

Tørke og effekter på vannkvalitet og biota i lite påvirkede vassdrag i Norge



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Økernveien 94
0579 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 Tørke og effekter på vannkvalitet og biota i lite påvirkede vassdrag i Norge	Løpenummer 7786-2022	Dato 21.11.2022
Forfatter(e) Jan-Erik Thrane, Maeve McGovern, Tor Erik Eriksen, Jonas Persson, Knut Andreas Eikland (NINA) & Knut Marius Myrvold (NINA)	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 51 + Vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Pål Inge Synsfjell
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet M-2369 2022	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210000

Sammendrag

I denne rapporten har vi har vi brukt overvåkingsdata fra lite påvirkede vassdrag for å studere effekter av tørke på vannkvalitet og biota. Vi sammenliknet vannkjemiske og biologiske data fra tørkesommeren 2018 (som våre analyser bekrefter at var historisk tørr og varm) med resultater fra de samme elvene i det mer «normale» året 2020. Resultatene viste få klare effekter på vannkemi, med unntak av tydelig lavere DOC og fargetall under tørken. Stofftransporten var svært lav under tørken pga. liten vanntransport, med potensielle effekter på nedstrøms innsjøer og kystvann. For bunndyr fant vi ingen effekter på indekser som responderer på vanntemperatur, vannføring eller oksygeninnhold. Dette skyldes nok at prøvene tas i strykepartier, der forholdene er gode selv under ekstrem tørke. Faktorer som redusert vanndekt areal og høy vanntemperatur forventes allikevel å påvirke bunndyr, men ble ikke fanget opp med standard prøvetakingsmetodikk. Tørkesommeren 2018 hadde begrenset påvirkning på bestandene av ung laksefisk. Nasjonalt var det få trender fra 2017 til 2019 (altså før og etter tørkesommeren) eller i sammenlikningen av 2018 og 2020, men i Midt-Norge var det en nedgang i tetthet og gjennomsnittsstørrelse fra 2017 til 2019.

Fire emneord	Four keywords
1. Tørke	1. Drought
2. Vannkemi	2. Water chemistry
3. Fisk	3. Fish
4. Bunndyr	4. Benthic invertebrates

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

Jan-Erik Thrane
Prosjektleder/Hovedforfatter

Øyvind Kaste
Kvalitetssikrer

Laurence Carvalho
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7522-3

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjon kan siteres fritt med kildeangivelse

Overvåking i referanseelver
**Tørke og effekter på vannkvalitet og biota
i lite påvirkede vassdrag i Norge**

Forord

Gjennom det nasjonale basisovervåkingsprogrammet *Overvåking i Referanseelver* ble det i 2022 bevilget midler til en analyse av effekter av tørke på vannkvalitet og biota i lite påvirkede vassdrag. Analysen baserer seg på data innsamlet gjennom overvåkingsprogrammet i perioden 2017-2021.

Følgende personer har vært med å utarbeide rapporten:

Maeve McGovern (NIVA) har stått for det meste av databearbeiding og analyser (inkl. figurer) av vannkjemiske, klimatiske og hydrologiske data. Hun har også bidratt i idé- og skriveprosessen.

Jonas Persson (NIVA) har klargjort data og gjort analysene av bunndyrdataene referanseelvene, mens **Tor Erik Eriksen** (NIVA) har analysert data fra tidsserien på bunndyr fra Folldal og skrevet hoveddelen av rapportbidraget om bunndyr. Han har også kommet med generelle innspill til rapporten.

Knut Marius Myrvold (NINA) har vært hovedansvarlig for analyser og rapportbidrag om fisk og bidratt med generelle innspill til rapportens oppbygning, samt tekstbidrag til innledning og konklusjon.

Knut Andreas Eikland (NINA) har bidratt til rapportbidraget om fisk.

Elina Lungrin (NINA) har sammenstilt fiskedataene for analyse.

Jan-Erik Thrane (NIVA) har ledet arbeidet med rapporten og sammenfattet de ulike delene, samt skrevet innledningen og resultatene om vannkvalitet. Han har også gjort analysene av tørkeomfang basert på meteorologiske og hydrologiske data.

Øyvind Kaste og **Heleen deWit** (begge NIVA) har kvalitetssikret rapporten og kommet med gode innspill underveis.

NIVA, NINA, Akvaplan NIVA og Norce har sammen gjennomført overvåkingen i referanseelver siden 2017. En stor takk til alle prosjektmedarbeidere som har vært involvert i feltarbeidet og de taksonomiske/kjemiske analysene som denne rapporten baserer seg på. Mer informasjon om overvåkingsprogrammet og resultatene fra overvåking kan leses i tidligere utgitte hovedrapporter. Rådata fra programmet ligger i databasen *Vannmiljø*.

Oslo, 21.11.2022

Jan-Erik Thrane, prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	11
1.1	Bakgrunn	11
1.2	Hva er tørke og hvordan forventes det å påvirke vannkvalitet og akvatisk biota?	12
1.3	Fremgangsmåte og forskningsspørsmål	14
2	Metode	15
2.1	Om referanseelv-programmet og innsamlede overvåkingsdata	15
2.1.1	Vannkjemiske data	16
2.1.2	Biologiske data	16
2.2	Klimatiske og hydrologiske data	18
2.3	Dataanalyser	19
2.3.1	Beregning av tørke i overvåkede nedbørfelt i perioden 2018–2021	19
2.3.2	Vannkvalitet.....	19
2.3.3	Bunndyr	21
2.3.4	Fisk.....	22
3	Resultater og diskusjon.....	23
3.1	Graden av tørke i overvåkede nedbørfelt og økoregioner	23
3.1.1	Meteorologiske og hydrologiske forhold i tørkeåret 2018 vs. 2020	23
3.2	Effekter av tørke på vannkvalitet og stofftransport	27
3.2.1	Vanntemperatur	27
3.2.2	Stoffkonsentrasjon vs. vannføring og hvordan denne sammenhengen forventes å påvirke ulike parameteres respons på tørke	28
3.2.3	Effekter av tørke på konsentrasjoner og stofftransport	30
3.2.4	Forsuringsrelaterte parametere	35
3.3	Effekter av tørke på bunndyr	37
3.3.1	Trender i indikatorverdier i overvåking i referanseelver.....	37
3.3.2	Analysen av tidsserier av bunndyr fra Folldal	38
3.4	Effekter av tørke på laksefisk.....	41
3.4.1	Endringer i alle økoregioner samlet	41
3.4.2	Endringer i bestemte økoregioner	43
3.4.3	Diskusjon av resultater for fisk med hensyn til tørke	44
4	Konklusjon	46
5	Referanser.....	48

Sammendrag

En av effektene av klimaendringene er en generell økning i frekvens og intensitet av ekstreme værhendelser som hetebølger, styrtregn og tørke. Selv om det i Norge ikke nødvendigvis forventes mer tørke (det blir varmere, men også våtere), har det siden den ekstreme tørkesommeren 2018 vært flere perioder med uvanlig tørre forhold både i Norge og i resten av Europa. Dette har hatt store konsekvenser både for samfunn og miljø, og effekter av tørke på landbruk, vannforsyning, energi og skogbruk har fått stor oppmerksomhet her til lands. Effektene av tørke på økologien og biologien i vassdrag har vært viet mindre oppmerksomhet, og kunnskapen rundt slike effekter er mangelfull. I denne rapporten har vi analysert effekter av tørke på vannkvalitet og biologi (fisk og bunndyr) i lite påvirkede vassdrag i Norge, i hovedsak ved hjelp av data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for Referanseelver for perioden 2017 – 2021.

Dataene fra overvåking i referanseelver omfatter månedlige målinger av vannkjemi, samt årlige undersøkelser av fisk (tetthet og lengdefordeling av ung laksefisk), bunndyr (taksonomisk sammensetning) og begroing (ikke analysert i denne rapporten). Omtrent halvparten av vannforekomstene har vært undersøkt i partallsår (2018 og 2020) og den andre halvparten i oddetallsår (2019 og 2021).

At sommeren 2018 var historisk tørr og varm i Norge er godt dokumentert, men vi valgte allikevel å kartlegge den romlige og tidsmessige utbredelsen av tørke i de overvåkede nedbørfeltene og økoregionene ved å analysere ulike meteorologiske og hydrologiske parametere. Resultatene viste, som ventet, at perioden mai – juli 2018 var historisk tørr, med rekordhøye lufttemperaturer og rekordlav jordfuktighet og avrenning i mesteparten av landet. Også vanntemperaturen var høy i de fleste vassdrag i mai – juli. Basert på disse funnene valgte vi i hovedsak å undersøke tørkeeffekter ved å sammenlikne vannkemiske og biologiske resultater under og etter tørkesommeren 2018 med resultater fra de samme elvene i det mer «normale» året 2020.

Når det gjelder vannkvalitet fant vi at konsentrasjonene av oppløst organisk karbon (DOC) og relaterte parametere (fargetall og jern) var signifikant lavere under tørken i juni og juli 2018 sammenliknet med 2020. Dette skyldes trolig ekstremt lav avrenning og minimal stofftransport fra nedbørfeltet under tørkeperioden. For fosfor og nitrogen forventet vi at konsentrasjonene ville påvirkes av tørken, men vi avdekket få konsistente forskjeller i næringssaltkonsentrasjoner mellom tørkesommeren 2018 og 2020. Blant de forsuringsrelaterte parameterne (kalsium, sulfat og pH), var det tendenser til at konsentrasjonen av kalsium økte utover sommeren i tørkeåret 2018 sammenliknet med 2020, kanskje som følge av redusert fortykning i overflatevann (økt relativt bidrag fra grunnvann). pH var også noe høyere i juni og juli 2018, som kan ha sammenheng med høyere konsentrasjoner av basekationer og muligens også økt fotosynteseaktivitet. Det var ingen tendens til forhøyet sulfatkonsentrasjon i etterkant av tørken, noe som er kjent fra litteraturen, men en slik effekt er lite sannsynlig å detektere ved kun månedlig prøvetaking.

For både DOC, næringsalter og kalsium var det som ventet svært lave flukser (stofftransport) under tørken i juni og juli 2018 sammenliknet med 2020, noe som i hovedsak skyldes lav vanntransport. Forskjellen var størst for DOC og totalfosfor (i snitt 6,5 ganger lavere enn i 2020), og noe mindre for totalnitrogen (4 ganger lavere) og kalsium (3 ganger lavere). Generelt vil reduserte flukser av DOC og næringsalter ha konsekvenser for økosystemprosesser i nedstrøms innsjøer og kystsystemer under en tørkeperiode. I 2018 var mai måned historisk varm og det var mye snø i fjellet, særlig på Østlandet. Dette medførte en tidlig vårflokk i 2018, som ga svært høye flukser av alle stoffer i mai 2018 sammenliknet med mai 2020.

For bunndyr undersøkte vi indeksene LIFE, ASPT, EPT og % kaldtvannarter, som responderer på hhv. strømforhold, oksygenforhold, generell påvirkning og varmt vann – dvs. forhold som kan påvirkes av langvarig tørke. Vi fant ingen signifikante forskjeller mellom år eller økoregioner som kunne tilskrives tørke i referanseelvene, og heller ikke i en tidsserie av bunndyr fra Folldal. En mulig årsak til manglende responser kan være at bunndyrprøvene uansett tas i strykpartier, der det som regel er gode strøm- og oksygenforhold selv under ekstremt tørre perioder. Faktorer som redusert vanndekt areal og høyere temperatur vil allikevel kunne påvirke både mengden og artssammensetningen av bunndyr, og for å avdekke dette må det gjøres undersøkelser som er tilpasset et slikt formål.

Tørkesommeren 2018 hadde begrenset påvirkning på bestandene av ørret og laks i referanseelvene. På nasjonalt nivå var det ingen tydelige trender fra 2017 til 2019 (altså før og etter tørkesommeren 2018) og heller ikke i sammenlikningen av 2018 og 2020. I Midt-Norge var det imidlertid en statistisk signifikant nedgang i tetthet og gjennomsnittstørrelse fra 2017 til 2019. Hvorvidt dette *kun* skyldes tørkesommeren 2018 er imidlertid usikkert, da flere andre faktorer som vintertørke, flommer, oppgang av gytefisk og gytesuksess kan ha spilt inn.

For bunndyr og fisk, og for en del vannkjemiske parametere, observerte vi betydelig variasjon mellom stasjoner, men liten eller ubetydelig variasjon i gjennomsnitt for alle elver. Dette indikerer at tørken i 2018 kan ha hatt store utslag lokalt, men at effektene har vært små eller minimale på regional og nasjonal skala.

Med endringer i vær og klima vil 2018 trolig ikke være det siste året med lav vannføring og høy temperatur. Videre overvåking vil øke datagrunnlaget og dermed sikkerheten i analysene av effekten av tørke på vannkvalitet og ferskvannsbiota. Referanseelvene er derfor svært viktige i overvåkingssammenheng, fordi en kan skille de store klimatologiske faktorene fra lokale påvirkninger. Samtidig er referanseelvene trolig bedre rustet i møte med endrede temperatur- og avrenningsforhold enn mer påvirkede og modifiserte vassdrag med omfattende endringer og påvirkninger i nedbørsfeltene. For eksempel forventes bredere spenn av temperaturforhold og flere og større kaldtvannsrefugier enn modifiserte vassdrag. Skadelige effekter av tørkehendelser på vannkvalitet vil trolig også være større i mer forurensede vannforekomster, f.eks. nær punktutslipp, der kombinasjonen av lav vannføring og høy temperatur kan dette føre til betydelig oksygenvinn, med utfordringer for oksygenkrevende arter av både fisk og bunndyr.

Summary

Title: Drought and effects on water quality and biota in natural rivers in Norway

Year: 2022

Author(s): Jan-Erik Thrane, Maeve McGovern, Tor-Erik Eriksen, Jonas Persson, Knut Marius Myrvold & Knut Andreas Eikland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7522-3

One of the effects of climate change is increased frequency and intensity of extreme weather events, including heatwaves, droughts, and torrential rain. Even though more frequent drought is not necessarily expected in Norway (it gets warmer, but also wetter), there have been several periods of unusually dry conditions both in Norway and in the rest of Europe in recent years, with the summer of 2018 standing out as an extremely dry period. This has had major consequences both for society and the environment, and the effects of drought on agriculture, water supply, energy and forestry have recently received a lot of attention. The effects of drought on the ecology and biology of watercourses have received considerably less attention and remain key knowledge gaps in our understanding of climate change impacts on natural ecosystems. In this report, we investigate the effects of drought on water quality and biology (fish and benthic macroinvertebrates) in natural rivers with little human impact across all of Norway, mainly using data from the national monitoring program for Reference Rivers for the period 2017 – 2021.

The data from the reference river monitoring program includes monthly measurements of water chemistry, as well as annual surveys of fish (density and length distribution of young salmonids), benthic macroinvertebrates (taxonomic composition) and benthic algae (not analyzed in this report). Approximately half of the water bodies have been monitored in even-numbered years (2018 and 2020) and the other half in odd-numbered years (2019 and 2021).

That the summer of 2018 was historically dry and hot in Norway is well documented, but we still chose to map the spatial and temporal distribution of drought in the monitored catchments and ecoregions by analyzing various meteorological and hydrological parameters. The results showed, as expected, that the period May – July 2018 was historically dry, with record high air temperatures and record low soil moisture and runoff in most of the country. The water temperature was also high in most watercourses in May – July. Based on these findings, we chose to investigate drought effects by comparing water chemistry and biological results during and after the drought in the summer of 2018 with results from the same rivers in the more "normal" year 2020.

For water quality, we found that the concentrations of dissolved organic carbon (DOC) and related parameters (color and iron) were significantly lower during the drought in June and July 2018 compared to 2020. This is probably due to extremely low runoff and minimal material transport from the catchment during the drought period. For phosphorus and nitrogen, we expected that the concentrations would be affected by the drought, but we found few consistent differences in nutrient concentrations between the dry summer of 2018 and 2020. Among the parameters related to acidification (calcium, sulfate and pH), there were tendencies for the concentration of calcium to increase throughout the summer in the drought year (2018) compared to 2020, perhaps as a result of reduced dilution in surface water (increased relative contribution from groundwater). The pH was also somewhat higher in June and July 2018, which may be related to higher concentrations of base cations and possibly also increased photosynthetic activity. There was no tendency for elevated sulphate concentration after the drought, which is known from the literature, but such an effect is unlikely to be detected with only monthly sampling.

For DOC, nutrients and calcium, it was, as expected, very low fluxes (element transport) during the drought in June and July 2018 compared to 2020, mainly due to low water discharge. The difference was greatest for DOC and total phosphorus (on average 6.5 times lower than in 2020), and somewhat less for total nitrogen (4 times lower) and calcium (3 times lower). Reduced fluxes of DOC and nutrients have consequences for ecosystem processes in downstream receiving lakes and coastal systems during and after periods of drought. In 2018, the month of May was historically warm and there was a lot of snow in the mountains, especially in Eastern Norway. This led to an early spring flood in 2018, which produced very high fluxes of all measured variables in May 2018 compared to May 2020.

For benthic macroinvertebrates, we examined the indices LIFE, ASPT, EPT and % cold-water species, which respond to current/flow conditions, oxygen conditions, and warm water, respectively – i.e. conditions that can be affected by prolonged drought. We found no significant differences between years or ecoregions that could be attributed to drought in the reference rivers, nor in a time series of benthic animals from Folldal. A possible reason for the lack of responses could be that the benthic samples are collected from riffles, where there are usually good current and oxygen conditions even during extremely dry periods. Factors such as reduced water-covered area and higher temperature could still affect both the abundance and the species composition of benthic macroinvertebrates, but further research more closely targeted to these questions is required.

The dry summer of 2018 had limited impact on the populations of trout and salmon in the reference rivers. At the national level, there were no clear trends from 2017 to 2019 (i.e. before and after the dry summer of 2018) nor in the comparison of 2018 to 2020. In Central Norway, however, there was a statistically significant decrease in density and average size from 2017 to 2019. However, whether this is only due to the dry summer of 2018 is uncertain, as several other factors such as winter drought, floods, number of spawning fish and spawning success may also have played a role.

For benthic invertebrates and fish, and for a number of water chemical parameters, we observed significant variation between stations, but little or negligible variation on average between years for all rivers. This indicates that the drought in 2018 may have had major effects locally, but that the effects have been small or minimal on a regional and national scale.

With changes in weather and climate, 2018 will not be the last year of low water flow and high water temperatures. Further monitoring is key to enhancing our ability to evaluate the effect of drought on water quality and freshwater biota. Thus, the reference rivers play an important role in a monitoring context, because they allow for the separation of climatological factors from local impacts. At the same time, the reference rivers are probably better equipped to deal with changing temperature and runoff conditions than more impacted and modified watercourses. For example, a wider range of temperature conditions and more and larger cold water refugia are expected for the reference rivers compared to more modified waterways. Harmful effects of drought events on water quality will likely also be greater in more polluted water bodies with e.g. point sources, where the combination of low water flow and high temperature can lead to significant oxygen loss, with challenges for oxygen-demanding species of both fish and benthic invertebrates.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Klima er en sentral driver for abiotiske og biotiske prosesser i naturen, og styrer sammensetningen av biologiske samfunn og funksjon av økosystemer gjennom prosesser som avhenger av temperatur og nedbørsmønstre. Klimaendringer er derfor en viktig driver for naturendringer, lokalt og globalt, gjennom å påvirke naturlige klimatilpasninger i økosystemene. Økte uregelmessigheter i været, som hetebølger, hyppigere tørkeperioder og mer styrtregn er en forventet effekt av klimaendringene (IPCC, 2022). Ferskvannssystemer er spesielt utsatt for klimaendringer, blant annet som følge av vannmiljøets fysiske egenskaper (Eriksen et al. 2021), allerede høy grad av menneskelig påvirkning (Tickner et al. 2020), samt akvatiske arters begrensede spredningsmuligheter (Sauer et al. 2011).

Perioder med tørke forventes å øke i frekvens og intensitet som følge av global oppvarming (IPCC, 2022), men graden og utbredelsen av tørke vil variere betydelig i ulike deler av verden (Naumann et al. 2018). Også i Europa er det forventet store regionale forskjeller i fremtidig tørkeutbredelse. Sør- og Sentral-Europa vil trolig oppleve hyppigere og mer intens tørke (Stagge et al. 2017; Naumann et al. 2018; Spinoni et al. 2018), mens det er større usikkerhet knyttet til nordlige deler av Europa og Norden. Flere studier predikerer våtere forhold og mindre tørke i Norden (Stagge et al. 2017 & Naumann et al. 2018), mens andre indikerer at det i fremtiden også kan bli mer tørke nord i Skandinavia (Spinoni et al. 2018). I Norge forventes det generelt mer ekstremvær, og Norsk Klimaservicesenters prognoser indikerer generelt mer nedbør. Men som følge av klimaendringene er risikoen for kraftige hetebølger dobbelt så høy som den ville vært uten klimaendringer, og vi må være forberedt på at tørkesomre kan bli mer vanlig også i Norge, spesielt i sør (Skaland et al. 2019). Det kreves imidlertid med forskning for å si noe sikkert om dette.

Til tross for usikkerheten rundt fremtidig utbredelse av tørke i Norden, så har det det siden 2018 vært flere perioder med uvanlig tørre forhold på våre breddegrader. Sommeren 2018 var det historisk kraftig tørke, med rekordhøye temperaturer i store deler av Europa i mai og juli (Bakke et al. 2020; Buras et al. 2020). Til forskjell fra tidligere tørkehendelser i Europa, der høytrykkene typisk har vært sentrert over Sør-Europa, var 2018 var spesiell fordi høytrykket som igangsatte tørken lå sentrert over Norden (Bakke et al. 2020). Tørken rammet dermed Nord-Europa og Norden uvanlig hardt. I Norge sett under ett var det det varmeste og fjerde mest nedbørfattige mai – juli-perioden siden de nasjonale målingene startet i 1900, noe som ga rekordlav grunnvannsstand og avrenning i Sør-Norge (Skaland et al. 2019). Samlet sett Sannsynligvis var sommeren 2018 den mest ekstreme tørkesommeren siden 1900 i Sør-Norge. I tillegg til tørkesommeren 2018, var det en svært tørr sommer og høst i Sør-Norge i 2021, og en påfølgende historisk tørr sommer i Sentral- og Sør-Europa i 2022 (Toreti et al. 2022). Dette har medført økt oppmerksomhet rundt effektene av tørke på samfunn og natur.

En oppsummering av rapporterte tørkeeffekter viser at de hyppigst rapporterte effektene i forbindelse med tørke i Norden er utfordringer knyttet til vannkraftproduksjon, landbruk, skogbranner og skogbruk (Stahl et al. 2016). Effekter på vannkvalitet, biologi og økosystemfunksjon kom lengre ned på listen. Etter 2018 har økologiske effekter fått noe mer oppmerksomhet i Norge, blant annet gjennom at fiske i flere laks- og ørretelver ble stengt som følge av lav vannstand og høy vanntemperatur somrene 2018 og 2021¹. Økologiske tørkeeffekter strekker seg derimot langt utover dette, og tørke

¹ Se f.eks.: <https://www.nrk.no/trondelag/elva-gaula-i-trondelag-stenger-for-laksefiske-igjen-1.15589186>

påvirker ferskvannøkosystemer gjennom en rekke ulike prosesser både i nedbørfeltene, i selve vassdragene og i innsjø- og kystsystemer nedstrøms (se f.eks. Mosley 2014; Lennox et al. 2019; Stirling et al. 2020). Kunnskapen om tørkeeffekter er allikevel fortsatt mangelfull, mye fordi (ekstreme) tørkehendelser per definisjon er sjeldne og uforutsigbare. Det er dermed utfordrende både å planlegge og gjennomføre observasjonsstudier av tørkeeffekter i naturlige systemer. Slike studier mangler også ofte både replikasjon og kontroll, noe som kan vanskeliggjøre tolkningen av resultatene.

Dataene fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for referanseelver gir mulighet for observasjonsstudier av tørkeeffekter, ettersom det samme utvalget av vassdrag ble undersøkt både i det ekstreme tørkeåret 2018 og i 2020, som var mer normalt mht. meteorologiske forhold. Selv om programmet ikke opprinnelig var designet for en slik studie, vil dataene – som inkluderer månedlige prøver av vannkjemi i tillegg til undersøkelser av fisk, bunndyr og begroingsalger, kunne gi verdifull innsikt i eventuelle vannkjemiske og økologiske effekter av tørke. Kontinuerlige data (målinger med *in situ* sensorer) vil allikevel være nødvendig for å kunne fange opp kortvarige hendelser og detaljer i vannkvalitet, som vanskelig oppdages med månedlige «stikkprøver». Kontinuerlige data på vanntemperatur vil også være svært nyttig i slike analyser. I 2021 ble det igangsatt sensorovervåking på to stasjoner og temperaturlogging i alle elvene i programmet, noe som i fremtiden vil gi svært verdifulle data.

1.2 Hva er tørke og hvordan forventes det å påvirke vannkvalitet og akvatisk biota?

I en typisk hydrologisk tørkeutvikling defineres ofte tre etterfølgende steg, der fenomenet *tørke* gjerne betegner summen av disse (Bakke et al. 2020). Det første steget omtales som *meteorologisk tørke* og er kjennetegnet av en lengre tidsperiode med lite nedbør kombinert med unormalt høy evapotranspirasjon som følge av høy temperatur. En vedvarende periode med meteorologisk tørke kan føre til redusert jordfuktighet, som påvirker vegetasjonens vannopptak og gir tørkestress. Gjennom ulike positive feedbackmekanismer kan denne *jordtørken* øke temperaturen nær jordoverflaten og redusere grunnvannstilførselen og tilførselen av vann til elver og bekker (Tallaksen & Van Lanen, 2004). Dette leder til såkalt *hydrologisk tørke*, med redusert vannføring og grunnvannsnivå som endepunkt. Prosessen fra meteorologisk til hydrologisk tørke kan ta opptil flere måneder og avhenger i stor grad av nedbørfeltkarakteristikker (Bakke et al. 2020).

Biologiske, økologiske og biogeokjemiske prosesser påvirkes på forskjellige måter i de ulike delene av tørkeprosessen. For eksempel vil jordtørke ha innvirkning på kjemiske prosesser i jordsmonnet, hvor f.eks. oksygen lettere kommer til og oksidasjonen av organisk materiale og sulfid kan øke. Dette kan medføre en forsuring av jordsmonnet og mobilisering av metaller (Stirling et al. 2020). I områder med mye myr kan oksidasjonen av sulfid til sulfat medføre «surstøt» (episode med raskt fall i pH) når avrenningen øker etter tørkeperioden (se f.eks. Moe et al. 2019). Jordtørke reduserer også vannopptak og vekst hos vegetasjonen i nedbørfeltet, som forventes å påvirke opptaket av f.eks. nitrat og videre avrenning av nitrogenforbindelser til vassdragene.

