



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Utbygging av Follobanen

Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2018

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 33 | 2019



Inga Greipsland, Johanna Skrutvold, Roger Roseth, Øistein Johansen, Thor-Endre Nytrø, Rikard Pedersen og Jonas Reinemo

Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2018.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Inga Greipsland, Johanna Skrutvold, Roger Roseth, Øistein Johansen, Thor Endre Nytrø, Rikard Pedersen og Jonas Reinemo

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
04-03-2019	5/33/2019	Åpen	8948	17/00320
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02292-3	2464-1162	48	2	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Bane NOR, Follobanen

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Jørn Harald Grøndal

STIKKORD/KEYWORDS:

Follobanen, miljøovervåking

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Miljøovervåking

SAMMENDRAG/SUMMARY:

På oppdrag fra Bane NOR har NIBIO overvåket vannkvalitet i resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeider i forbindelse med Follobanen. NIBIO har driftet opp til 9 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 14 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved 4 stasjoner samt i Gjersrudtjern. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus. Årsrapporten omfatter alle resultater samlet inn på disse stasjonene i 2018 og har blitt sammenlignet med tidligere resultater.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Oslo og Akershus (nå Viken)

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

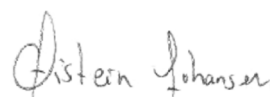
Oslo, Oppegård og Ski

GODKJENT /APPROVED



ØISTEIN VETHE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



ØISTEIN JOHANSEN



NIBIO

NØRSK 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 Jonas Reinemo, Jon Ivar Tangeraaas, Inga Greipsland og Rikard Pedersen. Thor-Endre Nytrø har vært ansvarlig for innhenting av data samt nettbasert presentasjon av disse. Inga Greipsland og Johanna Skrutvold har gjennomført de biologiske undersøkelsene og rapporteringen av disse.

Fortløpende vurdering av data for vannkvalitetsmålinger har blitt utført av Inga Greipsland. Rapportering har blitt utført av Inga Greipsland, Johanna Skrutvold og Roger Roseth.

Ås, 06.03.19

Inga Greipsland

Innhold

1	Innledning.....	5
2	Resipienter og overvåkingsstasjoner.....	7
2.1	Åsland.....	7
2.1.1	Biologisk prøvetaking.....	9
2.2	Ski stasjon - Langhus.....	9
2.2.1	Biologisk prøvetaking.....	10
2.3	Oslo.....	11
3	Metode.....	13
3.1	Multiparametersensorer og loggere.....	13
3.2	Vannprøver.....	14
3.3	Bunndyrundersøkelse.....	14
3.4	Fiskeundersøkelse.....	14
3.5	Undersøkelser i Gjersrudtjern.....	15
3.6	Meteorologiske data.....	15
4	Resultater.....	16
4.1	Nedbør Ås og Blindern.....	16
4.2	Kontinuerlige målinger.....	17
4.2.1	Myrerbekken ID 61.....	17
4.2.2	Maurtubekken ID 62.....	20
4.2.3	Stensrubbekken kulvert ID67.....	22
4.2.4	Myrertjern ID74.....	24
4.2.5	Roåsbekken oppstrøms ID91.....	25
4.2.6	Roåsbekken nedstrøms ID92.....	27
4.2.7	Blåveisbekken ID97.....	28
4.2.8	Dalsbekken ID94.....	30
4.2.9	Finstadbekken ID98.....	31
4.3	Vannprøver.....	33
4.3.1	Næringsstoffer.....	36
4.3.2	Metaller.....	38
4.3.3	Maurtubekken og Myrerbekken opp-og nedstrøms.....	Feil! Bokmerke er ikke definert.
4.3.4	Nitrogentap i Maurtubekken og Myrerbekken.....	39
4.4	Bunndyr.....	40
4.4.1	Dalsbekken og Gjersrubbekken.....	Feil! Bokmerke er ikke definert.
4.5	Fiskeundersøkelse.....	43
5	Oppsummering.....	45
5.1	Åsland.....	45
5.2	Ski stasjon-Langhus.....	45
5.3	Oslo.....	45
	Vedlegg 1 – Rådata bunndyr.....	49
	Vedlegg 2 – Rådata fisk.....	53
	Vedlegg 3 – Rådata planteplankton.....	Feil! Bokmerke er ikke definert.

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 (tidl. Bioforsk) har tidligere skrevet 5 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).

NIBIO har driftet opp til 9 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 4 stasjoner. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus.

Som en del av miljøovervåkingen i forbindelse med utbygging av Follobanen, utfører NIBIO årlige biologiske undersøkelser i Dalsbekken og Gjersrudbekken. Nytt i 2018 er biologiske undersøkelser i Myrerbekken, samløp Myrerbekken og Maurtubekken og Gjersrudtjern. NIBIO har tatt ut bunndyrprøver fra bekkene, samt utført el-fiske i Gjersrudbekken siden 2012. 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 økologiske tilstand i vannforekomster (Klima- og miljødepartementet 2006). NIBIO har fått i oppdrag å dokumentere økologisk tilstand, biologisk mangfold og artsammensetning før og 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 2018, 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 Stensrubekken ned mot Gjersrudtjern og videre til Gjersrubekken (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.

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. Det har blitt laget et eget notat om disse undersøkelsene.



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 Gjersrudbekken utføres det undersøkelser av bunndyr og fisk. Den faste stasjonen befinner seg ved Hauketo, oppstrøms avkjøringen til Nebbejordet (Figur 4). Stasjonens bunnssubstrat 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-fisaket ble utført 4. oktober, nær NIVAs stasjon Gje/LJA4 (Bækken, mfl. 2013). Vannføringen var middels høy under fiskeundersøkelsen i 2018.

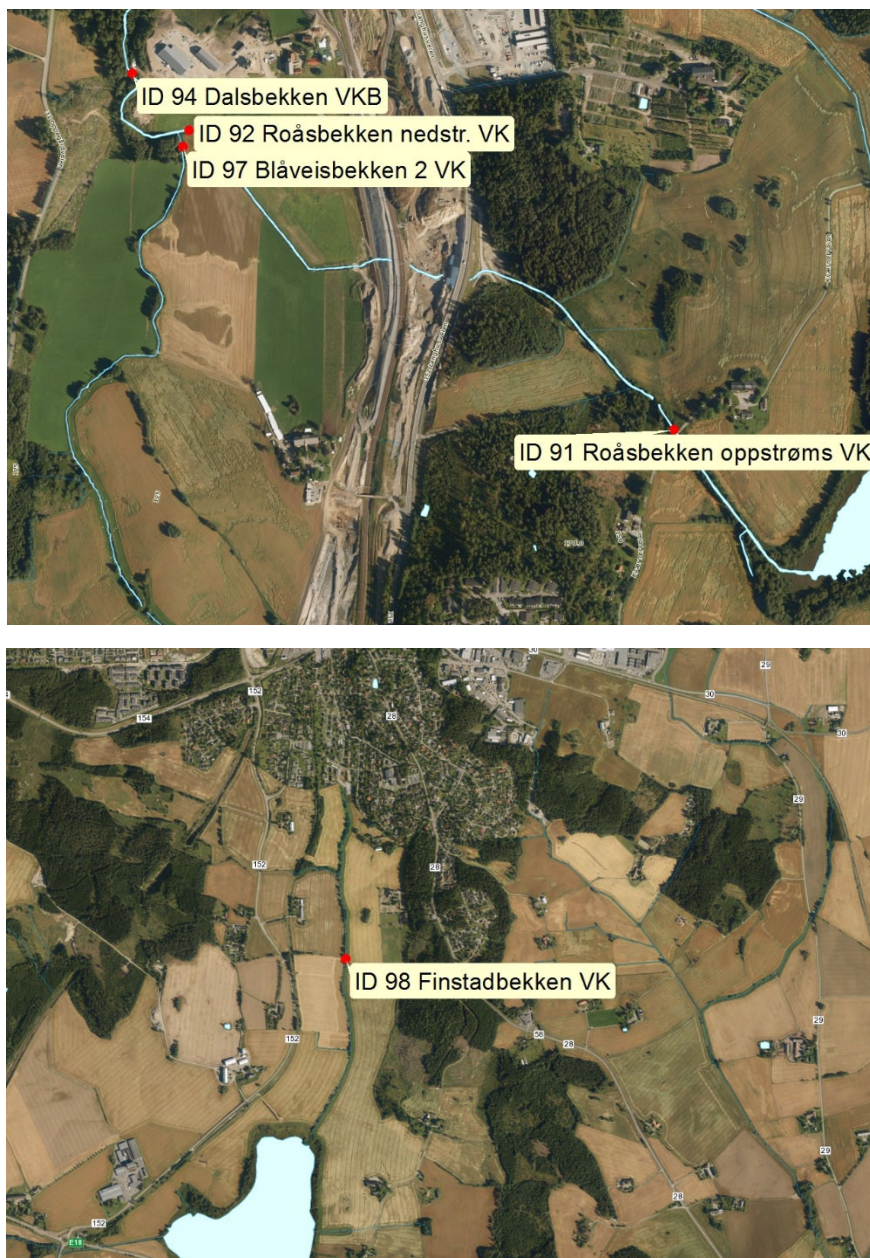
I 2018 har det i tillegg blitt tatt bunndyrprøver i Myrerbekken rett oppstrøms den automatiske målestasjonen, ved Stensrudbekken bro og rett etter samløpet med Myrerbekken og Maurtubekken.



Figur 4. Prøvestasjoner for el-fiske (til venstre; nær NIVAs stasjon Gje/LJA4) og bunndyrprøvetaking (nær målestasjon ID65) i Gjersrudbekken.

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 5). 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. Det er og har nylig vært mye aktivitet i området ifbm Follobanen, arbeid på Roås gård, og arbeid med ny vannledning til Ski sentrum; inkl 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 Blåveisebekken og Dalsbekken.



Figur 5. Overvåkingsstasjoner ved anleggsområdene på Ski og Langhus for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og fisk- og bunndyrundersøker. V=vannprøver. K= Kontinuerlige malinger. B= Biologiske undersøkelser

2.2.1 Biologisk prøvetaking

Bunndyrstasjonen i Dalsbekken ligger oppstrøms målestasjon ID94, i nærheten av Roås gård (figur 6). Det blir tatt ut bunndyrprøver både vår og høst. Det har ikke blitt utført fiskeundersøkelser her, da det i 2013 ikke ble registrert fisk ved overfiske (Leikanger mfl 2014). Substratet i Dalsbekken er typisk for små bekker under marin grense, med stor stein, grus, og en god del sand og finere minerogent silt og leire, samt en del organisk materiale.



Figur 6. Prøvestasjon for bunndyr (nær målestasjon ID94) i Dalsbekken.

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 7). 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).

Spesielle hendelser i Alnaelva i 2018 var oljeutslippet den 30.mai og et mindre oljeutslipp 1.november 2018. Den 30.mai rant omtrent 50 000 l fyringsolje ut i Alnaelva. Lekkasje stammet fra et selskap som skulle tømme noen tanker, men i stedet rant oljen ut. Den 1. november var det igjen et utslipp av olje, denne gangen 5000 l fra Bring på Alfaset i Groruddalen. I tillegg slapp VAV ut ca. 12-15 m³ kloakkvann i juli i forbindelse med tørklegging og nedføring av Kværnertunnelen til Midgardsormen mens Follobanen passerte under denne tunnelen.

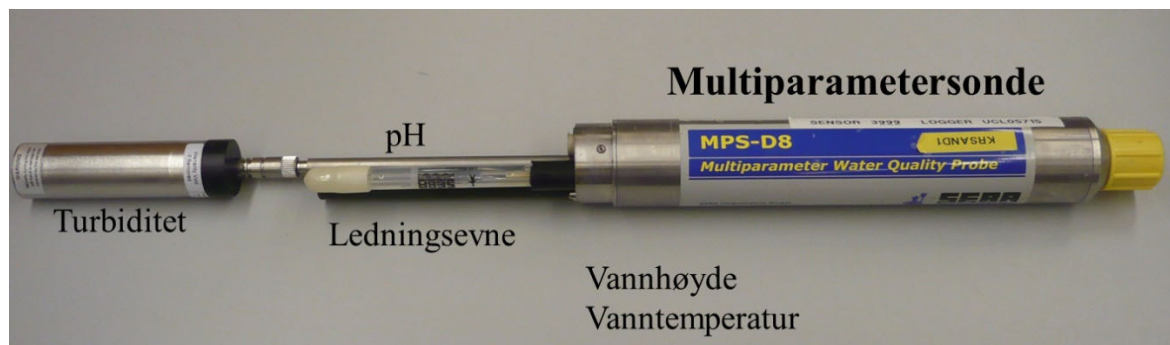


Figur 7. Overvåkingsstasjon i Myggbukta ved utløp av Alnaelva V=vannprøver.

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 8). Sondene er utstyr med sensorer for vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet. Mengde suspendert materiale kan beregnes på bakgrunn av målt turbiditet.



Figur 8. 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. I data som presenteres i denne rapporten er feilmålinger tatt ut. 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).

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 urenheter. 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 2017:

Tabell 2: Oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2017.

Nr	Stasjon	Tidspunkt	Logger-intervaller	Kommentarer
61	Myrerbekken	Hele 2018	30. min	
62	Maurtubekken	Hele 2018	30. min	
67	Stensrudbekken	Hele 2018	30. min	
74	Myrertjern	Hele 2018	30. min	
91	Roåsbekken	Hele 2018	30. min	
92	Roåsbekken	18. april – 26. November	30. min	Driftes ikke i vinter
94	Dalsbekken	Hele 2018	30. min	
97	Blåveisbekken	18. april – 26. November	30. min	Driftes ikke i vinter
98	Finstadbekken	1. januar- 21.februar	30. min	*

* Problemer med drift grunnet lite vannføring og tekniske problemer. Stasjonen flyttes i 2019

3.2 Vannprøver

I 2018 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 (Direktoratsgruppe for vanddirektivet 2018) og Veileder M-608 (Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota). 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.

3.3 Bunndyrundersøkelse

Bunndyrprøvene ble tatt ut via 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 bunndyrsamfunnet, 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 (total taksonomisk antall) for døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) (Lenat og Penrose, 1996).

3.4 Fiskeundersøkelse

Fiskeundersøkelsen i Gjersrubbekken ble utført med kvantitativt el-fiske. Et el-fiskeapparat fra Terik Technology AS ble benyttet. Det ble fisket langs samme lokalitet som NIVA (2012), Bioforsk (2013) og NIBIO (2015; 2016) har el-fisket tidligere (nær NIVAs stasjon Gje/LJA4).

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). I tillegg, 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 total tetthet. Fangbarheten (p) ble beregnet ut i fra estimert tetthet og totalt antall fanget fisk via følgende formel;

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

Rådata fra bunndyrtellinger (LFI) og fra el-fiske i 2017 er lagt ved i Vedlegg 1. Fiskens total lengde ble målt (fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne). Det ble ikke bruk bedøvelse (NYCO; natriumbikarbonat) ved lengdemåling. Fisken ble behandlet med varsomhet. All fisk var i live og tilsynelatende i fin form da den ble sluppet tilbake ut i bekken igjen etter endt lengdemåling.

3.5 Undersøkelser i Gjersrudtjern

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

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. En maskestørrelse 100 μm for dyreplankton. Litoralt håvtrekk ble gjennomført i to omganger for undersøkesler 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 tatt ut to sedimentprøver for kjemiske analyse den 26.06.18. Prøvene ble analysert for metaller (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn), 7 PCB-forbindelser, 16 PAH-forbindelser, olje (THC C5-C35), TOC og kornstørrelse. Samme dag ble det gjort automatiske profilmålinger av blant annet pH, turbiditet, oksygen, redoxforhold med en håndholdt sensor (KLL-Q-2 fra SEBA Hydrometrie).

I tillegg ble det undersøkt muligheter for å ta standard bunndyrprøver i enten littoralsone eller med grabb. Det ble ikke funnet noe egnet område i littoralsonene, tjernet er omgitt av et myrområdet og det er ingen egnede grunne områder langs kantene. Sedimentprøvene og sensormålingene viste at bunnforholdene i tjernet er preget av leire og tidvis oksygenfrie forhold. Det var derfor ikke hensiktsmessig å ta ut bunndyrprøver med grabb.

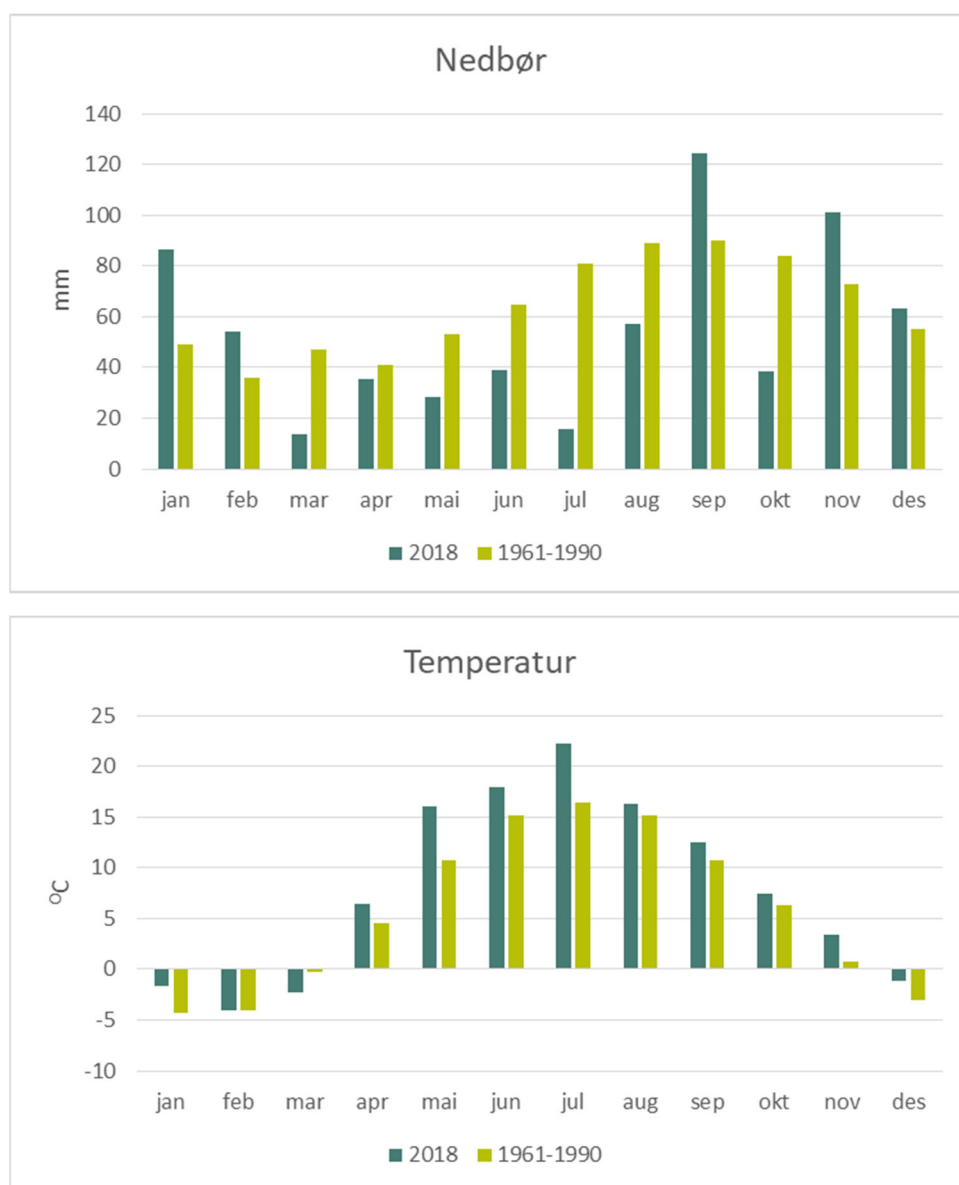
3.6 Meteorologiske data

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 Ås meteorologiske stasjon (stasjonsnr. 17850) og Oslo Blindern (stasjonsnr. 18700).

