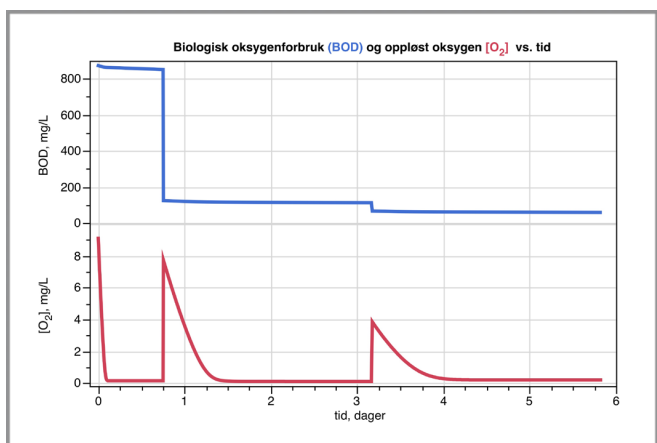
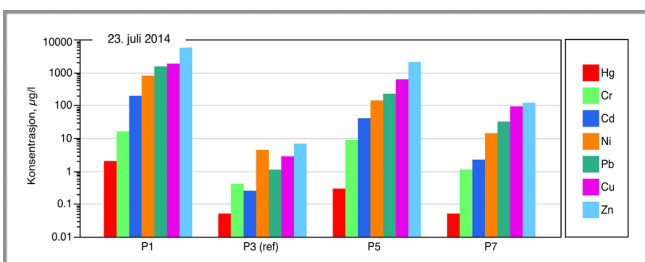


# Miljøundersøkelse i Aulivassdraget, konsekvenser av brannen ved Revac AS i 2014



**Hovedkontor**

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

**NIVA Region Sør**

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

**NIVA Region Innlandet**

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

**NIVA Region Vest**

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

Tittel Miljøundersøkelse i Aulivassdraget, konsekvenser av brannen ved Revac AS i 2014	Løpenr. (for bestilling) 6757-2014	Dato 08.12.2014
	Prosjektnr. Undernr. 14277	Sider 57 s.
Forfatter(e) Eirik Fjeld, Ian Allan, Kine Bæk, Øyvind Garmo, Espen Lund, Therese Fosholt Moe, Jonas Persson, Jens Thaulow og Hans Fredrik Veiteberg Braathen	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Revac AS	Oppdragsreferanse Jørn Svinsholt
------------------------------	-------------------------------------


**Sammendrag**

En brann i et utendørs lager av plast iblandet fraksjoner av elektronikkavfall ved gjenvinningsbedriften til Revac AS i Vestfold 21. juli 2014 førte til utslipp av forurenset slukkevann i Aulivassdraget – med påfølgende episode av fiskedød. Etter ulykken fikk NIVA i oppdrag å utrede konsekvensene brannen hadde på akvatisk miljø. Vi viser her at det i Bjunebekken, nedstrøms utslippet til vassdraget, har vært svært høye og toksiske konsentrasjoner av tungmetaller, særlig kobber og kadmium. Dette har etter all sannsynlighet ført til akutt fiskedød. Lenger ned i vassdraget har de forurensete vannmassene blitt fortynnet av Storelva og Merkedamselva, og nivåene av tungmetaller har trolig hatt en lav eller ingen akutt giftighet. Tilførselene av brannskum med slukkevannet har imidlertid trolig ført til oksygenvinn i vassdraget, fra like etter utslippspunktet og ned til utløpet av Aulielva. Mest sannsynlig har de lave oksygennivåene forårsaket fiskedød der hvor metallkonsentrasjonene alene ikke var akutt giftige. Vannprøver påviste forurensinger av PAH (benzo(a)pyren) i øvre deler av Storelva (forurensningsklasse IV – Dårlig). Nivåene av tungmetaller i vann var nær normalisert i vassdraget 7. august. Analyser av sedimenter viste generelt lave konsentrasjoner av tungmetaller og ulike organiske miljøgifter. Metallkonsentrasjonene var i tilstandsklasse I «Ubetydelig forurenset», med unntak for kadmium som i Bjunebekken var i klasse II «Moderat forurenset». Konsentrasjonene av ulike organiske miljøgifter var i forurensningsklasse I og II (Bakgrunn – God). Nivåene av metaller i fisk fra vassdraget og blåskjell fra fjorden var innenfor et naturlig bakgrunnsnivå. Nivåene av PAH i blåskjell var øg lave. De biologiske undersøkelsene viste at fiskesamfunnet var betydelig redusert i de berørte delene av vassdraget, men det skjer nå trolig en naturlig reetablering av fisk fra de upåvirkede sideelvene. Utslippet har hatt en tydelig, negativ, effekt på bunndyrsamfunnet nedstrøms utslippet. I august ble dette dominert av robuste grupper som fjærmygg og fåbørstemark. Undersøkelser av begroingsalger kunne ikke vise noen effekt av utslippet. Begroingssamfunnene bærer ellers preg av eutrofiering og en høy organisk belastning, særlig i Aulielvas nedre områder, noe som ikke kan relateres til utslippene etter brannen ved Revac AS.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Tungmetaller	1. Heavy metals
2. Organiske miljøgifter	2. Organic pollutants
3. Ferskvann	3. Freshwater
4. Biota	4. Biota

  
Eirik Fjeld  
Prosjektleder

  
Elisabeth Lie  
Forskningsleder

  
Thorjorn Larssen  
Forskningsdirektør

**Miljøundersøkelse i Aulivassdraget, konsekvenser av  
brannen ved Revac AS i 2014**

## Forord

Mandag 21. juli 2014 begynte det å brenne i et utendørs lager av plast iblandet fraksjoner av EE-avfall på gjenvinningsbedriften Revac AS på Linnestad industriområde i Vestfold. Det forurensete slukkevannet rant ut i Aulivassdraget og førte til omfattende fiskedød. I et møte med miljøvernavdelingen og bedriften fikk NIVA i oppdrag å utrede konsekvensene av brannen på akvatisk miljø. Oppdragsgever var bedriften, Revac AS. I denne rapporten presenterer og drøfter vi våre funn fra undersøkelsen.

Ved NIVA har vi hatt en prosjektgruppe som har jobbet med undersøkelsen, og hvor de enkelte medarbeiderne har forfattet eller bidratt til sine delkapitler i rapporten.

Følgende medarbeidere har bidratt på ulike fagområder og aktiviteter:

Bæk, Kine: prøveinnsamling, logistikk av prøver og analyseresultater  
Fosholt Moe, Therese: prøveinnsamling og ansvarlig for begroingsundersøkelser  
Garmo, Øyvind: BLM-modellering; beregning av toksisitet av kobber og kadmium  
Persson, Jonas: prøveinnsamling og ansvarlig for bunndyrundersøkelser  
Lund, Espen: feltarbeid, ansvarlig for fiskeundersøkelser  
Thaulow, Jens: feltarbeid, fiskeundersøkelser  
Allan, Ian: prøveinnsamling, ansvarlig for analyser og vurderinger av organiske miljøgifter  
Veiteberg Braaten, Hans Fredrik: prosjektering av uorganiske analyser  
Fjeld, Eirik: prosjektleder, prøveinnsamling, vurdering tungmetaller, oksygensvinn og fiskedød

En særlig takk til Kine Bæk og Therese Fosholt Moe som kastet seg rundt og fikk gjennomført det første feltarbeidet, og tok de første møtene med miljøforvaltningen, bedriften, media og brukerinteressene.

Videre en takk til Miljøvernavdelingen i Vestfold og til Revac AS for all velvillig hjelp og assistanse i forbindelse med planleggingen og gjennomføringen av prosjektet. Våre kontaktpersoner her har vært henholdsvis overingeniør Elise Thorbjørnsen og HSE Manager Jørn Svinsholt.

Oslo, 08.12.2014

*Eirik Fjeld*  
Prosjektleder

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>9</b>
2.1 Beskrivelse av vassdraget	9
2.2 Prøvetaking av vann, sedimenter, brannrester, blåskjell og fisk	9
2.3 Analyser av tungmetaller	10
2.4 Analyser av organiske miljøgifter	10
2.5 Beregning av biologisk oksygenforbruk	11
2.5.1 Streeter-Phelps modellen	11
2.5.2 Modifisering av modellen	12
2.6 Begroinger	12
2.7 Bunndyr	13
2.8 Innsamling av fisk	14
<b>3. Uorganiske analyser av vann, sediment og ferskvannsfisk</b>	<b>16</b>
3.1 Vannprøver	16
3.1.1 Tungmetaller i vann	16
3.1.2 Annen vannkjemi	20
3.1.3 Vurdering av metallenes giftighet	22
3.2 Sedimenter og brannrester	25
3.3 Tungmetaller i ferskvannsfisk	26
<b>4. Tungmetaller og PAH i muslinger</b>	<b>27</b>
<b>5. Organiske miljøgifter i vann, sedimenter og askerester</b>	<b>28</b>
5.1 Organiske miljøgifter i vann	28
5.2 Organiske miljøgifter i aske og sedimenter	30
<b>6. Oksygenvinn i vassdraget</b>	<b>39</b>
6.1 Spesifisering av modellbetingelser	39
6.1.1 Temperatur og oksygenforhold	39
6.1.2 Vannføring	39
6.1.3 BOD i brannskum og mengder slukkevann	39
6.1.4 Ratekonstanter	40
6.2 Modellberegninger	40
6.3 Konsekvenser av oksygenvinn	41
<b>7. Bunndyr</b>	<b>44</b>
<b>8. Begroinger</b>	<b>48</b>
8.1 Artsmangfold	48
8.2 Økologisk tilstand	49
8.3 Kommentar	50

---

<b>9. Forekomst av fisk</b>	<b>51</b>
<b>10. Konklusjoner</b>	<b>53</b>
<b>11. Referanser</b>	<b>55</b>

## Sammendrag

En brann i et utendørs lager av plast iblandet fraksjoner av elektronikkavfall ved gjenvinningsbedriften til Revac AS i Vestfold 21. juli 2014 førte til utslipp av forurenset slukkevann i Aulivassdraget. Etter ulykken fikk NIVA i oppdrag å kartlegge forekomst av forurensinger og miljøgifter som har blitt sluppet ut i vassdraget som følge av brannen, belyse årsakene til fiskedød, vurdere konsekvenser av bruk av brannskum, samt kartlegge effekter og status på fisk, bunndyr og begroingsalger i vassdraget.

Vi viser her at det i Bjunebekken, nedstrøms utslippet til vassdraget, har vært svært høye og toksiske konsentrasjoner av tungmetaller, særlig kobber og kadmium. Dette har etter all sannsynlighet ført til akutt fiskedød. Lenger ned i vassdraget, etter som de forurensete vannmassene i Bjunebekken ble vesentlig fortynnet av Storelva og Merkedamselva, har konsentrasjonene av tungmetaller trolig hatt en lav ellet ingen akutt giftighet. Prøver tatt 7. august viste at nivåene av tungmetaller i vassdraget nedstrøms utslippet da var nær normalisert sammenliknet med en referanseprøve oppstrøms utslippet.

Modelleringer av biologisk oksygenforbruk på grunn av tilførselen av brannskum med slukkevannet tyder imidlertid på at utslippet har ført til omfattende oksygenvinn i hele vassdraget, fra like etter utslippspunktet og ned til utløpet av Aulielva. De lave oksygennivåene har sannsynligvis forårsaket fiskedød der hvor metall-konsentrasjonene alene ikke var akutt giftige.

Analyser av vannprøver påviste forurensinger av PAH (tjærestoff som bl.a. dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale) i vassdraget, og basert på PAH-forbindelsen benzo(a)pyren var konsentrasjonen i øvre deler av Storelva så vidt høy at den kvalifiserte til Miljødirektoratets forurensningsklasse IV «Dårlig». Analyser av sedimenter påviste imidlertid generelt lave konsentrasjoner av tungmetaller og en rekke organiske miljøgifter. For metallene var konsentrasjonsøkningen i sedimentene tydeligst for kadmium i Bjunebekken. Nivåene av tungmetaller i sedimentprøvene tilfredstilte Miljødirektoratets tilstandsklasse I «Ubetydelig forurenset», med unntak for kadmium som i Bjunebekken kvalifisert for tilstandsklasse II «Moderat forurenset». Konsentrasjonene av ulike organiske miljøgifter var i forurensningsklasse I «Bakgrunn» (PCB, dioksiner, klorete parafiner) og II «God» (PBDE, PAH).

De biologiske undersøkelsene viste at fiskesamfunnet var betydelig redusert i de berørte delene av vassdraget, men det skjer nå trolig en naturlig reetablering av fisk fra de upåvirkede sideelvene. Utslippet har hatt en tydelig, negativ, effekt på bunndyrsamfunnet på de undersøkte stasjonene som ligger nedstrøms utslippet. I august dominerte robuste grupper som fjærmygg og fåbørstemark i bunndyrsamfunnet nedstrøms utslippet. Foreløpige undersøkelser i felt i november tyder imidlertid på en vesentlig forbedring i bunndyrsamfunnets status. Undersøkelser av begroingsalger kunne ikke vise noen effekt av utslippet. Begroingssamfunnene bærer ellers preg av eutrofiering og høy organisk belastning, særlig i de nedre områdene av Aulielva. Vi presiserer at denne eutrofieringen ikke har noen sammenheng med utslippene fra brannen ved Revac AS.

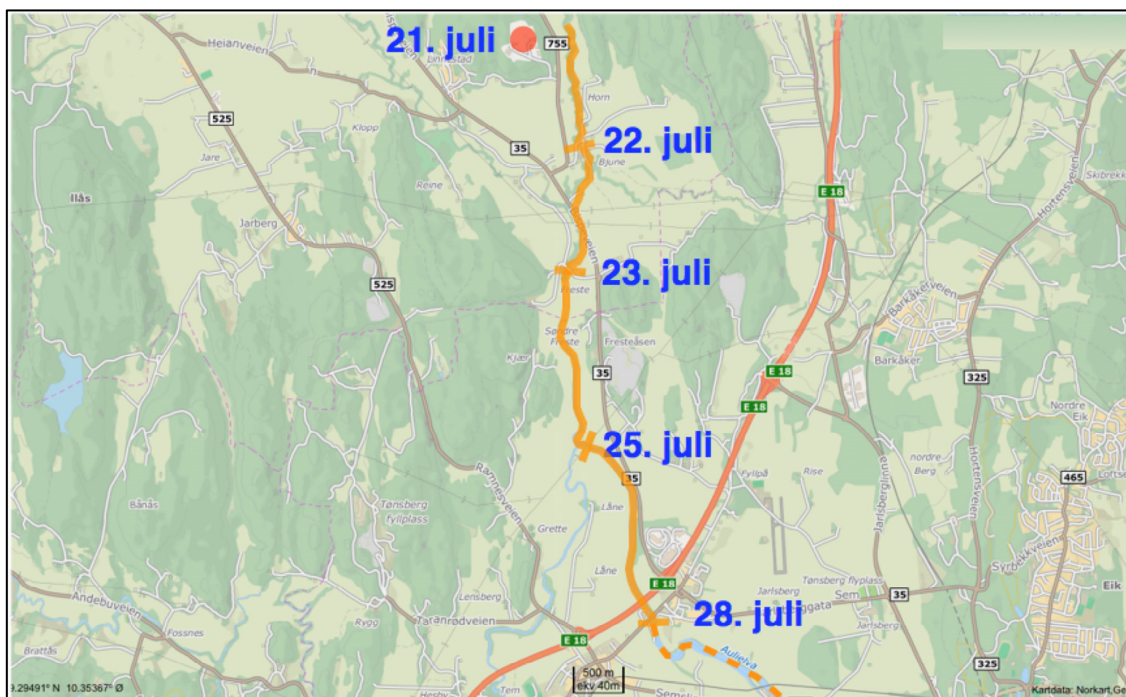
# 1. Innledning

Mandag 21. juli 2014 begynte det å brenne i et utendørs lager bestående av 1250 tonn hardplast iblandet fraksjoner av elektronikkavfall på gjenvinningsbedriften Revac AS på Linnestad industriområde i Re kommune i Vestfold. Brannvesenet brukte 36 timer å slukke brannen og det ble brukt store mengder vann og slukkeskum. Dette lagrede materialet hadde vært miljøsanert (trinn 1) på Revacs anlegg på Lundteigen. Fra januar 2014 var det transportert og lagret på Linnestad, i påvente av videre behandling og sortering på plasttyper i det nye anlegget som er under oppføring.

Det forurensede slukkevannet ble ledet gjennom bedriftens system for håndtering av overflateavrenning og drenert via anleggets tette betongdekke til kumsystem med tilhørende sandfang/oljeutskiller. Deretter ble det ført ut i en godkjent utslippsløsning og videre ut i en liten bekk som via et dreneringsrør til slutt munnet ut i Bjunebekken i Aulivassdraget. Vassdraget renner ut i Tønsbergfjorden ved Ilene naturreservat, et området beskyttet av Ramsar-konvensjonen.

Dagen etter at brannen var slukket ble resthaugen med brent plast tildekket for å hindre avrenning. Videre ble utløpsrøret ble plombert, slik at det ved nedbør ikke skulle renne ut forurenset vann til bekken. For å øke vannføringen og fortynningen av miljøgifter i vassdraget, ble det i noen dager etter brannen tilført rent vann med brannslanger til den lille bekken som mottok avrenningen.

I følge Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Vestfold viste prøver tatt 21. juli at forurensningen på det tidspunktet ikke hadde nådd Bjunebekken (Vesleelva) ved Bjune. Kvelden tirsdag 22. juli ble det observert forurensning og døende fisk i Bjunebekken. En front med forurenset vann, sotfarget og illeluktende, drev nedover vassdraget og forårsaket ytterligere fiskedød. 23. juli var det synlig forurensning og fiskedød ved Bjune og ned til Storelva ved Freste, og 25. juni syntes fronten med forurenset vann å ha kommet like nedstrøms samløpet mellom Storelva og Merkedamselva. Den 28. juli ble det observert død og døende fisk i området hvor E18 krysset Aulielva.



Figur 1. Datoer for når fronten med forurenset vann ble observert nedover Aulivassdraget etter brannen ved Revac AS 21. juli 2014.



Vi har i Figur 1 vist hvorledes fronten med forurenset vann drev nedover vassdraget. I følge våre opplysninger fra bedriften har det totalt blitt innsamlet 1560 kg død fisk.

Prøver tatt av Fylkesmannens miljøvernnavdeling og bedriften viser at utslippet førte til betydelig forurensing av tungmetaller og PAH. Konsentrasjonene av tungmetaller i Bjunebekken var så høye at de ble ansett som akutt toksiske for fisk og akvatiske organismer.

Etter utslippet ble det innført forbud mot bruk av vann fra de berørte deler av vassdraget til jordvanning, og forbud mot omsetning av landbruksprodukter fra arealer vannet med slikt vann. Videre ble det lagt restriksjoner på bruk av grunnvannsbrønner i området til drikkevann. Det ble frarådet å konsumere fisk fra vassdraget og blåskjell/østers fra fjorden, og det ble advart mot å bade og padle i de berørte deler av vassdraget.

NIVA ble kontaktet av miljøvernnavdelingen hos Fylkesmannen i Vestfold tirsdag 29. juli og bedt om å bistå med faglige råd og assistanse i forbindelse med prøvetaking og miljøundersøkelser. NIVA tok supplerende prøver av vann, sedimenter og muslinger (blåskjell fra fjorden) 30. juni. Samme dato, i et møte med miljøvernnavdelingen og bedriften, fikk NIVA i oppdrag om å utforme et forslag til overvåknings- og oppfølgingsprogram for akvatisk miljø. Undersøkelsen skulle kartlegge forekomst av forurensinger og miljøgifter som har blitt sluppet ut i vassdraget som følge av brannen, belyse årsakene til fiskedød, vurdere konsekvenser av bruk av brannskum, samt kartlegge effekter og status på fiske-, bunndyr- og begroingsamfunnet i vassdraget.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Beskrivelse av vassdraget

Aulivassdraget har utløp sentralt i Tønsbergfjorden ved Ilene naturreservat. Vassdraget deler seg like nord for E18 ved Sem i to hovedelver, Storelva i øst og Merkedamselva i vest. Storelva forgreiner seg ytterligere ved Bjune hvor Bjunebekken (også kalt Vesleelva) møter Storelva. Bjunebekken med sidegreiner drenerer et nedbørfelt som strekker seg nordøst for Bjune, mens Storelva drenerer de nordvestre områdene.

Vassdraget er et lavlandsvassdrag, der de høyeste partiene ligger omlag 400 m o.h. I nord grenser vassdraget mot Eikernvassdraget. Nedbørfeltet dekker ca. 363 km<sup>2</sup>, og omfatter sentrale deler av Vestfold fylke med Holmestrand i nord og Tønsberg i syd.

Geologisk hører Aulivassdraget til det såkalte Oslofeltet og berggrunnen domineres av rombeporfyr, men har betydelige innslag av granitter og kvartsitt sentralt i feltet. Store deler av nedbørfeltet er dekket av marin leire og glasi-fluviale israndsavsetninger. Dette betyr at det er relativt høye naturlige konsentrasjoner av næringsalter i avrenningsvannet. Marin grense ligger på omlag 185 m o.h.

Vassdraget er sterkt påvirket av jordbruk, og andelen jordbruksareal utgjør omlag 36 % av nedbørfeltet. Det meste av jordbruksarealene finnes i den østre delen av området, rundt Raet og på marine avsetninger langs Storelva og Merkedamselva.

Vannportalen (2013) beskriver vassdraget som et viktig sjørrettvassdrag, særlig er de østre grenene av vassdraget viktige gyte- og oppvekstområder.

Den teoretiske årsmiddelvannføring ved Aulielvas utløp i Tønsbergfjorden er ca. 7,3 m<sup>3</sup> pr. sekund. I tørre perioder vil vannføringen være mindre enn en tiendedel av dette (Vannportalen 2013, <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=71639>).

### 2.2 Prøvetaking av vann, sedimenter, brannrester, blåskjell og fisk

Formålet var å identifisere hvilke forurensninger og miljøgifter som har blitt tilført vassdraget som følge av brannen og konsentrasjonene av disse i ulike matrikser. Denne delen av undersøkelsen deles inn i to enheter: tungmetaller og organiske miljøgifter. En nærmere kvantifisering av utslippsmengdene vil være vanskelig da prøvetakingen i vassdraget under den akutte perioden har vært usystematisk med hensyn til tid, sted og vannføring. Til den kjemiske kartleggingen hører det også med vurderinger av eventuelle konsekvenser bruken av brannskum har hatt for livet i vassdraget (biologisk oksygenforbruk).

NIVA tok vannprøver fra ulike steder i Aulivassdraget og Tønsbergfjorden, samt sedimenter fra vassdraget den 30. juli og 7. august. Se Kapittel 3 og 5 for en nærmere beskrivelse av prøvestedene. Sedimentprøvene, som besto av det øvre 0–1 cm sedimentsjikt, ble tatt med en van Veen bunngabb, med unntak av en prøve nederst i vassdraget hvor den ble skrapet opp med skje fra sedimentene da det her var vanskelig å komme til med en grabb.

Det ble tatt prøver av aske/brannrester fra ti ulike steder nederst i haugen av brent materiale på industriarealet til Revac AS under vår befaring 7. august. Materialet ble blandet og grovere partikler ble siktet fra ved NIVAs laboratorium. Analysene er gjort på fraksjonen < 1 mm, som vi antar er representativ for partikler som kan ha blitt fraktet fra brannstedet og nedover elva.

For å undersøke hvorvidt forurensningene fra Aulivassdraget hadde ført til økte konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell i Tønsbergfjorden, ble det den 30. juli innsamlet prøver fra nær utløpet til

Aulivassdraget (Smørberg) og antatt upåvirkede prøver omlag 5 km lenger ute i fjorden ved Melsomvik (Himalaya). Muslingene ble sortert i to størrelsesgrupper (større eller mindre enn 30 mm) og det ble analysert på bløtdeler minus lukkemuskler, slik som beskrevet i Miljødirektoratets veileder for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).

Fisk fra Aulivassdraget ble fanget 14.-15. august. med et elektrisk fiskeapparat (for en nærmere beskrivelse, se Kapittel 2.8). Den ble oppbevart nedfrost i aluminiumsfolie og polyetylenposer fram til prøvetaking. Fra et utvalg av disse ble det dissekert ut bein- og skinnfri skjellettmuskel til analyser av tungmetaller.

## 2.3 Analyser av tungmetaller

Tungmetaller ble analysert i prøver av vann, sedimenter fra stilleflytende partier i elva, brannrester, i fisk fra elva, samt i muslinger fra fjorden. Prioriterte tungmetaller var arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink. Prøvene tatt av NIVA ble analysert ved EUROFINS AS (metode: ICP-MS for alle metallene unntatt kvikksølv som ble bestemt ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri.

På grunn av egenskapene til enkelte av de aktuelle metallene ble vannprøvene analysert i både filtrerte og ufiltrerte, syreoppluttede prøver (totalkonsentrasjon). Ved analyse av ufiltrerte, syreoppluttede prøver inkluderes de metallfraksjonene som er assosiert med partikler og kolloider. Dette gir et mål på den totale konsentrasjonen i prøven. Ved å filtrerer prøven (0,45 µm filter), eventuelt la partiklene sedimentere i prøveglasset før et volum til analyse tas ut, vil den løste fraksjonen samt fraksjonen som foreligger i kolloidale former bli bestemt. Dette er fraksjoner som kan være mer biologisk aktive og potensielt mer toksiske enn fraksjonen som er absorbert til større partikler.

## 2.4 Analyser av organiske miljøgifter

Organiske miljøgifter foreligger oftest i så små konsentrasjoner i vannfasen at ordinære vannprøver ikke er en velegnet prøvetype. Vår forslag for screening for relevante organiske miljøgifter var basert på en to-trinns tilnærming. Det første skritt var en screening av et lite antall prøver for kjemikalier som kan være til stede i avrenningen som har drenert ut i bekken etter brannslukkingen. Deretter kan en eventuell oppfølgende undersøkelse ta utgangspunkt i analyseresultatene fra de første prøvene såfremt disse viser konsentrasjoner som gir grunn til bekymring.

Vi ønsket derfor å screene to relevante prøver for stoffer som kan ha blitt sluppet ut i vassdraget som følge av brannen: én representativ prøve av det forbrente materialet på industriområdet og én prøve satt sammen av flere delprøver av sedimenter fra vassdraget (såkalt blandprøve). Ved flere steder langs elva ble det derfor tatt prøver av det øvre 1 cm sedimentsjiktet (se foregående kapittel) og en blandprøve av disse ble analysert for organiske miljøgifter. Prøvene ble oppbevart mørkt ved 4 °C fram til de ble analysert.

Disse aktuelle gruppene av kjemikalier omfatter:

- Forbindelser som kan ha vært tilstede i det opprinnelige materialet. Disse inkluderer perfluorerte stoffer (PFC); forskjellige bromerte flammehemmere som polybromerte difenyletere (PBDE), tetrabrombisfenol A (TBBPA), heksabromsyklododekan (HBCDD), polybromerte bifenyler (PBB), andre nye bromerte flammehemmere (p-TBX, PBT, HBB, PBEB, BTBPE, DBDPE, BATE, EHTBB, BEHTBP, DPTE, TBCO, HCDBCO, TBECH, DPMA og S/A-DP); fosfor-flammehemmere (PFRS), kort- og medium-kjedede klorparafiner (S/MCCP) og ftalater.
- Forbindelser som kan ha blitt produsert under forbrenning. Disse inkluderer polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og furaner (PCDD/Fs) og polybromerte dibenzo-p-dioksiner og furaner (PBDD/Fs).

En store askeprøve, innsamlet ved ulike steder i resthaugen av forbrent materiale ved Revac AS, ble siktet med en 1 mm sikt og fraksjonen < 1 mm ble homogenisert. Materialet ble fordelt på ulike prøveglass som ble sendt til forskjellige laboratorier for analyse. En blandprøve ble laget av øverste 1 cm sedimentsjikt fra prøvestasjonene P2, P5, P7 og P8 (Figur 3). Alle prøvene ble lagret mørkt og ved 4 °C fram til analyse.

De benyttede analyselaboratoriene for prøvene tatt av NIVA var som følger:

- Analyser for PBDD/Fs ved Örebro Universitet, Sverige.
- Analyser for PFC, PAH, OPC, NBFR, PCDD/F og PCB ved Recetox/Masaryk University, Brno, Tsjekia.
- Analyser for PBDE, TBBPA, HBCDD, PBB, ftalater, S/MCCP ved EUROFINS AS.

