



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT

VOL.: 3, NR.: 36, 2017

Utbygging av Follobanen

Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2016.



EIRIK LEIKANGER, ROGER ROSETH, ØISTEIN JOHANSEN, THOR-ENDRE NYTRØ, KAMILLA
SKAALSVEEN, RIKARD PEDERSEN OG TORA HVEEM KJØLSETH
NIBIO Miljø- og naturressurser

TITTEL

UTBYGGING AV FOLLOBANEN. OVERVÅKING AV VANNKVALITET. ÅRSRAPPORT FOR 2016.

FORFATTERE

EIRIK LEIKANGER, ROGER ROSETH, ØISTEIN JOHANSEN, THOR-ENDRE NYTRØ, KAMILLA SKAALSVEEN, RIKARD PEDERSEN OG TORA HVEEM KJØLSETH

DATO: 28.02.2017	RAPPORT NR.: 3(36)2017	TILGJENGELIGHET: Åpen	PROSJEKT NR.: 8948	SAKSNR.: 17/00320
ISBN-NR.: 978-82-17-01815-5	ISBN DIGITAL VERSJON:	ISSN-NR.: 2464-1162	ANTALL SIDER: 50	ANTALL VEDLEGG:
OPPDRAGSGIVER: BaneNOR, Follobanen		KONTAKTPERSON: Jørn Harald Grøndal		
STIKKORD: Follobanen, miljøovervåking		FAGOMRÅDE: Miljøovervåking		


SAMMENDRAG:

På oppdrag fra BaneNOR har NIBIO overvåket vannkvalitet i resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeider i forbindelse med Follobanen.

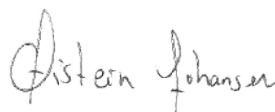
NIBIO har driftet opp til 8 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 8 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved 2 stasjoner. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus.

Årsrapporten omfatter alle resultater samlet inn på disse stasjonene i 2016.

LAND:	Norge
FYLKE:	Oslo og Akershus
KOMMUNE:	Oslo, Oppegård og Ski

GODKJENT**PROSJEKTLEDER**

ØISTEIN VETHE



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.

NIBIO har driftet opp til 8 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 8 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved 2 stasjoner. 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 2016.

Øistein Johansen er prosjektleder ved NIBIO og ansvarlig for overvåking av både grunnvann og vannmiljø. Automatiske målestasjoner har blitt vedlikeholdt av Tora Hveem Kjøseth. Thor-Endre Nytrø har vært ansvarlig for innhenting av data samt nettbasert presentasjon av disse. Kamilla Skaalsveen har vært ansvarlig for de biologiske undersøkelsene.

Fortløpende vurdering av data for vannkvalitetsmålinger, samt rapportering, har blitt utført av Eirik Leikanger og Roger Roseth.

Ås, 28.02.17

Eirik Leikanger

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD.....	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	4
1 INNLEDNING	5
2 RESIPIENTER OG OVERVÅKINGSTASJONER.....	6
2.1 Åsland.....	6
2.2 Ski stasjon - Langhus	7
3 METODE	8
3.1 Multiparametersensorer og loggere	8
3.2 Vannprøver	9
3.3 Biologiske undersøkelser	9
3.4 Metrologiske data	10
4 RESULTATER OG DISKUSJON	11
4.1 Nedbør Ås og Blindern	11
4.2 Kontinuerlige målinger.....	12
4.2.1 Myrerbekken (61).....	12
4.2.2 Maurtubekken (62)	16
4.2.3 Myrertjern (74).....	18
4.2.4 Roåsbekken oppstrøms (91).....	20
4.2.5 Roåsbekken nedstrøms (92).....	21
4.2.6 Blåveisbekken (97)	23
4.2.7 Dalsbekken (94).....	25
4.2.8 Finstadbekken (98).....	28
4.3 Vannprøver	30
4.3.1 Myrerbekken (61).....	30
4.3.2 Maurtubekken (62)	31
4.3.3 Stensrubbekken bro (66).....	32
4.3.4 Stensrubbekken kulvert (67)	33
4.3.5 Gjersrudtjern (68).....	34
4.3.6 Gjersrubbekken (65).....	35
4.3.7 Dalsbekken (94).....	36
4.3.8 Finstadbekken (98).....	37
4.4 Biologiske undersøkelser	38
4.4.1 Gjersrubbekken (64 og 65)	38
4.4.2 Dalsbekken (94).....	40
5 OPPSUMMERING AV HENDELSER	42
5.1 Åsland.....	42
5.2 Ski stasjon – Langhus.....	43
5.2.1 Dalsbekken mot Gjersjøen	43
5.2.2 Finstadbekken mot Østensjøvann.....	44
REFERANSER.....	45

1 INNLEDNING

Bane NORs (tidl. Jernbaneverket) utbygging av Follobanen er i dag 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. Total sett omfatter prosjektet etablering av ca. 65 km med nye jernbanespor. I tillegg skal det bygges ny stasjon ved 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, 2013), skal anleggsvann renses før utslipp til resipient. Fylkesmannen har gitt steds spesifikke renskrav for utslipp fra renseanleggene. For anleggsområdet på Åsland skal vannet fra tunneldrift føres til kommunalt spillvannsnett.

Overvåkningsdata presentert i denne rapporten gir oppfølging og kontroll av resipienter på vegne av byggherre (Bane NOR).

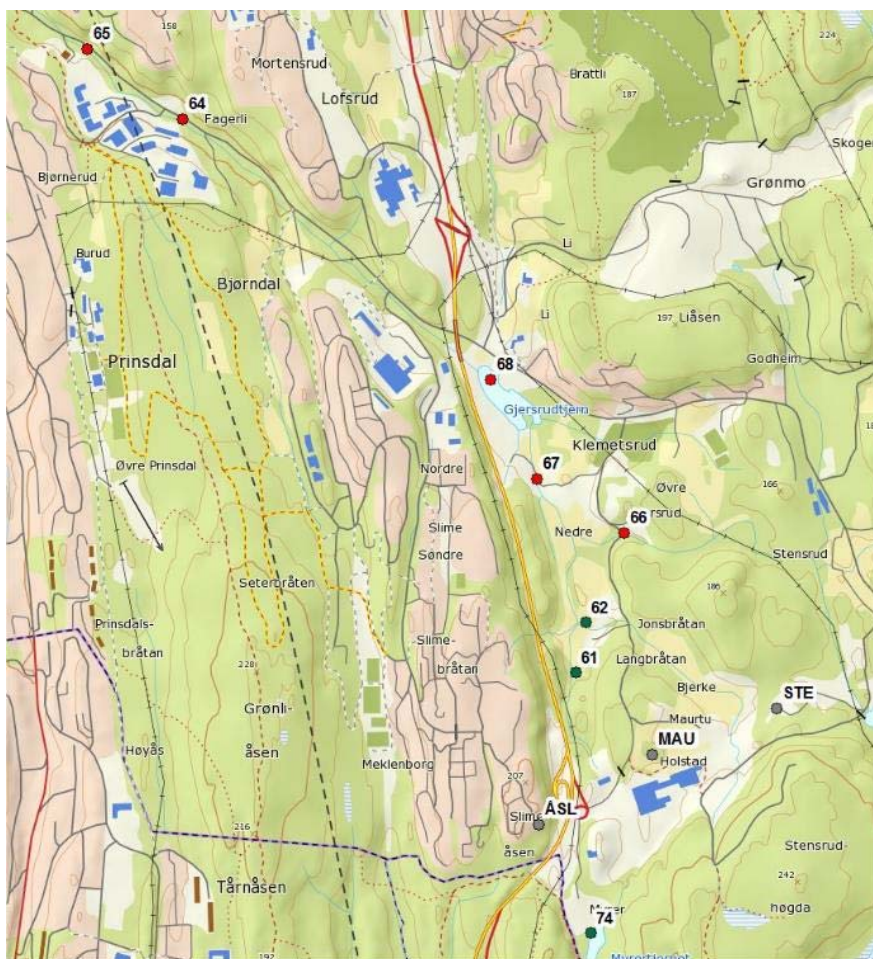
NIBIO (tidl. Bioforsk) har tidligere skrevet 3 rapporter som oppsummerer resultater fra overvåking i potensielt berørte resipienter for Follobanen (Leikanger et al. 2014, 2015 og 2016).

2 RESIPIENTER OG OVERVÅKINGSTASJONER

2.1 Åsland

Avrenning fra anleggs- og deponiområde ved Åsland vil ledes via Myrerbekken og Maurtubekken mot Gjersrudtjern. Myrerbekken har sitt utspring fra Myrertjern, et tjern-/våtmarksområde oppstrøms anleggsområdet på Åsland. Maurtu- og Myrerbekken går i samløp med Stensrubbekken ned mot Gjersrudtjern og videre til Gjersrubbekken. Renset tunneldrivevann føres til kommunalt spillvannnett (FMOA, 2013).

Avrenningen fra anleggsområdet på Åsland overvåkes med tre stasjoner for automatiske målinger av vannkvalitet (figur 1). Stasjonene er lokalisert i Myrerbekken (61) nedstrøms riggområdet, i Maurtubekken (62) i forkant av massedeponi og i Myrertjern (74) oppstrøms riggområdet. I Myrerbekken (61), Maurtubekken (62), oppstrøms (66) og nedstrøms (67) samløpet i Steinsrubbekken, Gjersrudtjern (68) og Gjersrubbekken (65) er det opprettet stasjoner for vannprøvetakning. I tillegg utføres det fisk- og bunndyrundersøkelser i Gjersrubbekken (64 og 65). Grå markører, merket STE, MAU og ÅSL, viser posisjoner for støvmålinger.



Figur 1: Overvåkingsstasjoner rundt anleggsområdet på Åsland for kontinuerlig overvåking og/eller vannprøvetakning (grønne markører), fisk- og bunndyrundersøker og/eller vannprøvetakning (røde markører) og støvmålinger (grå markører).

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 diffust ut via terreng, via jordbruksdren eller som følge av arbeider direkte knyttet til bekkeløp. Arbeidene vil pågå i nærheten av Blåveis- og Roåsbekken. Dalsbekken er samløpet til disse bekkene og har utslipp til Gjersjøen (ca. 4km 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.

I dette området har det i 2016 blitt driftet målestasjoner for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet på 5 lokaliteter (figur 2). Disse er lokalisert oppstrøms (91) og nedstrøms (92) i Roåsbekken, Blåveisbekken (97), Dalsbekken (94) og Finstadbekken (98). I tillegg til dette tas det ut vannprøver og bunndyrprøver i Dalsbekken (94) og vannprøver i Finstadbekken (98).



Figur 2: Overvåkingsstasjoner ved anleggsområdene på Ski og Langhus for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet (grønne markører), fisk- og bunndyrundersøker (røde markører) og støvmålinger (grå markører).

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



Figur 3: 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. 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 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 1 viser oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2016:

Tabell 1: Oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2016.

Nr	Stasjon	Tidspunkt	Logger-intervaller	Kommentarer
61	Myrerbekken	Hele 2016	30. min	
62	Maurtubekken	Hele 2016	30. min	
74	Myrertjern	Hele 2016	30. min	
91	Roåsbekken oppstrøms	Hele 2016	30. min	
92	Roåsbekken nedstrøms	20. april – 05. november	30. min	Driftes ikke i vinterperioden.
94	Dalsbekken	Hele 2016	30. min	
97	Blåveisbekken	14. juli – 05. november	30. min	Ute av drift deler av sesongen pga. lav vannføring og skader på sonden. Driftes ikke i vinterperioden.
98	Finstadbekken	19. april -	30. min	

3.2 Vannprøver

I 2016 ble det tatt ut vannprøver ved stasjonene i Myrerbekken (61), Dalsbekken (94) og Finstadbekken (98) i forbindelse med vedlikehold av MPS (ca. 14 dag). Fra oktober ble prøvetakningen utvidet med prøvepunkter i Maurtubekken (62), Stensrudbekken bro (66) og kulvert (67), Gjersrudtjern (68) og i Gjersrudbekken (65). Tabell 2 viser oversikt over tidspunkt for uttak av vannprøver.

Vannprøvene ble sent til analyse for nitrat (NO₃-N), ammonium (NH₄-N), totalfosfor (P-total), ortofosfat (PO₄-P) og suspendert stoff (SS). Fra oktober ble vannprøvene også analysert for totalnitrogen (tot-N), pH og ledningsevne. I prøven fra Gjersrudtjern analyseres det også for klorofyll-A.

Analyseresultatene har blitt sammenlignet med tilstandsklasser for ferskvann iht. veileder 01:2009 og SFT veildeling 97:04 (tabell 3 og 4). Klassegrensene er brukt for å gi en kvalitativ vurdering av vannkvaliteten og ikke for å klassifisere miljøtilstand.

Tabell 2: Oversikt over dato og stasjoner for uttak av vannprøver i 2016.

ID	Stasjon	06.01	20.01	03.02	17.02	03.03	16.03	30.03	13.04	27.04	13.05	25.05	09.06	27.06	11.07	26.07	09.08	23.08	06.09	20.09	04.10	06.10	18.10	01.11	15.11	29.11	13.12
61	Myrerbekken	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
62	Maurtubekke																					x		x	x	x	x
65	Gjersrudb.																					x		x	x	x	x
66	Stensrudb.																					x		x	x	x	x
67	Stensrudb.																					x		x	x	x	x
68	Gjersrudtjern																					x					x
94	Dalsbekken	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
98	Finstadbekke	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x

Tabell 3: Vannkvalitetsklasser for nitrogen og fosfor iht SFT97:04.

	Klasse I "Meget god"	Klasse II "God"	Klasse III "Mindre god"	Klasse IV "Dårlig"	Klasse V "Meget dårlig"
P-total [µg/l]	<7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	>50
N-total [µg/l]	<300	300 - 400	400 - 600	600 - 1200	>1200

Tabell 4: Klassegrenser for Ammonium (NH₄+NH₃) iht. veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa, 2009)

	Ref. verdi	Svært god / god	God / moderat	Moderat / dårlig	Dårlig / svært dårlig
Total ammonium (NH ₄ +NH ₃) (µg/l)	10	30	60	100	160

3.3 Biologiske undersøkelser

I Gjersrudbekken (64 og 65) og Dalsbekken (94) ble det tatt ut bunndyrprøver ved hjelp av standard sparkemetode den 27. april og 27. september 2016. Bunndyrprøvene ble bearbeidet og analysert av Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI). Resultatene fra bunndyrundersøkelsen er vurdert etter fire indekser og EQR (Ecological Quality Ratio):

- EPT: Gir et tall på mangfoldet innenfor bunndyrgruppene (EPT-artene) steinfluer (Plecoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og vårfluer (Trichoptera) (Lenat og Penrose, 1996).
- ASPT (Average Score per Taxon): brukes til å vurdere den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet, med utgangspunkt i toleranseverdier på familienivå (Armitage m.fl. 1983). Indeksen sier noe om den organiske belastningen i bekken, som beskrevet av Brittain (1988). $ASPT = \sum \text{toleranseverdier til alle familier} / \text{antall familier}$.
- EQR (Ecological Quality Ratio): viser forholdet mellom prøvenes ASPT-verdi og referanseverdien for rennende vann (6,9) og gir verdier mellom 0 og 1. $EQR = ASPT \text{ verdi} / \text{referanseverdi for vanntypen}$.
- Raddum forsursingsindeks 1 og 2: Raddum forsursingsindeks 1 er basert på tilstedeværelsen eller fraværet av forsursingsfølsomme arter, mens Raddum forsursingsindeks 2 i tillegg inkluderer relative mengder av forsursingsfølsomme og tolerante arter (Fjellheim og Raddum, 1990; Raddum, 1999).

Fiskeundersøkelsen i Gjersrudbekken (64) ble gjennomført den 27. september på samme lokalitet som i 2012, 2013, 2014 og 2015 (Bækken et al. 2013; Leikanger et al. 2014; Skaalsveen et al. 2015a; Skaalsveen et al. 2015b). En strekning på omtrent 50 meter ble undersøkt (ca.125 m²). Bekkeavsnittet ble overfisket i tre omganger med 30 minutters mellomrom, etter standardisert metode (NS-EN 14011; Bohlin m.fl. 1989).

Fiskens total lengde ble målt (fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne) før den ble sluppet ut i bekken igjen etter tredje overfiske. Tettheten (y) ble beregnet med Bohlins metode.

Resultatene fra fisk- og bunndyrundersøkelsen er tidligere gitt i Skaalsveen et al. (2016).

3.4 Metrologiske data

Nedbørsmålinger er hentet fra eKlima som er en åpen database for Meteorologisk institutts vær- og klimadata. Observasjoner av nedbør i løpet av et døgn (mm/d) er hentet fra Ås metrologiske stasjon (stasjonsnr.: 17850) og Oslo Blindern (stasjonsnr.: 18700).

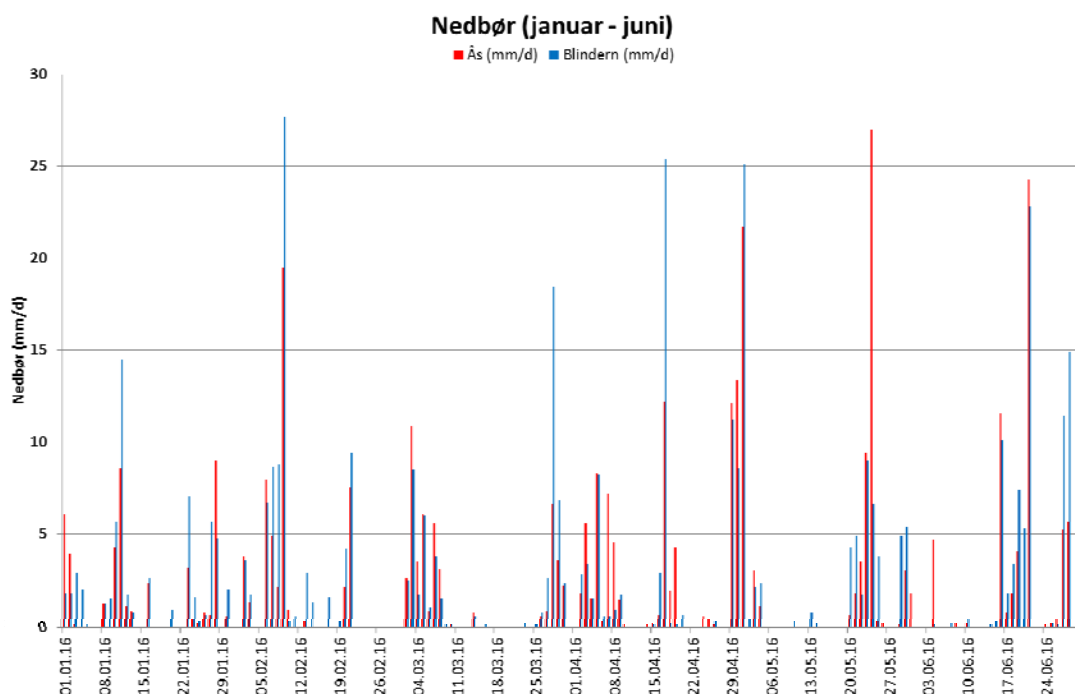
Fra anleggsområdene ved Ski er avstanden (luftlinje) til de metrologiske stasjonene på Ås og Blindern hhv. 7-9 km og 25-27 km. Fra Åsland til de metrologiske stasjonene på Ås og Blindern er det hhv. 18 og 15 km.

