TRONDHEIM KOMMUNE

Miljøenheten

Vannovervåking i Trondheim 2019

Resultater og vurderinger

TRONDHEIM KOMMUNE, MILJØENHETEN
CITY OF TRONDHEIM, DEPARTMENT OF ENVIRONMENT
RAPPORT, REPORT.

Tittel, title:

VANNOVERVÅKING I TRONDHEIM 2019

RESULTATER OG VURDERINGER

Monitoring of water resources in Trondheim 2019. Results.

Forfatter(e), Author(s): Terje Nøst	

Dato, Date: 15.04.2020	Rapport nr., Report no.: TM 2020/01 ISBN NR. 978-82-7727-143-9

Sammendrag, Abstract:
Rapporten omfatter resultater fra drikkevannsovervåking Jonsvatnet og Benna, badevannsovervåking friluftsbad, vassdragsovervåking og utslippskontroll fra avløpsrenseanlegg i 2019. Rapporten gjengir enkeltresultater, samleoversikter og vurderinger.

This report includes the results from the monitoring of consumption water from reservoirs and distribution network, water from lakes and fjords with bathing beaches, streams and rivers, as well as discharges from sewage treatment plants for the year 2019.

Stikkord, emneord: Overvåking Vannkvalitet Drikkevann Badevann Vassdrag Avløpsvann	Key words: Monitoring programme Water quality Potable water Bathing water Rivers Waste water

Innhold

Innhold **2**

1 Forord **3**

2 SAMMENDRAG **4**

3 NEDBØRSFORHOLD **8**

4 DRIKKEVANNSOVERVÅKING **9**
4.1 Jonsvatnet 9
4.1.1 Vannverkskontroll 9
4.1.2 Vannprøver i Jonsvatnet 12
4.1.3 Vannprøver i tilløpsbekker til Storvatnet 19
4.1.4 Planktonundersøkelser i Jonsvatnet 23
4.2 Benna 30
4.2.1 Råvannskvalitet i Benna 30
4.2.2 Vannprøver i Benna 31
4.2.4 Vannprøver i Grøtbekken 35
4.2.3 Dyreplanktonprøver i Benna 36

5 BADEVANNSOVERVÅKING FRILUFTSBAD **40**
5.1 Måleprogram 40
5.2 vannkvalitet badeplasser i saltvann 42
5.3 Vannkvalitet badeplasser i ferskvann 49

6 VASSDRAGSOVERVÅKING **54**
6.1 Prøveomfang og analyser 54
6.2 Miljømål 56
6.3 Vannkvalitet i Nidelva 57
6.4 Vannkvalitet i tilløpsbekker til Nidelva 62
6.5 Vannkvalitet i bekker som drenerer til Gaula og fjordområdet på Byneset 78
6.6 Vannkvalitet i bekker som drenerer til fjorden øst for byen 83
6.7 Vannkvalitet i bekker som drenerer til fjorden vest for byen 93
6.8 Vannkvalitet i bekker ved Jonsvatnet 95
6.9 Sammenstilling av måloppnåelse vannkvalitet i elver og bekker 97
6.10 Ungfiskundersøkelser i bekker 99
6.11 Bunndyrundersøkelser i bekker 125

7 UTSLIPPSKONTROLL **137**

8 REFERANSER **138**

9 VEDLEGG **140**

1 Forord

Trondheim kommune har årlig et program for vannovervåking. Prøvetakingsprogrammet for 2019 er skissert i detalj i egen rapport (Nøst 2018b). Miljøenheten har ansvaret for å lage en årlig samlerapport.

Overvåkingsprogrammet er inndelt i fire hovedområder;

1. Drikkevannsovervåking Jonsvatnet og Benna.
2. Badevannsovervåking friluftsbad (innsjøer og fjordområder).
3. Vassdragsovervåking.
4. Utslippskontroll.

Det er to hovedmotiver for vannovervåkingen:

1. Utslipps- og driftskontroll med tanke på de investeringer som gjøres i VA-sektoren. Dette innebærer overvåking av forurensningssituasjonen, vurdering og prioritering av forurensningsreduserende tiltak og overvåking og kontroll av effekten av iverksatte tiltak.

2. Overvåking av vannforekomster i forhold til miljømål som ligger i implementering av EU's vanndirektiv i norsk vannforvaltning (jf. Vannforskriften av 1.1. 2007 revidert 1.1.2019). Regional vannforvaltningsplan for vannregion Trøndelag 2016-2021 (vedtatt i Klima og miljødepartementet i 2016) legges til grunn for arbeidet med å oppnå miljømål for vannforekomstene i Trondheim kommune. Det kreves at det settes operative miljømål for vannforekomstene og at det foretas tiltaksrettet overvåking. Den regionale vannforvaltningsplanen skal revideres i 2020.

Trondheim 01.05.2020

Terje Nøst
Naturforvalter

Anne Sissel Ness
Konstituert Miljøsjef

2 SAMMENDRAG

Rapporten gjengir resultater av vannovervåkingen i Trondheim kommune i 2019. Tilstand og utvikling i vannkvalitet og økologisk kvalitet er belyst. Sammendraget gir en oppsummering av hovedresultater.

DRIKKKEVANNSOVERVÅKING
Jonsvatnet
Råvannskvalitet:
E. coli ble påvist i 4 (7,5 %) av i alt 53 prøver. Det er satt et operativt mål for råvannskvaliteten at det skal være påvising av mindre enn 10 % positive prøver for *E. coli* i årlige prøver. Målingene de senere år har vært betryggende, men det kan fremdeles ikke utelukkes at det vil være risiko for at *E. coli* periodevis kan trenge ned på inntaksdypet på 50 m for drikkevannet. Den kjemiske råvannskvaliteten som tas inn til vannbehandling har i mange år vært god og tilfredsstillende. Dette ble også målt i 2019.

Behandlet råvann:
Resultatene fra 22 prøvepunkter og 511 prøver på ledningsnettet i 2019 viser i likhet med tidligere år generelt god og tilfredsstillende drikkevannskvalitet. Ingen av prøvepunktene hadde funn av *E. coli.* I 2019 registreres imidlertid en økning i funn av koliforme bakterier på ledningsnettet i forhold til tidligere registreringer utover 2000-tallet. Koliforme bakterier ble påvist i 11 prøver (2,2 % av alle prøver). Årlig registreres avvik i forhold til kimtall (fra < 1 opptil 5 % av prøvene). I 2019 hadde 5 (omkring 1 %) av alle prøvene avvik med forhøyede kimtall.

Vannkvalitet i Jonsvatnet:
Målingene i 2019 bekrefter at Jonsvatnet i området rundt drikkevannsinntaket har stabilt lavt innhold av *E. coli* og øvrige målte bakteriologiske parametre både i overflatevannet og i dypvannet. I andre deler i Jonsvatnet var også den bakteriologiske vannkvaliteten i 2019 generelt god og stabil. I 2019 ble det målt stabile fosfornivåer i alle deler av Jonsvatnet og årsmidler lå i området omkring 3-4 µg P/l. Unntak er deler av Litjvatnet (bassenget mellom Solbakken bru og Osen) som hadde klart høyere fosforinnhold, høyeste verdi 14,2 µg P/l. Innholdet av nitrogen i Storvatnet og Kilvatnet var som i tidligere år stabilt lavt (300 - 400 µg N/l), mens dypvannet i Litjvatnet har høyere nivåer. Fargetallet var i 2019 som målt i tidligere år lavest i Storvatnet (omkring 15 mg Pt/l) og høyest i Kilvatnet (omkring 20 mg Pt/l). Det ble målt gunstige verdier av organiske stoffer (TOC), turbiditet og surhet (pH).

Vannkvalitet i tilløpsbekker til Storvatnet:
Det ble i 2019 målt tilfredsstillende bakterienivåer i de tre tilløpsbekkene Valsetbekken, Jervbekken og Sagelva. Det har vært en klar positiv trend med lavere tkb verdier i nedre del av Valsetbekken og Jervbekken utover 2000-tallet som er knyttet til tiltak med utkjøring av gjødsel og generelt mindre aktivitet med husdyrhold i nedbørfeltene.

Planktonundersøkelser:
Algebiomassen i Litjvatnet i 2019 var noe høyere enn i 2018 men holder seg på det samme lave nivået man har observert de siste 15 årene. Dette viser at det fortsatt er god biologisk selvrenselsesevne i Litjvatnet med positiv effekt på vannkvaliteten.

Benna
I 2019 har Benna ikke vært i ordinær drift i vannforsyningen. Årsak er at det fremdeles påvises store mengder dyreplankton (hoppekreps og til dels vannlopper) i vann-nettet. Målinger i Benna i perioden 2017-2019 viser at det er stor produksjon av spesielt hoppekreps i vannmassene. Drikkevannsuttaket ligger i dag på omkring 30 m`s dyp og dette dybdeområdet har store forekomster av hoppekreps særlig gjennom sommeren. Vannprøver av råvannet på inntaksvannet viste ingen funn av *E. coli*. Det registreres en økning i forekomst av koliforme bakterier utover høsten. Dette knyttes til tilførsler av "miljøkoliforme bakterier" som stammer fra naturlige jord-bakterier som er vasket ut i Benna under større nedbørsperioder. Målingene i 2019 bekrefter derimot tidligere års målinger at det er liten fekal bakteriologisk belastning til vannkilden.

Den kjemiske vannkvaliteten i Benna er god og nivåene for måleparametrene har vært relativt stabil siden overvåkingen startet i 2013. Fargetallet er lavt og ligger stort sett omkring 3 - 4 mg Pt/l. Målingene i 2019 viser at det er stabilt lavt nivå for total fosfor (2 - 3 µg P/l) og total nitrogen (omkring 200 µg N/l). Det ble målt gunstige verdier av organiske stoffer (TOC), turbiditet og surhet (pH).

Målingene i Grøtbekken i 2019 viser i likhet med tidligere års målinger tilfredsstillende bakteriologisk kvalitet. De kjemiske parametrene viste heller ikke verdier som kan relateres til forurensningspåvirkning.

INNSJØER OG FJORDOMRÅDER MED FRILUFTSBAD
Trondheim kommune benytter betegnelsene og normene i EU-direktivet som grunnlag for karakterisering og forvaltning av badeplasser. Badevannkvaliteten klassifiseres i 3 klasser; *Utmerket*, *God* og *Dårlig*. Måleparameter er *E. coli.*
14 saltvannslokaliteter ble overvåket i 2019; 10 tilfredsstilte kravet til *Utmerket* badevannskvalitet, 2 fikk *God* tilstand og 2 *Dårlig* tilstand.
8 ferskvannslokaliteter ble overvåket i 2019; alle 8 tilfredsstilte kravet til *Utmerket* badevannskvalitet.

VASSDRAGSOVERVÅKING
I 2019 ble det tatt vannprøver for analyse av tkb og total fosfor i Nidelva (6 prøvepunkter) og i 21 bekker, fiskeregistreringer (elfiske) i 21 bekker (til sammen 61 stasjoner) og bunndyrprøver i 19 bekker (til sammen 32 prøvestasjoner). Oppsummering av hovedresultater i 2019:

I Nidelva viste målingene i 2019 i likhet med tidligere år at strekningen nedstrøms Sluppen og mot utløp i fjorden periodevis er utsatt for kloakkforurensning. Måloppnåelsen var høy ved Nidareid og Stavne bru med 92 %, synkende til 67 % ved Pirbrua. Ved Sluppen bru og Tiller bru lå alle målingene godt under målkravet på 500 tkb per 100 ml. De fleste målingene for total fosfor var i 2019 tilfredsstillende og middelverdiene på de ulike målepunktene varierte mellom 4,6 og 6,5 µgP/l. Måloppnåelsen for total fosfor i 2019 var økende oppover vassdraget fra 67 % ved Pirbrua og Gamle bybro opptil 92 % ved Sluppen og Tiller bru.

I nedre del av Leirelva er fremdeles den bakteriologiske vannkvaliteten ustabil og periodevis dårlig. I 2019 ble høyeste bakterieinnhold målt til 10 000 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen var 49 %. De fleste målinger av total fosfor ligger omkring et antatt bakgrunnsnivå (20 - 50 µg P/l). I forbindelse med stor vannføring og stor partikkeltransport (mye fosforholdig leire) kan det måles høye fosforverdier; i 2019 målt opptil 760 µg P/l i januar. Leirelva er et svært viktig gyte- og oppvekstområde for sjøørret- og laksebestanden i Nidelva. Elva ble negativt påvirket av rotenonbehandlingen av ovenforliggende vann i Bymarka høsten 2016 med kollaps i tettheten av både ørret og laks. Målingene i 2019 viser at fiskebestandene har reetablert seg raskt etter rotenonbehandlingen med høye tettheter. Bunndyrsamfunnet synes også gjenopprettet etter

rotenonbehandlingen. Trenden i ungfiskmaterialet viser at laks ser ut til å overta dominansforholdet i ungfiskbestanden i vassdraget.

Uglabekken har i mange år hatt meget dårlig bakteriologisk vannkvalitet som følge av overløpsepisoder og fortettinger i feltet. Omfattende tiltak på avløpsnettet som ble igangsatt fra 2010 har bidratt til en merkbar bedring i vannkvaliteten de senere år. Målingene i 2019 bekrefter denne tendensen med høy måloppnåelse (82 %) og høyeste målte bakterieinnhold var 3900 tkb per 100 ml. Årsmiddel i 2019 på 943 tkb per 100 ml er det laveste som er målt siden målingene startet i 1997. Innholdet av total fosfor er også redusert etter 2010 og målingene i 2019 viser god måloppnåelse (82 %) og tilfredsstillende middelverdi på 33 µg P/l. Både laks og ørret ble i 2019 registrert i nedre del av Uglabekken. Artsmangfoldet av bunndyr et langt på vei reetablert i midtre og øvre del av bekken etter rotenonpåvirkningen høsten 2016.

Heimdalsbekken sliter fremdeles med tidvis meget dårlig bakteriologisk vannkvalitet. Målingene i 2019 skiller seg ikke vesentlig ut fra målinger det siste tiåret. Måloppnåelsen var 45 %, som er på nivå med de tre foregående år. Nedbørsforhold og ulik grad av partikkelavrenning kan gi store variasjoner i fosforinnhold i bekken. Måloppnåelsen varierer derfor mellom år. I 2019 var måloppnåelsen 45 %. Heimdalsbekken har i 2019 et belastet bunndyrsamfunn med redusert mangfold. Det er fortsatt store eutrofieringsproblemer og for stor organisk belastning i bekken, som er en begrensende faktor for egenproduksjon for ørret (og laks).

Kystadbekken har utover 2000-tallet stort sett hatt tilfredsstillende og stabile bakterietall og høy måloppnåelse. Periodevis registreres bakterieinnhold som tyder på kloakklekkasje. I 2019 ble det målt en slik episode i september med 1200 tkb per 100 ml. Øvrige målinger var tilfredsstillende og årsmiddel var 311 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen var 91 %. Alle målingene i Kystadbekken for total fosfor lå i 2019 lavere enn målkravet.

Sverresdalsbekken og Hornebergsbekken har meget dårlig vannkvalitet med stor grad av kloakkbelastning. Måloppnåelsen både for tkb og fosfor er fremdeles lav. Måleverdiene for tkb og total fosfor i Sverresdalsbekken de to siste årene indikerer likevel en positiv tendens med bedring i vannkvaliteten. Ørret og laks ble påvist i Sverresdalsbekken nær utløp til Nidelva, men vann- og habitatkvaliteten er for dårlig oppover bekken for overlevelse av fisk. Nardobekken ble tatt inn som ny bekk i 2019 og vannprøvene viser at bekken er tidvis kloakkpåvirket med stor variasjon i tkb og fosfor verdier.

I Sjetnbekken viser målingene de siste årene klare tegn på en positiv utvikling i vannkvaliteten som respons på tiltak på avløpsnettet i området. Målingene i 2019 forsterker denne tendensen. Det er likevel ennå et stykke igjen til at vannkvaliteten i bekken vil stabilisere seg på et akseptabelt nivå.

Kvetabekken og Amundsbekken har i 2019 høy måloppnåelse for tkb (80-100 %), mens Steindalsbekken har noe lavere måloppnåelse (58 %). Bekkene får periodevis høy fosforbelastning i forbindelse med nedbørsperioder. Alle tre bekkene har potensiale til å fungere som viktige rekrutteringsområder for ørretstammen i Nidelva. I Steindalsbekken ble det påvist høye tettheter av årsyngel i øvre del av tilgjengelig fiskestrekning, mens det i nedre del var lave fiske tettheter og generelt svært lavt biologisk mangfold. I Amundsbekken viser resultatene i 2019 en positiv tendens i forhold til ungfisktetthet og en reetablering av ørretbestanden etter nylige erosjons- og sikringstiltak. Det registreres også en positiv utvikling i bunndyrsamfunnet.

I Søra har måloppnåelsen for tkb har vært relativt høy på de de tre målepunktene i årene 2017-2019 med 75 til vel 80 %, men periodevis kloakkutslipp forekommer. Dette ble også påvist i 2019. En stabil og god bakteriologisk vannkvalitet i Søra fremover er avhengig at drift på avløpssystemet i området fungerer optimalt. I 2019 ble det i Søra målt store variasjoner i innhold

av fosfor. Verdiene er i stor grad påvirket av periodevis stor partikkeltransport i bekken. Klart høyeste verdi ble målt til 950 µg P/l i august på det øverste målepunktet, og hadde sammenheng med graveaktivitet i nærområdet. Måloppnåelsen for fosfor i 2019 var på samme nivå (omkring 70 %) på alle tre målepunktene. Resultatene fra elfiske viser at det nå er levelige forhold for laksefisk i nedre deler av bekken og at ungfisk av ørret og laks har vandret opp fra Gaula. Fremdeles er vann- og habitatkvaliteten for ustabil for gyting. Dette bekreftes ved bunndyrundersøkelsene i oktober 2019, da det ble påvist et svært redusert biologisk mangfold som knyttes episode med stor forurensningstilførsel etter ekstremnedbør.

I Ristbekken var det i 2019 100 % måloppnåelse for tkb, mens innholdet av fosfor var som i tidligere år variabelt med lav måloppnåelse (25 %). Som følge av stor landbruksbelastning over lang tid, er det svært dårlige gytemuligheter for ørret i hovedstrengen av Ristbekken i midtre og nedre del, samtidig som oppvekstområdene er gode. Elfiske i 2019 viser at sidegreina Kvisetbekken er en av de få områdene i Ristbekken-systemet som har godt egnede gyteområder.

I Eggbekken var måloppnåelsen for tkb 82 % og fremdeles måles episoder med høye bakterietall som viser forurensningspåvirkning. Det er målt til dels store variasjoner i fosforinnholdet utover 2000-tallet, også målt i 2019. Dette er i hovedsak knyttet til ulik grad av partikkelinnhold i vannet. Ungfiskundersøkelsene i 2019 viste gode årsyngeltettheter av ørret i øvre anadrom strekning, mens det i nedre deler er marginale livsvilkår for fisk særlig på grunn av nedslamming av elvebunnen.

Flere av bekkene på strekningen Lade - Ranheim er fremdeles kloakkpåvirket. Dette gjelder i første rekke Ladebekken, Grilstadbekken og Leangenbekken. Målingene i de to sistnevnte bekkene indikerer likevel en bedring i vannkvaliteten. I Sjøskogbekken ser vi en klar tendens til mer stabile bakterietall. I 2019 var måloppnåelsen for tkb høy med 83 %, det samme som i 2018. Årsmiddel for tkb i 2019 på 385 tkb per 100 ml, er det laveste årsmiddel som er målt i Sjøskogbekken. I nedre del av Vikelva ble det i 2019 målt stort sett tilfredsstillende bakterienivåer og høy måloppnåelse for tkb på 92 %, men det ble også målt en episode med bakterienivåer som tyder på kloakkpåvirkning. Ungfiskundersøkelsene i Vikelva i 2019 viser en markert økning i forekomst av årsyngel av laks samtidig som dataene bekrefter den positive utviklingen vi har sett for sjøørret de siste fem årene.

