



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Utbygging av Follobanen

Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 17 | 2020



Johanna Skrutvold, Thor Endre Nytrø, Vetle Vikheim og Øistein Johansen.
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Johanna Skrutvold, Thor Endre Nytrø, Vetle Vikheim og Øistein Johansen.

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
03.04.2020	6/17/2020	Åpen	8948	17/00320
ISBN:	ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-02516-0	2464-1162		54	4

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Bane NOR

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Jørn Harald Grøndal

STIKKORD/KEYWORDS:

Follobanen, samferdsel, miljøovervåking, vannkvalitet

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Follobanen, environmental monitoring, water quality.

SAMMENDRAG/SUMMARY:

På oppdrag fra Bane NOR har NIBIO overvåket vannkvalitet i resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeider i forbindelse med utbygging av Follobanen. NIBIO har driftet opptil 10 målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for automatisk overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 14 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved opptil syv stasjoner. Overvåkingen har pågått i vannforekomster nedstrøms riggområdet på Åsland og i Alna i Oslo, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski, langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus, samt ved Sagdalsbekken i Langhus. Årsrapporten omfatter alle resultater samlet inn på disse stasjonene i 2019 og har blitt sammenlignet med tidligere resultater.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Oslo og Viken

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

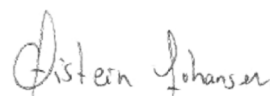
Oslo, Oppegård og Ski

GODKJENT /APPROVED



ØISTEIN VETHE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



ØISTEIN JOHANSEN

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

På oppdrag fra Bane NOR har NIBIO overvåket vannkvalitet i resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeider i forbindelse med Follobanen.

Øistein Johansen er prosjektleder ved NIBIO og ansvarlig for overvåking av både grunnvann og vannmiljø. Automatiske målestasjoner har blitt vedlikeholdt av Johanna Skrutvold, Inghild Økland, Vetle Vikheim, Rune Hansen og Srikanthapalan Muthulingam. Thor-Endre Nytrø har vært ansvarlig for innhenting av data samt nettbasert presentasjon av disse. Biologiske undersøkelser har blitt utført av Johanna Skrutvold i samarbeid med Jonas Reinemo, Ruben Pettersen og Inghild Økland.

Fortløpende vurdering av data for vannkvalitetsmålinger har blitt utført av Johanna Skrutvold. Rapportering har blitt utført av Johanna Skrutvold.

Vannprøver har blitt analysert av ALS Laboratory Group Norway AS. Bunndyrprøver har blitt analysert ved Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfisk (LFI) ved Naturhistorisk museum. Planktonprøver har blitt analysert av Faun Naturforvaltning og Trond Stabell (Norconsult).

Ås, 03.04.20

Johanna Skrutvold

Innhold

1	Innledning.....	5
2	Resipienter og overvåkingsstasjoner.....	7
2.1	Åsland.....	7
2.1.1	Biologisk prøvetaking.....	9
2.2	Ski stasjon - Langhus.....	11
2.2.1	Biologisk prøvetaking.....	13
2.3	Oslo.....	15
3	Metode.....	16
3.1	Multiparametersensorer og loggere.....	16
3.2	Vannprøver.....	17
3.3	Bunndyrundersøkelse.....	17
3.4	Fiskeundersøkelse.....	18
3.5	Plankton.....	19
3.6	Meteorologiske data.....	19
4	Resultater.....	20
4.1	Nedbør og temperatur.....	20
4.2	Kontinuerlige målinger.....	21
4.2.1	Myrerbekken ID 61.....	21
4.2.2	Maurtubekken ID 62.....	23
4.2.3	Stensrubbekken kulvert ID 67.....	25
4.2.4	Myrertjern ID 74.....	27
4.2.5	Roåsbekken oppstrøms ID 91.....	29
4.2.6	Roåsbekken nedstrøms ID 92.....	31
4.2.7	Dalsbekken ID 94.....	33
4.2.8	Blåveisbekken ID 97.....	35
4.2.9	Finstadbekken ID 98.....	37
4.2.10	Sagdalsbekken ID 81.....	39
4.3	Vannprøver.....	41
4.3.1	Næringsstoff.....	44
4.3.2	Metaller.....	44
4.4	Biologiske undersøkelser.....	45
4.4.1	Bunndyr.....	45
4.4.2	Fisk.....	50
4.4.3	Plankton.....	51
5	Oppsummering.....	52
5.1	Åsland.....	52
5.2	Ski stasjon - Langhus.....	52
5.3	Oslo.....	52
6	Vedlegg.....	55

1 Innledning

Bane NORs utbygging av Follobanen er det største samferdselsprosjektet i Norge, og en del av den nye InterCity-utbyggingen på Østlandet. Prosjektet omfatter bygging av 22 km med nytt dobbeltspor mellom Oslo S og Ski Stasjon. Av dette vil ca. 2 km av strekningen være dagsone, mens 20 km av Follobanen vil gå i det som blir landets lengste jernbanetunnel. Totalt omfatter prosjektet etablering av ca. 65 km med nye jernbanespor. I tillegg skal det bygges ny stasjon på Ski samt at Østfoldbanen skal legges om på enkelte strekninger. Det er forventet at Follobanen vil redusere reisetiden mellom Oslo og Ski til 11 minutter.

Anleggsarbeidene i forbindelse med Follobanen er delt i fire delprosjekter:

- 1) Ski (Området Ski stasjon – Langhus)
- 2) TBM fra Åsland, hvor det drives tunnel i to løp og i to retninger samtidig ved bruk av 4 tunnelboremaskiner (TBM).
- 3) D&B (boring – splitting og boring – sprengning under Ekebergåsen)
- 4) Innføring Oslo S.

I henhold til utslippstillatelsen gitt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (FMOA, 2014), skal anleggsvann overvåkes og møte steds spesifikk kvalitetskrav før utslipp til resipient. For anleggsområdet på Åsland skal vannet fra tunneldrift i hovedsak føres til kommunalt spillvannsnett. Follobanen vil ha utslipp av rensert anleggsvann eller avrenning i områder som vist i tabell 1.

Tabell 1. Anleggslokaliteter, type utslipp samt nedstrøms resipient

Område	Avrenning fra	Primær-resipient	Sekundærresipienter		Sjøresipient
Innføring Oslo S	Dagsone	Alna			Indre Oslofjord
D&B Sjursøya	Tunneldrift	Alna			Indre Oslofjord
Åsland	Riggområde	Myrerbekken	Gjersrudtjern	Ljanselva	Bunnefjorden
Åsland	Deponi	Maurtubekken	Myrerbekken	Gjersrudtjern	Bunnefjorden
Ski N	Dagsone (noe tunneldrift)	Blåveisbekken Roåsbekken	Dalsbekken	Gjersjøen	Bunnefjorden
Ski S	Dagsone	Finstadbekken	Østensjøvann Bølstadbekken	Årungen Årungselva	Bunnefjorden

Overvåkingsdata presentert i denne rapporten viser oppfølging og kontroll av resipienter påvirket av delprosjekt 1, 2 og 3, og utføres etter oppdrag fra Bane NOR. NIBIO har tidligere skrevet 6 rapporter som oppsummerer resultater fra overvåking i potensielt berørte resipienter for Follobanen (Leikanger m.fl. 2014, 2015, 2016 og 2017 og Greipsland m.fl. 2018 og 2019).

NIBIO har driftet opp til 10 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 8-14 stasjoner og utført

biologiske undersøkelser ved 5 stasjoner. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus.

For å dokumentere økologisk tilstand i resipientene, har NIBIO utført biologiske undersøkelser ved opptil syv stasjoner. Det har blitt tatt bunndyrprøver i Dalsbekken og Gjersrudbekken årlig (vår og høst) siden 2014. I 2018 og 2019 ble det også tatt bunndyrprøver i Myrerbekken og ved samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken. I 2019 ble det også tatt ut bunndyrprøver i Sagdalsbekken. Både i 2018 og 2019 ble det tatt planktonprøver og gjennomført profilmålinger i Gjersrudtjern. Fiskeundersøkelser med elektrisk fiskeapparat har blitt gjennomført årlig i Gjersrudbekken siden 2014. I 2019 ble det også gjennomført fiskeundersøkelser i Sagdalsbekken og Roåsbekken.

I vurderingen av bunndyr benyttes biologiske indekser for å vurdere økologisk tilstand opp mot antropogen påskyndet eutrofiering (organisk belastning), samt biologisk mangfold. El-fiske benyttes for å vurdere tetthet og alderssammensetning av fisk. Vannforskriften definerer dette som biologiske kvalitetselementer for klassifisering av økologisk tilstand i vannforekomster (Klima- og miljødepartementet 2006). NIBIO har fått i oppdrag å dokumentere økologisk tilstand, biologisk mangfold og artssammensetning før, under og etter anleggsfasen. Dette gjøres for å kunne vurdere økologiske effekter i vannforekomster som følge av utbygging av Follobanen.

Denne rapporten gir en oversikt over resultater fra undersøkelsene i 2019, sett i sammenheng med resultatene fra tidligere år.

2 Resipienter og overvåkingsstasjoner

2.1 Åsland

Avrenning fra anleggs- og deponiområdet ved Åsland renner via Myrerbekken og Maurtubekken mot Gjersrudtjern. Myrerbekken har sitt utspring fra Myrertjern, et tjern-/våtmarksområde oppstrøms anleggsområdet på Åsland. Referanseområdet Myrertjern har også kontinuerlig overvåking av vannkvalitet. Maurtu- og Myrerbekken går i samløp med Stensrubbekken ned mot Gjersrudtjern og videre til Gjersrubbekken (figur 1-3). Renset tunneldrivevann føres til kommunalt spillvannsnett. I slutten av 2018 ble det inkludert prøvetaking av Myrerbekken og Maurtubekken oppstrøms, det er tatt hhv. tre og to prøver på disse stasjonene i 2018. Det ble ikke tatt prøver ved oppstrømsstasjonene i 2019.

En spesiell hendelse i 2017 var et akuttutslipp av rensert prosessvann til Myrerbekken i perioden 28.11.17 til 6.12.17. I etterkant av utslippet har det blitt utført supplerende biologiske undersøkelser i Myrerbekken og Gjersrudtjern i 2018 og 2019.



Figur 1. Overvåkingsstasjoner nord for anleggsområdet på Åsland for kontinuerlig overvåking og/eller vannprøvetaking og fisk- og bunndyrundersøker. V=vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.



Figur 2. Overvåkingsstasjoner rundt anleggsområdet på Åsland for kontinuerlig overvåking og/eller vannprøvetaking og fisk- og bunndyrundersøker. V=vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.



Figur 3. Overvåkingsstasjon i Myrertjern på sørsiden av Åsland. V=vannprøver. K= Kontinuerlige målinger.

2.1.1 Biologisk prøvetaking

I Gjersrubbekken utføres det undersøkelser av bunndyr og fisk. Den faste stasjonen befinner seg ved Hauketo, oppstrøms avkjøringen til Nebbejordet (Figur 4). Det ble fisket langs samme lokalitet som NIVA (2012), Bioforsk (2013) og NIBIO (2015; 2016; 2017; 2018) har el-fisket tidligere (nær NIVAs stasjon Gje/LJA4). Stasjonens bunnsstrat er dominert av stein (< 20 cm), grus og sand, samt noe finere materiale. El-fiskestasjonen har en lengde på om lag 50 meter. En del trær ligger over bekken på strekningen (rotvelt). El-fisket ble utført 4. oktober, nær NIVAs stasjon Gje/LJA4 (Bækken, mfl. 2013). Vannføringen var middels noe høy under fiskeundersøkelsen i 2019.

I 2019 har det i tillegg blitt tatt bunndyrprøver vår og høst i Myrerbekken, rett oppstrøms den automatiske målestasjonen, og rett etter samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken.

I Gjersrudtjern ble tatt ut prøver av planteplankton og dyreplankton i sommersesongen.



Figur 4. Prøvestasjon for el-fiske og bunndyrprøvetaking (nær målestasjon ID65) i Gjersrubbekken.



Figur 5. Prøvestasjon for bunndyr i Myrerbekken, rett oppstrøms ID61.



Figur 6. Prøvestasjon for bunndyr ved samløpet mellom Myrerbekken og Mautubekken.

2.2 Ski stasjon - Langhus

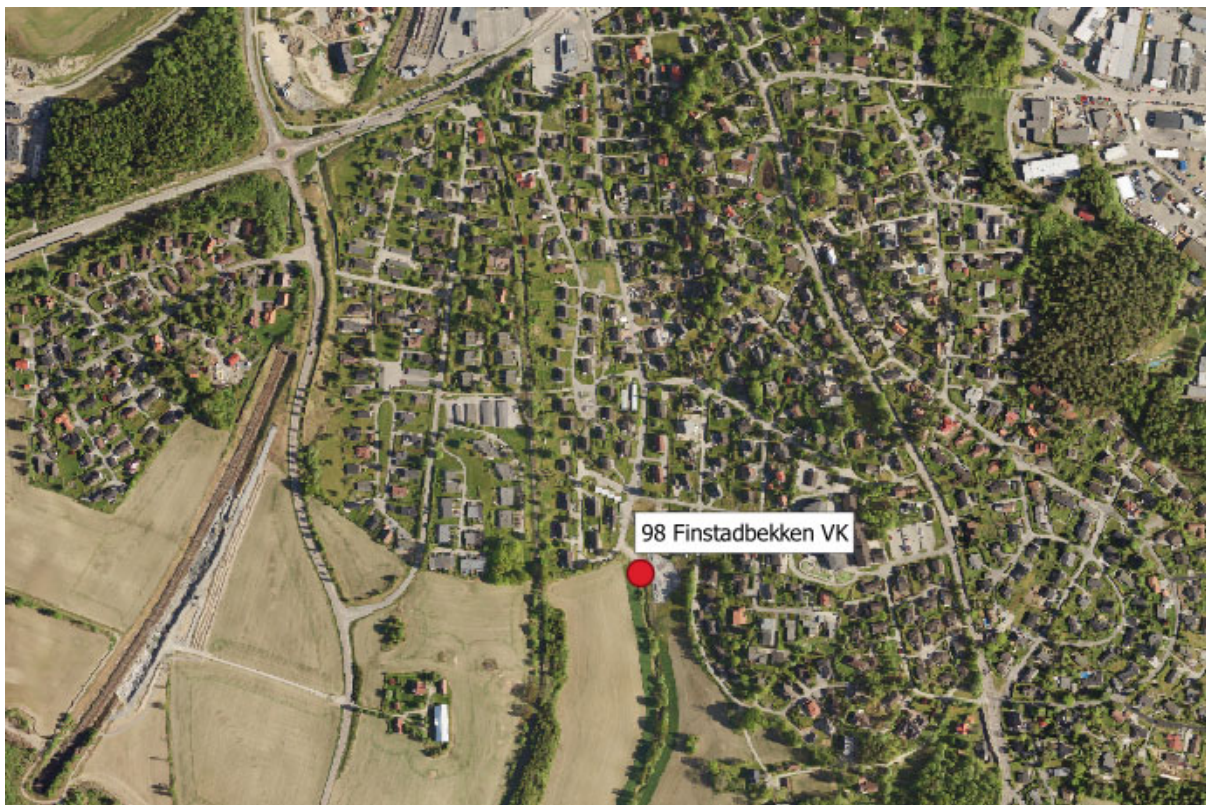
Gjersjøen i Oppegård kommune er den viktigste resipienten for avrenning fra dagsonen mellom Ski og Langhus. Fra dagsonen kan vann fra anleggsområdene renne ut diffust via terreng, via jordbruksdren eller som følge av arbeider direkte knyttet til bekkeløp. Arbeidene pågår i nærheten av Blåveis- og Roåsbekken (figur 8). Dalsbekken mottar avrenning fra samløpet til disse bekkene og renner ut i Gjersjøen (ca. 4 km nedstrøms), som er drikkevannskilde for om lag 40 000 innbyggere i Oppegård og Ås kommuner.

Finstadbekken er resipient for avrenning fra anleggsområdene ved Ski stasjon. Ca. 2,5 km sør for Ski stasjon renner Finstadbekken ut i Østensjøvann (figur 8). Det er og har nylig vært mye aktivitet i området i forbindelse med Follobanen, arbeid på Roås gård, og arbeid med ny vannledning til Ski sentrum; inkludert flytting av masser (jord og stein), hogst, deponi av bark, samt endring av bekkeløp (jf Skaalsveen mfl 2016). Arbeidene med den nye vannledningen til Ski sentrum startet i 2018 og medførte graving langs Blåveisbekken og Dalsbekken. I forbindelse med Ski kommunes arbeid ved ID94 ble den automatiske målestasjonen tatt ut av drift fra oktober.

I 2019 ble Sagdalsbekken inkludert i overvåkingsprogrammet som følge av lekkasje av betongmasse og avrenning med høy pH til bekken. Det ble opprettet en stasjon for automatisk overvåking av vannkvalitet i Sagdalsbekken og det ble tatt prøver av vann oppstrøms og nedstrøms lekkasjen. Det ble også gjennomført fisk- og bunndyrundersøkelser.



Figur 7. Overvåkingsstasjoner ved anleggsområdene på Ski og Langhus for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og fisk- og bunndyrundersøker. V=vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.



Figur 8. Overvåkingsstasjon i Finstadbekken i Ski kontinuerlig overvåking av vannkvalitet. V=vannprøver. K= Kontinuerlige målinger



Figur 9. Overvåkingsstasjoner ved Sagdalsbekken i Langhus for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og fisk- og bunndyrundersøker. V=vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.

2.2.1 Biologisk prøvetaking

Bunndyrprøvene i 2019 ble tatt nedstrøms ID94 i nærheten av Roås gård (figur 10). Det ble tatt ut bunndyrprøver både vår og høst. Substratet i Dalsbekken er typisk for små bekker under marin grense, med stor stein, grus, og en god del sand og finere minerogen silt og leire, samt en del organisk materiale.

Det ble gjennomført bunndyrprøver og fiskeundersøkelser høsten 2019 i Sagdalsbekken, både oppstrøms og nedstrøms kulverten som går under Vevelstadveien (figur 11 og 12). Det ble også gjennomført fiskeundersøkelser i Roåsbekken, litt nedstrøms ID 91. Det skulle gjennomføres fiskeundersøkelser i Dalsbekken, men på grunn av vedvarende høy vannstand var det ikke mulig å gjennomføre i år. Det har ikke blitt påvist fisk i Roåsbekken eller Dalsbekken ved tidligere undersøkelser (Leikanger m.fl. 2014).



Figur 10. Prøvestasjon for bunndyr rett nedstrøms målestasjon ID94 i Dalsbekken.



Figur 11. Prøvestasjon for fiskeundersøkelser i Sagdalsbekken nedstrøms ID81 høsten 2019.



Figur 12. Prøvestasjon (fra treet) for bunndyr og- fiskeundersøkelser i Sagdalsbekken oppstrøms ID81 høsten 2019.

2.3 Oslo

Avrenning fra dagsone ved innføring til Oslo S og fra tunneldrift ved D&B Sjursøya føres til Alnaelva og deretter til Indre Oslofjord (figur 13). Alnaelva har utspring i Alnsjøen i Lillomarka og renner gjennom Oslo by før elven føres i tunnel til Myggbukta og deretter ut i sjøen nær Kongshavn. Follobanetunnelen skal krysse under Alnaelvtunnelen. Det har blitt tatt vannprøver i blandingssonen mellom ferskvann og saltvann og det er tatt ut vannprøver både i topp (ferskvann) og bunn (saltvann) av vannsøylen. Det er også tatt prøver av radionuklider i vannfasen. Disse resultatene er ikke inkludert i denne rapporten, men rapporteres separat til Direktoratet for Strålevern og Atomsikkerhet (DSA).

En spesiell hendelse i 2019 var en ulykke på anleggsområdet til Follobanen ved Sjursøya da om lag 850 l saltsyre (HCl) lakk ut på området. Fortynnet saltsyre ble pumpet inn i renseanlegget på anleggsområdet og kjørt til godkjent mottak. Det ble gjennomført ekstra prøvetaking i Alna og i rens tankene samt automatisk overvåking av vannkvalitet i Alna i en periode i etterkant av hendelsen.

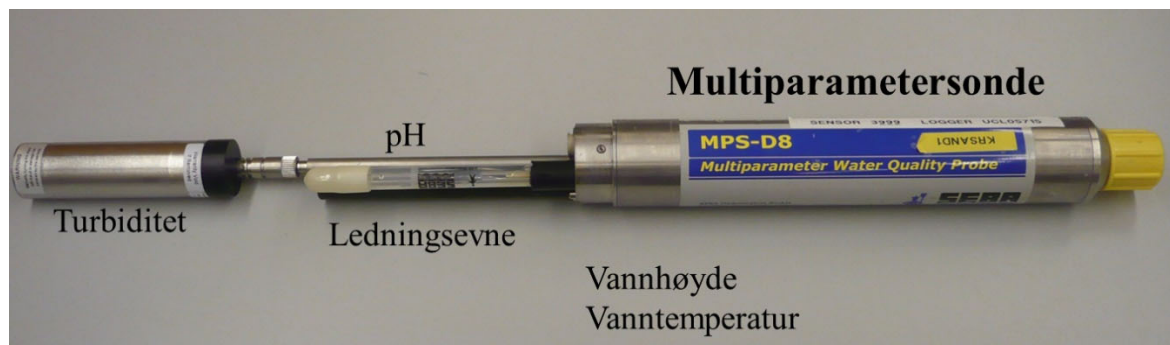


Figur 13. Overvåkingsstasjon i Myggbukta ved utløp av Alnaelva V=vannprøver.

3 Metode

3.1 Multiparametersensorer og loggere

For on-line målinger på stasjonene blir det benyttet multiparametersensorer (MPS) med SEBA UnilogCom logger og MPS-D8 sonde (figur 14). Sondene er utstyr med sensorer for vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet (<1070 NTU). Mengde suspendert materiale kan beregnes på bakgrunn av målt turbiditet.



Figur 14. Multiparametersonde (MPS-D8) som er benyttet på stasjonene for kontinuerlige automatiske målinger.

På stasjonene gjøres det automatiske målinger med MPS hvert 30. minutt og data sendes til server for presentasjon på egen nettbasert overvåkningside 4 ganger i døgnet. Noen ganger sammenfaller tidspunkt for vedlikehold av sensorene med tidspunkt for målingene, hvor verdiene ofte kan sees som nullverdier. Minimum- og maksimumverdier som er oppgitt i denne rapporten må tolkes deretter. Rådata er tilgjengelig på overvåkningsiden: http://biowebo7.bioforsk.no/follobanen_grunnvann/ (krever innlogging). Vannhøyde er i denne rapporten presentert som relativ endring i vannhøyde i forhold til sensorens plassering og gir ikke et nøyaktig mål på den faktiske vannhøyden i bekken.