Ekstraksjon og analyse med høyoppløselig GC/MS for PCB og PCDD/F ved RECETOX er gjort i henhold til ISO-standard 17025. Analyser for PBDE, TBBPA, HBCDD, PBB og S / MCCP på Eurofins GFA Lab Service GmbH (Tyskland) er gjort i henhold til DIN EN ISO 17025: 2005. Analyser for ftalater ble gjort ved Eurofins SOFIA (Tyskland) og er også gjort i henhold til DIN EN ISO 17025: 2005.

I tillegg ble blåskjell fra Tønsbergfjorden analysert for PAH hos EUROFINS AS (metode: GC-MS).

Alle laboratoriene har gjennomført analysene etter standard prosedyre for å sikre tilfredsstillende kvalitetssikring og kontroll. Analyseresultatene er vist i tabeller i kap 5. For data angitt som «mindre enn», indikerer verdien som følger etter symbolet < forbindelsens kvantifiseringsgrense i den gitte matris/benevnelse.

## 2.5 Beregning av biologisk oksygenforbruk

### 2.5.1 Streeter-Phelps modellen

I forbindelse med utredningen av konsekvensene på vannmiljøet i Aulivassdraget etter brannen ved REVAC AS har NIVA blitt bedt om å vurdere eventuelle konsekvenser av utslipp av brannskum.

Vi har gjort en teoretisk vurdering basert på mengde og type skum brukt og under gitte betingelser i vassdraget. Vi har brukt en tilnærming basert på Streeter-Phelps modellen, og for en introduksjon, se Dunnivant og Anders (2006) eller <http://da.wikipedia.org/wiki/Streeter-Phelps>.

Denne modellen beregner oksygenvinnet på gitte steder eller tidspunkt i et vassdrag etter et punktutslipp av organisk materiale med kjente en kjent BOD-verdi (biological oxygen demand). Den legger til grunn at utslippet ser seg som en plugg («plug flow» i veskedynamikk) nedover vassdraget og hastigheten er konstant i alle tverrsnitt i elveprofilen.

Modellen består i sin enkleste form av to prosesser: (i) nedbryting av det biologiske materialet som både reduserer BOD og mengden oppløst oksygen i vassdraget, og (ii) re-oksygeneringen (gjenluftingen) av vannet. Matematisk kan modellen representeres med to ordinære differensiallikninger:

$$1) \quad dL/dt = -k_d \cdot L$$

$$2) \quad d[O_2]/dt = -k_d \cdot L + k_a \cdot ([O_2]_s - [O_2])$$

Her er  $L$  og  $[O_2]$  henholdsvis konsentrasjonene av BOD og oppløst oksygen,  $t$  er tiden det har tatt for utslippet å bli transportert nedover vassdraget,  $k_d$  er ratekonstanten for nedbryting av organisk materiale,  $k_a$  er ratekonstanten for re-oksygeneringen og  $[O_2]_s$  er oksygenkonsentrasjonen ved 100% metning.

Per definisjon er oksygenvinnnet i vannmassene ved utslippet ( $D_0$ ) lik differansen mellom oksygenkonsentrasjonen ved metning og den foreliggende konsentrasjonen:

$$3) \quad D_0 = [O_2]_s - [O_2]_0$$

Dette gir følgende analytiske løsning for oksygenvinnnet i vassdraget ved tiden  $t$ :

$$4) \quad D_t = (k_d \cdot L_0) / (k_a - k_d) \cdot [\exp(-k_d t) - \exp(-k_a t)] + D_0 \cdot \exp(-k_a t)$$

Dette er den tradisjonelle Streeter-Phelps likningen.

### 2.5.2 Modifisering av modellen

I utgangspunktet benyttet vi oss av den opprinnelige Streeter-Phelps likningen ved modelleringen av oksygenvinnnet etter utslippet i Aulivassdraget. Imidlertid viste det seg at mengdene organisk materiale i utslippet var så stort at modellen opererte utenfor sitt fysisk-kjemiske gyldige område og predikerte negative oksygenverdier i vassdraget.

De negative oksygenverdiene skyldes at nedbrytnings-konstanten for organisk materiale er definert kun ut fra mengde organisk materiale tilstede (1. ordens ratekonstant). Dette er en feil forutsetning når oksygenverdiene går mot null. Da vil ratekonstanten være en funksjon av både mengde organisk materiale og oksygenkonsentrasjonen (2. ordens ratekonstant). Vi måtte derfor endre modellen ved å legge inn en inhiberingsfaktor for nedbrytingen av organisk materiale ved lave  $O_2$ -konsentrasjoner. En enkel tilnærming basert på Michaelis-Menten kinetikk kan være:

$$5) \quad V_{ox} = [O_2] / (k_{ox} - [O_2])$$

Her er  $k_{ox}$  halvmetningskonstanten til oksygeninhiberingsraten  $V_{ox}$ . Når konsentrasjonen av oksygen er lik  $k_{ox}$  er nedbrytningsraten av BOD lik 0,5 og nedbrytingen av BOD er redusert med 50 %. Ved å legge inn en slik korrigering i likning 1 og 2 fås følgende uttrykk for mengde BOD og oksygenkonsentrasjoner:

$$6) \quad dL/dt = -V_{ox} \cdot k_d \cdot L$$

$$7) \quad d[O_2]/dt = -V_{ox} \cdot k_d \cdot L + k_a \cdot ([O_2]_s - [O_2])$$

Disse likningene gir imidlertid ingen enkel analytisk løsning av oksygenvinnnet  $D$  slik som i likning 4. Vi har derfor måtte beregne oksygenkonsentrasjonene og mengden BOD nedover vassdraget rent numerisk og i diskrete steg fra og med  $t_0$  basert på likningene 5 – 7.

## 2.6 Begroinger

Begroingsalger er fastsittende organismer som driver fotosyntese og som er svært sensitive overfor forurensning, eutrofiering og forsuring. At de er fastsittende innebærer at de ikke kan forflytte seg for å unnslippe eventuelle (periodiske) forurensinger. Dermed reagerer de på selv korte forurensingsepisoder som ellers lett ville blitt oversett ved kjemiske målinger. De fungerer således som tidlige varslere, og de vender også raskt tilbake til opprinnelig status. Av disse grunner blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter og i forbindelse med tilstandsklassifisering i henhold til Vannforskriften. Begroingsalger var for eksempel én av de undersøkte organismegruppene etter uhellsutslippet av natriumhypokloritt i Akerselva 2011 (Bækken m.fl. 2011).

### Metodikk

Prøvetaking ble utført i henhold til vannforskriftens metodikk for tilstandsklassifisering på bakgrunn av begroingsalger. Da brukes vannkikkert og man dekker en strekning på ca. 10 meter pr lokalitet. Det blir

Samlet inn prøver av alle makroskopisk synlige alger og dekingen av disse estimeres som prosent deking (<1-100 %). Da det var alt for brunt vann til bruk av vannkikkert ble prøvetakingen denne gang gjort ved å stikke armen ned i vannet og lete frem til alger samt løfte opp steiner og samle alger fra disse. Mikroskopiske alger samles inn ved at det børstes et område à 8 x 8 cm på overflaten av hver av 10 steiner (à 10-20 cm i diameter). Det avbørstede materialet blandes i 1 liter vann og en delprøve av denne konserveres i formaldehyd. Jamfør den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (EN 15708:2009) blir de mikroskopiske algene senere undersøkt i mikroskop. Tettheten av disse estimeres så som hyppig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

Basert på funnene over rapporteres artsmangfold og økologisk tilstand for hver lokalitet. Sistnevnte rapporteres vanligvis som grad av eutrofiering og forurensning for begroingsalger, og NIVA har utviklet en sensitiv og effektiv metode for å overvåke eutrofiering og forurensning ved hjelp av begroingsalger. Indeksene PIT (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011) og AIP (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009) brukes for å indikere grad av henholdsvis eutrofi og forurensning for hver vannforekomst. For mer informasjon om PIT og AIP, se Veileder 02:2013 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Det er viktig å huske på at økologisk tilstand i henhold til PIT og AIP kun ser på effekter av forurensning og eutrofiering, mens det i dette tilfellet stort sett er snakk om utslipp av tungmetaller og PAH. PIT og AIP vil derfor i dette tilfellet kun fungere som et supplement, mens hovedvekten vil være på artsmangfold: det vil kommenteres på artssammensetning på referansestasjon sammenliknet med stasjoner nedstrøms utslipp samt generelt inntrykk av begroingsalgene ved de ulike lokalitetene.

## 2.7 Bunndyr

Bunndyr er meget utsatt ved forurensning av elver og brukes derfor mye i vurdering av negative effekter, for eksempel ved utslippet av natriumhypokloritt til Akerselva i 2011 (Bækken et al. 2011 / NIVA-rapport 6240-2011). Bunndyr skal i henhold til overvåkingsveilederen 02:2009 (Direktoratsgruppen, 2010) prøvetas i oktober-november, da en mer stabil høstsituasjon er etablert og de tilstedeværende bunndyrene er tilstrekkelig store for sikker identifisering.

Prøver fra august er tatt for tidlig på sesongen for å sikkert vurdere miljøtilstand basert på ASPT/nEQR i henhold til den reviderte Veilederen for Vanndirektivet 02:2013 (Direktoratsgruppen, 2013). Prøvene fra august blir vurdert på tilstedeværelsen eller fraværet av forventede taksa, andelen følsomme eller tolerante organismer, mangfold og antall. En oppfølgende undersøkelse ble gjort i november 2014 for å følge gjenopprettelsen i samfunnet og få bestemt miljøtilstand.

### *Metodikk*

NIVAs innsamlingsmetode for bunndyr er i henhold til den reviderte Veilederen for Vanndirektivet 02:2013 (Direktoratsgruppen, 2013), der det ved innsamling av bunndyrmateriale anbefales bruk av en såkalt sparkemetode (NS-EN ISO 10870:2012). Prøvene blir tatt i strykpartier når det er mulig, da klassegrensene i vurderingssystemet ikke er tilpasset sakteflytende elver. Prøvene blir konservert i felt med etanol. Bunndyrmaterialet blir så talt og bestemt i laboratoriet etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Det taksonomiske nivået varierer, men individer i de tre hovedgruppene døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*), de såkalte EPT taksa, blir så langt det er mulig identifisert til art/slekt.

For prøver fra august blir klassifiseringsindeksene EQR/nEQR/Raddum 2 basert på bunndyr ikke pålitelige og er ikke inkludert i denne rapporten.

Vurdering av forurensningsbelastning og økologisk tilstand baseres på indeksen ASPT (Average Score Per Taxon). Denne indeksen gir gjennomsnittlig forurensningstoleranse for familiene i bunndyrsamfunnet og anvendes som vurderingssystem i Vanndirektivet. Beregnet ASPT kan sammenliknes med en nasjonal referanseverdi og forholdet mellom beregnet ASPT og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality

Ratio). EQR kan videre regnes om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. ASPT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land.

Når det gjelder belastning knyttet til organisk materiale og næringssalter så vil dette i en bekk som er forsuret gi det resultat at taksa som skårer lavt for ASPT (bl.a. snegler og igler) forsvinner, mens de gruppene som skårer høyt (f.eks. steinfluer) blir igjen. Dette gjør at økologisk tilstand basert på ASPT blir kunstig høy og misvisende under slike forhold. I kalkfattige områder er det derfor viktig at man i tillegg til ASPT vurderer effekten av forsuring, og dette vil bli gjort med Raddum 2-indeksen for bunndyr i henhold til Veilederen for Vanddirektivet (dette er mindre relevant for Aulivassdraget).

## 2.8 Innsamling av fisk

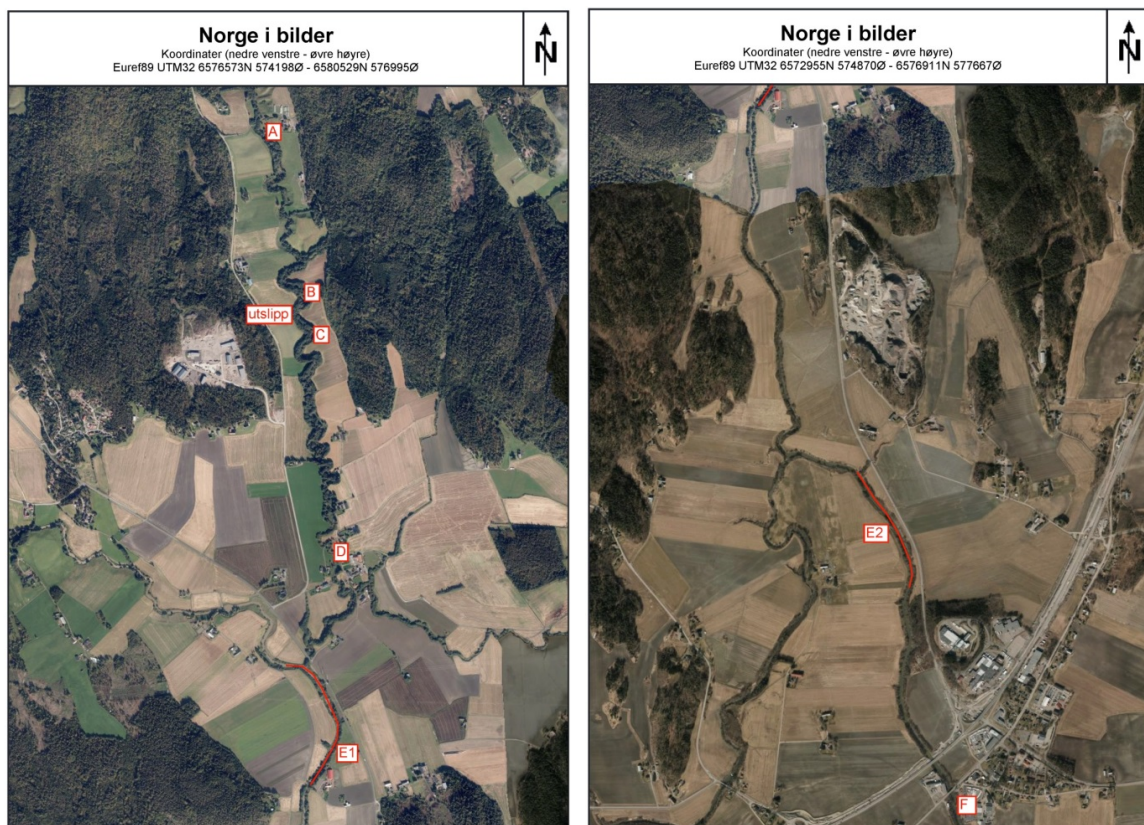
Det ble utført el-fiske i deler av Aulivassdraget 14.–15. august 2014. Hensikten var å skaffe informasjon om forekomst av fisk på elvestrekninger som kan ha blitt påvirket av utslipp fra brannen.

Det ble fisket på totalt sju strekninger i Bjunebekken (Vesleelva/Dalselva), Storelva og Aulielva, se Tabell 1 og kart i Figur 2. De to øverste strekningene i Bjunebekken (A og B) var antatt upåvirkede referansestrekninger oppstrøms utslippet. Strekning C var rett nedstrøms utslippet og strekning D var en drøy kilometer nedstrøms utslippet. Videre nedover i Storelva og Aulielva, var strekningene E1 og E2 lengre strekninger som ble el-fisket langs kantene fra gummibåt. Elvens dybde, meget tett vegetasjon og bratt terreng gjorde det umulig å fiske disse strekningene ved vanlig vading. Strekning F ble undersøkt ved vading, men kun langs kantene, det var for dypt til å fiske hele elvens bredde.

Felles for alle stasjoner var brunt vann, dårlig sikt i vannet og dermed vanskelige forhold for el-fiske. Vannføringen var trolig lav-middels for dette vassdraget. Fangbarheten var antakelig lav. Alle strekninger ble overfisket én gang. Noen fisk ble kun observert, ikke fanget. Disse er med i opptellingen, med antatt lengde. Det ble fisket med apparattype GeOmega FA-4.

Tabell 1. *El-fiske i Aulivassdraget 14.-15. august 2014: informasjon om strekninger. Bredde er et omtrentlig gjennomsnitt.*

Strekning	Kode	Lengde, m	Bredde, m	Areal, m <sup>2</sup>	Lednings-evne, $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temp, °C	Kommentar
Ref. 1	A	75	2,5	187	209	13,8	Mer grus og stein. Mer stryk.
Ref. 2	B	80	4,0	320	202	13,5	Mye stakk. Noe grus. Fiskefelle.
Utslipp	C	60	3,0	180	196	13,2	Mye stakk. Leire. Noe grus/sand.
Bjune	D	60	2,5	150	208	14,1	Litt dyp. Løs bunn.
Storelva	E1	750			179	14,1	Brukte båt. Fisket langs kantene.
Aulielva	E2	700			180	14,6	Brukte båt. Fisket langs kantene.
Bruene	F	100	2,0	200	246	14,6	Fisket langs begge kantene.



Figur 2. Kart over strekninger som ble el-fisket 14.–15. august 2014.

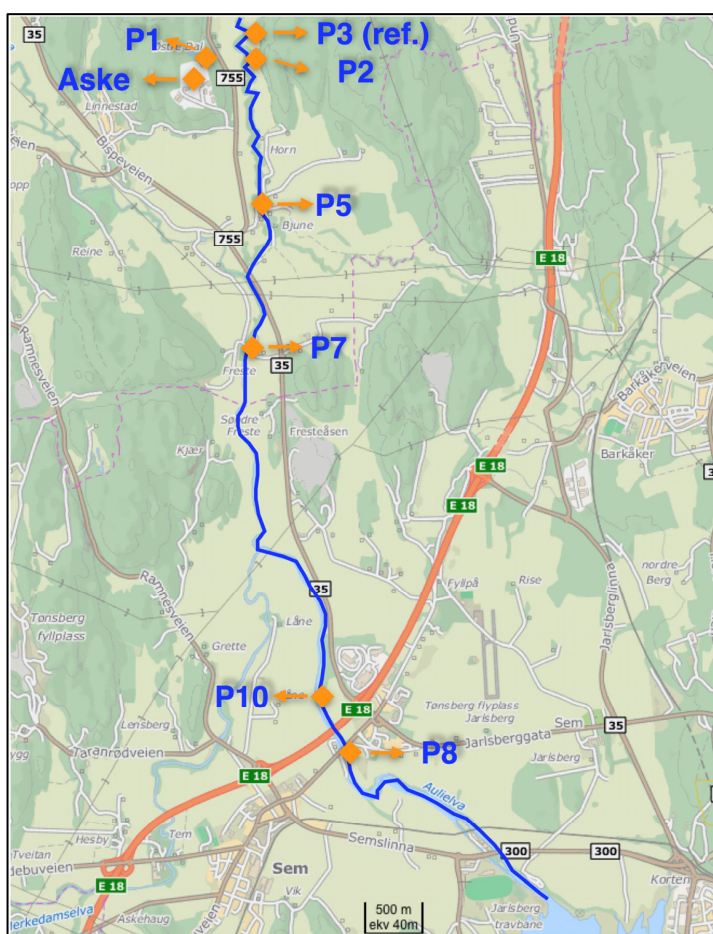


## 3. Uorganiske analyser av vann, sediment og ferskvannsfisk

### 3.1 Vannprøver

#### 3.1.1 Tungmetaller i vann

Vi har analyseresultater for vannprøver tatt av Revac AS 21. juli og miljøvernavdelingen den 23. juli, 28. juli og 2. august. Videre har NIVA tatt vannprøver 30. juli og 7. august som også har blitt analysert for tungmetaller. Prøvene har blitt tatt på ulike steder, både fra bedriftens område med overflatevann fra utløpet til industriområdet og vann fra en brønn til en oljeutskiller, i Aulivassdraget med referanseprøver oppstrøms utslippet og potensielt forurensede prøver nedstrøms utslippet og i Tønsbergfjorden (Figur 3, Tabell 2).



Figur 3. Prøvetakingsstasjoner (prøvepunkter) for de analyserte vann- og sedimentprøvene tatt i Aulivassdraget etter brannen ved Revac AS 21. juli 2014.

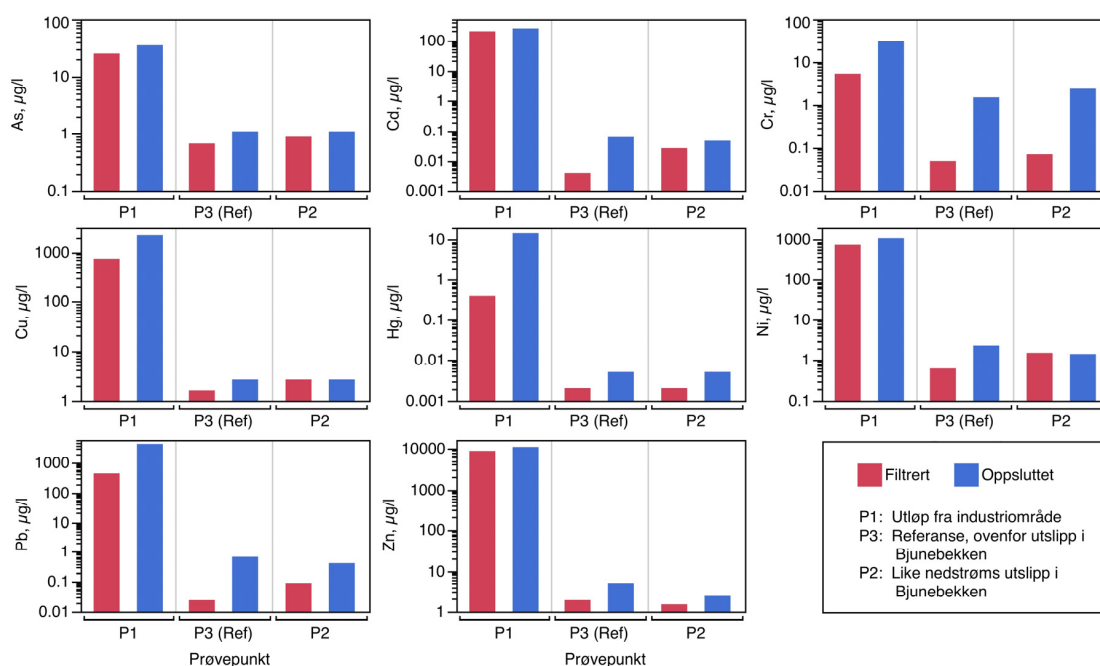
Prøvene tatt 21. juli viste at det forurensede slukkevannet som rant ut fra utløpet til industriområdet ennå ikke hadde nådd Bjunebekken. Det var ingen vesentlige forskjeller mellom prøvene tatt oppstrøms utslippspunktet til vassdraget (referanseprøven ved punkt P3) og nedstrøms dette (P2). Konsentrasjonene av tungmetaller i slukkevannet som rant ut fra industriområdet var imidlertid svært høye. Mange av tungmetallene i denne avrenningen var i stor grad partikkelbundet, noe som vises ved at konsentrasjonene i de syreoppløste prøvene (totalkonsentrasjon) til dels var betydelig høyere enn i de filtrerte prøvene. Dette gjaldt særlig kvikksølv og bly hvor totalkonsentrasjonene var henholdsvis 37 og 10 ganger høyere enn i de filtrerte prøvene. For krom og kobber var forskjellene mindre ekstreme og totalkonsentrasjonene

var henholdsvis 5,7 og 3 ganger høyere. Kadmium, sink og arsen var i mindre grad partikkelbundet og totalkonsentrasjonene var 1,3–1,4 ganger større enn løst fraksjon.

I Tabell 2 har vi også vist medianverdier av analysedata på tungmetaller i prøver tatt i perioden 1990–2007 i Aulielva. Disse er forholdsvis like de verdiene vi har målt ved referansestasjonen i Bjunebekken etter brannen.

Tabell 2. Tungmetallkonsentrasjoner i vannprøver. Prøvene er behandlet noe ulikt for analyse: F: filtrert, O: oppsluttet i syre, UF: ufiltrert. For angivelse av prøvepunkter i vassdraget, se kart i Figur 3. Prøvene er fra Tønsbergfjorden (TF), kummer for overflateavrenning på bedriftens område, utløpet til industriområdet (P1) og fra vassdraget (P2–P10). Medianverdier for prøver tatt ved utløpet av Aulivassdraget i perioden 1990–2007 er også vist (n: 10-15, data fra NIVA).

Prøvedato	Prøvetaker	Prøvepunkt	Behandling	Konsentrasjon, µg/l						
				Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
21.07.2014	Revac As	P1	F	200	5,4	740	0,398	760	440	8800
21.07.2014	Revac As	P1	O	250	31	2200	14,7	1100	4400	11000
21.07.2014	Revac As	P3 (ref)	F	<0,004	<0,05	1,6	<0,002	0,61	0,024	1,9
21.07.2014	Revac As	P3 (ref)	O	2,6	1,5	2,6	<0,005	2,3	0,69	5,0
21.07.2014	Revac As	P2	F	0,026	0,071	2,6	<0,002	1,5	0,091	1,5
21.07.2014	Revac As	P2	O	2,6	2,4	2,6	<0,005	1,4	0,42	2,4
23.07.2014	FMVE	P1	UF	196	16,1	1870	2,0	795	1535	5770
23.07.2014	FMVE	P3 (ref)	UF	0,25	0,4	2,80	<0,05	4,4	1,1	6,8
23.07.2014	FMVE	P5	UF	40,4	8,8	620	0,29	141	226	2100
23.07.2014	FMVE	P7	UF	2,2	1,1	93	<0,05	14,1	32,2	120
28.07.2014	FMVE	P7	UF	<0,1	0,39	2,9	<0,05	2,8	1,7	7,8
28.07.2014	FMVE	P10	UF	0,68	0,57	15,3	<0,05	3,5	4,3	42,3
28.07.2014	FMVE	P8	UF	0,61	0,47	14,5	<0,05	4,4	4,0	30,1
30.07.2014	NIVA	P3 (ref)	UF	0,01	0,141	1,72	0,001	1,4	0,238	1,87
30.07.2014	NIVA	P2	UF	0,241	0,165	2,14	0,003	1,83	1,38	12,4
30.07.2014	NIVA	P8	UF	0,323	0,233	6,41	0,008	3,4	3,56	19,2
30.07.2014	NIVA	TF, Smørberget	UF	<0,05	0,872	1,35	0,002	0,698	1,61	3,74
30.07.2014	NIVA	TF, Himalaya	UF	<0,05	0,771	1,01	0,004	<0,5	1,22	<2
02.08.2014	FMVE	Kum, nr. 2	F	2,8	1,3	260	0,068	37	60	430
02.08.2014	FMVE	Kum, nr. 2	O	3,0	2,4	360	0,317	41	190	490
02.08.2014	FMVE	Kum, oljeutskiller	F	5,4	2,0	170	0,044	43	92	760
02.08.2014	FMVE	Kum, oljeutskiller	O	6,9	8,4	400	0,528	51	480	940
02.08.2014	FMVE	P2	F	2,3	0,47	26	0,006	11	6,5	110
02.08.2014	FMVE	P2	O	2,3	1,1	44	0,052	10	19	110
02.08.2014	FMVE	P5	F	0,072	0,075	2,6	<0,002	1,8	0,18	6,4
02.08.2014	FMVE	P5	O	0,11	<0,50	3,5	<0,005	1,8	1,1	9,5
02.08.2014	FMVE	P7	F	0,0058	0,064	1,9	<0,002	0,8	0,063	1,4
02.08.2014	FMVE	P7	O	0,015	<0,50	2,2	<0,005	0,65	0,28	2,1
07.08.2014	NIVA	P3 (ref)	F	<0,0040	0,08	2,2	<0,002	0,92	0,021	0,68
07.08.2014	NIVA	P3 (ref)	O	0,021	<0,50	2,1	<0,005	0,63	<0,20	<2,0
07.08.2014	NIVA	P2	F	0,027	0,08	2,4	<0,002	1,1	0,065	1,9
07.08.2014	NIVA	P2	O	0,035	<0,50	3,2	<0,005	0,85	0,38	<2,0
07.08.2014	NIVA	P5	F	0,029	0,077	2,3	<0,002	1,1	0,048	1,6
07.08.2014	NIVA	P5	O	0,025	<0,50	3,2	<0,005	0,73	0,21	2,4
07.08.2014	NIVA	P7	F	0,012	0,076	2,1	<0,002	0,79	0,064	1,2
07.08.2014	NIVA	P7	O	0,025	<0,50	2,6	<0,005	0,56	0,26	<2,0
07.08.2014	NIVA	P8	F	0,017	0,071	1,9	<0,002	0,78	0,02	2,5
07.08.2014	NIVA	P8	O	<0,010	<0,50	2,4	<0,005	0,55	<0,20	2,5
07.08.2014	NIVA	TF, Smørberget	UF	<0,2	<1	1,6	<0,001	<2	0,33	<2
07.08.2014	NIVA	TF, Smørberget	UF	<0,2	<1	1,1	<0,001	<2	<0,2	2,9
1990–2007	NIVA	Aulielva, utløp	UF	0,03	2,25	1,71	0,002	2,57	0,38	6,2

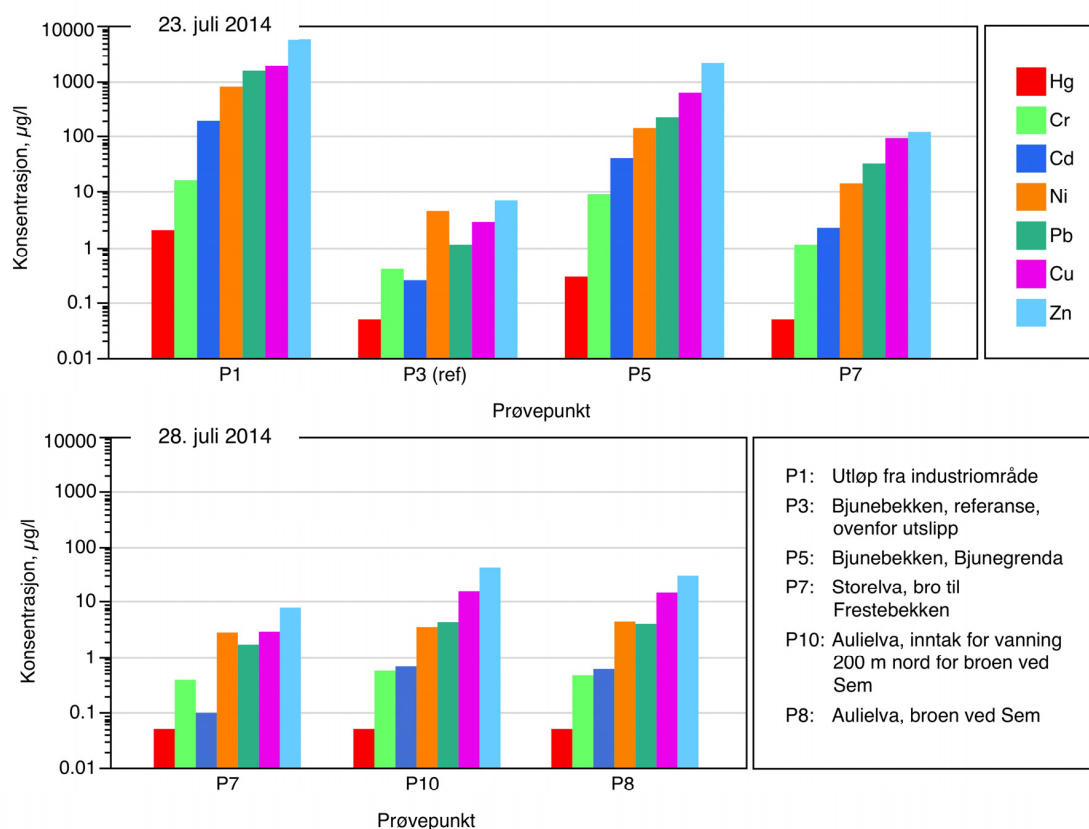


Figur 4. Konsentrasjoner av tungmetaller i vannprøver tatt 21. juli fra avrenningen til industriområdet (P1) og i Bjunebekken oppstrøms (P3) og nedstrøms (P2) utslippet fra Revac AS. Det er analysert i henholdsvis filtrerte og syreoppløste prøver. Verdier under kvantifikasjonsgrensen er satt lik grensen. Merk: konsentrasjonene er på logaritmisk skala.