4 RESULTATER OG DISKUSJON

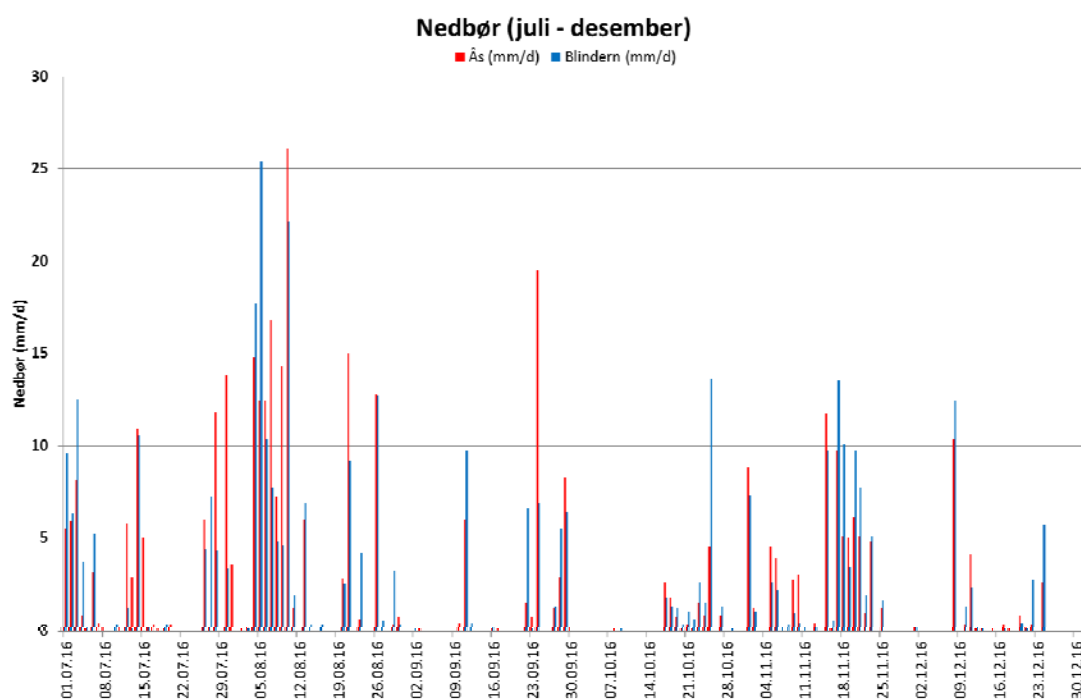
4.1 Nedbør Ås og Blindern

Figur 4 og 5 viser nedbør ved målestasjonene på Ås og Blindern i Oslo for hhv første og andre halvdel av 2016.

Det stor avstand mellom stasjonene og målestasjonene noe som kan gi avvik i reelle nedbørshendelser på anleggsområdene og observert nedbør på de metrologiske stasjonene. Observert nedbør på Ås og Blindern illustrer at lokale variasjoner forekommer. Overvåking av vannhøyde ved målestasjonene gir således et viktig supplement til nedbørmålingene for vurdering av øvrige vannkvalitetsparametere.



Figur 4: Nedbør (mm/d) observert på de metrologiske stasjonene på Ås og Blindern i Oslo for perioden januar til og med juni 2016. Data er hentet fra eKlima.



Figur 5: Nedbør (mm/d) observert på de metrologiske stasjonene på Ås og Blindern i Oslo for perioden juli til og med desember 2016. Data er hentet fra eKlima.

4.2 Kontinuerlige målinger

4.2.1 Myrerbekken (61)

Gjennom hele 2016 viste målingene flere nedbørsrelaterte episoder med turbiditet opp til, og over, 1000 NTU. Episodene var som regel kortvarige, men kunne være kraftfulle (figur 6 og 7). Tilsvarende nedbørsrelaterte episoder har vært vanlig i Myrerbekken etter anleggsoppstart.

I forbindelse med høy målt turbiditet i perioden januar-mars ble det også ved flere tilfeller målt kraftig økning i ledningsevnen (figur 8). Høy ledningsevne, opp til 1410 mS/m, skyldes vintersalting av motorveien som går langs Myrerbekken. I vinterperioden måles også generelt sett høyere turbiditet enn senere i sesongen, noe som kan skyldes vegavrenning og saltforbruk.

Overvåkingen har også vist vannstandsvariasjoner i Myrerbekken som kan sees i sammenheng med pumping av anleggsvann. I første halvdel av 2016 endret vannstanden seg i forbindelse med pumpingen med om lag 2-3 cm (figur 6). Endringer forårsaket av utpumpingen er langt mindre enn vannstandendringen som oppstår i forbindelse med nedbør. Myrerbekken har imidlertid lav vannføring i tørrværsperioder, så det er rimelig å anta at tilført vann i perioder vil ha betydning for vannkvaliteten i bekken.

De største anleggsrelaterte episodene måles i andre halvdel av 2016. Spesielt kraftfulle var episodene som ble målt i juli (28.), august (05., 08., 11., 14., 18., 22., 26., og 30.) og september (06.) der det midlertidig ble målt vannstandsendringer på 12-15 cm (figur 7). En vannstandsending i denne størrelsesorden ved målepunktet er vesentlig og kan kun oppnås ved utpumping av store mengder vann. Episodene hadde også lang varighet, opp mot 10 timer. I den første timen av disse episodene ble det målt maksimal turbiditet i størrelsesorden 500 - > 1000 NTU, mens ble det målt turbiditet i størrelsesorden 80 – 350 NTU frem til vannstand avtok

igjen. Med økt vannstand (vannføring) og økt turbiditet har den totale partikkeltransporten under disse episodene vært stor. Observasjoner ved metrologiske målestasjoner på Blindern og Ås viste at dette var en periode med mye nedbør (figur 5).

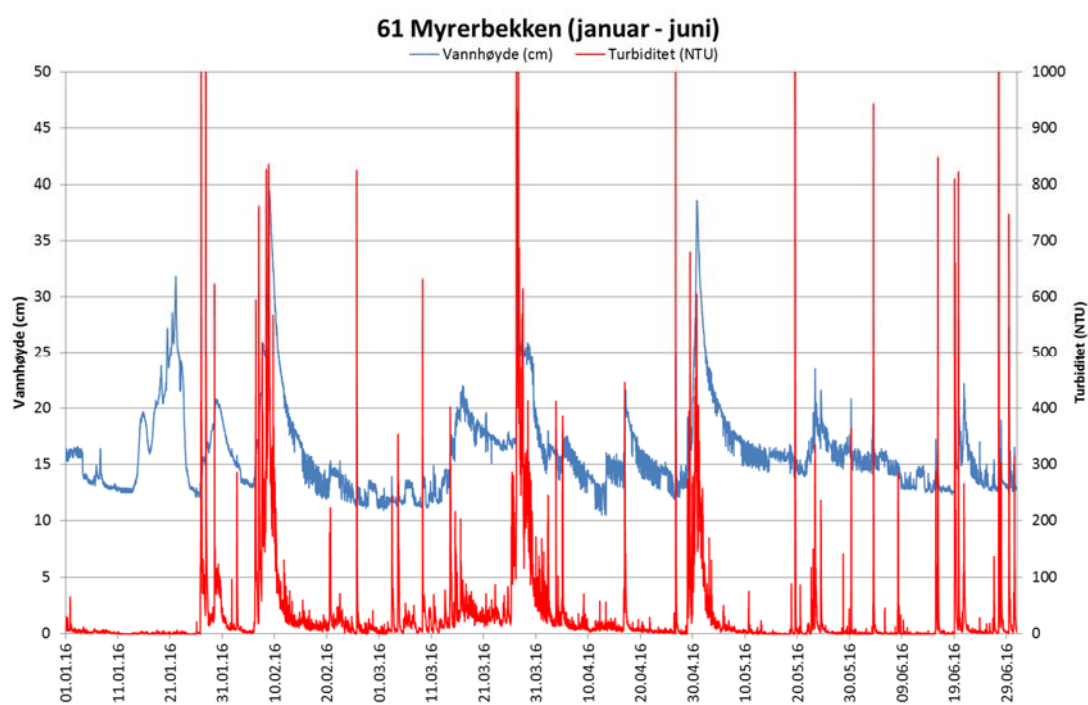
Fra den 22. oktober viste overvåkingen at det ble tilført store mengder med vann til Myrerbekken ved pumping. I løpet av den første måneden med slik pumping viste overvåkingen i overkant av 200 pumpepulser med 1,5-5 timers varighet. Pulsene ga midlertidig vannstandsending på opptil 10 cm. Pumpingen av vann ble også fulgt av store mengder partikler, i forbindelse med pumpepulserne den første måneden ble det ikke målt lavere turbiditet enn 100 NTU, maksimalt ble det målt over 1000 NTU. Pumpingen fortsatte ut året, men med gradvis mindre vannmengder og med lavere turbiditet. I november var målt turbiditet i forbindelse med pumpeintervallene hovedsakelig i størrelsesorden 100-300 NTU, mens det i desember ble målt turbiditet i størrelsesorden 20-40 NTU.

Fra slutten av oktober må man anta at utpumpet vann hadde dominerende betydning for vannkvaliteten i Myrerbekken. Stor tilførsel av vann og høy målt turbiditet har vist at partikkeltransporten til Myrerbekken har vært betydelig etter den 22. oktober. Til tross for reduserte vannmengder og lavere målt turbiditet i slutten av november og i desember må summen av partikler transportert til vassdraget også for denne perioden antas å være betydelig.

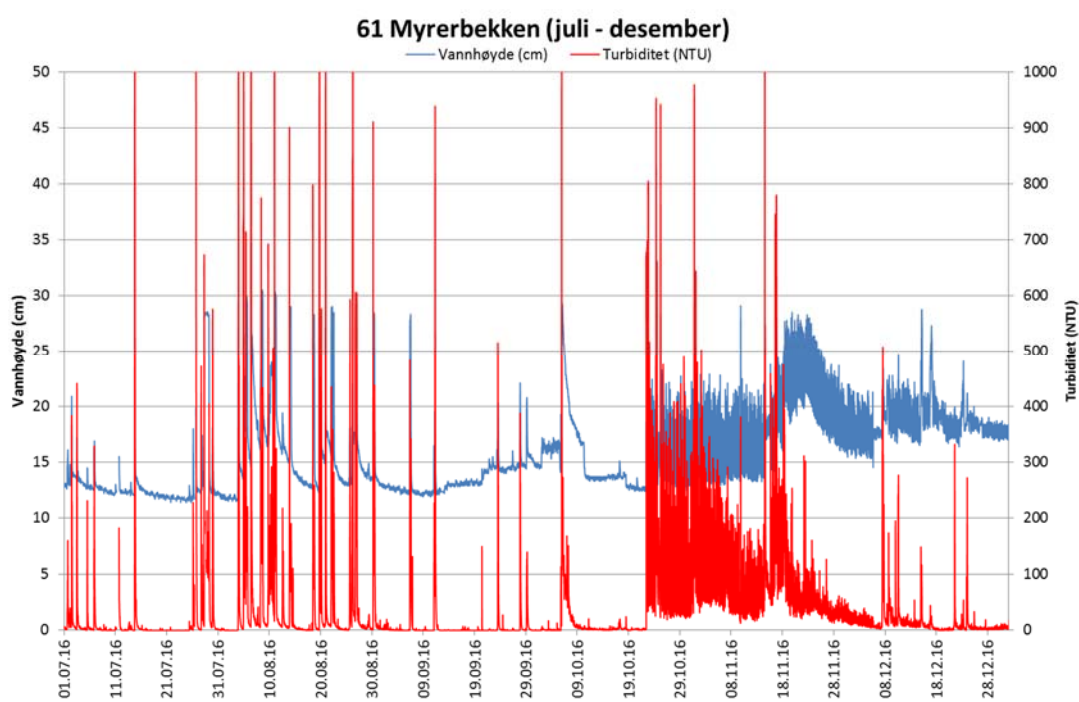
Utpumping av vann gir høy vanntemperatur i Myrerbekken for årstiden, om lag 6 °C. Målt vanntemperatur indikerer at pumpet vann også vil være dominerende på vannkvaliteten i bekken (figur 8 og 9).

I 2016 har ledningsevnen hovedsakelig variert mellom 80 og 160 mS/m (figur 8 og 9). Unntakene har vært de tidligere nevnte episodene med avrenning av vegsalt fra E6 (opp til 1410 mS/m) i perioden januar-mars. I november og desember viste overvåkingen enkelte episoder med vegsalt der ledningsevnen i kortere perioder økte opp til 300 mS/m. Nedbørsepisoder ga kraftige fortykning, ved flere tilfeller ble det målt ledningsevne ned mot 10 mS/m. Verdier tilsvarende normalnivået målt våren 2014, før anleggsoppstart (Leikanger et al 2014).

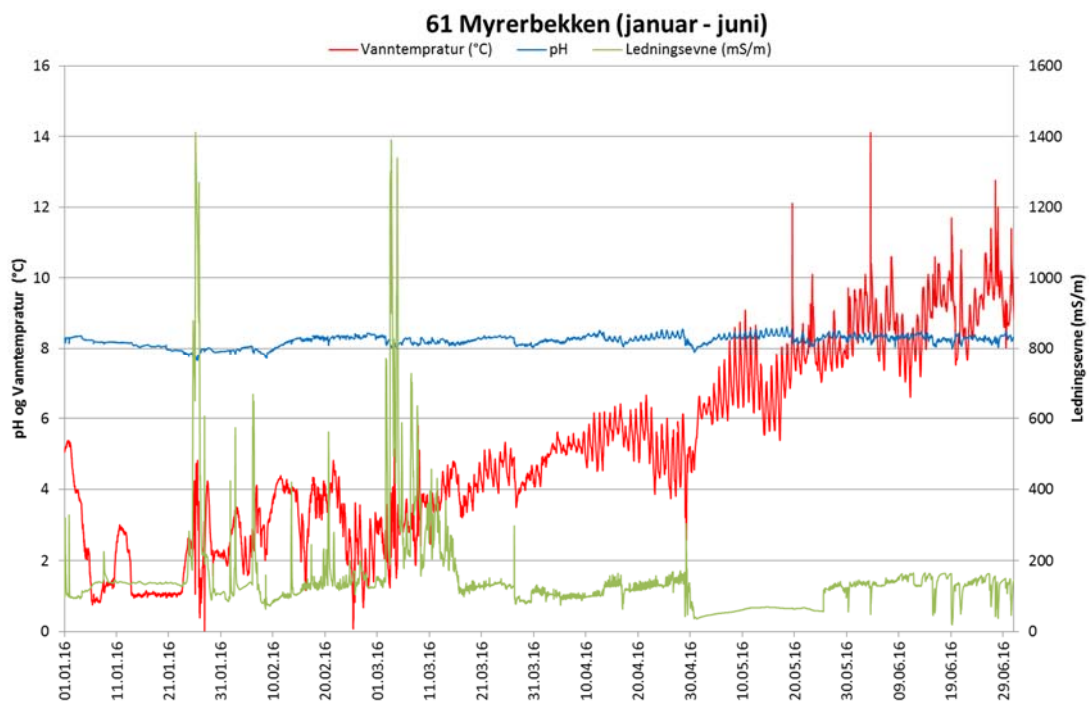
pH har gjennom sesongen vært relativt stabil, med målinger mellom 7,6 og 9,1 (figur 8 og 9). Pumping av vann fra anleggsområdet, biologisk aktivitet (døgnvariasjoner), og nedbør har påvirket pH. En hendelse som skiller seg ut i 2016 er økningen i pH målt den 16.-17. desember, der økt pH ble målt over en periode på 18 timer. Målingene viste pH opp til 9,8, en kontroll av pH-sonden avdekket imidlertid et avvik i kalibreringen, anslagsvis 0,7 pH-enheter. Maksimal pH målt i forbindelse med episoden var derfor sannsynligvis ca. 9,1.



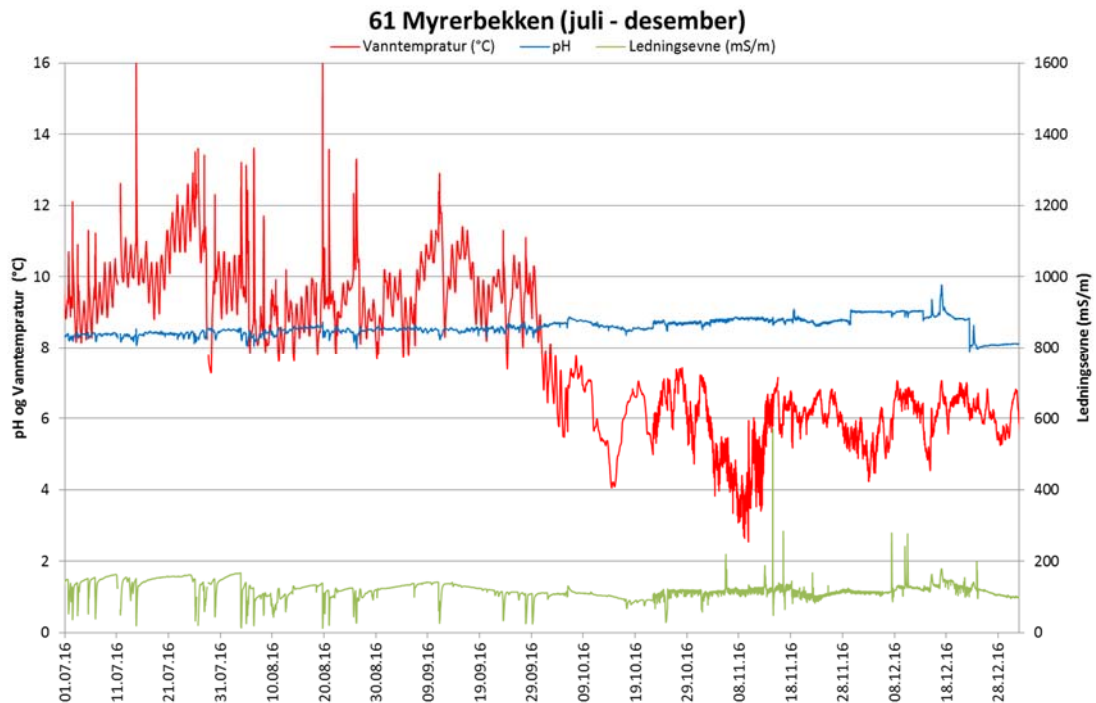
Figur 6: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrerbekken (61) fra januar til og med juni 2016.



Figur 7: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrerbekken (61) fra juli til og med desember 2016.



Figur 8: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (61) fra januar til og med juni 2016.



Figur 9: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (61) fra juli til og med desember 2016.

4.2.2 Maurtubekken (62)

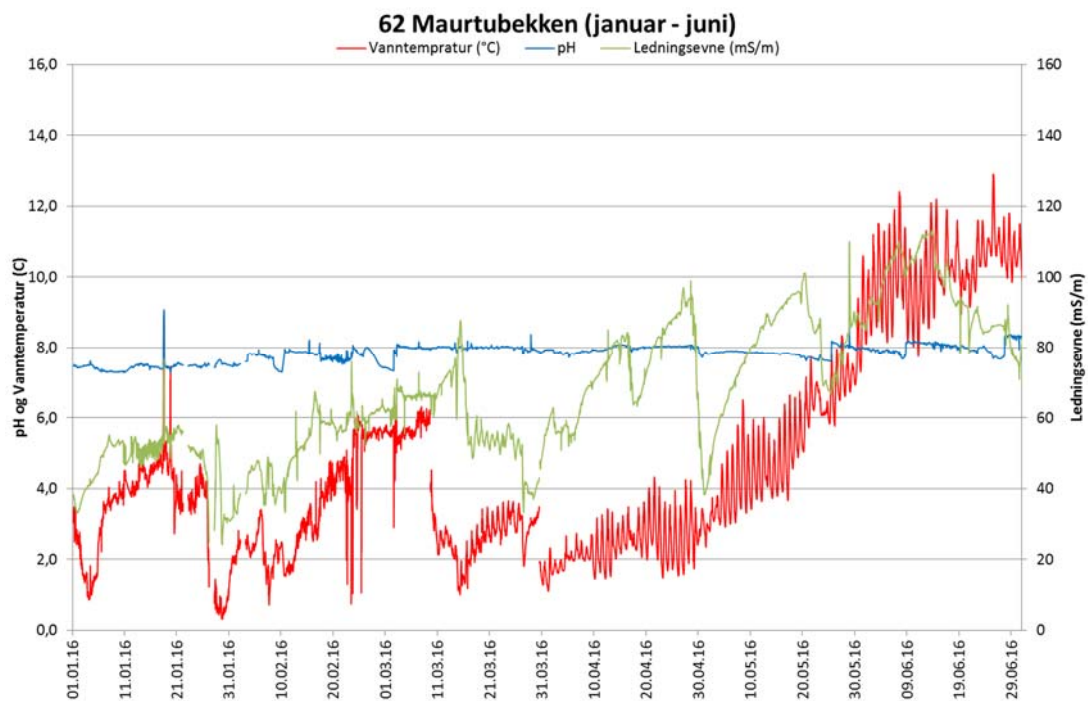
Vannsystemet i Maurtubekken har siden oppstart av kontinuerlige målinger endret seg vesentlig. Etter opprettelsen av deponiområdet blir vannet nå ledet via et mobilt renseanlegg før det slippes til bekken. Uregelmessige variasjoner i ledningsevne og pH indikerer at nedbørsfeltet ikke lenger er et naturlig system (figur 10 og 11).