Sensor for turbiditet har wiper (vindusvisker) for rengjøring av glassflater for lyskilde og lysmåling før måling utføres. I noen tilfeller adsorberes finpartikler, humus, jernforbindelser eller annet så godt på glasset at wiperen ikke klarer å fjerne urenheterne. Resultatet blir avvikende målinger av turbiditet, og gjerne en urealistisk gradvis økning i turbiditetsverdier. Slike feilmålinger oppstår jevnlig, og med større hyppighet i vannkvaliteter med mye transport av fine partikler eller utfelling av jern. I noen tilfeller har vi valgt å presentere resultater som er påvirket av slike forhold, da de gir en relativ beskrivelse av endringer i vannkvalitet. I det videre vil slike målinger omtales som «Turbidity Results Affected by Clogging of Sensor» eller TRACS. Tabell 2. viser oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2019.

Tabell 2. Oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2019.

Nr	Stasjon	Tidspunkt	Loggerintervall	Kommentarer
61	Myrerbekken	Hele 2019	30. min	
62	Maurtubekken	Hele 2019	30. min	Ute av drift i perioden 12.04-07.06
67	Stensrubbekken	Hele 2019	30. min	
74	Myrertjern	Hele 2019	30. min	
91	Roåsbekken	Hele 2019	30. min	
92	Roåsbekken	01.04-20.12	30. min	
94	Dalsbekken	01.01-13.08	30.min	Ble tatt inn på grunn av Ski kommunes arbeid i bekken
97	Blåveisbekken	01.04-20.12	30. min	
98	Finstadbekken	09.05-20.12	30. min	

3.2 Vannprøver

I 2019 ble det tatt ut vannprøver hver 14. dag. Alle vannprøvene ble analysert for totalnitrogen (Tot-N), nitrat (NO₃-N), ammonium (NH₄-N), totalfosfor (P-total), ortofosfat (PO₄-P), suspendert stoff (SS), pH og ledningsevne. Prøven fra Gjersrudtjern ble også analysert for klorofyll-A. Metaller (As, Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, U, Fe, Mn, Sb, Cr og Cr⁶⁺) og SO₄ er inkludert for stasjonene ID61, ID 62, ID67, ID98 og ID21.

Analyseresultatene har blitt sammenlignet med tilstandsklasser for ferskvann iht. veileder 02:2018 klassifisering (Direktoratsgruppen for vanndirektivet 2018). I denne rapporten er det brukt grenseverdier i henhold til vanntypen leirevassdrag med 30 % dekningsgrad. Siden andel leiredekning i de ulike bekkene ikke er definert, er denne klassifiseringen midlertidig og brukes i denne rapporten som en kvalitativ grense mellom høye og lave verdier. For vanntypen leirevassdrag er det bare definert grense mellom god/moderat tilstand og god tilstand/naturtilstand. Gjersrubekken bekkefelt (ID 61, 62, 65, 66, 67 og 68) er definert i vann-nett som vanntype R110 kalkrik, humøs og klar, men de er likevel klassifisert i henhold til grenseverdier gitt for leirvassdrag som i tidligere rapporter (se: Greipsland m.fl. 2019). For Alnaelva er det brukt grenseverdier for vanntype R109 kalkrik og klar. Nedre del av Alna der hvor prøvene er tatt, er saltvannspåvirket (brakkvann). I denne rapporten er klassegrenser for ferskvann benyttet.

Tabell 3. Klassegrenser for tilstandsklasser for ferskvann (µg/l). Tilpasset etter tabell 11.10.1 i veileder 02:2018.

	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
As	0,15	0,5	8,5	85	>85
Cd	0,03				
<40 mg CaCO ₃ /l		<0,08	<0,45	<4,5	>4,5
40-50		0,08	0,45	4,5	>4,5
50-100		0,09	0,6	6	>6,
100-200		0,15	0,9	9	>9
>200		0,25	1,5	15	>15
Cr	0,1	3,4			>3,4
Cu	0,3	7,8	7,8	15,6	>15,6
Hg	0,001	0,047	0,07	0,14	>0,14
Ni	0,5	4	34	67	> 67
Pb	0,02	1,2	14	57	> 57
Zn	1,5	11		60	>60
Mn					
Sb					
Fe					
U					

3.3 Bunndyrundersøkelse

Bunndyrprøvene ble tatt ut ved sparkemetoden (NS-ISO 10870). Det ble benyttet håv med maskevidde på 250 µm, montert i en ramme på 25 cm x 25 cm. Det ble forsøkt tatt ut prøver som i sum representerte bekkens habitatfordeling på best mulig måte. Det ble sparket i om lag 1 minutt per prøve over en strekning på 3 meter per prøve. Det ble tatt ut prøver fra 3 lokaliteter som ble slått sammen til en blandprøve. Prøven ble fiksert med etanol og lagret mørkt. Artsbestemmelse ble utført av Trond Bremnes ved Laboratorium for Ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Universitetet i Oslo.

Graden av organisk belastning (forurensningstype eutrofiering) ble vurdert ved bruk av ASPT-indeksen (Average Score per Taxon; Brittain (1988)). ASPT-indeksen benyttes til å vurdere den

økologiske tilstanden i bunndyrssamfunnet, med utgangspunkt i toleranseverdier på familienivå (Armitage mfl 1983);

$$ASPT = \frac{\sum_{i=1}^n S_k}{n}$$

n er antall indikatortaksa. S_k er score til den i -te indikatorer. I tillegg til EQR for ASPT-indeksen, ble EPT-indeksen beregnet for å kunne gi en enkel vurdering og utvikling av biologisk mangfold. Indeksen benytter summen av antall arter (total taksonomisk antall) av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), såkalte EPT-arter (Lenat og Penrose, 1996).

Tabell 4. Klassegrenser og referanseverdi, absoluttverdier, for bunndyrindeksen ASPT for fastsettelse av økologisk tilstand i elver påvirket av eutrofi og organisk belastning. Kilde: Tabell 5.8.a i Veileder 02:2018.

Vanntype	referanseverdi	svært god	god	moderat	dårlig	svært dårlig
Alle	6,9	>6,8	6,8 – 6,0	6,0 – 5,2	5,2 – 4,4	< 4,4

3.4 Fiskeundersøkelse

Fiskeundersøkelsene ble gjennomført 16. og 17. september 2019. Fiskeundersøkelsene ble utført med kvantitativt el-fiske. Et el-fiskeapparat fra Terik Technology AS ble benyttet. Bekkeavsnittet ble overfisket i tre omganger med 30 minutters mellomrom etter standardisert metode (NS-EN 14011). Det ble fisket over en strekning på om lag 50 meter som utgjorde et areal på 125 m². Tettheten av fisk (y) ble beregnet med Bohlins metode;

$$y = \frac{T}{1 - \left(\frac{T - C_1}{T - C_3}\right)^3}$$

y er tettheten av fisk, T er totalt antall fisk fanget, og C_1 og C_3 er antall fisk fanget ved hhv første og tredje gangs overfiske (jf Zippin 1956; Bohlin mfl 1989). Usikkerheten i et slikt estimat kan være betydelig, særlig om metoden benyttes for en fangst på færre enn 50 fisk, jf. Forseth og Forsgren (2009). Da fangbarhet som regel er lavere for årsyngel enn for ettåringer og eldre ungfisk, beregnes tettheten som regel for både 0+ og $\geq 1+$, i tillegg til total tetthet. Fangbarheten (p) ble beregnet ut i fra estimert tetthet og totalt antall fanget fisk via følgende formel;

$$p = 1 - \sqrt[3]{\left(1 - \frac{T}{y}\right)}$$

Fiskens totallengde ble målt (fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne). Ved behov ble det brukt bedøvelse ved lengdemåling. Fisken ble behandlet med varsomhet og ble oppbevart i bøtter med luftpumpe. All fisk var i live og tilsynelatende i fin form da den ble sluppet tilbake ut i bekken igjen etter endt lengdemåling.

3.5 Plankton

I Gjersrudtjern har NIBIO tatt ut månedlige prøver til analyse av planteplankton i sommersesongen (mai til oktober) og i tillegg tre prøver av dyreplankton i mai, juli og september.

Pelagisk håvtrekk ble gjennomført med å senke håven til bunnen (ca. 3 m) og deretter trekke den opp med godt drag i håven. Dette ble gjort vertikalt omtrent fem ganger. Litoralt håvtrekk ble gjennomført i to omganger for undersøkelser av dyreplankton (maskevidde 100 µm). Håven ble holdt så nær bunnen og kanten av tjernet som mulig. Håven ble trukket gjennom områder med vegetasjon over en strekning på omtrent 20 m.

Det ble gjort automatiske profilmålinger av pH, turbiditet, oksygen og redoxforhold med en håndholdt sensor (KLL-Q-2 fra SEBA Hydrometrie) i juni, august, september og oktober.

Et utfyllende notat om metode og resultatene fra undersøkelsene finnes i vedlegg 4.

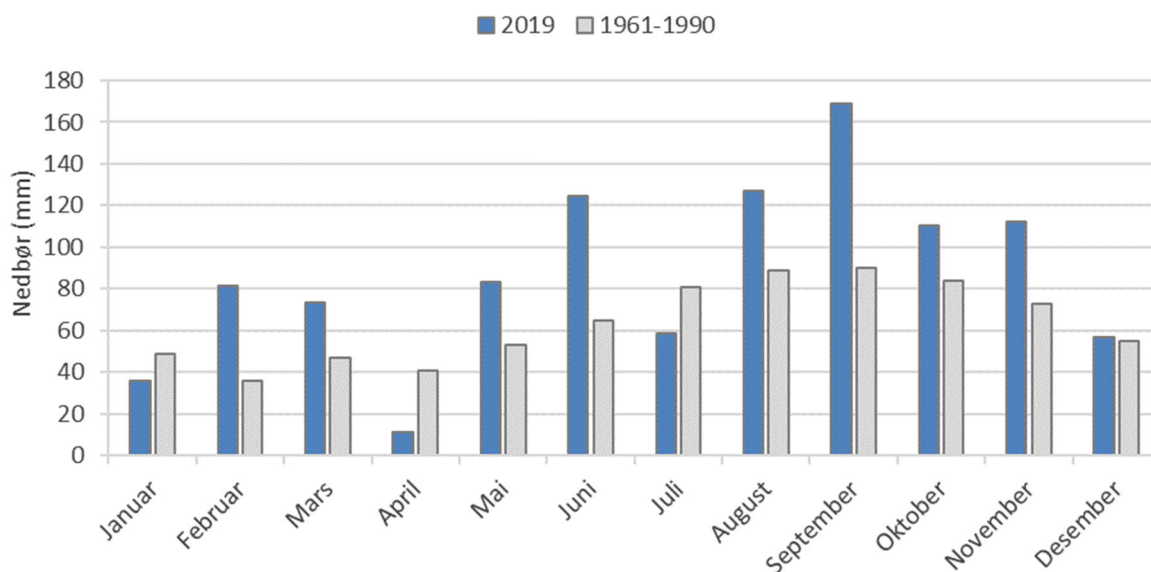
3.6 Meteorologiske data

Meteorologiske data er hentet fra eKlima som er en åpen database for Meteorologisk institutts vær- og klimadata. Observasjoner av nedbør og temperatur er hentet fra Oslo Blindern (stasjonsnr. 18700).

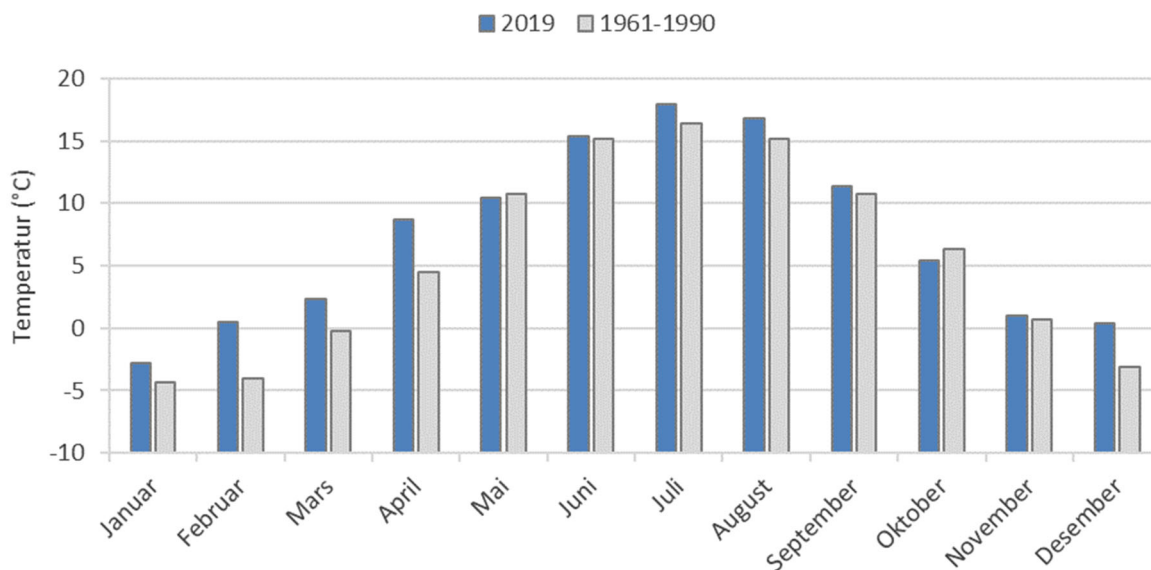
4 Resultater

4.1 Nedbør og temperatur

Total nedbør i Oslo i 2019 var 1043 mm, vesentlig høyere enn i 2018 (657) og i normalperioden 1961-1990 (785 mm) (figur 15). Temperaturen var høyere enn normalen i alle måneder med unntak av mai og oktober (figur 16). Februar, mars, april og desember var varmere enn 2018.



Figur 15. Nedbør målt ved Oslo Blindern (18700) i 2019 og i normalperioden 1961-1990 (kilde: eklima.no).



Figur 16. Temperatur målt ved Oslo Blindern (18700) i 2019 og i normalperioden 1961-1990 (kilde: eklima.no).

4.2 Kontinuerlige målinger

Tabell 5. Oppsummering kontinuerlige målinger i 2019 vist som minimum, maksimum og gjennomsnittsmålinger. For turbiditet er 1070 NTU maksimum målbare verdi.

ID	Ledningsevne (mS/cm)			pH			Turbiditet (NTU)			Temperatur (°C)		
	Min	Max	Snitt	Min	Max	Snitt	Min	Max	Snitt	Min	Max	Snitt
61	0,3	10,1	1,8	7,6	8,5	8,1	0,03	1070	132	0,5	13,7	6,5
62	0,01	2,8	1,5	6,7	8,4	7,7	2,1	1070	42,4	0,8	15,3	6,8
67	0,1	2,25	0,71	7,2	8,7	7,8	6,8	1070	45	0	18	6,1
74	0,07	0,16	0,10	6,0	6,8	6,3	0,01	95	0,55	2,6	18,3	7,9
91	0,001	0,28	0,2	6,2	7,5	6,9	0,03	1070	21,0	0,01	23	8,4
92	0,01	0,75	0,22	6	10,3	7,6	0,69	1070	40	0,6	29	11,1
94	0,1	0,56	0,2	6,9	9,7	7,6	3,1	1070	52	0,1	23,3	8,7
97	0,06	0,4	0,27	3,4	-	7,5	4,1	1070	105	1,2	22	10,4
98	0,05	2,77	0,38	5,0	8,4	7,5	7	1070	46	3,5	17,9	10,7
81	0,01	0,11	0,27	5,8	9,4	6,9	0,07	245	285	0,01	15,7	6,9

4.2.1 Myrerbekken ID 61

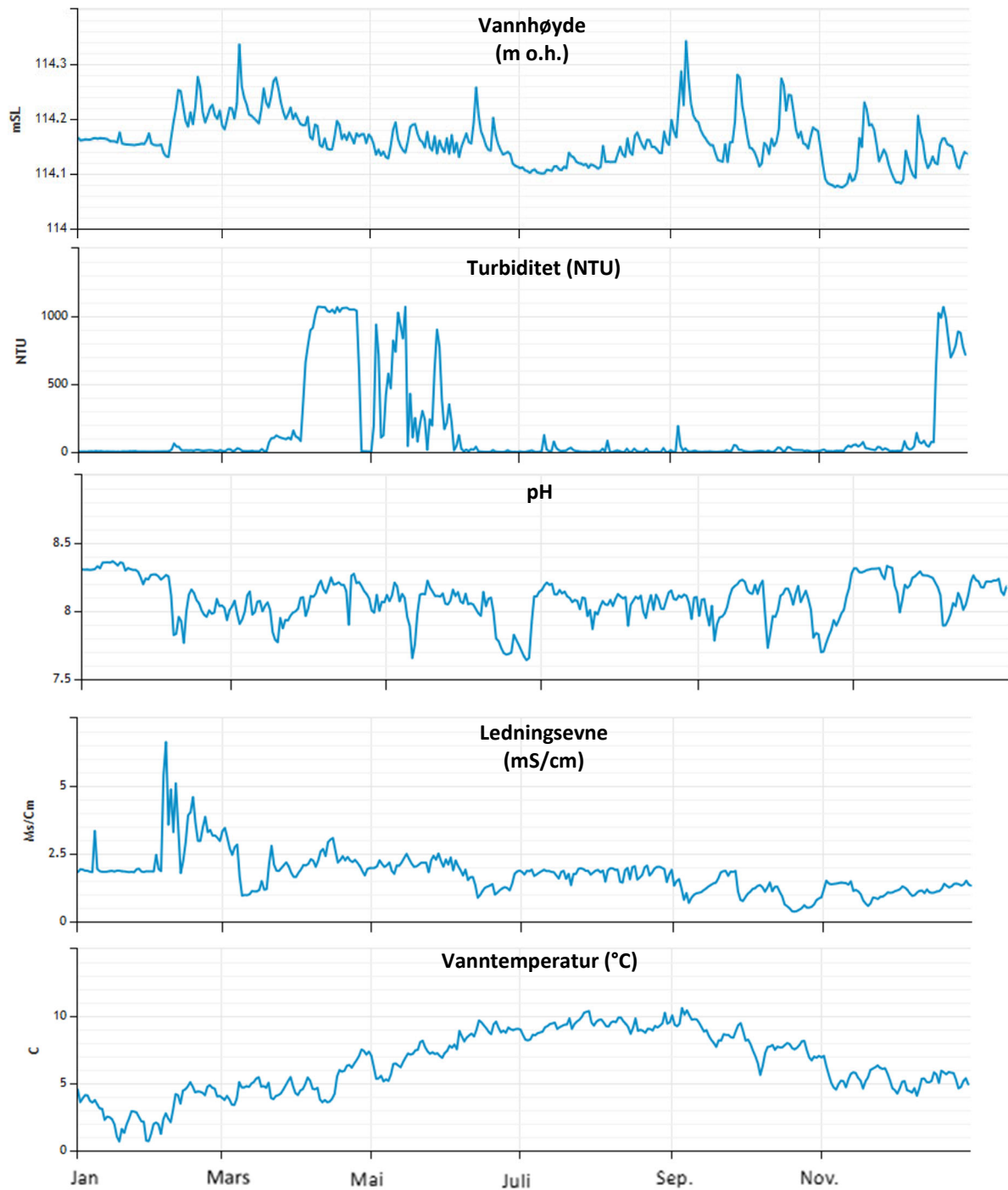
Myrerbekken kommer fra Myrertjern og renner i kulvert gjennom anleggsområdet på Åsland. Myrerbekken mottar også vann fra Oslo kommunes snødeponi på Åsland.

Tabell 6 og figur 17 viser variasjon i vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke. 2019 var preget av flere perioder med mye nedbør. Gjennom 2019 varierte vannhøyden mellom 5 og 40 cm med et gjennomsnitt på 16 cm. I mars var det en periode med høy vannføring i forbindelse med snøsmelting. I perioden september-oktober var det flere episoder med høy vannføring (figur 17).

Ledningsevnen har stort sett ligget under 2 mS/cm. Forhøyet ledningsevne i februar-mars henger trolig sammen med høy vannføring i forbindelse med snøsmelting og utvasking av salter fra snøen. Turbiditeten har vært nokså høy med et gjennomsnitt på over 130 NTU. Gjennom hele april var det høy turbiditet i til tross for lite nedbør. I mai og juni var det flere episoder med høy turbiditet i forbindelse med nedbørsperioder.

Tabell 6. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrerbekken (61) i perioden 01.01.2019-31.12.2019.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0,05	0,5	0,29	7,6	0,03
max	0,40	13,7	10,14	8,5	1070
gj.snitt	0,16	6,5	1,76	8,1	132



Figur 17. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (ID61) i perioden 01.01.-31.12.2019.

4.2.2 Maurtubekken ID 62

Maurtubekken er en mindre bekk som får avrenning fra deponiet på Åsland. Bekken fra oppstrøms område ledes forbi deponiet, mens avrenning fra deponiet og anleggsområdet ledes til renseanlegget og ført videre. I denne bekken har det blitt etablert et V-profil med vannføringsformel slik at vannføring kan beregnes.

Tabell 7 og figur 18 viser variasjon i vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke. Målestasjonen var ute av drift i perioden 12.04-07.06.

