

Kartlegging av miljøgifter i fisk i vannforekomsten Nedre Nitelva



Hovedkontor

Gaustadalleen 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 Kartlegging av miljøgifter i fisk i vannforekomsten Nedre Nitelva	Løpenummer 7566-2020	Dato 16.12.2020
Forfatter(e) Asle Økelsrud, Morten Jartun, Sigurd Øxnevad, Espen Lund, Marthe Jenssen og Kine Bæk	Fagområde Miljøgifter - ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Viken	Sider 49 s + vedlegg

Oppdragsgiver(e) VO Leira-Nitelva/Lillestrøm kommune	Oppdragsreferanse Line Gustavsen
Oppdragsgivers utgivelse:	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200185

Sammendrag

Konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter er undersøkt i åtte forskjellige fiskearter i Nedre Nitelva. Fisk ble fanget ved to ulike stasjoner, en i den øvre og en i den nedre delen av vannforekomsten i august 2020. Det ble analysert for PFAS, PAH-metabolitter, kvikksølv og andre metaller. For den mest vanlige av PFAS-forbindelsene, perfluoroktylsulfonat (PFOS) fant vi relativt høye nivåer i de fleste av fiskeartene, og over EQS i alle individer av de ulike artene, bortsett fra i mort. All fisk i denne undersøkelsen hadde kvikksølvkonsentrasjoner over EQS på 20 µg/kg våtvekt (tilsvarende 0,02 mg/kg), hvilket er svært vanlig i ferskvannsfisk i Norge. Basert på resultatet fra de to prioriterte stoffene kvikksølv og PFOS i fisk, havner begge stasjoner i «ikke god» kjemisk tilstand. Ingen fisk i denne undersøkelsen hadde kvikksølv over omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg. Det var signifikant høyere konsentrasjoner av PAH-metabolittene 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren i den nederste av de to stasjonene, sannsynligvis som følge av økt tilførsel av PAH nedstrøms. Konsentrasjoner av tungmetallene kadmium og bly målt i lever, tilsvarer nivåer som er under EUs omsetningsgrense for fiskefilet. De viktigste kildene til miljøgifter i Nitelva antas å være Kjeller base, tidligere industriutslipp, avrenning fra nedlagte deponier, urban avrenning og vegavrenning.

Fire emneord	Four keywords
1. Miljøgifter	1. Environmental contaminants
2. Ferskvann	2. Freshwater
3. Fisk	3. Fish
4. Forurensningskilder	4. Contamination sources

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

Asle Økelsrud
Prosjektleder

Marianne Olsen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7301-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Kartlegging av miljøgifter i fisk i vannforekomsten Nedre Nitelva

Forord

På oppdrag fra Lillestrøm kommune og Vannområde Leira-Nitelva har vi undersøkt miljøgifter i åtte fiskearter i Nedre Nitelva, innenfor to ulike områder, i den øvre delen av vannforekomsten (strekningen Kjellerholen til Bondetangen) og i den nedre delen av vannforekomsten (strekningen fra Øya til Gullaugvika). Fisk ble fanget i garn den 24-25. august 2020. Miljøgifter som er undersøkt er polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), perfluoreerte alkylforbindelser (PFAS), kvikksølv og andre metaller. Asle Økelsrud og Kine Bæk har i fellesskap ledet prosjektet, med ansvar for henholdsvis innsamling/rapportering og kjemiske analyser. Asle Økelsrud og Morten Jartun har samlet inn fisk, Espen Lund og Marthe Torunn Solhaug Jenssen har stått for opparbeiding av prøver og registrering av fiskemorfometridata, Kine Bæk har organisert alle kjemiske analyser, og Asle Økelsrud, Morten Jartun og Sigurd Øxnevad har skrevet rapporten.

Hamar, 15.12.2020
Asle Økelsrud

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	8
1.1	Bakgrunn.....	8
1.2	Formål.....	8
1.2.1	Miljøgifter i denne undersøkelsen	8
1.2.2	Mulige forurensningskilder til Nitelva.....	10
2	Metoder.....	13
2.1	Prøveinnsamling	13
2.2	Opparbeiding av prøver og fiskemorfometri	15
2.3	Kjemisk analyse.....	16
2.3.1	PFAS.....	16
2.3.2	PAH-metabolitter	16
2.3.3	Metaller.....	17
2.3.4	Kvikksølv.....	17
2.4	Vurdering av resultater mot gjeldende grenseverdier.....	17
2.5	Databehandling og statistiske analyser	20
3	Resultater og vurderinger	21
3.1	Fiskesamfunn og fiskemorfometri.....	21
3.2	Målte konsentrasjoner i forhold til deteksjonsgrense	24
3.3	Nivåer av de ulike miljøgiftene i forhold til EQS og andre vurderingssystemer	26
3.3.1	Kvikksølv og PFOS.....	26
3.3.2	PFAS.....	30
3.3.3	PAH-metabolitter	33
3.3.4	Metaller.....	35
3.4	Mulige kilder til de ulike miljøgiftene i Nitelva.....	42
3.5	Oppfølgende undersøkelser	44
4	Konklusjon	45
5	Referanser.....	46

Sammendrag

Vi rapporterer her resultater fra en undersøkelse av miljøgifter i fisk fra Nedre Nitelva. Undersøkelsen ble gjort på oppdrag fra Lillestrøm kommune og Vannområde Leira-Nitelva, som ønsket en vurdering av nivåer av miljøgifter med bakgrunn i at området i stor grad benyttes til fritidsfiske.

I august 2020 ble det samlet inn fisk fra to stasjoner; A) i øvre del av området (Kjellerholen til Bondetangen) og B) i nedre del av Nitelva (Øya til Gullaugvika). 60 fisk fordelt på 8 arter (abbor, asp, brasme, flire, gjedde, gjørs, mort og vederbuk) ble analysert for PFAS, PAH-metabolitter, og kvikksølv og andre metaller. PFAS ble analysert i prøver av lever, PAH-metabolitter i galle, kvikksølv i muskel, og andre metaller i gjeller og lever.

Resultater fra de kjemiske analysene er vurdert opp mot grenseverdier i Vannforskriften eller andre relevante klassifiseringssystemer. Der det mangler relevante klassifiseringsmetoder, er resultatene sammenlignet med resultater fra rapporter og vitenskapelige publikasjoner, for slik å kunne gi en indikasjon på forurensningsnivå. I rapporten har vi antydnet potensielle lokale kilder til miljøgifter og eventuelle sammenhenger med våre resultater i fisken.

Perfluorerte alkylforbindelser (PFAS)

Blant 40 målte PFAS-forbindelsene ble 18 påvist over deteksjonsgrensen. Den PFAS-forbindelsen som dominerer i prøvene og hadde høyest konsentrasjoner var perfluoroktylsulfonat (PFOS). Med unntak av mort, var konsentrasjonen av PFOS over EQS på 9,1 µg/kg våtvekt (tilsvarende 9,1 ng/g) i samtlige prøver av alle undersøkte fiskearter i Nitelva. Det var ingen signifikant forskjell mellom de to stasjonene på tvers av arter, og det var heller ingen tydelig samvariasjon med lengde, det vil si i vårt utvalg økte ikke konsentrasjonen av PFOS med fiskestørrelse.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Her ble det målt konsentrasjoner av PAH-metabolittene 1-OH-pyren, 1-OH-fenatren i tillegg til 3-OH-benzo (a) pyren ng/g i galle. Sistnevnte forbindelse var i all hovedsak under deteksjonsgrense, hvilket tilsier lave nivåer. Det var signifikant høyere konsentrasjoner av 1-OH-pyren og 1 OH-fenantren i den nederste av de to stasjonene, sannsynligvis som følge av økt tilførsel av PAH nedstrøms.

Kvikksølv (Hg) og andre metaller

Resultatene viser at all fisk i denne undersøkelsen hadde Hg konsentrasjoner over EQS på 20 µg/kg våtvekt (tilsvarende 0,02 mg/kg), hvilket er svært vanlig i ferskvannsfisk i Norge. Ingen fisk i denne undersøkelsen hadde over omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg. Men siden utvalget besto av forholdsvis små individer av de artene som ofte får relativt høye konsentrasjoner, som gjedde, gjørs og asp (fisk på toppen av næringskjeden), kan det forventes at større individer av disse artene vil ha høyere konsentrasjoner. Konsentrasjoner av tungmetallene kadmium (Cd) og Bly (Pb) målt i lever, tilsvarer nivåer som er under EUs omsetningsgrense for fiskefilét. De andre metallene var på nivå, eller under det som er målt i urbane Oslo-elver. Nivåene forventes ikke å medføre skadevirkning på fisk.

Basert på resultatet fra de to prioriterte stoffene Hg og PFOS i fisk, havner begge stasjoner i «ikke god» kjemisk tilstand.

De viktigste kildene til miljøgifter i Nitelva antas å være Kjeller base, tidligere industriutslipp, avrenning fra nedlagte deponier, urban avrenning og vegavrenning.

Summary

Title: Assessment of environmental toxins in fish in the water body Nedre Nitelva

Year: 2020

Author(s): Asle Økelsrud, Morten Jartun, Sigurd Øxnevad, Espen Lund, Marthe Jenssen and Kine Bæk

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7301-4

This report presents the results from a study of environmental contaminants in fish from Nedre Nitelva. The investigation was commissioned by Lillestrøm Municipality and the Leira-Nitelva Water Area, who wanted an assessment of levels of environmental contaminants since the area is largely used for recreational fishing.

In August 2020, fish were collected from two stations: A) in the upper part of the area (Kjellerholen to Bondetangen) and B) in the lower part of Nitelva River (Øya to Gullaugvika). 60 fish divided into 8 species (perch, aspen, bream, white bream, pike, perch, roach and ide) were analyzed for PFAS, PAH metabolites, and mercury and other metals. PFAS was analyzed in samples of liver, PAH metabolites in bile, mercury in muscle, and other metals in gills and liver.

Results from the chemical analyzes are assessed against limit values in the Water Framework Directive or other relevant classification systems. Where relevant classification methods are lacking, the results are compared with results from reports and scientific publications, in order to give an indication of the level of contamination. In the report, we have indicated potential local sources of environmental contaminants and possible connections with our results in the fish.

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)

Among 40 measured PFAS substances, 18 were detected above the detection limit. The PFAS substance that predominates in the samples and had the highest concentrations was perfluorooctyl sulfonate (PFOS). Concentrations of PFOS was above the EQS of 9.1 µg/kg wet weight (equivalent to 9.1 ng/g) in all samples of all fish species investigated, except for roach. There was no significant difference between the two stations across species, nor was there any clear correlation with length, i.e. in our sample the concentration of PFOS did not increase with fish size.

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)

Here, concentrations of the PAH metabolites 1-OH - pyrene, 1 OH-phenantrene in addition to 3-OH-benzo(a)pyrene ng/g in bile were measured. The latter metabolite was mainly below the detection limit, which indicates low levels. There were significantly higher concentrations of 1-OH-pyrenes and 1 OH-phenantrenes in the lower of the two stations, probably due to increased supply of PAHs downstream.

Mercury (Hg) and other metals

The results show that all fish in this study had mercury concentrations above EQS of 20 µg/kg wet weight (equivalent to 0.02 mg / kg), which is very common in freshwater fish in Norway. No fish in this study had above the recommended consumption limit of 0.5 mg / kg. However, since the sample consisted of relatively small individuals of the species that often have relatively high concentrations, such as pike, perch and aspen (fish at the top of the food chain), it can be expected that larger individuals of these species will have higher concentrations. Concentrations of the heavy metals cadmium (Cd) and Lead (Pb) measured in liver, correspond to levels that are below the EU

recommended consumption limit for fish fillets. The other metals were at or below the level measured in urban Oslo rivers. The levels are not expected to have a detrimental effect on fish.

Based on the results from the two priority substances Hg and PFOS in fish, both stations end up in "not good" chemical condition.

The most important sources of environmental contaminants in the Nitelva River are assumed to be Kjeller base, previous industrial discharges, runoff from closed landfills, urban runoff and road runoff.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Lillestrøm kommune og Vannområde Leira-Nitelva ønsket en kartlegging av miljøgifter i fisk i nedre del av Nitelva. Vannforekomsten er i dårlig økologisk tilstand og i ukjent kjemisk tilstand. Det er påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller, PAH-forbindelser og PFAS-forbindelser i slam, sediment og overvann ved brannøvingsområdene ved Kjeller flystasjon (Joranger, 2017). Dette området ligger like ved Nitelva. Undersøkelser av sedimenter i Nitelva viser at det er konsentrasjoner over gjeldende miljøkvalitetsstandarder (EQS) for tungmetaller som Hg, Pb, Zn, Cu og PFOS (Vannmiljø, 2019). I tillegg finnes konsentrasjoner av PAHer, PCB og oljeforbindelser i tilstandsklasse III – IV i flere delområder. Det er ikke tidligere utført undersøkelser av miljøgifter i fisk i denne elvestrekningen. Siden området i stor grad benyttes til fritidsfiske ønsket Vannområde Leira-Nitelva en vurdering av nivåer av miljøgifter i fisk i nedre del av Nitelva fra Kjellerholen til Lillestrøm. Med bakgrunn i tidligere undersøkelser, samt områdebruk har vi valgt å undersøke følgende miljøgifter: polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og perfluoreerte alkylforbindelser (PFAS), Hg og andre metaller.

1.2 Formål

Formålet med dette oppdraget er å dokumentere nivåer av målte miljøgifter i fisk i vannforekomsten Nedre Nitelva. Kvikksølv ble målt i prøver av fiskefilét (muskel), og metaller i prøver av gjeller og lever. I tillegg ble nivåer av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) målt ved å analysere for PAH-metabolitter i prøver av galle, og perfluoreerte alkylforbindelser (PFAS) i prøver av lever. Analyseresultatene blir vurdert opp mot grenseverdier (EQS) i Vannforskriften, samt mot andre relevante klassifiseringsmetoder. Analyseresultatene ville kunne gi Mattilsynet grunnlag for å vurdere nivåene av miljøgifter med tanke på mattrygghet. I tillegg skal rapporten gi en oversikt over sammensetningen av fiskesamfunnet i nedre del av Nitelva. Det gjøres oppmerksom på at det også kan være andre miljøgifter i vannforekomsten som ikke er inkludert i denne undersøkelsen. Vi har her rapportert noen av de stoffene som vi anser som mest aktuelle. Andre forurensningskilder som næringssalter/organisk belastning, og hygieniske/bakteriologiske parametere er ikke omtalt.

1.2.1 Miljøgifter i denne undersøkelsen

Miljøgifter er kjemiske stoffer som kjennetegnes ved at de er generelt lite nedbrytbare i naturen (persistente), bioakkumulerende (oppkonsentrering i næringskjede) og at de kan utgjøre en fare for helse og miljø i lave doser. Mange av disse stoffene er regulert av nasjonale og internasjonale miljømyndigheter og i dag forbudt brukt i forbrukerprodukter, som f.eks. kvikksølv (Hg), polyklorerte bifenyler (PCB) og enkelte fluorerte forbindelser (PFAS). Full oversikt over hvilke stoffer som utgjøre en risiko for helse og miljø finnes i den norske prioritetslista via Miljøstatus: (<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/>). Kildene til de ulike miljøgiftene varierer, og flere av miljøgiftene finnes i helt dagligdagse produkter som skismøring, kosmetikk, impregnering

og bygningsmaterialer. I tillegg vil eldre industriutslipp, gamle avfallsdeponier og langtransport via luft og havstrømmer også bidra til miljøgiftbelastningen i vårt nærmiljø, se Tabell 1.

Under har vi kort omtalt miljøgiftene som er vurdert i undersøkelsen av fisk i Nitelva. I neste kapittel har vi videre listet en oversikt over de antatt viktigste forurensningskildene i Nitelvas nedbørsfelt. Det er viktig å påpeke at det ikke er gjort kildeopprøp i denne undersøkelsen, så vi har ikke grunnlag for å knytte de påviste nivåene av miljøgifter i fisken fra Nitelva til spesifikke forurensningskilder.

Tungmetaller er grunnstoffer som finnes helt naturlig i berggrunn og løsmasser, og de vil ikke kunne brytes ned til mindre bestanddeler. Enkelte tungmetaller, som kobber (Cu), krom (Cr) og sink (Zn) er essensielle for enkelte biologiske prosesser, men blir giftige over en viss dose. Andre tungmetaller, som bly (Pb), kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd) har ingen kjente essensielle funksjoner i organismer. Arsen (As) er ikke et tungmetall, men et halvmetall som ofte omtales sammen med tungmetallene på grunn av giftigheten i lave doser. Selen (Se) er et såkalt ikke-metall, men har metall-lignende egenskaper. Se er for øvrig et viktig sporelement som inngår i mange av organismenes enzymsystemer.

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 kreftfremkallende, først og fremst for organismene selv. Det ble ikke analysert for PAH i fisk fordi disse brytes raskt ned i virveldyr og forekommer derfor i lave konsentrasjoner. I stedet ble det analysert for enkelte av nedbrytningsproduktene (metabolittene) som kan påvises i galle i opptil en uke etter eksponering, og som derfor egner seg bedre som indikator på PAH-eksponering i fisk (Hylland m. fl., 2012).

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) er en stor gruppe menneskeskapt kjemikalier med eksepsjonelle fysiske-kjemiske egenskaper. Disse forbindelsene har både hydrofile og hydrofobe deler, og er mye brukt i produkter, hovedsakelig for deres evner til å redusere overflatespenning i tillegg til både vann- og oljeavstøtende egenskaper. Produktene inkluderer brannslukningsskum (AFFF), matemballasje, skismørning og tekstiler. Utslipp over hele verden er betydelig pga produktutvalget til industrielle og personlige formål. Flere PFAS-er er veldig persistente, bioakkumulerende og rapporteres veldig mobile i miljøet (f.eks. ECHA, 2019).

Noen av stoffene er kreftfremkallende, har reproduksjonseffekter og kan endre lipidmetabolismen i organismer. To spesifikke forbindelser, perfluorooktansyre (PFOA) og perfluorooktansulfonsyre (PFOS), har så langt drevet regulering av fluorete stoffer på grunn av tilstedeværelsen i miljøet, i tillegg til deres bioakkumulerende og giftige potensiale for vann- og pattedyr (f.eks. Lau et al., 2007). Flere PFAS-er har blitt inkludert på REACH-kandidatlisten, slik som PFBS, PFHxS, PFOA, C9 – C14 PFCA og HFPO-DA). I 2020 kunngjorde European Food Safety Authority (EFSA) en ny sikkerhetsterskel for tålelig ukentlig inntak (TWI) på 4,4 ng / kg kroppsvekt for en gruppe hoved-PFASer (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS), se EFSA Contam Panel (2020).

PFAS er ofte delt inn i undergrupper som PFCAs (perfluoralkylkarboksylsyrer, f.eks. PFOA), PFASs (perfluoralkylsulfonsyrer, f.eks. PFOS), perfluorooktansulfonamidstoffer (PFOS-forløpere, f.eks. PFOSA,

FOSAA) og fluorotelomere sulfonsyrer (n: FTSA, lineære lenkeforbindelser som ikke er fullstendig fluorente, f.eks. 6: 2 FTS).

Tabell 1. Oversikt over miljøgifter i Nitelvaundersøkelsen. Info fra Miljøstatus.

Miljøgift – gruppe	Miljøgift – enkeltstoff	Kilder
Tungmetaller og arsen	Arsen (As)	Trykkimpregnert trevirke (CCA)
	Bly (Pb)	Bensin (fram til ca. 1995) Bygningsmaterialer Ammunisjon, fiskeredskap Blåsesand Langtransport
	Kobber (Cu)	Kabler, ledninger EE-produkter Sopp- og algedrepende middel
	Krom (Cr)	Impregnering av tre Maling, lakk Blåsesand Galvanisering
	Kadmium (Cd)	Industri (metall) Batteri Tilsetning i bl.a. plast
	Kvikksølv (Hg)	Gammel industri Amalgamfyllinger EE-produkter, batterier Langtransport
PFAS	Eks. PFOS, PFOA, PFHxS	Vann- og smussavstøting (impregneringsmidler, tekstiler, papiremballasje) Skismørning Kosmetikk Brannskum
PAH	Eks.: benzo(a)pyren, naftalen	Tjærestoffer Forbrenningsprosesser Oljeprodukter Aluminiumsindustri

1.2.2 Mulige forurensningskilder til Nitelva

Kjeller base

Kjeller er Norges eldste flyplass. Den ble anlagt i 1912 og er per 2020 en militær base for Luftforsvaret i tillegg til at rullebanen og en del områder benyttes til sivil lufttrafikk, som f.eks. småfly og helikopterdrift. Basen ligger langs Nitelva med hovedavrenning via overvann og avløpsledninger til våtmarksområdet Sogna. Inne på baseområdet har det gjennom historien vært flere avfallsfyllinger (husholdning, industri), drivstoffanlegg, skytebane, flyvedlikehold og brannøvingsfelt. Forsvarsbygg har gjennomført flere miljøtekniske undersøkelser de seinere år for å forberede flytting fra området i

2023. Store deler av området er dekket med rene masser i topplaget, men det er påvist historisk forurensning og avrenning til Sogna for miljøgiftene bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), PAHer, oljeforbindelser og per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS). Under selve rullebanen er det i tillegg anlagt et ukjent volum med impregnert trevirke. Den største miljøbelastningen fra området anslås å komme fra PFAS-avrenning fra flere brannøvingslokaliteter inne på området (se Joranger, 2017).