4 Resultater

4.1 Nedbør Ås og Blindern

Total nedbør i 2018 var 657 mm i Oslo, noe lavere enn gjennomsnittlig nedbør i perioden 1961-1990 (763 mm). Gjennomsnittlig årsnedbør i Ås var 795 mm (årsnormal 785 mm). Det var en spesielt tørr sommer med bare 16 mm nedbør i juli (normalt 81 mm) i Oslo og det var færre episoder med høyintensitets nedbør i 2018 enn i 2017 i både Ås og Oslo. Temperaturen var høyere enn i normalperioden i alle måneder med unntak av februar og mars (Figur 9).



Figur 9. Nedbør og temperatur målt ved Oslo Blindern (stasjonsnr. 18700) i 2018 og i perioden 1961-1990, kilde: eklima.no.

4.2 Kontinuerlige målinger

4.2.1 Myrerbekken ID 61

Myrerbekken kommer fra Myrertjern og renner i kulvert gjennom anleggsområdet på Åsland. Gjennom 2018 varierte vannhøyden mellom 0 og 46 cm målt fra sensor til vannoverflate (Tabell 3). I april var det en periode med høyere vannføring i forbindelse med snøsmelting. I perioder var det variasjoner i vannhøyde på grunn av utpumping fra anleggsområdet (figur 10 og 12).

Turbiditeten i 2018 har gjennomsnittlig vært 32 NTU. I en periode i april var turbiditeten over 1000 NTU over en lengre periode under snøsmeltinga. Sensoren var tilslammet en periode og viste for høy turbiditet. Det var flere episoder med høy turbiditet, men da i kortere perioder og vanligvis samtidig med høy vannføring. Det var færre episoder med høy turbiditet i 2018 enn i 2017, sannsynligvis grunnet mindre intensiv nedbør.

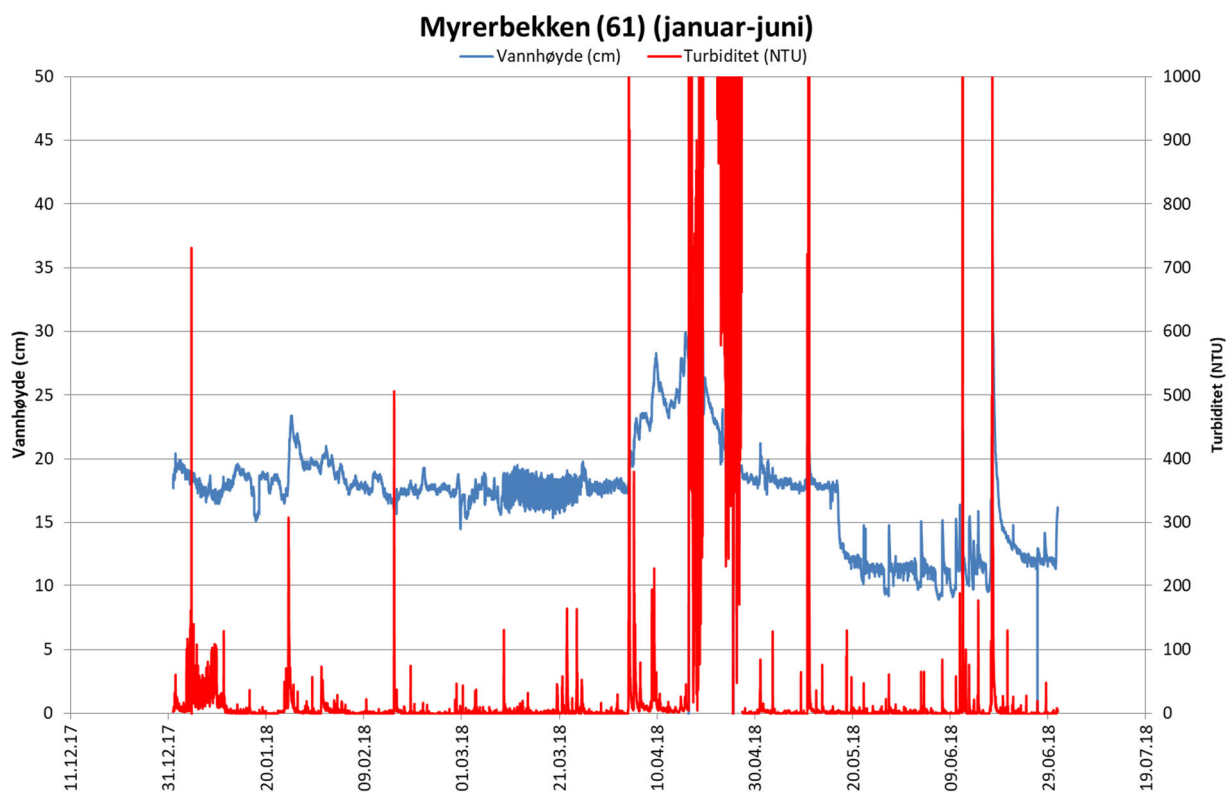
Ledningsevnen i Myrerbekken varierte mellom 19 og 1130 mS/m gjennom 2018. Den høyeste verdien ble målt 31.12.2018. Hverken pH eller turbiditet var spesielt høye samme dag. Den høye ledningsevnen var kortvarig og årsaken er usikker, men kan skyldes vegsalt. Gjennomsnittlig ledningsevne var 119 mS/m, og dette er forhøyet sammenlignet med «naturtilstanden». Myrertjern har til sammenligning en gjennomsnittlig ledningsevne på 10 mS/m.

I 2018 har pH variert mellom 6,1 og 12, og gjennomsnittlig pH var 8,6. I vinterhalvåret (januar og februar) var det flere episoder med pH over 10, og dette må ha sammenheng med en menneskeskapt kilde. Årsaken til økningen i pH er ukjent. Høy pH (over 10) vil føre til at en større andel av ammonium går over til giftig ammoniakk, med fare for skade på ferskvannsorganismer. Denne overgangen er også temperaturavhengig. I tillegg vil pH over 10 i seg selv kunne gi skade på sårbare vannlevende organismer i rennende vann. Ledningsevne og turbiditet viste ikke forhøyede verdier samtidig gjennom vinteren 2018.

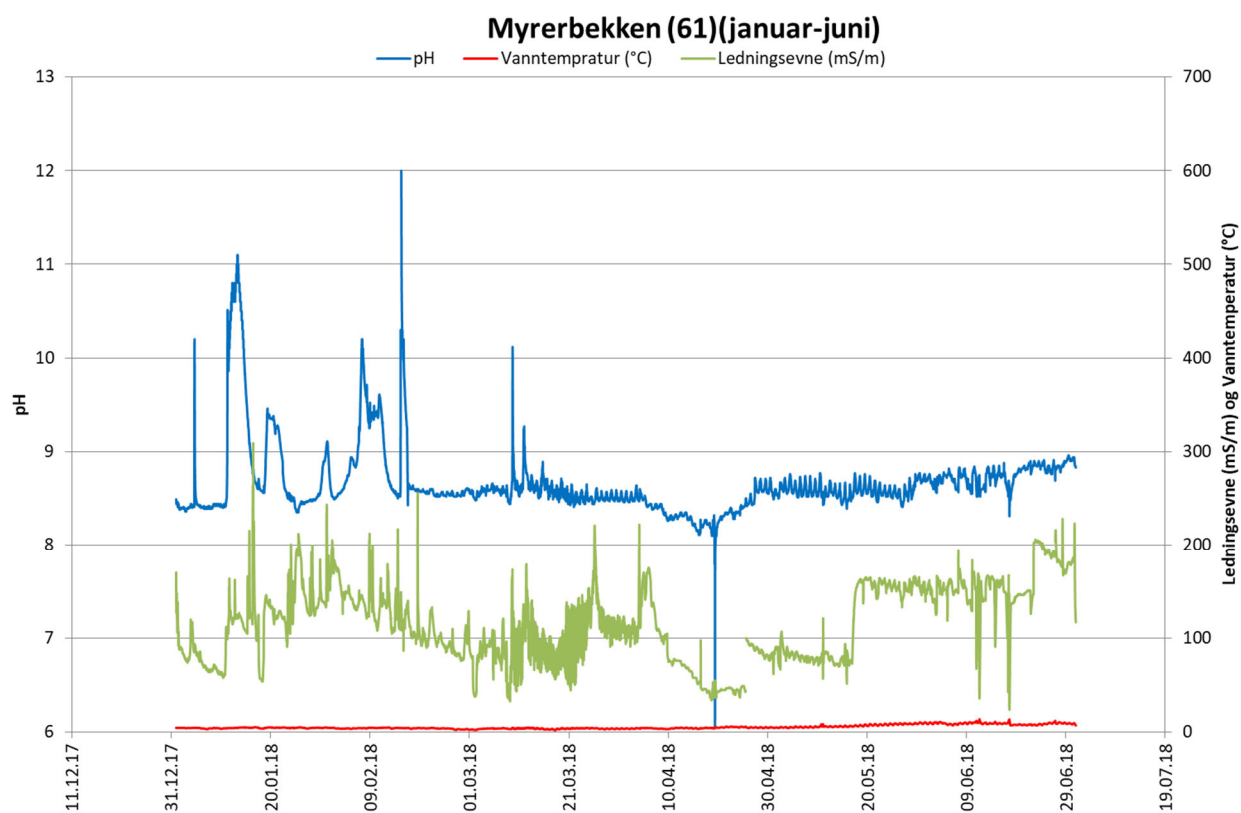
Lavest pH (6,1) ble målt 19.april. I den samme periode var turbiditeten og vannstanden høy, trolig grunnet snøsmelting. Mest sannsynlig har lav pH sammenheng med at smeltevann fra skogsområdene ved Myrertjern dominerer avrenningen. En gjennomsnittlig pH på 8,6 er noe høyt, men tilsvarende som målt tidligere år.

Tabell 3. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrerbekken (61) i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

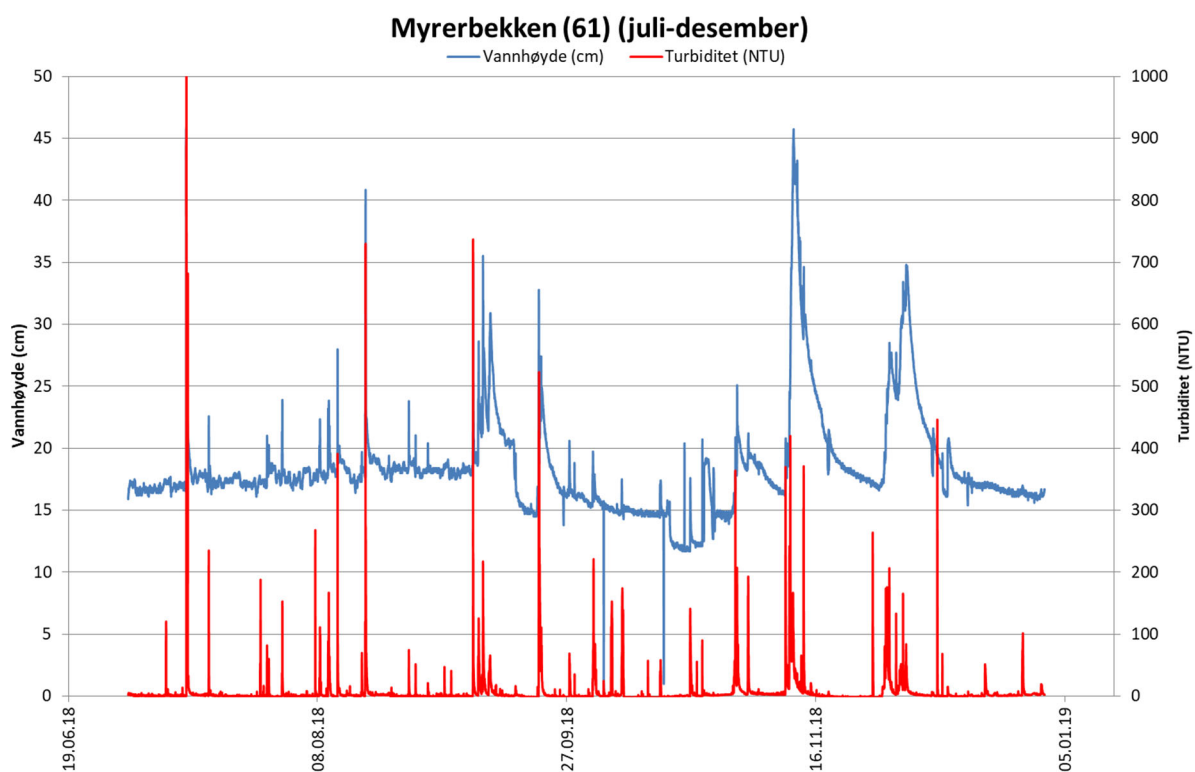
	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0	2	19	6,1	0
max	46	15	1130	12,0	1070
gj.snitt	18	6	119	8,6	32



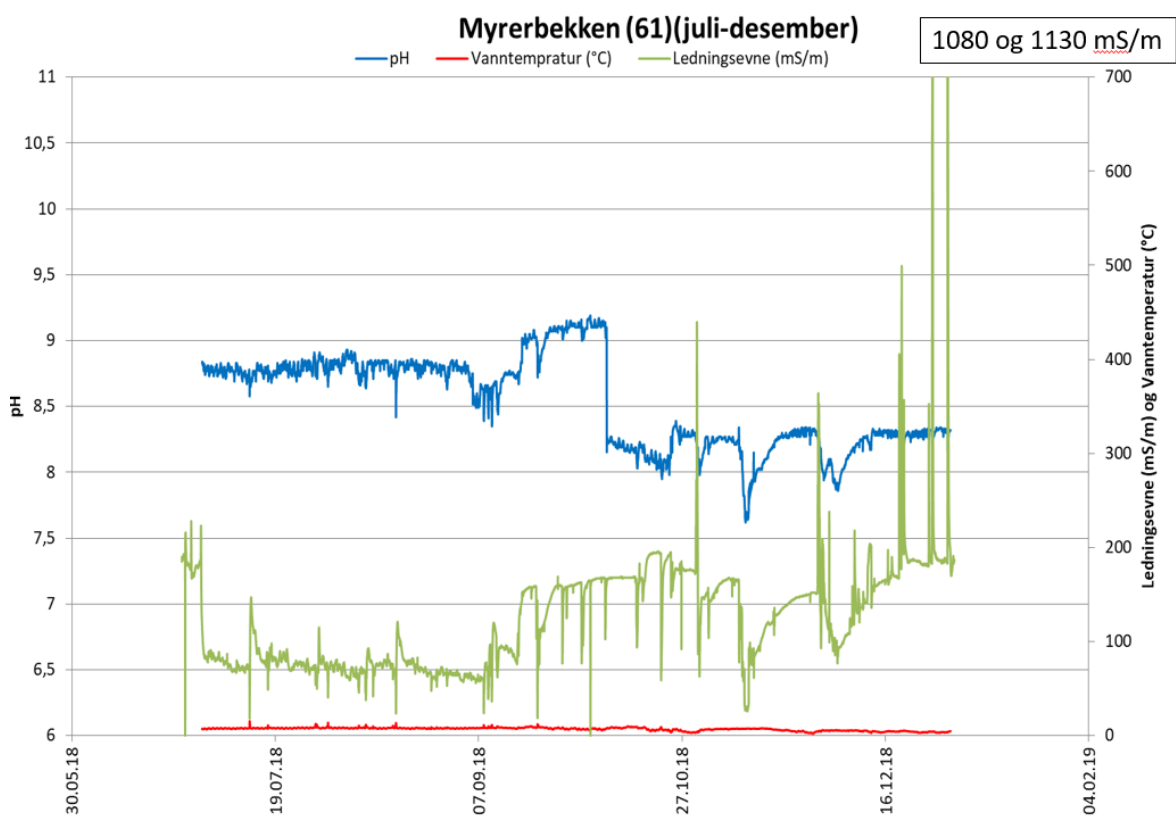
Figur 10. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrerbekken (61) i perioden januar-juni 2018.



Figur 11. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (61) i perioden januar-juni 2018.



Figur 12. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrerbekken (61) i perioden juli-deember 2018.



Figur 13. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (61) i perioden juli-deember 2018.

4.2.2 Maurtubekken ID 62

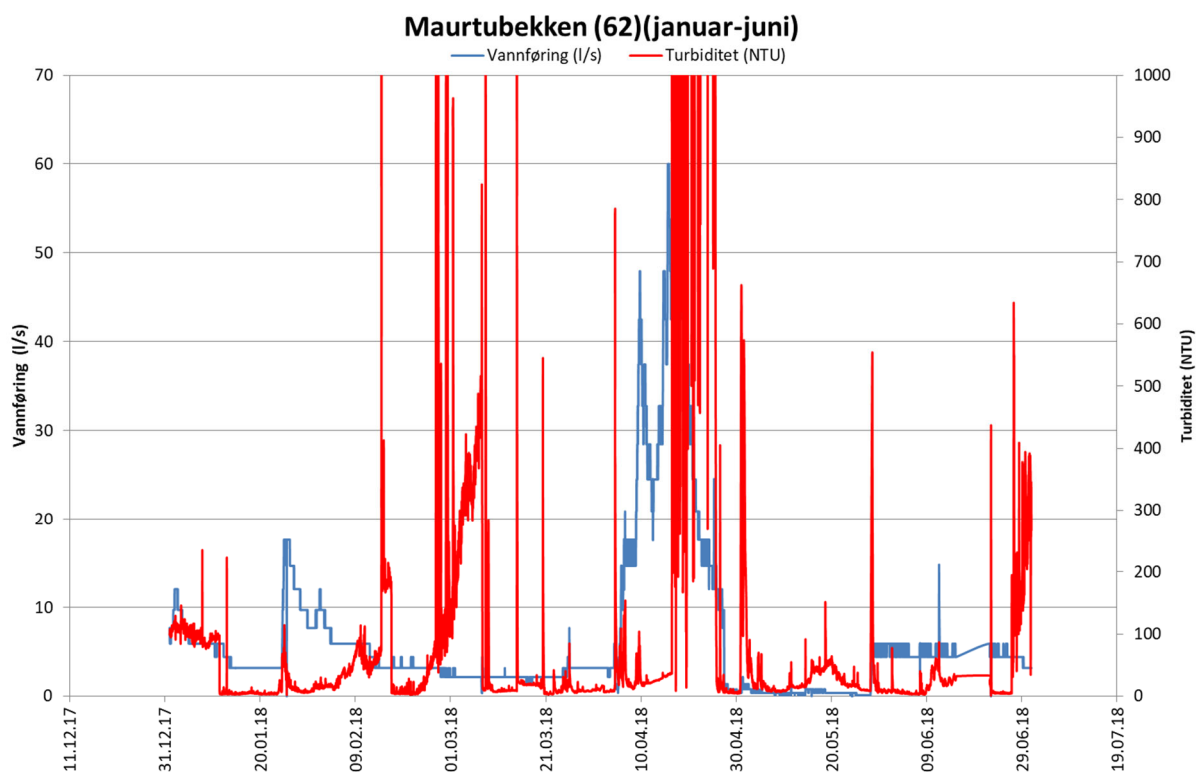
Maurtubekken er en mindre bekk som får avrenning fra deponiet på Åsland. Bekken fra oppstrøms område ledes forbi deponiet, mens avrenning fra deponiet og anleggsområdet ledes til renseanlegget og ført videre. I denne bekken har det blitt etablert et V-profil med vannføringsformel slik at vannføring kan beregnes. Vannføringen i bekken i 2018 var i perioder beregnet til svært lav (< 1 l/s), og det er usikkert om formelen beregner riktig ved så lav vannhøyde (Tabell 4). I april var det en periode med høyere vannføring i forbindelse med snøsmelting (figur 14 og 16).