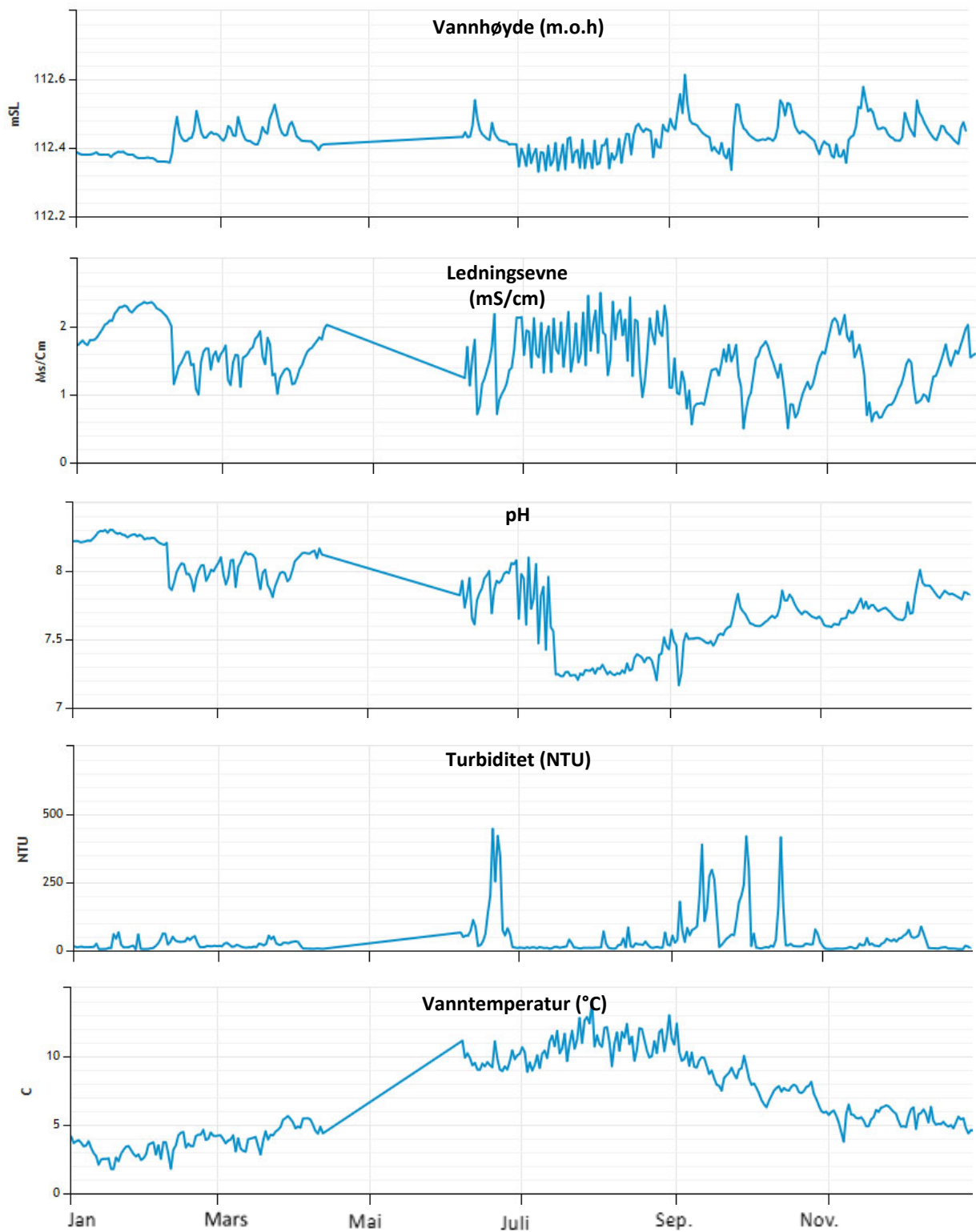
pH har stort sett ligget på mellom 7,5 og 8. pH har vært noe høyere vinterstid. Høyeste og laveste pH ble målt henholdsvis 28.01 og 05.09, og varte kun noen timer.

Turbiditeten har gjennom året variert mellom 2,1 og 1070 NTU med et snitt på omtrent 40 NTU. Det var en periode med vedvarende høy turbiditet i slutten av juni, som også var en periode med mye nedbør. Høsten 2019 var også preget av mye nedbør og hyppige perioder med høy turbiditet.

Ledningsevnen i Maurtubekken 2019 varierte mellom 0,7 og 2,8 mS/cm omtrent på samme nivå som året før.

Tabell 7. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Maurtubekken (62) i perioden 01.01.2019-31.12.2019.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0,05	0,8	0,007	6,7	2,1
max	0,84	15,3	2,8	8,4	1070
gj.snitt	0,13	6,8	1,5	7,7	42,4



Figur 18. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken (ID92) i perioden 01.01.-31.12.2019. Loggeren var ute av drift i perioden 12.04-07.06.

4.2.3 Stensrubbekken kulvert ID 67

Myrerbekken og Maurtubekken drenerer begge til Stensrubbekken. Dette er en betraktelig større bekk og utslippet fra Myrerbekken/Maurtubekken blir fortynnet ved samløpet før vannet kommer ut i Gjersrudtjern.

Tabell 8 og figur 19 viser variasjon i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH i turbiditet i Stensrubbekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

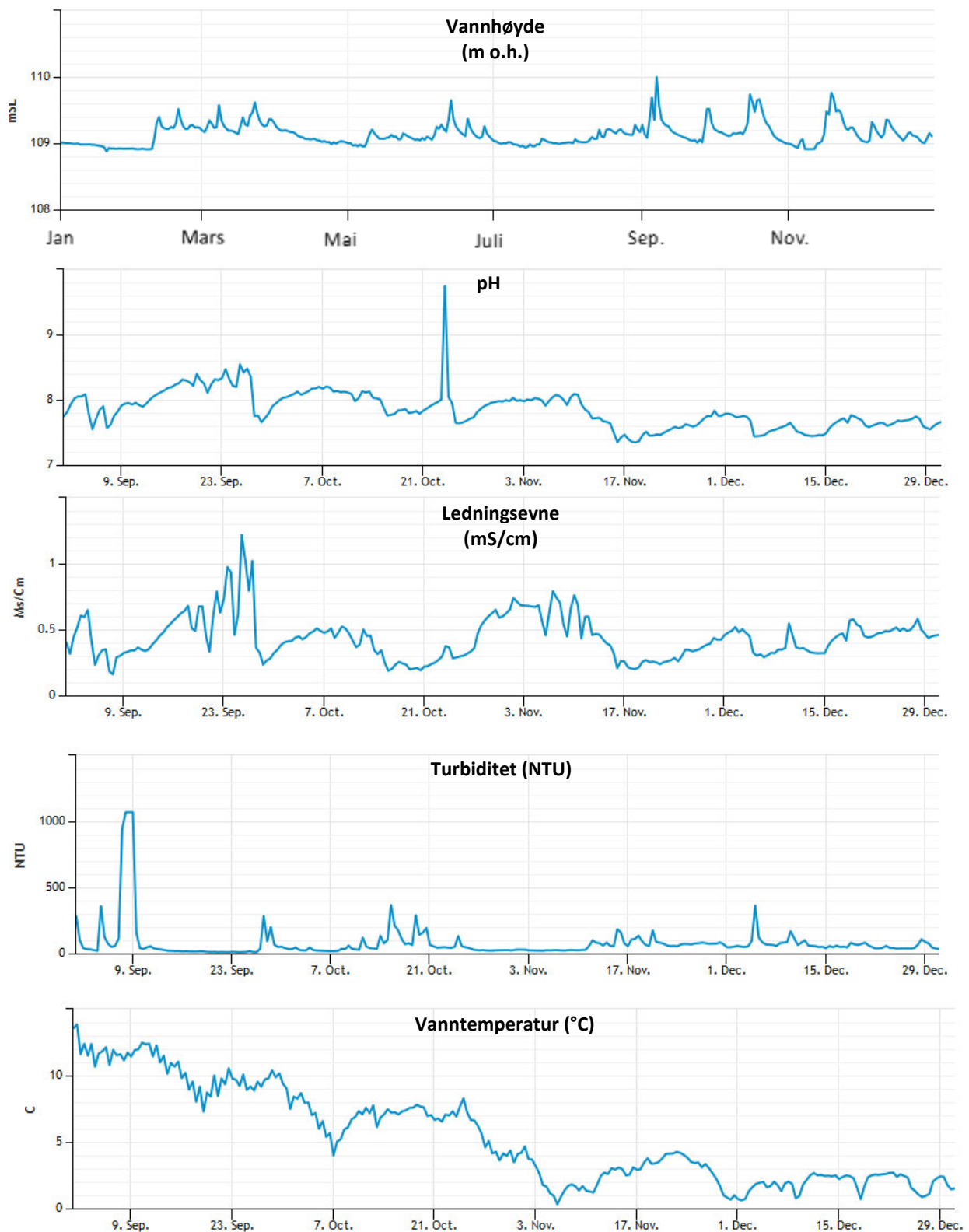
Vannhøyden i Stensrubbekken har tidvis vært høy i forbindelse med nedbørsperioder. pH har variert mellom 7,2 og 8,7 med høyest pH i perioden august og september. I figur 19 er det en topp i pH som ble målt 24.10 kl. 07:30 (figur 19). Denne regnes som en feilmåling.

Ledningsevnen har på det høyeste vært 2,25 mS/cm 8.-9. august. I februar var det en kortvarig episode med høy ledningsevne som også framkommer av målingene ved ID 61 og 62.

Det var flere episoder med høy turbiditet gjennom året, men gjennomsnittet var under 50 NTU. Med unntak av en uke i oktober var ukemiddelverdien under 100 NTU. 7.-9. september målte sensoren minusverdier i en periode hvor det ellers ble målt høye verdier.

Tabell 8. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Stensrubbekken kulvert i perioden 01.01.2019-31.12.2019.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	-0,15	0	0,1	7,2	6,8
max	1,09	18	2,25	8,7	1070
gj.snitt	0,13	6,1	0,71	7,8	45



Figur 19. Døgnmiddelverdi av vannhøyde i perioden 01.01-31.12.19 og turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i perioden 01.09.-31.12.2019 i Stensrubbekken (ID97).

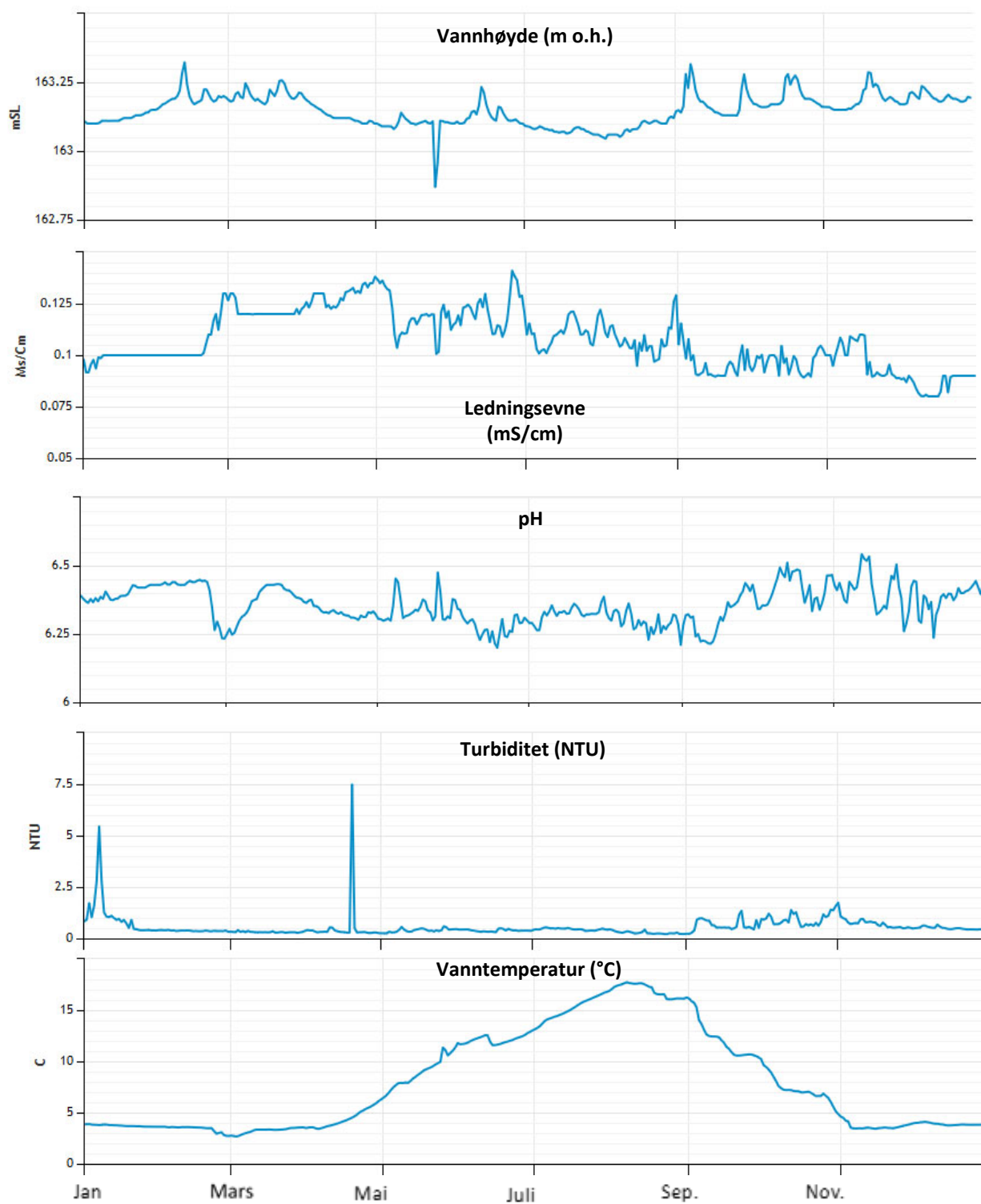
4.2.4 Myrertjern ID 74

Tabell 9 og figur 20 viser variasjon i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH i turbiditet i Myrertjern. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

Alle målingene i Myrertjern viste mindre variasjoner gjennom 2019 enn 2018, mest på grunn av mer nedbør. Vannhøyden var høyest gjennom høsten. Turbiditeten i Myrertjern er vanligvis lav (<10 NTU). De høyeste verdiene (>50 NTU) ble målt i tidsrommet 13:00-16:30 den 19.april.

Tabell 9. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrertjern i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	1,4	2,6	0,07	6,0	0,01
max	2,04	18,3	0,16	6,8	95
gj.snitt	1,8	7,9	0,10	6,3	0,55



Figur 20. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrertjern (ID74) i perioden 01.09.-31.12.2019.

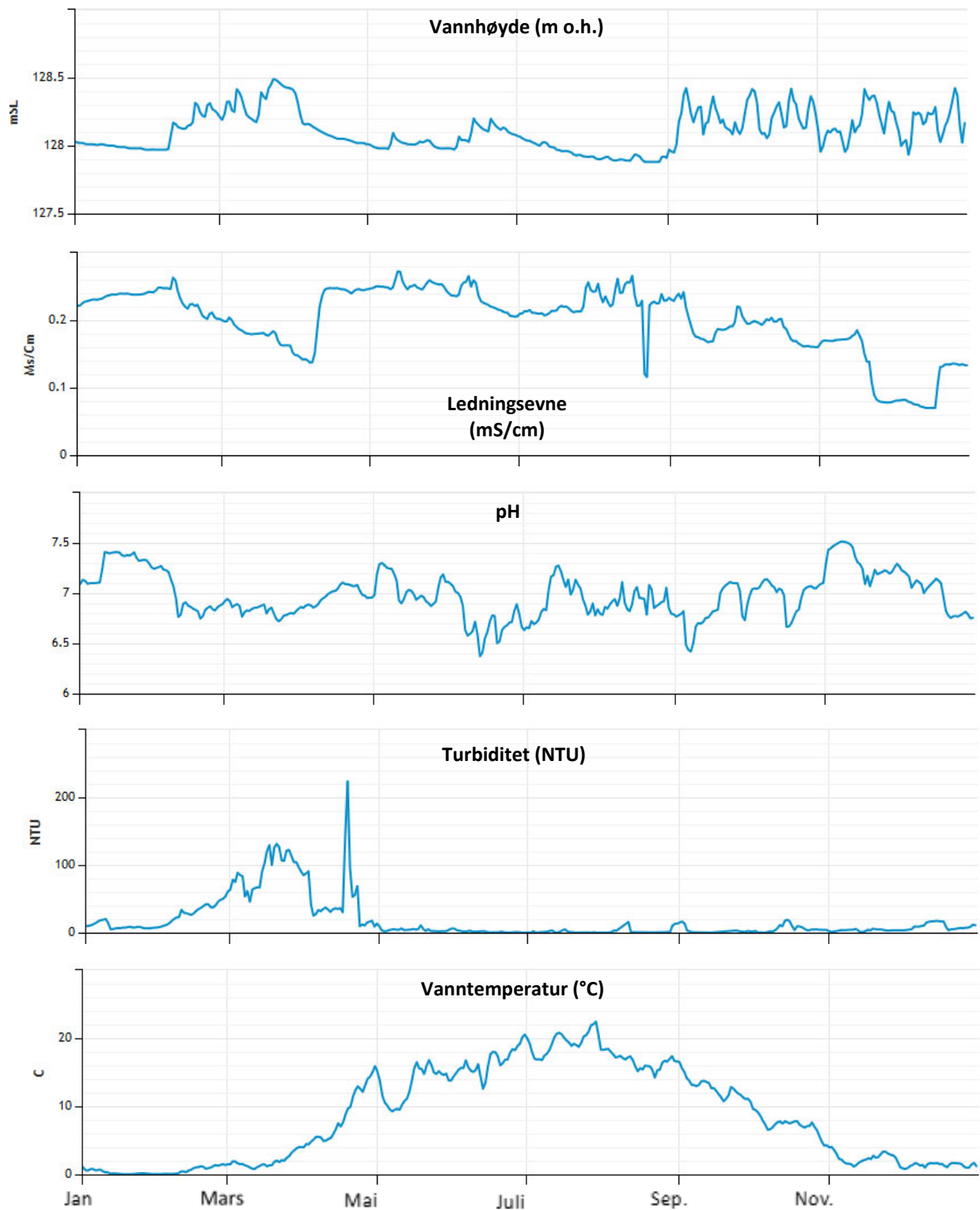
4.2.5 Roåsbekken oppstrøms ID 91

Tabell 10 og figur 21 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Roåsbekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

pH oppstrøms i Roåsbekken har variert mellom 6,2 og 7,5. Laveste pH ble målt i periodene 13.-14.06 og 06.-08.08. Ledningsevnen har vært stabil rundt 0,2 mS/cm. Ledningsevnen var lavest vår og høst som følge av fortykning i perioder med høyere vannføring. Turbiditeten har stort sett vært lav gjennom året. De høyeste verdiene ble målt under snøsmelting og vårflommen i mars-mai. Enkeltmålinger over 1000 NTU ble målt 18. og 19.04.

Tabell 10. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken oppstrøms.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	-0,05	0,01	0,001	6,2	0,03
max	0,61	23	0,28	7,5	1070
gj.snitt	0,20	8,4	0,2	6,9	21,0



Figur 21. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Roåsbekken (ID91) i perioden 01.09.-31.12.2019.

4.2.6 Roåsbekken nedstrøms ID 92

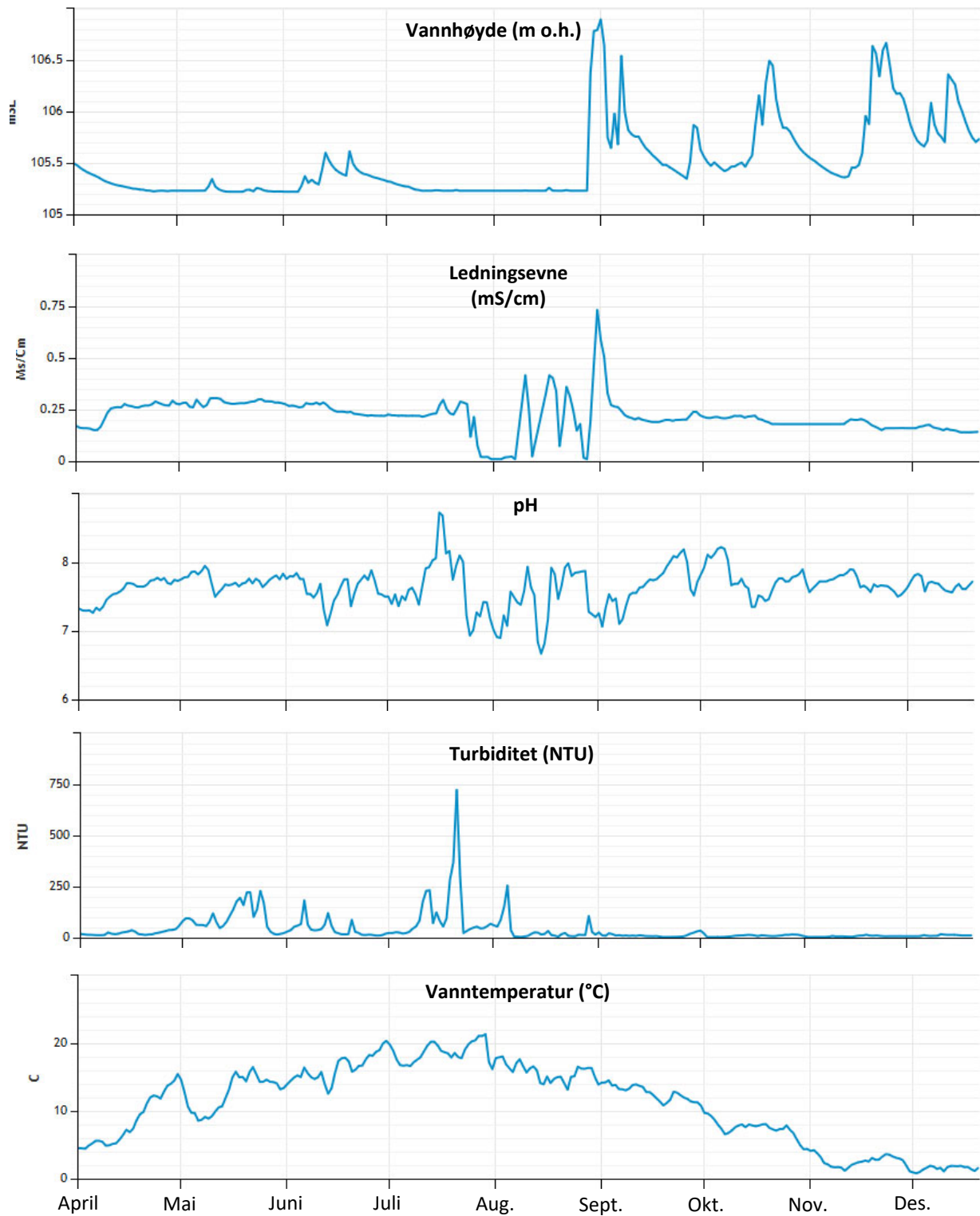
Tabell 11 og figur 22 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Roåsbekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

Vannhøyden var vedvarende høy gjennom hele høsten fra september til desember. Ledningsevnen har variert mellom 0,01 og 0,75 mS/cm og har generelt vært lavere enn i 2018. Ledningsevnen var høyest mellom 31.08 og 01.09. Akkurat som tidligere år ga algevekst i bekken døgnvariasjoner i pH sommerstid. Denne perioden varte fra juni og ut august og var dermed kortere i 2019 enn i 2018. Over en periode på fem timer den 16. og 17. juli ble det målt pH over 10.

Det var to perioder med vedvarende høy turbiditet, en i midten av mai og en annen mellom 21. og 22.juli.

Tabell 11. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken nedstrøms.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0	0,6	0,01	6	0,69
max	1,5	29	0,75	10,3	1070
gj.snitt	0,5	11,1	0,22	7,6	40



Figur 22. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Roåsbecken (ID92) i perioden 01.04.-20.12.2019.