Brannøvingslokalitet, Kjeller bunker fjellanlegg

På dette området like ved Nitelva er det gjennomført brannøvinger fra 1980 – 2004 av Skedsmo brannvesen (Nedre Romerike Brann og Redning (NRBR) fra 1992). Store øvelser ble holdt på Lahaugmoen, som ligger for langt unna Nitelva til å ha direkte utslipp hit, men ved Kjeller bunker fjellanlegg skal det ha blitt gjennomført ca. 52 øvinger per år. Det oppgis at det ikke er benyttet skum (med mulig PFAS), men disse kildene er usikre og miljørisikoen med tanke på bruk og mulig direkte spredning til vannforekomst er satt høyt. Se for øvrig kartløsning her:

<http://www.arcgis.com/home/webmap/viewer.html?webmap=204b4728685942b293880364b58a2ec2&extent=-6.2868,56.6863,35.3077,68.8289>.

NRA – Nedre Romerike Avløpselskap

NRA er lokalisert midt mellom stasjon A og stasjon B i Figur 1 (oversiktskart). Avløpsanlegget behandler kloakk fra 100 000 – 130 000 PE, og er ifølge Fylkesmannen underdimensjonert for dagens belastning fordi over 500 000 m³ avløpsvann har gått i overløp og direkte til Nitelva i 2019. Totalt behandler anlegget ca. 19 000 tonn slam (7 300 tonn tørrstoff (TS)) i året. Blytt og Stang (2018) har gjennomført en undersøkelse av miljøgifter i slam fra norske renseanlegg, og i den undersøkelsen ligger innholdet av miljøgifter fra NRA på gjennomsnittet. For PAH₁₆ ligger gjennomsnittskonsentrasjonen på 1200 µg/kg TS, noe som er en nedgang fra 90-tallet hvor konsentrasjonen var opp mot 3400 µg/kg TS. Bromerte flammehemmere (BDE) er påvist i snittkonsentrasjon på 400 µg/kg TS men med store variasjoner i konsentrasjon gjennom året. For PFAS ligger sum-22-PFAS på ca. 7 µg/kg TS, noe som er lavt sammenlignet med andre norske renseanlegg. Antakelig er det utslipp av BOF (biologisk oksygenforbruk)/næringsstoffer og bakterier som er den viktigste miljøbelastningen fra slike renseanlegg, men slammet inneholder en god del miljøgifter. Dersom avløpsvannet som går i overløp inneholder mye partikler vil også miljøgifter som PAHer, BDE og PFAS kunne passere gjennom renseanlegg generelt.

Industri

Områdene langs Nitelva har gjennom historien bestått av en lang rekke industribedrifter, spesielt i området Lillestrøm – Strømmen – Kjeller, hvor det bl.a. har vært mekaniske verksteder (Strømmen, Lillestrøm), trevarefabrikker, flyfabrikken på Kjeller, Tandbergs radiofabrikk i Kjellerholen og Dynea (Dyno) ved Lillestrøm. Dynea er i dag ledende innenfor kjemisk produksjon av bindemidler til treforedlingsindustrien. Tidligere har det vært både sprengstoffproduksjon og cellulosefabrikk på området like ved Nitelva. Undersøkelser av sedimenter i Nitelva viser at det er konsentrasjoner over gjeldende miljøkvalitetsstandarder (EQS) for tungmetaller som Hg, Pb, Zn, Cu og PFOS (Vannmiljø, 2019). I tillegg finnes konsentrasjoner av PAHer, PCB og oljeforbindelser i tilstandsklasse III – IV i flere delområder.

Avfallsdeponier, grunnforurensning og avrenning fra tette flater

Grunnforurensningsdatabasen (www.grunnforurensning.miljodirektoratet.no) viser registrerte eiendommer med påvist eller mistanke om forurensning i grunnen. I umiddelbar nærhet til Nitelva finner vi bl.a. en del eldre, nedlagte avfallsdeponier, som f.eks.:

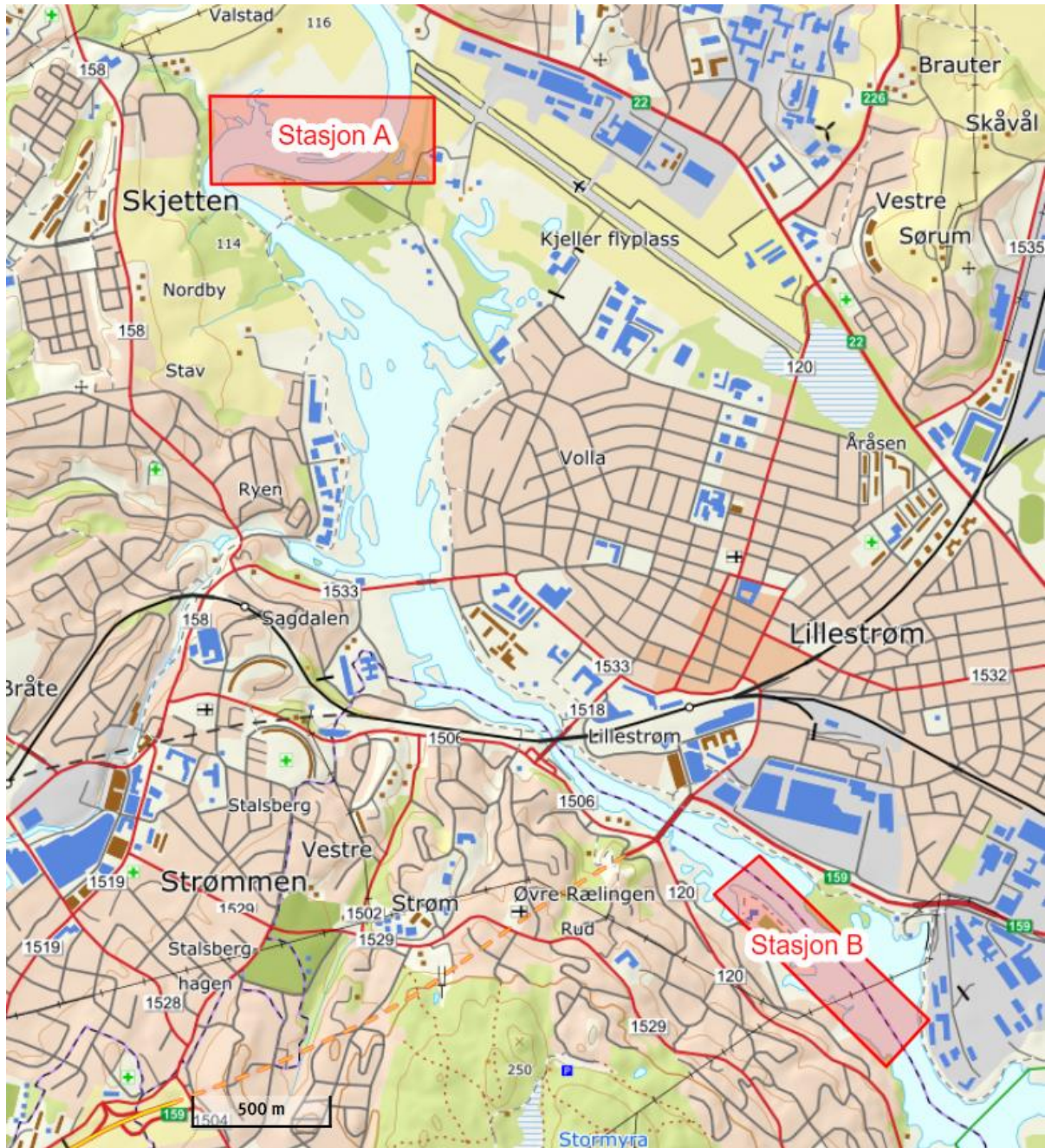
- Elvegata nord for Nitelva bru ved Lillestrøm, funn av tungmetaller, PAH, oljeforbindelser
- Brånåsen avfallsdeponi, funn av klororganiske forbindelser, oljeforbindelser, gassdannelse
- Holm søppelfyllplass, Nittedal kommune
- Gjelleråsen-Slattum deponi, funn av tungmetaller og oljeforbindelser

Overvann fra veier og urbane områder er blandt de viktigste kildene til miljøgifter til en vannforekomst som Nitelva, spesielt i området Kjellerholen – Lillestrøm. Vegavrenning inneholder som regel både løste og partikulært bundne miljøgifter som tungmetaller (Cu, Zn, Pb), organiske miljøgifter som PAH og oljeforbindelser samt mikroplast, se bl.a. Grung et al. (2016) og Rødland (2019). Avrenning fra urbane områder vil også omfatte overvann fra stående bygningsmasse og byggeprosjekter (Jartun m.fl., 2008).

2 Metoder

2.1 Prøveinnsamling

Det ble fisket med garn på de to stasjonene med en fangstintensitet tilsvarende 7 garnnetter per stasjon A (Kjellerholen til Bondetangen) og B (Øya til Gullaugvika), se Figur 1 og Figur 2. Garn ble satt ut ettermiddag/kveld 24. august og tatt opp igjen morgenen etter, 25. august. Det ble benyttet 25 x 1.5 meters synkegarn som ble plassert fra land og utover i elva. Ved hver stasjon ble det benyttet en modifisert Jensen-serie i følgende maskevidder: 21-21-26-29-35-45-54 mm.



Figur 1. Plassering av to stasjoner (stasjon A og stasjon B) for innsamling av fisk i vannforekomst Nedre Nitelva.



Figur 2. Effektiv garnfangst i Nitelva. Her vises en gjørs, en typisk rovfisk i Nitelva. Foto: Morten Jartun.

2.2 Opparbeiding av prøver og fiskemorfometri

Innsamling og prøveuttak av matrikser før kjemisk analyse har i store trekk fulgt prosedyren utarbeidet av Miljøprøvebanken (Miljøprøvebanken, 2015). I korte trekk betyr dette at all håndtering av fisken skal sikre at fisken og de uttatte prøvene ikke skal kontamineres fra andre kilder i prosessen. Fisken har bl.a. ikke kommet i kontakt med plastoverflater, båtdekk eller forurenset vann. De som har samlet inn fisk og tatt ut prøver til kjemisk analyse på laboratoriet har kun brukt godkjente hygieneartikler (Neutralserien) i 24 timer før arbeidet. Etter at fisken var tatt ut av garnene ble de transport hele i nedkjølt tilstand i beholdere dekket med ren aluminiumsfolie til NIVA i Oslo. Der ble de målt, veid, og bestemt til kjønn og stadium. Deretter ble matriksene muskel, lever, galle og gjellebuer dissekert ut i henhold til strenge prosedyrer for å unngå kontaminering, se illustrasjonsfoto i Figur 3.



Figur 3. Illustrasjonsfoto. Uttak av prøvematriks fra fisk før kjemisk analyse. Miljøprøvebanken.

2.3 Kjemisk analyse

Alle analysene ble gjennomført ved NIVAs laboratorium i Oslo, bortsett fra analysene av kvikksølv, som ble utført ved AkvaplanNIVA i Tromsø. Begge laboratoriene er akkreditert iht. ISO-17025.

2.3.1 PFAS

PFAS ble målt i lever. Fra og med 2014 har leveren vært den foretrukne matriksen for PFAS ettersom et bredere spekter av stoffer påvises i dette blodrike organet (Jartun et al., 2020). Før ekstraksjon ble en blanding av isotopmerket PFAS tilsatt prøven (~ 2 g), etter sekvensen av både ekstraksjon og forkonsentrering med acetonitril. Den analytiske metoden er basert på f.eks. Verrault (2007) med noen tilpasninger. Prøver ble ekstrahert ved bruk av acetonitril og buffere for pH-kontroll. Ekstrakter ble rensed ved bruk av fast faseekstraksjon (SPE) og aktivt karbon. PFAS ble bestemt ved bruk av en LC-qToF-MS. LOD og LOQ ble beregnet for hver prøve ved å bruke henholdsvis 3x signal / støyforhold (z/n) og 9x for LOD og LOQ.

2.3.2 PAH-metabolitter

For bestemmelse av PAH-metabolitter ble det benyttet galle. Galle ble veid i Eppendorf-rør og tilsatt intern standard, vann og enzym (β -glucorinidase/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 (væskekromatografi) med fluorescensdeteksjon benyttet. Metoden separerer de individuelle PAH-metabolittene fra hverandre etter at fase-2 metabolittene er dekonjugert ved hjelp av et enzym.

I gallen vil PAH foreligge som metabolitter etter enten fase 1 eller fase 2 metabolisme (hhv. OH-PAH og OH-PAH-glucuronid/sulfat).

2.3.3 Metaller

Konsentrasjoner av metaller ble målt i lever og gjeller. Etter frysetørring av materialet ble hver enkelt prøve oppsluttet i salpetersyre ved 50 °C over natten. Prøvene ble fortynnet og 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. Analyserte metaller med respektive kvantifiseringsgrenser er vist i Tabell 2.

2.3.4 Kvikksølv

Kvikksølv ble analysert i fiskefilet. Kvikksølv ble analysert med atomabsorpsjonsspektrometri (AAS), etter en metode basert på EPA Method 7473. Her ble instrumentet Direct Mercury Analyzer (DMA-80) benyttet. Dette instrumentet gir en raskt og nøyaktig analyse av kvikksølv ved forbrenning, katalyse, amalgmering og AAS. Kvalitetssikring av analysene oppnås ved at det sammen med prøvene analyseres flere ganger, blankprøver, en egen husstandard, samt sertifiserte referansematerialer. For kvikksølv benyttes Dorm-4 (fiskeprotein), fra National Research Council, Canada. Metoden er akkreditert iht. ISO 17025 (Test 079) og det akkrediterte målområdet er fra 0,37 – 600 µg/kg våtvekt. Det kan bestemmes nivåer fra 0,1- over 1000 µg/kg. Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg våtvekt (vv).

Tabell 2. Kvantifiseringsgrenser for bestemmelse av metaller i lever og gjeller.

Metall	Kvantifiseringsgrenser
Aluminium (Al)	0,20 mg/kg
Arsen (As)	0,01 mg/kg
Bly (Pb)	1,72 µg/kg
Jern (Fe)	0,39 mg/kg
Mangan (Mn)	0,01 mg/kg
Nikkel (Ni)	0,02 µg/kg
Selen (Se)	0,02 mg/kg
Sink (Zn)	0,06 mg/kg
Kadmium (Cd)	1,57 µg/kg
Kobber (Cu)	8,62 mg/kg
Krom (Cr)	13,51 mg/kg

2.4 Vurdering av resultater mot gjeldende grenseverdier

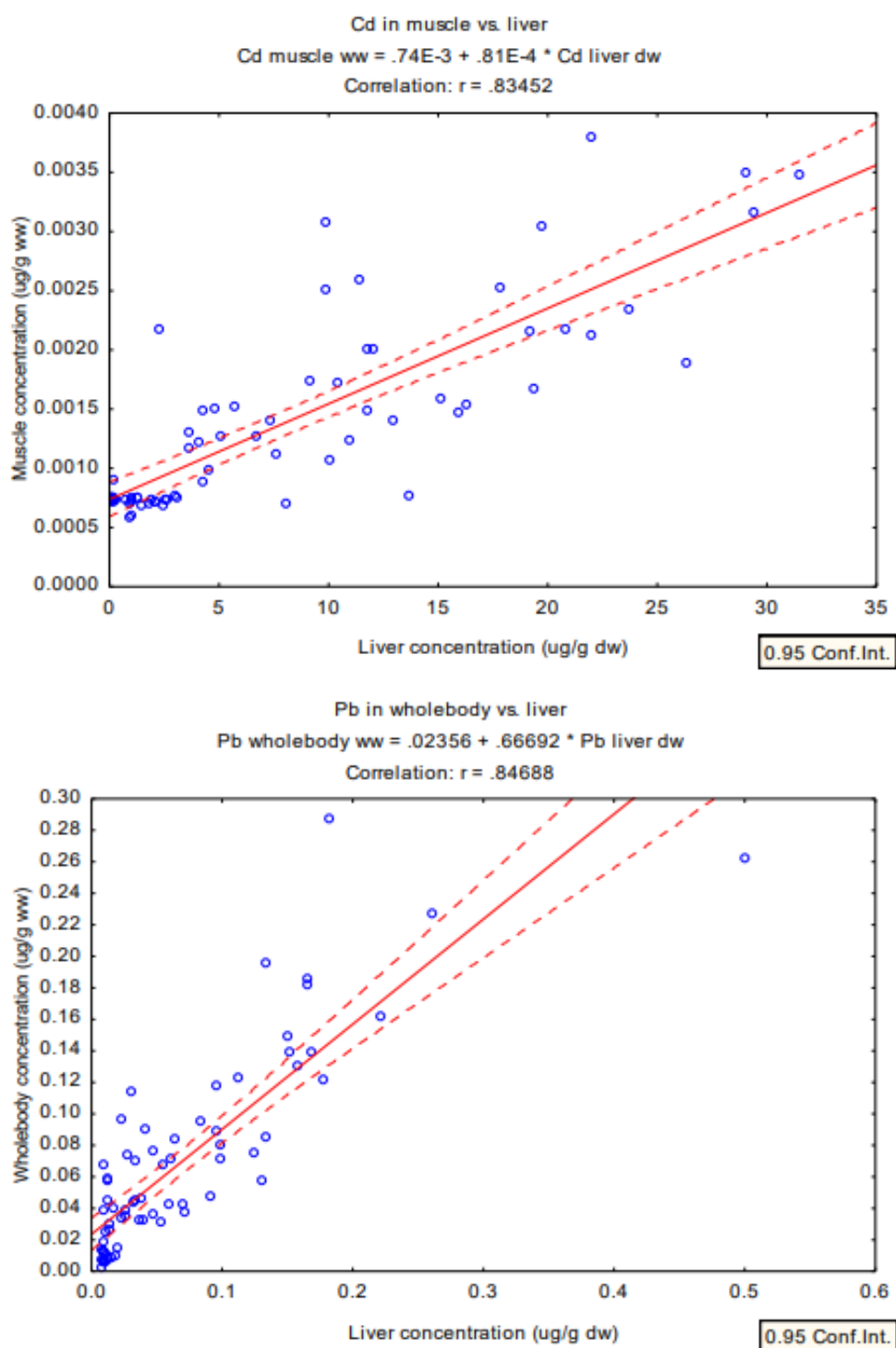
Resultater for konsentrasjoner av kvikksølv i fiskefilet (muskel) og for perfluoroktylsulfonat (PFOS) i fiskelever har blitt vurdert mot gjeldende grenseverdier (EQS) for kjemisk tilstand i Vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Siden det også finnes grenseverdi for PFAS-forbindelsen perfluoroktansyre (PFOA), som er listet blant de vannregionspesifikke stoffene i Vannforskriften, ble resultater for dette stoffet vurdert opp mot oppgitt grenseverdi.

Siden det ikke er gitt grenseverdier for metallkonsentrasjoner i lever og gjeller i vannforskriften (med unntak av aluminium som er fysisk-kjemisk kvalitetselement i forsuringsfølsomme vannforekomster), ble målte konsentrasjoner sammenlignet med resultater fra rapporter og vitenskapelige publikasjoner, for slik å kunne gi en indikasjon på forurensningsnivå.

WHO har bestemt grenseverdi for kvikksølv som gjelder for omsetning av sjømat. For de fleste fiskearter er denne grensen på 0,5 mg/kg våtvekt, men for gjedde er grenseverdi på 1 mg/kg.

For mange metaller er det ikke nødvendigvis noen god sammenheng mellom nivåer i gjeller/lever og nivåer i filet, som utgjør den delen av fisken folk flest spiser. EU har en omsetningsgrense for kadmium og bly på hhv. 0,05 og 0,3 mg/kg (tilsvarende $\mu\text{g}/\text{kg}$) våtvekt i fiskemuskel (European Commission, 2006). Med bakgrunn i forholdet mellom konsentrasjoner av Cd og Pb i lever (Figur 4) har vi beregnet konsentrasjoner i fiskemuskel i fisk fra nedre Nitelva i forhold til omsetningsgrensene.

For PAH-metabolitter finnes det ikke grenseverdier i vannforskriften. Det er imidlertid utarbeidet grenseverdier for 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren i marine fisk. Bakgrunnsnivåer (BAC) og grenseverdier for miljøpåvirkning (EAC) er satt for flere marine fiskearter. Vi har derfor benyttet disse, med forbehold om at de artene som er undersøkt her er ferskvannarter.



Figur 4. Korrelasjoner mellom hhv. kadmium, Cd (øverst) og bly, Pb (nederst) i fiskemuskel ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) vs. fiskelever ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt). Stiplet linje viser 95 % konfidensintervall (Faxneld et al., 2015).

