

Miljøgiftundersøkelse av fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Miljøgiftundersøkelse av fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019	Løpenummer 7481-2020	Dato 06/01-2020
Forfatter(e) Øyvind Garmo, Inger Lise Nerland Bråte, Nina Buenaventura, Kine Bæk, Pernilla Carlsson, Merete Grung, Johnny Håll, Amy Lusher	Fagområde Miljøgifter - ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Sider 33

Oppdragsgiver(e) Oslo kommune ved Bymiljøetaten	Oppdragsreferanse Heidi Kristensen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180231

<p>Sammendrag</p> <p>Til sammen 63 ørret og 20 bekkerøye fra fem stasjoner i Hovinbekken og Mærradalsbekken ble analysert for innhold av utvalgte grunnstoffer i gjelle- og levervev, omdannede PAH-forbindelser i galle, samt mikroplast i magen. Konsentrasjonen av kobber og sink i gjelle- og levervev var svært høy sammenlignet med undersøkelser i andre vassdrag. Også aluminium, jern, mangan og arsen viste relativt høye nivåer i gjellevev. Konsentrasjonen av omdannede PAH-forbindelser var høyere enn bakgrunnsnivåer. I gjennomsnitt ble det funnet mindre enn én mikroplastpartikkel per fisk, hovedsakelig små (< 1mm) svarte gummifragmenter.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Metaller 2. PAH 3. Mikroplast 4. Ørret 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Metals 2. PAH 3. Microplastics 4. Trout
--	--

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Øyvind Garmo
Prosjektleder

Marianne Olsen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7216-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

**Miljøgiftundersøkelser av fisk fra
Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019**

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
2	Materiale og metoder	9
2.1	Prøveinnsamling	9
2.2	Laboratoriearbeid og analyser	9
2.2.1	Kvikksølv i fiskemuskel	9
2.2.2	Metaller, arsen og selen i gjelle og lever	9
2.2.3	PAH-metabolitter i galle	9
2.2.4	Analyse av vannprøver	10
2.2.5	Mikroplast	10
2.3	Statistikk	11
3	Resultater	11
3.1	Vannkjemi og metallkonsentrasjoner i vannprøver	11
3.2	Beskrivelse av fisk	12
3.3	Metaller, arsen og selen i gjeller og lever	13
3.4	Kvikksølv i muskelvev	18
3.5	PAH-metabolitter i galle	19
3.6	Mikroplast	21
4	Vurdering av resultat	24
4.1	Vurdering av usikkerhet	24
4.2	Kilder til stoffene	24
4.3	Vurdering av nivåene i forhold til grenseverdier	26
4.4	Vurdering av nivåene i forhold til andre undersøkelser	28
5	Konklusjon	30
6	Litteratur	31

Forord

Bymiljøetaten i Oslo satte i 2017 i gang overvåking for å få oversikt over utvalgte miljøgifter i byens vassdrag. Hensikten var å få kunnskap om kjemisk tilstand og om ørret i vassdragene har nivåer av miljøgifter som er under fastsatte grenseverdier for menneskelig konsum. Planen var å undersøke to vassdrag per år. I 2017 undersøkte SWECO Frognerelva og Hoffselva. I 2018 fikk NIVA oppdraget med å undersøke Akerselva og Lysakerelva. Oppdragsgiver har vært Bymiljøetaten med kontaktperson Heidi Kristensen. Feltarbeid og disseksjon av fisk ble gjort av Johnny Håll, Espen Lund, Jan-Erik Thrane og Anne-Luise Ribeiro. Bestemmelse av metaller og PAH-metabolitter i biota ble gjort av Kuria Ndungu, Elena Martinez-Frances, Pernilla Carlson og Katharina Løken. Vannprøvene ble analysert ved NIVAs seksjon for akkrediterte analysetjenester. Bestemmelse av mikroplast ble utført av Nina Buenaventura, Amy Lusher og Inger Lise Nerland Bråte. Takk til Asle Økelsrud for råd om statistiske analyser og Henriette Othilie Bøe Kildahl for å ha hjulpet til med rapporten. Kine Bæk har administrert prosjektet og organisert det hele. Takk til samtlige for godt samarbeid.

Hamar, mars 2020

Øyvind Garmo

Sammendrag

I perioden 19.-21. august ble det fanget til sammen 63 ørret og 20 bekkerøye fra fem stasjoner i Hovinbekken og Mærradalsbekken. I den forbindelse ble det også tatt vannprøver. Fiskene ble dissekert og analysert for innhold av utvalgte grunnstoffer i gjelle- og levervev, omdannede PAH-forbindelser i galle, samt mikroplast i magen.

Vannprøvene indikerte at alle stasjonene i Hovinbekken og Mærradalsbekken var forurenset med nitrat, mens metallkonsentrasjonene var innenfor det som tilsvarer «god» tilstand ifølge vannforskriften. Arsennivået var noe forhøyet i Mærradalsbekke, men ikke så høyt at det kan konkluderes at tilstanden ikke var «god» ut fra én enkelt vannprøverunde. Det ble målt relativt høye konsentrasjoner av aluminium, jern, mangan og arsen og svært høye konsentrasjoner av kobber og sink i gjelle- og levervev. Vi anser det som sannsynlig at de høye nivåene av kobber og sink i fisk skyldes lokal forurensing. Også fisk fra øverste stasjon i vassdragene viste høye nivåer; det var bare sink og kvikksølv i hhv. gjellevev og muskelvev i Mærradalsbekken som viste signifikant økning nedover i vassdraget. Blykonsentrasjonene i gjeller og lever fra Hovinbekken og Mærradalsbekken var omtrent som nivåene som ble observert i Lysakerelva i 2018. Nivåene av kadmium og krom i lever og nikkel i gjellevev var relativt lave. Konsentrasjonen av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren i fiskegalle var høyere enn det som regnes som bakgrunnsnivåer, men lavere enn nivåer som er funnet å gi miljøskade i marine fiskearter. Nivåene av disse PAH-metabolittene var også høyere enn hva man har funnet i ørret og laks i de 20 referanseelver hvor PAH-metabolitter analyseres som en del av den nasjonale basisovervåkingen. Videre ble det påvist 3-OH-BaP i fiskegalle fra fire av fem stasjoner. Det betyr at fisken i noen grad har blitt eksponert for PAH-forbindelsene fenantren, pyren og benzo(a)pyren. Trafikk og veiavrenning er aktuelle kilder til stoffer som kobber, sink og PAH. Ingen av de totalt 83 fiskene hadde nivåer av kvikksølv som oversteg omsetningsgrensen. Kvikksølvnivåene var ikke høyere enn det som er vanlig å finne i annen norsk ørret av samme størrelse.

Det ble funnet mikroplast i fisk fra alle stasjonene i Mærradalsbekken og Hovinbekken med gjennomsnitt på hhv. 0,5 og 0,4 mikroplastpartikler per individ. Antall mikroplastpartikler varierte fra 0-13 per fisk. Både gjennomsnittlig og maksimalt antall mikroplastpartikler per fisk var sammenlignbare med det som ble funnet i Akerselva og Lysakerelva i 2018, men typen var forskjellig. I både Mærradalsbekken og Hovinbekken dominerte små (< 1mm) svarte gummipartikler.

1 Innledning

Hovinbekken og Mærraldalsbekken har nederst i løpet middelvannføring på hhv. cirka 200 og 80 l/s. De regnes som relativt små vannforekomster (Tabell 1). Nedbørfeltene er preget av urbant miljø med noe skog øverst (Figur 1). Hovinbekken starter ved Linderudkollen og passerer Årvoll, Risløkka og Vålerenga før den løper sammen med Akerselva rett før utløpet i Bjørvika. I nedre deler går bekken fortsatt i kulvert i lange strekninger. Mærraldalsbekken kommer fra Voksenåsen/Holmenkollen-området. Den går i kulvert fra Hovseter til Huseby skole, men er åpen gjennom Mærradalen. Bekken fortsetter under Ring 3 og sørover gjennom Ullern. Nederst går Mærraldalsbekken i kulvert under jernbanelinjer og Europavei 18 før den renner ut i Bestumkilen.

Tidligere undersøkelser har vist at bunndyrsamfunn i begge bekkene var preget av forurensing, spesielt i nedre deler (Bækken et al., 2012, 2011; Saltveit et al., 2015). I begge bekkene kan avrenning fra trafikkbelastede områder og lekkasje av urensset avløpsvann regnes som viktige potensielle forurensingskilder. Ledningsnettene har for eksempel 4 overløp som kan gi utslipp til Mærraldalsbekken ved driftsfeil eller overvann, og omtrent 40 rør fører regnvann/overflatevann ut i bekken. Forurensingen kan være metaller, giftige organiske forbindelser, mikroplast, mikroorganismer, næringsstoffer og nedbrytbart organisk materiale som kan gi oksygenvinn.

Metaller skiller seg fra organiske miljøgifter ved at de ikke brytes ned og ved at mange av dem (f.eks. kobber, krom, nikkel og sink) er essensielle sporstoffer. Selv essensielle sporstoffer blir imidlertid giftige i høye konsentrasjoner. Sårbarheten for negative effekter fra metallforurensing i vann er som regel høyere hos akvatiske organismer enn hos landlevende dyr som drikker av vannet og eventuelt spiser av det som lever der. Et viktig unntak i så måte er kvikksølv som har den egenskapen at det oppkonsentreres i næringskjeden og dermed kan nå høye nivåer i fiskespisende dyr. Grenseverdier for drikkevann er derfor gjennomgående høyere enn grenseverdier for vannforekomster. For akvatiske organismer avtar giftigheten til metaller omtrent i rekkefølgen kvikksølv > kadmium > bly > arsen > kobber = krom = nikkel > sink, noe som er tilnærmet motsatt av rekkefølgen på typiske konsentrasjoner i vann. Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er upolare forbindelser som finnes i f.eks. tjære og kreosot og dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Mange PAH-forbindelser og deres omdanningsprodukter (metabolitter) som dannes i organismene, er genotoksiske og kreftframkallende, først og fremst for organismene selv. Både PAH og metaller har det til felles at det finnes både menneskeskapte og naturlige kilder. Mikroplast har derimot ingen naturlige kilder. Mengden mikroplast forventes å være større i vannforekomster i urbane strøk enn i mindre befolkede områder (Eriksen et al., 2013). Det er foreløpig meget begrenset med data på mikroplast i ferskvannssystemer fra Norge.

Denne rapporten beskriver en undersøkelse av metaller, PAH og mikroplast i ørret og bekkerøye fanget ved to stasjoner i Hovinbekken og tre stasjoner i Mærraldalsbekken. Tilsvarende undersøkelse ble i 2018 gjort i Akerselva og Lysakerelva (Garmo et al., 2018), som er to nærliggende og noe større vassdrag enn de som er undersøkt her. Resultatene blir vurdert ved å sammenligne med grenseverdier for stoffene i vannforskriften (EQS= Environmental Quality Standards), grenser som er satt for tillatte nivåer ved handel med fisk (omsetningsgrenser), samt resultater fra undersøkelser i andre vassdrag.

Tabell 1. Sentrale opplysninger om vannforekomstenes status etter vannforskriften. Informasjonen er hentet fra nettstedet Vann-nett (04.11.2019).

Kategorisering	Mærradalsbekken	Hovinbekken nedstrøms Økern	Hovinbekken oppstrøms Økern
Klimasone	Lav	Lav	Lav
Størrelse	Små (< 10 km ²)	Små (< 10 km ²)	Små (< 10 km ²)
Vanntype	Små, kalkrik, klar	Små, kalkrik, klar	Små, kalkrik, klar
Kjemisk tilstand	God	Dårlig	God



Figur 1. Hovinbekken og Mærradalsbekkens nedbørfelt (data fra NVE) og plassering av stasjonene. ©Kartverket. Kart som viser stasjonene i detalj, finnes i Vedlegg A.

2 Materiale og metoder

2.1 Prøveinnsamling

El-fiske ble gjennomført ved tre stasjoner i Mærradalsbekken og to stasjoner i Hovinbekken. Det var i tillegg planlagt en stasjon øverst i Hovinbekken (oppe ved Isdammen), men der var det ikke vann. I Mærradalsbekken ble det fanget 15 ørret ved hver stasjon, totalt 45 individer. I Hovinbekken ble det fanget 18 ørret (13+5) og 20 bekkerøye (10+10) ved de to stasjonene. Feltarbeidet ble gjennomført 19.-21. august 2019. Vannføringen i bekkene var moderat under feltarbeidet, men hadde kort tid før vært betydelig høyere pga. mye nedbør i dagene før feltarbeidet. Kart som viser stasjonsplasseringen, er vedlagt (Vedlegg A). Fisken ble avlivet ved slag mot hodet, og kort tid etter ble fisken målt og dissekert. De fleste fiskene ble dissekert langs elvebredden innen en time etter avliving. Noen fisk ble av praktiske årsaker kjørt tilbake til NIVAs fiskelab i Forskningsparken i Oslo og dissekert der innen 3 timer. I tillegg til vekt og lengde ble også kjønn og kjønnsmodning registrert. Under disseksjonen ble det tatt ut skjellprøver og øresteiner (otolitter) til aldersbestemmelse, fiskefilet til bestemmelse av kvikksølv, galle til bestemmelse av PAH-metabolitter samt gjeller og lever til bestemmelse av metaller. Alt utstyr ble vasket mellom hver fisk. De ulike organene ble frosset ned samme dag og lagret ved – 20 °C frem til analyse. Otolittene og skjell ble tørket ved romtemperatur. Det ble også tatt vannprøver i forbindelse med fisket. Prøvetakingen av fisk og vann fulgte rutinene beskrevet i manualen til ICP Waters (ICP Waters Programme Centre, 2010).

2.2 Laboratoriarbeid og analyser

Alle analysene ble gjennomført ved NIVAs laboratorium. Laboratoriet er akkreditert iht. ISO-17025. Ikke alle analyser var akkrediterte, men også uakkrediterte analyser fulgte samme prinsipp for sporbarhet og kvalitetssikring.

2.2.1 Kvikksølv i fiskemuskel

Totalmengden kvikksølv ble analysert med atomabsorpsjonsspektrometri (AAS) direct mercury analyser (DMA-80). Metoden bestemmer kvikksølv ved forbrenning, katalyse, amalgmering og AAS. Blankprøver samt et sertifisert referansemateriale (Dorm-4; fiskeprotein) fra National Research Council, Canada) ble analysert sammen med prøvene. Kvikksølvanalysene ble gjort ved NIVAs avdeling i Tromsø.

2.2.2 Metaller, arsen og selen i gjelle og lever

Fiskevevet ble frysetørket før analyse. Oppslutning av prøvene ble gjort med salpetersyre ved 50°C over natt. Prøvene ble analysert med et instrument av typen Agilent 700 Q-ICP-MS. For å sikre god kvalitet på analysene ble prøvene analysert sammen med flere blankprøver og tre ulike sertifiserte referansematerialer; Dorm-4 (fiskeprotein), DOLT5 (fiskelever), begge fra National Research Council, Canada og IAEA-436 (tunfisk) fra International Atomic Energy Agency.

2.2.3 PAH-metabolitter i galle

Galle ble veid i Eppendorf-rør og tilsatt intern standard, vann og enzym (β -glucuronidase/aryl sulfatase). Prøvene ble så satt i varmeskap ved 37°C i 1 time og deretter tilsatt metanol før sentrifugering. Til bestemmelse av PAH-metabolitter ble HPLC med fluorescensdeteksjon benyttet.

Metoden separerer individuelle PAH-metabolitter fra hverandre etter at fase 2-metabolittene er dekonjugert ved hjelp av et enzym (dvs. at både fase 1- og fase 2-metabolitter (glucuronid/sulfat) analyseres). Virveldyr omdanner raskt PAH16-forbindelser til metabolitter. PAH-metabolitter i galle ble derfor brukt som indikator på fiskens eksponering for PAH. I gallen vil PAH foreligge som metabolitter etter enten fase 1- eller fase 2-metabolisme (hhv. OH-PAH og OH-PAH-glucuronid/sulfat).

2.2.4 Analyse av vannprøver

Vannprøvene ble analysert for pH, konduktivitet, alkalitet, total nitrogen, nitrat+nitritt, total organisk karbon, klorid, sulfat, total aluminium, reaktivt aluminium, ikke-labilt aluminium, kalsium, jern, kalium, magnesium, natrium, turbiditet, kobber, sink, bly, kadmium, mangan, nikkel, krom og arsen. Vannprøvene ble ikke filtrert før analyse av metaller. Analysene ble gjort ved NIVAs laboratorium som er akkreditert i henhold til ISO 17025. Det ble primært benyttet standard ISO-metoder.

2.2.5 Mikroplast

Totalt 83 fisk fra Mærradalsbekken (tre stasjoner, à 45 ørret) og Hovinbekken (to stasjoner, à 18 ørret og 20 bekkerøye) ble undersøkt for plast og mikroplast-inntak i mage og tarmkanalen (fordøyelseskanalen). Mikroplast i denne undersøkelsen er klassifisert ut fra partikkelstørrelse (lengde og bredde, μm), i tråd med internasjonale retningslinjer (GESAMP 2015):

- små mikroplastpartikler <1 mm
- store mikroplastpartikler 1-5 mm
- plastpartikler >5 mm
- nedre størrelsesgrense i denne studien var $75 \mu\text{m}$. En øvre grense ble ikke satt.