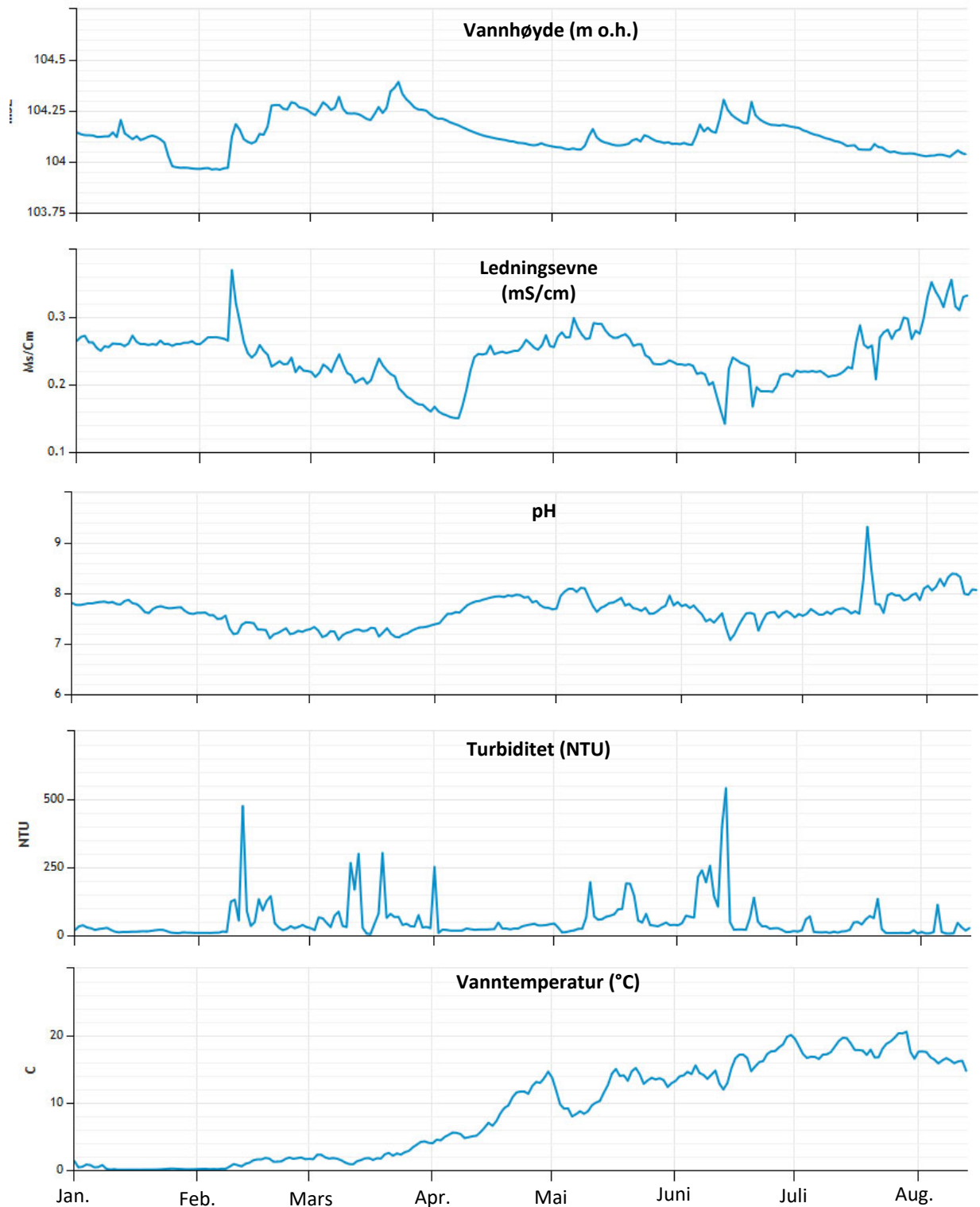
4.2.7 Dalsbekken ID 94

Tabell 12 og figur 23 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Roåsbekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

I Dalsbekken var vannhøyden høyest i mars. Ledningsevnen har variert mellom 0,1 og 0,6 mS/cm og har vært lavere enn i 2018. Ledningsevnen var høyest 09. februar. Turbiditeten har vært noe høyere i 2019 enn året før, noe som har sammenheng med mer nedbør gjennom året. Det var flere episoder med forhøyet turbiditet gjennom året i sammenheng med perioder med nedbør. pH har stort sett ligget på mellom 7 og 8. Akkurat som i Roåsbekken ble høyeste pH målt 16. og 17. juli.

Tabell 12. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Dalsbekken.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0,59	0,02	0,1	6.9	3,1
max	1,05	23,3	0,56	9.7	1070
gj.snitt	0,87	8,7	0,2	7.6	52



Figur 23. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, ledningsevne, pH, turbiditet og vanntemperatur i Dalsbekken (ID94) i perioden 01.01-13.08.19.

4.2.8 Blåveisbekken ID 97

Tabell 13 og figur 24 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Blåveisbekken. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

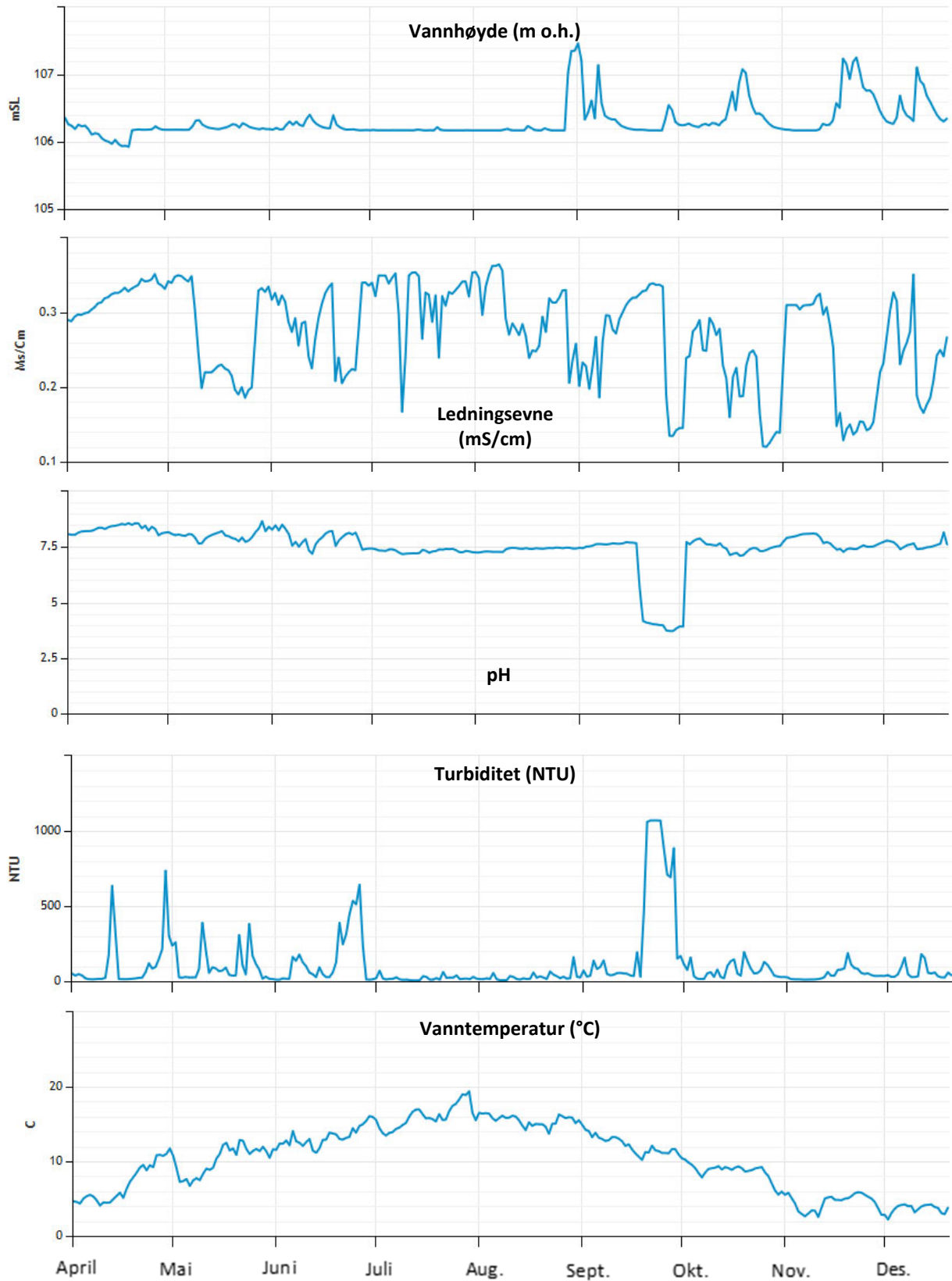
Blåveisbekken har en stor andel av nedbørfeltet fra Ski tettsted, og i 2018 ble det arbeidet langs bekken med å legge en ny vannledning. Avrenningen fra Ski, og det faktum at det er et lite nedbørfelt, gir bekken en hurtigere reaksjon på nedbør og flere tydelige “flomtopper” både med hensyn til vannhøyde og turbiditet enn f.eks. i Roåsbekken nedstrøms.

Vannhøyden har vært svært varierende gjennom året, men har stort sett vært under 30 cm.

Blåveisbekken hadde flere flomtopper i løpet av høsten. Mellom 19.september 10:00 og 02.10 11:00 var pH under 4. Før og etter dette var pH stabil rundt 7,5.

Tabell 13. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Blåveisbekken.

	Vannhøyde (cm)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0	1,2	0,06	3,4	4,1
max	1,57	22	0,4	10,6	1070
gj.snitt	0,30	10,4	0,27	7,5	105



Figur 24. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, ledningsevne, pH, turbiditet og temperatur i Blåveisbekken (ID97) i perioden 01.04.-20.12.2019.

4.2.9 Finstadbekken ID 98

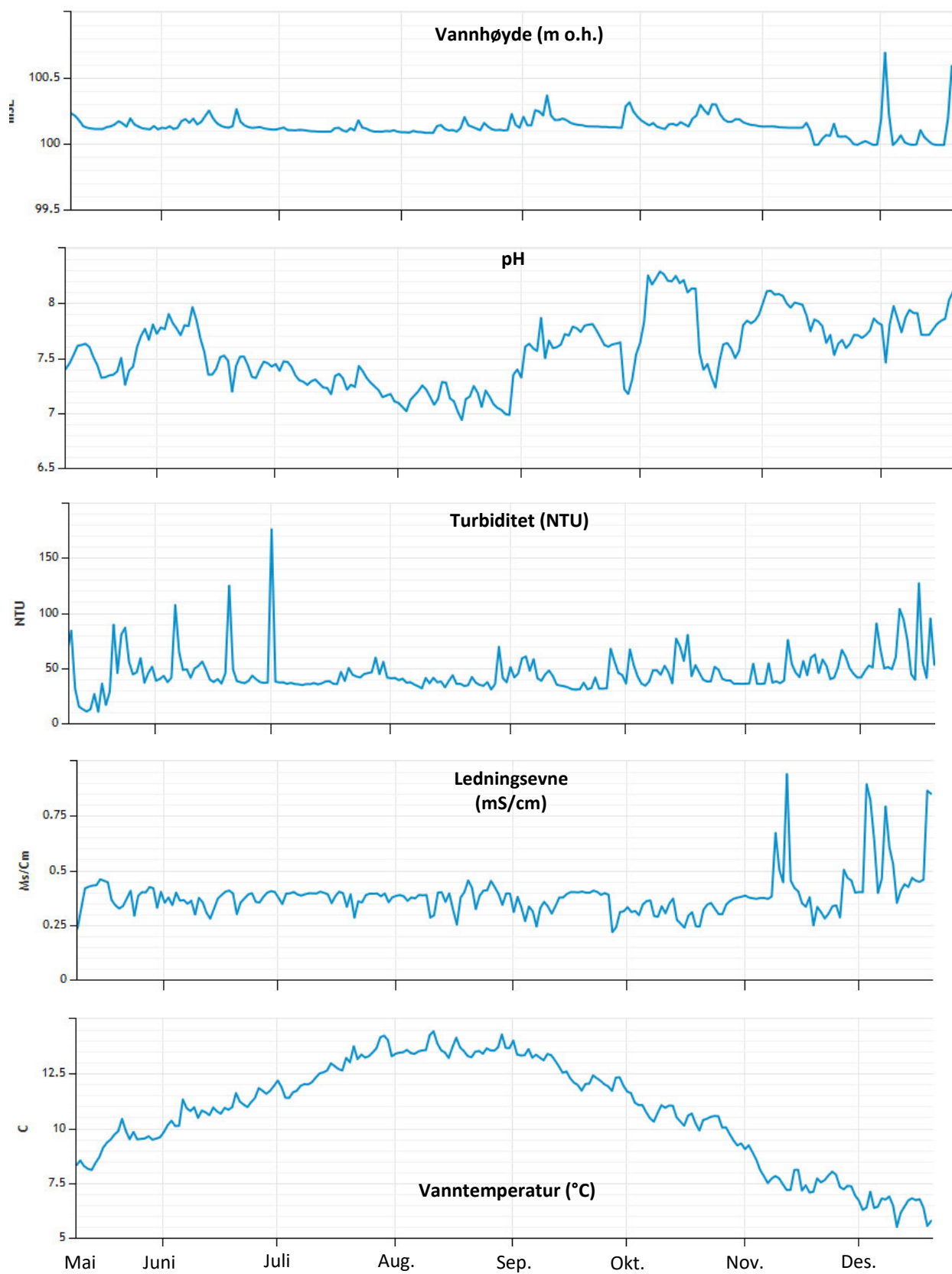
Tabell 14 og figur 25 viser oppsummering av de automatiske målingene i Finstadbekken i 2019. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

Vannhøyden i Finstadbekken har vært nokså stabil gjennom året med noen topper med høyere vannføring i forbindelse med nedbørsperioder mot slutten av året. Ledningsevnen var også høyest i november og desember, 2,77 mS/cm på det meste (19.12). pH har stort sett vært nøytral på rundt 7,5. 02.12 var det totalt seks målinger under pH 6.

Turbiditeten har for det meste vært under 50 NTU. De høyeste verdiene ble målt i juni og juli.

Tabell 14. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Finstadbekken.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	-	3,5	0,05	5,0	7
Max	--	17,9	2,77	8,4	1070
Snitt	-	10,7	0,38	7,5	46



Figur 25. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, pH, turbiditet, ledningsevne og vanntemperatur i Finstadbekken (ID98) i perioden 09.05.-20.12.2019.

4.2.10 Sagdalsbekken ID 81

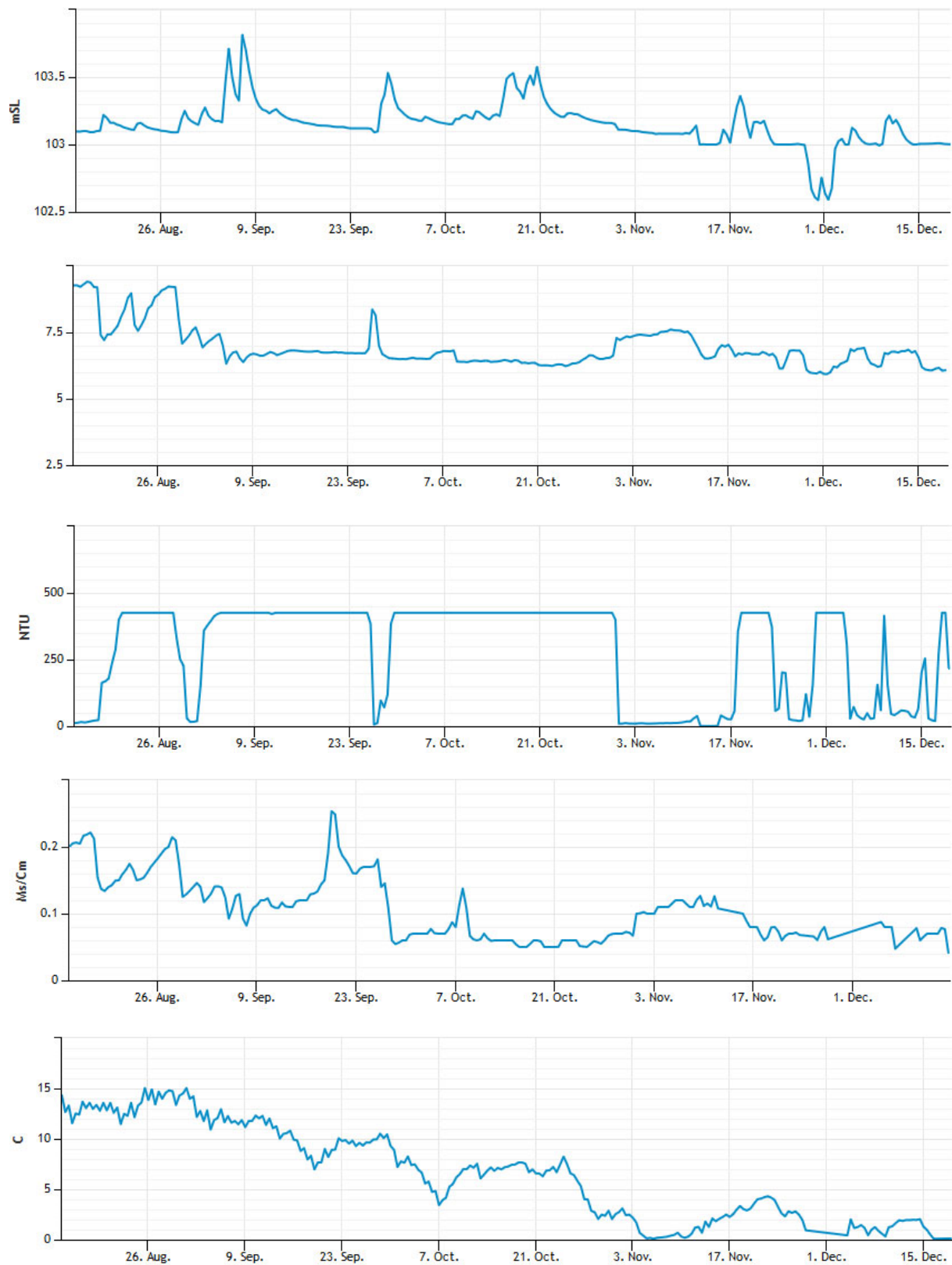
Tabell 15 og figur 26 viser oppsummering av de automatiske målingene i Finstadbekken i 2019. Figuren viser døgnmiddelverdier og enkeltmålinger med høy verdi vises ikke.

Også i Sagdalsbekken var vannhøyden på det høyeste i september og oktober. Ledningsevnen i bekken har stort sett vært lav. Den høyeste verdien ble målt i september. pH har tidvis vært høy, opp mot 9,4 i august. 27.september ble det målt pH rundt 8,5.

Det har vært flere perioder med vedvarende høy turbiditet over 300 NTU. Ved denne lokaliteten har det vært vedvarende problemer med oppsamling av grus og sand rundt sensoren som skaper måleproblemer for turbiditet.

Tabell 15. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Sagdalsbekken.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	0,09	0,01	0,01	5,8	0,07
Max	1,48	15,7	0,27	9,4	425
Snitt	0,85	6,9	0,11	6,9	285



Figur 26. Døgnmiddelverdier av vannhøyde, pH, turbiditet, ledningsevne og vanntemperatur i Finstadbekken (ID98) i perioden 09.05.-20.12.2019.

4.3 Vannprøver

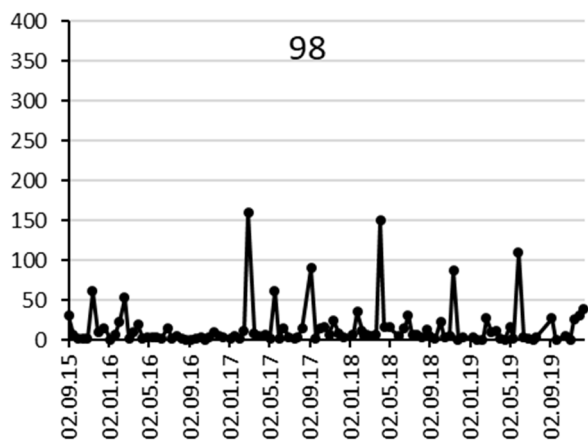
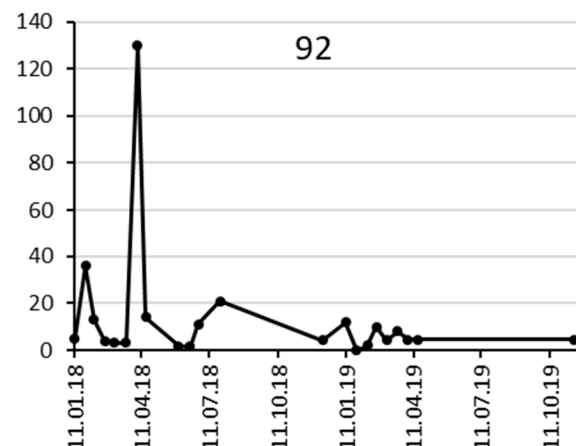
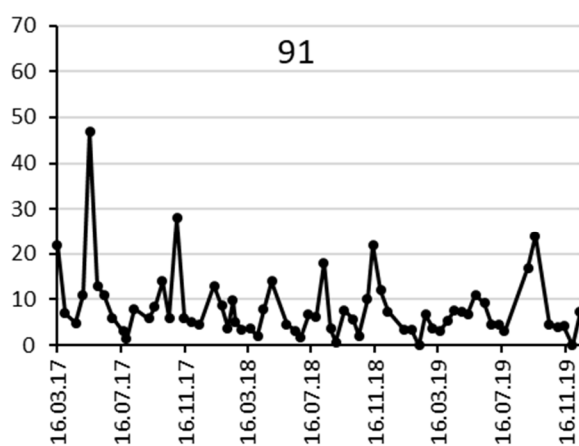
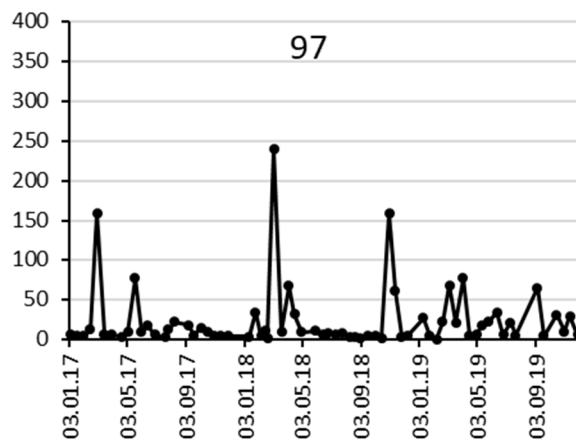
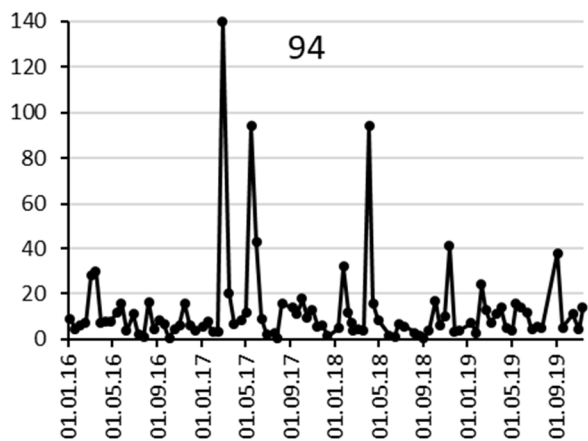
Tabell 16 viser gjennomsnitt, minimum og maksimum av pH og ledningsevne samt konsentrasjon av suspendert stoff og sulfat i vannprøver i 2019. Den høyeste registrerte pH (9,9) var i Dalsbekken (94) 02.05.19. Alna som er saltvannspåvirket hadde naturlig høyest ledningsevne og høyest konsentrasjon av sulfat. Av de andre bekkene var det Myrerbekken (61) og Maurtubekken (62) som hadde den høyeste ledningsevnen (174 mS/m).