2.5 Databehandling og statistiske analyser

For å undersøke om det var signifikante forskjeller mellom stasjoner i gjennomsnitt for utvalgte parametere (stoffer) ble det benyttet en enveisanalyse med en påfølgende t-test. Der det var ulik varians mellom gruppene benyttet vi en Welchs F test. For å undersøke om det var statistisk signifikante forskjeller i gjennomsnitt mellom arter for utvalgte parametere, ble det benyttet en Tukey HSD test. Der normalfordeling på test-residualene var nærmere normalfordeling med logaritme (log)transformerte data ble det benyttet en \log_{10} -transformering. Siden variansanalyse generelt er lite sensitiv mot brudd på kravet om normalfordeling valgte vi å kjøre en parametrisk test i stedet for en ikke-parametrisk test der residualene var nær normalfordelte. Korrelasjoner mellom lengde (størrelse) og utvalgte parameter ble undersøkt med Pearson r. I tilfeller med sterke avvik fra normalfordeling, eller spesielt lavt utvalg, ble en ikke-parametrisk metode benyttet, Spearmans 's p.

3 Resultater og vurderinger

3.1 Fiskesamfunn og fiskemorfometri

Det var tydelig forskjell i antall arter og individer mellom de to stasjonene (Tabell 3). Det var størst antall arter på stasjon A med i alt 8 arter fanget, mens det på stasjon B kun var 5 arter i fangstene. Det var klart størst antall individer på stasjon B med i alt 111 fisk, mens det på stasjon A kun var 27 fisk til sammen. Som resultatet viser, er fiskesamfunnet i stor grad dominert av ulike arter karpefisk. Med et fåtall individer av abbor.

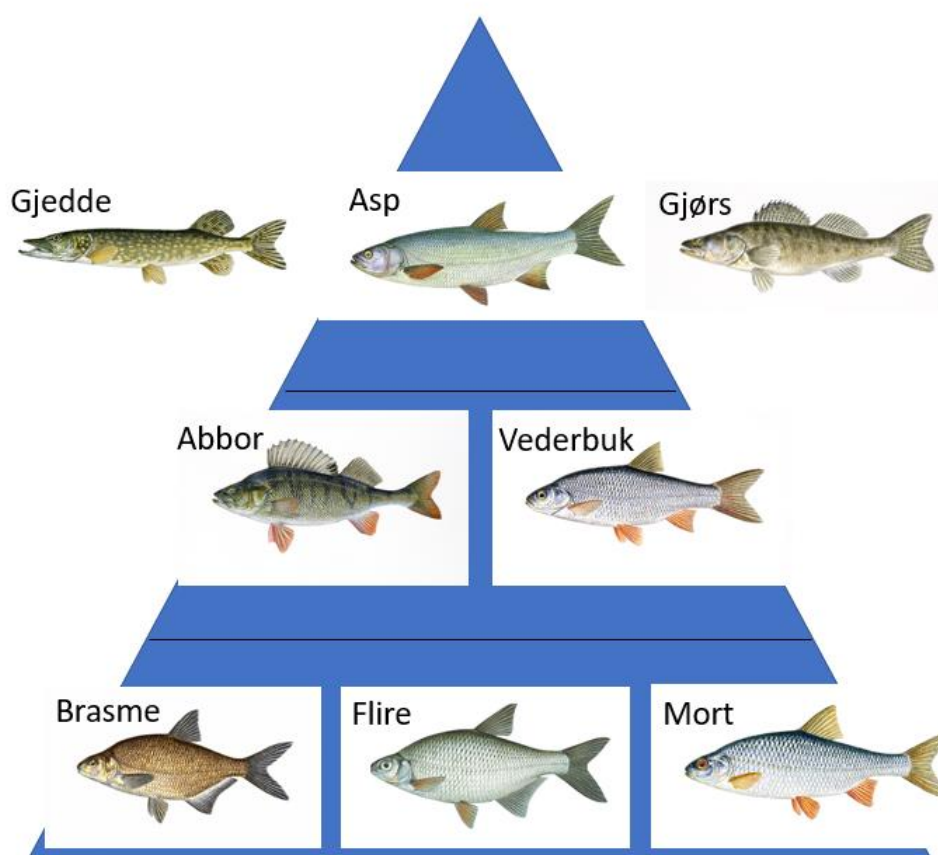
Det ble ikke fortatt analyser av stabile isotoper $\delta^{15}N$ og $\delta^{13}C$ i fisken, som gir informasjon om hhv. trofisk nivå (plassering i næringskjeden) og fødevalg. Figur 6 gir likevel en grov oversikt over de ulike artenes plassering i næringskjeden og preferert fødevalg basert på tidligere undersøkelser (Pethon, 2019). Denne informasjonen er benyttet i diskusjonen rundt opptaksveier for de ulike miljøgiftene. Nedre Nitelva har en artsrik fiskefauna, se illustrasjonsfoto i Figur 5 under. Potensielt er det opp mot 23 fiskearter innenfor dette området (Brabrand, 1992). Vårt utvalg spenner over flere næringskjedenivåer (trofiske nivåer), hvilket er gunstig med tanke på at noen av de undersøkte miljøgiftene har potensiale til å øke oppover i næringskjeden.



Figur 5. Nitelva er svært artsrik, her representert ved gjedde, asp, brasme og flire. Foto: NIVA.

Tabell 3. Fangstresultat på stasjon A og stasjon B, 24.-25. august 2020.

Art	Stasjon A Antall	Stasjon B Antall
Abbor (<i>Perca fluviatilis</i>)	1	3
Asp (<i>Leuciscus aspius</i>)	2	
Brasme (<i>Abramis brama</i>)	1	40
Flire (<i>Blicca bjoerkna</i>)	10	10
Gjedde (<i>Esox lucius</i>)	1	
Gjørs (<i>Sander lucioperca</i>)	4	8
Mort (<i>Rutilus rutilus</i>)	6	50
Vederbuk (<i>Leuciscus idus</i>)	2	
Sum antall individer	27	111



Figur 6. Grov inndeling i ulike trofiske nivåer på fisk fanget på de to stasjonene i nedre Nitelva. Nederst vises fiskearter som i all hovedsak er primær og -sekundærkonsumenter hvor føden består av hhv. alger, dyreplankton og bunndyr (insektslarver, snegler, muslinger etc.). På nivå to oppover er arter som kan opptre som både sekundær og -tertiærkonsumenter, dvs. føden består hovedsakelig av både bunndyr og fisk. På toppen ses arter som kun opptre som tertærkonsumenter, dvs. de er rene fiskespisere. Bilder av fisk fra www.artsdatabanken.no, Opphav Jan Fekjan, Lisens CC BY-SA 4.0 Creative Commons Attribution Share-alike

For analyser av miljøgifter ble alle fiskene på stasjon A inkludert, mens det på stasjon B ble gjort et utvalg utfra prinsippet om best mulig sammenligningsgrunnlag for variasjoner av målte miljøgifter mellom de to stasjonene, se Tabell 4. Utvalget er også gjort med bakgrunn i hvilke arter som forventes mest sannsynlig brukt til matfisk. Alle måledata er inkludert i vedlegg.

Tabell 4. Viser antall individer (n) av hver art på de to stasjonene A og B, som inngår i analysene av miljøgifter. Lengde (cm), vekt (g) er oppgitt for hver art, med gjennomsnitt (\bar{x}), minimum (min) og maksimum (maks). I tillegg er kjønnsmessig fordeling for hver art i utvalget angitt (M=hannfisk /F=hunnfisk), og kjønnsmodningsstadium (utvikling av kjønnsorganer, stadium 1-5 fra umoden til gyteklar fisk) oppgitt (maks og min i utvalget er vist).

	n	Lengde, cm \bar{x} (min, maks)	Vekt, g \bar{x} (min, maks)	Kjønn M/F	Stadium (1-5)
Stasjon A					
Abbor	1	27,5	263,0	F	3
Asp	2	40,7 (37,5-44,5)	650,0 (437,0-864,0)	F=2	1-4
Brasme	1	39,0	708,0	M	1
Flire	10	21,8 (16,0-29,5)	139,7 (47,2-296,4)	F=9/M=1	1-4
Gjedde	1	58,0	1239,0	F	3
Gjørs	4	31,2 (29,0-36,2)	265,7 (190,0-288,0)	F=3/M=1	1-4
Mort	6	19,1 (17,3-20,5)	82,3 (57,8-106,0)	F=4/M=2	1-4
Vederbuk	2	23,5 (22,2-24,9)	148,8 (128,8-168,7)	F=2	1-2
Stasjon B					
Abbor	3	17,5 (16,9-18,0)	62,1 (56,3-69,1)	M=2/F=1	3-5
Brasme	12	34,0 (26,0-46,0)	535,6 (206,0-1245,0)	F=7/M=5	1-5
Flire	10	21,0 (14,5-34,0)	143,9 (26,2-560,0)	F=7/M=3	1-5
Gjørs	8	40,8 (28,5-50,5)	588,4 (191,0-1079,0)	F=5/M=3	1-4

3.2 Målte konsentrasjoner i forhold til deteksjonsgrense

Resultatene fra analysene viste at kvikksølv var over deteksjonsgrensen på 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt i alle de undersøkte fiskene. Blant de tre PFAS-metabolittene var 1-OH-pyren den som forekom med størst hyppighet i materialet, hvor 78 % av individene var over deteksjonsgrensen (0,2 ng/g). 1-OH-fenantrene var over deteksjonsgrense (0,8 ng/g) i 52 % av individene, og ble målt over deteksjonsgrense i alle arter unntatt i mort. 3-OH-benzo(a)pyren, som er den mest giftige av de tre metabolittene, forekom over deteksjonsgrense (1 ng/g) kun i fire av åtte arter, og til sammen utgjorde dette kun 17 % (10 fisk) av alle 60 fisk i utvalget. Blant de 40 analyserte PFAS forbindelsene, forekom drøyt halvparten av de over deteksjonsgrense i et varierende antall individer. Blant disse forekom PFDA, PFUDA, PFOS over deteksjonsgrense i samtlige individer. Resultatene viser også at det er store forskjeller mellom arter i antall PFAS-forbindelser til stede over deteksjonsgrense (Tabell 5).

Tabell 5. Påvisningsfrekvens (%) for målte stoffer sortert i tre stoffgrupper. Presentert som prosentandel av individer med målte konsentrasjoner over deteksjonsgrense. Skyggelegging refererer til 5 underklasser: hvit: 0-20 %, lyserosa: 21-40 %, rosa: 41-60 %, lyserød: 61-80 % og rød: 81-100 %. Data for kvikksølv (Hg), Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) målt som metabolitter og per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS). Målte konsentrasjoner av metaller i gjeller og lever var over deteksjonsgrense på samtlige individer, med et enkelt unntak for arsen (se også tekst). Kvikksølv ble målt i fiskefilet, PAH-metabolitter i galle og PFAS i lever.

Stoffgruppe	Stoff	CAS-nr.	Abbor	Asp	Brasme	Flire	Gjedde	Gjørs	Mort	Vederbuk	Totale datasett
			N=4	N=2	N=13	N=20	N=1	N=12	N=6	N=2	N=60
Kvikksølv	Hg	7439-97-6	100	100	100	100	100	100	100	100	100
PAH-metabolitter	1-OH-fenantrene		50	50	85	25	100	83	0	50	52
	1-OH-pyren		75	50	100	55	100	92	83	100	78
	3-OH-benzo(a)pyren		0	0	46	5	100	17	0	0	17
PFAS	PFPA BB7:B40	2706-90-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFHxA	307-24-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFHpA	375-85-9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFOA	335-67-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFNA	375-95-1	0	100	8	10	0	0	0	80	8
	PFDA	335-76-2	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	PFUdA	2058-94-8	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	PFDoA	307-55-1	100	100	100	100	100	100	50	100	95
	PFTrDA	72629-94-8	100	100	77	100	100	100	0	100	85
	PFTeDA	376-06-7	100	100	69	70	100	92	0	100	72
	PFPeDA	18024-09-4	0	0	0	0	0	0	0	90	0
	PFHxDA	67905-19-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFBS	375-73-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFPS	2706-91-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFHxS	355-46-4	100	100	100	100	100	100	0	0	90
	PFHpS	375-92-8	100	100	77	55	0	100	0	0	68
	PFOS	1763-23-1	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	8Cl-PFOS	N/A	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFNS	474511-07-4	0	100	0	0	0	0	0	0	5
	PFDS	335-77-3	100	100	100	100	100	100	67	0	97
	PFDoS	7978-39-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFOSA	754-91-6	75	100	100	100	100	100	83	100	97
	meFOSA	31506-32-8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	etFOSA	4151-50-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	meFOSE	24448-09-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	etFOSE	1691-99-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4:2 FTS	757124-72-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6:2 FTS	27619-97-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8:2 FTS	39108-34-4	75	100	23	50	0	0	17	0	35
	10:2 FTS	120226-60-0	25	100	62	85	0	0	0	0	50
	meFOSAA	2355-31-9	0	0	8	0	0	0	0	0	2
	etFOSAA	2991-50-6	0	0	46	25	0	0	0	0	18

Stoffgruppe	Stoff	CAS-nr.	Abbor	Asp	Brasme	Flire	Gjedde	Gjørs	Mort	Vederbuk	Totale datasett
			N=4	N=2	N=13	N=20	N=1	N=12	N=6	N=2	N=60
PFAS	PFBSA	30334-69-1	100	100	100	100	100	100	0	0	90
	meFBSA	68298-12-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	etFBSA	40630-67-9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PFHxSA	N/A	100	100	100	80	100	100	0	0	83
	4:2 F53B	N/A	0	0	0	0	0	0	0	100	0
	6:2 F53B	73606-19-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8:2 F53B	N/A	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	F53	754925-54-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0

3.3 Nivåer av de ulike miljøgiftene i forhold til EQS og andre vurderingssystemer

3.3.1 Kvikksølv og PFOS

Resultater for kvikksølv (Hg) i fiskefilét (muskel) og for perfluoroktylsulfonat (PFOS) i fiskelever er vurdert opp mot gjeldende grenseverdier (EQS) for kjemisk tilstand i Vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018) (Figur 7).

Resultatene viser at alle fiskeindivider i denne undersøkelsen hadde kvikksølvkonsentrasjoner over EQS på 20 µg/kg våtvekt (tilsvarende 0,02 mg/kg). EQS er basert på en 365 dagers fastsettelse av Ingen observert effekt-konsentrasjon (NOEC) for MeHg (organisk Hg). Hg-konsentrasjoner er sjelden under EQS i ferskvannsfisk i Skandinavia; basert på resultater fra 54 560 fisk er det funnet at hele 99,8 % er over EQS (Braaten m.fl., 2019). Dette inkluderer også fisk fra områder med liten menneskelig påvirkning, og overskridelsene skyldes da i stor grad atmosfærisk langtransportert Hg (Braaten m.fl., 2019). I fisk forekommer Hg primært som organisk kvikksølv, MeHg (Bloom, 1992; Bjerregaard, 2005), som akkumulerer med både økning i trofisk nivå (McIntyre and Beauchamp, 2007; Garcia and Carignan, 2005; Cabana and Rasmussen., 1994; Vander Zanden and Rasmussen, 1996), størrelse (Cidzziel et al., 2002) og alder (Stafford et al., 2004; Trudel and Rasmussen, 2006).

Resultatene i vår undersøkelse viser tydelig at det er fisk på øverste trofiske nivå, slik som asp, gjedde og gjørs, som har de høyeste konsentrasjonene (Figur 7). Blant de åtte artene i undersøkelsen var det en signifikant positiv korrelasjon mellom Hg og lengde for gjørs og brasme (vederbuk, gjedde og asp hadde for lavt antall til den statistiske analysen), mens det for flire og mort ikke var noen signifikant korrelasjon mellom Hg og lengde (Tabell 6), hvilket antyder at Hg ikke øker med størrelse innenfor de lengdeintervalene av mort og flire som var med i vårt utvalg (Tabell 6). Siden det var kun fire abbor med i undersøkelsen var ikke korrelasjonen mellom fiskelengde og Hg signifikant, men det er godt kjent at Hg øker med størrelse i abbor (Økelsrud m.fl., 2016; og andre). For de tre andre fiskeartene, hhv. asp, gjedde og vederbuk, som var for få til å inngå i en korrelasjonsanalyse, er det også forventet

økt Hg med økt lengde (Svae, 2011; Fjeld og Rognerud, 2012; Fjeld m.fl., 2008). På tvers av arter og fiskestørrelse (ikke justert for forskjeller i størrelse) var det ingen signifikante forskjeller i gjennomsnittlig mg Hg/kg mellom stasjonene ($p > 0,05$). Ingen av fiskene i denne undersøkelsen hadde konsentrasjoner over EU og Norges omsetningsgrense på 0,5 mg Hg/kg (Figur 7).

Det er tidligere gjort undersøkelser av kvikksølv i abbor og gjedde i innsjøer i vannområdet Leira-Nitelva (Fjeld og Rognerud, 2012). Med sterkt forbehold om svært begrenset antall abbor (4) i vår undersøkelse, antyder resultatene at kvikksølvkonsentrasjonen i abbor i Nitelva (middel lengde = 20 cm, middel Hg/kg = 0,11 mg) ligger lavere enn i abbor for fem undersøkte små innsjøer i området samlet (middel lengde = 17,7 cm, middel Hg/kg = 0,23 mg). Det er flere mulige forklaringer på dette, som ulikheter i fiskevekst, og også variasjon i konsentrasjonen av MeHg i vannforekomstene, som igjen er avgjørende for kvikksølvnivåer i fisk.

Tabell 6. Pearson r-korrelasjoner (r) for Hg muskel mg/kg våtvekt med (log)lengde for fisk fra nedre Nitelva. Korrelasjoner (med 95 % konfidensintervall) som er statistisk signifikante er markert med fet skrift. Tabellen viser også antall fisk (n) og gjennomsnittskonsentrasjoner (\bar{x}), med målte minimum og maksimum konsentrasjoner

Art	n	\bar{x} Hg mg/kg	r	Nedre 95 % C.I.	Øvre 95 % C.I.	Signifikans, $\alpha=0,05$
Brasme	13	0,08 (0,04-0,15)	0,82	0,49	0,94	0,0006
Gjørns	12	0,17 (0,13-0,23)	0,65	0,12	0,89	0,02
Abbor*	4	0,11 (0,08-0,19)	0,80	n/a	n/a	0,20
Flire	20	0,07 (0,04-0,16)	-0,09	-0,05	0,37	0,71
Mort*	6	0,05 (0,03-0,09)	-0,61	-0,84	0,78	0,20

*Spearman's ρ

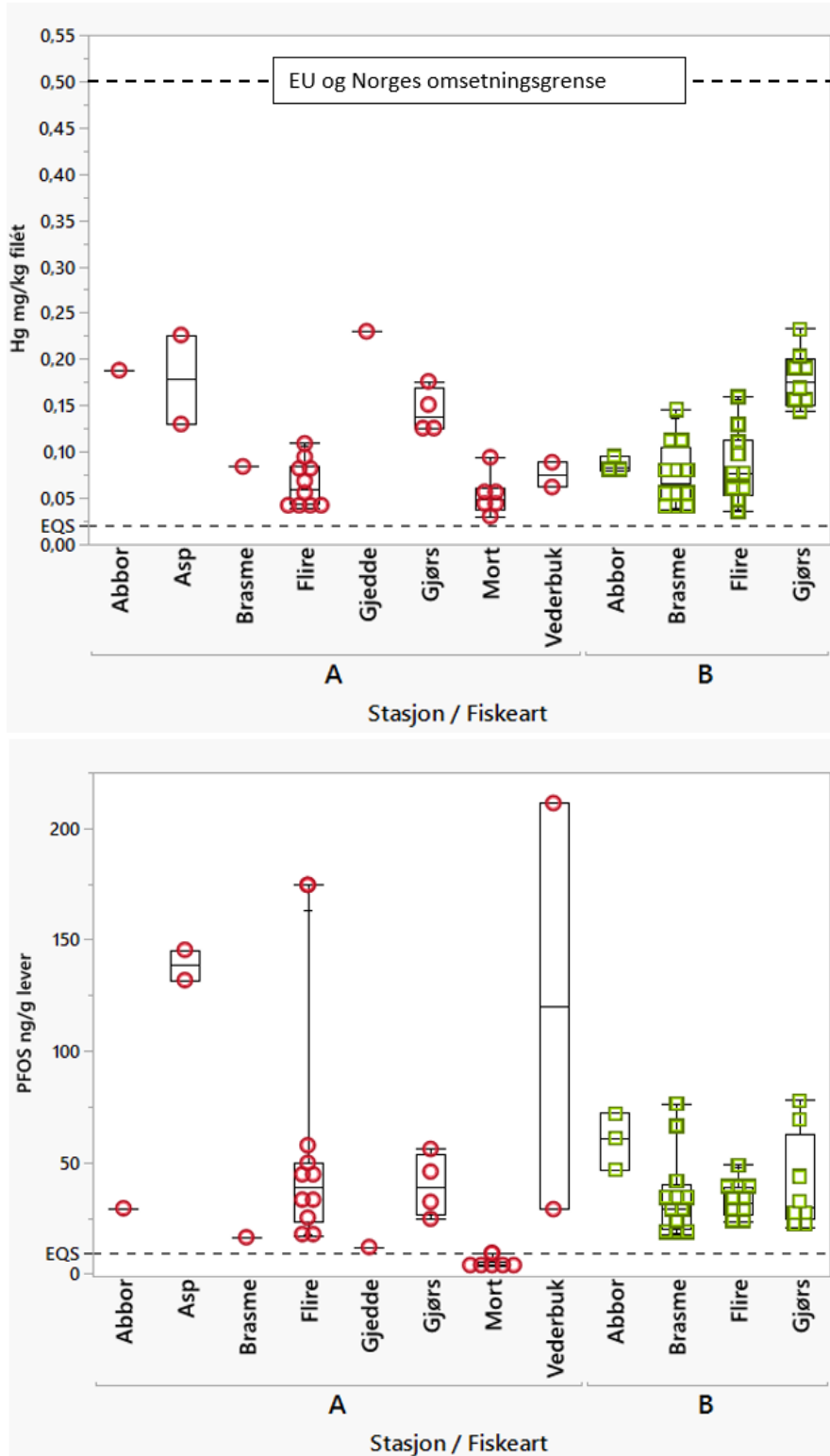
Det var også overskridelser av EQS for PFOS, med unntak av mort, hvor en av de seks individene hadde en marginal overskridelse av EQS på 9,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (tilsvarende 9,1 ng/g). PFAS-forbindelsen perfluorert oktansyre (PFOA) er listet blant de vannregionspesifikke stoffene i vannforskriften, men all fisk var under denne deteksjonsgrensen 0,5 ng/g, og dermed var alle undersøkte fisk i denne studien under EQS på 91,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Figur 7).