Når hydrologisk tørke slår inn, innebærer det minimal avrenning og betydelig reduksjon i vannføring. Dette forventes å påvirke konsentrasjoner og flukser av vannkjemiske parametere (se f.eks. Mosley et al. 2014 og referanser deri). For eksempel kan tørke medføre oppkonsentrering av ioner pga. redusert fortykning og at større andel av vannføringen kommer fra grunnvann. Som følge av reduserte tilførsler kan konsentrasjoner av næringssalter (nitrogen (N) og fosfor (P)) endres. Dersom N og P ikke påvirkes proporsjonalt, noe som kan forventes at de ikke gjør, bl.a. fordi nitrogenforbindelser er mer vannløselige enn fosforforbindelser, så kan tørke også påvirke N:P-forholdet, og ha konsekvenser for

næringsbegrensning hos primærprodusenter gjennom vekstsesongen. Økt opptak i bentiske alger og vannvegetasjon kan tenkes å bidra til dette. Parametere som naturlig organisk materiale, turbiditet og pH forventes også å påvirkes av tørke og medfølgende endringer i bl.a. jordkjemi, avrenning og fortykning. Ikke minst forventes en mobilisering av ioner, næringsalter og DOC etter tørkeperioden, med medfølgende effekter på vannkjemi (f.eks. pH) og biota.

Hydrologisk tørke fører til hydromorfologiske og fysiske effekter på vannmiljøet som påvirker akvatiske organismer mer direkte. Avhengig av formen og helningen på elvekanalen vil lav vannføring kunne gi mindre vanddekt areal, lavere vanddybde og svakere vannstrøm. Dette vil også kunne påvirke vanntemperaturen. En mindre vannmasse vil holde dårligere på varmen, slik at vanntemperaturen under tørke kan forventes å endre seg raskere, og variere mer i takt med lufttemperaturen. Intuitivt vil en forvente høyere vanntemperatur under tørkeperioder, men dette er ikke nødvendigvis tilfelle og vil avhenge av graden av grunnvannspåvirkning. Dersom andelen grunnvann i forhold til overflatevann øker, kan vanntemperaturen bli lavere.

Hydromorfologiske endringer som mindre vanddekt areal og endrede strømningsforhold gjør at leveområdet for fisk og bunndyr komprimeres. Dette kan øke konkurransen om oppvekstområder og standplasser for fisk, med effekter på individuell vekst og overlevelse (se f.eks. Lennox et al. 2019). Svakere strømforhold i elver vil også medføre endret artssammensetning av bunndyr (Extence et al. 1999). Både varmere vann og svakere strøm vil redusere oksygeninnholdet i vannet og kunne favorisere mindre oksygenkrevende arter av både fisk og bunndyr. Kombinasjonen av mindre vann, endrede strømforhold og vanntemperatur kan dermed også påvirke populasjonsdynamikk og konkurranse mellom arter og organismegrupper.

Mekanismene som styrer bestandsdynamikken hos ørret og laks, de to dominerende fiskeartene i overvåking av referanseelver, er godt studert. For å illustrere hvordan tørke kan påvirke ung laksefisk i elv kan det være nyttig å først ta for seg et «normalår». Naturlig sett skjer det en overproduksjon i de fleste naturlige bestander av ørret og laks: kun en liten andel av befruktede egg vil klekke og svømme opp fra grusen, og gjennom de første månedene er det betydelig forflytning og dødelighet blant yngel som følge av konkurranse (Elliott 1994). Yngel og ungfisk i elv spiser i stor grad insektlarver som drifter nedstrøms, og de hevder territorier som gir tilgang til mat og skjul. For vekselvarme arter øker metabolismen når vanntemperaturen øker utover våren og sommeren. Appetitten øker, men det gjør også basalmetabolismen. Når temperaturen øker gjennom sommeren i et normalår, kreves derfor et større inntak av mat per enhet tid for å opprettholde kroppsvekten, og ytterligere mer mat for å vokse. Med begrenset tilgang på mat og skjul tiltar konkurransen etter hvert som individene vokser og krever stadig mer ressurser. Effektene av denne konkurransen fører til gjennomsnittlig lavere individuell vekst, utvandring til nye leveområder for de individene som ikke klarer å hevde territorier, og økt dødelighet som følge av sult, stress og predasjon for de minst konkurransesterke individene. Einum et al. (2006) viste at slik tetthetsavhengig konkurranse typisk gir utslag i økt dødelighet for yngel og redusert vekst for eldre ungfisk.

Tørke og høy temperatur kan forsterke disse mekanismene sammenlignet med et normalår: i en tørkesommer er det mindre vanddekt areal, mindre mat, økt energibehov og økt tetthetsavhengig konkurranse (Ayllón et al. 2019, Myrvold & Kennedy 2020). De ytre faktorene legger her premisset for hvor mange fisk som kan huses i elva. Lite nedbør og høy lufttemperatur på våren og sommeren i et tørkeår fører til lavere vannføring, noe som gir seg utslag i et mindre vanddekt areal med egnede strømningsforhold. Det blir dermed færre potensielle territorier for ungfisk og trolig lavere overlevelse av insektlarver, som er den viktigste føden for unger av laks og ørret. I slike år kan landinsekter utgjøre

en større andel av matinntaket, men total mengde mat antas å være lavere. Økt vanntemperatur høyner metabolismen hos fisk og øker behovet for inntak av mat, slik at konkurransen om egnede territorier tiltar sammenlignet med et normalår (Kovach et al. 2016). Økt stress som følge av sterkere konkurranse og lavere næringsinntak vil redusere immunforsvaret og motstandsdyktigheten mot patogener, som kan redusere vekst- og overlevelsesratene (Al-Chokhachy et al. 2013). Til slutt vil lavere vannstand og vannføring kunne føre til økt predasjon fra fugl og pattedyr. Følger vi det samme rasjonalet fra Einum et al. (2006) vil i dødeligheten av yngel øke i en tørkesommer sammenlignet med et normalår, og vekstforholdene for eldre ungfisk vil kunne forverres. Det er imidlertid kjent at laksefisk i elv kan flytte seg innenfor elveavsnitt for å unnsnippe høye temperaturer, og dette kan slå ulikt ut på forskjellige stasjoner, avhengig av det termiske regimet i elva (Brewitt & Danner 2014, Fullerton et al. 2019).

1.3 Fremgangsmåte og forskningsspørsmål

I de fleste analysene av tørkeeffekter i denne rapporten har vi sammenliknet data fra vassdrag undersøkt i tørkeåret 2018 med data fra de samme elvene i 2020, da de meteorologiske forholdene var mer normale. For fisk ble det også gjort en sammenligning mellom 2017 og 2019, altså før og etter tørkesommeren 2018.

Vi begynner rapporten med å karakterisere graden av tørke i 2018 i de ulike nedbørfeltene og økoregionene (Sørlandet (S), Østlandet (Ø), Vestlandet (V), Midt-Norge (M), Nord-Norge – ytre (N) og Nord-Norge – indre (Finnmark og indre Troms; F)) gjennom analyser av meteorologiske og hydrologiske parametere.

Deretter undersøker vi effekter av tørke på 1) vannkvalitet (vannkjemiske og fysisk-kjemiske parametere) og elementtransport; 2) bunndyr (samfunnssammensetning av makroinvertebrater); og 3) fisk (tetthet og lengdefordelinger av ung laksefisk).

I analysene av vannkvalitet har vi vektlagt tre grupper av variabler, som hver og en er viktige drivere for produktivitet og andre økosystemtjenester i ferskvann: 1) Organisk karbon og farge (DOC, fargetall og jern); 2) næringssalter (totalnitrogen, nitrat og totalfosfor) og 3) forsursingsrelaterte parametere (kalsium, sulfat og pH).

Følgende forskningsspørsmål ble undersøkt:

Geografisk og tidsmessig variasjon i tørke:

- Hva er variasjonen i tørke i ulike økoregioner?
- Hvor ekstrem var tørken i 2018 sammenliknet med et normalår?

Vannkvalitet og element-transport:

- Hvordan varierer *konsentrasjoner* og *flukser* av sentrale vannkjemiske parametere (organisk karbon/farge, næringssalter, samt forsursingsparametere) under og etter en tørkeperiode?
- Er det forskjell i respons mellom parametere som forventes tilført med avrenning fra nedbørfeltet (f.eks. DOC og totalfosfor) og fortyntet av avrenning (f.eks. kalsium eller andre stoffer assosiert med grunnvannstilførsler)? Hvordan påvirker dette pH?
- Hvordan kan eventuelle endringer tenkes å påvirke biologien i vassdragene og i nedstrøms systemer?

Bunndyr

- Vil en markant tørkeperiode føre til høyere dominans av bunndyr med preferanser for lavere vannhastigheter?
- Vil populasjoner av kaldtvannsarter endres etter tørke?
- Vil økte vanntemperaturer gi utslag på en bunndyrindeks utviklet for å måle effekter av lavere oksygenkonsentrasjoner i vann og sedimenter?
- Vil artsrikhet innen generelt følsomme grupper av bunndyr avta som følge av en slik ekstremisituasjon?

Fisk

- Lavere vannføring og høyere vanntemperatur kan redusere mengden tilgjengelig areal og mat, og forsterke tetthetsavhengig konkurranse hos ungfisk av laks og ørret.
- Var det tydelige endringer i tetthet, gjennomsnittsstørrelse og maksimal størrelse på fisk i referanseelvene i årene før og etter den tørre sommeren?
- Var det regionale forskjeller på fisk i referanseelvene?

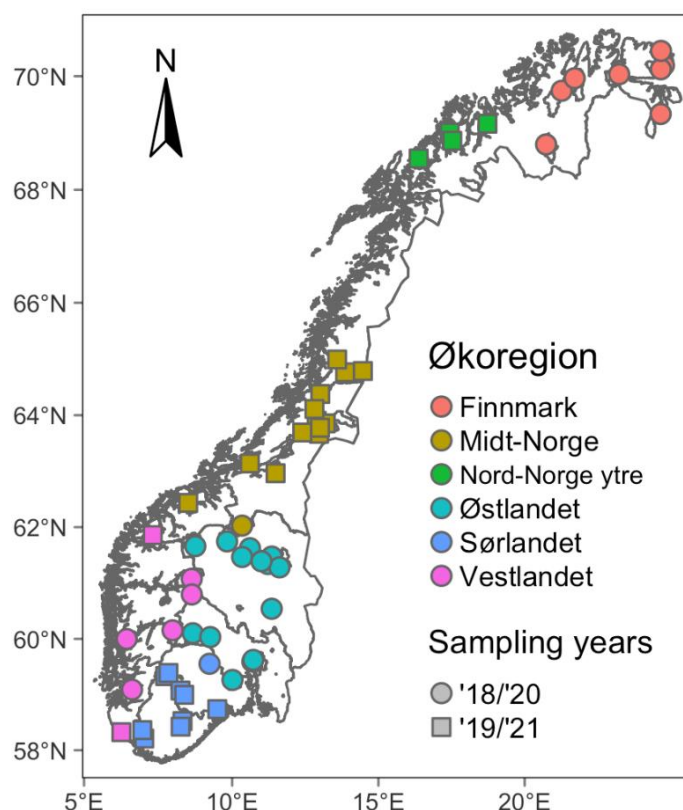
2 Metode

2.1 Om Overvåking i Referanseelver og innsamlede overvåkingsdata

Analysene er i hovedsak basert på data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet *Overvåking i Referanseelver*, som er en del av norske myndigheters basisovervåking. I tillegg har vi benyttet data på bunndyr fra en tidsserie fra Folldal (se kapittel 2.1.2.2). I overvåking av referanseelver overvåkes elver og bekker med antatt liten menneskelig påvirkning. Ingen av vannforekomstene er imidlertid fullstendig upåvirket av menneskelig aktivitet, siden de utsettes for storskala påvirkninger som langtransportert luftforurensing og klimaendringer. I tillegg er aktiviteter som utmarksbeite og skogbruk så utbredt at nedbørfelt helt uten slik påvirkning er vanskelige å finne i deler av Norge. Mindre hydromorfologiske inngrep (forbygninger etc.) er også vanlige og vanskelig å unngå fullstendig. Men i hovedsak er vassdragene lite utsatt for lokale påvirkninger, de er uregulerte, og er antatt å være blant «beste tilgjengelige referanser» for vanlige påvirkninger i norske vassdrag.

Overvåkingsprogrammet har pågått siden 2017 og omfatter i dag 72 vannforekomster fordelt på alle norske økoregioner. Programmet har en rullerende struktur. Omtrent halvparten av elvene overvåkes i oddetallsår (2017, 2019 og 2021), mens de resterende overvåkes i partallsår (2018, 2020 og 2022). Hver elv undersøkes mht. vannkjemi, bunndyr, begroingsalger og fisk, mens miljøgifter i fisk undersøkes i et utvalg av elvene. I denne rapporten er det benyttet data på vannkjemi, bunndyr og fisk (se kap. 2.1.1 og **Figur 1**).

For mer informasjon om overvåkingsprogrammet, stasjoner, prøvetakingsmetodikk og resultater fra hvert år med overvåking, viser vi til årsrapportene fra 2017 – 2020 (Moe et al. 2018 & 2019; Thrane et al. 2020 og Sandin et al. 2021). For fisk vises det til de årlige vedleggsrapportene for kvalitetselement fisk (Bækkeli et al. 2018 & 2020; Myrvold et al. 2019 & 2021). Metodikk og data relevante for analysene i denne rapporten er oppsummert i avsnittene under.



Figur 1. Oversikt over vannforekomstene i overvåking av referanseelver som er inkludert i denne analysen. Vannforekomster prøvetatt i 2018 og 2020 er vist med sirkler, mens de som er prøvetatt i 2019 og 2021 er vist med firkanter. Fargen indikerer i hvilken økoregion vannforekomsten ligger.

2.1.1 Vannkjemiske data

Månedlige data på vannkjemisk fra en stasjon pr. elv foreligger for partallsår for omtrent halvparten av elvene og oddetallsår for den andre halvparten. Prøvene er tatt av lokale vannprøvetakere og i hovedsak samlet inn i løpet av første halvdel av hver måned. Vannprøvene er analysert for et bredt spekter av vannkjemiske parametere, inkludert næringssalter (nitrogen og fosfor), forsureningsparametere (pH, labilt aluminium m.m.), ioner (kalsium, magnesium m.m.), organisk materiale (oppløst og totalt organisk karbon) og fargetall. Fullstendig liste av parametere finnes i årsrapportene fra overvåkingen (f.eks. Sandin et al. 2021). I analysene i denne rapporten har vi kun inkludert vannforekomster med komplette data fra både 2018/2020 og 2019/2021. Data fra leirpåvirkede vassdrag er utelatt. Fra Atna-vassdraget, som har fire prøvestasjoner, har vi kun inkludert data fra én stasjon oppstrøms (DAN03) og én stasjon nedstrøms (DAN11) Atnasjøen for å unngå overrepresentasjon av dette vassdraget i analysene. Inkluderte stasjoner er vist i **Figur 1** og **Vedleggstabell 1**.

2.1.2 Biologiske data

Biologiske undersøkelser omfatter fisk, bunndyr og begroingsalger, som alle har blitt prøvetatt én gang hvert overvåkingsår. I denne rapporten er det kun gjort analyser av fisk og bunndyr, og detaljer rundt begroingsalger er derfor ikke beskrevet.

2.1.2.1 Fisk

Hver referanseelv undersøkes annethvert år, og de første undersøkelsene i programmet ble gjennomført i 2017 og 2018. For å analysere endringene over tid, gjorde vi to sammenligninger: tørkeåret 2018 vs. normalåret 2020, og 2017 vs. 2019, dvs. før og etter tørkeåret 2018. Det er undersøkt tre stasjoner i de fleste vannforekomster. For hver stasjon foreligger det estimert tetthet av ung laksefisk (antall ørret og laks pr. 100 m²) og lengdefordeling. Metodikk og resultater fra tidligere år er beskrevet i de årlige vedleggsrapportene for kvalitetselement fisk (se f.eks. Myrvold et al. 2021).

Tetthet ble uttrykt som antall fisk fanget på første omgang elfiske per 100 m². De dominerende artene i referanseelvene er ørret og laks. Disse slås sammen i vurderingen av økologisk tilstand etter klassifiseringsveilederen og er også kombinert i denne analysen. Det er vanlig å beregne tetthet ut fra utfangstmetoden i norske vassdrag, og metodikken rundt dette har tidligere blitt rapportert i overvåking i referanseelver (eks. Moe et al. 2018 og Myrvold & Bækkeli 2019). Mange av elvene, særlig høyt til fjells, har imidlertid lave tettheter av ørret. I flere av disse vassdragene vil en tetthetsberegning underestimere den faktiske tettheten fordi estimatoren «straffer» lave antall fisk i fangsten (Bremset et al. 2022). I denne analysen valgte vi derfor å bruke de faktiske fangsttallene fra første omgang elfiske, da vi uansett vurderer endringen innad i hver elv mellom de respektive årene.

Størrelsesfordelingen ble uttrykt som gjennomsnittlig lengde av fisk, målt i millimeter. Vi skilte ikke på yngel og ungfisk (eldre enn ett år). Yngel av ørret og laks, som typisk klekker i april-mai, har ofte en ganske begrenset lengdefordeling på undersøkelsestidspunktet på høsten. For eksempel er den for ørret i tynne bestander på Østlandet i september typisk 40 til 50 millimeter med et gjennomsnitt rundt 45 millimeter. Ettåringer har en bredere størrelsesfordeling, som regel fra 50 til 80 millimeter fordi individuelle forskjeller kommer tydeligere til syne over tid. Dersom vi kun har yngel og ettåringer i fangsten er det lett å se hvordan økning av en aldersgruppe endrer det totale gjennomsnittslengden: Større andel yngel i fangsten senker gjennomsnittslengden, mens en større andel ettåringer og eldre unger øker gjennomsnittslengden. Fordi vi er interessert i den parvise endringen mellom år innad i en elv vil dette gi et greit innblikk i eventuelle endringer i rekruttering og overlevelse. *Maksimal lengde* (mm) er lengden til den største (ung)fisken, enten laks eller ørret.

2.1.2.2 Bunndyr

I overvåking i referanseelver er undersøkelser av bunndyr gjort om høsten hvert år, samt vår og høst i 2019. I denne rapporten er det kun brukt data fra høstprøver i årene 2018 – 2020. Prøvene ble innsamlet ved hjelp av sparkemetoden på en stasjon pr. vannforekomst. Bunndyrprøvene er analysert under lupe til artsnivå for de fleste grupper (inkludert EPT-taksa; Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer)) med unntak av fjærmygg og fåbørstemark (jfr. Direktoratgruppa 2018). For hver stasjon foreligger det data på taksonomisk sammensetning og antall individer pr. taksa. Vi har kun inkludert stasjonene som ble prøvetatt både i 2018/2020 og 2019/2021. I tillegg har vi tatt ut leirvassdrag og brepåvirkede vassdrag, samt prøver der det var for få individer for sikker indeksberegning (**Tabell 1**).

Tabell 1. Antall stasjoner fra overvåking i referanseelver, fordelt på år og økoregion, som er inkludert i analysene av tørkeeffekter.

År	Hele Norge	Midt-Norge	Nord-Norge Indre	Nord-Norge Ytre	Sørlandet	Vestlandet	Østlandet
2018	25	-	7	-	-	4	14
2019	26	13	-	3	10	-	-
2020	25	-	7	-	-	4	14
2021	33	14	-	6	9	4	-

I tillegg til data fra overvåking i referanseelver har vi benyttet en tidsserie på bunndyr fra Follidal (Elveovervåkingsprogrammet), med prøver tatt vår og høst i perioden 2015-2021, der det inngår data fra tre relativt upåvirkede stasjoner. Metodikk og stasjoner er nærmere beskrevet i Kile et al. (2021). To prøvestasjoner var lokalisert i Folla oppstrøms Follidal sentrum (F4 v/Deplflyin og F5 v/skytebanen, Follidal sentrum) og en i Kvita like før samløp med Folla (v/F4).

Selv om de undersøkte stasjonene ikke kan anses som fullgode referanser (som i overvåking i referanseelver), har tidsseriedata fra lite påvirkede lokaliteter også stor verdi siden de kan brukes til å avdekke avvik i bunndyrsammensetning innenfor normalen for disse stasjonene. Det er imidlertid viktig å ta forbehold om at eventuelle avvik i tørre og varme år også kan skyldes andre påvirkningsfaktorer.

2.2 Klimatiske og hydrologiske data

For å karakterisere graden av tørke i vannforekomstene (referanseelvene og Folla) og deres nedbørfelt de aktuelle årene, brukte vi data på døgntemperatur (t_m , °C) og døgnnedbør (rr , mm), avrenning (gwb_q , mm) og relativ vannmetning i jord (gwb_ssrel) fra perioden 1991–2020 (gjeldende periode for beregning av klimanormaler). Dataene ble lastet ned ved hjelp av NVEs Grid Time Series (GTS) API.

For hver stasjon beregnet vi først nedbørfeltet oppstrøms for vannprøvetakingspunktet (som er plassert i nedre del av hver vannforekomst) basert på Kartverkets 40 m høydemodell. Ved hjelp av NVEs GTS API ble det beregnet verdier for døgntemperatur, døgnnedbør, avrenning og relativ vannmetning i jord for alle 1 x 1 km ruter innenfor hvert nedbørfelt. Disse ble til slutt midlet til én gjennomsnittsverdi pr. nedbørfelt pr. døgn.

Temperatur og nedbør benyttes til å karakterisere graden av meteorologisk tørke, mens vannmetning i jord og avrenning sier noe om jordtørke og hydrologisk tørke (jfr. Bakke et al. 2020). Parameteren *relativ vannmetning i jord* er en prosentandel som beskriver forholdet mellom simulert vannlager i forhold til maksimalt simulert vannlager i referanseperioden 1981-2010 ved bruk av den såkalte HBV-modellen². Avrenning beregnes som nedbør minus fordamping og endring i vannmengde lagret i jord/snø fra dagen før. Avrenning (mm) ble benyttet til å estimere døgnavvføring (Q) i elvene ved å multiplisere med nedbørfeltarealet.

I forbindelse med analysen av tørkeeffekter på tidsserien for bunndyr fra Follidal (se kap. 2.1.2.2) ble det også benyttet data (døgnmålinger) på vannføring og vanntemperatur fra NVEs målestasjon i Folla ved Dølplass (stasjons-ID 2.129.0). For å karakterisere graden av hydrologisk tørke ble vannføring i aktuelle år (f.eks. 2018) sammenliknet med månedsgjennomsnitt for referanseperioden 1990–2022. For vanntemperatur var data kun tilgjengelig for perioden 2014–2022.

² <https://www.xgeo.no/index.html?p=fag>

2.3 Dataanalyser

2.3.1 Beregning av tørke i overvåkede nedbørfelt i perioden 2018–2021

Flere vitenskapelige analyser har allerede konkludert med at sommeren 2018 var blant de mest ekstreme tørkesommene registrert i moderne tid i Norge og resten av Europa (Buras et al. 2020, Bakke et al. 2020). Samtidig var det en del regionale variasjoner, og det har også vært andre perioder og områder med uvanlig kraftig tørke i overvåkingsperioden (f.eks. sommeren 2021 i Sør-Norge³). For å kunne vurdere hvordan og hvorvidt tørke påvirket vannkjemiske og biologiske responser i datasettet, beregnet vi graden av tørke i alle nedbørfeltene som er prøvetatt i overvåking i referanseelver og sammenstilte dette per økoregion for perioden 2018–2021. Vi har benyttet økoregionene som er definert i Klassifiseringsveilederen (Direktoratgruppa 2018): Sørlandet (S), Østlandet (Ø), Vestlandet (V), Midt-Norge (M), Nord-Norge – ytre (N) og Nord-Norge – indre (Finnmark og indre Troms; F).

To ulike fremgangsmåter ble benyttet for å beregne graden av tørke i hvert nedbørfelt. Den ene var å beregne månedlige avvik fra normalen (gjennomsnitt for perioden 1991–2020; gjeldende 30-årsperiode for beregning av klimanormaler) for døgnmiddeltemperatur (°C), døgnnedbør (mm) og avrenning (mm) i årene 2018–2021. Avvik fra normalen ble ikke beregnet for parameteren vannmetning i jord, siden dette allerede en relativ parameter som oppgis i prosent av maksimalt vannlager (se avsnittet over).

Avvik fra normalen gir et inntrykk av om det var varmere eller tørrere enn normalt, men sier ikke noe om hvor ekstremt ett år var i forhold til andre år. For å si noe om dette lagde vi en rangering av månedsverdiene for de aktuelle tørkeparameterne og beregnet «topp 5» tørreste og varmeste år i perioden 1990 – 2021 for hvert nedbørfelt. For eksempel: For å karakterisere hvor varm mai måned i 2018 var, beregnet vi gjennomsnittlig mai-temperatur i nedbørfeltene for alle år fra 1990 til 2021, og rangerte dem i stigende rekkefølge. For de fleste nedbørfelt havnet mai 2018 øverst på listen og var dermed den varmeste mai-måneden i perioden. I fremstilling av resultatene per økoregion beregnet median rangerte plassering for utvalget av elver innen hver økoregion.

2.3.2 Vannkvalitet

I analysene av tørkeeffekter på vannkvalitet fokuserte vi på tre hovedgrupper av vannkjemiske stoffer og parametere, som alle er viktige drivere for produktivitet og andre økosystemtjenester i ferskvann:

1) **Organisk karbon og farge** (DOC, fargetall og jern): Vannets fargetall styres i hovedsak av konsentrasjonen av DOC (dvs. mengden humusstoffer), men konsentrasjonen av jern bidrar også til økt fargetall (Weyhenmeyer et al. 2014). Sammen er disse variablene viktige for balansen mellom autotrofe og heterotrofe prosesser i vannet, ettersom de både absorberer lys (og dermed påvirker fotosyntese og primærproduksjon under vann; Thrane et al. 2014) og fungerer som en kilde til organisk karbon for heterotrofe mikroorganismer.

2) **Næringssalter** (TN, NO₃, TP og N:P): N og P er essensielle næringsstoffer for primærprodusenter og bestemmer systemets produktivitet. Forholdet mellom dem (N:P ratioen) avgjør hvorvidt N eller P blir begrensende for vekst.

3) **Forsuringsparametere** (kalsium, pH, sulfat): Vannets innhold av kalsium styrer i stor grad alkaliniteten, som igjen avgjør vannets bufferkapasitet mht. svingninger i pH. Akvatiske organismer har ulik tålegrense mht. pH, og disse parameterne er dermed viktige for systemets biologiske mangfold.

³ <https://www.varsom.no/nyheter/nyheter-flom-og-jordskred/torke-flom-og-jordskredaret-2021/>

Under tørke kan uttørking av myrområder gi økt oksidasjon av sulfid til sulfat, som kan gi en forsureffekt («surstøt») ved økt avrenning i etterkant av en tørkeperiode.

2.3.2.1 Forhold mellom konsentrasjoner og vannføring

For å vurdere hvordan konsentrasjoner av ulike vannkjemiske stoffer forventes å respondere på tørke er det nyttig å se på sammenhengen mellom konsentrasjon (C ; mg/m^3) og vannføring (Q ; m^3/dag) for aktuelle stoffer. For stoffer som i hovedsak tilføres vassdragene via erosjon og/eller avrenning fra nedbørfeltet forventes det generelt en positiv sammenheng mellom Q og C , altså et positivt stigningstall. For stoffer som f.eks. har høy konsentrasjon i grunnvann, og som fortynnes ved høy avrenning fra nedbørfeltet, forventes et negativt stigningstall. For de fleste stoffer vil forholdet mellom Q og C være veldig dynamisk over tid, bl.a. som følge av mengden mobiliserbart materiale i jorda og mengden avrenning i forkant, men vi antar at estimert stigningstall basert på data fra to år (24 prøvetakinger) vil gi et grovt bilde av forventet respons hos ulike stoffer.