Prøvene fra 23. juli viste fortsatt svært høye konsentrasjoner av tungmetaller i utløpet fra industriområdet (prøvepunkt P1). I følge Fylkesmannens miljøvernavdeling var det døende og stresset fisk ned til prøvepunkt P7 i Storelva (ved Førum bru). Konsentrasjonene her var klart forhøyet i forhold til referanseprøven oppstrøms utslippet (Figur 5). Konsentrasjonene her var noe lavere enn høyere oppe i Bjunebekken ved Bjunegrenda (P5) da de ikke-forurensede vannmasser fra Storelva ved samløpet med Bjunebekken fortynnet tilførselene. Konsentrasjonene av kobber, bly, nikkel og kadmium ved prøvepunkt P5 i Bjunebekken var så høye som henholdsvis 620, 226, 141 og 40 µg/l. Ved prøvepunkt P7 lenger nede i Storelva hadde de sunket til henholdsvis 93, 32, 14 og 2 µg/l.

Fem dager seinere, den 28. juli, viste analysene at de forurensede vannmassene hadde drevet forbi prøvepunkt P7 i Storelva. Kobberkonsentrasjonene her hadde da på det nærmeste normalisert seg og var på 2,9 µg/l, det vil si nær den samme som ved referansestasjonen (Figur 5). I følge opplysninger fra miljøvernavdelingen ble det observert død og døende fisk ved stasjon P8 nedstrøms brua hvor E18 krysser Aulielva. Forurensingene her hadde da blitt ytterligere fortynnet av tilførselene fra Merkedamselva og konsentrasjonene av kobber og kadmium var her henholdsvis 14,5 og 0,6 µg/l.

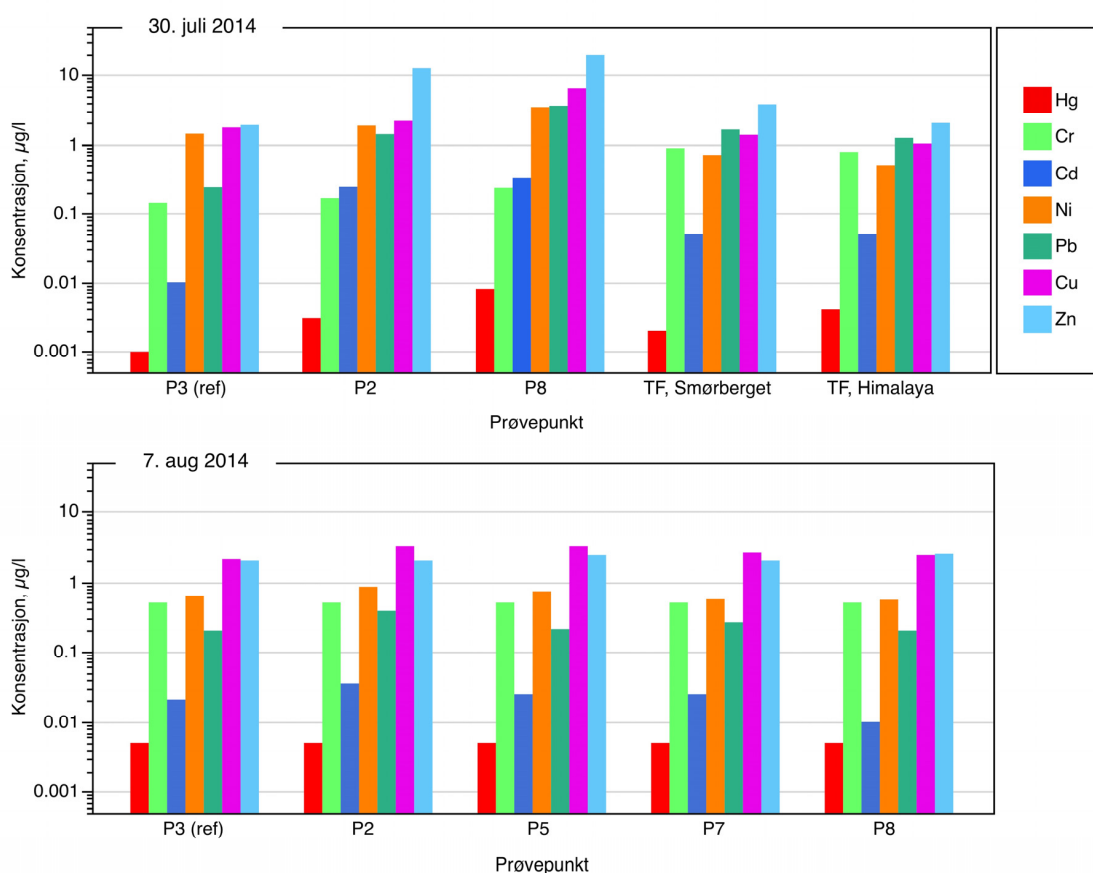
Den 30. juli tok personell fra NIVA prøver fra tre av de etablerte prøvepunktene i vassdraget, samt to prøver i fjorden. Konsentrasjonen av tungmetaller nedover vassdraget hadde da blitt ytterligere redusert. Eksempelvis var kobber- og kadmiumkonsentrasjonene ved prøvepunkt P2 (like nedstrøms utslippet) omlag 2 og 0,2 µg/l, mens lenger nede i Aulielva ved prøvepunkt P8 var de omlag 6 og 0,3 µg/l. Prøvene fra indre deler av Tønsbergfjorden ved Smørberget hadde kun svakt forhøyede verdier sammenliknet med referansestasjonen Himalaya 5 km lenger ute ved Melsomvik. Til dette bør det imidlertid tilføyes at det trolig er en rekke kilder som også kan bidra med tungmetaller til indre deler av Tønsbergfjorden, så som urban avrenning, kobberbasert bunnstoff for båter og ulik industri.



Figur 5. Konsentrasjoner av tungmetaller i vannprøver tatt Aulivassdraget 23. og 28. juli av miljøvernavdelingen. Det er analysert i ufiltrerte prøver. Verdier under kvantifikasjonsgrensen er satt lik grensen. Merk: konsentrasjonene er på logaritmisk skala.

Etter et regnvær den 2. august tok miljøvernavdelingen nye prøver fra kummer for oppsamling av overflateavrenning fra industriområdet og ved prøvepunkter nedover i vassdraget (Tabell 2). Kummene inneholdt fortsatt sterkt forurenset vann, men konsentrasjonene var vesentlig redusert i forhold til hva som ble funnet i utløpet fra industriområdet under og like etter brannen. Eksempelvis var konsentrasjonen av kobber og kadmium (total konsentrasjon) redusert til 400 og 6,9 µg/l, det vil si til henholdsvis 18 % og 3 % av nivåene i avrenningen fra industriområdet under brannen 21. juli. Trolig på grunn av en økt tilførselen av forurenset vann etter regnværet steg nivåene av tungmetaller i Bjunebekken noe, og konsentrasjonen av kobber like nedstrøms utslippet var til 26 µg/l (filtrert prøve). Lengre nedover i vassdraget, ved prøvepunktene P5 og P7 var kobberverdiene ikke vesentlig forskjellige fra de som tidligere hadde blitt målt ved referansestasjonen i Bjunebekken.

Siste prøvetaking ble gjort 7. august av personell fra NIVA, og konsentrasjonene av de fleste tungmetallene ved prøvepunktene avvek da ikke vesentlig fra de ved referansestasjonen i Bjunebekken. Nivåene av tungmetaller i vassdraget må da karakteriseres som nær normalisert sammenliknet med situasjonen før brannen.



Figur 6. Konsentrasjoner av tungmetaller i vannprøver tatt i Aulivassdraget og Tønsbergfjorden (prøvepunktene merket TF) 30. juli og 7. august av NIVA. Det analysert på henholdsvis ufiltrerte (30. juli) og filtrerte prøver (7. august). Ytterligere resultater fra syreoppløstede prøver (7. august) finnes i Tabell 2. Verdier under kvantifikasjonsgrensen satt like grensen. Prøvene fra Aulivassdraget er merket P2–P8 (Figur 3). Prøvene fra Tønsbergfjorden er merket TF (Smørberget: nær utløpet av vassdraget; Himalaya: ved Melsomvik).

### 3.1.2 Annen vannkjemi

Foruten analyser av tungmetaller ble det analysert for visse vannkjemiske variabler i noen av prøvene, og vi har i Tabell 3 vist noen resultater som beskriver den generelle vannkvaliteten. Vi viser disse da de er viktige faktorer i vurderingene av utslippets giftvirkninger. Prøvene fra 23. juli viser at surhetsgraden sank fra pH 7,5 ved referansepunktet og til pH 6,8–6,9 i Bjunebekken (P5) og øvre deler av Storelva (P7). Ledningsevnen (konduktiviteten), klorid-konsentrasjonene (Cl<sup>-</sup>), turbiditeten (mål på partikkelinnhold) og totalt nitrogen, ammonium (NH<sub>4</sub><sup>2+</sup>) og nitrat (NO<sub>3</sub><sup>2+</sup>) var også betydelig forhøyet i prøvene nedstrøms utslippet 23. juli. Særlig må de ulike nitrogenfraksjonene karakteriseres som spesielt høye. Dette er alle tydelige tegn på forurensing av slukkevann.

Den 28. juli, etter de mest forurensete vannmassene hadde drevet forbi prøvepunkt P7 i Storelva, bedret vannkvaliteten seg her, men konsentrasjonen av de ulike nitrogenfraksjonene må like fullt karakteriseres som svært høye. Lengere nede i Aulielva, etter samløpet med Merkedamselva ved prøvepunkt P10 og P8 var vannmassene mer forurenset. Konsentrasjonen av totalt nitrogen var nå her høyere enn ved prøvepunkt P7, mens konsentrasjonene av ammonium og nitrat var lavere.

For prøvene tatt den 2. og 7. august har vi ingen målinger av nitrogenfraksjoner, men ved utslippspunktet til Bjunebekken var det den 2. august noe forhøyet konsentrasjoner av totalt og oppløst organisk karbon

(TOC og DOC), sulfat ( $\text{SO}_4^{2+}$ ), samt av suspendert tørrstoff (STS). Dette siste tyder på en økt tilførsel av partikler og andre forbindelser ved utslippspunktet etter regnværet. pH var da også noe høyere enn under den akutte forurensingsperioden rett etter brannen.

Ammonium kan være svært toksisk ovenfor fisk og andre akvatiske dyr, men effekten er imidlertid pH-avhengig da giftigheten er størst i basisk miljø når den foreligger i udisosiert form som ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ). Under de pH- og temperaturforhold som rådet under perioden med fiskedøden (pH: 6,9–7,5; temp:  $\approx 20^\circ\text{C}$ ) vil mindre enn 1 % av ammoniumet foreligge som giftig ammoniakk. Ammoniakk-konsentrasjonen må opp i omlag 0,2 mg/l for at man skal få skadelige effekter av en kortvarig eksponering hos følsom fisk i følge Alabaster og Lloyd (1982). Nylig reviderte vannkvalitetskriterier fra USA (EPA 2013) sier at konsentrasjonen av totalt ammonium ikke skal overskride 17 mg N/l ved pH 7,0 og  $20^\circ\text{C}$  for å unngår akutt dødelighet hos de mest følsomme artene. Ut fra disse tålegrensene er det lite trolig at ammonium har vært noen vesentlig faktor i utviklingen av fiskedød i Aulivassdraget etter utslippet.

Tabell 3. *Vannkjemiske analyser av prøver fra Aulivassdraget. For angivelse av prøvepunkter i vassdraget, se kart i Figur 1.*

Prøvedato	Prøvepunkt	pH	kond., mS/m	turb., FNU	STS, mg/l	Ca, mg/l	Mg, mg/l	Cl, mg/l	SO <sub>4</sub> , mg/l	TOC, mg/l	DOC, mg/l	tot-N, mg N/l	NH <sub>4</sub> , mg N/l	NO <sub>3</sub> , mg N/l
23.07.2014	P3	7.5	35,4	8,5				33,7				0,62	0,058	0,29
23.07.2014	P5	6.9	95,3	28,1				218				89,9	10,4	0,80
23.07.2014	P7	6.8	45,8	19,0				80,2				12,2	0,94	0,70
28.07.2014	P7	7.4	37,8	4,9				54,2				0,98	0,20	0,37
28.07.2014	P10	6.9	35,9	12,5				52,7				2,9	<0,002	0,046
28.07.2014	P8	6.9	35,9	7,2				51,2				2,8	0,068	0,016
02.08.2014	P2	7.5			52	28	3.3	19	35,6	26	25			
02.08.2014	P5	8.1			21	24	5.3	23	6,80	5,5	5,5			
02.08.2014	P7	8.1			16	24	6.4	43	8,32	6,9	6,7			
07.08.2014	P3	8.2			11	30	7.4	22	7,74	7	6,9			
07.08.2014	P2	8.4			7,3	30	7.5	23	7,90	6,9	7			
07.08.2014	P5	8.3			12	31	7.6	24	7,74	7,9	6,9			
07.08.2014	P7	8.3			6	26	7.1	38	10,4	7	6,8			
07.08.2014	P8	8.1			6	27	6.5	44	9,34	7,2	6,9			

### 3.1.3 Vurdering av metallenes giftighet

Den akutte virkningsmekanismene av en rekke oppløste tungmetaller ovenfor fisk er primært at de forbinder seg til enzymer på gjelleoverflaten som regulerer ionebalansen til fisk. Disse enzymene, Ca- og Na/K-ATPase, er blant de viktigste i dyrs celledemembraner. For ferskvannsfisk resulterer det i en redusert evne til aktivt å oppta ioner fra vannet og de får en forstyrret ionebalanse. Videre blir gjellene oppsvulmet, det skjer en hypersekresjon av slim til gjelleoverflaten og deres respiratoriske funksjon svekkes. For en oversikt over toksiske mekanismer og virkninger, se Evans (1987) og Niyogi and Wood (2004).

Giftigheten eller toksisiteten av en rekke tungmetaller i vann er avhengig av vannkvaliteten, og da særlig naturlig organisk materiale og pH – men også faktorer som vannets hardhet, innhold av basekationer ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$   $\text{K}^+$ ), alkalinitet og andre forbindelser kan ha en signifikant effekt. Toksiske konsentrasjonene for et gitt metall kan derfor variere innenfor vide grenser, alt avhengig av den lokale vannkvaliteten.

Dette gjør det vanskelig å etablere enkle vannkvalitetskriterier med en generell gyldighet for en rekke tungmetaller. Som en konsekvens har man innen både nasjonal og internasjonal miljøforvaltning hatt en konservativ tilnærming til fastsettelsen av grenseverdier for tungmetaller i vann. Eksempelvis ble grensen for tilstandsklasse V «Meget sterkt forurenset» for kobber satt til  $>6 \mu\text{g/l}$  i Miljødirektoratets veileder for klassifisering av miljøgifter i ferskvann (SFT 1997). Grensen ble satt lavt for å kunne fange opp effekter på følsomme organismegrupper under mindre gunstig vannkvalitet. Dette er omlag grensen for akutt dødelighet for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i en bløt vannkvalitet typisk for innsjøer på det prekambriske grunnfjelldrekket i Canada (pH 6;  $\text{Ca}^{2+}$ : 4 mg/l; DOC: 1,5 mg/l) (Ng et al. 2010).

I den eldre veilederen for klassifisering av miljøgifter i ferskvann (SFT 1997) var det ingen vurdering av kadmiums skadevirkning ut fra øvrig vannkvalitet, og for klassen V «Meget sterkt forurenset» var klassegrensen satt til  $>0,4 \mu\text{g/l}$ . I Vannforskriften (2012) har det imidlertid blitt etablert grenseverdier for kadmium i fem ulike vann typer basert på vannets hardhet. For hardhetsklasse IV (50–100 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ), som passer for Aulivassdraget, er maksimal verdi for ferskvann satt til  $0,6 \mu\text{g/l}$ . Denne er beregnet ved at man har anvendt en sikkerhetsfaktor på 5-prosentilen av en kumulativ fordeling av akuttverdier for en rekke akvatiske organismegrupper. Denne er så igjen justert med en hardhetsfaktor. Det er imidlertid ikke mulig ut fra disse generelle klasseinndelingene å si noe mer spesifikt om akutt toksiske verdier for enkelte arter fisk under ellers varierende type vannkvalitet.

I løpet av de siste to tiårene har man sett behovet for en bedre forskningsbasert tilnærming til vurderinger av giftighet av metaller i vann og fastsettelsen av grenseverdier og vannkvalitetskriterier. Den «biotiske ligandmodellen» (Biotic Ligand Model, BLM) (Paquin et al, 2002; Niyogi and Wood, 2003) har etter hvert blitt tatt i bruk for å gi en kvantitativ evaluering av hvorledes vannkjemien påvirker spesieringen (tilstandsformene) og den biologiske tilgjengeligheten av metaller i akvatiske økosystemer. Den sentrale miljøforvaltningen i USA benyttet en BLM-modell ved revisjonen av akutt toksisitet for kobber i ferskvann fordi den redegjorde for de enkelte tilstandsformens reaksjoner og interaksjoner med organismer under et bredt spekter av vannkvaliteter (EPA 2007). Under EUs risikovurdering av kobber ble en BLM-modell utviklet og benyttet av European Copper Institute (ECI 2008) og en brukervennlig forenklet implementering av denne er offentlig tilgjengelig (Biomet, 2014). BLM-modellen har også blitt anbefalt brukt til utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) under EUs vannforskrift av det britiske Environmental Agency (2009). I Sverige har BLM-modellen vært testet for å undersøke i hvilken grad den er anvendbar for å predikere ulike metallers (Cd, Cu, Ni og Zn) giftighet i svensk overflatevann, og konklusjonen av studien var i hovedsak positive (Cousins et al. 2009).

På bakgrunn av disse evalueringene har vi valgt å benytte BLM-modellen i beregningen av akutte toksiske konsentrasjoner av kobber og kadmium i Aulivassdraget. Ut fra analyseresultatene fra prøvene tatt under den akutte fiskedøden har disse to tungmetallene hatt størst potensiale for å foreligge i akutt skadelige konsentrasjoner, jfr. oversikter av Lydersen et al. (2002), Weideborg et al. (2012) og Ingersol and Mebane (2014).

Vi har beregnet akutt toksiske konsentrasjoner (96 timers LC<sub>50</sub>: konsentrasjonen hvor 50 % av de eksponerte individene er døde etter 96 timer) for regnbueørret. Denne regnes å være en følsom art ovenfor tungmetallforurensinger. Vi har benyttet oss av BLM for akutt giftighet av metaller, tilgjengelig i programvaren Hydroqual ver.2.2.1. Her har vi beregnet LC<sub>50</sub>-verdier for kobber og kadmium ved fire scenarier: ved kombinasjoner av henholdsvis en høy og en lav antatt konsentrasjon av TOC (5 og 10 mg/l), og ved en høy og en lav pH (pH 7 og 8). De øvrige inngangs-parameterne i modellen ble holdt konstante og var representative for antatte normalverdier i vassdraget. De valgte konsentrasjonene av organisk materiale er også satt til nivåer representative for en normalsituasjon, og de er derfor trolig satt lavere enn hva de var i de forurensede vannmassene. Vassdraget ble tilført betydelige mengder organiske forbindelser under brannen, men mengdene og deres egenskaper til å kompleksbinde tungmetallene og senke deres giftighet har vi ikke hatt kunnskap nok om til å modellere.

Den kombinerte effekten av kobber og kadmium ble beregnet ved å addere deres respektive toksiske enheter (TU), det vil si deres partielle giftighet i vannforekomsten beregnet som forholdet mellom estimerte konsentrasjoner og LC<sub>50</sub>-verdiene. Når summen av de enkelte bidragene gir at  $\sum TU \geq 1$ , så er den akutt toksiske effekten større eller lik LC<sub>50</sub> for blandingen (for en nærmere beskrivelse av begrepet toksiske enheter, se f. eks. Diaz-Baez and Dutka, 2005).

For kobber og kadmium vil deres toksiske enheter beregnes og summeres slik:

- $TU_{Cu} = [Cu]/Cu_{LC50}$
- $TU_{Cd} = [Cd]/Cd_{LC50}$
- $\sum TU = TU_{Cu} + TU_{Cd}$

I våre beregninger var de akutt toksiske LC<sub>50</sub>-grensene for kobber og kadmium ved de fire ulike scenariene i området 275–820 µg Cu/l og 5–14 µg Cd/l (Tabell 4). Begge metallene overskred de lavest beregnede LC<sub>50</sub>-grensene ved prøvepunkt P5 i nedre parti av Bjunebekken den 23. juli. De målte konsentrasjonene var 620 µg Cu/l og 40,4 µg Cd/l. Dette indikerer at begge disse metallkonsentrasjonene hver for seg var akutt toksiske. Den samlede virkningen av disse to metallene, målt som sum av toksiske enheter ( $\sum TU$ ) ble beregnet til 3,6–10,3, noe som må ansees å ha virket svært skadelig for fisk under perioden med utslipp av slukkevann.

Lenger ned i vassdraget, ved prøvepunkt P7 i Storelva ved Freste samme dag, var ingen av enkelte LC<sub>50</sub>-grensene til de to metallene overskredet. De målte konsentrasjonene var 93 µg Cu/l og 2,2 µg Cd/l. Heller ikke summen av deres toksiske enheter ( $\sum TU$ ) overskred 1, noe som så tilfelle ville ha indikert at deres samlede giftvirkning overskred blandingens LC<sub>50</sub>-verdi. Den beregnede  $\sum TU$  for de fire scenariene varierte her mellom 0,27 og 0,78, og da de øverste estimatene ligger nær opp mot grensen kan vi således ikke utelukke at det kan ha utløst en viss dødelighet for følsom fisk, spesielt siden hverken BLM eller TU-beregningene sier noe om hvordan dose-respons kurven egentlig er (det er bare ett punkt på dose-responskurven som er koblet til én kritisk konsentrasjon på den «biotiske liganden»).

I prøvene tatt seinere enn 23. juli kunne vi ikke ved noen prøvepunkter i vassdraget påvise konsentrasjoner av kobber og kadmium som alene eller i kombinasjon lå i nærheten av akutte toksiske verdier (Tabell 2). Heller ikke de øvrige tungmetallene forelå da i konsentrasjoner som vanligvis er assosiert med akutt toksiske nivåer, jfr. Lydersen et al. (2002), Weideborg et al. (2012) og Ingersol and Mebane (2014).

Vi holder det derfor som mest trolig at akutt toksiske effekter av utslippene av tungmetaller i første rekke inntraff i Bjunebekken, og at den høye dødeligheten på fisk videre nedover i Aulivassdraget i hovedsak skyldes oksygenvinn – eventuelt i en kombinasjon med forhøyede tungmetallnivåer. Vi har drøftet årsaker til og effekter av oksygenvinn i Kapittel 6.



Tabell 4. Beregnede  $LC_{50}$ -verdier (96 timer) for kobber og kadmium basert på en biologisk ligandmodell (BLM), observerte konsentrasjoner ved prøvetakingspunktene P5 og P7, samt de beregnede toksiske enhetene (TU) og summen av disse ( $\Sigma TU$ ). Når  $\Sigma TU \geq 1$  vil den samlede virkningen av blandingen overskride dens  $LC_{50}$ -verdi. Modellen er kjørt ved fire ulike kombinasjoner av pH og totalt organisk karbon (TOC), øvrige parametere er holdt konstante\*.

TOC, mg/l	pH	BLM-estimerte $LC_{50}$ *		Observerte konsentrasjoner		Toksiske enheter, TU		
		Cu, µg/l	Cd, µg/l	Cu, µg/l	Cd, µg/l	TU <sub>Cu</sub>	TU <sub>Cd</sub>	$\Sigma TU$
<i>prøvetakingspunkt P5, 23. juni</i>								
5	7	275	5	620	40,4	2,25	8,08	10,33
5	8	446	9	620	40,4	1,39	4,49	5,88
10	7	510	6	620	40,4	1,22	6,73	7,95
10	8	820	14	620	40,4	0,76	2,89	3,64
<i>prøvetakingspunkt P7, 23. juni</i>								
5	7	275	5	93	2,2	0,34	0,44	0,78
5	8	446	9	93	2,2	0,21	0,24	0,45
10	7	510	6	93	2,2	0,18	0,37	0,55
10	8	820	14	93	2,2	0,11	0,16	0,27

\* Modellen er beregnet med følgende konstante parametere: Na: 10 mg/l; Mg: 7 mg/l; Ca: 20 mg/l; K: 0,1 mg/l; Cl: 20 mg/l; SO<sub>4</sub>: 7 mg/l; alkalinitet (CaCO<sub>3</sub>): 75 mg/l.