I løpet av 2016 varierte pH hovedsakelig mellom 7,3 – 8,6. unntaket var tre enkeltmålinger den 18. januar som viste med pH-økning fra omlag 7,4 til 9,0. Det ble målt en økning i ledningsevne på ca. 20 mS/m og turbiditet på ca. 220 NTU i forbindelse med disse målingene (figur 10 og 12).

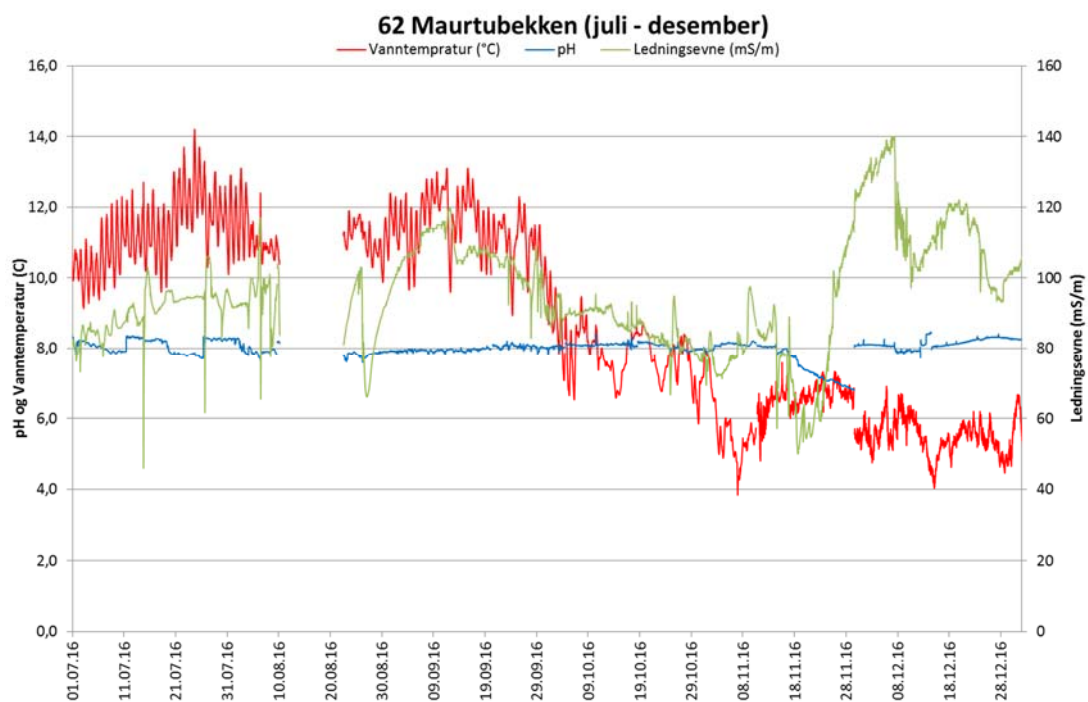
For ledningsevne ble det målt variasjon mellom 24 og 139 mS/m (figur 10 og 11). De laveste verdiene ble målt i etterkant av nedbørshendelser.

Overvåkingen viste perioder der det ble målt unormalt høy turbiditet (figur 12 og 13). Dette gjelder spesielt målinger i februar, i forbindelse med at vannføringen ved målestasjonen var stor. Fra den 23. februar medførte denne partikkeltransporten at turbiditetssensoren ble dekket av sedimentert materiale. Det samme skjedde i etterkant av episoder med større vannføring i august (10.-22.08) og i november (19.11-13.12).

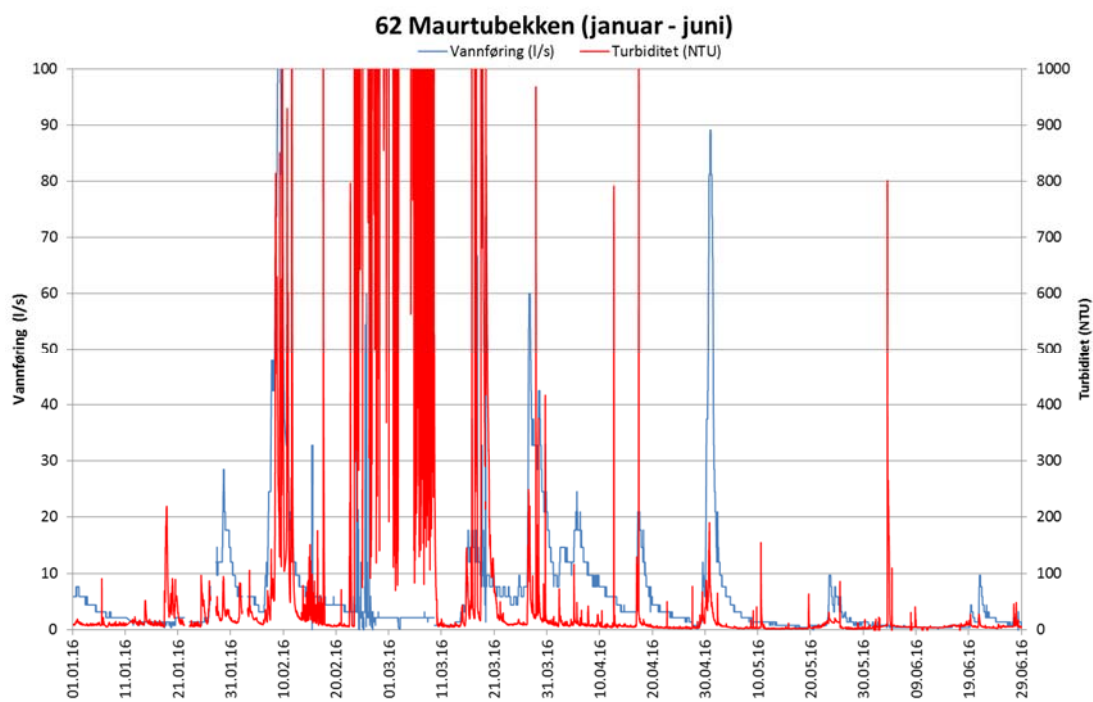
Dagene 14.-21. mars, 28.-30. mars, 18.-19. april, 29. april - 01. mai, 25. august og 15.-18. november var alle perioder hvor partikkeltransporten var høy (høy vannføring og høy turbiditet). I tillegg til dette ble det målt noen episoder med høy turbiditet (med maksimal turbiditet mellom 100 – 800 NTU) i april (12.), mai (10.), juni (03., og 10.-11.), juli (14. og 27) og september (06.).



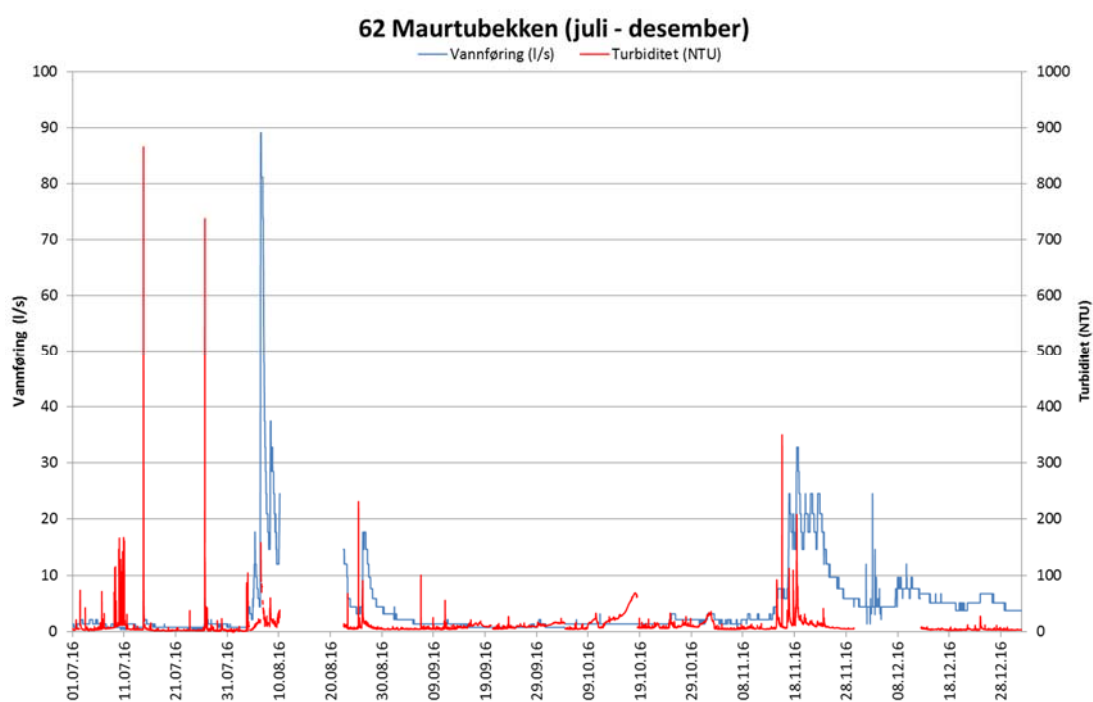
Figur 10: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken (62) fra januar til og med juni 2016.



Figur 11: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Mautubekken (62) fra juli til og med desember 2016.



Figur 12: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Mautubekken (62) fra januar til og med juni 2016.



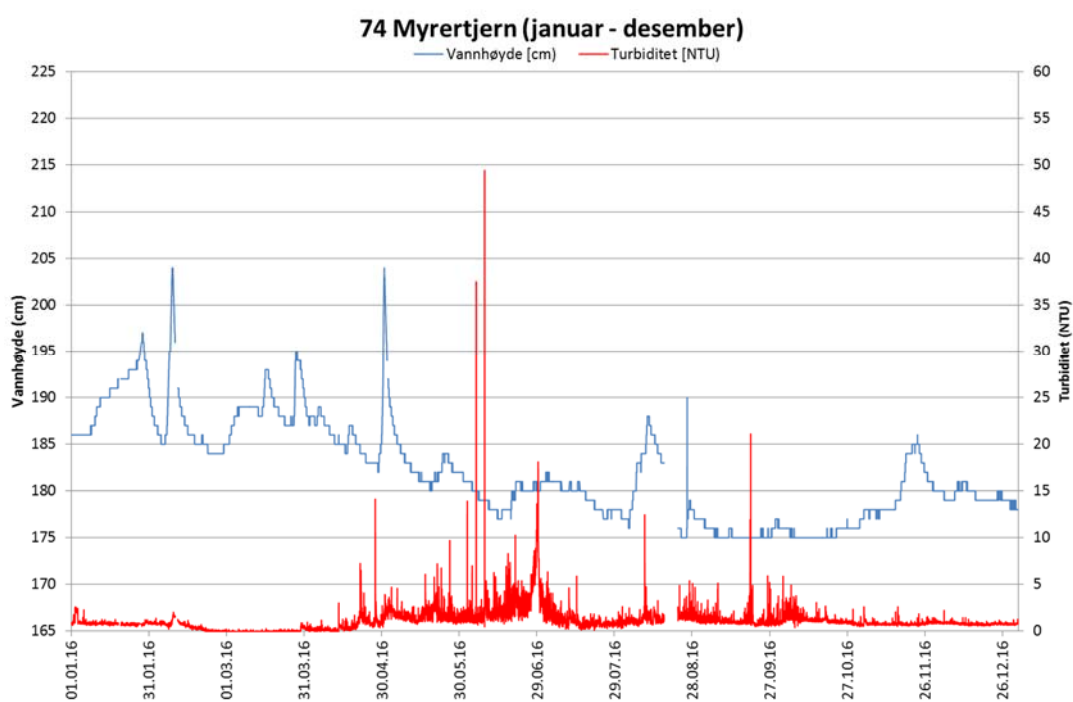
Figur 13: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Maurtubekken (62) fra juli til og med desember 2016.

4.2.3 Myrertjern (74)

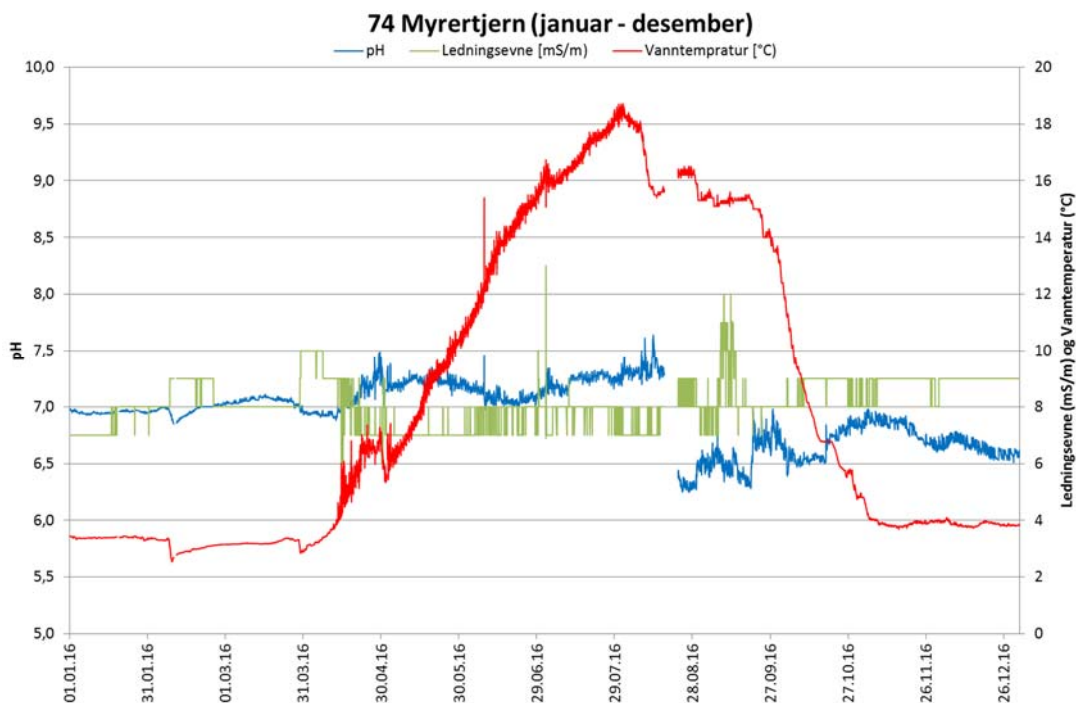
Målt turbiditet var lavest i vintersesongen, når Myrertjern var islagt og den omkransende flytemyren er stabil. I denne perioden måles det hovedsakelig turbiditet rundt 1 NTU (figur 14). Fra begynnelsen av april til mai måles det høyere turbiditet, hovedsakelig 2-4 NTU. Enkeltmålinger med høyere turbiditet oppstår som regel i forbindelse med nedbør og større vannstandsendringer i tjernet, sannsynligvis som følge av bevegelser i flytemyra som frigjør organiske partikler til vannet. Det er ikke grunn til å tro at enkeltmålinger på opptil 60 NTU har vært representativt for vannkvaliteten i Myrertjern.

pH (6,3-7,6) og ledningsevne (6 - 14 mS/m) viste normal variasjon gjennom sesong (figur 15). For begge parametre ble det målt relativt stabile verdier, med mindre variasjon i forbindelse med vårsirkulasjon (siste halvdel av april) og algevekst i løpet av sommeren. Det store fallet i pH den 16. august skyldes recalibrering av en pH-sensor.

Målingene gir ingen indikasjon på at vannmassene i Myrertjern sirkulerte i løpet av høsten. En ville forventet at målingene skulle vist større variasjon i pH, ledningsevne og turbiditet i tidsrommet når vanntemperaturen i månedsskiftet oktober-november stabiliserte seg på 4 C°.



Figur 14: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrertjern (74) fra 2016.



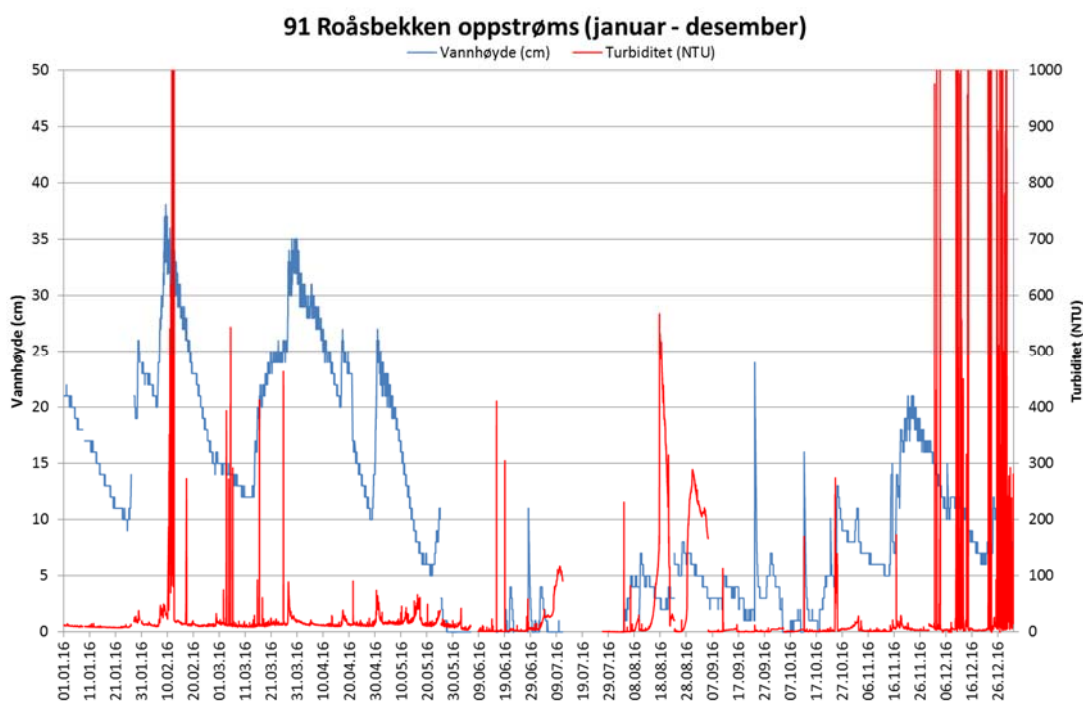
Figur 15: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrertjern (74) fra 2016.

