krepsdyret *Corophium volutator*. Det er imidlertid indikasjoner på at organisk ekstrakt av sedimentet kan utgjøre en risiko mhp. dioksiner. Bortsett fra DR Calux-testen er det ikke gjort undersøkelser av dioksiner i sedimentene. Undersøkelser og vurderinger av Hydros forskningscenter i 2004 og 2005 så å si utelukker at SiMn-prosessen kan medføre dannelse av dioksiner. Det er ikke mistanke om andre kilder til dioksiner i området.

Beregninger viser at konsentrasjon av kvikksølv i torskefilet i Indrevika kan utgjøre en risiko for human helse ved høyere konsum enn 560 g i uka for voksne og 120 g for barn (kapittel 5.7). Det er påvist metylkvikksølv i sedimentet fra 0,56 µg/kg TS til 8,2 µg/kg TS. Det er uten unntak målt høyere konsentrasjon av metylkvikksølv i overflaten (0-1 cm). Høyeste konsentrasjon er målt i stasjon 42 nærmest Trælandsfos og generelt nord i Indrevika. Resultatene indikerer at metylkvikksølvdannelse påvirkes av redokspotensial og TOC-innhold i sedimentet.

Det er påvist høye konsentrasjoner av PAH i bunndyr fra området nord i Indrevika. Det er usikkert om verdiene er reelle eller om prøvene kan være forurenset av partikler. For fisk som spiser bunndyrene vil imidlertid resultatene gjenspeile reell eksponering. Konsentrasjoner av PAH i blåskjell fra samme område er lave og har hatt en avtakende tendens de siste 20 årene.

På grunn av terskelen ved Angholmen er det dårlig vannutskiftning i det indre bassenget i Fedafjorden. Det anses derfor som lite sannsynlig at partikkelbundne miljøgifter fra Indrevika kan spre seg til ytre deler av Fedafjorden. Det er imidlertid mulig at forurenset sediment kan spre seg så langt som til terskelen ved Angholmen og dermed påvirke miljøtilstanden i hele det indre bassenget. Målinger ved stasjon 3 som ligger i de dypeste delene av det indre bassenget (80 m dyp) tyder imidlertid på lite spredning av miljøgifter utover i fjorden.

I 2010 ble det ved hjelp av sedimentfeller beregnet at hvert skipsanløp til kaianlegget til ENK AS medførte oppvirvling av ca. 500 kg sediment. Forurensningstilstanden i sedimentfellene samsvarer med forurensningstilstanden i sedimentet utenfor kaianlegget målt i 2013. Antall skipsanløp (store skip) er estimert å være ca. 400 per år. Turbiditetsmålinger i samme området viste at forhøyet partikkelnivå i vannet ofte kunne kobles til skipsanløp, men at det var lite korrelasjon mellom skipsanløp av store skip og utslag på turbiditetsmåleren. Det er mulig at turbiditet i vannet som følge av vind har en minst like stor påvirkning på oppvirvling og spredning av sediment.

Som nevnt er forurensningsgraden i sedimentet ved ENK AS sitt kaianlegg betydelig lavere enn ved Kleven brygger nord i Indrevika. Det er ikke utført separate risikovurderinger i beregningsverktøyet av spredning fra disse to kaiene, og det er derfor vanskelig å bruke resultatene fra beregningsverktøyet til å anslå om spredningen av miljøgifter som følge av skipstrafikk er betydelig. Det anbefales derfor å gjøre en egen spredningsberegning / måling ved anløp til Kleven brygger.

### **Indrevika – konklusjon**

Når supplerende vurderinger og undersøkelser tas i betraktning fremstår de viktigste parameterne med hensyn på risiko i området å være:

- Økologisk risiko: PAH (nord i Indrevika), TBT og ev. dioksiner eller dioksinlignende stoffer
- Helse: Kvikksølv
- Spredning: Kadmium, kobber, kvikksølv og PAH

Resultatene for risikovurderingen viser at området ikke kan friskmeldes iht. TA-2802/2011. Påvist forurensning er også i konflikt med nåværende miljømål for Fedafjorden. Dette medfører at det må gjøres en tiltaksvurdering for området.

# 1 Innledning

COWI ble i 2013 engasjert av Rene Listerfjorder for å gjennomføre tiltaksrettede undersøkelser i Indrevika i Fedafjorden og på bakgrunn av dette utarbeide en tiltaksplan som skal sikre akseptabel tilstand i vannforekomsten Fedafjorden.

Arbeidene utført i 2013 omfatter bl.a. flere sedimentprøver i områder som tidligere har vært lite dekket, undersøkelser av sedimentenes evne til å binde metaller (sulfidanalyse), flere undersøkelser med hensyn på type PAH i sedimentene for å vurdere kilder og toksisitet, undersøkelser av metylkvikksølvdannelse i sedimentene og sedimentenes giftighet for sedimentlevende organismer (helsedimenttest). Konsentrasjonen av fritt-løste miljøgifter i vannfasen er undersøkt med passive prøvetakere. I tillegg er det tatt prøver av bunndyr og fisk. Oksygeninnholdet i vannsøylen er målt for å kontrollere om det skjer naturlige endringer over tid. Resultatene fra kartleggingen gir sammen med tidligere undersøkelser et mer detaljert og stedsspesifikt grunnlag for risiko- og tiltaksvurderinger.

Det er også utført prøvetaking og risikovurdering av sedimenter i Breivika, da dette området ikke er dekket av tidligere undersøkelser.

Det vises til rapportene "Fedafjorden - Miljøundersøkelse 2010 og Trinn 1 risikovurdering" (COWI, 2010) og "Fedafjorden – Trinn 2 Risiko- og tiltaksvurdering" (COWI, 2011), for utdypende informasjon som ligger til grunn for denne rapporten.

Rene Listerfjorder har koordinert arbeidet med miljøundersøkelsen i Fedafjorden. Rene Listerfjorder er et samarbeidsprosjekt mellom Kvinesdal-, Farsund- og Flekkefjord kommune, Fylkesmannen i Vest Agder sin miljøvernnavdeling og Miljødirektoratet om kartlegging og opprydding i forurenset sjøsedimenter.

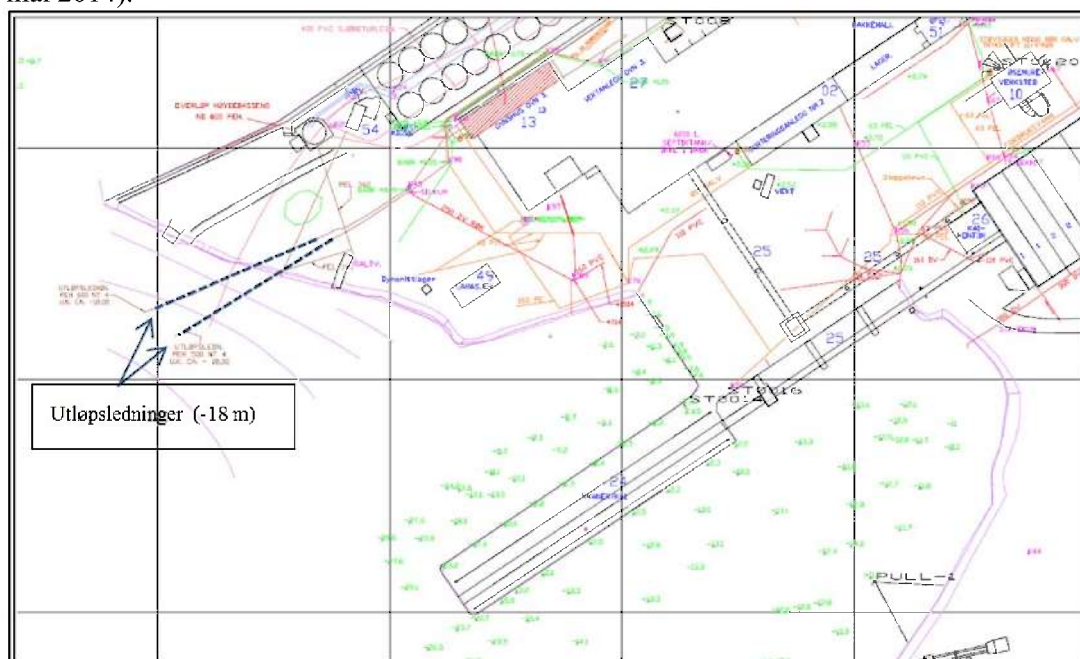


## 2 Bakgrunn

### 2.1 Forurensningssituasjon

Forurensningssituasjonen i Fedafjorden har klart bedret seg i forhold til den tidligere miljøtilstanden i perioden 1984 - 1996. Likevel viste undersøkelser av sedimenter i Fedafjorden i 2010 at forurensningssituasjonen fortsatt er alvorlig ved Indrevika lengst inn i Fedafjorden. Forurensningssituasjonen skyldes i hovedsak tidligere utslipp av miljøgifter fra Eramet Norway Kvinesdal AS (ENK AS), industriaktiviteten ved Trælandsfos AS, avrenning fra de to industrideponiene til Trælandsfoss og sedimenttransport i Kvina.

ENK AS produserer silisium- og jernholdige manganlegeringer til bruk i stålindustrien. For å unngå utslipp av støv til luft vaskes støvet ut i et gassrensaneanlegg. Det forurensede vannet fra gassrensaneanlegget blir renset i et slamrensaneanlegg og i flere sand- og kullfiltere. Heretter blir avløpsvannet ført til to utslipp på ca. 18 m dyp (se Figur 1). Avløpsrørene har dimensjoner Ø500 og Ø600. Iht. ENK AS er det ene røret tett (ref. epostkorrespondanse 8. mai 2014).



Figur 1 Utløpsledninger renseanlegg

Slammet fra renseanlegget blir deponert på bedriftens deponi på Fosslandsheia. Et rensetrinn spesielt tilpasset PAH ble satt i drift i 1990 og PAH-utslippene ble kraftig redusert. Avløpsvann tilført før 1990 er sannsynligvis hovedårsak til PAH-forurensninger som er påvist i Indrevika. Også noe av metallforurensningen har opprinnelse i utslipp fra smelteverket.

Trælandsfos AS har i dag ingen industrivirksomhet i Indrevika bortsett fra kraftstasjonen ved fossen på Træland. Fra 1961 til 1980 drev de et tresliperi lokalisert på sørsida av Indrevika. Bygningene ved fjorden blir brukt til lager. Tremasser som skulle lagres ble impregnert for å unngå soppdannelse. Fra 1961 til 1961 ble det benyttet et kvikksølvholdig stoff, "Pulpasan OX". Dette stoffet inneholdt fenylikvikksølvacetat og etylkvikksølvklorid (Borregaard Trælandsfos, 2010). Disse stoffene ligner på metylkvikksølv, men litteratursøk viser at disse forbindelsene brytes ned til uorganisk kvikksølv før de ev. igjen omdannes til metylkvikksølv. Fra 1969 til virksomheten ble nedlagt i 1980 ble det brukt "Kobber Pulpox", som ikke inneholdt kvikksølv (Borregaard Trælandsfos, 2010). I sammenheng med den tidligere tresliperiindustrien er det funnet to deponier for bark og båndjern i bekkedalen overfor eiendommen. Sigevann fra deponiene har avrenning til Indrevika. I sigevannet er det påvist forhøyede konsentrasjoner av kobber, krom og sink. Pentaklorfenol er funnet i en gravegrop, men ikke påvist i sigevannet.

Den mest sannsynlige forurensningskilden langs Kvina elva er tidligere gruvedrift ved Knaben i Kvinesdal kommune. Gruvedrift ved Knaben har gjennom historien forårsaket utslipp i elva Kvina av store mengder nedknust stein med betydelig høyere metallkonsentrasjoner enn omgivelsene. Etter at Klaredammen ble bygd nedstrøms deponiet i 1976, har tilførselen av deponimateriale til vassdraget minket betraktelig. Den tidligere situasjonen har likevel ført til at det i dag fortsatt er forurenset deponimaterialet spredt gjennom hele vassdraget og minst 4 km ut i Fedafjorden. Forurensningen fra Knaben gjelder spesielt molybden, kobber og kadmium, samt flotasjonskjemikalier fra avgangsmassene (COWI, 2010).

Ordinære skipsanløp til smelteverket, tresliperiet og Kleven Brygge, er også en kilde til forurensning ved at TBT brukt i bunnstoff har lekket ut. Skipsfarten har også betydning for oppvirvling og spredning av miljøgifter fra sedimentene.

Etter at Kvina ble regulert er det langt mindre sedimenttransport i elva. Industrivirksomheten til Trælandsfos i Indrevika ble lagt ned i 1980 og en undersøkelse av sigevann fra Borregaard-Trælandsfos deponiene i 2010 viste at det nå bare i svært liten grad lekker ut miljøgifter fra disse deponiene. ENK AS har etter 1991 oppnådd store reduksjoner i utslipp av PAH til fjorden og er derfor nå en betydelig mindre kilde enn tidligere. Dette tyder på det i dag i liten grad er aktive kilder til forurensning til sedimentene i Indrevika (COWI, 2011).

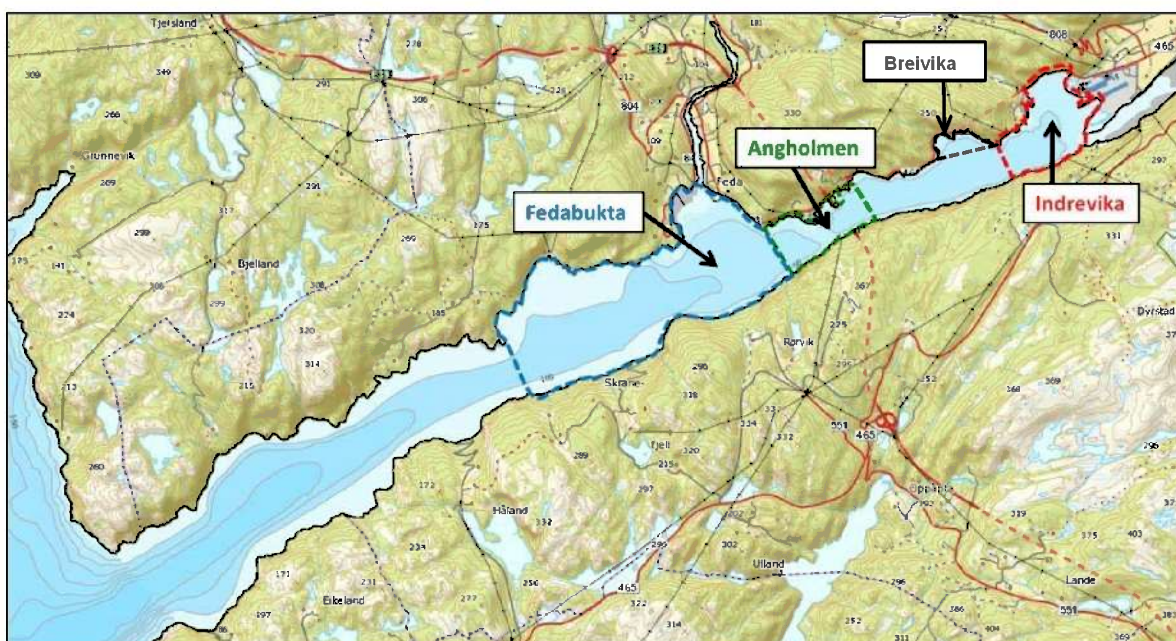
I sedimentet i Indrevika er det imidlertid lagret store mengder med miljøgifter. Mange av miljøgiftene er lite vannløselige og kan derfor over lang tid lekke ut giftstoffer i vannet. Dette har potensial til å påvirke miljøtilstanden i fjorden over en lang tidshorisont. Det kan forekomme oppvirvling av sediment på grunn av skipstrafikk og kombinert med sterke vannstrømninger kan forurenset sediment spres til resten av fjorden. Det kan være områder med nettoerosjon og områder naturlig sedimentasjon.

Lokale akseptkriterier og miljømål for Indrevika er at sedimentene minimum skal være i tilstandsklasse III, men oppnå tilstandsklasse II innen 2021. I løpet av de siste 30 årene har

det skjedd en tydelig reduksjon i konsentrasjoner av miljøgifter i Indrevika. Stedvis høye konsentrasjoner i overflatesediment, selv etter at landkildene i stor grad har opphørt, tyder imidlertid på at miljømålet ikke kan oppnås gjennom naturlige prosesser innen 2021.

## 2.2 Områdebeskrivelse

Indrevika og Breivika ligger innerst i Fedafjorden i Kvinesdal kommune, Vest Agder. Fedafjorden strekker seg fra munningen av elva Kvina og munner ut i den åpne og dype Listafjorden ved Stolsfjorden. Ved Angholmen er det en terskel på ca. 40 m dyp som deler fjorden i et indre basseng med maksimal dybde 90 m og en ytre del som er 350 m dyp mot munningen til Listafjorden. Figur 2 viser områdene som har vært undersøkt mhp. forurensning i sedimenter i perioden 2010 – 2013.



Figur 2 Oversiktskart over Fedafjorden som viser omfang og beliggenhet av de fire områdene som er undersøkt med hensyn på forurensningsgrad i sedimentene i perioden 2010 – 2014 (ref. kart.kystverket.no)

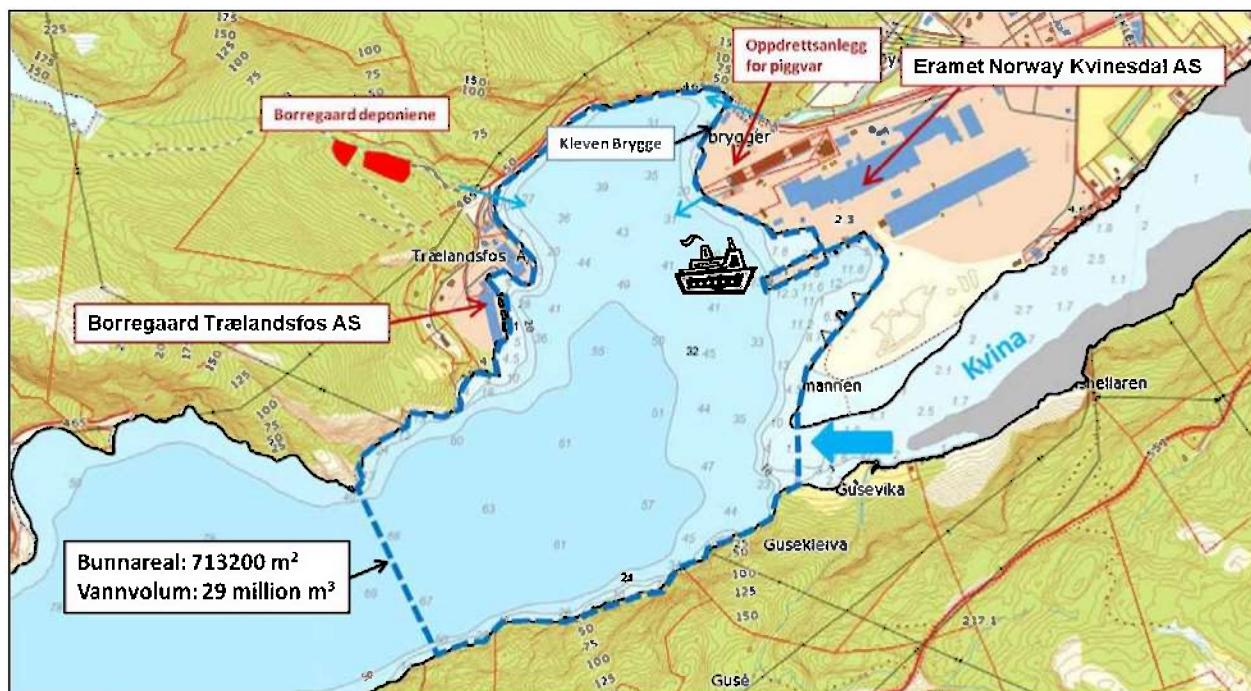
Områdenes geografiske beliggenhet, bunnareal, topografi, vannutskifting, sedimentering og mer er beskrevet mer detaljert i kapittel 2 i rapporten "Fedafjorden – Trinn 2 Risiko- og tiltaksvurdering" (COWI, 2011).

### 2.2.1 Indrevika

Et oversiktskart over delområdet Indrevika er vist i Figur 3. Beliggenhet av identifiserte forurensningskilder er vist i figuren. Identifiserte forurensningskilder er industriområdene til ENK AS og Trælandsfos AS, avrenning fra Trælandsfos deponiene, og avrenning fra elva Kvina.

Det er vanntilførsel til Indrevika fra minst 5 steder: elva Kvina, bekken som renner langs Trælandsfos deponiene, bekken som renner ut ved Kleven brygger, utslipp av "klarvann" og overvann fra ENK AS, og utslipp fra oppdrettsanlegget.

Aktuell arealbruk i Indrevika er nærings- og industriområder.

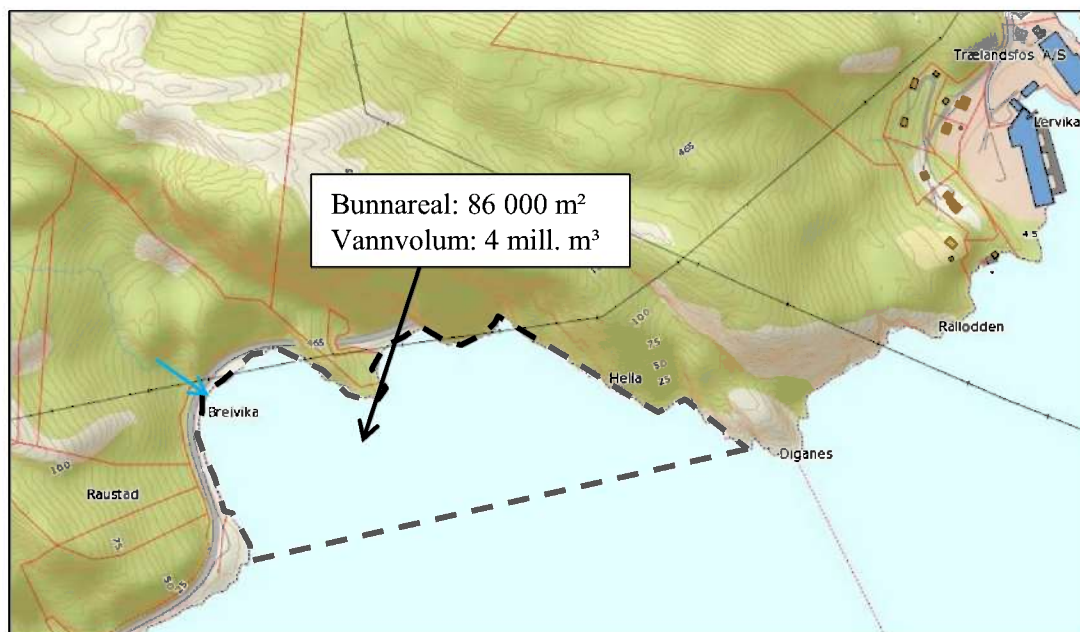


Figur 3 Oversiktskart over delområdet Indrevika. Blå piler indikerer vanntilførsel til vika (ref. kart.kystverket.no).

I rapporten "Fedafjorden – Trinn 2 Risiko- og tiltaksvurdering" (COWI,2011) er det gjort en grundig beskrivelse av alle identifiserte forurensningskilder, samt en vurdering av om de utgjør en aktiv forurensningskilde til Indrevika i dag. Prøvetaking av sediment i Kvina har vist lavere konsentrasjoner av molybden i elved sedimentene sammenlignet med sedimentene i fjorden. Etter at elven ble regulert er den i langt mindre grad en aktiv sedimentkilde. ENK AS har oppnådd store reduksjoner i sine utslipp av PAH til fjorden og er derfor nå en betydelig mindre kilde enn tidligere. Trælandsfos AS avsluttet sin virksomhet i området i 1981. Konklusjonene er at de mest vesentlige kildene til forurensningen i sedimentet i Indrevika er stanset eller betydelig redusert.

### 2.2.2 Breivika

Et oversiktskart over delområdet Breivika er vist i Figur 4. Det er ikke kjente forurensningskilder eller aktiviteter i vika bortsett fra at det er ilandføringsstedet for NorNed strømkabelen. I forbindelse med legging av kabelen er det gravd noe i sjøbunnen.



Figur 4 Oversiktskart over delområdet Breivika. Blå pil indikerer vanntilførsel til vika (ref: kart.kystverket.no).

## 2.3 Tidligere undersøkelser

Undersøkelser i Indrevika i 2010 har omfattet følgende:

- › Kjemiske analyser av miljøgifter i overflatesedimenter
- › Kjemiske analyser av miljøgifter i kjerneprøver
- › Kjemiske analyser av bløtdeler i blåskjell
- › Toksisitetstester
- › Sedimentfeller og turbiditetsmålinger
- › Undersøkelser av molybden i sedimenter i Kvina og Indrevika

Resultatene er beskrevet i detalj i rapporten *Fedafjorden Miljøundersøkelse 2010 og Trinn 1 Risikovurdering* (COWI, 2010). Noen av resultatene og en kort beskrivelse av de viktigste funnene er gjengitt i dette kapitlet.

I Indrevika er spesielt konsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), TBT, kvikksølv, kobber og bly svært høye. Sediment dypere ned i kjerneprøven (10 - 25 cm dyp) er ofte like forurenset som sediment på overflaten, noe som viser at utslippene av forurensning har pågått over lang tid, og/eller at det skjer blanding av den øverste 25 cm med sediment på grunn av skipstrafikk og bioturbasjon. De forhøyde PAH-verdier er med overveiende sannsynlighet forårsaket av utslipp av avløpsvannet fra smelteverket. Høye verdier av TBT og kobber er sannsynligvis knyttet til skipsaktiviteten i området, mens utslipp av tungmetaller i fjorden kan ha flere kilder. Analyseresultater fra sedimentprøver tatt i 2010 er gitt i Tabell 1 og resultater fra kjerneprøver i sediment i Tabell 2 og Tabell 3.