Fordøyelseskanalen, fra toppen av spiserøret til gattåpningen, ble dissekert ut og frosset (-20°C) for senere analyse.

Det er mange kilder til mikroplastkontaminering av prøvene, og det er viktig å kvalitetssikre hele prosessen og analysen. Kilder til kontaminering kan blant annet komme fra prøvetakingsutstyr, luftbårne partikler, og fra prøvetakeren (fibre og annet plastutstyr som har blitt brukt). Før mikroplast-analyse ble alt glassutstyr skylt med filtrert RO-vann og løsninger som KOH ble filtrert før bruk. Filtrert RO-vann ble helt inn i en 250ml Erlen Meyer kolbe for blankprøver ($n = 3$ per prøvetakning). Alle fiskemagene ble prosessert i en og samme dag, og eventuell kontaminering av blankprøven ble håndtert på følgende måte;

- alle fibre ble inkludert i blankprøvene i tillegg til fragmenter som var antatt å være mikroplast
- gjennomsnittlig antall partikler per blankprøver ble beregnet
- verdien ble trukket fra det gjennomsnittlige antall partikler som ble funnet per fisk ved hver stasjon.

Etter at fordøyelseskanalen var tint, ble utsiden skylt for å fjerne eventuell partikkelkontaminering tilført under disseksjon, før den ble snittet opp og innholdet skrapet ut i en 250 ml Erlen Meyer kolbe. Deretter ble det tilført en pre-filtrert 10% kaliumhydroksid (KOH)-løsning før inkubasjon ved 60°C i 24 timer for oppløsning av organisk materiale. Homogenisert prøvemateriale ble først filtrert gjennom en sikt med $75 \mu\text{m}$ gitteråpning for å fjerne de minste partiklene som ikke var inkludert i denne studien, deretter filtrert under vakuum gjennom et $1,6 \mu\text{m}$ glassfiberfilter (GF/A).

Filtrene ble deretter analysert for mikroplast ved visuell identifikasjon ved hjelp av et stereomikroskop (Nikon SMZ 745T) med 20 x oppløsning. Partikler antatt som mikroplast ble identifisert ved å følge retningslinjene til en standardisert NIVA-protokoll for visuell analyse. Dette innebærer blant annet at alle partikler ble kontrollert for fravær av cellulære eller organiske strukturer, samt farge og glans. Partiklenes størrelse, i μm , ble registrert med lengste (x) og korteste (y) akse ved hjelp av kameraet Infinity 1, Lumenera og programvaren Infinity Analyze versjon 6.5. Formen ble kategorisert etter fragment (uregelmessige partikler eller film), fibre (mikrofibre eller trådformede), eller «beads» (mikrobead eller ovale korn).

For å bekrefte kjemisk sammensetning av partiklene som var antatt for å være plast, ble partiklene kjemisk analysert med PerkinElmer mikro Fourier-transform infrarødt spektrometer ($\mu\text{FT-IR}$) Frontier, og PerkinElmer FT-IR Microscope, Spotlight 400 som viser polymertype.

2.3 Statistikk

Programvaren JMP (versjon 13) ble brukt til statistiske tester og grafisk framstilling av data. Det ble testet for forskjeller mellom stasjonene i hver elv. Forskjeller i metallnivåer mellom stasjoner innad i elv ble testet med enveis variansanalyse (ANOVA) på enten ikke-transformerte eller log-transformerte data avhengig av hva som var nærmest en normalfordeling, bestemt ved en «goodness of fit»-test. I tilfeller der heller ikke log-transformasjon gav normalfordeling ble ikke-parametriske tester (Wilcoxon/Kruskal-Wallis) benyttet. I tilfeller der det var signifikante forskjeller ($p < 0,05$) mellom nivåer ved de ulike stasjonene ble Tukeys HSD-test benyttet, alternativt Welchs test dersom variansen ikke var lik mellom stasjonene, eller Wilcoxon/Steel-Dwass-tester dersom data ikke var normalfordelt, til å finne ut hvilke stasjoner som hadde forskjellige metallnivå i fisk. For kvikksølv og arsen ble det gjort en regresjonsanalyse med stasjon og fiskelengde (log-transformert) som uavhengige variable for å korrigere konsentrasjoner for effekter av forskjellig størrelse på fisken.

3 Resultater

3.1 Vannkjemi og metallkonsentrasjoner i vannprøver

Det ble tatt én enkelt vannprøve ved hver stasjon i forbindelse med el-fisket. Begge elvene er kalkrike og dermed lite følsomme for forsurening (Tabell 1). Vannprøvene bekreftet dette og viste pH i basisk område, god bufferkapasitet (høy alkalitet og ANC) og lav konsentrasjon av reaktivt aluminium¹ (Tabell 2). Nitrogen konsentrasjonen var høye og tilsvarte ifølge vannforskriftens grenseverdier (Veileder 02:2018) «dårlig» tilstand i Hovinbekken og «svært dårlig» tilstand i Mærradalsbekken. Det meste av nitrogenet forelå som nitrat+nitritt. I Mærradalsbekken var også fosfor høy. Naturlige forhold kan ha bidratt til dette siden alle stasjonene ligger under marin grense. Vannprøvene fra Mærradalsbekken var noe turbide, og leirpartikler kan gi forhøyet total fosfor (Lyche-Solheim et al., 2008). Verdier over 80 indikerer likevel en viss forurensing. Konsentrasjonen av arsen i Mærradalsbekken var marginalt høyere enn miljøkvalitetsstandarden (EQS) for årsmiddelkonsentrasjon (tilsvarende øvre grense for klasse II). Konsentrasjonen av andre vannregionspesifikke stoffer (krom, kobber og sink) tilsvarte tilstandsklasse II. Også de prioriterte stoffene kadmium, bly og nikkel var innenfor tilstandsklasse I og II. Det var ellers relativt små

¹ Resultatene for ikke labilt aluminium og beregnet labilt aluminium er ikke pålitelige ved så høy pH, se f.eks. Hindar et al. (2015).

forskjeller mellom stasjonene innad i de to bekkene. Konsentrasjonen av de fleste spormetaller var noe høyere i Mærradalsbekken enn i Hovinbekken.

Tabell 2. Vannkjemi og sporstoffer i ufiltrerte vannprøver fra de 5 stasjonene. Farge indikerer tilstandsklasse i henhold til vannforskriften (Veileder 02:2018). Blå-klasse I, grønn-klasse II, gul-klasse III, oransje-klasse IV og rød-klasse V. For kadmium, nikkel og bly tilsvarer tilstandsklasse II eller bedre god kjemisk tilstand.

St.	Dato	Alk_				Kond	Mg	Na	NO ₃ +		pH	SO ₄	TOC	TOT		Tur b
		4.5	Ca	Cl	K				NO ₂ -N	NO ₃ -N				P	T	
		mM	mg/l	mg/l	mg/l	mS/m	mg/l	mg/l	µg/l		mg/l	mg/l	µg/l		FNU	
HOV 2	01.8.19	1.29	39.1	23.8	1.71	31.2	4.75	14.6	800	8	26.8	2.2	990	9	1.1	
HOV 3	01.8.19	1.07	35.2	39.5	1.56	32.5	3.42	21	890	8.01	15.4	1.9	1300	20	0.77	
MÆR 1	01.8.19	1.21	34.8	18.2	2.46	27.5	2.76	14.6	1500	7.97	18.6	6	1500	81	3.2	
MÆR 2	01.8.19	1.27	38.7	20	2.57	30.3	2.99	15.3	1420	8.1	25.2	5.4	1800	71	2.1	
MÆR 3	01.8.19	1.41	46	27.6	4.01	36.6	4.26	19.4	1650	8.14	33.2	4.6	2100	80	4	

St.	Dato	Al/				As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		Al/IL	Al/L	R	Al									
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/L	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
HOV 2	01.8.19	< 5	9	14	31.3	0.19	0.009	0.23	1.64	225	35.3	0.33	0.248	3.2
HOV 3	01.8.19	< 5	19	24	37.6	0.18	0.015	0.21	1.13	78.8	9.57	0.34	0.118	3.8
MÆR 1	01.8.19	< 5	23	28	191	0.53	0.036	0.59	4.77	277	24.4	0.86	0.632	7.6
MÆR 2	01.8.19	< 5	19	24	118	0.53	0.029	0.39	3.8	169	12.4	0.76	0.429	4.4
MÆR 3	01.8.19	< 5	18	23	133	0.62	0.026	0.56	3.61	209	11.7	0.97	0.411	4.5

3.2 Beskrivelse av fisk

I Mærradalsbekken var ørretene som ble fanget i gjennomsnitt tyngre og lengre ved den øverste stasjonen (MÆR 1) enn ved de to andre (Tabell 3). I Hovinbekken var det motsatt; både ørret og bekkerøye (Tabell 4) var større ved den nederste stasjonen enn ved den øverste. Det var ikke signifikant forskjell mellom stasjonene på kondisjonsfaktoren til fisken i noen av elvene. Ytterligere informasjon om den enkelte fisk finnes i Vedlegg B.

Tabell 3. Gjennomsnittlig vekt, lengde og kondisjonsfaktor² med standardavvik til de ørret (*Salmo trutta*), fra de 5 stasjonene.

Vassdrag	Stasjon	Ørret	Vekt (g)		Lengde (cm)		Kondisjonsfaktor	
			Antall	Gj.snitt	Std. avv.	Gj.snitt	Std. avv.	Gj.snitt
Hovinbekken	HOV 2	13	120	43	21,8	2,4	1,11	0,09
	HOV 3	5	184*	74	24,6	3,2	1,18	0,10
Mærradalsbekken	MÆR 1	15	192**	61	25,0**	2,6	1,20	0,07
	MÆR 2	15	80	35	19,0	2,3	1,13	0,11
	MÆR 3	15	121	61	20,8	3,5	1,25	0,11

*Signifikant forskjellig (p<0,05) fra HOV2

**Signifikant forskjellig (p<0,05) fra MÆR2 og MÆR3

² Beregnet etter Fultons formel, 100*vekt/lengde³ (lengdeenhet centimeter og vektenhet gram).

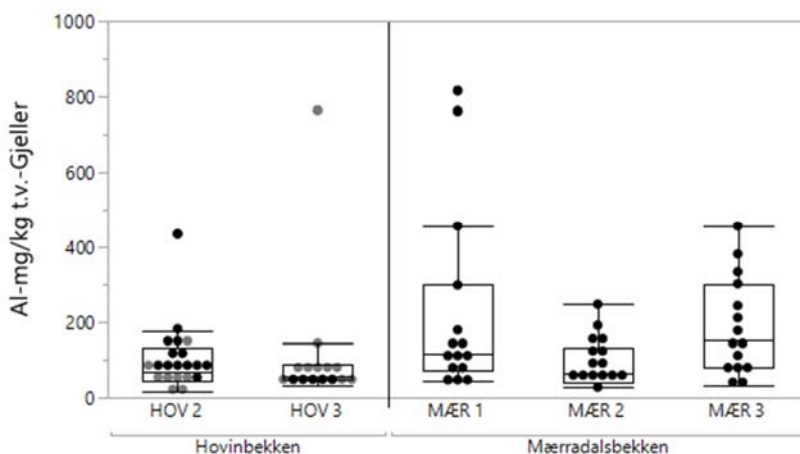
Tabell 4. Gjennomsnittlig vekt, lengde og kondisjonsfaktor med standardavvik til de 10 bekkerøyene (*Salvelinus fontinalis*), fra de 2 stasjonene.

Vassdrag	Stasjon	Bekkerøye	Vekt (g)		Lengde (cm)		Kondisjonsfaktor	
			Antall	Gj.snt.	Std. avv.	Gj.snt.	Std. avv.	Gj.snt.
Hovinbekken	HOV 2	10	116	32	21,2	2,1	1,20	0,09
	HOV 3	10	160*	41	24,0*	1,5	1,15	0,12
Mærradalsbekken	MÆR 1	0						
	MÆR 2	0						
	MÆR 3	0						

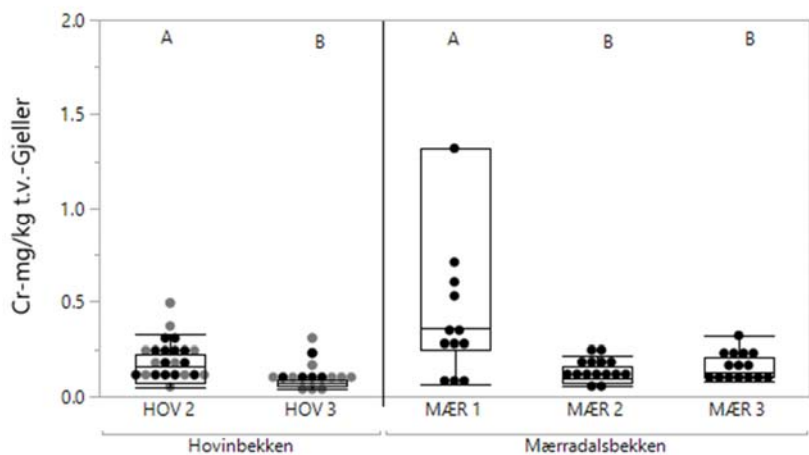
*Signifikant forskjellig fra HOV2

3.3 Metaller, arsen og selen i gjeller og lever

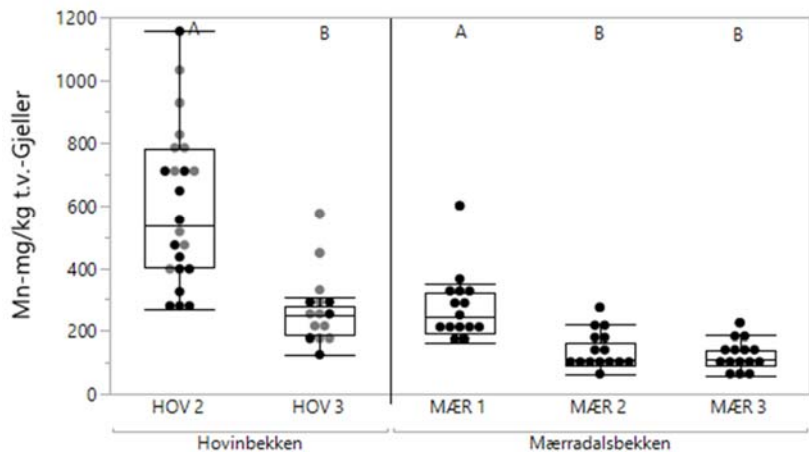
Konsentrasjonen av metaller i gjeller og lever var ikke korrelert med fiskens lengde eller vekt. Det var derimot arsen i gjeller. Konsentrasjonene av stoffene i gjeller er presentert i Figur 2 til Figur 12. Både i Mærradalsbekken og Hovinbekken var konsentrasjonen av de fleste av metallene i gjelle høyest ved den øverste stasjonen. Unntak her var sink i Mærradalsbekken og selen i Hovinbekken. Også i lever var konsentrasjonene høyest ved de øverste stasjonene i vassdragene (de to øverste i Mærradalsbekken). I Hovinbekken var det for noen stoffer også artsforskjeller; kadmium i lever og selen i gjeller var høyere i ørret enn i bekkerøye. Det ble ikke testet for forskjeller mellom elvene, men sink og arsen i gjeller var gjennomgående høyere i Mærradalsbekken enn i Hovinbekken. Det gjaldt som nevnt også konsentrasjonene i vannprøvene. Ellers var det få iøynefallende forskjeller på nivåene mellom elvene.



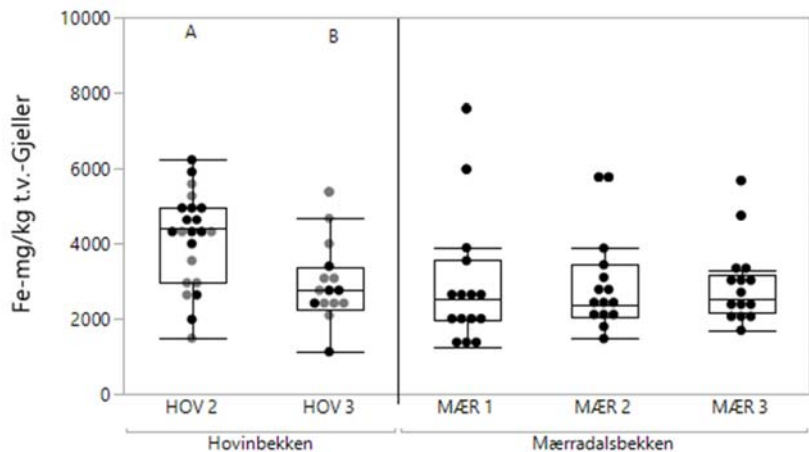
Figur 2. Konsentrasjon av aluminium i gjeller. Svarte og grå prikker indikerer de målte konsentrasjonene i hhv. ørret og bekkerøye. Boksene indikerer median og kvartiler, mens linjene som stikker ut fra boksene indikerer 1,5 ganger interkvartil spredning. Forskjeller på midlere nivå mellom stasjoner er markert med bokstav (A, B, AB). Ved stasjoner som ikke er forbundet med felles bokstav, var det signifikant forskjell ($p < 0,05$).