I Ilabekken ble det i 2019 ble det målt god og stabil vannkvalitet. Det var 100 % måloppnåelse for tkb. Vi må tilbake til 2010 for å finne tilsvarende måloppnåelse. Måloppnåelsen for total fosfor var 92 %. Ungfiskregistreringer i bekken i 2019 viser at det er økende grad av egenproduksjon av ørret i bekken etter kollapsen i bestanden som følge av rotenon påvirkning høsten 2016. I 2019 ses en klar positiv trend i årsyngeltetthetene, spesielt i bekkepartiet i nedre del. Forekomstene av årsyngel i Ilabekken i 2019 er den høyeste som er registrert siden gjenåpningen av bekken i 2006. Reetableringen av bunndyr etter rotenonbehandlingen foregår fortsatt i vassdraget. I øvrige bekker i Bymarka som ble påvirket av rotenon er bunndyrsamfunnet langt på vei rekolonisert og alle nøkkelarter påvises igjen i bekkene.

I Lykkjbekken har den bakteriologiske vannkvaliteten stort sett ligget på et akseptabelt og gunstig nivå siden målingene startet i 1997. Det har vært relativ høy årlig måloppnåelse (omkring 80-90 %). I 2019 var måloppnåelsen på 96 %. Målingene i 2019 og de siste årene indikerer at det har blitt mindre tilførsel av bakteriell forurensning til bekken. Måloppnåelsen for total fosfor i Lykkjbekken var i 2019 også høy 98 %.

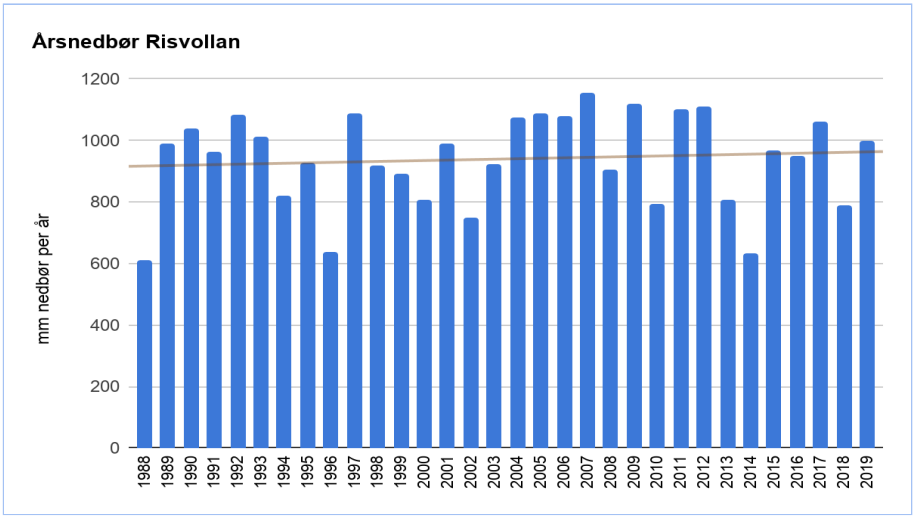
Avløpsrenseanlegg

Trondheim kommune har 4 renseanlegg som behandler vannet fra ca. 98 % av kommunens spillvannsavløp. I 2019 oppnådde alle renseanleggene sine respektive rensekrav.

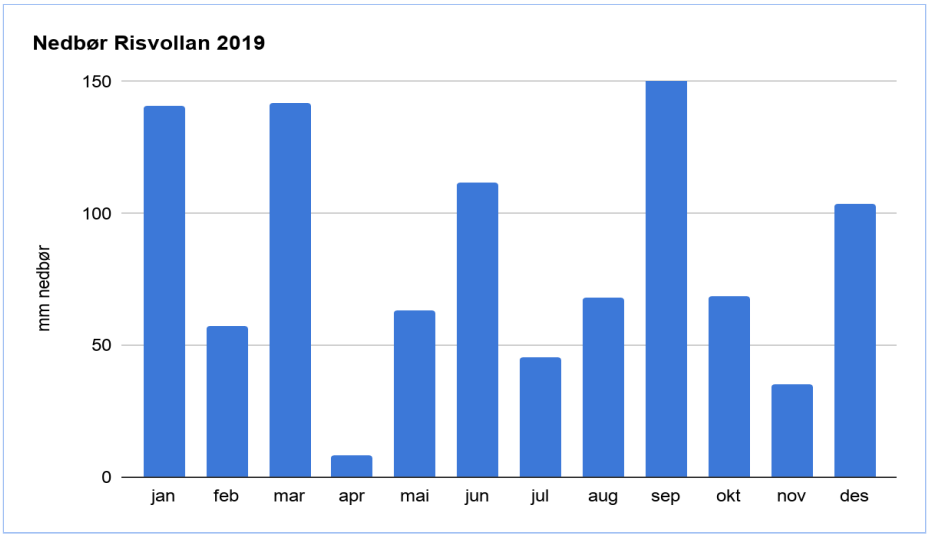
3 NEDBØRSFORHOLD

På Risvollan i Trondheim er det etablert en urbanhydrologisk målestasjon drevet av NTNU, NVE og Trondheim kommune i fellesskap. Det eksisterer nedbørsdata herfra årlig fra 1988 (figur 3.1). Gjennomsnittlig årsnedbør i denne måleperioden har vært 940 mm, og variert fra et minimum på 610 mm i 1988 opptil maksimum i 2007 på 1155 mm. Selv om det har vært variasjoner mellom år ser vi en svak økning i nedbør over denne 30 årsperioden.

I 2019 var årsnedbøren 1001 mm. Nedbøren var svært ujevnt fordelt gjennom året. April skilte seg ut som svært nedbørsfattig med kun 8 mm. November hadde nest lavest nedbørsmengde med 35 mm. September var den mest nedbørsrike måned med 156 mm, der hoveddelen av nedbøren kom i løpet av en sammenhengende svært nedbørsintensiv uke midt i måneden. To døgn (14. og 16. september) var særlig nedbørsrike med henholdsvis 26,5 mm og 28 mm. I tillegg til september var også mars og januar nedbørsrike måneder med vel 140 mm. I løpet av året ble det målt flere enkeltdøgn med store nedbørsmengder (> 15 mm).



Figur 3.1. Årsnedbør Risvollan i perioden 1988 - 2019. Trendlinje er lagt inn.



Figur 3.2. Månedsnedbør Risvollan 2019

4 DRIKKEVANNSOVERVÅKING

Drikkevannovervåkingen i 2019 omfatter Jonsvatnet og Benna. I Jonsvatnet har overvåking pågått de siste 30 årene. Benna (i Melhus kommune) ble inkludert i drikkevannsovervåkingen fra og med 2013. Analysene av vannprøver er gjennomført ved Analysesenteret i Trondheim.

4.1 Jonsvatnet

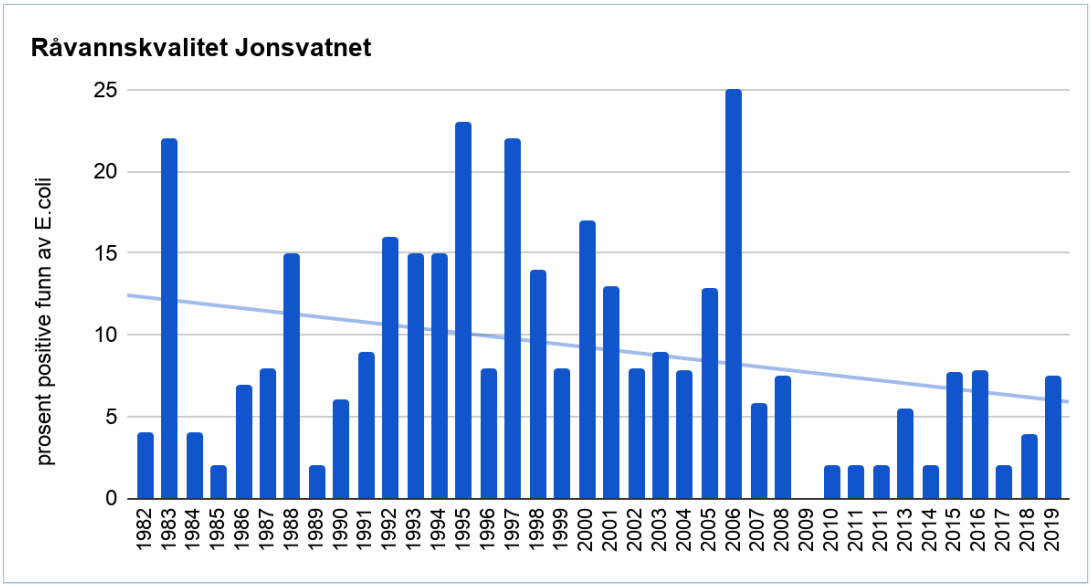
Dette kapitlet gjengir resultater fra fire prøvetakingsprogram i Jonsvatnet:

1. Vannverkskontroll.
2. Vannprøver i Jonsvatnet.
3. Vannprøver i tilløpsbekker til Storvatnet.
4. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet.

4.1.1 Vannverkskontroll

I 2019 ble det tatt ut ca. ukentlige prøver gjennom året fra inntaksvannet på 50 m`s dyp. *E. coli* ble påvist i 4 (7,5 %) av i alt 53 prøver. Det ble påvist 1 *E. coli* per 100 ml i hver av de fire prøvene som henholdsvis ble tatt i januar (1 prøve), november 1 prøve) og desember (2 prøver). Under prøvetakingene var det vind og god omrøring i vannmassene. I 2019 ble det også tatt rutinemessige daglige prøver av råvannet med Colifast (ikke akkreditert metode). Andel positive funn av *E. coli* i disse prøvene var lav; 1-2 %.

Målinger av råvannskvaliteten er foretatt årlig siden 1982 og viser varierende utslag fra 0 - 25 % av positive funn av *E. coli* i de årlige prøvene. Det er et mål for råvannskvaliteten at det skal være påvising av mindre enn 10 % positive prøver for *E. coli* i årlige prøver. De siste 10-12 årene ser vi klare tegn på stabilisering og nivåer lavere enn måltallet for råvannskvaliteten. Dette sammenfaller i tid med ulike tiltak som er foretatt i forhold gjødselhåndtering, restriksjoner med husdyrhold og generell strengere praksis i forhold til aktiviteter i feltet. Selv om målingene de senere år har vært betryggende kan det fremdeles ikke utelukkes at det vil være risiko for økt innslag av *E. coli* på inntaksdypet for drikkevannet. Mer ustabilt klima med mye nedbør og/eller kraftig vind sammenholdt med kortere perioder med islegging om vinteren forsterker dette risikobildet. Målingene viser at *E. coli* under slike forhold kan trenge ned til inntaksdypet til alle årstider. I 2019 var funnene begrenset til senhøst og tidlig vinter. Stabil og betryggende vannkvalitet på inntaksdypet er avhengig av at dagens restriksjoner og praksis for å begrense forurensning til vannkilden opprettholdes.



Figur 4.1. Råvannsuttak Jonsvatnet - andel prøver (%) med funn av tkb/E. coli hvert år i perioden 1982 - 2019 (målt på innhold av tkb t.o.m. 2003, E. coli f.o.m. 2004).

Den kjemiske råvannskvaliteten i Jonsvatnet har i mange år vært god og tilfredsstillende. Resultatene fra 2019 samsvarer med tidligere års målinger. Middelverdier for fargetall, turbiditet og total organisk karbon var henholdsvis 15 mg Pt/l, 0,20 FTU og 2,8 mg TOC/l. Det ble ikke målt avvik i forhold til grenseverdier for de tre nevnte måleparametere (tabell 4.1).

Tabell. 4.1. Kjemisk kvalitet på råvannsuttak i 2019.

	Farge mg Pt/l	Turbiditet FTU	Total organisk karbon mg C/l
Antall prøver	53	53	13
Middelverdi	15	0,20	2,8
Minimumsverdi	14	0,14	2,4
Maksimumsverdi	16	0,37	3,2
Grenseverdi	20	4	5
Antall prøver > grenseverdi	0	0	0

Resultatene fra 22 prøvepunkter og 511 prøver på ledningsnettet i 2019 (tabell 4.2) viser i likhet med tidligere år generelt god og tilfredsstillende drikkevannskvalitet. Ingen av de 22 prøvepunktene hadde funn av *E. coli.* I 2019 registreres imidlertid en økning i funn av koliforme bakterier på ledningsnettet i forhold til tidligere registreringer utover 2000-tallet. Koliforme bakterier ble påvist i 11 prøver (2,2 % av alle prøver). Syv av prøvepunktene hadde funn av koliforme bakterier der Sagbergkammen høydebasseng hadde hyppigst forekomst med funn i fire av tolv prøver. Det er sannsynlig at koliforme bakterier på nettet stammer fra vann som har kommet fra Benna (jf. kap. 4.2.2). I et utvalg prøver i desember 2019 ble det foretatt genanalyser av SINTEF som gir klare indikasjoner på dette. Årlig registreres avvik i forhold til kimtall (fra < 1 opptil 5 % av prøvene). I 2019 hadde 5 (omkring 1 %) av alle prøvene avvik med forhøyede kimtall. Dette ble påvist på fem prøvepunkter.

Tabell. 4.2. Bakteriologisk kvalitet på 22 prøvepunkter på ledningsnettet i 2019.

Jonsvatnet vannverk					
Målepunkter ledningsnett	antall prøver	antall bakterier pr ml 22 ° C Middel	Kimtall > 100 Antall prøver	KB > 0 Antall prøver	E. coli > 0 Antall prøver
VIVA	53	1,7	0	0	0
Steinan høydebasseng	24	20,7	1	0	0
Ranheim eldresenter	26	10,5	0	0	0
Sverresborg pumpestasjon	24	19,0	1	2	0
Herlofsonløypa pumpestasjon	21	7,1	0	1	0
Huseby høydebasseng	24	25,5	1	1	0
Kolstad pumpst. Huseby/Steinan	21	30,7	1	0	0
Analysesenteret, Tunga	26	7	0	0	0
Strinda vgs	26	25,5	0	0	0
Reinåsen høydebasseng	10	13,5	0	0	0
St. Olavs Hospital	26	22,2	0	0	0
Sentrum brannstasjon	26	16,3	0	0	0
Sandmoen brannstasjon	26	17,9	0	1	0
Trollahaugen høydebasseng	11	9,4	0	1	0
Pirbadet	26	28,8	0	0	0
Grostadaunet høydebasseng	11	14,1	0	1	0
Høgåsen høydebasseng	24	20,6	1	0	0
Kuhaugen høydebasseng	26	12	0	0	0
Fortuna ventilkammer	52	3,5	0	0	0
Sagbergkammen høydebasseng	12	11,4	0	4	0
Torshaug høydebasseng	8	9,4	0	0	0
Reppeåsen høydebasseng	8	3,6	0	0	0
Forskriftskrav Veiledende verdi Største tillatte konsentrasjon			100 -	- 0	- 0

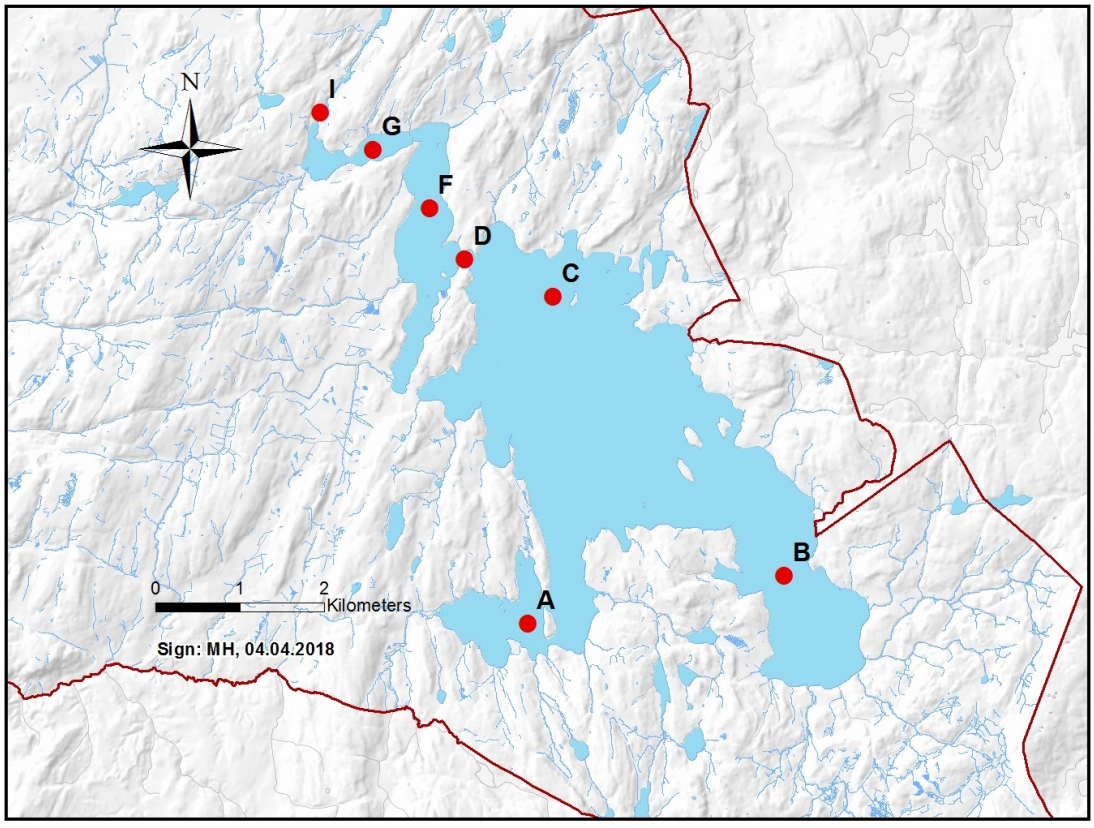
4.1.2 Vannprøver i Jonsvatnet

Prøveomfanget i 2019 er tilsvarende som er foretatt utover 2000-tallet. jf. (Nøst 2018b). Vannprøver ble tatt på følgende prøvepunkter; Kilvatnet (A), Storvatnet (B), Storvatnet (C), Valen (D), Litjvatnet (F), Litjvatnet (G) og Osen (I). Figur 4.2 gir oversikt over prøvepunktene.

Prøvedyp er 5 m og 30 m på punktene A, B, C og F. På punkt G er prøvedyp 5 m og 15 m, og på punkt D og I er prøvedyp 1 m. Prøvehyppigheten varierte mellom punktene (fra 2 – 8 prøver gjennom året), flest prøver på punktene B, C, F og D, færrest ved punkt G. Analyseparametere for overvåking i Jonsvatnet er:

- *E. coli*, koliforme bakterier, intestinale enterokokker, totalantall bakterier 22°, *Clostridium perfringens*.
- pH, farge, konduktivitet, turbiditet, total organisk karbon, total fosfor og total nitrogen.

Vannkvalitetsmålinger i Jonsvatnet er foretatt årlig siden 1990. Nedenfor kommenteres målingene av *E. coli* og kjemiske parametre på hovedprøvepunktene; Kilvatnet (A), Litjvatnet (F) og Storvatnet (C). En oppsummering av vannanalyser på alle prøvepunktene i Jonsvatnet i 2019 er vist i vedlegg 1.



Figur 4.2. Prøvepunkter i Jonsvatnet.