Tabell 1 Analyseresultater av sedimentprover fra miljøundersøkelsen i 2010

Prøvepunkt		S1	S2	S3	S9	S10	S19	S22	S24	S27	S30	S31	S35	S36	SK43	S53	S54	S56	S57	S58	S59
Tørrestoff (%)		29,3	29,5	31,6	28,9	22,8	64,2	23,8	17,7	21	24,9	24,6	23,4	32,6	21,5	26,6	27,3	44,8	30,8	28	33,8
Totalt Organisk Karbon (g/100g)		6,34	6,45	5,27	5,83	7,79	2,52	23,9	15,5	15,8	10,9	8,81	7,51	6,47	15,9	6,92	15,5	4,64	5,54	5,58	9,05
Finstoff <63 µm (%)		73,9	48,8	86,2	69	82,6	9,9	28,6	73,4	70,6	98,3	98,7	98,2	99,2	99,1	67,8	26	23,6	50,2	58,9	16,2
<b>Metaller</b>																					
Arsen, As	mg/kg TS	24,5	19,6	38,2	24,6	34,9	4,37	6,17	23,7	41,5	56,2	38,2	34	84,9	11,6	38,2	8,51	11,4	26,4	29,7	5,7
Bly, Pb	mg/kg TS	101	64,3	54,6	68,6	140	5,1	60,9	137	155	182	182	188	192	88,2	70,6	36,8	33	81,6	123	20,9
Kobber, Cu	mg/kg TS	93,8	47,1	57,3	116	116	6,74	46,8	107	98,7	93,6	112	121	94,5	91,5	35,7	47,7	32,5	61,8	89,6	14,3
Krom, Cr	mg/kg TS	24,3	16,6	26,5	21,9	30,4	5,36	17,6	34	32	34,3	39,1	33,3	22,8	24,2	14,6	24,5	10,7	17,2	22	6,54
Kadmium, Cd	mg/kg TS	2,38	0,68	0,45	1,82	4,28	0,16	0,9	8,71	5,16	4,86	4,73	10,8	7,55	3,12	0,5	0,34	0,64	2,81	7,87	0,15
Kvikksølv, Hg	mg/kg TS	0,47	<0,20	<0,20	1,16	0,84	<0,20	0,24	1,58	1,34	1,01	0,93	1,6	1,85	4,12	<0,20	<0,20	<0,20	0,21	0,73	<0,20
Nikkel, Ni	mg/kg TS	14,9	10,9	16	14,6	19,4	<5,0	12	22,8	19,4	23,8	21,5	22,4	19,6	20,7	7,6	16,2	8	10,9	14,6	5,4
Sink, Zn	mg/kg TS	204	120	105	481	304	33,1	178	496	337	400	372	604	636	412	69,2	85,7	85,6	190	413	56,8
Molybden, Mo	mg/kg TS	81,4	30,8	55,3	121	81,8	4,69	38,6	68,8	49,5	45,8	49,9	56,2	48,4	68,5	17,8	11,5	19	44,8	81,8	6,18
<b>PAH</b>																					
Naftalen	mg/kg TS	0,01	<0,010	<0,010	<0,010	0,015	<0,010	0,012	0,016	0,014	0,014	0,015	0,02	0,013	0,025	0,019	0,017	<0,010	0,015	0,015	0,013
Acenaftylen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Acenaften	mg/kg TS	0,012	<0,010	<0,010	0,018	0,012	<0,010	0,012	0,015	0,016	0,015	0,013	0,014	0,01	0,034	0,016	<0,010	0,013	<0,010	0,01	<0,010
Fluoren	mg/kg TS	0,012	<0,010	<0,010	0,011	0,014	<0,010	0,023	0,016	0,014	0,014	0,013	0,022	0,017	0,028	0,019	<0,010	0,012	0,013	0,015	<0,010
Fenantren	mg/kg TS	0,091	0,025	0,054	0,079	0,124	<0,010	0,128	0,115	0,127	0,124	0,124	0,217	0,188	0,25	0,172	0,03	0,081	0,116	0,139	0,024
Antracen	mg/kg TS	0,043	<0,010	0,025	0,034	0,047	<0,010	0,073	0,068	0,056	0,05	0,056	0,108	0,116	0,075	0,095	<0,010	0,018	0,036	0,08	<0,010
Fluoranten	mg/kg TS	0,173	0,087	0,123	0,201	0,225	0,022	0,729	0,81	0,285	0,25	0,227	0,449	0,367	1,05	0,374	0,076	0,128	0,187	0,233	0,086
Pyren	mg/kg TS	0,211	0,077	0,108	0,218	0,26	0,019	0,491	0,582	0,286	0,252	0,231	0,62	0,423	0,669	0,62	0,058	0,107	0,272	0,417	0,064
Benzo(a)antracen	mg/kg TS	0,161	0,055	0,075	0,151	0,178	0,018	0,253	0,338	0,312	0,197	0,203	0,417	0,506	0,614	0,531	0,037	0,105	0,22	0,299	0,024
Krysen	mg/kg TS	0,312	0,076	0,097	0,231	0,369	0,022	0,281	0,812	0,456	0,361	0,38	1,08	0,991	0,55	0,898	0,062	0,114	0,383	0,673	0,051
Benzo(b)fluoranten	mg/kg TS	1,79	0,248	0,283	0,888	2,46	0,072	0,41	3,85	3,12	2,14	2,03	10	4,53	2,61	5,26	0,134	0,47	2,5	5,32	0,096
Benzo(k)fluoranten	mg/kg TS	0,52	0,11	0,146	0,337	0,714	0,037	0,208	1,94	1,18	0,77	0,928	3,64	1,46	0,711	1,79	0,067	0,173	0,736	1,86	0,04
Benzo(a)pyren	mg/kg TS	0,808	0,116	0,17	0,654	1,63	0,054	0,313	3,27	1,89	1,47	1,61	6,41	3,53	1,25	3,32	0,084	0,298	1,7	3,42	0,056
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg TS	0,132	0,03	0,041	0,107	0,236	0,015	0,042	0,368	0,284	0,272	0,274	1,1	0,693	0,199	0,454	0,027	0,061	0,279	0,687	0,016
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg TS	1,5	0,205	0,336	0,818	2,19	0,062	0,219	3,43	2,84	2,4	2,48	7,41	4,09	1,12	3,42	0,124	0,358	1,79	4,16	0,072
Indeno(1,2,3,cd)pyren	mg/kg TS	1,25	0,218	0,424	1,46	2,41	0,072	0,294	4,99	3,4	2,92	3,33	8,92	4,06	1,65	4,47	0,107	0,303	1,94	3,75	0,06
Sum PAH(16)	mg/kg TS	7,02	1,25	1,88	5,21	10,9	0,393	3,49	20,6	14,3	11,2	11,9	40,4	21	10,8	21,4	0,823	2,24	10,2	21,1	6,02
<b>Andre organiske stoffer</b>																					
Sum PCB_7	mg/kg TS	0,0018	n.d.	n.d.	0,0022	0,0021	n.d.	0,0008	0,0059	0,005	0,0019	0,0019	0,0074	0,0033	0,0095	0,0036	n.d.	0,0026	0,0015	0,0008	n.d.
Tributyltinn	µg/kg TS	71	14	18	22	100	55	41	48	71	56	50	29	340	60	550	<1,0	28	73	36	<1,0
Pentaklorfenol	mg/kg TS				<0,006				<0,006				<0,006								

Tabell 2 Målinger av tungmetaller, PCB og TBT i sedimentprover i Fedafjorden i 2010.

Kjerne	Delområde	Prøve	Dybde (cm)	Tørrestoff (%)	Totalt Organisk Karbon (g/100g)	Finstoff <63 µm (%)	Arsen	Bly	Kobber	Krom	Kadmium	Kvikksølv	Nikkel	Sink	Molybden	Sum PCB_7	Tributyltinn
							As	Pb	Cu	Cr	Cd	Hg	Ni	Zn	Mo	PCB_7	TBT
							mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	µg/kg TS
SK41	Indrevika	SK41-1	0-2	54.5	4.25	14.6	15.2	24	39.9	11.2	0.43	<0.20	18.6	102	15	n.d.	51
		SK41-2	2-5	45.2	5.22	17	17.3	44.2	45.3	16	1.18	0.52	25.6	153	24.9	n.d.	70
		SK41-3	5-10	46.6	3.82	28.9	13.9	56.3	77.7	14.7	1.49	0.2	23.4	163	93.3	n.d.	47
		SK41-4	10-25	38.2	6.69	42.5	8.04	49	87.5	13.3	0.54	<0.20	9	72.5	128	n.d.	4.4
SK42	Indrevika	SK42-1	0-2	21	20.9	52.2	31.8	152	98.6	30	9.09	1.81	18.4	481	48.2	0.00594	93
		SK42-2	2-5	24.6	15.8	52.3	27.7	171	91.1	27.6	9.1	1.97	19.7	480	61.2	0.00742	110
		SK42-3	5-10	19.6	24.6	37.1	19.5	128	85.2	23.2	7.66	4.77	16.4	461	123	0.0139	33
		SK42-4	10-25	18.2	32.4	21.8	8.24	91.2	46.3	12.4	2.9	8.33	8.8	382	89.8	0.0135	10
SK44	Indrevika	SK44-1	0-2	21.4	16.1	31	15.8	93.4	110	19.1	0.78	3.4	8.9	168	65.3	0.063	40
		SK44-2	2-5	20.4	16.1	50.5	14.2	153	101	15.6	1.06	4.16	9.4	212	95.2	0.0324	30
		SK44-3	5-10	17.6	17.4	40.1	7.63	83	106	12.5	0.72	5.28	6.3	150	115	0.0277	23
		SK44-4	10-25	14.2	23.2	34.9	3.52	53.3	68.4	10.5	0.77	6.8	<5.0	113	88.6	0.0341	7.8
SK55	Indrevika	SK55-1	0-2	65.5	1.46	9.2	4.76	12.4	16.7	5.9	0.16	<0.20	6.2	49	11	n.d.	30
		SK55-2	2-5	66.2	1.9	5.2	5.54	8.9	32.9	9.42	0.23	<0.20	7.1	70.1	8.78	0.00084	100
		SK55-3	5-10	74.3	1.51	7.4	4.24	15	14.2	4.94	0.31	<0.20	6.2	91.6	8.14	n.d.	34
		SK55-4	10-25	61.2	3.16	11.2	7.24	33.7	16.7	8.88	0.98	<0.20	6.8	111	14.6	n.d.	4.8
SK45	Angholmen	SK45-1	0-2	64.4	0.338	93	28.3	112	347	24.7	0.54	0.58	24.8	557	64.4	n.d.	3.5
		SK45-2	2-5	65.1	0.387	95	8.49	33.6	82.9	15.3	0.18	<0.20	13.5	199	-99	n.d.	4.1
		SK45-3	5-10	65.9	0.621	98.5	3.86	18	31.8	13.4	<0.10	<0.20	10.9	117	2.56	n.d.	<1.0
		SK45-4	10-25	67.2	0.389	99.4	3.16	14.6	26	13	<0.10	<0.20	10.4	109	1.5	n.d.	<1.0
SK40	Fedabukta	SK40-1	0-2	75.5	1.53	6.3	5.3	6.7	6.51	6.22	<0.10	<0.20	<5.0	31.1	2.07	0.00406	3.7
		SK40-2	2-5	82.4	0.973	2.4	4.51	6.5	5.93	5.89	<0.10	<0.20	5.2	27.2	2.03	n.d.	3.2
		SK40-3	5-10	81.4	1.12	2.8	5.68	3.4	4.38	5.8	<0.10	<0.20	<5.0	23.6	2.21	n.d.	1.9
		SK40-4	10-25	82.9	0.693	2	3.04	7	5.08	5.27	<0.10	<0.20	<5.0	24.4	3.65	n.d.	<1.0

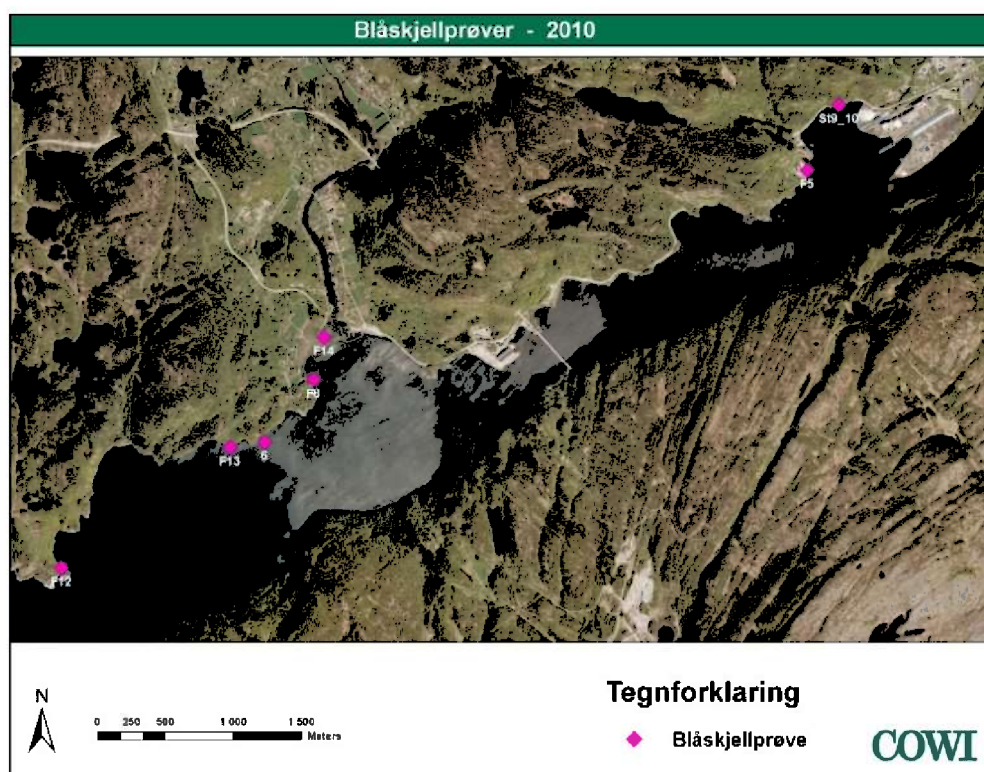
Tabell 3 Målinger av PAH i kjerneprøver i sediment i Fedafjorden i 2010

Kjerne	Delområde	Prøve	Dybde (cm)	Tørrstoff (%)	Totalt Organisk Karbon (g/100g)	Finstoff <63 µm (%)	Naftalen	Acen- aftylen	Acenaften	Fluoren	Fenantenren	Antracen	Fluoranten	Pyren	Benzo(a)- antracen	Krysen	Benso(b)- fluoranten	Benzo(k)- fluoranten	Benzo(a)- pyren	Dibenzo- (a,h)antra- cen	Benzo- (g,h,i)peryl- en	Indeno- (1,2,3,cd)pe- yren	Sum PAH(16)	
							mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
SK41	Indrevika	SK41-1	0-2	54.5	4.25	14.6	<0.010	<0.010	0.033	0.022	0.148	0.049	0.332	0.264	0.219	0.278	0.469	0.25	0.399	0.06	0.405	0.552	3.48	
		SK41-2	2-5	45.2	5.22	17	0.024	<0.010	0.066	0.036	0.232	0.066	0.465	0.421	0.302	0.388	0.83	0.431	0.656	0.078	0.642	0.671	5.31	
		SK41-3	5-10	46.6	3.82	28.9	0.016	<0.010	0.047	0.035	0.237	0.058	0.402	0.428	0.362	0.395	1.16	0.617	0.978	0.118	0.964	1.16	6.98	
		SK41-4	10-25	38.2	6.69	42.5	<0.010	<0.010	0.013	0.011	0.11	0.025	0.4	0.375	0.235	0.284	0.401	0.261	0.301	0.06	0.317	0.411	3.2	
SK42	Indrevika	SK42-1	0-2	21	20.9	52.2	0.012	<0.010	0.011	0.016	0.154	0.09	0.325	0.471	0.388	0.377	7.76	2.62	4.98	0.927	5.9	6.12	30.6	
		SK42-2	2-5	24.6	15.8	52.3	0.013	<0.010	0.015	0.016	0.149	0.08	0.338	0.662	0.337	0.377	5.27	2.04	3.28	0.603	3.45	3.92	21.1	
		SK42-3	5-10	19.6	24.6	37.1	<0.010	<0.010	0.017	0.016	0.147	0.049	0.329	1.04	0.31	0.714	3.42	1.49	2.61	0.32	2.43	3.16	16	
		SK42-4	10-25	18.2	32.4	21.8	0.025	<0.010	0.017	0.017	0.158	0.05	0.531	0.857	0.42	0.433	1.9	0.909	1.32	0.173	1.08	1.3	9.19	
SK44	Indrevika	SK44-1	0-2	21.4	16.1	31	0.018	<0.010	0.102	0.048	0.352	0.066	0.574	0.53	0.224	0.442	1.01	0.354	0.638	0.125	0.926	0.685	6.09	
		SK44-2	2-5	20.4	16.1	50.5	0.025	0.022	0.078	0.086	0.955	0.182	1.77	1.4	0.532	0.74	1.04	0.488	0.734	0.095	0.552	0.776	9.48	
		SK44-3	5-10	17.6	17.4	40.1	<0.010	<0.010	0.017	0.011	0.102	0.025	0.349	0.287	0.117	0.166	0.302	0.162	0.197	0.047	0.204	0.25	2.24	
		SK44-4	10-25	14.2	23.2	34.9	<0.010	<0.010	0.015	0.015	0.111	0.026	0.487	0.401	0.148	0.155	0.317	0.157	0.154	0.036	0.139	0.168	2.33	
SK55	Indrevika	SK55-1	0-2	65.5	1.46	9.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.017	<0.010	0.038	0.057	0.024	0.045	0.163	0.042	0.114	0.034	0.1	0.073	0.707	
		SK55-2	2-5	66.2	1.9	5.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.021	0.01	0.049	0.113	0.042	0.082	0.478	0.102	0.272	0.041	0.224	0.237	1.67	
		SK55-3	5-10	74.3	1.51	7.4	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.019	<0.010	0.039	0.061	0.028	0.047	0.284	0.066	0.182	0.034	0.146	0.138	1.04	
		SK55-4	10-25	61.2	3.16	11.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.028	0.013	0.051	0.118	0.079	0.106	0.537	0.121	0.364	0.074	0.31	0.339	2.14	
SK45	Angholmen	SK45-1	0-2	64.4	0.338	93	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.018	<0.010	0.022	0.017	<0.010	0.012	0.017	<0.010	0.012	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.098
		SK45-2	2-5	65.1	0.387	95	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	n.d.
		SK45-3	5-10	65.9	0.621	98.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	n.d.
		SK45-4	10-25	67.2	0.389	99.4	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	n.d.
SK40	Fedabukta	SK40-1	0-2	75.5	1.53	6.3	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.086	0.022	0.184	0.14	0.08	0.099	0.113	0.05	0.094	0.015	0.057	0.063	1	
		SK40-2	2-5	82.4	0.973	2.4	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.02	<0.010	0.074	0.062	0.038	0.051	0.055	0.04	0.057	0.011	0.047	0.047	0.502	
		SK40-3	5-10	81.4	1.12	2.8	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.01	<0.010	0.022	0.018	0.012	0.012	0.017	0.012	0.014	<0.010	0.011	0.01	0.138	
		SK40-4	10-25	82.9	0.693	2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.042	0.012	0.082	0.069	0.043	0.05	0.049	0.034	0.06	0.012	0.048	0.048	0.549	



Molybdenkonsentrasjonene i Kvina er spesielt høye i den øverste delen av vassdraget (nærmere Knaben), og svært lave i den nederste delen. Sett i forhold til funnene i nedre delen av Kvina er molybdenkonsentrasjonene svært høye i fjordsedimentene. Dette er trolig fordi molybden er oppkonsentrert i det fine deponimateriale fra Knaben som blir avsatt i områder med liten strømhastighet. Finkornet materiale er funnet i noen partier i øvre del av vassdraget og i de roligere strømforholdene i fjordbassenget i Indrevika.

Stoffkonsentrasjoner i blåskjell viste at spredning av miljøgifter fra sediment til blåskjell er svært liten. I forhold til prøver tatt i 1984 og 1994 har miljøtilstanden til blåskjellene i fjorden bedret seg. Ingen av stoffene overskrider tilstandsklasse II i vurdering av miljøkvaliteten i blåskjell i fjorder og kystfarvann. Påvirkning av PAH er imidlertid størst i blåskjell fanget i Indrevika (St9\_10 og F5). Plassering av blåskjellstasjonene og resultater fra undersøkelsen er gitt i hhv. Figur 5 og Tabell 4.

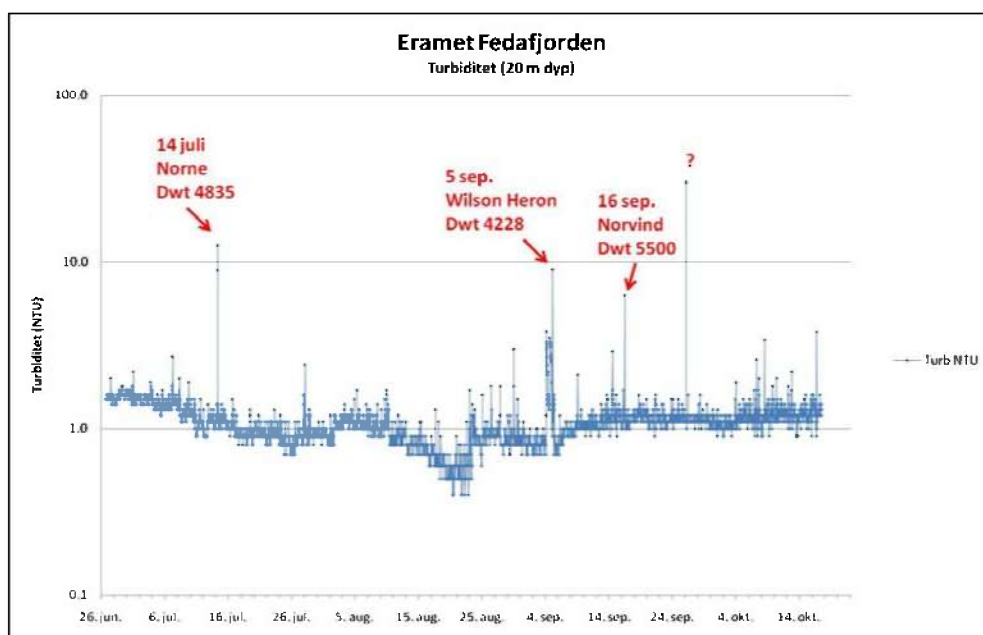


Figur 5 Oversikt over stasjoner for prøvetaking av blåskjell i 2010 (COWI, 2010)

Tabell 4 Resultater fra prøvetaking av blåskjell i Fedafjorden i 2010

Stasjon		6	St9_10	F5	F8	F12	F13	F14
Beliggenhet		Fredlaus- tona	Indrevika	Lervika	Nodevika	Avaren	Skjøl- berget	Sande- bukta
Tørrestoff (%)		23.8	19.4	20.5	26	22	15.6	17.7
Benzo(a)pyren	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010
Sum PAH(16)	mg/kg TS	0.0312	0.113	0.147	0.0532	0.0304	0.0232	0.0285
Sum PCB_7	mg/kg TS	0.00044	0.0006	0.0008	0.00027	0.00083	0.0003	0.00083
Sølv, Ag	mg/kg TS	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.0298
Arsen, As	mg/kg TS	10.7	16	11.5	10.3	9.97	10.7	13.6
Bly, Pb	mg/kg TS	1.3	1.21	1.26	1.55	1.09	2.16	3.16
Kobber, Cu	mg/kg TS	8.08	11.2	11.3	6.16	0.659	0.905	0.704
Krom, Cr	mg/kg TS	0.358	0.668	0.408	0.0889	6.2	6.27	8.42
Kadmium, Cd	mg/kg TS	1.11	1.1	0.933	0.404	0.712	1.37	0.909
Kvikkesølv, Hg	mg/kg TS	0.0797	0.147	0.117	0.0329	0.0813	0.127	0.137
Nikkel, Ni	mg/kg TS	0.594	1.28	0.834	0.419	0.715	1.2	1.19
Sink, Zn	mg/kg TS	55	84.9	73.7	67.4	66.2	88.2	102

Målinger av turbiditet ved kaianlegget til ENK AS i Indrevika viste at det er en sammenheng mellom skipstrafikk og oppvirvling av sediment (Figur 6). Det er ikke påvist korrelasjon mellom båtstørrelse og påvist turbiditet. Mengden sediment som ble virvlet opp (ca. 500 kg per anløp) stemmer godt overens med sjablongverdier i risikoveilederen TA 2802/2011. Sediment som var samlet i sedimentfellene over en 4 måneders periode kommer mest sannsynlig fra oppvirvling forårsaket av skipstrafikk. Det representerer den fraksjonen av sedimentet som sprer seg lettest. Analyseresultatene viste at det hadde en høy fraksjon av finpartikler, samt forhøyde verdier av spesielt TBT, kobber, og forskjellige PAH-forbindelser.



Figur 6 Måling av turbiditet over 4 måneder i Indrevika.

I forbindelse med undersøkelsene i 2010 ble det utført toksisitetstester på blandprøver av sediment i Fedabukta, Angholmen og Indrevika (Tabell 5). Blandprøven fra Indrevika bestod av prøvemateriale fra stasjon 19, 31, 36, 53, 56 og 58 (figur 7). Organisk ekstrakt av sedimentet ga utslag på den marine algen *Skeletonema costatum* med 54 % overskridelse av grenseverdi. Cellekulturer eksponert for organisk ekstrakt i DR Calux *in vitro* biotest viste også overskridelser av grenseverdi med 180%. Denne testen gir indikasjoner på tilstedeværelse av dioksiner eller dioksinlignende stoffer. Dioksin er en samlebetegnelse på en gruppe klorholdige miljøgifter som dannes under forbrenning av organisk materiale så lenge det er klor til stede. Dioksiner dannes som et kjemisk biprodukt i industriprosesser som involverer enten klor eller brom, eller ved brenning eller sterk oppvarming av av organiske stoffer som inneholder klor. Noen av de viktigste kilder til dioksinutslipp er avfallsforbrenning, vedfyring, industri og utslipp fra bil-, skips- og båttrafikk. Det er ikke undersøkt for dioksiner i sedimentene i Indrevika. Forskningscenteret til Hydro gjorde i 2004 og 2005 en vurdering av potensialet for å danne dioksiner ved smelteverket. Vurderingen ble fulgt opp med målinger av dioksiner i avgasser før og etter Hg-reneanlegg og i væske fra Hg-reneanlegget. Det ble ikke påvist dioksiner i signifikante nivåer, og den teoretiske vurderingen konkluderte også med SiMn-prosessen ikke er i stand til å generere dioksiner (Hydro, 2004;2005). Det er ikke mistanke om andre kilder til dioksiner i området.

Tabell 5 Resultater fra toksisitetstester utført i 2010

ELEMENT	SAMPLE	Grenseverdi	Fedabukta	Angholmen	Indrevika
Tørrestoff (G)	%		60	56,8	38,6
Skeletonema org.ekstraksjon	TU	< 0.5	0.43	0.43	0.77
Skeletonema i porevann	TU	< 1	<1	<1	<1
Skeletonema prep			ja	ja	ja
Dr Calux	ng TEQ/kg TS	< 50	37	19	140

Undersøkelser utført før 2003 er oppsummert i Fase 1 rapporten til Fylkesmannen i Vest-Agder (Sødal, 2003). Det er rapportert om undersøkelser utført av NIVA så langt tilbake som 70-tallet. Omfattende miljøundersøkelser i Fedafjorden ble utført i periodene 1984-85, 1994 og 1996.

Prøvene er generelt tatt av det øverste sedimentlaget 0 - 2 cm. I alt foreligger det 37 sedimentprøver fra perioden 1984-1996 som gir informasjon om den tidligere miljøtilstanden i Fedafjorden. Analyseresultater fra tidligere undersøkelser og en geografisk sammenligning av disse data med 2010 data er vist i vedlegg B i Trinn 1 rapporten fra 2010 (COWI, 2010).

Analyseresultatene viser at det mellom 1984-1996 og 2010 har vært bedring i forurensningstilstanden i Fedafjorden, spesielt i Indrevika. Største delen av de tidligere data fra Indrevika kommer fra miljøundersøkelsen i 1996 (Vannlaboratoriet, 1996). I løpet av de 14 årene etter 1996 har konsentrasjonen av de fleste stoffer gått én tilstandsklasse ned. Dette gjelder spesielt for Sum PAH og kvikksølv. En sannsynlig årsak til denne forbedringen er at utslippet av PAH-holdig avløpsvann fra smelteverket har minnet betraktelig de siste årene, og at kvikksølv (Pulpasan OX) ikke ble brukt ved Trælansfos etter 1969. Det er

imidlertid fremdeles stedvis svært høye konsentrasjoner av kvikksølv og PAH i sedimentene i Indrevika.

### 3 Miljømål

"Rene Listerfjorder" har koordineringsansvar for kartlegging og opprydding i forurenset sjøbunn i Listerregionen og har i 2010 kommet med følgende forslag til miljømål for kystvannområdene i Farsund, Kvinesdal og Flekkefjord kommunene (Rene Listerfjorder, 2011):

#### **Langsiktige miljømål for kystvannområdene i Farsund, Kvinesdal og Flekkefjord.**

*"Vannkvaliteten og kvaliteten på sedimentene i kystvannområdene i Farsund, Kvinesdal og Flekkefjord skal være god, og ikke til hinder for utøvelse av friluftsliv, yrkesfiske, havnedrift og industriaktivitet. Sedimenter som er forurenset av miljøgifter skal ikke medføre fare for alvorlige forurensingsproblemer eller negative effekter for økosystemet."*

#### **Lokale miljømål for Kvinesdal.**

- 1 *"Vannkvaliteten i Fedafjorden skal være slik at det ikke er begrensninger på bruken av fjorden både med hensyn til rekreasjon og næring. Vannkvaliteten skal være innenfor kriteriene for tilstandsklasse 2."*
- 2 *"Kvaliteten på sedimentene i fjorden skal være minimum tilstandsklasse 2. For sedimentene innenfor terskelen ved Angholmen skal kvaliteten være minimum tilstandsklasse 3, men tilstandsklasse 2 skal oppnås innen 2021."*

Miljømålene skal være knyttet nært opp til Vannforskriften. Formålet med vannforskriften er "å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene". Med vannforekomst menes det "En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann.... eller en avgrenset mengde grunnvann...". Det generelle miljømålet iht. Vannforskriften er at alle vannforekomster minst skal opprettholde eller oppnå "god tilstand", dvs. tilstandsklasse 2, i tråd med kriterier for biologiske, hydromorfologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer gitt i tabell 1.2.4 i vannforskriften, innen en gitt tidsperiode. Lavere miljømål kan settes dersom

resipienten på grunn av vannkraftutbygging og industriaktivitet defineres som en sterkt modifisert vannforekomst.