Turbiditeten i 2018 har gjennomsnittlig vært 97 NTU, noe som er forhøyet sammenlignet med naturtilstanden (tabell 4). Det var høy turbiditet i forbindelse med snøsmelting i april da sensoren også ble tilslammet (figur 13 og 15). I tillegg er det flere episoder med forhøyet turbiditet av kortere varighet. Det var et par episoder med uvanlig lav ledningsevne som trolig skyldes feilmålinger eller at sensoren har stått tørr i en periode (figur 15 og 17). Ellers synker ledningsevnen med økende vannføring på grunn av fortykning med nedbørsavrenning.

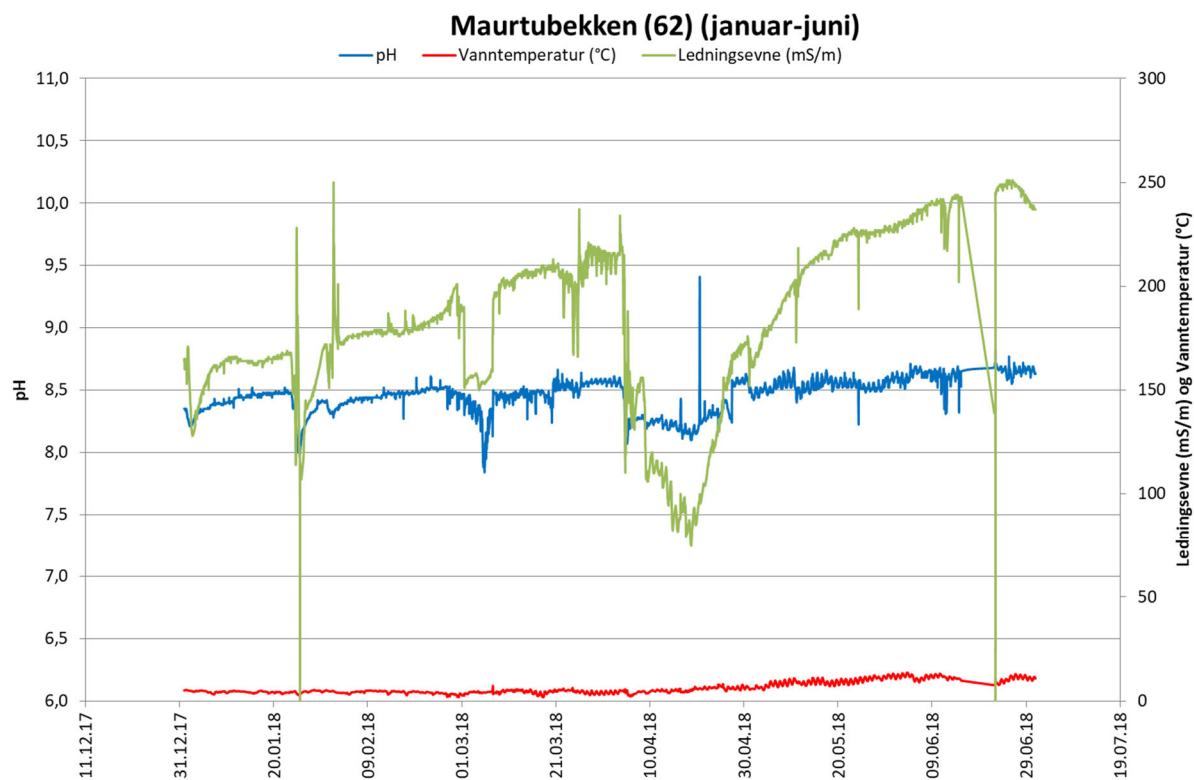
I 2018 varierte pH mellom 7,6 og 9,4. Den høyeste målingen inntraff 20.april og pH var da over 9 i en time (figur 15 og 17). Gjennomsnittlig pH var 8,3 noe som er tilvarende tidligere år (Tabell 4).

Tabell 4. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Maurtubekken (62) i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

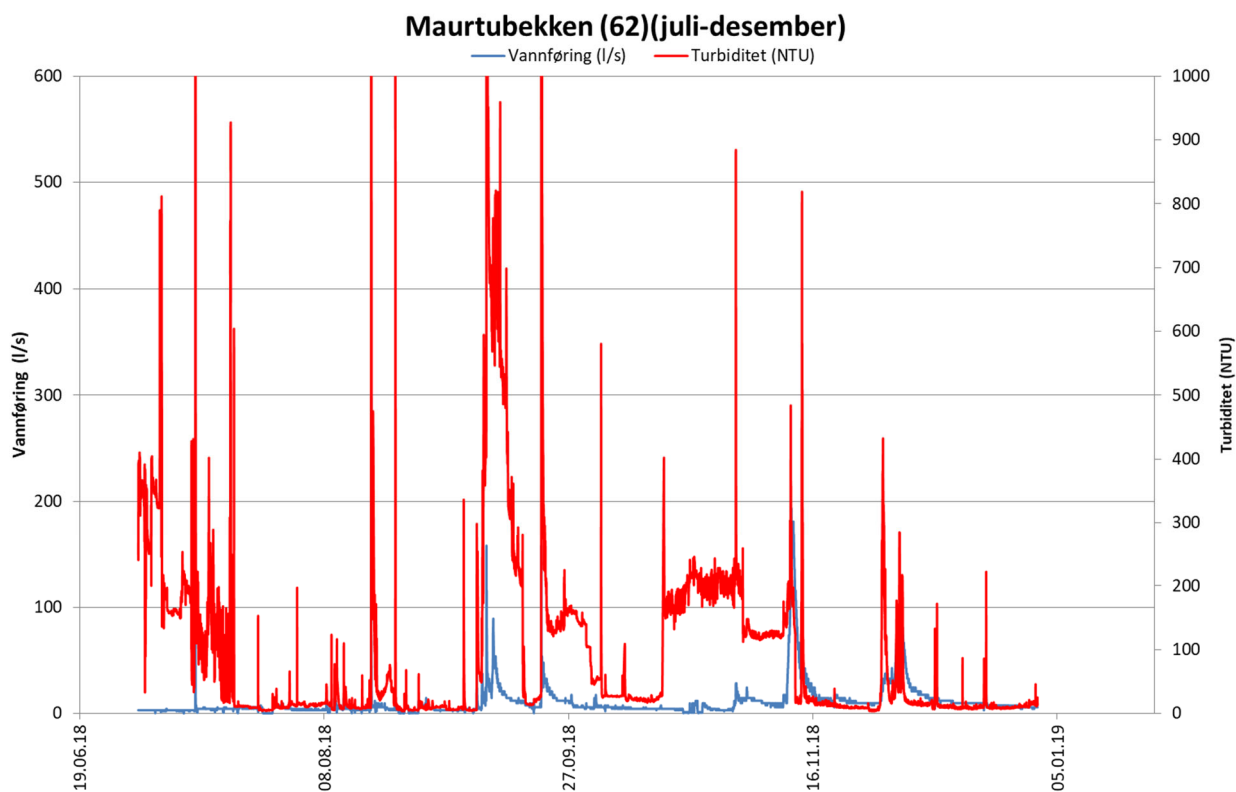
	Vannføring (l/s)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	0	2	0,2	7,6	2
max	57	19	251	9,4	1070
gj.snitt	9	7	173	8,3	97



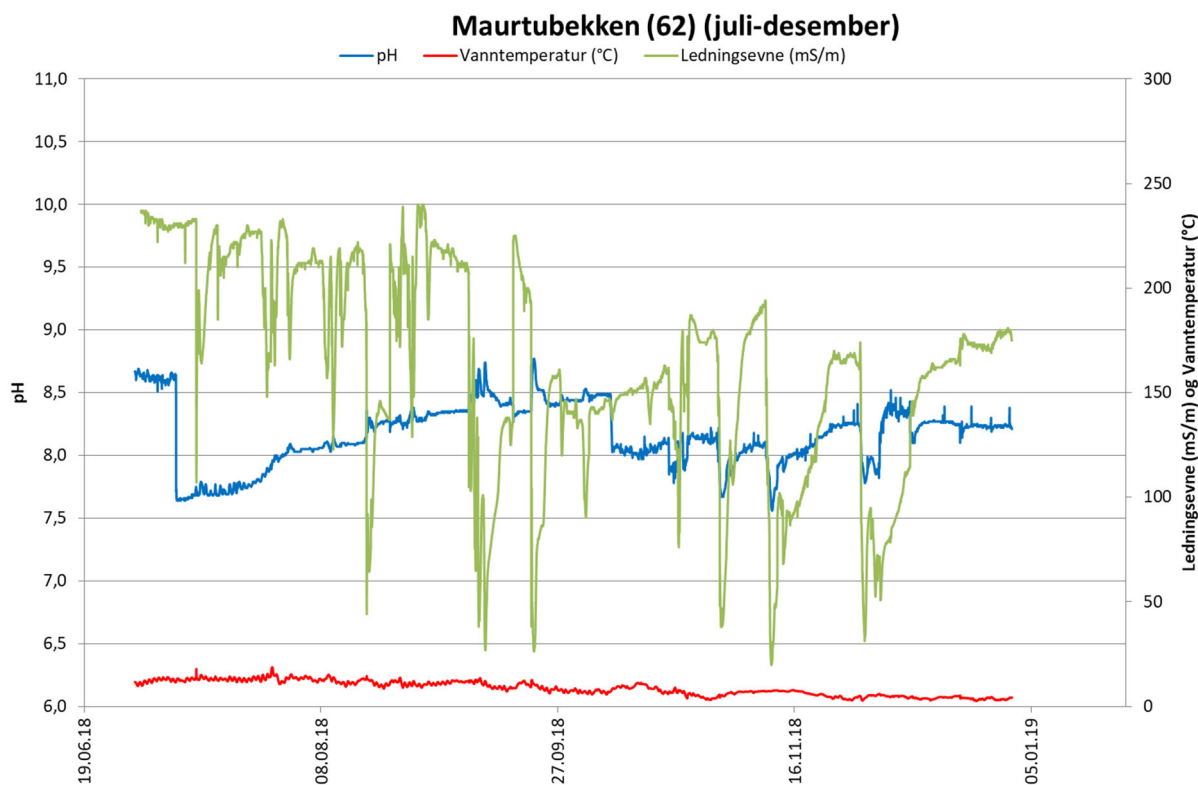
Figur 14. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Maurtubekken (62) i perioden januar-juni 2018.



Figur 15. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken (62) i perioden januar-juni 2019.



Figur 16. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Maurtubekken (62) i perioden juli-desember 2018.



Figur 17. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken (62) i perioden juli-deseember 2018.

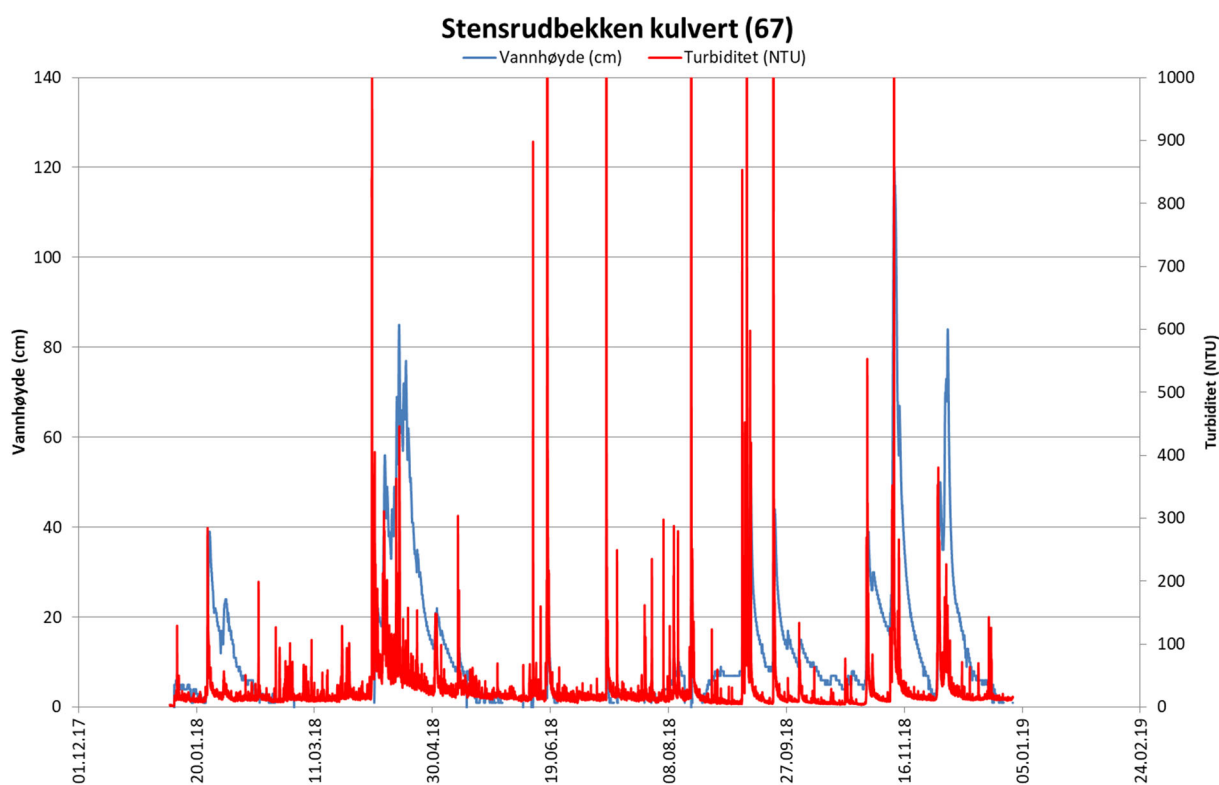
4.2.3 Stensrubbekken kulvert ID67

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. Tilsvarende som i Myrerbekken og Maurtubekken var det en periode med høy vannføring i april i forbindelse med snøsmelting, sommeren var tørr med lav vannstand mens det var noen episoder med høy vannstand om høsten (tabell 5, figur 18). Det var syv episoder der turbiditeten nådde 1000 NTU, men ingen episoder med tydelig tilslamming av sensor og feilmålinger (figur 18).

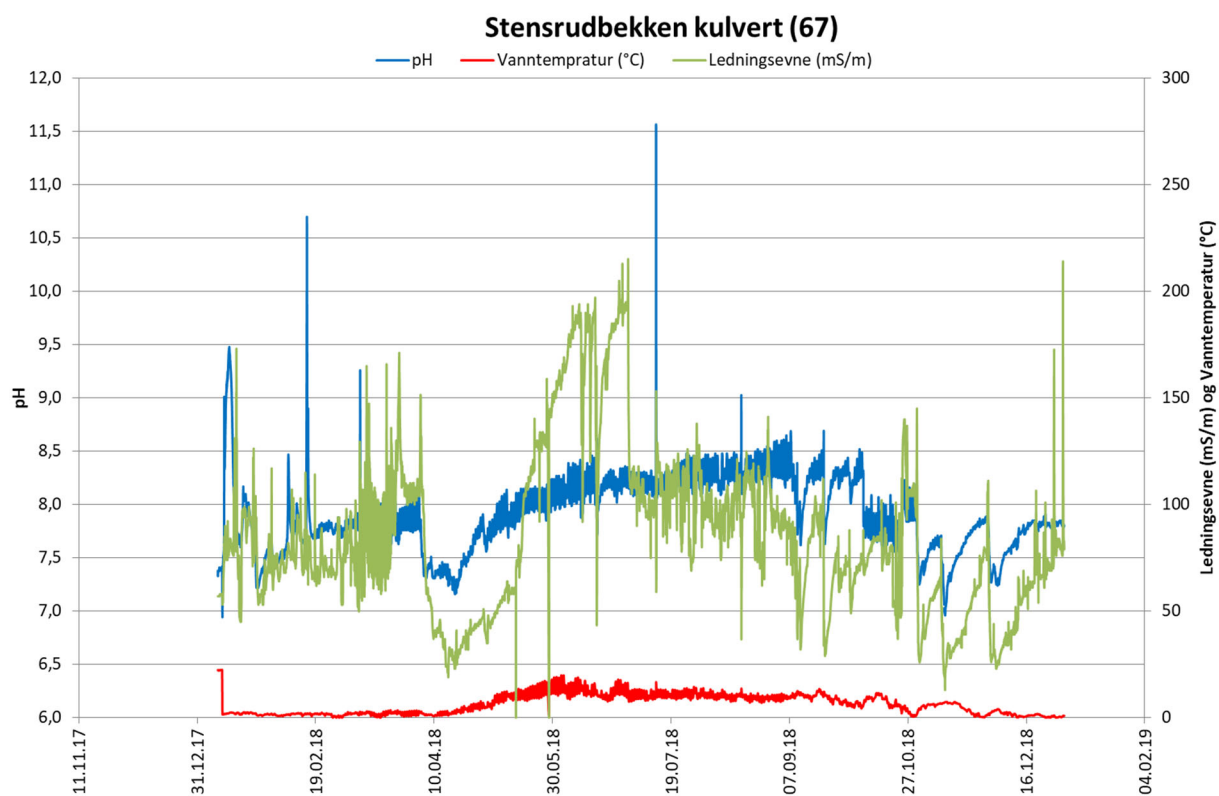
Ledningsevnen varierer mellom nær nullog 215 mS/m (figur 19). Gjennomsnittlig ledningsevne var noe forhøyet sammenlignet med «naturlig» tilstand. pH varierte mellom 7 og 11,5. Det var to kortvarige episoder med pH over 10 (den 15.02 og 12.07). pH over 9,5 i bekker vurderes som unormalt.