4.2.4 Roåsbekken oppstrøms (91)

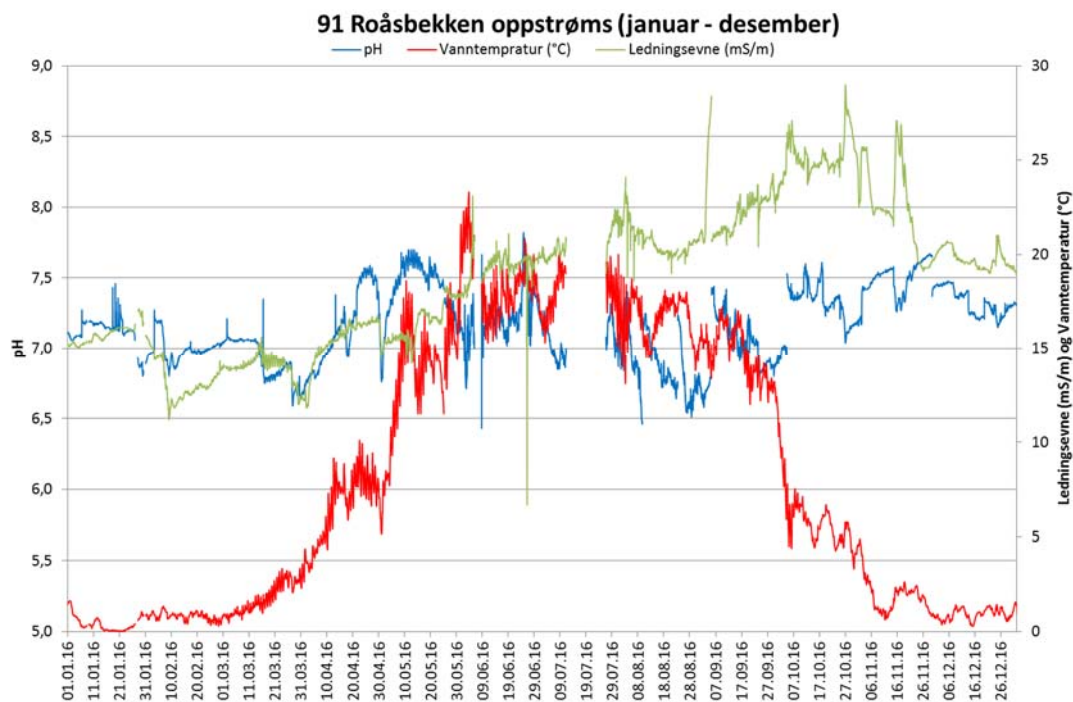
Ved stasjonen i Roåsbekken ble det målt økt turbiditet, i størrelsesorden 200- >1000 NTU, den 10. og 17. februar, 03.-05., 16. og 25. mars, 16. og 19. juni, 03., 17.-20. august (sannsynligvis påvirket av TRACS), 28. august (forårsaket TRACS), 12. og 25. oktober og den 16. november (figur 16). De fleste av disse episodene ble målt i forbindelse med nedbør og økt vannføring (figur 5 og 6). I tillegg viste målinger flere episoder med høy turbiditet i desember (03.-05., 09.-13., 22.-23. og fra den 25.). Økt turbiditet hadde ikke sammenheng med økt vannføring.

Ledningsevnen målt oppstrøms i Roåsbekken varierte mellom 6,8 og 28,7 mS/m (figur 17). Noen av de høye verdiene målt skyldes TRACS, for eksempel målingen 04. september.

For pH ble det målt verdier mellom 6,4 og 7,8 (figur 17). Målinger av pH viste noen enkeltmålinger med kortvarig økt pH (0,1-0,5 pH-enheter) i første halvdel av 2016, alle disse målingene skjer i forbindelse med vedlikehold av stasjonen.



Figur 16: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet fra stasjonen oppstrøms i Roåsbekken (91) fra 2016.



Figur 17: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur fra stasjonen oppstrøms i Roåsbekken (91) fra 2016.

4.2.5 Roåsbekken nedstrøms (92)

Roåsbekken ble i februar 2016 lagt om fra tidligere bekkeløp til nyetablert kulvert og steinsatt kanal. Det foreligger ikke målinger fra den første perioden etter omlegging av bekkeløpet. Overvåkingsstasjonen i Roåsbekken ble satt i drift igjen den 20. april. Den 05. november ble stasjonen tatt ut av drift for vinteren.

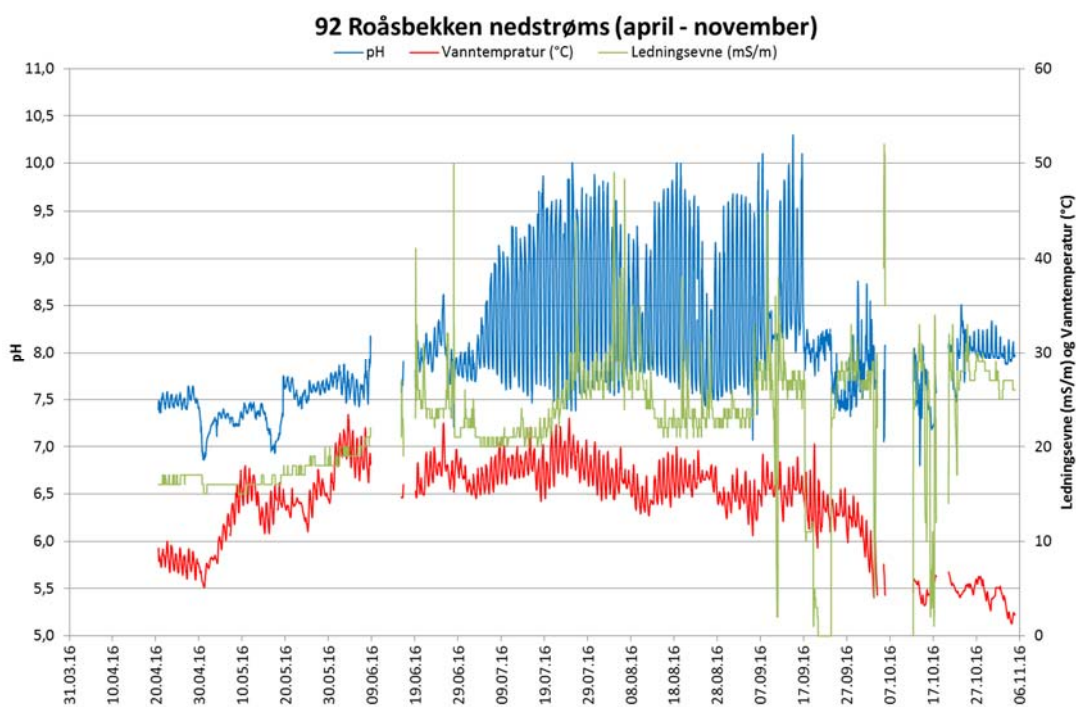
Fra og med begynnelsen av juli ble det målt høye pH verdier, store døgnvariasjoner, som følge av ekstrem algevekst i det nyetablerte bekkeløpet (figur 18). Den kraftfulle algeveksten pågikk i flere måneder og avtok ikke før i månedsskiftet september-oktober. I løpet av denne perioden ble det jevnlig målt pH over 9,5, maksimalt pH 10,3 (14. september). Maksimal døgnvariasjon ble målt den 25. juli og var på 2,6 pH-enheter (pH 7,4-10). Bilde 1 ble tatt den 26. juli viser omfanget av algeveksten.

Begroingsalgene som har vokst fram i det nye bekkeløpet var sannsynligvis en art av grønnalger. Når næringstilgangen er ubegrenset, kan disse danne tråder som kan bli et par meter lange. Sannsynligvis er det kun alger som vokser i kontakt med luft som kan fortsette vekst, mens alger under algeteppet vil begrenses av karbonmangel. Algenes respirasjon (frigivelse av CO₂ og opptak av O₂ om natten) vil sannsynligvis være såpass omfattende at vannet blir oksygenfritt.

Målinger av ledningsevnen viste varierende verdier gjennom sesongen (0-53 mS/m) (figur 18) De laveste verdier skyldes lav vannføring, mens enkeltmålinger med høy ledningsevne måles i perioden med algevekst.

For turbiditet ble det målt enkelte episoder med høy turbiditet gjennom sesongen. De fleste av disse målingene skyldes TRACS som følge av den omfattende algeveksten og periodisk lav vannføring, spesielt fra månedsskiftet mai/juni og til stasjonen ble tatt ut av drift i november (figur 19). I denne perioden var det allikevel enkelte målinger med høy turbiditet (> 100 NTU) i forbindelse med nedbørsepisoder som

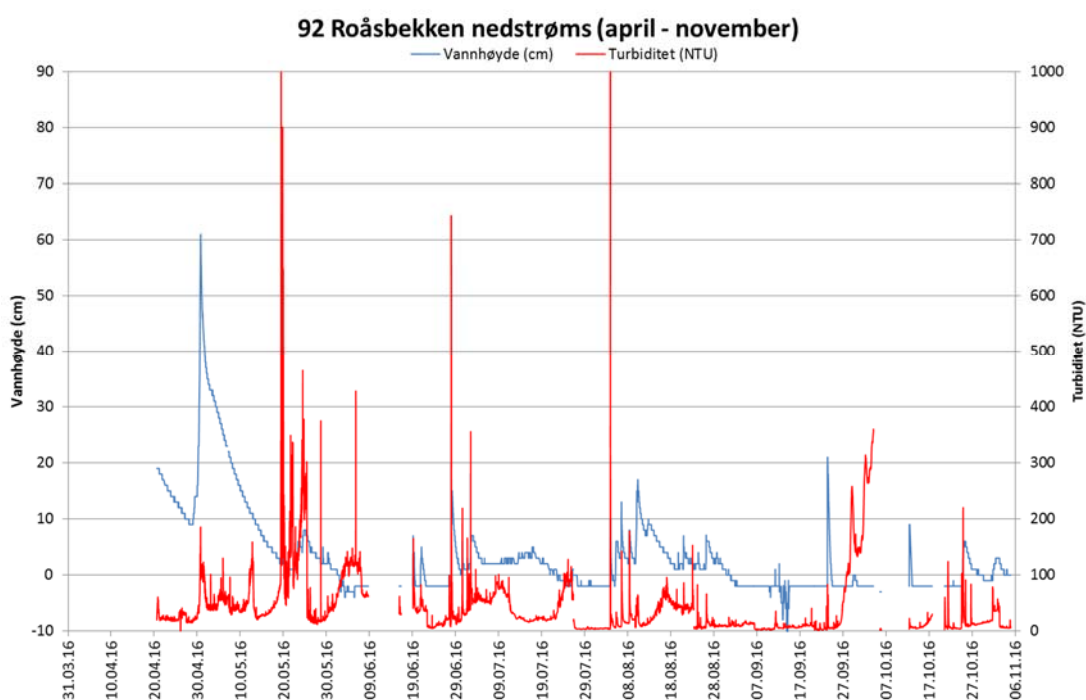
sannsynligvis skyldes partikkelavrenning. Blant annet målinger i juni (19., 20., 28. og 30.), juli (01. og 02.), august (04., 06., 08 og 23.) og oktober (21. og 24.). Fram til juni ble det også målt episoder med økt turbiditet. I hele perioden 20. april til 13. mai ble det målt forhøyet turbiditet, i størrelsesorden 30 – 185 NTU. I forbindelse med nedbørsepisoden fra den 19. mai ble det målt turbiditet over 1000 NTU, i etterkant viste flere målinger høy turbiditet, sannsynligvis som følge av TRACS.



Figur 18: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur fra stasjonen nedstrøms i Roåsbekken (92) fra mai til november i 2016.



Bilde 1: Bilder tatt 26. juli viser algevekst i nyetablert bekkeløp ved stasjonen nedstrøms i Roåsbekken.



Figur 19: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet fra stasjonen nedstrøms i Roåsbekken (92) fra mai til november i 2016.

4.2.6 Blåveisbekken (97)

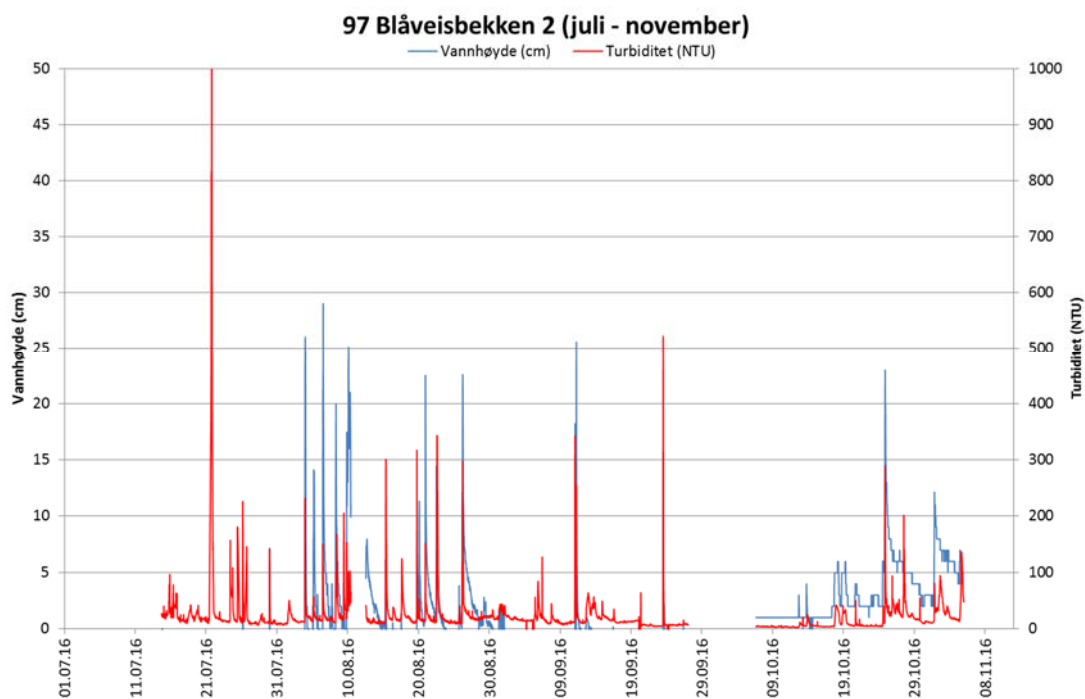
Stasjonen i Blåveisbekken var i store deler av 2016 sesongen ute av drift som følge av flere skader på sensor i forbindelse med avrenningsepisoder. Lav vannføring og høyt partikkelavrenning i den første delen av sesongen gjorde det vanskelig å holde stasjonen operativ.

I sommermånedene var vannføringen i Blåveisbekken svært lav, det var derfor perioder hvor trykkcellen som måler vannhøyde lå over vannspeilet, mens sensor for turbiditet kunne måle i vannet (figur 20). Dette var tilfellet for episoder med forhøyet turbiditet i juli (21., 24.- 26. og 29.). Det var ingen observert sammenheng med nedbør og disse verdiene. I august (04.-09. 15., 17., 19., 20., 22., og 26.) viste målingene stor variasjon i vannivå med sammenfallende økte turbiditetsverdier. På enkelte av disse dagene var det nedbør, men variasjonen i vannivå indikerer støtvis belastning. Tilsvarende variasjon ble også målt i september (06., 11. og 23.).

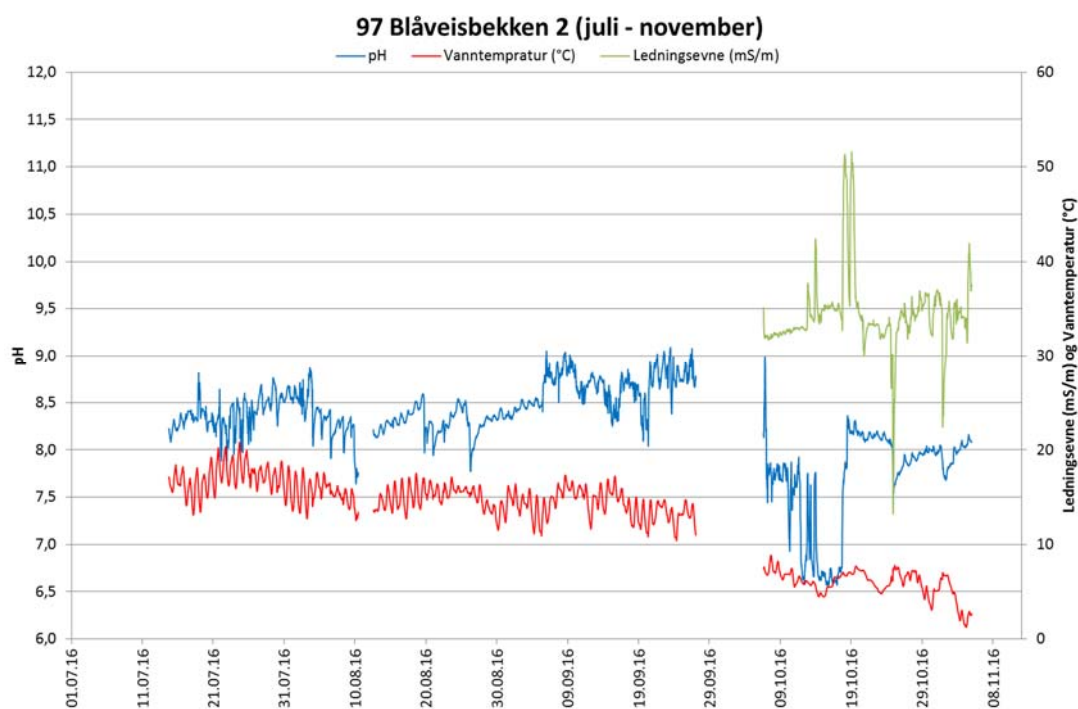
I oktober (24. og 27.) og november (11.) ble det målt økt turbiditet i forbindelse med nedbørepisoder (figur 6 og 20).

Fra juli til september varierte pH mellom 7,7 og 9,1 (figur 21). Høyest pH, med flere enkeltmålinger over pH 9, ble målt fra den 05. september fram til stasjonen midlertidig ble tatt ut av drift den 25. september. I denne perioden ble det ikke målt noen tydelige døgnvariasjoner i pH. I oktober ble det målt til dels store og uregelmessige variasjoner i pH (6,6 – 9,0).

For ledningsevne ble også en del variasjon (13 – 52 mS/m), blant annet to episoder den 18. og 19. oktober.



Figur 20: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet fra Blåveisbekken (97) fra juli til november i 2016.



Figur 21: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur fra Blåveisbekken (97) fra juli til november i 2016.

4.2.7 Dalsbekken (94)

Overvåkingen i Dalsbekken viste flere episoder med høy turbiditet. Disse ble hovedsakelig målt i forbindelse med nedbør- og snøsmelting (figur 22 og 23). Overvåkingen viste flere episoder med økt turbiditet (> 100) målt i forbindelse med nedbørsepisoder. Under de fleste av disse episodene ble høy turbiditet målt i kortere perioder, med maksimalverdier tidlig i hendelsesforløpet. Slike episoder ble målt i januar (26. og 29.), februar (04., 06.-10. og 29.), mars (27.), april (05., 06., 17. og 28.-30.), mai (23. og 29.), juni (19. og 27.-28.), juli (02.), juli (02. og 21.), august (04., 06., 11., 12., 19., 22. og 26.), september (11. og 23.), november (01., 14., 16., 18.) og i desember (24.)

Det ble også målt enkelte episoder med høy turbiditet som tilsynelatende ikke var relatert til nedbør. Blant annet var det mellom den 14. og 26. mars flere påfølgende episoder med mindre vannstandsøkninger, fulgt av kortvarig økt turbiditet (50-310 NTU).