Ulike stedsspesifikke forhold som for eksempel type forurensning, forurensningens opphav og mengde sulfid og TOC i sedimentet vil være styrende for hvor sterkt ulike miljøgifter er bundet til sedimentet og hvilke risiko forurensningen utgjør. I Indrevika er det blant annet vist at PAH-forurensning (pga. av pyrogent opphav) og metaller (pga. sulfid i sedimentet) er sterkt bundet til sedimentene og derfor utgjør en mindre risiko for utlekking til vannfasen og opptak i organismer enn den risikoen som er knyttet til tilstandsklassene (TA 2229/2007). COWI tolker føringene i vannforskriften til at man kan ha en høyere tilstandsklasse enn 2 i sedimenter uten å være i konflikt med vannforskriften, forutsatt at forurensningen ikke medfører risiko for at vannforekomsten ikke forverrer sin tilstand eller hindrer vannforekomsten å oppnå målet om tilstandsklasse 2 ut i fra kvalitetselementene gitt i Vannforskriften.

På bakgrunn av dette foreslår COWI at punkt 2 i de lokale miljømålene for Kvinesdal endres til:

2 *"Kvaliteten på sedimentene i fjorden skal ikke redusere miljøkvaliteten i vannforekomsten eller medføre at vannforekomstens mål om å oppnå tilstandsklasse 2 iht. kvalitetselementer i vannforskriften innen 2021 ikke nås".*

I tillegg foreslår COWI å føye til et element i de langsiktige miljømålene (uthevet med **fet skrift** under).

*"Vannkvaliteten og kvaliteten på sedimentene i kystvannområdene i Farsund, Kvinesdal og Flekkefjord skal være god, og ikke til hinder for utøvelse av friluftsliv, yrkesfiske, havnedrift og industriaktivitet. Sedimenter som er forurenset av miljøgifter skal ikke medføre fare for alvorlige forurensingsproblemer eller negative effekter for økosystemet **eller medføre en vesentlig risiko for spredning av forurensning til rene eller mindre forurensede områder.**"*

## 4 Tiltaksrettede undersøkelser

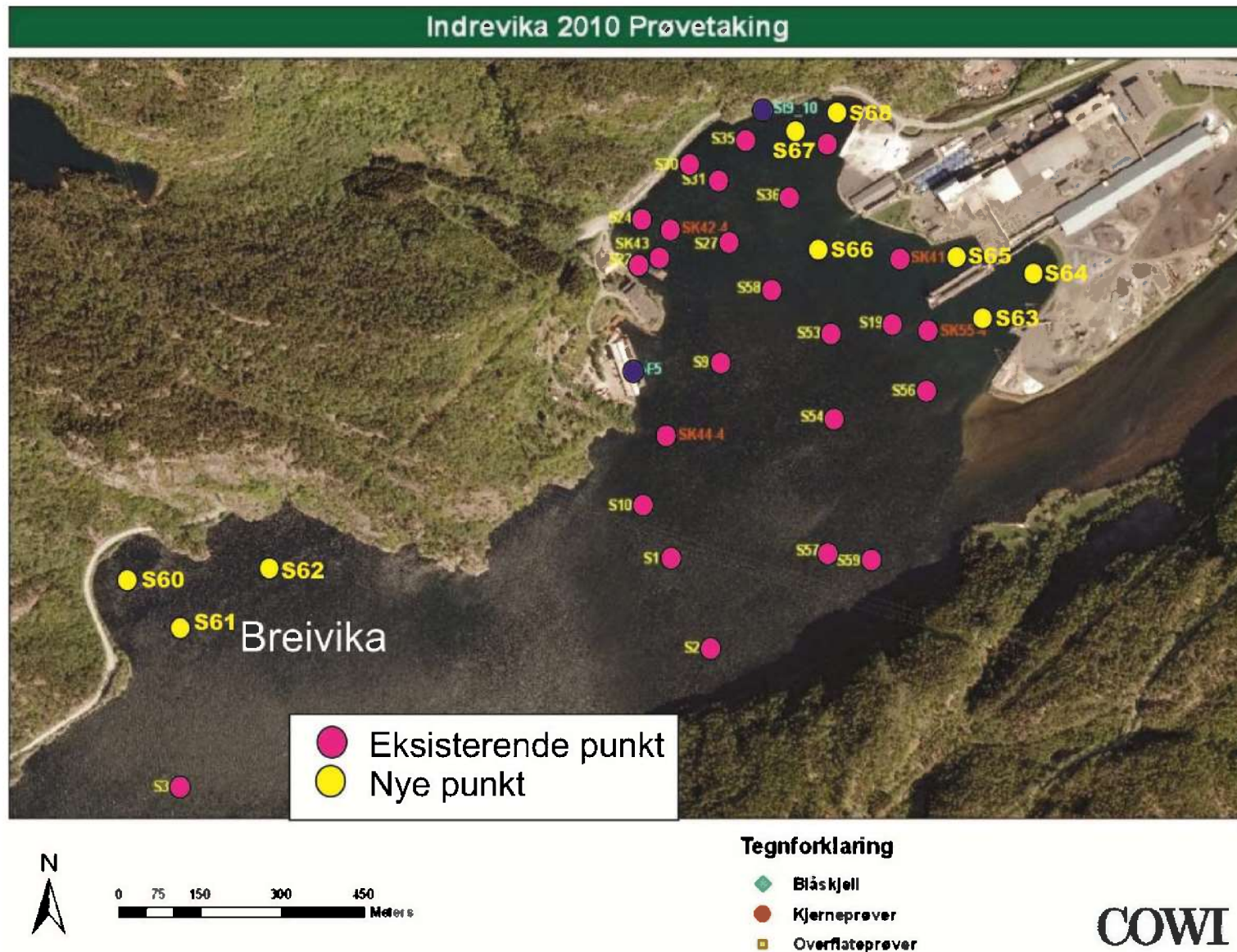
### 4.1 Prøvetaking og feltobservasjoner

Områdene som er undersøkt i denne omgangen er Breivika og Indrevika. Breivika er ikke undersøkt tidligere og er inkludert for å avklare forurensningstilstanden i dette området før ev. tiltak gjennomføres andre steder. I Indrevika ble det i 2011 foreløpig konkludert med at tiltak skulle gjennomføres (COWI, 2011). Det er derfor utført tiltaksrettede undersøkelser i Indrevika for å avklare mer reell eksponeringsfare og få et bedre bilde av geografisk fordeling av forurensning i sedimenter, vann og biota.

De tiltaksrettede undersøkelsene ble utført i perioden september 2013 til januar 2014. Prøvetaking av sediment, vann og bunndyr ble utført av Arve Misund og Silje Nag Ulla i COWI med assistanse av Hans Aase som stilte med båt. Hans Aase var også ansvarlig for innhenting av fiskeprøver, mens Arve Misund var ansvarlig for å preparere fisken før innsending til analyse. Tabell 6 gir en oversikt over hvilke tiltaksrettede undersøkelser som er utført i i Fedaffjorden i perioden september 2013 – januar 2014. En oversikt over prøvepunkter er gitt i Figur 7 og Figur 8.

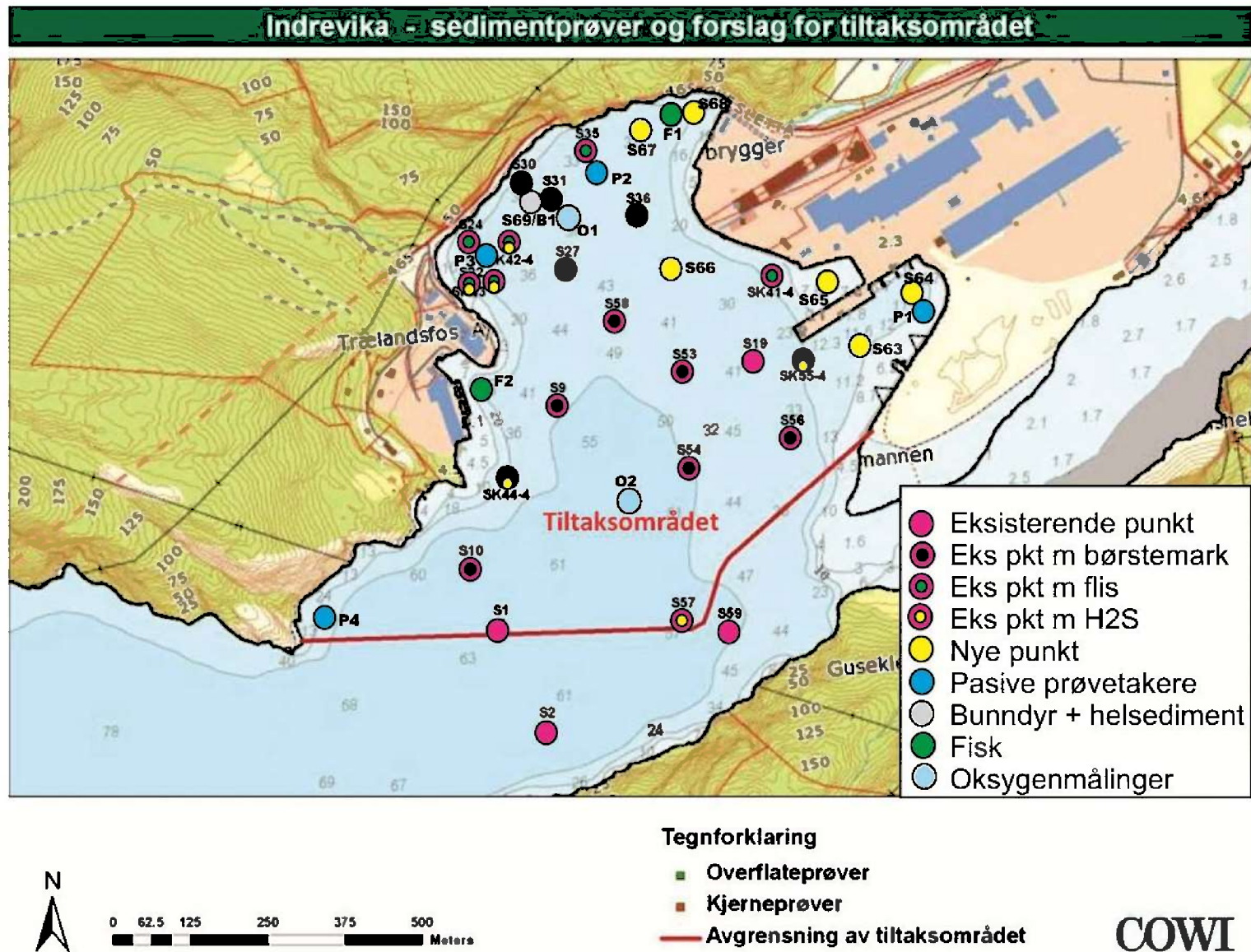
Tabell 6 Tiltaksrettede undersøkelser i Fedaffjorden (2013-2014)

Dato	Arbeid utført	Antall
2013-09-24	Prøvetaking av sediment (standard, meHg, alkyl-PAH)	11
	Prøvetaking av bunndyr (B1)	1
	Helsedimenttest (H1)	1
2013-10-14	Utsetting av passive prøvetakere	4
	Oksygenprofiler	2
	Prøvetaking av bunndyr (B1-2)	1
2013-11-04	Innhenting av passive prøvetakere	4
2014-01-22	Innhenting av fiskeprøver	2



Figur 7 Oversikt over prøvetakingsstasjoner for sediment i Indrevika og Breivika





Figur 8 Oversikt over prøvetakingsstasjoner for sediment, vann og biota for indrevika

## 4.2 Sedimentprøver

Sedimentprøvene ble tatt fra båt ved bruk av Van Veen grabb. I hvert prøvepunkt er det tatt minst 3 underprøver som ble blandet sammen for å øke prøvens representativitet. Prøvene representerer opptil 10 cm av det øverste sedimentlaget, som anses å være den bioaktive sonen. Det var ikke alltid praktisk mulig å få opp nok sedimentmateriale i prøvepunktene som var planlagt på forhånd, og da ble prøvepunktet flyttet til et nærliggende hensiktsmessig sted. I enkelte stasjoner ble det tatt ut prøver til analyse av metylkvikksølv, AVS/SEM og alkylerte PAH i tillegg til standard analyseparametere iht. TA 2229/2007. En oversikt over hvilke parametere det ble samlet inn prøvemateriale til ved hver stasjon er gitt i Tabell 7.

Tabell 7 Oversikt over analyseparametere ved de ulike sedimentstasjonene

	Stasjon	Standard parametere iht. TA 2802/2011	Metylkvikksølv	AVS/SEM	Alkylerte PAH	Blandprøve til helsedimenttest
Sedimentprøver	SK42	x	x	x	x	x
	S60	x				
	S61	x				
	S62	x				
	S63	x	x	x	x	x
	S64	x				x
	S65	x				x
	S66	x	x	x	x	x
	S67	x	x	x	x	x
	S68	x				x
	S69	x	x	x	x	x

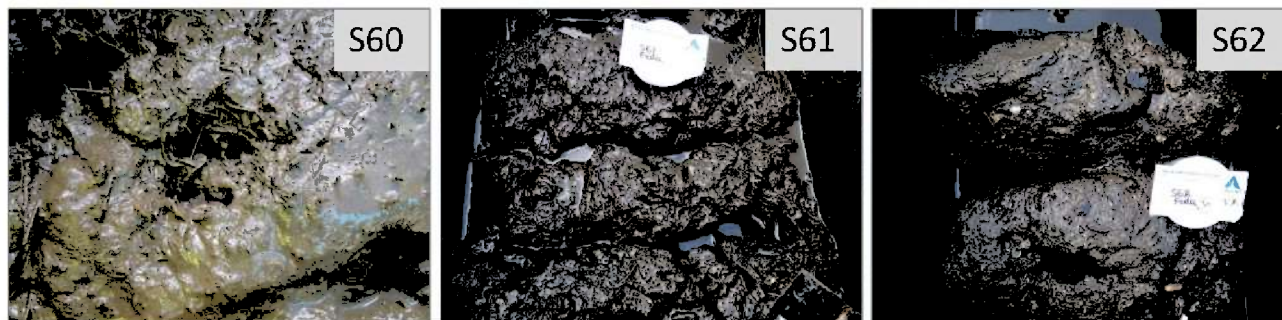
Generell informasjon om prøve- og målestasjonene fra de tiltaksrettede undersøkelser er sammenfattet i Tabell 8.

Tabell 8 Oversikt over alle prøvepunkter og feltobservasjoner

	Stasjon	Koordinat (UTM, sone 32V)		Dybde (m)		Sedimentbeskrivelse	Liv		Lukt	
		N	E	min	maks		Ja/Nei	Type	Intensitet	Type
Sedimentprøver	SK42	6461382	375539	33	33	Over 50 % treflis. Ellers mørkebrunt mudder og noe skjell.	Ja	Små hvite skjell, mark	Mye	H <sub>2</sub> S
	S60	6460735	374552	45	45	Brun homogen leire/silt. Noe stein.	Ja	Mye børstemark/rørmark. Skjell	Nei	-
	S61	6460672	374610	48	52	Brunt slam øverst. Grått mudder under. Noe organisk.	Ja	Mange rør/børstemark	Nei	-
	S62	6460775	374776	57	62	Brunt slam øverst. Mørkebrunt/svart mudder, sand og stein under.	Ja	Mange rør/børstemark	Litt	H <sub>2</sub> S
	S63	6461231	376104	12	12	Lysegrått/brunt slam i overflaten. Homogen grå finsand under. Mørkere i dybden. Noe organisk (kvist, blader)	Ja	Mark, kråkeboller	Litt	H <sub>2</sub> S, tjære
	S64	6461310	376194	12	12	Lyst grått slam i overflate. Mørkere svart mudder under. Noe organisk (blader, kvist).	Ja	Mark, sjøstjerne	Mye	H <sub>2</sub> S, tjære (litt)
	S65	6461343	376058	8	9	Lys grå sand over (2-5 cm tykt lag). Mørkegrått/svart mudder under. Noe organisk (blader, kvist).	Ja	Mark, sjøstjerne, kråkeballe, krabbe	Litt	H <sub>2</sub> S, tjære
	S66	6461363	375795	30	32	Mørkegrått mudder. Innslag av sand. Svartere farge i dybden.	Ja	Rørmark	litt	H <sub>2</sub> S
	S67	6461575	375746	34	34	Svart mudder. Noe treflis og tomme små skjell. Konsistens varierer fra bløt til fast i ulike prøver. Stor granstamme i en prøve.	Ja	Mark	Middels	H <sub>2</sub> S
	S68	6461604	375846	20	25	Mørkebrunt/svart mudder. Noe sand og stein. Trebiter.	Ja	Rørmark	Middels	H <sub>2</sub> S, tjære
S69	6461476	375578	25	34	Mye treflis, svart mudder	Ja	Børstemark, mark	litt	H <sub>2</sub> S	
Passive prøvetakere	P1	6461288	376212	10	10	1 m over bunnen				
	P2	6461522	375666	30	30	1 m over bunnen				
	P3	6461358	375515	30	30	1 m over bunnen				
	P4	6460785	375243	30	30	1 m over bunnen				
Bumndyr	B1	6461476	375578	25	34	-	-	-	-	-
	B1-2	6461476	375578	25	34	-	-	-	-	-
Fisk	F1	6461612	375866	-	-	-	-	-	-	-
	F2	6461168	375495	-	-	-	-	-	-	-
Oksygen	O 1	6461445	375630	-	-	-	-	-	-	-
	O 2	6460980	375760	-	-	-	-	-	-	-
Helsediment	H1	Stasjon 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69 og SK42				-	-	-	-	-

Det ble tatt 3 sedimentprøver i Breivika og 8 sedimentprøver i Indrevika.

I Breivika var sedimentene ganske homogene med slam/mudder øverst og silt/fin sand under. Det ble observert lite  $H_2S$ -lukt og mye børstemark i sedimentprøvene. Bilder av sedimentet fra stasjonene i Breivika er vist i Figur 7.



Figur 9 Foto av sediment i Breivika

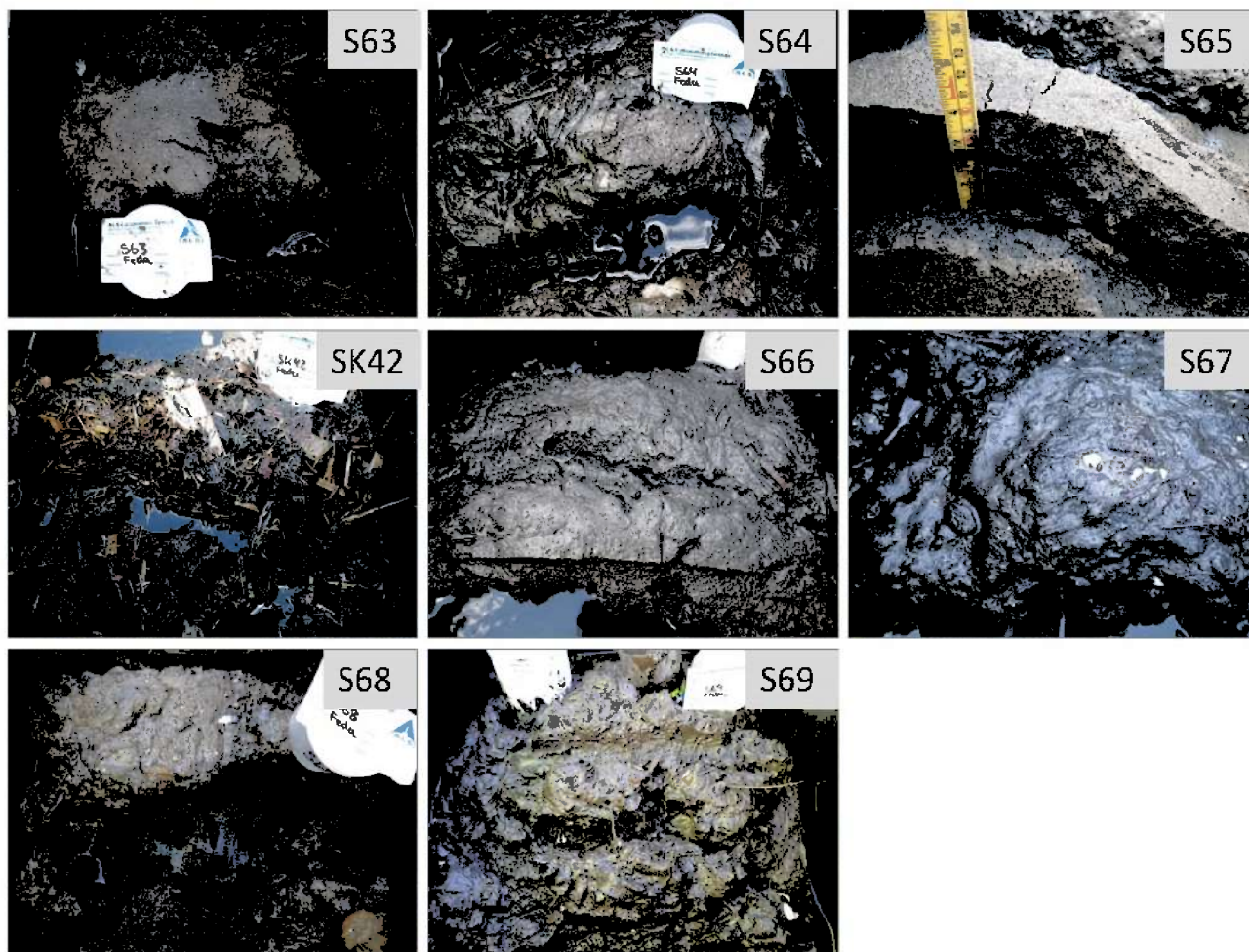
Tre av sedimentprøvene (S63, S64 og S65) ble tatt i kaiområdet til ENK. I dette området ble det observert sandige sedimenter i stasjon 63 og 64. I S65 var det opptil 5 cm lysegrå sand øverst med mudder under. Dette tyder på at det er en del tilførsel av sand fra land ved kaiområdet f.eks fra overflateavrenning og støving. Like ved kaiområdet lagres det hauger med slagg nedknust i ulike fraksjoner (Figur 10).



Figur 10 Slagg i ulike fraksjoner lagres ved kaien til ENK.

I området ellers ble det observert mer svart/mørkebrunt mudder og flis i sedimentet. I stasjon 42, 67 og 69 mellom Trælandsfos og Kleven brygger i Indrevika ble det observert mye treflis i sedimentet. I enkelte av grabbskuddene i stasjon 42 nærmest Trælandsfos var det så mye treflis at det ikke var hensiktsmessig å ta ut delprøver.

Det ble registrert  $H_2S$ -lukt i samtlige stasjoner i Indrevika, spesielt i stasjon 42 og 64. Bilder av sedimentet fra stasjonene i Indrevika er vist i Figur 11.



Figur 11 Foto av sediment i Indrevika

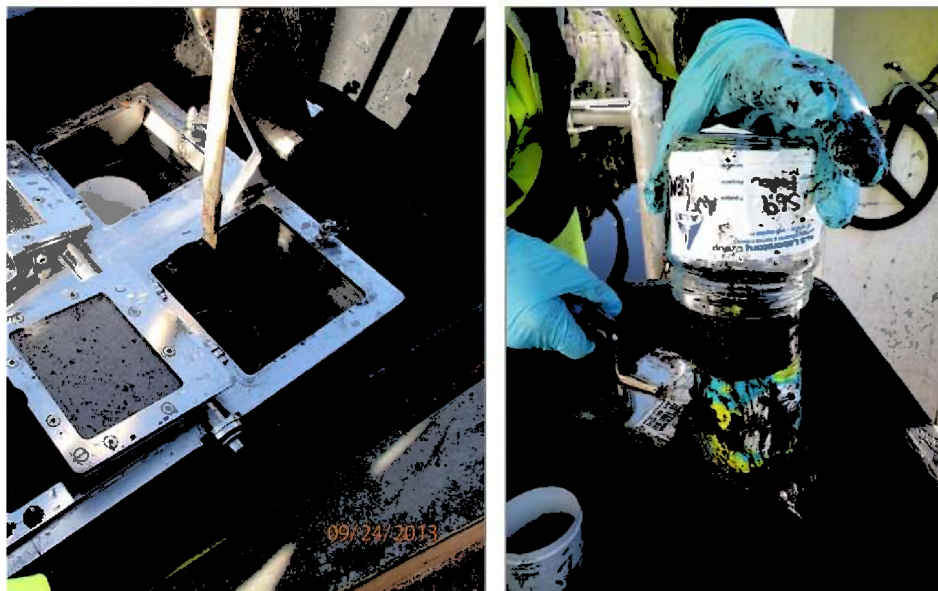
Ved 5 stasjoner ble det tatt ut sedimentprøver til analyse av metyl-kvikksølv (meHg) i topplaget i sedimentet og i overgangssonen til den anoksiske sonen. Overgangssonen ble bestemt ved måling av reduksjons-oksidasjonspotensial (redoks) som funksjon av dybde fra overflaten. Det ble samtidig målt pH. I samme stasjoner ble det også tatt ut sedimentprøve til analyse av AVS/SEM og alkylerte PAHer.

Til måling av redoks og pH ble det benyttet et måleinstrument av typen *Hanna HI 98121*. Måleinstrumentet ble rensert og kalibrert før bruk. Målingene ble gjort gjennom observasjonsslukene i grabben. pH og redokspotensial ble avlest ved stabile verdier ved 1, 3, 6, 9 og 12 cm dybde i sedimentet (figur 12). Redokspotensialet i de undersøkte stasjonene var lavt, men det ble stort sett målt høyere redokspotensial i overflaten av sedimentet enn i tilsvarende målinger i Flekkefjord og i de fleste undersøkte områder i indre Stavangerfjord i 2013 (COWI/NGI, 2013). Målingene viser at forholdene i overflaten av sedimentet er reduserende med forholdsvis lite oksygen til stede. Redokspotensialet synker som forventet i dybden. I alle stasjonene ble overgangen ansett å være størst fra 1 - 3 cm. Det ble derfor tatt ut prøver fra 0-1 cm og fra 1 – 6 cm. Resultater fra målingene er gitt i Tabell 9.

Tabell 9 Måling av redokspotensial og pH i sediment.

Dyp (cm)	Redoks (mV)					pH				
	SK42	S63	S66	S67	S69	SK42	S63	S66	S67	S69
1	-140	-156	-106	-99	-136	6,86	7,72	7,5	6,52	7,22
3	-269	-202	-172	-131	-146	6,97	7,73	7,5	6,54	7,24
6	-328	-252	-319	-150	-170	7,07	7,76	7,52	6,66	7,24
8	-338					7,16				
9		-259	-349	-167	-202		7,76	7,52	7,05	7,28
11					-222					7,31
12			-411		-236			7,55		7,34

For prøvetaking til metylkvikksølv og AVS/SEM ble det benyttet sylindere med åpne ender som ble plassert i sedimentet gjennom observasjonsluker i grabben før den ble åpnet (figur 12). Det ble tatt ut prøve til analyse av meHg fra topplaget i sedimentet og i overgangssonen fra oksisk til anoksisk sediment. Plastbegerene med prøvemateriale som skulle analyseres for metylkvikksølv ble fylt helt opp for å minimere kontakt med luft.



Figur 12 Måling av redokspotensial (t.v.) og uttak av prøvemateriale til AVS/SEM-analyse (t.h.).