Det var ingen statistisk signifikante forskjeller i gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i lever ng/g våtvekt mellom stasjonene, på tvers av arter og størrelse ($p > 0,05$) for de tre artene som hadde tilstrekkelig antall for analysen (brasme, gjørns, og flire). Blant disse tre artene var det ingen statistisk signifikante forskjeller (Tukey HSD, $\alpha=0,05$). Det var heller ingen tydelig samvariasjon mellom lengde og PFOS i lever for fisk i undersøkelsen (ingen av korrelasjonen var signifikante, $\alpha=0,05$), hvilke tyder på at PFOS i liten grad samvarierer med størrelse i vårt utvalg. Men på grunn av lavt antall per art i utvalget, er usikkerheten stor, som vist i form av store konfidensintervall på korrelasjonene (Tabell 7).

Tabell 7. Pearson r-korrelasjoner (r) for PFOS lever ng/g våtvekt med (log)lengde for fisk fra nedre Nitelva. Korrelasjoner (med 95 % konfidensintervall) som er statistisk signifikante er markert med fet skrift. Tabellen viser også antall fisk (n) og gjennomsnittskonsentrasjoner (\bar{x}), med målte minimum og maksimum konsentrasjoner

Art	n	\bar{x} PFOS ng/g	r	Nedre 95 % C.I.	Øvre 95 % C.I.	Signifikans, $\alpha=0,05$
Brasme	13	33,2(16,4-76,5)	-0,14	-0,70	0,35	0,42
Gjørs	12	40,1 (20,7-78,0)	0,22	-0,41	0,70	0,50
Abbor*	4	52,3 (29,4-72,1)	-0,85	n/a	n/a	0,20
Flire	20	41,2 (17,2-174,6)	-0,14	-0,55	0,33	0,57
Mort*	6	4,8 (3,6-9,3)	-0,16	n/a	n/a	0,76

*Spearman's ρ



Figur 7. Boksploott av Hg (øverst) og PFOS (nederst) ved de to undersøkte stasjonene i nedre del av Nitelva. Midtlinjen i hver boks er medianen (midterste måling) for hver art, mens 25 og 75 %-kvartilene danner boksen og minimum og maksimum er vist ved bunn- og toppstrekene utenfor boksen (der denne streken mangler utgjør ytterpunkter i boksen minimum og maksimum). Grenseverdiene (EQS) er vist som stiplede linjer.

Basert på resultatet fra de to prioriterte stoffene Hg og PFOS i fisk, havner begge stasjoner i «ikke god» kjemisk tilstand.

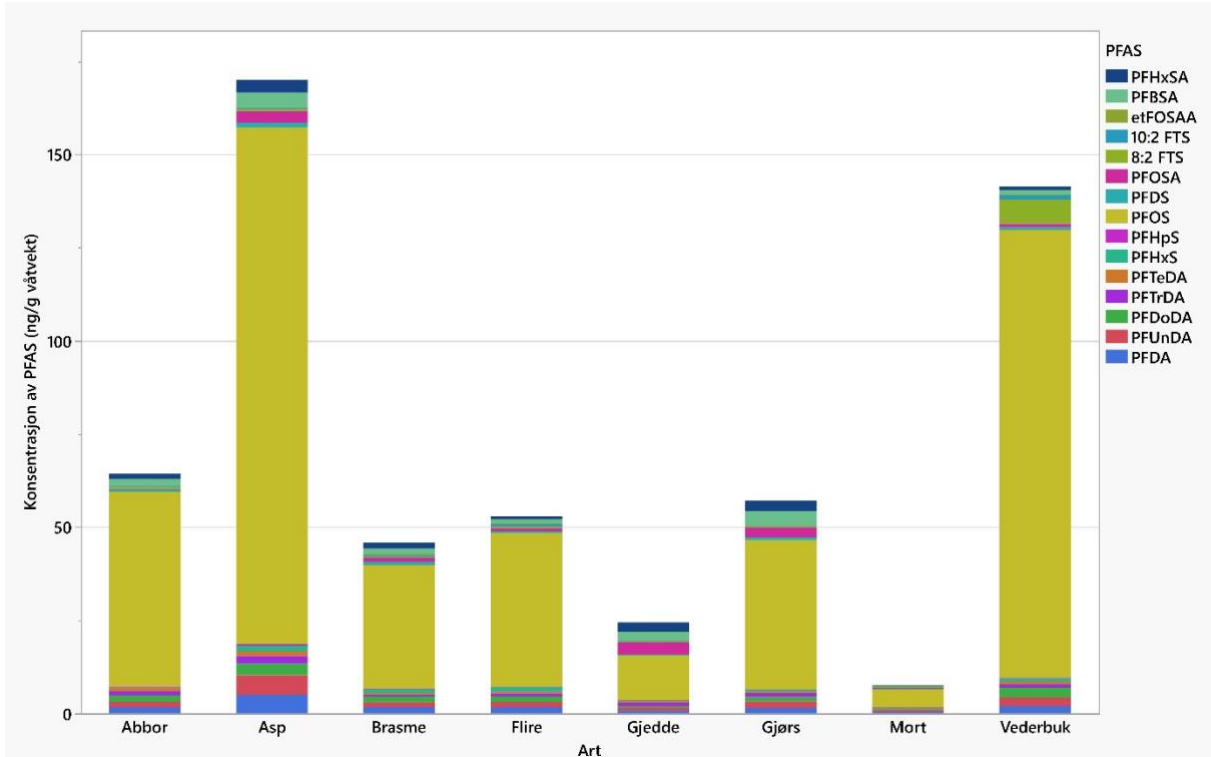
3.3.2 PFAS

PFAS-mønster i fisk fra Nitelva

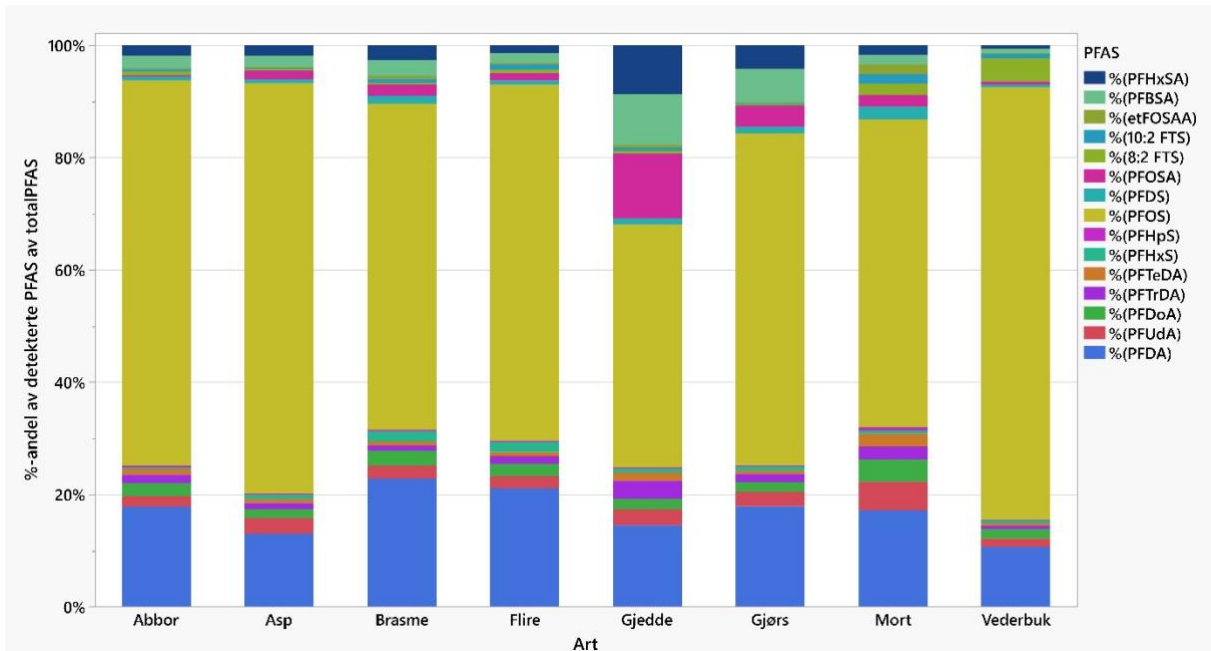
PFAS består av over 4000 ulike forbindelser med det felles at de har et skjelett bestående av karbonatomer (C) bundet til fluoratomer (F), som er en meget sterk kjemisk binding og vanskelig å bryte. Av disse 4000 mulige forbindelsene er det per i dag mulig å kvantifisere kun et fåtall. Dette er bl.a. på grunn av at det er vanskelig å lage rene, spesifikke standarder å sammenligne med slik at man får presise målinger på konsentrasjonen i miljøprøver. I dette prosjektet har vi kvantifisert 40 ulike PFAS, og vi ser at det er 18 av 40 forbindelser som påvises over deteksjonsgrensen (LOD) i fisken fra Nitelva.

Figur 8 og 9 under viser henholdsvis gjennomsnittskonsentrasjonen av de påviste PFAS (Figur 8) og prosentandelen som hver av disse enkeltforbindelsene utgjør av totalt detektert PFAS (15 forbindelser, Figur 9). Figur 8 viser at de høyeste snittkonsentrasjonene av total-PFAS (15) påvises i asp og vederbuk (begge N=2) med gjennomsnittskonsentrasjoner på henholdsvis 160 og 145 ng/g våtvekt. Lavest konsentrasjoner påvises i mort. Konsentrasjonen av PFOS i fiskelever fra Nitelva er generelt lavere enn f.eks. i abbor fra Tyrifjorden og Vansjø med PFOS-konsentrasjoner på gjennomsnitt henholdsvis 313 og 346 ng/g våtvekt. Konsentrasjonene i fiskelever fra Nitelva er imidlertid høyere enn hva som er påvist i fiskelever fra Mjøsa og Femunden, PFOS-konsentrasjon på henholdsvis 7 og 5 ng/g våtvekt.

Figur 9 viser at det er PFOS som er den dominerende PFAS-forbindelsen i fisk fra Nitelva. Dette samsvarer med undersøkelser av fisk i bl.a. Vansjø (Fjeld m.fl., 2015) og Tyrifjorden (Slinde m.fl., 2019). I Vansjø og Tyrifjorden er det to klare kilder til PFAS, henholdsvis brannskum fra Rygge flyplass og papiremballasjeproduksjon på Viul. Andre undersøkelser av PFAS i fisk viser at de langkjedede syrene med 10-14 C-atomer (PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA og PFTeDA) er mest dominerende i bl.a. Mjøsa og Femunden som ikke har noen åpenbare PFAS-kilder, men som antakelig har et større bidrag fra langtransportert forurensning via luft (Jartun m.fl., 2020). Siden PFOS er såpass dominerende i alle fiskeartene, og det også er innslag av bl.a. 8:2 FTS, kan det tyde på at brannskum fra brannøvinger er en medvirkende kilde til PFAS-mønsteret vi ser i fisken fra Nitelva.



Figur 8. Konsentrasjoner (ng/g våtvekt) av detekterte PFAS-forbindelser (15) i de ulike fiskeartene (lever) fanget i Nitelva.



Figur 9. Prosentandel av hver detekterte PFAS-forbindelse sammenlignet med totalPFAS (15 forbindelser) i fiskelever fra Nitelva.

PFOS og andre PFAS (bl.a. langkjedede syrer, som f.eks. PFUnDA) biomagnifiserer i ferskvannsnæringsnett. Det vil si at konsentrasjonene som påvises på et høyt trofisk nivå (f.eks. abbor og ørret) er høyere enn i lavere trofiske nivåer (f.eks. små krepser og zooplankton). Men for å få

bekreftet slik biomagnifisering må man inkludere stabile isotoper i den kjemiske analysen for å få bekreftet trofisk posisjon (Jartun m.fl., 2020). Siden stabile isotoper ikke inngår i undersøkelsen fra Nitelva, kan vi ikke med sikkerhet fastslå trofisk posisjon til fiskeartene, men kun basere vurderingene på litteraturen. Siden flere av artene fanget i Nitelva (f.eks. vederbuk, flire og brasme) har en variert diett vil de målte konsentrasjonene av f.eks. PFOS i stor grad være en blanding av direkte inntak via føde og de biomagnifiserende egenskapene til PFOS. Det er ikke funnet stor grad av korrelasjon mellom fiskelengde og konsentrasjoner av PFOS, hverken i Nitelva eller i andre studier i Norge.

PFOS er den PFAS-forbindelsen som oftest påvises i miljøprøver da den finnes i en lang rekke produkter og at den er siste ledd i nedbryting av mer avanserte PFAS-forløpere som f.eks. PFOSA, Me-FOSA og Et-FOSA.

PFAS - miljøkvalitetsstandarder (EQS) og mattrygghet

Enkelte av PFASene er kreftfremkallende, har negative reproduksjonseffekter og kan endre fettmetabolismen i organismer ved kronisk eksponering. Nye studier har vist at eksponering for PFAS også gir nedsatt immunrespons på vaksiner (EFSA Contam Panel, 2020). To spesifikke forbindelser, perfluorooktansyre (PFOA) og perfluorooktansulfonat (PFOS), har inntil nylig vært de to eneste stoffene som er strengt regulert bl.a. på grunn av deres toksiske egenskaper og tilstedeværelse i miljøet. Flere PFAS-er har nå blitt inkludert i EUs REACH-kandidatliste: PFBS, PFHxS, PFOA, langkjedede syrer: C9 – C14 PFCA og HFPO-DA. Vi eksponeres for PFAS gjennom vanlig kosthold, via luft og drikkevann. Beregninger fra European Food Safety Authority (EFSA), det europeiske Mattilsynet, i 2020 viser at vi tåler mindre PFAS fra mat enn tidligere antatt. En ny grenseverdi for tolerabelt ukentlig inntak (TWI) på 4,4 ng/kg kroppsvekt er satt for summen av en gruppe PFAS bestående av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS, se EFSA Contam Panel (2020). Det betyr at en person på 75 kg ikke bør få i seg mer enn 330 ng Σ PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS) per uke. Folkehelseinstituttet (FHI) skriver i en vurdering av norske forhold at tolerabelt ukentlig inntak (TWI) for PFAS overskrides for både barn og voksne når man ser på hele kostholdet og når gjennomsnittlig inntak av fisk er inkludert. Vurderingene er foretatt for både voksne (høyest totalkonsum) og toåringer (høyest konsum per kg kroppsvekt), og eksponeringen vurderes ut fra nasjonale kostholdsundersøkelser og konsentrasjoner av PFAS i matvarer og drikkevann. Mattilsynet advarer derfor nå mot å spise fisk og drikke vann fra ferskvann og vassdrag nær lufthavner pga. økte konsentrasjoner av PFAS fra brannøvingsfelt, samt mot å spise fisk fra Tyrifjorden på grunn av forhøyede PFAS-nivåer etter utslipp fra papiremballasjeindustri (Matportalen, 2020).

Mattilsynet har foreløpig ikke foretatt noen spesifikk vurdering av mattrygghet med tanke på inntak av fisk fra Nitelva. Vi har sammenlignet konsentrasjonene i fisk mot gjeldende miljøkvalitetsstandard (EQS) for PFOS som er på 9,1 ng/g ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i fiskelever. I Nitelva ser vi at samtlige fisk, bortsett fra mort, overskrider EQS-verdien for PFOS. Den gjeldende EQS er bl.a. basert på de tidligere vurderingene av tolerabelt daglig inntak (TDI), men disse er nå blitt vesentlig skjerpet inn av EFSA (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; EFSA Contam Panel, 2020).

3.3.3 PAH-metabolitter

PAH-metabolittene 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren er vurdert opp mot grenseverdier utarbeidet for marine fiskearter (Hylland m.fl., 2012). Siden torsk har den laveste grenseverdien for miljøvurderingskriteriet (EAC) av de tre artene dette er utarbeidet for (de to andre er kveite og piggvar), valgte vi å bruke denne som sammenligningsgrunnlag. EAC for torsk er 483 ng/g 1-OH-pyren i galle. Grenseverdien for bakgrunnsnivåer (BAC) er satt til 21 ng/g 1-OH-pyren. Som Figur 10 viser er det stor forskjell i nivåer av 1-OH-pyren i galle hos fisk mellom de to stasjonene, på stasjon A ligger målte konsentrasjoner for alle individer og arter omkring eller under BAC, mens på stasjon B ligger hovedandelen av individene over BAC og to individer (av gjørs og brasme) har konsentrasjoner over EAC. Det samme mønsteret er tydelig for 1-OH-fenantren (Figur 10), der de fleste individene har konsentrasjoner over BAC (2,7 ng/g) ved stasjon B, mens det ved stasjon A stort sett ligger under eller omkring BAC. For 1-OH-fenantren har alle individer relativt lave målte konsentrasjoner, i forhold til uheldige miljømessige effekter, med nivåer langt under EAC (518 ng/g). Begge stoffer var signifikant høyere på tvers av arter og størrelse, i fisk ved stasjon B sammenlignet med stasjon A ($p < 0,05$).

Samlet for fisk på tvers av arter var det signifikante positive korrelasjoner for begge stoffene, men brutt ned på arter blir korrelasjonene svakere, på grunn av det begrensede utvalget og tydelige forskjeller mellom artene. Av de tre artene er det kun gjørs som har en positiv signifikant korrelasjon med 1-OH-pyren, mens den ikke er signifikant for 1-OH-fenantren. Siden både konsentrasjoner av begge stoffer var høyest, samt korrelasjonene sterkest på stasjon B er dette vist i Tabell 8 og Tabell 9 under.