### 3.2 Sedimenter og brannrester

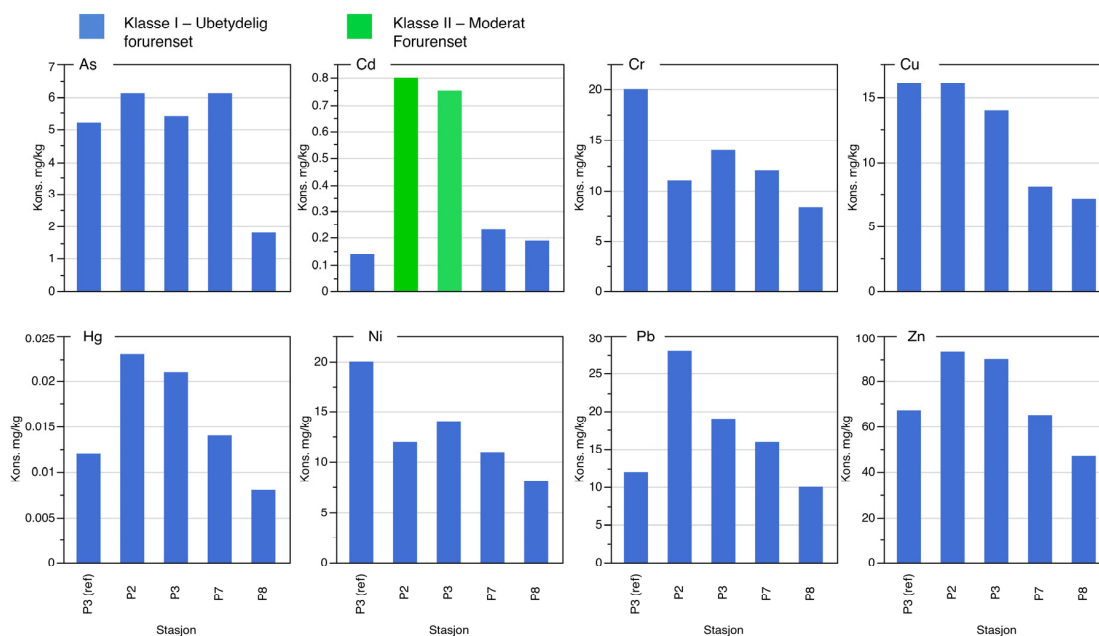
Den 7. august ble det tatt prøver av sedimenter nedover vassdraget og av aske- og brannrester fra industriområdet til Revac AS. For kadmium, kvikksølv, bly og sink var det en økning i forhold til nivåene ved referansestasjonen (Tabell 5, Figur 7). Særlig var økningen markant for kadmium. Konsentrasjonene tilfredsstilte imidlertid Miljødirektoratets tilstandsklasse I «Ubetydelig forurenset», med unntak for kadmium som i Bjunebekken kvalifisert for tilstandsklasse II «Moderat forurenset».

For de andre elementene var det mer usystematiske og mindre variasjoner mellom prøvene. I en elv, hvor ulike strømningsforhold lett kan påvirke sedimentenes sammensetning med hensyn til partikkelstørrelse og organisk innhold, vil lokale og tilfeldige variasjoner lett kunne opptre. For nikkel og krom bør derfor de moderate forskjellene mellom referansestasjonen og stasjonen nedstrøms utslippet ikke tillegges noen stor vekt.

Aske- og brannrestene viste til dels svært høye konsentrasjoner av flere tungmetaller, særlig av kobber, bly og sink.

Tabell 5. Konsentrasjoner av tungmetaller (mg/kg tørrvekt) i sedimenter ved ulike prøvepunkter i Aulivassdraget og i aske- og brannrester fra industriområdet til Revac AS. For angivelse av prøvepunkter i vassdraget, se kart i Figur 1.

Prøvepunkt	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
P3 (ref)	5,2	0,14	20	16	12	20	12	67
P2	6,1	0,80	11	16	23	12	28	93
P5	5,4	0,75	14	14	21	14	19	90
P7	6,1	0,23	12	8,1	14	11	16	65
P8	1,8	0,19	8,3	7,1	8	8,1	10	47
Aske- og brannrester	27	67	49	17 000	15,3	600	12 000	6 400



Figur 7. Konsentrasjoner av tungmetaller (mg/kg tørrvekt) i sedimenter ved ulike prøvepunkter i Aulivassdraget. For angivelse av prøvepunkter i vassdraget, se kart i Figur 1.

### 3.3 Tungmetaller i ferskvannsfisk

Det ble analysert for ulike tungmetaller i 7 prøver av fisk, hvorav 5 var av gullbust og 2 var av ørret (Tabell 6). Med unntak for krom, så var det ingen systematiske forskjeller i konsentrasjonene nedstrøms utslippsområdet sammenliknet med de fra et referanseområde oppstrøms. Med unntak av krom fra fisken fanget nedstrøms utslippsområdet og arsen i en enkelt ørretprøve lå alle konsentrasjonene innenfor antatte bakgrunnsområder for metaller i ferskvannsfisk (Grande 1987).

Det forhøyede nivået av arsen i den enkelte ørretprøven kan tyde på at dette er en mindre sjørret som hadde vandret opp i vassdraget. Det er velkjent at marin fisk har et høyere innhold av arsen enn ferskvannsfisk (Beckert 1978).

De noe forhøyede konsentrasjonene av krom i prøvene av fisk nedstrøms sammenliknet med fisk fra referanseområdene oppstrøms utslippet (en faktor på 2-4) kan bety at det har vært en biokonsentrering av krom (opptak fra omgivelsesvannet) hos fisk. I følge FAO (1983) kan heksvalent krom (tilstandsformen som dominerer i oksygenert vann) lett krysse biologiske membraner og bli omdannet til trivalent krom som elimineres noe mer langsomt fra vevet.

Tabell 6. Konsentrasjoner av tungmetaller og arsen i fiske fra Aulivassdraget, fanget 14.-15. august 2014. Fiskens midlere lengde og vekt er øg oppgitt.

Strekning, kode	Art	Lengde (cm)	Vekt (g)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
B	gullbust	19,2	75	<0,05	<0,001	0,062	0,46	0,074	<0,04	<0,03	7,2
B	gullbust	21,0	95	<0,05	<0,001	0,052	0,41	0,106	<0,04	<0,03	4,7
B	ørret	11,6	16	0,08	0,003	0,061	0,27	0,036	<0,04	<0,03	6,0
C	ørret	34,2	363	0,81	0,002	0,36	0,27	0,101	0,160	<0,03	4,3
C	gullbust	23,8	140	<0,05	<0,001	0,12	0,37	0,073	<0,04	<0,03	4,9
C	gullbust	21,0	97	<0,05	<0,001	0,21	0,37	0,085	0,093	<0,03	4,6
D	gullbust	17,9	59	<0,05	<0,001	0,15	0,40	0,099	<0,04	<0,03	8,9
D	gullbust	19,6	86	<0,05	<0,001	0,15	0,41	0,105	0,041	<0,03	5,9

## 4. Tungmetaller og PAH i muslinger

For å undersøke hvorvidt forurensingene fra Aulivassdraget hadde ført til økte konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell i Tønsbergfjorden, ble det den 30. juli innsamlet prøver fra nær utløpet til Aulivassdraget (Smørberg) og antatt upåvirkede prøver omlag 5 km lenger ute i fjorden ved Melsomvik (Himalaya). Muslingene ble sortert i to størrelsesgrupper (større eller mindre enn 30 mm) og det ble analysert på bløtdeler minus lukkemuskler, slik som beskrevet i Miljødirektoratets veileder for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).

Bløtdeler fra blåskjellene fra Tønsbergfjorden, innsamlet 30. juli, ble analysert for tungmetaller og PAH. Samtlige av tungmetallene og de ulike gruppene PAH-forbindelser kvalifiserte for tilstandsklasse I «Ubetydelig forurenset» i henhold til Miljødirektoratets grenseverdier i veileder (Molvær 1997) og indikerer «god kjemisk status» for de aktuelle prioriterte stoffene som er behandlet i klassifiseringsveilederen til for gjennomføring av vannforskriften i Norge (Direktoratsgruppen 2009).

Tabell 7. Konsentrasjoner av tungmetaller og polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i muslinger fra Tønsbergfjorden, innsamlet 30. juli 2014. Det er analysert på små (< 30 mm) og store individer (≥30 mm). Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis og andelen tørrstoff (TTS) i prøven er oppgitt. BAP: benzo(a)pyren; PAH16: sum av 16 PAH-forbindelser; KPAH: sum av kreftframkallende PAH.

PrNr	Lokalitet	Merkning	TTS, %	Tungmetaller, mg/kg våtvekt							PAH, µg/kg våtvekt		
				Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	BAP	PAH16	KPAH
1	Smørberg	små	18	0,19	<0,03	1,7	0,017	0,10	0,20	19	<0,05	<33,88	<8,51
2	Smørberg	store	18	0,19	<0,03	1,5	0,016	0,10	0,19	21	<0,05	<40,81	<7,71
3	Himalaya	små	20	0,14	<0,03	1,9	0,016	0,15	0,15	17	<0,05	<16,90	<4,63
4	Himalaya	store	18	0,20	0,31	1,5	0,020	0,11	0,17	18	<0,05	<15,86	<4,48

## 5. Organiske miljøgifter i vann, sedimenter og askerester

### 5.1 Organiske miljøgifter i vann

Under brannen 21. juli tok Revac AS vannprøver av avrenningen fra industriområdet og fra Bjunebekken oppstrøms og nedstrøms dreneringsrøret som ville føre forurensingene ut i vassdraget. Disse prøvene ble blant annet analysert for PAH, monoetylglykol (organisk forbindelse i brannskum) og bromerte flammehemmere. Avrenningsvannet hadde naturlig nok høye konsentrasjoner av PAH, som er tjæreforbindelser som kan dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale, slik som plast.

Det var også en høy konsentrasjon av monoetylglykol fra brannskum (1,1 g/l) og av den noe vannløselige flammehemmeren tetrabrombisfenol A (TBBPA, 85 µg/l) i avrenningsvannet. Konsentrasjonene av de samme forbindelsene i Bjunebekken var imidlertid lave og under metodens kvantifiseringsgrenser. Dette viser at forurensingene på dette tidspunktet ikke hadde nådd vassdraget.

Senere, den 23. juli, tok fylkesmannens miljøvern avdeling nye vannprøver som ble analysert for organiske miljøgifter (PAH og PCB, Tabell 9). Prøven av avrenningen fra industriområdet viste at konsentrasjonene av sumPAH-16 hadde sunket betydelig siden 21. juli, fra 580 til 120 µg/l. Ved prøvepunkt P5 nederst i Bjunebekken var vannprøven tydelig påvirket av PAH, mens utslippet var blitt fortynnet etter samløpet med Storelva ved prøvepunkt P7. Konsentrasjonene av sumPAH16 ved disse to stedene var henholdsvis 14,6 og 0,7 µg/l. Konsentrasjonen av PAH-forbindelsen benzo(a)pyren ved prøvepunkt P5 (0,16 µg/l) overskred grenseverdien for maksimal konsentrasjon i ferskvann (MAC-EQS = 0,1 µg/l) i henhold til vannforskriften (Direktoratgruppen, 2009) og kvalifiserte til klasse IV «Dårlig» i henhold til Miljødirektoratets veileder for miljøklassifisering (Bakke et al. 2007). Konsentrasjonen av PCB i prøvene var lave og alle var under metodens kvantifiseringsgrenser.

Tabell 8. Organiske miljøgifter/forurensninger i vann fra utløp fra industriområdet til Revac AS (P1) og nedstrøms (P2) og oppstrøms (P3, ref) til forsøls punktet for utslipp til Bjunebekken. Prøvene er tatt 21. juli 2014.

Forbindelse	Prøvepunkt			Forbindelse	Prøvepunkt		
	P1	P2	P3 (ref)		P1	P2	P3 (ref)
<i>PAH (µg/l)</i>				<i>Bromerte flammehemmere (µg/l)</i>			
Naftalen	370	<0,01	-	BDE-153	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaftylene	60	<0,01	-	BDE-154	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaften	2,9	<0,01	-	BDE-99	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	22	<0,01	-	BDE-100	<0,01	<0,01	<0,01
Fenantren	51	<0,01	-	BDE-47	<0,01	<0,01	<0,01
Antracen	10	<0,01	-	BDE-28	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoranten	13	<0,01	-	Dekabromdifenyler	<0,1	<0,1	<0,1
Pyren	8,7	<0,01	-	Heksabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo[a]antracen	7	<0,01	-	Heksabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Krysen/Trifenylene	8,4	<0,01	-	HBCD	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo[b]fluoranten	8,2	<0,01	-	Heptabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo[k]fluoranten	1,6	<0,01	-	Nonabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo[a]pyren	3,9	<0,01	-	Oktabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Indeno[1,2,3-cd]pyren	3,4	<0,002	-	Pentabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Dibenzo[a,h]antracen	1,3	<0,01	-	TBBPA	85	<0,01	<0,01
Benzo[ghi]perylene	2,4	<0,002	-	Tetrabromdifenyler	<0,01	<0,01	<0,01
Sum PAH(16) EPA	580	nd	-				
monoetylglykol (mg/l)	1 100	<1	-				

Tabell 9. Organiske miljøgifter i vann fra utløp fra industriområdet til Revac AS (P1) og i Aulivassdraget (P5 og P7).  
 Prøvene er tatt 23. juli 2014.

Forbindelse	Prøvepunkt			Forbindelse	Prøvepunkt		
	P1	P5	P7		P1	P5	P7
<i>PAH (µg/L)</i>				<i>PCB (µg/L)</i>			
Naftalen	85,6	10,9	0,612	PCB 28	<0,005	<0,003	<0,002
Acenaftylen	11,7	1,59	0,051	PCB 52	<0,004	<0,003	<0,002
Acenaften	0,512	0,111	0,011	PCB 101	<0,003	<0,002	<0,002
Fluoren	2,47	0,283	0,021	PCB 118	<0,004	<0,003	<0,002
Fenantren	5,78	0,256	<0,030	PCB 138	<0,005	<0,004	<0,002
Antracen	1,13	0,123	<0,020	PCB 153	<0,004	<0,003	<0,002
Fluoranten	1,93	0,054	<0,030	PCB 180	<0,004	<0,003	<0,002
Pyren	1,48	0,066	<0,060	Sum PCB-7	<0,015	<0,011	<0,007
Benso(a)antracen	1,78	0,115	<0,010				
Krysen	1,48	0,094	<0,010				
Benso(b)fluoranten	2,7	0,383	0,018				
Benso(k)fluoranten	0,45	0,068	<0,010				
Benso(a)pyren	1,37	0,166	<0,020				
Dibenso(ah)antracen	0,254	0,061	<0,010				
Benso(ghi)perylene	0,549	0,1	<0,010				
Indeno(123cd)pyren	0,819	0,206	<0,010				
Sum PAH-16	120	14,6	0,713				
Sum PAH carcinogene	8,85	1,09	0,018				

## 5.2 Organiske miljøgifter i aske og sedimenter

Det ble analysert organiske miljøgifter i en prøve av aske/brannrester og i en blandprøve av sedimenter fra vassdraget. Askeprøven representerer partikler (< 1 mm) som kan ha blitt fraktet fra brannstedet og nedover elva. Blandprøven ble fremstilt av det øvre 1 cm sedimentsjiktet fra fire forskjellige prøvepunkter nedstrøms tilførselsområdet (dreneringsrøret) der avrenningen fra industriområdet kom ut i vassdraget (fra og med prøvepunkt P2). En fraksjon av dette sedimentsjiktet kan antas å inneholde partikler som stammer fra brannstedet.

Stoffene som det ble analysert for i asken og blandprøven omfatter kjemikalier som tilsettes platen under produksjon (f. eks. flammehemmere eller myknere) og stoffer som dannes under forbrenning (f. eks. PAH og PCDD/F).

Analyseresultatene for aske- og blandprøvene er vist i tabellene nedenfor, oppgitt på tørrvektbasis. For data angitt som «mindre enn», indikerer verdien som følger etter symbolet < at de i de fleste tilfeller er under kvantifikasjonsgrensen. When data is given as «less than», the value following the < sign is in most cases a limit of quantification. Som ventet inneholdt askeprøven betydelige konsentrasjoner av flammehemmere som er vanlig bruk i plast og elektronisk utstyr (Tabell 10). For eksempel er konsentrasjonen av decabromdifenyyleter (BDE209) eller tetrabrombisfenol-A i askeprøven var henholdsvis 23 og 45,8 mg/kg, Konsentrasjonen av 1,2-bis(pentabromphenyl)etan (DBDPPE), en nyere bromerte flammehemmer som brukes som en erstatning for BDE209, hadde en konsentrasjon i samme område som BDE209 (16,9 mg/kg).

Tabell 10. *Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
BDE17	110	0,062
BDE28	430	0,24
BDE47	2 100	1,5
BDE49	500	0,32
BDE66	550	0,34
BDE71	71	<0,06
BDE77	120	0,075
BDE85	100	<0,2
BDE99	2 000	1,7
BDE100	250	0,25
BDE119	<80	<0,1
BDE126	<80	<0,1
BDE138	140	<0,2
BDE153	1 100	0,69
BDE154	370	0,24
BDE156	<120	<0,2
BDE183	2 500	1,7
BDE196	430	<0,6
BDE197	1 000	0,75
BDE206	840	<2
BDE207	1 600	<2
BDE209	23 800	10
HBCDD	430	2,7
TBBPA	45 800	36,9
PBB52	<20	<0,02
PBB101	<20	<0,03
PBB153	48	<0,04
PBB209	<1 300	<2
PBB206	<700	<0,1
PBB194	<400	<0,5

---

PBB180	<200	<0,3
--------	------	------

---

Også andre ikke-bromerte tilsetningsstoffer for plast ble funnet i høye konsentrasjoner i askeprøven. Konsentrasjonen av mellomkjede klorerte parafiner (MCCP) var 42,6 mg/kg. Konsentrasjonen av det organofosfat-baserte mykningsmidlet og flammehemmeren cresyl-difenyl-fosfat var like under g/kg-nivå (0,77 g/kg). Konsentrasjonen av en annen organofosfat-basert flammehemmer, tri-m-tolyl-fosfat var omlag lik som for BDE209 (29,4 mg/kg). Plastmyknere, som øker produktene fleksibilitet og holdbarhet, ble også funnet i askerestene fra brannen. Konsentrasjonene av ftalater og adipater var fra <0,3 mg/kg og til 520 mg/kg for diethylhexylphthalate (DEHP) – som er et prioritert stoff i vannforskriften (EUs vanddirektiv).

### **Polybromerte difenyletere (PBDE)**

PBDE er bromerte forbindelser som har blitt mye brukt som flammehemmere i produkter som elektronikk, møbler, plast eller polyuretanskum. Da de er toksiske og bestandige i naturen er industriell produksjon og bruk av enkelte PBDE-er nå begrenset under Stockholm-konvensjonen, og de er på listen over prioriterte stoffer under vannforskriften.

Konsentrasjonen av BDE-209 målt i sedimentprøven fra elva er i samme størrelsesorden som i overflatesedimenter fra Mjøsa (Fjeld et al. 2006). I det samme studiet hadde konsentrasjoner av BDE-kongenerene 153, 154 og 183 en tendens til å være noe lavere enn de som finnes i Aulielva. Konsentrasjoner av BDE-47, -99 og -100 var også i samme område. Konsentrasjonene av PBDE i suspenderte (oppløstede) partikler i Alnaelven var i 2013 omlag som de som vi fant i blandprøven fra Aulivassdraget (Austnes et al., RID 2014). Konsentrasjonene kvalifiserer for laveste forurensingsklasse, Klasse II «God», i henhold til Miljødirektoratets veileder (Bakke et al. 2007) (sum Penta-BDE: < 62 ng/g. Klasse I er ikke definert for PBDE).

### **Heksabromsyklododekan (HBCDD) og Tetrabrombisfenol A (TBBPA)**

HBCDD er en bromerte flammehemmer som primært blitt brukt i ekstrudert og ekspandert polystyrenskum. Andre bruksområder inkluderer emballasje, kabinetter til fjernsyn og annen elektronikk og i elektronisk utstyr. I 2008 inkluderte det europeiske kjemikaliebyrået (ECHA) det til listen over stoffer som gir grunn til særlig til bekymring innenfor REACH' rammeverk (EUs kjemikaliedirektiv).

TBBPA er også et flammehemmende middel som hovedsakelig benyttes som en reaktiv komponent i polymerer, og den er kjemisk bundet til polymerens grunnstruktur. Den brukes for å fremstille brannsikrede polykarbonater og epoksyharpikser, og den er også mye brukt i trykte kretskort.

TBBPA-konsentrasjonen i sedimentprøven var i den øvre enden av intervallet som har blitt målt i suspenderte partikler i Alnaelva i Oslo (Skarbøvik et al., 2014). En prøve av bunnsedimenter fra Alnaelva viste en konsentrasjon i nærheten av 180 ng/g tørrvekt (Ranneklev et al. 2009).

For HBCDD (summen av alle isomerer) var konsentrasjonen i blandprøven fra Aulielva generelt lavere enn de som er målt i bunnsedimenter fra Alnaelva i 2008 (Ranneklev et al. 2009). Konsentrasjonen var av omlag samme størrelse som de funnet i noen sedimentprøver fra Mjøsa.

### **Polybromerte bifenyler (PBB)**

PBB er en gruppe av produserte kjemikalier som består av polybromerte derivater av bifenyl, og er således analoger av PCB (klorerte bifenyler). PBB er kjemikalier som er regulert under RoHS-direktivet (Direktiv om begrensninger i bruk av visse farlige stoffer i elektrisk og elektronisk utstyr, 2002/95/EU), noe som innebærer et forbud mot bruk i elektriske og elektroniske produkter solgt i Europa. PBB har en tendens til å brytes ned ved temperaturer over 300 °C. PBB benyttes som flammehemmere i plast brukt i produkter som hjemmeelektronikk, tekstiler og plastskum.



Alle PBB var under kvantifikasjonsgrensene i blandprøven av sedimenter fra Aulivassdraget. Bare PBB-kongeneren 153 ble påvist og kvantifisert i askeprøven.

### Ftalater

Ftalater er estere av ftalsyre og brukes hovedsakelig som mykgjørere i plast for å øke deres fleksibilitet, transparens, holdbarhet og levetid. De anvendes først og fremst for å mykgjøre polyvinylklorid (PVC). Ftalater med lav molekylvekt (3-6 karbonatomer i alkylkjeden knyttet til grunnstrukturen) blir etterhvert nå erstattet med høy-molekylvekt ftalater (6 karbonatomer i alkyljedene). Ftalater er generelt fysisk bundet i plast, men kan frigjøres ved oppvarming. DEHP er oppført som en prioritert stoff i vannforskriften.

Som forventet ble ftalater funnet i mg/kg-nivå i askeprøven, mens de i blandprøven av elvesedimenter ble påvist i konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen – med unntak av diisodecylftalat som hadde en konsentrasjon på 5 mg/kg. Dersom ftalater skulle kunne påvises i sedimentprøven ville det kreve en forbedring av metodens kvantifikasjonsgrenser.

Tabell 11. *Konsentrasjoner av ftalater i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Konsentrasjon, µg/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
Butylbenzylphthalate	3,1	<0,1
Dibutyl adipate	<0,3	<0,3
Dibutylphthalate	7,9	<0,5
Bis(2-ethylhexyl) adipate	<0,3	<0,3
Diethylphthalate	0,55	<0,3
Diethylhexyl adipate	1,8	<0,5
Diethylhexylphthalate (DEHP)	520	<1
Di-isobutyl adipate	<0,3	<0,3
Diisobutylphthalate	4,2	<0,5
Diisodecylphthalate	38	5
Disiheptylphthalate	<5	<5
Dimethylphthalate	0,59	<0,1
1,2-Cyclohexane dicarboxylic acid diisononyl ester	1,6	<0,5
Di-n-octylphthalate	3,1	<0,3
Tributylphosphate	0,11	<0,1

### Kort og mellomklorparafiner (S/MCCP)

Klorerte parafiner er en kompleks blanding av klorerte n-alkaner av ulike kloreringsgrad og karbonkjedelengde. Disse stoffene har siden 1930-tallet blitt brukt som flammehemmere og mykgjørere. Klorerte parafiner er oppført som prioriterte stoffer i vannforskriften.

Konsentrasjoner av kortkjededede klorparafiner var under metodens kvantifikasjonsgrenser, mens de for mellomkjededede klorparafiner var bare litt over grensene. Disse konsentrasjonene tilsvarer de laveste konsentrasjonene ble rapportert i 2006 for Mjøsa (Fjeld et al. 2006). Konsentrasjonene kvalifiserer for forurensingsklasse I «Bakgrunn» i henhold til Miljødirektoratets veileder (Bakke et al. 2007) (SCCP<1000 ng/g; MCCP<4600 ng/g).

Tabell 12. *Konsentrasjoner av kort- og mellomkjededede klorerte parafiner (S/MCCP) i aske- og sedimentprøvene.*

forbindelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
SCCPs	4 270	< 13
MCCPs	42 600	38 – 76

### Nye bromerte flammehemmere (NBFR)

Disse bromerte flammehemmere er tatt i bruk som følge av utfasing av andre flammehemmere, slik som for eksempel PBDE. De brukes i et bredt spekter av produkter og materialer, inkludert kabelisolasjon, plast og elektronisk utstyr.

Konsentrasjonen av de fleste av disse nye flammehemmerene var under metodens kvantifikasjonsgrenser. Pentabromobenzene, pentabromotoluene, tribromfenyl-eter, 1,2-bis (2,4,6-tribromophenozy) etan, og s/a-Dechlorane Plus var i konsentrasjoner mellom 0,077 og 3,6 ng/g tørrvekt i blandprøven av sedimenter fra Aulielva. Til tross for at DBPDE var de av disse nye flammehemmerene som ble funnet i den høyeste konsentrasjon i askeprøven, så kunne den ikke påvises i kvantifiserbare mengder i sedimentprøven. For BTBPE var konsentrasjon på 3,6 ng/g i sedimentprøven, noe som tilsvarer det øvre konsentrasjonsområdet som har blitt rapportert for sedimenter i Great Lakes i Nord-Amerika og nivået i kloakkslam fra Bayern i Tyskland (EFSA, 2012).

Tabell 13. Konsentrasjoner av nye bromerte flammehemmere i aske- og sedimentprøvene.

Forbindelse	Forkortelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
		Aske	Sediment
2,4,6-tribromophenyl allyl ether	ATE	3,0	<0,01
tetrabromoethylcyclohexane	TBECH	<0,01	<0,01
2,3,5,6-tetrabromo-p-xylene	p-TBX	4,9	<0,01
Bromoallyl 2,4,6-tribromophenyl ether	BATE	5,8	<0,01
1,2,5,6-Tetrabromocyclooctane	TBCO	<0,02	<0,01
Pentabromobenzene	PBBZ	24	0,08
2,3,4,5-tetrabromo-6-chloromethylbenzene	TBCT	3,8	<0,01
Dechlorane Plus mono Adduct	DPMA	46	<0,01
pentabromotoluene	PBT	23	0,08
pentabromoethylbenzene	PBEB	3,0	<0,01
2, 3-dibromopropyl-2, 4, 6-tribromophenyl ether	DPTE	<0,01	<0,01
tribromophenyl ether	HBB	104	0,92
Pentabromobenzyl acrylate	PBBA	0,65	<0,01
Hexachlorocyclopentadienyldibromocyclooctane	HCDBCO	<0,01	<0,01
2-ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabromobenzoate	EHTBB	49	<0,01
1,2-Bis(2,4,6-tribromophenozy)ethane	BTBPE	1 500	3,6
s/a-Dechlorane Plus	s-DP	780	1,4
s/a-Dechlorane Plus	a-DP	910	2,8
Bis(2-ethyl-1-hexyl)-tetrabromophtalate	BEHTBP	3,6	<0,01
1,2-bis(pentabromophenyl)ethane	DBDPE	17 000	<0,02

### Organofosfat-forbindelser (OPC)

Organofosfat-baserte flammehemmere utgjorde omlag 20% av forbruket av flammehemmere i Europa i 2006. Disse har i økende grad blitt brukt som erstatning for PBDE.

Konsentrasjoner av OPC varierte fra under kvantifikasjonsgrensene til 1280 ng/g tørrvekt for tris(klorpropyl)fosfat. Den høyeste konsentrasjon av OPC i askeprøven var for cresyl-difenylfosfat (CDP), og denne forbindelsen ble målt i sedimentprøven i en konsentrasjon på over 100 ng /g tørrvekt. Svært få data er rapporter for dette kjemikaliet (Van der Veen og de Boer, 2012). Konsentrasjonen av TPhP er i samme området som tidligere påvist i sedimenter (Van der Veen og de Boer, 2012).