Ved uttak av sedimentmateriale til AVS/SEM er det som beskrevet i USEPA (2005) viktig å hindre at AVS i sedimentprøven oksiderer før analysen gjøres. Det ble tatt hensyn til dette ved å minimere kontakt mellom prøven og luft under prøvetaking og pakking av prøven. En murerkje ble benyttet for å løfte sylindren med prøvemateriale opp (Figur 12). Prøveglasset ble deretter plassert over sylindren, og sylindren snudd opp-ned i glasset. Glasset ble dunket forsiktig mot gulvet i båten mens prøvematerialet seg ned i glasset, til glasset var helt fullt. Det ble teipet rundt kanten av lokket.

### 4.3 Prøvetaking av biota

Det ble observert marint liv i sedimentet i alle sedimentstasjonene. I et område rundt stasjon S69 ble det samlet inn bunndyr til analyse. Innsamlingen ble gjort i to omganger, ettersom det ved første innsamling ikke ble funnet nok bunndyr til å utføre alle analysene som var ønsket. Innsamlingen ble gjort med Van-veen grabb. Sedimentene i grabben ble overført til en sikt og finstoff ble vasket ut av sikten med sjøvann inntil bunndyrene ble overført til en bøtte med rent sjøvann. Etter ca. 3 timer ble bunndyrene overført til et prøveglass. Det ble gjort en grov artsbestemmelse av bunndyrene. Identifiserte arter og et bilde av bunndyrene er gitt i Figur 13.



Figur 13 Bunndyrprøve fra stasjon 69 i Indrevika (2013-10-14)

Det ble fanget torsk i Indrevika og Breivika. Torsken ble fanget i januar 2014. Det ble plukket ut 8 individer fra Breivika og 7 individer fra Indrevika som ble målt og veid og opparbeidet for analyse av blandprøver av filet og lever. Både i Breivika (fisk 7 og 8) og Indrevika (fisk 5 og 6) var det 2 hyser som ikke er med i innsendt prøvemateriale. Disse prøvene er fryst ned for evt. senere analyse. Et bilde av individene er gitt i Figur 14.



Figur 14 Torsk fanget i Indrevika og Breivika (t.v.), filet og lever av torsk fanget i Indrevika og Breivika (t.h.)

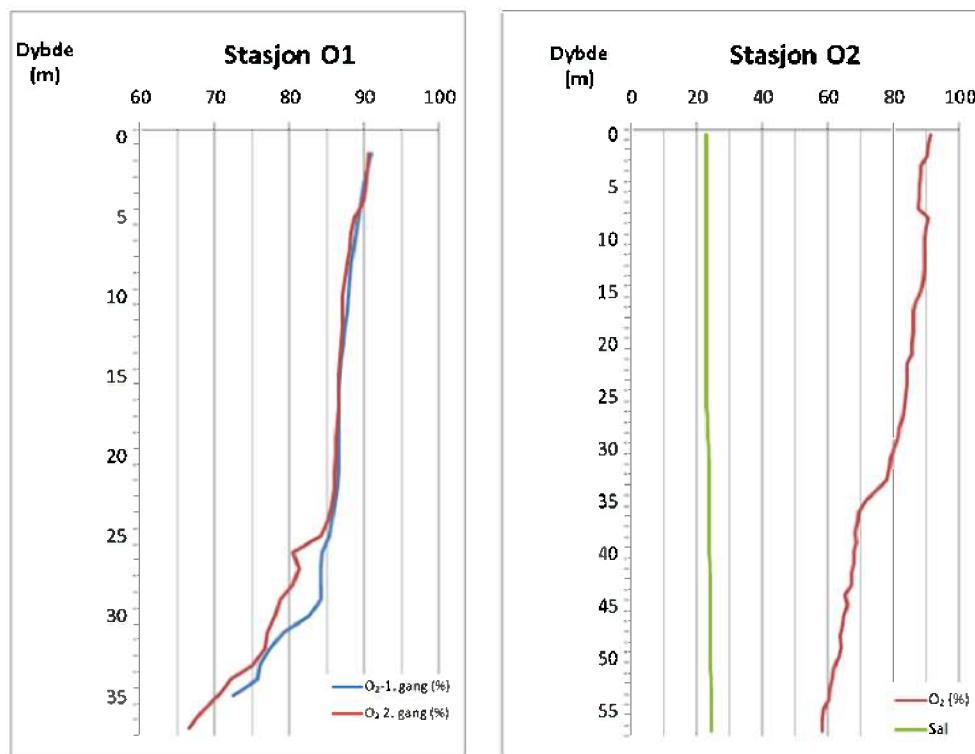
#### 4.4 Oksygenmålinger i vannsøylen

Oksygen, temperatur og salinitet i vannsøylen ble målt nord i Indrevika mellom Trælandsfos og ENK AS (O1) og på det dypeste stedet innenfor tiltaksområdet i Indrevika (O2) angitt i Figur 8. Det ble brukt et YSI 600 OMS måleinstrument. Resultatene fra målingene er gitt i Figur 15.

I O1 ble det målt noe lavere oksygen fra 25 m. Dette kan skyldes lagdeling i vannmassene pga. salinitetsforskjeller. Oksygeninnhold på bunnen var over 60 %, noe som er bra kvalitet. Det ble ikke observert stor temperaturforskjell mellom vann i overflaten og på bunnen ( $\bar{\Delta}t = 0,6 \text{ } ^\circ\text{C}$ ).

I O2 fulgte oksygenivået salinitetskurven. Kurvene har en knekk på ca. 34 m som tyder på en lagdeling.





Figur 15 Målinger av oksygen og salinitet i Indrevika

## 4.5 Måling av sjøvannskonsentrasjoner

Det ble satt ut 4 passive prøvetakere over en periode på 3 uker (fra 14. oktober til 4. november) for å måle kvaliteten i sjøvannet ca. 1 m over bunnen. De passive prøvetakerne absorberer sjøvann tilsvarende et analysevolum på ca. 200 liter.

Organiske miljøgifter måles med SPMD, som består av en tynn slange av polyetylen som er fylt med et lipid/fettforbindelse (triolein). Prøvetakerne tar opp fettløselige organiske miljøgifter som er løst i vann (ikke partikkelbundet) ved at den løste fraksjonen diffunderer gjennom plastmembranen og akkumuleres i fett.

Metaller måles med DGTer som er basert på prinsippet om at metallioner og svakt bundete metallkomplekser diffunderer gjennom en gel av kjent tykkelse og akkumuleres i et ionebyttemateriale (Chelex) i løpet av måleperioden.

Oppsett for passive prøvetakere med DGT for metaller og SMPD for organiske miljøgifter er vist i Figur 16.



Figur 16 Oppsett for passive prøvetakere.

## 4.6 Konservering

Alt prøvematerialet ble umiddelbart etter emballering merket/kontrollert mht. stasjonsnummer. All prøveemballasjen for sedimentanalyser var tilsendt fra laboratoriet ALS Laboratory Group Norway AS, hvor prøvene skulle analyseres. For de passive prøvetakerne ble originalemballasjen gjenbrukt og prøvene analysert ved laboratoriet Exposmeter AB.

Etter endt arbeidsdag ble sedimentprøvene oppbevart i kjøleskap inntil forsendelse til laboratoriet. Blandprøve til helsediment, biota og passive prøvetakere ble frosset før innsending. Alle prøvene ble sendt slik at de ankom laboratoriet senest 1 uke etter prøvetaking.

## 5 Analyseresultater 2013

### 5.1 Standard sedimentanalyser iht. TA 2802

Et utvalg av de viktigste analyseresultatene fra prøvetaking av sediment i Indrevika og Breivika i Fedafjorden er vist i Tabell 11. Analyseresultatene er farget etter tilstandsklasser for miljøkvalitet i sedimenter slik det er definert i Miljødirektoratets veileder Klassifisering av miljøgifter i fjorder og kystfarvann (Miljødirektoratet, 2007). En forklaring av tilstandsklassene er gitt i Tabell 10. Fullstendige analyserapporter er gitt i vedlegg A. Temakart som viser lokaliteter og konsentrasjoner av et utvalg miljøgifter, er gitt i figur 17.

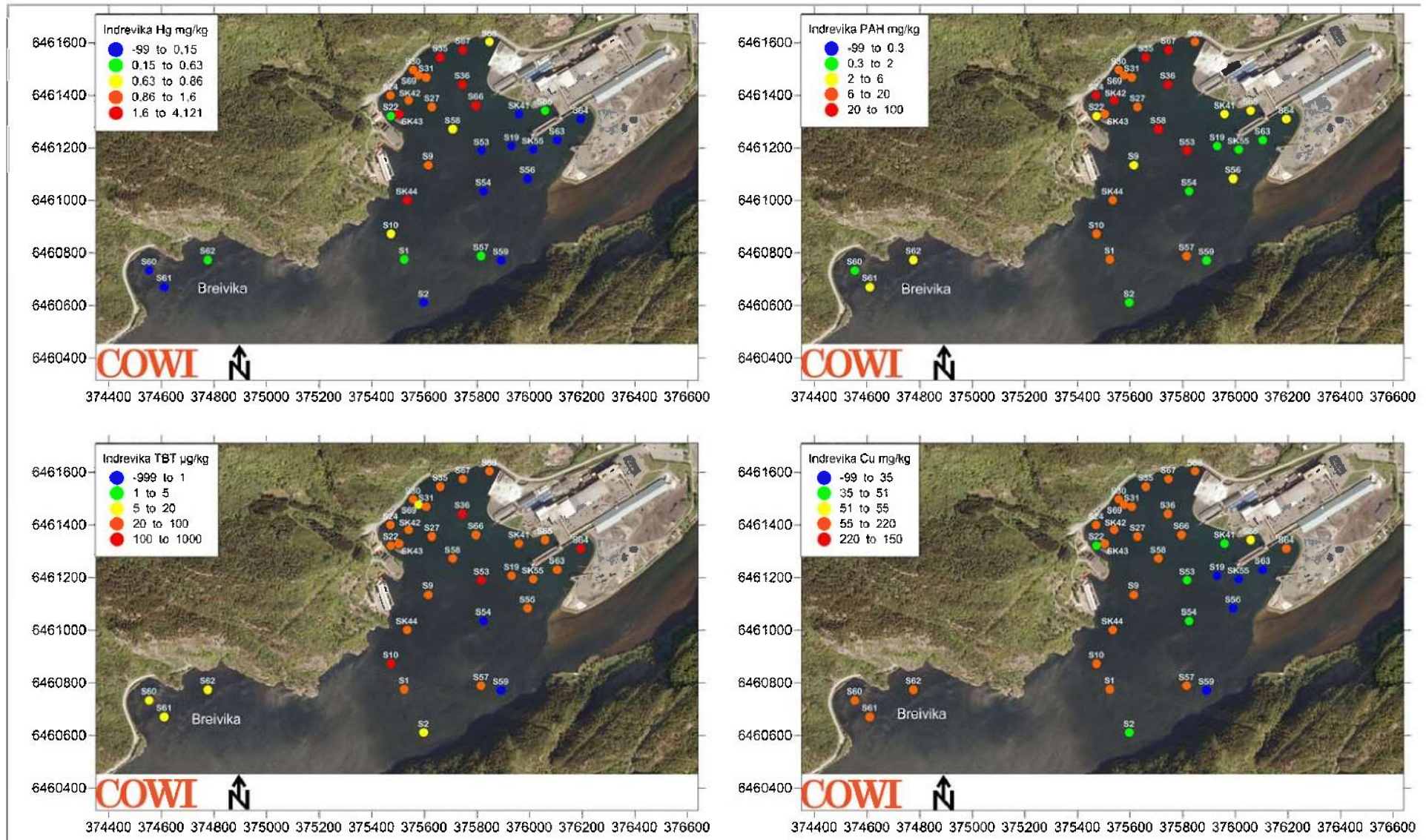
Tabell 10 Tilstandsklasser for sediment (Miljødirektoratet, 2007)

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Beskrivelse av tilstand	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Bakgrunnsnivå	QS <sub>saltwater</sub> , PNEC	MAC-QS, PNEC <sub>intermittent</sub>	PNEC <sub>intermittent</sub> x (2-10)	Ingen øvre grense
Effekt på vann-/sedimentlevende organismer	Ingen toksiske effekter	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter

Tabell 11 Resultater fra kjemiske analyser av sediment, 2013

Stasjon	Enhet	S60	S61	S62	S63	S64	S65	S66	S67	S68	S69	SK42
<b>Prøvetakingsår</b>		2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013
<b>Dybde</b>	m	45	50	60	12	12	8,5	31	34	20	30	33
<b>Kornstørrelse &lt;2 µm</b>	(%)	4,2	1,9	1	0,3	1	0,2	1	1,6	0,6	1,5	1,2
<b>TOC (totalt organisk karbon)</b>	(% TS)	3,34	4,45	6,06	5,35	5,53	4,43	6,49	6,99	5,93	6,23	17,5
<b>Tungmetaller</b>												
Arsen, As	mg/kg TS	16,5	26,8	29	6,82	23,8	12,9	47,5	44,3	11,7	24,6	31,7
Bly, Pb	mg/kg TS	44,6	69,1	63,2	16,5	34,5	35,2	223	184	36,7	90,8	157
Kobber, Cu	mg/kg TS	83,6	109	94,8	34,3	67,9	52,9	74,4	110	56,8	114	141
Krom, Cr	mg/kg TS	17,7	21,1	19,8	7,9	18,6	12,2	13,2	22,7	10,5	24,9	26,4
Kadmium, Cd	mg/kg TS	0,34	1,12	1,46	0,47	0,91	0,95	25,7	13,3	1,78	5,41	12,5
Nikkel, Ni	mg/kg TS	14,4	15	15,5	10,1	33,6	18,3	14,8	17,3	9,8	18,5	20,6
Sink, Zn	mg/kg TS	113	141	133	61	135	110	1160	635	134	291	592
Kvikksølv, Hg	mg/kg TS	<0.20	<0.20	0,37	<0.20	<0.20	0,3	2,38	1,63	0,8	0,92	1,55
Metylkvikksølv (meHg)	µg/kg TS	i. a.	i. a.	i. a.	*	i. a.	i. a.	*	*	i. a.	*	*
<b>PAH forbindelser</b>												
Naftalen	mg/kg TS	0,012	0,011	0,011	<0,010	0,024	0,011	0,025	0,029	<0,010	0,015	0,033
Acenaftylen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,024	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Acenaften	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,063	0,016	0,01	0,013	<0,010	<0,010	0,013
Fluoren	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,053	0,011	0,064	0,024	<0,010	<0,010	0,022
Fenantren	mg/kg TS	0,044	0,06	0,04	0,081	0,369	0,131	1,54	0,402	0,104	0,124	0,243
Antracen	mg/kg TS	0,012	0,015	0,012	0,021	0,089	0,039	1,45	0,156	0,04	0,05	0,098
Fluoranten	mg/kg TS	0,053	0,109	0,041	0,092	0,457	0,151	4,31	0,393	0,207	0,201	0,66
Pyren	mg/kg TS	0,049	0,108	0,051	0,089	0,314	0,134	7,48	0,779	0,212	0,433	0,67
Benzo(a)antracen	mg/kg TS	0,057	0,11	0,061	0,089	0,417	0,225	13,9	0,76	0,286	0,238	0,662
Krysen	mg/kg TS	0,067	0,138	0,052	0,109	0,417	0,219	14,4	1,69	0,32	0,657	1,14
Benzo(b)fluoranten	mg/kg TS	0,358	0,588	0,554	0,421	0,745	0,761	20,8	10,8	1,43	3,38	8,2
Benzo(k)fluoranten	mg/kg TS	0,178	0,332	0,322	0,189	0,38	0,43	8,84	5,45	0,602	1,53	3,93
Benzo(a)pyren	mg/kg TS	0,182	0,382	0,331	0,243	0,528	0,493	21	9,39	0,926	2,51	5,97
Indeno(1,2,3,cd)pyren	mg/kg TS	0,375	0,514	0,561	0,233	0,557	0,608	9,79	8,74	1,17	2,12	5,64
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg TS	0,077	0,109	0,124	0,05	0,126	0,124	3,38	1,94	0,285	0,623	1,5
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg TS	0,417	0,598	0,54	0,235	0,602	0,536	12,1	8,26	1,16	2,49	5,58
Sum PAH(16)	mg/kg TS	1,88	3,07	2,7	1,85	5,14	3,89	119	48,8	6,74	14,4	34,4
Sum PAH carcinogene	mg/kg TS	1,29	2,17	2,01	1,33	3,17	2,86	92,1	38,8	5,02	11,1	27
<b>Andre stoffer</b>												
Sum PCB <sub>7</sub>	mg/kg TS	i. p.	0,00072	i. p.	i. p.	0,00499	i. p.	i. p.	0,0009	0,00078	0,00075	0,0032
Tributyltinnkation (TBT)	µg/kg TS	9,44	14,5	13,6	34,5	111	30,5	50,7	43,7	60,5	16,1	59,3

\* Analyse av metylkvikksølv finnes i Tabell 16



Figur 17 Konsentrasjoner av Kvikksølv, PAH, TBT og kobber i Indrevika og Breivika klassifisert iht. TA 2229/2007. Alle eksisterende prøver er vist.

### 5.1.1 Breivika

Det er påvist kobber i tilstandsklasse IV og enkelte tyngre PAH-forbindelser opp til tilstandsklasse V i sedimentene i Breivika. Sum PAH er påvist i tilstandsklasse III ved to stasjoner og i tilstandsklasse II ved én stasjon. TBT er påvist i tilstandsklasse III i alle stasjonene. Ellers er det kun påvist forurensning i tilstandsklasse II og lavere i Breivika.

### 5.1.2 Indrevika

Området utenfor kaianlegget til ENK AS (stasjon 63, 64 og 65) har lavere forurensningsgrad enn området nord i Indrevika mellom Trælandsfos og Kleven brygger. Sedimentet utenfor kaianlegget er spesielt forurenset med TBT, opp til tilstandsklasse V, og kobber (opp til tilstandsklasse IV) som sannsynligvis stammer fra skipstrafikken i området. Det er også påvist forurensning av enkelte PAH-er opp til tilstandsklasse V, mens sum PAH er påvist opp til tilstandsklasse III. Ellers er det kun påvist forurensning i tilstandsklasse II og lavere utenfor kaianlegget.

I området mellom Trælandsfos og Kleven brygger (stasjon 66, 67, 68, 69 og SK42) er det påvist høye konsentrasjoner av bly (opp til tilstandsklasse IV), kadmium (opp til tilstandsklasse IV), kobber (opp til tilstandsklasse IV), kvikksølv (opp til tilstandsklasse V), sink (opp til tilstandsklasse IV), PAH (opp til tilstandsklasse V) og TBT (opp til tilstandsklasse IV).

Sedimentprøvene som ble tatt i 2013 ble tatt fra øverste 10 cm av sedimentet, mens prøvene fra 2010, med unntak av kjerneprøvene, ble tatt av øverste 2 cm. Prøvetakingsmetodikken er derfor ulik. Resultater fra analyse av kjerneprøver i 2010 viser imidlertid at forurensningsgraden er like høy 25 cm ned i sedimentet som i de øverste 2 cm. Resultatet av de to undersøkelsene anses derfor likevel å være sammenlignbare. Forurensningstilstanden som er påvist i sedimentene nord i Indrevika i 2013 (inkludert i stasjon 42 som er reprøvetatt) samsvarer med forurensningstilstanden som ble påvist i undersøkelsen i samme område fra 2010. Det er ikke tidligere tatt prøver i området utenfor kaianlegget til ENK AS.

## 5.2 AVS/SEM-analyser

Anaerob nedbrytning av organisk materiale i porevann i sediment vil medføre dannelse av sulfider. Jern og andre metaller danner tungtløselige mineraler med sulfid. Sulfidmineraler har svært lav løselighet i vann og gjør at metaller bundet i disse er svært lite tilgjengelig for utlekking til vann under anareobe forhold og dermed opptak i organismer i og over sedimentet. Ved vurdering av miljørisiko knyttet til metaller er det derfor viktig å ta hensyn til i hvilken grad metallene er bundet i sulfider.

Ved tilførsel av oksygen til sediment hvor metaller er bundet til sulfider kan oksidasjonsprosesser medføre at metallene igjen blir tilgjengelige for utlekking til vannfasen. Stabilisering av metaller i sulfider er derfor mest effektivt når sedimentene ligger i ro på sjøbunnen og tilførselen av oksygen er begrenset.

Fysiske forstyrrelser av sedimentet som medfører tilførsel av oksygen, slik som oppvirvling eller mudring, kan derfor være med på å mobilisere tungmetaller som ellers ville vært sterkt bundet til sulfid.

I Fedafjorden er mengden syreløselig sulfid i sedimentet (AVS) og mengden metaller (kadmium, kobber, bly, kvikksølv, nikkel og sink) ekstrahert med samme syre (SEM) målt ved fem stasjoner. Mengden sulfid (mol) er sammenlignet med mengden ekstraherbare metaller (mol) for å anslå toksisiteten til metallforurensningen i sedimentet. En tommelfingerregel er at dersom mengden sulfid er større enn mengden ekstraherbare metaller ( $AVS/SEM > 1$ ) er det nok sulfid i sedimentet til å binde tungmetallene, og dermed er toksisiteten lav.

I henhold til rapport 600-R-02-011 (USEPA, 2005) av USEPA (United States Environmental Pollution Agency), kan i tillegg beregningene (1-3) under brukes for å si noe om et sediments toksisitet på bakgrunn av AVS/SEM-målinger, kombinert med måling av TOC. Kriteriet gjelder for sedimenter med 0,1  $\mu\text{mol}$  AVS/g sediment eller mer. SEM beskrevet i USEPA-dokumentet er noe forskjellig fra det som er målt her ved at Kvikksølv (Hg) ikke er inkludert, men i stedet sølv (Ag). Det vurderes likevel at metoden kan anvendes på målingene gjort i Fedafjorden.

1) Ethvert sediment hvor følgende kriterium er oppfylt utgjør sannsynligvis en lav risiko for negative biologiske effekter som følge av eksponering for kadmium, kobber, bly, nikkel og sink:

$$\frac{SEM - AVS}{f_{oc}} < 130 \mu\text{mols}/g_{oc}$$

2) Ethvert sediment hvor følgende kriterium er oppfylt kan ha negative biologiske effekter på grunn av eksponering for kadmium, kobber, bly, nikkel eller sink:

$$130 \mu\text{mols}/g_{oc} < \frac{SEM - AVS}{f_{oc}} < 3000 \mu\text{mols}/g_{oc}$$

3) I ethvert sediment hvor følgende kriterium overskrides kan det forventes negative biologiske effekter på grunn av eksponering for kadmium, kobber, bly, nikkel eller sink:

$$\frac{SEM - AVS}{f_{oc}} > 3000 \mu\text{mols}/g_{oc}$$

Resultatene for sulfid og metaller målt ved AVS/SEM er gitt i Tabell 12. Resultater for fraksjon TOC er også gitt i tabellen. EPAs kriterier for risiko og forholdet AVS/SEM er beregnet både på bakgrunn av SEM-eluat og på bakgrunn av målte totalkonsentrasjoner av metall i sediment ved standard analysemetode (Tabell 11). Beregningene med utgangspunkt i metallkonsentrasjonen i SEM-eluatet er markert med <sup>(1)</sup>, mens beregningene med utgangspunkt i totalkonsentrasjonen av metaller ved standard analysemetode er markert med <sup>(2)</sup>.

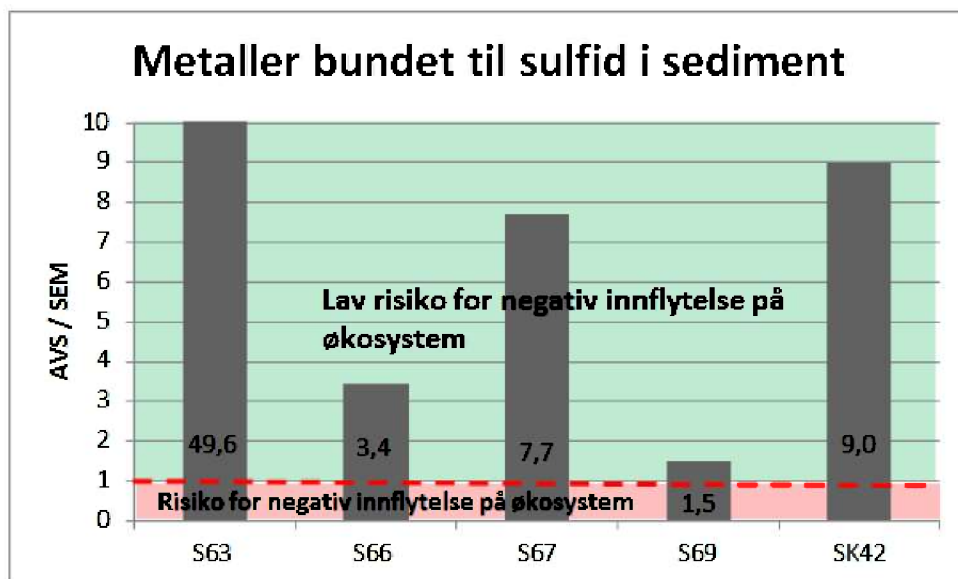
Tabell 12 Resultater fra analyser av AVS og SEM, inkl. TOC.

Parameter	Enhet	S63	S66	S67	S69	SK42	Kriterier for lav økologisk risiko
Tørrestoff (C)	%	50,70	36,20	25,30	23,50	23,30	
TOC	% TS	5,35	6,49	6,99	6,23	17,50	
Acid Volatile Sulphides	µmol/g TS	55,80	76,70	72,10	11,00	69,10	
SEM-eluat							
Cd-ekstraherbart (Kadmium)	µmol/g TS	<0,0050	0,26	0,09	0,07	0,08	
Cu-ekstraherbart (Kobber)	µmol/g TS	0,01	<0,020	<0,030	<0,030	<0,020	
Pb-ekstraherbart (Bly)	µmol/g TS	0,09	0,94	0,83	0,58	0,57	
Hg-ekstraherbart (Kvikksølv)	µmol/g TS	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	
Ni-ekstraherbart (Nikkel)	µmol/g TS	0,12	0,01	<0,15	<0,15	<0,10	
Zn-ekstraherbart (Sink)	µmol/g TS	0,91	21,20	8,43	6,71	7,04	
Sum SEM	µmol/g TS	1,12	22,41	9,36	7,36	7,69	
AVS/SEM <sup>(1)</sup>	-	49,6	3,4	7,7	1,5	9,0	
AVS/SEM <sup>(2)</sup>	-	32,3	3,7	5,7	1,6	5,5	> 1
(SEM-AVS)/foc <sup>(1)</sup>	µmol/goc	-1022	-837	-898	-58	-351	<130
(SEM-AVS)/foc <sup>(2)</sup>	µmol/goc	-1011	-867	-849	-63	-323	<130

Det ble påvist sulfid i alle stasjonene. Konsentrasjonen av sulfid er noe lavere i S69 enn i resten av de målte punktene. Summen av ekstraherte metaller er klart høyest i S66 og lavest i S63. Andel metaller ekstrahert sammen med sulfidet, i prosent av totalkonsentrasjonen av metallene, var nær 100% for metallene bly, kadmium og sink. Dette stemmer godt med at disse metallene danner stabile sulfider. For kobber, kvikksølv og nikkel var SEM-andelen i gjennomsnitt 21% eller lavere. Særlig lav var andelen for kvikksølv som ikke var over rapporteringsgrensen på 0,00005 µmol/g i noen av ekstraktene og andelen av kobber som ikke var over rapporteringsgrensen i fire av fem stasjoner. Dette var overraskende da kvikksølv og kobber danner stabile sulfider. En mulig forklaring kan være at disse sulfidene er så stabile at disse ikke i samme grad som for de andre metallene blir ekstrahert med syreløsningen som er brukt her (6 M HCl).

Mengden AVS i sedimentet varierte fra 11 til 77 µmol/g TS og var større enn SEM ved samtlige stasjoner. (AVS/SEM>1). Forholdet AVS/SEM varierte fra 1,5 i stasjon 69 til 50 i stasjon 63. Samme forhold beregnet ved totalkonsentrasjoner av metaller var også høyere enn 1 ved alle stasjoner og varierte fra 1,6 i stasjon 69 til 32 i stasjon 63. Dette betyr at det er nok sulfid til å binde tungmetallene. Forholdet SEM-AVS/foc var også lavere enn grenseverdien på 130 µmol/goc ved alle stasjoner både beregnet fra SEM og fra totalkonsentrasjon av metaller. I henhold til EPAs rapport utgjør derfor sedimentene sannsynligvis en lav biologisk risiko, selv om det er påvist høye konsentrasjoner av bly, kobber, kadmium, kvikksølv og sink i sedimentene.