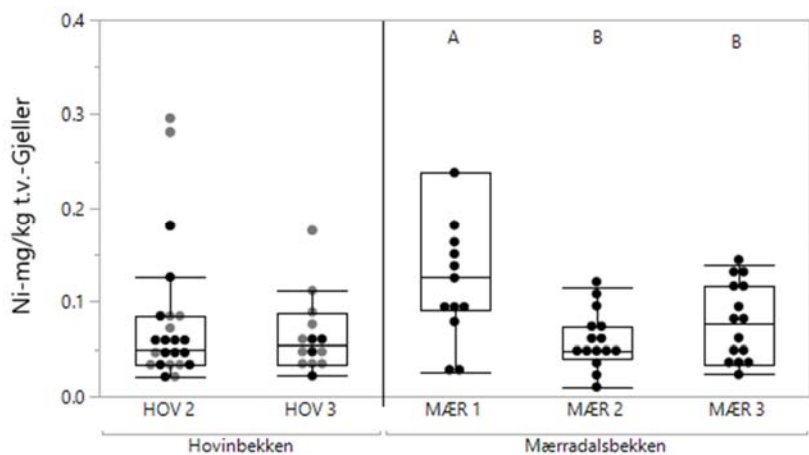
Figur 3. Konsentrasjon av krom i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



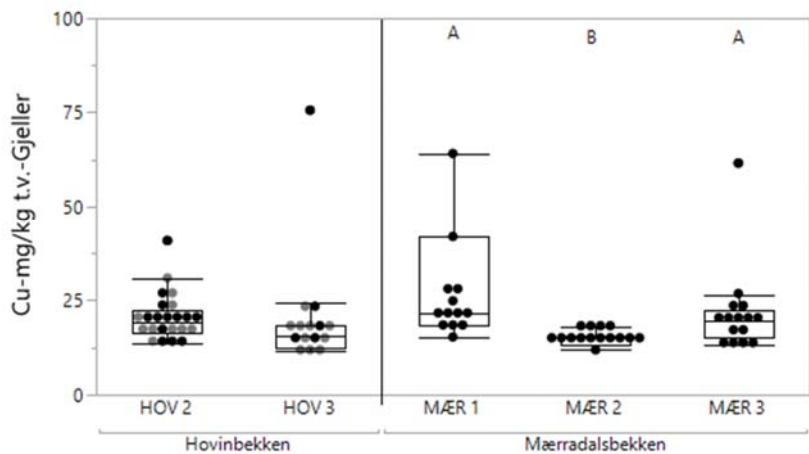
Figur 4. Konsentrasjon av mangan i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



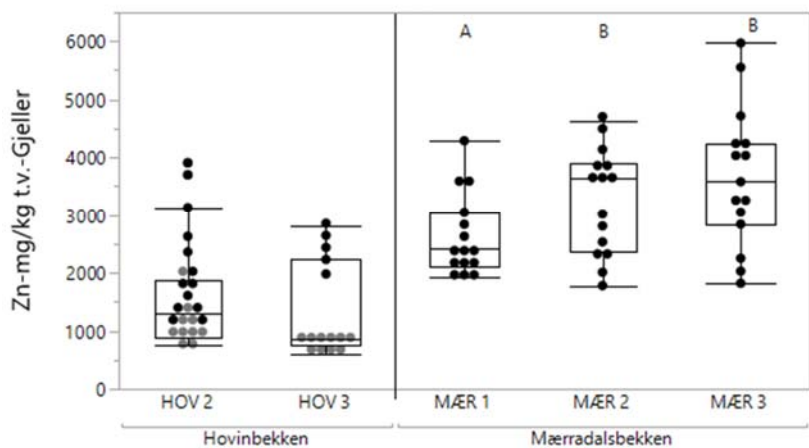
Figur 5. Konsentrasjon av jern i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



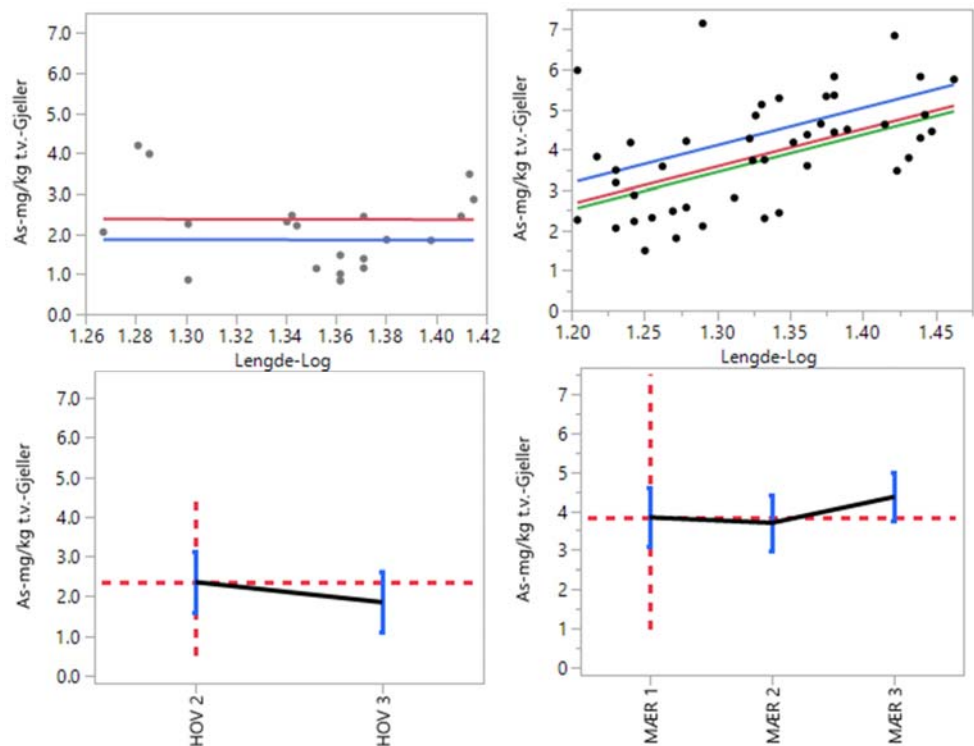
Figur 6. Konsentrasjon av nikkel i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



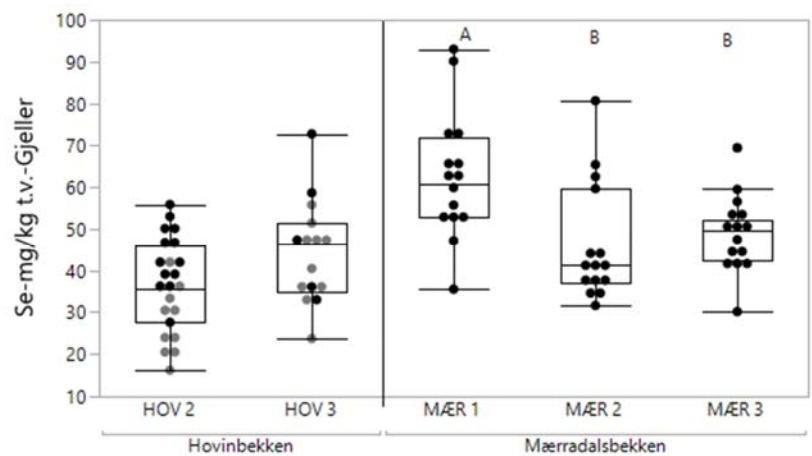
Figur 7. Konsentrasjon av kobber i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



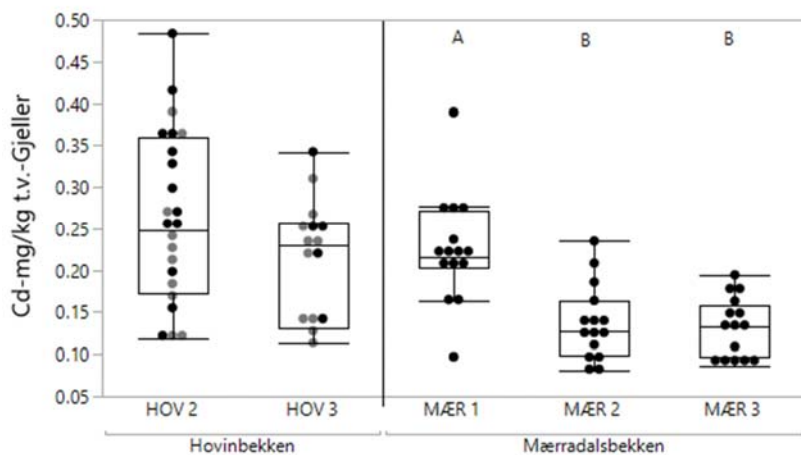
Figur 8. Konsentrasjon av sink i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



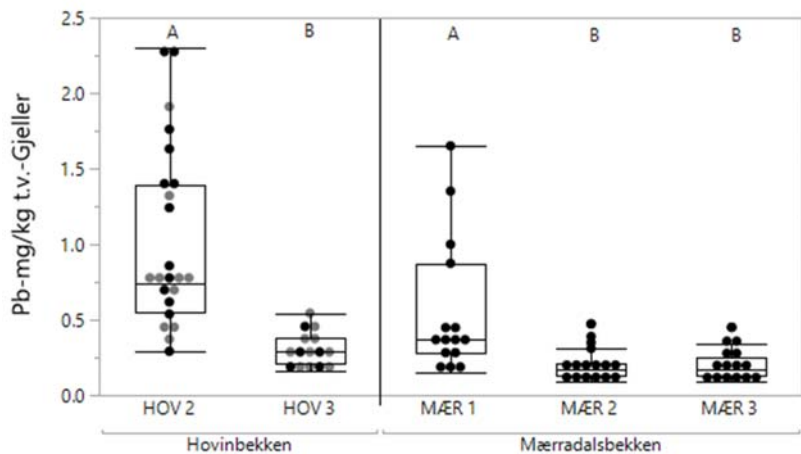
Figur 9. Konsentrasjon av arsen i gjeller i bekkerøye fra Hovinbekken (venstre) og ørret fra Mærradalsbekken (høyre). I de øverste panelene er konsentrasjonen plottet mot logaritmen av lengden. Her indikerer rød, grønn og blå linje regresjonslinjen ved hhv. stasjon 1, 2 og 3. De nederste panelene viser estimert arsenkonsentrasjon (middelverdi +/- 1 standardavvik) i gjelle hos fisk korrigert for lengdeforskjeller mellom hver stasjon.



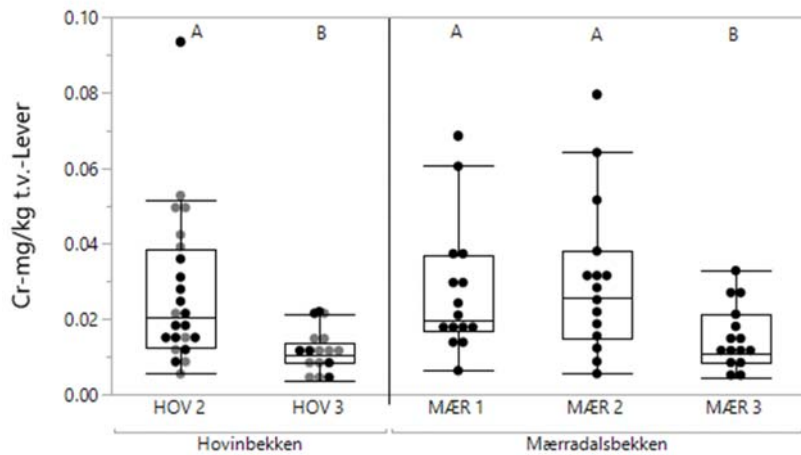
Figur 10. Konsentrasjon av selen i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



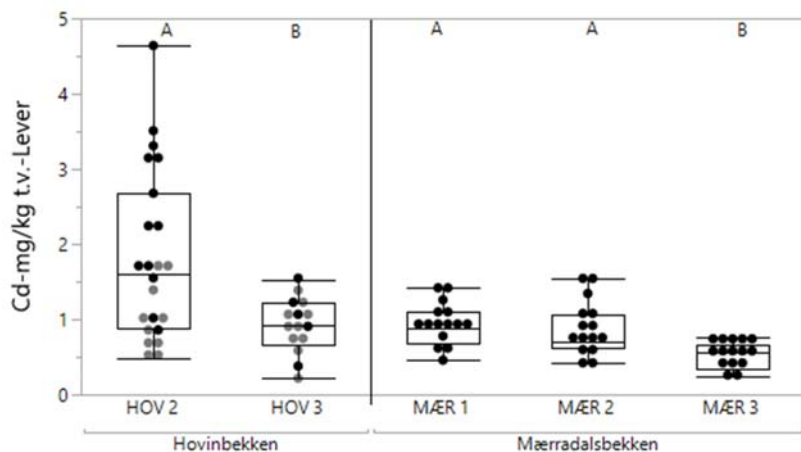
Figur 11. Konsentrasjon av kadmium i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



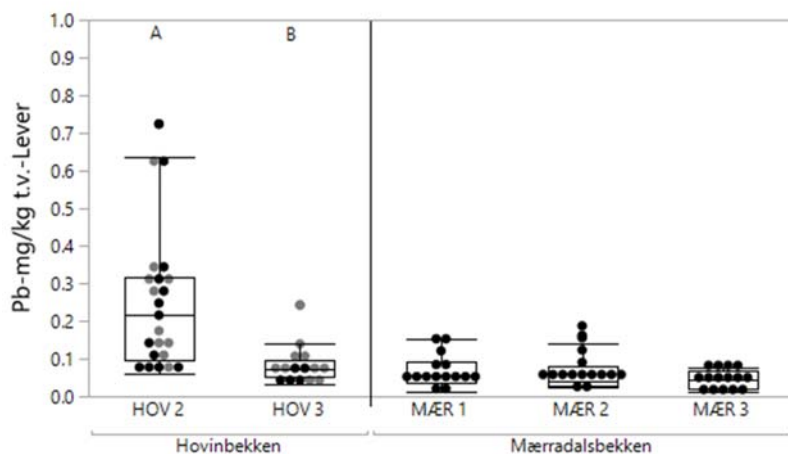
Figur 12. Konsentrasjon av bly i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



Figur 13. Konsentrasjon av krom i lever. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



Figur 14. Konsentrasjon av kadmium i lever. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.

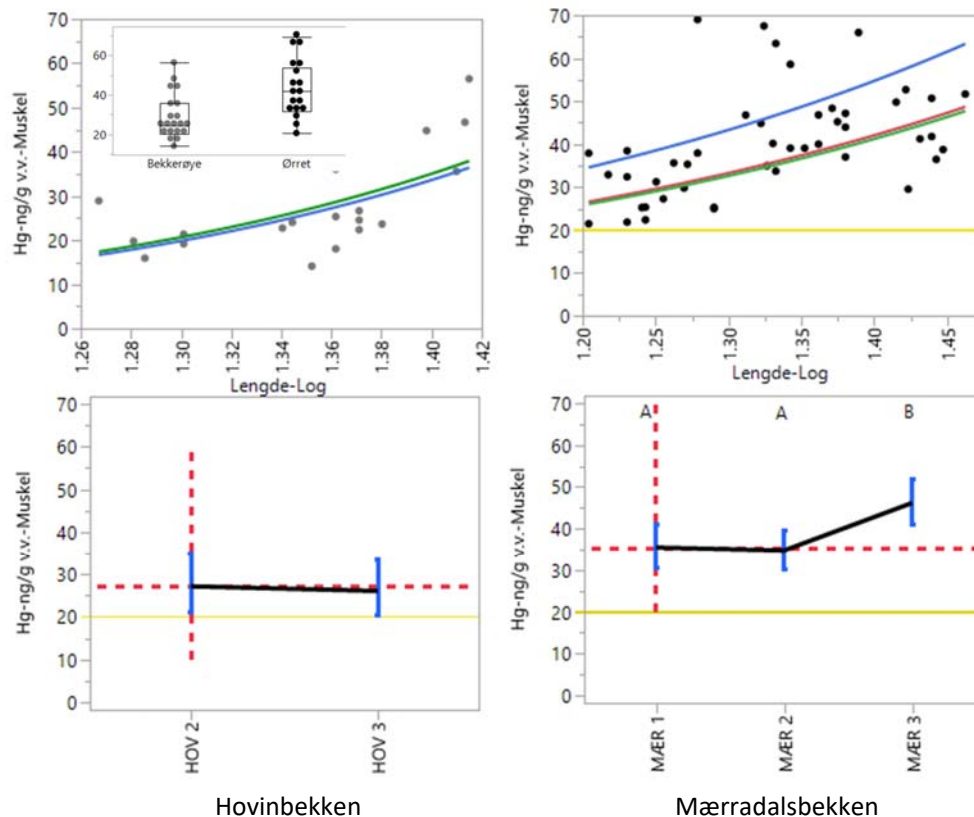


Figur 15. Konsentrasjon av bly i lever. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.

3.4 Kvikksølv i muskelvev

Kvikksølvkonsentrasjonen i muskelvev var i likhet med arsen i gjeller korrelert med fiskens lengde og vekt (Figur 16). I Hovinbekken var det dessuten også høyere konsentrasjon av kvikksølv i ørret enn i bekkerøye. I Hovinbekken ble det ikke påvist forskjell i kvikksølvnivå mellom stasjonene når man tok hensyn til forskjellen i størrelse³. I Mærradalsbekken var kvikksølv i ørretmuskel signifikant høyere ved nederste stasjon enn ved de to andre. Forskjeller mellom nivået i ørret mellom elvene ble ikke testet statistisk, men det var tilsynelatende liten eller ingen forskjell.