Tabell 8. Pearson r-korrelasjoner (r) for 1-OH-pyren ng/g våtvekt i galle med (log)lengde for fisk fra stasjon B i nedre Nitelva. Korrelasjoner (med 95 % konfidensintervall) som er statistisk signifikante er markert med fet skrift. Tabellen viser også antall fisk (n) og gjennomsnittskonsentrasjoner (\bar{x}), med målte minimum og maksimum konsentrasjoner

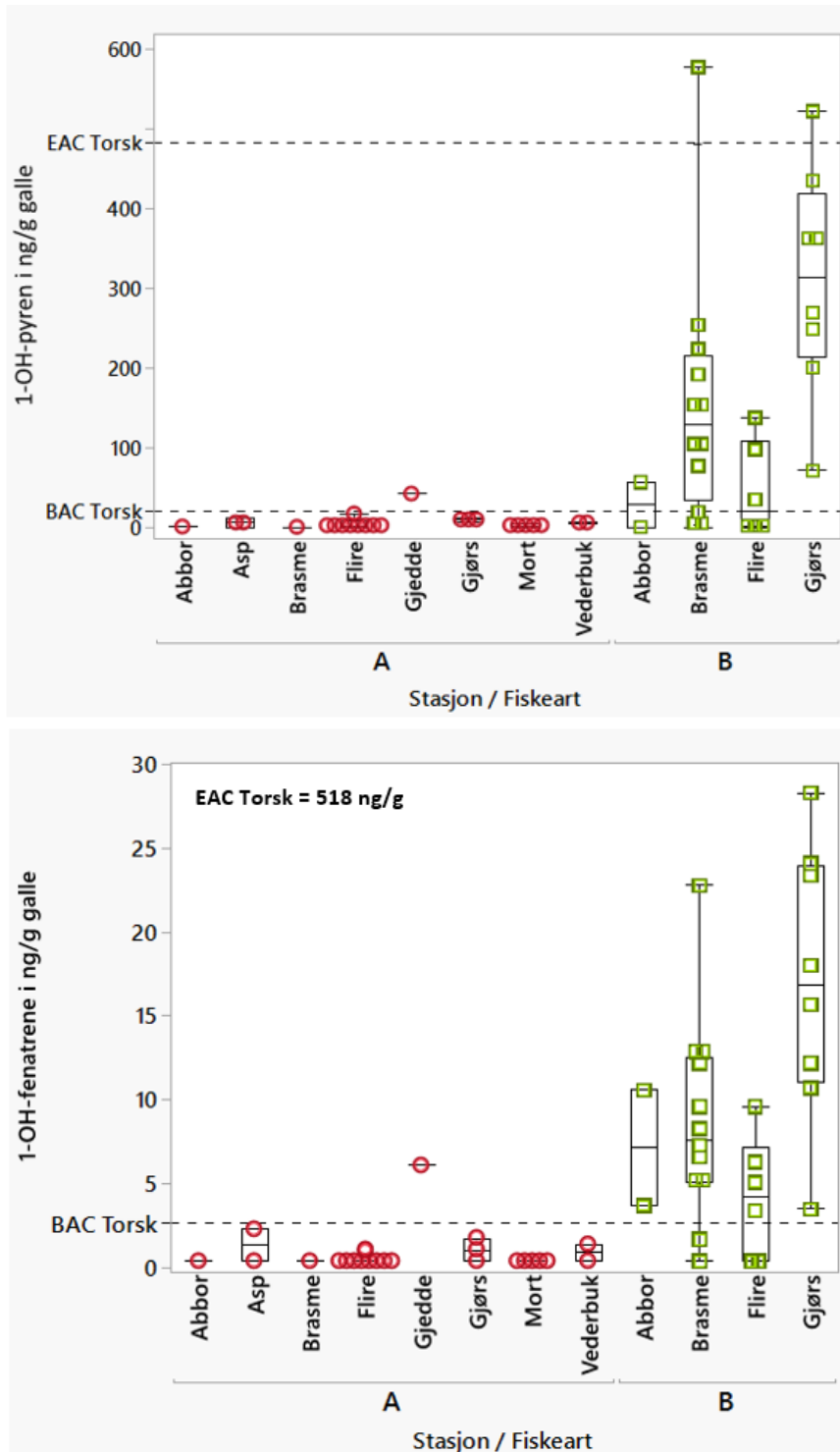
Art	n	\bar{x} 1-OH-pyren ng/g	r	Nedre 95 % C.I.	Øvre 95 % C.I.	Signifikans, $\alpha=0,05$
Brasme	12	156 (0,5-578)	0,49	-0,11	0,83	0,10
Gjørs	8	310 (71-523)	0,71	0,01	0,94	0,047
Flire*	6	46 (0,4-138)	0,20	n/a	n/a	0,70

*Spearman's p

Tabell 9. Pearson r-korrelasjoner (r) for 1-OH-fenantren, ng/g våtvekt i galle med (log)lengde for fisk fra nedre Nitelva. Korrelasjoner (med 95 % konfidensintervall) som er statistisk signifikante er markert med fet skrift. Tabellen viser også antall fisk (n) og gjennomsnittskonsentrasjoner (\bar{x}), med målte minimum og maksimum konsentrasjoner

Art	n	\bar{x} PFOS ng/g	r	Nedre 95 % C.I.	Øvre 95 % C.I.	Signifikans, $\alpha=0,05$
Brasme	12	8,7 (0,4-22,8)	0,27	-0,36	0,73	0,40
Gjørs	8	17 (3,5-28,3)	0,55	-0,24	0,90	0,15
Flire*	6	4,2 (0,4-9,6)	0,20	n/a	n/a	0,70

*Spearman's p



Figur 10. Boksplott av 1-OH-pyren (øverst) og 1-OH-phenantren (nederst) ved de to undersøkte stasjonene i nedre del av Nitelva. Midtlinjen i hver boks er medianen for hver art, mens 25 og 75 %-kvartilene danner boksen og minimum og maksimum er vist ved bunn- og toppstrekene utenfor boksen (der denne streken mangler utgjør ytterpunkter i boksen minimum og maksimum). Grensenivåene for BAC og EAC er vist som stiplede linjer.

Resultatet antyder at de to stoffene øker i fisk på høyere trofisk nivå siden de tenderer til å øke med lengde i gjørs som er høyest i næringskjeden av de tre artene. «Biomagnifisering, en økning i

vevskonsentrasjon over to eller flere trofiske nivåer, forventes generelt ikke å forekomme for PAH, bortsett fra muligens hos arter fra de lavere trofiske nivåene som ikke er i stand til effektivt metabolisere disse forbindelsene» (Meador m.fl., 1995). Siden vi her har analysert på metabolitter av PAH, som gir et inntrykk av PAH belastning, skulle man ikke heller forvente at disse vil øke opp i næringskjeden. Studier viser imidlertid at metabolitter kan akkumulere i fisk som opptar det gjennom føden (McElroy and Sisson 1989; McElroy m.fl., 1991), altså en potensiell akkumulering oppover i næringskjeden. Dette antyder at større gjørns kan ha høyere nivåer enn målt i vårt utvalg, men gitt et begrenset antall fisk i vår undersøkelse er dette usikkert.

3.3.4 Metaller

3.3.4.1 Kadmium og bly

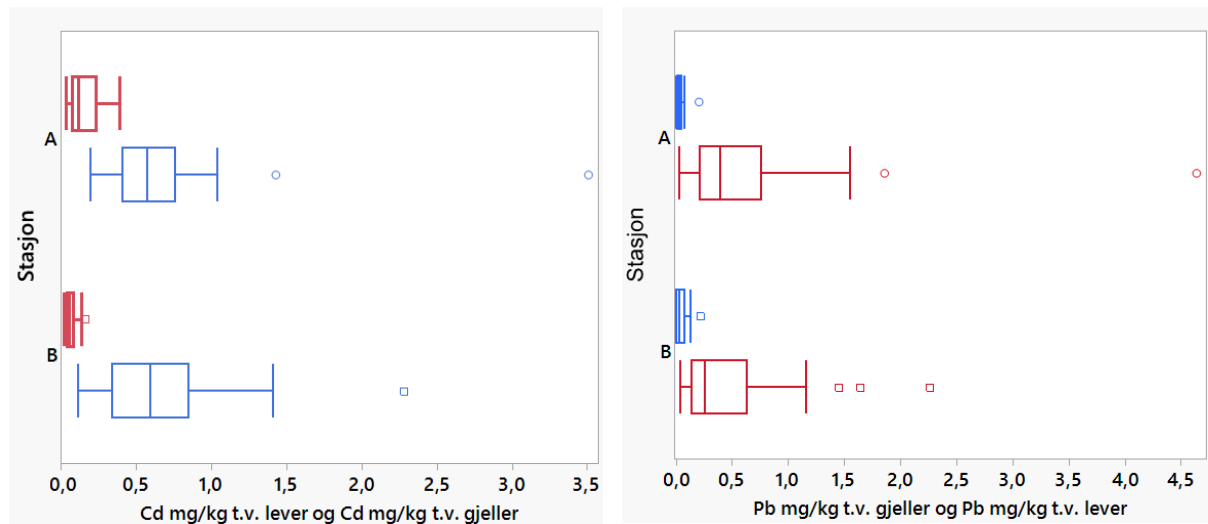
Det var ingen signifikante ($p > 0.05$) forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjoner av Cd mg/kg t.v. i lever mellom stasjonene, med 0,71 og 0,67 mg/kg t.v. for hhv stasjon A og B. Dette er nivåer som er noe lavere enn Cd-konsentrasjoner målt i lever i fisk (ørret) fra urbane Oslo-elver, hvor gjennomsnittet varierer fra 0,70 mg/kg t.v. for tre ulike stasjoner i Mærradalsbekken (Garmo m.fl., 2020) til 5 mg/kg t.v. for to ulike stasjoner i Hoffsbekken (Gravem og Ski, 2016). Våre resultater viser at det er forskjeller mellom arter, selv om det kun var signifikant høyere gjennomsnitt-konsentrasjon i abbor sammenlignet med de andre artene (Tukey HSD, $p < 0.05$), med 1,84 mg/kg t.v. (høyeste målte konsentrasjon var 3,51 mg/kg t.v. i en abbor på stasjon A). Til sammenligning varierer gjennomsnittet for abbor fra 13 ulike innsjøer i Sverige mellom 0,15 mg/kg t.v. og 22 mg/kg t.v. Cd-konsentrasjoner i gjeller gjenspeiler eksponering over et kortere tidsløp enn i lever. På innsamlet fisk i Nitelva er gjennomsnittskonsentrasjonen i gjeller (0,1 mg/kg t.v.) vesentlig lavere enn i lever (Figur 11). Det er også lavere enn gjellekonsentrasjoner i fisk fra urbane Oslo elver (Gravem og Ski, 2016; Garmo m.fl., 2020).

Det er lite sannsynlig at de målte konsentrasjoner av Cd i vårt utvalg vil ha noen negative effekter på fiskehelse. F.eks. hadde eksponering for 3 µl Cd/l i 30 dager med påfølgende akkumulering i lever opptil ca. 20 mg/kg t.v. (3,87 våtvekt mg/kg v.v.) ingen negativ effekt på vekst hos ørretyngel (Hollis m.fl., 2001).

Det var ingen signifikante ($p > 0.05$) forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjoner av Pb mg/kg t.v. i lever mellom stasjonene, med 0,05 og 0,04 mg/kg t.v. for hhv stasjon B og A. Forskjeller mellom arter var små, og kun brasme hadde signifikant høyere gjennomsnitt enn de andre artene (Tukey-HSD, $p < 0,05$). Konsentrasjonene er omtrent på samme nivå med konsentrasjoner målt i lever hos ørret i Mærradalsbekken i Oslo (Garmo m.fl., 2020), men vesentlig lavere enn målte konsentrasjoner i lever på ørret fra Oslo-elvene Frognerelva (0,50 mg/kg t.v.) og Hoffselva (0,42 mg/kg t.v.) (Gravem og Ski, 2016). Konsentrasjoner av Pb i gjeller (gjennomsnitt = 0,57 mg/kg t.v.), er vesentlig høyere enn i lever i vårt utvalg. og er noe høyere enn gjellekonsentrasjoner i ørret fra Mærradalsbekken med 0,23 mg/kg t.v. (Garmo m.fl., 2020), men lavere enn i ørret fra Frognerelva (0,75 mg/kg t.v.) og Hoffselva (1,18

mg/kg t.v.). Det var til dels store forskjeller i konsentrasjoner av Pb mellom artene i vårt utvalg, hvor rovfisk som gjedde, gjørs og asp hadde lave gjennomsnittskonsentrasjoner (0,07- 0,15 mg/kg t.v.), mens fisk på lavere trofiske nivåer som brasme, vederbuk hadde langt høyere konsentrasjoner (0,68 – 0,93 mg/kg t.v.). Dette gjenspeiler sannsynligvis både at bly i mindre grad akkumulerer i lever enn i gjeller (Ay m.fl., 1999), og at fisk som finner føde i bunnsubstratet kommer mer i kontakt med partikkelbundet Pb.

Konsentrasjoner av Pb både i lever (maksimum 0,22 mg/kg t.v.) og gjeller (maksimum 4,64 mg/kg t.v.) i fisk i vårt utvalg er langt lavere enn konsentrasjoner rapportert å medføre en endring i den aktive elektrolyttransporten over gjellene hos ferskvannsfisken *Tilapia zillii*, hvor Na,K-ATPase aktiviteten ble hemmet ved eksponering til Pb i vann med påfølgende akkumulering i gjeller fra 22,7 mg/kg t.v. (\pm standardavvik = 7,1) (Ay m.fl., 1999). Terskelverdien for Pb i lever for negative effekter på overlevelse/vekst/reproduksjon bekke-ørret er oppgitt til 9,8 mg/kg t.v. (Moraes m.fl., 2003). Det er derfor lite sannsynlig at de målte konsentrasjoner av Pb i lever og gjeller i vårt utvalg av fisk fra nedre Nitelva ville ha medført uheldige fysiologiske effekter eller påvirkning på populasjonsnivå hos fisk.

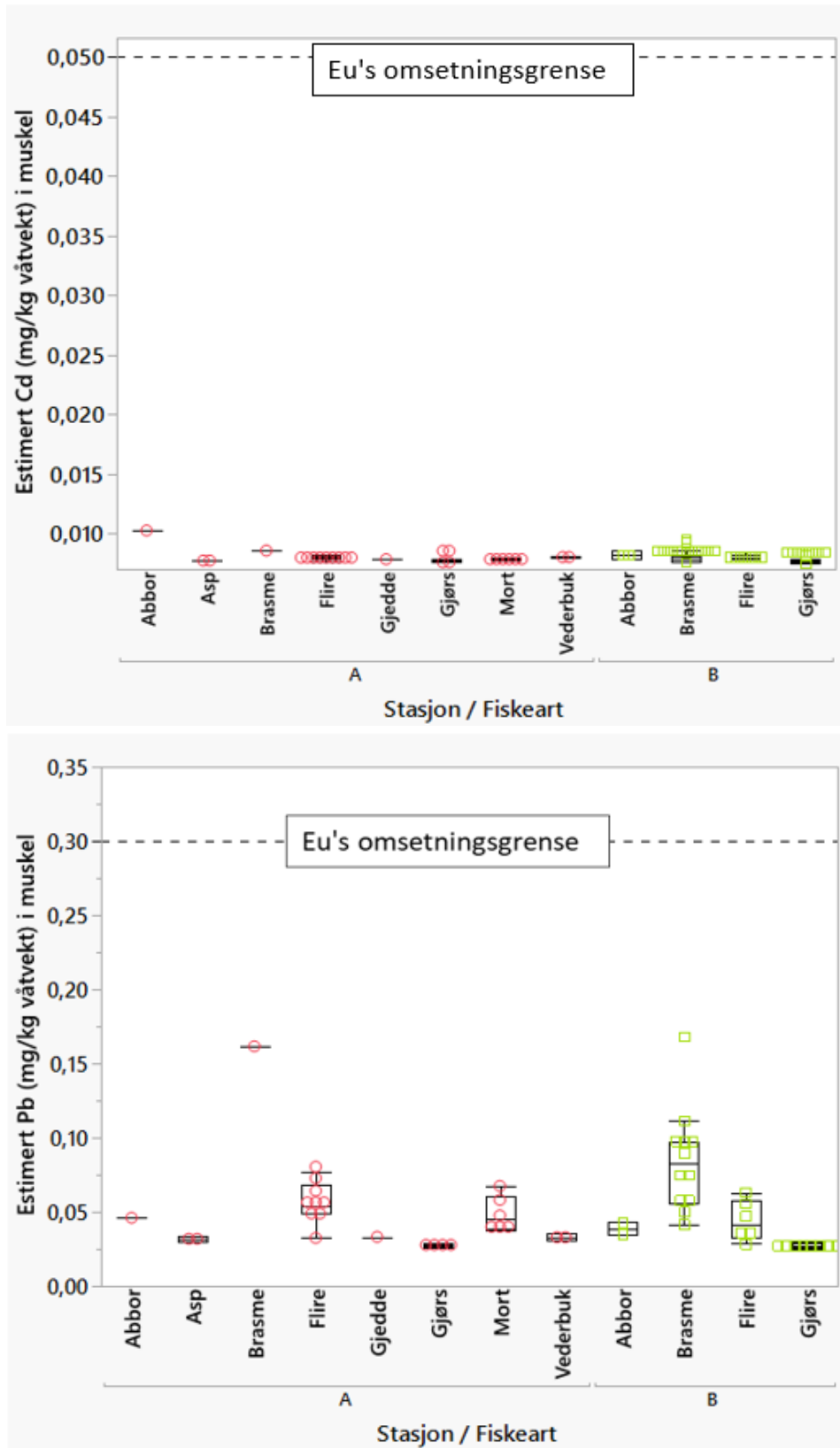


Figur 11. Boksplott av konsentrasjoner av kadmium (Cd) og bly (Pb) i mg/kg t.v. i hhv gjeller (rød farge) og lever (blå farge). Midtlinjen i hver boks er medianen for hver art, mens 25 og 75 %-kvartilene danner boksen og minimum og maksimum er vist ved bunn- og toppstreken utenfor boksen (der denne streken mangler utgjør ytterpunkter i boksen minimum og maksimum).

På tvers av arter var det en signifikant negativ korrelasjon mellom Cd mg/kg t.v. i gjeller og lengde ($r = -0,31$, $p = 0,02$). Denne negative samvariasjon var i stor grad påvirket av gjørs, som hadde en sterk signifikant negativ korrelasjon ($r = -0,7$, $p < 0,01$). Det samme gjaldt for Pb mg/kg t.v. i gjeller og lengde, hvor det også var en negativ korrelasjon ($r = -0,37$, $p = 0,004$). For Cd og Pb i lever var det ingen signifikant samvariasjon med lengde. Disse resultatene indikerer at mindre fisk akkumulerer mer av de to metallene i gjellene en større fisk, og at dette spesielt er tilfellet for gjørs.

EU har en omsetningsgrense for kadmium og bly på hhv. 0,05 og 0,3 mg/kg våtvekt i fiskemuskel (European Commission, 2006). Det er vist i tidligere studier at selv om bly og kadmium akkumuleres i

lever, akkumuleres de i liten grad i muskulatur (Grande, 1991). Med bakgrunn i målte konsentrasjoner i lever, og den robuste korrelasjonen mellom lever og muskel (Faxneld et al., 2015), hadde alle fisker som inngikk i denne undersøkelsen konsentrasjoner langt under denne omsetningsgrensen, både for kadmium og bly (Figur 11).

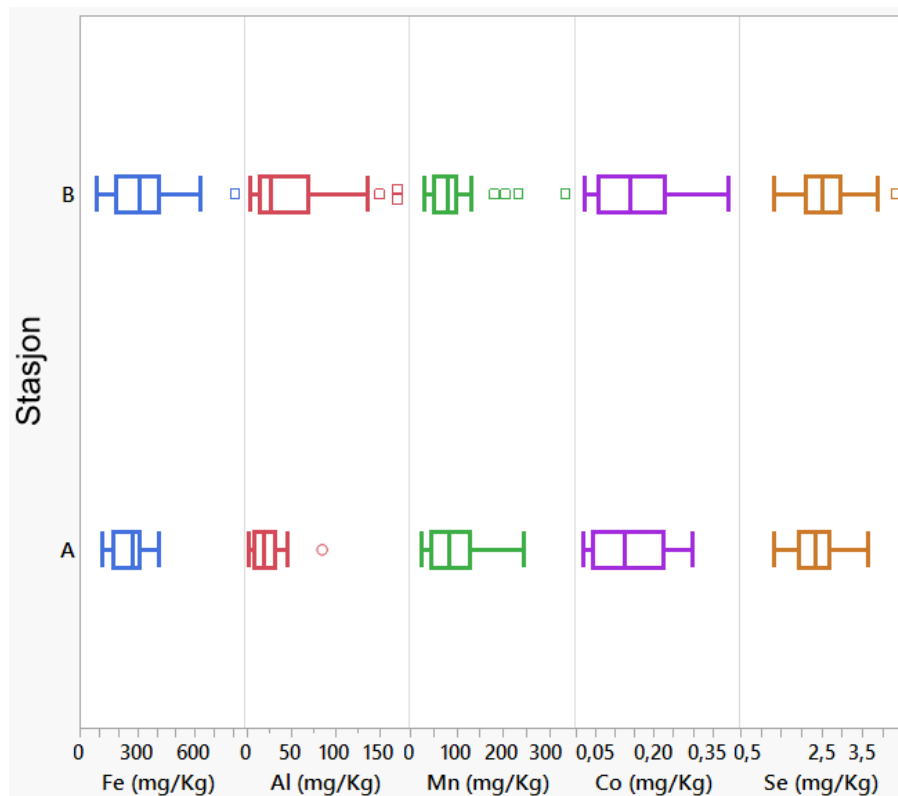


Figur 12. Estimerte konsentrasjoner av Cd (øverst) og Pb (nederst) i muskel hos de ulike fiskeartene innsamlet ved stasjon A og B i nedre Nitelva.