Figur 18 Figur som viser forholdet AVS/SEM ved stasjoner i Indrevika

### 5.3 Utvidete PAH-analyser

Det er påvist høye konsentrasjoner av PAH (målt som PAH-16) i sedimentene i Indrevika. Ved flere stasjoner er sum PAH-16 påvist i høyeste tilstandsklasse (tilstandsklasse V). De høyeste konsentrasjonene er funnet lengst nord og ca. midt i Indrevika. De tyngre PAH-forbindelsene benso(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren er påvist i tilstandsklasse IV eller V i samtlige prøver fra Indrevika.

PAH-forurensing består imidlertid av en rekke PAH-forbindelser i tillegg til de 16 som vanligvis analyseres. Sammensetningen av de ulike PAH-forbindelsene bestemmes i stor grad av kilden til forurensingen. Det er i denne undersøkelsen gjort en utvidet PAH-analyse for få et bedre grunnlag for å identifisere kildene til denne forurensingen og for å kunne benytte forbedrede og mer realistiske metoder for risikovurdering av økologisk risiko knyttet til PAH i sedimentet.

Alkylerte PAHer er en gruppe PAHer der alkylgrupper er substituert inn på ulike plasser på ringstrukturen i PAH-molekylet. PAHer fra pyrogene kilder (dannet ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale) inneholder som regel mindre enn 40% alkylerte PAHer, mens andelen alkyl-PAHer i PAH-forurensing fra petrogene kilder (PAHer som er dannet sammen med olje) kan være mer en 99% (Hawthorne, 2006). PAHer med en eller flere alkylgrupper har større fettløselighet enn ikke-alkylerte PAHer av samme type, og er derfor mer toksiske for økosystemet (Arp, 2011). Undersøkelser av alkylerte-PAH forbindelser i PAH-forurensede områder kan derfor både brukes for å vurdere om kilden er petrogen eller pyrogen og for å kunne gjøre en bedre toksisitetsvurdering av forurensingen. En slik vurdering ble gjort i forbindelse med risikovurdering av forurensede sedimenter i Stavanger i 2013 (COWI/NGI, 2013). Metodikken for å vurdere kilder og toksisitet av alkylerte PAH er gjort på tilsvarende måte i denne rapporten.

For å kunne vurdere risiko knyttet til alkyl-PAHer i sediment har amerikanske Environmental Protection Agency (USEPA) gjort et utvalg av 18 prioriterte ikke-

alkylerte PAHer og 16 alkylerte-PAHer, kalt EPA-34 (USEPA, 2003). Dette er et utvidet utvalg sammenlignet med de 16 ikke-alkylerte PAHer, EPA-16, som det vanligvis undersøkes for i Norge.

Sedimentprøvene er analysert for 52 ulike PAH-forbindelser (PAH-52). Disse 52 PAH-forbindelsene inkluderer EPA-34 og PAH-16. Resultatene for alle forbindelsene er vist i Tabell 13. PAH-forbindelser som inngår i EPA-34 er markert med grå bakgrunn.

Resultatene viser at:

- Andelen alkylerte PAH-forbindelser er lav og varierer fra 11 – 20 % av total PAH-52.
- PAH-16 utgjør 69 – 76 % av total PAH-52.
- EPA-34 utgjør fra 90 – 93 % av total PAH-52.
- Det er en pyrogen kilde til PAH-forbindelsene

Tabell 13 Analyseresultater 52 ulike PAH-forbindelser

Parameter	Enhet	S63	S66	S67	S69	SK42
Tørstoff (C*)	%	51,3	41,4	24,9	32,4	22,5
Acenaften	mg/kg TS	0,010	0,024	0,021	0,013	0,021
Acenaftylen	mg/kg TS	<0,0050	0,1	0,0	0,0	0,0
Akridin	mg/kg TS	0,005	0,83	0,26	0,081	0,14
Antracen	mg/kg TS	0,019	2,1	0,34	0,13	0,25
Benso(a)antracen^	mg/kg TS	0,080	13	0,89	0,30	0,88
Benso(a)pyren^	mg/kg TS	0,15	15	8,5	1,8	4,7
Perylen	mg/kg TS	0,048	4,6	0,83	0,18	1,4
Benso(e)pyren	mg/kg TS	0,15	13	8,2	1,7	5,0
Benso(b+j)fluoranten^	mg/kg TS	0,27	24	14	3,1	8,4
Benso(k)fluoranten^	mg/kg TS	0,086	7,2	3,7	1,0	2,4
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,16	12	9,4	1,8	4,6
Bifenylyl	mg/kg TS	<0,010	0,030	0,034	0,012	0,028
C2-benso(a)antracen/krysen	mg/kg TS	<0,040	0,77	0,27	0,19	<0,40
C2-bensofluoranten/bensopyren	mg/kg TS	<0,040	1,0	<0,48	0,16	<0,40
C2-bifenylyl	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	<0,040
C2-dibensotiofen	mg/kg TS	<0,040	0,068	<0,048	<0,040	0,068
C2-fluoren	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	<0,040
C2-naftalen	mg/kg TS	<0,040	0,080	0,10	0,062	0,16
C2-fenantren/antracen	mg/kg TS	<0,040	0,40	0,17	0,13	0,26
C3-dibensotiofen	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	0,051
C3-naftalen	mg/kg TS	<0,040	0,052	0,067	0,049	0,12
C3-fenantren/antracen	mg/kg TS	<0,040	0,32	0,088	0,10	0,16
C4-dibensotiofen	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	0,12
C4-naftalen	mg/kg TS	<0,040	<0,040	0,051	0,042	0,084
C4-fenantren/antracen	mg/kg TS	<0,040	0,22	0,22	0,24	0,30
C3-benso(a)antracen/Krysen	mg/kg TS	<0,040	<0,40	0,15	0,087	<0,40
C4-benso(a)antracen/krysen	mg/kg TS	<0,040	<0,40	<0,048	<0,040	<0,40
Krysen^	mg/kg TS	0,057	12	1,2	0,29	0,45
Dibenso(ah)antracen^	mg/kg TS	0,045	3,0	1,9	0,36	1,1
Dibensotiofen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	0,056	0,022	0,049
Fluoranten	mg/kg TS	<0,005	6,4	1,0	0,47	1,0
Fluoren	mg/kg TS	0,009	0,12	0,059	0,022	0,047
Indeno(123cd)pyren^	mg/kg TS	0,15	12	8,7	1,7	4,3
C1-benso(a)antracen/krysen	mg/kg TS	<0,040	2,9	0,68	0,26	0,72
C1-bensofluoranten/bensopyren	mg/kg TS	0,10	6,3	3,8	0,79	2,2
C1-acenaften	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	<0,040
C1-bifenylyl	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	<0,040
C1-dibensotiofen	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	<0,040
C1-fluoranten/pyren	mg/kg TS	0,053	5,2	0,74	0,40	0,59
C1-fluoren	mg/kg TS	<0,040	0,065	<0,048	<0,040	<0,040
1-metylnaftalen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	0,016	<0,010	0,013
2-metylnaftalen	mg/kg TS	0,005	0,025	0,033	0,013	0,029
C1-fenantren/antracen	mg/kg TS	<0,040	1,2	0,21	0,11	0,20
Naftalen	mg/kg TS	0,006	0,049	0,055	0,020	0,044
Fenantren	mg/kg TS	0,052	1,9	0,60	0,19	0,38
Pyren	mg/kg TS	0,11	<0,0050	1,4	0,67	1,0
Kinolin	mg/kg TS	<0,0050	0,019	0,013	0,006	<0,0050
C2-fluoranten/pyren	mg/kg TS	<0,040	1,3	0,32	0,23	0,23
C3-fluoranten/pyren	mg/kg TS	<0,040	0,074	0,12	0,10	0,086
C3-fluoren	mg/kg TS	<0,040	<0,040	<0,048	<0,040	<0,040
C4-fluoranten/pyren	mg/kg TS	<0,040	0,33	0,076	0,065	0,10
Reten	mg/kg TS	0,014	0,072	0,22	0,24	0,30
<b>Total sum PAH (52 stk)</b>	mg/kg TS	<b>1,6</b>	<b>147</b>	<b>69</b>	<b>17</b>	<b>42</b>
<b>Sum Alkyl PAH</b>	% av PAH-52	<b>11 %</b>	<b>14 %</b>	<b>11 %</b>	<b>20 %</b>	<b>14 %</b>
<b>Sum PAH-16</b>	% av PAH-52	<b>76 %</b>	<b>73 %</b>	<b>76 %</b>	<b>69 %</b>	<b>70 %</b>
<b>Sum PAH-34</b>	% av PAH-52	<b>92 %</b>	<b>93 %</b>	<b>93 %</b>	<b>90 %</b>	<b>92 %</b>

### 5.3.1 Toksisitetsvurdering

USEPA har utviklet en metode for å vurdere miljørisiko knyttet til EPA-34 PAHene ("Equilibrium Sediment Benchmark" (ESB)). Metoden beregner risiko på bakgrunn av konsentrasjonen av fritt-løst PAH i likevekt med sediment.

Trinnene i denne vurderingen er:

a) kvantifisere fritt-løste porevannskonsentrasjon,  $C_w$ , ved likevekt for alle 34 PAH-forbindelsene. Dette kan gjøres ved direkte måling av porevann, som anses å være den beste metoden, eller beregnes fra sedimentkonsentrasjon,  $C_{sed}$ , ved hjelp av mengde fraksjon av total organisk karbon (TOC) i sediment,  $f_{TOC}$ , og fordelingskoeffisienten til TOC,  $K_{TOC}$ :

$$C_w (\mu\text{g L}^{-1}) = C_{sed} / (f_{TOC} K_{TOC}) \quad (5.1)$$

b) basert på  $C_w$ , beregnes toksisitet som toksisitetenheter (TU) ved bruk av "Final Chronic Values" (FCV). FCV tilsvarende den høyeste konsentrasjonen av de ulike enkelt-PAHene i vann som ikke gir negativ effekt på økosystemet.

$$C_w (\text{TU}) = C_w (\mu\text{g L}^{-1}) / \text{FCV} (\mu\text{g L}^{-1}) \quad (5.2)$$

c) summere TU for hvert enkelt PAH og alkylerte-PAH. En total TU på 1,0 eller høyere antyder at det er en høy risiko for negativ effekt i bentisk miljø (mindre enn 20% overlevelse av bentisk fauna) på grunn av PAH-forgiftning. Jo mer TU overskrider 1,0, desto større sannsynlighet er det for negativ effekt.

$K_{TOC}$  og FCV for hele EPA-34 listen finnes i USEPA (2003). Iht. undersøkelser av NGI er fordelingskoeffisientene for organisk karbon ( $K_{TOC}$ ) i dokumentet til USEPA (2003) svært konservative. Mer realistiske verdier for  $K_{TOC}$  som også kan brukes for å estimere risiko er gitt i Arp (2011). Summen av beregnede toksisitetenheter på bakgrunn av analyse av PAH-34 og  $K_{TOC}$  oppgitt av USEPA er vist i nest siste kolonne i Tabell 15.

Det finnes også en metode for å estimere TU for EPA-34 når bare EPA-16 bli målt. Metoden er beskrevet i Arp (2011) og vist i ligning 5.3.

$$\log C_{pw,EPA-34} (\text{TU}) = 1.09 \log \left( \frac{C_{sed, pyrene} (\mu\text{g} / \text{g})}{f_{TOC} K_{TOC} \text{FCV}} \right) - 0.57 \log W_{EPA-16} + 1.83 \quad (5.3)$$

$W_{EPA-16}$  er en "forvittringsindeks" (ligning 5.4), som beskriver hvor mye PAH-forbindelser med to eller tre ringer (som er mest biotilgjengelig) som er desorbent i forhold til tunge PAH-forbindelser, som har 4 – 6 ringer.

$$W_{EPA-16} = \sum C_{sed} (4-6 \text{ ring PAH}) / \sum C_{sed} (2-3 \text{ ring PAH}) \quad (5.4)$$

En generell trend, fra ligning 5.4, er at jo større  $W_{EPA-16}$  er, desto mindre er biotilgjengeligheten og dermed toksisiteten til PAH-forurensningen. Det kan også beregnes en forvittringsindeks ( $W_{EPA-34}$ ) for EPA-34 PAHer. Det er typisk at en forurensing fra et metallsmelteverk (en typisk pyrogen kilde) har en  $W_{EPA-34}$  større en 3. PAH fra petrogene kilder eller andre pyrogene kilder vil kun ha en forvittringsindeks større en 3 hvis sedimentet er svært forvitret og mye av de mest tilgjengelige PAHene har lekket ut.

Toksisitetsenheter fra PAH i porevann er beregnet ved bruk av metoden i ligning 5.2 for stasjon 42, 63, 66, 67 og 69 og ved bruk av metoden i ligning 5.3 for samtlige stasjoner prøvetatt i 2010 og 2013 i Breivika og Indrevika. Resultatene er vist i siste kolonne i Tabell 15. Resultatene viser at én stasjon, 66, er beregnet å være toksisk for bentisk fauna mhp. PAH i porevann. Stasjon 67 er også nært grensen og det antas derfor også her å være en fare for at porevannet er toksisk for bentisk fauna. Ellers er ingen av stasjonene beregnet å medføre toksiske konsentrasjoner i porevann hverken med bruk av metoden i 5.2 eller 5.3.

### 5.3.2 Kildevurdering

Analysene av PAHer i samtlige stasjoner, samt alkyl-PAHer og alkyl-dibensotiofener (DBT) i 5 utvalgte stasjoner kan i tillegg til andel alkyl-PAHer brukes til å vurdere sannsynlige kilder for den forurensningen som er funnet i sedimentet. Forurensing fra petrogene kilder (for eksempel fra rå-olje) og pyrogene kilder (for eksempel, fra vedfyring, sot fra dieselmotorer eller industri slik som aluminiumssmelteverk) har forskjellige forhold mellom innhold av olje, PAH, alkyl-PAH og alkyl-dibensotiofener (DBT). Forholdet mellom ulike enkeltstoffer (indekser) kan brukes til å vurdere om kilden til forurensningen har pyrogent eller petrogent opphav. Indeksene gir ikke alene et entydig svar på kilden til PAH-forurensningen fordi det relative innholdet av enkeltforbindelser kan variere innenfor forurensing fra samme type kilde. Innholdet av enkeltforbindelser kan også variere med tid fordi desorpsjon og mikrobiologisk aktivitet reduserer de mest løselige forbindelsene mer enn hva tilfellet er for tyngre PAHer. Avsnittet under er hentet fra kapittel 9.1.2 i rapporten *Kartlegging av forurensset sjøbunn i Stavanger Risikovurdering trinn 1 og trinn 2*. Kapittelet er forfattet av Hans Peter Arp ved NGI og forklarer ulike indekser som kan brukes til kildesporing av PAH (COWI/NGI, 2013).

*"En mye anvendt metode for kildesporing er å bruke forholdet mellom fenantren og antracenen (fen/ant): hvis (fen/ant) er < 10 indikerer dette en pyrogen kilde, men hvis (fen/ant) er > 15 er kilden sannsynligvis petrogen. En annen metode er å vurdere forholdet mellom fluoranten og pyren (flu/pyr), hvis det er > 1 stammer forurensningen sannsynligvis fra en pyrogen kilde (Budzinski 1997, Gschwend 1981, Readman 2003). Disse metodene gir mindre entydig konklusjon hvis (fen/ant) er mellom 10 – 15, eller (flu/pyr) er nær 1. Det finnes dessuten noen andre typer PAH-kilder som disse indekser ikke er så godt egnet til å identifisere (for eksempel råolje, sot fra brent treverk) (Saha 2009). For å få et bedre grunnlag for å vurdere hvilke kilde PAH-forurensningen kommer fra er det derfor også analysert alkyl-PAHer og alkyl-DBT, for å kunne bruke flere indekser til kildesporing. Disse*

*inkluderer forholdet mellom konsentrasjonen av metyl-fenatrener (C1-fen) til fenantren (hvis C1-fen/fen er lavere enn 1, indikerer det pyrogen kilde, ellers petrogen (Budzinski 1997)), metyl-DBTer (C1-DBT) til DBT (hvis C1-DBT/DBT er lavere enn 6, indikerer det en pyrogen kilde, petrogen hvis høyere en 7.5 (Baumard 1998)). Dessuten kan andelen alkylerte-PAHer av EPA-34 forvittringsindeksen ( $W_{EPA-34}$ ) brukes til kildesporing: Hvis andelen alkylerte-PAH er mindre enn 60% indikerer det en petrogen kilde, hvis andelen alkylerte-PAH er større enn 90 % indikerer det en fersk petrogen kilde (Hawthorne 2006)), og hvis  $W_{EPA-34}$  er mer en 3, indikere det at kilden er pyrogen slik man typisk finner i forurensning fra smelteverk eller en veldig forvitret pyrogen kilde av annen type (Arp 2011))."*

De ulike indeksene som er omtalt i avsnittet over er oppsummert i Tabell 14. Fargekoder viser forhold som antyder pyrogent opphav (rosa) og petrogent opphav (blå). Indeksene er beregnet og klassifisert iht fargekoder nevnt over for alle stasjonene i Breivika og Indrevika i Tabell 15.

I samtlige stasjoner hvor PAH-34 er målt er forvittringsindeksen høy (> 3). Dette tilsvarer slike forvittringsindekser man finner i pyrogent PAH som stammer fra metallsmelteverk eller svært forvitret pyrogent materiale. Metodene indikerer ellers at PAH-forurensningen i de fleste stasjonene stammer fra pyrogene kilder. Indeksen BaA/Chry antyder imidlertid petrogent opphav i to stasjoner helt nord i Indrevika (S35 og S69). Andre indekser i samme stasjoner indikerer imidlertid pyrogent opphav.

Tabell 14 Indekser for kildesporing av PAH

Indeks	Kriterier		
	Pyrogen	Usikker	Petrogen
Fen/Ant	<10	10-15	>15
Flu/Pyr	>1	Nær 1	
BaA/Chry	>0,9	0,4-0,9	<0,4
C1-fenog ant/fen	<1	>1	
C1-DBT/DBT	<6	6-7,5	>7,5
Andel alkylerte PAH		<90 %	>90 %
WEPA-16	Jo høyere WEPA-16, desto mindre biotilgjengelig		
WEPA-34	>3	<3	

Tabell 15

Stasjon	KILDEVURDERING								TOKSITETSVURDERING	
	Fen/Ant	Flu/Pyr	BaA/Chry	C1-fen&ant /fen (1)	C1-DBT/DBT	Andel alkylerte PAH	WEPA-16	WEPA-34	Cpw PAH-34 (basert på PAH-34)	Cpw PAH-34 (basert på PAH-16)
						%			TU	TU
S60	3,67	1,08	0,85				12,94			0,019
S61	4,00	1,01	0,80				13,71			0,032
S62	3,33	0,80	1,17				21,82			0,008
S63	3,86	1,03	0,82	0,39	i. p.	19,0	7,75	3,87	0,037	0,029
S64	4,15	1,46	1,00				3,85			0,165
S65	3,36	1,13	1,03				9,70			0,049
S66	1,06	0,58	0,97	0,62	i. p.	8,0	15,05	6,60	2,313	2,025
S67	2,58	0,50	0,45	0,34	i. p.	4,0	46,78	15,79	0,943	0,083
S68	2,60	0,98	0,89				17,23			0,043
S69	2,48	0,46	0,36	0,57	i. p.	11,0	34,52	6,51	0,268	0,059
SK42	2,48	0,99	0,58	0,52	i. p.	8,0	31,00	9,51	0,236	0,033
S1	2,12	0,82	0,52				19,32			0,037
S2	5,00	1,13	0,72				8,28			0,020
S9	2,32	0,92	0,65				13,78			0,051
S10	2,64	0,87	0,48				23,64			0,033
S19	1,00	1,16	0,82				7,13			0,013
S22	1,75	1,48	0,90				2,56			0,069
S24	1,69	1,39	0,42				18,74			0,043
S27	2,27	1,00	0,68				26,63			0,016
S30	2,48	0,99	0,55				22,84			0,023
S31	2,21	0,98	0,53				25,31			0,024
S35	2,01	0,72	0,39				47,42			0,059
S36	1,62	0,87	0,51				28,33			0,062
SK43	3,33	1,57	1,12				6,39			0,089
S53	1,81	0,60	0,59				29,66			0,085
S54	6,00	1,31	0,60				4,90			0,007
S56	4,50	1,20	0,92				7,59			0,042
S57	3,22	0,69	0,57				26,05			0,047
S58	1,74	0,56	0,44				41,42			0,058
S59	4,80	1,34	0,47				3,35			0,018
SK41-1	3,02	1,26	0,79				4,88			0,159
SK42-1	1,71	0,69	0,44				49,01			0,014
SK44-1	5,33	1,08	0,51				4,24			0,086
SK55-1	3,40	0,67	0,53				8,15			0,072

## 5.4 Metylkvikksølv i sediment

Kvikksølv er i tillegg til å være toksisk som metallion også særlig farlig dersom det omdannes til metylkvikksølv slik at det kan gå inn i den marine næringskjeden. I motsetning til metallisk og uorganisk kvikksølv tas metylkvikksølv effektivt opp i mage- tarmkanalen hos mennesker, og kan passere gjennom den såkalte blod-hjernebarrieren og dermed skade sentralnervesystemet. Metylkvikksølv kan også passere over morkaken til fosteret og påvirke fosterets hjerneutvikling.

Det er utført analyse av metylkvikksølv i sediment ved fem stasjoner i Indrevika. Det er også gjort undersøkelser av metylkvikksølv i bunndyr og fisk. Resultater fra analyse av metylkvikksølv i biota er gitt i kapittel 5.7.

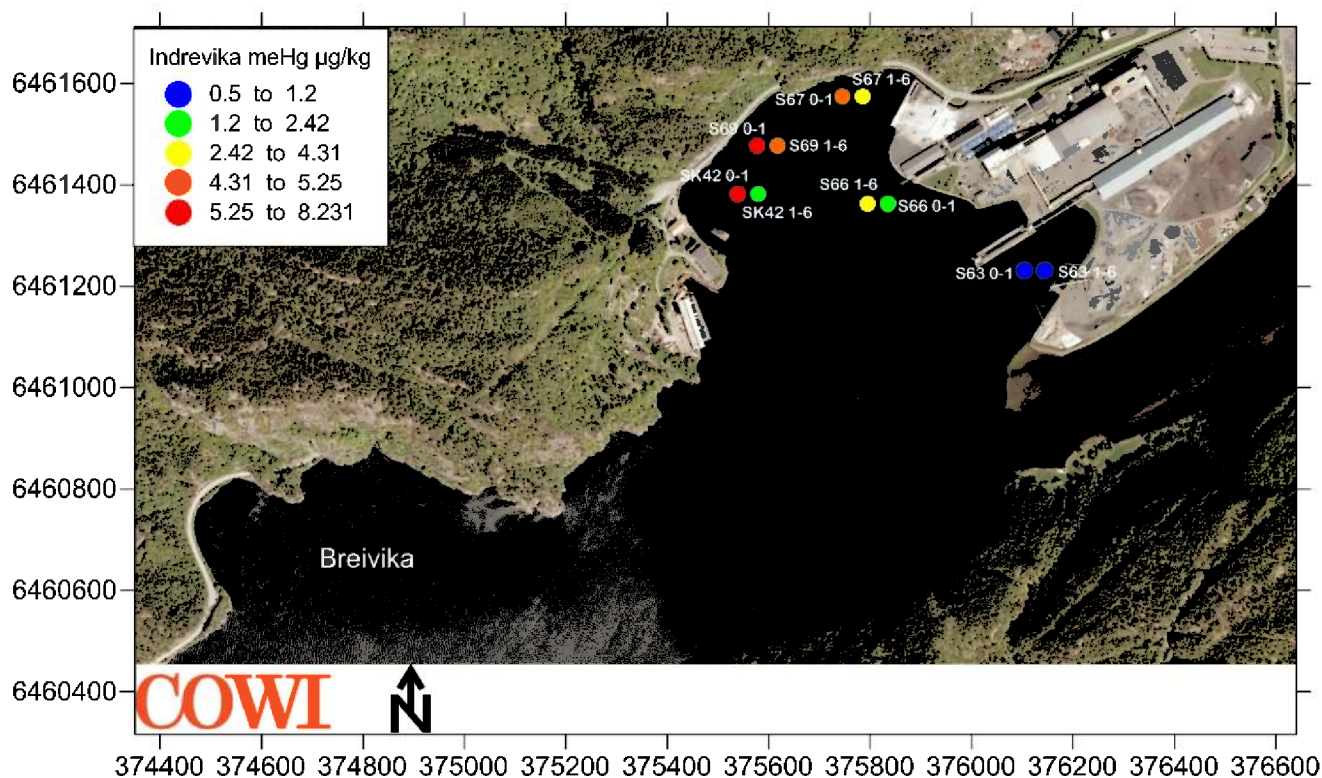
Resultatene fra undersøkelse av metylkvikksølv i sediment er vist i Tabell 16. Metylering av kvikksølv i sediment forutsetter at det er nedbrytbart organisk materiale og kvikksølv tilgjengelig i sedimentet. Dersom kvikksølv er sterkt bundet til sulfider vil det være vanskeligere å omdanne til metylkvikksølv. Resultatene er derfor sammenlignet med faktorer som kan påvirke dannelse av og

biotilgjengelighet av metylkvikksølv; totalkonsentrasjon kvikksølv, TOC, redoksforhold og sulfid.

Tabell 16 Metylkvikksølv i sediment sammenlignet med relevante parametere

Parameter	Enhet	S63	S66	S67	S69	SK42
Tørrstoff	(%)	60	44	30	36	19
Vanninnhold	(%)	40	56	70	64	81
Kornstørrelse >63 µm	(%)	90	73	33	55	33
Kornstørrelse <2 µm	(%)	0,30	1	1,6	1,5	1,2
TOC (totalt organisk karbon)	(% TS)	5,4	6,5	7,0	6,2	18
Redoks 1 cm	mV	-156	-106	-99	-136	-140
Redoks 3 cm	mV	-202	-172	-131	-146	-269
Sulfid	µmol/g TS	56	77	72	11	69
Kvikksølv, Hg 0-1 cm	mg/kg TS	<0,2	2,6	2,5	1,7	1,5
Kvikksølv, Hg 1- 6 cm	mg/kg TS	<0,2	1,3	2,3	1,9	1,4
Metylkvikksølv (meHg) 0-1 cm	µg/kg TS	0,56	2,4	5,2	5,3	8,2
Metylkvikksølv (meHg) 1 - 6 cm	µg/kg TS	0,50	1,2	4,0	4,3	1,9
meHg/Hg 0-1 cm	%	0,56 %	0,09 %	0,21 %	0,30 %	0,55 %
meHg/Hg 1-6 cm	%	0,50 %	0,09 %	0,18 %	0,22 %	0,14 %

Det er målt konsentrasjoner fra 0,56 µg/kg TS til 8,2 µg/kg TS. Det er uten unntak målt høyere konsentrasjon av metylkvikksølv i overflaten (0-1 cm). Høyeste konsentrasjon er målt i stasjon 42 nærmest Trælandsfos. Deretter er det målt høyest konsentrasjoner i stasjon 67 og 69 nord i Indrevika mellom Trælandsfos og ENK. Konsentrasjonen av metylkvikksølv avtar med avstand fra dette området og er lavest i stasjon 63 nær kaianlegget til ENK (figur 19).