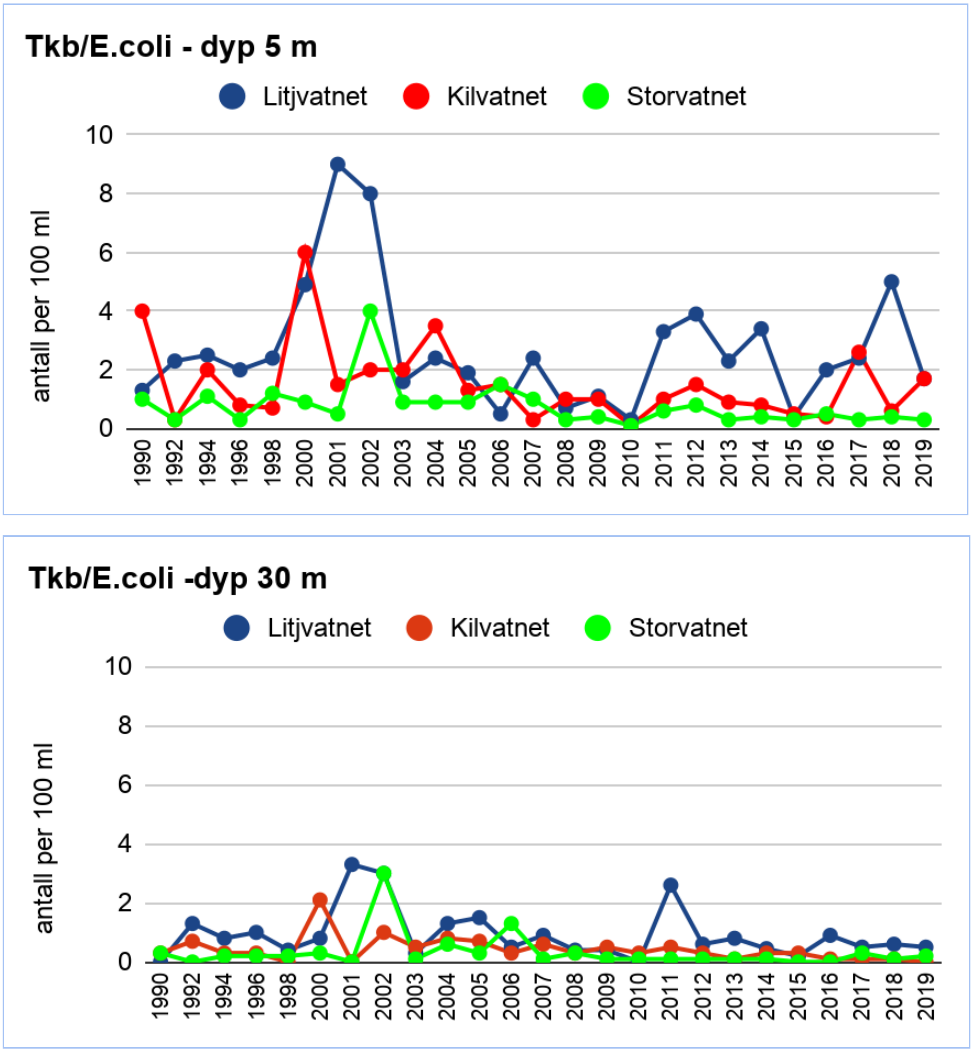
Tarmbakterier (E. coli)

Målingene i 2019 bekrefter at Storvatnet i området rundt drikkevannsinntaket (prøvepunkt C) har stabilt lavt innhold av *E. coli* både i overflatevannet og i dypvannet. Dette har vi sett særlig gjennom hele den siste tiårsperioden. Målingene lengre inn i Storvatnet ved Elgneset (prøvepunkt B) tyder på at dette området periodevis kan være utsatt for noe bakterieforurensning. Dette så vi tydelig i 2018 med målte verdier på 28 *E. coli* per 100 ml i overflata under en nedbørsperiode i august. I 2019 ble det i samme periode målt 8 *E. coli* per 100 ml.

I Litjvatnet har de årlige målingene vist at bakterienivåene kan variere noe i overflatevannet. Økte bakterieverdier skjer som i regel forbindelse med nedbør og økt avrenning fra feltet. I 2019 ble det ikke målt større avvik i bakterienivåene i overflatevannet, høyest 6 *E. coli* per 100 ml. I dypvannet i Litjvatnet er det målt stabilt lave bakterietall over mange år, også i 2019.

I Kilvatnet er det utover 2000-tallet blitt målt gjennomgående gunstige bakterienivåer, særlig i dypvannet. Målingene i 2019 bekrefter denne utviklingen.

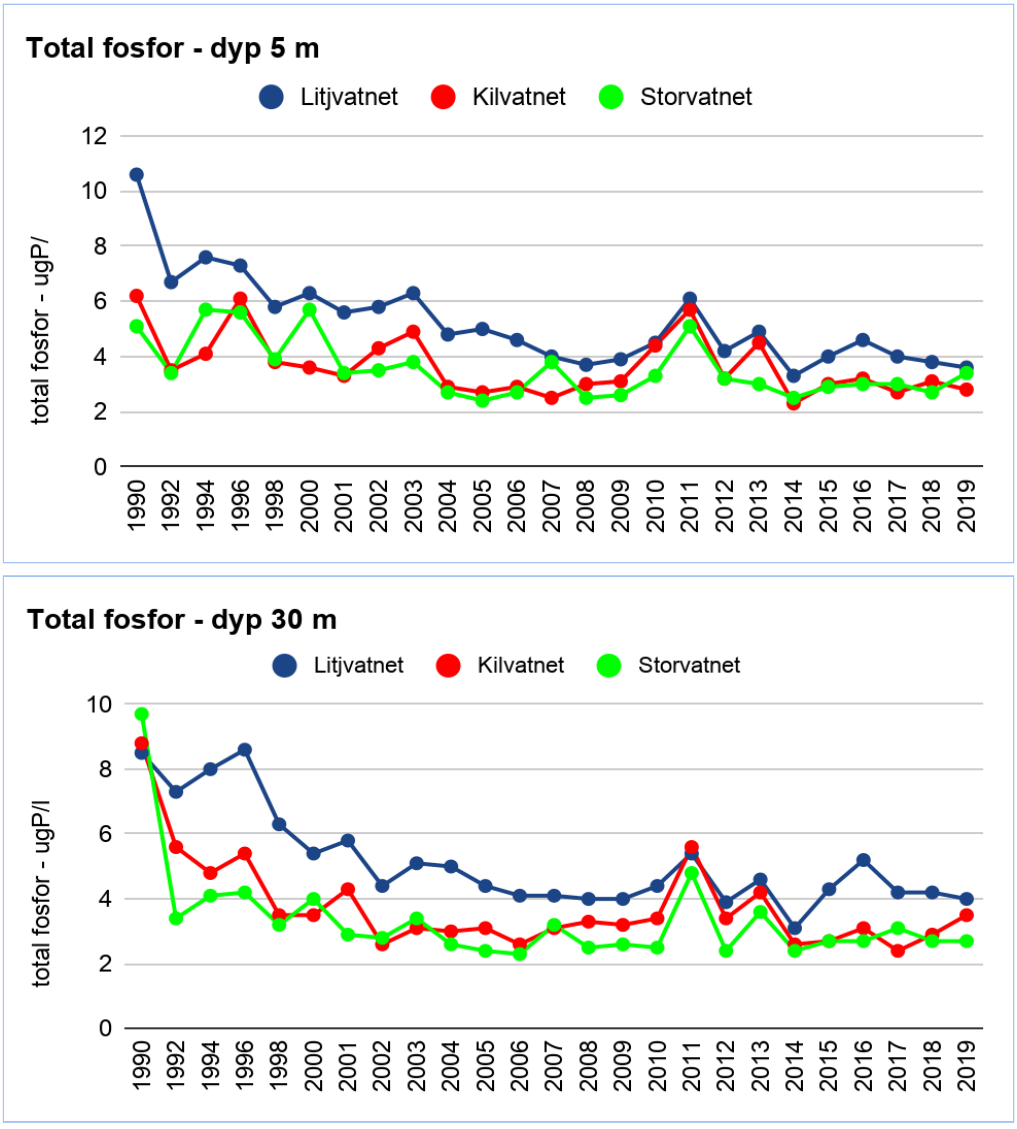
De øvrige målepunktene i Jonsvatnet i 2019 viste ingen tegn på bakterieforurensning (vedlegg 1).



Figur 4.3. Innhold av tarmbakterier (middelverdi tkb/E. coli) i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet i perioden 1990 - 2019 (tkb er målt fra 1990-2003, E. coli fra og med 2004).

Total fosfor

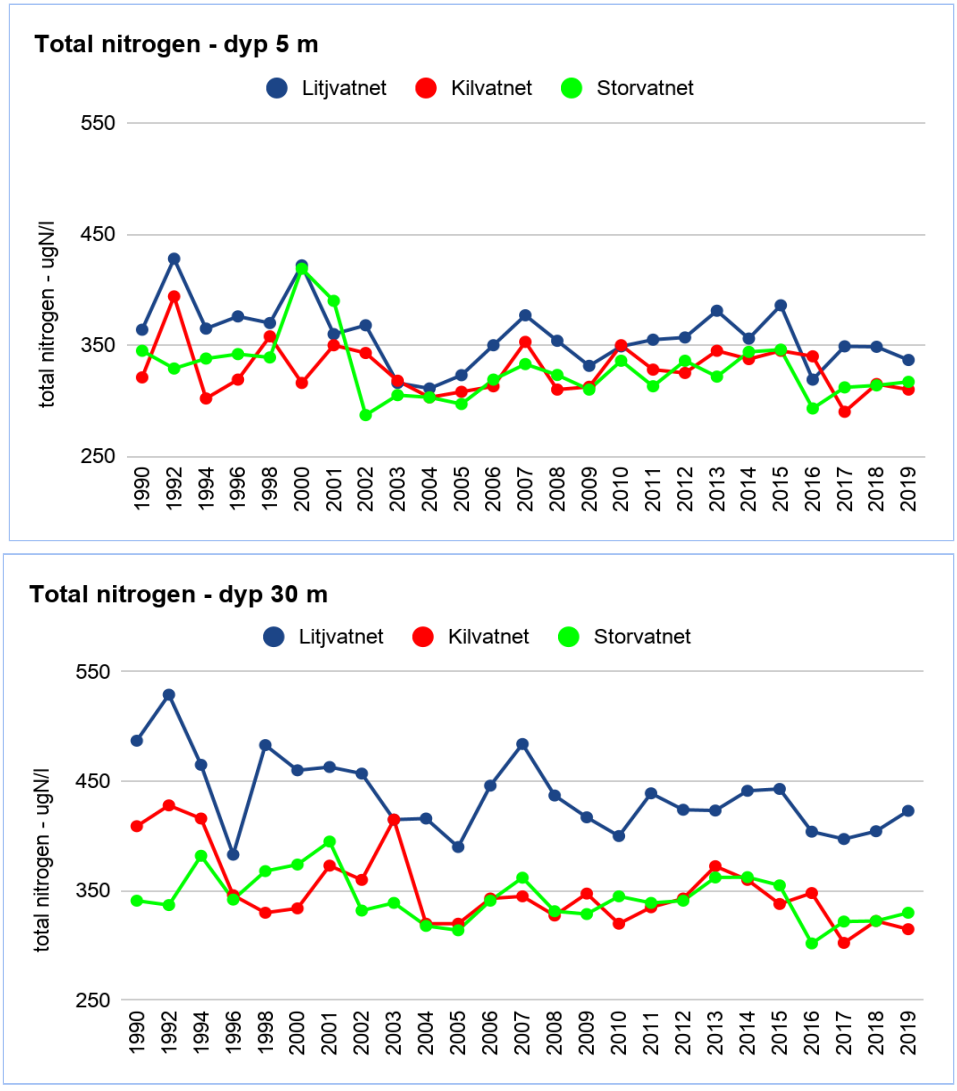
Innholdet av fosfor har blitt merkbart redusert i alle deler av Jonsvatnet siden målingene startet i 1990. Lave fosfornivåer (lavere eller omkring 4 µg P/l) har vært vanlig å måle etter år 2000, særlig i Storvatnet. Målingene den siste tiårsperioden viser likevel en tendens til større variasjon i forfornivåene, mest merkbart i Litjvatnet. Det er særlig under nedbørsrike perioder med stor avrenning fra feltet vi kan få økt fosforinnhold i vannmassene. I 2019 hadde ingen av hovedprøvepunktene forhøyede fosfornivåer, og årsmidler lå i området omkring 3-4 µg P/l (figur 4.4). Verdiene på de øvrige målepunktene lå også stort sett på dette nivået, men prøvepunkt G (15 m`s dyp) i Litjvatnet hadde klart høyere fosforinnhold, høyeste verdi 14,2 µg P/l.



Figur 4.4. Innhold av total fosfor (middelverdier µg/l) i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet i perioden 1990 - 2019

Total nitrogen

Storvatnet og Kilvatnet har hatt tilfredsstillende og stabile nivåer for nitrogen utover 2000-tallet med middelverdier stort sett mellom 300 og 350 µg N/l (figur 4.5). Målingene i 2019 viser middelverdier på 310 og 315 µg N/l i henholdsvis overflatevannet og dypvannet i Kilvatnet og tilsvarende i Storvatnet 317 og 330 µg N/l. I Litjvatnet måles det høyere nitrogen nivåer enn i Storvatnet og Kilvatnet, særlig i dypvannet. Årsmiddel i overflatevannet i Litjvatnet i 2019 var tilfredsstillende med 337 µg N/l, mens dypvannet viser fortsatt klart dårligere vannkvalitet med 423 µg N/l. Målinger i ved prøvepunkt G i Litjvatnet indikerer enda høyere nitrogeninnhold i dypområdene; i 2019 målt opptil 520 µg N/l. Generelt viser målepunktene i 2019 verdier for total nitrogen på nivå med tidligere års målinger. Siden målingene startet omkring 1990 ses likevel en svak reduksjon i nitrogen verdiene på hovedprøvepunktene i Jonsvatnet.

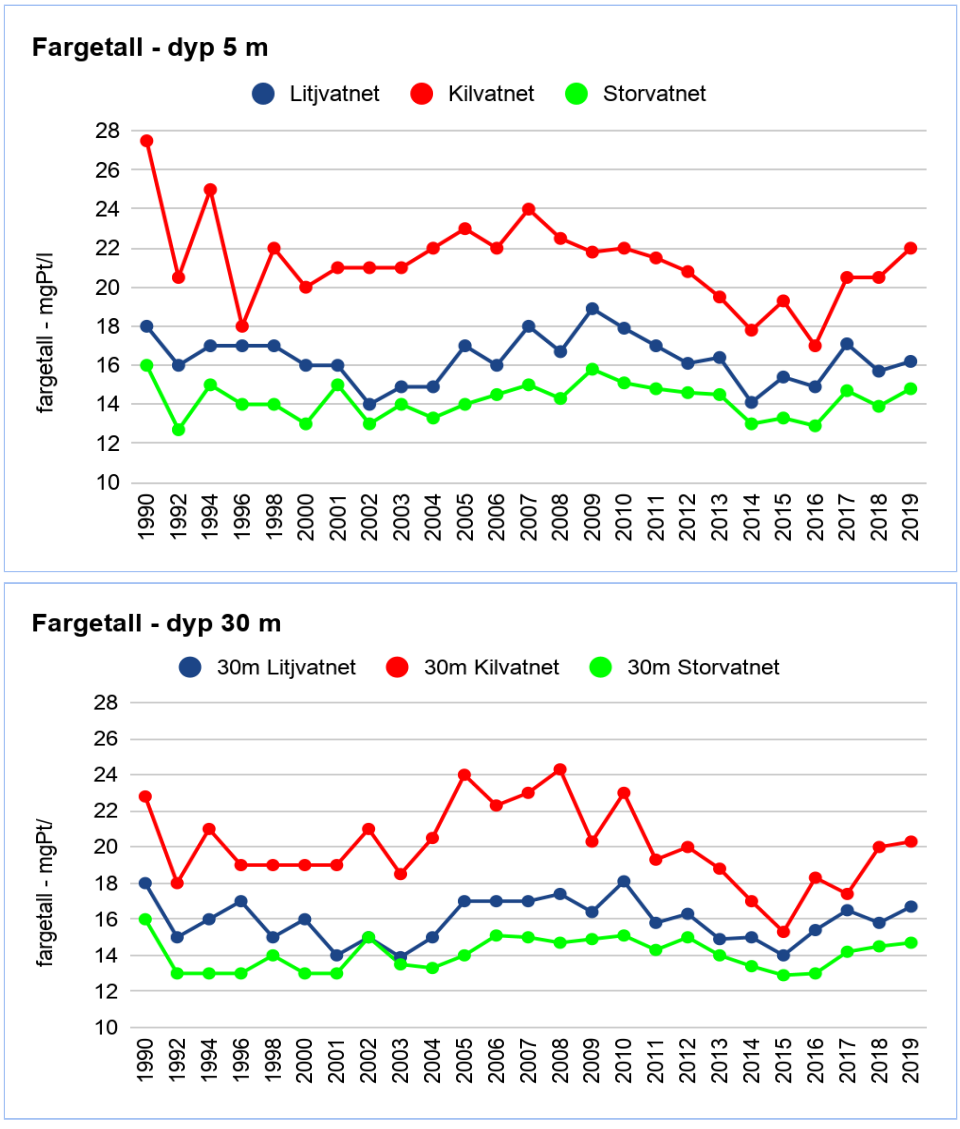


Figur 4.5. Innhold av total nitrogen (middelverdier µg/l) i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet i perioden 1990 - 2019.

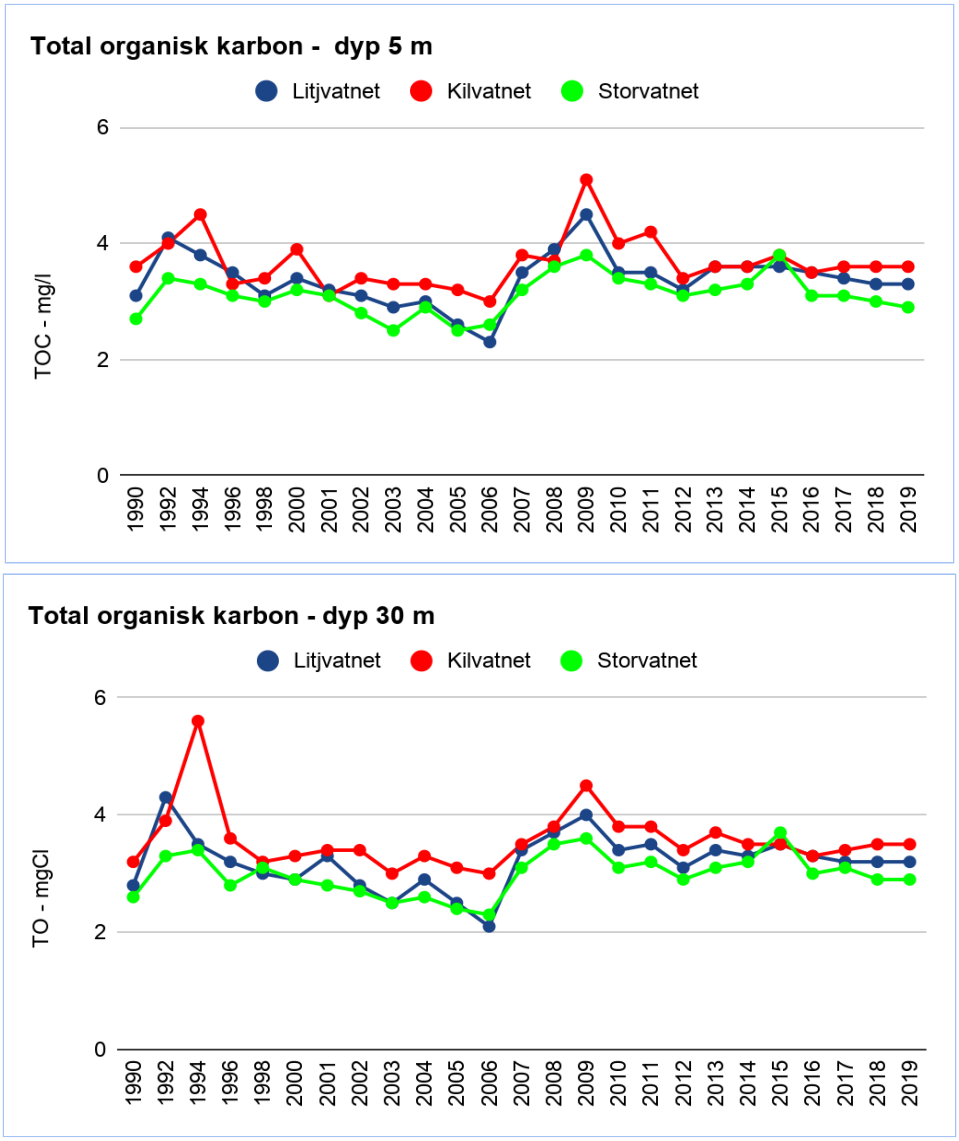
Organiske stoffer (fargetall og organisk karbon)

Fargetallet har vært relativt stabilt i de ulike delene av Jonsvatnet siden målingene startet omkring 1990 og det er ingen klare trender utover 2000-tallet (figur 4.6). Det måles lavest fargetall i Storvatnet og årsmidler har her variert mellom 13 og 15 mg Pt/l. I 2019 var årsmiddel i Storvatnet nær 15 mg Pt/l både i overflatevannet og dypvannet. I Litjvatnet var middelverdi i overflatevannet omkring 16 mg Pt/l og noe høyere i dypvannet. De fleste målingene i Kilvatnet har over år gjennomgående ligget opp mot 20 mg Pt/l, dette gjelder også i 2019. Fargetall mellom 15 og 20 mg Pt/l anses som godt egnet til drikkevann (SFT 1997).