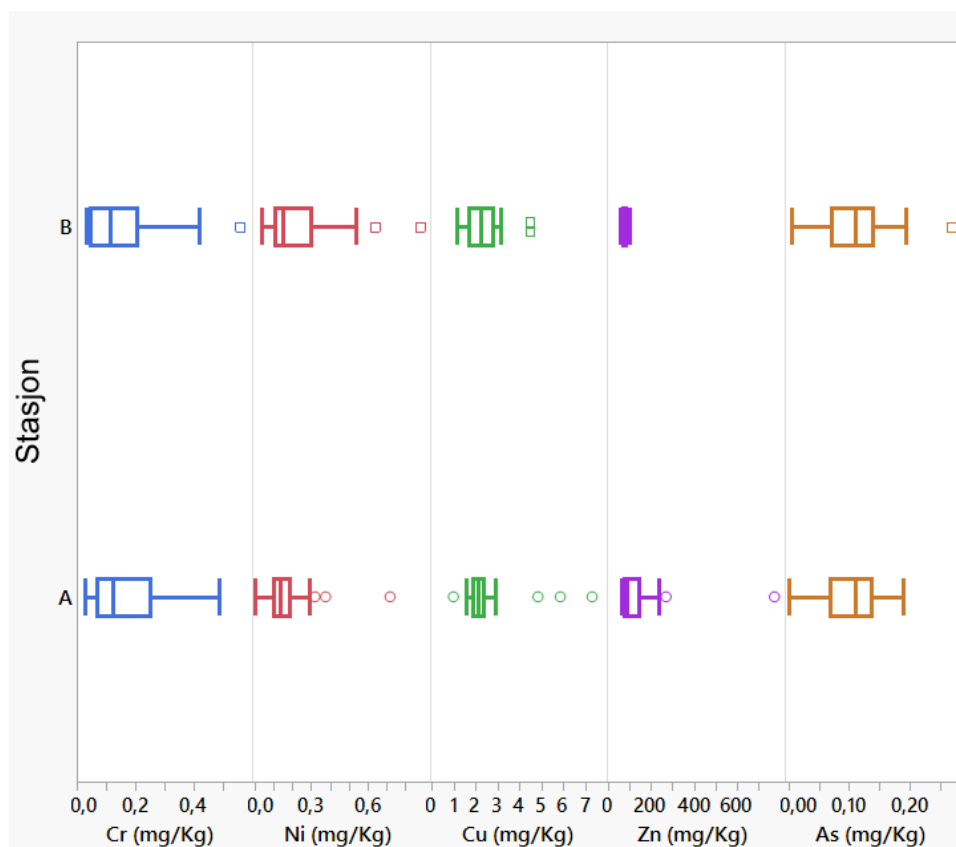
3.3.4.2 Andre metaller

Konsentrasjoner av andre metaller er vist i Figur 13, Figur 14 og Figur 15. På tvers av fiskearter var det kun signifikante forskjeller ($p < 0.05$) mellom stasjonene for metallene Al og Zn i gjeller, hvor begge metaller var signifikant høyere i gjeller hos fisk på stasjon A. For metaller i lever var det kun signifikant forskjell mellom stasjonene for nikkel, hvor fisk ved stasjon A hadde signifikant høyere nikkelinnhold. Det var lave konsentrasjoner av aluminium, jern og andre metaller på gjellene. For de fleste metallene var det lavere konsentrasjoner på gjellene enn det som har blitt funnet på gjeller av ørret og bekkerøye i bekker i Oslo (Garmo m.fl. 2020).

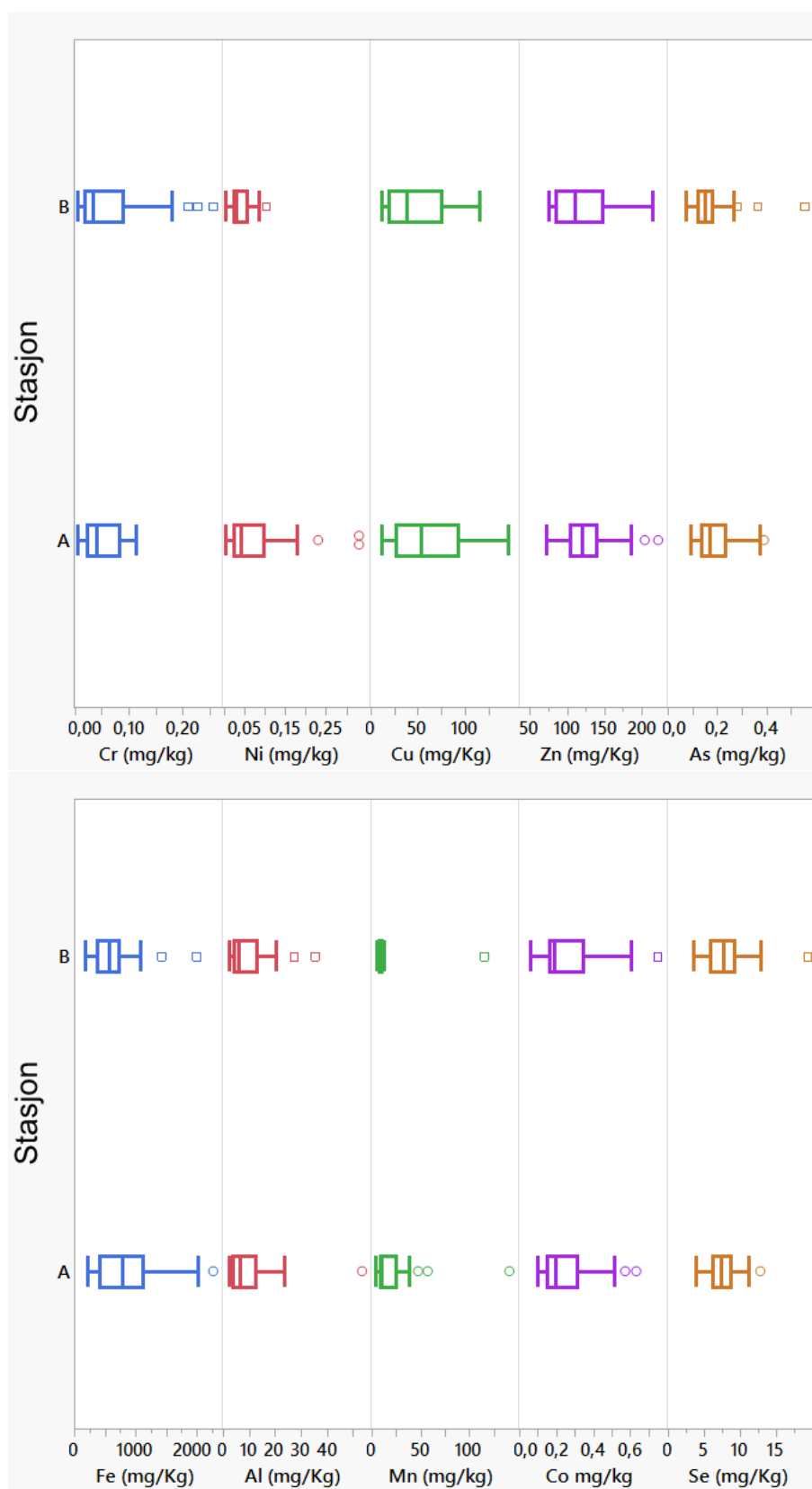
Metallkonsentrasjon i muskel og lever antas å gi en indikasjon på hva fisken har vært eksponert for i vannet den har svømt i og maten den har spist gjennom dager og uker (Garmo m.fl., 2020). Fiskens opptak, distribusjon og utskillelse av metaller reguleres aktivt (Farrell et al., 2011; Farrell og Brauner, 2011). Dette fører derfor til forholdet mellom metaller i ulike vev ikke nødvendigvis reflekterer forholdene fisken er utsatt for. Siden metaller i liten grad akkumuleres i muskel, som omtalt tidligere for Pb og Cd, så vil sannsynligvis konsentrasjonene for de ulike metallene i muskel være lavere enn i gjeller og lever.



Figur 13. Konsentrasjoner av ulike metaller målt i **gjeller** (som mg/kg tørrvekt (t.v.)). Boksplott, hvor midtlinjen i boksen viser medianen, mens 25 % og 75 % kvartilene danner boksen. Bunn- og toppstrekene viser minimum og maksimum, og der markører for enkeltindivider (statistiske uteliggere) er med, danner disse hhv. minimum og maksimum målinger. Merk at selen er et såkalt halvmetall. Det er ikke tatt hensyn til variasjoner mellom fiskearter i figuren. Stasjon B vises øverst, med høyere konsentrasjoner for de fleste metaller.



Figur 14. Konsentrasjoner av ulike metaller målt i **gjeller** (som mg/kg tørrvekt (t.v.)). Se figurteksten til Figur 13 for detaljert beskrivelse. Stasjon B vises øverst, med høyere konsentrasjoner for de fleste metaller.



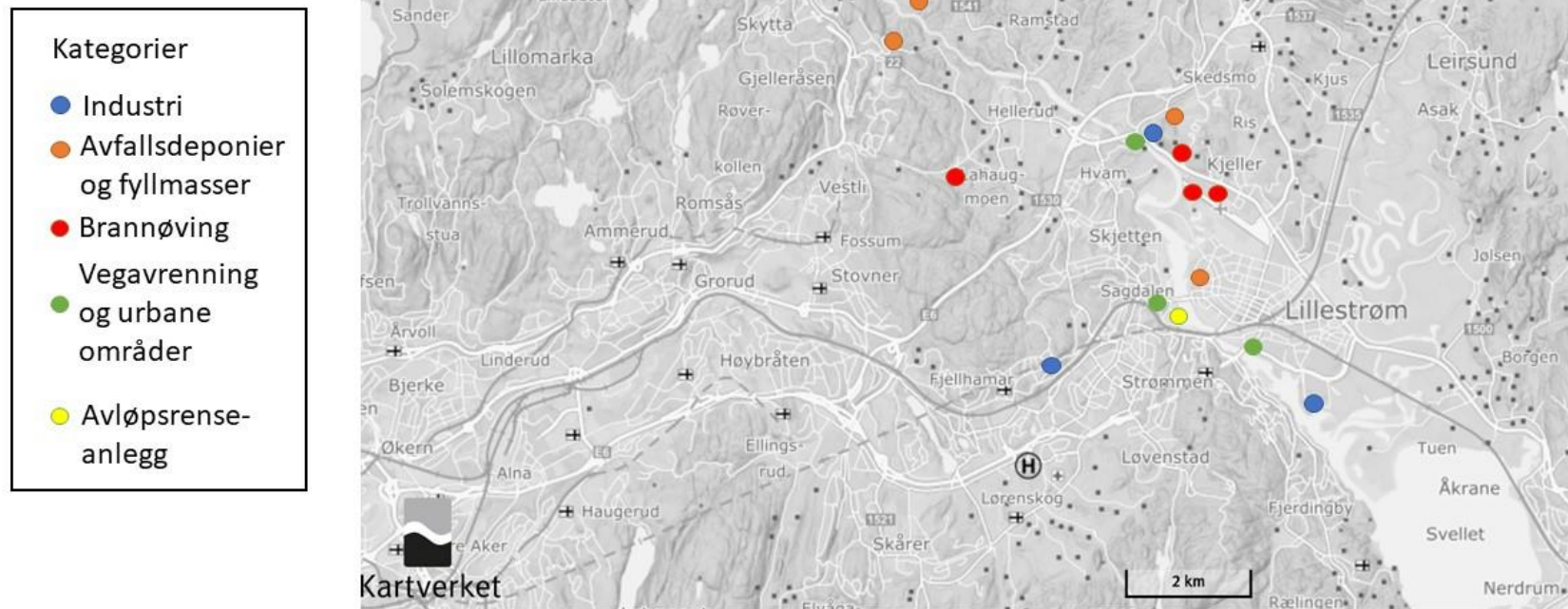
Figur 15. Konsentrasjoner av ulike metaller målt i lever (som mg/kg tørrvekt (t.v.)). Se figurteksten til Figur 13 for detaljert beskrivelse.

3.4 Mulige kilder til de ulike miljøgiftene i Nitelva

Nitelvas nedre deler fra Kjellerholen til utløpet i Øyeren er et strekke som inneholder mange potensielle forurensningskilder, både til grunn og direkte til vann via avrenning, se et forenklet kart i Figur 16. De viktigste kildene og miljøgiftene som kan stamme fra disse er noe mer detaljert beskrevet i kapittel 1, men figuren her viser geografisk plassering av de viktigste mulige kildene, f.eks. industriområdet ved Lillestrøm og oppe i Strømmen med mulig tilførsel via Sagelva. Videre er Kjeller base markert med rødt, og her har det i flere tiår foregått brannøving med brannskum som har inneholdt PFAS, inkl. PFOS. De oransje merkene viser nedlagte avfallsfyllinger, bl.a. Brånåsen deponi der Norconsult i 2019 gjorde enkelte funn av miljøgifter i overflateavrenning og i sigevannets utløp til Nitelva ved Kjellerholen. De grønne punktene viser til urbane områder i direkte nærhet til Nitelva, f.eks. Lillestrøm sentrum, utløpet av Sagelva (fra Strømmen, Lørenskog) og det trafikkerte området mellom Kjeller og Kjellerholen.

Når det gjelder tungmetaller, så vil disse som nevnt kunne tilføres Nitelva fra diffuse kilder som urban avrenning, i sigevannet fra deponier og fra industrien. Blant annet er det funnet forhøyede verdier av tungmetaller som Pb, Zn og Cu i sedimenter utenfor industriområdet ved Lillestrøm (Vannmiljø, 2019). Tungmetaller er som regel bundet godt til partikler, men kan således også spres over lengre distanser dersom partiklene er små nok og suspendert i vannmassene. Metallkonsentrasjonen i muskel og lever antas å gi en indikasjon på hva fisken har vært eksponert for i vann et den har svømt i og maten den har spist gjennom dager og uker (Garmo m.fl., 2020). 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 de forholdene som fisken er utsatt for.

Kjeller base er antakelig en av de viktigste kildene til miljøgifter i Nitelva. På deler av området er det gjort forbedringstiltak ved å dekke over gammel forurensning med rene masser i topplaget, men det er påvist historisk forurensning og avrenning til Sogna for miljøgiftene bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), PAH-er, oljeforbindelser og per- og polyfluoreerte alkylstoffer (PFAS). Under selve rullebanen er det i tillegg anlagt et ukjent volum med impregnert trevirke. Den største miljøbelastningen fra området anslås å komme fra PFAS-avrenning fra flere brannøvingslokaliteter inne på området (se Joranger, 2017).



Figur 16. Nedre del av nedbørfeltet til Nitelva med antatt viktigste kilder til miljøgifter. Kartverket.

PFAS-forbindelsene er generelt svært mobile, da disse kjemiske molekyler består av både en fettløselig og en vannløselig del. Dette betyr at de akkumulerer i sjiktoverganger og på overflater, og kan spres både løst i vannfase og bundet til partikler. Det er derfor ingen stor overraskelse at vi ikke ser noen stor forskjell i PFAS-innholdet i fisk på stasjon A (ved Kjeller) og stasjon B (Lillestrøm). Kildene til PFAS kan stamme fra Kjeller base der vi vet det er drevet brannøving over mange år, i tillegg til brannøvingslokaliteten i Fetveien ved Kjellerholen. Men siden PFAS er så mye brukt, kan det også være PFAS i sigevann fra eldre deponier og fra utslipp fra renseanlegg i tillegg til urban avrenning fra Lillestrøm. PFAS-profilen i fisken viser imidlertid at kildene er lokale og ikke langtransporterte.

PAH-metabolitter kan komme fra sterkt urbaniserte områder, som avrenning fra veier og tette flater i Lillestrøm og i området mot Kjellerholen. Økt urban infrastruktur, industri, samt avrenning fra Nedre Romerike Avløpsselskap nedstrøms stasjon A, kan forklare den tydelige økningen vi ser på PAH metabolitter i fisken på den nederste av de to stasjonene, stasjon B. Tidligere undersøkelser av sediment i Gullaugvika i nærheten av stasjon B, viser også høye konsentrasjoner av Sum PAH16 (<https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>), som er 16 ulike PAH forbindelser, med konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse IV (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018).

3.5 Oppfølgende undersøkelser

Resultatene som er presentert her, er fra en innledende undersøkelse av nivåer av miljøgifter i fisk fra Nedre Nitelva, med bakgrunn i en begrenset fangstinnstans (tilsvarende 14 garnnetter fordelt på to stasjoner). Det innsamlede utvalget antas å være representativt for fiskesamfunnet i dette området. Resultatene viser nivåer av utvalgte miljøgifter man kan forvente å finne i de undersøkte artene ved de to ulike områdene (stasjonene) av vannforekomsten. Den viser konsentrasjoner i 8 ulike arter, men antall individer per art er for enkelte fiskearter noe lavt. Siden ulike arter av karpefisk antas å være vanlig i fangstene blant fritidsfiskere i Nedre Nitelva, og også til konsum, er det fornuftig at framtidige undersøkelser også inkluderer et bredt utvalg av karpefisk. Ideelt sett bør en oppfølgende undersøkelse inkludere minimum 10 fisk av hver art for hver stasjon, for et sikrere datagrunnlag for vurdering av nivåer av miljøgifter i de enkelte artene, og også når det gjelder sammenligningsgrunnlag mellom arter og områder av elva for de ulike miljøgiftene. Dette vil sannsynligvis kreve en høyere fangstinnstans enn i den her rapporterte undersøkelsen. Konsentrasjonen av enkelte PFAS i fisk fra Nitelva er høy, og for å gi et bedre datagrunnlag for vurdering av mattrygghet kan PFAS-bestemmelse i fiskefilét (muskel) være aktuelt, siden det er filét som hovedsakelig konsumeres. Antatte kilder til miljøgifter i nedslagsfeltet til Nitelva er mange og varierte, så en mer detaljert kildeporingsundersøkelse bør gjennomføres for å kunne vurdere aktuelle tiltak som kan bedre miljøbelastningen til Nitelva. I tillegg vil det være av interesse å gjøre undersøkelser av elvesediment i nærheten av den øverste stasjonen, spesielt for PAH-forbindelser, for et bedre sammenligningsgrunnlag for de store variasjonene i målte PAH-metabolitter i fisk mellom stasjonene.

4 Konklusjon

Resultatene fra undersøkelsen av miljøgifter i 8 fiskearter fra to områder i Nedre Nitelva, øverst i vannforekomsten (Kjellerholen til Bondetangen) og i nedre del av vannforekomsten (Øya til Gullaugvika), viser at det er forhøyede konsentrasjoner av PFAS-forbindelser. Det var konsentrasjoner over EQS for perfluoroktylsulfonat (PFOS; 9,1 µg/kg våtvekt) i alle individer av alle arter, med unntak av mort. Det var store forskjeller i konsentrasjoner av PAH-metabolittene 1-OH-pyren, 1-OH-fenatren, mellom stasjonene, hvor fisk i den nederste av de to stasjoner hadde signifikant høyere konsentrasjoner, dette skyldes sannsynligvis økende tilførsel av PAH nedstrøms. Nivåene av PAH-metabolitter er i all hovedsak under nivåer som gir uheldige effekter på fisk. All fisk i undersøkelsen hadde kvikksølvkonsentrasjoner over EQS på 20 µg/kg våtvekt (tilsvarende 0,02 mg/kg), men dette er svært vanlig i ferskvannsfisk i Norge. Derimot var all fisk i undersøkelsen under omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg kvikksølv. Konsentrasjoner av tungmetallene kadmium og bly målt i lever, tilsvarer nivåer som er under EUs omsetningsgrense for fiskefilét. Basert på resultatet fra de to prioriterte stoffene Hg og PFOS i fisk, havner begge stasjoner i «ikke god» kjemisk tilstand. De viktigste kildene til miljøgifter i Nitelva antas å være Kjeller base, tidligere industriutslipp, avrenning fra nedlagte deponier, urban avrenning og vegavrenning.

5 Referanser

Ay, Ö., Kalay, M., Tamer, L., Canli, M., 1999. Copper and lead accumulation in tissues of a freshwater fish *Tilapia zillii* and its effects on the branchial Na K-ATPase activity. *Bull. Environ. Toxicol.*, 62 (1999), pp. 160-168

Bjerregaard, P., 2005. Kviksølv. In vol. 1 Økotoxikologi, pp. 117-134. København: Gyldendal.

Bloom, N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 1010-17.

Blytt, L.D. and Stang, P., 2018. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2017/18. *Norsk Vann rapport 242 | 2018*

Braaten, H.F.V., Åkerblom, S., Kahilainen, K.K., Rask, M., Vuorenmaa, J., Mannio, J., Malinen, T., Lydersen, E., Poste, A.E., Amundsen, P.-A., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentyev, P., Christensen, G., de Wit, H.A., 2019. Improved environmental status: 50 years of declining fish mercury levels in boreal and subarctic Fennoscandia. *Environmental Science & Technology* 53 (4), 1834–1843.

Cabana, G., Tremblay, A., Kalff, J., Rasmussen, J.B., 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 381-389.

Cidzziel, J.V., Hinnert, T.A., Pollard, J.E., Heithmar, E.M., Cross, C.L., 2002. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location and consumption risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43, 309–317.

Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføring av vannforskriften. Veileder 02:2018.

EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J.K., del Mazo, J., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Hoogenboom, L.R., Leblanc, J.-C., Nebbia, C.S., Nielsen, E., Ntzani, E., Petersen, A., Sand, S., Vleminckx, C., Wallace, H., Barregaard, L., Ceccatelli, S., Cravedi, J.-P., Halldorsson, T.I., Haug, L.S., Johansson, N., Knutsen, H.K., Rose, M., Roudot, A.-C., Van Loveren, H., Vollmer, G., Mackay, K., Riolo, F., Schwerdtle, T., 2020. Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 2020;18(9):6223, 391.