Tabell 5. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Stensrubbekken kulvert i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	-21	0	0	7,0	1
max	120	23	215	11,5	1070
gj.snitt	10	7	85	7,9	31



Figur 18. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Stensrubbekken kulvert (67) i 2018.



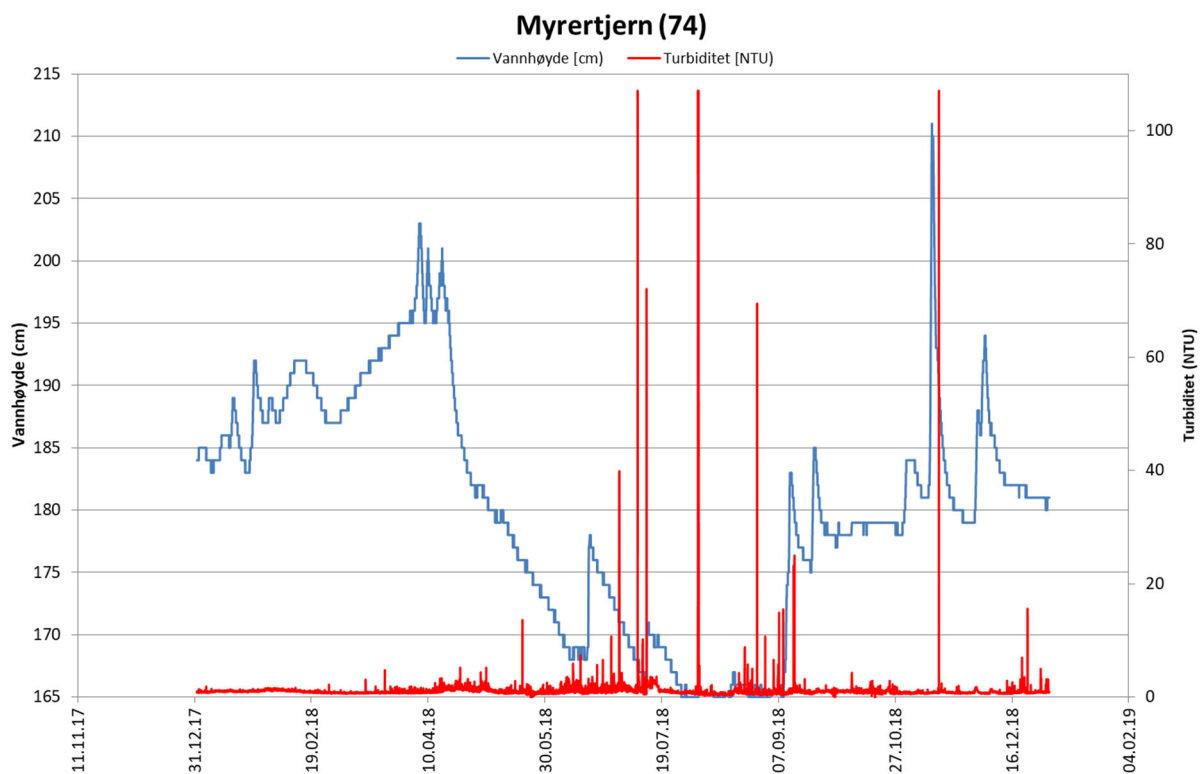
Figur 19. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Stensrubbekken kulvert (67) i 2018.

4.2.4 Myrertjern ID74

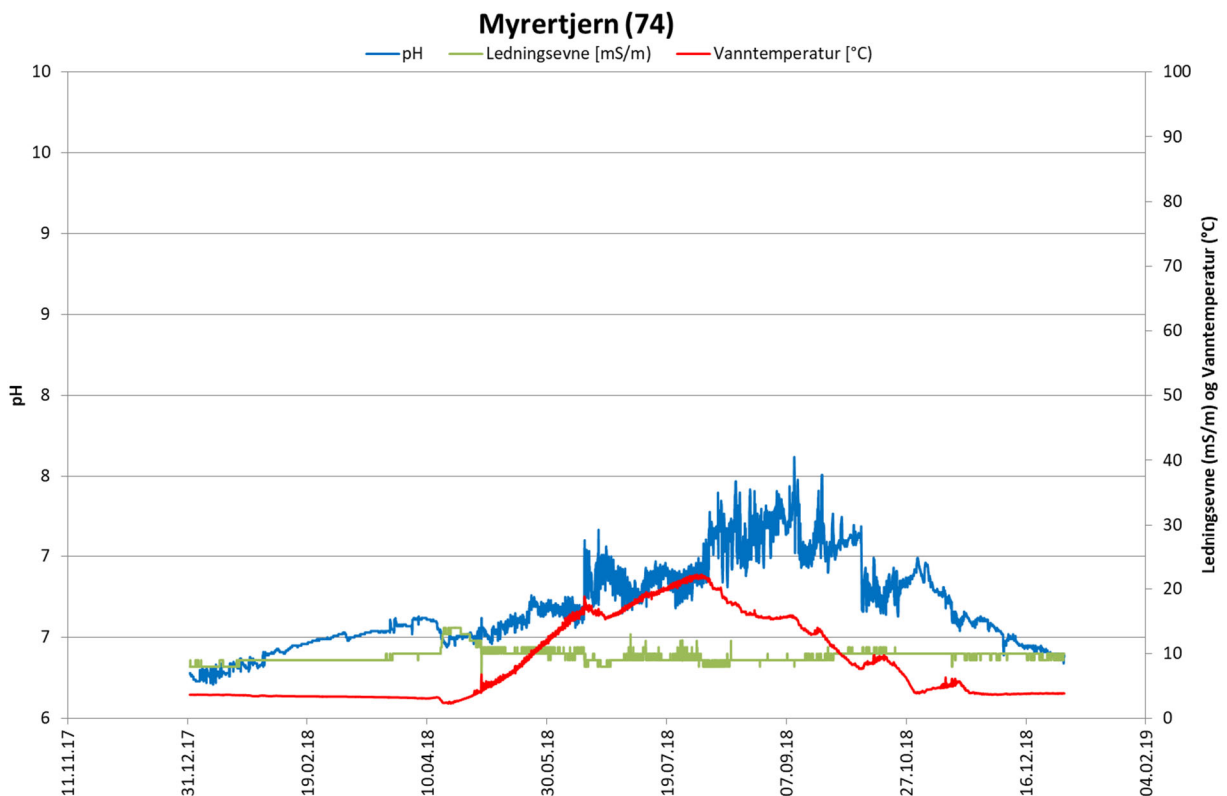
Alle målingene i Myrertjern med hensyn på pH, ledningsevne, turbiditet, temperatur og vannhøyde viste normal variasjon gjennom 2018 (figur 20 og 21), bortsett fra at vannhøyden var tydelig lavere i sommerhalvåret på grunn av lite nedbør. Det var lav og normal gjennomsnittlig ledningsevne og turbiditet (tabell 6). Gjennomsnittlig pH var 6,7, med høyest pH på sensommeren grunnet algevekst og forbruk av karbondioksid til fotosyntese.

Tabell 6. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrertjern i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	1,8	3	8	6,2	1
max	2,1	22	14	7,6	107
gj.snitt	1,8	9	10	6,7	1



Figur 20. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrertjern (74) i 2018.



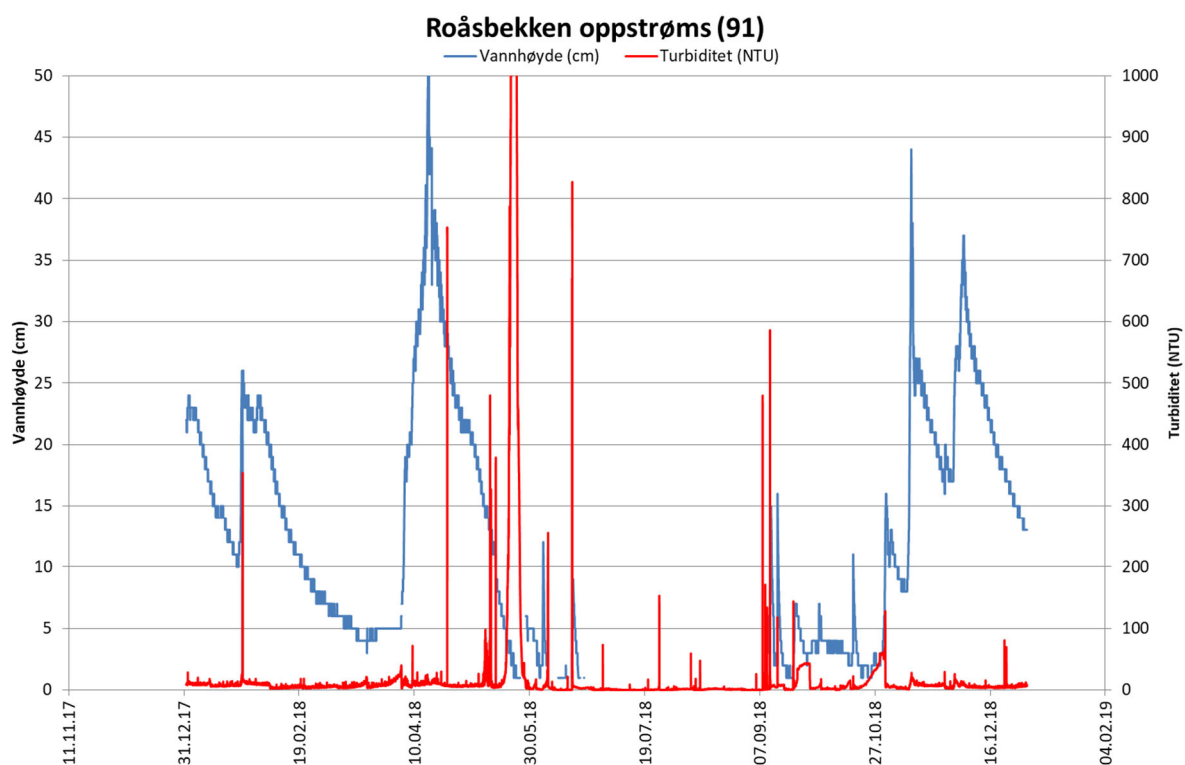
Figur 21. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrertjern (74) i 2018.

4.2.5 Roåsbekken oppstrøms ID91

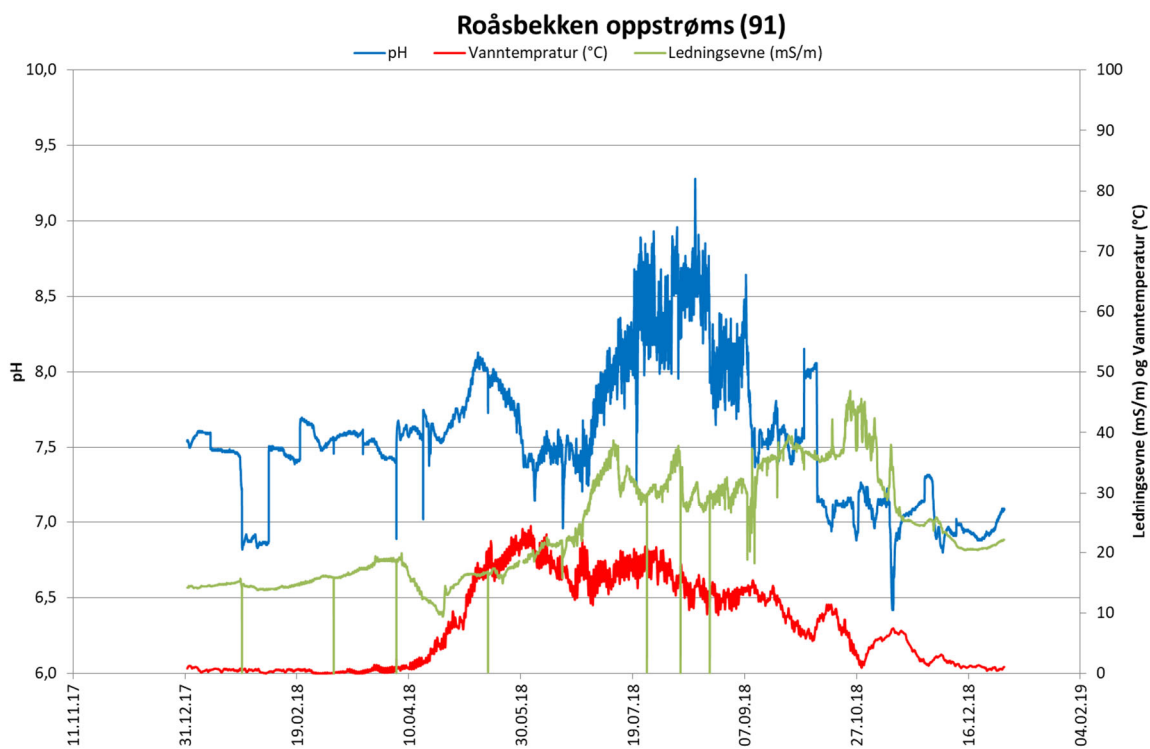
Turbiditeten i Roåsbekken oppstrøms har gjennomsnittlig vist lave og normale verdier (19 NTU), men det har vært to episoder med høy turbiditet (over 1000 NTU) (tabell 7, figur 22). Gjennom sommeren var det en lang periode med lav vannhøyde og lav turbiditet. Ledningsevnen økte noe gjennom året, trolig grunnet lite vann og lite fortynning, men etter nedbør på høsten ble den lavere igjen (figur 23) Variasjonen i pH var mellom 6,4 og 9,3, med høyest pH på sommeren grunnet biologisk aktivitet (figur 23). Algeveksten ga tydelige døgnvariasjoner.

Tabell 7. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken oppstrøms i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	-1	0	0	6,4	0
max	54	24	47	9,3	1070
gj.snitt	13	8	24	7,6	19



Figur 22. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Roåsbekken oppstrøms (91) i 2018.



Figur 23. Kontinuerlige målinger pH, ledningsevne og vanntemperatur i Roåsbekken oppstrøms (91) i 2018.

4.2.6 Roåsbekken nedstrøms ID92

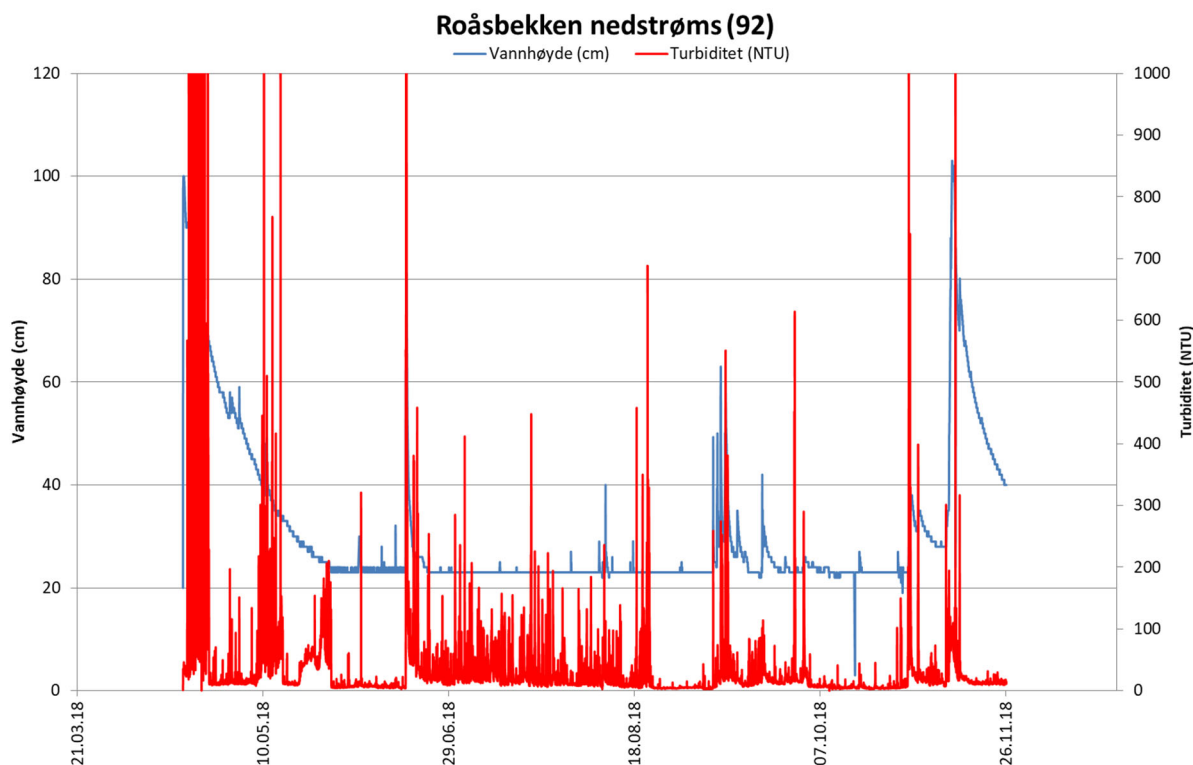
Vannhøyden i 2018 var høyest i april og november, i perioden juni til oktober var vannføringen stabilt lav (figur 24). På grunn av lite nedbør og lav vannføring var turbiditeten lav gjennom sommeren. Det ble registrert noen høye verdier av turbiditet i april og november, men både verdier og antall episoder var lavere enn i 2017. Gjennomsnittlig turbiditet i 2017 var 79 NTU mens den var 34 i 2018 (tabell 8). Turbiditeten var likevel noe høyere enn Roåsbekken oppstrøms, og det var flere episoder med høy turbiditet.

Roåsbekken nedstrøms er kanalisert og steinsatt oppstrøms overvåkingspunktet. Det er lite kantvegetasjon og gode vekstvilkår for alger. Både i 2016, 2017 (Leikanger m. fl. 2016; Greipslund m.fl. 2017) og 2018 var det tydelig algevekst i kanalen, som ga store døgnvariasjoner i pH. På grunn av den tørre sommeren i 2018 varte perioden med algevekst betydelig lengre enn i 2017. I 2017 varte perioden med store døgnvariasjoner i pH fra midten av juni til september mens det i 2018 varte fra slutten av mai til slutten av oktober (figur 25). I 2018 ble det også observert begroing direkte på sensoren ved enkelte vedlikeholdsomganger.