Konsentrasjonen av SS har vært varierende. Høyest gjennomsnittskonsentrasjon var i Alna bunn (21), Stensrudbekken (67) og Blåveisbekken (97). Til forskjell fra 2018 var det noe høyere konsentrasjon av SS oppstrøms anleggsområdet (91) enn nedstrøms ved Ski/Langhus (92). Utviklingen av SS gjennom anleggsperioden er vist i figur 27. Alle bekkene viste store variasjoner i SS, men det ser ikke ut til at det har vært noen økende trend gjennom anleggsperioden.

Med unntak av Alna var det Maurtubekken (62) som hadde de høyeste konsentrasjonene av sulfat i 2019, 256 mg/l i snitt og 410 på det høyeste. Dette er høye konsentrasjoner og har sannsynligvis sammenheng med tilførsel av sulfat fra deponiet på Åsland. Snitt- og makskonsentrasjonen av sulfat var i omtrent samme størrelsesorden som i 2018. Myrerbekken (61) hadde også høye konsentrasjoner av sulfat, betydelig høyere enn i 2018. Slike høye konsentrasjoner kan være skadelige for organismer i vann. Tilsvarende har det vært svært høy ledningsevne ved både 61 og 62.

Tabell 16. Gjennomsnittlig, minimum og maksimum verdier for pH, ledningsevne (mS/m), suspendert stoff (SS, mg/L) og sulfat (SO₄, mg/L).

Stasjon	pH			Kond (mS/m)			SS (mg/L)			SO ₄ (mg/L)		
	Nr.	min	gj.	max	min	gj.	max	min	gj.	max	min	gj.
61	7,5	8,0	8,2	52,3	174,8	289,0	2,2	11,3	31,0	79,0	131,1	400,0
62	7,6	8,0	8,3	59,6	156,0	215,0	2,0	15,8	120,0	75,0	256,3	410,0
65	7,3	7,6	8,0	31,1	59,3	84,1	2,2	10,2	43,0			
66	7,1	7,5	8,0	8,1	14,9	27,9	0,4	10,0	50,0			
67	7,2	7,7	8,1	18,8	64,2	128,0	1,4	33,3	390,0	22,0	65,5	170,0
68	7,2	7,5	7,9	23,5	56,3	80,3	2,4	6,8	24,0			
91	7,1	7,4	7,7	14,0	22,9	30,6	2,0	9,1	38,0			
92	6,8	7,1	7,6	13,1	21,5	28,1	3,0	7,0	24,0			
94	7,1	7,7	9,9	6,7	26,0	35,1	3,0	11,0	38,0			
97	7,4	7,8	8,5	21,2	35,3	44,4	4,4	27,1	88,0			
98	7,3	7,9	8,0	23,9	48,0	154,0	2,2	20,1	110,0	19,0	31,9	43,0
21 topp	7,7	7,9	8,1	26,8	1276,7	4676,0	2,2	23,1	130,0	19,0	732,7	2600,0
21 bunn	7,7	8,0	8,3	26,8	3272,3	4682,0	2,4	46,7	370,0	19,0	1683,4	2800,0
S-Opp	6,6	7,0	7,4	6,4	8,5	11,3	4,2	10,7	20,0	4,7	11,0	18,0
S-Ned	6,7	7,1	7,8	6,7	9,0	12,7	2,2	10,0	20,0	0,9	8,8	14,0



Figur 27. Analyseresultater av suspendert stoff (mg/L) i hele overvåkingsperioden.

4.3.1 Næringsstoff

Tabell 17 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsstoffer i 2019. Min og maks-verdier er vist i vedlegg 1. Alle bekkene hadde høye konsentrasjoner av totalnitrogen innenfor tilstandsklasse IV (dårlig) eller V (svært dårlig). Konsentrasjonen var for de fleste bekkene betydelig høyere enn i 2018.

Tabell 17. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsstoffer i 2019.

Stasjon Nr.	Total Nitrogen mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ammonium (NH ₄ -N) µg/l	Total Fosfor µg/l	Fosfat (PO ₄ -P) µg/l
61	2,2	1,5	153,2	23,0	5,9
62	4,2	3,6	55,2	35,2	5,3
65	1,5	0,7	96,5	42,1	8,0
66	1,1	0,3	113,1	40,7	4,6
67	1,8	1,0	93,8	50,6	5,6
68	1,6	0,6	186,1	50,4	7,2
91	4,4	3,6	52,6	50,4	13,3
92	4,0	3,2	53,1	46,0	7,5
94	3,9	3,2	55,6	51,9	9,6
97	2,6	2,0	96,2	65,7	17,7
98	2,6	1,7	249,4	93,3	55,5
21 topp	1,25	0,8	105,9	72,8	28,2
21 bunn	0,58	0,3	69,3	77,1	21,0
81 opp	1,8	0,8	52,7	49,8	10,4
81 ned	1,8	0,9	46,7	45,5	10,6

4.3.2 Metaller

Tabell 18 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller i vannprøver. Basert på gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller kan tilstanden i bekkene klassifiseres som enten god (klasse II) eller moderat (III). Gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv (Hg), krom (Cr) og kobber (Cu) var lave ved alle stasjoner, tilsvarende klasse II (god tilstand). I både Myrer- og Maurtubekken (ID 61 og 62) var gjennomsnittskonsentrasjonen av nikkel (Ni) over 6 µg/l som tilsvarer tilstandsklasse III (moderat tilstand). Finstadbekken (ID 98) havner også innenfor tilstandsklasse III for både sink (Zn) og arsen (As). I Alna (ID21) var det forhøyede konsentrasjoner av både bly (Pb) og arsen (As).

Tabell 18. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller i 2019 (µg/l).

Stasjon nr.	As	Cd	Hg	Cr	Cr ⁶	U	Cu	Ni	Zn	Pb
61	0,43	0,17	0,004	0,96	0,88	18,98	3,70	6,18	6,54	0,30
62	0,43	0,12	0,004	0,47	1,04	51,25	4,62	6,24	8,74	0,36
67	0,34	0,07	0,005	0,53	<0,04	11,27	3,32	2,80	8,67	0,62
98	0,59	0,03	0,005	0,46	0,67	3,19	6,22	1,81	15,14	0,51
21 topp	1,28	0,06	0,016	1,69	<0,04	2,43	2,62	1,87	10,03	1,40
21 bunn	0,90	0,05	0,010	0,48	<0,04	2,15	3,36	1,12	10,90	0,96
81 opp	0,38	0,04	0,006	0,56	<0,04	0,36	1,90	2,04	6,26	0,58
81 ned	0,37	0,04	0,006	0,43	<0,04	0,32	1,88	2,09	5,97	0,64

Tabell 19 viser maksimale konsentrasjoner av metaller i vannprøver. Med unntak av kvikksølv har det tidvis vært høye konsentrasjoner av metaller ved en eller flere stasjoner. 27.05 var det svært høy konsentrasjon av kobber i Finstadbekken (ID98) innenfor tilstandsklasse V (svært dårlig). Dette er konsentrasjon som kan ha omfattende akutte toksiske effekter på organismer. 10.01.19 var det svært høy konsentrasjon av krom i Alna, innenfor tilstandsklasse V.

Tabell 19. Maksimale konsentrasjoner av metaller i 2019 (µg/l).

Stasjon nr.	As	Cd	Hg	Cr	Cr ⁶	U	Cu	Ni	Zn	Pb
61	0,74	0,50	0,007	2,09	1,32	74,10	6,25	11,50	14,60	1,16
62	0,63	0,23	0,007	1,46	1,04	87,00	6,83	8,04	20,40	1,52
67	0,64	0,22	0,015	1,06	0,00	37,70	7,18	5,74	27,80	4,42
98	1,18	0,05	0,007	1,16	0,67	5,08	35,90	4,47	75,30	2,34
21 Bunn	3,12	0,18	0,041	25,10		3,58	11,30	17,80	44,90	6,85
21 Topp	1,56	0,19	0,022	2,07		3,23	11,60	3,87	43,60	7,36
81 opp	0,62	0,07	0,012	0,60	0,00	0,47	2,85	2,93	10,80	1,06
81 ned	0,51	0,08	0,010	0,68	0,00	0,45	2,54	2,69	9,60	1,02

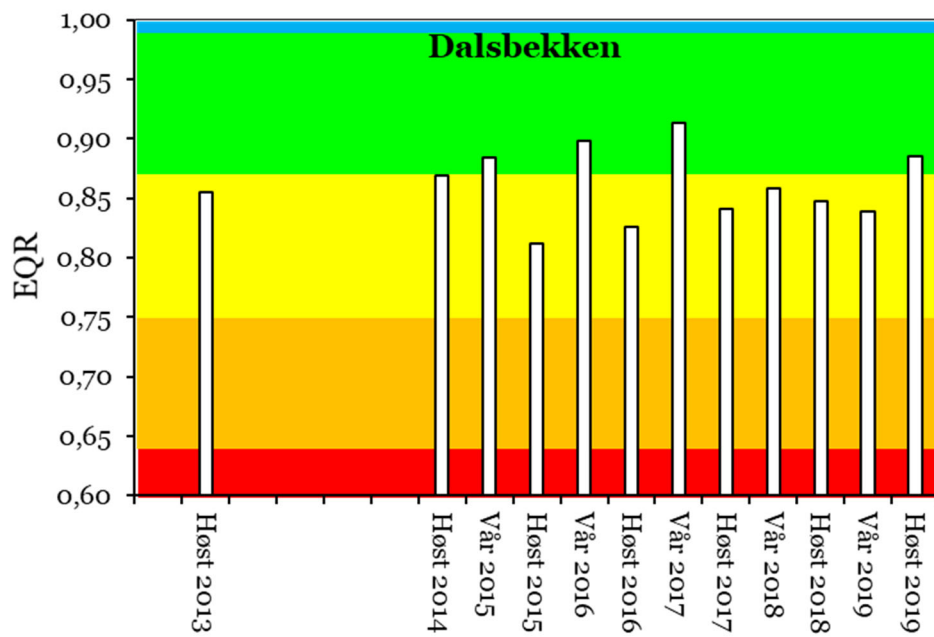
4.4 Biologiske undersøkelser

4.4.1 Bunndyr

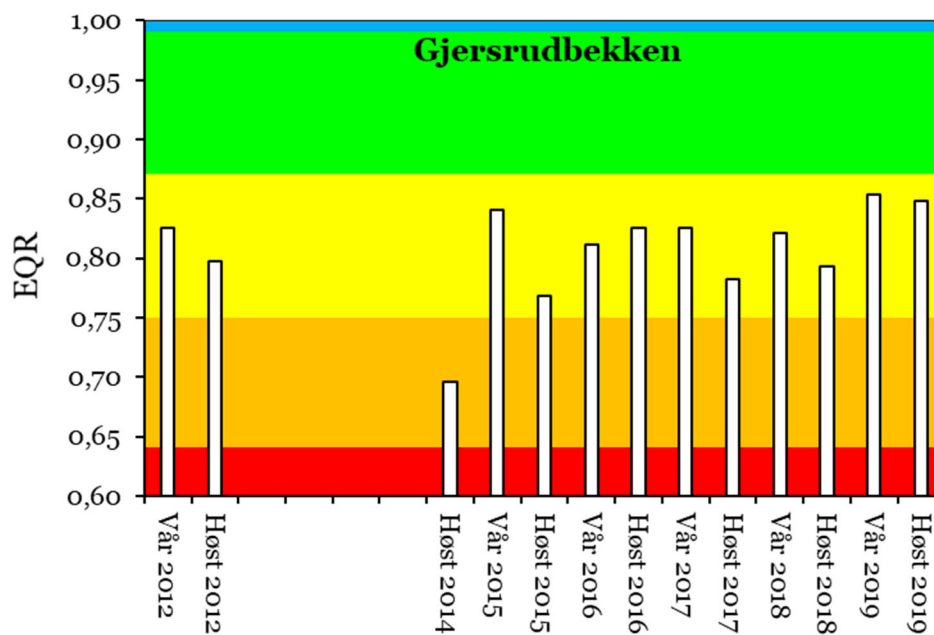
For de fleste bekkene var det ingen endring i tilstand fra året før (tabell 20). Tilstanden i Dalsbekken, Gjersudbekken og Myrerbekken er *moderat*. Tilstanden i Myrerbekken var noe bedre i 2019 enn i 2018, nesten opp mot *god* tilstand. Akkurat som for året før, er tilstanden i Maurtubekken *dårlig*. Tilstanden i Sagdalsbekken er *god* oppstrøms kulverten under Vevelstadveien, men *moderat* nedstrøms. Figur 28-31 viser utviklingen i EQR og nEQR i Gjersudbekken og Dalsbekken fra 2014-2019.

Tabell 20. Bunndyr i vår- (V) og høstprøver (H) i Dalsbekken, Gjersudbekken, Myrerbekken, Maurtubekken og Sagdalsbekken.

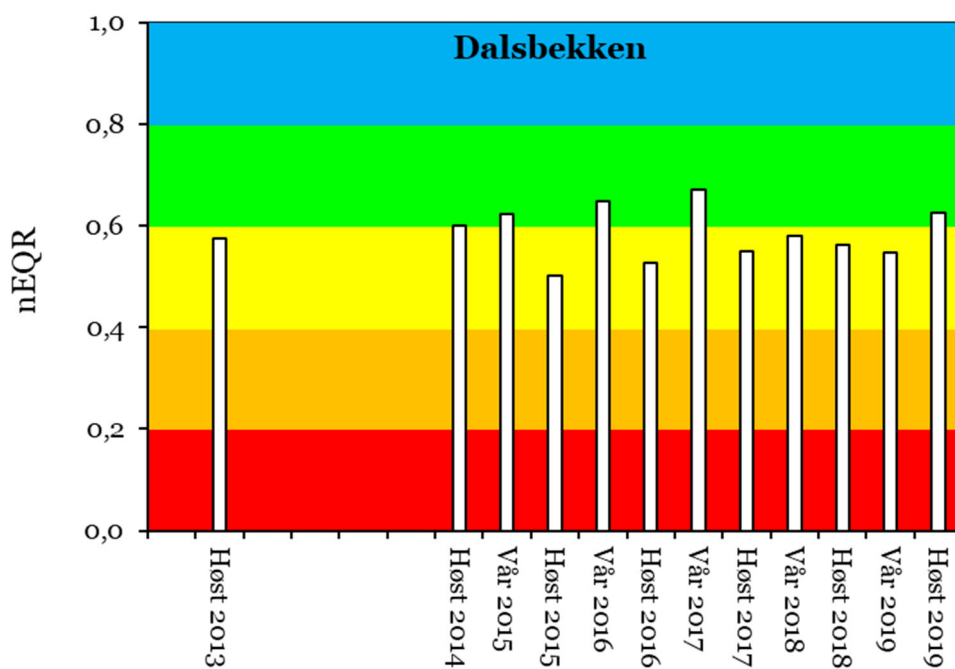
Stasjon		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019	
		V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H
Dalsbekken	ASPT	-	5,9	-	6	6,1	5,6	6,2	5,7	6,3	5,8	5,92	5,85	5,79	6,11
	EPT	-	15	-	17	22	17	20	18	17	15	19	18	13	14
Gjersudbekken	ASPT	5,7	5,5	-	4,8	5,8	5,3	5,6	5,7	5,7	5,4	5,67	5,47	5,89	5,85
	EPT	12	16	-	8	11	9	9	14	8	12	14	13	13	15
Myrerbekken	ASPT											5,27	5,08	6,00	5,87
	EPT											7	8	9	11
Myrer+Maurtu	ASPT											4,56	5,56	5,08	5,25
	EPT											4	9	6	11
Sagdalsbekken oppstrøms	ASPT														6,25
	EPT														21
Sagdalsbekken nedstrøms	ASPT														5,96
	EPT														19



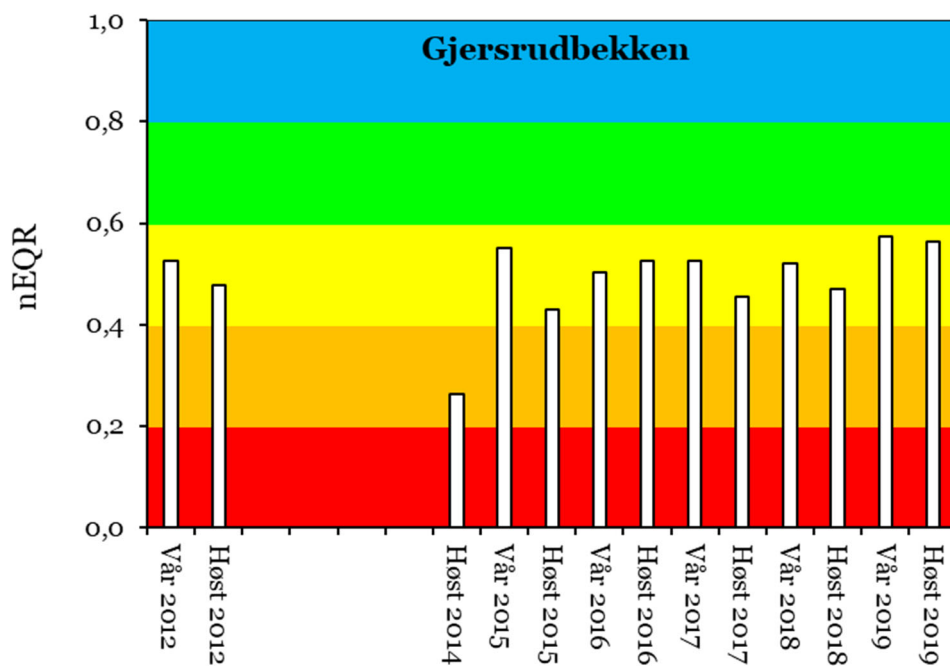
Figur 28. Utviklingen av Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen beregnet for Dalsbekken i vår- og høstprøver fra 2013 – 2019.



Figur 29. Utviklingen i Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen beregnet for Gjersrudbekken i vår- og høstprøver fra 2012 – 2019.

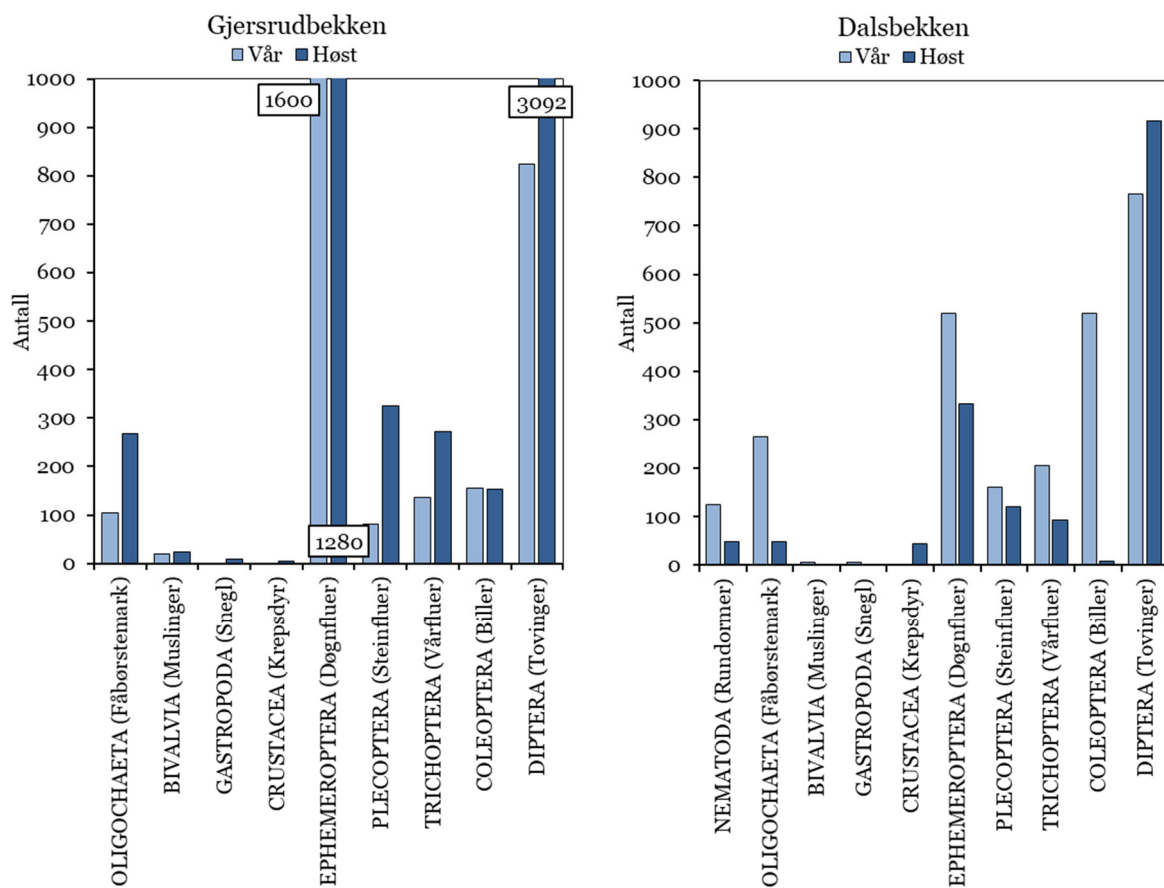


Figur 30. Utviklingen av normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR) for ASPT-indeksen beregnet for Dalsbekken i vår- og høstprøver fra 2013 – 2019.