Innholdet av TOC har gjennom det siste tiåret vist relativt stabile og gunstige nivåer i området omkring 3 mg C/l (figur 4.7). Storvatnet har gjennomgående de laveste verdiene. Målingene i 2019 skiller seg ikke vesentlig ut fra tidligere års målinger.



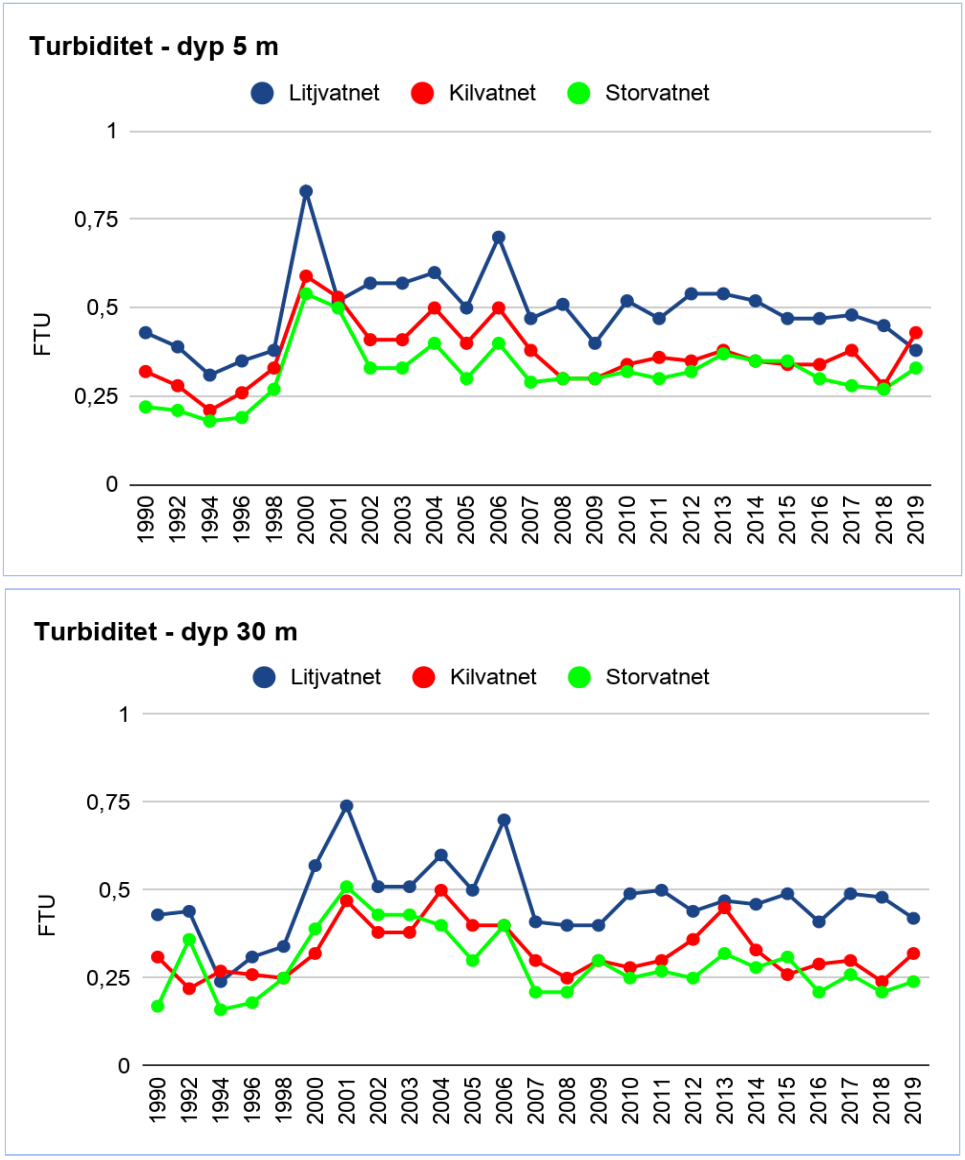
Figur 4.6. Fargetall (middelverdier mgPt/l) i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet i perioden 1990 - 2019.



Figur 4.7. Total organisk karbon (middelverdier mgC/l) i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet i perioden 1990 - 2019.

Partikler (turbiditet)

Partikkelinnholdet (målt som turbiditet) i Jonsvatnet har i mange år vært relativt lavt, stort sett mellom 0,3 – 0,6 FTU (figur 4.8). De senere år tyder målingene på at turbiditeten har blitt mer stabil. Laveste innhold av turbiditet måles i dypvannet i Storvatnet der verdiene stort sett ligger mellom 0,2 og 0,3 FTU. Dette ble også målt i 2019. Litjvatnet har over år hatt noe høyere verdier enn Storvatnet og Kilvatnet. Samme mønster ble påvist i dypvannet i 2019, mens for overflatevannet hadde Kilvatnet noe høyere nivå i 2019.



Figur 4.8. Partikkelinnhold (turbiditet) middelverdier i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet i perioden 1990 - 2019.

Surhetsgrad (pH)

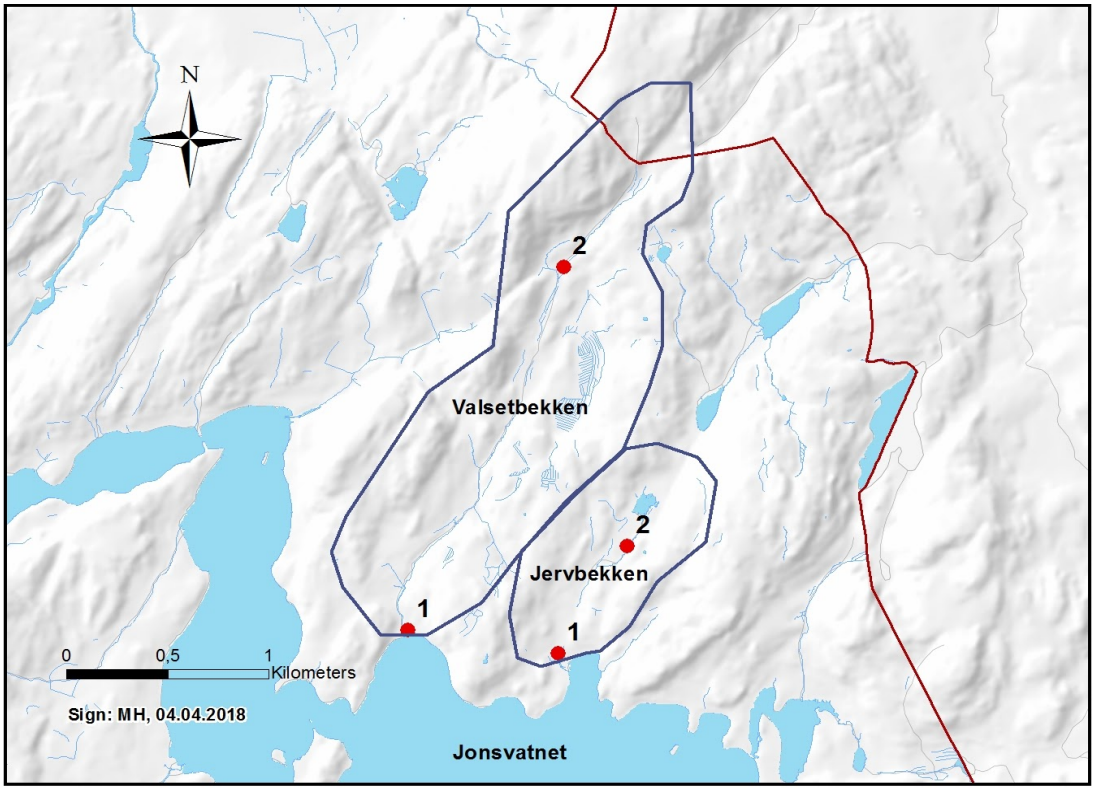
Jonsvatnet har over år hatt svært god og stabil surhetsgrad. De fleste målingene er høyere eller lik pH 7, også målt i 2019. Dypvannet i indre del av Litjvatnet laveste verdi med pH 6,7. Dette viser at surhetsgraden i Jonsvatnet ligger stabilt innenfor et optimalt nivå i forhold til vannkvalitet og økologisk tilstand, dvs. i området pH 6,5 - 7,5.

4.1.3 Vannprøver i tilløpsbekker til Storvatnet

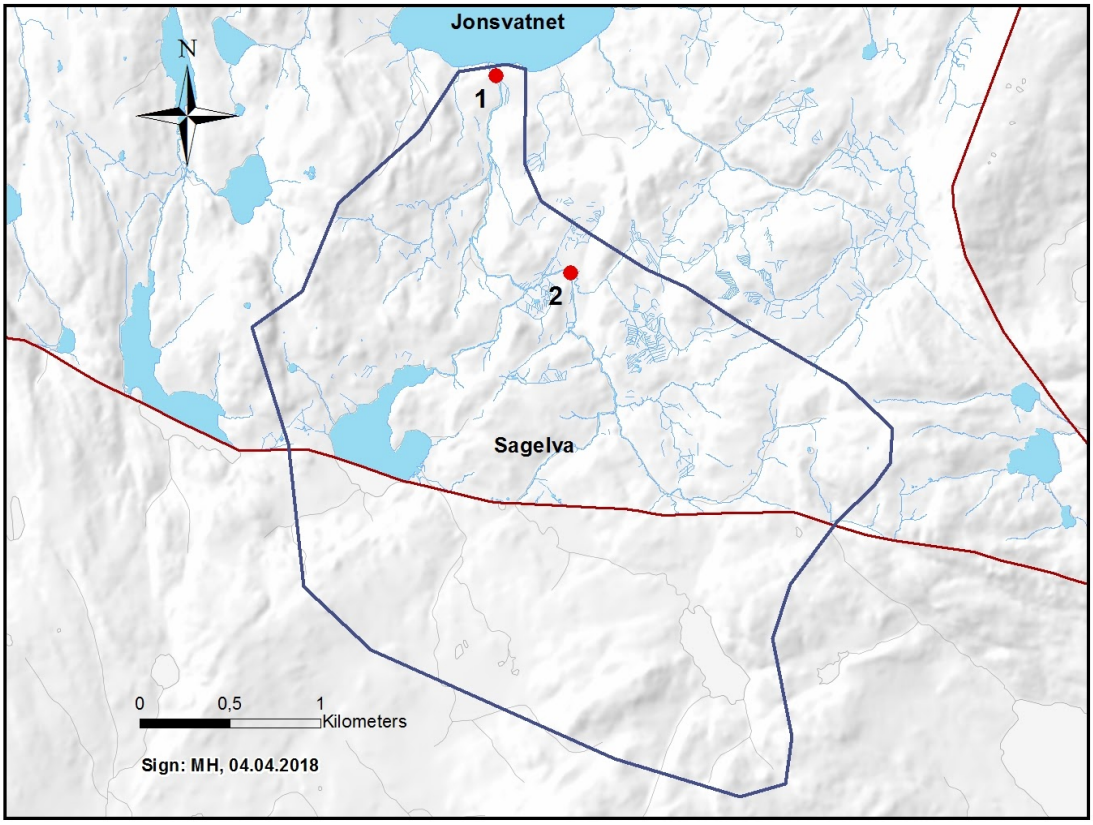
Tilløpsbekkene til Jonsvatnet representerer en forurensningsrisiko for drikkevannsinntaket på Jervan. Den bakteriologiske vannkvaliteten i de to bekkene som antas å utgjøre størst forurensningsrisiko, Jervbekken og Valsetbekken, er overvåket siden år 2000. I Sagelva, som renner ut i Jonsvatnet fra sør ved Øvre Jervan, ble det igangsatt tilsvarende undersøkelser fra 2003. Nedbørfeltet til Sagelva er lite påvirket av menneskelig aktivitet, og Sagelva representerer derfor et tilnærmet bakgrunnsnivå for bakteriologisk vannkvalitet i tilløpsbekker til Jonsvatnet. Basert på målinger av tkb (per 100 ml) i bekkene er det angitt følgende lokale vannkvalitetsgrenser for tilløpsbekker til Jonsvatnet i forhold til forurensningsrisiko for drikkevannskilden:

	Lav forurensning	Moderat forurensning	Høy forurensning	Uakseptabel vannkvalitet
Årsmiddel tkb	< 100	100 - 200	> 200	
Enkeltmåling tkb				> 1000

I 2019 ble det i likhet med tidligere år tatt vannprøver på to målepunkter i hver bekk; stasjon 1 i nedre del og stasjon 2 i øvre del (figur 4.9 og 4.10). Til sammen ble det tatt 229 prøver, fordelt på 39 prøver fra begge stasjonene i Valsetbekken og Jervbekken, mens det Sagelva ble det tatt henholdsvis 36 og 37 prøver på nedre og øvre målepunkt. Prøvene er tatt spredt gjennom hele året. Måledata for 2019 er vist i vedlegg 2. Nedenfor er innhold av tkb i bekkene kommentert.

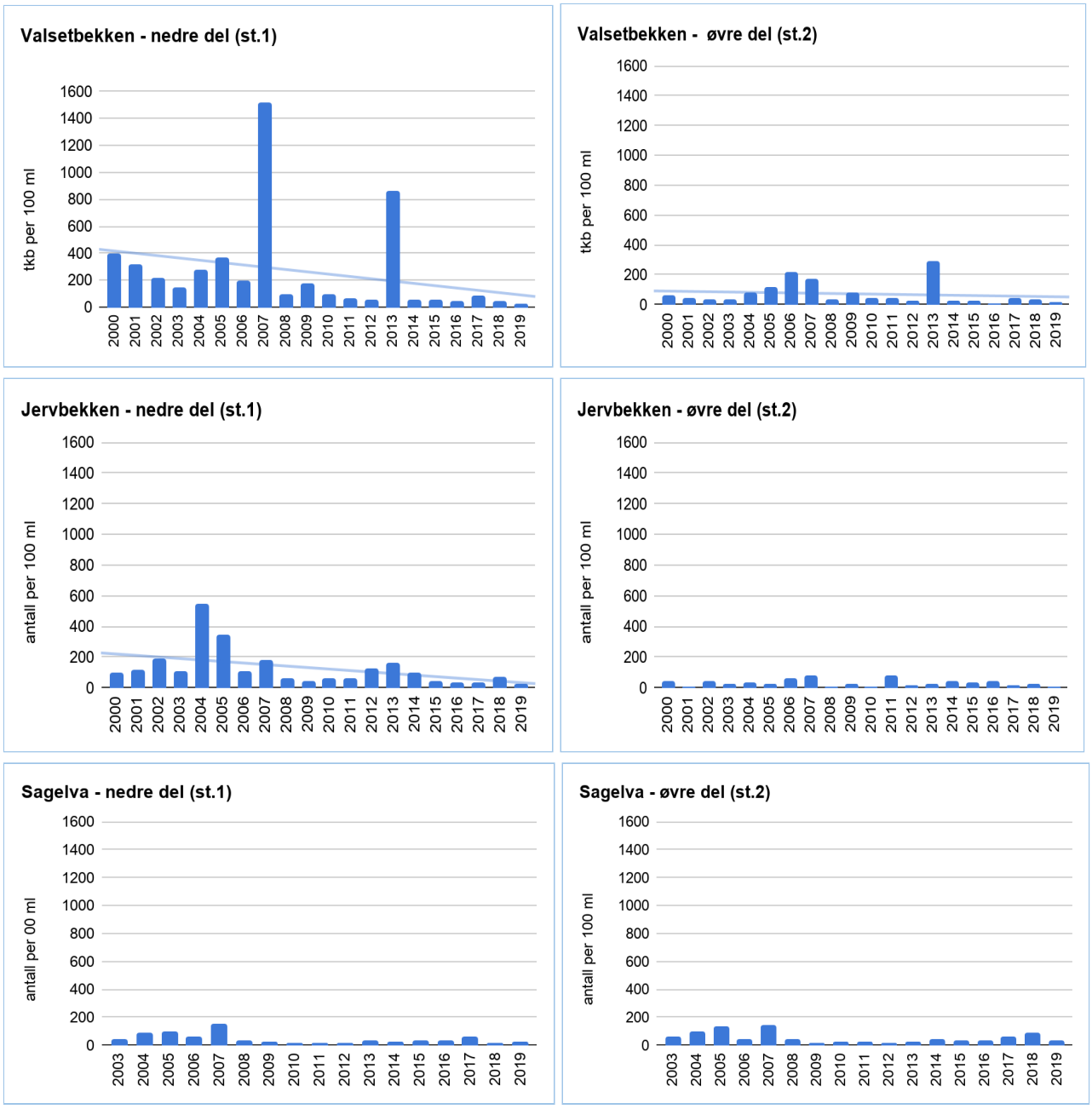


Figur 4.9. Kart - Valsetbekken og Jervbekken med prøvepunkter og nedbørfelt.

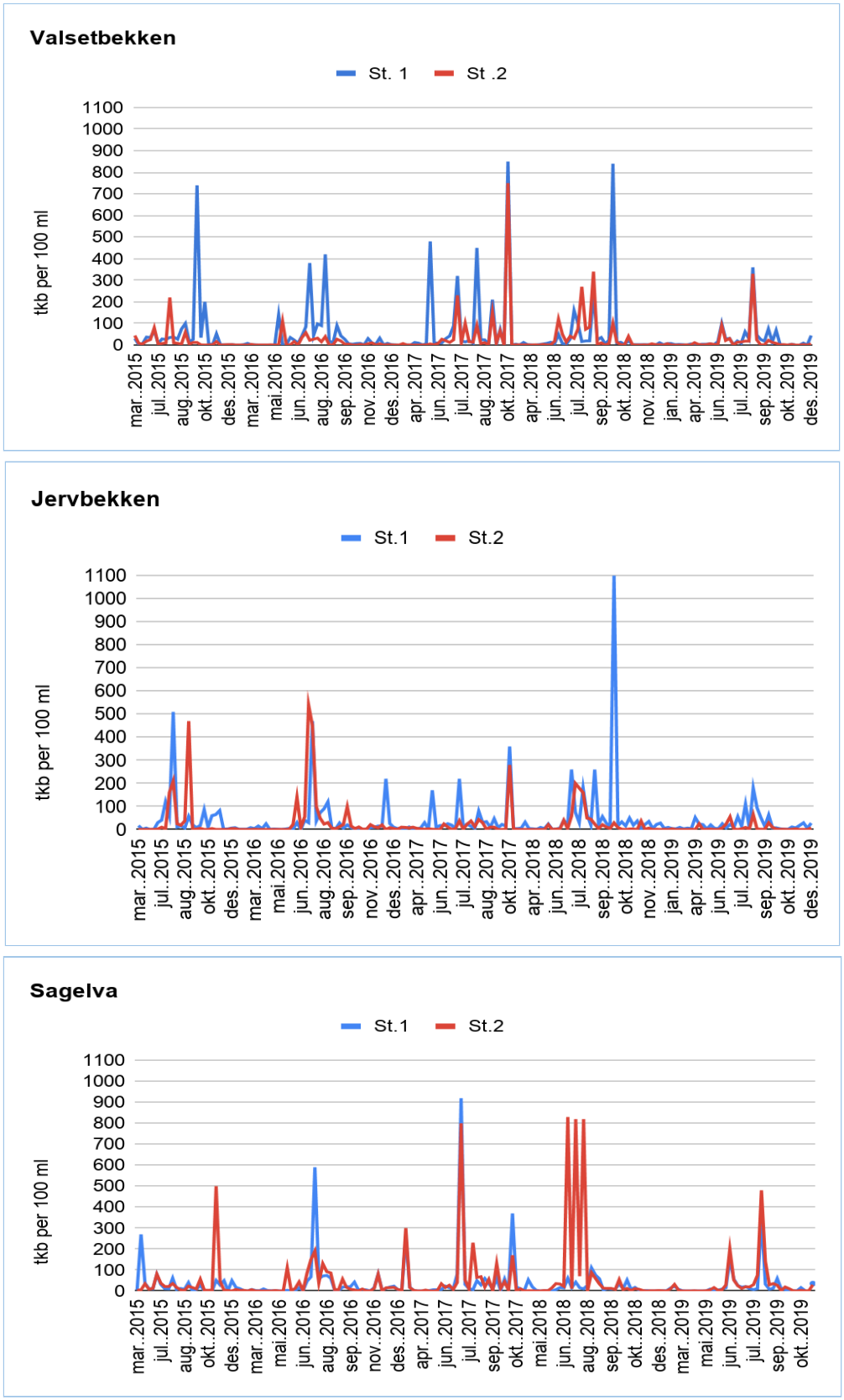


Figur 4.10. Kart - Sagelva med prøvepunkter og nedbørfelt.