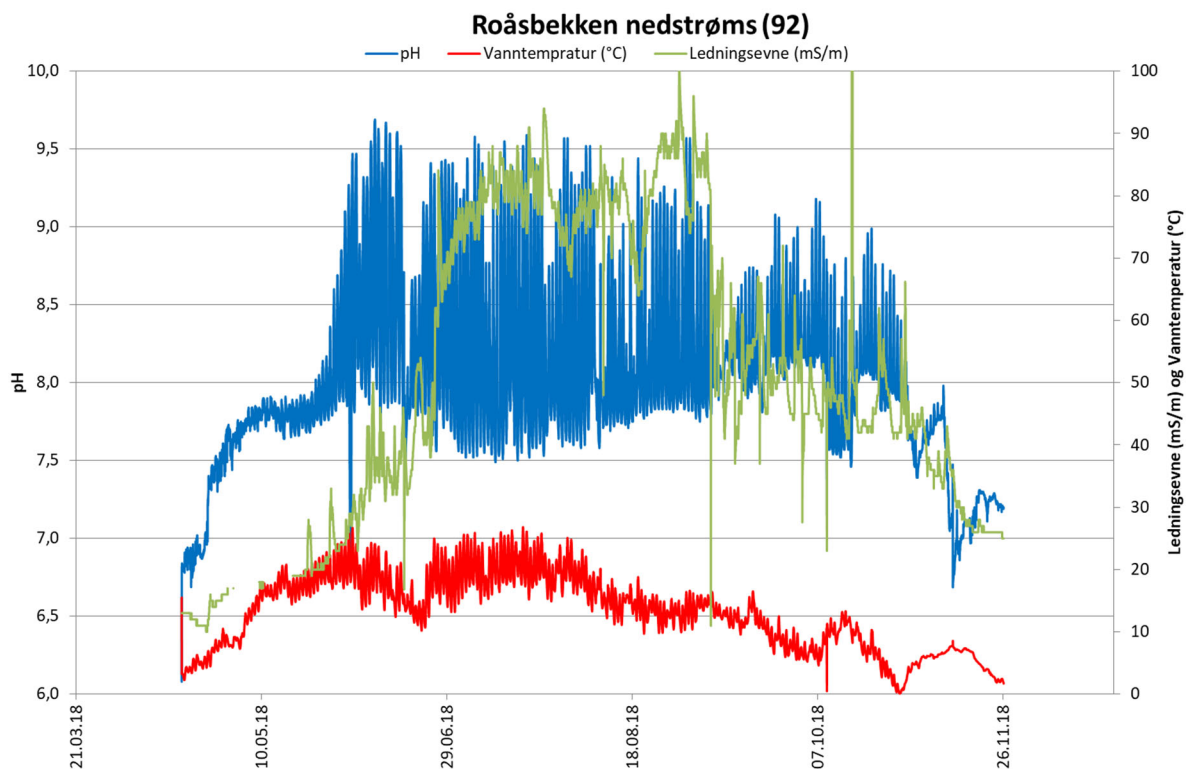
Ledningsevnen i bekken i 2018 var gjennomsnittlig på 53 mS/m, også dette er høyere enn i 2017 (23 mS/m) (Tabell 8). Ledningsevnen var høyest på sommerhalvåret. Dette skyldes sannsynligvis lav vannføring og manglende fortynning.

Tabell 8. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken nedstrøms i perioden 01.01.2018-26.11.2018.

	Vannhøyde (cm)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	3	0	10	6	1
max	103	27	636	10	1070
gj.snitt	31	13	53	8	34



Figur 24. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Roåsbekken nedstrøms (92) i 2018.



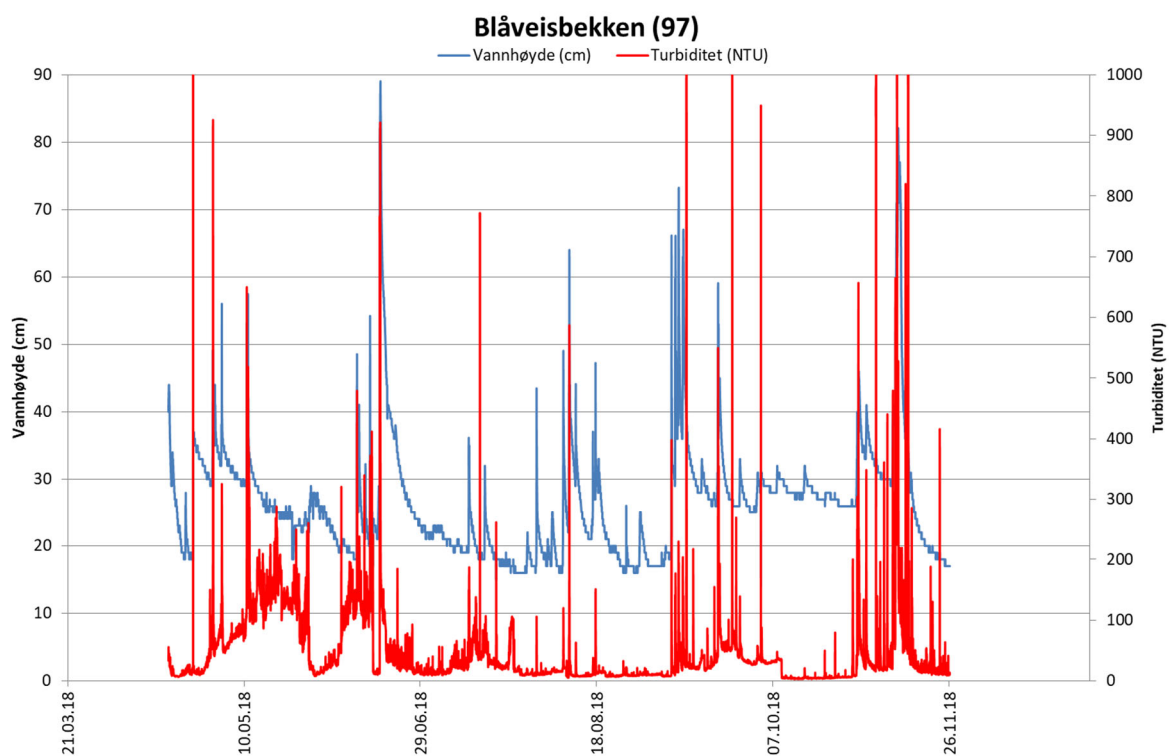
Figur 25. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Roåsbekken nedstrøms (92) i 2018.

4.2.7 Blåveisbekken ID97

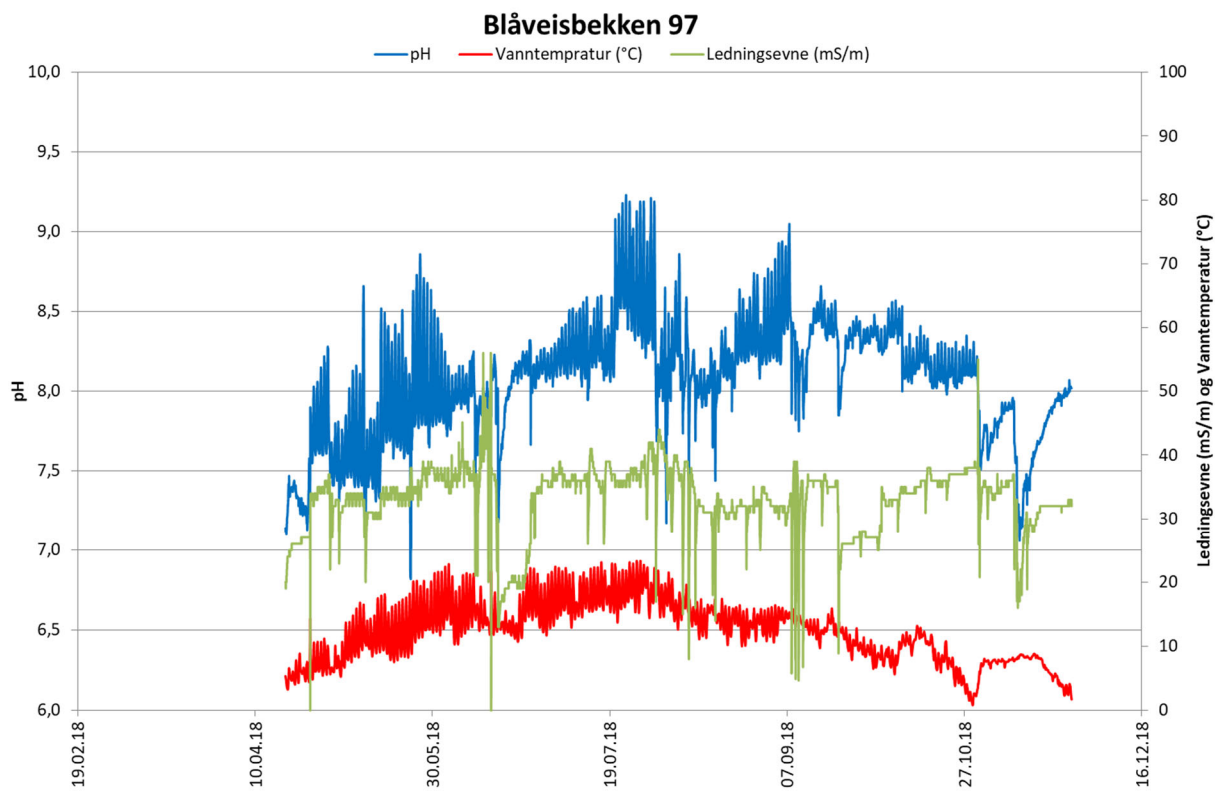
Blåveisbekken har en stor andel av nedbørfeltet fra Ski tettsted, og i 2018 ble det arbeidet langs bekken med å legge en ny vannledning. Avrenningen fra Ski, og at det faktisk er et lite nedbørfelt, gir bekken en hurtigere reaksjon på nedbør og flere tydelige “flomtopper” både mht. vannhøyde og turbiditet enn f.eks i Roåsbekken nedstrøms (figur 26). Gjennomsnittlig turbiditet var 47 NTU, ledningsevnen var relativt stabilt på rundt 33 mS/m (tabell 9). pH lå på mellom 6,8 og 9,2, med høyest pH om sommeren grunnet algevekst (figur 27).

Tabell 9. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Blåveisbekken i perioden 01.01.2018-26.11.2018.

	Vannhøyde (cm)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	14	1	5	6,8	3
max	104	23	56	9,2	1070
gj.snitt	26	12	33	8,1	47



Figur 26. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Blåveisbekken (97) i 2018.



Figur 27. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Blåveisbekken (97) i 2018.

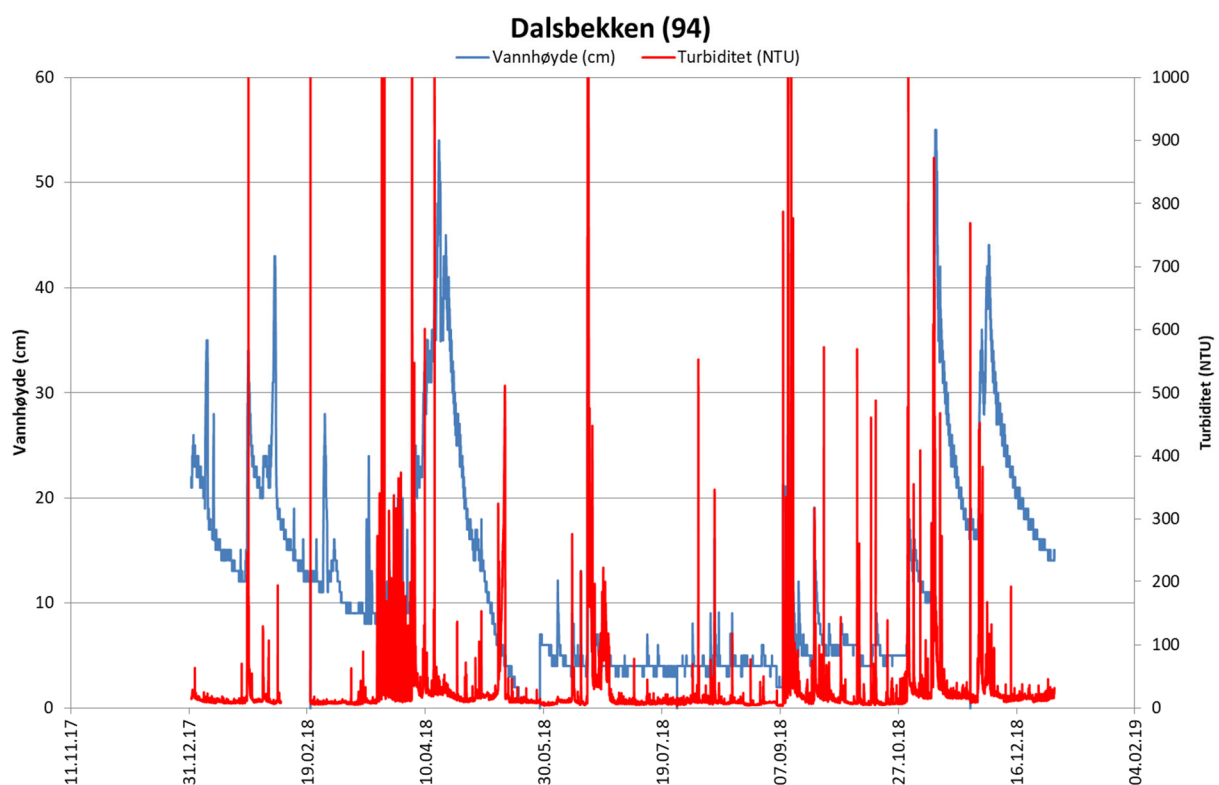
4.2.8 Dalsbekken ID94

Også i Dalsbekken var vannhøyden i 2018 høyest i april og november, mens i perioden juni til oktober var vannføringen stabilt lav (figur 28). Gjennomsnittlig turbiditet var 28 NTU (tabell 10) og det var flere episoder med forhøyet turbiditet. Ledningsevnen var høyest på sommeren, som følge av lav vannføring og mindre fortykning (figur 29).

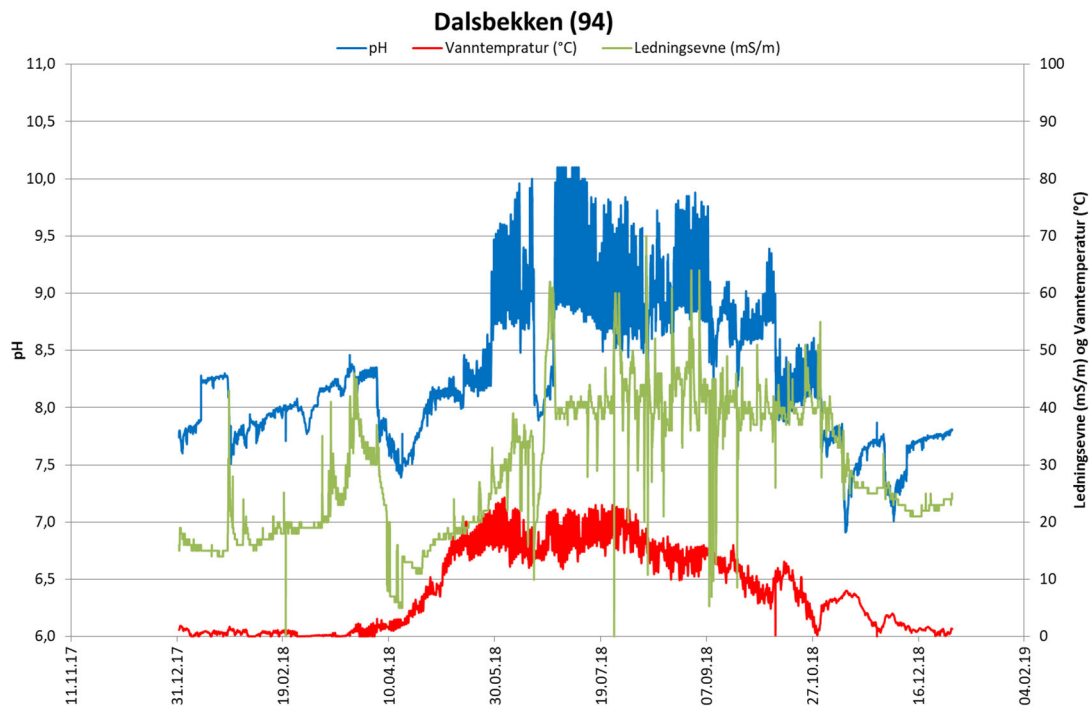
I sommerhalvåret var det algevekst og stor døgnvariasjon i pH. Maksimal pH var 10,1. I juni kommer det et regnskyll som vasker med seg deler av algeteppe. I etterkant synker pH og døgnvariasjonen avtar en periode før algebiomassen er reetablert.

Tabell 10. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Dalsbekken i perioden 01.01.2018-31.12.2018.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/m)	pH	Turbiditet (NTU)
min	12	0	14	7,5	7
max	55	24	70	10,1	1070
gj.snitt	12	8	29	8,3	28



Figur 28. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Dalsbekken (94) i 2018.

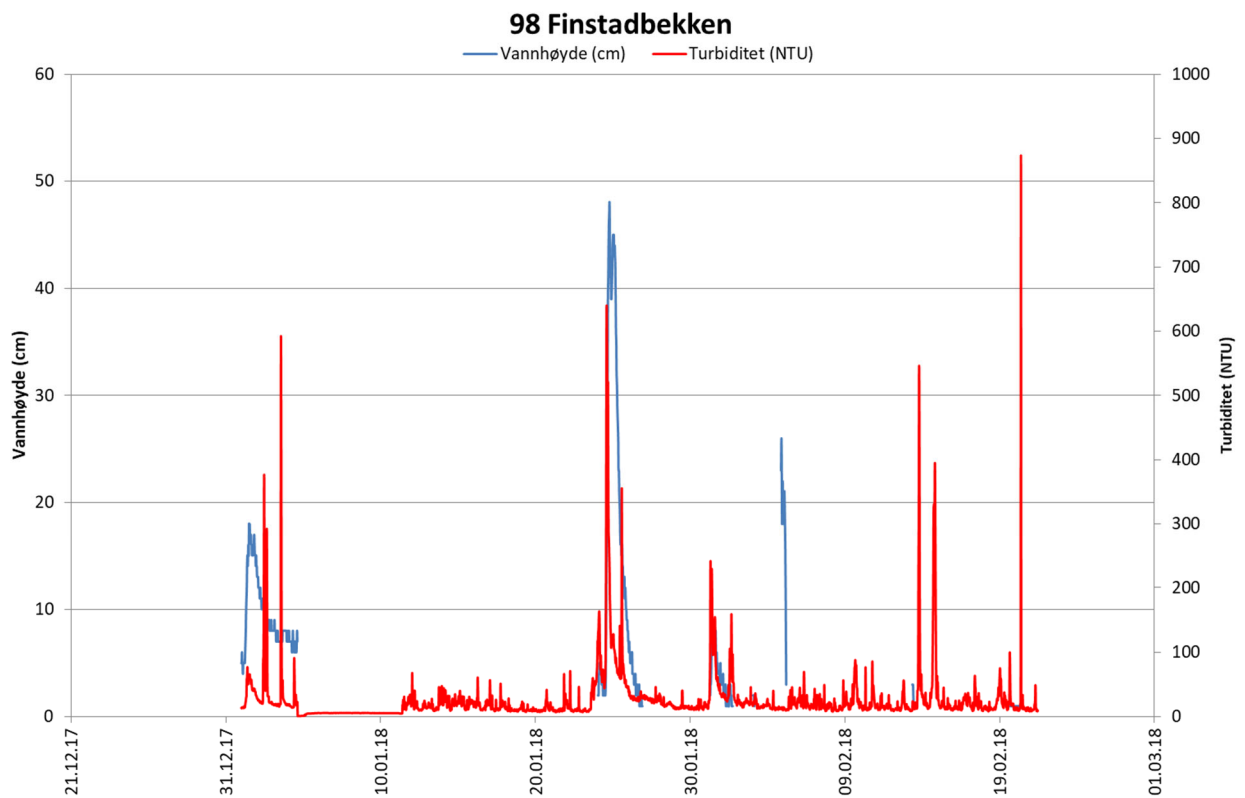


Figur 29. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Dalsbekken (94) i 2018.