³ Forskjell mellom stasjoner ble i Hovinbekken kun testet for bekkerøye fordi det bare var 5 ørret fra stasjon 3.



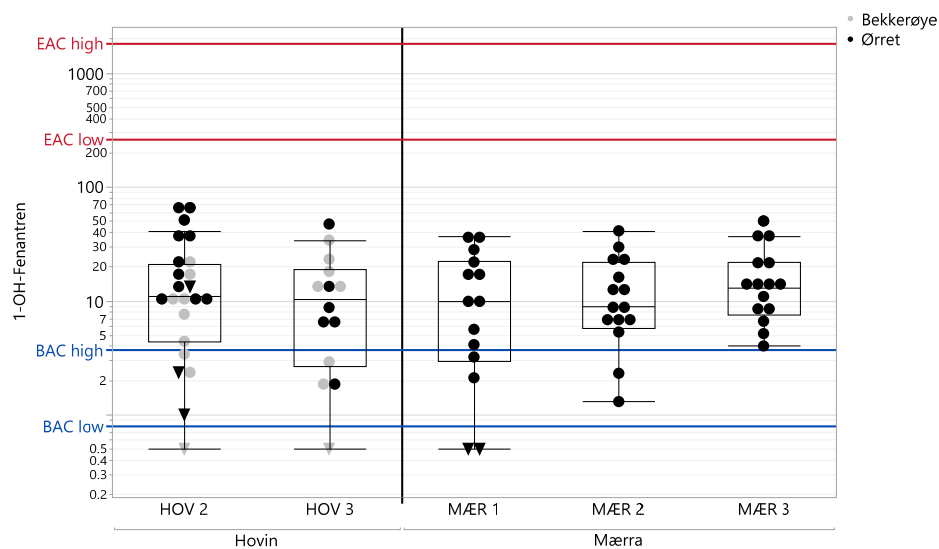
Figur 16. Konsentrasjon av kvikksølv i bekkerøye fra Hovinbekken (venstre) og ørret fra Mærradalsbekken (høyre). I de øverste panelene er konsentrasjonen plottet mot logaritmen av lengden. Her indikerer rød, grønn og blå linje regresjonslinjen ved hhv. stasjon 1, 2 og 3. I øvre venstre panel er bokplott som viser forskjellen mellom bekkerøye og ørret i Hovinbekken innfelt. De nederste panelene viser estimert kvikksølvkonsentrasjon (middelverdi +/- 1 standardavvik) i ørretmuskel hos fisk korrigert for lengdeforskjeller mellom hver stasjon. Gule heltrukne linjer indikerer vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for kvikksølv i biota på 20 ng/g v.v. og omsetningsgrensen for enkelte fiskearter i EU og Norge på 500 ng/g v.v. Ved stasjoner som ikke er forbundet med felles bokstav, var det signifikant forskjell ($p < 0,05$).

3.5 PAH-metabolitter i galle

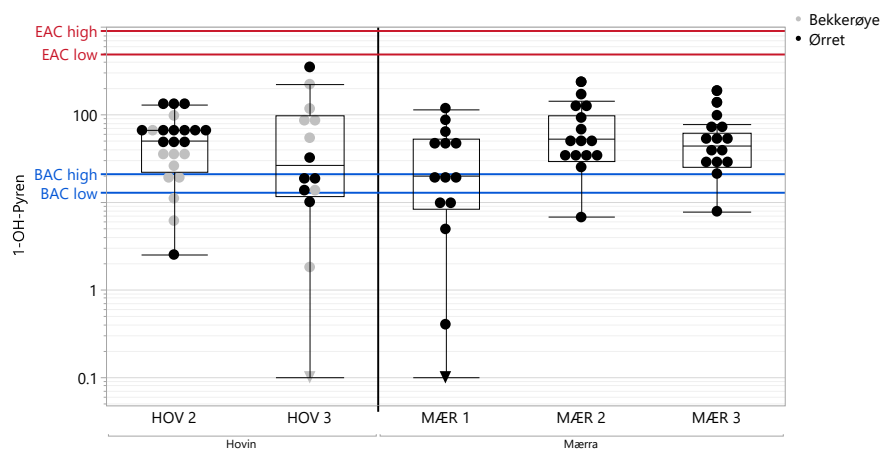
Fisk vil omdanne PAH de er eksponert for til PAH-metabolitter som kan gjenfinnes i gallen. Forsøk har vist at etter 3,8 og 2,5 dager vil 95 % av hhv. fenantren og pyren være skilt ut (Jonsson et al., 2008). Det betyr at konsentrasjoner av PAH-metabolitter i gallen gjenspeiler en eksponering som har skjedd innenfor den siste uken før fisken ble tatt prøve av. Tre ulike metabolitter ble målt i galle fra fisk: 1-OH-fenantren, 1-OH-pyren og 3-OH-benzo[*a*]pyren (3-OH-BaP). Det ble målt PAH-metabolitter i alle de 81 innsamlede fiskene. I felt ble galleblæren tatt ut, på lab ble gallevæske forsøkt tatt ut fra blæren. I mange tilfeller var det ikke synlig gallevæske i røret, men det var likevel mulig å analysere PAH-metabolittene. Resultatene for de fiskene som ikke hadde synlig gallevæske vil ha større usikkerhet knyttet til resultatene. Det var 26 av 81 fisk der det ikke var synlig gallevæske. Deteksjonsfrekvensen for 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var høy, 7 fisk hadde nivåer under LOD for 1-OH-fenantren, mens to fisker hadde ikke målbare konsentrasjoner av 1-OH-pyren. 3-OH-BaP hadde ganske lav deteksjonsfrekvens, og bare 16 fisk hadde målbare konsentrasjoner av denne

metabolitten. At det er mange prøver fra fisk som var lavere enn deteksjonsgrensen for 3-OH-BaP observeres ofte i de miljøprøvene vi analyserer ved NIVA.

Boksplott av PAH-metabolittene som ble analysert i gallen er vist i Figur 17- Figur 19 sammen med bakgrunnsnivåer (BAC) og grenseverdier for miljøpåvirkning (EAC) bestemt for marine fiskearter (Hylland et al., 2012). ANOVA indikerte ingen forskjeller innen samme elv for fenantren eller pyren. For 3-OH-BaP var det signifikant høyere konsentrasjoner i HOV2 sammenlignet med HOV3 ($p=0.026$, Wilcoxon), mens det i Mærradalsbekken ikke var signifikante forskjeller for 3-OH-BaP.



Figur 17. 1-OH-fenantren (ng/g) i gallen fra fisk fra Hovinbekken og Mærradalsbekken. Resultater under deteksjonsgrensen er erstattet med halv deteksjonsgrense og er vist med trekanten i stedet for sirkler. BAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med blå linjer, mens EAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med røde linjer. Det var ingen signifikant ulike nivåer innen samme elv.



Figur 18. OH-pyren (ng/g) i gallen fra fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken. BAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med blå linjer, mens EAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med røde linjer. Det var ingen signifikant ulike konsentrasjoner innen samme elv.

Tabell 5. Antall partikler og prosentvis fordeling etter type og størrelse av mikroplast funnet i fordøyelseskanalen til fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken.

Stasjon	Partikkeltype:		Størrelseskategori:			Total # partikler
	Plastfragmenter %	Plastfibre %	<1mm %	1-5 mm %	>5mm %	
MÆR-1	88	13	85	15	0	40
MÆR-2	71	29	71	29	0	17
MÆR-3	88	12	94	6	0	33
Totalt	84	16	86	14	0	90
HOV-2	77	23	70	26	4	53
HOV-3	86	14	84	14	2	43
Totalt	81	19	76	21	3	96

Tabell 6. Type materiale i partiklene.

Stasjon	Fragmenter:		Fibre %
	Sort gummi %	andre %	
MÆR-1	85	3	13
MÆR-2	65	6	29
MÆR-3	88	0	12
Totalt	82	2	16
HOV-2	74	4	22
HOV-3	86	0	14
Totalt	79	2	19

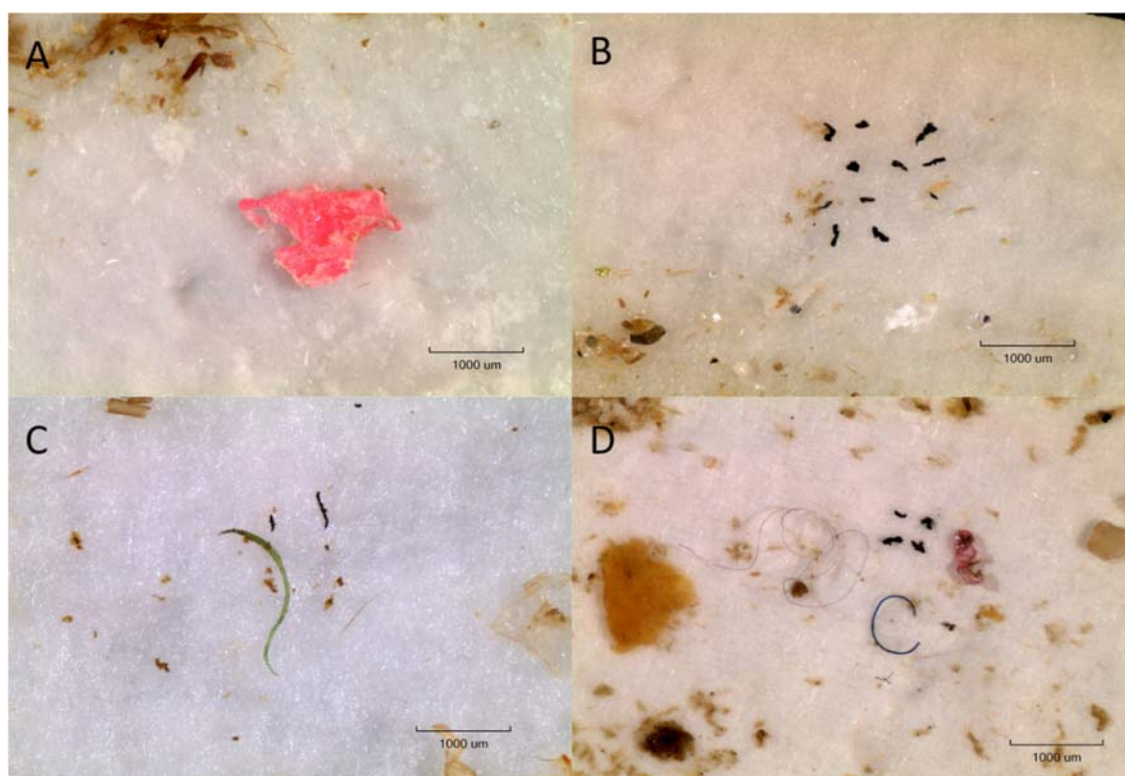
Tabell 7. Prosentvis andel fisk med og uten mikroplast (MP), min. og maks antall MP, og gjennomsnitt MP i fisk per stasjon og total per bekk.

Stasjon	Antall fisk	Andel fisk:		Partikler:		Gjennomsnitt: MP per fisk
		Med MP %	Uten MP %	Min	Maks	
MÆR-1	15	60	40	0	10	0,4
MÆR-2	15	33	67	0	8	0,9
MÆR-3	15	53	47	0	13	0,5
Totalt	45	49	51			0,5
HOV-2	23	65	35	0	7	0,4
HOV3	15	47	53	0	13	0,3
Totalt	38	58	42			0,4

Det ble identifisert åtte ulike typer polymerer og en uavklart gruppe svart gummi i Mærradalsbekken og Hovinbekken (Tabell 8) fra totalt 186 partikler. Ved kjemisk analyse av svarte gummifragmenter viste fire spektre 'carbon black', et styrene-butadiene rubber (SBR) og et 'reclaimed rubber'. Grunnet utfordringer ved avlesning og dårlig spektre fra svarte gummifragmenter ble 6 av 150 fragmenter kjemisk analysert, og polymer ikke definert. De svarte gummifragmentene utgjorde 80 % av totalt antall partikler. Den hyppigst påviste polymeren etter disse var polyethylene terephthalate (PET (9 %)), etterfulgt av akryl (3 %), polyester ((ikke-PET) (3 %), 'low density-polyethylene (LDPE (2 %)), viskose (2 %), polypropylene (PP (0,5 %)) og polystyrene (PS (0,5 %)). Se Figur 20 for bilder av partiklene.

Tabell 8. Ulike polymertyper funnet i fisk i Mærradalsbekken og Hovinbekken. Sort gummi* ikke identifisert en type polymer ved FT-IR.

Polymerer	Fragmenter	Semi-syntetiske/plast-fibre	Tot. partikler	% Total
Sort gummi*	150		150	80
PET		17	17	9
Akryl		5	5	3
Polyester (ikke-PET)		5	5	3
LDPE	3		3	2
Viskose		3	3	1,5
Polyamide 6.6		1	1	0,5
PP		1	1	0,5
PS	1		1	0,5
Total	154	32	186	100



Figur 20. A og B: Partikler funnet i Mærradalsbekken. A med eksempel på PP fragment (rosa) og B svarte gummipartikler. C og D: Partikler funnet i Hovinbekken. C viser et LDPE fragment og svarte gummipartikler, og bilde D viser en akrylfiber (grå), PET-fiber (blå), svarte gummipartikler og et LDPE fragment (rosa). Bildene ble tatt med x20 oppløsning.

Det ble ikke fanget bekkerøye i Mærradalsbekken. I de 18 ørretene fra Hovinbekken utgjorde fragmenter 80 % av mikroplasten som ble funnet og fibre 20 % (Tabell 9). Tilsvarende tall for de 20 bekkerøyene var 82 % fragmenter og 18 % fibre.

Tabell 9. Prosentvis andel av fragmenter og fibre funnet i ørret og bekkerøye fra Mærradalsbekken og Hovinbekken.

Stasjon	Fisk	Antall fisk	Plastfragmenter %	Plastfibre %
Mærradalsb.	ørret	45	84	16
Mærradalsb.	bekkerøye	0	0	0
Hovinb.	ørret	18	80	20
Hovinb.	bekkerøye	20	82	18

4 Vurdering av resultat

4.1 Vurdering av usikkerhet

Alle de kjemiske og biologiske analysene har en viss usikkerhet som følge av feilkilder forbundet med prøveinnsamling og kjemiske analyser. De tilfeldige feilene antas å være relativt små og utgjør vanligvis samlet noen titalls prosent. Noen systematiske feilkilder ble forsøkt korrigert for ved å inkludere blankprøver, kontrollprøver og standardisert referansemateriale. Det relativt høye antallet fiskeprøver gav god utsagnskraft til tross for betydelig variasjon, som trolig i hovedsak skyldes forskjeller mellom individene og deres eksponering, og ikke feilmålinger. Den største usikkerhetskilden med betydning for tolkning av data er prøvenes representativitet i tid og rom.

Den ene vannprøverunden i hver elv viser bare et øyeblikksbilde og gir kun en indikasjon på vannforekomstenes tilstand. Brunørret (og bekkerøye) i disse bekkene antas å være nokså stasjonær, men noen kan nok rømme unna eksponering for metaller hvis de har mulighet til det (Hansen et al., 1999). Det kan være individuelle forskjeller på hvor mye fisken vandrer. Gjellemetall kan respondere relativt raskt både ved økt og redusert eksponering for metaller i vannet. Metallkonsentrasjon i muskel og lever antas å gi en indikasjon på hva fisken har vært eksponert for i vannet den har svømt i og maten den har spist gjennom dager og uker. Fiskens opptak, distribusjon og utskillelse av metaller reguleres aktivt (Farrell et al., 2011; Farrell og Brauner, 2011). Dette gjør at forholdet mellom metaller i ulike vev ikke nødvendigvis reflekterer forholdene fisken er utsatt for. Videre gir den aktive reguleringen noe usikkerhet når egnethet som menneskeføde skal vurderes basert på akkumulerte mengder i gjeller og lever, som er vev som få spiser. Det er likevel slik at metallkonsentrasjonen i muskelfilet trolig vil være lav dersom metallkonsentrasjon i lever er lav.

4.2 Kilder til stoffene

I relativt uforstyrrede nedbørfelt langt fra sivilisasjonen kommer metallene i vannet fra lokal stein og jordsmonn eller de er avsatt fra atmosfæren etter å ha blitt transportert luftveien over avstander som kan være lange. På landsbasis har påvirkning fra atmosfærisk deposisjon hatt betydning for konsentrasjoner av arsen, kadmium, kvikksølv og bly, mens mønsteret for metaller som krom, kobber og nikkel har vært dominert av geologiske kilder (Skjelkvåle et al., 2006). I urbane bekker som Hovinbekken og Mærradalsbekken vil det i tillegg forekomme lokale menneskeskapte kilder til mange stoffer fra utslipp fra industri, renseanlegg og avrenning fra tak og veier. Sistnevnte antas å være en viktig kilde i Oslo (Berge et al., 2013). I tillegg kommer utlekking fra masser forurenset av et mangfold av historiske kilder. Noen potensielle menneskeskapte kilder til stoffene er listet i Tabell 10 (ikke alle av dem er relevante for Hovinbekken og Mærradalsbekken).