Visualiseringer av Q vs. C ble laget ved å plote månedlig konsentrasjon vs. vannføring på prøvetakingdagen (begge på log-skala) for hver enkelt elv. Det ble benyttet data fra to år (24 prøvetakinger). Lineære regresjoner ble utført basert på data fra hver enkelt elv og stigningstall og skjæringspunkt ble ekstrahert og gruppert per økoregion.

Vi gjorde to ulike analyser av Q vs. C : 1) For å avdekke den generelle sammenhengen mellom Q og C lagde vi regresjoner og estimerte stigningstall basert på alle tilgjengelige data fra perioden 2018 – 2020. 2) For å teste hvordan avrenningen av ulike stoffer endret seg *under og etter tørke* gjorde vi samme analyser basert kun på data fra juni – november (dvs. sommer og høst – ikke vårflo, som ville skapt uønsket støy i dataene for dette formålet). Ved å sammenlikne stigningstallene mellom tørkeåret 2018 og det mer normale 2020, kan vi avdekke mulige forskjeller i avrenning etter tørke.

2.3.2.2 Vurdering av effekter av tørke på stoffkonsentrasjoner

For å undersøke om konsentrasjonene av vannkjemiske stoffer var forskjellige mellom tørkeåret 2018 og mer «normale» året 2020, sammenliknet vi månedlige konsentrasjoner i elvene som var prøvetatt begge disse årene. Siden vi var interesserte i forskjellen mellom år i hver enkelt elv, gjorde vi en parvis analyse basert på ratioen mellom stoffkonsentrasjon for hver måned i 2018 og 2020. En ratio < 1 betyr lavere konsentrasjon en gitt måned i 2018 enn den samme måneden i 2020, mens en ratio > 1 betyr høyere konsentrasjon i 2018. Etersom fordelingen til en slik ratio er svært høyreskjev med verdier fra 0 til ∞ beregnet vi logaritmen av ratioen (log-ratio). Fordelingen til log-ratioen forventes å være normalfordelt med et gjennomsnitt på 0 gitt at nullhypotesen om ingen forskjell i konsentrasjoner mellom år er sann. Negative verdier forventes hvis konsentrasjonen i 2018 $<$ 2020 og positive verdier hvis konsentrasjonen i 2018 $>$ 2020. Log-ratioen ble plottet som funksjon av måned for de aktuelle parametrene for å visualisere hvordan en eventuell forskjell mellom tørkeåret 2018 og 2020 utartet seg under og etter tørkeperioden. Signifikansen til eventuelle forskjeller mellom år ble testet vha. en enkel t-test ($H_0: \mu=0$; $H_a: \mu \neq 0$) på fordelingen av log-ratioer innad i hver økoregion.

2.3.2.3 Vurdering av effekter av tørke på stofftransport (flukser)

Flukser av vannkjemiske stoffer ble beregnet på bakgrunn av avrenningsdataene fra NVE (kap. 2.2) og de månedlige vannkjemiprøvene (kap. 2.1.1). Vannkjemidata ble først regnet om fra månedlig til daglig konsentrasjon (mg/m^3) ved hjelp av lineær interpolasjon. Vannføring (m^3/dag) ble estimert ved å multiplisere avrenning med nedbørfeltareal. Daglig fluks (tonn/dag) ble beregnet ved å multiplisere dagsvannføring (m^3/dag) med estimert daglig konsentrasjon (mg/m^3) og delt på en faktor 10^9 for å konvertere fra mg til tonn. Deretter ble daglige flukser summert til månedlig (tonn/mnd) og årlig

(tonn/år) fluks per stoff per elv. Forskjeller i månedlige flukser mellom tørkeåret 2018 og 2020 ble testet ved hjelp av parvis t-test på log-transformerte data (Bonferroni-korrigerede p-verdier for å hensynta multipel testing).

2.3.3 Bunndyr

Vi studerte én funksjonell og tre strukturelle bunndyrindekser for å undersøke om spesielt tørre år var avvikende i referanseelv-datasettet og tidsserien fra Folldal. Siden varmere vann holder dårligere på oksygen enn kaldt vann benyttet vi indeksen Average Score Per Taxon (ASPT) som et mål på økt oksygenstress. Effekter av varmere vann ble videre undersøkt ved dominansforhold av arter med preferanse for lav temperatur («kaldtvannarter»). Schmidt-Kloiber & Hering (2022) gir artsspesifikke temperaturpreferanser til «veldig kaldt» <6 °C, «kaldt» < 10 °C, «moderat» < 18 °C og «varmt» > 18 °C, der grupperingene «veldig kaldt» og «kaldt» utgjør «kalde stenoterme». Temperaturpreferanser er avledet ved bruk av et Europeisk datasett som er basert på arters avgrensning i utbredelse eller populasjonsstørrelse som funksjon av sommertemperaturer i ferskvann (gjennomsnittlig maksimumstemperatur eller maksimum morgentemperatur, avhengig av datatilgjengelighet). Det er imidlertid gjort nokså få målrettede studier om bunndyrs temperaturpreferanser generelt (Buffagni et al., 2009), og mer kunnskap spesielt om temperaturpreferanser for norske arter er ønskelig. Temperaturpreferanser er etter Schmidt-Kloiber & Hering (2022) vurdert som prosentvis tilhørighet for de respektive temperaturintervallene. Den høyeste temperaturfølsomheten som gis etter dette systemet er derfor 100 % tilhørighet til gruppen «veldig kaldt». Imidlertid er ingen norske døgnfluer, steinfluer eller vårfluer er vurdert til som denne kategorien, i henhold til databasen. I de følgende analysene har vi studert dominans av døgnfluer og steinfluer i prøvene, definert som minimum 70 % kalde stenoterme (inntil 30 % moderat stenoterme) (**Tabell 2**). Dominans ble regnet ut som antall individer av kaldtvannarter dividert på totalt antall individer i prøvene, der den tallrike familien fjærmygg ble utelatt. Fjærmygg ble utelatt fra beregningene for å få frem et tydeligere signal fra de utvalgte kaldtvannartene.

Effekter av endrede hydrologiske forhold, eksempelvis lavere vannhastighet og kulpdannelse, ble studert ved bruk av indeksen Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation (LIFE, Extence et al. 1999). Indeksen er utviklet og tilpasset bruk i UK, og er brukt i denne sammenhengen fordi tilsvarende indeks ennå ikke finnes tilpasset norske elver. Høye LIFE indeksverdier indikerer bunndyrsammensetning med tilpasning til hurtigstrømmende vann, mens lave verdier indikerer dominans av arter med tilpasning til roligstrømmende vann. Som er generelt mål på miljøstress, er det i tillegg undersøkt antall taksa innen ordenene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera). Antall EPT-taksa (også kalt EPT-indeks) brukes som et lokalt mål på biologisk mangfold og er mye brukt som mål på generell menneskelig påvirkning. Men EPT-indeks er ikke diagnostiserende i seg selv, og man må derfor ofte se på artssammensetningen mer i dybden for å finne ut hva som er de mest fremtredende påvirkningstypene.

Tabell 2. Temperaturpreferanser for fire utvalgte arter av døgnfluer og steinfluer som er vanlig forekommende på elvelokaliteter i Folldal. Temperaturpreferanser er hentet fra Schmidt-Kloiber & Hering (2022) basert på Graf et al. (2008) og Buffagni et al. (2009) og gitt ved: vco = veldig kaldt, cod = kaldt og mod = moderat varmt. Tallene representerer prosentvis tilhørighet for hver art til hhv. vco, cod og mod. Tabellen kan leses slik at døgnfluen *Heptagenia dalecarlica* er angitt som en kald stenoterm art, med sommertemperaturpreferanser i området veldig kaldt og kaldt.

Art	Author	Shortcode	vco	cod	mod
<i>Ameletus inopinatus</i>	EATON, 1887	amelinop	10	60	30
<i>Ephemerella aroni</i> (syn. <i>aurivillii</i>)	EATON, 1908	ephearon	40	40	20
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	BENGTSSON, 1912	heptdale	50	50	
<i>Protonemura meyeri</i>	PICTET, 1841	protmeye	10	60	30

2.3.4 Fisk

Det er vanlig at tettheten av ungfisk i elver varierer over tid, til dels betydelig. Dersom man undersøker utviklingen i tetthet i hver referanseelv *enkeltvis* vil en observere endringer innad i så godt som hver elv. I denne analysen ser vi imidlertid etter de store trendene, ettersom tørken påvirket store områder: var det i gjennomsnitt en endring i tettheter i alle elver mellom disse to årene? Analysene ble derfor utført som en parvis t-test, fordi det er de samme elvene som undersøkes (det er ikke uavhengige observasjoner slik en antar i en «vanlig» t-test). Her utgjør hver elv i de respektive årene et par med observasjoner, for eksempel tettheten av ørret i Mistra i 2018 og 2020. Analysen undersøker formelt om forskjellen, i gjennomsnitt, mellom to par observasjoner (av tetthet eller størrelse) er null, altså om tettheten av fisk i alle elver var lik i 2018 og 2020 når vi tar høyde for at undersøkelsene ble gjort i de samme elvene begge år. Nullhypotesen er derfor at det ikke finnes noen forskjell (og at eventuelle forskjeller skyldes vilkårlig variasjon), mens den alternative hypotesen er at det er en faktisk forskjell (økning eller nedgang) mellom år, som her i denne analysen kan være forårsaket av nedbørs- og temperaturforhold i 2018.

Selv om 2018 var varm og tørr over store deler av landet var det geografisk variasjon i nedbør og temperatur. Vi kjørte derfor analyser som undersøkte om det var forskjeller i tettheter av fisk 1) blant alle elver i programmet og 2) per økoregion. Analysen ble gjennomført i SAS 9.4 *proc ttest* (SAS Institute, NC, USA).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Graden av tørke i overvåkede nedbørfelt og økoregioner

Overvåking i referanseelver har et rullerende design der halvparten av vannforekomstene undersøkes i partallsår og halvparten i oddetallsår. Ved karakterisering av tørke i de overvåkede vannforekomstene har vi fokusert på å sammenlikne meteorologiske og hydrologiske forhold i det ekstreme tørkeåret 2018 og det mer «normale» 2020. Vi har vurdert tørkestatus i alle de seks økoregionene, selv om det i 2018/2020-syklus i hovedsak ble overvåket vannforekomster i økoregionene Østlandet, Vestlandet og i Nord-Norge – indre (Finnmark og indre Troms). Vi sammenliknet også tørkeforholdene i 2019 og 2021 (der overvåkede vannforekomster i hovedsak lå i økoregionene Sørlandet, Midt-Norge og Nord-Norge – ytre), ettersom det i 2021 var svært tørt i Sør-Norge. Ettersom fokus for analysene har vært på å sammenlikne 2018 og 2020 er sammenlikningen mellom 2019 og 2021 er lagt som vedlegg (se **Vedlegg 1; Vedleggsfigur 6 – Vedleggsfigur 8**)

3.1.1 Meteorologiske og hydrologiske forhold i tørkeåret 2018 vs. 2020

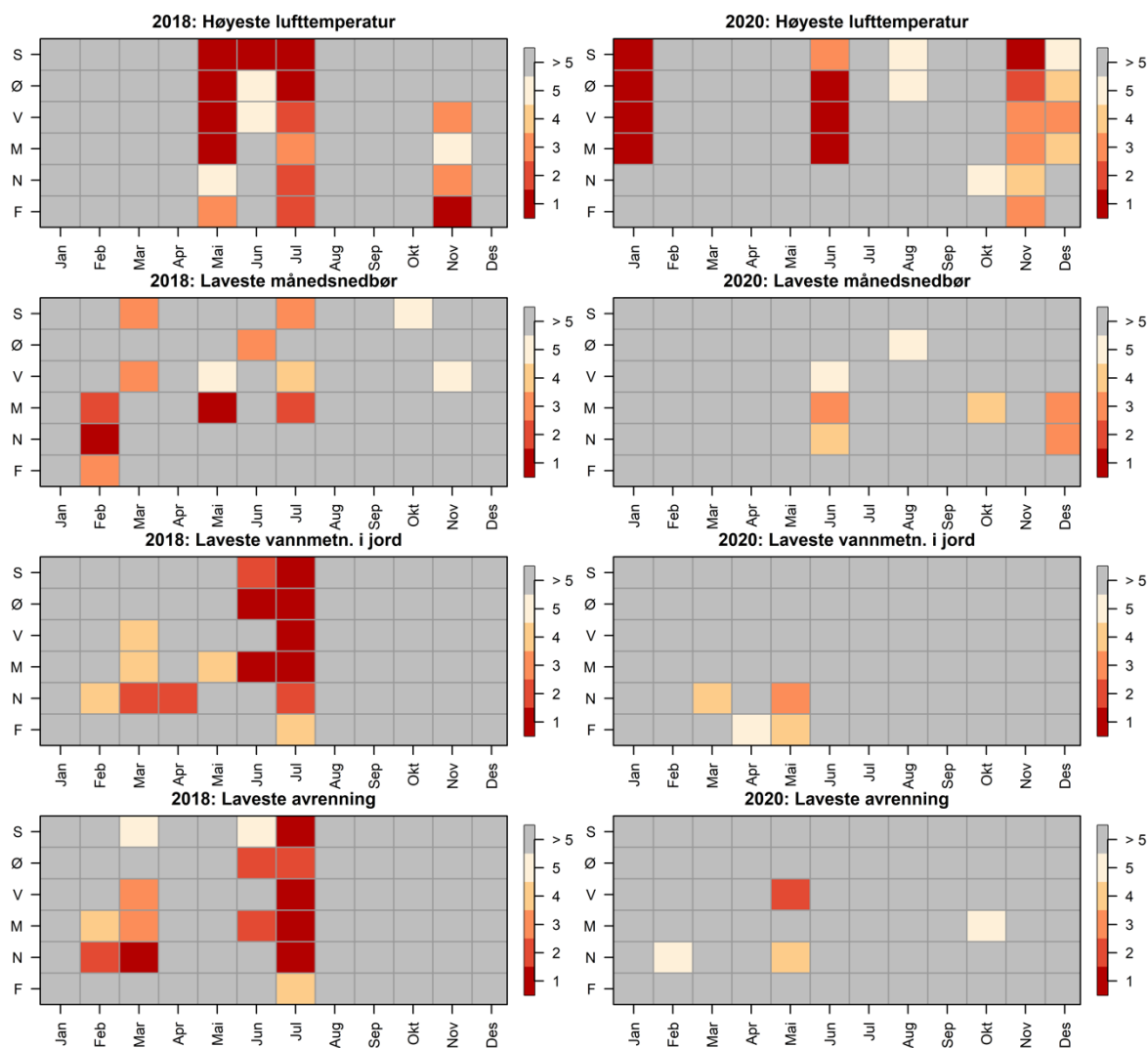
Flere publikasjoner har kvantifisert tørkeåret 2018 og konkludert med at det var historisk kraftig tørke, med rekordhøye temperaturer i store deler av Europa i mai og juli (Bakke et al. 2020; Buras et al. 2020). Til forskjell fra tidligere tørkehendelser i Europa, der høytrykkene typisk har vært sentrert over Sør-Europa, var 2018 var spesiell fordi høytrykket som igangsatte tørken lå sentrert over Norden (Bakke et al. 2020). Tørken rammet dermed Nord-Europa og Norden uvanlig hardt. I Norge sett under ett var det det varmeste og fjerde mest nedbørfattige mai – juli-perioden siden de nasjonale målingene startet i 1900, noe som ga rekordlav grunnvannsstand og avrenning i Sør-Norge. Sannsynligvis var sannsynligvis sommeren 2018 den mest ekstreme tørkesommeren siden 1900 i Sør-Norge (Skaland et al. 2019).

Den ekstreme tørken i 2018 vises tydelig i våre analyser av temperatur, nedbør, vannmetning i jord og avrenning i nedbørfeltene til vassdragene som er overvåket i programmet **Figur 4**. Det var særlig varmen som var ekstrem, med svært høye temperaturer i mai og juli i hele landet (**Figur 2 & Figur 3A**). På Sørlandet og Østlandet var både mai- og juli-temperaturen den høyeste som er registrert i analyseperioden 1991–2020 (**Figur 2**). Det samme var den på Vestlandet og i Midt-Norge i mai. Også i nord var det varmt, særlig i juli, der temperaturen i Nord-Norge (både indre og ytre) var den nest høyeste i analyseperioden 1991–2020 (**Figur 2**).

I mai og juli kom det betydelig mindre nedbør enn normal over hele landet (**Figur 3B**). Juni var også unormalt nedbørsfattig i Sør-Norge. Både på Sør-, Øst- og Vestlandet, samt i Midt-Norge, var en eller flere måneder i perioden mai – juli blant de fem mest nedbørfattige i perioden 1991 – 2020 (**Figur 2**). I de to økoregionene i Nord-Norge kom det ikke rekordlite nedbør (**Figur 2**), men det kom mindre nedbør enn normalt i mai og juli, mens juni var våtere enn- eller nær normalen (**Figur 3B**).

Kombinasjonen av lite nedbør (særlig i Sør-Norge) og ekstrem varme medførte høy evapotranspirasjon og ekstremt lav avrenning i hele landet i juni og juli, særlig fra Midt-Norge og sørover (**Figur 3C, Figur 2**). Her var median avrenning mellom 70 og 84 % lavere enn normalen for perioden 1991 – 2020 (**Vedleggstabell 2**). I de to økoregionene i Nord-Norge var det ikke like tørt, men median avrenning var allikevel 55 – 66% lavere enn normalen. Indeksen for relativ vannmetning i jord (et mål på jordtørke) og var også rekordlav Sørlandet, Østlandet og i Midt-Norge i juni, og i samtlige økoregioner i juli (**Figur 2**). Det er verdt å merke seg at som følge av de høye temperaturene i mai, og forholdsvis mye snø i fjellet mange steder, var avrenningen i mai svært høy over mesteparten av landet (**Figur 3C**).

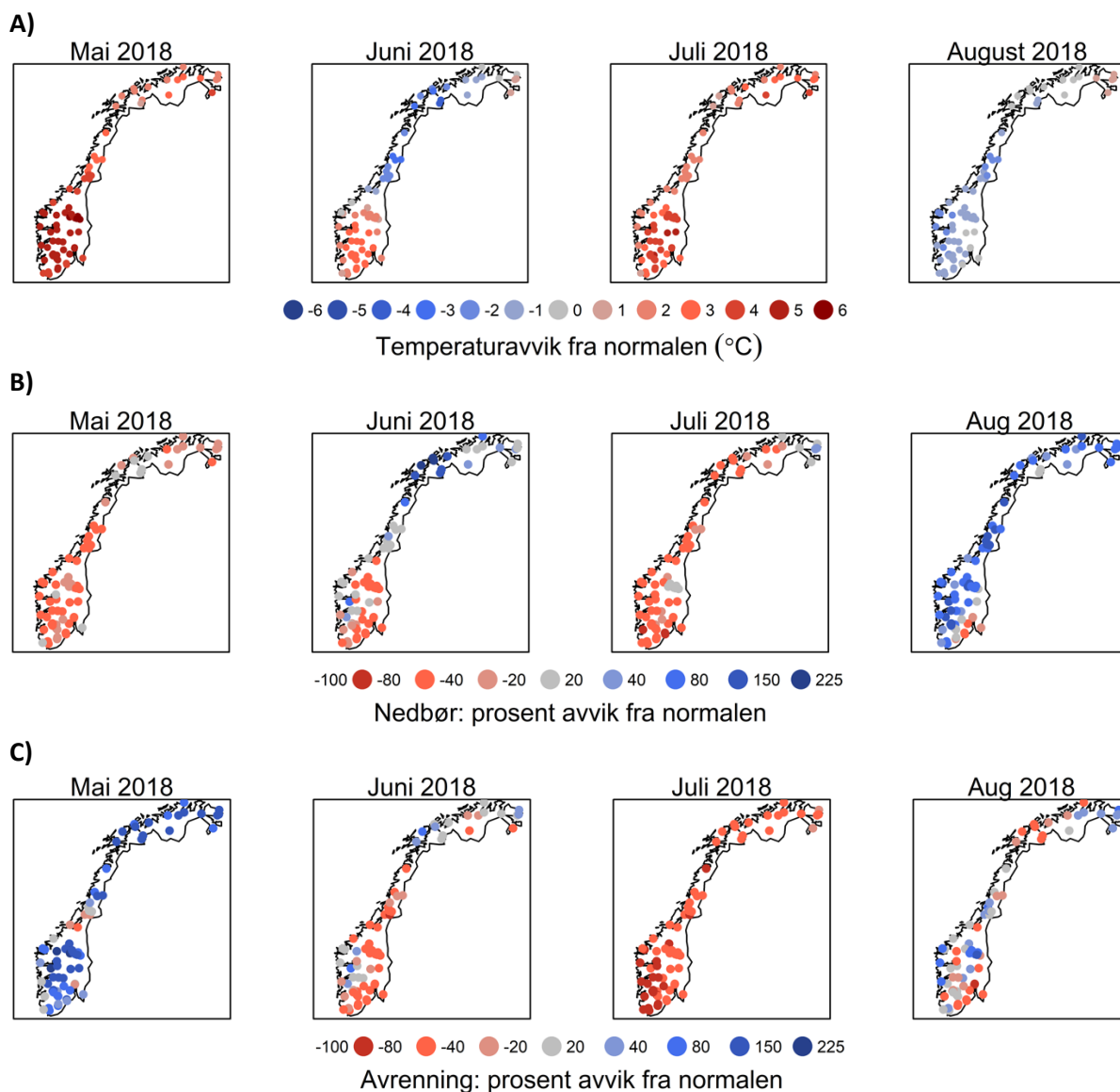
I august kom det mer nedbør enn normalt i hele landet, unntatt på Sør-Østlandet (**Figur 3B**). Dette gjorde at både vannmetning i jord og avrenning normaliserte seg (**Figur 2**) og tørken avtok de fleste steder. På Østlandet forble det imidlertid tørt også utover høsten.



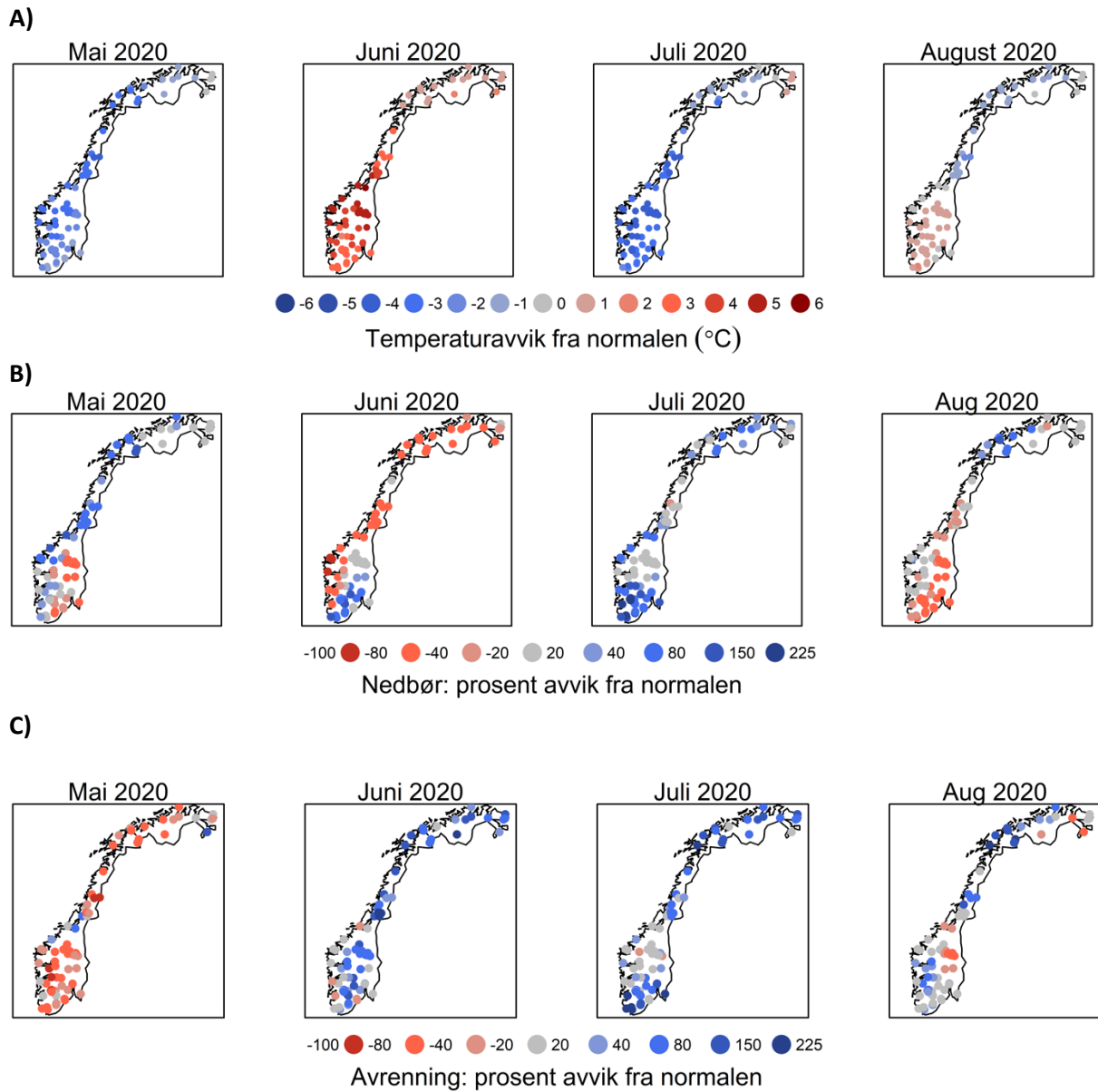
Figur 2. Topp 5 høyeste lufttemperatur (månedsmiddel), laveste månedsnedbør (mm), laveste vannmetning i jord (månedsmiddel) og laveste avrenning (månedsmiddel) i perioden 1990–2020. Resultater er vist for hver måned i 2018 (til venstre) og 2020 (til høyre). En verdi på 1 (mørk rød) betyr at måneden var den mest ekstreme (f.eks. høyeste temperatur eller laveste månedsnedbør) i perioden 1991–2020. Verdier på > 5 (grå ruter) betyr at verdien ikke var blant topp 5 mest ekstreme verdier. Y-aksen viser økoregion, der S = Sørlandet; Ø = Østlandet; V = Vestlandet; M = Midt-Norge; N = Nord-Norge – ytre og F = Nord-Norge – Indre (Finnmark og indre Troms).

Sommeren 2020, da de samme vannforekomstene ble undersøkt på nytt, var ikke preget av tørke eller vedvarende høye temperaturer (**Figur 2** & **Figur 4A**). Det var riktignok rekordhøye temperaturer i juni fra Midt-Norge og sørover, men mai og juli var kaldere enn normalt, og august nær normalen (**Figur 2** & **Figur 4A**). Det var heller ingen områder med vedvarende lite nedbør gjennom sommeren (**Figur 4B**). Som følge av dette var det få ekstreme utslag på de hydrologiske tørkeparametere (vannmetning i jord og avrenning; **Figur 2**). Vurdert ut fra avrenning var faktisk sommeren 2020 forholdsvis fuktig, med avrenning høyere enn- eller nær normalen over mesteparten av landet i juni – august (**Figur 4C**).