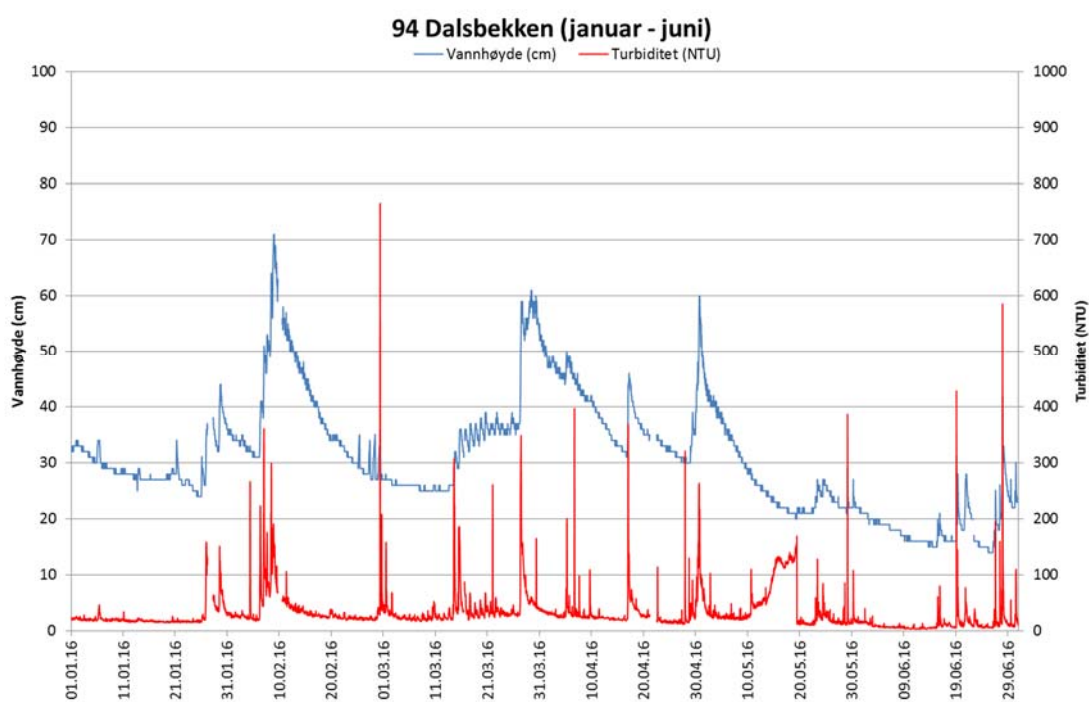
Overvåkingen viste også at turbiditet i Dalsbekken generelt sett var noe høyere fram til medio juni, enn senere på sommeren og høsten. I første halvdel av 2016 viste overvåkingen at turbiditet sjeldent var lavere enn 15 NTU. I andre halvdel av 2016 ble det ofte målt verdier under 5 NTU. Unntaket er perioden mellom 05. november og 02. desember hvor det også utenfor nedbørsepisodene ble målt høyere kortvarig høyere turbiditet (20-80 NTU).

I første halvdel av 2016 varierte pH hovedsakelig mellom 7,7 og 8,2, mens det i forbindelse med nedbør målt pH ned til 6,9 (figur 24). Lave målinger (ned mot pH 6) i dagene før 22. juni skyldes en sprekk i glasset på pH sensor. Fra mars måned og fram til månedsskiftet juni/juli viste overvåkingen mindre døgnvariasjoner i pH (<0,3 pH-enheter) som følge av algevekst.

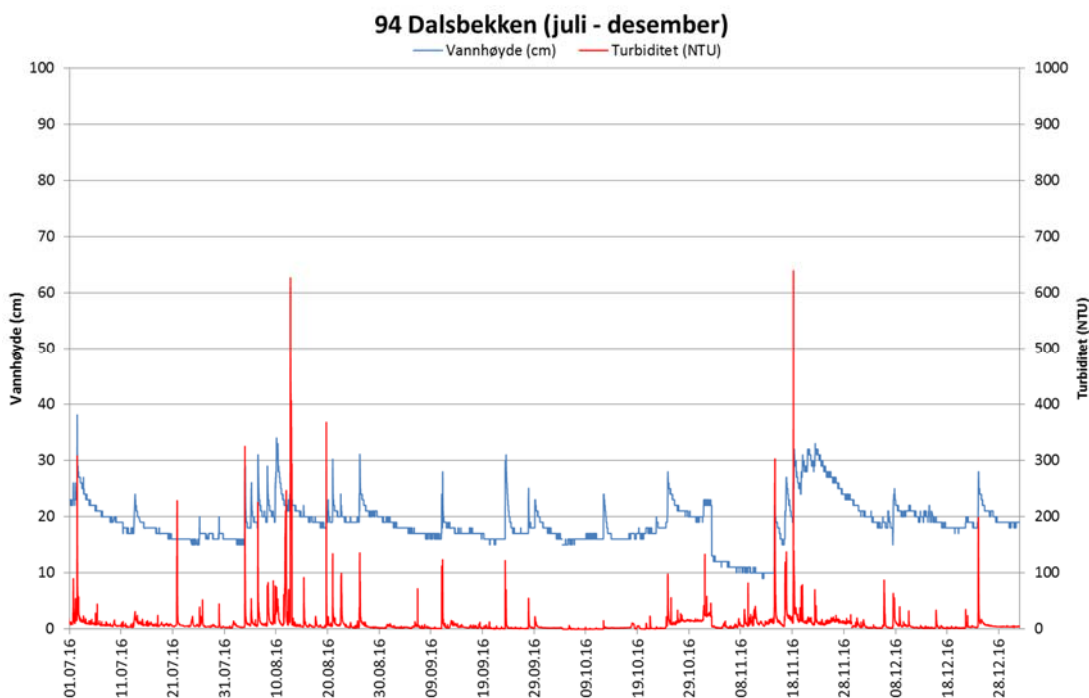
Andre halvdel av 2016 begynte med økende pH og gradvis økende døgnvariasjoner (figur 25). Dette skjer i forbindelse med den omfattende algeveksten i nedre del av Roåsbekken. Døgnvariasjonen var stor over lengre tid og flere dager ble det målt en forskjell på 1,2 pH-enheter mellom maks og min verdi. Mellom den 25. juli og 20. september ble det flere ganger målt pH over 9. Høyest pH målt var 9,2 målt den 14. september. Utover høsten avtok algeveksten og i slutten av oktober begynte pH-nivået å normalisere seg.

I november og desember viste overvåkingen flere tilfeller med mindre økning i pH (0,1-0,2 pH-enheter). De høyeste verdier ble målt på ettermiddagen (12-18). Dette er utenfor vekstsesongen og vanntemperaturen var lav, det er derfor mindre sannsynlig at disse variasjonene skyldes algevekst.

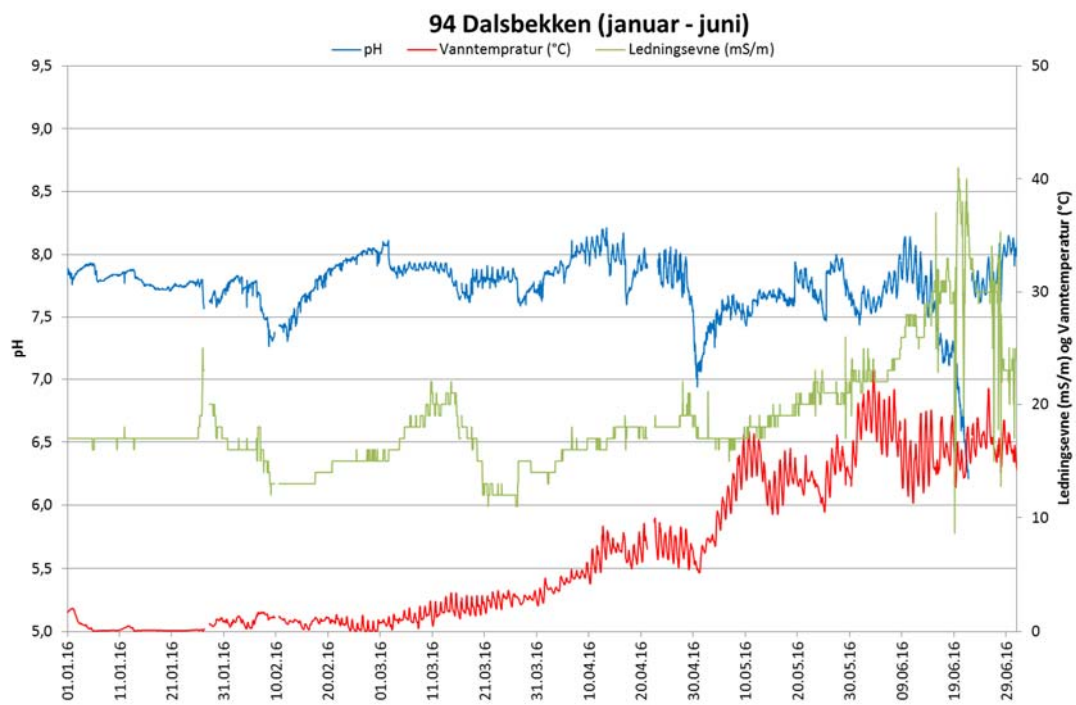
For ledningsevne ble det målt verdier mellom fra 6 – 58 mS/m (figur 24 og 25). Den høyeste ledningsevnen ble målt den 06. oktober og hadde tilsynelatende sammenheng med endringer i vannføring eller vannhøyde. I Blåveisbekken ble stasjonen operativ igjen etter en driftsstans fra denne datoen, men de første målingene kan tyde på at både pH og ledningsevne hadde vært høyere tidligere samme dag (figur 21). Den 18. oktober avdekket overvåkingen i Blåveisbekken og i Dalsbekken en liknende hendelse, med økt ledningsevne (maksimalt hhv. 52 og 45 mS/m). pH økte også betydelig i Blåveisbekken, fra 6,8 til 8,3. Andre større variasjoner i ledningsevne oppstår i forbindelse med nedbørsepisoder (fortynning) eller i perioden med høy algevekst.



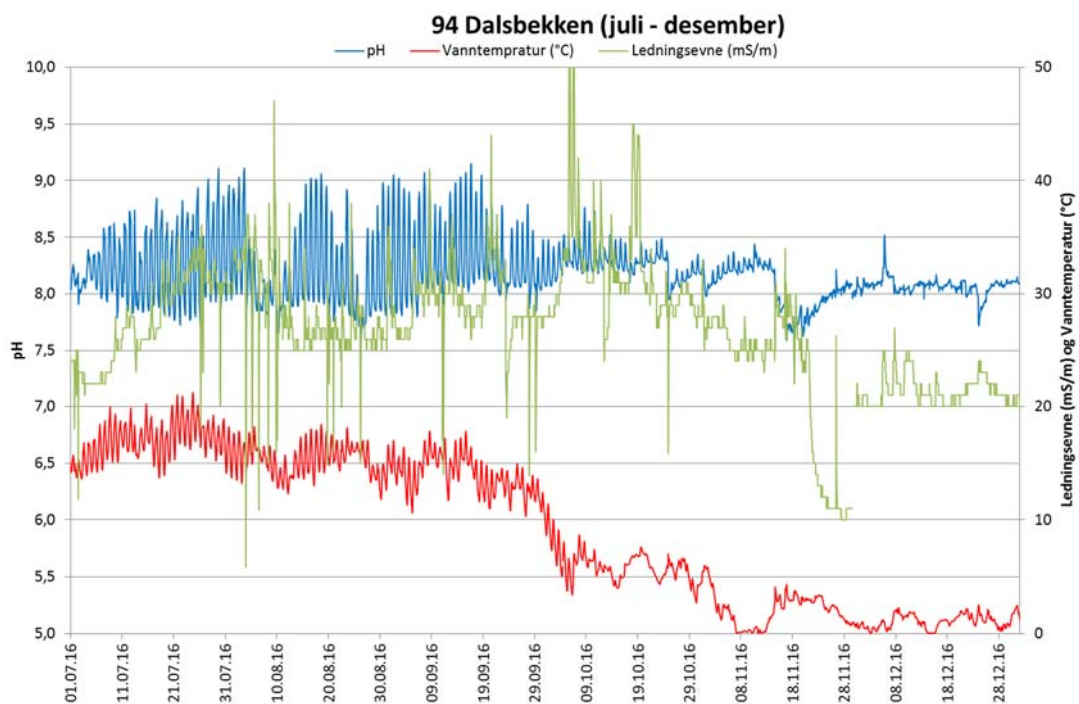
Figur 22: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet fra stasjonen i Dalsbekken (94) fra januar til juni i 2016.



Figur 23: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet fra stasjonen i Dalsbekken (94) fra juli til desember i 2016.



Figur 24: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur fra stasjonen i Dalsbekken (94) fra januar til juli i 2016.



Figur 25: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur fra stasjonen i Dalsbekken (94) fra juli til desember i 2016.

4.2.8 Finstadbekken (98)

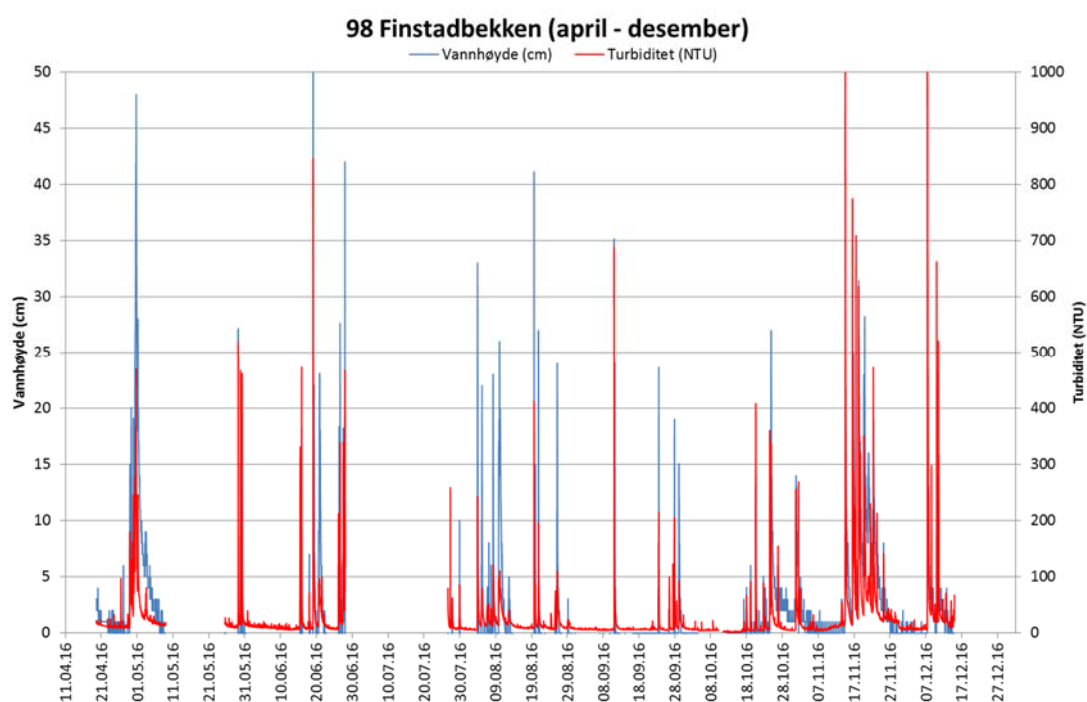
Stasjon for kontinuerlige målinger i Finstadbekken ble satt i drift etter vinteropplag den 19. april. I løpet av våren og sommeren var stasjonen ute av drift i lengre perioder (08.-25.05 og 28.06-27.07) på grunn av lav vannføring og høyt innhold av partikler i avrenningen medførte TRACS.

I Finstadbekken var episoder med høy turbiditet hovedsakelig knyttet til nedbør (figur 5, 6 og 28). De fleste episodene hadde en maksimal turbiditet på mellom 100 og 500 NTU, men enkelte episoder ga også høyere turbiditet. I forbindelse med episoden fra 28. april til 02.mai, samt episoder i oktober (18.-24. og 31.), november (13.-22.) og desember (07.-14.) ble det målt høy turbiditet over lengre perioder. Under episoder i mai (29.-30.), juni (15., 18.-22. og 26.-), juli (27.-30.), august (04.-12., 20, 21. og 25.-26.) og september (11. og 28.-29.) ble det målt forhøyet turbiditet i kortere perioder, ofte enkeltmålinger og i noen tilfeller flere enkeltmålinger samme dag.

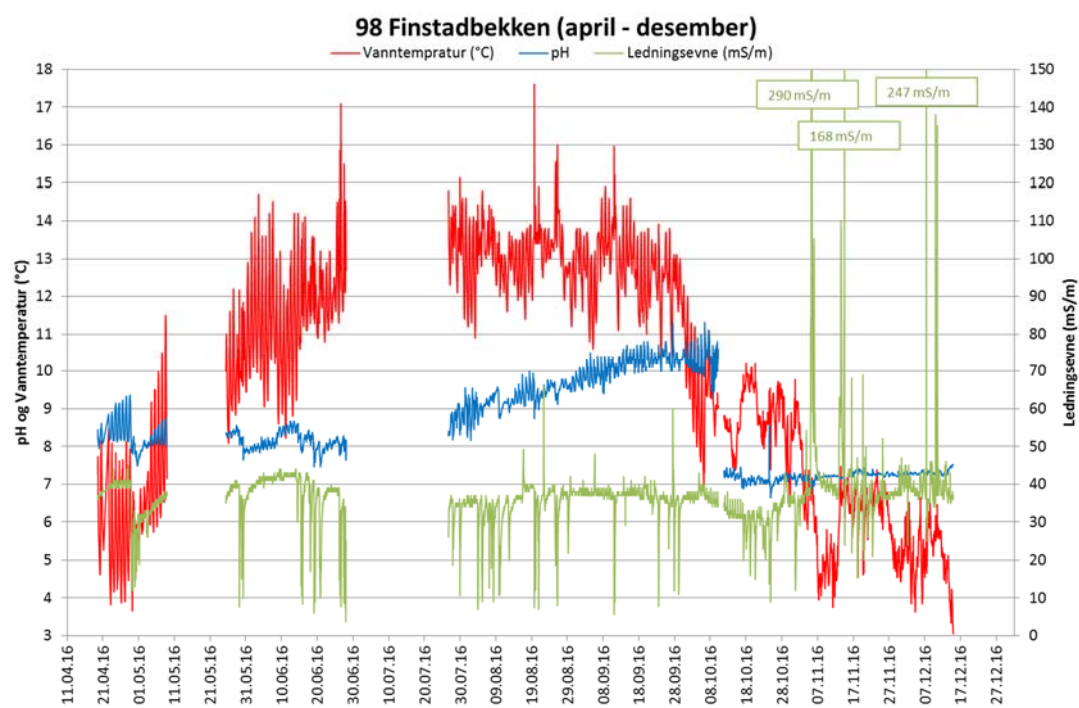
Fra slutten av oktober viste målinger av vannhøyde regelmessige variasjoner i vannhøyde som kan indikere pumping av vann. Målinger av ledningsevne viste også mindre økning ($< 8\text{mS/m}$) i forbindelse med disse pulsene. Det ble ikke målt samvariasjon med pH eller turbiditet (figur 28 og 29).

I september/oktober viste flere målinger pH verdier mellom 10 og 11 (figur 29). Kontroll av pH-sensor i begynnelsen av oktober avdekket drift fra kalibreringskurven. Avviket mellom målt og reell pH fra slutten av august og fram til oktober har gradvis økt, ved bytte av pH-sensor var avviket anslagsvis 2,5 pH-enheter. Utenom dette har pH-variert mellom 6,7 og 9,4. De høyeste pH verdiene ble målt i april-mai, i samme periode som døgnvariasjonen i pH var størst (1,3 pH-enheter).

Ledningsevnen varierte mye gjennom sesongen, fra 6 mS/m til 290 mS/m (figur 29). Høyest ledningsevne ble målt i november og desember i forbindelse med vegsatsing, mens de laveste verdiene skyldes fortykning under nedbørsepisodene. Utenom episoder med nedbør og vegsalting varierte ledningsevne stort sett mellom 30 og 40 mS/m.



Figur 26: Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Finstadbekken (98) fra april til desember 2016.



Figur 27: Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Finstadbekken (98) fra april til desember 2016.