Målingene utover 2000-tallet viser at Jervbekken og Valsetbekken periodevis har vært utsatt for tilførsler av bakteriell forurensning. Årsmiddel for tkb i nedre del (st.1) i de to bekkene er enkelte år målt å være høyere enn 200 tkb per 100 ml, dvs. definert som høy forurensning (figur 4.11). Det er særlig under nedbørsrike perioder og større avrenning fra feltet det er målt høye utslag av bakterier. Dette mønsteret er tydelig i årene fram til 2007/ 2008. Senere har det skjedd en merkbar reduksjon i tkb innholdet. Dette tolkes som en respons på tiltak med utkjøring av gjødsel og generelt mindre aktivitet med husdyrhold i nedbørfeltene. Målingene viser en klar positiv trend med lavere tkb verdier i nedre del av Valsetbekken og Jervbekken i langtidsperioden (figur 4.11). De siste fem -seks årene har det stort sett vært tilfredsstillende bakterietall i begge bekkene, men målingene viser at forurensningsbidrag og uakseptabel vannkvalitet i forbindelse med store nedbørsmengder fremdeles ikke kan utelukkes. I 2019 ble det ikke målt avvik med høye bakterietall i Valsetbekken og Jervbekken (figur 4.12). I Sagelva har bakterienivåene vært lav og stabile i mange år, også målt i 2019. Enkeltmålinger med noe høyere verdier har dukket sporadisk opp. Kildene til dette antas i første rekke å være bakterier som stammer fra vilt eller sau som tidvis oppholder seg i dette området. I 2019 ble det målt noe økt bakterieinnhold (480 tkb per 100 ml) i øvre del av Sagelva under en nedbørsperiode i august. Dette er forøvrig høyeste bakterieinnhold som ble målt for de totalt 229 prøver innsamlet fra alle tre bekkene i 2019.



Figur 4.11. Årsmiddel tkb i Valsetbekken, Jervbekken og Sagelva i nedre (st.1) og øvre del (st.2) i hver bekk i undersøkelsesperioden 2000-2019 (2003-2019 for Sagelva).



Figur 4.12. Enkeltmålinger av tkb i Valsetbekken, Jervbekken og Sagelva på st.1 og st.2 den siste femårsperioden (2015-2019).

4.1.4 Planktonundersøkelser i Jonsvatnet

Planktonundersøkelser i Jonsvatnet (Storvatnet, Litjvatnet og Kilvatnet) gjennomføres årlig av NTNU, Vitenskapsmuseet etter avtale med Miljøenheten. Innsamlingsrunder av dyre- og planteplankton ble i 2019 gjennomført 7 ganger fra begynnelsen av juni til månedsskiftet september/oktober med to innsamlinger med ca. 14 dagers intervall i juni, juli og august samt en innsamling i månedsskiftet september/oktober. I tillegg ble det gjennomført innsamling av mysis i månedsskiftet oktober/november.

Kunnskap om alge – og dyreplanktonsamfunnene i Jonsvatnet gir verdifull informasjon om den vannkjemiske og økologiske tilstanden i vannkilden. En egen årsrapport for planktonundersøkelsene i 2019 utarbeides av NTNU, Vitenskapsmuseet (Hårsaker m.fl. 2020). Det gis her en oppsummering av resultatene, med hovedvekt på Litjvatnet.

Litjvatnet
Den gjennomsnittlige algebiomassen for de 7 prøvetakingene i perioden juni - september (0 - 10 m) i Litjvatnet var på 194 mg m^{-3} våtvekt. Det vil si at gjennomsnittsbiomassen har økt noe fra i fjor (158 mg m^{-3} våtvekt), men at den holder seg på det samme lave nivået som er observert de siste 15 årene (figur 4.13, vedlegg 3). Gjennom hele sesongen var kryptomonader den mest dominerende gruppen og utgjorde 63 % av gjennomsnittsbiomassen (figur 4.14). Størst algebiomasse i Litjvatnet ble registrert i begynnelsen av juni (283 mg m^{-3} våtvekt). Gjennom hele sesongen varierte den totale algebiomassen fra 161 til 283 mg m^{-3} våtvekt.

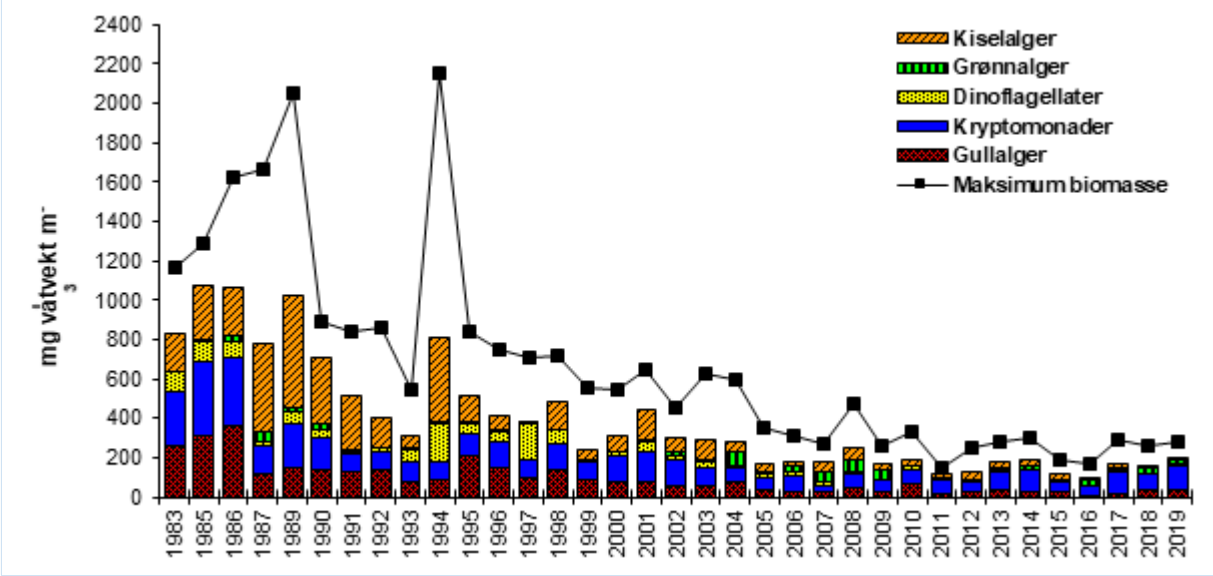
De mest dominerende algegruppene var kryptomonader som utgjorde mellom 47 % og 73 % av den totale biomassen, og gullalger som utgjorde mellom 15 % og 38 % den totale biomassen gjennom sesongen. Dinoflagellater utgjorde 12 % av biomassen siste del av juni mens blågrønne alger kom inn fra første periode i august og utgjorde ved siste prøvetaking i september 23 % av den totale biomassen.

Kryptomonader utgjorde 63 % av den gjennomsnittlige algebiomassen i 2019, med *Rhodomonas lacustre* og *Katablepharis ovalis* som de mest dominerende artene. I tillegg var både *Cryptomonas marsonii* og større *Cryptomonas sp*. til stede i Litjvatnet gjennom hele sesongen. *Cryptomonas* sp. utgjorde i begynnelsen av juni og begynnelsen av august en større andel av kryptomonadene enn *K. ovalis*. Av grønnalger utgjorde *Scenedesmus* sp. og *Oocystis* sp. mesteparten av biomassen.

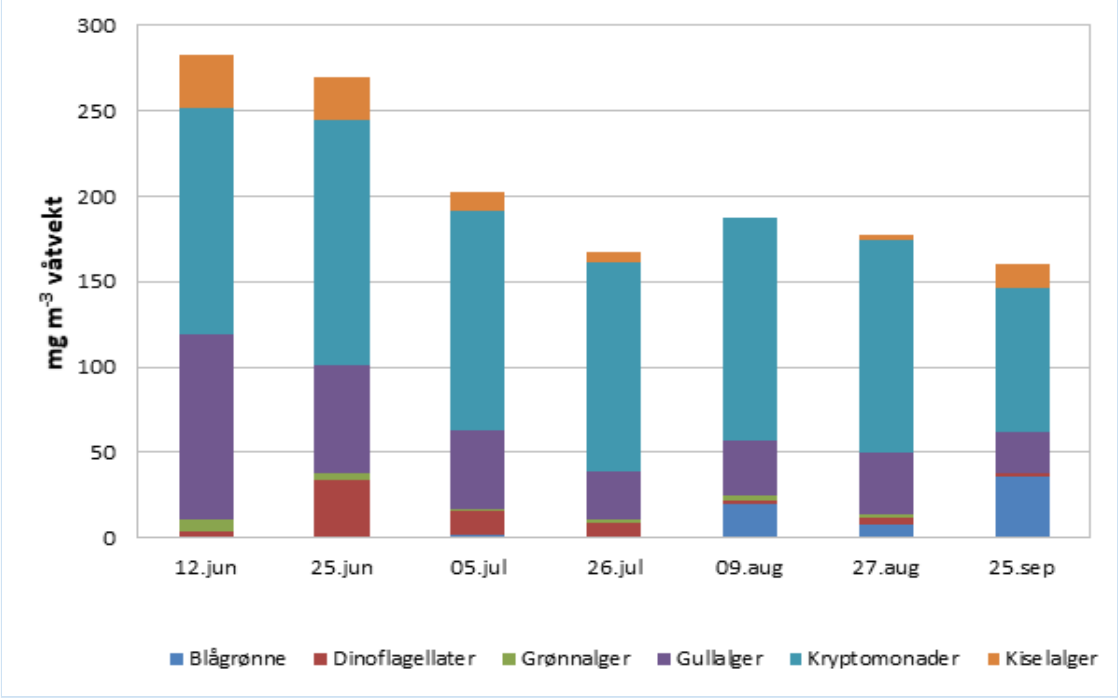
Kiselalgene besto av *Synedra* spp. og *Cyclotella* spp. og utgjorde 5 % av den totale biomassen i 2019.

Gullalgene var dominert av *Dinobryon divergens*, *Malomonas akrokomos* og ubestemte gullalger. Det ble også registrert innslag av *Dinobryon sociale*, *D. bavaricum* og *Malomonas* sp. i prøvene. Dinoflagellatene utgjorde 5 % av den totale algebiomassen gjennom sesongen, med *Gymnodinium helveticum* som den mest dominerende arten. Det ble også funnet *Gymnodinium lacustre*, *Ceratium hirundinella* og *Peridinium* sp. i prøvene.

Mot slutten av sesongen ble det registrert innslag av blågrønne alger der *Chroococcus turgidus* og *Coelosphaerium* sp. utgjorde mesteparten av biomassen. Det ble også registrert en mindre andel av *Gomphospaeria* sp. og *Aphanocapsa* sp. i prøvene. Blågrønnalgene utgjorde til sammen 6 % av den gjennomsnitlige algebiomassen.



Figur 4.13. Gjennomsnittlig algebiomasse juni-september og maksimal registrert biomasse (0-10 m) i Litjvatnet i perioden 1983 - 2019.



Figur 4.14. Registrerte biomasser (mg m^{-3} våtvekt) og algesammensetning i Litjvatnet (0-10 m) på prøvedager i 2019.

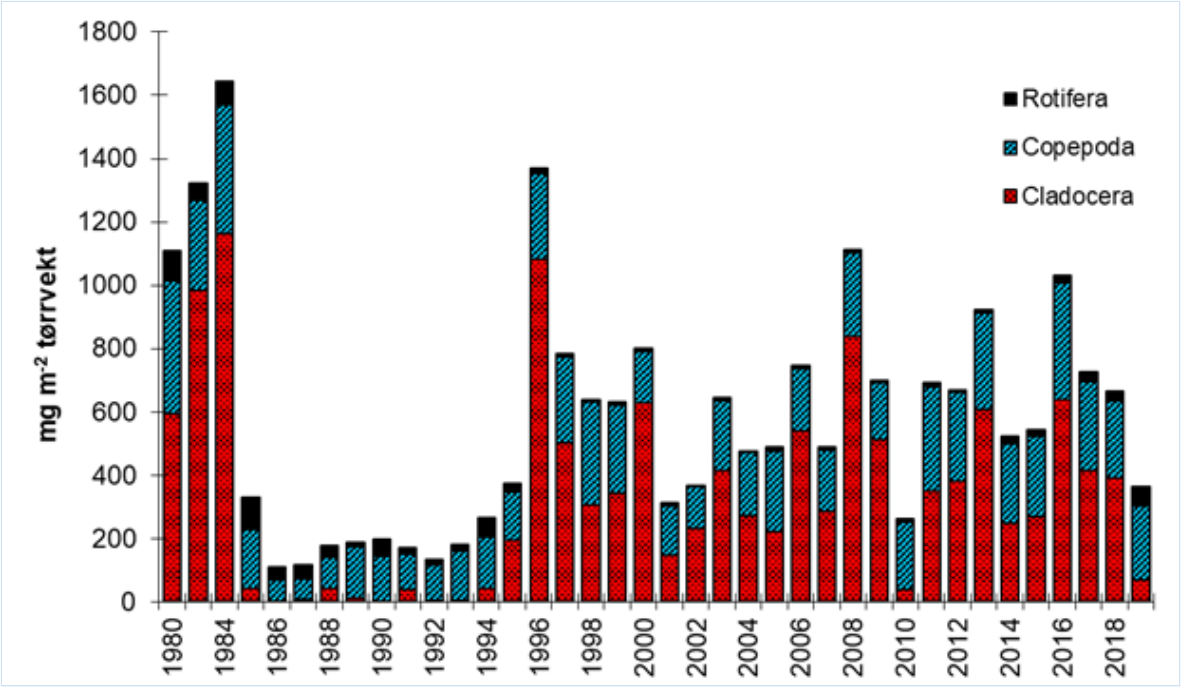
Den gjennomsnittlige dyreplanktonbiomassen i Litjvatnet i 2019 (362 mg m^{-2} tørrvekt) var den tredje laveste som er målt etter at dyreplankton populasjonene begynte å ta seg opp igjen i 1996 (figur 4.15). Bare 2001 og 2010 har hatt lavere resultat gjennom denne perioden (henholdsvis 313 og 261 mg m^{-2} tørrvekt).

Vannlopper (cladocerer) utgjorde i underkant av 1/3 av den gjennomsnittlige dyreplanktonbiomassen i forhold til hoppekreps (copepoder) i 2019 (henholdsvis 70 mot 234 mg m^{-2} tørrvekt. Dette er den nest laveste biomassen av vannlopper som er målt etter at dyreplanktonpopulasjonene begynte å ta seg opp igjen i 1996. Vannlopper har hatt lavere gjennomsnittlig biomasse enn hoppekreps kun 6 år i denne perioden. I motsetning til tidligere år var ikke vannloppene dominerende andel av dyreplanktonbiomassen i noen av prøvetakingstidspunktene i 2019 (figur 4.15, vedlegg 4). Biomassen av vannlopper kan betegnes som lav i alle prøvetakingstidspunktene.

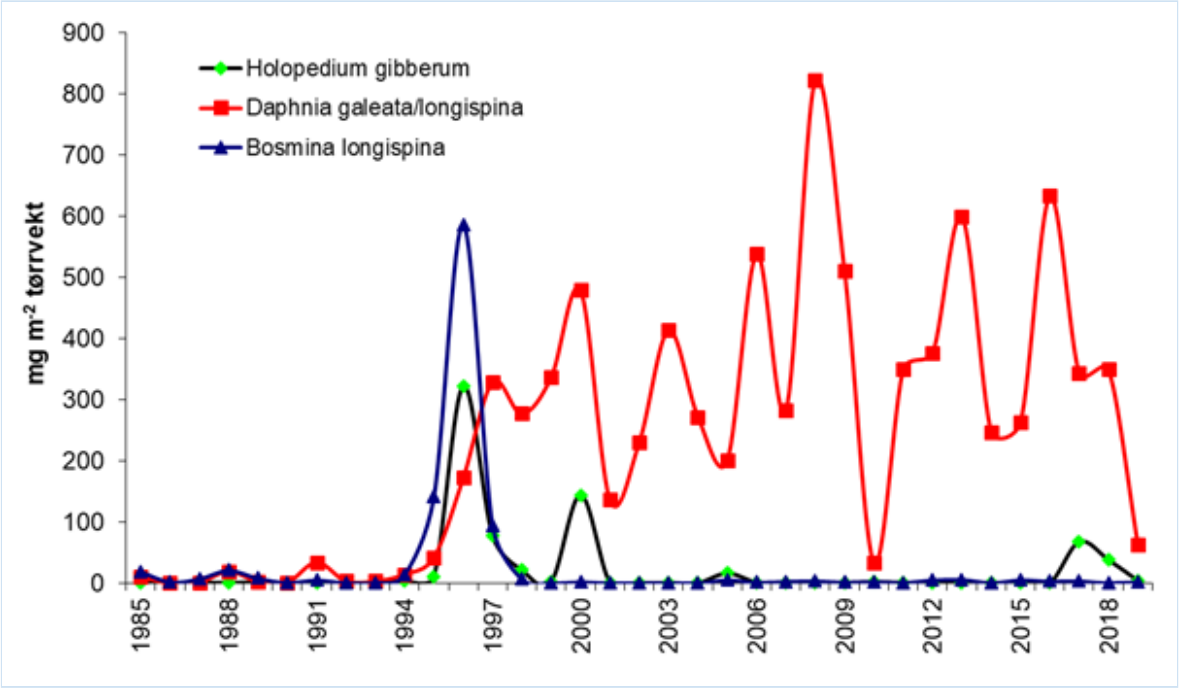
Daphnia longispina var ikke lenger en like dominerende vannloppeart gjennom sesongen 2019 slik den har vært mange år tidligere (figur 4.16). Arten utgjorde 63 % av gjennomsnittsbiomassen av vannlopper mot henholdsvis 88 % og 76 % i 2018 og 2017. I tillegg til *D. longispina* kom *D. galeata* inn med 27 % av gjennomsnittsbiomassen av vannloppene i 2019 mot henholdsvis 2 % og 7 % i 2018 og 2017. *D. galeata* var dominerende art av cladocerer på to prøvetidspunkter i 2019 (slutten av juni og først i august) mens *D. longispina* var dominerende de resterende prøvetidspunktene. I de senere år har *D. galeata* bare vært sporadisk registrert i Litjvatnet mens den før 1998 var den vanligste Daphnia-arten. På enkelte prøvetakingstidspunkt hadde en betydelig del av populasjonene av *D. longispina* og *D. galeata* lengder på 1,5 - > 2 mm. Dette er uvanlig store individer og meget effektive filterorganismer som bidrar til å skape god vannkvalitet gjennom å fjerne alger (phytoplankton) fra vannmassene. *Holopedium gibberum* utgjorde 5 % av gjennomsnittsbiomassen av vannloppene i 2019. Etter høye andeler av biomassen i 2017 og 2018 er *H. gibberum* igjen nede på en lav forekomst likt resterende år etter 2000. *Bosmina longispina* utgjorde 3 % av gjennomsnittsbiomasse av vannloppene i 2019.

Gjennomsnittlig biomasse av hoppekreps var 234 mg m^{-2} tørrvekt i 2019 (vedlegg 4). Dette er betraktelig høyere enn gjennomsnittsverdien for 1985–2019 på 208 mg m^{-2}. Biomassen varierte mellom 95 og 383 mg m^{-2} gjennom sesongen. Hoppekrepsene utgjorde den største andelen av dyreplanktonbiomassen på alle prøvetakingstidspunktene. *Cyclops scutifer* hadde størst biomasse med et gjennomsnitt på 179 mg m^{-2} i 2019. Denne arten har alle år med unntak av 1998 og 2011 vært den dominerende hoppekrepsarten. *Arctodiaptomus laticeps* hadde nest størst biomasse blant hoppekrepsene med 33 mg m^{-2} i gjennomsnitt, noe som var høyere enn 2017 og 2018 (henholdsvis 18 og 30 mg m^{-2}), men betraktelig lavere enn i 2016 (89 mg m^{-2}). *Heterocope appendiculata* med 19 mg m^{-2} og *Acanthodiaptomus denticornis* med 2 mg m^{-2} lå i gjennomsnitt henholdsvis likt og lavere enn i 2018 (19 og 8 mg m^{-2}).