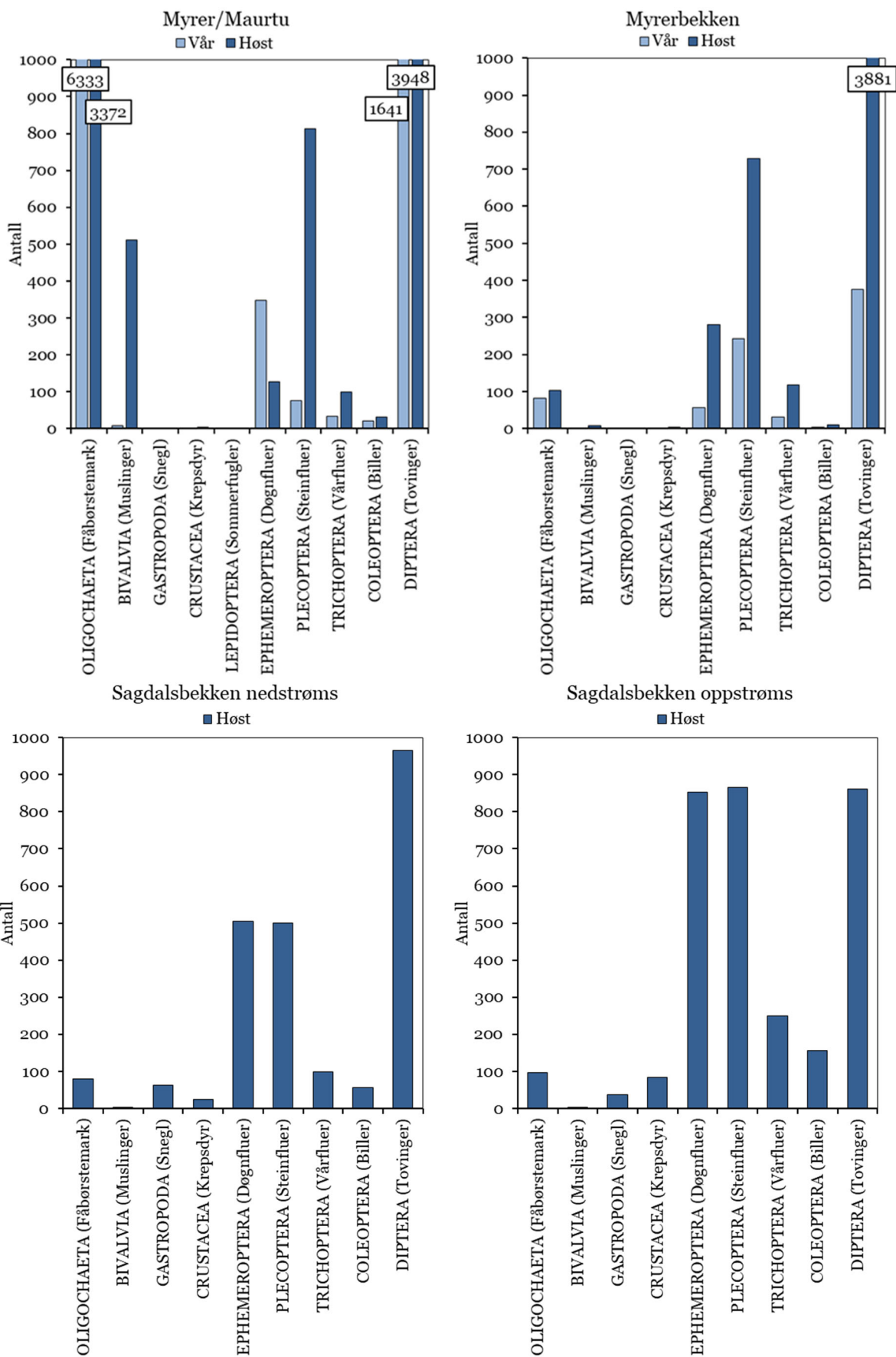


Figur 31. Utviklingen i normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR) for ASPT-indeksen beregnet for Gjersrudbekken i vår- og høstprøver fra 2012 – 2019.

I både Gjersrubbekken og Dalsbekken var døgnfluer og tovinger artsgruppene som var best representert i prøvene (figur 32). I samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken var det mest fåbørstemark og tovinger, men også en del steinfluer og muslinger. I Myrerbekken var det mest tovinger og steinfluer (figur 33). Samlet ble det funnet flest EPT-arter i Sagdalsbekken.



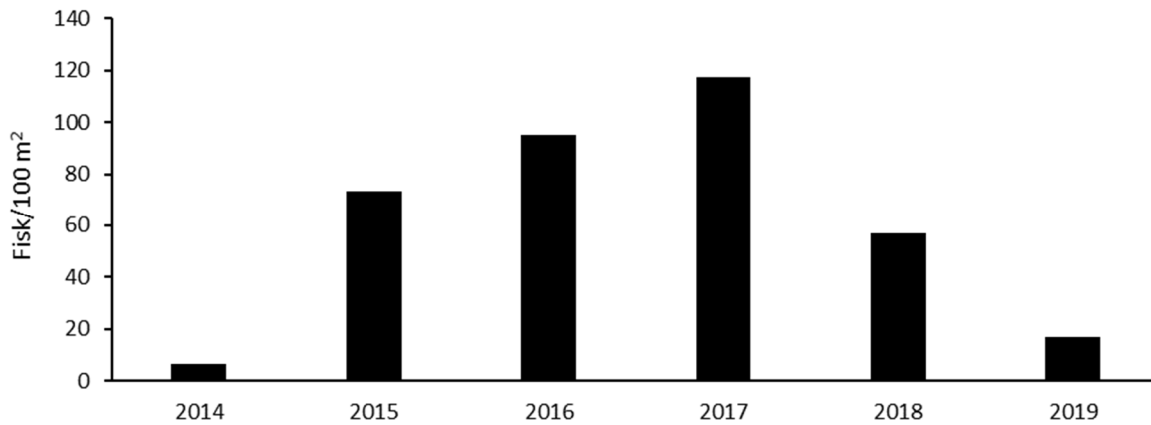
Figur 32. Antall og fordeling av hovedgrupper (vist som klasser og ordner) funnet i Gjersrubbekken og Dalsbekken 2019.



Figur 33. Antall og fordeling av hovedgrupper (vist som klasser og ordner) funnet i Myrerbekken og samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken samt Sagdalsbekken 2019.

4.4.2 Fisk

I 2019 ble det fanget totalt 20 ørret i Gjersrubbekken, hvorav halvparten var årsyngel (0+). Tettheten var vesentlig lavere enn tidligere år og nesten på samme nivå som i 2014 (figur 34, tabell 21). Lengdefordeling og bakgrunn for beregninger er gitt i vedlegg 3.



Figur 34. Estimert tetthet av fisk i Gjersrubbekken 2014-2019.

Tabell 21. Estimert tetthet av fisk i Gjersrubbekken 2014-2019.

År	Areal (m ²)	Antall	1. omgang	2. omgang	3. omgang	Tetthet (γ)	Fisk/ 100m ²
2004							16
2014	125	8	7	1	0	8	6
2015	125	84	51	24	9	92	73
2016	125	101	57	26	18	119	95
2017	125	53	22	14	17	147	117
2018	125	65	40	16	9	71	57
2019	125	20	14	3	3	21	17

Det ble også gjennomført elfiske i Roåsbekken (91). Det ble fanget en mort, men ingen ørret.

I Sagdalsbekken ved Sloraveien ble det fanget totalt 37 fisk, hvorav kun to var årsyngel. Beregnet tetthet var 49 fisk/100 m². Habitatet besto av noen kulper og stryk med godt skjul og gode forhold for gyting, tilsvarende habitatklasse 3. Nedstrøms Vevelstadveien ble det kun fanget fire ørret i den første runden. Det ble ikke beregnet tetthet. Habitatet var nokså homogent og vannet mer sakteflytende enn lenger opp i bekken. Det var godt med kantvegetasjon som skaper godt med skjul. Substratet var mest dominert av sand og det var begrenset med gytemuligheter. Det ble fanget en gjedde (*Esox lucius*) på 26 cm.

4.4.3 Plankton

Tabell 22 viser resultater fra målinger gjort i Gjersrudtjern 2019. Siktedypet har variert mellom 80 og 120 cm. Profilmålingene viste gode oksygenforhold på bunnen ved høstsirkulasjon med lav oksygenmetning i august. Ledningsevnen var høyest i august.

Tabell 22. Resultater fra profilmålinger i perioden mai til oktober 2019.

Dato	Siktedyp (cm)	Ledningsevne (mS/cm)		pH		O2-metning (%)		Temperatur (°C)	
		Topp	Bunn	Topp	Bunn	Topp	Bunn	Topp	Bunn
28.05.2019	88	-	-	-	-	-	-	-	-
25.06.2019	81	0,13	0,34	6,6	6,5	109,5	104,4	15,3	9,1
22.07.2019	121	-	-	-	-	-	-	-	-
27.08.2019	-	0,61	1,2	7,8	7,2	139	27	16	11
25.09.2019	106	0,5	0,7	6,6	6,7	100	46	10,3	9,7
24.10.2019	-	0,26	0,3	7,2	7,1	90	80	6,7	6,8

Innholdet av nitrogen, fosfor og klorofyll a har vært nokså høye i Gjersrudtjern i 2019, noe høyere enn tidligere år. Biomassen av planteplankton i har i snitt vært høy, men som forventet ut fra innholdet av totalfosfor. Tilstanden i Gjersrudtjern vurderes til å være *moderat* basert på planktonprøvene tatt i 2019. Artssammensetningen var stort sett dominert av gullalger og svelgflagellater. I september var det en liten oppblomstring av cyanobakterier, men det ble kun funnet i små mengder tilsvarende tilstandsklasse *svært god*. Småkrepsamfunnet er artsrikt og det ble påvist flere småkrepsarter i 2019 enn i 2018. Konklusjonen fra de biologiske undersøkelsene 2019 var at eventuelle påvirkninger i løpet av året ikke har hatt noen innvirkning av betydning for organismegruppene nederst i næringskjeden. Et fullstendig notat fra undersøkelsene er vedlagt i vedlegg 4.

5 Oppsummering

5.1 Åsland

Det var høyest gjennomsnittlig ledningsevne i Myrerbekken (61) og Maurtubekken (62), noe som tenkes å skyldes anleggsarbeidene på Åsland. Myrerbekken mottar også vann fra snødeponiet på Åsland som også bidrar til forhøyet ledningsevne i mars og april. Myrerbekken hadde også høyest gjennomsnittlig turbiditet. Både Myrerbekken og Maurtubekken hadde høye konsentrasjoner av sulfat. Konsentrasjonen i Myrerbekken (61) var høyere enn året før. Maurtubekken hadde et gjennomsnitt på over 250 mg/l, litt lavere enn i 2018. Stensrubbekken hadde høyest konsentrasjon av SS.: 33 mg SS/l i snitt og maks 390 mg SS/l. Dette var betydelig høyere enn i 2018.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av sink, nikkel (klasse III), kobber og kadmium var noe høyere enn i 2018. Snittkonsentrasjonen av både arsen og krom var lavere ved alle stasjoner. For arsen var det en tilstandsendring fra 2018 ved ID61 fra klasse III (moderat) til II (god). For nikkel var det ingen tilstandsendring fra året før. Det ble påvist makskonsentrasjoner av sink i tilstandsklasse IV og arsen og nikkel i klasse III ved alle stasjoner. I Maurtubekken og Stensrubbekken ble det påvist makskonsentrasjoner av bly i tilstandsklasse III.

Det var lav tetthet av ungfisk i Gjersrubbekken (17 fisk/100 m²) i 2019. Dette er den lavest tettheten som har blitt påvist siden 2014. Bunndyrundersøkelsene viste ingen tilstandsendring i Maurtubekken-Myrerbekken samløp eller i Gjersrubbekken. I Myrerbekken gikk tilstanden opp fra dårlig i 2018 til moderat i 2019.

Undersøkelsene i Gjersrudtjern viste at det var høyere konsentrasjon av fosfor og nitrogen enn tidligere år som har gitt tilsvarende høy biomasse av planteplankton. Akkurat som i 2018 vurderes tilstanden i Gjersrudtjern som *moderat*. Eventuelle påvirkninger i innsjøen i 2019 ser ikke ut til å ha hatt noen betydelig innvirkning på planktonsamfunnet.

5.2 Ski stasjon - Langhus

De kontinuerlige målingene viste en periode med lav pH (<5) i Blåveisbekken 19. september. 16. og 17. juni ble det målt pH over 10 i nedstrøms i Roåsbekken (92). I Dalsbekken (94) ble det målt pH 9,9 i vannprøven som ble tatt 02.05.19.

Finstadbekken (98) hadde gjennomsnittskonsentrasjoner av arsen innenfor tilstandsklasse III (moderat). Finstadbekken hadde også makskonsentrasjon av kobber innenfor tilstandsklasse V (svært dårlig) og arsen, nikkel og bly innenfor tilstandsklasse III (moderat) samt sink i klasse IV (dårlig).

Det ble ikke påvist ørret i Roåsbekken oppstrøms, kun en mort som trolig stammer fra tjernene lenger opp. På grunn av vedvarende høy vannføring i Dalsbekken var det ikke mulig å gjennomføre fiskeundersøkelser i 2019. Den økologiske tilstanden i Dalsbekken vurderes fremdeles som moderat basert på bunndyrprøvene tatt i 2019, selv om ASPT-verdien i høstprøvene indikerte god tilstand.

5.3 Oslo

Alna (bunn) hadde den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen av SS (46,7 mg SS/l). Utslippet av surt vann fra utslippet av svovelsyre var ikke merkbart i noen av vannprøvene.

I 2019 var det forhøyede snittkonsentrasjoner av arsen og bly innenfor klasse III (moderat) i Alna. Det ble påvist makskonsentrasjoner av krom i tilstandsklasse V, kobber og sink i klasse IV samt nikkel og bly i klasse III.

Litteraturreferanse

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F. og Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17(3): 333-347.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggeberget, T.G., Rasmussen, G. og Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologica* 173: 9-43.
- Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L. og Sandlund, O.T. 2015. Elektrisk fiske – faktorer som påvirker fangbarhet av ungfisk. Resultater fra eksperimentelle feltstudier 2010-2014. NINA-Rapport 1147, 35 s.
- Brittain, J.E., 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann. LFI-Rapport 118, Universitetet i Oslo: 70 s.
- Bækken, T., Berger, H.M., Erikssen, T.E. og Lund, E. 2013. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Hoffselva og Ljanselva vår og høst 2012. NIVA-Rapport 6480-2013: 50 s.
- Direktoratgruppa for Vanndirektivet. 2009. Veileder 02:2009. Revidert 2015. Overvåking av miljøtilstand i vann.
- Forseth, T. og Forsgren, E. (red.) 2009. El-fiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. NINA-Rapport 488. 74 s.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. 2014. Tillattelse etter forurensningsloven for anleggsarbeid ved bygging av Follobanen mellom Oslo S og Ski stasjon. Miljøvernavdelingen, Oslo.
- Greipsland, I., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T., Pedersen, R., Haaland, S. L., & Reinemo, J. 2018. Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2017. NIBIO Rapport 4 (32).
- Greipsland, I., Haaland, S. og Roseth, R. 2017. Notat vedrørende utslipp av rensert prosessvann til Myrerbekken.
- Klima- og miljødepartementet, 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vannforskriften). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>
- Leikanger, E., Roseth, R., Rise, Ø., Nytrø, T.E., Gjemlestad, L., Haaland, S. og Bergheim, H. Utbygging av Follobanen – Forundersøkelser av vannkvalitet i bekker og tjern fra oktober 2013 til april 2014. Bioforsk Rapport vol. 9 nr. 78, 2014: 37 s.
- Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Skaalsveen, K., Nytrø, T.E. og Rise, Ø. 2015. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2014. Bioforsk rapport 10 (32) 2015.
- Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T.E., Tveiti, G., Skaalsveen, K. og Kjølseth, T.H. 2016. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2015. NIBIO rapport 2 (22) 2016.
- Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T.E., Skaalsveen, K. og Pederse, R., Kjølseth, T.H. 2017. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2016. NIBIO rapport 3 (36) 2017.
- Lenat, D.R. og Penrose, D.L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin North American Benthological Society* 13: 205-307.
- Miljødirektoratet. 2016. Veileder M-608. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 24 s.

Miljøprosjektet Ljanselva. 2013. Notat fra Hjalmar Eide til Bymiljøetaten Oslo og Kommune, samt Fylkesmannen I Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen. 9. August 2013.
http://www.osloelveforum.no/htdocs/joomla15/attachments/177_Fisk2013.pdf

NS-ISO 10870. 2012. Vannundersøkelse - Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.

NS-EN 14011. 2003. Vannundersøkelse. Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat.

Skaalsveen, K., Leikanger, E., og Hveem Kjølseth, T.M. 2016. Biologiske undersøkelser i Dals- og Gjersrudbekken 2016. Bioforsk Notat 2016: 12 s.

Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. - Biometrics 12 (2): 163-189.

6 Vedlegg

Vedlegg 1 Analyseresultater vannprøver

		21 Bunn			21 Topp		
		Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt
N-tot	mg/l	410,0	0,2	19,2	1400,0	0,3	64,8
NO3-N	mg/l	1,1	0,3	0,3	2,5	0,8	0,8
NH4+NH3	mg/l	0,3	0,0	0,1	0,3	0,0	0,1
NH4+NH4	µg/l	280,0	20,0	69,3	320,0	23,0	105,9
P-tot	mg/l	0,3	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1
P-tot	µg/l	280,0	12,0	77,1	230,0	21,0	72,8
PO4-P	mg/l	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
PO4-P	µg/l	65,0	1,0	21,0	66,0	3,0	28,2
SS	mg/l	370,0	2,4	46,7	130,0	2,2	23,1
pH		8,3	7,7	8,0	8,1	7,7	7,9
Led.evne	mS/m	4682,0	26,8	3272,3	4676,0	26,8	1276,7
SO4	mg/l	2800,0	19,0	1683,4	2600,0	19,0	732,7
As	µg/l	3,1	0,2	1,3	1,6	0,3	0,9
Cd	µg/l						
Cr	µg/l	0,2	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1
Cr3+	µg/l	25,1	0,1	1,7	2,1	0,1	0,5
Cr6+	µg/l	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010
Cu	µg/l	11,3	0,5	2,6	11,6	0,4	3,4
Fe	µg/l	1,6	0,0	0,2	1,6	0,0	0,3
Hg	µg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	µg/l	166,0	0,7	33,9	159,0	1,0	46,5
Ni	µg/l	17,8	0,1	1,9	3,9	0,4	1,1
Pb	µg/l	6,9	0,1	1,4	7,4	0,1	1,0
Sb	µg/l	1,2	0,0	0,4	0,7	0,2	0,4
U	µg/l	3,6	0,5	2,4	3,2	0,9	2,2
Zn	µg/l	44,9	1,7	10,0	43,6	2,8	10,9

Parameter	Enhet	61			62			67			98			81 Ned			81 Opp		
		Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt
N-tot	mg/l	4,9	1,2	2,2	6,7	1,4	4,2	4,5	0,8	1,8	6,9	1,1	2,6	2,3	1,5	1,8	2,3	1,4	1,8
NO3-N	mg/l	4,7	1,7	1,5	7,0	4,2	3,6	3,0	1,1	1,0	2,6	2,0	1,7	1,3	0,9	0,9	1,3	0,8	0,8
NH4+NH3	mg/l	0,9	0,0	0,2	0,6	0,0	0,1	0,4	0,0	0,1	1,9	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1
NH4+NH4	µg/l	860	4,0	153,2	570	4,0	55,2	360	9,0	93,8	1900	6,0	249,4	120	5,0	46,7	210	17	52,7
P-tot	mg/l	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
P-tot	µg/l	67,0	5,0	23,0	190	7,0	35,2	230	13,0	50,6	300	34,0	93,3	86,0	13,0	45,5	69,0	31,0	49,8
PO4-P	mg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO4-P	µg/l	12,0	1,0	5,9	11,0	1,0	5,3	15,0	1,0	5,6	170	4,0	55,5	16,0	3,0	10,6	15,0	4,0	10,4
SS	mg/l	31,0	2,2	11,3	120	2,0	15,8	390	1,4	33,3	110	2,2	20,1	20,0	2,2	10,0	20,0	4,2	10,7
pH		8,2	7,5	8,0	8,3	7,6	8,0	8,1	7,2	7,7	8,0	7,3	7,9	7,8	6,7	7,1	7,4	6,6	7,0
Led.evne	mS/m	289	52,3	174,8	215	59,6	156	128	18,8	64,2	154	23,9	48,0	12,7	6,7	9,0	11,3	6,4	8,5
SO4	mg/l	400	79,0	131,1	410	75,0	256,3	170	22,0	65,5	43,0	19,0	31,9	14,0	0,9	8,8	18,0	4,7	11,0
As	µg/l	0,7	0,2	0,4	0,6	0,3	0,4	0,6	0,2	0,3	1,2	0,3	0,6	0,6	0,2	0,4	0,5	0,3	0,4
Cd	µg/l	0,5	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Cr	µg/l	2,1	0,0	1,0	1,5	0,0	0,5	1,1	0,0	0,5	1,2	0,0	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	0,0	0,4
Cr3+	µg/l	<0.001	<0.001	<0.001	0,0	0,0	0,0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0,0	0,0	0,0
Cr6+	µg/l	1,3	0,4	0,9	1,0	1,0	1,0	<0.001	<0.001	<0.001	0,7	0,7	0,7	<0.40	<0.40	<0.40	<0.40	<0.40	<0.40
Cu	µg/l	6,3	2,3	3,7	6,8	3,0	4,6	7,2	2,1	3,3	35,9	1,8	6,2	2,9	1,3	1,9	2,5	1,4	1,9
Fe	µg/l	0,8	0,0	0,3	1,3	0,0	0,3	1,7	0,2	0,5	2,0	0,0	0,3	1,0	0,4	0,7	1,0	0,5	0,7
Hg	µg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	µg/l	360	31,6	84,8	206	33,5	96,8	323	2,1	63,4	54,3	0,9	28,2	171	34,8	67,4	161	52,9	76,2
Ni	µg/l	11,5	2,9	6,2	8,0	3,8	6,2	5,7	1,2	2,8	4,5	0,7	1,8	2,9	1,4	2,0	2,7	1,7	2,1
Pb	µg/l	1,2	0,0	0,3	1,5	0,0	0,4	4,4	0,1	0,6	2,3	0,0	0,5	1,1	0,3	0,6	1,0	0,4	0,6
Sb	µg/l	1,2	0,3	0,6	1,2	0,5	0,9	0,6	0,2	0,3	2,0	0,3	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
U	µg/l	74,1	11	19,0	87	10	51,3	37,7	2,1	11,3	5,1	0,7	3,2	0,5	0,3	0,4	0,4	0,2	0,3
Zn	µg/l	14,6	1,9	6,5	20,4	4,3	8,7	27,8	3,5	8,7	75,3	4,7	15,1	10,8	3,6	6,3	9,6	3,5	6,0