4.3 Vannprøver

4.3.1 Myrerbekken (61)

Vannprøvene tatt i 2016 viste at Myrerbekken fortsatt i stor grad er påvirket av nitrogen (N) avrenning, spesielt med hensyn på avrenningen av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) (figur 28). I 23 av 25 vannprøver var innholdet av $\text{NO}_3\text{-N}$ mellom 6,8 og 15,3 mg/l. Påviste konsentrasjoner tilsvarer tilstandsklasse V («svært dårlig») iht. veileder SFT97:04 (tabell 1). I prøvene tatt 09. august og 20. september viste analysen lavere innhold av $\text{NO}_3\text{-N}$ enn i de øvrige 23 prøvene, påviste konsentrasjoner var hhv. 3,3 og 0,67 mg/l (tilstandsklasse V og IV). For prøven tatt 09. august skyldes dette sannsynligvis at mye nedbør i forkant av prøvetakningen (figur 6). Den 20. september ikke ble registrert nedbør eller endringer i kontinuerlige målinger som kan forklare den lave konsentrasjonen (figur 8 og 10). En reanalyse av vannprøven bekreftet opprinnelig resultat.

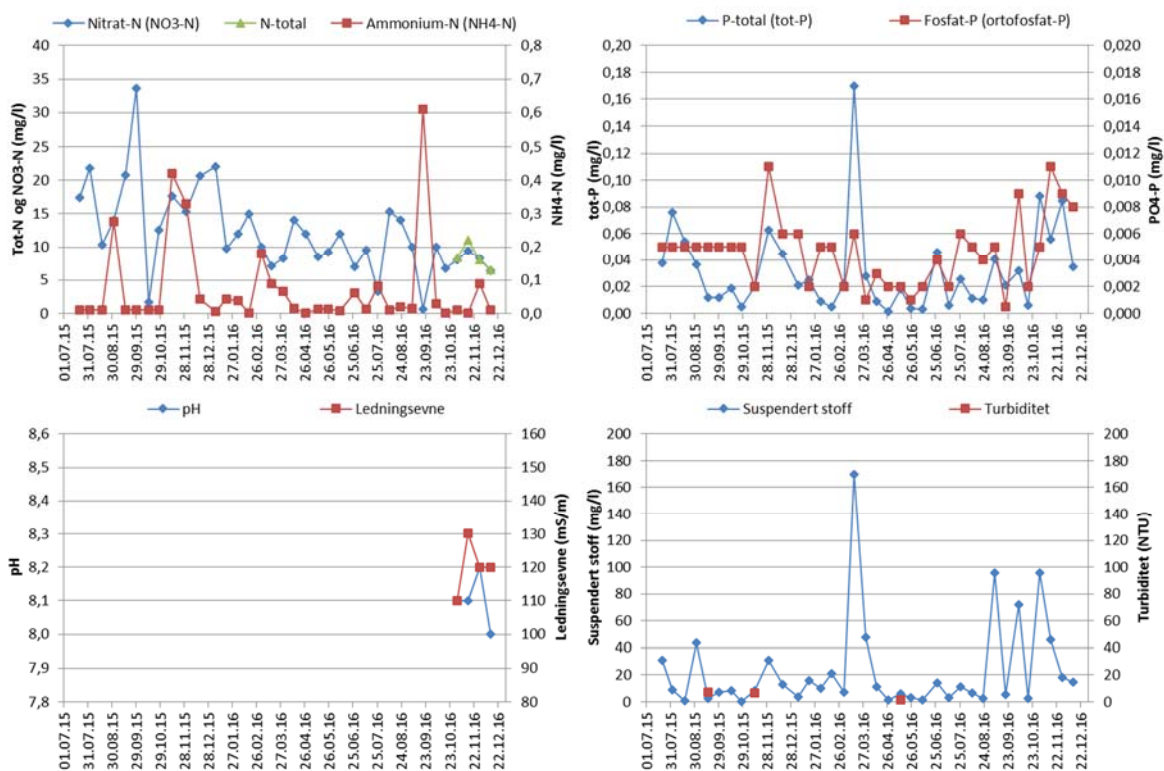
Sammenliknet med prøver tatt i 2015 viste prøver tatt i 2016 tegn til at innholdet av $\text{NO}_3\text{-N}$ har vært avtagende. Gjennomsnittlig konsentrasjon for 2015 og 2016 var hhv. 16,9 og 9,9 mg/l. Enkeltprøver tatt i 2015 viste konsentrasjoner opp 33,6 mg/l. Til sammenlikning viste 4 referanseprøver tatt våren 2014 konsentrasjonen av $\text{NO}_3\text{-N}$ mellom 0,3 og 1,1 mg/l (Leikanger et al. 2014).

For ammonium (NH_4) ble det påvist høye konsentrasjoner i enkelte av prøvene tatt i 2016. Prøver tatt i mars (03., 16. og 30.), juni (27.), juli (26.), september (20.), og november (29.) viste alle konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV («dårlig») eller tilstandsklasse V («svært dårlig»). Høyeste konsentrasjon av $\text{NH}_4\text{-N}$ ble påvist i prøven tatt 20. september (0,61 mg/l).

Prøvetakningen viste at konsentrasjonen av totalfosfor (tot-P) i Myrerbekken varierte mye og dekket hele spekteret fra tilstandsklasse I («svært god») til tilstandsklasse V («svært dårlig»). De fleste prøvene havnet i klasse III og IV («mindre god» - «dårlig»). De høyeste konsentrasjonene ble påvist i forbindelse med avrenningsepisoder (maks 0,17 mg/l), der også konsentrasjon av SS var høy. Den 16. mars var viste kontinuerlige målinger at vannivået og turbiditet i Myrerbekken var høyt, mens de avdekket pumpepulser i oktober-desember (figur 7 og 8). I referanseprøvene tatt fra 2014 var påviste konsentrasjoner av tot-P lave - moderate (0,003 – 0,018 mg/l) (Leikanger et al. 2014).

Andelen ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) var lav til moderat (0,001-0,011 mg/l).

pH målt i vannprøvene varierte mellom 7,5 og 8,2, mens ledningsevne varierte mellom 110 og 130 mS/m. Sammenliknet med kontinuerlige målinger av pH og ledningsevne stemmer disse verdiene godt (figur 9 og 10).



Figur 28: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen i Myrerbekken mellom 21. juli 2015 og 18. desember 2016.

4.3.2 Maurtubekken (62)

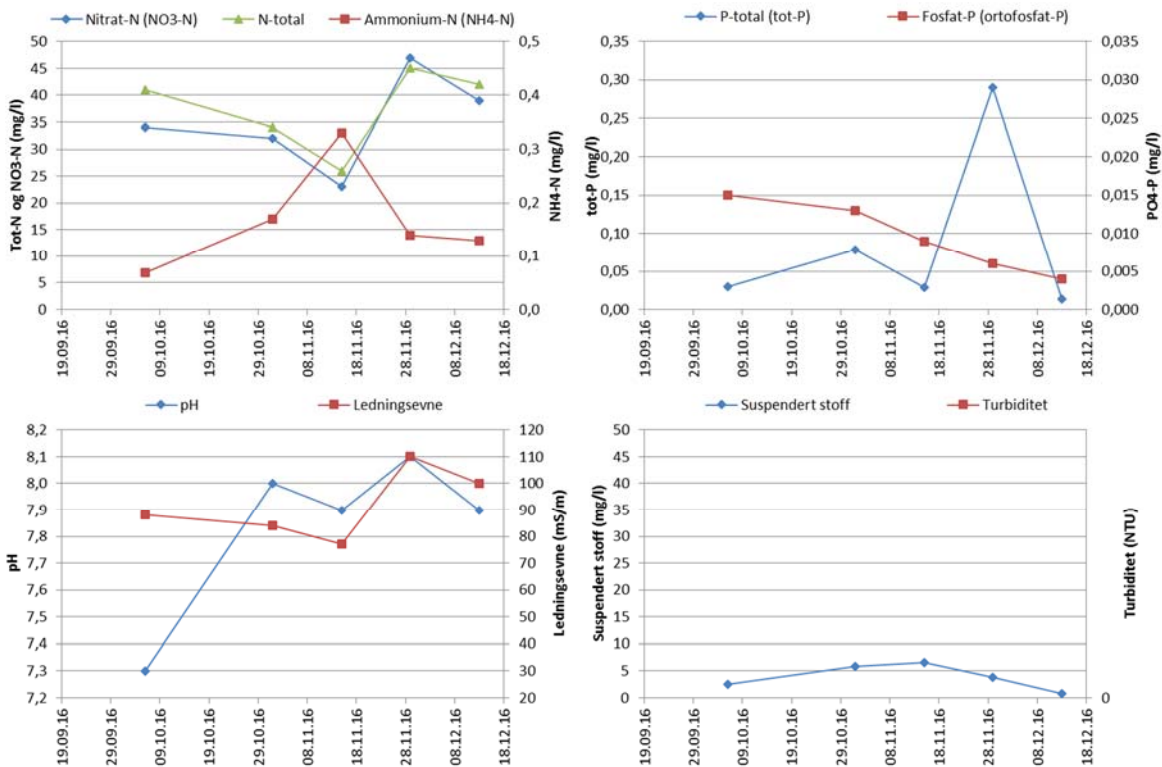
I Maurtubekken ble det startet med regelmessig prøvetakning fra og med den 06. oktober 2016. Fram til nyttår ble det tatt ut 5 prøver ved denne stasjonen (figur 29). Analyser av prøvene viste svært høye konsentrasjoner for tot-N, fra 26 til 45 mg/l (tilstandsklasse V). Det meste nitrogenet forelå som NO₃-N (23-47 mg/l, høyere maksverdi skyldes usikkerhet i analysene).

For NH₄-N tilsvarte påviste konsentrasjoner i prøven tatt i 06. oktober tilstandsklasse III og prøvene tatt 01. og 29. november og 13. desember tilstandsklasse IV. Konsentrasjonen av NH₄-N i prøven tatt 15. november var 0,33 mg/l, og tilsvarer tilstandsklasse V.

Vannkvaliteten med hensyn på tot-P i vannprøvene varierte mye, fra klasse III til klasse V (0,014 – 0,29 mg/l). Andelen biotilgjengelighet PO₄-P var moderat-høy (0,004-0,015 mg/l).

pH målt i vannprøvene varierte mellom 7,3 og 8,1, mens ledningsevne varierte mellom 77 og 110 mS/m. Verdiene samsvarer med kontinuerlige målinger av pH og ledningsevne (figur 11).

Innholdet av SS i vannprøvene var lavt (< 6,6 mg/l).



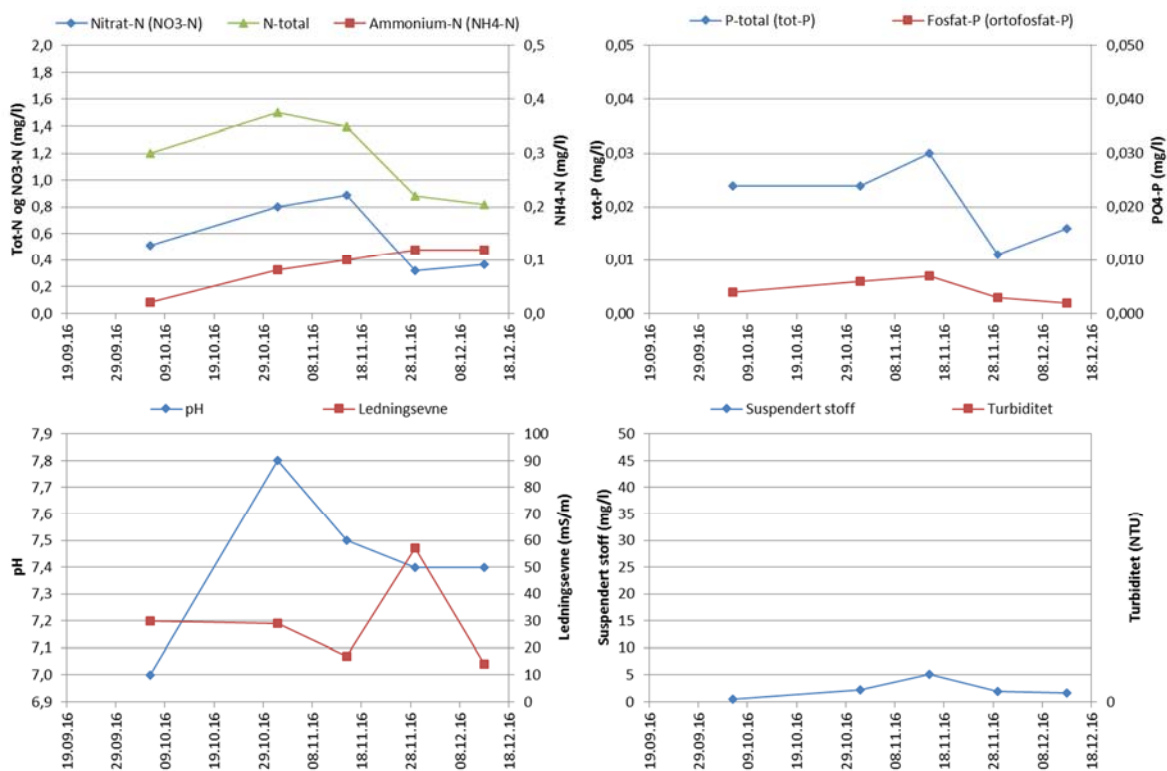
Figur 29: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen i Maurtubekken mellom 06. oktober og 18. desember 2016.

4.3.3 Stensrudbekken bro (66)

I Stensrudbekken, før samløpet med Myrer- og Maurtubekken, viste analyser av vannprøvene vesentlig lavere innhold av tot-N, enn i bekkene som mottar avrenning fra anleggsområdet. Påviste konsentrasjoner for tot-N var allikevel å regne som høy (0,8- 1,5 mg/l) tilsvarende tilstandsklasse IV og V. NO₃-N utgjorde om lag halvparten av tot-N (0,32 – 0,89 mg/l). Med unntak av prøven tatt 06. oktober ble det også påvist høye konsentrasjoner av NH₄-N tilsvarende tilstandsklasse IV og V (0,082-0,12 mg/l).

Konsentrasjon av tot-P i vannet varierte mellom 0,011 og 0,03 mg/l (tilstandsklasse II-IV).

pH målt i vannprøvene varierte mellom 7,0 og 7,8, mens ledningsevne varierte mellom 14 og 57 mS/m.



Figur 30: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen Stensrubbekken bro mellom 06. oktober og 18. desember 2016.

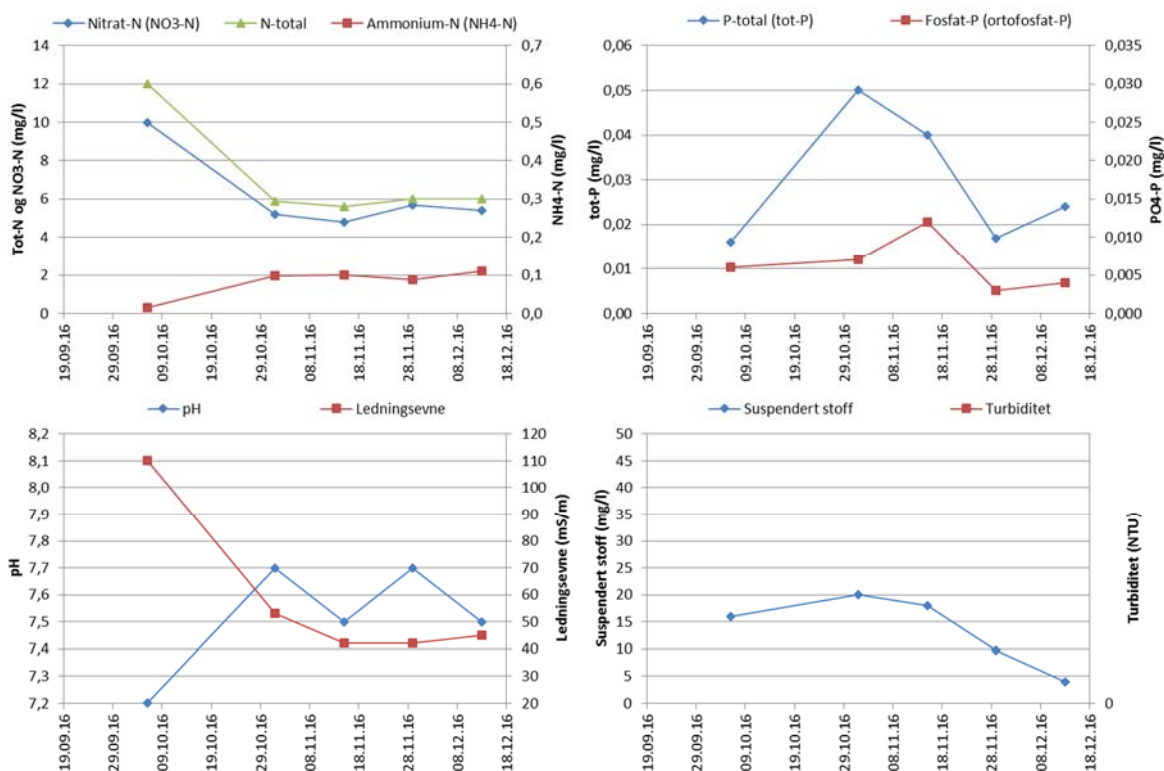
4.3.4 Stensrubbekken kulvert (67)

Analyser av prøver tatt i Stensrubbekken nedstrøms samløpet med Myrer- og Maurtubekken viste en stor økning i innholdet av N forbindelser sammenliknet med vannkvaliteten oppstrøms samløpet (figur 30 og 31). Ved første prøvetakning den 06. oktober viste analysen at innholdet av tot-N var 10 mg/l. Ved de neste 4 prøverundene tatt i 2016 var konsentrasjonen av N-forbindelser lavere og relativt stabil, mellom 5,6 og 6,0 mg/l. Påviste konsentrasjoner av tot-N tilsvarer tilstandsklasse V. Det meste av dette forelå som NO₃-N, hhv. 10 mg/l og 4,8 - 5,7mg/l. NH₄-N varierte mellom 0,016 og 0,11 mg/l, som tilsvarer tilstandsklasse II-V.

Konsentrasjoner av NO₃-N var ved prøvetakning den 06. oktober, tilnærmet lik som ved stasjonen i Myrerbekken. I senere prøverunder har det vært en viss fortynning av vannet, påviste konsentrasjoner har vært 1,0-4,6 mg/l lavere enn påviste konsentrasjoner i Myrerbekken. Fortyningen av vannet fra Maurtubekken har i vært stor, påviste konsentrasjoner har vært i størrelsesorden 18,2-22,3 mg/l høyere enn etter samløpet.

Målt ledningsevne i vannprøvene viste samme utvikling som tot-N, med en høy måling i begynnelsen av oktober (110 mS/m) og deretter lavere og stabile målinger (42-53 mS/m).

pH ved kulverten i Stensrubbekken varierte mellom 7,2 og 7,7



Figur 31: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen Stensrubbekken kulvert mellom 06. oktober og 18. desember 2016.

4.3.5 Gjersrudtjern (68)

I Gjersrudtjern ble det tatt ut 2 prøver i 2016, den 06. oktober og 18. desember (figur 32). Innholdet av tot-N var høy i begge prøver, hhv. 5,1 og 3,9 (tilstandsklasse V). Sammenliknet med vannprøver tatt ut på samme lokalitet i perioden 2010 – 2014 har konsentrasjonen av tot-N økt betydelig, ingen av disse prøvene hadde konsentrasjoner over 1,5 mg/l (Oslo VAV, 2016).