Mye av forurensingsbidraget fra urbane kilder blir antagelig tilført bekkene via utslippspunkter fra ledningsnett. Ledningsnett har for eksempel 4 overløp som kan gi utslipp til Mærradalsbekken ved driftsfeil eller overvann, og omtrent 40 rør som fører overflateavrenning ut i bekkene⁴. Med kun tre stasjoner i hver elv kan ikke enkeltkildene spores. Det som kan være mulig er å vurdere betydningen av urbane kilder for det enkelte stoff ved å sammenligne nivåene ved stasjonene i samme bekk. Forutsetninger for en slik vurdering er at en av stasjonene i hvert vassdrag er lite påvirket av urbane kilder, og at det er en sammenheng mellom fangststed, fiskens eksponering for de ulike stoffene og konsentrasjon i den aktuelle vevstypen/kroppsvæsken. Stasjonsplasseringen (Figur 1 og Vedlegg A) indikerer imidlertid at ingen av stasjonene i 2019-undersøkelsen kan anses som upåvirket av urbane kilder. Dette ble bekreftet av vannprøvene som viste høye konsentrasjoner av nitrat ved alle stasjonene. En stor andel av nitrat antas å komme fra kloakk, selv om atmosfærisk avsatt nitrogen kan utgjøre et vesentlig bidrag, spesielt under nedbørsepisoder (Divers et al., 2014). Avrenning fra vei (Huber et al., 2016; Meland, 2010), korroderte metallkonstruksjoner (Bertling et al., 2006) og forurensede masser er aktuelle kilder til metaller. Aluminium i gjeller blir ofte brukt som en indikator på forsuringseffekter, og aluminiumsverdiene fra Mærradalsbekken og noen enkeltfisker var tydelig forhøyet. De forhøyede verdiene skyldes i dette tilfelle ikke forsuring av nedbørfeltet, men trolig små partikler som kan sette seg på gjellene. Dette kan observeres i leirpåvirkede vassdrag, siden de finkornede leirpartiklene inneholder mye aluminium (Kroglund og Rosseland, 2004). Det kan også være at veiavrenning inneholder partikler med mye aluminium. Totalkonsentrasjonen av aluminium i vannprøvene var relativt lav akkurat ved prøvetakingstidspunktet, men kan ha vært høy i forbindelse med kraftig nedbør i forkant av feltarbeidet. Arsen, mangan og jern, som i likhet med aluminium viste relativt høye nivåer i gjellevev, kan også ha vært assosiert med partikler av naturlig eller menneskeskapt opphav, og kan ikke nødvendigvis knyttes direkte til forurensing. Sink og kobber er mer løselige/mindre partikkelreaktive enn nevnte stoffer og kan med større grad av sikkerhet knyttes til forurensing.

Det var kun sink og kvikksølv i hhv. gjelle- og muskelvev fra ørret i Mærradalsbekken som viste signifikant økning nedover i vassdraget. For de fleste stoffene var det altså ikke slik at det samlede bidraget fra urbane kilder akkumulerte i fisk nedover i vassdragene. Det kan bety at bakgrunnsnivåene til mange metaller i disse vassdragene er høye og dominerer i forhold til lokale kilder. En mer sannsynlig forklaring er at også øverste stasjon er påvirket av lokale urbane kilder (se for øvrig diskusjon av resultatene for PAH-metabolitter nedenfor).

Tabell 10. Potensielle menneskeskapte kilder til stoffene. Her er ikke selve prosessen med gruvedrift og utvinning tatt med.

Stoff	Potensielle kilder
Krom	Metallindustri, garverier, fargepigmenter, sement, biocider, impregnert trevirke
Kobber	Metallindustri, trafikk (brems), biocider, impregnert trevirke
Sink	Metallindustri, kullforbrenning, trafikk, bildekk, fargepigmenter og kosmetikk
Arsen	Metallindustri, kullforbrenning, biocider, impregnert trevirke
Nikkel	Metallindustri, batterier, elektroniske produkter
Kadmium	Batterier (nikkel-kadmium), fargepigmenter, gjødsel
Bly	Ammunisjon, blybensin (historisk), fargepigmenter, batterier og bildekk
Kvikksølv	Primitiv gullutvinning, kullforbrenning, måleinstrumenter, amalgam, batterier, biocider (historisk)
PAH	Trafikk og vei, vedfyring, industri.

Kildene til PAH i urbane strøk i Oslo vil stort sett være relatert til veg og trafikk. Andre store kilder i Norge er for eksempel aluminiumsindustri og vedfyring (se f.eks. Hindar et al., 2018; Rognerud et al.,

⁴ Opplysninger hentet fra faktaark publisert av Levendevassdrag.no

2007), men disse er av liten betydning i Oslo i august. I en undersøkelse av sedimenter fra sedimentasjonsbasseng for vegavrenning sammenlignet med sedimenter fra referansedam uten påvirkning fra veg, er det funnet høyere nivå av PAH16 i sedimenter fra rensebasseng for vegavrenning enn i en referansedam (Svartoren) langt unna trafikk (Grung et al., 2016). For veg/trafikk finnes det flere kilder til PAH, blant annet forbrenning av diesel/bensin, samt PAH som finnes i asfalt og i dekk⁵. I en undersøkelse av 30 sedimentasjonsbasseng og referanser fant vi at PAH i sedimentasjonsbasseng er dominert av alkylerte PAH, noe som tyder på at kilden for PAH er oljerelatert (Grung, 2018). Dette kan i så fall bety at en stor del av PAH i vegavrenning er knyttet til asfalt siden forbrenning av diesel/bensin stort sett vil danne ikke-alkylerte PAH. Vi er ikke kjent med alkylingsgraden til PAH i dekk, men antar at bidraget til PAH fra dekk er lite sammenlignet med forbrenning og asfalt.

PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var over det som av ICES regnes som bakgrunnskonsentrasjoner (BAC) for marin fisk. Nivåene var også klart høyere enn det som er påvist i ørret/laks fra upåvirkede elver (Moe et al., 2018). Dette er ikke uventet, siden fiskene er fra et urbant område i Oslo med trafikk. Mærradalsbekken krysses i nord (ved MÆR1) av Griniveien (ÅDT⁶ = 16 000), av Ullernchausseen (ved MÆR2), mens E18 Drammensveien (79 000 ÅDT) krysser ved den nederste stasjonen (MÆR3). For MÆR3 er det fisket oppstrøms for E18, og det kan se ut som bekken ikke er åpen nærmest veien. Konsentrasjonene ved MÆR3 var ikke signifikant høyere enn de andre to stasjonene oppstrøms. For Hovinbekken er den største kilden til trafikk Riksveg 4 (ÅDT 28 000) som krysser bekken mellom HOV2 og HOV3. Konsentrasjonene av 3-OH-BAP var høyere i fisk fra HOV2 enn HOV3. Bakgrunnen til dette kan være at for HOV2 er maksimal avstand 265 meter fra Riksveg 4, mens for HOV3 er avstanden til Riksveg 4 inntil 1.8 km.

Nivåene i fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken er lavere enn det vi har funnet i ørekyt fra Skullerud sedimentasjonsbasseng (Grung et al., 2016). Også i ørekyt fra Ljanselva (Sagdammen) ble det funnet høye nivåer (Grung et al., 2016). Dette kan skyldes at eksponering av ørekytene i Ljanselva er høyere enn ørretene i Mærradalsbekken/Hovinbekken, men det kan ikke utelukkes at artsforskjeller også spiller inn. For Ljanselva antas de høye nivåene å skyldes påvirkning fra veg/trafikk. Avstanden fra Sagdammen til E6 (ÅDT 74 000) er bare ca. 300 meter i luftlinje.

Det ble ikke påvist mye mikroplast i fisken fra Mærradalsbekken og Hovinbekken, og det var ingen tendens til økende antall mikroplastpartikler nedover i elvene. Svarte gummifragmenter dominerte i det materialet som ble funnet. Svarte gummifragmenter ble ikke registrert i fiskene fra Akerselva og Lysakerelva som ble undersøkt i 2018. Dette kan komme av beliggenhetene til elvene, forskjellig nedbørspåvirkning, eller at personell i denne undersøkelsen har mer erfaring med å identifisere svarte gummipartikler. Gummifragmentene har ukjent opphav, men mulige kilder kan være vegavrenning (dekkslitasje) (Halle et al., 2019), eller avrenning av gummigranulat fra kunstgressbaner. Andre studier fra norske områder, da fra marint miljø, har vist det samme i blåskjell (Bråte et al., 2018).

4.3 Vurdering av nivåene i forhold til grenseverdier

Kvikksølv er det eneste av metallene hvor det i vanndirektivet (og vannforskriften) er satt miljøkvalitetsstandard for konsentrasjon i fisk. Den er på 20 ng kvikksølv/g våtvekt. Kvikksølv

⁵ EU innførte i 2005 restriksjoner på hvor høy konsentrasjon av visse PAH-forbindelser bildekk kunne inneholde (2005/69/EF). Direktivet ble innlemmet i EØS-avtalen i 2007. Reguleringen omfattet ikke fenantren og pyren.

⁶ ÅDT – årsdøgntrafikk (gjennomsnittstall for daglig trafikkmengde over et år).

overskred denne verdien i alle ørretene fra begge bekkene og i alle unntatt fire av bekkerøyene som ble fanget i Hovinbekken. Det bør i denne sammenheng nevnes at også ørret fanget i elver som ansees å være upåvirket av lokale kilder overskrider vannforskriftens kvalitetsstandard (Moe et al., 2018). Nivåene i Akerselva og Lysakerelva var heller ikke høyere enn det som er vanlig å finne i ørret av denne størrelsen i nordiske innsjøer uten lokale kilder til kvikksølv (Braaten et al., 2017). Mattilsynet og EU har satt en omsetningsgrense på 500 ng kvikksølv/g våtvekt i fisk til konsum, basert på anbefalinger om maksimalt daglig inntak fra Verdens helseorganisasjon og EUs organ for matsikkerhet. Ingen av de relativt små fiskene som inngikk i denne undersøkelsen hadde konsentrasjoner i nærheten av denne grensen. Mattilsynet har kommet med generelle råd/advarsler angående konsum av ferskvannsfisk⁷.

EU har omsetningsgrenser for kadmium og bly i fisk (European Commission, 2006). De er på hhv. 0,05 og 0,3 mg/kg våtvekt muskel. Ut fra sammenhengene i Faxneld et al. (2015) kan det anslås at disse grensene tilsvarer ca. 600 mg kadmium/kg lever tørrvekt og minimum 4 mg bly/kg lever tørrvekt. Ingen av fiskene hadde konsentrasjoner som var i nærheten av disse grensene.

For PAH-metabolitter finnes ikke relevante grenseverdier i vannforskriften. Imidlertid er det for marin fisk utarbeidet grenseverdier for 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren av ICES (Hylland et al., 2012). Bakgrunnsnivåer (BAC) og grenseverdier for miljøpåvirkning (EAC) er bestemt for flere marine fiskearter. Vi har angitt den høyeste og laveste BAC i figurene (BAC high og BAC low), det samme er også gjort for EAC. Disse grenseverdiene er benyttet for å vurdere nivåene i fisk fra vassdragene i Oslo, selv om artene som er undersøkt i disse vassdragene er ferskvannsarter (ørret og bekkerøye). NIVA har tidligere benyttet grenseverdiene fra ICES for å vurdere en ferskvannsort (ørekyte) i publisert materiale (Grung et al., 2016). Grenseverdiene er også benyttet for å vurdere eksponering av fisk i referanse-elver (Moe et al., 2018) samt lake og hork i Mjøsa (Garmo et al., 2017). Inntil mange nok ferskvannsarter er undersøkt, må tolkning av resultater i forhold til grenseverdiene gjøres med forsiktighet.

Ingen av de målte konsentrasjonene av 1-OH-fenantren i galle overskred den laveste grenseverdien for miljøskade (EAC). I fire av de undersøkte stasjonene var det fisk med konsentrasjoner av 1-OH-fenantren som ikke overskred den høyeste bakgrunnskonsentrasjonen (BAC high), mens i MÆR3 overskred alle de undersøkte fiskene BAC high. Dette betyr at nivået av 1-OH-fenantren er høyere enn det som karakteriseres som bakgrunnskonsentrasjoner, men ingen av fiskene inneholdt konsentrasjoner som gir miljøskade på marine fiskearter. Alle stasjonene inneholdt fisk som hadde konsentrasjoner over det som regnes som bakgrunnskonsentrasjoner (BAC) av 1-OH-pyren i marine fiskearter. Ingen av fiskene hadde nivåer over EAC. For 3-OH-BaP har ikke ICES grenseverdier, slik at vi ikke vet noe om skadepotensialet av de målte verdiene. Imidlertid vet vi at benzo[*a*]pyren er kjent for å være mer kreftfremkallende enn mange andre PAH (Delistraty, 1997). Kun i en stasjon (HOV3) ble det ikke funnet 3-OH-BaP over deteksjonsgrensen i noen av de undersøkte fiskene. I HOV2 ble det påvist 7 fisk med målbare konsentrasjoner av denne metabolitten. Statistisk var det forskjell mellom de to stasjonene i Hovinbekken, men datagrunnlaget et spinkelt. Fra alle stasjonene i Mærradalsbekken ble det fanget fisk med målbare nivåer av 3-OH-BaP. For disse stasjonene var det ikke mulig å beregne forskjeller som var statistisk signifikant.

⁷ Mattilsynets advarsel er som følger: Ikke spis stor gjedde eller abbor over ca. 25 cm, ørret over én kilo eller røye over én kilo. Gravide, ammende og små barn advares mot å spise ferskvannsfisk fra selvfangst i det hele tatt.
http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/ferskvannsfisk_og_kvikksolvforurensing (besøkt 11.12.2018).

Det er foreløpig ikke satt grenseverdier for mikroplast.

4.4 Vurdering av nivåene i forhold til andre undersøkelser

Metallkonsentrasjoner i gjeller og lever ble sammenlignet med resultater fra tilsvarende undersøkelser i europeiske fjellsjøer, Mjøsa (Garmo et al., 2017), svenske innsjøer uten lokale kilder (Nyberg et al., 2015), vann påvirket av gruveavrenning (Hansen et al., 2007a; Hansen et al., 2007b), vann påvirket av avrenning fra skytefelt (Heier et al., 2009), tunnelvask (Meland et al., 2010a), veiavrenning (Meland et al., 2010b), samt andre urbane elver (Garmo et al., 2018; Gravem og Ski, 2016). Konsentrasjonene av aluminium, jern, mangan, selen og sink i gjeller var betydelig høyere enn det som har blitt funnet i undersøkelsene nevnt over. Arsenkonsentrasjonen var også høy, men det har blitt observert høyere verdier i fisk eksponert for tunnelvaskevann. For kobber har det blitt observert like høye nivåer etter 12 timer eksponering i vann med akutt toksiske (dødelige) konsentrasjoner. Kobber og sink viste også svært høye nivåer i levervev (hhv. ca. 4 og 1 g/kg tørrvekt), hvor disse metallene akkumuleres. Alle de aktuelle stoffene finnes i noen grad naturlig i løsmasser i området, noe som gir et naturlig bidrag i avrenningen (Andersson et al., 2011; Nilsen and Reimann, 1997; Ottesen et al., 2000; Skjelkvåle et al., 2006). Vi vet ikke sikkert i hvilken grad de relativt høye nivåene i fisken skyldes menneskeskapte forhold, men for metaller som kobber og sink antar vi at urbane kilder er viktige for å forklare mønsteret. Sink er for eksempel en bestanddel av bildekk som slites på veiene, og kan transporteres til elva med veiavrenningen. Metallene er dessuten i løst form ofte relativt mobilt (Pabst et al., 2015) slik at det i mindre grad vil fjernes fra vannmassene lenger nedstrøms i bekken. Sinknivået var langt høyere enn det som ble funnet i Akerselva og Lysakerelva i 2018 og hva vi kjenner til fra tidligere studier av effekter av gruveavrenning, veiavrenning og tunnelvask. Det er ikke klart hva dette skyldes, eller hvilken effekt det eventuelt har på fisken. Selv i uforurenset vann vil fiskegjeller inneholde mye sink i forhold til andre spormetaller fordi sink er en bestanddel (kofaktor) i mange proteiner. Fisk har derfor en viss evne til å regulere opptak, fordeling og utskillelse. Konsentrasjonen av arsen i gjelle var også høy sammenlignet med andre undersøkelser, men høyere konsentrasjoner har blitt påvist i ørret eksponert for tunnelvaskevann (Meland et al., 2010a).

Bly i gjeller og lever fra Hovinbekken og Mærradalsbekken var omtrent som nivåene som ble observert i Lysakerelva i 2018, men under nivåer observert i ørret eksponert for avrenning fra skytebane. Nivåene av kadmium og krom i lever var relativt lave sammenlignet med andre undersøkelser. Det samme gjaldt nikkel i gjellevev.

Årets undersøkelse av PAH-metabolitter i Hovinbekken og Mærradalsbekken ble sammenlignet med resultatene fra 2018-undersøkelsen av Akerselva og Lysakerelva. Hovedtrekkene er ganske like i den forstand at majoriteten av galleprøver lå mellom EAC og BAC. Vi sammenlignet nivåene fra de fire elvene mot hverandre, det vil si at alle prøver innen hver elv er slått sammen og testet statistisk. Vi tar forbehold om at ulike nivåer mellom elvene ikke nødvendigvis beviser forskjeller i eksponering mellom elvene, men at for eksempel år-til-år-variasjon kan ha betydning. 1-OH-fenantren var høyere i Akerselva og Lysakerelva (hhv. 104 og 101 ng/g galle) enn Hovinbekken og Mærradalsbekken (67 ng/g i begge elvene). For 1-OH-pyren var nivåene fra Akerselva høyere enn de fra Hovinbekken og Mærradalsbekken, mens Lysakerelva var ikke signifikant forskjellig fra noen av de tre andre elvene (geometrisk gjennomsnitt var Akerselva, Hovinbekken, Lysakerelva og Mærradalsbekken: 79, 41, 32 og 31 ng/g galle). For 3-OH-BaP var det ikke signifikante forskjeller mellom elvene. Gjennomsnittskonsentrasjonene var følgende: Mærradalsbekken (1.1), Akerselva (0.81), Hovinbekken (0.73) og Lysakerelva (0.57 ng/g galle).