Rotatorier (hjuldyr) hadde en gjennomsnittlig biomasse på 58 mg m^{-2} tørrvekt i 2019 (vedlegg 4). Dette er høyere enn i 2018 og 2017 (henholdsvis 31 og 28 mg m^{-2}) og godt over gjennomsnittet for perioden 1980–2019 (27 mg m^{-2}). Resultatet er den femte høyeste verdien funnet gjennom hele perioden 1980-2019. I perioden 1985–1994, da populasjonene av vannlopper var meget sterkt redusert, var biomassen av rotatorier betydelig høyere, i gjennomsnitt 41 mg m^{-2}. Dette kan forklares med et kjent konkurranseforhold mellom vannlopper og hjuldyr, hvor sistnevnte gruppe taper når store arter av vannlopper får utvikle seg. Den høye observerte biomassen av hjuldyr i 2019 stemmer godt overens med en svært lav biomasse av vannlopper samme år. *Polyarthra* sp. og *Conochilus* sp. var dominerende slekter/arter i 2019, og utgjorde henholdsvis 45 % og 34 % gjennomsnittsbiomassen av hjuldyr.



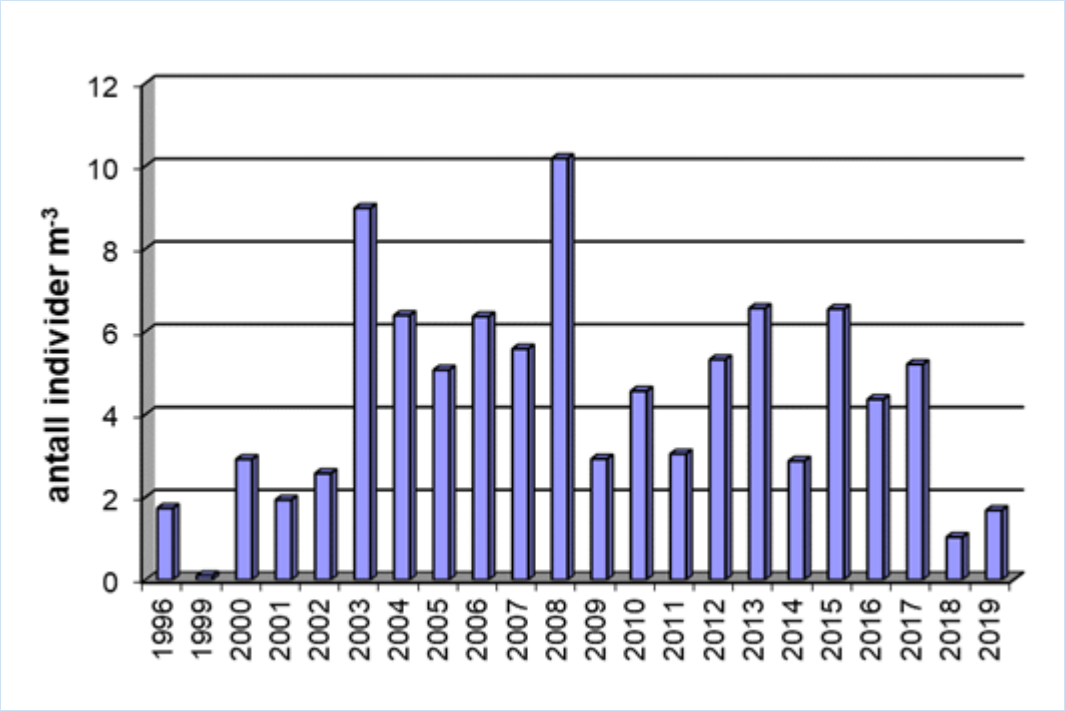
Figur 4.15. Gjennomsnittlige biomasser av dyreplankton i Litjvatnet i perioden 1980-2019.



Figur 4.16. Biomasseutvikling av vannlopper (cladocerer) i Litjvatnet 1985-2019.

Mysis relicta hadde i 2019 en gjennomsnittlig tetthet på 1,7 individer m^{-3} for tre vertikale håvtrekk fra bunn til overflate i Litjvatnet (variasjon 1,5 – 1,8 individer m^{-3}) (figur 4.17). Dette er den tredje laveste tettheten funnet gjennom hele undersøkelsesperioden 1996 – 2019 og er en tetthet på nivå funnet i andre mysis-sjøer i Trøndelag. Den gjennomsnittlige tettheten for hele undersøkelsesperioden er på 4,4 individer m^{-3}, noe som er å regne som en høy tetthet sammenliknet med andre mysis-sjøer i Trøndelag. Det er bl.a. målt tettheter av *M. relicta* i Snåsavatnet på 0,2 - 2,1 individer m^{-3}, Selbusjøen på 0,4 - 2,8 individer m^{-3} og Storvatnet

(Jonsvatnet) på 0,6 - 1,0 individer m^{-3}. Tettheten av *M. relicta* i 2019 tilsvarer et gjennomsnitt på 50 individer under hver m^2 overflate.



Figur 4.17. Tetthet (antall m^{-3}) av Mysis relicta i Litjvatnet 1996-2019.

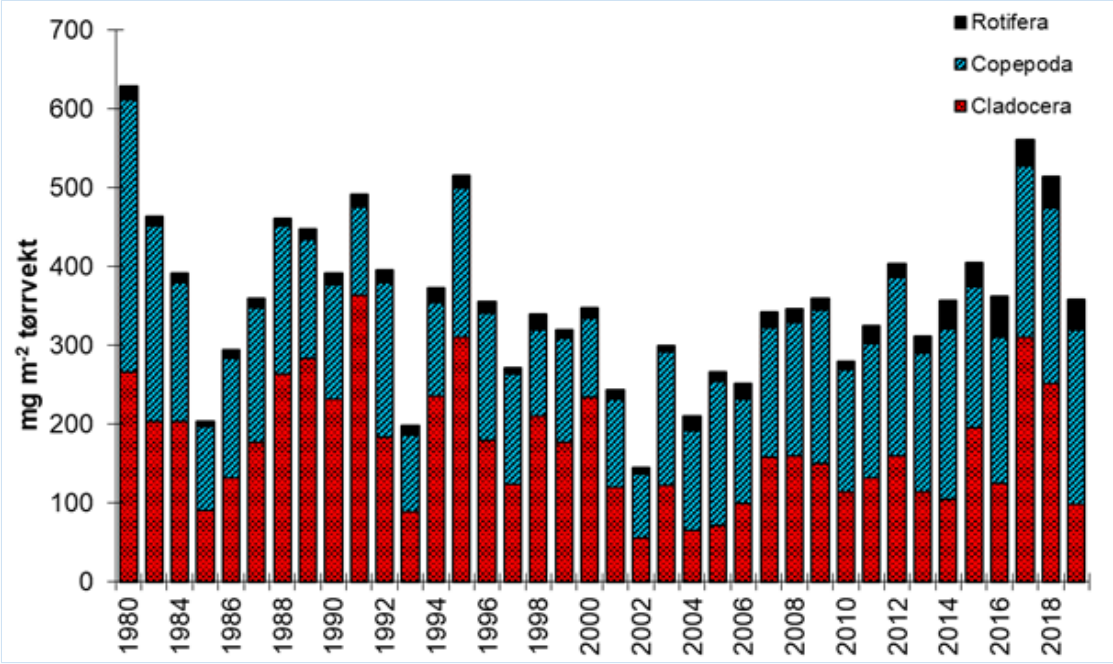
Storvatnet

Biomassen av dyreplankton i Storvatnet var på 358 mg m^{-2} tørrvekt i 2019 (figur 4.18, vedlegg 4). Dette er lavere enn i 2018 (514 mg m^{-2} tørrvekt), men fremdeles på nivå med gjennomsnitt av dyreplanktonbiomassen for hele undersøkelsesperioden 1980-2019 (358 mg m^{-2} tørrvekt).

Utviklingen av dyreplankton i Storvatnet har vært svært forskjellig fra Litjvatnet. Det kraftige sammenbruddet i populasjonene av spesielt vannlopper som skjedde i Litjvatnet i perioden 1985-1994/95 (figur 4.15), og som er kjent fra en rekke andre sjøer etter introduksjon av mysis, fant ikke sted i Storvatnet. Selv med den lave biomassen av vannlopper i 2019 (98 mg m^{-2} tørrvekt) gjør de relativt høye registrerte biomassene av vannlopper fra 2017 og 2018 (henholdsvis 311 og 252 mg m^{-2} tørrvekt) at det ikke lenger er noen påviselig negativ trend i utviklingen av i biomasse for vannlopper for hele undersøkelsesperioden sett under ett. Den lave gjennomsnittsverdien for biomasse av vannlopper i 2019 er en god del lavere enn gjennomsnittet for hele undersøkelsesperioden (173 mg m^{-2}). Vannlopper utgjorde i underkant av halvparten av den gjennomsnittlige dyreplanktonbiomassen i forhold til hoppekreps i 2019 (henholdsvis 98 mot 221 mg m^{-2}. Av vannloppene dominerte *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* i Storvatnet i 2019. *Daphnia longispina*, som er dominerende art i Litjvatnet, ble kun funnet i svært liten mengde i siste periode av juli i Storvatnet.

Biomassen av hoppekreps i Storvatnet har ikke endret seg signifikant over tid, men det har vært betydelige variasjoner mellom år (figur 4.18). I 2019 var gjennomsnittsverdien for hoppekreps 221 mg m^{-2} tørrvekt. Dette er likt med 2018 (222 mg m^{-2}) og noe høyere enn i 2016 og 2017 (186 og 216 mg m^{-2}). Det er også høyere enn gjennomsnittet for hele perioden 1980–2019 (167 mg m^{-2}). Av hoppekrepsene dominerte *Cyclops scutifer* gjennom hele sesongen 2019 med et gjennomsnitt på 215 mg m^{-2}. *Heterocope appendiculata* hadde nest høyeste biomasse i juli, august og september mens *Arctodiaptomus laticeps* hadde nest høyeste biomasse i juni. *Acanthodiaptomus denticornis* ble kun funnet i små mengder i siste del av juni og første del av juli.

Hjuldyr (rotatorier) hadde i 2019 en gjennomsnittsbiomasse på 39 mg m^{-2} tørrvekt i Storvatnet. Dette er den tredje høyeste gjennomsnittlige biomasse av rotatorier målt gjennom hele undersøkelsesperioden 1980-2019, og den er betraktelig høyere enn gjennomsnittet for perioden på 18 mg m^{-2}. De fem siste årene 2014-2019 har gitt de seks høyeste biomassene av hjuldyr for undersøkelsesperioden. I motsetning til de tre foregående år var mengden hjuldyr i Storvatnet lavere enn i Litjvatnet i 2019 (henholdsvis 39 og 58 mg m^{-2}). *Polyarthra* sp. og *Conochilus* sp. var de dominerende slektene/artene i 2019 og hadde en gjennomsnittsbiomasse på henholdsvis 18 og 14 mg m^{-2}). I tillegg ble *Kellicottia longispina, Keratella cochlearis* og *Asplanchna priodonta* funnet med betraktelig lavere biomasse (mellom 1 og 3 mg m^{-2}). De fleste år har *Conochilus* sp. og *Polyarthra* sp. vært artene/slektene med størst biomasse.



Figur 4.18. Gjennomsnittlige biomasser av dyreplankton i Storvatnet i perioden 1980-2019.

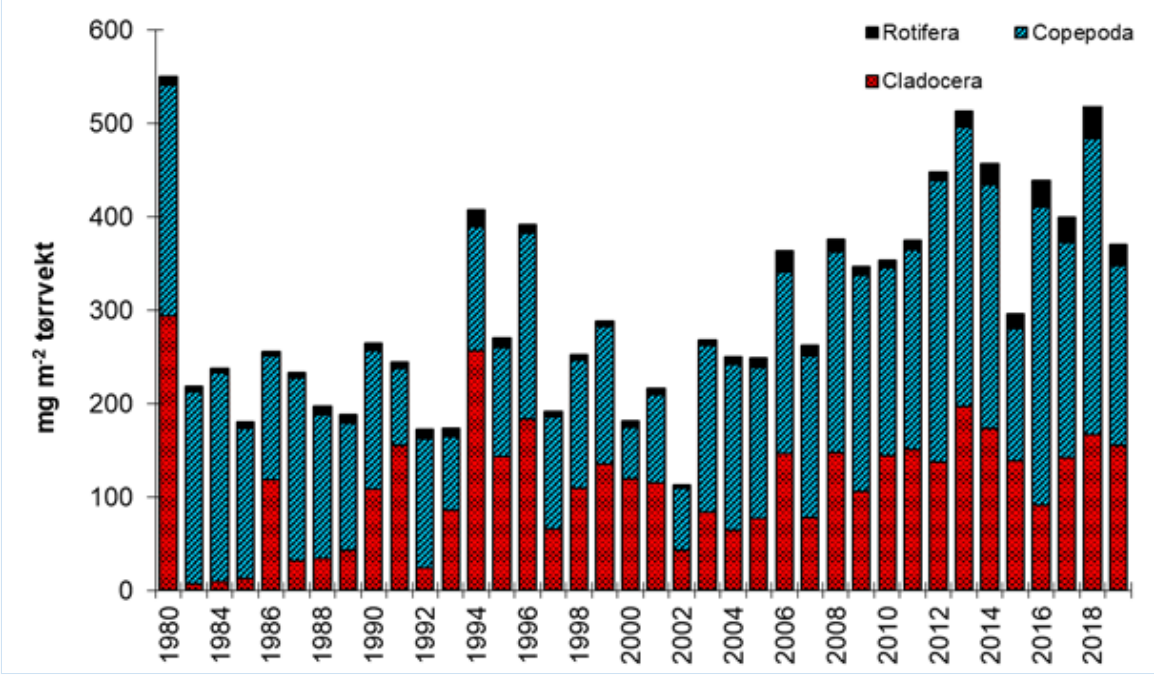
Kilvatnet

Biomassen av dyreplankton i Kilvatnet var på 370 mg m^{-2} tørrvekt i 2019 (figur 4.19, vedlegg 4). Dette er lavere enn i 2018 (526 mg m^{-2}), men fremdeles betraktelig høyere enn gjennomsnittet for hele perioden 1980-2019 (303 mg m^{-2}). Dyreplanktonbiomassen var høyere i Kilvatnet enn i Storvatnet (358 mg m^{-2}). Dette har vært tilfellet i 8 av de ti siste årene. Den var også høyere enn i Litjvatnet.

Biomassen av vannlopper utgjorde for 2019 i gjennomsnitt 155 mg m^{-2} tørrvekt, noe som er omtrent på nivå med 2018 og 2017 (henholdsvis 167 og 142 mg m^{-2}) og over gjennomsnittet for perioden 1980 – 2019 (113 mg m^{-2}). Det har vært betydelige variasjoner i biomasse mellom år uten at det er noen påviselig signifikant trend. I 2019 var *Daphnia galeata* dominerende vannloppe med en gjennomsnittlig biomasse på 87 mg m^{-2} og utgjorde 56 % av gjennomsnittsbiomassen av vannlopper. Arten har hatt en positiv utvikling for perioden 2002 – 2019, men med en nedadgående trend de siste sju årene. *Holopedium gibberum* var i 2019 nest vanligst av vannloppene med en gjennomsnittlig biomasse på 62 mg m^{-2} og utgjorde 40 % av gjennomsnittsbiomassen av vannlopper. Av de øvrige vannloppene i Kilvatnet var *Bosmina longispina* den tredje vanligste arten med gjennomsnittlig biomasse på 3 mg m^{-2}. I tillegg ble *Daphnia longispina* og *Polyphemus pediculus* funnet på to prøvedatoer mens *Bythotrephes longimanus* funnet på en prøvedato.

Gjennomsnittlig biomasse av hoppekreps var på 192 mg m^{-2} tørrvekt i 2019. Dette er lavere enn i 2018 (317 mg m^{-2}), men noe høyere enn gjennomsnittet for hele perioden 1980 – 2019 (178 mg m^{-2}). *Cyclops scutifer* var dominerende art også i 2019 med et gjennomsnitt på 153 mg m^{-2}. *Heterocope appendiculata* utgjorde 29 mg m^{-2} og *Arctodiaptomus laticeps* 9 mg m^{-2} i gjennomsnitt.

Hjuldyr (rotatorier) hadde en gjennomsnittlig biomasse på 23 mg m^{-2} tørrvekt i 2019. Dette er den fjerde høyeste verdien for perioden 1980 – 2019, og betraktelig høyere enn gjennomsnittet for hele undersøkelsesperioden (12 mg m^{-2}). Med høye biomasser de sju siste årene har det vært en positiv utviklingstrend i biomasse av hjuldyr gjennom perioden fra 2002. *Polyarthra* sp. var dominerende i 2019 med et gjennomsnitt på 12 mg m^{-2}. Av de øvrige hjuldyrene fulgte *Conochilus* sp., *Kellicottia longispina* og *Keratella coclearis* med biomasser på henholdsvis 8, 2 og 1 mg m^{-2}.



Figur 4.19. Gjennomsnittlige biomasser av dyreplankton i Kilvatnet i perioden 1980-2018.

4.2 Benna

4.2.1 Råvannskvalitet i Benna

Prøver av råvannet (inntaksvannet) skal følges opp med jevnlige prøver gjennom hele året. Benna ikke har vært i ordinær drift i vannforsyningen i 2018/19, men det er likevel tatt ut prøver av råvannet. Årsak til at Benna er tatt ut av ordinær drift er at det fremdeles påvises store mengder dyreplankton (hoppekreps og til dels vannlopper) i vann-nettet. Problemet ble avdekket i 2017. Dyreplankton har en størrelse på opptil 2 mm. Det er også blitt påvist større krepsdyr (*Pallasea*), som er ca. 2 cm, i vann-nettet. Dyreplankton forekommer på alle dyp i Benna, mens Pallasea antas å ha hovedutbredelse ved bunnområdene i innsjøen. Ettersom drikkevannsledningen lå kun et par meter over bunnnivå, ble ledningen i 2018 hevet med ca. fem meter for å redusere risiko for at Pallasea vil komme inn i inntaksledningen. Inntaksdypet er i dag på ca. 25 m. Benna vil ikke komme i ordinær drift før man har på plass en tilfredsstillende renseløsning for å håndtere utfordringen med dyreplankton og *Pallasea*.

Det ble ikke påvist *E. coli* i de 12 prøvene som ble tatt i 2019. Også målinger i 2018 og 2017 viste ingen funn av *E. coli*, mens målinger av råvannet i 2016 viste funn av *E. coli* i 2 av 49 prøver. Av andre bakteriologiske parametre ble det i 2019 påvist stor variasjon i funn av koliforme bakterier med høyeste verdier i høstprøver.

Det ble i 2019 målt som tidligere år lavt fargetall (middelverdi 3,9 mg Pt/l). Turbiditeten lå stort sett på lave verdier (0,15-0,24 FTU), men en måling desember skilte seg ut med høyere verdi; 1,6 FTU. Kun to prøver ble analysert for total karbon og viste omkring 2 mgC/l, som har vært vanlig å måle tidligere år.

Tabell. 4.3. Vannkvalitet på råvannsuttak i Benna i 2019.