Tabell 14. *Konsentrasjoner av organofosfat-forbindelser, inkludert flammehemmere, i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Forkortelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
		Aske	Sediment
Tri isobutyl phosphate	TIBP	<170	<170
tri(n-butyl)phosphate	TnBP	<90	<90
2-carboxyethyl)phosphine hydrochloride	TCEP	22	18
tris(chloropropyl)phosphate	TCPP	1 500	1 300
dibutylphenyl phosphate	DBPP	nd	nd
Bis(diphenylphosphate)	BDPP	0,2	nd
tris-(2-chloro-, 1-chloromethyl-ethyl)-phosphate	TDCPP	250	22
triphenyl phosphate	TPhP	5 500	24
2-ethylhexyl diphenyl phosphate	2EHDP	1 800	nd
Tris(2-butoxyethyl) phosphate	TBEP	5,4	<2
Cresyl diphenyl phosphate	CDP	767 000	109
Tris(2-ethylhexyl) phosphate	TEHP	5,0	6,1
tri-o-tolyl phosphate	ToTP	170	2,1
tri-m-tolyl phosphate	TmTP	29 400	11
tri-p-tolyl phosphate	TpTP	6 61	5,1
tris(2-isopropylphenyl) phosphate	TIPPP	1 400	7,4
tris(3,5-dimethylphenyl) phosphate	TDMPP	280	4,4
tris(2,3-dibromopropyl) phosphate	TDBPP	340	nd
Tri(p-tert butyl phenyl) phosphate	TpTBPP	260	9,4

nd: ikke påvist

Data er rapportert for de forbindelsene hvor konsentrasjonene var &gt; 3 ganger høyere enn blind-prøvene.

### Polyklorerte bifenyler (PCB)

Polyklorerte bifenyler ble mye brukt som dielektriske medier og kjølevæsker, f. eks i elektriske apparater. På grunn av sin giftighet og persistens og bioakkumulerende egenskaper ble produksjon og bruk forbudt internasjonalt i følge Stockholm-konvensjonen om persistente organiske miljøgifter i 2001.

Selv om summen av syv vanlig målte PCB (PCB7, indikatorforbindelser) var relativt høy i askeprøven (438 ng/g tørrvekt), var konsentrasjonen i elvesedimenter under 1 ng/g tørrvekt. Dette er en størrelsesorden lavere enn konsentrasjonene målt i suspenderte sedimenter i Alnaelven i 2013 (Skarbøvik et al. 2014). Nivået av PCB7 i sedimentprøven kvalifiserer for forurensingsklasse I «Bakgrunn» i henhold til Miljødirektoratets veileder (Bakke et al. 2007) (PCB7: < 5 ng/g).

Tabell 15. *Konsentrasjoner av dioksinlignende og syv vanlig forekommende polyklorerte bifenyler (PCB7) i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
<i>Dioxin-liknende PCBs</i>		
PCB 77	10	0,020
PCB 81	<0,002	<0,002
PCB 126	<0,001	<0,001
PCB 169	<0,001	<0,001
PCB 105	0,09	0,04
PCB 114	<0,001	<0,001
PCB 118	12	0,09
PCB 123	0,64	0,003
PCB 156	2,9	0,01
PCB 157	1,3	0,004
PCB 167	3,1	0,01
PCB 189	0,80	0,002

Forbindelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
<i>PCB7 (indikator-PCB)</i>		
PCB 28	101	0,16
PCB 52	103	0,20
PCB 101	64	0,11
PCB 138	55	0,09
PCB 153	60	0,17
PCB 180	43	0,09
sum PCB7	438	0,91

### Perfluorerte kjemikalier (PFC)

Dette er perfluorerte alkylforbindelser (inneholder kun C-F og C-C bindinger) med ulike funksjonelle grupper, så som karboksylsyrer, alkoholer, sulfonater etc., i en terminal posisjon. På grunn av sine overflateaktive egenskaper kan de blant annet benyttes for å redusere overflatespenningen på ulike stoffer og flater. Disse perfluorerte forbindelsene blir brukt i produksjon av teflon og beslektede fluorerte polymerer. De har også blitt brukt for å gi hydrofobe, flekkbestandige egenskaper til tekstiler, og har også blitt brukt i brannslukkingsskum. PFOS er oppført som et prioritert stoff i vanddirektivet.

Mange PFC-forbindelser ble påvist i blandprøven av elvesediment, men oftest i svært lave konsentrasjoner på et ng/g-nivå. De høyeste nivåene ble funnet for noen av de kortkjededede forbindelsene som PFBA, PFPA, PFHxA eller PFHpA. Konsentrasjonen av PFOS målt i sedimentprøven fra Aulielva er betydelig lavere enn de som er målt i suspenderte partikler fra Alna-elven i 2013 (Skarbøvik et al. 2014).

Tabell 16. Konsentrasjoner av perfluorerte kjemikalier (PFC) i aske- og sedimentprøvene.

Forbindelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
PFBA	4,4	0,44
PFPA	15	0,33
PFHxA	39	1,3
PFHpA	30	0,13
PFOA	5,8	0,01
PFNA	0,70	<0,03
PFDA	2,0	0,02
PFUnDA	0,26	<0,05
PFDoDA	0,14	0,01
PFTTrDA	0,05	0,01
PFTeDA	<0,05	<0,05
PFBS	31	<0,05
PFHxS	8,8	0,01
PFHpS	0,028	0,01
PFOS	4,8	0,07
PFDS	0,04	0,01
FOSA	0,05	0,003
MeFOSA	0,21	0,08
EtFOSA	0,75	0,56
MeFOSE	0,16	0,31
EtFOSE	<0,004	0,03

### Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH er generelt produsert under ufullstendig forbrenning av organisk materiale (f. eks branner, eksos mm). Flere av PAH-forbindelsene (f. eks fluoranten, benzo(a)pyren) er på listen over prioriterte stoffer i vannforskriften.

Som forventet var konsentrasjoner av PAH i asken relativt høye. Summen av konsentrasjoner for 16 vanlig målte PAH-forbindelser (PAH16) var over 34 mg/kg tørrvekt i askeprøven og nær 0,6 mg/kg i sedimentprøven (Tabell 17). Konsentrasjonene i sedimentprøven kvalifiserer til forurensningsklasse II «God» (PAH16: 0,3–2 mg/kg) i følge miljødirektoratets veileder (Bakke et al. 2007). Konsentrasjoner av PAH i Auli-sedimentene er omlag de samme som de målt i suspenderte partikler fra Drammenselva og Glomma (Skarbøvik et al. 2014).

Tabell 17. *Konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Konsentrasjon, ng/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
Naphtalene	5 900	43
Acenaphthylene	3 200	18
Acenaphthene	210	6,3
Fluorene	2 000	35
Phenantrene	6 900	127
Antracene	2 050	13
Fluoranthene	4 200	99
Pyrene	2 700	59
Benzo(a)anthracene	2 200	44
Chrysene	2 200	58
Benzo(b)fluoranthene	1 600	49
Benzo(k)fluoranthene	400	13
Benzo(a)pyrene	840	19
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	360	7,3
Dibenzo(ah)anthracene	88	2,0
Benzo(ghi)perylene	7,6	< 3
Biphenyl	3 800	43
Retene	160	<300
Benzo(b)fluorene	1 300	24
Benzonaphthothiophene	17	4,6
Benzo(ghi)fluoranthene	810	19
Cyclopenta(cd)pyrene	690	3,1
Triphenylene	710	20
Benzo(j)fluoranthene	830	15
Benzo(e)pyrene	800	18
Perylene	120	60
Dibenzo(ac)anthracene	120	2,7
Anthanthrene	51	<5
Coronene	25	<9
Sum 16 PAH	35 000	600

### Polyklorerte dibenzo-p-dioxiner og furaner (PCDD/F)

Disse klorerte stoffene er hydrofobe, persistente og bioakkumulerende, og de har blitt lagt til listen over vanddirektivets prioriterte stoffer. De produseres utilsiktet ved forbrenning, særlig av klorholdige materialer, slik som plast av polyvinylklorid (PVC).

PCDD/F-konsentrasjonen i sediment fra Aulielva var generelt lav og på linje med de som i 2008 ble målt i suspenderte partikler i Alnaelven (Rannekleiv et al. 2009). Konsentrasjonene, omregnet til toksiske

ekvivalenter (TEQ) kvalifiserte til forurensingsklasse I «Bakgrunn» i henhold til Miljødirektoratets veileder (Bakke et al. 2007) (TEQ < 10 pg/g).

Tabell 18. *Konsentrasjoner av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og furaner (PCDD/F) i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Konsentrasjon, pg/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
2378-TCDD	23	<0,2
12378-PeCDD	80	<0,1
123478-HxCDD	32	<0,2
123678-HxCDD	62	0,14
123789-HxCDD	39	<0,2
1234678-HpCDD	580	2,4
OCDD	2 400	14
2378-TCDF	220	0,21
12378-PeCDF	390	0,32
23478-PeCDF	270	0,18
123478-HxCDF	300	0,31
123678-HxCDF	380	0,23
234678-HxCDF	180	0,33
123789-HxCDF	22	<0,04
1234678-HpCDF	530	1,1
1234789-HpCDF	130	0,16
OCDF	240	1,8
WHO-PCDD/F-TEQ (ub)*	308	0,44
WHO-PCDD/F-TEQ (mb)**	308	0,35
WHO-PCDD/F-TEQ (lb)***	308	0,26

\*upper boundary when below LOQ, C = LOQ

\*\*medium boundary when below LOQ, C = 0.5 LOQ

\*\*\*lower boundary when below LOQ, C = 0

### Polybrominerte dibenzo-p-dioksiner og furaner (PBDD/F)

PBDD/F har egenskaper som er svært like PCDD/F da de er deres bromerte analoger. Disse produseres utilsiktet under framstilling, bruk, resirkulering/avhending og forbrenning av bromerte flammehemmere og flammehemmende materialer.

Både nasjonalt og internasjonalt finnes det lite data på målinger av PBDD/F i sedimenter. Konsentrasjoner i sedimentprøven fra Aulivassdraget er generelt i det øvre området av konsentrasjonene målt i East River i Kina (Ren et al. 2009).

Tabell 19. *Konsentrasjoner av polybromerte dibenzo-p-dioksiner og furaner (PBDD/F) i aske- og sedimentprøvene.*

Forbindelse	Konsentrasjon, pg/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
2,3,7,8-TeBDF	4 700	25
1,2,3,7,8-PeBDF	4 100	8
2,3,4,7,8-PeBDF	4 100	8
1,2,3,4,7,8-HxBDF	9 000	21
1,2,3,4,6,7,8-HpBDF	49 000	70
OBDF	610*	400
2,3,7,8-TeBDD	220**	1
1,2,3,7,8-PeBDD	85**	<0,6
1,2,3,4,7,8-HxBDD	14	<0,1
1,2,3,6,7,8-HxBDD	13	<0,1
1,2,3,7,8,9-HxBDD	33	<0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpBDD	109	<2

Forbindelse	Konsentrasjon, pg/g tørrvekt	
	Aske	Sediment
OBDD	540*	<25*
Total TeBDF	116 000	770
Total PeBDF	134 000	830
Total HxBDF	30 000	120
Total HpBDF	48 800	69
Total TeBDD	610**	5**
Total PeBDD	530**	14**
Total HxBDD	71**	24**
Total HpBDD	300**	74**

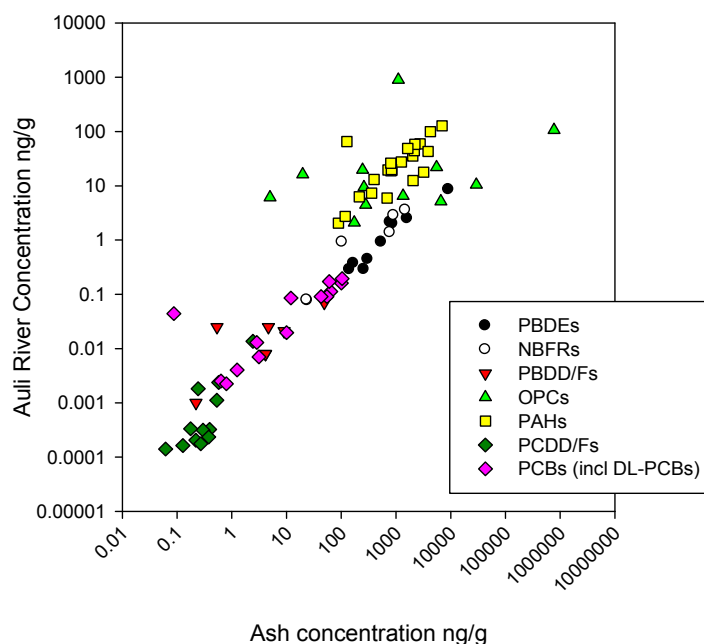
\*Outside recovery criteria

\*\*Outside isotope ratio criteria

### Samvariasjon mellom konsentrasjoner i aske og sedimenter

Ved å plote konsentrasjonene i sedimentet og asken mot hverandre (for de stoffene som ble funnet over kvantifikasjonsgrensene) kommer det fram en god samvariasjon mellom nivåene i de to prøvene (Figur 8). Dette kan indikere at mange av de analyserte forbindelsene som finnes i elvesedimentet stammer fra brannstedet. Et slikt mønster ville vi forventet kunne oppstå dersom brannen var hovedkilden til disse forbindelsene i et ellers lite forurenset sediment. Hadde vi hatt helt spesifikke markører for brannen, kunne vi utredet dette nærmere. Alternativt kunne vi ha analysert en referanseprøve av et sediment upåvirket av brannen for å finne nærmere ut i hvilken grad brannen hadde forurenset elvesedimentet.

På Figur 8 ser man at PAH har en tendens til å vise proporsjonalt høyere konsentrasjoner i sedimentet sammenlignet med de i asken. Dette kan forklares ved at PAH har vært tilstede i sedimentet allerede før eventuelle avsetninger av askepartiklene fra brannen. Foruten brannen vil det tidligere ha vært mange andre kilder til slik PAH-forurensing, så som langtransporterte atmosfæriske avsetninger og lokale kilder. Videre ser vi at organofosfat-forbindelsene (OPC) ikke faller på samme linje som de øvrige forbindelsene. Det kan forklares ved at mange av OPC-forbindelsene er lite hydrofobe og mer vannløselige. De vil derfor i mindre grad enn de andre forbindelsene absorberes til sedimenterende organisk materiale. Deres skjebne i elven vil derfor nødvendigvis ikke være den samme som for andre mer hydrofobe stoffer.



Figur 8. Samvariasjon mellom konsentrasjonen av miljøgifter målt i askeprøven fra brannstedet ved Revac AS og en blandprøve av sedimenter fra Aulivassdraget.

## 6. Oksygenvinn i vassdraget

### 6.1 Spesifisering av modellbetingelser

For å kunne modellere forbruket av oksygen som kan skyldes tilførsene av organisk materialet i brannskummet har vi måttet etablere gitte forutsetninger og parameterverdier for modellens inngangsvariabler.

#### 6.1.1 Temperatur og oksygenforhold

Vi har forutsatt at midlere temperatur under forurensingsperioden var 20 °C. Temperaturen påvirker ratekonstantene, men noen graders avvik fra dette er av mindre betydning for resultatene.

Ratekonstantenes avhengighet av temperatur er gitt ved Arrhenius' likning:  $k_t = k_{20}\theta^{t-20}$ , hvor  $\theta$  er 1,047 og 1,024 er vanlig brukt for henholdsvis nedbrytingsraten og re-okygeneringsraten.

Oksygenkonsentrasjonen i bekk/elvevannet før utslippet har vi satt til å være lik 100 %, eller 9,1 mg/l ved 20 °C. Dette er nok noe for høyt for de mer stilleflytende og næringsrike delene av Aulivassdraget.

#### 6.1.2 Vannføring

Vi har for enkelhets skyld inndelt vassdraget i tre seksjoner (vassdragsavsnitt) som alle har hatt en definert tilrenning fra sine respektive delnedbørfelt. Vannføringen i vassdraget under forurensingsperioden har vi ingen direkte målinger av, kun noen tidspunkter for når det visuelt og luktmessig kunne fastslås at fronten for forurensingen hadde nådd visse steder (opplysninger fra Fylkesmannes miljøvernavdeling)

Vannføringen var imidlertid svært lav under forurensingsperioden og vi har satt den til å være lik 10 % av gjennomsnittlig vassføring for normalperioden 1961–1990 (data fra NVE). Gjennomsnittlig avrenning fra alle delnedbørfeltene for denne normalperioden var omlag 15 l/(s·km<sup>2</sup>).

Videre har vi definert at all tilrenning skjer i begynnelsen av de enkelte seksjonene slik at vannføringen er konstant nedover disse. Avsnittene er definert som følger:

- Seksjon 1: Bjunebekken, nedbørfelt 014.BB i NVEs database REGINE. Avrenning: 46 l/s
- Seksjon 2: Fra Bjunebekkens utløp og til Merkedamselva. Nedbørfeltene 014.B0 – 014.F. Avrenning: 300 l/s.
- Seksjon 3: Fra utløp av Merkedamselva og til munningsområdet ovenfor jernbanebrua. Nedbørfeltene 014.A0 og 014.AZ. Avrenning: 255 l/s.

Vannføringen er trolig satt noe for høyt ut fra de beregnede lengdene på de enkelte elveavsnittene og tidspunktene for når forurensingen ble observert på forskjellige steder i vassdraget.

#### 6.1.3 BOD i brannskum og mengder slukke vann

Det ble brukt to typer brannskum under slukkingen:

- Arctic Foam 603EF ATC 3 %. Forbruk: 11 m<sup>3</sup> av konsentratet. Her var BOD ikke oppgitt i produktdatabladet (kun som 64 % av en ikke oppgitt COD) og vi har måtte beregne en BOD basert på de deklarete enkeltkomponentene (litteraturverdier) og for visse komponenter ut fra deres kjemiske sammensetning (metode: se van Leeuwen and Vermiere, 2007). En teoretisk BOD<sub>28</sub>, som brukes i modellen, er 973 g/l for dette brannskummet.
- Mossoul FF 3/6. Forbruk: 1,5 m<sup>3</sup> av konsentratet. Oppgitt BOD<sub>5</sub> på 170 g/l. BOD<sub>5</sub> er i likhet med Arctic Foam antatt å være 64 % av BOD<sub>28</sub>, hvilket gir en BOD<sub>28</sub> på 266 g/l.



I følge Revac AS ble det brukt 1250 m<sup>3</sup> slukke vann gjennom de 36 timene slukkingen foregikk. Vi har fordelt utslippet av brannskum jevnt gjennom disse 36 timene, selv om det i perioder under slukkingen ble benyttet ulike mengder.

For å gi et grovt estimat av mengden brannskum som nådde vassdraget har vi tatt utgangspunkt i konsentrasjonen av monoetylglykol, også kjent som 1,2-etandiol eller bare glykol, i avrenningsvannet og konsentrasjonene i brannskummet. Konsentrasjonene av glykol i brannskummet er i henhold til produktbladene <25 % for Arctic Foam og <15 % for Mossoul. Bruker vi disse prosentene i beregningen av mengden glykol benyttet under slukkingen kommer vi fram til et volum på nær 3 m<sup>3</sup> glykol. Da mengden slukke vann anvendt var omlag 1250 m<sup>3</sup> vil det si at avrenningsvannet skulle hatt en konsentrasjon av glykol på omlag 2,4 g/l, basert på en ren fortykning. Antar vi at omlag 50 % av glykolen fordampet under slukkingen (glykol har et kokepunkt på 197 °C) skulle avrenningsvannet ha en konsentrasjon på omlag 1,2 g/l. Dette er omlag samme konsentrasjon som ble målt i avrenningsvannet ved prøvepunkt P2 den 21. juli (1,1 g/l). Vi har derfor antatt at 50 % av brannskummet rant ut i vassdraget.

Produktbladene angir for øvrig at brannskummet har en lav akutt giftighet i vann (96 timer LC50 for fisk, Arctic Foam: 4200 mg/l, Mossoul: 240 mg/l).

#### 6.1.4 Ratekonstanter

For de enkelte ratekonstantene har vi brukt følgende verdier:

- $k_d = 0,17 \cdot d^{-1}$  (beregnet ut fra Arctic Foam)
- $k_d : 0, 2 - 1,96 \cdot d^{-1}$  (høyest for Bjunebekken)
- $V_{\infty} = 1 \text{ mg } [O_2] \cdot d^{-1}$

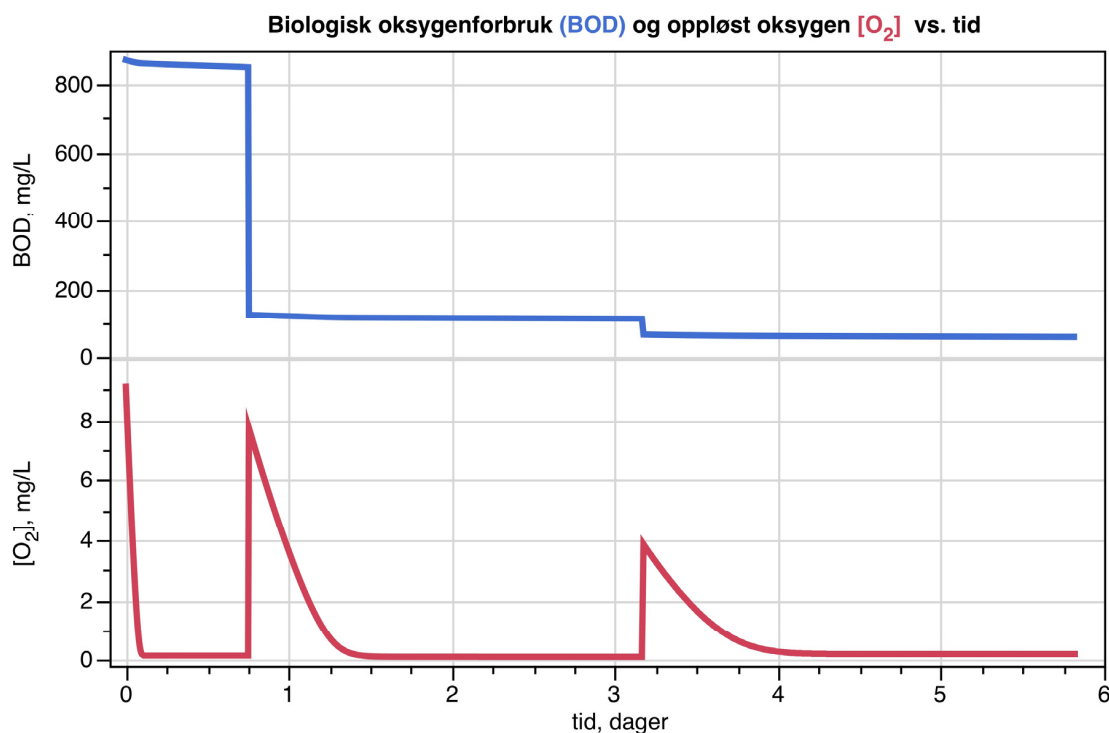
Ratekonstanten for re-oksygenering,  $k_d$ , kan estimeres ut fra ulike formler hvor vannhastighet og dyp inngår. Disse beregningene er imidlertid usikre da det kan være store lokale variasjoner i et vassdrag. Modellprediksjonene er imidlertid lite sensitive for realistisk satt usikkerhet i estimatet av  $k_d$ .

## 6.2 Modellberegninger

Modellen viste at oksygenkonsentrasjonen i vannmassene som fløt nedover elva avtok dramatisk raskt etter utslippet (Figur 9). Etter 2–3 timer var den nær null i Bjunebekken. En forutsetning for at en slik utvikling skulle finne sted er at det var tilstrekkelig med heterotrofe mikroorganismer tilstede. Hvis ikke vil vi ha en forsinkelse i utviklingen av oksygenvinn inntil populasjonene av heterotrofe organismer har bygget seg opp. Under de rådende forhold, dvs. varmt og en i utgangspunktet næringsrik bekk, er det å forvente at oksygenvinn raskt ville utvikle seg.

Ved tilførsel av nytt oksygenrikt vann fra tilstøtende hovedelver øker oksygenkonsentrasjon, men da det er så vidt høye restmengder av organisk materiale eller BOD igjen i vannet avtar oksygenkonsentrasjon hurtig igjen.

Resultatene fra modellen viser at oksygenkonsentrasjonen i vassdraget raskt ble redusert fra full metning på 9,1 mg/l oppstrøms utslippspunktet til nær 0 mg/l nedstrøms dette, med unntak i blandsonene hvor upåvirket elvevann fra sidevassdragene Storelva og Merkedamselva førte til en lokal bedring i vannkvaliteten.



Figur 9. Konsentrasjonen oppløst oksygen [O<sub>2</sub>] og organisk materiale målt som biologisk oksygenforbruk i vann (BOD, mg O<sub>2</sub>/l) i Aulivassdraget etter tilførsel av brannskum fra slukkingen ved Revac AS. Konsentrasjonene er modellert for et avgrenset vannvolum som renner nedover vassdraget. Vassdraget er inndelt i tre ulike elveavsnitt, og tilførselen av uforurenset vann fra sidevassdragene Storelva og Merkedamselva fører til lokale bedringer i oksygenforholdene og fortykning av forurensingene (reduisert BOD).

### 6.3 Konsekvenser av oksygenvinn

Modellberegningene viste at konsentrasjonene av oppløst oksygen ble kritisk lave for fisk og bunndyr nedstrøms utslippspunktet i Aulivassdraget. Ved 100 % metning og 20 °C er konsentrasjonen av oppløst oksygen 9,1 mg/l. I de forurensete vannmassene som drev nedover vassdraget under og etter utslippet sank de beregnede konsentrasjonene til nær 0 mg/l etter kort tid. Kun under større innblanding av uforurenset vann fra hovedelvene Storelva og Merkedamselva steg den beregnede konsentrasjonen temporært til henholdsvis omlag 8 og 4 mg/l. Varigheten av den vannkvalitetsmessige forbedringen var kortvarig og etter henholdsvis ca. 6 og 18 timer etter at vannmassene hadde drevet forbi innblandingssonene hadde konsentrasjonen sunket til nær 0 mg/l igjen.

Det er velkjent at oksygenkravene varierer mellom ulike arter fisk, alt etter miljøet de er tilpasset. Oksygenkravene øker også med temperaturen da metabolismen til fisken er temperaturavhengig. Visse arter, så som mange av karpefiskene, er godt tilpasset et liv i næringsrike vann hvor oksygennivåene kan bli lave under stagnasjonsperiodene. Andre arter, så som laksefisk, er tilpasset mer oksygenrike forhold i store innsjøer eller rennende vann. Den europeiske innlandsfiske-kommisjonen, EIFAC, har utarbeidet forslag til minstekrav for oksygenkonsentrasjoner til europeisk ferskvannsfisk (WHO 1973). For å sikre overlevelsen til ungfisk og voksen fisk i mer enn ett døgn, anbefaler kommisjonen at oksygenkonsentrasjonen skal være minst 3 mg O<sub>2</sub>/l. I en studie over oksygenkravene til kanadisk ferskvannsfisk angir Davis (1975) 4,0 mg/l som et minstekrav for å unngå skader på blandede populasjoner uten laksefisk, mens han angir 2,5 mg/l som et nivå hvor en stor andel av en gitt fiskepopulasjon eller fiskesamfunn blir skadet eller dør. Oksygen- og temperaturforholdene i Aulivassdraget under utslippshendelsen var svært like de som fantes under en episodisk fiskedød i Akersvannet ved Tønsberg i

august 1995 (Fjeld et al. 1995). Oksygenkonsentrasjonen varierte da fra 3,4 og til 0,7 ml/l fra overflatesjiktet og til 5 meters dyp, og under 8 m var det fullstendig oksygen-svinn. Temperaturen i de øvre 5 m var da omlag 20–21 °C. Store mengder fisk, så som gjørs, gjedde, abbor, karpefisk og ål, døde i løpet av 3-4 dager, og i alt ble 1400 kg med død fisk samlet opp.

I det følgende redegjør vi for hvorledes fisk i alminnelighet reagerer på lave oksygennivåer (hypoxi). For en mer detaljert innføring i økofysiologien til fisk i hypoxisk miljø, se Jensen m. fl. (1993) samt Fritehe og Nilsson (1993). Episoder med fiskedød på grunn av lavt oksygeninnhold i vannmassene kan inntreffe i næringsrike elver og bekker ved lav vannføring i sommerhalvåret. Nedbrytningen av organisk materiale kan da kreve så mye oksygen at vannmassenes oksygenreserver blir uttømt og fisken får respiratoriske vansker. De høye temperaturene sommerstid forsterker problemet, da løseligheten av oksygen i vann synker ved økende temperatur, mens fiskens metabolisme og oksygenkrav øker. Videre reduseres hemoglobinet (oksygenbindende pigmenter i røde blodlegemer) affinitet til O<sub>2</sub> ved høye temperaturer. Oksygenkrevende arter kan derfor ha vansker med å tilfredsstille sitt oksygenbehov ved høy vanntemperatur. Når oksygenkonsentrasjonen i vannet avtar har fisk en rekke fysiologiske og atferdsmessige mekanismer som kan tre i kraft for å opprettholde den nødvendige respirasjonen.