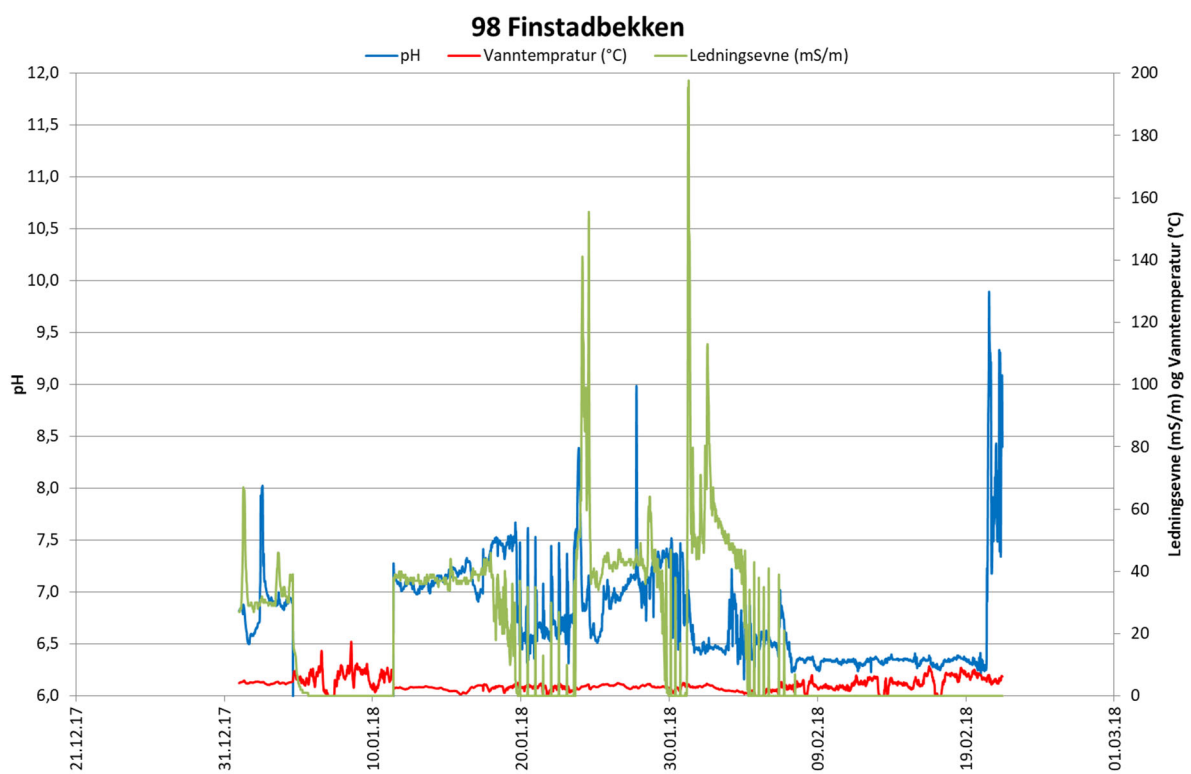
4.2.9 Finstadbekken ID98

Som sagt i metodekapittelet så har det vært problemer med målingene i Finstadbekken gjennom 2018. I lange perioder var sensoren ute av drift på grunn av lav vannføring. Deretter var det problemer med elektriske forstyrrelser fra høyspentledningen over stasjonen. Det er bare målingene i januar og februar som har blitt vurdert å ha god nok kvalitet. Det har blitt tatt vannprøver i bekken hele året.

I perioden januar/februar var det noen episoder med høyere vannføring og høyere turbiditet, men turbiditet var alltid under 1000 (max nivå) (figur 30). Det var noen episoder med høyere ledningsevne (figur 31). Dette kan ha sammenheng med salting i Ski sentrum. I slutten av februar økte pH betydelig før sensoren brått sluttet å virke.



Figur 30. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Finstadbekken (98) i 2018.



Figur 31. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Finstadbekken (98) i 2018.

4.3 Vannprøver

I tabell 11 vises gjennomsnitt, minimum og maksimum verdier for pH, ledningsevne (mS/m), suspendert stoff (SS, mg/L) og sulfat (SO₄, mg/L). Alnaelva er diskutert i eget avsnitt siden denne er saltvannspåvirket. Den høyeste registrerte pH var i Myrerbekken (61) og Roåsbekken nedstrøms (92) (pH 9,1 og 9,2). I Roåsbekken nedstrøms skjedde dette den 15 juni, sannsynligvis knyttet til økt algevekst, mens det i Myrerbekken skjedde det den 31. oktober. Det ble ikke registrert noen spesielle hendelser denne datoen i de automatiske målingene. Med unntak av Alnaelva var det høyest gjennomsnittlig ledningsevne i Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrudbekken kulvert (67). Årsaken til forhøyet ledningsevne i disse bekkene er anleggsarbeidene på Åsland. Høy ledningsevne kan føre til mindre sirkulasjon i Gjersrudtjern (tyngre vann med høy ledningsevne kan legge seg på bunnen av tjernet). Gjersrudtjern er grunt og omrøringen i vannmassene er trolig god når vannet er isfritt. I tillegg er det usikkert hvilke forbindelser som forårsaker høy ledningsevne, se kapittel om metaller.

Høyest maksimal konsentrasjon av SS var i Alnaelva, Blåveisebekken, Roåsbekken nedstrøms og Finstadbekken. Konsentrasjonen av SS varierer mye avhengig av tidspunkt og det er enkeltepisoder som påvirker gjennomsnittet i alle bekkene. Blåveisebekken og Dalsbekken har nok blitt påvirket av gravingen av ny vannledning til Ski sentrum, mens Roåsbekken nedstrøms kan ha blitt påvirket av arbeidet med Follobanen. Maksimal konsentrasjon av SS var tydelig lavere oppstrøms anleggsområdet (22 mg/L mot 130 mg/L). Utviklingen av SS i hele overvåkingsperioden er vist i figur 32. Ingen av bekkene viser en økende trend i overvåkingsperioden.

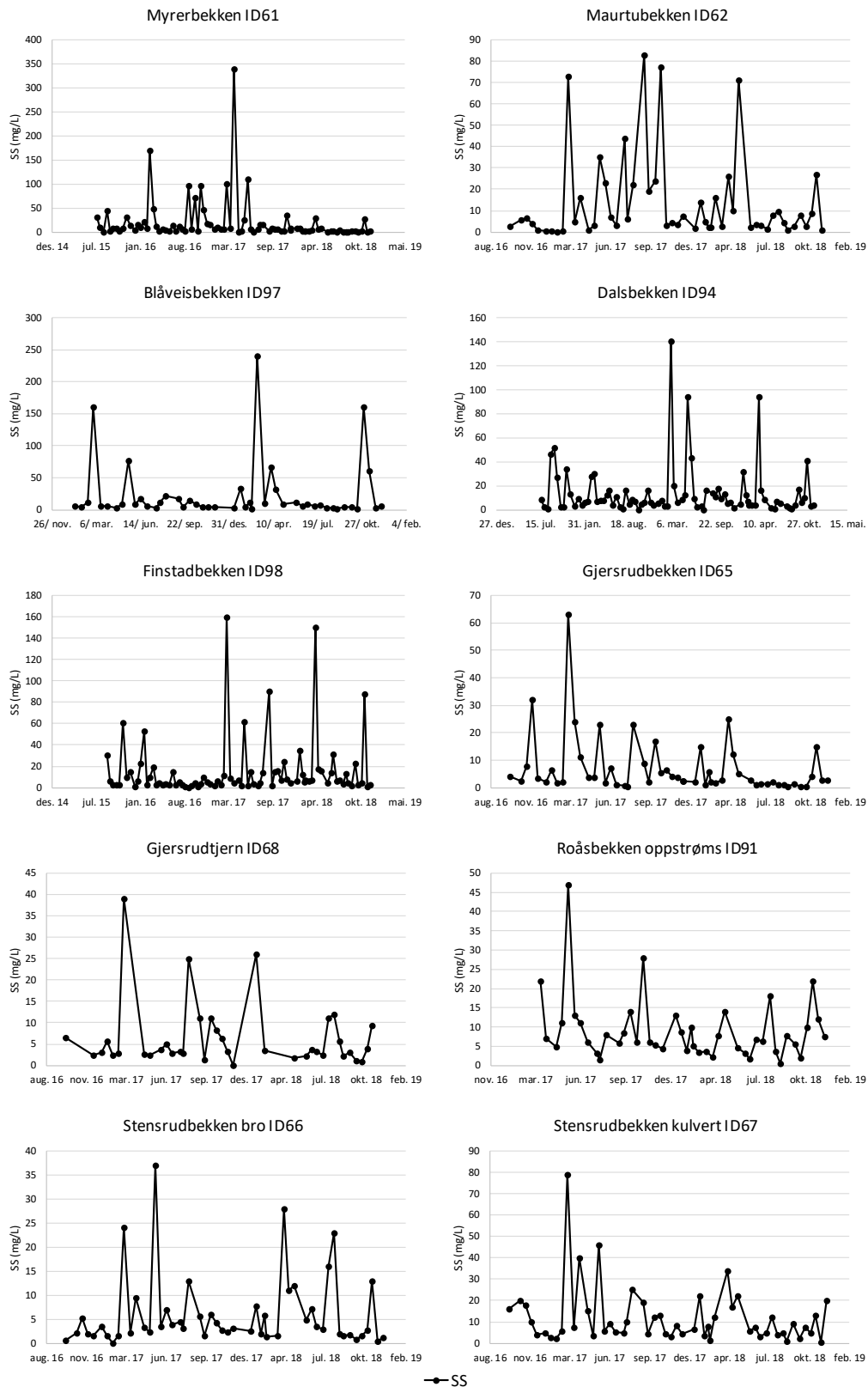
Gjennomsnittlig konsentrasjon av sulfat var høyest i Alnaelva, men dette skyldes sjøvannsinnblanding ved elveutløpet. De fleste bekkene viste høyere konsentrasjoner av sulfat enn i et «normalår». Dette har sammenheng med den tørre sommeren, lav grunnvannsstand og økt oksidasjon av sulfid i myrer og jordsmonn. Maurtubekken viste høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av sulfat (286 mg/L). Dette er en høy konsentrasjon og har sannsynligvis sammenheng med tilførsel av sulfat fra deponi og anleggsområdet på Åsland grunnet gjenbruk av anleggsvann etter rensing. Konsentrasjonen er på et nivå som kan/vil gi skade på vannlevende organismer. I drikkevannsforskriften er grenseverdien satt til 250 mg/L. Det ble tatt tre prøver oppstrøms anleggsområdet i Maurtubekken. Disse prøvene er diskutert senere i rapporten, men viste ikke høye konsentrasjoner av sulfat.

I Alnaelva skjedde det to utslipp av olje i 2018, den 31. mai og 1. november. Utslippene hadde ingen sammenheng med Follobanen. Det ble tatt en vannprøve 30.05.18, noe som må ha vært rett før det første utslippet skjedde og den viste ikke innhold av olje. Deretter ble det tatt en prøve 15.06.2018. Denne prøven viste lavere ledningsevne og lavere innhold av sulfat enn gjennomsnittet. Dette gjenspeiler at det under opprydningsarbeidet ble spylet med ferskvann i flere uker etter utslippet for å vaske bort oljerester. Ledningsevnen viste kun 2-3 mS/m noe som er svært lavt, selv sammenlignet med det som er naturlig i ferskvann. Trolig er dette en laboratoriefeil. Prøven viste høy konsentrasjon av SS i bunnlaget (240 mg/L), og det var også forhøyede konsentrasjoner av flere metaller, se avsnitt om metaller. I tilknytning til utslippet 1. november ble det tatt en prøve 12. november. Denne prøven hadde også høy konsentrasjon av SS i bunnlaget (270 mg/L) og forhøyet konsentrasjoner av flere metaller, se avsnitt om metaller.

Tabell 11. 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	7,7	8,0	9,1	59	115	210	0	5	29	22	92	170
62	7,5	8,0	8,3	77	172	242	1	10	71	36	286	430
65	4,5	7,5	8,1	30	76	175	0	4	25	37	50	63
66	7,1	7,7	8,2	11	33	92	0	6	28	15	50	84
67	7,3	7,9	8,2	33	101	560	0	9	34	23	87	250
68	7,3	7,6	8,2	30	75	109	1	6	26	23	48	73
91	6,6	7,3	8,0	13	27	43	1	7	22		13*	
92	7,1	7,6	9,2	13	31	92	2	19	130		24*	
94	7	7,7	8,6	15	33	58	1	12	94		28*	
97	7,3	7,9	8,3	27	38	50	1	28	240		34*	
98	7,3	7,9	8,6	29	42	70	1	19	150	14	30	46
21 topp	7,5	7,8	8,0	2	2163	4790	2	19	110	16	1033	2200
21 bunn	7,5	7,8	8,2	3	3325	5040	3	53	270	730	1882	2600

*bare analysert i en prøve.



Figur 32. Analyseresultater av suspendert stoff (mg/L) i hele overvåkingsperioden.

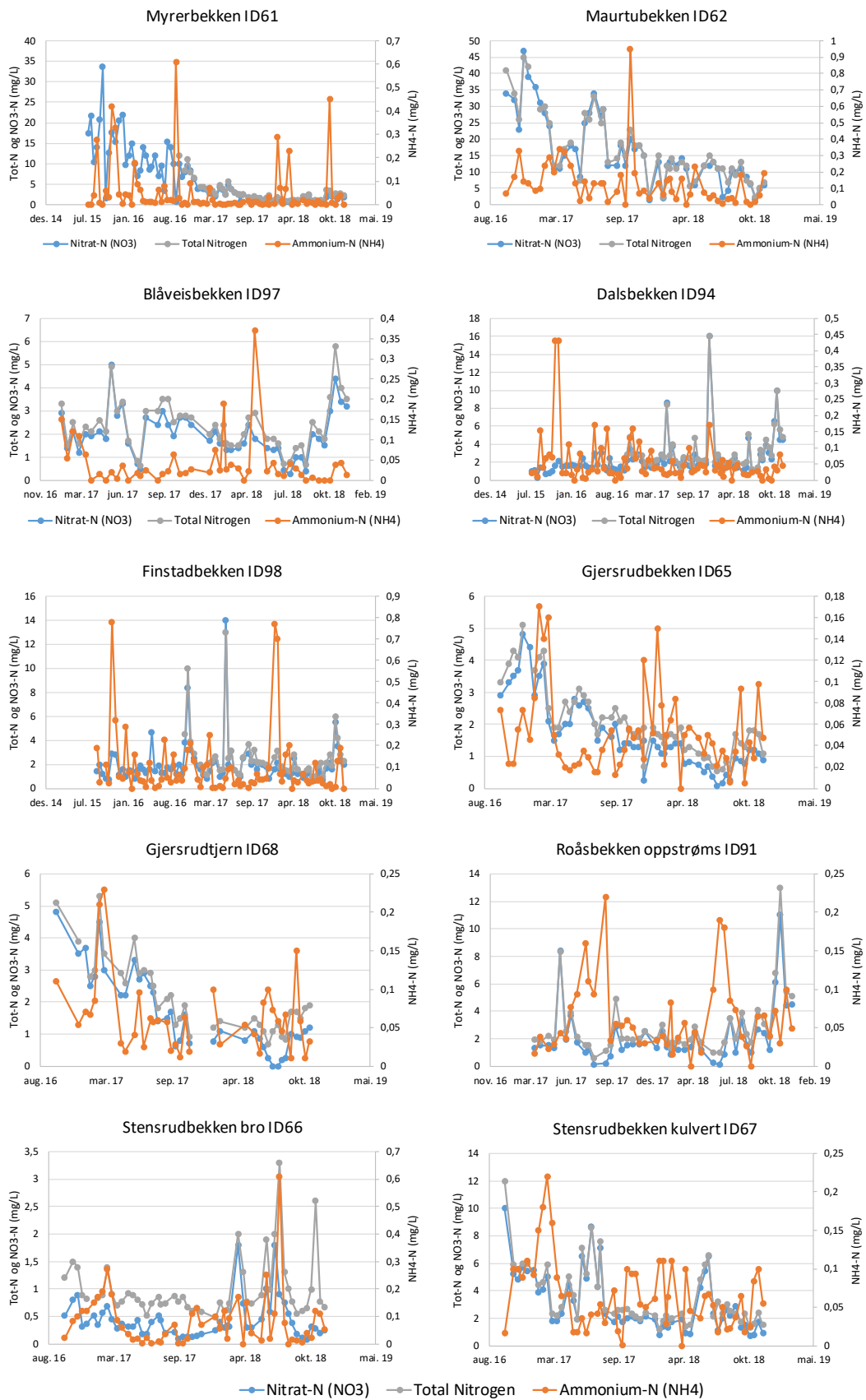
4.3.1 Næringsstoffer

I tabell 12 vises gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsstoffer med fargekoder som viser økologisk tilstand. Alle bekkene har forhøyet konsentrasjon av total nitrogen, dette gjelder spesielt Maurtubekken der gjennomsnittlig konsentrasjon av total nitrogen er 9,6 mg/L. Flere av bekkene har også forhøyet konsentrasjon av ammonium, fosfor og fosfat. Høyt næringsstoffsinnhold skyldes delvis at flere av bekkene har mye jordbruk i nedbørfeltet.

I figur 33 vises utviklingen i total nitrogen, nitrat og ammonium i alle bekkene gjennom overvåkingsperioden. Flere av bekkene, blant annet Blåveisbekken, Roåsbekken oppstrøms og Stensrubbekken bro viser høyere konsentrasjoner av total nitrogen i 2018 enn tidligere. Dette har sammenheng med den tørre sommeren og avlingssvikt i jordbruket. Tilført gjødsel ble i mindre grad tatt opp av avlingen, og det ble dermed større nitrogenavrenning. Det var spesielt i bekkene med mye jordbruksareal at økningen i 2018 er tydelig. I bekkene som også tidligere år har hatt høye konsentrasjoner av nitrogen grunnet anleggsarbeid og har lite jordbruk i nedbørfeltet (Myrerbekken og Maurtubekken), var det derimot en klar nedadgående trend i total nitrogen gjennom perioden.

Tabell 12. Gjennomsnittlig konsentrasjon av næringsstoffer i 2018.

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	1,7	1,3	65	18	7
62	9,6	8,8	80	25	8
65	1,3	0,9	51	25	6
66	1,1	0,5	100	29	9
67	2,5	2,0	58	25	7
68	1,3	0,8	58	37	6
91	3,1	2,3	64	45	12
92	3,6	2,7	27	46	11
94	3,2	2,7	33	42	14
97	2,2	1,7	53	46	20
98	2,1	1,7	128	76	42
21 topp	1,1	0,6	137	63	30
21 bunn	0,6	0,2	192	104	33



Figur 33. Analyseresultater for Total nitrogen (Tot-N)(mg/L), Nitrat-N (mg/L), Ammonium-N (mg/L) i hele overvåkingsperioden.