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.

FHI, 2020. Folkehelseinstituttet, Faktaark om PFAS.
<https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/fakta-om-pfos-og-pfoa/>

Fjeld, E., Lund, E., Haugen, T., 2008. Miljøgifter i fisk fra indre og ytre Drammensfjord, 2008. NIVA. Rapport L.nr. 5713-2008. 23 s. + vedlegg

Fjeld, E., Rognerud, S., 2012. Kvikksølv i abbor og gjedde fra vannområdene Leira – Nitelva og Hurdalsvassdraget/Vorma. NIVA Rapport Lnr. 6429-2012. 25 s.

Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schalbach, M., Warner, N.A., 2015. Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. Miljødirektoratet M-349/2015, 101 pp.

Garcia, E., Carignan, R., 2005. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire impacted Canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 685-693.

Garmo, Ø., Nerland Bråte, I.L., Buenaventura, N., Bæk, K., Carlsson, P., Grung, M., Håll, J., Lusher, A., 2020. Miljøgiftundersøkelse av fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019. NIVA-rapport 7481-2020.

Gravem, F.R., Ski, S., 2016. Miljøgiftundersøkelser av ørret i Frognerelva og Hoffselva. SWECO-rapport No. 26761001-1.

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. *Science of the Total Environment*, 566-567, 1309-1317.

Hollis L., Hogstrand C., Wood CM., 2001. Tissue-specific cadmium accumulation, metallothionein induction, and tissue zinc and copper levels during chronic sublethal cadmium exposure in juvenile rainbow trout. *Arch Environ Contam Toxicol* 2001 41:468-474

Hylland, K., Vethaak, D., Davies, I.M., 2012. Background document: polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile, in: *Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects*. Eds. Ian M. Davies and Dick Vethaak. ICES cooperative research report 315, Copenhagen, pp. 18-25.

Jartun, M., Ottesen, R.T., Steinnes, E., Volden, T., 2008. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the Total Environment* 396, 147-163.

Jartun, M., Økelsrud, A., Rundberget, T., Bæk, K., Enge, E.K., Halse, A.K., Götsch, A., Harju, M., Johansen, I. 2020. Monitoring of environmental contaminants in freshwater ecosystems 2019 – Occurrence and biomagnification. Miljødirektoratet-rapport M-1805|2020, NIVA-rapport 7545-2020.

Joranger, T., 2017. Kjeller base – Orienterende miljøteknisk undersøkelse. Forsvarsbygg nr. 0044/2017/MILJØ. Og “Kjeller base – Innledende miljøkartlegging (Fase 1), Forsvarsbygg 0062/2017/MILJØ.

Matportalen, 2020. Bakgrunn for advarsel mot å spise fisk og drikke vann fra ferskvann nær flyplasser. https://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/bakgrunn_for_advarsel_mot_aa_spise_fisk_og_drikke_vann_fra_ferskvann_naer_flyplasser
https://www.matportalen.no/uonskedestoffer_i_mat/tema/miljogifter/bakgrunn_for_advarsel_mot_aa_spise_fisk_fra_tyrifjorden

McElroy AE, Sisson JD (1989) Trophic transfer of benzo[a]pyrene metabolites between benthic marine organisms. *Mar Environ Res* 28:265-269.

McElroy AE, Cahill JM, Sisson JD, Kleinow KM (1991) Relative bioavailability and DNA adduct formation of benzo[a]pyrene and metabolites in the diet of the winter flounder. *Comp Biochem Physiol* 100C:29-32.

McIntyre, J.K., Beauchamp, D.A., 2007. Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. *Science of the Total Environment* 372, 571-84.

Miljøprøvebanken, 2015. Procedure 001: Collection and sampling of freshwater fish, ver.1.1. Can be downloaded from: <https://mpbank.files.wordpress.com/2018/04/mpb-eng-procedure-1-freshwater-fish.pdf>

Moraes R., Gerhard P., Andersson L., Sturve J., Rauch S., Molander S., 2003. Establishing causality between exposure to metals and effects on fish. *Hum Ecol Risk Assess*, 9 (1) (2003), pp. 149-169

Pethon, P., 2019. Aschehougs store fiskebok. H. Aschehoug & Co. (W.Nygaard) A/S. ISBN 978-82-03-39219-1.

Rødland, E., 2019. Ecotoxic potential of road-associated microplastic particles (RAMP). *VANN nr.3-2019*, 166-183.

Slinde, G.A., Grønning, H.M., Hale, S., Langberg, H.A., Jartun, M. og Rundberget, J.T., 2019. Environmental monitoring of PFAS in biotic and abiotic media, Miljødirektoratet M-1318|2019.

Stafford, C.P., Hansen, B., Stanford, J.A., 2004. Mercury in fishes and their diet items from Flathead Lake, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society* 133, 349–357.

Svae, P.S., 2011. Høye kvikksølvkonsentrasjoner i asp (*Aspius aspius*) fra Øyeren er bestemt av byttedefiskvalg, alder og individuell vekstrate. Masteroppgave - Universitetet for miljø- og biovitenskap – Institutt for naturforvaltning. 50 s.

Trudel, M., Rasmussen, J.B., 2006. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 1890–1902.

Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecological Monographs* 66, 451-477.

Vannmiljø, 2019. Data hentet fra Miljødirektoratets karttjeneste i Vannmiljø: www.vannmiljo.miljodirektoratet.no med søk på Nitelva.

Verrault, J., Berger, U. and Gabrielsen, G.W., 2007. Trends of Perfluorinated Alkyl Substances in Herring Gull Eggs from Two Coastal Colonies in Northern Norway: 1983-2003. *Environmental Science and Technology* 41, 6671-6677.

Økelsrud, A., Lydersen, E., Fjeld, E., 2016. Biomagnification of mercury and selenium in two lakes in southern Norway. *Sci. Total Environ.* 566:596–607.

Vedlegg

Tabell A. Stasjon, fiskemorfometri, og analysedata PFAS-forbindelser over deteksjonsgrense målt i lever (våttvekt) i fisk fra Nedre Nitelva august 2020.

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn M/F	Stadium	PFNA ng/g lever	PFDA ng/g lever	PFUdA ng/g lever	PFDoA ng/g lever	PFTTrDA ng/g lever	PFTeDA ng/g lever	PFHxS ng/g lever	PFHpS ng/g lever	PFOS ng/g lever	PFDS ng/g lever	PFOS A ng/g lever	8:2 FTS ng/g lever	10:2 FTS ng/g lever	meFOSAA ng/g lever	etFOSA A ng/g lever	PFBSA ng/g lever	PFHxSA ng/g lever
A	abbor	27,5	263,0	F	3-4	<0,5	0,9	1,0	0,5	0,9	0,4	0,3	0,2	29,4	0,4	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,7	2,4
A	gjørs	34,5	284,0	F	1-2	<0,5	2,1	2,2	2,1	1,1	0,8	0,8	0,2	56,0	0,8	1,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	3,2	1,7
A	gjørs	29,0	190,0	F	3-4	<0,5	1,0	1,0	0,5	0,5	<0,4	0,4	0,1	24,7	1,3	0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,9	0,6
A	gjørs	36,2	388,0	M	1-2	<0,5	1,2	1,6	1,5	1,3	0,5	0,5	0,1	45,9	1,4	2,5	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,3	3,5
A	gjørs	29,0	201,0	F	1-2	<0,5	1,8	1,8	1,3	0,9	0,4	0,6	0,1	32,3	0,6	1,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	2,0	1,1
A	asp	44,5	864,0	F	3-4	0,9	4,7	5,2	3,8	2,0	1,3	1,8	0,6	131,8	1,1	3,4	0,7	0,3	<0,3	<0,3	3,8	3,5
A	asp	37,0	437,0	F	1-2	0,5	5,2	5,5	2,3	2,2	1,2	1,1	0,3	145,4	1,5	2,7	0,5	0,3	<0,3	<0,3	4,2	3,3
A	brasme	39,0	708,0	M	1-2	<0,5	1,2	0,9	0,9	0,5	<0,4	0,5	0,1	16,4	0,4	1,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	3,4	3,7
A	vederbuk	22,2	128,8	F	1-2	<0,5	2,3	2,7	3,5	1,1	0,7	1,0	0,3	211,3	1,0	1,1	0,7	1,7	<0,3	<0,3	1,7	1,2
A	vederbuk	24,9	168,7	F	1-2	<0,5	1,6	2,0	1,8	0,8	0,7	0,6	0,1	29,0	0,5	0,7	12,2	0,8	<0,3	<0,3	0,8	0,7
B	abbor	18,0	69,1	M	4-5	<0,5	1,4	1,1	1,9	1,1	1,0	0,1	0,2	46,8	0,5	0,2	0,5	<0,3	<0,3	<0,3	1,8	1,4
B	abbor	17,5	61,0	F	3	<0,5	2,4	2,2	2,6	1,5	1,1	0,2	0,2	72,1	0,7	<0,1	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	1,6	1,3
B	abbor	16,9	56,3	M	3-4	<0,5	1,9	1,5	2,0	1,2	0,8	0,2	0,3	60,9	0,6	0,1	1,0	0,8	<0,3	<0,3	1,6	0,5
B	gjørs	36,5	386,0	F	1-2	<0,5	1,4	1,6	0,6	0,7	0,5	0,5	0,1	31,2	0,4	2,7	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,3	3,1
B	gjørs	38,5	446,0	F	3-4	<0,5	1,4	1,9	1,3	1,1	0,4	0,4	0,1	23,8	0,4	3,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	5,7	3,4
B	gjørs	28,5	191,0	F	1-2	<0,5	2,0	2,1	1,1	1,2	0,6	0,5	0,2	43,9	0,6	4,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	5,0	4,2
B	gjørs	40,0	482,0	F	4	<0,5	1,4	1,5	1,2	0,9	0,5	0,4	0,1	26,3	0,4	2,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,6	1,9
B	gjørs	41,0	563,0	M	1-2	<0,5	1,3	1,4	1,5	0,8	0,6	0,4	0,1	29,1	0,4	2,7	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	5,6	2,7
B	gjørs	50,5	1079,0	M	1-2	<0,5	1,3	1,5	1,4	0,9	0,5	0,2	0,1	20,7	0,4	2,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	3,3	2,0
B	gjørs	45,0	767,0	F	2	<0,5	1,4	1,8	0,8	1,0	0,4	0,8	0,2	78,0	1,3	3,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,6	5,6
A	gjedde	58,0	1239,0	F	3-4	<0,5	0,7	0,8	0,5	0,9	0,4	0,2	<0,1	12,0	0,3	3,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	2,5	2,4
A	mort	17,3	58,9	F	>2	<0,5	0,4	0,5	0,4	<0,4	<0,4	<0,1	<0,1	4,2	0,2	0,3	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
A	mort	18,0	57,8	F	3-4	<0,5	0,3	0,2	<0,4	<0,4	<0,4	<0,1	<0,1	3,7	<0,2	0,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
A	mort	19,5	90,7	M	1-2	<0,5	0,4	0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,1	<0,1	4,2	0,2	<0,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
A	mort	20,5	106	M	3	<0,5	0,3	0,3	<0,4	<0,4	<0,4	<0,1	<0,1	3,6	<0,2	0,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
A	mort	19,5	85,6	F	>2	<0,5	0,2	0,5	0,4	<0,4	<0,4	<0,1	<0,1	3,9	0,2	0,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
A	mort	19,8	94,8	F	4	<0,5	0,5	0,8	0,7	<0,4	<0,4	<0,1	<0,1	9,3	0,4	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
A	flire	16,3	54,7	F	1-2	<0,5	1,7	1,8	2,2	1,0	0,7	2,5	0,4	174,6	0,9	1,6	1,3	1,5	<0,3	<0,3	1,4	0,8
A	flire	16,0	47,2	F	3	<0,5	1,5	1,7	1,3	0,6	0,4	1,2	0,1	43,8	0,3	0,8	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	1,2	0,4
A	flire	16,4	50,3	M	1-2	<0,5	1,1	1,2	1,1	0,6	0,4	0,5	<0,1	18,4	0,3	0,5	0,7	<0,3	<0,3	<0,3	0,5	0,6
B	gjørs	46,0	793,0	M	1-2	<0,5	1,8	2,4	1,0	1,3	0,6	0,3	0,1	69,3	1,4	3,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,8	4,0

NIVA 7566-2020

Stasjon	Fiskeart	Lengde,		Kjønn	Stadium	PFNA	PFDA	PFUdA	PFDoA	PFTTrDA	PFTeDA	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFDS	PFOS	8:2 FTS	10:2 FTS	meFOSAA	etFOSA	PFBSA	PFHxSA
		cm	Vekt, g			M/F	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever		ng/g lever	ng/g lever	ng/g lever
B	brasme	27,5	230,0	F	1-2	<0,5	0,7	0,7	0,9	<0,4	0,4	0,6	<0,1	17,9	0,6	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,6	0,8
B	brasme	30,0	328,0	F	3	<0,5	0,9	0,7	0,9	<0,4	<0,4	0,9	0,1	19,9	0,4	1,1	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	1,8	3,3
B	brasme	28,0	255,0	M	2	<0,5	2,7	2,1	1,4	0,7	0,4	0,8	0,3	66,6	0,5	0,3	0,5	<0,3	<0,3	<0,3	0,7	0,9
B	brasme	26,0	206,0	M	1-2	<0,5	1,7	1,3	1,7	0,5	0,4	1,5	0,2	30,5	0,7	1,2	0,3	0,4	<0,3	<0,3	1,6	2,1
B	brasme	30,0	341,0	F	4	<0,5	2,1	1,7	2,2	0,7	0,5	1,2	0,1	33,6	0,9	1,1	<0,3	0,4	<0,3	<0,3	1,3	1,0
B	brasme	31,5	388,0	M	1-2	<0,5	3,4	2,4	2,7	0,7	0,7	1,8	0,3	76,5	1,1	1,4	0,5	0,4	<0,3	<0,3	1,6	1,0
B	brasme	32,0	412,0	F	>2	<0,5	0,9	0,8	1,0	<0,4	<0,4	1,1	0,1	19,2	0,6	0,9	<0,3	0,4	<0,3	<0,3	1,1	0,9
B	brasme	36,0	560,0	F	4-5	<0,5	1,4	1,1	1,4	0,4	<0,4	0,9	0,1	31,7	0,9	1,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	1,8	1,0
B	brasme	37,0	682,0	M	1-2	<0,5	2,0	1,7	2,0	0,6	0,6	1,8	0,2	41,9	1,1	1,5	<0,3	0,3	<0,3	0,3	1,9	1,5
A	flire	18,4	74,6	F	>2	<0,5	0,9	0,9	0,8	0,5	<0,4	0,6	<0,1	25,2	0,4	0,9	<0,3	0,5	<0,3	<0,3	0,9	<0,3
A	flire	18,0	73,0	F	4	<0,5	0,7	0,6	0,5	0,4	<0,4	0,5	<0,1	17,2	0,2	0,2	<0,3	0,4	<0,3	<0,3	0,4	<0,3
A	flire	25,0	177,4	F	1-2	0,7	1,4	1,3	1,3	0,9	0,7	2,1	0,3	34,5	0,5	0,7	0,6	0,7	<0,3	0,3	0,8	1,0
A	flire	25,0	185,0	F	1-2	<0,5	2,1	1,9	1,9	1,4	0,8	1,3	0,3	45,5	0,7	0,8	0,6	0,7	<0,3	0,3	1,5	2,1
A	flire	26,5	207,7	F	2	<0,5	2,0	2,0	1,6	1,3	0,8	1,5	0,3	47,3	0,6	0,8	0,6	0,8	<0,3	0,3	1,1	1,8
A	flire	27,0	231,0	F	2	<0,5	2,0	1,7	1,9	1,3	0,8	1,7	0,2	32,0	0,7	1,4	0,7	0,9	<0,3	0,4	2,0	3,6
A	flire	29,5	296,4	F	>2	<0,5	2,4	1,9	2,1	1,1	0,7	1,3	0,3	57,7	0,8	0,5	0,6	0,6	<0,3	<0,3	0,8	0,5
B	flire	24,0	162,9	F	>2	<0,5	1,3	1,6	1,7	1,3	0,5	0,4	<0,1	35,5	0,6	0,9	<0,3	0,4	<0,3	<0,3	1,6	1,3
B	flire	23,9	166,0	F	4-5	<0,5	0,8	0,7	0,7	0,4	<0,4	1,0	<0,1	27,1	0,5	0,7	<0,3	0,6	<0,3	<0,3	1,0	0,6
B	flire	34,0	560,0	F	>2	<0,5	1,9	1,6	1,2	0,9	<0,4	0,5	<0,1	26,9	0,3	0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,2	0,4
B	brasme	40,5	820,0	F	>2	0,6	1,2	0,9	1,4	0,8	0,6	0,9	<0,1	21,8	0,9	1,4	<0,3	0,9	<0,3	0,3	2,7	1,8
B	brasme	43,0	960,0	M	4	<0,5	2,7	2,1	2,4	1,0	0,7	0,7	<0,1	28,3	2,0	2,1	<0,3	0,9	0,4	1,5	1,6	0,8
B	brasme	46,0	1245,0	F	>2	<0,5	1,1	0,8	1,0	0,5	0,5	1,0	0,2	27,1	0,6	0,5	<0,3	0,6	<0,3	0,3	0,6	0,5
B	flire	16,5	57,7	M	1-2	<0,5	2,2	1,3	1,9	0,9	0,8	1,9	0,2	39,4	0,7	1,0	<0,3	1,1	<0,3	<0,3	0,9	1,6
B	flire	17,0	53,9	M		0,6	2,2	1,6	1,6	0,9	0,7	1,3	0,2	38,8	0,4	0,7	<0,3	0,9	<0,3	<0,3	0,8	0,9
B	flire	14,5	26,2	M	1-2	<0,5	1,7	1,2	1,8	0,8	0,8	1,2	0,2	30,5	0,5	1,0	<0,3	0,8	<0,3	0,4	0,9	1,0
B	flire	15,0	41,1	F	4	<0,5	1,4	1,3	1,1	0,7	0,5	1,3	<0,1	24,8	0,4	0,7	<0,3	0,5	<0,3	<0,3	0,4	<0,3
B	flire	19,2	83,9	F	>2	<0,5	2,3	2,0	1,9	1,1	0,6	1,0	0,2	49,0	0,5	1,1	0,7	0,7	<0,3	<0,3	1,7	<0,3
B	flire	24,5	180,0	F	4	<0,5	1,6	0,9	0,9	0,4	<0,4	0,9	<0,1	23,1	0,4	1,1	<0,3	0,6	<0,3	<0,3	1,6	0,3
B	flire	21,4	107,3	F	>2	<0,5	2,1	1,5	1,0	0,7	<0,4	0,6	<0,1	32,8	0,4	0,5	0,5	0,7	<0,3	<0,3	0,9	0,3

Tabell B. Stasjon, fiskemorfometri, og analysedata PAH-metabolitter målt i galle (våttvekt) i fisk fra Nedre Nitelva august 2020.