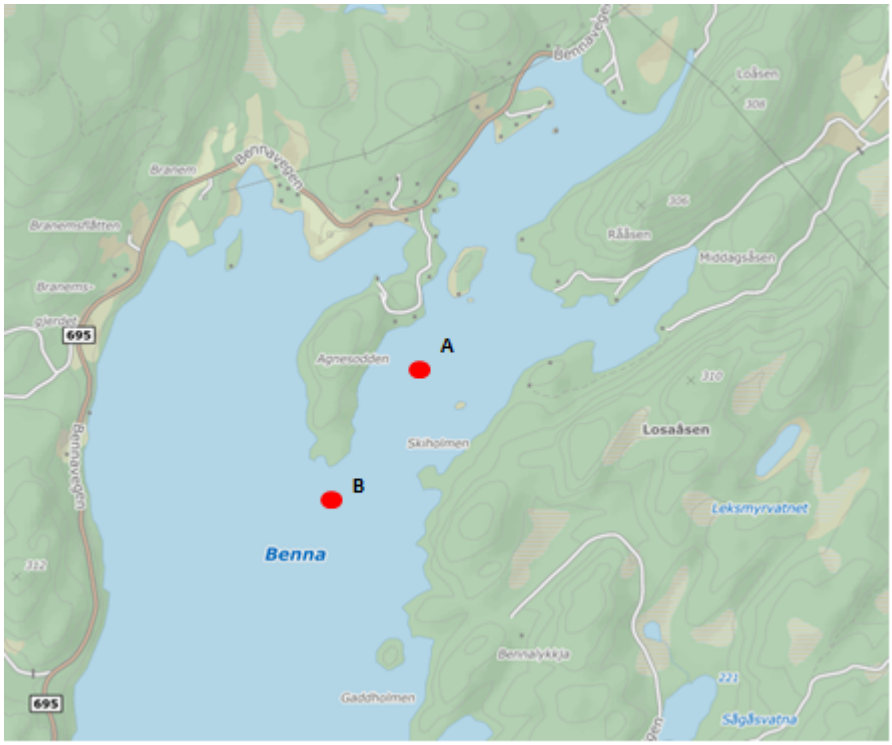
	E. coli /100 ml	Koliforme bakterier/100 ml	Farge mgPt/l	Turbiditet FTU	Total organisk karbon mgC/l
Antall prøver	12	12	13	31	2
Gjennomsnitt	0	89	3,9	0,31	2,15
Maksimumsverdi	0	240	4	1,6	2,2
Minimumsverdi	0	0	3	0,15	2,1
Grenseverdi	0	-	20	4	5
Antall prøver > grenseverdi	0		0	0	0

4.2.2 Vannprøver i Benna

To prøvepunkter (A og B) inngår i det årlige måleprogrammet i Benna, som startet fra 2013 se figur 4.20). Det tas prøver på 5 m og 25 m`s dyp på punkt A og 5 m, 25 m og 45 m på punkt B. Prøvene tas en gang per måned i perioden mai - oktober (dvs. 6 ganger).

Analyseparametre for overvåking i Benna er:

- *E. coli*, koliforme bakterier, intestinale enterokokker, totalantall bakterier 22 ℃, *Clostridium perfringens*.
- pH, fargetall, konduktivitet, turbiditet, total organisk karbon, total fosfor, total nitrogen.



Figur 4.20. Prøvepunkter (A og B) i Benna.

Målingene i 2019 viser i likhet med tidligere års målinger at det er god bakteriologisk vannkvalitet i Benna (tabell 4.4, figur 4.21). *E. coli* ble påvist i små mengder i vannmassene, men det ble ikke påvist *E. coli* på det dypeste prøveuttaket på 45 m i 2019. Tidligere års målinger viser at *E. coli* periodevis også kan forekomme i dypvannet. *Clostridium perfringens* og intestinale enterokokker ble som i tidligere år kun påvist sporadisk i vannmassene, mens innholdet koliforme bakterier har hatt en tendens til å variere og øke mot høsten. Økt påvisning av koliforme bakterier vannmassene i høstprøvene og det faktum at vi samtidig finner ingen eller svært lave nivåer av *E. coli*, *C. perfringens* og intestinale enterokokker viser at kildene til koliforme bakterier stammer fra overflateavrenning og naturlige prosesser i jord. Koliforme bakterier kan forekomme i råtnende plantemateriale, dvs. naturlige jord-bakterier ("miljøkoliforme bakterier"). I 2019 var det svært store nedbørsmengder og stor overflateavrenning i perioden omkring den aktuelle prøvetakingsdagen med betydelig økt innhold av koliforme bakterier; 8.oktober med > 200 koliforme bakterier per 100 ml på alle prøvedyp.

Den kjemiske vannkvaliteten i Benna er god og nivåene for måleparametrene har vært relativt stabil siden overvåkingen startet i 2013. Fargetallet er svært lavt og ligger stort sett omkring 3-4 mg Pt/l (figur 4.22). Dette var også tilfelle i 2019. Høyeste målte fargetall i 2019 var 5 mg Pt/l, målt i overflatevannet i oktober. Det registreres kun mindre forskjeller mellom år som antas å være påvirket av varierende nedbørs- og avrenningsforhold. Sammenliknet med andre vann i lavlandet i regionen har Benna et særlig lavt fargetall, jf. målinger i Jonsvatnet.

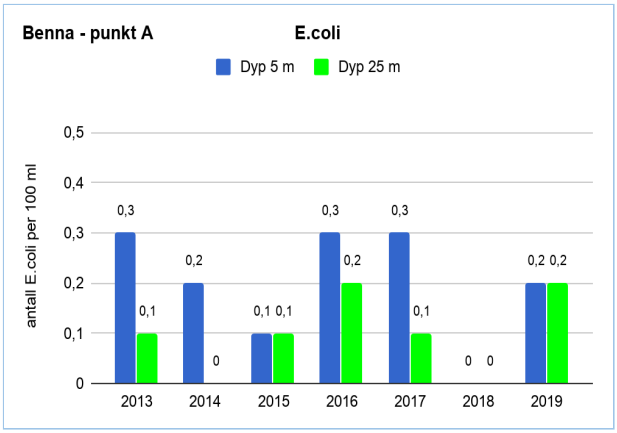
I 2019 ble det målt stabilt lavt innhold av total fosfor for det meste i området 2 - 3 µg P/l (figur 4.23), på nivå med det som ble målt i 2018. Generelt er det målt lavt fosfornivå i måleperioden 2013-2019; 2-4 µg P/l. Nitrogeninnholdet har i måleperioden ligget lavere eller omkring 200 µg N/l (figur 4.24). Målingene i 2019 bekrefter det stabilt lave nivået for nitrogen i vannkilden. De lave nivåene for fosfor og nitrogen definerer Benna som en svært næringsfattig innsjø.

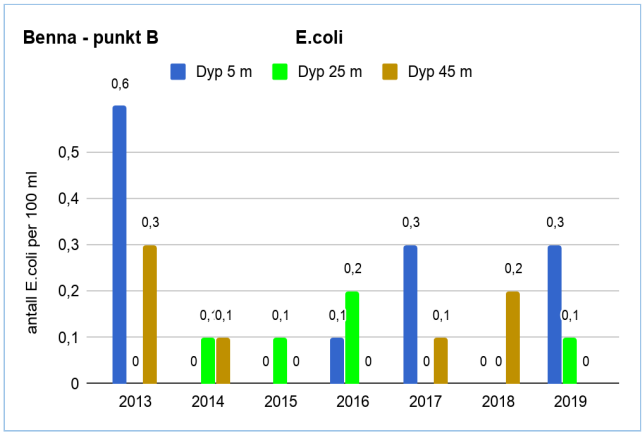
Turbiditeten og innholdet av total organisk karbon er generelt lavt i Benna og målingene i 2019 viser samme nivå som i tidligere år. Middelverdier for turbiditet i 2019 varierte mellom 0,24 og 0,36 FTU på de ulike målepunktene. Målinger av total organisk karbon viste i 2019 nivåer omkring 2 mg C/l. Konduktiviteten lå mellom 9 og 10 mS/m. Surhetsgraden (pH) i Benna er høy og målingene i 2019 mellom pH 7,4 og 7,9 ligger innenfor den variasjonen som er målt tidligere år.

Sammenliknet med Jonsvatnet er målingene for turbiditet og total organisk karbon lavere i Benna, mens konduktiviteten i Benna er høyere. Både Jonsvatnet og Benna har høy pH, men nivåene er jevnt over høyere i Benna.

Tabell 4.4. Bakteriologisk vannkvalitet på prøvepunkt A og B i Benna 2019.

			E. coli	C. perfringens	I.enterokokker	koliforme bakterier	kimtall 22°C
Prøvepunkt	**Dyp**		/100ml	/100 ml	/100ml	/100ml	(cfu/ml)
A	**5 m**	Antall prøver	12	12	12	12	12
		Middelverdi	0,2	0	0	49	48
		Maks verdi	1	0	0	>200	200
		Min. verdi	0	0	0	0	11
A	**25 m**	Antall prøver	12	12	12	12	12
		Middelverdi	0,2	0	0	34	38
		Maks verdi	1	0	0	>200	140
		Min. verdi	0	0	0	0	5
B	**5 m**	Antall prøver	12	12	12	12	12
		Middelverdi	0,3	0,1	0	47	68
		Maks verdi	1	1	0	>200	280
		Min. verdi	0	0	0	0	10
B	**25 m**	Antall prøver	12	12	12	12	12
		Middelverdi	0,1	0	0	35	18
		Maks verdi	1	0	0	>200	53
		Min. verdi	0	0	0	0	0
B	**45 m**	Antall prøver	12	12	12	12	12
		Middelverdi	0	0	0	34	21
		Maks verdi	0	0	0	>200	75
		Min. verdi	0	0	0	0	2

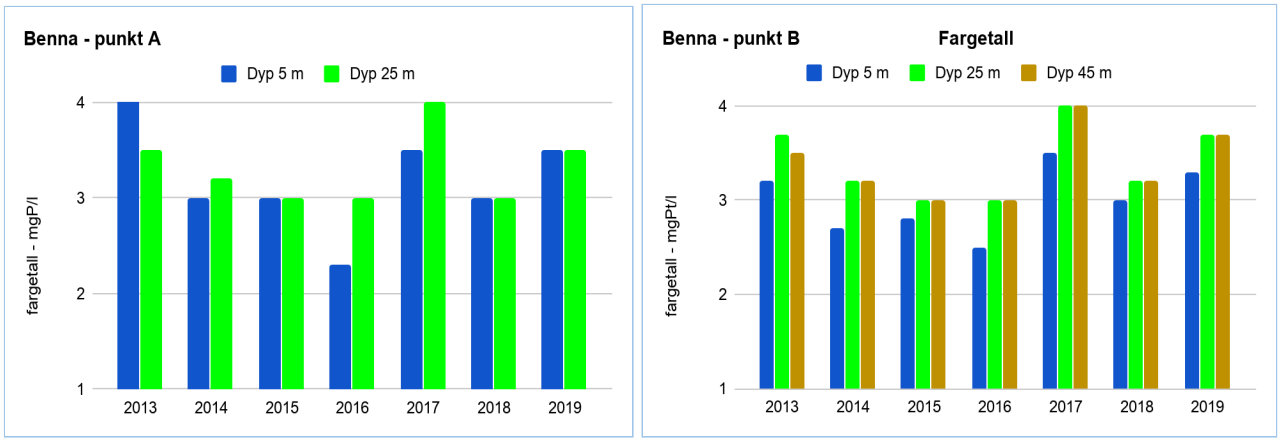




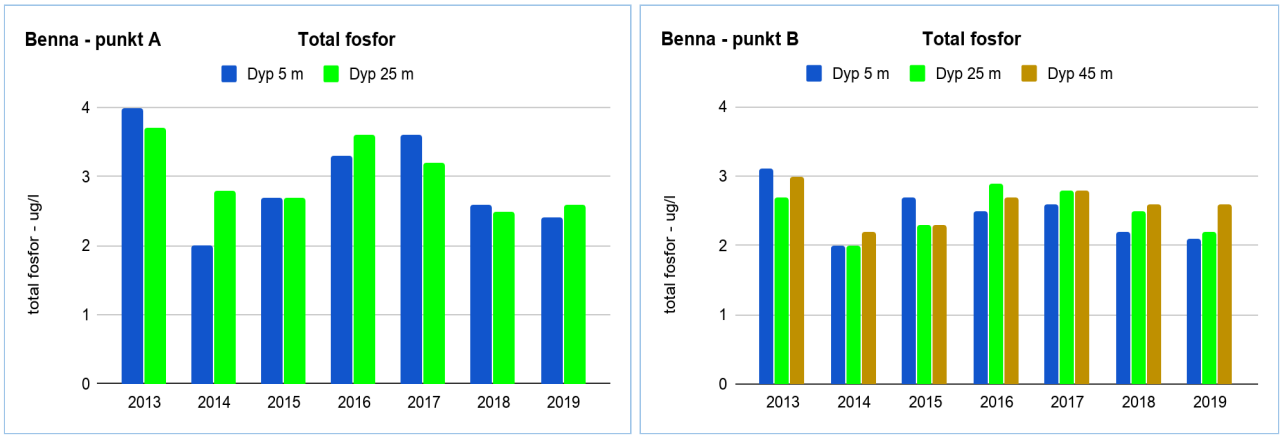
Figur 4.21. Innhold av E. coli i Benna på prøvepunkt og dyp i perioden 2013-2019 (årsmidler).

Tabell 4.5. Vannkjemiske data for prøvepunktene A og B i Benna 2019.

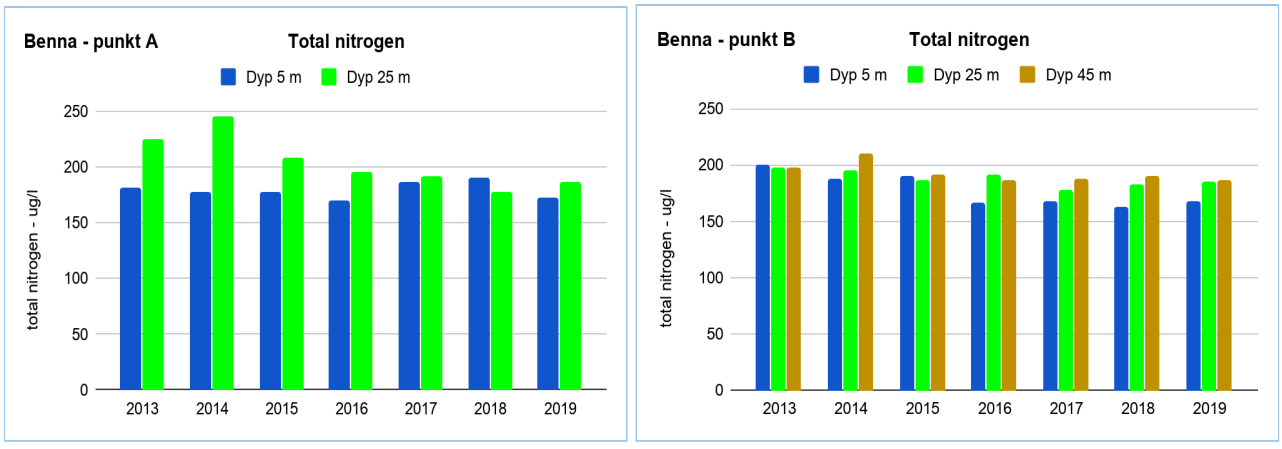
			fargetall	turbiditet	tot. fosfor	tot. nitrogen	tot. karbon	pH	kondukt.
Prøvepunkt	**Dyp**		mg Pt/l	FTU	ug/l	ug/l	mgC/l		mS/m
A	**5 m**	Antall prøver	6	6	6	6	6	6	6
		Middelverdi	3,5	0,29	2,4	173	2,1	7,7	9,8
		Maks verdi	5,0	0,43	4,1	220	2,3	7,9	9,9
		Min. verdi	2,0	0,24	1,7	150	1,9	7,4	9,5
A	**25 m**	Antall prøver	6	6	6	6	6	6	6
		Middelverdi	3,5	0,33	2,6	187	2,0	7,6	9,8
		Maks verdi	4,0	0,56	4,0	210	2,2	7,7	10,0
		Min. verdi	2,0	0,20	1,8	160	1,8	7,5	9,2
B	**5 m**	Antall prøver	6	6	6	6	6	6	6
		Middelverdi	3,3	0,27	2,1	168	2,1	7,8	9,8
		Maks verdi	5,0	0,32	3,6	180	2,2	7,9	10,0
		Min. verdi	2,0	0,20	1,4	150	1,9	7,6	9,4
B	**25 m**	Antall prøver	6	6	6	6	6	6	6
		Middelverdi	3,7	0,24	2,2	185	1,9	7,7	9,8
		Maks verdi	4,0	0,28	3,2	190	2,3	7,8	10,0
		Min. verdi	3,0	0,19	1,7	170	1,5	7,5	9,5
B	**45 m**	Antall prøver	6	6	6	6	6	6	6
		Middelverdi	3,7	0,36	2,6	187	1,8	7,6	9,8
		Maks verdi	4,0	0,85	3,7	190	2,1	7,8	10,0
		Min. verdi	3,0	0,18	1,7	180	1,6	7,5	9,2



Figur 4.22. Fargetall i Benna på prøvepunkt og dyp i perioden 2013-2019 (årsmidler).



Figur 4.23. Innhold av total fosfor i Benna på prøvepunkt og dyp i perioden 2013-2019 (årsmidler).



Figur 4.24. Innhold av total nitrogen i Benna på prøvepunkt og i perioden 2013-2019 (årsmidler).

4.2.4 Vannprøver i Grøtbekken

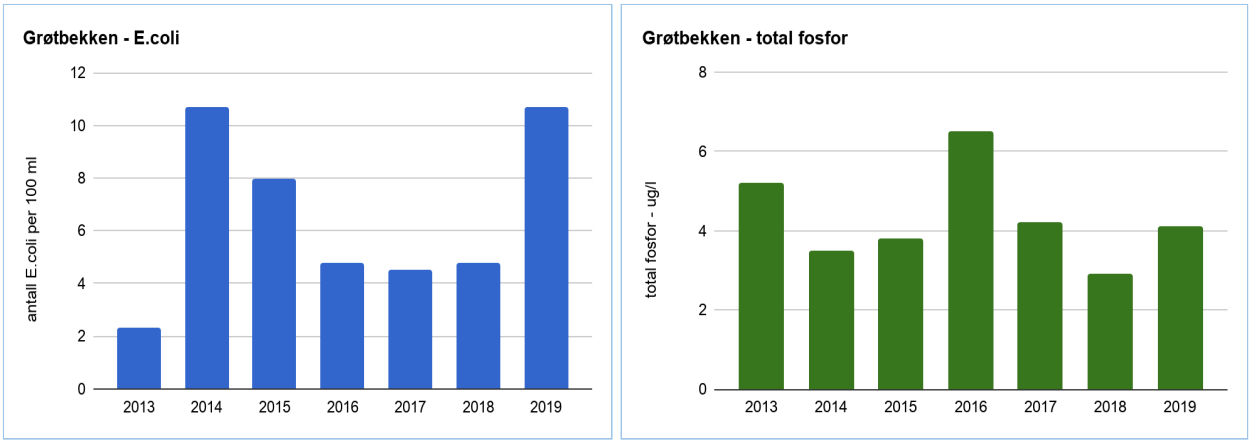
Grøtbekken forbinder Grøtvatnet (238 moh.) med Benna (184 moh.). Vannkvalitetsmålinger i bekken inngår som en del av den årlige overvåkingen i drikkevannskilden som ble igangsatt fra 2013. Hensikten er å fange opp eventuell forurensningsbidrag fra Grøtvatnets felt inn i Benna. Vannprøver i bekken tas på samme dager som prøveuttakene i Benna, dvs. en gang i måneden i perioden mai - oktober (6 prøver).

Målingene i 2019 viste i likhet med tidligere års målinger tilfredsstillende bakteriologisk vannkvalitet i Grøtbekken. Verdiene for *E. coli* varierte mellom 0 og 32 per 100 ml med middelverdi 10,7 E. coli per 100 ml. Sammenholdt med målingene av de andre bakteriologiske parametrene gir dette klare indikasjoner på at Grøtbekken ikke mottar bakterieforurensning av betydning fra feltet ovenfor. Innholdet av total fosfor og total nitrogen er lavt og tyder på at bekken også i 2019 ikke mottar vesentlige forurensningsbidrag av næringssalter. Videre viste målingene i 2019 for parametrene fargetall, turbiditet, total karbon og konduktivitet ikke verdier som kan relateres til forurensningspåvirkning.

Tabell 4.6 Bakteriologiske og kjemiske vannanalyser i Grøtbekken 2019.

Grøtbekken	E. coli	C. perfringens	I. enterokokker	koliforme bakterier	kimtall 22°C
	/100ml	/100 ml	/100ml	/100ml	(cfu/ml)
Antall prøver	6	6	6	6	6
Middelverdi	10,7	0,7	3,8	79	493
Maks verdi	32,0	2,0	15,0	170	650
Min. verdi	0	0	0	24	250

Grøtbekken	**fargetall**	**turbiditet**	**tot. fosfor**	**tot. nitrogen**	**tot. karbon**	**pH**	**kondukt.**
	mg Pt/l	**FTU**	**ug/l**	**ug/l**	**mgC/l**		**mS/m**
Antall prøver	5	5	6	5	5	5	4
Middelverdi	12	0,65	4,1	194	2,9	7,9	11,1
Maks verdi	18	0,90	6,5	330	3,6	8,0	11,2
Min. verdi	6	0,50	3,0	140	2,6	7,7	10,9



Figur 4.25. Innhold av E. coli og total fosfor i Grøtbekken i perioden 2013 - 2019 (årsmidler).