4.3.2 Metaller

Det var lave gjennomsnittlige konsentrasjoner av kvikksølv (Hg), krom (Cr) og kobber (Cu) i alle bekkene (tabell 13). Konsentrasjonene av Cr⁶⁺ har også gjennomsnittlig vært lave. Noen av bekkene har vist forhøyede gjennomsnittlige konsentrasjoner av arsen (As), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og bly (Pb), tilsvarende tilstandsklasse moderat. Det var forhøyede gjennomsnittlige konsentrasjoner av sink i Finstadbekken og Alnaelva, tilsvarende tilstandsklasse IV (dårlig). I Finstadbekken medførte dette en endring fra tilstandsklasse II i 2017. I Maurtubekken ble det målt noe forhøyede konsentrasjoner av uran. Det er ingen grenseverdier for uran i vannforskriften.

Enkeltprøver viste forhøyede konsentrasjoner (i tilstandsklasse IV og V) av Cr, Cu, U og Zn i enkelte bekker. Alle bekkene har overskridet grenseverdien for klasse III for en eller flere parametere. De høyeste verdiene av krom (med unntak av Alnaelva) ble påvist i januar/februar 2018, og har i ettertid blitt lavere. Høyeste verdier av metaller i Alnaelva ble påvist den 15.06.2018, i prøven tatt etter oljeutslippet.

Tabell 13. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller i 2018 (µg/l).

Stasjon nr.		As	Cd	Hg	Cr	Cr ⁶	U*	Cu	Ni	Zn	Pb
61	gj.	0,5	0,09	0,00	2,0	1,7	11	2,5	4	4	0,1
62	gj.	0,4	0,11	0,00	0,7	1,0	52	3,7	5	5	0,2
67	gj.	0,4	0,06	0,00	1,0	0,8	13	2,5	3	6	0,3
98	gj.	0,6	0,03	0,00	0,9	0,6	3	7,3	2	12	0,7
21 topp	gj.	1,0	0,05	0,01	0,6		2	3,6	1	13	0,8
21 bunn	gj.	1,5	0,09	0,02	1,0		2	5,0	1	20	2,1

*For uran finnes det ikke tilstandsklasse i veileder M-608, men WHO's anbefalinger for drikkevann er på 30 µg/l.

Tabell 14. Maksimale konsentrasjoner av metaller i 2018 (µg/l).

Stasjon nr.		As	Cd	Hg	Cr	Cr ⁶	U*	Cu	Ni	Zn	Pb
61	max	1,1	0,19	0,00	12,2	5,0	22	5,6	10	20	0,8
62	max	0,6	0,18	0,00	2,3	1,4	77	6,3	7	12	0,8
67	max	0,7	0,13	0,01	5,1	0,9	38	6,5	5	25	1,2
98	max	1,1	0,09	0,01	5,1	0,6	4	55,9	6	56	4,8
21 topp	max	1,7	0,12	0,02	2,3	0,0	3	12,5	4	62	5,3
21 bunn	max	3,3	0,42	0,04	7	0,0	3	26,7	5	149	13

*For uran finnes det ikke tilstandsklasse i veileder M-608, men WHO's anbefalinger for drikkevann er på 30 µg/l.

Forhøyede verdier av metaller ble påvist i slutten av 2018 fra september og utover. Det ble derfor tatt noen få prøver i Maurtubekken og Myrerbekken oppstrøms anleggsområdet på Åsland. Resultatene viste forhøyede konsentrasjoner av de fleste stoffene nedstrøms. Unntakene var en høyere konsentrasjon av ammonium oppstrøms i Myrerbekken, og høyere konsentrasjon av sink og jern oppstrøms i Maurtubekken sammenlignet med nedstrøms. En høy konsentrasjon av sink kan stamme fra hogst av trevirke eller flishogging av slikt virke, men det er usikkert om dette er kilden i Maurtubekken oppstrøms.

Tabell 15. Gjennomsnittlige analyseresultater i vannprøver i Maurtubekken (62) og Myrerbekken (61) opp- og nedstrøms anlegget på Åsland.

	61 opp	61 ned	62 opp	62 ned
Antall	3	3	2	2
pH	7	8	5	8
Ledningsevne (mS/m)	9	117	4	110
SS (mg/l)	1	10	2	18
Sulfat (mg/l)	14	118	nd	185
Total Nitrogen (mg/l)	0,8	2,2	0,6	5,4
Nitrat (NO ₃ -N) (mg/l)	0,2	1,7	nd	5,1
Ammonium (NH ₄ -N) (µg/l)	107	34	10	34
Total Fosfor (µg/l)	12	25	17	35
Fosfat (PO ₄ -P) (µg/l)	3	7	6	6
Cd (µg/l)	0,03	0,11	0,05	0,09
Cr (µg/l)	0,4	1,2	0,5	0,8
Zn (µg/l)	5,8	6,2	17,2	10,0
U (µg/l)	0,6	15,7	0,2	38,5
Hg (µg/l)	0,003	0,003	0,008	0,004
Pb (µg/l)	0,2	0,3	2,0	0,5
Cu (µg/l)	1,6	4,1	1,1	5,6
Ni (µg/l)	1,1	4,4	0,7	5,5
Fe (mg/l)	0,3	0,3	0,8	0,5
Mn (µg/l)	28,3	67,8	17,0	82,6
Sb (µg/l)	0,1	0,6	0,2	0,9

4.3.3 Nitrogentransport i Maurtubekken og Myrerbekken

Estimert nitrogentransport i Maurtubekken (62) i 2018 var 2,8 tonn, eller 4 kg/daa, noe som er betydelig lavere enn det var i 2016 (tabell 16). I Myrerbekken (61) var estimert nitrogentransport i 2018 0,5 tonn, eller 0,7 kg/daa. Til sammenligning viser JOVA-programmet (Bechmann m.fl., 2017) at gjennomsnittlig nitrogentransport (nitrogentap) i jordbruket på Østlandet er i størrelsesorden 2-7 kg/daa. Fra grønnsaksområder på Sørlandet har det blitt registrert et tap på 15,7 kg nitrogen/daa/år. Det meste av nitrogen påvist i Myrer- og Maurtubekken stammer fra anleggsområdet. Årsaken til årets nedgang er trolig at nitrogenet fra sprengstein som har blitt benyttet til å planere rigg- og anleggsområdet, delvis er vasket ut, samt at de siste 2 årene har vært liten tilførsel av sprengstein til deponiet sammenliknet med f.eks. 2015.

Tabell 16. Estimert transport av total nitrogen (kg og kg/daa) i Myrerbekken (61) og Maurtubekken (62) 2016-2018.

	2016	2017	2018
Estimert avrenning (mm)	381	554	420
61 Gjennomsnitt (mg/L)	9	3	2
61 Årlig sum (kg)	2273	1000	456
61 Årlig sum (kg/daa)	3,5	1,5	0,7
62 Gjennomsnitt (mg/L)	38	20	10
62 Årlig sum (kg)	9885	7463	2770
62 Årlig sum (kg/daa)	14,3	10,8	4,0

4.4 Bunndyr

Bunndyrprøvene tatt 2018 viste moderat økologisk tilstand i både Dalsbekken (tabell 5) og Gjersrudbekken (tabell 6). Dalsbekken har tidligere vist god økologisk tilstand basert på prøvene tatt våren 2015-2017, men tilstanden basert på prøvene tatt på høsten har vært moderat. Gjersrudbekken har blitt undersøkt flere ganger i perioden 2012-2018 og tilstanden har i gjennomsnitt vært moderat. Akkurat som tidligere år var ASPT-verdien i 2018 høyere om våren enn høsten.

Tabell 5. EPT- og ASPT-indeks beregnet for Dalsbekken år 2013 – 2018.

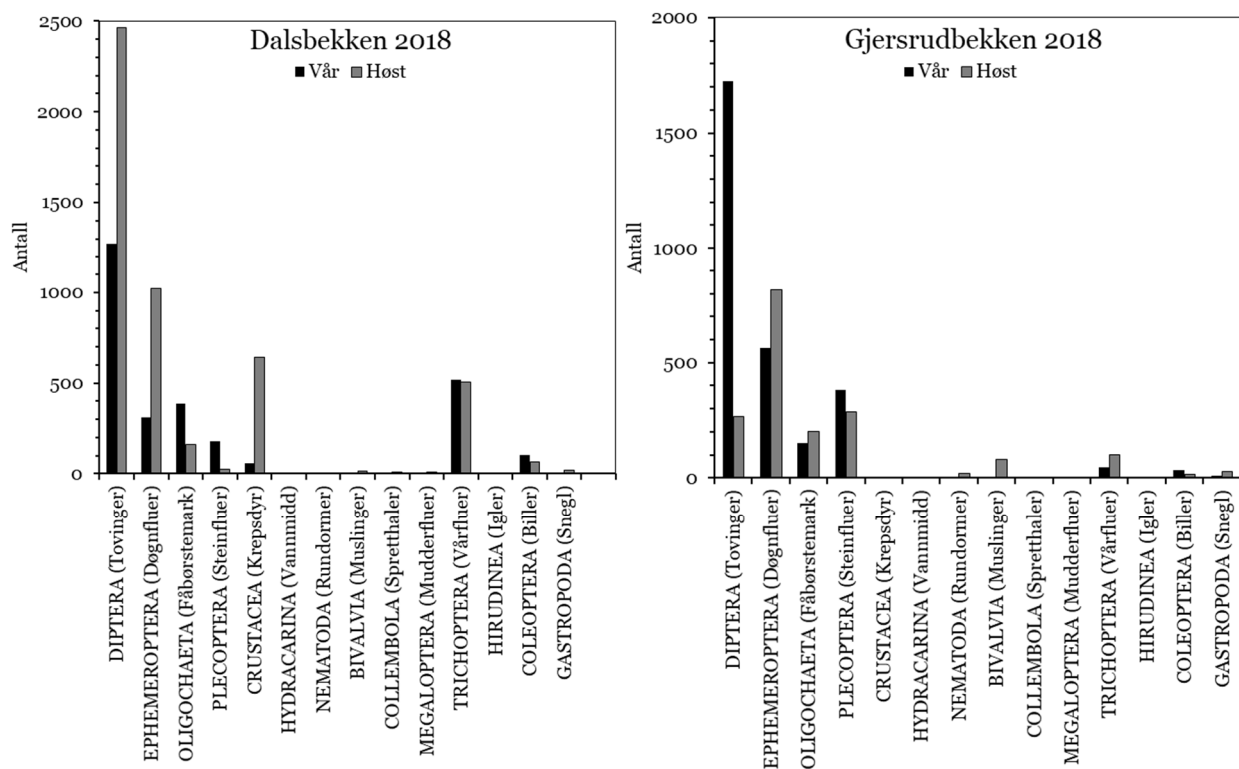
Dalsbekken	2013	2014	2015	2016	2017	2018
ASPT (vår)	-	-	6,1	6,2	6,3	5,9
ASPT (høst)	5,9	6	5,6	5,7	5,8	5,85
EPT (vår)	-	-	22	20	17	19
EPT (høst)	15	17	17	18	15	18

Tabell 6. EPT- og ASPT-indeks beregnet for Gjersrudbekken år 2012 – 2018.

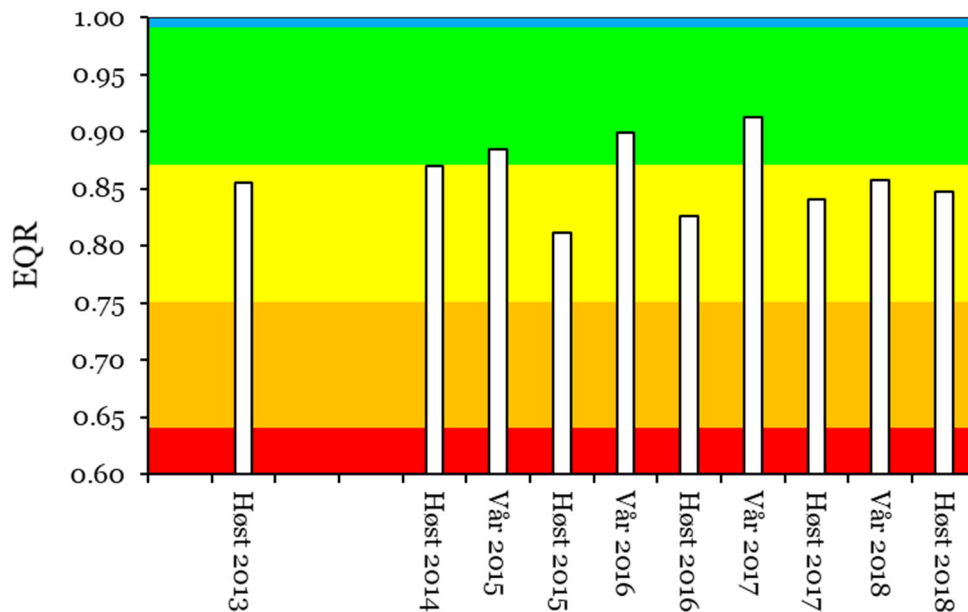
Gjersrudbekken	2012	2014	2015	2016	2017	2018
ASPT (vår)	5,7	-	5,8	5,6	5,7	5,7
ASPT (høst)	5,5	4,8	5,3	5,7	5,4	5,47
EPT (vår)	12	-	11	9	8	14
EPT (høst)	16	8	9	14	12	13

Våren 2018 var bunndyrsamfunnet i Dalsbekken dominert av tovinger, vårfluer og fåbørstemark (figur 34). Høsten var det større forekomst av krepsdyr og døgnfluer enn fåbørstemark. I Gjersrudbekken var det størst forekomst av tovinger, døgnfluer og steinfluer. Det ble funnet flest EPT-arter (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) i Dalsbekken.

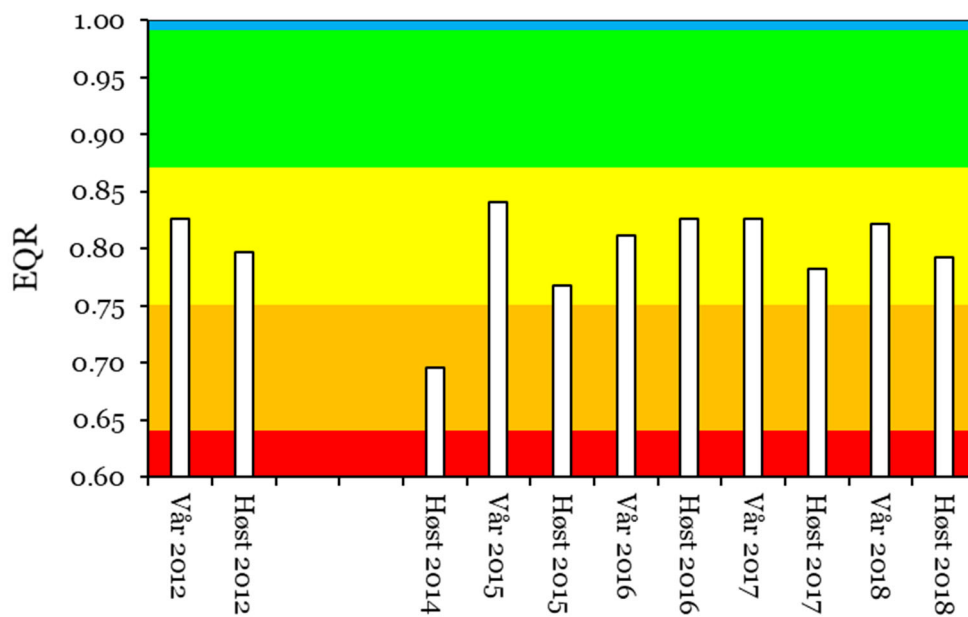
Figur 35-38 viser utviklingen i Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen i de to bekkene i perioden 2013-2018.



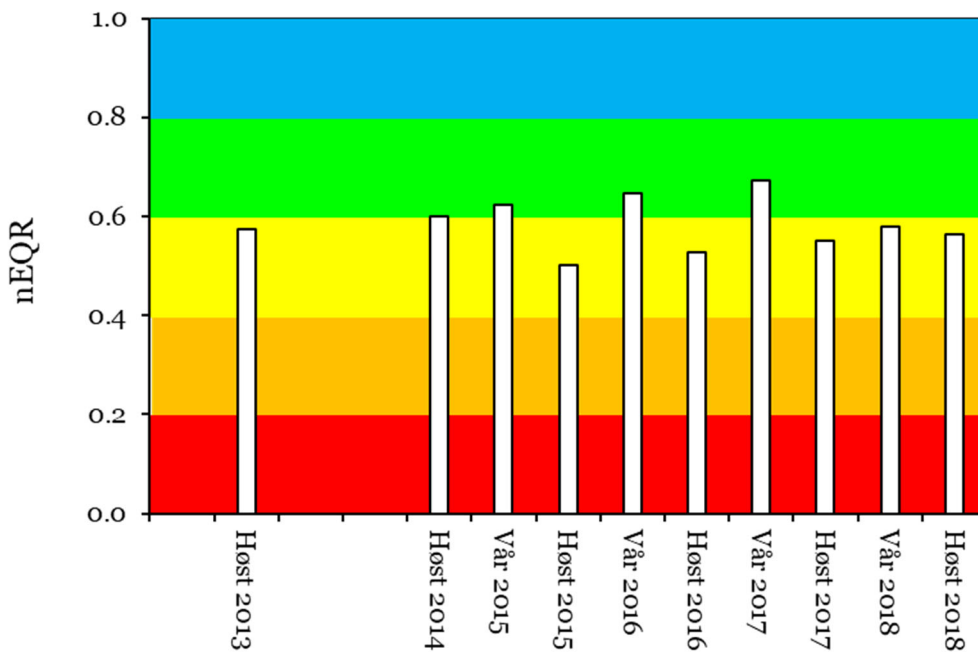
Figur 34. Antall og fordeling av hovedgrupper (vist som klasser og ordner) funnet i Gjersrudbekken og Dalsbekken 15. mai og 10. oktober 2018.