Parameter	Enhet	65			66			68			91			92			94			97		
		Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt
N-tot	mg/l	5,3	0,8	1,5	4,3	0,5	1,1	2,6	0,9	1,6	7,7	1,1	4,0	7,7	2,5	4,4	7,2	1,4	3,9	4,6	0,9	2,6
NO3-N	mg/l	1,4	0,8	0,7	1,2	0,3	0,3	1,5	0,6	0,6	6,9	3,6	3,2	6,6	4,6	3,6	6,3	3,7	3,2	4,0	2,4	2,0
NH4+NH3	mg/l	0,3	0,0	0,1	0,5	0,0	0,1	1,3	0,0	0,2	0,2	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1	1,2	0,0	0,1
NH4+NH4	µg/l	330,0	10,0	96,5	450,0	4,0	113,1	1300	18,0	186,1	150,0	8,0	53,1	170,0	8,0	52,6	240,0	5,0	55,6	1200	3,0	96,2
P-tot	mg/l	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1
P-tot	µg/l	130,0	16,0	42,1	320,0	11,0	40,7	110,0	30,0	50,4	83,0	27,0	46,0	120,0	27,0	50,4	110,0	27,0	51,9	160,0	15,0	65,7
PO4-P	mg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
PO4-P	µg/l	17,0	2,0	8,0	18,0	1,0	4,6	15,0	1,0	7,2	20,0	1,0	7,5	35,0	3,0	13,3	26,0	1,0	9,6	61,0	3,0	17,7
SS	mg/l	43,0	2,2	10,2	50,0	0,4	10,0	24,0	2,4	6,8	24,0	3,0	7,0	38,0	2,0	9,1	38,0	3,0	11,0	88,0	4,4	27,1
pH		8,0	7,3	7,6	8,0	7,1	7,5	7,9	7,2	7,5	7,6	6,8	7,1	7,7	7,1	7,4	9,9	7,1	7,7	8,5	7,4	7,8
Led.evne	mS/m	84,1	31,1	59,3	27,9	8,1	14,9	80,3	23,5	56,3	28,1	13,1	21,5	30,6	14,0	22,9	35,1	6,7	26,0	44,4	21,2	35,3
Ca	mg/l							57,5	19,5	40,7												

Vedlegg 2 Rådata Bunndyr

26. april 2019	Gjersruddb.	Dalsb.	Myrerb.	Myrer/Maurtu
NEMATODA (Rundormer)	24	124	-	-
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)	105	265	82	6333
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark)	1	-	-	4
Lumbricidae ubestemte (Meitemark)	12	1	-	4
<i>Stylogdrilus heringianus</i>	40	124	-	-
Enchytraeidae ubestemte	20	16	1	4
Tubificidae ubestemte	8	4	1	20
Ubestemte	-	32	-	-
Ubestemte små (Naididae, Enchytraeidae)	8	68	80	6300
Ubestemte, kokonger	16	20	-	1
HIRUDINEA (Iglar)	1	3	0	0
<i>Erpobdella octoculata</i> (Hundeigle)	1	3	-	-
BIVALVIA (Muslinger)	20	5	0	8
<i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger)	20	5	-	8
GASTROPODA (Snegl)		6		
<i>Ancylus fluviatilis</i> (Høy toppluesnegl)	-	6	-	-
CRUSTACEA (Krepsdyr)				
<i>Asellus aquaticus</i> (Asell)	-	6	-	-
HYDRACARINA (Vannmidd)	48	20	4	-
COLLEMBOLA (Spretthaler)	-	8	4	-
HETEROPTERA (Teger)	1			
<i>Gerris</i> sp. (Vannløper)	1	-	-	-
LEPIDOPTERA (Sommerfugler)				
Pyralidae ubestemte	-	1	-	-
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)	1600	520	56	348
<i>Baëtis rhodani</i>	1400	384	56	344
<i>Centroptilum luteolum</i>	4	8	-	-
<i>Heptagenia sulphurea</i>	-	20	-	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	20	4	-	-
<i>Nigrobaëtis niger</i>	176	104	-	-
<i>Siphonurus</i> sp.	-	-	-	4
PLECOPTERA (Steinfluer)	80	160	242	76
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	40	112	-	-
<i>Amphinemura</i> sp. (små)	4	-	212	68
<i>Brachyptera risi</i>	28	12	-	-
<i>Isoperla grammatica</i>	-	36	-	-
<i>Leuctra</i> sp. (små)	8	-	4	-
<i>Nemoura cinerea</i>	-	-	2	8
Nemouridae ubestemte (små)	-	-	16	-
<i>Nemurella pictetii</i>	-	-	8	-

TRICHOPTERA (Vårfluer)	137	205	32	34
<i>Agapetus ochripes</i>	-	4	-	-
<i>Chaetopteryx</i> sp.	-	1	-	3
<i>Halesus</i> sp.	1	-	-	-
<i>Hydropsyche siltalai</i>	16	172	-	-
Limnephilidae, ubestemte (små)	-	-	12	20
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	-	-	8	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	24	12	-	-
Polycentropodidae, ubestemte (små)	16	-	-	-
<i>Rhyacophila fasciata</i>	-	-	-	3
<i>Rhyacophila nubila</i>	20	16	-	-
<i>Rhyacophila</i> sp. (små)	-	-	8	8
<i>Sericostoma personatum</i>	60	-	4	-
COLEOPTERA (Biller)	156	520	3	20
Dytiscidae ubestemte (larver)	-	-	3	4
<i>Hydraena gracilis</i> (voksne)	96	8	-	12
<i>Limnius volckmari</i> (larver)	56	500	-	4
<i>Limnius volckmari</i> (voksne)	4	12	-	-
DIPTERA (Tovinger)	824	765	376	1641
CERATOPOGONIDAE (Sviknott)	32	56	4	80
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	700	640	292	1500
EMPIDIDAE (Dansefluer)	48	8	4	16
LIMONIIDAE (Småstankelbein)				
<i>Eloeophila</i> sp.	-	-	8	-
<i>Rhypholophus</i> sp.	-	1	-	-
<i>Scleroprocta</i> sp.	4	-	2	2
PEDICIIDAE (Småstankelbein)				
<i>Dicranota</i> sp.	12	16	26	6
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)				
<i>Pericoma</i> sp.	8	8	36	8
<i>Berdeniella</i> sp.	-	-	4	-
SIMULIIDAE (Knott)	20	36	-	28
TIPULIDAE (Stankelbein)				
<i>Tipula</i> sp.	-	-	-	1
EPT	13	13	9	6
ASPT	5,89	5,79	6,00	5,08

13. november 2019	Gjersruddb.	Sagdalsb. Opp.	Ned.	Dalsb.	Myrerb.	Myrer+Maurtu
HYDRA (Nesledyr)	4	-	-	-	-	8
TURBELLARIA (Flatmark)	4	-	-	8	-	-
NEMATODA (Rundormer)	4	8	4	-	-	-
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)						
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark)	36	4	8	-	-	24

Enchytraeidae ubestemte	96	12	4	-	16	4
<i>Lumbriculus variegatus</i>	4	8	8	-	-	4
<i>Stylodrilus heringianus</i>	60	56	44	-	-	-
Tubificidae ubestemte	-	-	-	-	8	20
Ubestemte	20	8	4	8	24	40
Ubestemte, små (Naididae, Enchytraeidae)	44	4	8	40	40	3260
Ubestemte, kokonger	8	4	3	-	16	20
HIRUDINEA (Iglar)						
<i>Glossophonia complanata</i> (Stor bruskgigle)	-	1	-	-	-	-
<i>Erpobdella octoculata</i> (Hundeigle)	-	-	-	4	-	-
BIVALVIA (Muslinger)						
<i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger)	24	4	4	-	8	512
GASTROPODA (Snegl)						
<i>Bathymophalus contortus</i> (Remsnegl)	4	-	-	-	-	-
<i>Gyraulus acronicus</i> (Vanlig skivesnegl)	4	36	56	-	-	-
<i>Radix baltica</i> (Vanlig damsnegl)	-	1	8	-	-	-
CRUSTACEA (Krepsdyr)						
<i>Asellus aquaticus</i> (Asell)	1	72	20	12	-	-
Copepoda, Cyclopoida (Hoppekreps)	-	8	-	20	4	1
Copepoda, Harpacticoida (Hoppekreps)	-	-	-	4	-	-
<i>Daphnia</i> sp. (Vannlopper)	4	-	-	8	-	-
Ostracoda ubestemte (Muslingkreps)	-	4	4	-	-	4
HYDRACARINA (Vannmidd)	24	76	36	-	-	12
COLLEMBOLA (Spretthaler)	1	-	1	-	16	8
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)						
<i>Alainites muticus</i>	200	-	-	-	-	-
<i>Baëtis rhodani</i>	1000	568	452	316	264	72
<i>Centroptilum luteolum</i>	-	12	8	4	12	56
<i>Heptagenia sulphurea</i>	-	-	-	4	-	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	-	156	24	-	4	-
<i>Leptophlebia</i> sp. (små)	56	40	16	-	-	-
<i>Nigrobaëtis niger</i>	24	76	4	8	-	-
PLECOPTERA (Steinfluer)						
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	236	-	-	-	-	4
<i>Amphinemura</i> sp. (små)	-	-	-	68	-	4
<i>Brachyptera risi</i>	48	40	40	24	48	16
<i>Capnia bifrons</i>	1	444	236	-	-	-
<i>Capnopsis schilleri</i>	4	248	136	-	-	-
<i>Isoperla grammatica</i>	-	1	-	12	-	-
<i>Isoperla</i> sp. (små)	-	-	-	8	-	-
<i>Leuctra hippopus</i>	-	32	4	4	4	-
<i>Leuctra</i> sp. (små)	24	-	4	-	-	-
<i>Nemoura cinerea</i>	12	80	36	-	580	732
<i>Nemoura</i> sp. (små)	-	20	44	-	96	52
<i>Nemurella pictetii</i>	-	-	-	-	-	4
Ubestemte (meget små)	-	-	-	4	-	-

TRICHOPTERA (Vårfluer)						
<i>Agapetus ochripes</i>	8	124	44	8	-	-
<i>Beraeodes minutus</i>	-	4	-	-	-	-
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	-	1	1	-	-	-
<i>Hydropsyche siltalai</i>	32	-	-	44	-	-
<i>Hydropsyche saxonica</i>	-	6	-	-	-	-
Limnephilidae, ubestemte (små)	-	3	8	8	12	56
<i>Limnephilus externus</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Limnephilus extricatus</i>	-	-	-	-	-	4
<i>Limnephilus fusciformis</i>	-	-	4	-	-	-
<i>Micropterna sequax</i>	-	-	-	-	-	1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	-	-	1	-	12	4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	4	16	3	-	-	-
Polycentropodidae ubestemte (små)	20	28	4	8	64	4
<i>Potamophylax nigricornis</i>	-	-	-	-	-	2
<i>Potamophylax</i> sp.	-	1	8	-	1	-
<i>Rhyacophila fasciata</i>	-	8	3	-	1	16
<i>Rhyacophila nubila</i>	24	-	-	1	4	-
<i>Rhyacophila</i> sp. (små)	92	4	-	20	24	12
<i>Sericostoma personatum</i>	92	4	12	4	-	-
<i>Silo pallipes</i>	-	48	12	-	-	-
COLEOPTERA (Biller)						
Dytiscidae ubestemte (larver) (Vannkalv)	-	-	-	-	2	-
<i>Elmis aenea</i> (larver)	-	-	8	-	-	-
<i>Elodes</i> sp. (larver)	1	4	4	-	-	-
<i>Hydraena gracilis</i> (voksne)	144	152	44	4	-	24
Hydrophilidae ubestemte (voksne)	-	-	-	-	8	8
<i>Limnius volckmari</i> (larver)	8	-	-	-	-	-
<i>Limnius volckmari</i> (voksne)	-	-	-	4	-	-
DIPTERA (Tovinger)						
CERATOPOGONIDAE (Sviknott)	56	20	12	1	40	128
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	2540	600	484	576	2000	2440
SIMULIIDAE (Knott)	8	180	432	308	1580	1280
LIMONIIDAE (Småstankelbein)						
<i>Eloeophila</i> sp.	-	-	-	-	4	-
<i>Scleroprocta</i> sp.	-	-	-	-	4	-
Ubestemte	4	-	-	-	8	-
PEDICIIDAE (Småstankelbein)						
<i>Dicranota</i> sp.	112	40	28	12	148	64
<i>Pedicia rivosa</i>	-	-	-	-	4	1
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)						
<i>Berdeniella</i> sp.	16	-	4	-	16	8
<i>Pericoma</i> sp.	20	16	-	-	52	16
Ubestemte	-	-	-	-	4	-
EMPIDIDAE (Dansefluer)	336	4	4	20	8	-

EPHYDRIDAE (Vannfluer)	-	-	-	-	4	4
TIPULIDAE (Stankelbein)						
<i>Tipula</i> sp.	-	-	1	-	1	7
MUSCIDAE (Møkkfluer)						
<i>Limnophora</i> sp.	-	1	-	-	-	-
Ubestemte Diptera					8	

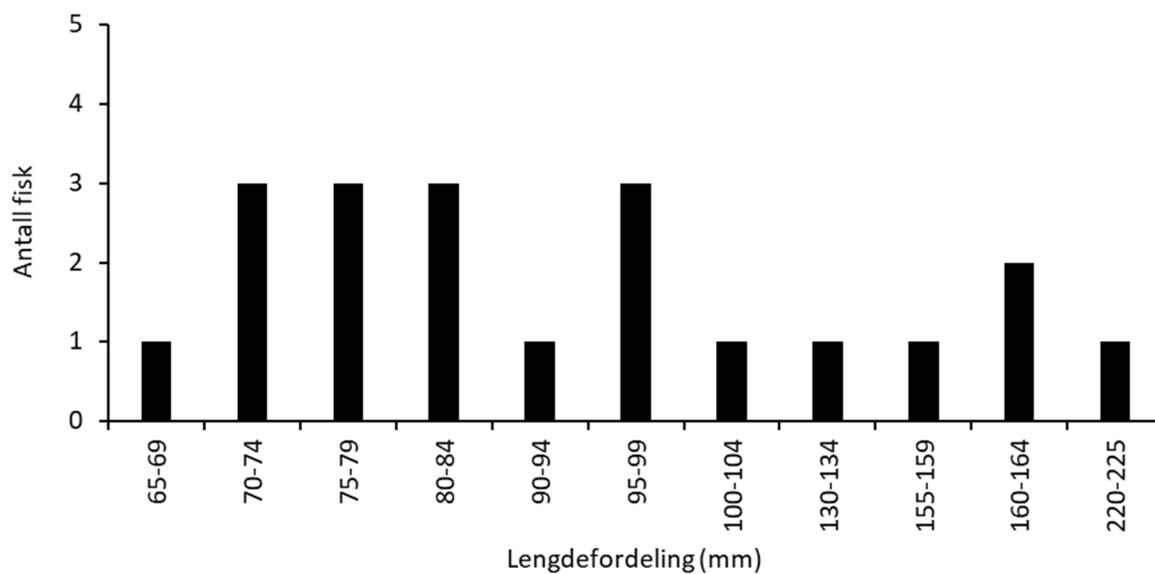
Ephemeroptera	4	4	4	4	3	2
Plecoptera	6	6	6	4	3	4
Trichoptera	5	11	9	6	5	5
EPT	15	21	19	14	11	11
ASPT	5,85	6,25	5,96	6,11	5,87	5,25

Vedlegg 3 Rådata fisk

Gjersrudbekken

Gruppe	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m2)	Antall	C1	C2	C3	Formel	Fisk/ 100m2
Totalt	50	2,5	125	20	14	3	3	21	17
0+ (<90)	50	2,5	125	10	7	1	2	11	8
>1 (>90)	50	2,5	125	10	7	1	2	11	8

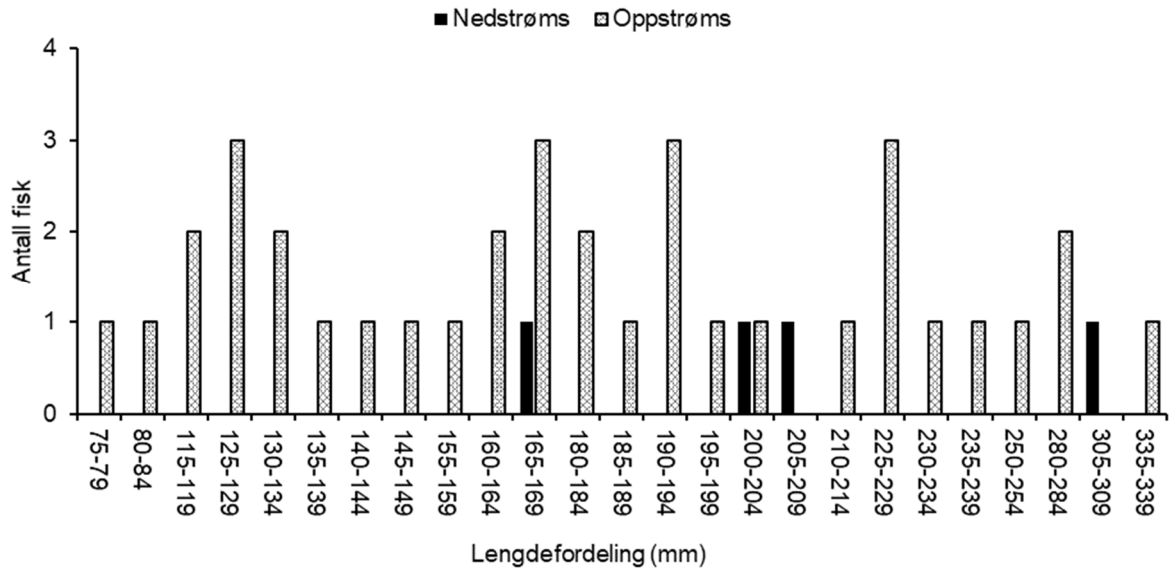
C1	C2	C3
70	74	68
70	95	76
75	221	104
76		
80		
83		
84		
90		
98		
99		
130		
158		
163		
163		



Sagdalsbekken

Gruppe	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Antall	C1	C2	C3	Formel	Fisk/ 100m ²
Totalt	30	2,5	75	36	27	7	2	37	49
0+ (<90)	30	2,5	75	2	1	1	0	2	3
>1 (>90)	30	2,5	75	34	26	6	2	35	46

Oppstrøms				Nedstrøms			
C1	C2	C3		C1	C2	C3	
135	158	226		202	0	0	
116	168	210		166			
336	190			209			
187	168			307			
200	132						
282	131						
77	80						
129							
164							
116							
190							
182							
125							
164							
145							
283							
182							
195							
190							
142							
225							
168							
126							
225							
254							
235							
234							



Vedlegg 4 Faun notat Gjersrudtjern



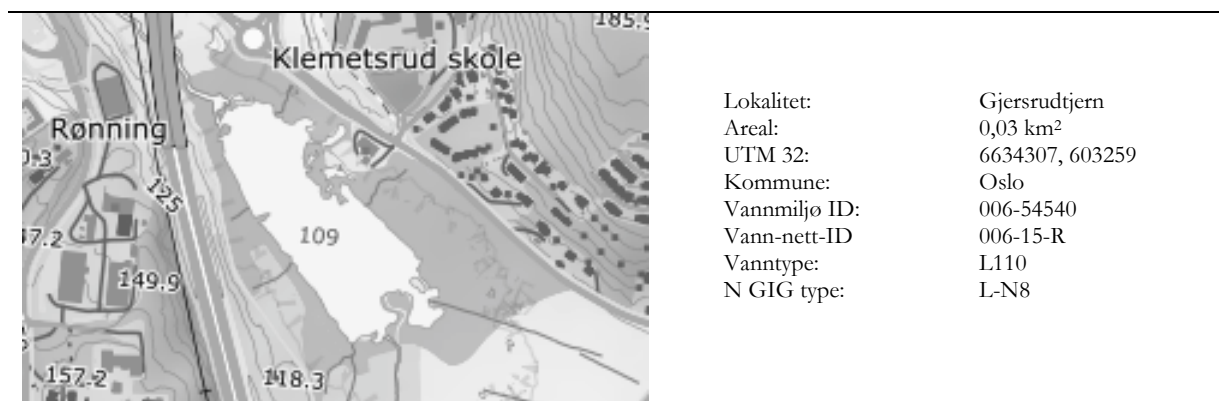
Biologiske analyser i Gjersrudtjern 2019

FAUN NOTAT 025-2019 | Fiske- og vassdragsforvaltning |
Kristine Våge, Elisabeth Skautvedt, Silje Hereid (Alle fra Faun) og Johanna
Skrutvold (NIBIO)

1 Bakgrunn

Gjersrudtjern er en liten og grunn innsjø som ligger på Klemetsrud sør i Oslo (figur 1). Arealet er på 0,03 km², og maksimaldyppet på noe over 3 meter. Innsjøen ligger like ved E6 og Grønmo gjenbruksstasjon. I portalen Vann-nett er det vurdert «stor grad» av påvirkning fra punktutslipp fra søppelfylling, og fra avrenning og utslipp fra transport.

Innsjøen blir påvirket av arbeidet med Follobanen, noe som er årsaken til at det i 2018, i tillegg til kjemiske analyser, også var et ønske om biologiske analyser i innsjøen. I denne undersøkelsen har vi videreført undersøkelsen fra 2018 med kvalitetselementet «planteplankton» og artssammensetningen av dyreplankton (gjerne også kalt småkreps) i innsjøen, i tillegg til vannkjemiske støtteparametere. Ut fra disse parameterne kan vi klassifisere den økologiske tilstanden i innsjøen vurdert ut fra eutrofiering som påvirkning. Ved gjennomgang av tidligere data kan vi også få et inntrykk av om forholdene i 2018 var avvikende fra de som tidligere har blitt funnet i innsjøen.



Figur 1. Kartutsnitt viser lokalisering av Gjersrudtjernet (til venstre), Til høyre vises koordinater, vanntype og vannmiljø ID.

2 Metoder

2.1 Feltarbeid og analyser

Planteplankton og vannprøver

Prøvetaking på stasjonen i Glennefjern ble gjennomført: seks ganger på datoene 28. mai, 25. juni, 22. juli, 27. august, 25. september og 24. oktober. Planteplankton og vannprøver ble tatt som en blandprøve fra 0 – 3 meter, jf. metodikk beskrevet i klassifiseringsveileder 02:2018. Det ble i tillegg tatt ekstra vannprøver fra epilimnion 2. og 13. mai, 11. juli, 6. august og 5. september. Prøvene er tatt av Johanna Skrutvold (NIBIO), Inghild Økland (NIBIO) og Alexander Engebretsen (NIBIO). Alle vannkjemiske analyser er gjennomført av ALS Global.

Prøver for planteplankton ble samlet på 60 – 100 ml plastflasker og konserverert med 0,5 -1 ml (ca. 1 %) Lugols løsning. Et volum på 3 – 10 ml ble sedimentert ved bruk av Utermöhls metode (se f.eks. Tikkanen & Willén 1992). Planktonalgene ble bestemt til art, slekt eller gruppe. Enkelte taksa ble inndelt i ulike størrelseskategorier. Planteplankton er analysert av Trond Stabell (Norconsult).

Småkreps

Det ble tatt prøver av småkreps fra en pelagisk stasjon, i tillegg til en litoral stasjon i mai, juni, august, september og oktober. Prøvene er tatt av Johanna Skrutvold (NIBIO), Inghild Økland (NIBIO) og Alexander Engebretsen (NIBIO). De pelagiske prøvene ble tatt som vertikale håvtrekk fra så nær bunnen som praktisk mulig uten å berøre sedimentene til vannoverflaten. Prøvene fra litoralsonen ble tatt som

horisontale trekk, jf. metodikk gitt i klassifiseringsveilederen 02:2018. Prøvene ble konserverert med Lugols løsning og analysert av Elisabeth Skautvedt (Faun).