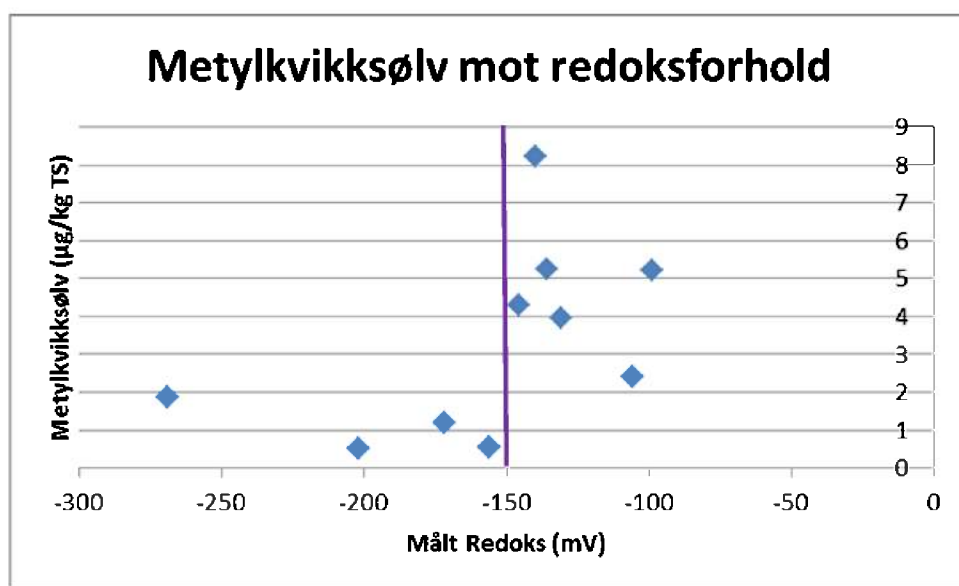


Figur 19 Konsentrasjoner av metylkvikksølv i sediment. Symbol på høyre side viser 0-1 cm og på venstre side 1-6 cm.



Den høyeste konsentrasjonen av TOC er målt i samme punkt som høyeste konsentrasjon av metylkvikksølv og kan antyde en sammenheng. Korrelasjonen mellom TOC og metylkvikksølv er også ganske god i overflatesediment ( $R^2 = 0,62$ ). Fra 1 – 6 cm er korrelasjonen dårligere.

Det er ikke en god korrelasjon mellom metylkvikksølv og redokspotensial ( $R^2 = 0,23$ ). Det kan likevel se ut til at det finnes et redoksintervall som er mer optimalt for metylkvikksølv dannelse. Alle de høyeste verdiene er målt ved et redokspotensiale høyere enn -150 mV (Figur 20). I Drury (2011) er det oppgitt at målinger i vann viser at metylering av kvikksølv øker når redokspotensiale synker under -100 mV. Det kan derfor tyde på at det finnes en øvre og en nedre grense i redokspotensial som er ideelt for dannelse av metylkvikksølv.



Figur 20 Konsentrasjon av metylkvikksølv plottet mot målte redokspotensial. Lilla linje markerer et skille der målte konsentrasjoner av metylkvikksølv brått blir høyere.

Det er svært dårlig korrelasjon mellom konsentrasjon av sulfid og metylkvikksølv ( $R^2 = 0,002$ ).

Det mest overraskende er at det ikke er en korrelasjonen mellom kvikksølv og metylkvikksølv ( $R^2 = 0,00004$ ).

I Fedafjorden kan det se ut som om høyt innhold av TOC og et redoks intervall høyere enn -150 mV kan øke metylering av kvikksølv. Ettersom datasettet er så lite kan imidlertid også disse trendene være tilfeldige og at det heller er andre sammenhenger som gir disse indikasjonene. En lignende trend er ikke funnet for data fra Stavanger (COWI/NGI, 2013).

Det eksisterer ikke grenseverdier eller klassegrenser for metylkvikksølv i Miljødirektoratets veiledere. Det er heller ikke funnet veiledende grenseverdier for metylkvikksølv i sediment i andre land. Konsentrasjonene av metylkvikksølv i Fedafjorden er derfor sammenlignet med konsentrasjoner funnet andre steder i

Tabell 17. Sammenligningen viser at konsentrasjonene av metylkvikksølv funnet i Fedafjorden er i samme størrelsesorden som i andre områder med sterk kvikksølvforurensning i sedimentene. Høyeste konsentrasjon av metylkvikksølv funnet i Fedafjorden er høyere enn i Flekkefjord og lik høyeste konsentrasjon i sterkt kvikksølvforurensede sediment i indre Stavangerfjorden.

Tabell 17 Oversikt over andre undersøkelser av metylkvikksølv i sediment


Undersøkelsessted	Beskrivelse av metylkvikksølvfunn	Kilde
Fedafjorden	Høyeste påviste konsentrasjon av kvikksølv i sediment > 4 mg/kg ts (tilstandsklasse V). Det ble påvist 0,50 – 8,2 µg meHg/kg ts i sediment.	Denne undersøkelsen
Indre Stavangerfjord	Høyeste påvist konsentrasjon av kvikksølv i sediment > 10 mg/kg ts (tilstandsklasse V). Det ble påvist 0,14 – 8,63 µg meHg/kg ts i sediment.	COWI og NGI, 2013
Flekkefjord	Høyeste påviste konsentrasjon av kvikksølv i sediment > 1,99 mg/kg ts (tilstandsklasse V). Det ble funnet 0,43 til 3,8 µg meHg/kg ts i sediment.	COWI, 2014
Gunneklevfjorden ved Herøya industripark i Porsgrunn	Kjent for å være sterkt forurenset av kvikksølv. Det ble funnet 1,4 – 8,3 µg meHg/kg ts i sediment	Porsgrunn Kommune, 2007
Estuarier i sør-Florida	<0,001 til 0,490 µg meHg/kg ts i sediment	Kannan et al, 1998
Elve og bekkesedimenter i det nordlige USA	0,01 til 8,7 µg meHg/kg i sediment	U. S. Geological Survey, 2004
Kvikksølvgruve i USA	0,2 – 60,1 µg meHg/kg i sediment	Covelli, 2001

## 5.5 Helsedimenttest

Det er gjennomført en test på toksisitet av sediment på blandprøve fra stasjon 42, 63, 64, 65, 66, 67, 68 og 69 overfor sedimentlevende dyr (helsediment test). Testen er utført på krepsdyret *Corophium volutator*. Denne arten lever i rør i sedimentet og finnes fra middelhavet til norskekysten. Testen registrerer både adferd og overlevelse hos forsøksdyra etter eksponeringen. En dødelighet på over 20 % regnes som signifikant og er satt som grense for uakseptabel risiko.

Resultatene fra testen er gitt i Tabell 18. Det er utført tre replikater. I to tester er registrert dødelighet 10 % og i én test er registrert dødelighet 0 %. Dette gir et gjennomsnitt på 7 % dødelighet og indikerer at forurensningen i området ikke utgjør en risiko for sedimentlevende dyr.

Tabell 18 Resultat fra helsedimenttest Indrevika 2013

Helsedimenttest, 24. september 2013					
Art: <i>Corophium Volutator</i>					
Stasjon H1	Replikat			Snitt	Grenseverdi
Indrevika	1	2	3		
Dødelighet (%)	10	10	0	7	20

Det er tidligere utført toksisitetstester på porevann og organisk ekstrakt på den marine algen *Skeletonema costatum* og DR Calux test. Porevannstesten ga ikke utslag på toksisitet. Organisk ekstrakt av sedimentet ga imidlertid utslag på den marine algen *Skeletonema costatum* med 54 % overskridelse av grenseverdi. Cellekulturer eksponert for organisk ekstrakt i DR Calux *in vitro* biotest viste også overskridelser av grenseverdi med 180%.

## 5.6 Sjøvannsanalyser

Det er målt sjøvannskonsentrasjoner med passive prøvetakere i 4 punkt. P1 ble plassert like utenfor kaianlegget til ENK AS, P2 og P3 ble plassert i de mest forurensede områdene nord og nordvest i Indrevika like utenfor Trælandsfoss AS, mens P4 ble plassert lengst vekk fra forurensningskildene ytterst i Indrevika.

Resultater for måling av metaller og PAH med passive prøvetakere er gitt i Tabell 19 og for utvalgte parametere i figur 21. Resultatene er sammenlignet med Miljødirektoratets *Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota*, der det på bakgrunn av kvalitetsstandarder (EQS) er laget tilstandsklasser for sjøvann (Miljødirektoratet, 2013). EQS-verdiene gjelder for partikkelfrie vannprøver og kan derfor sammenlignes med konsentrasjoner målt med passive prøvetakere.

Ikke uventet er konsentrasjonen av både tungmetaller og PAH generelt lavere i stasjon P4 helt ytterst i Indrevika. Dette tyder på at forurensningen løses ut i vann, men også på en rask fortynning i sjøvann.

Konsentrasjonen av kvikksølv er høyest i P1 utenfor ENK AS og i P3 ved Trælandsfos og tilsvarer ca. to ganger konsentrasjonene av kvikksølv målt i P2 og P4. Forskjellene er små og kan skyldes usikkerhet i analysene.

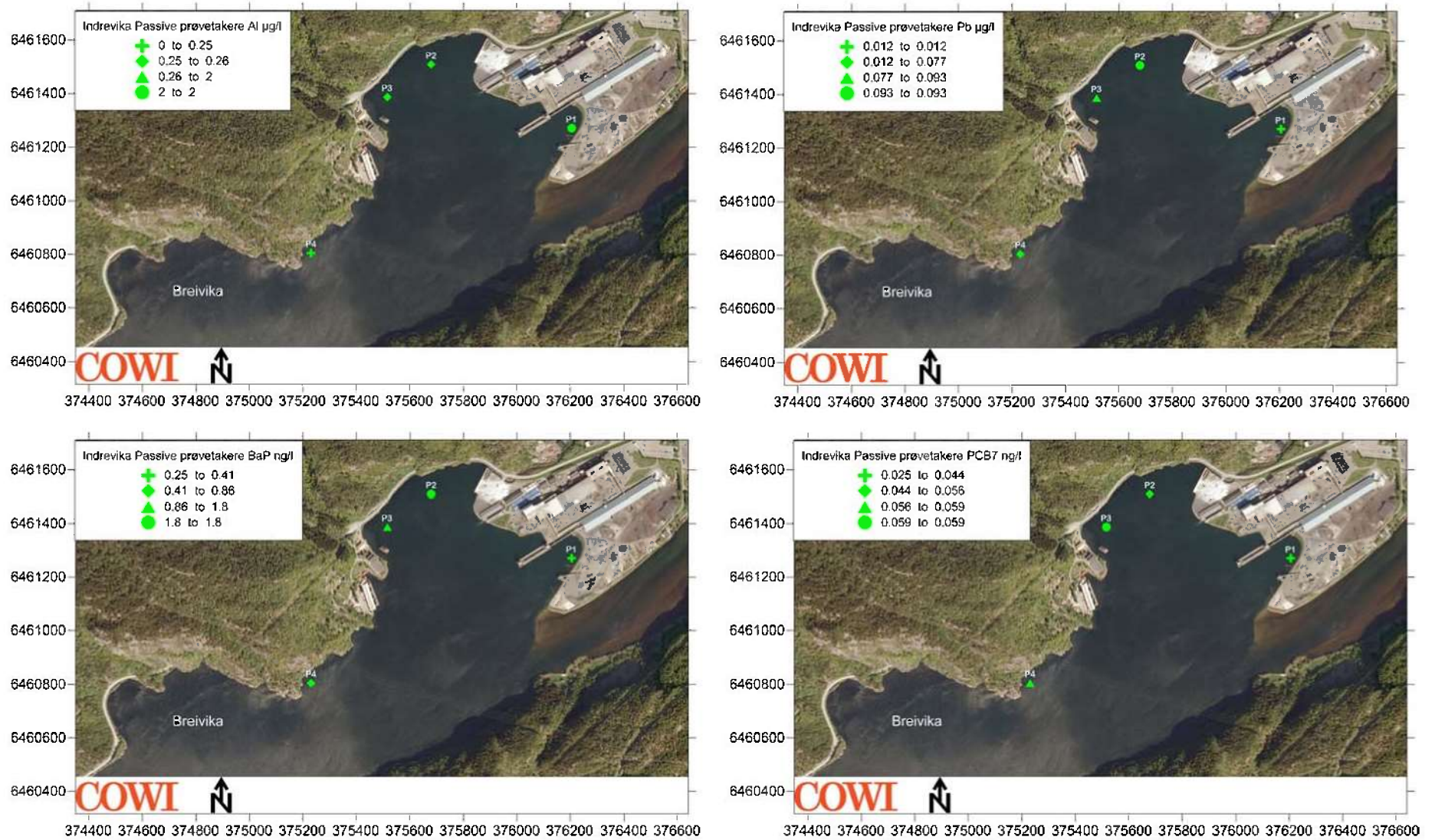
Konsentrasjonene av arsen, kobber, aluminium og jern er høyere i stasjon P1 utenfor kaien til ENK AS enn i resten av bukta. Dette antas å ha sammenheng med virksomheten ved smelteverket, der blant annet aluminium og jern er to viktige råstoffer i prosessen. Konsentrasjonene av arsen og kobber tilsvarer tilstandsklasse

II, "God". Aluminium og jern er ca. 10 ganger høyere i P1 enn i resten av Indrevika. Konsentrasjonene fortynnes raskt og utgjør hhv. kun 1/10 og 1/60 for aluminium og jern i P4 sammenlignet med P1.

Konsentrasjonene av bly og enkelte tyngre PAH-forbindelser, bl.a. benso(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benso(ghi)perylene, er større i stasjon P2 og P3 nord i indrevika enn i de to andre stasjonene. Dette samsvarer godt med at de høyeste konsentrasjonene av bly og PAH som er påvist i sedimentene er i samme område, og tyder på at sedimentene er en aktiv kilde til forurensning i vann i dette området. Påvist konsentrasjon i sjøvann for bly og tyngre PAH-forbindelser tilsvarer tilstandsklasse II, "God" og tilstandsklasse I, "Bakgrunn".

Ellers er PCB påvist i tilstandsklasse II, "God" i alle stasjonene. Det er også påvist lave konsentrasjoner av PCB i sedimentene (tilstandsklasse I, og i noen stasjoner II).

TBT er oppgitt i totalmengde TBT som er akkumulert i prøvetakeren i løpet av prøvetakingsperioden, da metoden for å omregne mengden TBT til konsentrasjon ikke er ferdigutviklet av leverandøren av prøvetakerne. Det er imidlertid ikke påvist TBT over rapporteringsgrensen ved noen av stasjonene. Leverandøren av prøvetakerne oppgir en omregningsformel fra mengde til konsentrasjon som kan brukes for å gi en grov indikasjon på nivået av TBT i vann. Ved bruk av denne formelen klassifiseres rapporteringsgrensen som tilstandsklasse II i alle stasjoner.



Figur 21 Konsentrasjoner av aluminium, bly, benzo(a)pyren og PCB målt med passive prøvetakere i Indrevika

Tabell 19 Sjøvannskonsentrasjoner målt med passive prøvetakere

Parameter		P1	P2	P3	P4
Sted	Enhet	Indrevika	Indrevika	Indrevika	Indrevika
Dyp	m	9	30	30	30
Arsen	µg/l	2,4	1,5	1,3	1,2
Bly	µg/l	0,012	0,093	0,077	0,012
Kadmium	µg/l	0,012	0,013	0,012	0,011
Kobber	µg/l	2,0	0,23	0,13	0,089
Krom	µg/l	0,012	0,012	0,023	0,013
Kvikksølv	µg/l	0,0058	0,0022	0,0048	0,003
Nikkel	µg/l	0,20	0,18	0,20	0,18
Sink	µg/l	0,61	0,53	0,71	0,50
Aluminium	µg/l	2,0	0,25	0,25	0,23
Jern	µg/l	59	7,5	2,4	1,1
Mangan	µg/l	5,5	7,2	3,2	1,1
Kobolt	µg/l	0,021	0,011	0,009	0,006
Naphthalene	ng/l	4,4	5,6	4,9	5,9
Acenaphthylene	ng/l	0,12	0,15	0,16	0,77
Acenaphthene	ng/l	1,4	0,68	0,71	0,8
Fluorene	ng/l	1,1	0,43	0,46	0,56
Phenantrene	ng/l	3	1,1	1,1	1,4
Anthracene	ng/l	0,36	0,18	0,15	0,11
Fluoranthene	ng/l	2,7	1,8	5,4	1,7
Pyrene	ng/l	2	2,2	1,7	0,87
Benzo(a)anthracene	ng/l	0,35	0,78	0,45	0,23
Chrysene	ng/l	0,4	0,39	0,16	0,19
Benzo(b)fluoranthene	ng/l	0,35	2,61	1,2	0,33
Benzo(k)fluoranthene	ng/l	0,15	0,95	0,43	0,092
Benzo(a)pyrene	ng/l	0,25	1,8	0,86	0,41
Benzo(g,h,i)perylene	ng/l	0,11	0,9	0,38	0,14
Dibenzo(a,h)anthracene	ng/l	< 0,033	0,29	0,13	0,073
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	ng/l	0,2	1,2	0,42	0,21
Sum PAH	ng/l	17	21	19	14
PCB28+31	ng/l	0,0031	0,0049	0,0076	0,0059
PCB52	ng/l	0,0043	0,0058	0,0092	0,0096
PCB101	ng/l	0,0061	0,01	0,017	0,013
PCB118	ng/l	0,0026	0,0031	0,0058	0,0059
PCB153	ng/l	0,0052	0,011	0,01	0,011
PCB138	ng/l	0,0029	0,005	0,0055	0,0061
PCB180	ng/l	0,0012	0,004	0,0037	0,0044
Sum PCB	ng/l	0,0254	0,0438	0,0588	0,0559
TBT (1)	ng/SPMD	< 4.6	< 4.7	< 4	< 3.7
TBT (2)	ng/l	0,044	0,045	0,038	0,035

- (1) Metoden for å omregne mengden TBT i den passive prøvetakeren til ng/l er ikke ferdigutviklet. TBT er derfor oppgitt i mengde per SPMD og kan kun brukes kvalitativt
- (2) Det er benyttet en grov omregningsformel fra analyseleverandør der man regner mengde om til konsentrasjon ved å dividere mengden TBT på antall dager prøvetakeren har stått ute multiplisert med 5

## 5.7 Undersøkelser av fisk og bunnfauna

Tabell 20 viser innhold av miljøgifter i bunndyr i prøvene B1 og B1-2. Prøvene er tatt i samme område, ved stasjon 69, ved to ulike tidspunkt (september og oktober 2013). Resultatene er klassifisert i tilstandsklasser iht. TA 1467/1997. Det finnes ikke egne grenseverdier for blandinger av ulike arter bunndyr slik som prøven fra Indrevika er. Konsentrasjonene av metaller er derfor klassifisert iht. tilstandsklasser for Strandsnegl og konsentrasjonene av organiske miljøgifter er klassifisert iht. tilstandsklasser for blåskjell.

Det er påvist konsentrasjoner av kadmium tilsvarende tilstandsklasse II i B1-2 som ble tatt ved stasjon 69 i oktober 2014. Ellers er det kun påvist tilstandsklasse I med hensyn på tungmetaller. Metylkvikksølv utgjør kun ca. 1 % av totalt innhold av kvikksølv i bunndyrene, noe som tyder på at lite metylikvikksølv samles opp i bunndyrene.

Med hensyn på PAH er det påvist konsentrasjoner av benzo(a)pyren og sum kreftfremkallende PAH tilsvarende tilstandsklasse V og sum PAH-16 tilsvarende tilstandsklasse III. Grenseverdiene gjelder som nevnt for blåskjell og bør derfor bare tolkes veiledende i dette tilfellet. Som man kan se av Figur 13, som er et bilde av artene som inngår i B1-2, var det mange skjell i prøven. Blåskjell brukes som en indikatororganisme fordi hvis nivåene er høye i blåskjell er de ofte høye i andre skjell (som for eksempel østers, o-skjell og kamskjell). Dette kan tyde på at PAH-forurensningen i sedimentene gir en sterk påvirkning på bunnfaunaen. Bunndyrene ble rensset godt i vann før de ble tatt opp i prøveemballasjen, men det er likevel store feilkilder knyttet til prøvetakingen i og med at bunndyrene kan ha hatt forurensede partikler i magesekken som kan ha påvirket resultatet. Resultatene er imidlertid ganske samsvarende ved begge prøvetidspunkt når man ser det ut i fra våtvekt noe som tyder på at de høye nivåene ikke er tilfeldige.

Tidligere målinger av miljøgifter i blåskjell har imidlertid vært lave og vist at spredning av miljøgifter fra sediment til blåskjell var svært lav. I forhold til prøver tatt i 1984 og 1994 har miljøtilstanden til blåskjellene i fjorden også bedret seg sammenlignet med undersøkelser i 2011. Ingen av stoffene overskred da tilstandsklasse II.

Bunnlevende organismer og blåskjell har imidlertid svært forskjellig levesett og dermed ulik eksponering for forurensning i sediment. Mens blåskjell filtrerer vann i de øvre vannmassene lever bunndyrene på sjøbunnen med direkte inntak av forurensede sedimenter.

Tabell 20 Innhold av miljøgifter i bunndyr prøvetatt i september 2013 (B1) og oktober 2013 (B1-2)

	Parameter	Enhet	B1	B1-2	Enhet	B1	B1-2
	Tørrstoff (L)	%	8,8	17,9	%	8,8	17,9
	Fett	%	i. a.	3,7	%	i. a.	3,7
Sammenlignet med klassifisering av miljøgifter i Strandsnegl (TA 1467/1997)	<b>Tungmetaller</b>		<b>Tørrvekt</b>		<b>Våtvekt</b>		
	As (Arsen)	mg/kg TS	i. a.	17	mg/kg	i. a.	3,1
	Cd (Kadmium)	mg/kg TS	i. a.	2,3	mg/kg	i. a.	0,41
	Co (Kobolt)	mg/kg TS	i. a.	1,8	mg/kg	i. a.	0,33
	Cr (Krom)	mg/kg TS	i. a.	1,9	mg/kg	i. a.	0,35
	Cu (Kopper)	mg/kg TS	i. a.	40	mg/kg	i. a.	7,1
	Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	0,47	0,17	mg/kg	0,041	0,031
	Mn (Mangan)	mg/kg TS	i. a.	224	mg/kg	i. a.	40
	Ni (Nikkel)	mg/kg TS	i. a.	2,1	mg/kg	i. a.	0,37
	Pb (Bly)	mg/kg TS	i. a.	7,7	mg/kg	i. a.	1,4
	Zn (Sink)	mg/kg TS	i. a.	82	mg/kg	i. a.	15
	Metylkvikksølv	mg/kg TS	0,0044	i. a.	mg/kg	0,0004	i. a.
Sammenlignet med klassifisering av miljøgifter i Blåskjell (TA 1467/1997)	<b>PAH</b>						
	Naftalen	mg/kg TS	<0,059	0,015	mg/kg	<0,0052	0,0027
	Acenaftylene	mg/kg TS	<0,0059	0,0032	mg/kg	<0,00052	0,0006
	Acenaften	mg/kg TS	<0,016	0,0013	mg/kg	<0,0014	0,0002
	Fluoren	mg/kg TS	<0,031	0,0017	mg/kg	<0,0027	0,0003
	Fenantren	mg/kg TS	0,18	0,017	mg/kg	0,016	0,0030
	Antracen	mg/kg TS	0,052	0,010	mg/kg	0,0046	0,0018
	Fluoranten	mg/kg TS	0,76	0,19	mg/kg	0,067	0,034
	Pyren	mg/kg TS	3,0	1,7	mg/kg	0,26	0,30
	Benso(a)antracen <sup>^</sup>	mg/kg TS	1,7	0,86	mg/kg	0,15	0,15
	Krysen <sup>^</sup>	mg/kg TS	0,44	0,17	mg/kg	0,039	0,030
	Benso(b)fluoranten <sup>^</sup>	mg/kg TS	3,9	2,9	mg/kg	0,34	0,52
	Benso(k)fluoranten <sup>^</sup>	mg/kg TS	1,6	1,2	mg/kg	0,14	0,21
	Benso(a)pyren <sup>^</sup>	mg/kg TS	3,2	0,84	mg/kg	0,28	0,15
	Dibenso(ah)antracen <sup>^</sup>	mg/kg TS	0,36	0,23	mg/kg	0,032	0,041
	Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	2,4	1,3	mg/kg	0,21	0,23
	Indeno(123cd)pyren <sup>^</sup>	mg/kg TS	2,3	1,3	mg/kg	0,20	0,23
	Sum PAH-16	mg/kg TS	20	11	mg/kg	1,7	1,9
Sum PAH carcinogene	mg/kg TS	13	7,5	mg/kg	1,2	1,3	

Tabell 21 viser resultatene fra analyse av miljøgifter i torskfilet og torsklever i Indrevika og Breivika. Resultatene er klassifisert iht. TA 1467/1997. I denne finnes det grenseverdier for PCB i torsklever og torskfilet i tillegg til kvikksølv i torskfilet.

Det er påvist en høyere konsentrasjon av samtlige PCBer i lever fra Indrevika sammenlignet med Breivika. Konsentrasjon av PCB i filet er lav og i samme



størrelsesorden i begge områdene. Både i lever og i filet klassifiseres konsentrasjonen som tilstandsklasse I.

PAH metaboliseres raskt i fisk og er derfor kun påvist for to av 16 PAH-forbindelser hhv. naftalen og fenantren. Begge disse forbindelsene er i samme størrelsesorden i Breivika og Indrevika.

Resultatene av metaller er ganske like for Indrevika og Breivika både i lever og filet. Unntakene er arsen som er påvist i høyere konsentrasjon i filet i Breivika, og kvikksølv og metylkvikksølv som er påvist i høyere konsentrasjoner i filet fra Indrevika. Konsentrasjonen av kvikksølv i filet klassifiseres som tilstandsklasse II i Indrevika (0,13 mg/kg vv) og som tilstandsklasse I i Breivika (0,07 mg/kg vv). Begge konsentrasjonene ligger godt under EUs øvre grenseverdi for distribusjon av næringsmidler på 0,5 mg/kg kvikksølv per våtvekt. Verdiene ligger også lavere enn Grenseverdien som har vært brukt for kostholdsråd for gravide/ammende på 0,2 mg/kg kvikksølv per våtvekt.

Av resultatene kan man også se at alt kvikksølv foreligger som metylkvikksølv. Det finnes ikke tilstandsklasser for metylkvikksølv i fisk. WHO/FAO har anslått at tolerabelt ukentlig inntak (TWI) av metylkvikksølv er 1,3 µg per kilo kroppsvekt for voksne (usikkerhetsfaktor på 6,4). Dette tilsvarer et inntak på 91 µg metylkvikksølv per uke for en person på 70 kg. Dette ville bety at en voksen person på 70 kg i en uke kan spise ca. 570 g torskfilet fra torsk fanget i Indrevika uten å overskride grenseverdier av tolerabelt ukentlig inntak. For barn (15 kg) vil den tolerable dosen være 120 g per uke. EFSA beregner gjennomsnittlig inntak av fisk i Norge til 560 g/uke per person (80 g/dag) og for høykonsumenter 1 925 g/uke per person (275 g/dag). Slike inntak av fisk fra Indrevika vil være akkurat innenfor TWI ved gjennomsnittsinntak for voksne og overskride TWI for voksne høykonsumenter med 3,4 ganger (Økland, 2005). Det er kjent at det foregår en del fiske fra kaia nord i Indrevika.