Første lettkjennelige respons på synkende oksygenkonsentrasjoner er en økning i ventilasjonsvolumet over gjellene, dvs. fisken kompenserer for lavere oksygenkonsentrasjon i vannet ved pumpe mer vann over gjellene. Dette skjer ved en økning i åndingsfrekvensen (munnen og gjellelokkenes åpning og lukking) og volumet per ånding. Sammen med andre sirkulatoriske forandringer bidrar dette til at fisken kan dekke sitt oksygenbehov på tross av minskende oksygenkonsentrasjoner i vannet. Er disse kompensatoriske mekanismene utilstrekkelige eller energetisk sett for kostbare, blir fisken urolig og søker etter andre oppholdssteder. Ved kritisk lave verdier blir fisken ofte svært aktiv, går opp i overflaten og snapper etter luft eller utnytter den O<sub>2</sub>-rike overflatefilmen på vannet (Gee et al. 1978). Den vil da bli tvunget over på anaerob metabolisme hvor energi frigjøres ved at glykogenet i musklene omdannes til laktat (melkesyre), uten at oksygen inngår i reaksjonen. Kun spesialiserte arter kan klare seg lenge med anaerob respirasjon, for de fleste fisk er dette en fysiologisk mekanisme som er beregnet på hjelpe dem ut av en kortvarig kritisk situasjon.

Ved langvarig anaerob respirasjonen vil blodets pH-verdi falle på grunn av økt laktatnivå. En markert senkning av pH i blodet kan hos mange arter føre til en drastisk reduksjon i hemoglobinet oksygenbindende kapasitet (Root-effekten). Umiddelbart fører det til at blodets hemoglobin blir mindre effektivt i å oppta oksygen over gjellene. Når oksygenkonsentrasjon i blodet blir for lav til å opprettholde den nødvendige respirasjonen, svekkes fiskens koordineringssans og balanseevne, den tipper rundt med buken i været, mister tilslutt bevisstheten og dør. Symptomatisk for fisk som har dødd av oksygenmangel er stiv og bakoverbøyd kropp, sterkt utspilte gjellelokk og fullåpen munn, og blod med redusert pH på grunn av økt laktatnivå.

Mikrobiell aerobisk dekomponering av organisk materiale er oksygenkrevende og det vil frigjøres karbondioksid (CO<sub>2</sub>) og en rekke andre intermedieære organiske nedbrytningsprodukter, samt ammonium eller ammoniakk (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> eller NH<sub>3</sub>). Frigjøringen av disse forbindelsene vil kunne påvirke fisken negativt, og minske deres toleranse ovenfor hypoxi. En økning i oppløst fritt CO<sub>2</sub> i vannmassene vil ha en ugunstig innvirkning på blodets oksygenbærende kapasitet. En miljømessig betinget økning i partialtrykket av CO<sub>2</sub> i vannmassene (såkalt hypercapnia) blir nesten øyeblikkelig bli overført til det arterielle blodet på grunn av fiskens store gjelleareal (for en oversikt, se Heisler 1993). Bikarbonatsystemet i ferskvann gjør at løst uorganisk karbon drives over mot fritt CO<sub>2</sub> ved pH-verdier lavere enn 8, og ved pH 6,3 vil 50 % foreligge som fritt CO<sub>2</sub>. For en stresset fisk i oksygenfattig miljø, med surt blod på grunn av forhøyede laktatkonsentrasjoner, vil en økning av CO<sub>2</sub>-konsentrasjonen i blodet kunne føre til en ytterligere forsuring som kan indusere en dødelig Root-effekt.

Ut fra de lave beregnede oksygenverdiene, et trolig forhøyet CO<sub>2</sub>-nivå i vann og den høye temperaturen under perioden med fiskedød i Aulivassdraget er det klart at fiskesamfunnet har vært i en tilstand av alvorlig respiratorisk stress (hypoxia). Store deler av vassdraget nedstrøms utslippet og til

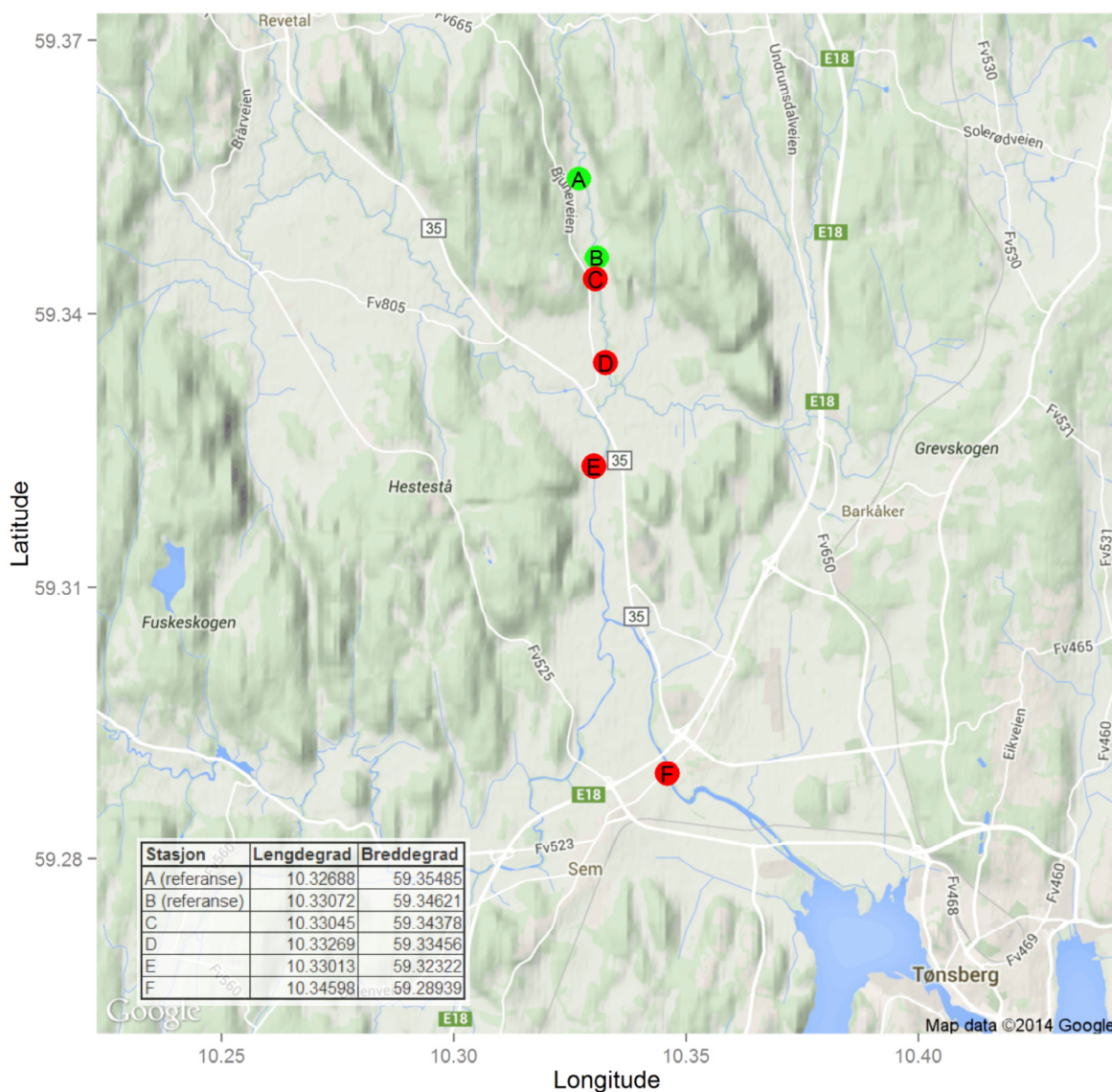
---

muningsområdet av Aulielva har trolig vært oksygenfrie, mens det lokalt ved innblandingssonene nedstrøms tilløpselvene Storelva og Merkedamselva kan ha vært mindre soner med oksygenverdier tilstrekkelige til at fisk har kunnet overleve. De lave oksygennivåene har sannsynligvis utløst fiskedød i de områdene i Storelva og Aulielva hvor metallkonsentrasjonene alene ikke var akutt giftige.

Oksygenvinn i kombinasjon med stressende høye metallkonsentrasjoner kan være en spesielt giftig kombinasjon for fisk. Høye metallkonsentrasjoner gjør at fisken må bruke mer energi, og dermed oksygen, på å regulere ionebalansen. Samtidig er økt slimproduksjon en vanlig respons på akutt eksponering for metaller. Mye slim på gjellene vil redusere gjellenes evne til gassutveksling mellom blod og vann fordi distansen som gassene må diffundere øker.

## 7. Bunndyr

Bunndyrprøver ble tatt på seks stasjoner 13. august (Figur 10) hvilket er tidligere enn anbefalt i overvåkings-veilederen 02:2009 (Direktoratsgruppen, 2010). Det var relativt høy vannføring i vassdraget og vannet var veldig farget av fine partikler (Figur 11). Med hensyn til substratet på lokalitetene var stasjon A beste referanse for D og F da disse tre domineres av mellomstor eller større stein. Referansestasjon B var mest lik C og E som har relativt mye sand og silt i bunnsubstratet.



Figur 10. Kart over prøvetakingslokaliteter for begroing og bunndyr. Referansestasjoner er markert med grønn farge og stasjoner nedstrøms utslippet med rød farge. Koordinater for prøvetakingslokaliteter for begroing og bunndyr er gitt i innfelt tabell. Produsert med gmap (Kable & Wickham 2013) i R (R Core Team 2014, version 3.1.1) på Google maps©.

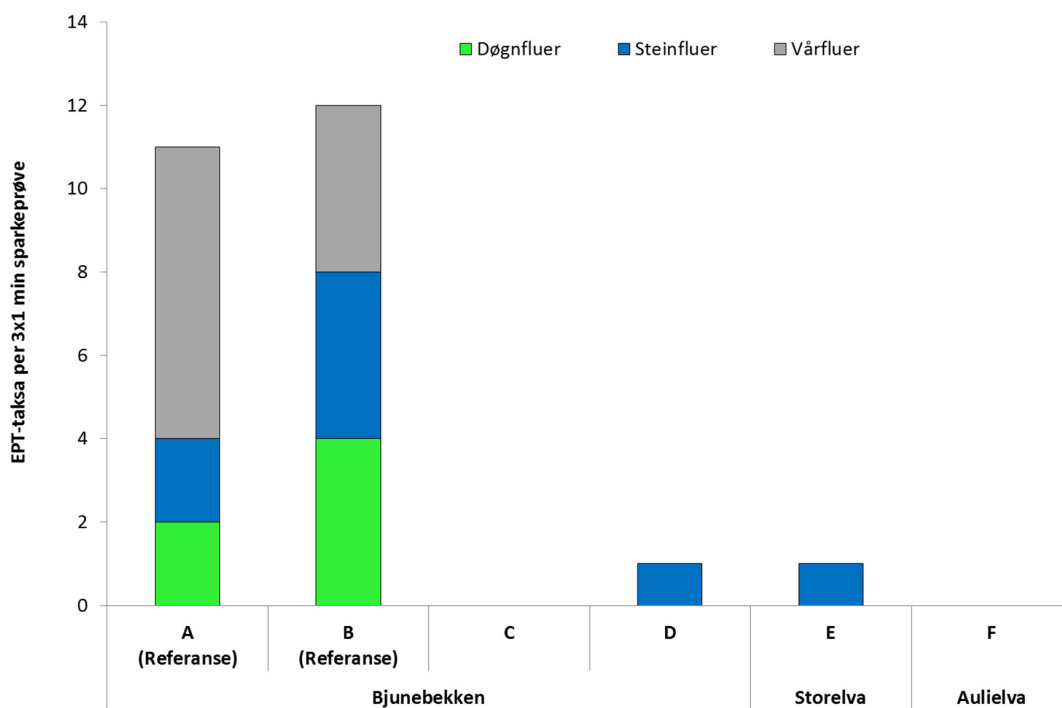


Figur 11. Bilder fra begroings/ bunndyrsstasjonene i Aulievassdraget, tatt under feltarbeidet 13. august 2014. Fotograf: Jonas Persson.

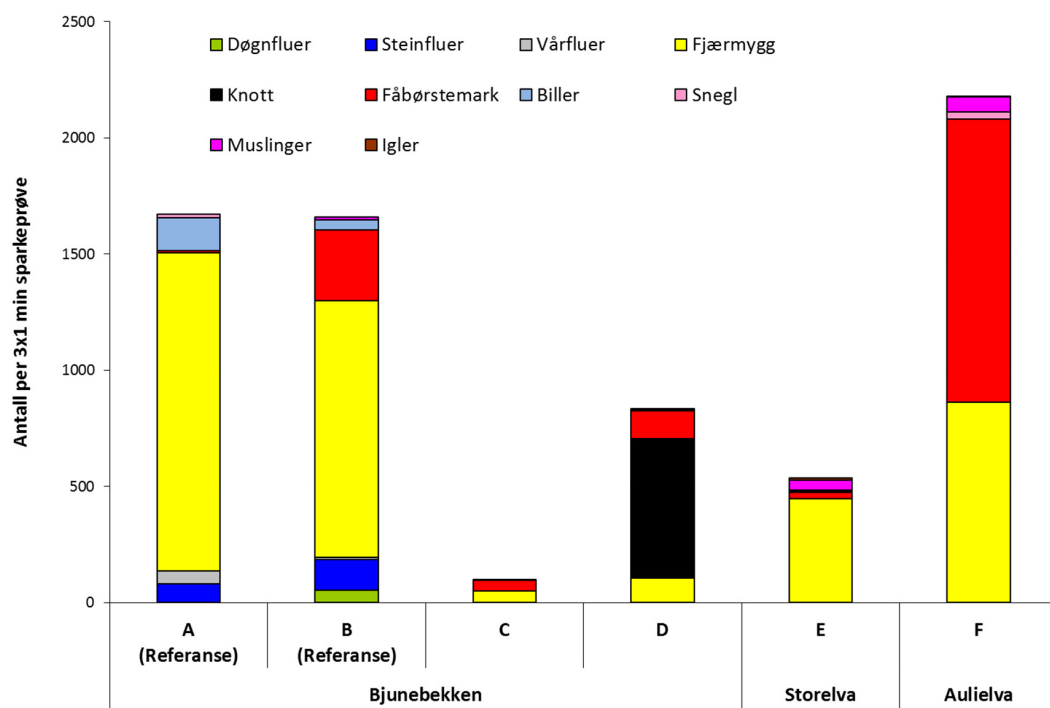
Utslippet tilknyttet brannen på Revac AS har hatt en tydelig, negativ, effekt på bunndyrsamfunnet i de fire stasjonene som ligger nedstrøms utslippet. Antall EPT takså er merkbart høyere på de to referanse-stasjonene enn de stasjoner som ligger nedstrøms utslippet (Figur 13 og Figur 13). Fortsatt tre uker etter utslippet var de følsomme EPT-taksene helt fraværende fra de påvirkede lokalitetene med unntak av en eneste steinflue på stasjon D og E. Disse to steinfluer har mest sannsynlig transporterts ned med vannet fra oppstrøms liggende upåvirkede lokaliteter.

Fjærmygglarver og fåbørstemark var dominerende på fleste lokaliteter, dette er en naturlig og vanlig forekommende situasjon. Disse robuste taksene lever nede i bunnsstratet hvilket kan ha beskyttet og økt overlevelsen. Tre uker er nok med tid for at de dominerende gruppene (mange larvene av tovinger) har kunnet økt i mengde og/eller rekolonisert de påvirkede stasjonene etter utslippet. Men dette gjelder altså ikke de mer følsomme EPT-taksene som fortsatt var fraværende.

En oppfølgende bunndyrundersøkelse ble gjort i slutten av november i år for å oppfylle kravene til prøvetakingstidspunkt gitt i overvåkingsveilederen 02:2009 (Direktoratgruppen, 2010). Foreløpige resultater basert på observasjoner i felt i november tyder på en vesentlig forbedring i bunndyrsamfunnets status. Denne undersøkelsen vil bli rapportert i sin helhet noe seinere.



Figur 12. Antall EPT-takså på stasjonene i Aulivassdraget den 13. august 2014.



Figur 13. Bunn dyrsamfunnets sammensetning på stasjonene i Aulivassdraget den 13. august 2014.



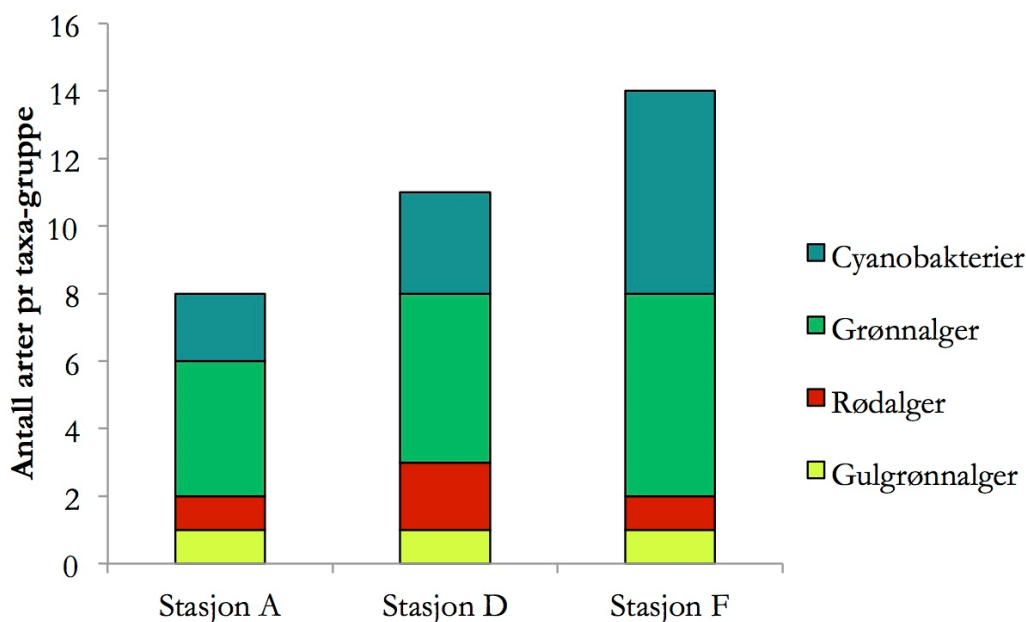
## 8. Begroinger

Prøvetaking ble utført sammen med bunndyrprøvetaking 13. august 2014 ved lokalitetene A, D og F (se Figur 10 og Figur 11 i kapitlet om bunndyr for henholdsvis koordinater, kart og fotografier av lokalitetene). Det hadde regnet en del de forestående dagene og var derfor mye og veldig brunt vann i bekkene/elva. Begroingsalgeprøvetaking er avhengig av relativt klart vann (for bruk av vannkikkert) og steinet substrat på grunna (til mikroskopiprøvene) og kombinasjonen brunt vann og leiresubstrat gjorde det umulig å prøveta stasjonene B, C og E.

### 8.1 Artsmangfold

Foruten eutrofiering, forsuring og andre miljøpåvirkninger påvirkes begroingsalger også av blant annet lystilgang og strømhastighet. Antall arter observert på en enkeltlokalitet vil derfor naturlig variere noe både gjennom året og fra år til år.

Det biologiske mangfoldet, målt som antall taksa av cyanobakterier, grønnalger, rødalger og gulgrønnalger, varierte mellom de ulike lokalitetene; fra 8 taksa på referansestasjon A til 14 taksa ved stasjon F (Figur 14, Tabell 20). Det ble observert totalt 7 taksa cyanobakterier, 9 taksa grønnalger, 2 taksa rødalger og 1 taksa gulgrønnalger, og alle de fire gruppene var representert på hver av de tre lokalitetene. Kiselalger og ciliaten *Vorticella* ble også observert på alle stasjoner, det ble observert sopp på stasjon D og bakterien *Sphaerotilus natans* (lammehaler) på stasjon F.



Figur 14. Antall taksa observert på referansestasjon A (ved Teigen bru), stasjon D (Bjunebekken ved Bjune) og stasjon F (Aulibekken ved E18), fordelt på ulike algegrupper.

Det var stort sammenfall mellom artene som ble funnet på referansestasjonen (stasjon A) og artene som ble funnet i Bjunebekken ved Bjune (stasjon D) og i Aulielva ved E18 (stasjon F). At noen arter ikke ble observert alle steder kan skyldes at de enten ikke vokste på alle lokaliteter eller at vi ikke klarte å finne dem grunnet mye og veldig brunt vann på prøvetakingsdagen. I mikroskop var det ikke mulig å se forskjell på selve begroingsalgene mellom referansestasjonen og stasjonene nedstrøms utslippet; det var en miks av grønne, friske alger og delvis nedbrutte og/eller brune alger på alle stasjonene. Det betyr altså at vi ikke klarte å se noen effekt av utslippet på begroingsalgene.

På den nederste stasjonen (stasjon F) ble det observert mye *Sphaerotilus natans* (lammehaler) i mikroskopet, et tegn på organisk belastning (fra andre kilder enn Revac). Observasjonen av sopp (stasjon D) og ciliaten *Vorticella* (i økende grad fra referansestasjonen til stasjon F) tyder på noe organisk belastning i hele vassdraget, med størst totalbelastning (sum) ved stasjon F. Dette kan heller ikke koples til brannen ved Revac.

Tabell 20. Liste over registrerte begrøingselementer i Bjunebekken og Anlieva 13. august 2014. Hyppighet er angitt som «Observert» for makroskopiske observerte elementer (det var ikke mulig å angi dekningsgrad grunnet alt for brunt vann) og som x = observert, xx = vanlig, xxx = hyppig for mikroskopiske elementer

Arter	Stasjon A	Stasjon D	Stasjon F
<b>Cyanobakterier</b>			
Geitlerinema splendidum			x
Heteroleibleinia spp.	xx	xx	
Oscillatoria limosa			x
Oscillatoria spp.			x
Phormidium retzii			x
Phormidium spp.		x	x
Uidentifiserte trichale blågrønnalger	x	x	x
<b>Grønnalger</b>			
Cladophora spp.		Observert	Observert
Cladophora glomerata	Observert		
Closterium spp.			x
Microspora amoena	Observert	xx	
Oedogonium c (23-28u)	xx	x	x
Oedogonium e (35-43u)		x	
Rhizoclonium sp.			x
Spirogyra a (20-42u,1K,L)		x	x
Stigeochlonium spp.	Observert		Observert
<b>Rødalger</b>			
Audouinella hermannii		xx	
Uidentifiserte Rhodophyceer	x	xx	Observert
<b>Gulgrønnalger</b>			
Vaucheria spp.	Observert	Observert	x
<b>Annet</b>			
Kiselalger	x	xxx	x
Sphaerotilus natans (bakterier)			xxx
Sopp, uidentifisert		x	
Vorticella (ciliater)	x	xx	Observert

## 8.2 Økologisk tilstand

Som støtte til artslistene er det utregnet eutrofiindeks PIT og forsuringsindeks AIP. Disse er ikke helt i henhold til vannforskriften ettersom det brune vannet gjorde det umulig å bruke vannkikkert. Men alle lokaliteter hadde nok indikatorarter for beregning av PIT, og stasjon A og D hadde også nok indikatorarter for utregning av AIP. På stasjon F var det kun 2 (av kravet på 3) indikatorarter for utregning av AIP, så denne beregningen er mer usikker (Tabell 21). For forsurening når alle stasjonene

vannforskriftens mål om god eller svært god økologisk tilstand (Tabell 21), noe som tyder på at utslippene fra Revac ikke har hatt noen forsureffekt i vassdraget. Når det gjelder eutrofiering når ingen av stasjonene vannforskriftens mål: Stasjon F får dårlig tilstand, mens stasjonene A og D får moderat tilstand (Tabell 21). At stasjon F kommer dårligere ut enn stasjonene A og D støttes av funnet av lammehaler (*Sphaerotilus natans*) på denne stasjonen (et tegn på organisk belastning). Denne eutrofieringen som skyldes mer langvarige utslipp av organisk materiale, særlig i vassdragets nedre deler, har ingen sammenheng med utslippene fra brannen ved Revac AS. Det ser derfor ikke ut til at utslippene fra Revac AS har påvirket begroingsalgene på noen måte som gir seg utslag i verken AIP eller PIT.

Tabell 21. PIT og AIP indeksverdier, normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasser for referansestasjon A (ved Teigen bru), stasjon D (Bjunebekken ved Bjune) og stasjon F (Aulibekken ved E18) 13. august 2014, jamfør Vannforskriften. Verdiene/fargene angir økologisk tilstand.

Lokalitet	Ca-klasse	Eutrofiering			Forsuring			
		Antall indikatorarter	PIT	nEQR	Økologisk tilstand	Antall indikatorarter	AIP	Økologisk tilstand
Stasjon A	3	5	0,69	0,50	Moderat	3	7,26	Svært god
Stasjon D	3	8	0,75	0,54	Moderat	5	7,12	Svært god
Stasjon F	3	7	0,54	0,39	Dårlig	2	7,05	Svært god*

\*Ikke nok indikatorarter til sikker klassifisering

### 8.3 Kommentar

På prøvetakingsdagen hadde det nylig regnet mye så det var vanskelig å ta begroingsalgeprøver (mye og brunt vann). Hvorvidt utslippet etter brannen på Revac hadde påvirket dekningsgraden var derfor umulig å si noe om på prøvetakingstidspunktet. Men det generelle inntrykket basert på mikroskopiering var at begroingsalgensammfunnene oppstrøms (referanse) og nedstrøms utslippene (påvirket) var relativt like både i artssammensetning og i utseendet på algene. Det vil si at begroingsalgene nedstrøms utslippspunktet ikke så ut til å ha tatt merkbar skade av utslippene. Dette kan skyldes at eksponeringstiden var for kort og/eller at flere begroingsalger har relativt gode forsvarsmekanismer mot en del forurensende stoffer (f.eks. Chekroun & Baghour, 2013). Én av artene det ble observert mye av på alle tre lokaliteter, *Cladophora (glomerata)*, er dessuten ofte brukt som bioindikator eller til bioakkumulering av tungmetaller og har relativt høy toleranse for slike forurensninger (f.eks. Chmielewská & Medved, 2001; Al-Homaidan *et al.* 2011).

Dersom begroingsalgene har tatt opp tungmetaller vil disse lekke ut i vannet igjen når begroingsalgene visner ned om høsten, men dette vil være snakk om såpass lave konsentrasjoner at det ikke anses å ha skadelige effekter for andre organismegrupper. Konklusjonen er derfor at det ikke vil være behov for videre oppfølging av begroingsalger utover de allerede utførte undersøkelsene når det gjelder utslipp etter brannen ved Revac juli 2014.

## 9. Forekomst av fisk

Det ble fanget fisk på alle strekninger. Selv om mange fisk døde under utslippet, er det altså fortsatt levende fisk i elva (Tabell 22, Figur 15).

Vi vet ikke om fisk som ble fanget i de påvirkede områdene har overlevd utslippet der eller om de har beveget seg inn i påvirkede områder i perioden etter utslippet. For eksempel, kan de voksne ørretene i strekning C ha kommet ovenfra etter utslippet. Uansett tyder fangstene på at vannkvaliteten i påvirkede områder var brukbar for disse fiskene ved fangsttidspunktet i august.

Det ble ikke fanget årsyngel av ørret i påvirkede strekninger, kun i referansene. Vi vet ikke nøyaktig hvor det er gyte- og oppvekstområder, men antar at det vanligvis forekommer yngel av ørret også på strekning C og at utslippet har tatt livet av disse. Elva forandrer karakter nedover, og vi er usikre på om det også kunne forventes å være ørretyngel i strekning D.

Vi fanget årsyngel av ørret i referansestasjonene, men det var ikke høye tettheter. Dette kan skyldes lav fangbarhet under el-fiske, men også at de beste gyte- og oppvekstområdene ligger lengre opp i elva. Vi merket oss at strekning A hadde noe mer stein og grus, og at dette kan være årsaken til at det var noe mer ørret der enn i B.