Den tydelige forskjellen i tørkesituasjon mellom 2018 og 2020 gjør at vannkjemiske og biologiske data innsamlet de to årene kan sammenliknes for å studere effekter av tørke. Men ettersom det kun foreligger overvåkingsdata fra to år (ikke en lengre tidsserie) for en slik analyse, vil kausaliteten være usikker. Dette skyldes at det kan ha vært andre forskjeller mellom årene enn bare tørke, men slike forskjeller vil være vanskelig å kontrollere for.



Figur 3. Avvik fra normalen (gjennomsnitt for perioden 1991–2020) for A) gjennomsnittlig månedstemperatur (°C, absolutt avvik); B) månedsnedbør (mm, % avvik) og C) månedsavrenning (mm, % avvik) fra mai til august i tørkeåret 2018 i alle nedbørfeltene som inngår i overvåking i referanseelver.

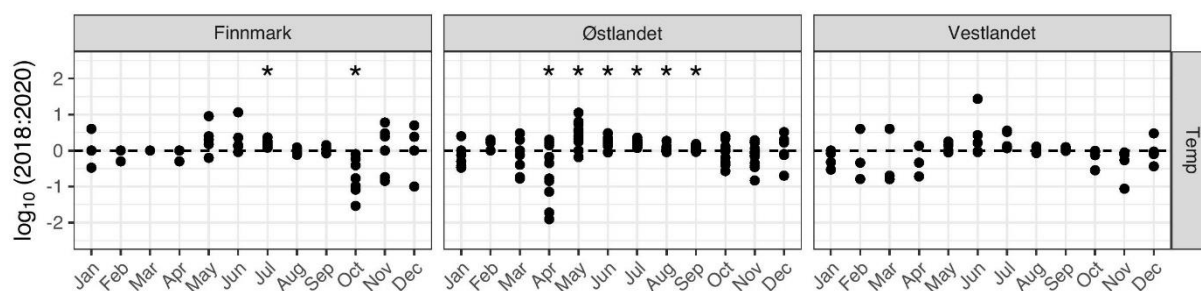


Figur 4. Avvik fra normalen (gjennomsnitt for perioden 1991–2020) for A) gjennomsnittlig månedstemperatur (°C, absolutt avvik); B) månedsnedbør (mm, % avvik) og C) månedsavrenning (mm, % avvik) fra mai til august i 2020 i alle nedbørfeltene som inngår i overvåking i referanseelver.

3.2 Effekter av tørke på vannkvalitet og stofftransport

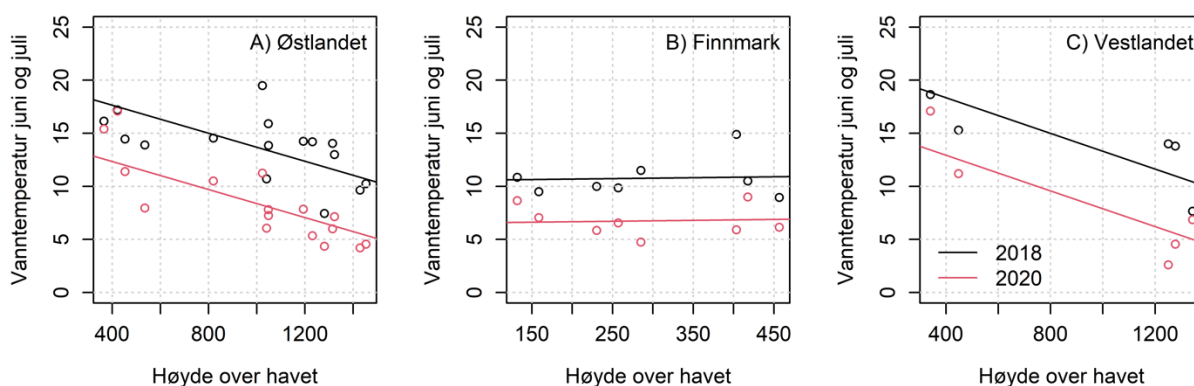
3.2.1 Vanntemperatur

Siden vi kun har stikkprøver av vanntemperatur tatt i forbindelse med den månedlige vannprøvetakingen, har vi ikke kunnet gjøre detaljerte analyser av vanntemperatur i referanseelvene. En enkel sammenlikning av temperaturmålingene mellom tørkesommeren 2018 og 2020 viser allikevel signifikant høyere temperaturer fra mai til og med september i elvene på Østlandet i 2018 (**Figur 5**). I Finnmarkselvene var det jevnt over høyere temperaturer i mai og juni 2018 (men ikke signifikant), og signifikant høyere temperatur i juli. I elvene på Vestlandet var det i snitt varmere vann i mai – juli 2018, men forskjellen var ikke signifikant basert på denne analysen.



Figur 5. Relativ forskjell i vanntemperatur mellom 2018 og 2020. Temperaturmålinger er kun gjort en gang i måneden i forbindelse med vannprøvetaking. Hvert punkt er én elv og y-aksen viser logaritmen til ratioen mellom temperaturen i 2018 og 2020 en gitt måned. Verdier > 0 betyr at temperaturen i tørkeåret 2018 var høyere enn i det mer normale 2020. Verdier < 0 betyr at temperaturen i 2018 var lavere. Stjerne (*) betyr at konsentrasjonen i en gitt måned var signifikant forskjellig mellom årene.

En annen måte å analysere temperaturdataene på, der vassdragenes høyde over havet tas hensyn til, er å plote sommertemperatur (gjennomsnittlig vanntemperatur for juni og juli) mot høyde over havet for tørkeåret 2018 og 2020 (**Figur 6**). Da kan vi også undersøke om sommertemperaturen i 2018 var spesielt høy i deler av høydegradienten, slik det ble gjort i en tidligere analyse av temperaturdataene (Moe mfl. 2019).



Figur 6. Sammenheng mellom gjennomsnittlig vanntemperatur i juni og juli og nedbørfeltets gjennomsnittlige høyde over havet for elver på A) Østlandet (n=15); B) Finnmark og Indre Troms (Nord-Norge – Indre; n = 8); og C) Vestlandet. Regresjonslinjene viser sammenhengen med høyde over havet og forskjellen mellom 2018 (svart linje/punkter) og 2020 (rød linje/punkter).

På Østlandet (n=15) var det en signifikant negativ sammenheng mellom vanntemp og høyde over havet og signifikant høyere temperttur i 2018 enn i 2020 (i snitt 5,3 grader varmere, $p < 0,001$; **Figur 6A**). Det var også en tendens til at forskjellen i vanntemperatur mellom 2018 og 2020 var størst for elver over 1000 moh. I Finnmark (n=8) var det ingen sammenheng mellom vanntemp og høyde over havet, men sommertemperaturen var i snitt 4 grader høyere i 2018 ($p < 0,001$; **Figur 6B**). På Vestlandet var tendensen den samme som på Østlandet, men datagrunnlaget er lite (n=5; **Figur 6C**).

Disse to enkle analysene viser i grove trekk at vanntemperatur i mai – juni 2018 var betydelig høyere enn samme periode i 2020. I lys av de ekstremt høye lufttemperaturene i mai og juli 2018 (**Figur 2** og **Figur 3**) var dette forventet. Det er tendenser til størst forskjell i vanntemperatur for vassdrag over ca. 1000 moh. på Østlandet – dvs. en relativt sett høyere oppvarming i fjellvassdrag. En mer inngående analyse av vanntemperaturen i Folla nord i Østerdalen (omtalt ifm. analyse av en lokal tidsserie på bunndyr i kap. 3.3.2.1) viste rekordhøy vanntemperatur både i mai, juni og juli, som stemmer godt med det generelle mønsteret på Østlandet.

Selv om høy vanntemperatur trolig var tilfelle for de fleste vassdrag (særlig i Sør-Norge) sommeren 2018, gir ikke høy lufttemperatur og tørke *nødvendigvis* høy vanntemperatur i alle vassdrag: 1) I brepåvirkede vassdrag kan økt bresmelting motvirke både temperaturstigning og reduksjon i vannføring; 2) i elver nedstrøms for store innsjøer vil stort vannvolum oppstrøms bufre temperaturøkningen; og 3) i vassdrag med stor tilførsel av kaldt grunnvann vil tørke kunne føre til større andel grunnvann i forhold til overflatevann og dermed en bufring av vanntemperaturen.

I 2022 satt vi ut kontinuerlige temperaturloggere i en rekke av referanseelvene, som legger grunnlaget mer inngående analyser av vanntemperatur i fremtiden.

3.2.2 Stoffkonsentrasjon vs. vannføring og hvordan denne sammenhengen forventes å påvirke ulike parameteres respons på tørke

For å utlede hvordan konsentrasjoner av ulike vannkjemiske stoffer forventes å respondere på tørke er det nyttig å se på den generelle sammenhengen mellom konsentrasjon (C) og vannføring (Q) for aktuelle stoffer (**Figur 7**). For stoffer som i hovedsak tilføres vassdragene via avrenning fra nedbørfeltet forventes det en positiv sammenheng mellom Q og C, altså et positivt stigningstall. For stoffer som f.eks. har høy konsentrasjon i grunnvann, og som fortynnes ved høy avrenning fra nedbørfeltet, forventes et negativt stigningstall (se kap. 2.3.2.1).

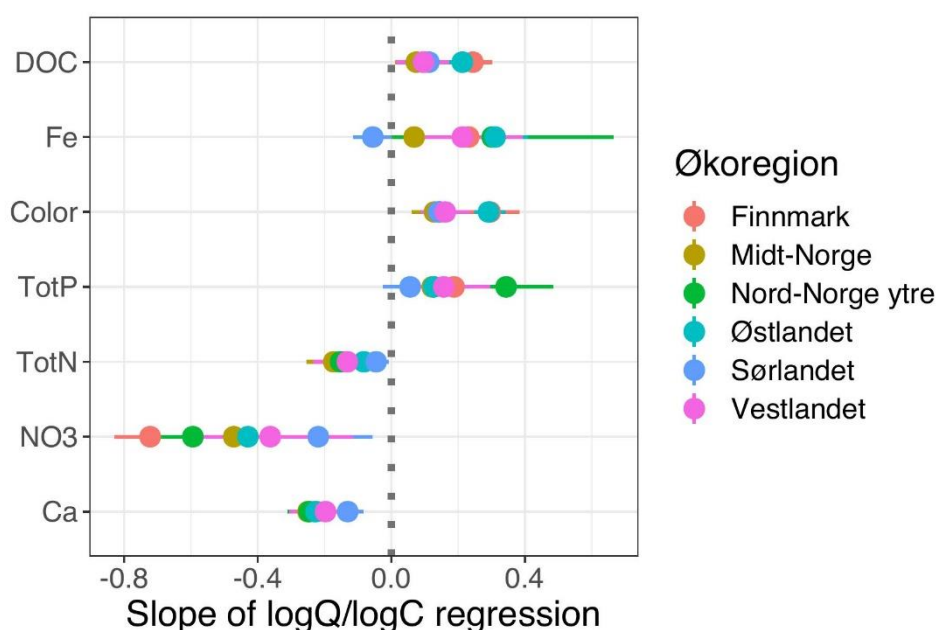
Parametere relatert til organisk karbon og farge (DOC, jern og fargetall), samt totalfosfor, har overveiende positive stigningstall (**Figur 7**). Dette betyr at konsentrasjonen generelt sett øker med økende vannføring/avrenning. En del av denne effekten skyldes trolig erosjon og ko-transport med partikler under høy vannføring. I utgangspunktet kan en dermed tenke seg at konsentrasjonen av DOC, jern, fargetall og totalfosfor vil kunne reduseres under en tørkeperiode, der avrenningen er lav.

Både nitrat og totalnitrogen viser overveiende negative stigningstall (**Figur 7**), som tyder på at nitrogenkonsentrasjon reduseres ved økende vannføring. Stigningstallene er betydelig lavere for nitrat enn for totalnitrogen, som indikerer at nitrat fortynnes i større grad enn totalnitrogen. Interessant nok er det for nitrat en tydelig forskjell mellom økoregioner, med høye negative stigningstall (-0,6 til ca. -0,8) i Nord-Norge og lave negative stigningstall på Sørlandet (-0,2) og Vestlandet (-0,36). Dette reflekterer trolig nord-sør mønsteret i atmosfærisk nitrogendeposisjon (Austnes et al. 2022), der den lave deposisjonen i Nord-Norge bidrar til mer nitratfattig avrenning og større fortykning ved høy vannføring. At stigningstallene for totalnitrogen er høyere enn for nitrat skyldes trolig at mye av

totalnitrogenet er organisk bundet (66% for hele landet; lavest på Vestlandet [52%] og høyest i Finnmark og Midt-Norge [73%]), slik at det ved høy vannføring også *tilføres* en del totalnitrogen bundet i organisk materiale (DOC, som representerer mengden naturlig organisk materiale, hadde positivt stigningstall). Med hovedsakelig negative stigningstall kan en tenke seg at konsentrasjonen av nitrogenforbindelser vil kunne øke under en tørkeperiode pga. lite avrenning.

På grunn av motsetningen i stigningstall mellom totalfosfor og nitrogenforbindelser forventes det at N:P-forholdet vil øke ved lav vannføring, f.eks. under tørke. En prediksjon som følger av dette er større grad av P-begrensning under tørke.

Signifikant negative stigningstall er også gjennomgående for kalsium (**Figur 7**). Kalsium har høyere konsentrasjoner i grunnvann enn i overflatevann i Norge (Banks et al. 1998), og fortynnes dermed ofte ved høy overflateavrenning og høy vannføring. En kan dermed tenke seg at konsentrasjonen av kalsium (og andre elementer som har høyere konsentrasjoner i grunnvann enn i overflatevann) vil kunne øke under en tørkeperiode pga. lite avrenning. Dette vil også kunne virke inn på vannets bufferevne og pH.



Figur 7. Stigningstall for sammenhengen mellom estimert vannføring ($\log Q$) og målt konsentrasjon ($\log C$) for DOC (oppløst organisk karbon), Fe (jern), Color (fargetall), TotP (totalfosfor), TotN (totalnitrogen), NO₃ (nitrat) og Ca (kalsium) i alle elvene i overvåkingsprogrammet (Finnmark, n = 8; Midt-Norge, n = 14; Nord Norge – ytre, n = 4; Østlandet, n = 14; Sørlandet, n = 10; Vestlandet, n = 7). For hver elv er det benyttet månedlige data (n = 48 for de fleste elver). Punkter viser gjennomsnittlig stigningstall for hver økoregion og horisontale linjer representerer 95 % konfidensintervall for gjennomsnittet.

3.2.3 Effekter av tørke på konsentrasjoner og stofftransport

3.2.3.1 Organisk karbon og farge

Konsentrasjoner

Det var flere signifikante forskjeller i konsentrasjonene av DOC og fargetall mellom tørkesommeren 2018 og den mer normale sommeren 2020. I juni og juli 2018, da den hydrologiske tørken virkelig slo inn (se kap. 3.1.1), var konsentrasjonene av DOC og fargetall signifikant lavere enn tilsvarende måneder i 2020 for elver i økoregion Finnmark, Østlandet og Vestlandet⁴ (**Figur 8**). Det er nærliggende å tro at de lave DOC-konsentrasjonene og fargetallene skyldes den ekstremt lave avrenningen sommeren 2018 sammenliknet med 2020, ettersom DOC-konsentrasjon typisk øker med avrenning (**Figur 7**). Også konsentrasjonen av jern, som er en viktig bidragsyter til fargetall sammen med DOC, var signifikant lavere juni og juli tørkesommeren 2018 i Finnmark og på Østlandet. Trenden var lik på Vestlandet, men forskjellen var ikke signifikant. En sterk samvariasjon mellom DOC, fargetall og jern er forventet, ettersom DOC og jern i stor grad avgjør fargetallet i boreale vassdrag (Weyhenmeyer et al. 2014). Videre er metaller som jern ofte er tett assosiert med DOC som følge av chelatdannelse med store organiske molekyler.

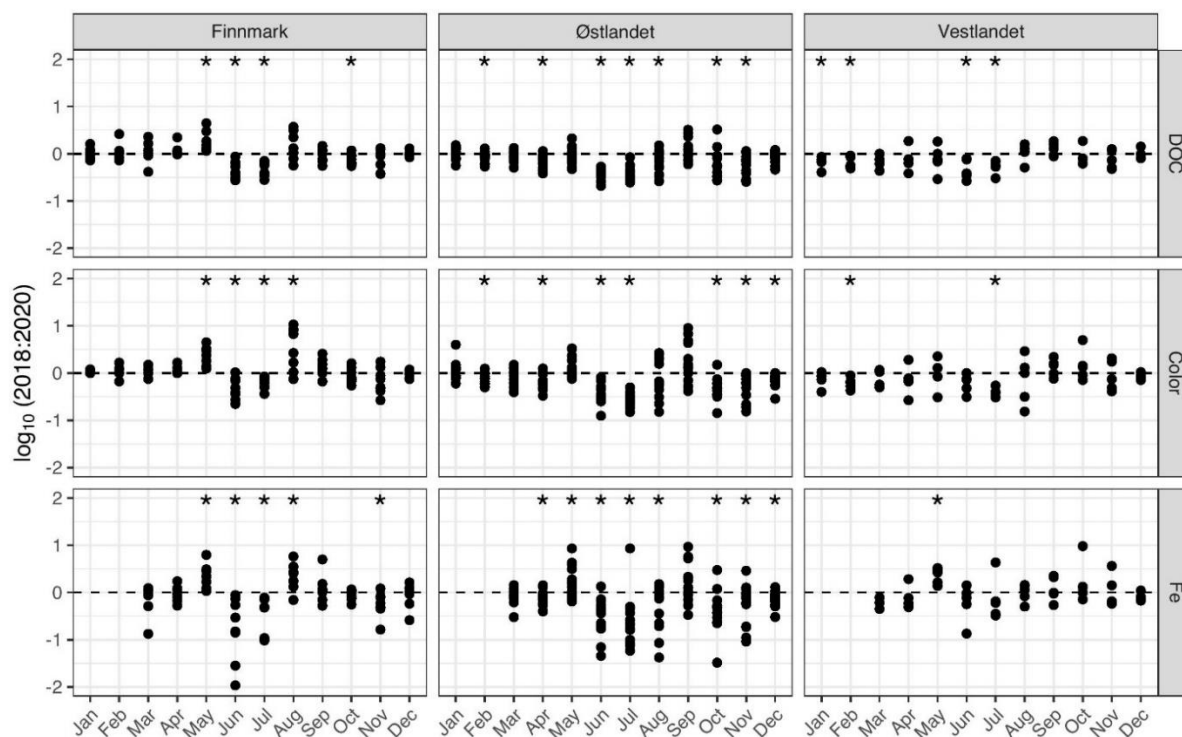
Tørkesituasjonen i 2018 normaliserte seg noe i august, da det kom forholdsvis mye regn mesteparten av landet (**Figur 3B**). I Finnmark medførte dette signifikant høyere fargetall og konsentrasjon av jern i august 2018 sammenliknet med august 2020. DOC tenderte til høyere konsentrasjoner i august 2018, men forskjellen var ikke signifikant (**Figur 8**). Vi kan spekulere i om økningen i disse parameterne i august 2018 skyldes mobilisering av større mengder organisk materiale fra nedbørfeltet som ble oksidert i løpet av tørken i månedene før, selv om økt DOC ofte er en generell respons på nedbør. Økning i fluks av organisk materiale og assosierte stoffer som metaller (inkl. jern og aluminium) og sulfat, er kjent fra litteraturen (se f.eks. Stirling et al. 2020) og kan enkelte vassdragstyper (allerede sure vassdrag og nedbørfelt med stor andel myr) også føre til surstøt etter tørkeperioder (se kap. 3.2.4 og Moe et al. 2019).

I elvene i økoregion Vestlandet var det ingen signifikant forskjell i DOC, fargetall eller jern mellom august 2018 og august 2020, og heller ingen signifikante forskjeller resten av året (**Figur 8**). På Østlandet var konsentrasjonen i august 2018 fortsatt signifikant lavere enn i 2020 for DOC og jern, noe som kan skyldes at det på Sør-Østlandet kom mindre regn i august enn resten av landet (**Figur 3B**).

Selv om ikke den hydrologiske tørken slo inn før i juni og juli i 2018, så var mai måned historisk varm dette året (**Figur 2** og **Figur 3**). Kombinert med mye snø i fjellet vinteren 2018 førte dette til svært kraftig vårflokk mange steder i landet, særlig på Østlandet⁵. Pga. varmen kom vårflokken 2018 tidligere enn i 2020, mange steder i løpet av mai. F.eks. var flomtoppen i Stabburselva den 17. mai 2018 og 8. juni 2020, i Mistra rundt 10 mai i 2018 og i starten av juni i 2020 og i Lærdalselva den 11 mai 2018 og i midten av juni 2020 (data fra <https://sildre.nve.no>). Den tidlige vårflokken er trolig årsaken til at det særlig i Finnmark, men til dels også Øst- og Vestlandet, var høyere konsentrasjoner av en eller flere av parameterne DOC, fargetall og jern i mai 2018 sammenliknet med 2020.

⁴ I 2018 og 2020 var flertallet av de overvåkede vannforekomstene i økoregionene Nord Norge – indre (Finnmark og indre Troms), Østlandet og Vestlandet. Elver på Sørlandet, Midt-Norge og Nord-Norge – ytre ble overvåket i 2019/2021.

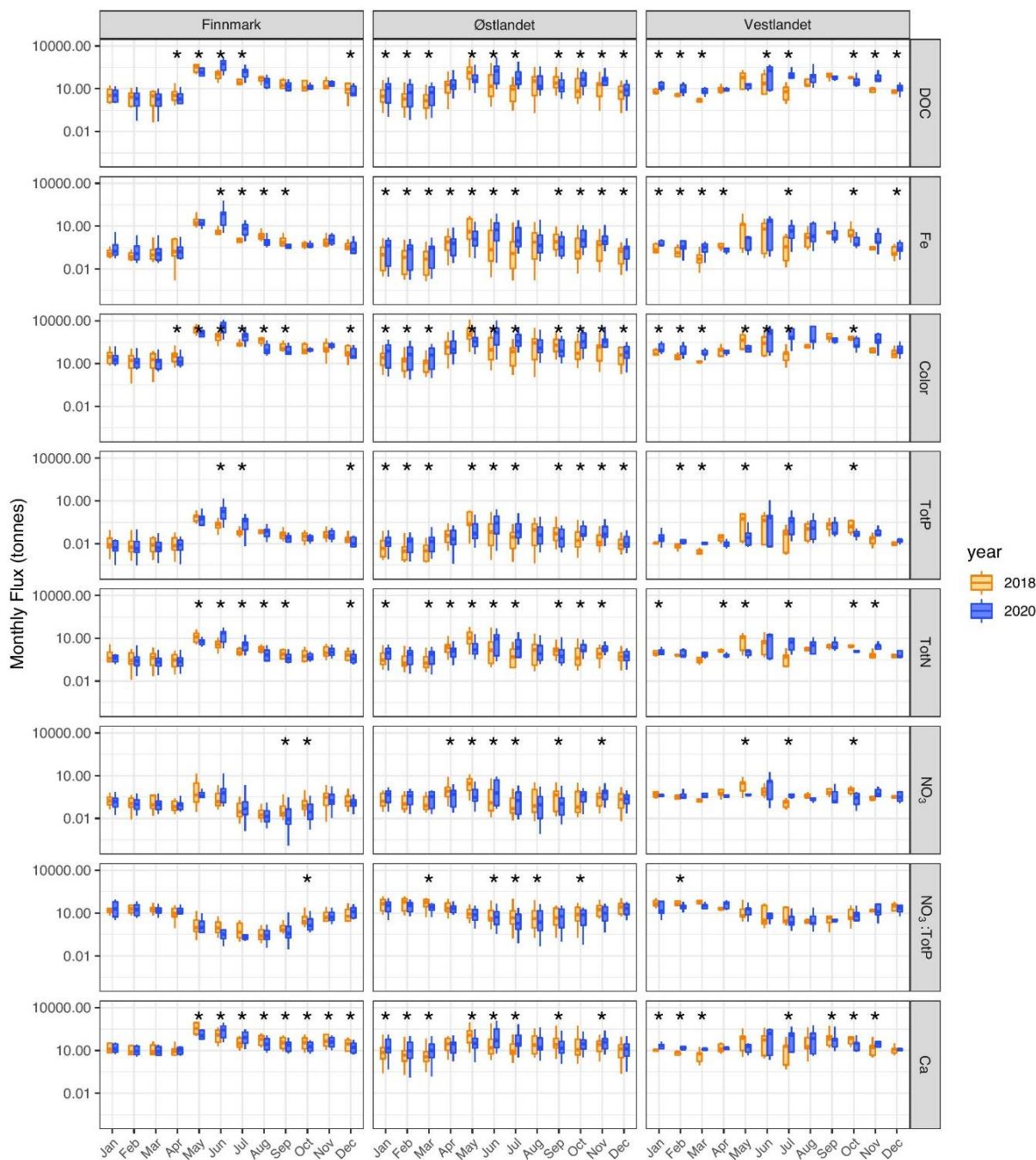
⁵ <https://www.nve.no/nytt-fra-nve/nyheter-hydrologi/torke-og-flomaret-2018/>



Figur 8. Relativ forskjell mellom månedlig konsentrasjon i 2018 og 2020 for DOC, fargetall (Color) og jern (Fe). Hvert punkt er én elv og y-aksen viser logaritmen til ratioen mellom konsentrasjonen i 2018 og 2020 en gitt måned. Verdier < 0 betyr at konsentrasjonen i tørkeåret 2018 var lavere enn i det mer normale 2020. Verdier > 0 betyr at konsentrasjonen i 2018 var høyere. Stjerne (*) betyr at konsentrasjonen i en gitt måned var signifikant forskjellig mellom årene innen den aktuelle økoregionen.

Stofftransport

I tillegg til gjennomgående lavere konsentrasjoner av DOC var det også ekstremt lav avrenning i juni og juli 2018 (**Figur 2** og **Figur 3C**). Det medførte signifikante ($p < 0,05$) og betydelig lavere flukser av DOC denne perioden både i Finnmark, på Øst- og på Vestlandet (**Figur 9**). DOC-fluksen var i snitt en faktor 6,5 ganger lavere enn samme periode i 2020 for de tre økoregionene samlet. I Finnmark var fluksen fortsatt lav i august 2018, mens det ikke var noen signifikant lavere fluks i august 2018 på Øst- og Vestlandet. Også i september var DOC-fluksen på nivå med 2020 i hele landet. Dette var trolig en respons på at tørken normaliserte seg i løpet av august (se kap. 3.1.1).



Figur 9. Månedlige flukser (tonn pr. måned) av aktuelle vannkjemiske parametere fra de samme elvene i 2018 (gule bokser) og 2020 (blå bokser). Merk log-transformert y-akse. Signifikante forskjeller mellom år (partvis t-test, 5% signifikansnivå) er vist med stjerne (*).