Tabell 21 Innhold av miljøgifter i torskfilet og torskelever

Parameter	Enhet	Indrevika	Brevika	Indrevika	Brevika
Type		Lever	Lever	Fiskefilet	Fiskefilet
Tørrstoff (L)	%	66	56	20	20
Fett	%	50	46	0,24	0,36
PCB 28	mg/kg	0,0036	0,002	<0.00020	<0.00020
PCB 52	mg/kg	0,011	0,005	<0.00020	<0.00020
PCB 101	mg/kg	0,027	0,015	<0.00020	<0.00020
PCB 118	mg/kg	0,043	0,029	0,00043	0,00026
PCB 138	mg/kg	0,073	0,052	0,00057	0,00058
PCB 153	mg/kg	0,13	0,097	0,00093	0,00097
PCB 180	mg/kg	0,031	0,025	<0.00020	0,00027
Sum PCB-7	mg/kg	0,32	0,23	0,0019	0,0021
Naftalen	mg/kg	0,018	0,022	0,0081	0,017
Acenaftalen	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Acenaften	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Fluoren	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Fenantren	mg/kg	0,0098	0,0071	<0.0010	<0.0010
Antracen	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Fluoranten	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Pyren	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Benso(a)antracen <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Krysen <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Benso(b)fluoranten <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Benso(k)fluoranten <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Benso(a)pyren <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Dibenso(ah)antracen <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Benso(ghi)perylene	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Indeno(123cd)pyren <sup>^</sup>	mg/kg	<0.0050	<0.0050	<0.0010	<0.0010
Sum PAH-16	mg/kg	0,028	0,029	0,008	0,017
Sum PAH carcinogene <sup>^</sup>	mg/kg	i. p.	i. p.	i. p.	i. p.
As (Arsen)	mg/kg	7,9	7,5	2,7	10,920
Cd (Kadmium)	mg/kg	0,047	0,035	0,005	0,002
Co (Kobolt)	mg/kg	0,038	0,013	0,002	0,002
Cr (Krom)	mg/kg	0,024	0,026	0,048	0,011
Cu (Kopper)	mg/kg	9,5	7,4	0,12	0,16
Hg (Kvikksølv)	mg/kg	0,10	0,03	0,13	0,07
Metylkvikksølv	mg/kg	0,1	0,0	0,16	0,06
Mn (Mangan)	mg/kg	2,3	1,6	0,29	0,41
Ni (Nikkel)	mg/kg	0,029	<0,023	<0,008	<0,008
Pb (Bly)	mg/kg	0,086	0,069	0,034	0,029
Zn (Sink)	mg/kg	27	20	3,0	3,3
Monobutyltinnkation	µg/kg	<1.0	i. a.	<1.0	i. a.
Dibutyltinnkation	µg/kg	2,90	i. a.	<1.0	i. a.
Tributyltinnkation	µg/kg	1,8	i. a.	<1.0	i. a.

## 6 Trinn 1 Risikovurdering

### 6.1 Metodikk

I veilederen TA-2802/2011 (Bakken og Breedveld, 2011) "Risikovurdering av forurenset sediment" er Trinn 1 risikovurderingen definert som en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse.

Et område kan "friskmeldes" mht. økologisk risiko dersom sedimentene tilfredsstillende akseptkriteriene for trinn 1:

- › Gjennomsnittskonsentrasjon for hver miljøgift i alle prøver er lavere enn grenseverdien for Trinn 1 (dette tilsvarer grensen mellom Klasse II og klasse III i veilederen (Bakken og Breedveld, 2011). Dessuten at ingen enkeltkonsentrasjon er høyere enn den høyeste av:
  - 2 x grenseverdien
  - grensen mellom klasse III og IV for stoffet
- › Toksisiteten av sedimentet tilfredsstillende grenseverdiene for alle testene.

Tribulyltinn (TBT) er en unntakelse av disse reglene, og har 35 µg/kg som grenseverdi for Trinn 1 risikovurderingen.

Miljødirektoratets beregningsverktøy (TA-2802\_rev6) har blitt brukt for å beregne overskridelser av Trinn 1 grenseverdier.

### 6.2 Breivika

Breivika er ikke vurdert i tidligere undersøkelser. Datasettet for Breivika består av 3 sedimentprøver fra undersøkelsen i 2013. Breivikas areal er anslått til 86 000 m<sup>2</sup>. Vika skråner bratt ut mot fjorden. Sjødybdene målt i prøvetakingsstasjonene varierer fra 45 til 62 m. Krav til antall stasjoner ved vanddybder over 20 m anslås i

TA2802/2011 til 1 stasjon per 40 000 m<sup>2</sup>. Antall prøver fra Breivika anses derfor som representativt for dette delområdet.

Brevika ligger ikke naturlig til for verken bading eller skipstrafikk. Human eksponering pga. kontakt med sediment og spredning som følge av skipstrafikk er derfor ikke aktuelt for dette området.

Sedimentkonsentrasjoner samt gjennomsnittskonsentrasjonen av totalt organisk karbon er satt som inngangsdata i beregningsverktøyet. Enkeltkonsentrasjoner som ikke er påvist over rapporteringsgrensen for analysen, er satt til halve rapporteringsgrensen ved anvendelse i risikoanalysen.

Det er ikke utført toksisitetstester i.h.t. trinn 1 for dette området. Datagrunnlaget anses likevel godt nok for å gjøre en innledende risikovurdering.

Analyseresultater fra sedimentstasjonene i Breivika, samt en referansestasjon i spredningsretningen fra Breivika er vist i tabell 22. I samme tabell er også maksimalkonsentrasjoner og gjennomsnittskonsentrasjoner sammenlignet med Trinn 1 grenseverdier.

Det er påvist kobber i tilstandsklasse IV og enkelte tyngre PAH-forbindelser i opp til tilstandsklasse V i sedimentene i Breivika. Sum PAH er påvist i tilstandsklasse III ved to stasjoner og i tilstandsklasse II ved én stasjon. Konsentrasjonen av sum PAH i sedimentet like utenfor Breivika tilsvarer også tilstandsklasse II og konsentrasjonen av kobber tilstandsklasse IV. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PAH-16 i Breivika overskrider trinn 1 grenseverdien for økologisk risiko med 1,9 ganger, mens høyeste overskridelse av enkelte PAH-forbindelser er 25 ganger trinn 1 grenseverdi.

Beregnete toksisitetsekvivalenter av PAH i porevann på bakgrunn av Arp et al (2011), er lave (Tabell 15). Beregnede TU for PAH i porevann varierer fra 0,008 til 0,032, der TU på 1 og høyere anses å utgjøre en risiko for økosystemet. Dette indikerer at påvist PAH-forurensning i Breivika ikke utgjør en risiko for økosystemet og vil av samme grunn være mindre tilgjengelig for opptak i sjømat.

Samme parametere som overskrider trinn 1 grenseverdier i Breivika er også påvist i tilsvarende høye konsentrasjoner i stasjon 3, som ligger i naturlig spredningsretning ca. 300 m sør for stasjon 61. Samme parametere er også påvist i tilsvarende konsentrasjoner eller høyere ellers i Fedafjorden innenfor terskelen ved Angholmen. Tiltaksvurderinger for Breivika er derfor ikke hensiktsmessig å gjøre separat.

Så lenge det ikke vurderes tiltak for hele indre delen av Fedafjorden anses det derfor ikke som nødvendig å gå videre med Trinn 2 risikovurdering for Breivika. Området sammen med resten av indre del av Fedafjorden kan imidlertid ikke friskmeldes. Overvåking av forurensningstilstand ved jevnlig prøvetaking av bunndyr, blåskjell eller fisk anbefales derfor å fortsette.

Tabell 22 T.v: Analyseresultater Breivika, sammenlignet med stasjon 3 i spredningsretningen sør-vest for Breivika. T.h: Resultater fra risikovurdering Trinn 1 for Breivika

		Breivika			Utenfor Breivika
Stasjon	Enhet	S60	S61	S62	S3
Prøvetakingsår		2013	2013	2013	2011
Tørrestoff	(%)	39,4	43	42	31,6
TOC (totalt organisk karbon)	(% TS)	3,34	4,45	6,06	5,27
<b>Tungmetaller</b>					
Arsen, As	mg/kg TS	16,5	26,8	29	38,2
Bly, Pb	mg/kg TS	44,6	69,1	63,2	54,6
Kobber, Cu	mg/kg TS	83,6	109	94,8	57,3
Krom, Cr	mg/kg TS	17,7	21,1	19,8	26,5
Kadmium, Cd	mg/kg TS	0,34	1,12	1,46	0,45
Nikkel, Ni	mg/kg TS	14,4	15	15,5	16
Sink, Zn	mg/kg TS	113	141	133	105
Kvikksølv, Hg	mg/kg TS	<0,20	<0,20	0,37	<0,20
<b>PAH forbindelser</b>					
Naftalen	mg/kg TS	0,012	0,011	0,011	<0,010
Acenaftalen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Acenaften	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Fluoren	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Fenantren	mg/kg TS	0,044	0,06	0,04	0,054
Antracen	mg/kg TS	0,012	0,015	0,012	0,025
Fluoranten	mg/kg TS	0,053	0,109	0,041	0,123
Pyren	mg/kg TS	0,049	0,108	0,051	0,108
Benzo(a)antracen	mg/kg TS	0,057	0,11	0,061	0,075
Krysen	mg/kg TS	0,067	0,138	0,052	0,097
Benzo(b)fluoranten	mg/kg TS	0,358	0,588	0,554	0,283
Benzo(k)fluoranten	mg/kg TS	0,178	0,332	0,322	0,146
Benzo(a)pyren	mg/kg TS	0,182	0,382	0,331	0,17
Indeno(1,2,3,cd)pyren	mg/kg TS	0,375	0,514	0,561	0,424
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg TS	0,077	0,109	0,124	0,041
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg TS	0,417	0,598	0,54	0,336
Sum PAH(16)	mg/kg TS	1,88	3,07	2,7	1,88
<b>Andre stoffer</b>					
Sum PCB <sub>7</sub>	mg/kg TS	i. p.	0,00072	i. p.	i. p.
Tributyltinnkation (TBT)	µg/kg TS	9,44	14,5	13,6	18

Tab.1: Målt sedimentkonsentrasjon sammenlignet med trinn 1 grenseverdier						
Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon i forhold til trinn 1 grenseverdi (antall ganger):	
	Antall prøver	C <sub>sed, max</sub> (mg/kg)	C <sub>sed, middel</sub> (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	3	29	24,1	52		
Bly	3	69,1	58,96666667	83		
Kadmium	3	1,46	0,9733333333	2,6		
Kobber	3	109	95,8	51	2,14	1,88
Krom totalt (III + VI)	3	21,1	19,533333333	560		
Kvikksølv	3	0,37	0,19	0,63		
Nikkel	3	15,5	14,96666667	46		
Sink	3	141	129	360		
Naftalen	3	0,012	0,0113333333	0,29		
Acenaftalen	3	0,005	0,005	0,033		
Acenaften	3	0,005	0,005	0,16		
Fluoren	3	0,005	0,005	0,26		
Fenantren	3	0,06	0,048	0,50		
Antracen	3	0,015	0,013	0,031		
Fluoranten	3	0,109	0,0676666667	0,17		
Pyren	3	0,108	0,0693333333	0,28		
Benzo(a)antracen	3	0,11	0,076	0,06	1,83	1,27
Krysen	3	0,138	0,0856666667	0,28		
Benzo(b)fluoranten	3	0,588	0,5	0,24	2,45	2,08
Benzo(k)fluoranten	3	0,332	0,2773333333	0,21	1,58	1,32
Benzo(a)pyren	3	0,382	0,2983333333	0,42		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3	0,561	0,4833333333	0,047	11,94	10,28
Dibenzo(a,h)antracen	3	0,124	0,1033333333	0,59		
Benzo(ghi)perylene	3	0,598	0,5183333333	0,021	28,48	24,68
PCB 28	3	0,00035	0,00035			
PCB 52	3	0,00035	0,00035			
PCB 101	3	0,00035	0,00035			
PCB 118	3	0,00035	0,00035			
PCB 138	3	0,00072	0,0004733333			
PCB 153	3	0,00035	0,00035			
PCB 180	3	0,00035	0,00035			
Sum PCB <sub>7</sub>	3	2,82E-03	2,57E-03	0,017	0,17	0,16
Tributyltinn (TBT-ion)	3	0,0145	0,0125133333	0,035		

## 6.3 Indrevika

Trinn 1 risikovurdering for Indrevika er utført i 2011. De tiltaksrettede undersøkelsene i 2013 er hovedsakelig gjort for å supplere med stasjoner for bedre geografisk dekning, samt for å gi bedre vurderingsgrunnlag for trinn 3 risikovurdering. Overskridelser av trinn 1 grenseverdier for økologisk risiko er omtalt i kapittel 7.

## 7 Trinn 3 Risikovurdering - Indrevika

### 7.1 Metodikk

Strukturen og målsetningen for Trinn 3 er i utgangspunktet det samme som i Trinn 2 og konklusjonene brukes på samme måte. Vurderingen i Trinn 3 er imidlertid enda bedre forankret i lokale forhold og skal derfor gi et sikrere beslutningsgrunnlag for ev. tiltak. Friheten til skreddersøm av Trinn 3 er stor og veilederen gir bare enkelte retningslinjer for gjennomføringen.

Trinn 3 kan omfatte undersøkelser for å bestemme stedsspesifikke inputparametere og dermed bedre presisjonen i selve beregningene i Trinn 2, eller undersøkelser som kan styrke muligheten til å tolke resultatene fra Trinn 2 for å oppnå et riktigst mulig risikobilde.

Dersom beregnet risiko etter Trinn 3 fremdeles er uakseptabel må det planlegges og gjennomføres egnede tiltak for å redusere risikoen til et akseptabelt nivå.

### 7.2 Bakgrunn

Tidligere risikovurdering i 2011 har allerede avdekket at det med stor sannsynlighet er behov for tiltak. På bakgrunn av dette er det utført supplerende undersøkelser for å få et ennå bedre bilde av geografisk spredning av forurensningen og bedre vurdering av reell risiko. Her inngår supplerende undersøkelser av miljøgifter i bunndyr og fisk samt mer detaljerte undersøkelser av toksisitet av metaller og PAH i sedimentet og vannfasen.

Nye analyser av sedimenter, vann og biota er ført inn i regnearket og utgjør sammen med tidligere og nye undersøkelser grunnlaget for en Trinn 3 risikovurdering og tiltaksplan for Indrevika. Vurderingen baserer seg på følgende undersøkelser gitt i tabell 23.

Tabell 23 Undersøkelser i Indrevika som risikovurderingen er basert på

Undersøkelsesmetode	Antall	Brukes til vurdering av	Benyttet i regneark
Miljøgifter i sediment (standard)	28	Helse, økologi, spredning	JA
Miljøgifter i kjerneprøver	4	Omfang og forbedringspotensial	NEI
Undersøkelser av molybden i sediment		Helse, økologi, spredning	
Metylkvikksølv i sediment	5	Helse, spredning	NEI
Målinger av metaller bundet til sulfid i sediment	5	Tilgjengelighet (helse, økologi)	NEI
Alkylerte PAH i sediment	5	Økologi, kilde	NEI
Helsedimenttest	1	Økologi	JA
Toksisitetstest porevann	1	Økologi	JA
Toksisitetstest org. ekstrakt	1	Økologi	NEI
Toksisitetstest DR Calux	1	Økologi, indikasjon på PCB/dioksin	JA
Sedimentfeller og turbiditetsmålinger	4	Spredning	NEI
Oksygenprofiler	2	Generell tilstand, økologi	NEI
Miljøgifter i vannfasen med passive prøvetakere	4	Helse, økologi, spredning	JA
Miljøgifter i bunndyr	2	Helse, økologi, spredning	JA
Miljøgifter i blåskjell	2	Helse, økologi, spredning	NEI
Miljøgifter i fiskefilet og fiskelever	2	Helse, økologi, spredning	JA

Bestemmelse av stedsspesifikke inngangsdata til risikovurderingen er basert på at aktiviteten rundt bukta er relatert til næring og industri. Det finns ikke noen badestrand i området og det er derfor ikke lagt til grunn at det skal tilrettelegges for bading. Likevel kan det være noe hudkontakt med vannet (10d/år) under lossing og lasting av skip, rengjøring av dekk og i forbindelse med fiske. Som i resten av Fedafjorden fiskes det lite fra båt i Indrevika, mens det er noe fiske fra land. Daglig inntak av fisk er på grunnlag av opplysninger om fiske beregnet til: 0.025 kg fiskefilet per døgn for voksne og 0.005 kg fiskefilet per døgn for barn (mer detaljert beskrevet i kap. 5.3 COWI 2011). Det er ca. 400 skipsanløp i året til ENK AS sitt kaianlegg og Kleven brygger.

Stedsspesifikke inngangsparametere for Indrevika er vist i Tabell 24. Kun data som er endret i forhold til sjablongverdier er vist. Det er stort sett beholdt samme inngangsparametere som ble benyttet i Trinn 2 vurderingen i 2011 i beregningsverktøyet. Det henvises derfor til denne for utdyping av valg av stedsspesifikke parametere. Trasélengden for skipsanløp er endret fra 240 til 150 m



ettersom beregningverktøyet er endret til å anta at kun dybder ned til 20 m i stedet for 25 m er påvirket av skipstrafikk. Ellers omfatter regnearket følgende nye data:

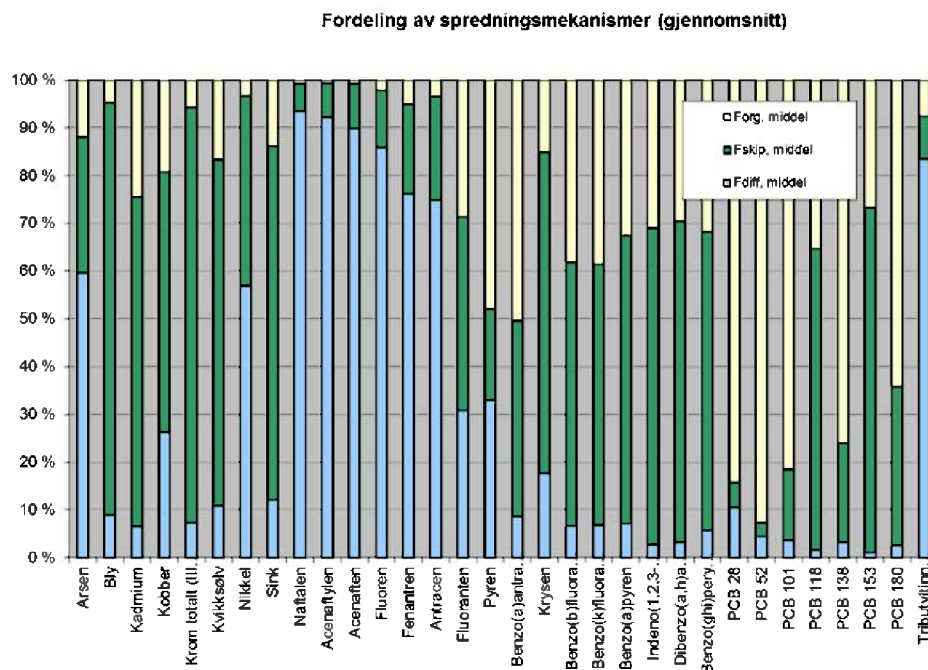
- Miljøgifter i sediment (8 stk)
- Miljøgifter i vann (4 stk)
- Hersedimenttest
- Miljøgifter i bunndyr
- Miljøgifter i fiskefilet

De viktigste resultatene fra beregningsverktøyet i tabellform er kort oppsummert i kapittel 7.3. Det er gjort en samlet vurdering av resultatene i kapittel 7.4.

Tabell 24 Stedsspesifikke data for Indrevika (kun parametere som er endret er vist)

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
TOC	1	9,1	Gjennomsnittsverdi av prøver fra 2010 og 2013		
Bulkdensitet til sedimentet, $\rho_{sed}$ [kg/l]	0,8	1,2	Generell verdi for vått sediment på overflaten av sjøbunnen		
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Sedimentareal i bassenget, $A_{sed}$ [m <sup>2</sup> ]	ingen standard	713200	www.kystverket.no, målt areal av delområdet		
Vannvolumet over sedimentet, $V_{sed}$ [m <sup>3</sup> ]	ingen standard	29000000	www.kystverket.no, målt vannvolum i delområdet		
Oppholdstid til vannet i bassenget, $t_r$ [år]	ingen standard	0,25	Vurdering etter informasjon i NIVA rapporter 1976 og 1986		
<b>SPREDNING</b>					
Parametere for oppvirvling fra skip, $F_{skip}$	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Antall skipsanløp per år, $N_{skip}$	ingen standard	400	Antatt skipsanløp (store skip)		
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, $T$ [m]	120	150	Lengste innseilingstrasé i sedimentareal påvirket av oppvirvling, dvs. i sedimentareal < 20 m dypt		
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, $m_{sed}$ [kg]	ingen standard	500	Beregnet ut i fra sedimentfeller til 500 kg/anløp		
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, $A_{skip}$ [m <sup>2</sup> ]	ingen standard	15000	Målt areal i farledsområdet < 25 m dybde		
Fraksjon suspendert $f_{susp}$ = sedimentfraksjon < 2 $\mu$ m	ingen standard	0,013	Gjennomsnittsverdi sedimentfeller		
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, $t_{tom}$	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,34	Gjennomsnittsverdi av fraksjon tørrstoff i prøvene fra 2010 og 2013		
<b>HUMAN HELSE</b>					
Parametere for oralt inntak av sediment, $DEI_{sed}$	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp, sed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	0,00E+00	0,00E+00	Ingen bading i Indrevika
Parametere for inntak av overflatevann, $DEI_{sv}$	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp, sv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	0,00E+00	0,00E+00	Ingen bading i Indrevika
Inntak av sjøvann, $DI_{sv}$ [l/d]	0,05	0,05	0,05	0,05	Ingen stedsspesifikk informasjon; sjablongverdi
Parametere for inntak av partikulært materiale, $DEI_{pm}$	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp, pm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	0,00E+00	0,00E+00	Ingen bading i Indrevika
Inntak av sjøvann, $DI_{sv}$ [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, $DEH_{sed}$	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp, h, sed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	0,00E+00	0,00E+00	Ingen bading i Indrevika
Parametere for hudkontakt med vann, $DEH_{sv}$	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp, h, sv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	2,74E-02	2,74E-02	Lite hudkontakt i Indrevika (10 d/år)
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, $IEI_f$	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, $D_f$ [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,025	0,005	Beregnet inntak på bakgrunn av intervju med lokalkjente

### 7.3 Resultater fra beregningsverktøyet iht. TA2802/2011



Figur 22 Fordeling av spredningsmekanismer

Tabell 25 Risikovurdering av spredning (t.v.) Risikovurdering av helse (t.h.)

Tab.2a: Beregnet spredning sammenlignet med "tillatt spredning"						Tab.3: Beregnet total livstidseksponering sammenlignet med MTR/TDI 10 %					
Stoff	Beregnet spredning inkludert skipsoppvirvling (F <sub>diff</sub> + F <sub>org</sub> + F <sub>skip</sub> )		Spredning (F <sub>tot</sub> ) dersom C <sub>sed</sub> er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m <sup>2</sup> /år)	F <sub>tot</sub> i forhold til tillatt spredning (antall ganger):		Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose i forhold til MTR 10 % (antall ganger):	
	F <sub>tot, maks</sub> (mg/m <sup>2</sup> /år)	F <sub>tot, middel</sub> (mg/m <sup>2</sup> /år)		Maks	Middel		DOSE <sub>maks</sub> (mg/kg/d)	DOSE <sub>middel</sub> (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	1,32E+02	4,34E+01	7,76E+01	1,70		Arsen	4,85E-04	4,85E-04	1,00E-04	4,85	4,85
Bly	1,09E+02	4,86E+01	4,00E+01	2,74	1,22	Bly	6,08E-06	6,08E-06	3,60E-04		
Kadmium	1,29E+01	2,83E+00	1,24E+00	10,44	2,28	Kadmium	8,65E-07	8,65E-07	5,00E-05		
Kobber	1,05E+02	6,19E+01	3,38E+01	3,11	1,83	Kobber	2,05E-05	2,05E-05	5,00E-03		
Krom totalt (III + VI)	1,91E+01	1,02E+01	2,65E+02			Krom totalt (III + VI)	8,54E-06	8,54E-06	5,00E-04		
Kvikksølv	2,21E+00	5,79E-01	3,16E-01	6,98	1,83	Kvikksølv	2,29E-05	2,29E-05	1,00E-05	2,29	2,29
Nikkel	3,99E+01	1,88E+01	5,38E+01			Nikkel	7,03E-07	7,03E-07	5,00E-03		
Sink	6,15E+02	1,79E+02	1,85E+02	3,33		Sink	5,24E-04	5,24E-04	3,00E-02		
Naftalen	1,88E+00	8,13E-01	1,50E+02			Naftalen	1,44E-06	1,44E-06	4,00E-03		
Acenaftiylen	6,20E-01	1,46E-01	7,82E+00			Acenaftiylen	8,89E-08	8,88E-08			
Acenaften	1,11E+00	1,82E-01	1,59E+01			Acenaften	8,90E-08	8,88E-08			
Fluoren	4,19E-01	1,16E-01	1,51E+01			Fluoren	8,89E-08	8,88E-08			
Fenantren	4,67E+00	5,93E-01	1,29E+01			Fenantren	8,95E-08	8,89E-08	4,00E-03		
Antracen	3,67E+00	2,63E-01	6,48E-01	5,66		Antracen	8,94E-08	8,88E-08	4,00E-03		
Fluoranten	3,71E+00	4,99E-01	9,07E-01	4,09		Fluoranten	8,92E-08	8,88E-08	5,00E-03		
Pyren	1,10E+01	1,45E+00	3,11E+00	3,53		Pyren	9,00E-08	8,89E-08			
Benzo(a)antracen	7,92E+00	7,64E-01	1,43E-01	55,53	5,36	Benzo(a)antracen	8,95E-08	8,88E-08	5,00E-04		
Krysen	8,18E+00	6,09E-01	1,12E+00	7,29		Krysen	8,95E-08	8,88E-08	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	1,14E+01	2,66E+00	6,72E-01	16,91	3,95	Benzo(b)fluoranten	8,95E-08	8,89E-08			
Benzo(k)fluoranten	4,83E+00	1,08E+00	6,00E-01	8,05	1,80	Benzo(k)fluoranten	8,91E-08	8,88E-08	5,00E-04		
Benzo(a)pyren	1,12E+01	1,85E+00	1,15E+00	9,73	1,60	Benzo(a)pyren	8,95E-08	8,89E-08	2,30E-06		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,11E+00	1,73E+00	5,85E-02	87,35	29,59	Indeno(1,2,3-cd)pyren	8,90E-08	8,88E-08	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	1,65E+00	3,02E-01	8,30E-01	1,99		Dibenzo(a,h)antracen	8,88E-08	8,88E-08			
Benzo(ghi)perylene	6,48E+00	1,74E+00	4,81E-02	134,70	36,08	Benzo(ghi)perylene	8,90E-08	8,88E-08	3,00E-03		
PCB 28	1,06E-02	3,73E-03				PCB 28	1,78E-08	1,78E-08			
PCB 52	9,54E-02	1,17E-02				PCB 52	1,78E-08	1,78E-08			
PCB 101	2,29E-02	2,18E-03				PCB 101	1,78E-08	1,78E-08			
PCB 118	3,70E-03	4,61E-04				PCB 118	7,63E-08	7,63E-08			
PCB 138	4,25E-02	3,28E-03				PCB 138	1,01E-07	1,01E-07			
PCB 153	8,72E-03	6,99E-04				PCB 153	1,65E-07	1,65E-07			
PCB 180	1,31E-02	9,60E-04				PCB 180	1,78E-08	1,78E-08			
Sum PCB7	1,97E-01	2,30E-02				Sum PCB7	4,14E-07	4,14E-07	2,00E-06	0,21	0,21
Tributyltinn (TBT-ion)	2,34E+01	3,11E+00	1,26E+01	1,86		Tributyltinn (TBT-ion)	8,88E-05	8,88E-05	2,50E-04		

Tabell 26 Risikovurdering av økologi mhp konsentrasjoner i sediment, konsentrasjoner i porevann og konsentrasjoner i sjøvann