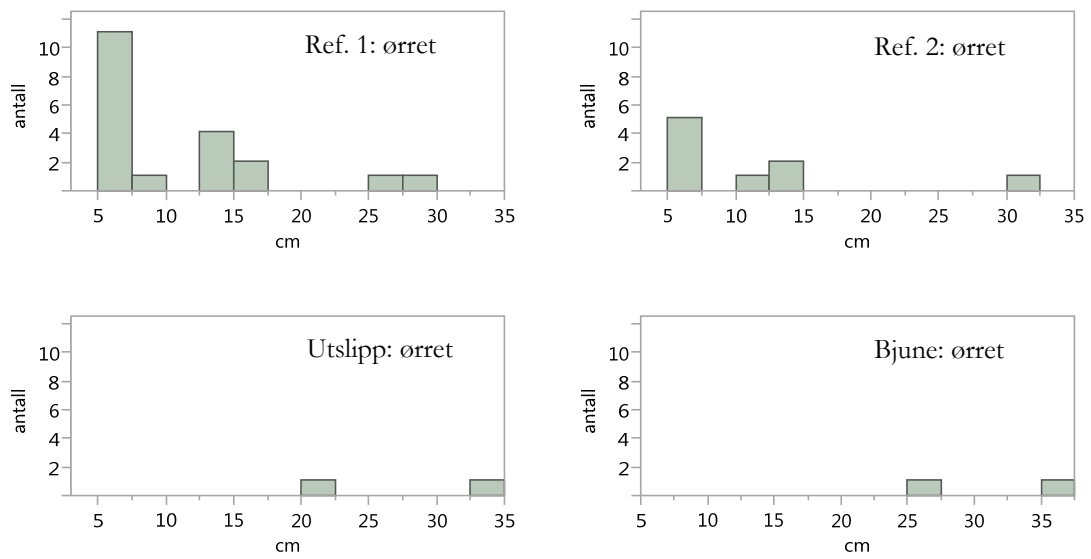
Det ble fanget karpefisk på alle strekninger unntatt strekning A. I de nedre områdene, i Storelva og Aulielva, ble det fanget en del laue, inkludert yngel. I de øvre delene, ble det fanget gullbust. Denne fordelingen kan skyldes at gullbust liker mer strømmende vann enn laue.

Det ble fanget tre arter av fisk. På grunn av den dype elva i de nedre strekningene, var det store vannvolumer som ikke ble fisket effektivt der. Informasjon om tilstedeværelse av forskjellige arter etter utslippet er derfor mangelfull. Laue kan være sterkt overrepresentert i fangstene fordi den liker å oppholde seg ved overflaten.

Siden Aulivassdraget har mange forgreninger som ikke er berørt av utslippet, er det sannsynlig med en naturlig reetablering av fisk i de påvirkede områdene. Bjunebekken har flere kilometer med upåvirkede områder oppstrøms utslippet, og fisk herfra vil fort kunne benytte det påvirkede området hvis vannkvaliteten er bra nok.

Tabell 22. Fiskefangster under el-fiske i Aulivassdraget 14.-15. august 2014: antall og lengdeintervaller (cm, avrundet) for hver art. Ett individ ble kun delvis observert, og dermed ikke artsbestemt (ubest.)

Strekning	Kode	Ørret antall	lengder (cm)	Laue antall	lengder (cm)	Gullbust antall	lengder (cm)	ubest. antall	lengder (cm)
Ref. 1	A	20	5-29						
Ref. 2	B	9	6-31			2	19-21		
Utslipp	C	2	20-34			5	16-24		
Bjune	D	2	25-35			9	16-20		
Storelva	E1			69	2-15				
Aulielva	E2	2	35-40	14	3-8			1	40?
Bruene	F			19	2-7				



Figur 15. Lengdefordelinger for fangst av ørret fra fire strekninger under el-fiske i Aulivassdraget 14.-15. august 2014.

## 10. Konklusjoner

### Metaller i vann og sedimenter

Konsentrasjonen av tungmetaller i overflateavrenningen av slukkevann fra industriområdet til Revac AS var svært høyt. På grunn av lav vannføring under ulykken var fortynningen i Bjunebekken som mottok avrenningen liten, og for i hvert fall kobber og kadmium nådde tungmetallene akutt toksiske konsentrasjoner (96 timers LC<sub>50</sub>) for følsom laksefisk. Lenger nede i vassdraget ble tilførsene av tungmetallene vesentlig fortynnet av tilløpselvene Storelva og Merkedamselva. Nivåene av tungmetaller her hadde trolig en mindre til ingen akutt giftighet for fisk.

Konsentrasjonen av tungmetaller i sedimenter fra vassdraget var gjennomgående lave, men en moderat økning for noen metaller, særlig for kadmium i Bjunebekken, kan ikke utelukkes. Konsentrasjonene kvalifiserte for Miljødirektoratets tilstandsklasse I «Ubetydelig forurensning», med unntak for kadmium fra prøven like nedstrøms utslippet som kvalifiserte for klasse II «Moderat forurensning».

### Organiske miljøgifter i vann

Avrenningsvannet fra industriområdet hadde høye nivåer av både PAH, glykol og den bromerte flammehemmeren tetrabrombifenol A (TBBPA). PAH er tjæreforbindelser som kan dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale, slik som plast. Glykolen stammet etter all sannsynlighet fra brannskummet, mens flammehemmeren er av en type som er mye brukt i elektronisk utstyr og printplater.

Et par dager etter brannen (23. juli) var konsentrasjonen av PAH-forbindelsen benzo(a)pyren i øvre deler av Storelva så vidt høy at den kvalifiserte til Miljødirektoratets forurensningsklasse IV «Dårlig». Konsentrasjonene av PCB i prøvene var lave, og kunne ikke påvises i kvantifiserbare mengder. Konsentrasjonene av glykol og bromerte flammehemmere ble ikke målt ved denne anledningen.

### Organiske miljøgifter i aske og sedimenter

Det ble gjort en omfattende analyse (screening) av en rekke organiske miljøgifter i en prøve av aske/brannrester fra det brente lageret og av en prøve satt sammen av sedimenter fra ulike steder nedover i vassdraget (en blandprøve).

Screeningen av askeprøven for forurensninger viste relativt høye nivåer av kjemiske additiver (f. eks. flammehemmere og mykgjørere for plast) som kan ha blitt sluppet ut i elva under brannslukking.

Konsentrasjonene av organiske miljøgifter (tilsetningsstoffer og forbindelser dannet ved forbrenning av plast iblandet EE-avfall) i blandprøven av sedimenter fra vassdraget var imidlertid generelt lave. For dioksiner (PCDD/F), PCB og klorete parafiner (S/MCCP) kvalifiserer konsentrasjonene i prøven til forurensningsklasse I «Bakgrunn» i henhold til Miljødirektoratets veileder. For PAH og flammehemmere av typen PBDE kvalifiserte de for forurensningsklasse II «God».

En sammenlikning av nivåene av tilsetningsstoffer og biprodukter målt i asken fra brannstedet og i sedimentprøven fra elva indikerer at elvesedimentene har blitt svakt påvirket av utslipp som stammer fra brannen.

### Forurensninger i fisk og muslinger

Nivåene av metaller i fisk fra vassdraget og blåskjell fra fjorden var innenfor dagens naturlige bakgrunnsnivå. Det kunne heller ikke spores noen uvanlige konsentrasjoner av PAH i blåskjellene.

### Oksygenforbruk og fiskedød

Modelleringer av biologisk oksygenforbruk på grunn av tilførsene av brannskum med slukkevannet tyder imidlertid på at utslippet har ført til omfattende oksygenvinn i hele vassdraget, fra like etter

utslippspunktet og ned til utløpet av Aulielva. De lave oksygenivåene har sannsynligvis forårsaket fiskedød der hvor metall-konsentrasjonene alene ikke var akutt giftige.

### **Begroinger**

Undersøkelser av begroingsalger kunne ikke vise noen effekt av utslippet. Begroingssamfunnenes sammensetning var svært lik både oppstrøms og nedstrøms utslippet. De bærer ellers preg av eutrofiering og relativt høy organisk belastning som ikke kan kobles til selve brannen. Dette var særlig markert i de nedre områdene av Aulielva.

### **Bunndyr**

Utslippet har hatt en tydelig, negativ, effekt på bunndyrsamfunnet på de undersøkte stasjonene som ligger nedstrøms utslippet. Antall EPT-taksa, det vil si de arter i følsomme gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer, var merkbart høyere på referansestasjonene som ligger oppstrøms utslippet enn på de eksponerte stasjonene som ligger nedstrøms utslippet. Fortsatt tre uker etter utslippet var de følsomme EPT-taksene nær fraværende fra de påvirkede stasjonene, og robuste grupper som fjærmygg og fåbørstemark dominerte bunndyrsamfunnet nedstrøms. Foreløpige undersøkelser i felt i november tyder imidlertid på en vesentlig forbedring i bunndyrsamfunnets status.

### **Fiskesamfunnet**

Det ble fanget fisk på alle strekninger. Selv om mange fisk døde under utslippet, er det altså fortsatt levende fisk i elva. Det ble ikke fanget årsyngel av ørret i påvirkede strekninger, kun i referansene. Vi vet ikke nøyaktig hvor det er gyte- og oppvekstområder, men antar at det vanligvis forekommer yngel av ørret også på strekning like nedstrøms utslippet og at forurensingen her har tatt livet av disse.

Det ble fanget tre arter av fisk: ørret, laue og gullbust. På grunn av den dype elva i de nedre strekningene, var det store vannvolumer som ikke ble fisket effektivt der. Informasjon om tilstedeværelse av forskjellige arter etter utslippet er derfor mangelfull.

Siden Aulivassdraget har mange forgreninger som ikke er berørt av utslippet, er det sannsynlig med en naturlig reetablering av fisk i de påvirkede områdene.

## 11. Referanser

- Alabaster, J.S. and Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for fish. Butterworth-Heinemann Ltd. London. 361 pp.
- Al-Homaidan, A. A., Al-Ghanayem, A. A. & Alkhalifa, A. H. (2011) Green algae as bioindicators of heavy metal pollution in Wadi Hanifah Stream, Riyadh, Saudi Arabia. *International Journal of Water Resources and Arid Environments* 1(1), 10-15.
- Bakke, T., Breeveld, G., Källqvist, T, Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., og Hylland, K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment. SFT, Rapport TA-2229/2007. 12 s.
- Bækken, T., A. Rustadbakken, S. Schneider, H. Edvardsen, T. E. Eriksen, K. Sandaas og H. Billing. 2011. Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva. NIVA-rapport 6240-2011.
- Beckert, W.F. 1978. Mercury, lead, arsenic, and cadmium in biological tissue. The need for adequate standard reference materials. US EPA, Environmental Monitoring Series. EPA-600/4-78-051. 60 pp.
- Biomet, 2014. <http://bio-met.net/bio-met-bioavailability-tool/>
- Chekroun, K. B. & Baghour, M. (2013) The role of algae in phytoremediation of heavy metals: A review. *J. Mater. Environ. Sci.*, 4(6), 873-880.
- Chmielewská, E. & Medved, J. (2001) Bioaccumulation of heavy metals by green algae *Cladophora glomerata* in a refinery sewage lagoon. *Croatia Chemica Acta* 74(1), 135-145.
- Cousins, A.P., Jönsson, A. and Iverfeldt, Å. 2009. Testing the Biotic Ligand Model for Swedish surface water conditions - a pilot study to investigate the applicability of BLM in Sweden. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 1858. 57 pp.
- Diaz-Baez, M.C. and Dutka, B.J. 2005. Frameworks for the application of toxicity data. In: Thompson, K.C., Wadhia, K. and Loibner, A. Environmental Toxicity Testing. Blackwell Publishing Ltd., Oxford. pp. 94–125.
- Di Toro, D.M., Allen, H.E., Bergman, H.L., Meyer, J.S., Paquin, P.R., Santore, R.C., 2001. Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 2383–2396.
- Dunnivant, F.M. and Anders, E. 2006. A basic introduction to pollutant fate and transport. An integrated approach with chemistry, modeling, risk assessment and environmental legislation. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. 480 pp.
- Direktoratsgruppen. 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. *Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*. 181 s.
- Direktoratsgruppen. 2010. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. <http://www.vannportalen.no>. 122 s.
- Direktoratsgruppen. 2013. Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no>. 263 s.
- ECI (European Copper Institute). 2008. Voluntary Risk assessment of copper, copper(II) sulphate pentahydrate, copper(I) oxide, copper(II) oxide, dicopper chloride trihydroxide. Appendix U: Modelling copper bioavailability and toxicity in freshwater: uncertainty reduction for risk assessment (Chronic fish-BLM). ([http://echa.europa.eu/documents/10162/13630/vrar\\_appendix\\_u\\_en.rtf](http://echa.europa.eu/documents/10162/13630/vrar_appendix_u_en.rtf))
- EFSA Panel on contaminants in the food chain (Contam). 2012. Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (Bfrs) in Food. *European Food Safety Authority Journal* 10: 2908 (133 pp).



- Evans, D.H. 1987. The Fish Gil: Site of Action and Model for Toxic Effects of Environmental Pollutants. *Environmental Health Perspectives*. 71: 47–58.
- EPA. 2007. Aquatic life ambient water quality criteria – copper. EPA-822-R-07-001. 204 pp.
- EPA. 2013. Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – freshwater 2013. EPA-822-R-001. 242 pp.
- FAO. 1983. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on chromium and freshwater fish. EIFAC Technical Paper No. 43. 30 pp.
- Fernando, S., Jobst, K.J., Taguchi, V.Y., Helm, P.A., Reiner, E.J. McCarry, B.E. 2014. Identification of the Halogenated Compounds Resulting from the 1997 Plastimet Inc. Fire in Hamilton, Ontario, Using Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography and (Ultra) High Resolution Mass Spectrometry. *Environmental science and technology* 48: 10656-63.
- Fjeld, E., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R., Dye, C., 2006. Miljøgifter I Sedimenter Fra Mjøsa, 2005-2006. Norwegian Institute for Water Research. NIVA-Rapport 5313. 53 pp.
- Fritch, R. and Nilsson, S. Cardiovascular and ventilatory control during hypoxia. In: Rankin, J.C and Jensen, F.B. (eds.) *Fish Ecophysiology*. Chapman and Hall, London. p. 180–199.
- Gee, J. H., R. F. Tallman, and H. J. Smart. 1978. Reactions of some great plains fishes to progressive hypoxia. *Canadian Journal of Zoology* 56:1962-1966.
- Grande, M. 1979. Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. NIVA, rapport O-85186. 34 p.
- Heisler, N. 1993. Acid-base regulations in response to changes in the environment: characteristics and capacity. In: Rankin, J.C and Jensen, F.B. (eds.) *Fish Ecophysiology*. Chapman and Hall, London. p. 207–230.
- Ingersoll, C.G. and Mebane, C.A. (eds). 2014. Acute and chronic sensitivity of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to cadmium, copper, lead, or zinc in laboratory water-only exposures: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013–5204, 70 p., plus appendixes.
- Jensen. F.R., Nikimaa, M. and Weber, R.E. 1993. Environmental perturbations of oxygen transport in teleost fisher: causes, consequences and compensation. In: Rankin, J.C and Jensen, F.B. (eds.) *Fish Ecophysiology*. Chapman and Hall, London. p. 161–175.
- Kahle, D. & Wickham, H. 2013. ggmap: A package for spatial visualization with Google Maps and OpenStreetMap. R package version 2.3. <http://CRAN.R-project.org/package=ggmap>
- Lydersen, E., Löfgren, S., Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian Surface waters: Effects of Acidification, Liming and Potential Re-acidification. *Critical Reviews in Environm. Sci and Technology*, 32, 73-295.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SF'T -rapport TA-1467/1997. 36 s.
- Ng, T.Y.T., Chowdhury, M.J., and Wood, C.M. 2010. Can the Biotic Ligand Model Predict Cu Toxicity Across a Range of pHs in Softwater-Acclimated Rainbow Trout? *Environ Sci Technol* 44: 6263–6268.
- Niyogi, S., and Wood, C.M. 2004. Biotic Ligand Model, a Flexible Tool for Developing Site-Specific Water Quality Guidelines for Metals. *Environ Sci Technol* 38: 6177–6192. doi: 10.1021/es0496524.

NS-EN ISO 10870:2012. Vannundersøkelse. Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater I ferskvann. Standard Norge.

NS-EN ISO 15708:2009. Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne. Standard Norge.

Paquin, P.R., Gorsuch, J.W., Apte, S., Batley, G.E., Bowles, K.C., Campbell, P., Delos, C.G., Di Toro, D.M., Dwyer, R.L., Galvez, F., Gensemer, R.W., Goss, G.G., Hogstrand, C., Janssen, C.R., McGeer, J.C., Naddy, R.B., Playle, R.C., Santore, R.C., Schneider, U., Stubblefield, W.A., Wood, C.M., and Wu, K.B. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology and Pharmacology* 133: 3–35.

R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

Ranneklev, S., Allan, I., Enge, E.K. 2009. Kartlegging Av Miljøgifter I Alna Og Akerselva. Norwegian Institute for Water Research. NIVA-Rapport 5776. 116 pp.

Ren, M., Peng, P.A., Chen, D.Y., Chen, P., Zhou, L. 2009 PBDD/Fs in surface sediments from the East River, China. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 83: 440-43.

Schneider, S.C. & Lindstrøm, E.A. 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index of periphyton (AIP). *Ecological Indicators*, 9, 1206-1211.

Schneider, S.C. & Lindstrøm, E.A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, 665, 143-155.

Schneider, S.C. 2011. Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment*, 409(6), 1164-1171.

Shephard, K.L., 1994. Functions for fish mucus. *Rev Fish Biol Fisheries* 4, 401–429.  
doi:10.1007/BF00042888

Skarbøvik, E., Austnes, K., Allan, I.J., Stålnacke, P., Høgåsen, T., Nemes, A., Selvik, J.R., Garmo, Ø.A., Beldring, S. 2014 Elvetilførsler og direkte tilførsler til Norske kystområder – 2013. Norwegian Environment Agency. Miljødirektoratet Rapport M-264. 79 pp.

Ng, T.Y.T., Chowdhury, M.J., and Wood, C.M. 2010. Can the Biotic Ligand Model Predict Cu Toxicity Across a Range of pHs in Softwater-Acclimated Rainbow Trout? *Environ Sci Technol* 44: 6263–6268.

Niyogi, S., and Wood, C.M. 2004. Biotic Ligand Model, a Flexible Tool for Developing Site-Specific Water Quality Guidelines for Metals. *Environ Sci Technol* 38: 6177–6192.

US EPA, 2007. Aquatic life ambient freshwater quality criteria – copper. EPA-822-R-07-001. Office of Water 4304T, Washington DC, USA.

van der Veen, I., de Boer, J., 2012. Phosphorus Flame Retardants: Properties, Production, Environmental Occurrence, Toxicity and Analysis. *Chemosphere*, 88: 1119-53.

van Leeuwen, C.J. and Vermiere, T.G. 2007. Risk assessment of chemicals. An introduction. 2<sup>nd</sup> edition. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 686 pp.

Vannforskriften. 2012. Vedlegg VIII. Miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter i vannforekomster. A. Miljøkvalitetsstandarder for EUs prioriterte stoffer og prioritert farlige stoffer i ferskvann og kystvann. [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL\\_9](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_9)

Weideborg, M., Blytt, L.D., Stang, P., Henninge, L.B. and Arctander Vik, E. 2012. Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Klima og forurensningsdirektoratet. Rapport, TA-3001/2012. 105 p.



## Vedlegg

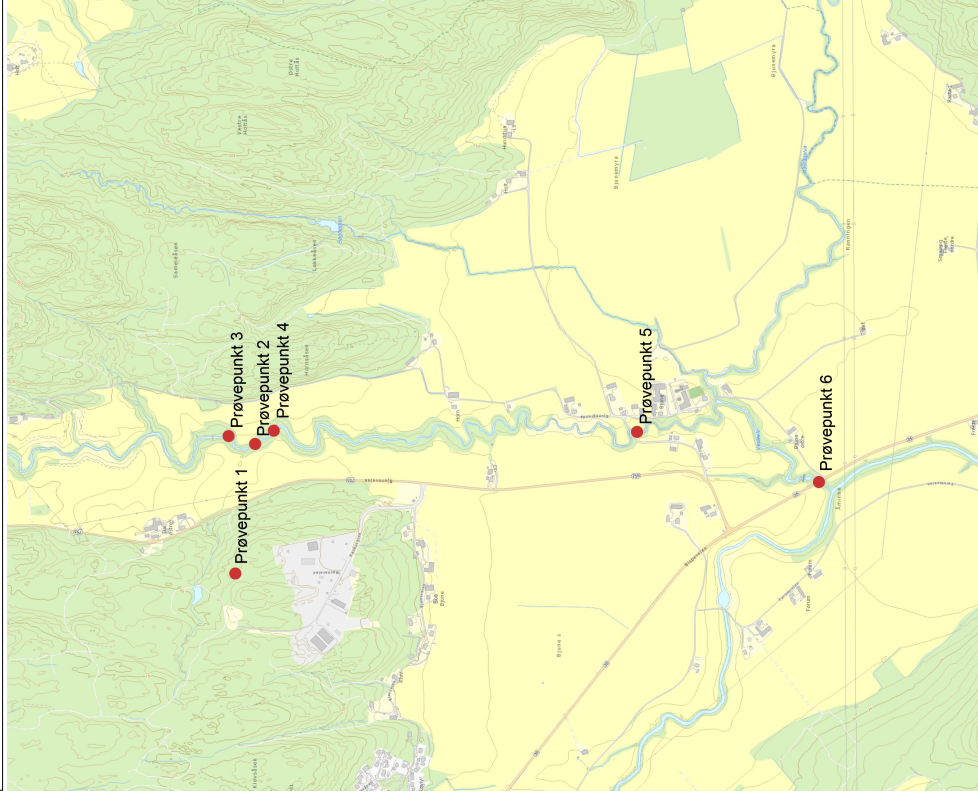
Vedlegget inneholder:

- Logg fra miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Vestfold om observasjoner og prøver tatt i vassdraget under og etter brannen ved Revac AS
- Kart over prøvestasjonene til miljøvernavdelingen og Revac AS
- Analyserapporter fra prøvene tatt av miljøvernavdelingen og Revac AS
- Rådata fra bunndyr- og begroingsundersøkelsene gjort av NIVA

REVAC brannen 2014 – Prøvetaking oversikt

23.7.2014	Prøvetatt	Sted	Observasjoner
Kl. 9.45	Vannprøve 1L Analyisert (plastflaske)	Prøvepunkt 1, fra oljeutskilleren hos REVAC AS	
Kl. 10.30	Vannprøve 1L Oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 2, Ut i Bjunebekken	
Kl. 10.30	Vannprøve 1L Analyisert (plastflaske)	Prøvepunkt 3, Oppstrøms, over utslipp i Bjunebekken. Referanse.	
Kl. 11.09	Vannprøve 1L Oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 4, Nedstrøms, nedenfor utslipp i Bjunebekken	
Kl. 11.20	Vannprøve 1L Analyisert (plastflaske)	Prøvepunkt 5, Lenger ned i Bjunebekken (Bjune grenda).	Sorte pytter i elven, død liten fisk
Kl. 12.00	Vannprøve 1L Oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 6, Før Bjunebekken går ut i Storelva, ved XXX på riksveg 35	Mye død ørret, bilder.
Kl. 12.30	Vannprøve 3L 1L analyisert (plastflaske) 2L oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 7, Storelva, ved bro til Frestebekken, sør for Freste pukkverk	Døende/stresset fisk.
Kl. 13.15		Før Storelva møter Merkedamselva	Tilsynelatende upåvirket
Kl. 16.30	Vannprøve 1L Oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 8, Aulielva, broen ved Sem	Upåvirket
Kl. 16.40		Aulielva, 1 km nord for Broen på Sem.	Jeg og Jørn så ingen påvirkning
Kl. 17.00		REVAC AS	Oljeutskilleren stengt med fender
24.7.2014			
Kl. 11.00		Ved Broen (prøvepunkt 8) og prøvepunktet før Broen.	Ikke tegn til påvirkning
Kl. 11.30	Vannprøve 1L Oppbevart (glassflaske)	Prøvepunkt 5, Bjune grenda.	
Kl. 11.45	Vannprøve 1L Oppbevart (glassflaske)	Prøvepunkt 7 Storelva ved Freste.	Observert levende fisk som gaper etter luft.
Kl. 12.15		REVAC AS	Åpent utløp fra oljeutskilleren igjen, fender ligger ved siden av
Kl. 13.00		REVAC AS	Oljeutskilleren rørt tettet igjen med fender og forsterket med jernrør

25.7.2014	Prøver av smeltet plast utenfor branntomten. Oppbevart (plastflaske)	REVAC AS	Røret er fortsatt tett. REVAC sier de også har tettet med fender opp ved plassen. Samlet inn biter av smeltet plast utenfor branntomten. Trolig fraktet med brannskummet.
Kl. 10.20		Prøvepunkt 2	Klarere vann men fortsatt lukket
Kl. 10.30		Prøvepunkt 5	Klarere vann. En død fisk. Mindre lukket
Kl. 12.00		Prøvepunkt 6	Mindre lukket
Kl. 12.30		Jeg og Jørn padler opp ved broen til der Storelva og Merkedamselva møtes	
Kl. 14.00	Vannprøve 1L (2 stk.) Oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 9, Rett før Storelva møter Merkedamselva	En prøve i overflaten og en på 2 m. Vi estimerte grovt og regnet med at forurensningen hadde kommet 100-200 m nedenfor der elvene møtes. Hovedsakelig verdet med tanke på lukket, men også visuelt.
28.7.2014			
Kl. 12.00	Vannprøve 2L 1L Analyisert (plastflaske) 1L Oppbevart (glassflaske)	Prøvepunkt 8, Aulielva, broen ved Sem	Tydelig påvirket. Visuelt og med tanke på lukket. 2 prøveflasker tatt (en glass og en plast.) Mye død fisk. Ål var så vidt i live.
Kl. 13.00	Vannprøve 1L Analyisert (plastflaske)	Prøvepunkt 10, Inntak for vanning 200 m nord for Broen.	Prøven er tatt på 1,5 m rett ved inntak. Død fisk.
Kl. 13.30	Vannprøve 1L Analyisert (plastflaske)	Prøvepunkt 7 Storelva	1 prøve
Kl. 14.00	Vannprøve Oppbevart (plastflaske)	Prøvepunkt 11, Aulielva, Bro før ilene.	Saltvann i prøven. Ikke obs. død fisk i ilene eller ved broen.
Kl. 15.15		Oppstrøms, over utslippsstedet i Bjunebekken.	Ikke obs. død fisk.
Kl. 13.02.08.	2 stk Vannprøver av 1L NIVA (plastflaske)	Prøvepunkt kum nr. 2 talt fra sør mot nord. Og kum nr 4. Prøvetakingskum til oljeutskiller	Skum helt opp til kumløkket, Tydelig innhold av svarte partikler, mindre i kum 2 enn i prøvetakingskummen til oljeutskiller. ETH
Kl. 13.15.02.08.	Vannprøve 1L NIVA (plastflaske)	Prøvepunkt 1. Der utslippet fra bedriften treffer 1. bekk	Mye skum. ETH
02.08.	Vannprøve 1L NIVA (plastflaske)	Prøvepunkt 2. utløp fra bekkelukking til Bjunebekken	Mye skum. ETH
02.08.	Vannprøve 1L NIVA (plastflaske)	Prøvepunkt 5. Bjunegrenda	ETH
Kl. 14.02.08.	Vannprøve 1L NIVA (plastflaske)	Prøvepunkt 7. Førumbro	ETH



0 279,89 559,78

1 119,56 Meters

Merknader  
Skriv inn merknader...



WGS\_1984\_UTM\_Zone\_33N  
© Norge digitalt og Geovekst

Se tegnforklaring på neste side



0 559,78 1 119,56

2 239,12 Meters

Merknader  
Skriv inn merknader...