I en undersøkelse av ørekyt fra Skullerud sedimentasjonsbasseng for vegavrenning og Sagdammen (i Ljanselva oppstrøms sedimentasjonsbassenget) fant vi høye nivåer av 1-OH-fenantren. Omtrent halvparten av ørekytene fra begge disse stasjonene hadde konsentrasjoner over den høyeste EAC for marin fisk (Grung et al., 2016). For 1-OH-pyren var det en større andel av fiskene som overskred den høyeste EAC. Ørekyt fra Svartoren (som var referanse-stasjon) hadde lavere konsentrasjoner av begge metabolitter, og var omtrent på nivå med det som ble påvist i Akerselva og Lysakerelva.

I en undersøkelse av lake og hork fra Mjøsa (Garmo et al., 2017) ble det ikke påvist 1-OH-fenantren eller 3-OH-BaP over deteksjonsgrensen i noen av prøvene. 1-OH-pyren ble påvist i 30 av 32 prøver, og alle konsentrasjonene var lavere enn laveste BAC. I en undersøkelse av ørret/laks fra upåvirkede elver (referanseelver) i 2017 var alle resultatene under høyeste BAC for 1-OH-fenantren og med ett unntak under laveste BAC for 1-OH-pyren (Moe et al., 2018). Disse fiskene var svært små, slik at LOD var høyere enn normalt grunnet svært små galleprøver. For sammenligningens skyld inkluderte vi i den rapporten fisk fra Alna som ble samlet inn i elveovervåkingsprogrammet i samme periode. For fiskene fra Alna hadde størstedelen av fiskene konsentrasjoner over laveste EAC for 1-OH-fenantren, mens nesten alle fiskene hadde konsentrasjoner over høyeste EAC for 1-OH-pyren.

I 2018 ble det påvist omtrent 0,5 mikroplast per individ i Akerselva og 0,1 mikroplast per individ i Lysakerelva (Garmo et al., 2018). I 2019 ble det påvist omtrent 0,5 mikroplast per ørret i Mærradalsbekken og 0,4 per individ i Hovinbekken. Vi betrakter under én partikkel per fisk i gjennomsnitt som et lavt tall (Garmo et al., 2018), og det er sannsynlig at fisk kvitter seg med partikler i magesekken (Bråte et al., 2016). Mesteparten av plasten som ble funnet var små mikroplast. Dette er i samsvar med andre studier nasjonalt og internasjonalt når det kommer til partikkelantall. Det var en høyere frekvens av mikroplast for den minste andelen (< 1 mm). Den største forskjellen fra undersøkelsene i Akerselva og Lysakerelva i 2018 var type mikroplast som ble funnet. Mer enn 95 % av mikroplasten i 2018 var fibre, mens omtrent 80 % av mikroplasten påvist i 2019-undersøkelsen besto av svarte gummifragmenter. Slike ble ikke oppdaget i fiskene i 2018. Dette kan komme av beliggenhetene til elvene, forskjellig nedbørspåvirkning, eller at personell i denne undersøkelsen hadde mer erfaring med å bestemme svarte gummipartikler. Gummifragmentene har ukjent opphav, men mulige kilder kan være gummi fra vegavrenning (som dekkslitasje), eller avrenning av gummigranulat fra kunstgressbaner. Andre studier fra norske områder, da fra marint miljø, har vist det samme i blåskjell (Bråte et al., 2018); upubliserte data).

Det er fortsatt kunnskapshull om mikroplast i ferskvannsystemer (Wagner og Lambert, 2017; Scherer et al., 2018) og transport av partikler avhenger av elvens hydrologiske og morfologiske egenskaper. Disse prosessene påvirker også videre fragmentering av mikroplast og plast, samt biotilgjengeligheten av mikroplast (Besseling et al., 2017; Nizzetto et al., 2016). Hvor stor påvirkning vegavrenning har på Mærradalsbekken og Hovinbekken, og da spesielt med tanke på gummipartikler, er ukjent og mer arbeid bør utføres for å finne ut mer om dette.

5 Konklusjon

Vannprøvene indikerte at alle stasjonene i Hovinbekken og Mærradalsbekken var forurenset med nitrat, mens metallkonsentrasjonene var innenfor det som tilsvarer «god» tilstand ifølge vannforskriften. Arsennivået var noe forhøyet i Mærradalsbekken, men ikke så høyt at det kan konkluderes med tilstand ut fra én enkelt vannprøverunde. Det ble målt relativt høye konsentrasjoner av aluminium, jern, mangan og arsen og svært høye konsentrasjoner av kobber og sink i gjelle- og levervev. Vi anser det som sannsynlig at de høye nivåene av kobber og sink skyldes lokal forurensing. Også øverste stasjon i vassdragene var forurenset; det var bare sink og kvikksølv i hhv. gjellevev og muskelvev i Mærradalsbekken som viste signifikant økning nedover i vassdraget. Blykonsentrasjonene i gjeller og lever fra Hovinbekken og Mærradalsbekken var omtrent som nivåene som ble observert i Lysakerelva i 2018. Nivåene av kadmium og krom i lever og nikkel i gjellevev var relativt lave. Konsentrasjonen av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren i fiskegalle var høyere enn det som regnes som bakgrunnsnivåer, men lavere enn nivåer som gir miljøskade i marine fiskearter. Nivåene av disse PAH-metabolittene var også høyere enn hva man har funnet i ørret og laks i referanseelver. Videre ble det påvist 3-OH-BaP i fiskegalle fra fire av fem stasjoner. Det betyr at fisken i noen grad har blitt eksponert for PAH-forbindelsene fenantren, pyren og benzo(a)pyren. Trafikk og veiavrenning er aktuelle kilder til stoffer som kobber, sink og PAH. Ingen av de totalt 83 fiskene hadde nivåer av kvikksølv som oversteg omsetningsgrensen, selv om de overskred vannforskriftens grenseverdi for god tilstand. Kvikksølvnivåene var imidlertid ikke høyere enn det som er vanlig å finne i annen norsk ørret av samme størrelse. Det ble funnet mikroplast i fisk fra alle stasjonene i Mærradalsbekken og Hovinbekken med gjennomsnitt på hhv. 0,5 og 0,4 mikroplastpartikler per individ. Antall mikroplastpartikler varierte fra 0-13 per fisk. Både gjennomsnittlig og maksimalt antall mikroplastpartikler per fisk var sammenlignbare med det som ble funnet i Akerelva og Lysakerelva i 2018, men typen var forskjellig. I både Mærradalsbekken og Hovinbekken dominerte små (< 1mm) svarte gummipartikler.

6 Litteratur

- Andersson, M., Eggen, O., Finne, T.E., Ottesen, R.T., 2011. Områder i Norge med naturlig høyt bakgrunnsnivå (over normverdi) - betydning for disponering av masser. NGU-rapport 2011.035.
- Bækken, T., Bergan, M., Eriksen, T., 2012. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Lysaker-/Sørkedalsvassdraget og Mærradalsbekken vår og høst 2011. NIVA-rapport No. 6323.
- Bækken, T., Bergan, M., Eriksen, T., Lund, E., 2011. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Akerselva og Hovinbekken vår og høst 2010. NIVA-rapport 6107–2011.
- Bertling, S., Odnevall Wallinder, I., Leygraf, C., Berggren Kleja, D., 2006. Occurrence and fate of corrosion-induced zinc in runoff water from external structures. *Sci. Total Environ.* 367, 908–923.
- Besseling, E., Quik, J.T.K., Sun, M., Koelmans, A.A., 2017. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environ. Pollut.* 220, 540–548.
- Braaten, H.F.V., Åkerblom, S., de Wit, H., Skotte, G., Rask, M., Vuorenmaa, J., Kahilainen, K.K., Malinen, T., Rognerud, S., Lydersen, E., Amundsen, P.-A., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentyev, P., Christensen, G., Jackson-Blake, L.A., Lund, E., Rosseland, B.O., 2017. Spatial and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia (1965-2015). ICP Waters report No. 132/2017.
- Bråte, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C., Thomas, K.V., 2016. Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 112, 105–110.
- Bråte, I.L.N., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K.V., Steindal, C.C., Green, N.W., Olsen, M., Lusher, A., 2018. *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environ. Pollut.* 243, 383–393.
- Delistraty, D., 1997. A critical review of the application of toxic equivalency factors to carcinogenic effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in mammals, in: *The Handbook of Environmental Chemistry Vol 3 Par J: PAHs and Related Compounds: Biology*. A.H. Neilson (Ed.). Springer Science & Business Media, pp. 311–359.
- Divers, M.T., Elliott, E.M., Bain, D.J., 2014. Quantification of Nitrate Sources to an Urban Stream Using Dual Nitrate Isotopes. *Environ. Sci. Technol.* 48, 10580–10587. <https://doi.org/10.1021/es404880j>
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 177–182.
- European Commission, 2006. COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
- Farrell, A.P., Brauner, C.J., 2011. *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*, Volume 31B, 1st ed. Academic Press.
- Farrell, A.P., Wood, C.M., Brauner, C.J., 2011. *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. Academic Press.
- Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E., Bignert, A., 2015. Conversion factors for metals between liver, muscle and wholebody in perch. Report 1:2015). Swedish Museum of Natural History.
- Garmo, Ø., Fjeld, E., Grung, M., 2017. Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016 NIVA-rapport 7141–2017.

- Garmo, Ø.A., Bråte, I.L.N., Bæk, K., Carlsson, P.M., Grung, M., Lusher, A., 2018. Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerselva og Lysakerelva i 2018. NIVA-rapport 7315.
- Gravem, F.R., Ski, S., 2016. Miljøgiftundersøkelser av ørret i Frognerelva og Hoffselva. SWECO-rapport No. 26761001-1.
- Grung, M., 2018. Rensebasseng - en økologisk felle?
- Grung, M., Petersen, K., Fjeld, E., Allan, I., Christensen, J.H., Malmqvist, L.M.V., Meland, S., Ranneklev, S., 2016. PAH related effects on fish in sedimentation ponds for road runoff and potential transfer of PAHs from sediment to biota. *Sci. Total Environ.* 566–567, 1309–1317.
- Halle, L.L., Palmqvist, A., Kampmann, K., Khan, F.R., 2019. Ecotoxicology of micronized tire rubber: Past, present and future considerations. *Sci. Total Environ.* 135694.
- Hansen, B. H., Garmo, Ø.A., Olsvik, P.A., Andersen, R.A., 2007. Gill metal binding and stress gene transcription in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to metal environments: The effect of pre-exposure in natural populations. *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 944–953.
- Hansen, Bjørn Henrik, Rømme, S., Garmo, Ø.A., Pedersen, S.A., Olsvik, P.A., Andersen, R.A., 2007. Induction and activity of oxidative stress-related proteins during waterborne Cd/Zn-exposure in brown trout (*Salmo trutta*). *Chemosphere* 67, 2241–2249.
- Hansen, J.A., Woodward, D.F., Little, E.E., DeLonay, A.J., Bergman, H.L., 1999. Behavioral avoidance: Possible mechanism for explaining abundance and distribution of trout species in a metal-impacted river. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 313–317.
- Heier, L.S., Lien, I.B., Strømseng, A.E., Ljønes, M., Rosseland, B.O., Tollefsen, K.-E., Salbu, B., 2009. Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range--Time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Sci. Total Environ.* 407, 4047–4055.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Meland, S., Kringstad, A., Skancke, L.B., 2018. Forurensningsregnskap Kristiansandsfjorden; kilder for PAH i Baneheia og Kvadraturen, samt analyse/modellering av løste og biotilgjengelige metaller i Baneheia. NIVA-rapport 7281-2018.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Teien, H.-C., 2015. Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i kalkede laksevassdrag NIVA-rapport 6872-2015.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B., 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Sci. Total Environ.* 541, 895–919.
- Hylland, Ketil, Vethaak, D., Davies, I.M., 2012. Background document: polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile, in: Davies, I.M., Vethaak, D. (Eds.), *Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects*, ICES Cooperative Research Report. ICES/CIEM, Copenhagen, pp. 18–25.
- ICP Waters Programme Centre, 2010. ICP Waters Programme Manual 2010. ICP Waters report No. 105/2010.
- Jonsson, G., Bechmann, R.K., Bamber, S.D., Baussant, T., 2008. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Env. Toxicol Chem* 23, 1538–48.
- Lyche-Solheim, A., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A.K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H.O., Engebretsen, A., 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemisk parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier

- for egnethet for brukerintresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. NIVA-rapport OR-5708.
- Meland, S., 2010. Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff (Doctoral thesis). Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Meland, S., Heier, L.S., Salbu, B., Tollefsen, K.E., Farmen, E., Rosseland, B.O., 2010a. Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff -- Chemical characterisation and biological impact. *Sci. Total Environ.* 408, 2646–2656.
- Meland, S., Salbu, B., Rosseland, B.O., 2010b. Ecotoxicological impact of highway runoff using brown trout (*Salmo trutta* L.) as an indicator model. *J. Environ. Monit.* 12, 654–664.
- Moe, T., Thrane, J.-E., Persson, J., Bækkelie, K.A., Myrvold, K.M., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Grung, M., De Wit, H., 2018. Overvåking av referanseelver 2017. Basisovervåking i henhold til vannforskriften Miljødirektoratet-rapport M1002.
- Nilsen, R., Reimann, C., 1997. Geokjemisk atlas over bekkesedimenter i Sør-Norge. NGU-rapport 96.137.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ. Sci. Technol.* 50, 10777–10779.
- Nyberg, E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Egebäck, A.-L., Holm, K., Sundbom, M., Benskin, J., Haglund, P., 2015. The National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2015 (No. 14:2015). Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T., Haugland, T., 2000. Geokjemisk atlas for Norge, del 1: Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. NGU, Trondheim.
- Pabst, T., Hindar, A., Hale, S., Garmo, Ø., Endre, E., Petersen, K., Bækken, T., Baardvik, G., 2015. Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. NGI-rapport 20140247- 01-R.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Røyset, O., 2007. Hydro Aluminium Sunndal. PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer i regionen rundt aluminiumverket. NIVA-rapport OR-5339.
- Saltveit, S.J., Bremnes, T., Brabrand, Å., Pavels, H., 2015. Tilstand for bunndyr og fisk i Lysakerelvaog Mærradalsbekken i 2014. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo No. 44.
- Skjelkvåle, B.L., Steinnes, E., Rognerud, S., Fjeld, E., Berg, T., Røyset, O., 2006. Trace metals in Norwegian surface waters, soils, and lake sediments - relation to atmospheric deposition. NIVA-rapport 5222–2006.
- Veileder 02:2018, n.d. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Wagner, M., Lambert, S., 2017. *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* Springer.