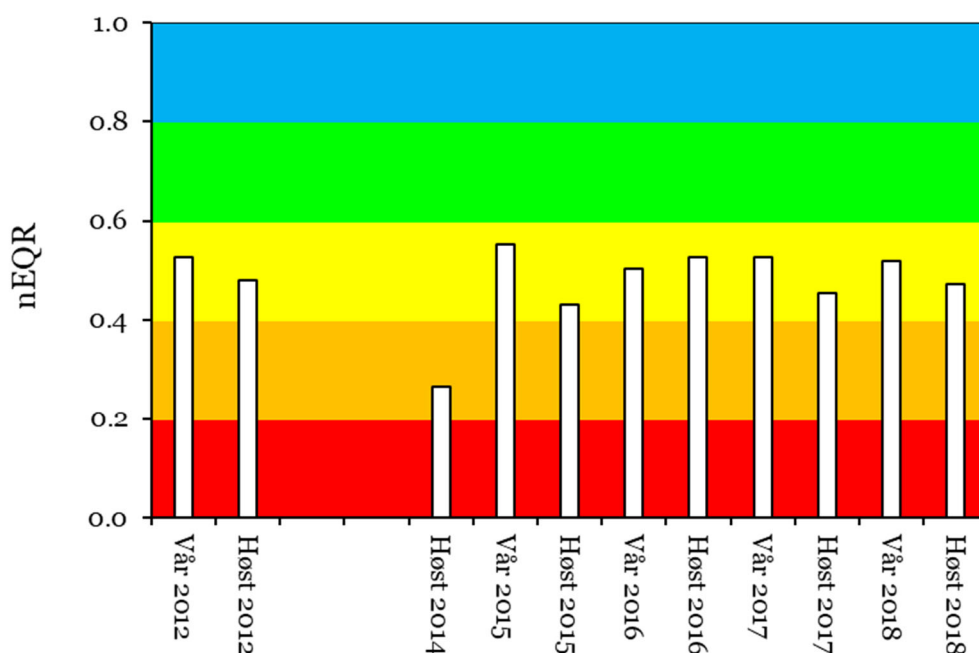
Figur 35. Utviklingen av Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen beregnet for Dalsbekken i vår- og høstprøver fra 2013 – 2018. Indeksen sier noe om den organiske belastningen i bekken, evt ideelt den antropogene andelen av eutrofieringsprosessen.



Figur 36. Utviklingen i Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen beregnet for Gjersrudbekken i vår- og høstprøver fra 2012 – 2018. Indeksen sier noe om den organiske belastningen i bekken, evt ideelt den antropogene andelen av eutrofieringsprosessen.



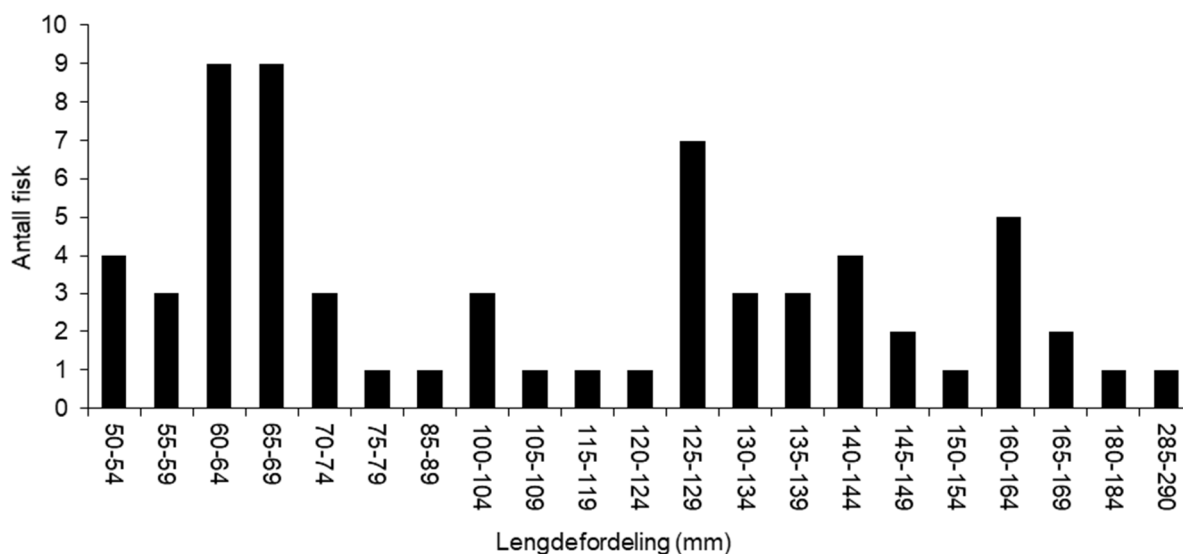
Figur 37. Utviklingen av normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR) for ASPT-indeksen beregnet for Dalsbekken i vår- og høstprøver fra 2013 – 2018.



Figur 38. Utviklingen i normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR) for ASPT-indeksen beregnet for Gjersrudbekken i vår- og høstprøver fra 2012 – 2018.

4.5 Fiskeundersøkelse

Det ble fanget totalt 65 ørret i 2018. Beregnet tetthet var 57/100m². Lengdefordeling etter tre ganger overfiske er vist i figur 39. Antall årsyngel (0+) var 30 stk (<90 mm) og antall ettåringer og eldre ungfisk (≥ 1+) var 35. Dette er vesentlig færre fisk enn det som ble funnet i 2015 og 2016 (Skaalsveen mfl 2016), og på nivå med hva som ble funnet i 2012 av Bækken mfl (2013). I følge Bymiljøetaten ble det ikke satt ut ørret i Gjersrudbekken i 2018, og all årsyngel som ble fanget høsten 2018 er naturlig rekruttert.



Figur 39. Lengdefordeling av ørret i Gjersrudbekken etter el-fiske 2018.

Tabell 7. Data for antall fisk pr overfiske (C₁-C₃), samt estimat for tetthet.

	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Antall	C ₁	C ₂	C ₃	Formel	Fisk/ 100m ²
Totalt	50	2.5	125	65	40	16	9	71	57
0+ (<90)	50	2.5	125	30	21	4	5	31	25
>1 (>90)	50	2.5	125	35	19	12	4	41	32

5 Oppsummering

5.1 Åsland

Stensrubbekken bro (66) viste høyere konsentrasjoner av total nitrogen i 2018 enn tidligere. Dette har trolig sammenheng med den tørre sommeren og avlingssvikt i jordbruket. Myrerbekken (61) og Maurtubekken (62) hadde også høye konsentrasjoner av total nitrogen i 2018. Disse bekkene har lite jordbruk i nedbørsfeltet og det antas at store deler av nitrogenet kommer fra anlegget. Det var derimot en klar nedadgående trend i total nitrogen gjennom perioden.

Det var høyest gjennomsnittlig ledningsevne i Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrubbekken kulvert (67). Årsaken til forhøyet ledningsevne i disse bekkene er anleggsarbeidene på Åsland. Myrerbekken (61) hadde forhøyede gjennomsnittslige konsentrasjoner av arsen, kadmium og nikkel innenfor tilstandsklasse III og makskonsentrasjoner av sink og krom innenfor tilstandsklasse IV og V, henholdsvis. Maurtubekken (62) viste forhøyede middelkonsentrasjoner av kadmium og nikkel i klasse III og maksverdier av arsen, kadmium og nikkel i klasse III samt sink i klasse IV. Stensrubbekken kulvert (67) viste lave middelkonsentrasjoner av metaller med enkeltprøver (makskonsentrasjon) av arsen, kadmium og nikkel i tilstandsklasse III, sink i klasse IV og krom i klasse V. Maurtubekken viste høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av sulfat (286 mg/L), som sannsynligvis har sammenheng med tilførsel av sulfat fra deponi og anleggsområdet på Åsland grunnet gjenbruk av anleggsvann etter rensing. Mot slutten av året ble det tatt noen prøver oppstrøms anlegget i Myrerbekken og Maurtubekken for å dokumentere bakgrunnstilstanden. En sammenlikning med resultatene av disse prøvene viste at det var forhøyede konsentrasjoner av de fleste stoffer nedstrøms, med unntak av ammonium og sink.

Bunndyrundersøkelsene i Gjersrubbekken viste moderat økologisk tilstand både høst og vår. Til sammenligning var tilstanden i 2017 god på våren og moderat på høsten. Beregnet tetthet var 57/100m². Det ble fanget vesentlig færre fisk enn det som ble funnet i 2015 og 2016. I følge Bymiljøetaten ble det ikke satt ut ørret i Gjersrubbekken i 2018, og all årsyngel som ble fanget høsten 2018 er naturlig rekruttert.

5.2 Ski stasjon-Langhus

Blåveisbekken, Roåsbekken nedstrøms og Finstadbekken hadde høyest middelkonsentrasjon av SS. Blåveisbekken har nok blitt påvirket av gravingen av ny vannledning til Ski sentrum, mens Roåsbekken nedstrøms kan ha blitt påvirket av arbeidet med Follobanen. Maksimal konsentrasjon av SS var tydelig lavere oppstrøms anleggsområdet (22 mg/L mot 130 mg/L). Ingen av bekkene viser en økende trend i overvåkingsperioden.

Blåveisbekken og Roåsbekken oppstrøms viste høyere konsentrasjoner av total nitrogen i 2018 enn tidligere, noe som trolig har sammenheng med den tørre sommeren og avlingssvikt i jordbruket. Det var spesielt i bekkene med mye jordbruksareal i nedbørsfeltet at økningen i 2018 var tydelig.

Finstadbekken (98) viste forhøyede middelkonsentrasjoner av arsen (klasse III) og sink (klasse IV) samt forhøyede makskonsentrasjoner av arsen, kadmium og nikkel i klasse III, sink i klasse IV samt kobber og krom i klasse V. Middelkonsentrasjonen av sink var betydelig høyere i 2018 enn i 2017 (Greipsland m.fl. 2018) noe som medførte en endring fra tilstandsklasse II til klasse IV.

5.3 Oslo

Spesielle hendelser i Alnaelva i 2018 var et stort oljeutslipp 30.mai og et mindre oljeutslipp 1.november 2018. Ingen av utslippene hadde sammenheng med Follobanen. I juli slapp VAV ut ca. 12-15 m³ kloakkvann i forbindelse med tørrlegging og nedføring av Kværnertunnelen til Midgardsormen mens Follobanen passerte under denne tunnelen.

Prøvene i Alnaelva viste forhøyede middelveidier av arsen, kadmium og bly innenfor tilstandsklasse III og sink i klasse IV. Det ble påvist makskonsentrasjoner av krom kobber og sink innenfor tilstandsklasse V. De høyeste verdiene av metaller i Alnaelva ble påvist den 15.06.2018, i prøven tatt etter oljeutslippet.

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, Miljøvernnavdelingen. 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.

Vedlegg 1 – Rådata bunndyr

	Vår 2018 (27.03.18)	
	Dalsbekken	Gjersrubbekken
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)	388	149
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark)	8	11
Ubestemte	80	130
Ubestemte små (Naididae)	300	8
HIRUDINEA (Iglar)	1	0
<i>Erpobdella octoculata</i> (Hundeigle)	1	-
BIVALVIA (Muslinger)	2	5
<i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger)	2	5
GASTROPODA (Snegl)	2	9
<i>Acroloxus lacustris</i> (Lav topplesnegl)	-	1
<i>Ancylus fluviatilis</i> (Høy topplesnegl)	1	-
<i>Gyraulus acronicus</i> (Vanlig skivesnegl)	1	8
CRUSTACEA (Krepsdyr)	60	4
<i>Asellus aquaticus</i> (Asell)	40	-
Copepoda, Cyclopoida (Hoppekreps)	4	-
Ostracoda (Muslingkreps)	16	4
HYDRACARINA (Vannmidd)	-	4
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)	313	565
<i>Alainites muticus</i>	12	64
<i>Baëtis rhodani</i>	172	348
<i>Centroptilum luteolum</i>	8	5
<i>Heptagenia sulphurea</i>	20	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	-	40
<i>Leptophlebia</i> sp. (små)	1	36
<i>Nigrobaëtis niger</i>	100	72
PLECOPTERA (Steinfluer)	178	380
<i>Amphinemura borealis</i>	108	-
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	-	308
<i>Brachyptera risi</i>	-	20
<i>Isoperla grammatica</i>	52	-
<i>Leuctra hippopus</i>	2	-
<i>Leuctra</i> sp. (små)	12	-
<i>Nemoura avicularis</i>	-	20
<i>Nemoura cinerea</i>	-	32
Ubestemte (meget små)	4	-
TRICHOPTERA (Vårfluer)	521	46
<i>Agapetus ochripes</i>	164	-
<i>Chaetopteryx</i> sp.	-	3
<i>Halesus</i> sp.	-	1
<i>Hydropsyche saxonica</i>	4	-
<i>Hydropsyche siltalai</i>	152	-
Limnephilidae, ubestemte (små)	12	4

<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	100	4
Polycentropodidae, ubestemte (små)	32	-
<i>Rhyacophila fasciata</i>	5	2
<i>Rhyacophila nubila</i>	8	-
<i>Rhyacophila</i> sp. (små)	28	28
<i>Sericostoma personatum</i>	8	4
<i>Silo pallipes</i>	8	-
MEGALOPTERA (Mudderfluer)	4	1
<i>Sialis fuliginosa</i>	4	1
COLEOPTERA (Biller)	104	32
<i>Elmis aenea</i> (voksne)	4	-
<i>Hydraena gracilis</i> (voksne)	48	32
<i>Limnius volckmari</i> (larver)	36	-
<i>Limnius volckmari</i> (voksne)	16	-
DIPTERA (Tovinger)	1273	1725
CERATOPOGONIDAE (Sviknott)	72	4
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	1040	1600
EMPIDIDAE (Dansefluer)	72	24
LIMONIIDAE (Småstankelbein)		
<i>Eloeophila</i> sp.	8	-
<i>Pseudolimnophila</i> sp.	-	1
<i>Scleroprocta</i> sp.	-	4
PEDICIIDAE (Småstankelbein)		
<i>Dicranota</i> sp.	56	28
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)		
<i>Pericoma</i> sp.	12	20
Ubestemte	-	8
SIMULIIDAE (Knott)	8	36
TIPULIDAE (Stankelbein)		
<i>Tipula</i> sp.	4	-
UBESTEMTE DIPTERA	1	-

EPT	19	14
ASPT	5.92	5.67

	Høst 2018 (04.10.18)			
	Gjersrubbekken	Dalsbekken	Myrerbekken	Samløp
NEMATODA (Rundormer)	20	-	-	-
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)				
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark)	20	-	-	20
Lumbricidae ubestemte (Meitemark)	1	-	-	8
Enchytraeidae ubestemte	12	-	-	4
<i>Lumbriculus variegatus</i>	24	-	-	20
Ubestemte	140	160	24	200
Ubestemte, små (Naididae, Enchytraeidae)	-	-	76	1000
Ubestemte, kokonger	4	1	-	8
HIRUDINEA (Iglar)				
<i>Erpobdella octoculata</i> (Hundeigle)	-	2	-	-
<i>Helobdella stagnalis</i> (To-øyet flatigle)	-	4	-	-

MOLLUSCA (Bløtdyr)				
BIVALVIA (Muslinger)				
<i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger)	80	16	16	380
GASTROPODA (Snegl)				
<i>Acroloxus lacustris</i> (Flat toppluesnegl)	4	-	-	-
<i>Bathymphalus contortus</i> (Remsnegl)	-	1	-	-
<i>Gyraulus acronicus</i> (Vanlig skivesnegl)	18	8	-	-
<i>Lymnaea truncatula</i> (Leveriktesnegl)	-	1	-	4
<i>Planorbis planorbis</i> (Rund skivesnegl)	-	6	-	-
<i>Radix baltica</i> (Vanlig damsnegl)	-	4	-	4
<i>Valvata cristata</i> (Flat ferskvannsgjellesnegl)	4	-	-	-
CRUSTACEA (Krepsdyr)				
<i>Asellus aquaticus</i> (Asell)	-	184	1	-
Copepoda, Cyclopoida (Hoppekreps)	-	40	-	48
Ostracoda ubestemte (Muslingkreps)	-	420	-	-
HYDRACARINA (Vannmidd)	8	-	-	8
COLLEMBOLA (Spretthaler)				
Sminthuridae ubestemte	-	-	-	4
Ubestemte	4	8	-	12
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)				
<i>Alainites muticus</i>	24	-	-	-
<i>Baëtis rhodani</i>	480	260	252	200
<i>Centroptilum luteolum</i>	96	540	-	132
<i>Heptagenia sulphurea</i>	-	8	-	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	12	12	-	-
<i>Nigrobaëtis niger</i>	204	200	4	-
PLECOPTERA (Steinfluer)				
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	280	-	-	-
<i>Amphinemura</i> sp. (små)	-	12	4	-
<i>Brachyptera risi</i>	-	-	-	16
<i>Isoperla</i> sp. (små)	-	8	-	1
<i>Leuctra hippopus</i>	1	4	-	-
<i>Leuctra</i> sp. (små)	-	-	4	-
<i>Nemoura cinerea</i>	4	-	120	40
<i>Nemoura</i> sp. (små)	-	-	-	-
Ubestemte (meget små)	-	-	4	-
TRICHOPTERA (Vårfluer)				
<i>Agapetus ochripes</i>	-	8	-	-
<i>Athripsodes</i> sp.	-	24	-	-
<i>Hydropsyche siltalai</i>	20	108	-	-
<i>Hydropsyche</i> sp. (små)	-	12	-	1
<i>Hydroptila</i> sp.	-	4	-	-
<i>Limnephilus rhombicus</i>	-	1	-	-
Limnephilidae, ubestemte (små)	24	4	4	4
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	-	-	1	4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	6	264	-	-
Polycentropodidae ubestemte (små)	24	64	8	4
<i>Rhyacophila nubila</i>	4	4	-	-
<i>Rhyacophila</i> sp. (små)	20	4	8	-
<i>Sericostoma personatum</i>	4	1	-	1
<i>Silo pallipes</i>	-	8	-	-
MEGALOPTERA (Mudderfluer)				
<i>Sialis fuliginosa</i>	2	8	-	-
HETEROPTERA (Teger)				
<i>Sigara</i> sp. (Buksvømmere)	-	2	-	-

COLEOPTERA (Biller)				
Dytiscidae ubestemte (larver) (Vannkalv)	-	-	-	12
<i>Elmis aenea</i> (larver)	4	8	-	-
<i>Hydraena</i> sp. (voksne)	8	12	-	20
<i>Limnius volckmari</i> (larver)	4	44	4	-
DIPTERA (Tovinger)				
CERATOPOGONIDAE (Sviknott)	8	100	24	128
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	240	2320	372	300
DIXIDAE (U-mygg)				
<i>Dixa</i> sp.	2	-	-	-
LIMONIIDAE (Småstankelbein)				
<i>Eloeophila</i> sp.	2	4	4	-
<i>Scleroprocta</i> sp.	16	-	12	-
PEDICIIDAE (Småstankelbein)				
<i>Dicranota</i> sp.	-	8	72	80
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)				
<i>Pericoma</i> sp.	-	-	16	4
Ubestemte	-	-	-	8
SIMULIIDAE (Knott)	-	24	268	56
TABANIDAE (Klegg)	-	4	-	-
TIPULIDAE (Stankelbein)				
<i>Tipula</i> sp.	-	4	-	40
EPT	13	18	8	9
ASPT	5.47	5.85	5.08	5.56

Vedlegg 2 – Rådata fisk

C1	C2	C3
Totallengde (mm)	Totallengde (mm)	Totallengde (mm)
50	62	61
51	65	62
52	67	65
54	70	69
57	121	79
57	138	100
59	139	105
61	141	116
61	142	129
62	145	
62	153	
62	160	
64	160	
65	164	
66	168	
68	181	
68		
68		
73		
73		
87		
100		
102		
125		
126		
128		
128		
129		
129		
131		
131		
134		
136		
143		
143		
149		
161		
161		
166		
290		

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.