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn M/F	Stadium	1-OH-fenantrene i ng/g galle	1-OH-pyren i ng/g galle	3-OH-benzo (a) pyren ng/g galle
A	abbor	27,5	263,0	F	3-4	<0,8	0,8	<1,0
A	gjørs	34,5	284,0	F	1-2	1,7	11,6	<1,0
A	gjørs	29,0	190,0	F	3-4	n.a.	n.a.	n.a.
A	gjørs	36,2	388,0	M	1-2	<0,8	7,1	<1,0
A	gjørs	29,0	201,0	F	1-2	1,0	10,5	<1,0
A	asp	44,5	864,0	F	3-4	2,3	11,8	<1,0
A	asp	37,0	437,0	F	1-2	<0,8	<0,2	<1,0
A	brasme	39,0	708,0	M	1-2	<0,8	0,3	<1,0
A	vederbuk	22,2	128,8	F	1-2	<0,8	5,2	<1,0
A	vederbuk	24,9	168,7	F	1-2	1,4	6,4	<1,0
B	abbor	18,0	69,1	M	4-5	10,6	57,0	<1,0
B	abbor	17,5	61,0	F	3	3,7	0,5	<1,0
B	abbor	16,9	56,3	M	3-4	n.a.	n.a.	n.a.
B	gjørs	36,5	386,0	F	1-2	12,2	201	<1,0
B	gjørs	38,5	446,0	F	3-4	24,1	369	<1,0
B	gjørs	28,5	191,0	F	1-2	3,5	71,4	<1,0
B	gjørs	40,0	482,0	F	4	28,3	436	<1,0
B	gjørs	41,0	563,0	M	1-2	10,7	249	<1,0
B	gjørs	50,5	1079,0	M	1-2	18,0	358	1,1
B	gjørs	45,0	767,0	F	2	15,7	270	<1,0
A	gjedde	58,0	1239,0	F	3-4	6,1	42,2	1,8
A	mort	17,3	58,9	F	>2	<0,8	4,6	<1,0
A	mort	18,0	57,8	F	3-4	n.a.	n.a.	n.a.
A	mort	19,5	90,7	M	1-2	<0,8	0,5	<1,0
A	mort	20,5	106	M	3	<0,8	0,6	<1,0
A	mort	19,5	85,6	F	>2	<0,8	4,7	<1,0
A	mort	19,8	94,8	F	4	<0,8	2,0	<1,0
A	flire	16,3	54,7	F	1-2	1,0	17,1	<1,0
A	flire	16,0	47,2	F	3	<0,8	<0,2	<1,0
A	flire	16,4	50,3	M	1-2	<0,8	<0,2	<1,0
B	gjørs	46,0	793,0	M	1-2	23,4	523	1,6
B	brasme	27,5	230,0	F	1-2	12,6	158	1,2
B	brasme	30,0	328,0	F	3	6,6	106	<1,0
B	brasme	28,0	255,0	M	2	5,0	19,2	<1,0

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn M/F	Stadium	1-OH-fenantrene i ng/g	1-OH-pyren i ng/g	3-OH-benzo (a) pyren ng/g
						galle	galle	galle
B	brasme	26,0	206,0	M	1-2	6,9	104	2,9
B	brasme	30,0	341,0	F	4	12,9	192	1,1
B	brasme	31,5	388,0	M	1-2	1,7	10,1	<1,0
B	brasme	32,0	412,0	F	>2	9,6	151	<1,0
B	brasme	36,0	560,0	F	4-5	<0,8	0,5	<1,0
B	brasme	37,0	682,0	M	1-2	5,4	77,4	2,7
A	flire	18,4	74,6	F	>2	<0,8	1,9	<1,0
A	flire	18,0	73,0	F	4	<0,8	11,8	<1,0
A	flire	25,0	177,4	F	1-2	<0,8	4,2	<1,0
A	flire	25,0	185,0	F	1-2	<0,8	0,9	<1,0
A	flire	26,5	207,7	F	2	<0,8	<0,2	<1,0
A	flire	27,0	231,0	F	2	<0,8	<0,2	<1,0
A	flire	29,5	296,4	F	>2	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	24,0	162,9	F	>2	3,4	35,5	<1,0
B	flire	23,9	166,0	F	4-5	6,3	97,9	<1,0
B	flire	34,0	560,0	F	>2	5,1	4,5	<1,0
B	brasme	40,5	820,0	F	>2	22,8	578	4,7
B	brasme	43,0	960,0	M	4	8,3	224	<1,0
B	brasme	46,0	1245,0	F	>2	12,2	254	1,7
B	flire	16,5	57,7	M	1-2	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	17,0	53,9	M		n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	14,5	26,2	M	1-2	<0,8	0,4	<1,0
B	flire	15,0	41,1	F	4	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	19,2	83,9	F	>2	9,6	138	1,2
B	flire	24,5	180,0	F	4	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	21,4	107,3	F	>2	<0,8	1,0	<1,0

Tabell C. Stasjon, fiskemorfometri, og analysedata for kvikksølv i muskel (våttvekt) og metaller i gjeller (tørrvekt) i fisk fra Nedre Nitelva august 2020.

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn M/F	Stadium	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
						Muskel ug/kg	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(mg/kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller
A	abbor	27,5	263,0	F	3-4	188,0	8,81	40,4	45,0	137	42,0	29,5	1,00	68,4	1,33	2,59	65,1	215
A	gjørs	34,5	284,0	F	1-2	176,0	6,67	35,3	28,7	175	18,2	61,1	1,55	69,3	94,2	2,20	68,7	38,6
A	gjørs	29,0	190,0	F	3-4	126,0	5,05	26,3	25,0	193	23,0	77,7	2,10	60,4	137	2,34	76,4	36,1
A	gjørs	36,2	388,0	M	1-2	151,0	9,21	65,1	33,1	135	31,2	133	1,89	72,5	106	2,21	55,2	63,5
A	gjørs	29,0	201,0	F	1-2	125,0	19,3	70,8	34,3	160	41,3	121	1,71	64,2	158	2,46	95,7	474
A	asp	44,5	864,0	F	3-4	226,0	2,05	487	45,3	158	26,1	346	2,93	62,4	32,0	1,51	29,5	61,7
A	asp	37,0	437,0	F	1-2	130,0	7,92	73,6	69,3	201	27,8	723	5,88	83,7	66,0	1,89	83,3	243
A	brasme	39,0	708,0	M	1-2	84,1	12,3	41,9	118	335	297	320	2,72	74,0	141	3,63	85,5	762
A	vederbuk	22,2	128,8	F	1-2	61,9	13,5	127	69,7	221	108	139	2,36	94,7	75,0	2,04	63,8	348
A	vederbuk	24,9	168,7	F	1-2	88,6	19,6	82,6	64,8	267	126	102	1,91	86,7	49,8	2,22	116	1290
B	abbor	18,0	69,1	M	4-5	95,4	21,8	384	84,9	202	66,5	40,9	1,47	69,3	19,1	2,68	41,9	205
B	abbor	17,5	61,0	F	3	79,6	72,5	557	93,2	215	113,8	348	2,57	65,6	<11	2,16	60,1	247
B	abbor	16,9	56,3	M	3-4	83,1	21,4	206	76,3	176	55,8	35,7	1,67	73,2	21,0	2,74	71,6	238
B	gjørs	36,5	386,0	F	1-2	190,0	12,1	36,5	33,7	117	31,9	641	4,38	65,5	82,9	2,17	40,6	37,5
B	gjørs	38,5	446,0	F	3-4	203,0	10,8	74,4	40,9	98,8	21,5	395	2,93	61,8	68,4	2,30	23,4	91,8
B	gjørs	28,5	191,0	F	1-2	144,0	64,3	115	45,8	202	58,6	423	2,75	74,4	118,1	1,82	42,2	120
B	gjørs	40,0	482,0	F	4	192,0	12,6	89,3	37,7	101	22,0	128	1,62	65,5	64,5	2,60	20,1	81,5
B	gjørs	41,0	563,0	M	1-2	150,0	14,0	188	44,4	86,5	19,8	883	4,59	69,8	60,8	1,78	17,5	63,9
B	gjørs	50,5	1079,0	M	1-2	233,0	15,1	56,9	28,5	148	20,7	95,1	1,23	53,9	74,2	1,93	20,3	55,2
B	gjørs	45,0	767,0	F	2	162,0	3,9	43,9	53,4	98,0	19,9	95,9	1,17	65,8	86,3	2,06	44,7	45,3
A	gjedde	58,0	1239,0	F	3-4	230,0	2,78	66,9	44,8	115	37,3	0,68	1,56	776	61,7	1,30	233	69,1
A	mort	17,3	58,9	F	>2	49,0	12,8	121	79,1	271	55,3	57,0	1,65	234	120	1,93	183	807
A	mort	18,0	57,8	F	3-4	50,1	33,7	390	153	144	188	291	2,27	163	67,8	1,31	125	306
A	mort	19,5	90,7	M	1-2	40,6	36,6	124	92,6	285	126	94,2	2,42	178	133	2,18	211	514
A	mort	20,5	106	M	3	30,4	15,8	66,8	82,9	301	123	182	2,15	144	109	2,20	185	464
A	mort	19,5	85,6	F	>2	94,1	24,6	292	76,3	281	84,0	94,8	4,86	157	82,4	1,79	321	395
A	mort	19,8	94,8	F	4	47,7	19,3	240	148	264	58,4	71,8	2,38	270	109	1,70	389	215
A	flire	16,3	54,7	F	1-2	61,9	40,5	264	114	341	165	170	2,08	86,4	117	2,49	116	830
A	flire	16,0	47,2	F	3	80,2	27,7	414	118	276	223	149	1,98	84,7	116	2,67	96,3	248
A	flire	16,4	50,3	M	1-2	83,8	85,5	250	98,8	412	231	250	2,32	87,6	128	2,65	71,3	4640
B	gjørs	46,0	793,0	M	1-2	154,0	57,2	184	37,5	220	48,2	198	1,54	58,6	110	1,68	29,1	149

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn		Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
				M/F	Stadium	Muskel ug/kg	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(mg/kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(mg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller	(µg/Kg) i gjeller
B	brasme	27,5	230,0	F	1-2	80,8	17,4	45,9	333	393	389	262	2,56	90,0	122	3,29	72,4	584
B	brasme	30,0	328,0	F	3	41,2	21,3	114	180	394	119	144	2,17	85,6	117	2,98	75,2	254
B	brasme	28,0	255,0	M	2	37,8	32,5	79,1	232	338	212	195	1,72	80,8	191	3,25	161	180
B	brasme	26,0	206,0	M	1-2	44,7	15,1	35,2	97,6	301	117	108	2,02	78,8	99	2,84	49,7	1450
B	brasme	30,0	341,0	F	4	54,5	37,8	67,6	98,1	466	159	118	1,93	81,9	127	3,33	56,4	1640
B	brasme	31,5	388,0	M	1-2	58,1	15,7	32,9	100	274	199	85,6	1,81	80,8	141	2,72	88,5	745
B	brasme	32,0	412,0	F	>2	55,7	36,1	61,9	73,3	347	96,6	108	2,37	73,6	122	2,95	32,5	621
B	brasme	36,0	560,0	F	4-5	74,9	20,0	78,7	70,9	384	227	121	2,81	73,7	172	3,41	45,1	452
B	brasme	37,0	682,0	M	1-2	114,0	26,9	44,0	92,6	408	228	119	1,59	69,3	186	2,87	26,8	654
A	flire	18,0	73,0	F	4	109,0	45,6	424	82,9	306	209	184	2,33	83,2	69,1	2,45	124	1550
A	flire	25,0	177,4	F	1-2	56,0	29,4	151	128	313	160	121	2,01	79,9	158	3,07	243	590
A	flire	25,0	185,0	F	1-2	44,9	41,9	123	152	372	248	162	2,06	77,4	137	2,82	242	338
A	flire	26,5	207,7	F	2	38,4	16,1	69,0	244	291	226	127	2,31	84,1	149	3,08	357	553
A	flire	27,0	231,0	F	2	43,4	27,4	87,9	164	346	162	130	1,79	83,2	129	2,66	276	584
A	flire	29,5	296,4	F	>2	42,5	22,4	55,4	128	316	264	137	7,33	73,0	188	3,39	143	390
B	flire	24,0	162,9	F	>2	160,0	8,08	41,7	189	460	228	38,4	2,18	85,3	192	2,05	137	250
B	flire	23,9	166,0	F	4-5	130,0	47,4	168	84,9	284	289	123	2,34	77,8	268	2,15	139	1160
B	flire	34,0	560,0	F	>2	79,9	136	190	81,1	368	140	254	1,78	67,4	136	1,32	62,2	260
B	brasme	40,5	820,0	F	>2	112,0	172	243	57,4	808	278	542	2,94	72,3	162	4,32	52,9	586
B	brasme	43,0	960,0	M	4	85,7	77,3	149	51,7	626	182	330	2,70	73,9	91,2	3,59	19,2	742
B	brasme	46,0	1245,0	F	>2	146,0	13,7	30,4	67,8	593	129	217	2,22	73,5	76,7	3,87	41,1	232
B	flire	16,5	57,7	M	1-2	46,6	118	235	111	410	140	225	2,96	82,8	79,2	1,86	62,8	589
B	flire	17,0	53,9	M		35,9	167	370	131	495	236	343	2,76	95,4	177	2,52	82,6	609
B	flire	14,5	26,2	M	1-2	55,9	32,4	124	113	174	99,1	79,6	3,06	96,2	99,4	2,28	83,3	439
B	flire	15,0	41,1	F	4	98,4	149	298	86,3	498	272	234	2,49	89,4	114	2,47	88,6	2260
B	flire	19,2	83,9	F	>2	107,0	124	203	50,0	367	316	229	3,14	80,0	135	2,22	63,1	742
B	flire	24,5	180,0	F	4	59,1	14,3	44,5	83,6	276	156	77,0	2,10	82,5	14,8	2,13	84,6	617
B	flire	21,4	107,3	F	>2	75,0	27,6	419	75,3	313	241	110	1,73	76,7	55,7	2,68	123	130

Tabell D. Stasjon, fiskemorfometri, og analysedata for metaller i lever (tørrvekt) i fisk fra Nedre Nitelva august 2020.

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn M/F	Stadium	Al (mg/Kg) i lever	Cr (mg/Kg) i lever	Mn (mg/kg) i lever	Fe (mg/Kg) i lever	Co (µg/Kg) i lever	Ni (µg/Kg) i lever	Cu (mg/Kg) i lever	Zn (mg/Kg) i lever	As (µg/Kg) i lever	Se (mg/Kg) i lever	Cd (µg/Kg) i lever	Pb (µg/Kg) i lever
A	abbor	27,5	263,0	F	3-4	11,2	33,7	3,70	606	513	335,8	19,3	120	93,3	7,27	3510	33,7
A	gjørs	34,5	284,0	F	1-2	3,21	35,1	9,64	827	379	26,0	20,0	97,8	132	8,00	346	5,17
A	gjørs	29,0	190,0	F	3-4	3,59	108,6	8,62	336	323	18,6	11,0	72,4	125	5,74	194	8,02
A	gjørs	36,2	388,0	M	1-2	3,91	98,8	11,4	864	574	25,3	16,1	91,1	149	7,94	491	4,05
A	gjørs	29,0	201,0	F	1-2	2,86	78,1	12,2	908	634	15,7	19,8	95,2	137	7,91	243	7,94
A	asp	44,5	864,0	F	3-4	3,01	7,2	9,27	1513	97,0	18,2	59,0	109	110	10,6	410	15,2
A	asp	37,0	437,0	F	1-2	2,22	16,5	9,30	2270	99,3	12,2	56,3	115	196	8,53	388	9,71
A	brasme	39,0	708,0	M	1-2	23,6	29,1	47,5	2010	400	231,1	146	141	320	12,8	1430	207
A	vederbuk	22,2	128,8	F	1-2	7,06	25,0	37,4	698	220	53,1	88,2	130	372	6,35	797	17,9
A	vederbuk	24,9	168,7	F	1-2	3,89	6,5	9,25	1100	162	8,8	116	126	352	7,33	711	10,2
B	abbor	18,0	69,1	M	4-5	7,26	180,0	4,74	516	605	11,8	10,9	86,5	138	4,63	594	17,0
B	abbor	17,5	61,0	F	3	4,72	255,7	9,73	687	543	41,7	18,6	119	131	5,26	1410	28,9
B	abbor	16,9	56,3	M	3-4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
B	gjørs	36,5	386,0	F	1-2	4,21	27,1	7,47	439	179	20,3	11,6	75,5	92,0	5,27	410	7,78
B	gjørs	38,5	446,0	F	3-4	3,49	57,2	8,18	441	524	25,5	13,1	86,8	111	5,77	496	3,14
B	gjørs	28,5	191,0	F	1-2	3,12	16,2	7,46	589	224	15,6	19,2	79,0	150	5,82	112	4,78
B	gjørs	40,0	482,0	F	4	6,71	90,8	11,1	571	563	31,8	14,7	88,6	72,3	7,35	471	4,13
B	gjørs	41,0	563,0	M	1-2	5,36	37,8	10,4	647	360	25,7	20,7	84,0	105	6,79	303	7,73
B	gjørs	50,5	1079,0	M	1-2	11,1	19,3	10,93	268	748	29,2	17,2	85,0	109	5,92	870	2,52
B	gjørs	45,0	767,0	F	2	5,50	209,0	8,77	486	405	31,1	15,7	84,6	132	6,55	486	6,33
A	gjedde	58,0	1239,0	F	3-4	7,39	113,1	5,94	1830	179	39,3	29,4	223	134	7,95	532	14,4
A	mort	17,3	58,9	F	>2	5,45	8,7	34,0	780	149	93,3	30,7	104	227	6,53	428	21,3
A	mort	18,0	57,8	F	3-4	13,7	105,9	141	769	305	326,2	41,6	128	215	3,87	453	51,7
A	mort	19,5	90,7	M	1-2	20,2	41,5	5,13	261	119	111,1	28,4	205	390	6,16	632	33,8
A	mort	20,5	106	M	3	15,9	51,6	53,3	1150	139	178,9	14,9	101	241	4,88	401	30,1
A	mort	19,5	85,6	F	>2	10,2	62,8	9,60	672	125	74,1	36,4	116	109	6,34	659	22,4
A	mort	19,8	94,8	F	4	53,5	92,3	38,0	790	182	120,7	58,9	187	256	5,08	624	65,8
A	flire	16,3	54,7	F	1-2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
A	flire	16,0	47,2	F	3	3,81	32,2	7,84	479	203	37,1	46,1	101	150	4,66	313	13,3
A	flire	16,4	50,3	M	1-2	13,2	16,0	9,40	1630	210	43,8	69,6	139	164	6,62	1040	45,8
B	gjørs	46,0	793,0	M	1-2	4,00	17,9	8,29	746	263	23,3	26,8	81,0	125	6,52	353	9,08
B	brasme	27,5	230,0	F	1-2	2,49	31,7	11,2	168	186	85,5	76,3	109	123	8,23	506	47,1
B	brasme	30,0	328,0	F	3	4,41	13,5	7,71	340	108	47,3	30,4	105	166	8,42	239	39,9
B	brasme	28,0	255,0	M	2	2,74	150,0	6,75	182	263	64,7	52,2	113	277	9,27	952	27,1
B	brasme	26,0	206,0	M	1-2	10,6	45,0	9,16	250	123	31,4	29,8	111	147	10,1	249	103

Stasjon	Fiskeart	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn M/F	Stadium	Al (mg/Kg) i lever	Cr (mg/Kg) i lever	Mn (mg/kg) i lever	Fe (mg/Kg) i lever	Co (µg/Kg) i lever	Ni (µg/Kg) i lever	Cu (mg/Kg) i lever	Zn (mg/Kg) i lever	As (µg/Kg) i lever	Se (mg/Kg) i lever	Cd (µg/Kg) i lever	Pb (µg/Kg) i lever
B	brasme	30,0	341,0	F	4	2,49	8,8	5,93	242	99,7	<9	46,6	95,0	164	8,51	259	75,8
B	brasme	31,5	388,0	M	1-2	5,67	18,7	9,6	969	298	57,0	115,1	141	209	12,9	758	110
B	brasme	32,0	412,0	F	>2	5,76	13,3	10,0	605	133	34,3	24,2	93,2	212	8,15	291	78,0
B	brasme	36,0	560,0	F	4-5	5,96	6,8	12,6	499	176	24,9	55,7	121	119	11,6	623	111
B	brasme	37,0	682,0	M	1-2	5,56	212,4	4,91	675	177	38,9	59,0	83,1	156	8,44	336	99,6
A	flire	18,4	74,6	F	>2	7,90	60,9	8,81	787	154	4,1	78,0	121	149	7,28	769	33,6
A	flire	18,0	73,0	F	4	12,2	68,6	13,1	438	156	37,5	51,4	110	133	6,01	483	59,0
A	flire	25,0	177,4	F	1-2	4,89	98,4	11,6	281	200	44,1	135	164	179	10,6	713	45,9
A	flire	25,0	185,0	F	1-2	9,75	31,6	9,9	209	187	34,7	120	134	163	11,2	484	42,2
A	flire	26,5	207,7	F	2	6,04	40,2	11,0	249	286	56,3	104	137	170	9,14	987	48,0
A	flire	27,0	231,0	F	2	5,49	61,3	20,9	283	239	83,8	108	144	191	8,67	754	73,8
A	flire	29,5	296,4	F	>2	6,25	4,7	10,4	530	195	37,0	75,0	116	219	8,89	740	80,4
B	flire	24,0	162,9	F	>2	20,4	51,0	115	561	181	35,8	43,2	162	264	5,46	653	58,4
B	flire	23,9	166,0	F	4-5	14,7	96,3	7,70	526	167	24,4	46,0	159	555	4,84	617	15,6
B	flire	34,0	560,0	F	>2	16,3	4,3	8,15	234	60,1	32,0	31,7	149	363	3,53	592	7,49
B	brasme	40,5	820,0	F	>2	13,4	24,5	8,67	896	160	54,3	93,1	151	140	9,96	1390	132
B	brasme	43,0	960,0	M	4	35,3	75,3	10,7	1990	194	102,8	79,0	128	153	19,3	795	217
B	brasme	46,0	1245,0	F	>2	27,2	45,0	10,0	658	150	69,1	68,6	136	172	7,82	2280	53,8
B	flire	16,5	57,7	M	1-2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	17,0	53,9	M		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	14,5	26,2	M	1-2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	15,0	41,1	F	4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
B	flire	19,2	83,9	F	>2	7,35	26,4	7,90	1070	212	22,8	91,7	197	181	6,55	909	35,9
B	flire	24,5	180,0	F	4	11,4	24,0	8,00	1420	177	55,6	108	215	119	8,50	616	48,2
B	flire	21,4	107,3	F	>2	18,1	80,3	7,49	953	210	58,7	96,4	196	179	9,43	1290	16,3

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 • post@niva.no