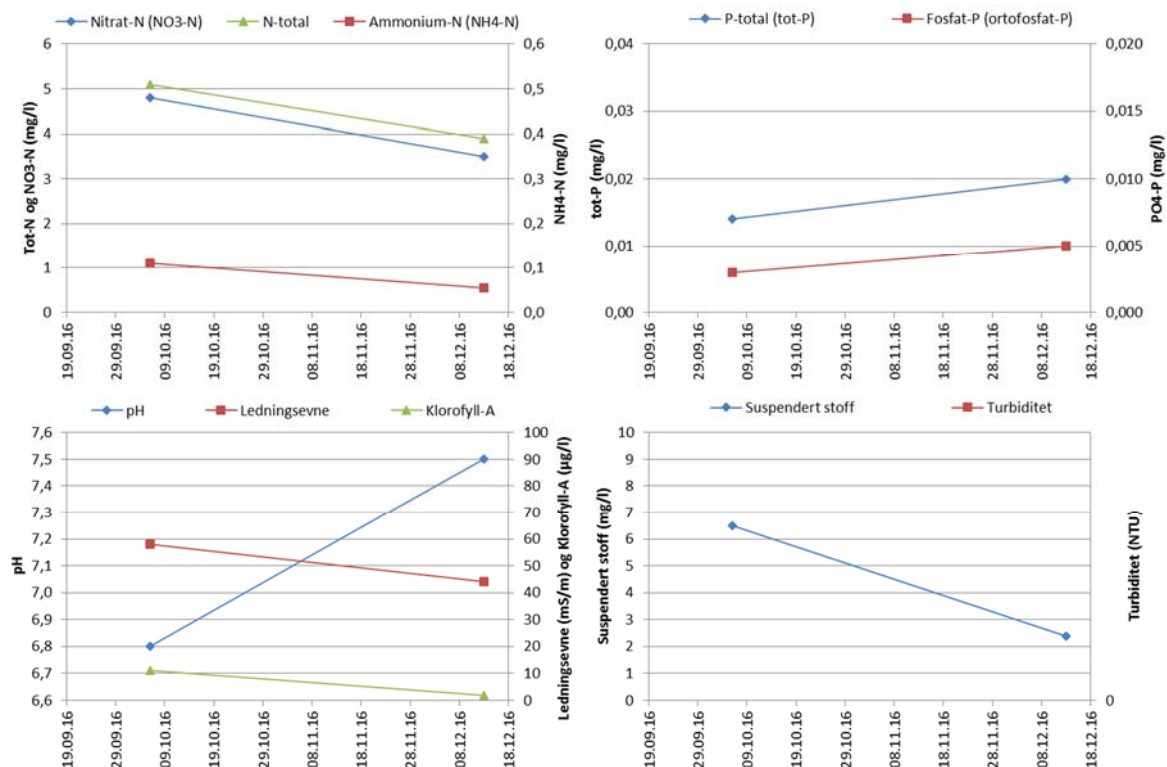
NO₃-N utgjør hovedandelen av nitrogenforbindelsene påvist i tjernet, hhv. 4,8 og 3,5 mg/l. Innholdet av NH₄-N utgjør en mindre andel av tot-N, hhv. 0,11 og 0,05 mg/l. Påviste konsentrasjon av NH₄ tilsvarer hhv. tilstandsklasse IV («dårlig») og tilstandsklasse III («mindre god»).

Med økt næringstilgang kan det oppstå situasjoner der pH øker på grunn av algevekst. Dette kan øke risikoen for omdanning av NH₄ til toksisk ammoniakk (NH₃), spesielt i sommermånedene når vanntemperaturen er høy. Konsentrasjoner over 0,025 mg/l av fri NH₃ regnes som «svært dårlig» ved klassifisering av vannkvalitet (Direktoratsgruppa, 2009). Ved pH tilsvarende det som ble målt i vannprøvene den 06. oktober og 13. desember (hhv. 6,8 og 7,5), vil eventuell omdanning til NH₃ være minimal.

Påviste konsentrasjoner av tot-P var hhv. 0,014 og 0,02 mg/l, som tilsvarer tilstandsklasse III.

Analyser av klorofyll-A gir et grovt estimat på mengden alger i vannet. I prøvene som ble tatt den 06. oktober og 18. desember var konsentrasjonen av klorofyll-A hhv. 11 og 1,9 µg/l. Dette indikerer hhv. moderat-høy og lav tilstedeværelse av alger.

Prøven tatt i oktober hadde noe økt innhold av SS (6,5 mg/l), mens prøven tatt i desember hadde et lavt innhold (2,4 mg/l). Forskjellen kan nok til en viss grad skyldes høyere forekomst av alger i oktober. Ledningsevnen var også litt høyere i den første prøven, hhv. 58 og 44 mS/m.



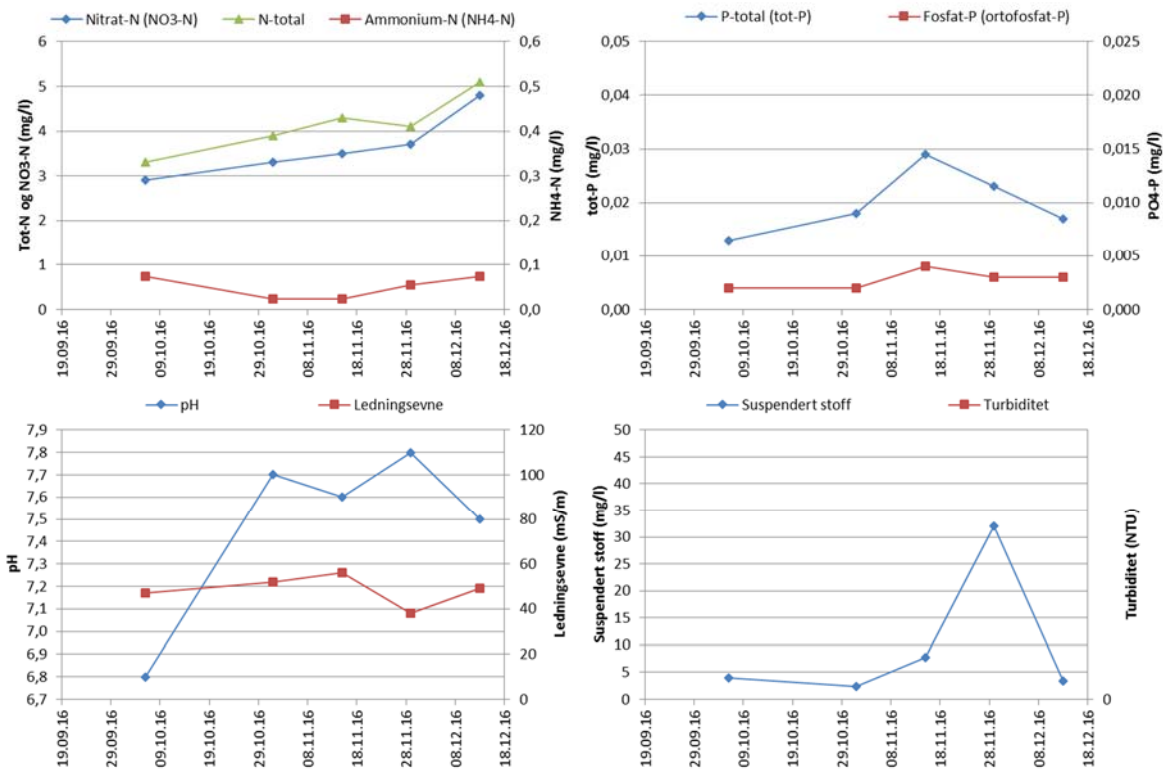
Figur 32: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt i Gjersrudtjern den 06. oktober og 18. desember 2016.

4.3.6 Gjersrubbekken (65)

I Gjersrubbekken har tot-N gradvis økt fra 3,3 til 5,1 mg/l fra prøven tatt 06. oktober til prøven tatt 13. desember. Konsentrasjon av tot-N har vært høy i hele perioden og tilsvarer tilstandsklasse V («svært dårlig» vannkvalitet). NO₃-N har økt fra 2,9 til 4,8 mg/l. NH₄-N har ikke vært økende, men har variert mellom 0,023 og 0,073 mg/l (tilstandsklasse I-IV).

Konsentrasjonen av tot-P i Gjersrubbekken varierte mellom 0,013 og 0,029 mg/l (tilstandsklasse III – IV).

For pH viste analysene verdier mellom 6,8 og 7,8, ledningsevnen varierte mellom 38 og 56 mS/m. For SS viste analysene forhøyet innhold i prøven tatt den 19. november, mens de resterende prøvene hadde lavt innhold (2,4-7,8 mg/l).



Figur 33: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen i Gjersrubekken mellom 06. oktober og 18. desember 2016.

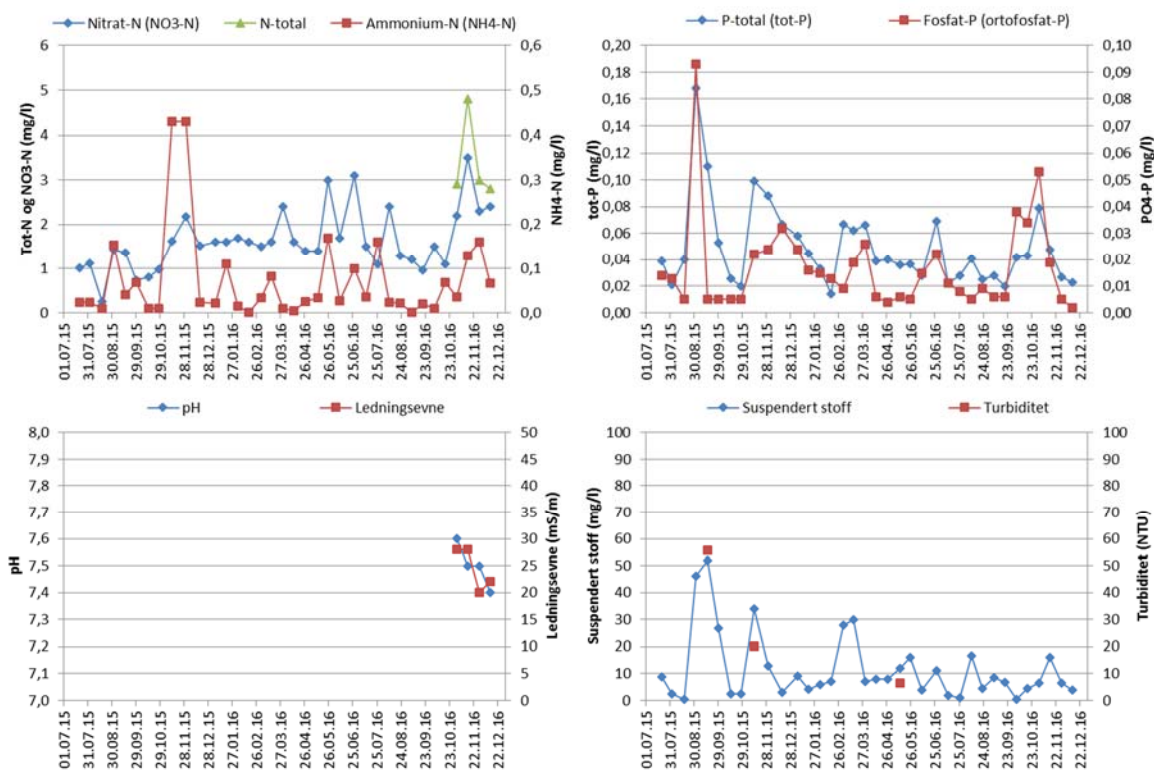
4.3.7 Dalsbekken (94)

I Dalsbekken har variasjonen i NO₃-N konsentrasjon i prøvetakningsperioden vært stor etter oppstart av prøvetakning i juli 2015 (< 0,5 mg/l – 3,5 mg/l) (figur 34). Tilsvarende konsentrasjoner er ikke unormale for landbrukspåvirkete bekker, men over tid kan det se ut til at konsentrasjon av NO₃-N har vært økende. Spesielt for de siste 4 prøverundene i 2016 kan gi et slik inntrykk. Innholdet av tot-N i Dalsbekken er allerede høyt, økte tilførsler er derfor uheldig. I alle prøver tatt i 2016 ble det påvist tilstandsklasse IV eller V for tot-N (NO₃-N+NH₄-N).

For NH₄-N har påviste konsentrasjoner variert mellom <0,003 og 0,17 mg/l (klasse I – V).

Innholdet av tot-P i prøvene varierte mellom 0,014 mellom 0,079 mg/l (klasse III og V). De høyeste konsentrasjonene ble påvist i prøver med SS over 10 mg/l. Innholdet av SS i prøvene har variert fra 0,4 – 30 mg/l, de høyeste i mars under avrenningsepisoder (figur 22)

pH målt i vannprøvene etter den 06. oktober varierte mellom 7,4 og 7,6. I november og desember har pH i vannprøvene vært noe lavere enn pH målt ved målestasjonen (figur 25). Det er ikke unormalt at pH målt på lab er lavere enn i felt. Ledningsevne varierte mellom 20 og 28 mS/m og samsvarer god med målinger på stasjonen.



Figur 34: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen i Dalsbekken mellom 21. juli 2015 og 18. desember 2016.

4.3.8 Finstadbekken (98)

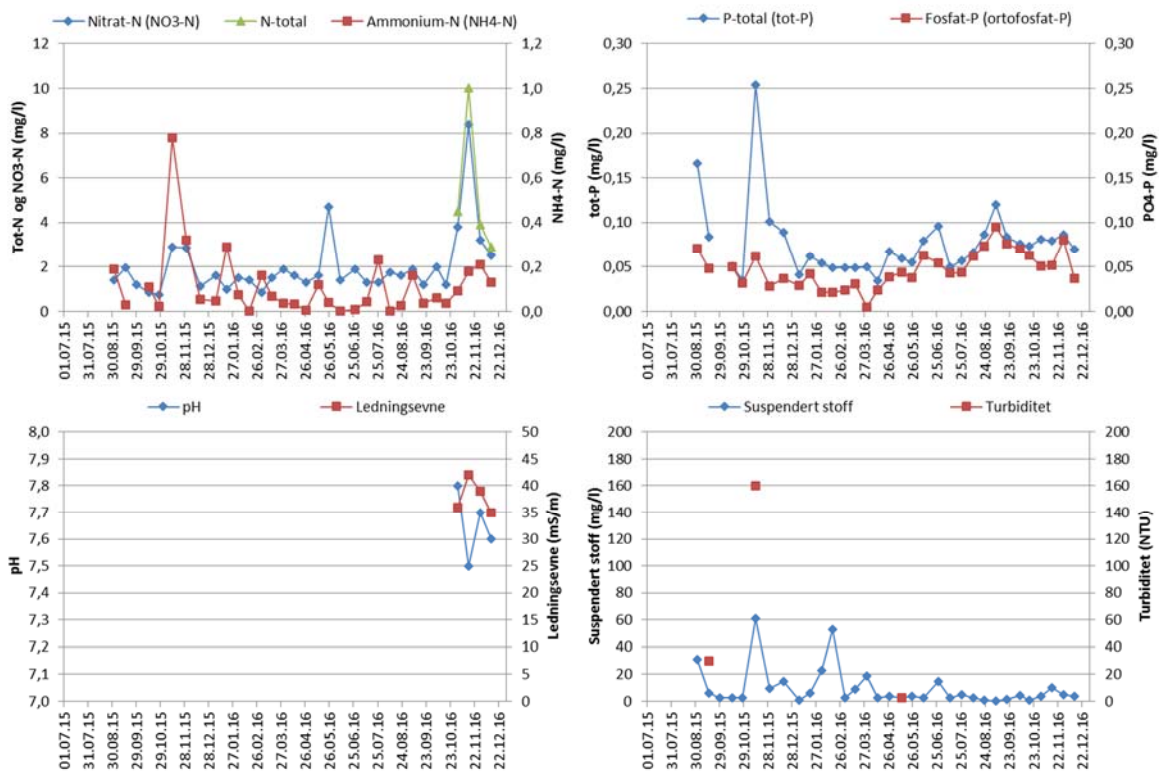
I Finstadbekken viste vannprøver tatt i 2016 relativt lik vannkvalitet som vannprøvene tatt i 2015 (figur 35). I forbindelse med enkelte avrenningsepisoder viste målingene høye konsentrasjoner av N-forbindelser og tot-P. En sannsynlig årsak til dette er at vannet påvirkes av avløpsvann, under vedlikehold har det flere ganger blitt observert at utslipp fra overløp ved kulvert oppstrøms i Finstadbekken.

Den høyeste konsentrasjonen av N ble påvist i prøven tatt den 15. november, konsentrasjon av tot-N var da 10 mg/l. For de øvrige prøvene tatt i 2016 har tot-N variert mellom 0,067 og 4,7 mg/l (klasse IV og V).

Innholdet av tot-P i prøvene varierte mellom 0,034 mellom 0,12 mg/l (klasse IV og V).

pH målt i vannprøvene etter den 06. oktober varierte mellom 7,5 og 7,8, mens ledningsevne varierte mellom 35 og 42 mS/m.

For SS har innholdet variert mye, fra 0,2 og opp til 53 mg/l, ingen er tatt i forbindelse med flomtopp.



Figur 35: Viser analyseresultater for NO₃-N, NH₄-N, Tot-N, tot-P, PO₄-P, pH, ledningsevne, SS og turbiditet i prøver tatt ved stasjonen i Finstadbekken mellom 09. september 2015 og 18. desember 2016.

4.4 Biologiske undersøkelser

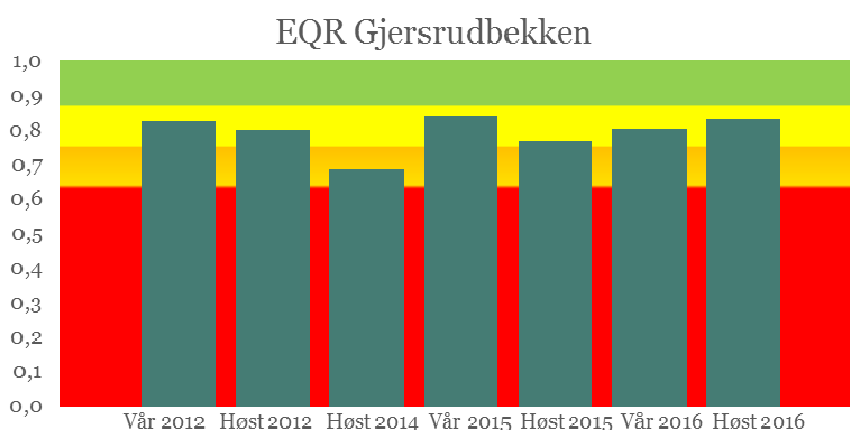
4.4.1 Gjersrubbekken (64 og 65)

I vårprøven fra Gjersrubbekken ble det påvist ni EPT-arter (tabell 5). Dette er lavere enn både våren 2015 og våren 2012, med henholdsvis 11 og 12 arter. Høstprøven inneholdt 14 ETP-arter, som i likhet med resultatene fra 2012, var et høyere antall enn i vårprøven. I 2014 og 2015 ble det påvist henholdsvis 8 og 9 arter i høstprøven.

Tabell 5: Resultater EPT-indeks og ASPT-indeks fra Gjersrubbekken fra 2012 (Bækken et al. 2013), 2014 (Skaalsveen et al. 2015a), 2015 (Skaalsveen et al. 2015b) og 2016 (Skaalsveen et al. 2016).

Gjersrubbekken	2012	2014	2015	2016
EPT (vår)	12	-	11	9
EPT (høst)	16	8	9	14
ASPT (vår)	5,7	-	5,8	5,6
ASPT (høst)	5,5	4,8	5,3	5,7

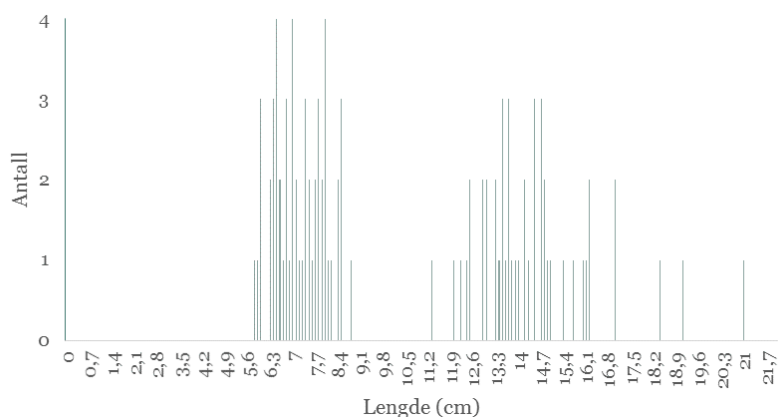
ASPT-verdien i Gjersrubbekken var tilnærmet lik i vårprøven og høstprøven i 2016, henholdsvis 5,6 og 5,7 (tabell 5). Begge indeksverdiene befinner seg innenfor intervallet for hva Vanddirektivet anser som moderat økologisk tilstand (EQR-verdier mellom 0,75 og 0,87) (figur 36). Kun høsten 2014 ble det registrert ASPT-verdier som tyder på dårlig vannkvalitet i Gjersrubbekken på 4,8 (EQR = 0,7).