2.2 Klassifisering

I den gjeldende versjonen av klassifiseringsveilederen finnes grenseverdier for inndeling i ulike kvalitetsklasser for de ulike kvalitetselementene¹.

En viktig forskjell mellom denne veilederen, hvor første versjon ble utgitt i 2013, og tidligere norske klassifiseringssystemer, er at det her ved klasseinndelingen blir tatt hensyn til naturlige karaktertrekk. Områder med ulik geologi vil for eksempel naturlig ha ulik bakgrunnstilførsel av næringssalter, og selv uten noen menneskelig påvirkning ville vannforekomstene framstå forskjellig både med hensyn til kjemiske og biologiske parametere. I stedet for å benytte målte verdier som utgangspunkt for klassifiseringen, benyttes derfor heller *avviket* fra en definert referansetilstand. Dette forholdstallet mellom målt verdi og referanseverdi kalles økologisk kvalitetskvotient (ecological quality ratio, EQR), og varierer fra 0 til 1, der 1 er best. Til slutt normaliseres EQR – verdiene (nEQR) for de ulike parametere på en slik måte at klassegrensene for nEQR alltid blir 0,8, 0,6, 0,4 og 0,2. For mer utdypende forklaring om EQR-verdier og normalisering av disse, henvises det til nevnte veileder¹.

Gjersrudtjern ligger 109 moh. Basert på data hentet fra portalen Vannmiljø², var gjennomsnittet av 20 målinger i perioden 2009 – 2016 av kalsiuminnholdet i vannet på 31 mg/l. Tilsvarende ga gjennomsnittet av vannets fargetall (33 målinger i perioden 2001 – 2016) en verdi på 60 mg Pt/l, som forteller at innsjøen er «humøs». Kombinasjonen «lavland, kalkrik, humøs» gir norsk vanntype L110 etter klassifiseringsveilederen. Klassegrensene for vurdering av økologisk tilstand skal dermed følge den såkalte NGIG-type L-N8¹. I tabell 1 presenteres klassegrensene for denne innsjøtypen gitt for alle komponentene som er relevante i kvalitetselementene «planteplankton», «total fosfor» og «total nitrogen».

Tabell 1. Klassegrenser for kvalitetselementet «planteplankton», og støtteparameterne total fosfor og total nitrogen for innsjøtype L-N8 som er relevant for denne undersøkelsen.

Parameter	Referanseverdi	Maksimalverdi	I (Svært God)	II (God)	III (Moderat)	IV (Dårlig)	V (Svært dårlig)
Total biomasse	0,34	7,00	< 0,77	0,77 – 1,24	1,24 – 2,66	2,66 – 6,03	> 6,03
P _{II}	2,22	4,00	< 2,39	2,39 – 2,56	2,56 – 2,73	2,73 – 3,07	> 3,07
Cyano _{max}	0,00	10,00	< 0,16	0,16 – 1,00	1,00 – 2,00	2,00 – 5,00	> 5
Klorofyll <i>a</i>	3,5		< 7	7 – 10,5	10,5 - 20	20 - 40	> 40
Total fosfor	7		< 13	13 – 20	20 – 39	39 – 65	> 65
Total nitrogen	325		< 550	550 – 775	775 – 1325	1325 – 2025	> 2025

Utregning av nEQR-verdi for kvalitetselementet «planteplankton» som helhet gjøres på følgende måte:

- 1) Ta gjennomsnittet av nEQR for klorofyll *a* og for nEQR for totalbiomasse av planteplankton. Gjennomsnittet benyttes fordi disse to analysene begge er et mål på mengden av planteplankton.

¹ Direktoratgruppen, vanddirektivet (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

² <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>

- 2) Artssammensetningen, uttrykt som PTI-verdi, skal tas med i betraktning. Ta derfor gjennomsnittet av nEQR verdi i 1). og nEQR-verdi for PTI.
- 3) Hvis nEQR for cyano_{max} er større enn nEQR-verdi fra 2), blir verdien fra 2) den endelige nEQR-verdien for kvalitetselementet.
Hvis nEQR for cyano_{max} er mindre enn nEQR-verdi fra 2): Ta gjennomsnittet av nEQR-verdiene i 1) og 2) og nEQR-verdi for cyano_{max}.

Det regnes også ut normalisert EQR-verdi (nEQR) for alle støtteparameterne (total fosfor og total nitrogen), som anvist i klassifiseringsveilederen. Hvis en vannforekomst som er vurdert til å være i «svært god» eller «god» tilstand ut fra biologiske kvalitetselement, vil den kunne nedgraderes til «moderat» tilstand dersom fysisk-kjemiske parametere indikerer at tilstanden er dårligere enn «god».

3 Resultater

3.1 Planteplankton og vannkjemiske støtteparametere

I vårperioden da det enda er lite lys, lav vanntemperatur og relativt høy konsentrasjon av bl.a. fosfor, er det vanligvis arter innenfor gruppen av kiselalger som vokser raskest. Disse vil da dominere samfunnet av planteplankton, og svært ofte danne det vi kaller en *våroppblomstring*. Dette var også tilfelle for Gjersrudtjernet der *Diatoma tenuis* og arter innenfor slekten *Ulnaria*, som dominerte maiprøvene. Totalbiomassen ble målt til 5,01 mg/l, som er en høy verdi for denne innsjøtypen, og det kan tyde på at prøvetakingen har truffet i våroppblomstringen (figur 2).

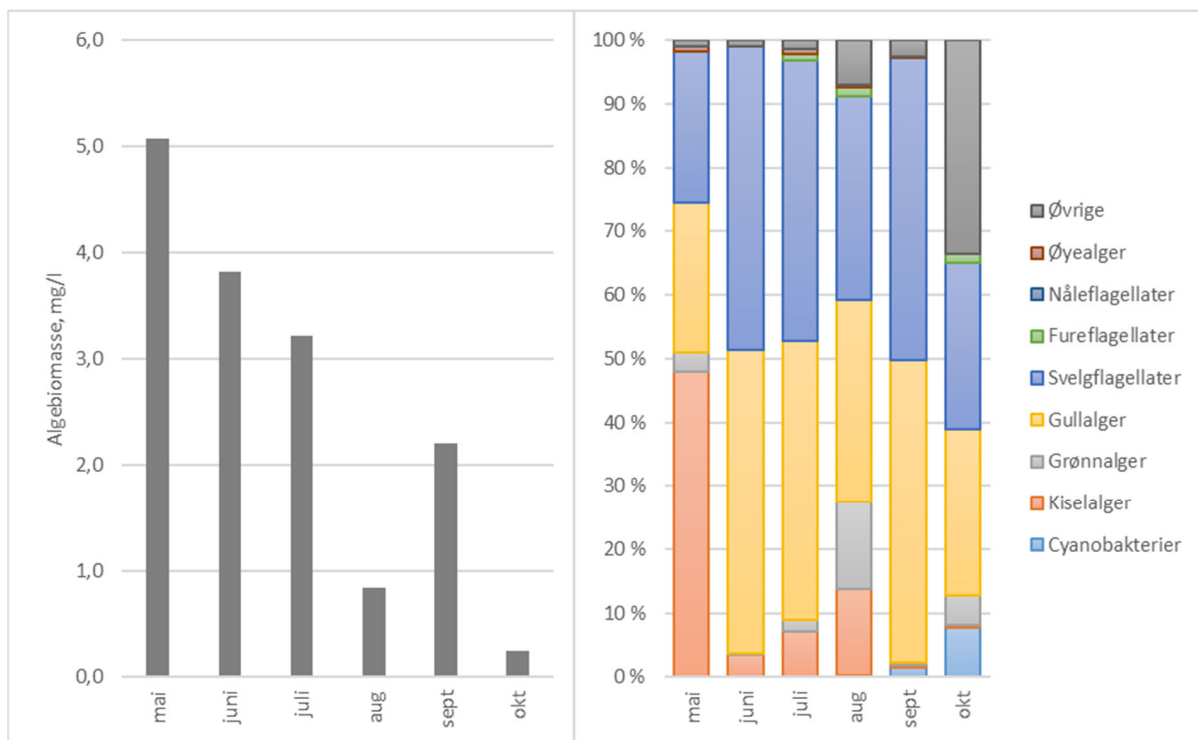
I juni og juli var algebiomassen på rundt 3 mg/l, som også er relativt høyt, men på ingen måte unormalt. Prøvene var dominert av svelgalger innenfor slekten *Cryptomonas*. Dette er en svært vanlig gruppe av planteplankton i norske innsjøer, og det er vanlig at de dominerer i humøse innsjøer. Disse utgjør også god føde for dyreplankton. I denne perioden har det tydelig vært bedre balanse mellom primærproduksjon og beiting enn i juni, men for å opprettholde en biomasse på dette nivået må det likevel tilføres næringssalter til vannmassene. I hovedsak vil tilførselen komme fra bekker og eventuelle andre tilsig til innsjøen, i tillegg til resuspensjon av sedimenter. Fra august til oktober var det en periode med noe mindre forekomst av alger og gjennomsnittsverdien for algebiomasse ble 2,57 mg/l som tilsvarer tilstandsklasse «moderat».

Av potensielt problematiske cyanobakterier observerte vi slekten *Planktothrix*. Denne hadde høyest biomasse i prøvene fra september, men ble likevel funnet i relativt små mengder (0,057 mg/l). Mengden cyanobakterier i prøvene var generelt lav og verdien for cyano_{max} hadde en maksverdi på 0,062 mg/l i september, som tilsvarer tilstandsklasse «svært god».

Totalbiomassen av planteplankton indikerte «moderat» økologisk tilstand, noe som i stor grad skyldtes de relativt høye oppblomstringene i mai, juni og juli. Vannets konsentrasjon av klorofyll *a* er et annet mål på algemengde. Denne ga likt utfall som biomasseindeksen med en nEQR-verdi på 0,44, som så vidt er innenfor tilstandsklassen «moderat». Siden vi i Gjersrudtjern i liten grad fant arter som typisk dominerer i næringsrike innsjøer, ble artssammensetningen (uttrykt ved PTI-indeks) vurdert som «svært god». Dette resulterte i at parameterne knyttet til kvalitetselementet «planteplankton» totalt kom ut med en nEQR-verdi på 0,65 som tilsvarer «god» tilstand (tabell 2).

Gjennomsnittsverdiene for total fosfor og fosfat var høye i 2019. Likevel utgjorde fosfat kun 10 % av total fosforet. Med høye gjennomsnittsverdier av både fargetall og suspendert stoff, kan dette indikere at fosforet er bundet til partikler og humus i innsjøen. Dette kan være en av grunnene til det ikke har skjedd enda større oppblomstringer av alger i løpet av vekstsesongen.

Siden den gjennomsnittlige konsentrasjonen av total fosfor var såpass høy, trekker den ned tilstanden en klasse fra «god» til «moderat». Det skal i slike tilfeller gis en nEQR-verdi som ligger midt i tilstandsklassen, og dermed blir endelig nEQR på 0,50.



Figur 2. Gjørsrudtjern. Biomasse (mg/l) og prosentvis fordeling av arter planteplankton fra mai til oktober 2019.

Tabell 2. Gjørsrudtjern 2019. Målte verdier ved hver prøverunde, gjennomsnittsverdier og nEQR-verdier for parametere som inngår i kvalitetselementet «planteplankton» og parametere, total fosfor og total nitrogen. Fargekodene er i samsvar med tabell 1. *Gjennomsnittsverdi basert på 11 prøver. ** Gjennomsnittsverdi basert på 8 prøver. *** Gjennomsnittsverdi basert på 9 prøver.

Dato	Total nitrogen (µg/l)	Total fosfor (µg/l)	Fosfat (µg/l)	Suspendert stoff (mg/l)	Fargetall (Pt/l)	Klorofyll a (µg/l)	Biomasse (mg/l)	PTI	Cyano _{max} (mg/l)	Økologisk tilstand
28.05.2019							5,077	2,502		
25.06.2019							3,819	2,320		
22.07.2019							3,219	2,348		
27.08.2019							0,836	2,236	0,002	
25.09.2019							2,201	2,352	0,062	
24.10.2019							0,248	2,219	0,023	
Gjennomsnitt	1521*	52,5*	5,5*	7,1*	73,4**	17,1**	2,57	2,33		
nEQR	0,32	0,27				0,44	0,41	0,87	0,92	Moderat (0,50)
						0,43		0,65		

3.3 Småkreps

Av småkreps (hoppekreps og vannlopper) var det størst forekomst av vannlopper i litoralprøvene, og mest hoppekreps i de pelagiske prøvene (tabell 3). Dette er som forventet da omtrent 70% av de artene generelt, betegnes som litorale.

I de pelagiske prøvene var det artene *Cyclops scutifer*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* som dominerte. *Cyclops scutifer* og *Mesocyclops leuckarti* er to vanlige arter i norske innsjøer. *Mesocyclops leuckarti* finnes ofte i relativt næringsrike dammer³. Det kan være verdt å merke seg at *Thermocyclops oithonoides* var nesten den eneste arten som ble registrert i juli og den forekom også i relativt store mengder. Dette er den minste arten av planktoniske hoppekreps og dominerer ofte det planktoniske dyreplanktonsamfunnet i eutrofiske innsjøer⁴. *Eudiaptomus gracilis* var den eneste arten innenfor de calanoide slektene. Dette er den vanligste arten i norske innsjøer, men det ble kun observert et fåtall individer av denne arten.

I de litorale prøvene dominerte artene *Chydorus sphaericus*, *Polyphemus pediculus* og *Ceriodaphnia quadrangula*. Alle disse er også svært vanlige arter i norske innsjøer. Vannloppe-arten *Leydigia leydigi* ble for første gang funnet i litoralprøven fra september. Denne arten er sjelden og er tidligere kun funnet i noen få lokaliteter øst for Oslo⁵. Felles for tidligere funnlokaliteter, er at de er av marine sedimenter og kan karakteriseres som mesotrofe/eutrofe innsjøer. Det ble også registrert arten *Camptocercus lilljeborgi* som ble funnet i litoralprøvene fra juni, august og september. Dette er også en sjelden art som bare er funnet i ca. 20 lokaliteter⁶, hvorav alle ligger på Østlandet.

I 2019 ble det funnet tre arter av dafnier: *Daphnia longispina*, *Daphnia cristata* og *Daphnia cucullata*. Antall individer av disse artene utgjorde kun 2,8 % av totalt antall vannlopper. I 2018 utgjorde dafnier til sammenlikning 15,6% av totalt antall vannlopper. *Daphnia* er sensitiv for forurening, men i innsjøer uten forureningsskader er dette blant de vanligste vannloppene vi finner i Norge.

³ <https://www.artsdatabanken.no/Pages/220952>

⁴ Tønno I, Agasild H, Kõiv T, Freiberg R, Nøges P, Nøges T (2016) Algal Diet of Small-Bodied Crustacean Zooplankton in a Cyanobacteria-Dominated Eutrophic Lake. PLoS ONE 11(4): e0154526. doi: 10.1371/journal.pone.0154526

⁵ <https://www.artsdatabanken.no/Pages/214515/>

⁶ http://www.nina.no/archive/nina/PPPBasePdf/NINA-Infomateriell/2007/krepsdyrfaktaark/walseng_Camptocercus%20lilljeborgi.pdf

Tabell 3. Forekomst av småkrepsarter ved pelagisk og litoral stasjon i Gjersrudtjern 2019.

	28.mai		25.jun		22.jul	01.aug		25.sep		24.okt	
	Littoral	Pelagisk	Littoral	Pelagisk	Pelagisk	Littoral	Pelagisk	Littoral	Pelagisk	Littoral	Pelagisk
Cladocera (vannlopper)											
<i>Acantholeberis curvirostris</i>			105			100				225	
<i>Acroperus harpae</i>						250		150		300	
<i>Alona affinis</i>	38		35			50		15		225	
<i>Alona guttata</i>			105			400		95		413	
<i>Alonella excisa</i>						50		10			
<i>Alonella nana</i>			35			50				75	
<i>Bosmina longispina</i>	38	169			2588						
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>		28	6195	94	2588	100	414	20		38	1
<i>Chydorus sphaericus</i>	600	9	5495	56	375	400		110		7238	1
<i>Daphnia longispina</i>		9		19			522			38	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		9	665	19	1875		54				
<i>Eurycerus lamellatus</i>	38		70			100		145		488	
<i>Graptoleberis testudinaria</i>			35			100		5		113	
<i>Pleuroxus truncatus</i>	38		315			100		230		188	
<i>Polyphemus pediculus</i>	18450		3955			7650		80		38	
<i>Scapholeberis mucronata</i>	38		70			600		5			
<i>Sida crystallina</i>	38		175			450		10		38	
<i>Simocephalus vetulus</i>	38		105					20		188	
<i>Acroperus angustatus</i>	338		140								
<i>Bosmina longirostris</i>			70	919			72	5	3	38	5
<i>Alonella exigua</i>			35								
<i>Pleuroxus laevis</i>			35								
<i>Camptocercus liljeborgi</i>	38		35			600		5			
<i>Daphnia cristata</i>						350					
<i>Daphnia cucullata</i>							252				
<i>Leydigia leydigi</i>								5			
<i>Alona costata</i>	38							5		713	
<i>Pseudochydorus globosus</i>										38	
Cyclopoida (hoppekreps)											
<i>Acanthocyclops robustus</i>					38						
Cyclopoide copepoditter*						1250					
<i>Cyclops scutifer</i>		1847						643			
<i>Eucyclops macrurus</i>	188					200		5		413	2
<i>Eucyclops serrulatus</i>	225		3185							225	
<i>Eucyclops speratus</i>			35					20			
<i>Macrocyclops albidus</i>	188		35			200		20		75	
<i>Macrocyclops fuscus</i>			140								
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	550		70	4369		100	18	235	93	263	
<i>Megacyclops viridis</i>						50		15		225	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>					14063		7074				
<i>Cyclops insignis</i>							18				
<i>Macrocyclops distinctus</i>										38	
<i>Megacyclops gigas</i>										188	
<i>Cyclops vicinus</i>					600						150
<i>Megacyclops spp</i>											1
Calanoida (hoppekreps)											
Calanoide copepoditter*		9		19						38	9
<i>Eudiaptomus gracilis</i>					38		36				1
Antall arter vannlopper	15		20		4	20		17		17	
Antall hoppekreps	5		5		3	7		6		9	
Antall arter småkreps totalt	20		25		7	27		23		26	

*Arter som er for små til å artsbestemme

4 Sammenlikning med tidligere resultater

På portalen Vann-nett finnes det data på vannkjemiske parametere helt tilbake til 80-tallet. For å vurdere hvor typiske eller atypiske resultatene vi fikk i 2019 var, sammenliknet vi imidlertid kun med data fra og med år 2000. Når det gjelder småkreps, foreligger det ingen tidligere data i Vannmiljø, og så vidt vi vet er det ikke tidligere gjort undersøkelser av småkreps i Gjersrudtjern. Dermed kan vi kun sammenligne data fra 2019 med undersøkelsene gjort i 2018.

I 2019 fant vi 42 ulike arter av dyreplankton, sammenliknet med 2018 da vi fant 36 arter. Dette regnes som en relativt høy artsdiversitet.

Ved en gjennomgang av vannkjemiske data fra 2000 – 2016 finner vi da også at det er store variasjoner mellom prøver, men verdiene er relativt høye gjennom hele denne perioden. Klorofyll *a* varierte med en faktor på 100, og totalfosfor med en faktor på 10 (tabell 4). I 2019 ser vi imidlertid at gjennomsnittet av parameterne total nitrogen og total fosfor, var noe høyere enn gjennomsnittet av tilsvarende parametere fra perioden 2000 –2016 og i 2018. Det kan være flere grunner til at denne har økt, men trolig kan økt nedbørsmengde i 2019, sammenlignet med 2018 ført til større avrenning fra områdene rundt Gjersrudtjernet. Som tidligere nevnt viser også et høyt fargetall og suspendert stoff at det forekommer mye partikler i innsjøen.

Tabell 4. Konsentrasjon av klorofyll *a*, total fosfor og total nitrogen i Gjersrudtjern i perioden 2000 – 2016, og i 2018 og 2019. *n* = antall målinger, \bar{x} = gjennomsnitt. SD = standard avvik.

Parameter	2000 - 2016					2018		2019	
	<i>n</i>	\bar{x}	min	maks	SD	<i>n</i>	\bar{x}	<i>n</i>	\bar{x}
Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	23	25,5	1,31	132	28,3	8	18,8	9	17,1
Total fosfor (µg/l)	35	34,7	11	101	29	12	36,4	11	52,5
Total nitrogen (µg/l)	35	1691	354	6230	1308	12	1247	11	1521

5 Konklusjon

Den totale biomassen av planteplankton i Gjersrudtjern var i gjennomsnitt nokså høy, men i god overensstemmelse med hva vi vil forvente ut fra de målte konsentrasjonene av totalfosfor. Artssammensetningen består i liten grad av arter som typisk dominerer i næringsrike innsjøer. Småkrepssamfunnet er artsrikt, men består også av relativt små arter, slikt at det i perioder ikke vil klare å holde nede planteplanktonsamfunnet, og dermed oppstå oppblomstringer.

Parameterne klorofyll *a*, total fosfor og total nitrogen er generelt høye i 2019, som igjen virker inn på biomassen av planteplankton. Likevel ser det tilsynelatende ut som at hverken artssammensetningen av planteplankton eller dyreplankton har blitt markant negativt påvirket av økte verdier i 2019. På bakgrunn av disse resultatene blir vår konklusjon at eventuelle påvirkninger til innsjøen i 2019, ikke har hatt noen innvirkning av betydning for de organismegruppene som befinner seg på de nederste trinnene i innsjøens næringskjeder.

Etterord

Nøkkelord:	Follobanen, vannkvalitet
Key words:	Follobanen, water quality
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	<p>Greipsland, I., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T., Pedersen, R., Haaland, S. L., & Reinemo, J. 2018. Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2017. NIBIO Rapport 4 (32).</p> <p>Greipsland, I., Haaland, S. og Roseth, R. 2017. Notat vedrørende utslipp av rensed prosessvann til Myrerbekken.</p> <p>Leikanger, E., Roseth, R., Rise, Ø., Nytrø, T.E., Gjemlestad, L., Haaland, S. og Bergheim, H. Utbygging av Follobanen – Forundersøkelser av vannkvalitet i bekker og tjern fra oktober 2013 til april 2014. Bioforsk Rapport vol. 9 nr. 78, 2014: 37 s.</p> <p>Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Skaalsveen, K., Nytrø, T.E. og Rise, Ø. 2015. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2014. Bioforsk rapport 10 (32) 2015.</p> <p>Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T.E., Tveiti, G., Skaalsveen, K. og Kjølseth, T.H. 2016. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2015. NIBIO rapport 2 (22) 2016.</p> <p>Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T.E., Skaalsveen, K. og Pederse, R., Kjølseth, T.H. 2017. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2016. NIBIO rapport 3 (36) 2017.</p>

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.