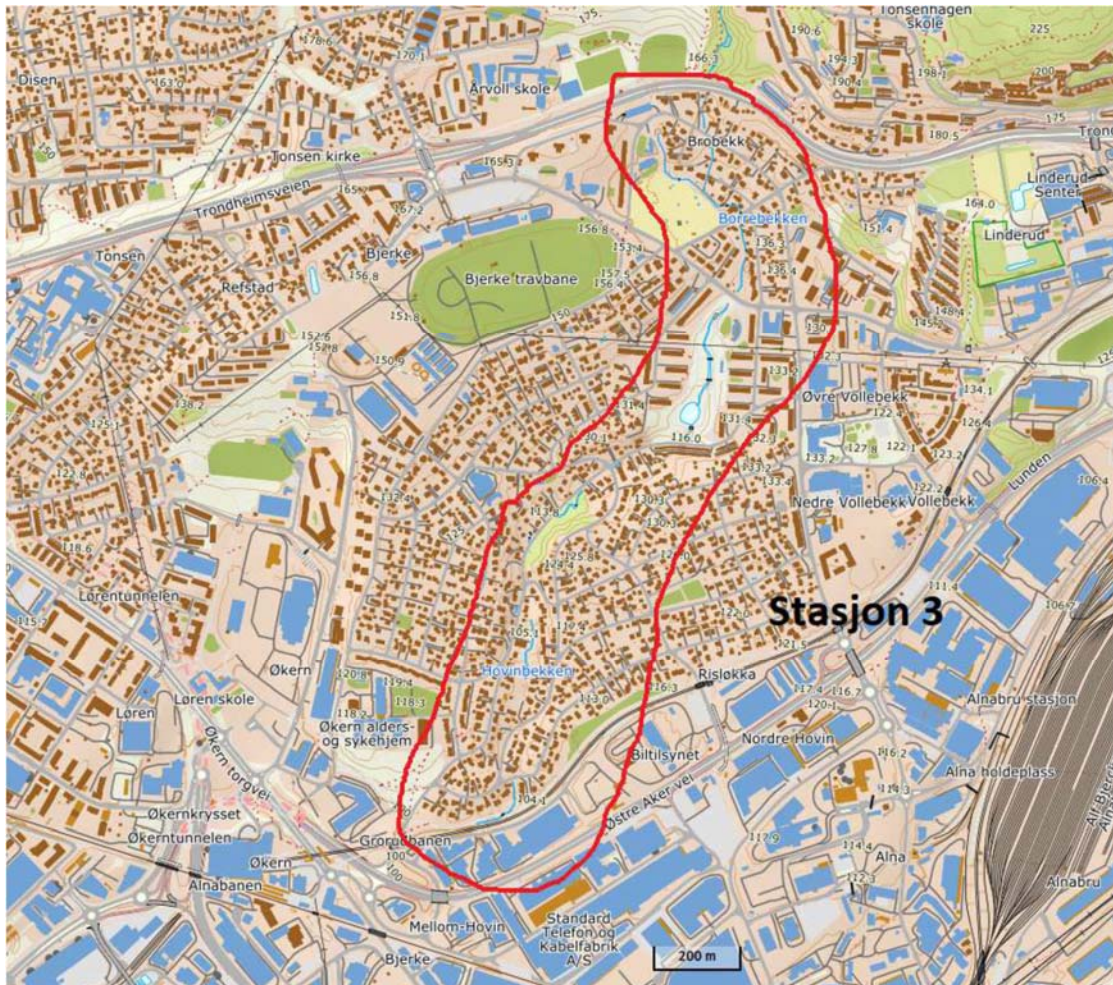
Vedlegg A. Stasjonskart



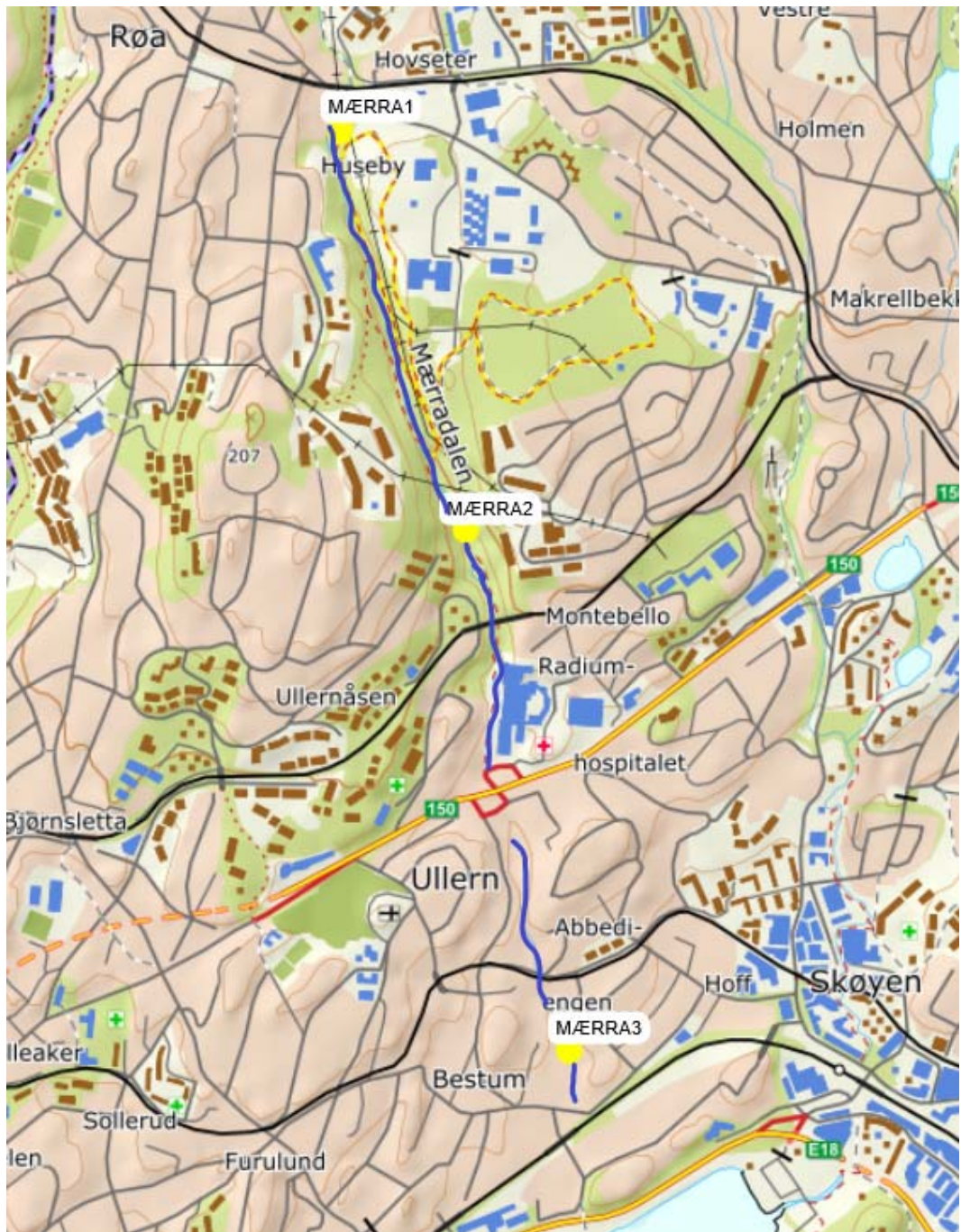
Figur A-1. Alle planlagte stasjoner i Hovindalen. HOVIN 1 ble ikke tatt fordi bekken var tørr



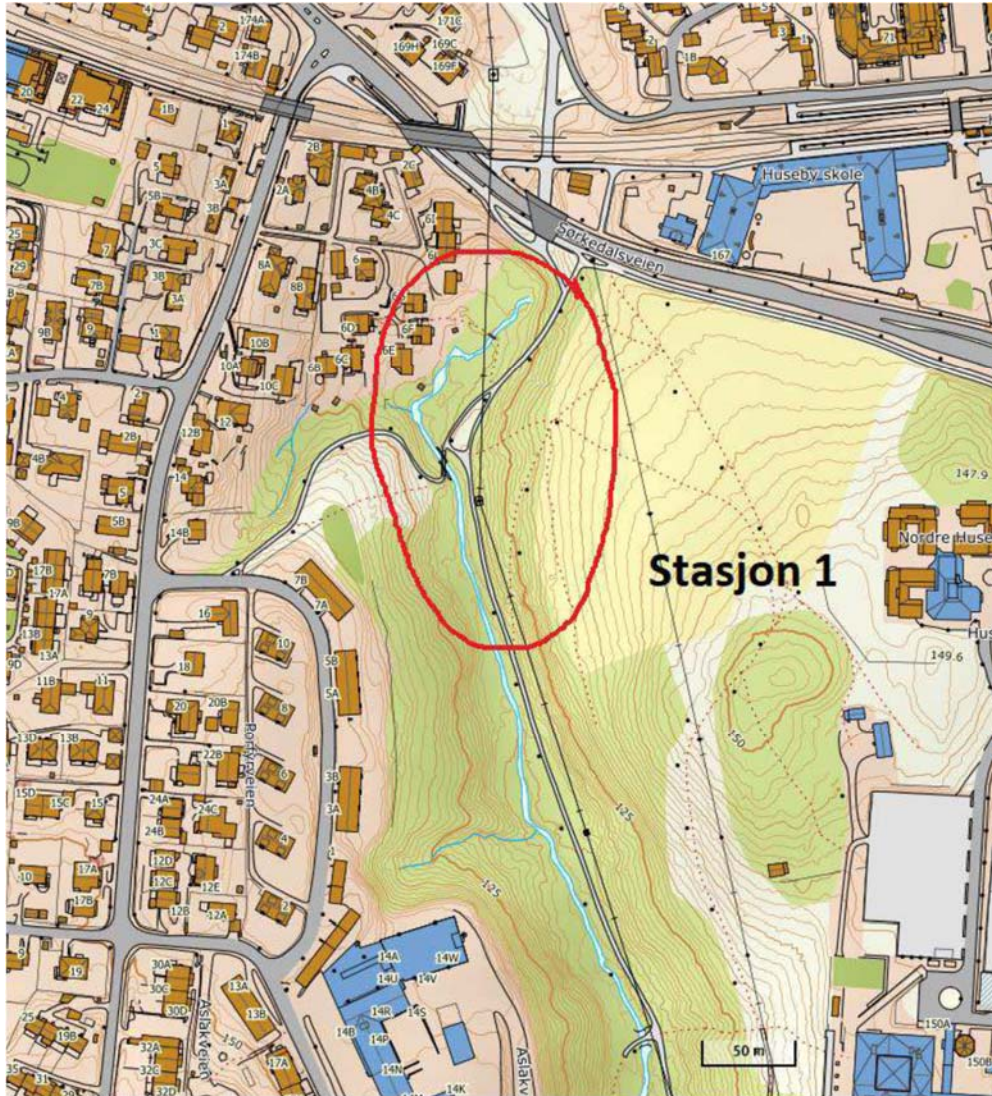
Figur A-2. Stasjon HOVIN 2. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A-3 Stasjon HOVIN 3. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A-4. Alle stasjoner i Mærradalsbekken.



Figur A-5. Stasjon MÆRRA 1. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A-6. Stasjon MÆRRA 2. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A-7. Stasjon MÆRRA 3. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.

Vedlegg B. Data

Tabell B-1. Fiskedata, konsentrasjon av PAH-metabolitter i galle og metaller i lever.

Stasjon	Fisk	Dato	Vekt gram	Lengde cm	Kjønn	Stadie	Art	1-OH- fenantren	1-OH-pyren	3-OH- benzo[a]pyren	Cr	Cd	Pb
								ng/g v.v. Galle	ng/g v.v. Galle	ng/g v.v. Galle	mg/kg t.v. Lever	mg/kg t.v. Lever	mg/kg t.v. Lever
MÆERRA-1	1	19.08.2019	260	27.0	M	IV	Ørret	21	59	1.1	0.03	1.12	0.15
MÆERRA-1	2	19.08.2019	265	28.0	M	IV	Ørret	<1,0	<0,2	7.2	0.01	0.86	0.04
MÆERRA-1	3	19.08.2019	204	26.0	F	IV	Ørret	<1,0	0.4	<1,0	0.01	0.82	0.08
MÆERRA-1	4	19.08.2019	149	23.0	M	III/IV	Ørret	3.8	10	<1,0	0.02	0.87	0.01
MÆERRA-1	5	19.08.2019	290	29.0	M	III	Ørret	27	82	10	0.02	1.37	0.05
MÆERRA-1	6	19.08.2019	239	26.5	M	IV	Ørret	3.2	9.5	<1,0	0.06	0.94	0.09
MÆERRA-1	7	19.08.2019	253	27.5	M	IV	Ørret	9.9	21	<1,0	0.01	1.10	0.06
MÆERRA-1	8	19.08.2019	136	23.0	M	III	Ørret	17	50	2.6	0.03	1.42	0.03
MÆERRA-1	9	19.08.2019	255	27.7	M	IV	Ørret	37	49	<1,0	0.02	0.53	0.03
MÆERRA-1	10	19.08.2019	120	21.5	M	III	Ørret	17	41	<1,0	0.04	0.46	0.03
MÆERRA-1	11	19.08.2019	162	24.0	M	IV	Ørret	35	114	2.7	0.02	0.88	0.04
MÆERRA-1	12	19.08.2019	139	22.5	F	V	Ørret	2.1	4.9	<1,0	0.02	0.53	0.06
MÆERRA-1	13	19.08.2019	139	23.7	F	IV	Ørret	9.8	17	<1,0	0.04	0.94	0.13
MÆERRA-1	14	19.08.2019	154	24.0	F	V	Ørret	5.6	19	<1,0	0.02	0.91	0.06
MÆERRA-1	15	19.08.2019	121	21.0	F	V	Ørret				0.07	0.68	0.12
MÆERRA-2	1	19.08.2019	78	18.0	M	III	Ørret	16	76	<1,0	0.01	0.66	0.05
MÆERRA-2	2	19.08.2019	144	23.5	F	V	Ørret	22	104	1.4	0.01	0.67	0.14
MÆERRA-2	3	19.08.2019	53	17.0	M	IV	Ørret	29	235	<1,0	0.08	0.85	0.04
MÆERRA-2	4	19.08.2019	167	24.0	F	V	Ørret	1.3	6.7	<1,0	0.02	1.06	0.16
MÆERRA-2	5	19.08.2019	90	21.5	F	III/IV	Ørret	2.3	29	<1,0	0.01	1.55	0.12
MÆERRA-2	6	19.08.2019	88	19.5	M	IV	Ørret	5.7	29	<1,0	0.03	0.88	0.04
MÆERRA-2	7	19.08.2019	55	17.5	M	III	Ørret	13	53	<1,0	0.03	0.42	0.02
MÆERRA-2	8	19.08.2019	63	17.8	F	IV	Ørret	5.3	52	<1,0	0.01	0.58	0.04
MÆERRA-2	9	19.08.2019	9	19.5	M	IV/V	Ørret	7.0	45	<1,0	0.05	0.62	0.03
MÆERRA-2	10	19.08.2019	76	19.0	M	III/IV	Ørret	6.2	25	<1,0	0.02	0.70	0.08
MÆERRA-2	11	19.08.2019	66	18.3	M	III/IV	Ørret	9	33	<1,0	0.03	1.34	0.05
MÆERRA-2	12	19.08.2019	73	18.6	M	IV	Ørret	41	98	<1,0	0.06	1.54	0.05
MÆERRA-2	13	19.08.2019	69	17.5	M	IV	Ørret	12	52	<1,0	0.02	0.42	0.03
MÆERRA-2	14	19.08.2019	52	17.0	M	IV	Ørret	8.2	33	<1,0	0.04	1.02	0.04

Stasjon	Fisk	Dato	Vekt	Lengde	Kjønn	Stadie	Art	1-OH- fenantren	1-OH-pyren	3-OH- benzo[a]pyren	Cr	Cd	Pb
			gram	cm				ng/g v.v. Galle	ng/g v.v. Galle	ng/g v.v. Galle	mg/kg t.v. Lever	mg/kg t.v. Lever	mg/kg t.v. Lever
MÆERRA-2	15	19.08.2019	48	16.0	M	III	Ørret	24	142	1.7	0.03	0.69	0.03
MÆERRA-3	1	20.08.2019	249	27.5	F	IV/V	Ørret	4	24	<1,0	0.01	0.44	0.07
MÆERRA-3	2	20.08.2019	219	26.4	M	III/IV	Ørret	4.5	25	<1,0	0.02	0.66	0.07
MÆERRA-3	3	20.08.2019	120	22.0	M	IV	Ørret	8.0	31	<1,0	0.03	0.71	0.05
MÆERRA-3	4	20.08.2019	198	24.5	M	IV	Ørret	7.5	27	<1,0	0.01	0.56	0.05
MÆERRA-3	5	20.08.2019	156	22.0	M	IV	Ørret	15	45	<1,0	0.01	0.24	0.02
MÆERRA-3	6	20.08.2019	122	21.2	M	IV/V	Ørret	9.9	21	<1,0	0.01	0.48	0.05
MÆERRA-3	7	20.08.2019	112	20.5	M	III/IV	Ørret	12	46	<1,0	0.03	0.75	0.04
MÆERRA-3	8	20.08.2019	131	21.4	F	VI	Ørret	50	183	<1,0	0.01	0.76	0.08
MÆERRA-3	9	20.08.2019	114	21.1	F	IV/V	Ørret	13	7.8	1.0	0.01	0.65	0.07
MÆERRA-3	10	20.08.2019	75	19.0	F	IV/V	Ørret	5.8	53	<1,0	0.02	0.55	0.04
MÆERRA-3	11	20.08.2019	74	18.7	F	I	Ørret	13	38	<1,0	0.03	0.51	0.02
MÆERRA-3	12	20.08.2019	60	17.0	M	I	Ørret	37	137	<1,0	0.02	0.59	0.02
MÆERRA-3	13	20.08.2019	62	16.5	M	I	Ørret	37	44	<1,0	0.01	0.31	0.01
MÆERRA-3	14	20.08.2019	59	17.4	F	I	Ørret	22	77	1.1	0.00	0.33	0.03
MÆERRA-3	15	20.08.2019	57	16.0	F	I	Ørret	21	62	<1,0	0.01	0.28	0.01
HOVIN-2	16	21.08.2019	54	17.9	M	IV	Ørret	14	70	1.2	0.01	2.23	0.08
HOVIN-2	17	21.08.2019	140	23.5	M	IV	Bekkerøye	7.6	22	<1,0	0.05	1.39	0.31
HOVIN-2	18	21.08.2019	130	22.1	F	IV/V	Bekkerøye	16	21	<1,0	0.01	0.66	0.13
HOVIN-2	19	21.08.2019	118	22.0	F	III/IV	Bekkerøye	4.4	31	1.2	0.04	1.66	0.27
HOVIN-2	20	21.08.2019	95	20.0	F	III/IV	Bekkerøye	20	36	<1,0	0.05	0.89	0.31
HOVIN-2	21	21.08.2019	86	19.1	M	IV/V	Bekkerøye	2.2	17	4.6	0.04	1.03	0.15
HOVIN-2	22	21.08.2019	79	18.5	M	IV	Bekkerøye	<1,0	11	1.0	0.02	0.99	0.64
HOVIN-2	23	21.08.2019	91	20.0	F	IV	Bekkerøye	10	67	<1,0	0.01	0.58	0.10
HOVIN-2	1	21.08.2019	148	23.5	M	IV	Ørret	55	115	1.3	0.01	0.94	0.06
HOVIN-2	2	21.08.2019	147	23.5	M	IV	Bekkerøye	63	97	<1,0	0.01	0.69	0.16
HOVIN-2	3	21.08.2019	179	24.0	M	IV/V	Bekkerøye	10	31	<1,0	0.01	1.59	0.32
HOVIN-2	4	21.08.2019	99	19.3	M	IV	Bekkerøye	3.39	6.1	<1,0	0.05	0.48	0.08
HOVIN-2	5	21.08.2019	181	25.5	M	III/IV	Ørret	9.7	55	1.6	0.02	4.64	0.62