Pga. den tidlige og stedvis kraftige vårfloppen i 2018 var konsentrasjonene av DOC høye i mai. Dette var også tilfelle for fluksene av DOC, som var signifikant høyere i mai 2018 enn mai 2020 i Finnmark og på Østlandet. Fluksene var også i snitt høyere på Vestlandet, men ikke signifikant ($p > 0,05$). Fluksene av jern, som i stor grad er assosiert med DOC, fulgte i all hovedsak samme mønster som DOC under og etter tørken.

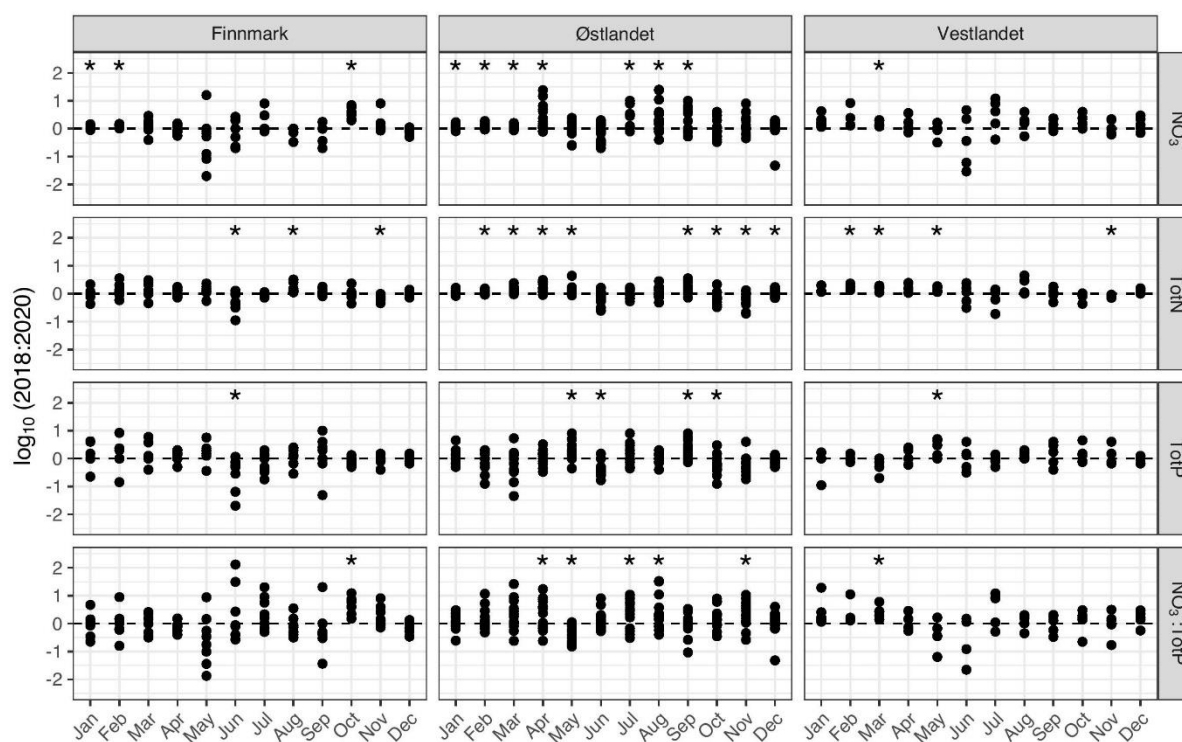
Samlet sett viser analysene av tørkesommeren 2018 at både konsentrasjoner og flukser av oppløst organisk materiale og assosierte parametere (f.eks. jern og fargetall) reduseres under perioder med tørke. Dette skyldes lav avrenning og redusert transport av organisk materiale fra nedbørfeltet.

Følgene av reduserte flukser er blant annet mindre transport av organisk stoff til nedstrøms innsjøer og kystvann. Dette påvirker siktedyp og lysforhold ettersom disse parameterne er avgjørende for lysklimaet under vann (Thrane et al. 2014). Ettersom oppløst organisk materiale er en energikilde for heterotrofe bakterier, kan tørke påvirke balansen mellom autotrofe og heterotrofe prosesser (Jansson et al. 2000). Det var ingen tydelige tegn på forhøyet konsentrasjon og fluks direkte etter tørkeperioden, men slike «post drought fluxes» kan være vanskelige å detektere med kun månedlige vannprøver.

3.2.3.2 Næringsalter

Konsentrasjoner

Konsentrasjonene av næringsalter (totalfosfor, totalnitrogen og nitrat) viste relativt få signifikante forskjeller mellom tørkesommeren 2018 og 2020, men det var allikevel noen interessante tendenser i datasettet. For totalfosfor var det signifikant høyere konsentrasjoner i mai 2018 enn mai 2020 både på Østlandet ($p < 0,05$) og Vestlandet ($p < 0,05$). I Finnmark var det i snitt også høyere konsentrasjon av totalfosfor i mai, men forskjellen var ikke signifikant ($p = 0,05$). Høyere totalfosforkonsentrasjon i mai 2018 skyldes trolig den tidlige og forholdsvis kraftige vårfloppen i store deler av landet i 2018 (se kap. 3.2.3.1).



Figur 10. Relativ forskjell mellom månedlig konsentrasjon i 2018 og 2020 for nitrat (NO_3), totalnitrogen (TotN), totalfosfor (TotP) og forholdet $\text{NO}_3 : \text{TotP}$. Verdier < 0 betyr at konsentrasjonen i tørkeåret 2018 var lavere enn i det mer normale 2020. Verdier > 0 betyr at konsentrasjonen i 2018 var høyere. Stjerne (*) betyr at konsentrasjonen i en gitt måned var signifikant forskjellig mellom årene.

Basert på den generelle positive sammenhengen mellom totalfosfor og vannføring (**Figur 7**) forventet vi lavere konsentrasjoner av totalfosfor gjennom tørkesommeren 2018 sammenliknet med 2020. Dette var delvis også tilfelle, med signifikant lavere totalfosforkonsentrasjoner i juni 2018 (da den hydrologiske tørken satte inn; **Figur 2**) i Finnmark og på Østlandet. På Vestlandet i juni var det ingen forskjell, noe som kan skyldes at vestlandselvene i snitt er svært klare, med lite DOC og lav turbiditet, som typisk er hovedkilden til totalfosfor i upåvirkede vassdrag. I resten av sommerperioden (juni –

august) var det ingen signifikante forskjeller i konsentrasjon av totalfosfor mellom årene i noen av økoregionene. Dette gjaldt også i juli, som var den tørreste måneden i 2018 (**Figur 3B-C**) forholdsvis våt i 2020 (**Figur 4B-C**). Dette var noe overraskende, og indikerer at andre mekanismer enn avrenning fra nedbørfeltet kan være viktige med hensyn til konsentrasjon av totalfosfor ved lav vannføring sommerstid. I mer påvirkede vassdrag vil punktkilder kunne gi forhøyet fosforkonsentrasjon under tørke pga. lav fortykning. Vi kan ikke utelukke at det finnes enkelte punktkilder i referanseelvene, men det er trolig svært få og effekten på fosforkonsentrasjon bør være ubetydelig. En mulig årsak til at vi ikke ser forskjeller kan være at konsentrasjonene i elvene i utgangspunktet er svært lav (mellom 2-4 µg P/l; **Vedleggstabell 3**) og at en eventuell reduksjon utover dette er vanskelig å detektere. Allikevel, som en generell trend observerte vi et lavere stigningstall for sammenhengen mellom vannføring og konsentrasjon for totalfosfor i perioden juni – oktober i tørkeåret 2018 sammenliknet med det våtere året 2020 (**Vedleggsfigur 4**). Dette indikerer lavere mobilisering av fosfor under tørke.

Nitrat, og til en viss grad totalnitrogen, var negativt assosiert med vannføring (**Figur 7**). Vi forventet derfor relativt sett høyere konsentrasjoner av nitrogen-parameterne under tørken 2018. Det var derimot få konsistente forskjeller mellom tørkesommeren 2018 og 2020 for disse parameterne (**Figur 10**). For nitrat var det ingen signifikante forskjeller i perioden mai–august, med unntak av høyere konsentrasjoner på Østlandet under tørken i juli og august 2018. Dette medførte også signifikant høyere NO₃:TP-forhold, og potensielt sterkere grad av fosforbegrensning på Østlandet i denne perioden.

Konsentrasjonen av nitrat i vassdrag påvirkes av mange ulike prosesser, blant annet opptak/retensjon i vegetasjon i nedbørfeltet og avrenning (Kaste et al. 2020), som medfører svært lave nitratkonsentrasjoner under vekstsesongen i upåvirkede vassdrag (Thrane et al. 2021). Selv om de nevnte prosessene er tørkesensitive, så har det vist seg vanskelig å forklare særlig mye av variasjonen i uorganisk nitrogenkonsentrasjon som funksjon av klimatiske variabler (Vuorenmaa et al. 2018). Høy lufttemperatur er vist å ha en svak negativ effekt på nitrogenkonsentrasjon i langtidsovervåkede nedbørfelt, trolig som følge av mer effektivt opptak av N i vegetasjon, jordmikrober og akvatisk vegetasjon ved høy temperatur, men forklaringsgraden er lav (Vuorenmaa et al. 2018). Hvorvidt denne effekten vedvarer under ekstrem varme og tørke, som i 2018, er derimot uklart. Kanskje vil svært lav jordfuktighet, slik det var sommeren 2018 (**Figur 2**), være såpass stressende for vegetasjon og mikrobiota at det vil kunne påvirke opptaket av uorganisk N negativt, og dermed virke i motsatt retning, med akkumulering av nitrat i jordsmonnet og økende avrenning ved første regnskyll etter tørke.

Stofftransport

Selv om det gjennomgående ikke var lavere konsentrasjoner av totalfosfor tørkesommeren 2018, så bidro den ekstremt lave avrenningen i 2018 (**Figur 2**) til signifikant ($p < 0,05$) lavere fluks av totalfosfor i juni og juli 2018 i alle økoregioner (**Figur 9**; unntaket var Vestlandet i juni). I gjennomsnitt var fluksen av totalfosfor en faktor 6,5 ganger lavere enn samme periode i 2020 for de tre økoregionene samlet. I august, da tørken normaliserte seg, var fluksen på nivå med 2020. Fluksen av totalfosfor i mai 2018 var signifikant høyere enn i 2020 på Øst- og Vestlandet, og tenderte til høyere i Finnmark. Dette gjenspeiler forskjellene i konsentrasjon (over).

Til tross for få forskjeller i konsentrasjonen av nitrogenforbindelser mellom 2018 og 2020 var det som følge av den lave vanntransporten en tydelig forskjell mellom fluksen av nitrogen de to somrene (**Figur 9**). Mønsteret liknet det vi så for totalfosfor, med signifikant høyere fluks under flommen i mai, og signifikant lavere fluks i juni og juli i alle økoregioner (**Figur 9**; unntaket var Vestlandet i juni). I gjennomsnitt var fluksen av totalnitrogen 4 ganger lavere i juni og juli 2018 enn samme periode i 2020 for de tre økoregionene samlet. Nitrat fulgte også samme mønster, men med færre signifikante forskjeller mellom 2018 og 2020 enn for totalnitrogen, særlig i Finnmark. Etersom det for nitrogen var

få konsistente forskjeller i konsentrasjon mellom år, skyldes forskjellene i fluks i hovedsak forskjellene i avrenning, med ekstremt lave avrenninger i juni og juli 2018.

Samlet sett viser analysene av tørkesommeren 2018 få tydelige og konsistente effekter av tørke på konsentrasjoner av næringssalter. Derimot var det et tydelig mønster med svært lave flukser av både P og N under den hydrologiske tørketoppen (juni og juli 2018), og høye flukser under flommen etter den ekstreme varmeperioden i mai. Redusert fluks av næringssalter vil kunne gi mer oligotrofe forhold i nedstrøms innsjøer og kystvann i selve tørkeperioden som følge av lavere tilførsler av essensielle næringssalter.

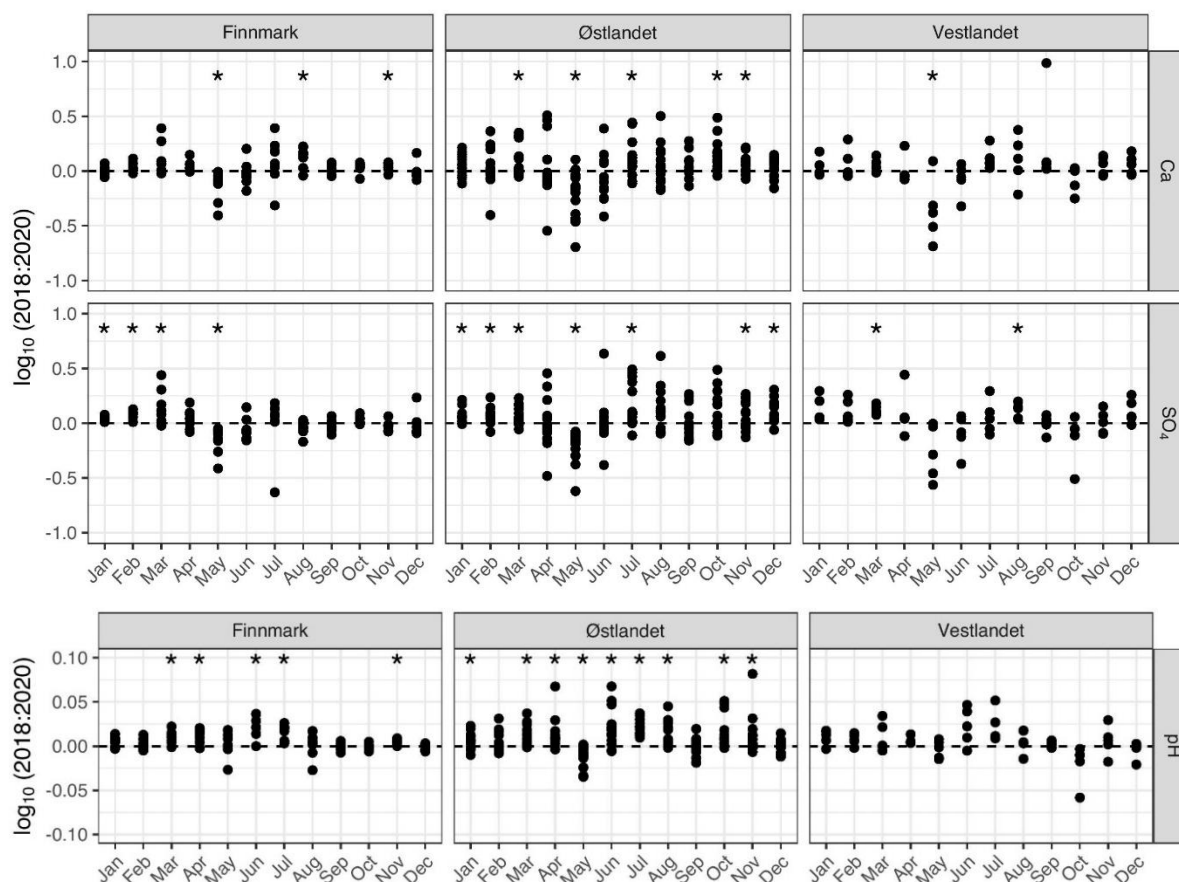
3.2.4 Forsuringsrelaterte parametere

Konsentrasjonen av kalsium (en proxy for alkalitet og bufferevne) er jevnt over negativt korrelert med vannføring (**Figur 7**), trolig som følge av høyere konsentrasjoner i grunnvann enn i overflatevann (se kap. 3.2.2). Under tørkeperioder forventes det relative bidraget av grunnvann til vannføring å øke, og basert på dette forventet vi relativt høy kalsiumkonsentrasjon i de hydrologisk svært tørre månedene juni og juli 2018 sammenliknet med 2020. Det var ingen tydelig støtte for denne hypotesen i dataene, men det var tendenser til økende forskjell i kalsiumkonsentrasjon mellom tørkeåret 2018 og 2020 utover sommeren (**Figur 11**). I mai 2018 – som var preget av kraftig vårflom pga. ekstrem varme i hele landet – var det signifikant lavere kalsium-konsentrasjon i hele landet sammenliknet med 2020 pga. fortykning i smeltevann. I juni var konsentrasjonene på samme nivå begge år, mens de i juli og/eller august var høyere i 2018 (signifikant høyere på Østlandet og i Finnmark; **Figur 11**). Dette kan være en effekt av lav avrenning og relativt sett høyere grunnvannspåvirkning under tørken i 2018, men vi har ikke undersøkt det relative bidraget av grunnvann til vannføring i denne rapporten.

Det er kjent at tørke kan medføre økt oksidering av sulfid til sulfat i anoksiske lag i myrområder (Stirling et al. 2020). Når avrenningen øker etter en tørkeperiode kan dette føre til økt konsentrasjon av sulfat og potensielt en reduksjon i pH («surstøt»), noe som ble diskutert og undersøkt i overvåkingsrapporten fra 2018 (Moe et al. 2019). Ved hjelp av data fra Birkenesfeltet i Agder, hvor det gjøres mer kontinuerlige målinger, ble det vist at sulfatkonsentrasjonen økte – og pH ble redusert – ved første kraftige nedbørsepisode etter tørkeperioden. Liknende effekter er observert ved NIVAs forskningsstasjon på Langtjern, men effekten var mindre tydelig pga. oppholdstiden i innsjøen oppstrøms (Moe et al. 2019). Ved sammenlikning av sulfatkonsentrasjon mellom tørkesommeren 2018 og 2020 hadde vi derfor en hypotese om høyere konsentrasjon av sulfat i august 2018 (da avrenningen økte etter tørken; **Figur 2 & Figur 3**) enn samme måned i 2020. Det var derimot lite støtte for dette i dataene våre, selv om konsentrasjonen av sulfat var signifikant høyere ($p < 0.05$) i august 2018 på Vestlandet (**Figur 11**). Analysene i Fosholt Moe et al. (2019) viste at endringen i vannkjemi (økning i sulfat og lavere pH) skjer raskt og i forbindelse med første skikkelige nedbørsepisode etter tørken. Ettersom vi kun har én vannprøve i måneden fra referanseelvene er det derfor vanskelig å detektere denne typen kortvarige effekter. For øvrig sees de samme trendene gjennom sommeren som for kalsium, med relativt sett lave sulfatkonsentrasjoner i mai 2018, og økende konsentrasjon frem til og med juli 2018 sammenliknet med 2020.

Når det gjelder pH var det ingen signifikante forskjeller mellom tørkesommeren 2018 og 2020 på Vestlandet. I Finnmark og på Østlandet, derimot, var det signifikant høyere pH under den hydrologiske tørketoppen i juni og juli sammenliknet med de samme månedene i 2020. I mai var pH signifikant lavere i 2018 pga. den tidlige vårflommen. pH er typisk lavere under vårflommen som følge av bl.a. økning i DOC og fortykning av basekationer (se f.eks. Laudon et al. 2000). Forskjellene i pH mellom årene kan ha sammenheng med tørken, f.eks. tendensen til høyere kalsium/basekation-konsentrasjon

utover sommeren i 2018. I tillegg kan høy temperatur og klart vann (lite DOC og partikler ved lav avrenning) medføre høyere fotosynteseaktivitet hos vannvegetasjon og alger, som vil trekke pH opp pga. økt CO₂-opptak. En slik effekt av fotosyntese på pH vil forventes å øke ved lav vannføring.



Figur 11. Relativ forskjell mellom månedlig konsentrasjon i 2018 og 2020 for kalsium (Ca), sulfat (SO₄) og pH. Hvert punkt er én elv og y-aksen viser logaritmen til ratioen mellom konsentrasjonen i 2018 og 2020 en gitt måned. Verdier < 0 betyr at konsentrasjonen i tørkeåret 2018 var lavere enn i det mer normale 2020. Verdier > 0 betyr at konsentrasjonen i 2018 var høyere. Stjerne (*) betyr at konsentrasjonen i en gitt måned var signifikant forskjellig mellom årene.

Flukser

Vi har kun beregnet flukser for kalsium, og mønsteret for kalsiumfluks er det samme som for de andre parameterne omtalt ovenfor: en signifikant lavere fluks under den hydrologiske tørketoppen i juni og juli 2018 sammenliknet med 2020 (**Figur 9**). Forskjellen i fluksen mellom tørkesommeren 2018 og 2020 (3,1 ganger ganger lavere) var derimot ikke like stor som for f.eks. DOC og totalfosfor, som i snitt var 6,5 ganger lavere i 2018. Den relativt sett lavere forskjellen for kalsium skyldes trolig at konsentrasjonen av kalsium var noe høyere under tørken.

3.3 Effekter av tørke på bunndyr

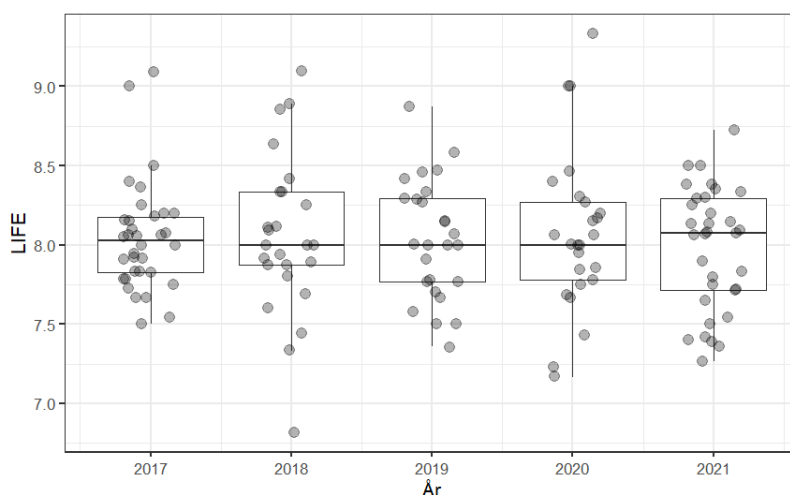
3.3.1 Trender i indikatorverdier i overvåking i referanseelver

For bunndyrindikatorer som måler vannføringsforhold (LIFE), oksygeninnhold (ASPT), vanntemperatur (% kaldtvannsarter) og generell påvirkning (EPT), fant vi ingen signifikant signifikante forskjeller mellom det ekstreme tørkeåret 2018 og det mer normale året 2020 (**Tabell 3**).

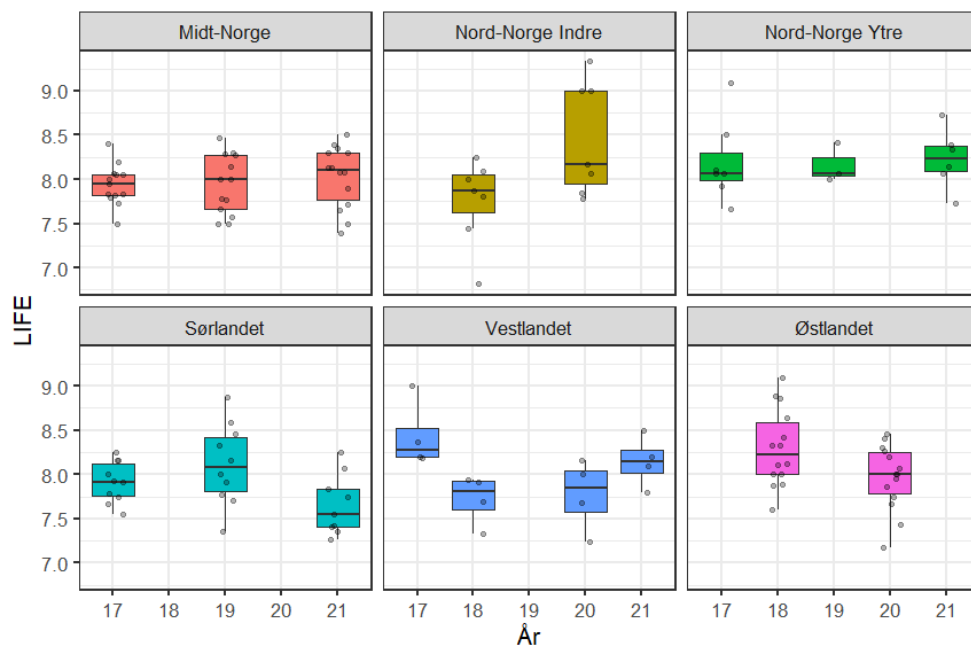
Tabell 3. Sammenligning av bunndyrindikatorer (paret t-test) som måler vannføringsforhold (LIFE), oksygeninnhold (ASPT), vanntemperatur (% kaldtvannsarter; %CWS) og generell påvirkning (EPT) for årene 2018 og 2020. Data er fra overvåking i referanseelver og omfatter 26 stasjoner som ble undersøkt begge årene.

Indeks	Gruppe 1	Gruppe 2	Statistic	df	P	Signifikans
ASPT	2018	2020	0.05	25	0.964	Ikke sign.
LIFE	2018	2020	-0.28	25	0.785	Ikke sign.
EPT	2018	2020	-0.71	25	0.487	Ikke sign.
%CWS	2018	2020	-1.41	25	0.171	Ikke sign.

De små forskjellene i indeksverdier som ble observert mellom år i overvåking i referanseelver er her illustrert ved LIFE-indeksen. LIFE-verdier lå generelt mellom 7,5 – 8,5 (**Figur 12**), som indikerer strømmende vann $> 20 - 100 \text{ cm s}^{-1}$. Mer sakteflytende vann ($< 20 \text{ cm s}^{-1}$) er diagnostisert ved LIFE-verdier < 7 , og stillestående vann ved $\text{LIFE} \leq 5$ (Extence et al. 1999). Som vist i **Figur 12** og **Figur 13** fremstår strømningsforholdene på de undersøkte stasjonene nokså like over hele landet i undersøkelsesperioden. Tørkeåret 2018 skilte seg med andre ord ikke ut fra de andre årene i undersøkelsesperioden (2017 – 2021), og det ble heller ikke påvist regionspesifikke forskjeller mellom tørkeåret 2018 og 2020 (Østlandet, Vestlandet og Nord-Norge – indre/Finmark og indre Troms; **Figur 13**). Dette indikerer at strømningsforholdene var nokså like ved prøvetaking på de undersøkte stasjonene (2018 og 2020, og 2017 og 2019), eller at prøvelokaliteten har blitt flyttet til et nytt egnet strykparti innad på stasjonen dersom det tidligere prøvetakingspunkt har hatt for lav vannhastighet. For ASPT, EPT og andel kaldtvannsarter var det heller ingen konsistente trender der tørre år og områder skilte seg ut (**Vedleggsfigur 9** og **Vedleggsfigur 10**).



Figur 12. Boksplott som viser fordelingen av LIFE-indeksen hvert år for alle referansevannforekomstene inkludert i analysen. Boksenes nedre og øvre grense viser hhv. første og tredje kvartil, mens midtlinjen viser medianen.



Figur 13. Boksplott som viser fordelingen av LIFE-indeksen fordelt på år og økoregion. Datapunktene som gjennomslittige grå prikker.

3.3.2 Analyser av tidsserier av bunndyr fra Folldal

3.3.2.1 Vanntemperatur og hydrologiske forhold i Folldal

Målt vannføring i Folla ved Dølplass (1990-2022), støttet opp om modellerte klimatiske data fra Østlandet som viste at sommeren 2018 var spesielt tørr og varm (**Figur 2** og **Figur 3**). Data på middelvannføring viste at juni 2018 med 18,4 m³/s (74 % av medianvannføring i perioden 1990-2022) og juli 2018 med 10,6 m³/s (66 % av medianvannføring) var de to månedene med lavest målte middelvannføring for juni og juli i 32-års perioden. Mai, august, september og oktober hadde vannføring litt over medianverdien for langtidsperioden 1990-2022. Dermed var vannføringen i månedene juni og juli 2018 spesielt lave for årstiden i Folla.