Figur 36: EQR-verdier fra Gjersrubbekken fra 2012 til 2016, med tilhørende inndeling i god (grønt), moderat (gul), dårlig (oransje) og veldig dårlig (rød) økologisk status.

Fiskeundersøkelsen resulterte i 101 individer av ørret, hvorav 57 ble fanget ved første overfiske, 26 ved andre og 18 ved tredje. Dette er det største antallet som har blitt registrert i løpet av årene undersøkelsen har pågått. Av disse antas 54 individer å representere siste årsklasse (0+), som danner en «klynge» på lengdedistribusjonsgrafen (figur 37). Denne kohorten står for i overkant av halvparten av individene som ble registrert på stasjonen. I 2015 var denne prosenten på 87, som betyr at andelen individer $\geq 1+$ har økt i 2016. Dette tyder på at mye av yngelen som ble satt ut av Miljøprosjektet Ljanselva (i samarbeid med Semper Major Fluefiskeklubb, Hjalmar Eide (NJFF) og Bymiljøetaten) i 2015 har overlevd. I tillegg ser årets rekruttering ut til å være god.

Tettheten av ørret i Gjersrubbekken ble beregnet til 94,9 individer pr. 100 m². I 2015 var tettheten på 73,5 individer pr. 100 m², mens den i 2014 (før det ble satt ut ørretyngel) kun var 6,4 ørret pr. 100 m². Lave tettheter i 2014 skyldtes trolig ammoniakkutslippet som ble oppdaget i Gjersrubbekken i desember 2012. I følge en utredning utført av NIVA resulterte forurensingen i fiskedød (Oslo kommune, 2013).



Figur 37: Lengdedistribusjon av ørret (n = 84) i Gjersrubbekken fra elektrofiskeundersøkelse 27. september 2016.



Bilde 2: Ørret fanget i Gjersrubbekken 27. september 2016.

4.4.2 Dalsbekken (94)

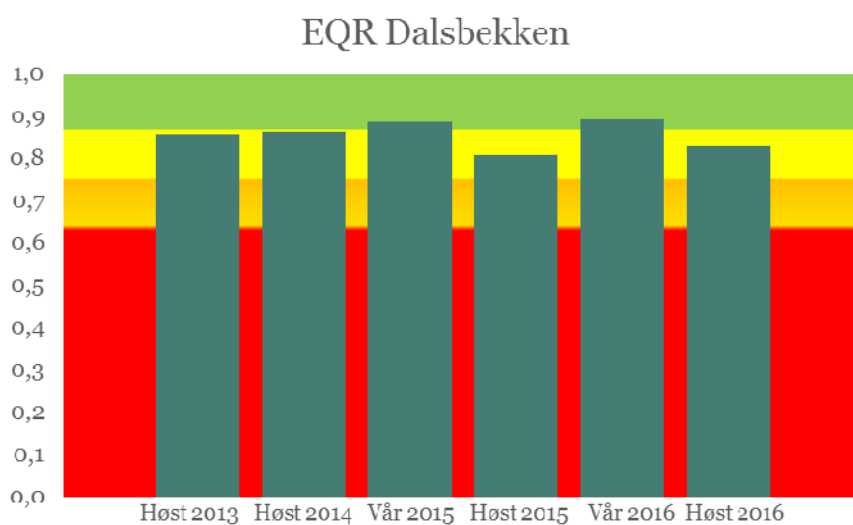
I Dalsbekken ble det registrert 20 EPT-arter i vårprøven og 18 i høstprøven, som viser liten endring fra 2015 med 22 arter i vårprøven og 17 i høstprøven (tabell 6). I 2013 og 2014 ble det kun tatt ut høstprøver på stasjonen, som begge hadde lavere EPT-verdi enn prøvene i 2016.

Tabell 6: Resultater EPT-indeks og ASPT-indeks fra Dalsbekken fra 2013 (Leikanger et al. 2014), 2014 (Skaalsveen et al. 2015a), 2015 (Skaalsveen et al. 2015b) og 2016 (Skaalsveen et al. 2016).

Dalsbekken	2013	2014	2015	2016
EPT (vår)	-	-	22	20
EPT (høst)	15	17	17	18
ASPT (vår)	-	-	6,1	6,2
ASPT (høst)	5,9	6,0	5,6	5,7

ASPT-indeksen for Dalsbekken ble beregnet til 6,2 i vårprøven og 5,7 i høstprøven i 2016 (tabell 6). Resultatene viste liten endring fra 2015 med indeksverdier på henholdsvis 6,1 og 5,6. Begge nevnte vårprøver hadde verdier innenfor intervallet for god økologisk status (EQR-verdier mellom 0,87 og 0,99) med EQR-verdi på 0,89 i både 2015 og 2016 (figur 38). Høstprøvene samme år hadde noe lavere verdier enn prøvene som ble tatt ut høsten 2013 (5,9) og 2014 (6,0), men befant seg allikevel godt innenfor intervallet for moderat økologisk tilstand.

Det var ved årets prøvetakinger, som tidligere, en god del finpartikulært materiale (sand og mudder) i bekkene. Dette gjaldt særlig i Dalsbekken. Hov med noe grovere maskevidde (fra 0,25 til 0,45 mm) har derfor blitt benyttet ved uttak av bunndyrprøver. Dette for å unngå at små partikler tetter igjen de fine maskene. Endringen har ingen praktisk betydning for resultatet.



Figur 38: EQR-verdier fra Dalsbekken fra 2013 til 2016, med tilhørende inndeling i god (grønt), moderat (gul), dårlig (oransje) og veldig dårlig (rød) økologisk status.

5 OPPSUMMERING AV HENDELSER

5.1 Åsland

Gjennom hele 2016 viste de kontinuerlige målingene flere nedbørerelaterte episoder med turbiditet opp til, og over, 1000 NTU både i Myrerbekken og i Maurtubekken. Episodene var som regel kortvarige, men kunne være kraftfulle.

Episodene med høy turbiditet måles hovedsakelig i Myrerbekken i andre halvdel av 2016. Mellom 28. juli og 06. september avdekket overvåkingen 10 episoder der vann ble pumpet ut sammenhengene i opptil 10 timer. Vannstandsøkningen i bekken under episoden var stor (12-15 cm). Turbiditet var spesielt høy den første timen (500 - > 1000 NTU), men fortsatt høy (80 – 350 NTU) fram til pumpingen ble stoppet. Fra den 22. oktober viste overvåkingen at det igjen ble pumpet ut store mengder med vann til Myrerbekken. Den første måneden viste overvåkingen i overkant av 200 pumpepulser med 1,5-5 timers varighet og med midlertidig økning på opptil 10 cm. I forbindelse med pulsene ble det målt høy turbiditet (100 - > 1000 NTU). Pumpingen fortsatte ut året, men med gradvis mindre vannmengder og med lavere turbiditet (100-300 NTU i november, og 20-40 NTU i desember).

Stor tilførsel av vann og høy målt turbiditet har vist at partikkeltransporten i Myrerbekken har vært betydelig i forbindelse med episodene mellom 29. juli og 06. september, samt etter den 22. oktober. Fra slutten av oktober må man anta at utpumpet vann hadde dominerende betydning for vannkvaliteten i Myrerbekken. Til tross for reduserte vannmengder og lavere målt turbiditet i slutten av november og i desember må summen av partikler transportert til vassdraget også for denne perioden antas å være betydelig.

Den 16.-17. desember ble det målt økt pH over en periode på 18 timer i Myrerbekken, maksimal pH målt under episoden var ca. 9,1 (målinger viste 9,8, men kontroll av MPS viste et avvik på 0,7 pH-enheter). Utenom dette ble det ikke avdekket noen hendelser med høy pH nedstrøms anleggsområdet på Åsland.

Målinger av ledningsevne avdekket ingen episoder utover bruk av vegsalt på E6 (maks 1410 mS/m). I forbindelse med veggaltning ble det også målt noe økt turbiditet.

Vannprøvene tatt i 2016 viste svært høy avrenning av nitrogen (N) fra Maurtu- og Myrerbekken. I Maurtubekken var avrenningen av N spesielt høy, hovedsakelig i form av nitrat (NO₃). Etter oppstart av prøvetakning 06. oktober ble det påviste konsentrasjoner av NO₃-N mellom 23 og 47 mg/l. I Myrerbekken viste prøvetakning gjennom hele 2016 konsentrasjoner av NO₃-N mellom 0,67 og 15,6 mg/l. Sammenliknet med prøver tatt i 2015 virker avrenningen av nitrogen fra Myrerbekken å være avtagende. Gjennomsnittlig konsentrasjon for 2015 og 2016 var hhv. 16,9 og 9,9 mg/l. Til sammenlikning var høyeste påviste konsentrasjon av NO₃-N i 2015 33,6 mg/l. I referanseprøver tatt våren 2014 var innholdet av NO₃-N mellom 0,3 og 1,1 mg/l.

I Stensrubbekken nedstrøms samløpet med Myrer- og Maurtubekken viste prøvetakningen at konsentrasjonen av N-forbindelser økte betraktelig. Ved prøvetakning den 06. oktober, ble det påvist konsentrasjon tilnærmet lik som ved stasjonen i Myrerbekken. Etter dette har det vært en viss fortykning av vannet. Påviste konsentrasjoner varierte mellom 5,6 og 6,0 mg/l, som var mellom 1,0 og 4,6 mg/l lavere i Myrerbekken. Fortyningen av vannet fra Maurtubekken har vært stor, påviste konsentrasjoner var mellom 18,2 og 22,3 mg/l lavere etter samløpet. Før samløpet med Myrer- og Maurtubekken, viste analyser av vannprøvene vesentlig lavere innhold av N enn i bekkene som mottar avrenning fra anleggsområdet. Påviste konsentrasjoner for tot-N var allikevel å regne som høye (0,8- 1,5 mg/l).

I Gjersrudtjern ble det tatt ut 2 prøver i 2016, den 06. oktober og 18. desember. $\text{NO}_3\text{-N}$ utgjør hovedandelen av nitrogenforbindelsene påvist i tjernet, hhv. 4,8 og 3,5 mg/l. Totalinnholdet av N var hhv. 5,1 og 3,9 (tilstandsklasse V). Sammenliknet med vannprøver tatt ut på samme lokalitet i perioden 2010 – 2014 har konsentrasjonen av tot-N økt betydelig, ingen av disse prøvene hadde konsentrasjoner over 1,5 mg/l. Nedstrøms Gjersrudtjern, i Gjersrubbekken, har $\text{NH}_3\text{-N}$ har økt gradvis fra 2,9 i prøven tatt den 06. oktober til 4,8 mg/l ved prøvetakning den 13. desember.

Sprengstoff (ammoniumnitrat) inneholder også ammonium (NH_4), men påviste konsentrasjoner utgjorde en mindre del av avrenningen i Myrer- og Maurtubekken. Enkelte av prøvene hadde imidlertid høyt innhold av $\text{NH}_4\text{-N}$ (tilstandsklasse IV «dårlig» og V «svært dårlig»), den høyeste konsentrasjonen i Myrerbekken var på 0,61 mg/l. Lenger ned i vassdraget har enkeltprøver også hatt høye konsentrasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$, med høyeste påviste konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV og V.

Med økt næringstilgang kan det oppstå situasjoner der pH øker på grunn av algevekst. Dette kan øke risikoen for omdanning av NH_4 til toksisk ammoniakk (NH_3), spesielt i sommermånedene når vanntemperaturen er høy. Konsentrasjoner over 0,025 mg/l av fri NH_3 regnes som «svært dårlig» ved klassifisering av vannkvalitet. Ved pH tilsvarende det som ble målt i vannprøvene den 06. oktober og 13. desember (hhv. 6,8 og 7,5), vil eventuell omdanning til NH_3 være minimal.

Økt tilgang på NO_3 vil gi en gjødslingseffekt for makrovegetasjon som vokser langs kantene av vassdraget. Endret N:P forhold kan bidra til endringer i algesamfunnet i Gjersrudtjern, i verste fall med framvekst av uønskede toksinproduserende blågrønnalger.

Øvrige analyserte parametere i vannprøvene tatt nedstrøms anleggsområdet på Åsland avdekket ingen hendelser av vesentlig betydning.

Til tross for stor avrenning av nitrogen viste bunndyrsundersøkelser utført i Gjersrubbekken vår og høst 2016 ingen vesentlige endringer i bunndyrfaunaen sammenliknet med tidligere år. Begge prøver viste god økologisk status. Fiskeundersøkelsen utført høsten 2016 viste den høyeste tettheten som er registrert i årene undersøkelsen ha pågått, totalt 101 individer. Dette tyder både på både god overlevelse blant yngel som ble satt ut i 2015 og rekruttering av nye individer i 2016.

5.2 Ski stasjon – Langhus

5.2.1 Dalsbekken mot Gjersjøen

Nedstrøms i Roåsbekken viste overvåkingen høy pH over en lengre periode i forbindelse med omfattende algevekst. Det ble jevnlig målt pH over 9,5, maksimalt pH 10,3 (14. september). Maksimal døgnvariasjon ble målt den 25. juli og var på 2,6 pH-enheter (pH 7,4-10). Den kraftfulle algeveksten pågikk i flere måneder og avtok ikke før i månedskiftet september-oktober. I slutten av juli hadde det dannet seg et teppe med trådalger som dekket hele vannflaten ved målestasjonen. Begroingsalgene som har vokst fram i det nye bekkeløpet var sannsynligvis en art av grønnalger. Når næringstilgangen er ubegrenset, kan disse danne tråder som kan bli et par meter lange. Sannsynligvis er det kun alger som vokser i kontakt med luft som kan fortsette vekst, mens alger under algeteppe vil begrenses av karbonmangel. Algenes respirasjon (frigivelse av CO_2 og opptak av O_2 om natten) vil sannsynligvis være såpass omfattende at vannet blir oksygenfritt.

Algeveksten i Roåsbekken påvirket også vannkvaliteten i Dalsbekken. Fra månedskiftet juni/juli ble det målt økende pH og gradvis økende døgnvariasjoner. Døgnvariasjonen var stor over lengre tid og flere dager ble det målt en forskjell på 1,2 pH-enheter mellom maks og min verdi. Mellom den 25. juli og 20. september ble

det flere ganger målt pH over 9. Høyest pH målt var 9,2 målt den 14. september. Utover høsten avtok algeveksten og i slutten av oktober begynte pH-nivået å normalisere seg.

I november og desember viste de kontinuerlige målingene i Dalsbekken flere tilfeller av regelmessig variasjon i pH (0,1-0,2 pH-enheter). De høyeste verdier ble målt på ettermiddagen (12-18). Dette er utenfor vekstsesongen og vanntemperaturen var lav, det er derfor mindre sannsynlig at disse variasjonene skyldes algevekst.

Den kontinuerlige overvåking ved stasjonen i Dalsbekken, og ved stasjoner oppstrøms, viste flere episoder med høy turbiditet i forbindelse med nedbør- og snøsmelting. Selv om enkelte episoder var kraftfulle, var ingen spesielt langvarige. Utover dette ble det viste overvåkingen flere påfølgende episoder med kortvarig høy turbiditet mellom den 14. og 26. mars (50-310 NTU) og mellom 05. november og 02. desember (20-80 NTU). I første halvdel av 2016 ble det generelt målt noe høyere turbiditet enn i andre halvdel. I den første perioden var turbiditet sjeldent var lavere enn 15 NTU, mens det ofte ble målt verdier under 5 NTU i den andre perioden.

Uttak av vannprøver i Dalsbekken har vist høye og varierende konsentrasjoner for $\text{NO}_3\text{-N}$ siden oppstart av prøvetakning i juli 2015 (0,5 mg/l – 3,5 mg/l). I alle prøver tatt i 2016 ble det påvist tilstandsklasse IV eller V for tot-N ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$). Det er normalt med slike konsentrasjoner i landbrukspåvirkete bekker, men over tid kan det se ut til at konsentrasjon av $\text{NO}_3\text{-N}$ har vært økende. Innholdet av tot-N i Dalsbekken er allerede høyt, økte tilførsler er derfor uheldig.

Bunndyrsundersøkelser utført i Dalsbekken viste ingen endring sammenliknet med to siste år. Påviste individer tilsier at den økologiske tilstanden var moderat på høsten og god på våren.

5.2.2 Finstadbekken mot Østensjøvann

I Finstadbekken viste overvåkingen at partikkelavrenningen var stor i forbindelse med nedbør og avrenning. I forbindelse med de fleste episodene ble det målt maksimal turbiditet mellom 100 og 500 NTU.

Fra slutten av oktober viste målinger regelmessige variasjoner i vannhøyde som kan indikere pumping av vann. Målinger av ledningsevne viste også mindre økning (< 8mS/m) i forbindelse med disse pulsene. Det ble ikke målt samvariasjon med pH eller turbiditet.

I november og desember ble det målt høy ledningsevne i forbindelse med vegsalting (opptil 290 mS/m).

Det ble ikke oppdaget noen vesentlig avvik i vannprøver tatt i 2016 sammenliknet med vannprøver tatt i 2015.

REFERANSER

- 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: 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.
- 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.
- Bækken, T. 2013. Biologisk befarings og beregning av ammoniakk-konsentrasjoner etter utslipp til Gjersrudbekken 12. desember 2012. NIVA notat 06.05.13
- Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann: økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften (veileder 02:2013). Trondheim: Direktoratets gruppa for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Fjellheim, A. og Raddum, G. G. 1990. Ecology. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes, *The Science and the Total Environment*, 96: 57-66.
- Leikanger, E., Roseth, R., Rise, Ø., Nytrø, T.E., Gjemlestad, L., Haaland, S. og Bergheim, H. 2014. Utbygging av Follobanen – Forundersøkelser i bekker og tjern fra oktober 2013 til april 2014. Bioforsk rapport 9 (78) 2014.
- 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.
- Lenat, D. R. og Penrose, D. L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin North American Benthological Society* 13: 205-307.
- Norsk Standard NS-EN 14011: 2003 – Vannundersøkelse. Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat.
- Oslo kommune. 2013. Leverandør tømte ammoniakkløsning i overløpskum på Klemetsrudanlegget i desember 2012. Oslo kommune – Energigjenvinningsetaten. Pressemelding 08.05.2013.
- Roseth, R. og Johansen, Ø. 2008. Anleggsfase E16 Wøyen – Bjørum. Overvåking av vannkvalitet i Isielva i 2007. Bioforsk rapport 3 (55) 2008.

- Roseth, R., Woldstad, L. og Bye, F. N. 2011, Rv7 Ramsrud – Kjeldsbergsvingene. Sluttrapport miljøovervåking anleggsfase. Bioforsk Rapport 6(137).
- SFT. 1997. Veiledning 97:04: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.
- Skaalsveen, K. 2015. Biologiske undersøkelser i Dals- og Gjersrudbekken 2014. Bioforsk notat 13.05.15.
- Skaalsveen, K., Leikanger, E., Roseth, R. og Kjølseth, T.M.H. 2015. Biologiske undersøkelser i Dals- og Gjersrudbekken 2015. NIBIO notat 22.12.15.
- Skaalsveen, K., Leikanger, E. og Kjølseth, T.M.H. 2016. Biologiske undersøkelser i Dals- og Gjersrudbekken 2016. NIBIO notat 21.12.16.



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.