Stasjon	Fisk	Dato	Vekt	Lengde	Kjønn	Stadie	Art	1-OH- fenantren	1-OH-pyren	3-OH- benzo[a]pyren	Cr	Cd	Pb
			gram	cm				ng/g v.v. Galle	ng/g v.v. Galle	ng/g v.v. Galle	mg/kg t.v. Lever	mg/kg t.v. Lever	mg/kg t.v. Lever
HOVIN-2	6	21.08.2019	111	21.5	M	III/IV	Ørret	<5	47	<1,0	0.03	3.51	0.23
HOVIN-2	7	21.08.2019	208	26.5	M	III/IV	Ørret	33	48	<1,0	0.02	3.16	0.72
HOVIN-2	8	21.08.2019	114	22.0	M	III/IV	Ørret	41	50	<1,0	0.01	1.64	0.22
HOVIN-2	9	21.08.2019	157	22.8	M	IV	Ørret	51	128	<1,0	0.01	0.83	0.08
HOVIN-2	10	21.08.2019	112	22.1	M	III/IV	Ørret	16	66	<1,0	0.04	2.25	0.12
HOVIN-2	11	21.08.2019	105	21.0	M	III/IV	Ørret	11	66	<1,0	0.03	2.68	0.32
HOVIN-2	12	21.08.2019	84	19.8	M	III/IV	Ørret	11	64	<1,0	0.02	1.62	0.09
HOVIN-2	13	21.08.2019	93	20.5	M	III/IV	Ørret	<25	99	1.2	0.02	3.29	0.26
HOVIN-2	14	21.08.2019	105	20.8	M	IV	Ørret	21	53	<1,0	0.09	3.14	0.30
HOVIN-2	15	21.08.2019	85	19.7	M	III/IV	Ørret	<2	2.5	<1,0	0.01	1.53	0.15
HOVIN-3	1	21.08.2019	272	28.0	F	IV/V	Ørret	12	32	<1,0	0.01	0.38	0.06
HOVIN-3	2	21.08.2019	219	25.5	M	IV	Ørret	1.8	10	<1,0	0.01	1.24	0.05
HOVIN-3	3	21.08.2019	120	22.0	M	IV	Ørret	6.2	21	<1,0	0.01	1.53	0.07
HOVIN-3	4	21.08.2019	95	20.5	M	I	Ørret	6.8	16	<1,0	0.02	0.96	0.03
HOVIN-3	5	21.08.2019	166	25.0	F	V	Bekkerøye	22	80	<1,0	0.00	0.75	0.14
HOVIN-3	6	21.08.2019	233	25.7	M	IV/V	Bekkerøye	1.9	12	<1,0	0.01	0.84	0.09
HOVIN-3	7	21.08.2019	214	26.9	M	IV	Ørret	8.7	14	<1,0	0.01	0.91	0.04
HOVIN-3	8	21.08.2019	138	22.5	F	IV	Bekkerøye	47	113	<1,0	0.01	0.22	0.04
HOVIN-3	9	21.08.2019	185	26.0	M	IV	Bekkerøye	34	347	<1,0	0.01	1.35	0.24
HOVIN-3	10	21.08.2019	225	25.9	M	IV	Bekkerøye	2.9	1.8	<1,0	0.01	0.85	0.08
HOVIN-3	11	21.08.2019	135	23.0	M	IV	Bekkerøye				0.01	1.21	0.07
HOVIN-3	12	21.08.2019	133	23.5	F	IV	Bekkerøye	18	221	<1,0	0.00	1.07	0.10
HOVIN-3	13	21.08.2019	138	23.0	M	III	Bekkerøye	<1,0	<0,2	<1,0	0.01	0.59	0.07
HOVIN-3	14	21.08.2019	123	23.0	M	I	Bekkerøye	14	91	<1,0	0.01	0.95	0.10
HOVIN-3	15	21.08.2019	125	21.9	M	IV	Bekkerøye	14	54	<1,0	0.02	0.67	0.05

Tabell xx. Konsentrasjon av metaller, arsen og selen i gjeller, samt kvikksølv i muskel.

Stasjon	Fisk	Dato	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb	
			ng/g v.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.	mg/kg t.v.
			Muskel	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller	Gjeller
MÆERRA-1	1	19.08.2019	41.3	44.7	0.53	601	2060	0,01	1,07	455,79	0,19	3,24	0,20	0,11	
MÆERRA-1	2	19.08.2019	38.8	131	0.34	289	1250	0,04	1,08	647,27	0,19	3,00	0,22	0,13	
MÆERRA-1	3	19.08.2019	49.8	43.7	0.08	191	1940	0,07	1,22	596,32	0,27	3,80	0,13	0,08	
MÆERRA-1	4	19.08.2019	40.0	816	9.26	203	7590	0,06	0,89	341,06	0,09	2,33	0,11	0,09	
MÆERRA-1	5	19.08.2019	51.7	762	17.00	340	5980	0,05	1,06	837,81	0,18	3,78	0,14	0,13	
MÆERRA-1	6	19.08.2019	29.6	456	5.03	306	2690	0,07	0,82	404,67	0,12	2,83	0,14	0,06	
MÆERRA-1	7	19.08.2019	41.8	179	0.10	349	3540	0,09	1,05	491,91	0,15	2,91	0,18	0,08	
MÆERRA-1	8	19.08.2019	46.8	76.2	0.29	187	2800	0,15	1,02	542,49	0,28	5,36	0,21	0,08	
MÆERRA-1	9	19.08.2019	36.5	298	0.25	196	1950	0,15	0,91	533,02	0,10	1,87	0,17	0,10	
MÆERRA-1	10	19.08.2019	33.7	93.6	0.61	320	2050	0,39	0,09	0,58	0,01	-0,06	0,00	0,00	
MÆERRA-1	11	19.08.2019	47.2	116	0.71	192	3880	0,01	1,23	827,10	0,17	3,01	0,11	0,23	
MÆERRA-1	12	19.08.2019	39.1	53.8	0.06	161	2550	0,01	1,36	345,47	0,06	2,76	0,16	0,05	
MÆERRA-1	13	19.08.2019	45.2	109	0.30	198	1480	0,31	1,32	500,76	0,21	3,40	0,15	0,30	
MÆERRA-1	14	19.08.2019	44.0	71.1	0.36	289	1390	0,08	1,04	358,83	0,14	3,47	0,14	0,07	
MÆERRA-1	15	19.08.2019	44.9	152	1.32	245	2520	0,13	1,01	618,58	0,13	2,64	0,13	0,07	
MÆERRA-2	1	19.08.2019	27.3	38.0	0.07	89.6	2210	0,21	1,84	398,21	0,45	3,50	0,21	0,25	
MÆERRA-2	2	19.08.2019	48.4	46.4	0.06	64.1	3870	0,21	1,13	1005,93	0,16	3,12	0,30	0,12	
MÆERRA-2	3	19.08.2019	32.4	52.1	0.05	78.0	3430	0,19	1,17	505,51	0,40	2,76	0,15	0,46	
MÆERRA-2	4	19.08.2019	37.0	247	0.12	275	2750	0,22	1,37	679,88	0,32	4,12	0,18	0,09	
MÆERRA-2	5	19.08.2019	63.4	27.8	0.09	101	2300	0,23	1,20	720,64	0,25	3,39	0,18	0,11	
MÆERRA-2	6	19.08.2019	25.0	132	0.16	164	2980	0,41	1,28	389,21	0,20	3,17	0,17	0,11	
MÆERRA-2	7	19.08.2019	25.4	135	0.14	98.5	2340	0,19	1,99	728,37	0,10	3,68	0,11	0,05	
MÆERRA-2	8	19.08.2019	31.3	99.7	0.10	110	1470	<0,01	1,05	443,10	0,18	3,69	0,21	0,54	
MÆERRA-2	9	19.08.2019	25.3	104	0.18	211	2040	0,12	1,45	395,43	0,38	3,86	0,23	0,34	
MÆERRA-2	10	19.08.2019	38.0	191	0.13	220	2800	0,08	0,90	676,85	0,14	3,42	0,18	0,06	
MÆERRA-2	11	19.08.2019	35.7	76.5	0.20	112	5770	0,24	1,46	438,38	0,18	4,14	0,17	0,47	
MÆERRA-2	12	19.08.2019	29.8	52.9	0.10	155	2100	0,11	1,10	445,33	0,19	3,33	0,20	0,07	
MÆERRA-2	13	19.08.2019	22.4	63.3	0.10	95.5	5770	0,08	1,09	506,27	0,10	4,18	0,16	0,06	
MÆERRA-2	14	19.08.2019	21.9	37.0	0.21	141	1980	0,16	1,46	738,40	0,15	3,61	0,24	0,11	
MÆERRA-2	15	19.08.2019	21.5	40.4	0.07	86.0	1790	0,14	19.4	2110	3.79	61.0	0.10	0.87	
MÆERRA-3	1	20.08.2019	51	152	0.10	107	2280	0.13	19.7	2130	4.45	52.8	0.22	0.37	
MÆERRA-3	2	20.08.2019	53	93.9	0.11	137	3080	0.03	18.6	3670	4.63	63.2	0.23	0.39	

Stasjon	Fisk	Dato	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
			ng/g v.v. Muskel	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller
MÆERRA-3	3	20.08.2019	59	84.6	0.08	69.3	5680	2.96	117	2270	3.60	92.7	0.27	1.65
MÆERRA-3	4	20.08.2019	66	326	0.13	111	1990	3.97	187	2630	5.75	73.9	0.39	1.35
MÆERRA-3	5	20.08.2019	39	302	0.10	180	2260	1.06	42.0	4290	3.47	35.5	0.16	1.00
MÆERRA-3	6	20.08.2019	35	382	0.16	226	3030	0.09	23.0	1990	4.29	60.9	0.21	0.39
MÆERRA-3	7	20.08.2019	47	212	0.08	58.9	3290	0.08	15.3	2120	4.37	59.9	0.21	0.19
MÆERRA-3	8	20.08.2019	40.2	456	0.21	120	4750	0.09	21.5	1920	4.87	64.8	0.28	0.40
MÆERRA-3	9	20.08.2019	67.5	134	0.32	95.6	3170	0.16	26.1	2430	3.75	54.7	0.21	0.28
MÆERRA-3	10	20.08.2019	69.0	73.5	0.12	65.2	2520	0.18	17.9	1990	5.82	90.1	0.20	0.36
MÆERRA-3	11	20.08.2019	35.4	81.0	0.21	92.9	2160	0.03	26.5	2420	4.18	72.0	0.22	0.15
MÆERRA-3	12	20.08.2019	38.5	225	0.20	109	2950	0.10	64.1	3040	5.33	53.7	0.17	0.36
MÆERRA-3	13	20.08.2019	32.9	33.1	0.15	104	2030	0.13	17.1	2770	4.43	52.1	0.28	0.28
MÆERRA-3	14	20.08.2019	25.3	48.5	0.12	140	1690	0.24	21.4	3510	4.27	47.1	0.22	0.22
MÆERRA-3	15	20.08.2019	37.9	178	0.20	186	2350	0.04	17.2	3790	2.31	41.9	0.13	0.12
HOVIN-2	16	21.08.2019	52	174	0.20	412	6230	0.02	15.6	2010	4.64	37.1	0.10	0.21
HOVIN-2	17	21.08.2019	22.4	31.3	0.05	828	4160	0.07	15.2	3690	3.18	61.0	0.09	0.17
HOVIN-2	18	21.08.2019	24.1	42.7	0.33	715	1480	0.12	15.4	4140	5.35	41.2	0.11	0.47
HOVIN-2	19	21.08.2019	44.4	143	0.13	401	5530	0.05	14.5	4630	2.30	40.5	0.21	0.17
HOVIN-2	20	21.08.2019	19.2	27.4	0.06	724	3540	0.07	15.6	2920	7.15	59.7	0.13	0.35
HOVIN-2	21	21.08.2019	19.8	69.5	0.07	783	2970	0.10	15.6	2810	2.87	34.8	0.08	0.13
HOVIN-2	22	21.08.2019	29.0	37.5	0.23	517	5180	0.01	11.9	3640	1.49	34.3	0.10	0.16
HOVIN-2	23	21.08.2019	21.4	16.5	0.15	458	2880	0.05	12.8	4500	2.11	38.1	0.16	0.13
HOVIN-2	1	21.08.2019	31	122	0.07	539	2550	0.10	17.9	2360	4.21	43.9	0.13	0.31
HOVIN-2	2	21.08.2019	25	1632	0.24	928	4410	0.05	13.0	2530	3.58	64.8	0.08	0.21
HOVIN-2	3	21.08.2019	24	40.3	0.09	789	2710	0.02	15.6	3630	2.48	44.1	0.24	0.19
HOVIN-2	4	21.08.2019	16	1860	0.49	1032	13400	0.04	13.6	1780	2.22	80.6	0.13	0.14
HOVIN-2	5	21.08.2019	54	64.1	0.29	288	4120	0.04	13.2	3910	2.05	37.8	0.19	0.11
HOVIN-2	6	21.08.2019	35	59.7	0.19	649	4950	0.05	13.1	2290	2.26	31.6	0.13	0.09
HOVIN-2	7	21.08.2019	54	129	0.18	325	3990	0.09	19.7	4220	5.82	51.5	0.15	0.22
HOVIN-2	8	21.08.2019	46	108	0.27	433	5800	0.12	21.2	4240	6.84	49.7	0.11	0.25
HOVIN-2	9	21.08.2019	21	132	0.06	716	1980	0.04	15.0	2840	2.44	69.5	0.10	0.16
HOVIN-2	10	21.08.2019	68	61.0	0.08	381	4680	0.14	19.6	3280	4.50	42.6	0.09	0.45
HOVIN-2	11	21.08.2019	47	61.0	0.18	469	4570	0.12	24.9	3580	5.28	41.1	0.18	0.22
HOVIN-2	12	21.08.2019	66	69.2	0.08	283	4380	0.13	61.6	3140	4.85	43.3	0.19	0.33

Stasjon	Fisk	Dato	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
			ng/g v.v. Muskel	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller	mg/kg t.v. Gjeller
HOVIN-2	13	21.08.2019	69	64.9	0.06	268	4840	0.03	13.7	3040	2.81	46.8	0.10	0.13
HOVIN-2	14	21.08.2019	30	435	0.19	1155	4860	0.14	22.4	1820	5.12	52.0	0.14	0.34
HOVIN-2	15	21.08.2019	34	79.0	0.16	693	4270	0.06	16.0	2250	3.73	30.1	0.13	0.24
HOVIN-3	1	21.08.2019	42	46.4	0.06	126	3340	0.03	13.3	1930	2.57	56.6	0.09	0.13
HOVIN-3	2	21.08.2019	32	48.6	0.07	275	2710	0.03	13.4	5550	1.80	41.3	0.15	0.09
HOVIN-3	3	21.08.2019	25	57.5	0.22	280	2800	0.09	18.5	4130	3.49	50.9	0.13	0.14
HOVIN-3	4	21.08.2019	35	31.8	0.07	258	1120	0.02	20.5	3940	3.83	51.2	0.09	0.09
HOVIN-3	5	21.08.2019	45	69.0	0.04	215	2250	0.04	21.4	4720	4.17	45.3	0.18	0.13
HOVIN-3	6	21.08.2019	36	89.3	0.06	187	2090	0.08	26.5	5970	5.98	59.5	0.16	0.17
HOVIN-3	7	21.08.2019	42	36.9	0.06	184	2290	0.09	22.0	2360	1.96	51.8	0.37	0.85
HOVIN-3	8	21.08.2019	14	764	0.31	449	3990	0.03	14.3	889	1.39	24.9	0.17	0.73
HOVIN-3	9	21.08.2019	57	57.6	0.06	195	2220	0.08	18.0	843	2.21	16.1	0.13	0.43
HOVIN-3	10	21.08.2019	47	70.4	0.04	270	4670	0.07	25.2	759	2.46	41.1	0.23	0.65
HOVIN-3	11	21.08.2019	36	144	0.09	249	2890	0.04	16.3	794	0.86	23.0	0.16	0.74
HOVIN-3	12	21.08.2019	27	88.7	0.09	575	5380	0.08	16.9	1101	4.19	29.8	0.21	0.45
HOVIN-3	13	21.08.2019	18	55.2	0.04	234	2750	0.02	22.4	1033	2.05	35.1	0.37	1.31
HOVIN-3	14	21.08.2019	25	68.2	0.08	308	2360	0.02	17.1	838	2.25	20.8	0.12	0.37
HOVIN-3	15	21.08.2019	23	54.7	0.17	160	3000	0.05	19.0	1140	1.74	34.9	0.12	0.29

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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

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