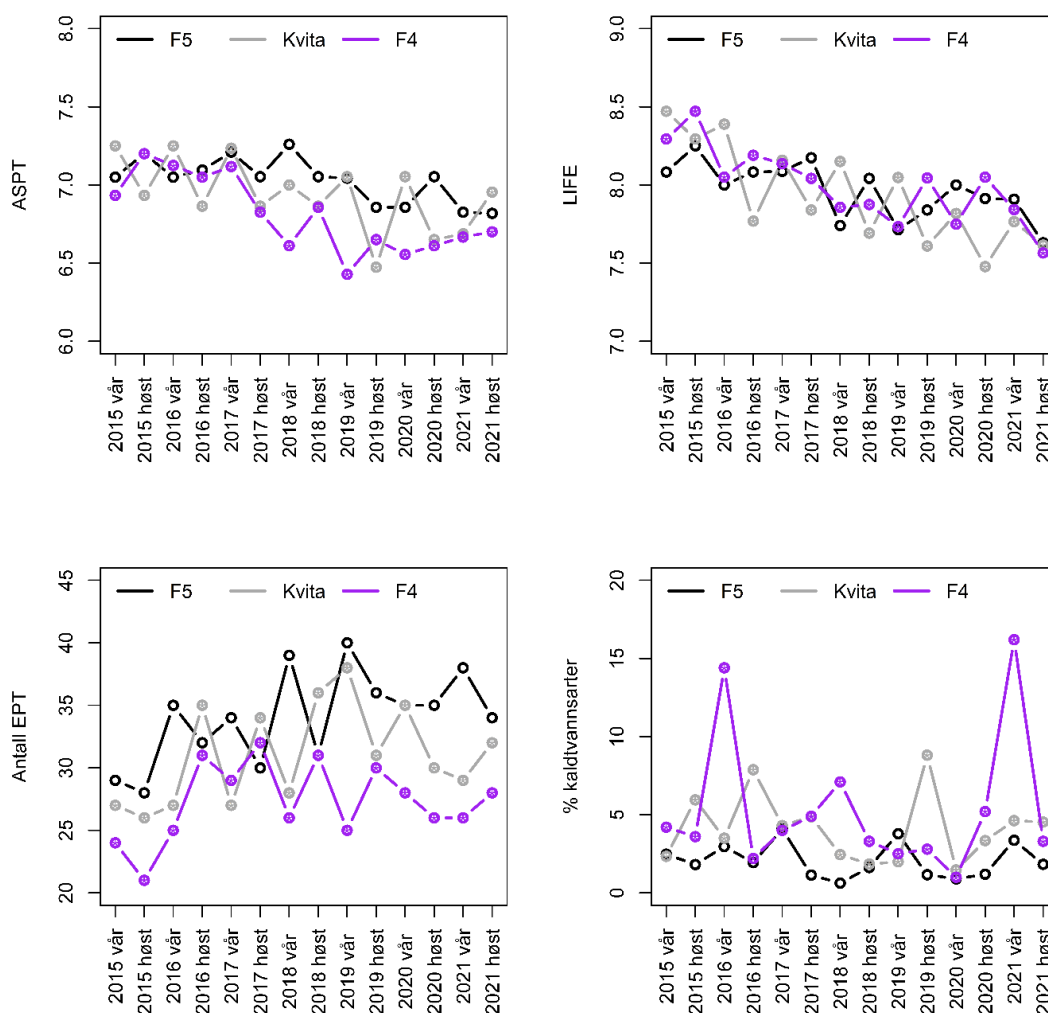
Målt vanntemperatur i Folla ved Dølplass viste at mai 2018 var den varmeste mai-måned i perioden med tilgjengelige temperaturdata (2014-2022) med +2.0 °C over mediantemperatur (median for mai måned var 5,5°C). Juni 2018 var den varmeste juni målt med +1.8 °C over median (10,9 °C) og juli den varmeste juli målt med +4.1 °C over median (12,8 °C). August var den 5. varmeste august målt med 11,4 °C, som også var mediantemperatur for august i perioden. September (7,7 °C) og oktober (2,9 °C) hadde vanntemperatur rundt median eller litt lavere. Dermed var månedene mai, juni og juli i 2018 spesielt varme i denne delen av Folla (basert på data fra de siste ni år), noe som stemmer godt med det generelle mønsteret for vanntemperatur i referanseelvene (se kap. 3.2.1).

3.3.2.2 Trender i bunndyrindekser med hensyn til tørre år

Tidsseriedata på bunndyr fra Folla og Kvita fra perioden 2015-2021 viser en trend med noe fallende ASPT (oksygen) og LIFE-verdier (vannføring), men ingen tydelig forskjell i antall EPT-taksa (generell påvirkning) eller dominans av kaldtvannsarter (temperatur) (**Figur 14**). Det er imidlertid ingen indikasjon på at høsten 2018 eller våren 2019 skiller seg spesielt ut for noen av de utvalgte indeksene i denne perioden. For ASPT og EPT ser vi imidlertid et utslag på stasjon Folla F4 med relativt lave verdier våren 2019, men lignende utslag har også forekommet tidligere år i tidsserien på denne stasjonen,

f.eks. våren 2018 (april), vår og høst 2015, og våren 2016 som ikke var utsatt for tilsvarende tørkeperiode. Vi fant vi dermed ingen tydelig effekter på bunndyrsamfunn i Folla og Kvita som kan tilskrives den varme og tørre sommeren 2018.

Bruk av tidsseriedata har stor verdi siden man har år-til-år variasjon i samfunnssammensetning som kan skyldes naturlig variasjon. Dette er spesielt verdifullt i tilfeller hvor man ønsker å undersøke avvikende enkeltår, slik som den spesielt varme sommeren 2018. På bakgrunn av tidsseriedataene fra Follidal, vet vi ikke hvorfor indeksene LIFE og ASPT viser en noe negativ trend i den undersøkte perioden. På bakgrunn av vannkjemiske overvåkingsdata anses de utvalgte stasjonene som lite påvirket, men samtidig er de ikke fullstendig upåvirket («fullgode referanser»). Dette er fordi stasjonene er lokalisert i områder med noe bebyggelse, jordbruk, beitedyr, samt avrenning fra tidligere gruveområder på Hjerkinns for F4 og F5. Verdier for ASPT ligger imidlertid innenfor grense for god økologisk tilstand (god/moderat-grense = 6; veileder 02:2018), og antyder lav organisk belastning. De observerte verdiene for LIFE-indeksen antyder fortsatt strømmende vann ($> 20 \text{ cm s}^{-1}$), og samsvarer godt med målte verdier fra undersøkte stasjoner i referanseelv-datasettet.



Figur 14. Tidsserier for bunndyrindekser utviklet for å måle endringer i vannets oksygeninnhold (ASPT), vannføringsforhold (LIFE), vanntemperatur, generell påvirkning (EPT) og temperatur (% kaldtvannssarter; %CWS). Data er fra Elveovervåkingsprogrammet (opsjon 5) og omfatter tre stasjoner i Follidal i perioden 2015 – 2021.

3.3.2.3 Diskusjon av resultater for bunndyr med hensyn til tørke

Ved bruk av de utvalgte bunndyrindeksene LIFE, ASPT, %kaldtvannsararter og EPT fant vi ingen tydelig effekt som kan tilskrives tørkesommeren i 2018, verken ved bruk av data fra referanseelvene (2017-2021) eller tidsserien fra lite påvirkede elvelokaliteter i Follidal (2015-2021).

LIFE-indeksen er ikke implementert i det norske klassifiseringssystemet (Direktoratsgruppa 2018), og det trengs mer testing før den eventuelt tas i bruk for å kvantifisere effekter av endret vannføring i Norge. Selv om LIFE-indeksen er utviklet for bruk i UK, fant Schneider & Petrin (2017) at den responderte på endrede hydrologiske forhold som følge av vannkraftregulering i Norge. Lathouri et al. (2020) viste at LIFE-indeksen best samvarierte med hydrologiske forhold for mellomstore elver i lavlandet, samt små og bratte bekker, men ikke så godt i større fjellelver («upland streams»). Det trengs derfor flere studier i Norge for å vurdere egnetheten til denne indeksen. Det er også viktig å bemerke at høsten 2018 var mer normal mht. hydrologisk tørke. Høstprøver av bunndyr samme år ble dermed tatt under nokså normale vannføringsforhold, slik at eventuelt midlertidige effekter på LIFE, eller andre indekser, kan ha blitt maskert senere på året.

Varmt vann holder ikke like godt på oksygen som kaldt vann, og langvarige varmeperioder kan derfor medføre lavere oksygenkonsentrasjoner i vannet. Dette kan forårsake problemer for arter som krever høyt oksygeninnhold i vannet for å overleve. Vi anser det imidlertid som lite sannsynlig at oksygenforholdene i elvestryk blir så dårlige at det slår ut på ASPT indeks så lenge det ikke forekommer annen menneskelig påvirkning. ASPT regnes ut som gjennomsnittlig forurensingsfølsomhet av vanlig bunndyr-indikatorer (hovedsakelig tilstedeværelse av familier), og måler dermed ikke effekter på enkeltarter. Det foreligger ennå ikke nok kunnskap om norske bunndyrsarters oksygentoleranser til bruk i biologisk overvåking på artsnivå. Slike studier hadde vært nyttige for å kunne gjøre mer nyanserte undersøkelser av oksygenforhold i ferskvann.

Høy vanntemperatur kan også i seg være skadelig for arter av bunndyr som er tilpasset et liv i kaldt vann (Bonacina et al. 2022). Det kan medføre at arter med kaldtvannspræferanser blir erstattet av generalister som foretrekker varmere vann (Sauer et al. 2011). Kaldtvannsararterne som ble brukt som indikatorer i denne studien gjennomfører typisk sin livssyklus på inntil ett år (Schmidt-Kloiber & Hering 2022), og består typisk av en «generasjon» årlig, det vil si de er *univoltine*. Vi forventet dermed at spesielt varme år vil kunne gi utslag i reduserte populasjonsstørrelser av kaldtvannsararter, både inneværende og påfølgende år, som følge av lav overlevelse, eller i form av redusert reproduksjon etter et ekstrem-år. Slike effekter ble imidlertid ikke observert i denne studien. Dette kan skyldes at de utvalgte artene ikke er følsomme nok, det vil si at de ikke er ekstreme kaldtvannsararter, som også forklarer deres relativt vide utbredelse i Norge. Det er derfor sannsynlig at de gjennom sine livshistorier er tilpasset perioder med varmt vann.

Vi har ikke data for å kunne si noe om eventuelle forskyvninger i klekketidspunkt (egg og flyveperioder), størrelsesfordelinger (mindre størrelser) eller endret utbredelsesmønster for kaldtvannsararter i elver generelt, f.eks. høyere til fjells eller mer nordlig utbredelse. Ved bruk av disse overvåkingsdataene, der artsbestemmelser fokuserer på organismegrupper med utviklede biologiske indekser for tilstandsvurdering, kan vi heller ikke utelukke at andre deler av bunndyrsamfunnet, slik som den artsrike gruppen tovinger som sjelden bestemmes til art, tok skade av den varme og tørre sommeren 2018. Referanseelv-datasettet har også en begrensing gjennom at det finnes kun to målinger fra samme stasjon.

3.4 Effekter av tørke på laksefisk

Analysene viste at tørkesommeren 2018 hadde begrenset påvirkning på bestandene av ørret og laks i referanseelvene. På nasjonalt nivå var det ingen tydelige trender fra 2017 til 2019 eller da vi sammenliknet 2018 og 2020. I Midt-Norge var det imidlertid en statistisk signifikant nedgang i tetthet fra 2017 til 2019. Hvorvidt dette *kun* skyldes tørkesommeren 2018 er også usikkert, da flere andre faktorer kan ha spilt inn. Vintertørke, flommer, oppgang av gytefisk og gytesuksess kan påvirke årsklasser av ungfisk, men dette ble ikke undersøkt nærmere i denne analysen. I elvene som ble undersøkt i partallsår årene var det ingen tydelige endringer. Vi gjorde imidlertid ingen undersøkelser i 2016, som ville kunne gitt et bilde på før-situasjonen i partallsår-elvene. Nedenfor presenteres resultatene fra hele landet og for hver økoregion.

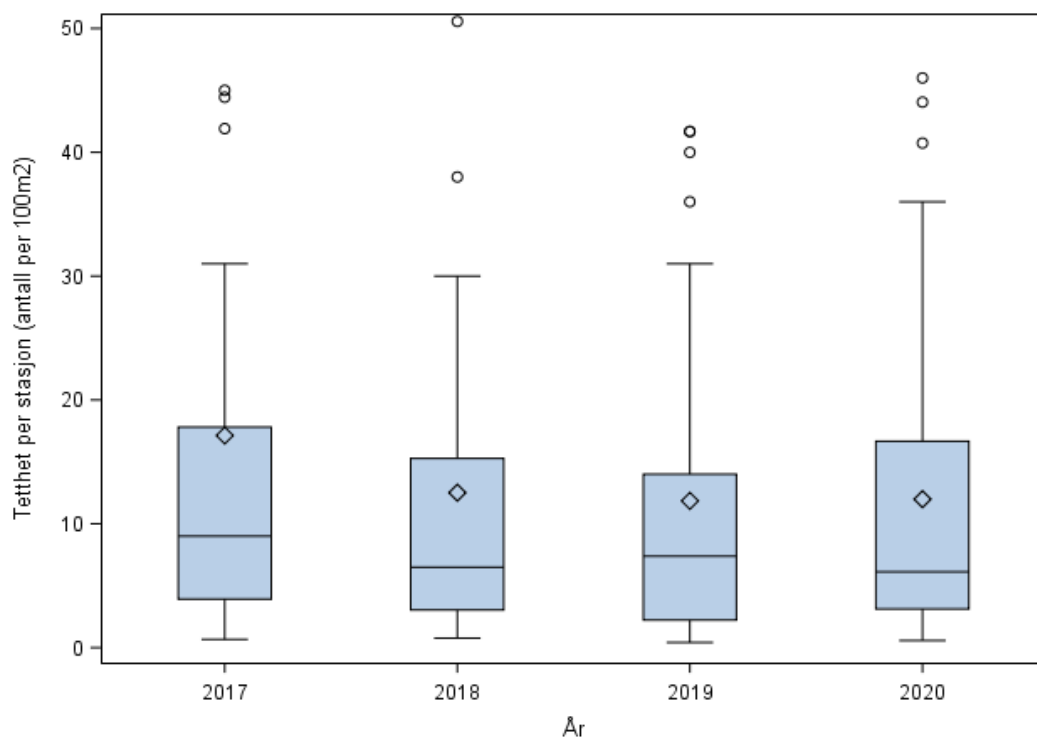
3.4.1 Endringer i alle økoregioner samlet

Det var ingen signifikante forskjeller i tetthet av ørret og laks mellom 2018 til 2020 på de undersøkte stasjonene (**Tabell 4, Figur 15**) når vi ser landet under ett. Forskjellen i gjennomsnittstetthet basert på alle stasjonene var på 1,8 fisk færre fisk per 100 m² i 2018, som ikke er et tydelig nok signal til å si om det var noen signifikant forskjell i tetthet. I sammenligningen av 2017 og 2019 var det heller ingen statistisk signifikante endringer i tettheten av ørret og laks (**Tabell 4, Figur 16**), men her var forskjellen større (4,9 flere fisk per 100 m² i 2017 enn i 2019). Forskjellen var imidlertid ikke stor nok til med sikkerhet å kunne konkludere med at det hadde skjedd noen endring, da årsklasser av ungfisk av ørret og laks typisk varierer betydelig mellom år ($p > 0,05$).

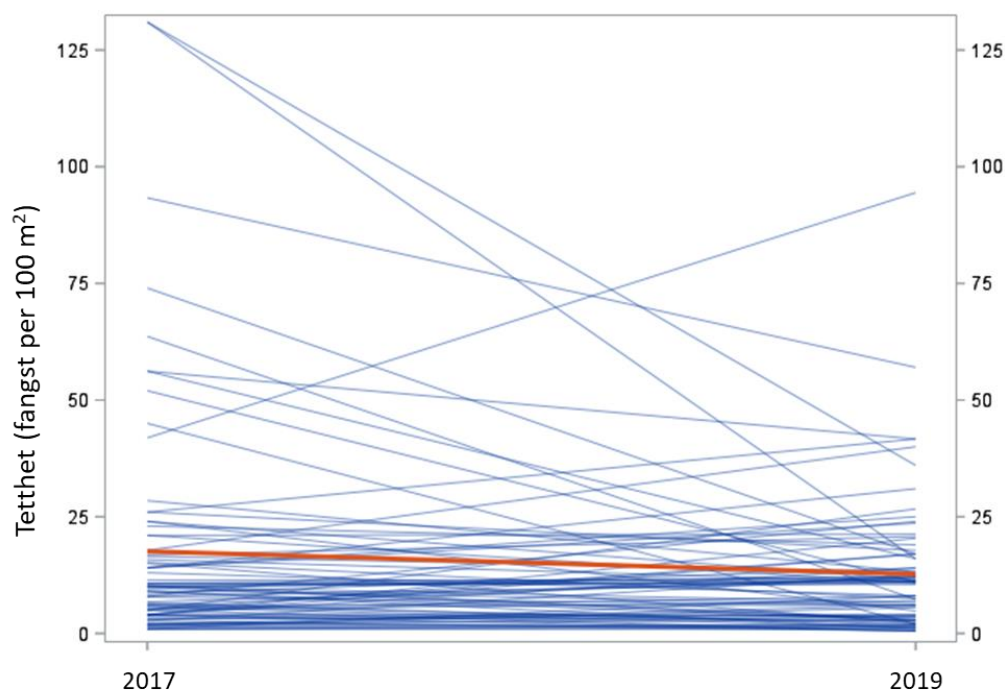
Gjennomsnittslengden økte med 6 mm fra 2018 til 2020 men forskjellen på ca. 6 mm var ikke statistisk signifikant. Fra 2017 til 2019 sank gjennomsnittslengden med ca. 3 mm men denne forskjellen var heller ikke statistisk signifikant. Maksimal lengde gikk ned fra 2017 til 2019 (reduksjon i gjennomsnitt på 15 mm, $p < 0,05$) på stasjonene som ble fisket før og etter tørkesommeren. For stasjonene som ble fisket i 2018 og 2020 var det ingen signifikant endring i maksimal lengde.

Tabell 4. Sammenligning av alle stasjonspar for tetthet (antall fanget på første omgang per 100 m²), gjennomsnittslengde (mm) og maksimal lengde (mm). Tabellen viser antall stasjonspar som sammenlignes mellom årene (N), forskjellen mellom det første og andre året med tilhørende standardfeil (m(SE)), samt t-verdien og p-verdien for den parvise t-testen.

Variabel	År for sammenligning	N	m (SE)	t	p-verdi
Tetthet	18-20	69	1,8 (1,5)	1,21	0,23
Tetthet	17-19	78	4,9 (2,6)	1,88	0,06
Gjennomsnittslengde	18-20	69	-6,2 (3,6)	-1,73	0,09
Gjennomsnittslengde	17-19	78	2,8 (3,4)	0,84	0,40
Max lengde	18-20	69	-1,9 (6,5)	-0,30	0,77
Max lengde	17-19	78	15,0 (6,5)	2,30	0,02



Figur 15: Fordeling av tetthet mellom år for alle referanseelvene. Y-aksen er kortet av for å tydeliggjøre fordelingen av de vanligste observasjonene. Boksen viser 25. kvartil, median og 75. kvartil. Firkanten inni boksen viser årsgjennomsnittet. Fjærene viser 1,5 ganger kvartilspennet.



Figur 16. Endringer i tetthet fra 2017 til 2019 for hver stasjon. Det var en svak negativ utvikling, men denne var ikke statistisk signifikant.

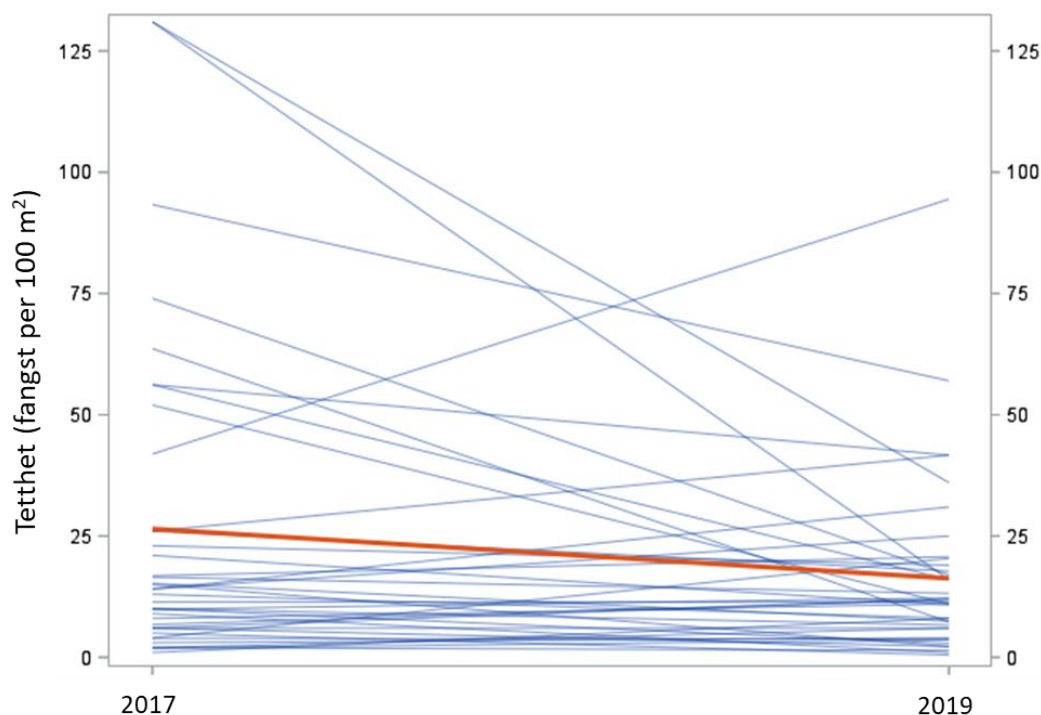
3.4.2 Endringer i bestemte økoregioner

Ved å bryte datasettet ned i økoregioner reduseres utvalgsstørrelsen, og det blir følgelig mer usikkert å undersøke endringer mellom undersøkelsesårene. I 2017 og 2019 var 10 elver lokalisert på Sørlandet og 14 i Midt-Norge. I 2018 og 2020 var 14 av elvene på Østlandet. Vi fokuserte på disse regionene i det videre. I de andre regionene var det ikke tilstrekkelig utvalgsstørrelse til å gjøre noen analyse.

Det var ingen signifikante endringer på Østlandet fra 2018 til 2020 eller på Sørlandet fra 2017 til 2019 (**Tabell 5**). Det var imidlertid signifikante endringer i Midt-Norge fra 2017 til 2019: både tetthet, gjennomsnittslengde og maksimal lengde var betydelig lavere i 2019 enn i 2017 i økoregionen (**Figur 17, Tabell 5**).

Tabell 5. Regionvis sammenligning mellom år for tetthet (fangst per 100 m²), gjennomsnittslengde (mm) og maksimal lengde (mm). Tabellen viser antall stasjonspar som sammenlignes mellom årene (N), forskjellen mellom det første og andre året med standardfeil (m(SE)), samt t-verdien og p-verdien for den parvise t-testen.

Variabel	N	m (SE)	t	p-verdi
Østlandet 2018-2020				
Tetthet	34	-0,9 (2,1)	-0,43	0,67
Gjennomsnittslengde	34	-9,7 (5,5)	-1,8	0,09
Max lengde	34	-10,9 (8,3)	-1,3	0,20
Midt-Norge 2017-2019				
Tetthet	38	10,2 (4,9)	2,1	0,05
Gjennomsnittslengde	38	9,9 (3,7)	2,7	0,01
Max lengde	38	27,3 (9,5)	2,9	<0,01
Sørlandet 2017-2019				
Tetthet	19	0,5 (3)	0,18	0,85
Gjennomsnittslengde	19	-0,78 (9,7)	-0,08	0,94
Max lengde	19	10,5 (13,5)	0,77	0,45



Figur 17. Utvikling i tettheter på stasjoner i Midt-Norge fra 2017 til 2019 (blå streker). Det var en negativ, statistisk signifikant trend ($t=2,1$, $P<0,05$), markert med rød strek.

3.4.3 Diskusjon av resultater for fisk med hensyn til tørke

Naturlige eksperimenter, slik som tørkesommeren 2018, gir en mulighet til å undersøke eventuelle biologiske responser til endrede miljøforhold. Naturlige eksperimenter er imidlertid utfordrende å studere fordi det er ikke finnes noen replikasjon («det var ikke flere år med like sterk tørke») eller noen kontrollgruppe («det finnes ikke elver innenfor hver økoregion som var upåvirket av tørken»). Fordelen med programmet overvåking av referanseelver er at vi har et stort antall elver fordelt over hele landet: slik kunne vi se på *gjennomsnittsendringen* basert på alle elvene hvor vi hadde data. Dette vil redusere usikkerheten relativt til et lavere antall elver eller undersøkelser av enkeltelver, der «normal» mellomårsvariasjon kan gi betydelige utslag i tetthet, årsklassefordeling og gjennomsnittsstørrelse. I dataene observerte vi betydelig variasjon stasjon for stasjon, men liten eller ubetydelig variasjon i gjennomsnitt for alle elver. Dette taler for at tørken kan ha hatt lokalt store utslag, men at den i en større geografisk skala ikke hadde nevneverdig effekt på de undersøkte parameterne.

Å tilskrive endringer i fisketetthet over to år til tørkeepisoden i 2018 er vanskeliggjort av de store svingningene som er typisk for fiskebestander i elv. Dette skyldes både «naturlige» svingninger over tid i bestander, adferd og romlig fordeling av fisken på undersøkelsestidspunktet samt metodiske utfordringer knyttet til studiedesign og redskap. Bremset et al. (2022) publiserte nylig en oppdatert kunnskapsoversikt som er relevant for data innsamlet ved elfiske. Enhver undersøkelse som er basert på et utvalg stasjoner har som mål å gi et representativt bilde av elva, for eksempel tetthet av ungfisk på typiske oppvekstområder i en elv. Vi må anta at metodikken gir et tilstrekkelig representativt bilde, men vi må samtidig være åpne for at ingen metode gir et perfekt bilde av den faktiske bestandssituasjonen, og at små utslag i tetthet derfor må tolkes med varsomhet (Bremset et al. 2022).