Tab.1: Målt sedimentkonsentrasjon sammenlignet med trinn 1 grenseverdier					Tab.4: Beregnet/målt porevannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC <sub>w</sub>					Tab.6: Beregnet og målt sjøvannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC <sub>w</sub>						
Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon i forhold til trinn 1		Beregnet porevannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC <sub>w</sub> (mg/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon i forhold til PNEC <sub>w</sub> (antall ganger):		Målt sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC <sub>w</sub> (mg/l)	Målt sjøvannskonsentrasjon i forhold til PNEC <sub>w</sub> (antall ganger):	
	Antall prøver	C <sub>sed, max</sub> (mg/kg)	C <sub>sed, middel</sub> (mg/kg)		Maks	Middel	C <sub>pv, maks</sub> (mg/l)	C <sub>pv, middel</sub> (mg/l)		Maks	Middel	C <sub>sv, maks</sub> (mg/l)	C <sub>sv, middel</sub> (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	31	84,9	25,6461	52	1,63		1,29E-02	3,88E-03	4,8E-03	2,68		2,37E-03	1,60E-03	4,8E-03		
Bly	31	223	96,4355	83	2,69	1,16	1,44E-03	6,23E-04	2,2E-03			9,28E-05	4,84E-05	2,2E-03		
Kadmium	31	25,7	4,4819	2,6	9,88	1,72	1,98E-04	3,45E-05	2,4E-04			1,29E-05	1,19E-05	2,4E-04		
Kobber	31	141	75,5755	51	2,76	1,48	5,78E-03	3,10E-03	6,4E-04	9,03	4,84	2,03E-03	6,19E-04	6,4E-04	3,17	
Krom totalt (III + VI)	31	39,1	20,4516	560			3,26E-04	1,70E-04	3,4E-03			2,29E-05	1,49E-05	3,4E-03		
Kvikksølv	31	4,12	0,9635	0,63	6,54	1,53	4,12E-05	9,64E-06	4,8E-05			5,80E-06	3,95E-06	4,8E-05		
Nikkel	31	33,6	15,5581	46			4,75E-03	2,20E-03	2,2E-03	2,16		2,03E-04	1,89E-04	2,2E-03		
Sink	31	1160	303,0774	360	3,22		1,59E-02	4,15E-03	2,9E-03	5,48	1,43	7,09E-04	5,86E-04	2,9E-03		
Naftalen	31	0,033	0,0142	0,29			2,79E-04	1,20E-04	2,4E-03			5,90E-06	5,20E-06	2,4E-03		
Acenafylen	31	0,024	0,0056	0,033			1,01E-04	2,37E-05	1,3E-03			7,70E-07	3,00E-07	1,3E-03		
Acenafiten	31	0,102	0,0166	0,16			1,81E-04	2,95E-05	3,8E-03			1,40E-06	8,98E-07	3,8E-03		
Fluoren	31	0,064	0,0175	0,26			6,90E-05	1,89E-05	2,5E-03			1,10E-06	6,38E-07	2,5E-03		
Fenantren	31	1,54	0,1879	0,50	3,08		7,39E-04	9,02E-05	1,3E-03			3,00E-06	1,65E-06	1,3E-03		
Antracene	31	1,45	0,1009	0,031	46,77	3,25	5,65E-04	3,93E-05	1,1E-04	5,14		3,60E-07	2,00E-07	1,1E-04		
Fluoranten	31	4,31	0,4419	0,17	25,35	2,60	3,28E-04	3,36E-05	1,2E-04	2,73		5,40E-06	2,90E-06	1,2E-04		
Pyren	31	7,48	0,5584	0,28	26,71	1,99	1,40E-03	1,04E-04	2,3E-05	60,68	4,53	2,20E-06	1,69E-06	2,3E-05		
Benzo(a)antracene	31	13,9	0,7113	0,06	231,67	11,86	3,05E-04	1,56E-05	1,2E-05	25,40	1,30	7,80E-07	4,53E-07	1,2E-05		
Krysen	31	14,4	0,9257	0,28	51,43	3,31	3,97E-04	2,56E-05	7,0E-05	5,68		4,00E-07	2,85E-07	7,0E-05		
Benzo(b)fluoranten	31	20,8	3,3505	0,24	86,67	13,96	2,81E-04	4,53E-05	3,0E-05	9,37	1,51	2,61E-06	1,12E-06	3,0E-05		
Benzo(k)fluoranten	31	8,84	1,3496	0,21	42,10	6,43	1,22E-04	1,87E-05	2,7E-05	4,53		9,50E-07	4,06E-07	2,7E-05		
Benzo(a)pyren	31	21	2,5508	0,42	50,00	6,07	2,77E-04	3,37E-05	5,0E-05	5,55		1,80E-06	8,30E-07	5,0E-05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	31	9,79	2,6417	0,047	208,30	56,21	4,59E-05	1,24E-05	2,0E-06	22,95	6,19	1,20E-06	5,08E-07	2,0E-06		
Dibenzo(a,h)antracene	31	3,38	0,4661	0,59	5,73		1,90E-05	2,63E-06	3,0E-05			2,90E-07	1,27E-07	3,0E-05		
Benzo(ghi)perylene	31	12,1	2,4833	0,021	576,19	118,25	1,30E-04	2,67E-05	2,0E-06	64,97	13,33	9,00E-07	3,83E-07	2,0E-06		
PCB 28	31	0,00106	0,0004				2,86E-07	1,01E-07		mangler PNEC	mangler PNEC	7,60E-09	5,38E-09		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 52	31	0,00538	0,0007				1,18E-06	1,44E-07		mangler PNEC	mangler PNEC	9,60E-09	7,23E-09		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 101	31	0,00767	0,0007				2,49E-07	2,37E-08		mangler PNEC	mangler PNEC	1,70E-08	1,15E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 118	31	0,00538	0,0007				1,74E-08	2,17E-09		mangler PNEC	mangler PNEC	5,90E-09	4,35E-09		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 138	31	0,0201	0,0016				4,31E-07	3,33E-08		mangler PNEC	mangler PNEC	6,10E-09	4,88E-09		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 153	31	0,0145	0,0012				3,11E-08	2,49E-09		mangler PNEC	mangler PNEC	1,10E-08	9,30E-09		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 180	31	0,01	0,0007				1,12E-07	8,23E-09		mangler PNEC	mangler PNEC	4,40E-09	3,33E-09		mangler PNEC	mangler PNEC
Sum PCB7	31	6,41E-02	0,0059	0,017	3,77	4,35	2,31E-06	3,15E-07		mangler PNEC	mangler PNEC	6,16E-08	4,60E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
Tributyltinn (TBT-ion)	31	0,55	0,0733	0,035	15,71	2,09	5,49E-03	7,32E-04	2,1E-07	26164,31	3484,99	2,24E-08	2,02E-08	2,1E-07		

Tabell 27 Risikovurdering av økologi mhp. toksisitetstester

**Tab.5: Målt økotoksisitet sammenlignet med trinn 1 og trinn 2 grenseverdier**

Parameter	Målt økotoks		Grenseverdi for økotoksisitet	Målt økotoksisitet i forhold til grenseverdi (antall ganger):	
	Maks	Middel		Maks	Middel
Porevann, Skeletonema (TU)	0,5	0,5	1,0		
Porevann, Tisbe battagliai (TU)	ikke målt	ikke målt	1,0		
Porevann, Crassostrea gigas (TU)	ikke målt	ikke målt	1,0		
Organisk ekstrakt, DRCalux/EROD (TEQ i ng/kg)	140	140	TEQ < 50 ng/kg	2,80	2,80
Helsedimenttest, Arenicola marina (% dødelighet)	ikke målt	ikke målt	20 %		
Helsedimenttest, Corophium volutator (% dødelighet)	7	7	20 %		

## 7.4 Samlet vurdering

### Resultater fra beregningsverktøyet

Et utdrag fra resultatene gitt av beregningsverktøyet til Miljødirektoratet er gitt i

tabell 28. Det er påvist overskridelser av akseptkriterier for både spredning, human helse og økologisk risiko i Indrevika.

De viktigste parameterne med hensyn på risiko i dette området er:

- Økologisk risiko: PAH og TBT
- Helse: Arsen og kvikksølv
- Spredning: Kadmium, kobber, kvikksølv og PAH

Arsen er stort sett påvist i lave konsentrasjoner tilsvarende naturlig bakgrunnsnivå og tilstandsklasse II i sedimentet i Indrevika. Viktigste eksponeringsvei for arsen iht. beregningsverktøyet er inntak av fisk/skalldyr. I fiskefilet fra Indrevika og Breivika er målt total konsentrasjon av arsen hhv. 2,7 og 11 mg/kg våtvekt. Arsen er et grunnstoff som finnes i relativt høye konsentrasjoner i sjømat, og som foreligger både som organiske og uorganiske forbindelser. Organisk bundet arsen anses å være lite giftig, mens uorganisk arsen er meget giftig. Tradisjonelle analyser av arsen i biota gir kun informasjon om totalinnholdet av arsen, altså summen av organisk og uorganisk. Nyere undersøkelser viser imidlertid at 97-99 % av arseninnholdet i fisk og sjømat er organiske forbindelser som ikke er helseskadelige (Matilsynet, 2013). Resultater fra en doktoravhandling ved Universitetet i Bergen i 2005 viste at andelen giftige arsenforbindelser i fisk var lavere enn 1 % av det totale arseninnholdet (Sloth, 2005). I en ny stor undersøkelse av innholdet av uorganisk arsen i fisk fra norskekysten ble det funnet svært lave konsentrasjoner av uorganisk arsen i alle individer (<0.006 mg/kg) til tross for stor variasjon i innholdet av totalt arsen (0,3-100 mg/kg våtvekt). Dette er langt lavere enn det European Food Safety Authority (EFSA), har lagt til grunn for grenseverdier for arsen i mat (0,03 mg/kg våtvekt) (Julshamn et al, 2012). Arsen i

sedimentet og fiskefilet fra Indrevika anses derfor ikke å utgjøre en reell helserisiko.

Tabell 28 Utdrag av resultater fra beregningsverktøyet med hensyn på beregnede overskridelser på bakgrunn av gjennomsnittskonsentrasjoner i sediment (sedimentkons, porevann, helse, spredning), målte konsentrasjoner i vann (målt sjøvann) og målte konsentrasjoner av miljøgifter i torskefilet (helse). Alle resultater med unntak av siste kolonne er angitt som antall ganger parameteren overskrider tilsvarende grenseverdi i beregningsverktøyet.

Parameter	Overskridelser av akseptkriterier i beregningsverktøy					Spredning kg/år
	Økologisk risiko			Helse	Spredning	
	Sedimentkons	Porevann	Målt sjøvann			
<b>Tungmetaller</b>						
Arsen	0,5	0,8	0,3	4,9	0,6	22
Bly	1,2	0,3	0,0	0,0	1,2	5,4
Kadmium	1,7	0,1	0,0	0,0	2,3	0,65
Kobber	1,5	4,8	1,0	0,0	1,8	21
Kvikksølv	1,5	0,2	0,7	2,3	1,8	0,12
Sink	0,8	1,4	0,2	0,0	1,0	35
<b>PAH</b>						
Antracen	3,3	0,4	0,0	0,0	0,4	0,15
Fluoranten	2,6	0,3	0,0	0,0	0,6	0,21
Pyren	2,0	4,5	0,1		0,5	0,84
Benzo(a)antracen	12	1,3	0,0	0,0	5,4	0,33
Krysen	3,3	0,4	0,0	0,0	0,5	0,15
Benzo(b)fluoranten	14	1,5	0,0		4,0	0,87
Benzo(k)fluoranten	6,4	0,7	0,0	0,0	1,8	0,36
Benzo(a)pyren	6,1	0,7	0,0	0	1,6	0,54
Indeno(1,2,3-cd)pyren	56	6,2	0,3	0,0	30	0,43
Benzo(ghi)perylene	118	13	0,2	0,0	36	0,48
<b>PCB</b>						
Sum PCB7	0,3	0,16*	0,023*	0,2	**	**
<b>TBT</b>						
Tributyltinn (TBT-ion)	2,1	3485	0,1	0,4	0,2	2,0

\* Det eksisterer ikke PNEC for PCB i beregningsverktøyet. I rapporten Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota har Aquateam imidlertid benyttet PNECferskvann som er oppgitt til 0,002 µg/l.

\*\* Overskridelse av PCB beregnes ikke ved beregningsverktøyet

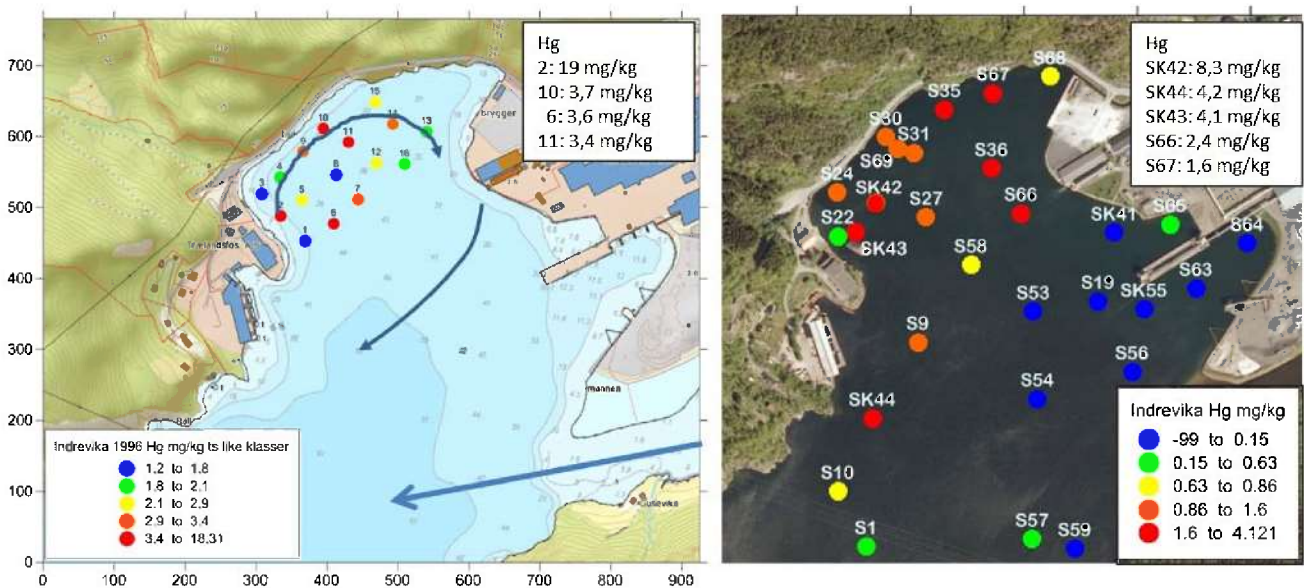
### Andre betraktninger

Området er spesielt preget av forurensning av PAH og kvikksølv (tilstandsklasse V). Forurensning av kobber, bly, kadmium, sink og TBT er også høy. Kjerneprøver viser at forurensningsgraden dypere i sedimentet er like høy som i overflaten. Forurensning av kvikksølv og PAH er høyest i Indrevika mellom Trælandsfos og Kleven brygger. Det er også høye konsentrasjoner av kvikksølv i et tidligere mulig dumpeområde for muddermasser fra vedlikeholdsmudring utenfor Trælandsfos (Jfr. kap. 10.3.2 i COWI, 2011b).

Før Kvina ble regulert har det sannsynligvis vært en relativt sterk kompenserende strøm i retning med klokken langs land i Indrevika som antydnet med piler på figur

23. Denne har sannsynligvis bidratt til å spre forurensning i Indrevika. Etter regulering av Kvina ligger nordlig del av Indrevika i en bakevje med lavere strømningshastighet, noe som sannsynligvis medfører akkumulering av finstoff i dette området. ENK AS ble etablert i 1973 etter at Kvina var regulert. Frem til 1990 hadde ENK AS store utslipp av PAH, inntil 7000 kg/år, som har blandet seg med eksisterende kvikksølvforurensning.

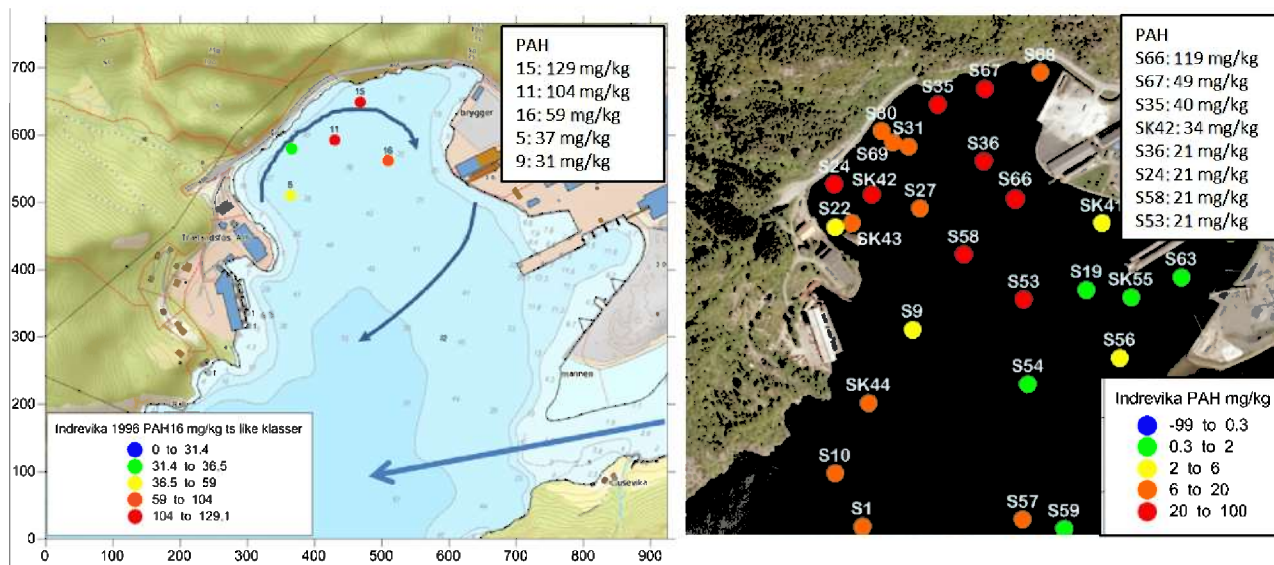
Figur 23 viser at den klart høyeste konsentrasjonen av kvikksølv ble funnet ved utslippet til Trælandsfos i undersøkelsen til Vannlaboratoriet i 1996 (stasjon 2: 19 mg/kg) (Vannlaboratoriet, 1996). I 2010/2013 er kvikksølvforurensningen noe mer fordelt, men fortsatt er de høyeste konsentrasjonene funnet nær det tidligere utslippspunktet og i området hvor det er dumpet kvikksølvforurensede mudringsmasser fra området rett utenfor Trælandsfos fabrikk.



Figur 23 Sammenligning av konsentrasjoner av kvikksølv i sediment i 1996 og 2010/2013 (NB! Legg merke til at det er ulik klassifisering av fargekoder for 1996 og 2010/2013).

På samme måte viser Figur 24 at de klart høyeste konsentrasjonene av PAH ble funnet ved utslippet til Eramet i undersøkelsen til Vannlaboratoriet i 1996 (opp til 129 mg/kg i stasjon 15) (Vannlaboratoriet, 1996). I 2010/2013 er PAH-forurensningen noe mer fordelt, men fortsatt er de høyeste konsentrasjonene funnet nær smelteverket. Høyeste konsentrasjon av PAH i 2010/2013 er funnet i stasjon S66 (119 mg/kg).





Figur 24 Sammenligning av konsentrasjoner av PAH i sediment i 1996 og 2010/2013 (NB! Legg merke til at det er ulike klassifisering av fargekoder for 1996 og 2010/2013).

Prøver av sjøvann med passive prøvetakere indikerer at vannet i området nord i Indrevika er påvirket av forurensning av bly og PAH fra sedimentene. Ellers antas det også å være noe påvirket av dagens aktivitet ved ENK i forhold til aluminium og jern. Målte konsentrasjoner i sjøvann er lave og tilsvarer tilstandsklasse I og II for alle parametere. Sammenlignet med beregningsarket er gjennomsnittet av målte vannkonsentrasjoner høyere enn beregnede konsentrasjoner på bakgrunn av gjennomsnittet av sedimentkonsentrasjoner for arsen (6 ganger), kobber (2 ganger), nikkel (2 ganger) og PCB (opp til 5 ganger). Konsentrasjoner av kadmium, kvikksølv, naftalen og fluoranten, acenaften og fluoren er beregnet å være i samme størrelsesorden. De andre målte konsentrasjonene varierer fra 0,11 – 68 % av beregnede konsentrasjoner. Beregnede og målte vannkonsentrasjoner er vist i vedlegg B.

Målinger av mengde tilgjengelig sulfid i sedimentet sammenlignet med metaller bundet til sulfider indikerer at tungmetallene bly, kobber, kadmium, nikkel, kvikksølv og sink kan være immobilisert på grunn av sterke sulfidbindinger.

Undersøkelser av alkylerte PAH indikerer at PAH-forurensningen er forbrenningsrelatert. Undersøkelser av PAH-profiler fra sedimentprøver i Indrevika i 2010 sammenlignet med PAH-profiler fra sigevannsediment fra ENK AS sitt deponi på Fosselandsheia, viser at PAH-profilene er sammenfallende noe som tyder på at PAH i sedimentene stammer fra utslipp fra ENK AS. Beregninger av PAH-forbindelsenes toksisitet på bentisk fauna indikerer at forurensningen ved stasjon 66 og 67 kan medføre toksiske konsentrasjoner av PAH i porevann. Ellers er det beregnet lav toksisitet av PAH i porevann.

Toksisitetstester indikerer også at porevannet ikke er giftig på algen *Skeletonema costatum* eller for krepsdyret *Corophium volutator*. Det er imidlertid indikasjoner på at organisk ekstrakt av sedimentet kan utgjøre en risiko mhp. dioksiner. Bortsett fra DR Calux-testen er det ikke gjort undersøkelser av dioksiner i sedimentene.

Beregninger viser at konsentrasjon av kvikksølv i torskefilet i Indrevika kan utgjøre en risiko for human helse ved høyere konsum enn 560 g i uka for voksne og 120 g for barn (kapittel 5.7). Det er påvist metylkvikksølv i sedimentet fra 0,56 µg/kg TS til 8,2 µg/kg TS. Det er uten unntak målt høyere konsentrasjon av metylkvikksølv i overflaten (0-1 cm). Høyeste konsentrasjon er målt i stasjon 42 nærmest Trælandsfos og generelt nord i Indrevika. Resultatene indikerer at metylkvikksølvdannelse påvirkes av redokspotensial og TOC-innhold i sedimentet.

Det er påvist høye konsentrasjoner av PAH i bunndyr fra området nord i Indrevika. Det er usikkert om verdiene er reelle eller om prøvene kan være forurenset av partikler. For fisk som spiser bunndyrene vil imidlertid resultatene gjenspeile reell eksponering. Konsentrasjoner av PAH i blåskjell fra samme område er lave og har hatt en avtakende tendens de siste 20 årene.

På grunn av terskelen ved Angholmen er det dårlig vannutskiftning i det indre bassenget i Fedafjorden. Det anses derfor som lite sannsynlig at partikkelbundne miljøgifter fra Indrevika kan spre seg til ytre deler av Fedafjorden. Det er imidlertid mulig at forurenset sediment kan spre seg så langt som til terskelen ved Angholmen og dermed påvirke miljøtilstanden i hele det indre bassenget. Målinger ved stasjon 3 som ligger i de dypeste delene av det indre bassenget (80 m dyp) tyder imidlertid på lite spredning av miljøgifter utover i fjorden.

I 2010 ble det ved hjelp av sedimentfeller beregnet at hvert skipsanløp til kaianlegget til ENK AS medførte oppvirvling av ca. 500 kg sediment. Forurensningstilstanden i sedimentfellene samsvarer med forurensningstilstanden i sedimentet utenfor kaianlegget målt i 2013. Antall skipsanløp (store skip) er estimert å være ca. 400 per år. Turbiditetsmålinger i samme området viste at forhøyet partikkelnivå i vannet ofte kunne kobles til skipsanløp, men at det var lite korrelasjon mellom skipsanløp av store skip og utslag på turbiditetsmåleren. Det er mulig at turbiditet i vannet som følge av vind har en minst like stor påvirkning på oppvirvling og spredning av sediment.

Som nevnt er forurensningsgraden i sedimentet ved ENK AS sitt kaianlegg betydelig lavere enn ved Kleven brygger nord i Indrevika. Det er ikke utført separate risikovurderinger i beregningsverktøyet av spredning fra disse to kaiene, og det er derfor vanskelig å bruke resultatene fra beregningsverktøyet til å anslå om spredningen av miljøgifter som følge av skipstrafikk er betydelig. Det anbefales derfor å gjøre en egen spredningsberegning / måling ved anløp til Kleven brygger.

### Oppsummering

Når supplerende vurderinger og undersøkelser tas i betraktning fremstår de viktigste parameterne med hensyn på risiko i området å være:

- Økologisk risiko: PAH (nord i Indrevika), TBT og ev. dioksiner
- Helse: Kvikksølv
- Spredning: Kadmium, kobber, kvikksølv og PAH

Resultatene for risikovurderingen viser at området ikke kan friskmeldes iht. TA-2802/2011. Påvist forurensning er også i konflikt med eksisterende miljømål for Fedafjorden. Dette medfører at det må gjøres en tiltaksvurdering for Indrevika

.Risikoen for økologi og helse nord i Indrevika anses å være størst og bør derfor prioriteres ved ev. tiltak. Beskrivelse av anbefalte tiltak er gitt i egen rapport (COWI, 2014).

## 8 Referanser

**Bakken, T. m.fl. (2008).** Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. TA-2229/2007. 12s. Klima- og Forurensningsdirektoratet.

**Bakken, T. og Breedveld, G. (2011).** Veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter. TA2802/2011. 70s. Klima- og Forurensningsdirektoratet

### **COWI (2014) TILTAKSRAPPORT**

**COWI/NGI (2013).** Kartlegging av forurenset sjøbunn i Stavanger. Risikovurdering trinn 1 og 2. COWI-rapport A042676-RAP001, datert 20. desember 2013.

**COWI (2010).** Fedafjorden. Miljøundersøkelse 2010 og Trinn 1 Risikovurdering, datert 22. desember 2010. Oppdragsnr. 132151.

**COWI (2011)** Fedafjorden. Trinn 2 Risiko- og tiltaksvurdering, datert 26. juni 2011. Oppdragsnr. 132151.

**Borregaard Trælandsfos (2010)** Borregaard Trælandsfos AS – tilleggsinformasjon om forurensning på land (deponier). Deres ref. 2007/4503. Brev fra Borregaard Trælandsfos AS til Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen, datert 25. oktober 2010.

**Haugstøl, G.L. m.fl. (2011).** Miljøgifter i marine organismer. Klima- og Forurensningsdirektoratet, TA-2852/2011, 425 s.

**Hydro (2004).** Avgassmålinger ved Tinfos Jernverk, Kvinesdal. Konsernforskningssenteret. Prosjektnr. F73352-100, oppdrag nr. M03-069, Dokumentnr. 04Q\_CJ7, datert 18. juni 2004.

**Hydro (2005).** Avgassmålinger ved Tinfos Jernverk, Kvinesdal. Kontrollmålinger 2005. Konsernforskningssenteret. Prosjektnr. F75434-000, oppdrag nr. A05-103, Dokumentnr. 05R\_AI7, datert 19. august 2005.

**J.J., Sloth (2005)** Speciation analysis of arsenic - Development of selective methodologies for assessment of seafood safety. Informasjon om doktorgradsarbeidet på [www.nifes.no](http://www.nifes.no).

**Julshamn K., Nilsen B.M., Franzen S., Valdernesnes S., Maage A., Nedreaas K., Sloth J.J. (2012).** Total and inorganic arsenic in fish samples from Norwegian waters. . s.l. : Food Additives & Contaminants Part B-Surveillance 5, 229-235.

**Mattilsynet (2013).** Artikkel på [www.matportalen.no](http://www.matportalen.no)

**Nilsen, B.M. og Julshamn, K. (2011).** Overvåking forurensede havner og fjorder 2009/2010 – en undersøkelse av kvikksølv i torskefilet fra 15 fjorder og havner langs norskekysten. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).

**Rene Listerfjorder (2011).** Notat – Miljømål for kystvannområdene i Farsund, Kvinesdal og Flekkefjord.

**Sødal, D.P. (2003)** Fylkesvise tiltaksplaner for forurensede sedimenter. Rapport fra fase 1 for Fedafjorden, Kvinesdal kommune. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen, rapport nr. 1-2003. 22 s. + vedlegg.

**USEPA. 2005.** Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Metal Mixtures (Cadmium, Copper, Lead, Nickel, Silver and Zinc). United States Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, DC, EPA-600-R-02-011. January 2005.

**Økland, T.E. (2005).** Kostholdsråd i norske havner og fjorder. En gjennomgang av kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag, datert november 2005.

# Vedlegg A      Analyserapporter