WGS\_1984\_UTM\_Zone\_33N  
© Norge digitalt og Geovekst

Se tegnforklaring på neste side



Revac AS  
Postboks 126  
3164 Revetal  
Attn: Glenn Hansen

Eurofins Environment Testing Norway

AS (Moss)

F. reg. 965 141 618 MVA

Møllebakken 50

NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00

Fax: +47 69 27 23 40

**AR-14-MM-011950-01**



**EUNOMO-00099830**

Prøvemottak: 24.07.2014

Temperatur:

Analyseperiode: 24.07.2014-29.07.2014

Referanse: Vannprøver 21.07.2014  
(PBDE)

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2014-07240114</b>	Prøvetakingsdato:	21.07.2014		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Glenn Hansen		
Prøvemerkning:	Overflatevann Bjunebekken	Analysestartdato:	24.07.2014		
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:
<b>a) PBDE (polybromerte difenyletere)</b>					
a) 2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Dekabromdifenyleter	<0.1	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.1
a) Heksabrombifenyl	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heksabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heksabromsyklododekan (HBCD)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heptabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Nonabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Oktabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Pentabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Tetrabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01

### Tegnforklaring:

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Lilnre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 3



Prøvenr.:	<b>439-2014-07240115</b>	Prøvetakingsdato:	21.07.2014
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Glenn Hansen
Prøvemerking:	Overflatevann Utløp industriområde	Analysestartdato:	24.07.2014

Analyse	Resultat	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:
<b>a) PBDE (polybromerte difenyletere)</b>					
a) 2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Dekabromdifenyleter	<0.1	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.1
a) Heksabrombifenyl	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heksabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heksabromsyklododekan (HBCD)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heptabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Nonabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Oktabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Pentabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	85	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Tetrabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01

Prøvenr.:	<b>439-2014-07240116</b>	Prøvetakingsdato:	21.07.2014
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Glenn Hansen
Prøvemerking:	Overflatevann Oppstrøms utslippspunkt i bjunebekken	Analysestartdato:	24.07.2014

Analyse	Resultat	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:
<b>a) PBDE (polybromerte difenyletere)</b>					
a) 2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) 2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Dekabromdifenyleter	<0.1	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.1
a) Heksabrombifenyl	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heksabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heksabromsyklododekan (HBCD)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Heptabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Nonabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Oktabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Pentabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01
a) Tetrabromdifenyleter	<0.01	µg/l		LLE / GC/MS/NCI	0.01

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) DIN EN ISO/IEC 17025:2005 DAC-PL-0526-07-06, SOFIA (Berlin), Rudower Chaussee 29, D-12489, Berlin

**Kopi til:**

Thomas (thomas@revac.no)

Jørn Svinsholt (jorn@revac.no)

**Moss 29.07.2014**

-----  
Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

---

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Ljindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



**Eurofins Environment Testing Norway**

**AS (Moss)**

F. reg. 965 141 618 MVA

Møllebakken 50

NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00

Fax: +47 69 27 23 40

Revac AS  
Postboks 126  
3164 Revetal  
Attn: **Glenn Hansen**

**AR-14-MM-011779-01**



**EUNOMO-00099826**

Prøvemottak: 24.07.2014

Temperatur:

Analyseperiode: 24.07.2014-25.07.2014

Referanse: Vannprøver 21.07.2014

## ANALYSERAPPORT

**Merknader prøveserie:**

pH oppgis uakkreditert pga at prøvene er mottatt og analysert > 48 timer etter prøveuttak.

---

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Ljindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 5



Prøvenr.:	<b>439-2014-07240099</b>	Prøvetakingsdato:	21.07.2014	
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Glenn Hansen	
Prøvemerkning:	Overflatevann Bjunebekken	Analysestartdato:	24.07.2014	
Analyse	Resultat	Enhet:	MU Metode:	LOQ:
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	< 0.005	µg/l	NS-EN ISO 12846	0.005
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.88	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.02
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	1.1	µg/l	35% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.091	µg/l	20% NS EN ISO 17294-2	0.01
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	0.42	µg/l	35% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.026	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.004
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	0.046	µg/l	35% NS EN ISO 17294-2	0.01
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	2.6	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	1
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	2.6	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.071	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	2.4	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.5
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	NS-EN ISO 12846	0.002
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.5	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.05
<b>Filtrert &gt; oppsluttet, men innenfor MU.</b>				
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	1.4	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.5
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1.5	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	2.4	µg/l	20% NS EN ISO 17294-2	2
* pH	7.9		NS-EN ISO 10523	1
* Monoetylglykol	<1	mg/l	Intern metode	1
<b>a) PAH 16 EPA</b>				
a) Naftalen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Acenaftalen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Acenaften	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Fluoren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Fenantren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Antracen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Fluoranten	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Pyren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[a]antracen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Krysen/Trifenylene	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[b]fluoranten	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[a]pyren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	<0.0020	µg/l	Intern metode	0.002
a) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[ghi]perylene	<0.0020	µg/l	Intern metode	0.002
a) Sum PAH(16) EPA	nd		Intern metode	

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>439-2014-07240100</b>	Prøvetaksdato:	21.07.2014	
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Glenn Hansen	
Prøvemerking:	Overflatevann Utløp industriområde	Analysestartdato:	24.07.2014	
Analyse	Resultat	Enhet:	MU Metode:	LOQ:
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	14.7	µg/l	20% NS-EN ISO 12846	0.005
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	25	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.02
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	35	µg/l	30% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	440	µg/l	20% NS EN ISO 17294-2	0.01
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	4400	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	200	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.004
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	250	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.01
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	2200	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	1
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	740	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	5.4	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	31	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.5
Kvikksølv (Hg), filtrert	0.398	µg/l	10% NS-EN ISO 12846	0.002
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	760	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	1100	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.5
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	8800	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	11000	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	2
* pH	6.8		NS-EN ISO 10523	1
* Monoetylglykol	1100	mg/l	Intern metode	1
<b>a) PAH 16 EPA</b>				
a) Naftalen	370	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Acenaftalen	60	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Acenaften	2.9	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Fluoren	22	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Fenantren	51	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Antracen	10	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Fluoranten	13	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Pyren	8.7	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Benzo[a]antracen	7.0	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Krysen/Trifenylene	8.4	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Benzo[b]fluoranten	8.2	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Benzo[k]fluoranten	1.6	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Benzo[a]pyren	3.9	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	3.4	µg/l	30% Intern metode	0.002
a) Dibenzo[a,h]antracen	1.3	µg/l	30% Intern metode	0.01
a) Benzo[ghi]perylene	2.4	µg/l	30% Intern metode	0.002
a) Sum PAH(16) EPA	580	µg/l	30% Intern metode	

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Lindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>439-2014-07240101</b>	Prøvetaksdato:	21.07.2014	
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Glenn Hansen	
Prøvemerking:	Overflatevann Oppstrøms utslippspunkt i bjunebekken	Analysestartdato:	24.07.2014	
Analyse	Resultat	Enhet:	MU Metode:	LOQ:
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	< 0.005	µg/l	NS-EN ISO 12846	0.005
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.67	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.02
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	1.1	µg/l	35% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.024	µg/l	20% NS EN ISO 17294-2	0.01
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	0.69	µg/l	35% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	<0.0040	µg/l	NS EN ISO 17294-2	0.004
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	0.061	µg/l	35% NS EN ISO 17294-2	0.01
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	2.6	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	1
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	1.6	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	<0.050	µg/l	NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	1.5	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.5
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	NS-EN ISO 12846	0.002
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	0.61	µg/l	15% NS EN ISO 17294-2	0.05
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	2.3	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.5
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1.9	µg/l	25% NS EN ISO 17294-2	0.2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	5.0	µg/l	20% NS EN ISO 17294-2	2
* pH	7.9		NS-EN ISO 10523	1
* Monoetylglykol	<1	mg/l	Intern metode	1
<b>a) PAH 16 EPA</b>				
a) Naftalen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Acenaftalen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Acenaften	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Fluoren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Fenantren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Antracen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Fluoranten	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Pyren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[a]antracen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Krysen/Trifenylene	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[b]fluoranten	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[a]pyren	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	<0.0020	µg/l	Intern metode	0.002
a) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	Intern metode	0.01
a) Benzo[ghi]perylene	<0.0020	µg/l	Intern metode	0.002
a) Sum PAH(16) EPA	nd		Intern metode	

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

&lt; :Lindre enn, &gt; :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

**Kopi til:**

Thomas (thomas@revac.no)  
Jørn Svinsholt (jorn@revac.no)

**Moss 25.07.2014**-----  
Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

---

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

&lt; :Ljindre enn, &gt; :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Fylkesm. i Vestfold Miljøv.avd  
Postb. 2076  
3103 TØNSBERG

Resultatene gjelder kun de undersøkte prøvene, og må ikke offentligjøres annet enn i sin helhet uten tillatelse fra Laboratoriet. Resultatene er forbundet med en statistisk usikkerhet, kontakt laboratoriet for detaljer.

Dato: 31.07.2014  
Lab.nr: 14/3655  
Arkiv: 210401/F

## Bedrifts-analyser/egenkontroll

## ANALYSERESULTATER

Prøvemottak: 24.07.14 Analyseperiode: 24.07.14 - 31.07.14

Uttaksprosedyre: Enkel stikkprøve

Prøvetaker: Tatt ut av leverandør

	Referanse	Merking	Tatt ut:
1: Bekk	Fra oljeutskiller	Prøvepkt 1	23.07.2014
2: Bekk	Ref.prøve for prøve 1	Prøvepkt 3	23.07.2014
3: Bekk	Kulp nederst i Bjune	Prøvepkt 5	23.07.2014
4: Bekk	Hovedelva	Prøvepkt 7	23.07.2014

	Metode	Benevning	Prøve 1:	Prøve 2:	Prøve 3:	Prøve 4:
pH, surhetsgrad	L) NS-EN ISO 10523		7.0	7.5	6.9	6.8
Konduktivitet v/25°C	L) NS-ISO 7888	mS/m	241.1	35.4	95.3	45.8
Turbiditet	NS-ISO 7027	FNU	137	8.5	28.1	19.0
Ammonium-nitrogen	Int./ISO11732	mg N/l	40.9	0.058	10.4	0.94
Klorid, FIA	Int/Std.Meth.407	mg Cl/l	616	33.7	218	80.2
Aluminium, grafittovn	NSENISO15586	µg Al/l	2502	108	583	350
Kvikksølv	Int/NSEN1483	µg Hg/l	2.0	<0.05	0.29	<0.05
Kadmium, grafittovn	NSENISO15586	µg Cd/l	196	0.25	40.4	2.2
Bly, grafittovn	NSENISO15586	µg Pb/l	1535	1.1	226	32.2
Kobber, AAS flamme	NS 4773	mg Cu/l	1.87		0.62	0.093
Sink, AAS flamme	NS 4773	mg Zn/l	5.77		2.10	0.12
Nikkel, grafittovn	NSENISO15586	µg Ni/l	795	4.4	141	14.1
Krom, grafittovn	NSENISO15586	µg Cr/l	16.1	0.40	8.8	1.1
PAH i vann	E) EPA8270	µg/l	120		14.6	0.713
* PCB7 i vann	E) EPA8082, EPA3550	µg/l	<0.015		<0.011	<0.007
Nitrat + nitritt	Int/NS 4743	mg N/l	1.7	0.29	0.80	0.70
Total nitrogen	Int/NS 4743	mg N/l	264	0.62	89.9	12.2
Kobber, grafittovn	NSENISO 15586	µg Cu/l		2.8		
Sink, grafittovn	NSENISO 15586	µg Zn/l		6.8		

\*) Laboratoriet er ikke akkreditert for denne analysen

< betyr: Mindre enn (ikke påvist)

L) Målt ved romtemperatur. Korreksjon med utstyr for automatisk temperaturkompensasjon.  
Måletemperatur er lagret med rådata.

E) Analysen er utført ved ALS Laboratory Group, se vedlegg

Side 1 av 2

Måleusikkerhet er normalt basert på 95% konfidensintervall

Adresse:  
Åstveien 21  
3170 SEM

Org.nr: 985 850 151

Internet:  
www.vestfoldlab.no  
post@vestfoldlab.no

Tlf: 33 37 90 60  
Fax: 33 37 90 61

---

Dato: 31.07.2014

Lab.nr: 14/3655

Arkiv: 210401/F

  
Torhild Berling Wiik  
Laboratorieleder



Fylkesm. i Vestfold Miljøv.avd  
Postb. 2076  
3103 TØNSBERG

Resultatene gjelder kun de undersøkte prøvene, og må ikke offentligjøres annet enn i sin helhet uten tillatelse fra Laboratoriet. Resultatene er forbundet med en statistisk usikkerhet, kontakt laboratoriet for detaljer.

Dato: . . .  
Lab.nr: 14/3655  
Arkiv: 210401/F

## MIDLERTIDIG SVAR (Fullstendig resultatrapport ettersendes)

Prøvemottak: 24.07.14 Analyseperiode: 24.07.14 - . . . Uttaksprosedyre: Enkel stikkprøve Prøvetaker: Tatt ut av leverandør

			Referanse	Merking	Tatt ut:
1: Bekk			Fra oljeutskiller	Prøvepkt 1	23.07.2014
2: Bekk			Ref.prøve for prøve 1	Prøvepkt 3	23.07.2014
3: Bekk			Kulp nederst i Bjune	Prøvepkt 5	23.07.2014
4: Bekk			Hovedelva	Prøvepkt 7	23.07.2014

	Metode	Benevning	Prøve 1:	Prøve 2:	Prøve 3:	Prøve 4:
pH, surhetsgrad	L) NS-EN ISO 10523		7.0	7.5	6.9	6.8
Konduktivitet v/25°C	L) NS-ISO 7888	mS/m	241.1	35.4	95.3	45.8
Turbiditet	NS-ISO 7027	FNU	137	8.5	28.1	19.0
Ammonium-nitrogen	Int./ISO11732	mg N/l	40.9	0.058	10.4	0.94
Klorid, FIA	Int/Std.Meth.407	mg Cl/l	616	33.7	218	80.2
Aluminium, grafittovn	NSENISO15586	µg Al/l	2502	108	583	350
Kvikksølv	Int/NSEN1483	µg Hg/l	2.0	< 0.05	0.29	< 0.05
Kadmium, grafittovn	NSENISO15586	µg Cd/l	196	0.25	40.4	2.2
Bly, grafittovn	NSENISO15586	µg Pb/l	1535	1.1	226	32.2
Kobber, AAS flamme	NS 4773	mg Cu/l	1.87		0.62	0.093
Sink, AAS flamme	NS 4773	mg Zn/l	5.77		2.10	0.12
Nikkel, grafittovn	NSENISO15586	µg Ni/l	795	4.4	141	14.1
Krom, grafittovn	NSENISO15586	µg Cr/l	16.1	0.40	8.8	1.1
PAH i vann	E) EPA8270	µg/l	120		14.6	0.713
* PCB7 i vann	E) EPA8082, EPA3550	µg/l	< 0.015		< 0.011	< 0.007
Nitrat + nitritt	Int/NS 4743	mg N/l				
Total nitrogen	Int/NS 4743	mg N/l				
Kobber, grafittovn	NSENISO 15586	µg Cu/l		2.8		
Sink, grafittovn	NSENISO 15586	µg Zn/l		6.8		

\*) Laboratoriet er ikke akkreditert for denne analysen

< betyr: Mindre enn (ikke påvist)

L) Målt ved romtemperatur. Korreksjon med utstyr for automatisk temperaturkompensasjon.

Måletemperatur er lagret med rådata.

E) Analysen er utført ved ALS Laboratory Group, se vedlegg

Side 1 av 2

Måleusikkerhet er normalt basert på 95% konfidensintervall

Adresse:  
Åslyveien 21  
3170 SEM

Org.nr: 985 850 151

Internet:  
www.vestfoldlab.no  
post@vestfoldlab.no

Tlf: 33 37 90 60  
Fax: 33 37 90 61

Dato: . .  
Lab.nr: 14/3655  
Arkiv: 210401/F

---

Torhild Bering Wiik  
Laboratorieleder

# Rapport

N1409175

Side 1 (4)

6GI8PJ1HGR



Registrert 2014-07-25 13:53  
Utstedt 2014-07-28

VestfoldLAB AS  
Suvada Biscevic

Aslyveien 21  
N-3170 Sem  
Norge

Prosjekt  
Bestnr

## Analyse av vann

Deres prøvenavn	3655-1 Bekk					
Labnummer	N00313930					
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Homogenisering*	ja			1	1	MORO
Naftalen	85.6	28.2	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Acenaftylen	11.7	3.50	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Acenaften	0.512	0.154	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Fluoren	2.47	0.617	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Fenantren	5.78	1.50	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Antracen	1.13	0.283	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Fluoranten	1.93	0.599	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Pyren	1.48	0.460	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Benso(a)antracen <sup>^</sup>	1.78	0.481	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Krysen <sup>^</sup>	1.48	0.431	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Benso(b)fluoranten <sup>^</sup>	2.70	1.00	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Benso(k)fluoranten <sup>^</sup>	0.450	0.162	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Benso(a)pyren <sup>^</sup>	1.37	0.344	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Dibenso(ah)antracen <sup>^</sup>	0.254	0.081	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Benso(ghi)perylene	0.549	0.220	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Indeno(123cd)pyren <sup>^</sup>	0.819	0.287	$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Sum PAH-16	120		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Sum PAH carcinogene <sup>^</sup>	8.85		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 28	<0.00440		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 52	<0.00440		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 101	<0.00300		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 118	<0.00440		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 138	<0.00480		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 153	<0.00440		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
PCB 180	<0.00380		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO
Sum PCB-7	<0.0146		$\mu\text{g/l}$	2	1	MORO

# Rapport

N1409175

Side 2 (4)

6GI8PJ1HGR



Deres prøvenavn	<b>3655-3 Bekk</b>					
Labnummer	N00313931					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Naftalen	10.9	3.60	µg/l	2	1	MORO
Acenaflylen	1.59	0.478	µg/l	2	1	MORO
Acenaften	0.111	0.033	µg/l	2	1	MORO
Fluoren	0.283	0.071	µg/l	2	1	MORO
Fenantren	0.256	0.067	µg/l	2	1	MORO
Antracen	0.123	0.031	µg/l	2	1	MORO
Fluoranten	0.054	0.016	µg/l	2	1	MORO
Pyren	0.066	0.020	µg/l	2	1	MORO
Benso(a)antracen <sup>^</sup>	0.115	0.031	µg/l	2	1	MORO
Krysen <sup>^</sup>	0.094	0.027	µg/l	2	1	MORO
Benso(b)fluoranten <sup>^</sup>	0.383	0.142	µg/l	2	1	MORO
Benso(k)fluoranten <sup>^</sup>	0.068	0.025	µg/l	2	1	MORO
Benso(a)pyren <sup>^</sup>	0.166	0.042	µg/l	2	1	MORO
Dibenso(ah)antracen <sup>^</sup>	0.061	0.019	µg/l	2	1	MORO
Benso(ghi)perylen	0.100	0.040	µg/l	2	1	MORO
Indeno(123cd)pyren <sup>^</sup>	0.206	0.072	µg/l	2	1	MORO
Sum PAH-16	14.6		µg/l	2	1	MORO
Sum PAH carcinogene <sup>^</sup>	1.09		µg/l	2	1	MORO
PCB 28	<0.00330		µg/l	2	1	MORO
PCB 52	<0.00330		µg/l	2	1	MORO
PCB 101	<0.00225		µg/l	2	1	MORO
PCB 118	<0.00330		µg/l	2	1	MORO
PCB 138	<0.00360		µg/l	2	1	MORO
PCB 153	<0.00330		µg/l	2	1	MORO
PCB 180	<0.00285		µg/l	2	1	MORO
Sum PCB-7	<0.0110		µg/l	2	1	MORO

# Rapport

N1409175

Side 3 (4)

6GI8PJ1HGR



Deres prøvenavn	<b>3655-4</b>						
	<b>Bekk</b>						
Labnummer	N00313932						
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign	
Naftalen	0.612	0.202	µg/l	2	1	MORO	
Acenaftylene	0.051	0.015	µg/l	2	1	MORO	
Acenaften	0.011	0.003	µg/l	2	1	MORO	
Fluoren	0.021	0.005	µg/l	2	1	MORO	
Fenantren	<0.030		µg/l	2	1	MORO	
Antracen	<0.020		µg/l	2	1	MORO	
Fluoranten	<0.030		µg/l	2	1	MORO	
Pyren	<0.060		µg/l	2	1	MORO	
Benso(a)antracen <sup>^</sup>	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Krysen <sup>^</sup>	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Benso(b)fluoranten <sup>^</sup>	0.018	0.006	µg/l	2	1	MORO	
Benso(k)fluoranten <sup>^</sup>	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Benso(a)pyren <sup>^</sup>	<0.020		µg/l	2	1	MORO	
Dibenso(ah)antracen <sup>^</sup>	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Benso(ghi)perylene	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Indeno(123cd)pyren <sup>^</sup>	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Sum PAH-16	0.713		µg/l	2	1	MORO	
Sum PAH carcinogene <sup>^</sup>	0.0180		µg/l	2	1	MORO	
PCB 28	<0.00220		µg/l	2	1	MORO	
PCB 52	<0.00220		µg/l	2	1	MORO	
PCB 101	<0.00150		µg/l	2	1	MORO	
PCB 118	<0.00220		µg/l	2	1	MORO	
PCB 138	<0.00240		µg/l	2	1	MORO	
PCB 153	<0.00220		µg/l	2	1	MORO	
PCB 180	<0.00190		µg/l	2	1	MORO	
Sum PCB-7	<0.00730		µg/l	2	1	MORO	

# Rapport

N1409175

Side 4 (4)

6G18PJ1HGR



\* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

n.d. betyr ikke påvist.

n/a betyr ikke analyserbart.

< betyr mindre enn.

> betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Homogenisering
2	Bestemmelse av PAH-16 og PCB-7.  Metode: PAH-16: EPA-8270-C DIN ISO 6468, DIN 38407-2, EPA 3500 Ekstraksjon: PAH-16 og PCB-7: Heksan Deteksjon og kvantifisering: PAH-16:GC-MSD PCB-7: GC-MSD eller GC-ECD Kvantifikasjonsgrenser: PAH-16: 0,01-0,10 µg/l PCB-7: 0,0008-0,0012 µg/l

Godkjenner	
MORO	Monia Ronningen

Underleverandør <sup>1</sup>	
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia  Lokalisering av andre ALS laboratorier:  Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice  Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163.  Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside [www.alsglobal.no](http://www.alsglobal.no)

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

<sup>1</sup> Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

Fylkesm. i Vestfold Miljøv.avd  
Postb. 2076  
3103 TØNSBERG

Resultatene gjelder kun de undersøkte prøvene, og må ikke offentliggjøres annet enn i sin helhet uten tillatelse fra Laboratoriet. Resultatene er forbundet med en statistisk usikkerhet, kontakt laboratoriet for detaljer.

Dato: 31.07.2014

Lab.nr: 14/3692

Arkiv: 210401/F

## ANALYSERESULTATER

### Bedrifts-analyser/egenkontroll

Prøvemottak: 28.07.14 Analyseperiode: 28.07.14 - 31.07.14

Uttaksprosedyre: Enkel stikkprøve

Prøvetaker: Tatt ut av leverandør

			Referanse	Merking	Tatt ut:		
1: Bekk			Storelva v/Freste(13.00)	Prøvepkt 7	28.07.2014		
2: Bekk			Broen Auli(kl.12.00)	Prøvepkt 8	28.07.2014		
3: Bekk			Inntak for vanning(1,5m)	Prøvepkt 10	28.07.2014		
	Metode	Benevning	Prøve 1:	Prøve 2:	Prøve 3:		
pH, surhetsgrad	L) NS-EN ISO 10523		7.4	6.9	6.9		
Konduktivitet v/25°C	L) NS-ISO 7888	mS/m	37.8	35.9	35.9		
Turbiditet	NS-ISO 7027	FNU	4.9	7.2	12.5		
Ammonium-nitrogen	Int./ISO11732	mg N/l	0.20	0.068	<0.002		
Klorid, IC	Int/ISO 10304-1	mg Cl/l	54.2	51.2	52.7		
Aluminium, grafittovn	NSENISO15586	µg Al/l	222	155	239		
Kvikksølv	Int/NSEN1483	µg Hg/l	<0.05	<0.05	<0.05		
Kadmium, grafittovn	NSENISO15586	µg Cd/l	<0.1	0.61	0.68		
Bly, grafittovn	NSENISO15586	µg Pb/l	1.7	4.0	4.3		
Kobber, grafittovn	NSENISO 15586	µg Cu/l	2.9	14.5	15.3		
Sink, grafittovn	NSENISO 15586	µg Zn/l	7.8	30.1	42.3		
Nikkel, grafittovn	NSENISO15586	µg Ni/l	2.8	4.4	3.5		
Krom, grafittovn	NSENISO15586	µg Cr/l	0.39	0.47	0.57		
Total nitrogen	Int/NS 4743	mg N/l	0.98	2.8	2.9		
Nitrat + nitritt	Int/NS 4743	mg N/l	0.37	0.016	0.046		

L) Målt ved romtemperatur. Korreksjon med utstyr for automatisk temperaturkompensasjon. < betyr: Mindre enn (ikke påvist)  
Måletemperatur er lagret med rådata.

  
Torhild Bering Wiik  
Laboratorieleder

Side 1 av 1

Måleusikkerhet er normalt basert på 95% konfidensintervall

Adresse:

Åstveien 21

3170 SEM

Org.nr: 985 850 151

Internet:

www.vestfoldlab.no

post@vestfoldlab.no

Tlf: 33 37 90 60

Fax: 33 37 90 61

## Begroinger

Aulivassdreget 13. aug. 2014

Sortering	norsk_navn	latinsk_navn	Stasjon A	Stasjon D	Stasjon F
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Geitlerinema splendidum			x
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Heteroleibleinia spp.	xx	xx	
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Oscillatoria limosa			x
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Oscillatoria spp.			x
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Phormidium retzii			x
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Phormidium spp.		x	x
1	Cyanophyceae (Cyanobakterier)	Uidentifiserte trichale blågrønnalger	x	x	x
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Cladophora spp.		1	1
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Cladophora glomerata	1		
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Closterium spp.			x
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Microspora amoena	1	xx	
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Oedogonium c (23-28u)	xx	x	x
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Oedogonium e (35-43u)		x	
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Rhizoclonium sp.			x
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Spirogyra a (20-42u,1K,L)		x	x
2	Chlorophyceae (Grønnalger)	Stigeochlonium spp.	1		1
4	Bacillariophyceae (Kiselalger)	Uidentifiserte pennate	x	xxx	x
5	Rhodophyceae (Rødalger)	Audouinella hermannii		xx	
5	Rhodophyceae (Rødalger)	Uidentifiserte Rhodophyceer	x	xx	1
7	Xanthophyceae (Gulgrønnalger)	Vaucheria spp.	1	1	x
10	Saprophyta (Nedbrytere)	Sopp, uidentifisert		x	
10	Saprophyta (Nedbrytere)	Sphaerotilus natans			xxx
10	Saprophyta (Nedbrytere)	Vorticella spp	x	xx	1



Bunndyr, artstabel  
Aulivassdraget 13. aug. 2014

		Bjunebekken				Storelva	Aulielva
		A (referanse)	B (referanse)	C	D	E	F
Amphipoda	<i>Gammaridae indet</i>					1	
Aranea	<i>Argyroneta aquatica</i>			1			
Bivalvia	<i>Sphaeriidae</i>		14			44	64
Coleoptera	<i>Dytiscidae indet lv</i>		4				
Coleoptera	<i>Elmidae indet lv</i>	48	22		1		
Coleoptera	<i>Elmis aena ad</i>	6	1		2		
Coleoptera	<i>Elmis aena lv</i>	60	8	1	2	3	
Coleoptera	<i>Hydraena sp ad</i>	18	8		1		
Coleoptera	<i>Limnius volckmari Ad.</i>	12			1		
Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>	120	34	51	30	104	4
Diptera	<i>Chironomidae</i>	1368	1104	51	104	448	864
Diptera	<i>Diptera indet</i>		2		1	1	
Diptera	<i>Limoniidae/Pediciidae indet</i>	6	160		1		
Diptera	<i>Muscidae indet</i>	30					
Diptera	<i>Psychodidae indet</i>	3		12		6	
Diptera	<i>Simuliidae</i>			1	600		
Diptera	<i>Tabanidae</i>		6	3			
Diptera	<i>Tipulidae indet</i>	12	40	5	1	6	
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	1	8				
Ephemeroptera	<i>Baetis sp</i>	1	38				
Ephemeroptera	<i>Caenis luctuosa</i>		1				
Ephemeroptera	<i>Ephemera danica</i>		6				
Gastropoda	<i>Ancylus fluviatilis</i>	6					
Gastropoda	<i>Lymnaeidae indet</i>	6				6	
Gastropoda	<i>Planorbidae indet</i>	3					
Gastropoda	<i>Radix sp</i>						32
Hirudinea	<i>Erpobdella sp</i>					2	4
Hirudinea	<i>Glossiphonia sp</i>				1	6	
Hydrachnidia	<i>Hydrachnidia</i>	36	6				
Megaloptera	<i>Sialis sp</i>		2				
Oligochaeta	<i>Oligochaeta</i>	9	304	45	120	26	1216
Plecoptera	<i>Isoperla sp</i>		1				
Plecoptera	<i>Leuctra fusca</i>	18	20				
Plecoptera	<i>Leuctra sp</i>	60	104			1	
Plecoptera	<i>Plecoptera indet</i>		8		1		
Trichoptera	<i>Hydropsyche sp</i>	3	6				
Trichoptera	<i>Ithytrichia sp</i>	3					
Trichoptera	<i>Limnephilidae indet</i>		1				
Trichoptera	<i>Polycentropodidae indet</i>	18					
Trichoptera	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	21	1				
Trichoptera	<i>Rhyacophila fasciata</i>	3	1				
Trichoptera	<i>Rhyacophila nubila</i>	3					
Trichoptera	<i>Rhyacophila sp</i>	6					

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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