Innad i hver enkelt elv kan det være betydelig variasjon i tetthet i både tid og rom. Den anadrome elva Nausta i Sunnfjord har blitt undersøkt årlig på opptil 29 stasjoner fra 2003 til 2017. Myrvold et al. (2019) undersøkte temporær og romlig variasjon i tetthetsdataene og vurderte hvor mange stasjoner en bør fiske for å få en korrekt representasjon av årsgjennomsnittet basert på alle stasjonene. Det var betydelig variasjon over tid for Nausta som helhet: gjennomsnittstettheten varierte fra 100 fisk til over 250 fisk per 100 m² over perioden. Det var konsistente forskjeller mellom de ulike stasjonene, der noen alltid hadde relativt høy tetthet og andre lavere tetthet, men den betydelige mellomårsvariasjon innad i hver stasjon drev variasjonen i gjennomsnittstetthet for hele elva. Ikke uventet ga et høyere antall stasjoner en bedre representasjon for gjennomsnittstettheten i elva. Variasjonen i tetthet over tid skyldes endringer i antall gytefisk som returnerer til elva, deres gytesuksess, og abiotiske forhold som har betydning for ungfiskens vekst og overlevelse i elva slik som flommer, isforstyrrelse og tørke.

«Tilfeldig» eller uforklart mellomårsvariasjon som skyldes fiskens adferd og fangbarhet på enkeltstasjoner i hver elv vil kunne utlignes når en sammenligner mange elver, slik som i denne analysen. For eksempel er det lite trolig at samtlige elver vil være i fase hva angår romlig fordeling: tettheten på enkeltstasjoner vil kunne gå fra høy til lav på grunn av forhold som påvirker fiskens adferd eller hvor effektivt en klarer å elfiske, men det er lite trolig at tettheten på *alle* stasjoner som undersøkes gjennom en sesong går fra høy til lav tetthet. Derfor er det grunn til å tro at analysen gir et tilstrekkelig godt bilde av endringene i tetthet og størrelsesfordeling over analyseperioden.

Et viktig moment når en undersøker effekter av tørke er «tetthetsproblemet» (Elton 1932). Dersom vi tenker oss en elvestrekning på 100 meter som ved normal vannføring er 10 meter bred er det vanddekte arealet 1000 m². La oss anta at det i et normalår er 500 fisk på denne strekningen, som gir en tetthet på 50 fisk per 100 m². I en tørkesommer vil arealet kunne skrenkes kraftig inn, for eksempel ned til 600 m². På grunn av økt konkurranse og utfordrende temperatur og oksygenforhold vil dødeligheten sannsynligvis øke, slik at det kun står 300 fisk på strekningen. Tettheten er imidlertid uforandret: 300 fisk fordelt på 600 m² gir en tetthet på 50 fisk per 100 m². Observert tetthet på et utvalg stasjoner kan derfor maskere noe av endringene som skjer på bestandsnivå, dersom en bruker tetthet per vanddekt areal som måleenhet. Det beste ville nok være å ha et sikkert estimat for lange strekninger der hele bredden er avfisket, men dette er bare mulig i små elver med stabil sommervannføring (Bremset et al. 2022). I praksis er det vanskelig å omgå denne metodiske utfordringen. Årsaken er at mange av referanseelvene er såpass brede og har så stor vannføring at det ikke lar seg gjøre å fiske hele bredden over en lengre strekning. Videre er det såpass stort tørrfall (eksponerte grusører ved lav vannføring) i mange av elvene at en ikke kan definere stasjonsområder som fiskes uansett vannføring: i tørre år vil en med et slikt stasjonsnett kunne risikere at det ikke finnes rennende vann på stasjonen.

Gitt usikkerheten i metodikk og muligheten for at andre faktorer som ikke er undersøkt også kan ha bidratt, er det grunnlag for å tilskrive endringene i tetthet, størrelsesfordeling og maksimal størrelse til tørkesommeren 2018, eller kan andre faktorer som ikke er undersøkt ha betydning? Som diskutert over er det viktig å kjenne begrensningene i dataene, fordi det typisk er mye uforklart variasjon i fiskebestander (som følge av mange ulike påvirkningsfaktorer) og fordi metodikken kan introdusere ytterligere feilkilder. Her har vi kun fokusert på kontraster rundt tørkesommeren 2018, der mekanismen med forsterket tetthetsavhengighet under varme somre er plausibel (Myrvold & Kennedy 2020). Vi må imidlertid være forsiktige med å tilskrive enhver observert endring til *kun* denne faktoren. Andre abiotiske faktorer som flom og vintertørke, og biotiske forhold som sykdomsutbrudd og endring

i antall gytefisk ble ikke undersøkt i denne analysen. Disse er vanlige faktorer som kan påvirke observert tetthet og størrelse av ungfisk i normalår, men vi har ingen direkte analyse av hvordan effekten av tørkesommeren 2018 slo ut sammenlignet med disse mulige påvirkningene. På landsbasis var det ikke grunnlag for å si at det har skjedd noen endring i tetthet og størrelse i perioden (forskjellen var såpass liten at vi ikke kan skille den fra uforklarte og metodiske feilkilder), mens innad i økoregion Midt-Norge var det statistisk signifikante endringer som trolig også er biologisk signifikante. Her var det nedgang i tetthet, og gjennomsnittslengden og maksimal lengde gikk ned. Dette tyder på færre eldre unger av laks og ørret i 2019 enn i 2017. Dersom vi fokuserer på tørke vil mekanismen være lavere overlevelse og/eller økt emigrasjon av både yngel og ungfisk i 2018, noe som synes plausibelt. Vi undersøkte imidlertid ikke disse elvene i 2018 på grunn av den rullerende prøvetakingen, og årsakssammenhengen er derfor usikker.

4 Konklusjon

Analyser av meteorologiske og hydrologiske parametere stadfestet at sommeren 2018 (mai – juli) var ekstremt varm og tørr i nedbørfeltene til vassdragene som er med i overvåking i referanseelver. Tørken var kraftigst i Sør-Norge, men også betydelig i nord. Etter intens snøsmelting og flom i mai i mesteparten av landet var det rekordlav lav avrenning og vannføring i juli og juli, før forholdene normaliserte seg noe i august. Tørken avstedkom også høye vanntemperaturer i samme periode.

Basert på månedlige vannkjemiprøver fant vi reduserte konsentrasjoner av oppløst organisk karbon (DOC) og andre humus-relaterte parametere (fargetall og jern) under tørken, noe som skyldes liten avrenning fra nedbørfeltet under tørkeperioden. Vi avdekket få konsistente effekter av tørken på konsentrasjoner av næringssalter (nitrogen og fosfor). Blant de forsuringsrelaterte parametere, var det tendenser til at konsentrasjonen av kalsium økte utover sommeren i tørkeåret 2018 sammenliknet med 2020, kanskje som følge av redusert fortykning i overflatevann (økt relativt bidrag fra grunnvann). pH var også noe høyere i juni og juli 2018, som kan ha sammenheng med høyere konsentrasjoner av basekationer og muligens også fotosynteseaktivitet. Det var ingen tendens til forhøyet sulfatkonsentrasjon i etterkant av tørken, noe som er kjent fra litteraturen. Det er imidlertid lite sannsynlig å fange opp slike brå endringer eller «pulser» i vannkjemi etter en tørkeperiode ettersom vi kun tar én prøve pr. måned. Kontinuerlige målinger ved hjelp av sensorer (slik vi gjennom overvåkingsprogrammet nå har igangsatt i Sjoa og Gudbrandsdalslågen) er bedre egnet til slike formål.

Som forventet var fluksene av næringssalter og DOC svært lave gjennom tørkesommeren 2018 – i hovedsak som følge av lav vanntransport. En tørkesommer har dermed konsekvenser for økosystemfunksjon i nedstrøms innsjøer og kystvannssystemer, der lavere tilførsel av næringssalter og organisk karbon f.eks. kan føre til klarere vann og mer næringsfattige forhold over en tidsperiode.

For de biologiske kvalitetselementene bunndyr og fisk fant vi begrensede forskjeller mellom år eller økoregioner som kunne tilskrives tørke. For bunndyr kan en mulig årsak til manglende responser være at bunndyrprøvene uansett tas i strykpartier, der det som regel er gode strøm- og oksygenforhold selv under ekstremt tørre perioder. Faktorer som redusert vanndekt areal og høyere temperatur vil allikevel kunne påvirke både mengden og artssammensetningen av bunndyr, og for å avdekke dette må det gjøres undersøkelser som er tilpasset et slikt formål.

Det var også få effekter på bestandene av ørret og laks i referanseelvene. På nasjonalt nivå var det ingen tydelige trender fra 2017 til 2019 (altså før og etter tørkesommeren 2018) og heller ikke i sammenlikningen av 2018 og 2020. I Midt-Norge var det imidlertid en statistisk signifikant nedgang i tetthet og gjennomsnittsstørrelse fra 2017 til 2019. Hvorvidt dette kun skyldes tørkesommeren 2018 er imidlertid usikkert, da flere andre faktorer kan ha spilt inn. Vintertørke, flommer, oppgang av gytefisk og gytesuksess kan påvirke årsklasser av ungfisk, men dette ble ikke undersøkt nærmere i denne analysen.

Med endringer i vær og klima vil 2018 trolig ikke være det siste året med lav vannføring og høy temperatur (Ebersole et al. 2020). Faktisk var det allerede høsten 2021 ekstremt lave vannføringer og hydrologisk tørke i Sør-Norge⁶ (**Vedleggsfigur 1**). Videre overvåking vil øke datagrunnlaget og dermed sikkerheten i analysene av effekten av tørke på vannkvalitet og ferskvannsbiota. Referanseelvene er derfor svært viktige i overvåkingssammenheng, fordi en kan skille de store klimatologiske faktorene fra lokale påvirkninger. Samtidig er referanseelvene trolig bedre rustet i møte med endrede temperatur- og avrenningsforhold enn mer påvirkede og modifiserte vassdrag med omfattende endringer og påvirkninger i nedbørsfeltene. Elver med et naturlig flomregime, intakt kantvegetasjon og nedbørsfelt med naturlig vegetasjonsdekke opprettholder et bredere spenn av temperaturforhold og har ofte flere og større kaldtvannsrefugier enn modifiserte vassdrag (Ebersole et al. 2020, Fullerton et al. 2018). Samlet sett kan en derfor si at populasjoner av både fisk og bunndyr i slike vassdrag vil være mer skånet mot omfattende temperaturøkninger enn bestander i mer hydromorfologisk modifiserte vassdrag (Mejia et al. *in prep*). Skadelige effekter av tørkehendelser på vannkvalitet vil trolig også være større i vannforekomster påvirket av f.eks. bebyggelse og/eller industri. I slike vannforekomster vil lav avrenning under tørkeperiode føre til redusert fortynning av punktutslipp, slik at forurensede stoffer (f.eks. fosfor eller organisk stoff) oppkonsentreres. Kombinert med høy temperatur kan dette føre til betydelig oksygenvinn, med utfordringer for oksygenkrevende arter av både fisk og bunndyr. I påvirkede vassdrag forventes dermed større utslag på indekser som ASPT eller overlevelse av laksefisk under tørkeperioder.

⁶ <https://varsom.no/nyheter/nyheter-flom-og-jordskred/torke-flom-og-jordskredaret-2021/>

5 Referanser

- Al-Chokhachy, R., Alder, J., Hostetler, S., Gresswell, R., & Shepard, B. (2013) Thermal controls of Yellowstone cutthroat trout and invasive fishes under climate change. *Global Change Biology* 19(10): 3069–3081. doi:10.1111/gcb.12262.
- Austnes, K., Hjermmann, D. Ø., Sample, J., Wright, R. F., Kaste, Ø., & de Wit, H. (2022). Nitrogen in surface waters: time trends and geographical patterns explained by deposition levels and catchment characteristics. In ICP Waters report 149/2022.
- Ayllón, D., Railsback, S. F., Harvey, B. C., García Quirós, I., Nicola, G. G., Elvira, B., & Almodóvar, A. (2019). Mechanistic simulations predict that thermal and hydrological effects of climate change on Mediterranean trout cannot be offset by adaptive behaviour, evolution, and increased food production. *Science of the Total Environment*, 693, 133648–133648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133648>
- Banks, D., Frengstad, B., Midtgård, A. K., Krog, J. R., & Strand, T. (1998). The chemistry of Norwegian groundwaters: I. The distribution of radon, major and minor elements in 1604 crystalline bedrock groundwaters. *Science of the Total Environment*, 222(1–2), 71–91. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00291-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00291-5)
- Bonacina L, Fasano F, Mezzanotte V, Fornaroli R. Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews* 2022. <https://doi.org/doi:10.1111/brv.12903>.
- Bremset, G., Ugedal, O., Diserud, O., Hedger, R., Saksgård, R., Myrvold, K.M., & Sandlund, O.T. (2022) Elektrisk fiske som undersøkelsesmetode i elv. En gjennomgang av metodens muligheter og begrensninger. NINA rapport 2056. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).
- Brewitt, K. S., & Danner, E. M. (2014) Spatio-temporal temperature variation influences juvenile steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) use of thermal refuges. *Ecosphere*, 5(7). doi:10.1890/es14-00036.1
- Buffagni, A., Cazzola, M., Lopez-Rodriguez, M.J., Alba-Tercedor, J. & Armanini, D.G. (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 3 - Ephemeroptera. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 254pp.
- Bækkeli, K.A.E., Myrvold, K.M., & Olstad, K. (2018) Overvåking av referanseelver 2017. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet M1019-2018.
- Bækkeli, K.A.E. & Myrvold, K.M. (2020) Overvåking av referanseelver 2019. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. NINA rapport 1795. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).

- Dewson, Z.S., James, A.B.W. og Death, R.G. (2007) A review on the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26:401-415
- Ebersole, J. L., Quinones, R. M., Clements, S., & Letcher, B. H. (2020) Managing climate refugia for freshwater fishes under an expanding human footprint. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(5), 271-280. doi:10.1002/fee.2206
- Einum, S., Sundt-Hansen, L., & H. Nislow, K. (2006) The partitioning of density-dependent dispersal, growth and survival throughout ontogeny in a highly fecund organism. *Oikos*, 113(3), 489–496. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14806.x>
- Elliott, M. (1994) *Quantitative ecology and the brown trout* (pp. XI, 286). Oxford University Press.
- Elton, C. (1932) Territory among wood ants (*Formica rufa* L.) at Picket Hill. *Journal of Animal Ecology* 1(1):69-76.
- Eriksen TE, Jacobsen D, Demars BOL, Brittain JE, Sjøli G, Friberg N. Effects of pollution-induced changes in oxygen conditions scaling up from individuals to ecosystems in a tropical river network [manuscript submitted for publication]. Natural History Museum. University of Oslo. *Science of the Total Environment* 2021; In Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151958>.
- Extence, C.A., Balbi, D.M. og Chadd, R.P. (1999) River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated rivers: Research and management* 15:543-574
- Fullerton, A. H., Torgersen, C. E., Lawler, J. J., Steel, E. A., Ebersole, J. L., & Lee, S. Y. (2018) Longitudinal thermal heterogeneity in rivers and refugia for coldwater species: effects of scale and climate change. *Aquatic Sciences*, 80(3), 1-15. doi:10.1007/s00027-017-0557-9
- Graf, W., Lorenz, A.W., Tierno de Figueroa, J.M., Lücke, S., Lopez-Rodriguez, M.J. & Davies, C. (2009): *Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 2 - Plecoptera*. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 262pp.
- IPCC (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (S. L. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig & B. R. S. Löschke, V. Möller, A. Okem (Eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Jansson, Mats, Ann-Kristin Bergström, Peter Blomqvist, S. D. (2000). Allochthonous Organic Carbon and Phytoplankton / Bacterioplankton Production Relationships in Lakes. *Ecology*, 81(11), 3250–3255.
- Kaste, Ø., Austnes, K. and de Wit, H.A. 2020. Streamwater responses to reduced nitrogen deposition at four small upland catchments in Norway. *Ambio* 49(11): 1759-1770.

- Kile, M.R., Ranneklev, S.B., Persson, J., Eriksen, T.E. og Myrvold, K.M. 2021. Elveovervåkingsprogrammet 2020. Klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand i norske elver i tråd med vannforskriften. NIVA rapport 7676-2021. 92s + vedlegg
- Kovach, R.P., Muhlfeld, C.C., Al-Chokhachy, R., Dunham, J.B., Letcher, B.H., & Kershner, J.L. (2016) Impacts of climatic variation on trout: a global synthesis and path forward. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. **26**(2): 135–151. doi:10.1007/s11160-015-9414-x.
- Lathouri, M., England, J., Dunbar, M.J., Hannah, D.M. og Klaar, M. (2020) A river classification scheme to assess macroinvertebrate sensitivity to water abstraction pressures. *Water and environment journal* 35: 1226-1238
- Laudon, Hjalmar, Olle Westling, K. B. (2000). Cause of pH decline in stream water during spring melt runoff in northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(9), 1888–1900.
- Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkelie, K.A., Myrvold, K.M., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Grung, M. og de Wit, H. (2018) Overvåking av referanseelver 2017. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M1002-2018.
- Moe, T. F., Thrane, J.-E., Persson, J., Eikeland, K. A., Myrvold, K. M., Garmo, Ø. A., Grung, M., Hindar, A., Calidonio, J. L., & de Wit, H. (2019). Overvåking av referanseelver 2018. Utprøving av klassifiseringssystemet for basisovervåking i referansevassdrag. Miljødirektoratet rapport M 1332-2019.
- Myrvold, K.M. & Bækkelie, K.A.E. (2019) Overvåking av referanseelver 2018. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet M1333-2019
- Myrvold, K.M., Ugedal, O. & Bremset, G. (2019) Utfordringer knyttet til overvåking av fiskebestander og konsekvenser for økologisk tilstandsklassifisering etter vannforskriften. NINA rapport 1534. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).
- Myrvold, K.M. & Kennedy, B. P. (2020) Seasonal variation in growth, consumption and growth efficiency in overwintering juvenile steelhead. *Ecology of Freshwater Fish*, 29(3), 450–464. <https://doi.org/10.1111/eff.12526>
- Myrvold, K.M., Bækkelie, K.A.E. & Holter, T. (2021) Overvåking av referanseelver 2020. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. NINA rapport 1969. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Sandin, L., Thrane, J.-E., Persson, J., Røst Kile, M., Eikeland, K. A., Myrvold, K. M., Garmo, Ø. A., Grung, M., Calidonio, J. L., de Wit, H., & Moe, T. F. (2021). Overvåking av referanseelver - Utprøving av klassifiseringssystemet for basisovervåking i referansevassdrag. NIVA-rapport 7650.
- Schmidt-Kloiber, A. & Hering, D. (eds.)",2022,"www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 8.0 (accessed on 10.10.2022).

- Schneider, S.C. og Petrin, Z. (2017) Effects of flow regime on benthic algae and macroinvertebrates – A comparison between regulated and unregulated rivers. *Science of the total environment* 579: 1059-1072
- Toreti, A., Bavera, D., Acosta Navarro, J., Cammalleri, C., de Jager, A., Di Ciollo, C., Hrast Essenfelder, A., Maetens, W., Magni, D., Masante, D., Mazzeschi, M., Niemeyer, S., & Spinoni, J. (2022). Drought in Europe – August 2022. Publications Office of the European Union, Luxembourg, JRC130493, August, 24. <https://doi.org/10.2760/264241>
- Thrane, J.-E., Hessen, D. O., & Andersen, T. (2014). The Absorption of Light in Lakes: Negative Impact of Dissolved Organic Carbon on Primary Productivity. *Ecosystems*, 17(6), 1040–1052. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9776-2>
- Thrane, J.-E., Persson, J., Kile, M. R., Eikeland, K. A., Myrvold, K. M., Garmo, Ø. A., Calidonio, J. L., de Wit, H., & Moe, T. F. (2020). Overvåking av referanseelver 2019. Basisovervåking i henhold til vannforskiften. NIVA-rapport 7485-2020.
- Thrane, J.-E., de Wit, H., & Austnes, K. (2021). Effects of nitrogen on nutrient-limitation in oligotrophic northern surface waters. *ICP Waters report* 146/2021. 37 p.
- Tickner D, Opperman JJ, Abell R, Acreman M, Arthington AH, Bunn SE, et al. Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *Bioscience* 2020; 70: 330-342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>.
- Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T., & Tranvik, L. J. (2014). Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum. *PLoS ONE*, 9(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104>

Vedlegg A.

Vedleggstabell 1. Koordinater for de ulike vannforekomstene som er med i overvåkingsprogrammet. Lengde- og breddegrad angir vannprøvetakingspunkt. «Gruppe» indikerer prøvetakingsår (2018 og 2020 eller 2019 og 2021) og informasjon om vannforekomster som av ulike årsaker ble utelatt fra analysene: 1) *omit – incomplete* betyr at det ikke fantes data fra alle år; 2) *omit – clay river*: leirvassdrag ble ikke tatt med pga. spesiell vannkvalitet; 3) *omit – tributary*: vi tok kun med data fra en stasjon opp- og nedstrøms Atnsjøen for å unngå at dette vassdraget ble overrepresentert i analysene.

Økoregion	rapportnavn	group	breddegrad	lengdegrad
Finnmark	Børselva	'18/'20	70.3599222	25.6722755
Finnmark	Komagelva	'18/'20	70.2420219	30.5135871
Finnmark	Lahpojohka	'18/'20	69.25069	23.6358198
Finnmark	Maskejohka	'18/'20	70.2737757	28.0684688
Finnmark	Sametielva	'18/'20	69.4001707	29.7189842
Finnmark	Sandfjordelva bekkefelt	'18/'20	70.5090407	30.5600493
Finnmark	Skallelva	'18/'20	70.1867005	30.301747
Finnmark	Stabburselva	'18/'20	70.17395	24.86994
Finnmark	Divielva	omit- incomplete	68.7465191	19.7282191
Finnmark	Kobbholet	omit- incomplete	70.9624282	25.668957
Finnmark	Rostaelva	omit- incomplete	68.9505084	19.9116193
Finnmark	Skillefjordelva	omit- incomplete	70.1789644	23.3927906
Midt-Norge	Driva	'18/'20	62.408573	9.63668499
Midt-Norge	Bolåselva	'19/'21	64.2775815	12.5488029
Midt-Norge	Breineset	'19/'21	62.7228365	7.431076
Midt-Norge	Eiteråga	'19/'21	65.53351	13.1854403
Midt-Norge	Homla	'19/'21	63.4074639	10.8139879
Midt-Norge	Imsa	'19/'21	64.1666446	12.5188863
Midt-Norge	Luru	'19/'21	64.3608212	12.7814889
Midt-Norge	Nødalselva	'19/'21	64.1766262	11.8164142
Midt-Norge	Nordaa	'19/'21	64.6161475	12.2814549
Midt-Norge	Nordfolda	'19/'21	64.89352	12.5054201
Midt-Norge	Sanddøla	'19/'21	64.4012548	12.398586
Midt-Norge	Simskardelva	'19/'21	65.3028814	13.5490405
Midt-Norge	Størdalselva	'19/'21	63.5506925	9.7418451
Midt-Norge	Susna	'19/'21	65.3319529	14.3193465
Midt-Norge	Leiråa	omit - clay river	64.2616516	12.3802206
N-Norge ytre	Flakstadvåg	'19/'21	69.197677	17.0627609
N-Norge ytre	Kobbvåg	'19/'21	69.4911902	18.837684
N-Norge ytre	Mammakjosen	'19/'21	69.6462509	18.730418
N-Norge ytre	Rotsund	'19/'21	69.7512746	20.734959

N-Norge ytre	Gjeddåga	omit- incomplete	66.9571866	14.8261409
N-Norge ytre	Kongsvikosen	omit- incomplete	68.5750165	16.2241259
Østlandet	Atna03	'18/'19/'20/'21	62.0086217	10.0136522
Østlandet	Atna11	'18/'19/'20/'21	61.7453464	10.7491574
Østlandet	Jora	'18/'20	62.0982	9.10600008
Østlandet	Kjaglielva	'18/'20	59.95046	10.4158501
Østlandet	Kjørstadelva	'18/'20	59.58919	9.74714008
Østlandet	Lera	'18/'20	60.935141	10.9992048
Østlandet	Lomma	'18/'20	59.9822229	10.4413091
Østlandet	Mistra	'18/'20	61.6970702	11.2001923
Østlandet	Numedalslagen	'18/'20	60.3712551	8.15586104
Østlandet	Otta	'18/'20	61.9536326	7.89864964
Østlandet	Setninga	'18/'20	61.7871521	10.4931331
Østlandet	Smadøla	'18/'20	60.3330307	8.80657019
Østlandet	Store Ula	'18/'20	61.8382401	9.73852353
Østlandet	Tegninga	'18/'20	61.8851833	10.8762334
Østlandet	Lundåa	omit - clay river	59.7502413	11.2940386
Østlandet	Vikka	omit - clay river	60.16946	11.06516
Østlandet	Leppa	omit- incomplete	60.8780249	9.83566427
Østlandet	Rørvannet bekkefelt	omit- incomplete	59.344434	11.5829031
Østlandet	Atna04	omit- tributary	61.852142	10.226869
Østlandet	Dørae	omit- tributary	61.9949515	9.80636094
Sørlandet	Digeråe	'18/'20	59.846844	8.87259208
Sørlandet	Aslestadåi	'19/'21	59.309046	7.93044457
Sørlandet	Daleåa	'19/'21	59.2383549	8.07790306
Sørlandet	Lislefjoddåi	'19/'21	59.602571	7.43231712
Sørlandet	Molandsåna	'19/'21	58.5126808	6.75444791
Sørlandet	Rørholtfjorden	'19/'21	59.0357827	9.29134979
Sørlandet	Sandvatn	'19/'21	58.3650708	6.85993312
Sørlandet	Skjeggedalsåna	'19/'21	58.758711	8.114959
Sørlandet	Vatnedalselva	'19/'21	58.6550615	8.06799386
Sørlandet	Vesterdalsåni	'19/'21	59.5404901	7.33187447
Sørlandet	Berdalsbekken	omit- incomplete	59.5254784	7.96612756
Sørlandet	Farsjø bekkefelt	omit- incomplete	58.9526411	9.32763357
Sørlandets	Geiskeliåni	omit- incomplete	59.4849223	7.41875406
Vestlandet	Bjorieio	'18/'20	60.3835777	7.40356119
Vestlandet	Femangerelva	'18/'20	60.1207599	5.77814037
Vestlandet	Smeddalselvi	'18/'20	61.07246	7.96558996
Vestlandet	Tjøssåna	'18/'20	59.2219793	6.21638475
Vestlandet	Utla	'18/'20	61.3563122	7.89791488
Vestlandet	Hålandselva	'19/'21	58.4269889	6.04379219

Vestlandet	Øydgardselva	'19/'21	62.05924	6.21159
Vestlandet	Dravlauselva	omit- incomplete	62.1231942	5.93962839
Vestlandet	Hildalselvi	omit- incomplete	59.996862	6.62787109
Vestlandet	Kalstadelva	omit- incomplete	61.2664937	5.58051154
Vestlandet	Underdalselvi	omit- incomplete	60.9261611	7.07949194

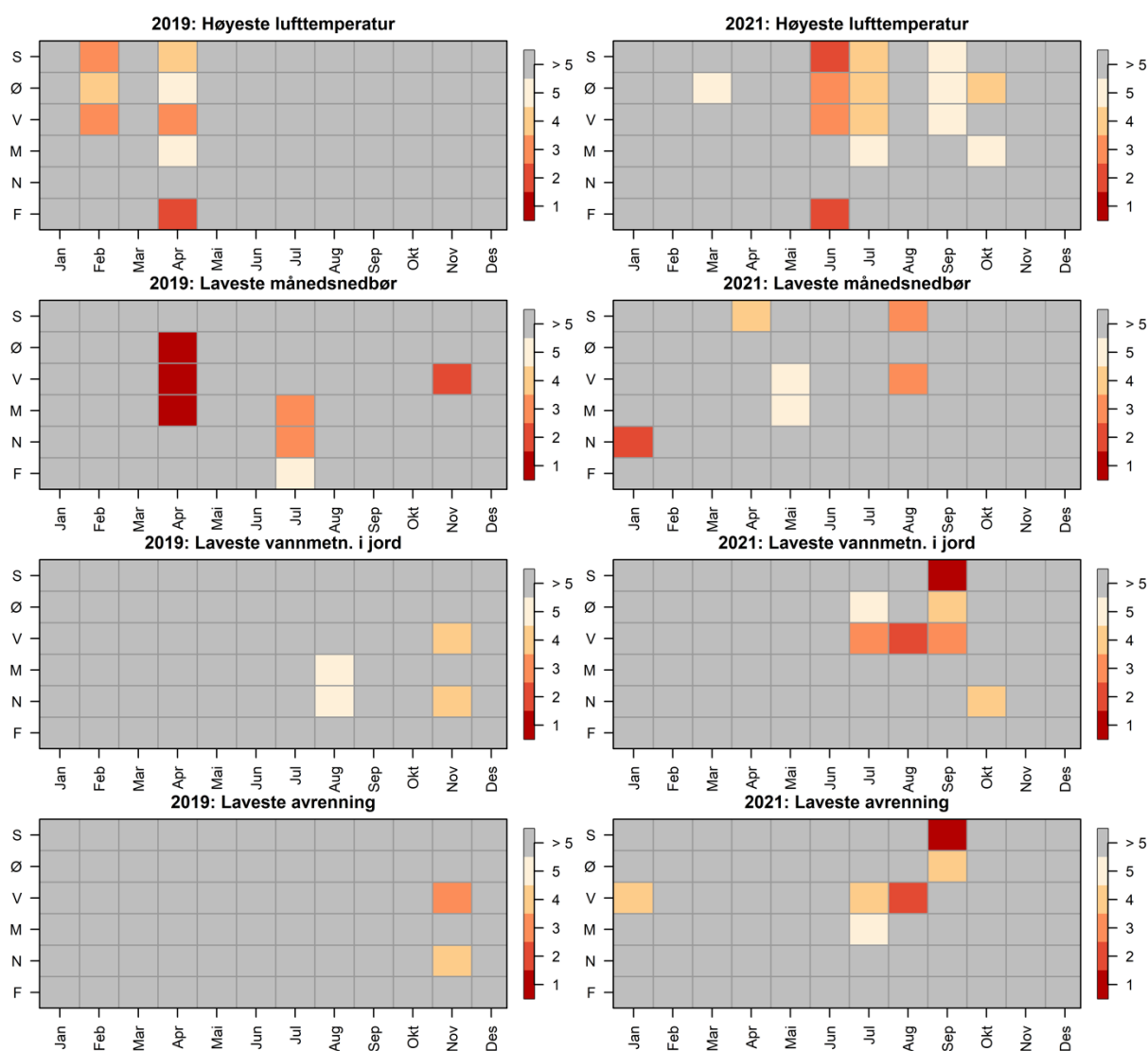
Vedleggstabell 2. Prosentvis månedlig avvik fra normal avrenning (mm, gjennomsnittlig for perioden 1991-2020) for månedene mai – august tørkesommeren 2018. Resultatene er oppgitt som median avvik [første og tredje kvartil i klammeparentes] for de analyserte referanseelvene innen hver økoregion.

Økoregion	Måned	Avrenning: % avvik	Ant. elver
Finnmark	Mai	96 [80 - 104]	12
Finnmark	Juni	-10 [-27 – 5]	12
Finnmark	Juli	-56 [-74 – -43]	12
Finnmark	August	25 [-28 – 31]	12
Nord-Norge ytre	Mai	92 [82 – 98]	6
Nord-Norge ytre	Juni	24 [-7 – 35]	6
Nord-Norge ytre	Juli	-66 [-70 – -62]	6
Nord-Norge ytre	August	-36 [-56 – -20]	6
Midt-Norge	Mai	-1 [-21 – 63]	14
Midt-Norge	Juni	-56 [-76 – 43]	14
Midt-Norge	Juli	-74 [-78 – 69]	14
Midt-Norge	August	13 [-6 – 25]	14
Vest	Mai	45 [21 – 119]	11
Vest	Juni	-6 [-30 – 11]	11
Vest	Juli	-84 [-85 – - 80]	11
Vest	August	-15 [-25 – 25]	11
Østlandet	Mai	102 [69 – 134]	18
Østlandet	Juni	-57 [-70 – -44]	18
Østlandet	Juli	-70 [-77 – -63]	18
Østlandet	August	15 [-59 – 79]	18
Sørlandet	Mai	53 [39 – 68]	13
Sørlandet	Juni	-55 [-67 – -46]	13
Sørlandet	Juli	-82 [-85 – -79]	13
Sørlandet	August	-26 [-73 – -8]	13

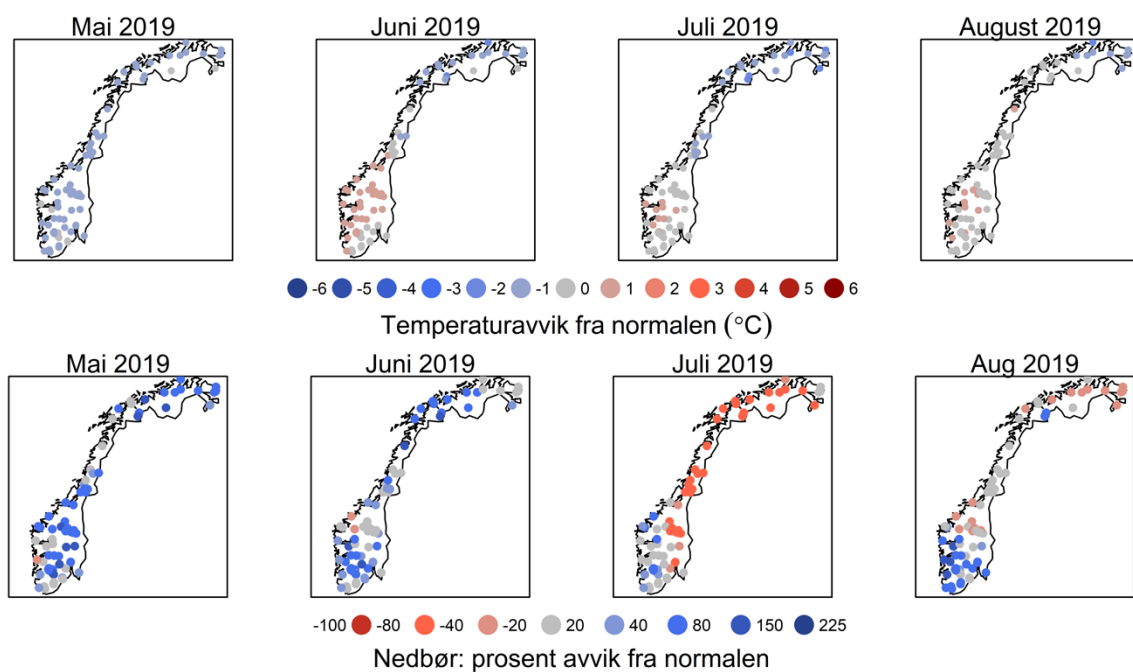
Vedlegg 1. Meteorologiske og hydrologiske forhold i 2019 vs. 2021

I 2019 var det få ekstreme utslag verken på meteorologiske eller hydrologiske tørkeparametere perioden i mai – august (**Vedleggsfigur 1 & Vedleggsfigur 7**). Unntaket var lite nedbør i de tre nordligste økoregionene i juli (topp 4 og 5 laveste månedsnedbør) og relativt lav vannmetning i jord (femte laveste i analyseperioden) i Midt-Norge og Nord-Norge – ytre i august. I mai og juni kom det like mye eller mer nedbør i hele landet sammenliknet med normalen (**Vedleggsfigur 7**). Samlet sett var derfor ikke 2019 en unormalt tørr sommer – spesielt ikke på Sør-, Øst- eller Vestlandet.

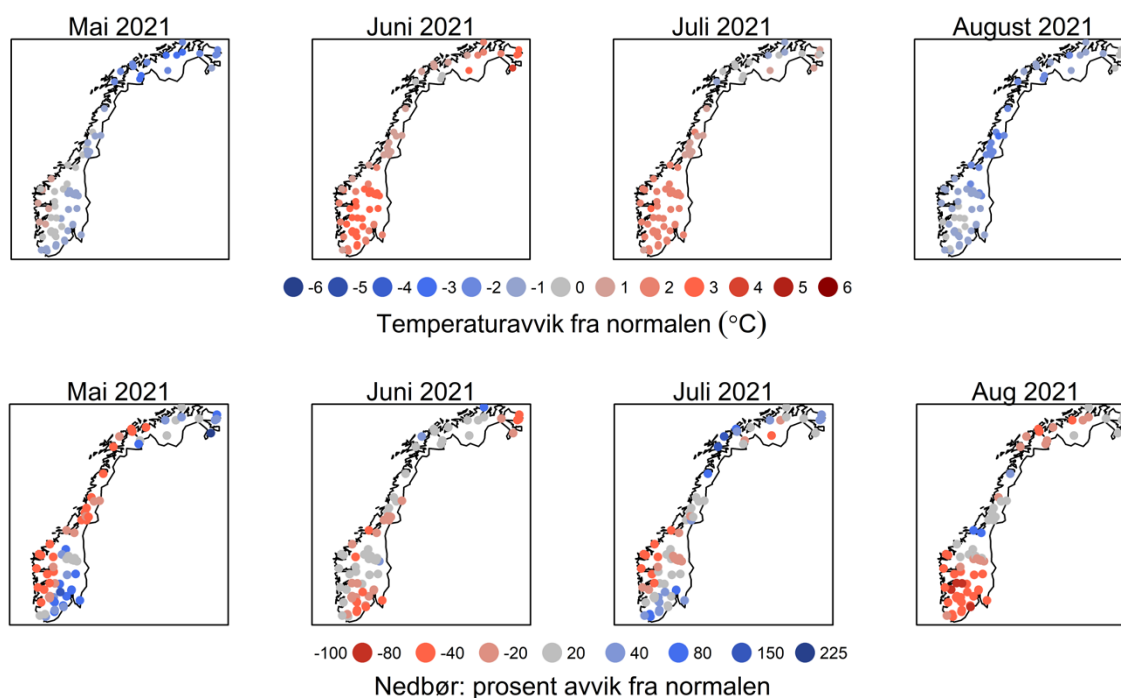
Året 2021, da de samme vannforekomstene ble undersøkt på nytt, var svært varmt i juni, juli og september på Sør-, Øst og Vestlandet (**Error! Reference source not found. & Vedleggsfigur 8**). Middelttemperaturen i alle disse månedene og økoregionene var fra topp 2 til topp 5 høyeste gjennom analyseperioden (**Vedleggsfigur 2**). I august kom det også meget lite nedbør i sør og vest (**Vedleggsfigur 3**). De varme og forholdsvis nedbørsfattige forholdene medførte topp 2–4 laveste vannmetning i jord og avrenning på Vestlandet i juli til september. I september var det rekordtørre hydrologiske forhold (topp 1 laveste vannmetning i jord og avrenning) på Sørlandet og topp 4 tørreste på Østlandet. Sommeren 2021 var altså svært tørr i de tre sørligste økoregionene. I Midt- og Nord-Norge var det få ekstreme utslag på hydrologiske tørkeparametere gjennom sommeren (**Vedleggsfigur 4**).



Vedleggsfigur 6. Topp 5 høyeste lufttemperatur (månedsmiddel), laveste månedsnedbør (mm), laveste vannmetning i jord (månedsmiddel) og laveste avrenning (månedsmiddel) i perioden 1990–2020. Resultater er vist for hver måned i 2019 (til venstre) og 2021 (til kolonne). En verdi på 1 (mørk rød) betyr at måneden var den mest ekstreme (f.eks. høyeste temperatur eller laveste månedsnedbør) i perioden. Verdier på > 5 (grå ruter) betyr at verdien ikke var blant topp 5 mest ekstreme verdier.



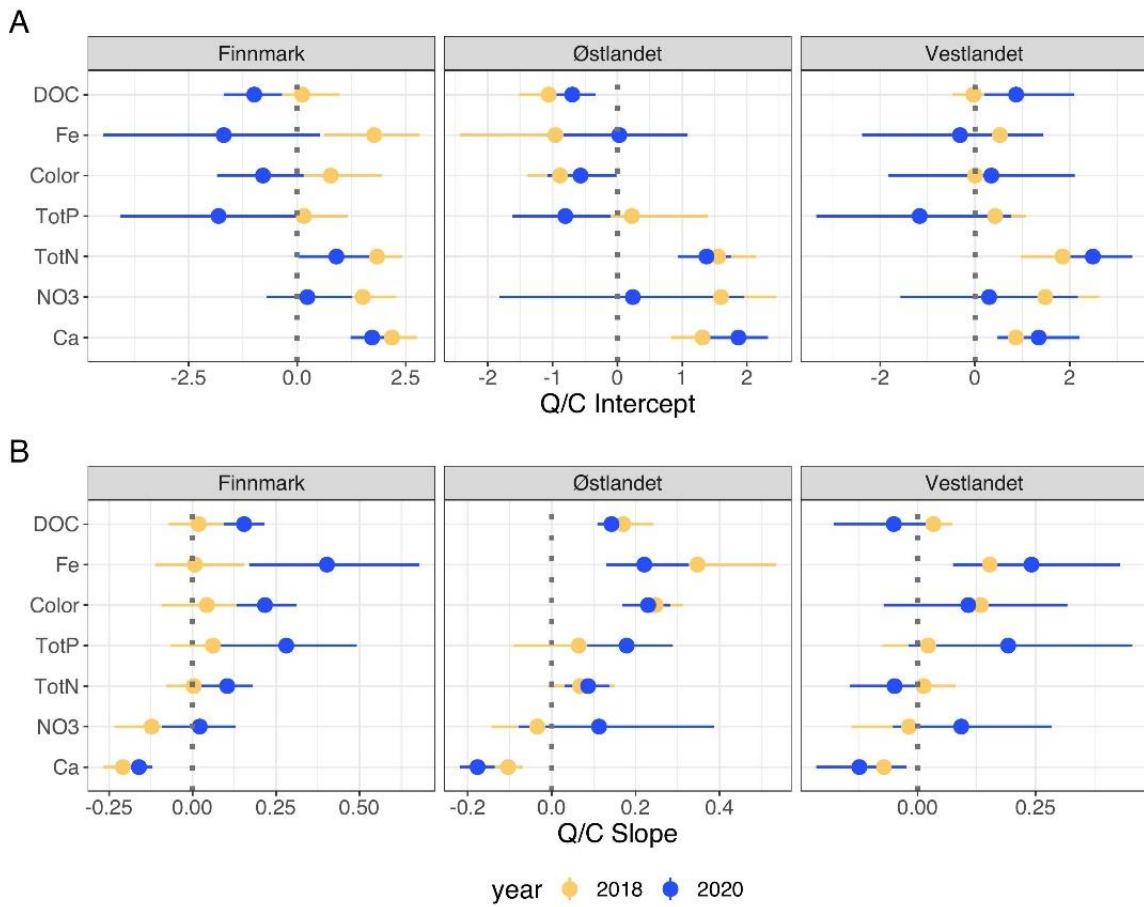
Vedleggsfigur 7. Avvik fra normalen (snitt for perioden 1990–2020) for gjennomsnittlig månedstemperatur (øverst) og total månedsnedbør (nederst) fra mai til august 2019 i nedbørfeltene som inngår i referanseelv-programmet. For nedbør er verdiene oppgitt i prosent avvik fra normalen.



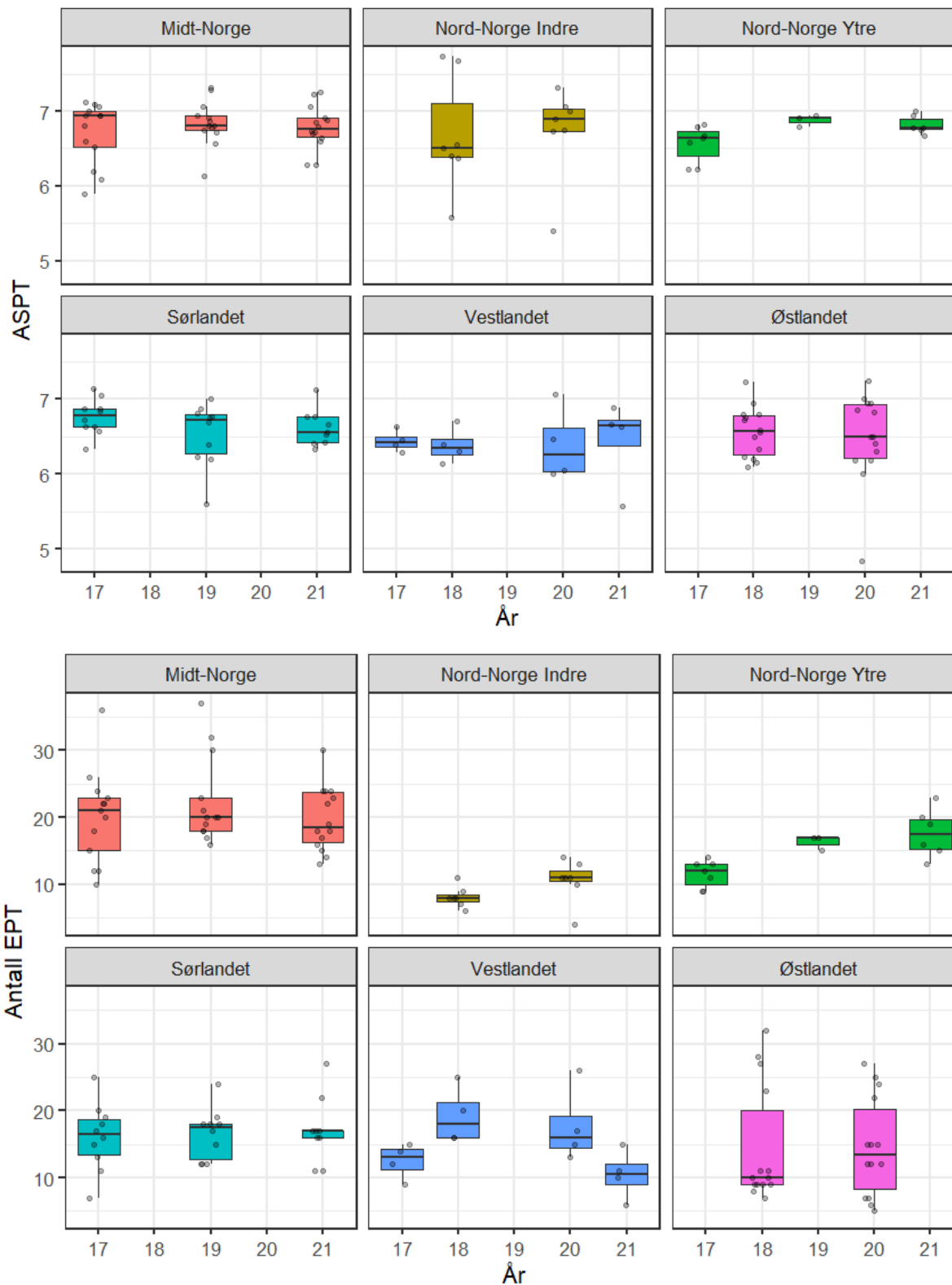
Vedleggsfigur 8. Avvik fra normalen (snitt for perioden 1990–2020) for gjennomsnittlig månedstemperatur (øverst) og total månedsnedbør (nederst) fra mai til august 2021 i nedbørfeltene som inngår i referanseelv-programmet. For nedbør er verdiene oppgitt i prosent avvik fra normalen.

Vedleggstabell 3. Oversikt over nedbørfeltvariabler og vannkjemi. Tallene representerer medianen av alle elvenes årsmedian innad i hver økoregion. Standardavvik av elvenes medianverdier er gitt i parentes. n = antall elver pr. økoregion.

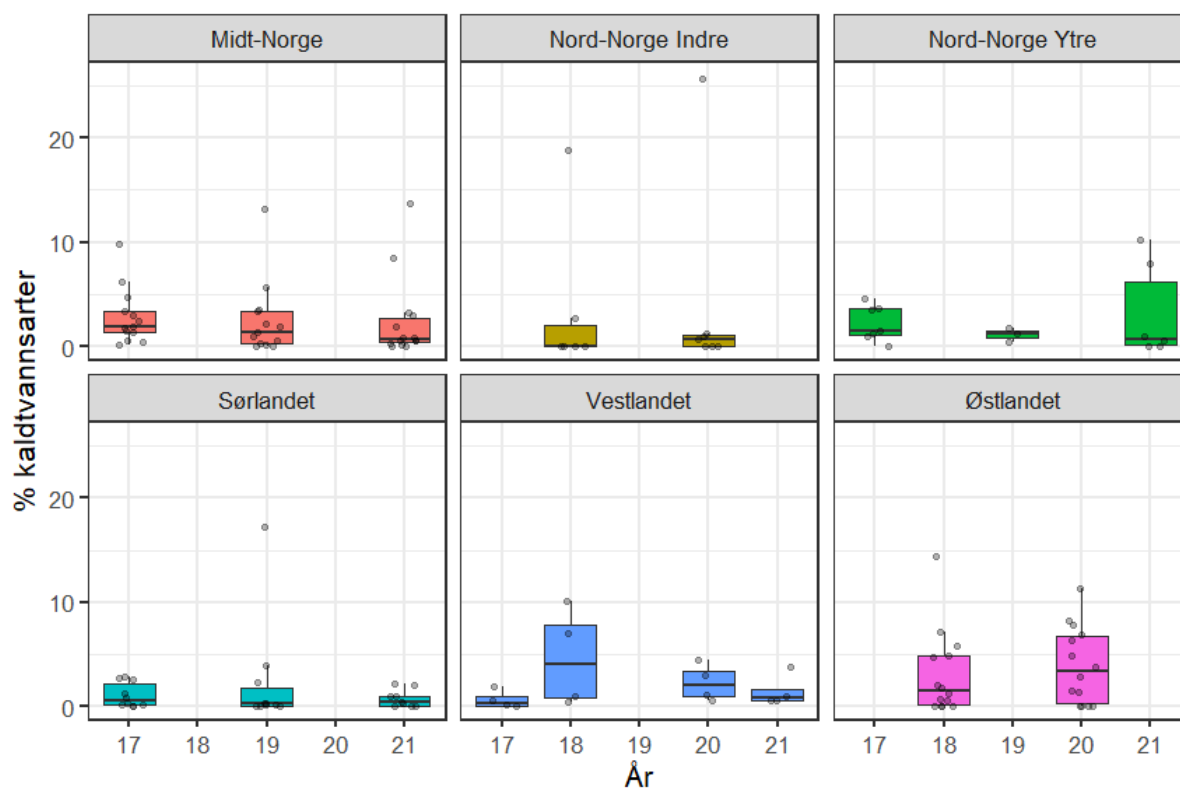
Variabel	Finnmark	Midt-Norge	Nord-Norge ytre	Østlandet	Sørlandet	Vestlandet
n elver	8	14	4	14	10	7
Gjennomsnittlig nedbørfeltareal (km ²)	456.7 [346.3]	85.5 [232.3]	14.3 [40.7]	91.8 [337.9]	42.2 [53.8]	20.9 [147.6]
Årlig middelavrenning (mm)	2.1 [0.7]	3.4 [1.8]	4.7 [0.7]	2.3 [1.2]	4.2 [2.2]	8.2 [2.5]
Årlig middeltemperatur i nedbørfelt	-0.7 [1.1]	2.1 [2.1]	1 [1]	0.5 [2.5]	3.6 [2.2]	3.6 [3.6]
Nedbørfelt middelhøyde over havet	271.1 [121.8]	555.7 [320.1]	368.7 [153]	1031.8 [390]	646.5 [339.9]	742.2 [492.9]
nedbørfelt helning	2.9 [1.3]	8.1 [2.9]	20.4 [3.6]	7.9 [3.6]	7.6 [1.2]	11.1 [7.5]
DOC (mg/L)	1.4 [1.3]	2.8 [2.1]	0.9 [0.5]	1.4 [3.1]	4.2 [1.7]	1.3 [1.1]
Jern (ug/L)	74 [137.4]	61.5 [68.8]	28.9 [15.3]	35.7 [141]	132 [67.1]	65 [61]
Fargetall (mgPt/L)	8 [11.1]	26 [20.5]	7.5 [5.5]	9.5 [26.6]	34 [14.6]	10 [11.4]
Nitrat (ug/L)	15 [30]	25 [19.7]	9.5 [11.8]	30.5 [70.1]	42.5 [35.7]	54 [69.4]
TotN (ug/L)	104.5 [52.1]	117.5 [57.6]	53 [9.3]	130 [122.2]	190 [73.4]	107 [148.4]
TotP (ug/L)	4 [3]	2.2 [1.3]	1.8 [0.8]	3 [4.2]	3 [1]	3 [2.5]
DIN:TotP	4.7 [6.7]	10.1 [8]	6.6 [9.2]	13.5 [20.1]	19.2 [10.5]	18.9 [26.2]
TotN:TotP	24.2 [9.4]	41.4 [15.8]	33.2 [13.2]	37.2 [30.6]	60 [15.6]	44.2 [28.6]
pH	7.2 [0.3]	6.9 [0.4]	7.1 [0.4]	7 [0.4]	6.2 [0.6]	6.6 [0.2]
ANC (μEkv _L)	303.7 [107.5]	201.3 [149.9]	227.4 [152.2]	144 [315.3]	61 [43.5]	77.3 [53.6]
Kalsium (mg/L)	3.8 [1.5]	3.8 [2.8]	3.7 [3]	2.7 [5.9]	0.9 [0.7]	1.9 [1.4]
Sulfat (mg/L)	3 [0.9]	1.2 [0.8]	2.8 [1.3]	1.6 [0.7]	0.7 [0.4]	2.1 [1.2]
Vanntemp (C)	0.6 [1.2]	4.6 [3]	1.5 [2]	2.6 [2.5]	6.2 [4.4]	4 [3.7]



Vedleggsfigur 4. Gjennomsnitt og 95% konfidensintervall for skjæringspunkt (A) og stigningstall (B) fra Q/C lineære regresjoner av daglig avrenning (Q) og daglige konsentrasjoner (C) (interpolert vha. lineær interpolering fra månedlige prøver) for juni – oktober i 2018 and 2020.



Vedleggsfigur 9. Boksplott som viser ASPT-indeksen og antall EPT-taksa fordelt på år og Økoregion. Datapunktene som gjennomslåtte grå prikker.



Vedleggsfigur 10. Boksplott som viser prosent kaldtvannarter fordelt på år og Økoregion. Datapunktene som gjennomslittige grå prikker. En verdi på 59% fra Sametielva i Nord-Norge Indre i 2018 vises ikke i figuren.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressursproblemer. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no