4.2.3 Dyreplanktonprøver i Benna

Sommeren 2017 ble det oppdaget hoppekreps i deler av vannledningsnettet i Trondheim som hadde forsyning fra Benna. Som oppfølging av dette ble det tatt dyreplanktonprøver i vannkilden ved ulike tidspunkter i 2017 og 2018. Målingene viste at hoppekreps finnes på alle dyp, men med variable forekomster i dyp og gjennom året. Forekomstene av hoppekreps i vannmassene var størst i sommerhalvåret. Periodevis ble det også påvist større innslag av vannlopper.
For å få mer kunnskap om variasjoner i forekomst av dyreplanktonet i Benna ble videre undersøkelser inkludert i vannovervåkingsprogrammet for 2019 og 2020 med prøvetaking fire ganger i sommerhalvåret (juni, juli, august og september).

Det er benyttet samme metodikk for innsamling av dyreplankton i årene 2017-2019. Det er tatt kvantitative dyreplanktonprøver med en rørhenter av plexiglass 1 m lang og volum 5 l. Det er tatt prøver på 13 ulike dyp fra 5 m til 75 m på et målepunkt sentralt i Benna (figur 4.26). På hvert dyp er det tatt 5 parallelle prøver som ble blandet (blandprøve) og senere behandlet som en prøve. Hvert prøveuttak er silt gjennom 45 um duk. Dyreplanktonet (hoppekreps og vannlopper) fra alle rørprøver er artsbestemt og talt opp. For hver innsamlingsdato er det for hoppekreps skilt mellom larver (nauplier), ungdomsstadier (copepoditter) og voksne individer. Biomasseberegninger (mg tørrvekt per m^3) av hoppekreps og vannlopper er foretatt på bakgrunn faste individvekter for ulike stadier av hoppekreps og kjente lengde/vekt regresjoner for vannlopper.

Figur 4.26. Prøvepunkt for dyreplanktonprøver i Benna.

Tilsammen er det påvist 8 dyreplanktonarter i Benna (4 arter hoppekreps og 4 arter vannlopper):

Hoppekreps (copepoda): *Cyclops scutifer, Arctodiaptomus laticeps, Mixodiaptomus laciniatus, Heterocope appendiculata.*
Vannlopper (Cladocera): *Daphnia galeata, Bosmina longispina, Holopedium gibberum, Bythothrepes longimanus.*

Alle artene er kjent fra innsjøer i regionen. Hoppekrepsarten *C. scutifer* er den klart dominerende arten i Benna. Denne arten er også den mest utbredte hoppekrepsarten i innsjøer i Norge.

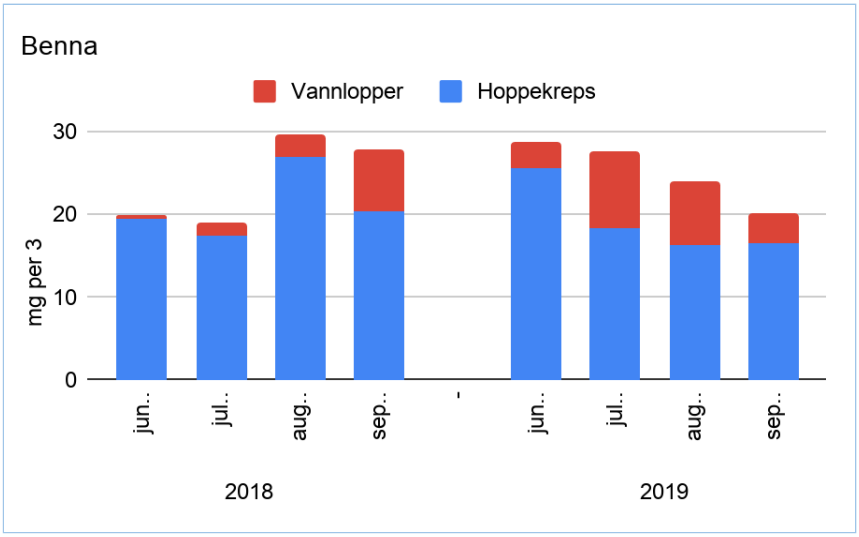
Målinger i 2017/2018 i Benna viser at hoppekreps er tilstede i vannmassene hele året. Vi finner hoppekreps på alle dyp i prøvene tatt fra 5 - 75 m`s dyp. Samlet for undersøkelsesperioden 2017-2018 utgjorde hoppekreps over 80 % av dyreplanktonbiomassen. *C. scutifer* hadde gjennomgående størst biomasse, men i deler av året var biomassen av andre hoppekrepsarter (*A. laticeps* og *H.appendiculata*) på høyde eller større enn *C. scutifer*. Ulik fase i livssyklus for artene og individstørrelser forklarer dette. Det registreres både egg og larvestadier (nauplier) (størrelse < 0,1 mm), ungdomsstadier (copepoditter) (størrelse opptil vel 1 mm) og voksne (opptil 2 mm) individer av hoppekreps i vannmassene. Sammensetningen og størrelsesfordelingen av hoppekreps varierer gjennom året. Periodevis og på enkelte dyp finner vi også større innslag av vannlopper, og da særlig av artene *D.galeata* og *B.longispina*. Individstørrelsen på disse artene er henholdsvis opptil 1,5 mm og 0,5 -1 mm.

Målingene i 2019 viser også dominans av hoppekreps i prøvene som ble tatt i perioden juni til september. Samlet utgjorde hoppekreps 76 % av dyreplanktonbiomassen i 2019 (figur 4.27 og vedlegg 5). Dette er noe lavere enn 2018 da hoppekreps utgjorde 87 % for samsvarende prøvedatoer. *C. scutifer* var klart dominerende hoppekrepsart i begge år og utgjorde omkring 60 % av biomassen av hoppekreps. Tilsvarende som i 2018 var også *A. laticeps* en sentral hoppekrepsart i 2019 og utgjorde omkring 30 % av biomassen av hoppekreps. I 2019 ble det påvist klart større innslag vannlopper enn i 2018, særlig i juli og august, da disse utgjorde over 30 % av dyreplanktonbiomassen. *D.galeata* var klart dominerende vannloppe art og utgjorde over 90 % av biomassen av vannlopper. Gjennomsnittlig biomasse av dyreplankton (mg tørrvekt per m^3) for alle målte dyp varierte mellom omkring 20 opptil 30 mg tørrvekt per m^3 både i 2018 og 2019 (figur 4.28.). August og september hadde størst biomasse i 2018, mens juni og juli hadde størst biomasse i 2019.

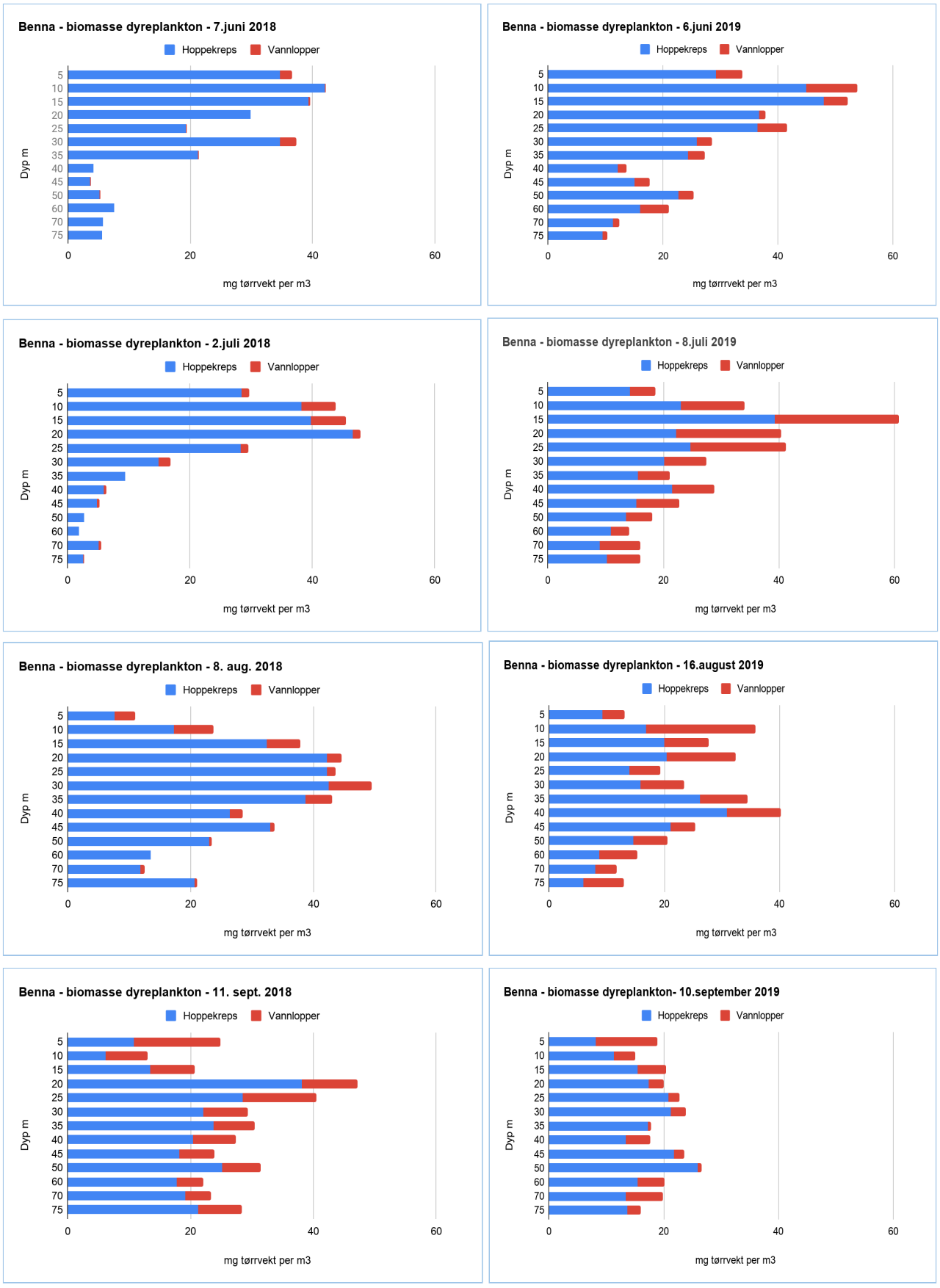
Målingene i perioden 2017-2019 viser at dyreplankton, spesielt hoppekreps, finnes i hele vannsøyla ned til 75 m hele året. Dyreplanktonbiomassen vil variere gjennom året og med dyp avhengig av artenes livssyklus og størrelsesfordeling, samt miljøforholdene i innsjøen. Datasettet fra årene 2017-2019 viser også at det vil være variasjoner i dyreplanktonbiomassen mellom år. Det generelle bildet er likevel at hoppekreps, i første rekke *C. scutifer*, har de største forekomstene i sommerhalvåret og at det er en svært stor dybdeutbredelse og produksjonssone for hoppekreps i vannmassene i Benna. Til sammenlikning indikerer målinger i Jonsvatnet at hoppekreps har hovedutbredelse i de øvre 20 m i innsjøen og at forekomstene blir betydelig redusert på dypere vann. At vi finner et annet fordelingsmønster av hoppekreps i vannmassene i Benna ofte med de høyeste forekomstene på dyp større enn 20 m, antas å ha sammenheng med de spesielle naturgitte forholdene i innsjøen. Benna er en lavereliggende næringsfattig klarvannsjø med høyt kalkinnhold. Høyt kalkinnhold og meget klart vann (siktedyp 13-14 m) synes å stimulere til høy produksjon av hoppekreps, og da spesielt arten *C. scutifer*. Det er ikke foretatt kvantitative målinger av dyreplankton i Benna tidligere, men kvalitative registreringer av dyreplankton basert på

håvtrekk i Benna helt tilbake til først på 1970-tallet (hovedfagsoppgave L.G. Bråten) viser også høye tettheter av hoppekreps, særlig av *C. scutifer* i vannmassene.

Drikkevannsuttaket ligger i dag på omkring 30 m`s dyp i Benna og dette dybdeområdet har store forekomster av hoppekreps særlig gjennom sommeren. Hoppekreps forekommer også i dette dybdeområdet høst og vinter, men har da noe lavere biomasse. Ettersom vi finner gode forekomster av hoppekreps helt ned til 75 m`s dyp i deler av året vil det ikke være noen vesentlig gevinst å flytte drikkevannsinntaket på dypere vann enn dagens inntaksdyp for å unngå påvirkning av hoppekreps (og vannlopper)..



Figur 4.27. Gjennomsnittlig biomasse (mg tørrvekt per m3) av dyreplankton (hoppekreps og vannlopper) på samsvarende datoer i Benna i 2018 og 2019.



Figur 4.28. Biomasse (mg tørrvekt per m^3) av dyreplankton (hoppekreps og vannlopper) på ulike dyp og samsvarende datoer i Benna i 2018 (til venstre) og 2019 (til høyre).

5 BADEVANNSOVERVÅKING FRILUFTSBAD

5.1 Måleprogram

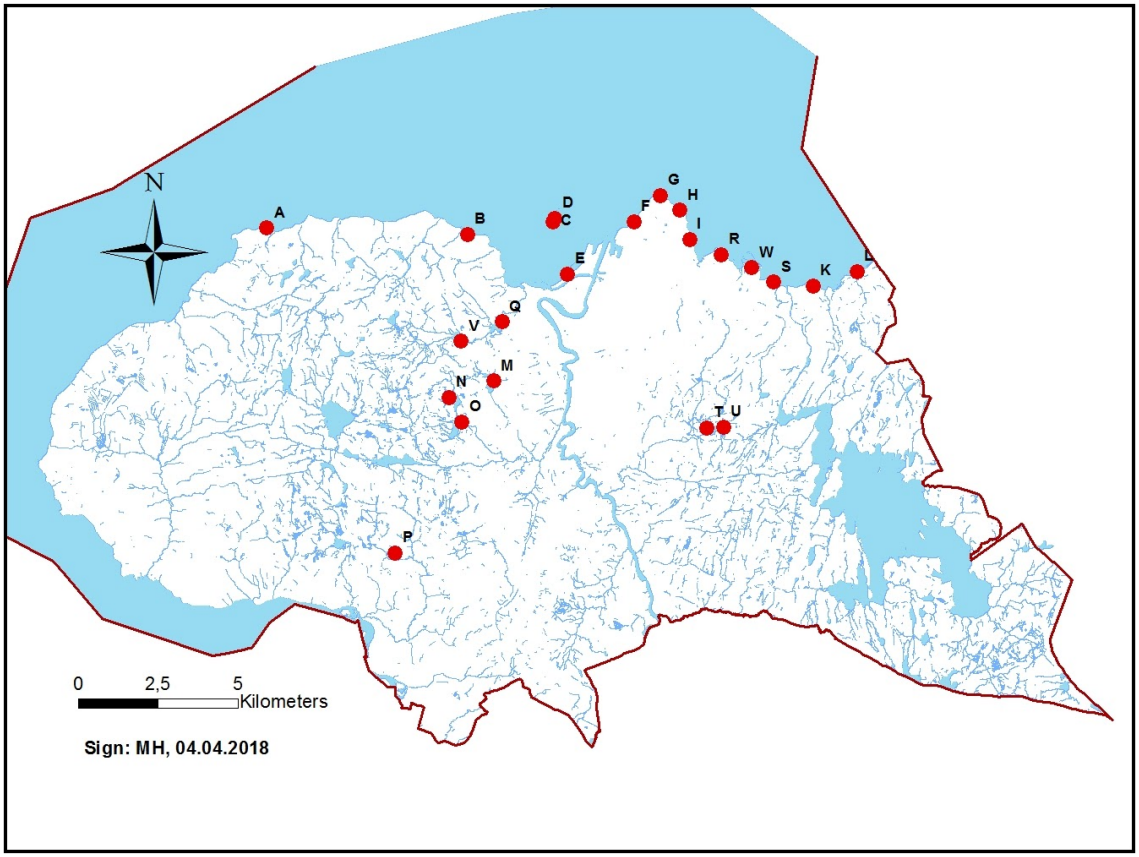
Trondheim kommune har som lokal helsemyndighet tilsynsansvar med hensyn til vannkvalitet i friluftsbad. Formålet med måleprogrammet for kommunens friluftsbad i saltvann og ferskvann er å framskaffe tilstrekkelig data til å kunne gi befolkningen informasjon om badevannskvaliteten og eventuelt forurensning som medfører helserisiko ved bading. Kommunen har innført rutiner for å håndtere eventuelle avvik med målinger som angir helserisiko, og kommunens smittevernlege kontaktes dersom slike hendelser oppstår.

I 2019 ble det tatt prøver fra 22 badeplasser (14 i saltvann og 8 i ferskvann) se figur 5.1. Tilsammen ble det tatt 220 prøver gjennom badesesongen (mai - august); 10 prøver fra hver lokalitet. Måleparameter er *E. coli*. Resultatene fra de enkelte badeplassene i 2019 er presentert i vedlegg 6. Badeplassene er overvåket etter tilsvarende opplegg gjennom flere år.

Trondheim kommune benytter betegnelsene og normene i EUs-badevannsdirektiv som grunnlag for tilstandsvurdering av badeplassene. Kommunen har valgt følgende tilpasning til normverdiene:

TILSTANDSKLASSE			
	I	**II**	**III**
Parameter	**Utmerket 95 % percentil**	**God 95 % percentil**	**Dårlig 95 % percentil**
E. coli	**< 250**	**250 - 500**	**> 500**

Badevannsprøver tatt før 2008 er analysert på termotolerante koliforme bakterier (tkb). Sammenlignende målinger av *E. coli* og tkb viser tilnærmet 1:1 forhold. Dette er lagt til grunn for å kommentere langtidsutvikling i badevannskvalitet.



A- Flakk	G - Djupvika	S - Hitrafjæra	Q - Theisendammen
B - Brennebukta	H - Ringvebukta	W - Grilstadfjæra	T - Tømmerholtdammen
C - Munkholmen vest	I - Devlebukta	M - Kyvatnet	U - Estenstaddammen
D - Munkholmen øst	K - Hansbakkfjæra	N - Lianvatnet	V - Baklidammen
E - St. Olavs Pir	L - Væreholmen	O - Haukvatnet	
F - Korsvika	R - Leangenbukta	P - Hestsjøen	

Figur 5.1. Oversikt over badeplasser i saltvann og ferskvann.

5.2 vannkvalitet badeplasser i saltvann

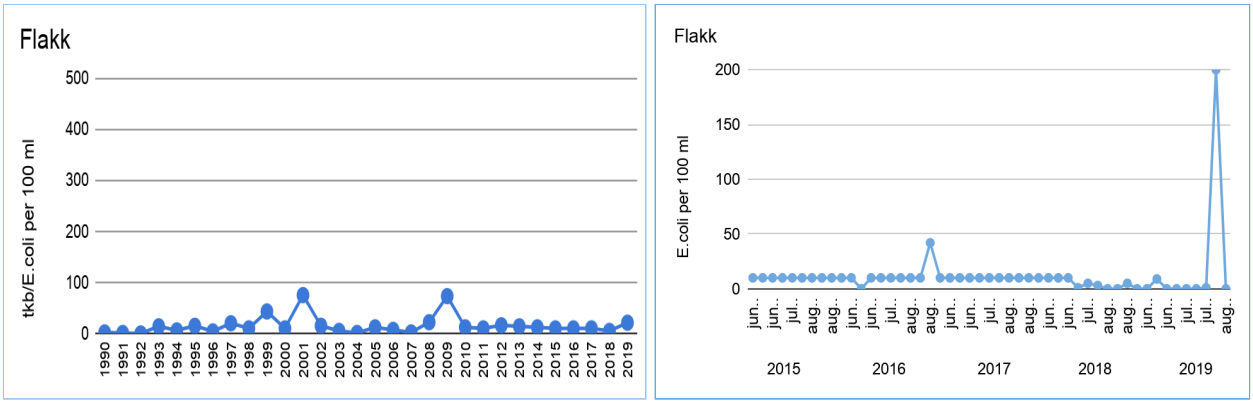
I tabell 5.1 er det gitt en oversikt over badevannskvalitet og tilstandsklasse for 13 badeplasser i saltvann den siste femårsperioden. For de fleste av disse finnes datagrunnlag fra de siste 20-25 årene. Grilstadfjæra kom inn som ny lokalitet f.o.m. 2017. Nedenfor kommenteres den enkelte badeplass.

Tabell. 5.1. Vannkvalitet på badeplassene i saltvann de siste 5 årene basert på målinger av E. coli. Tilstandsklasser: I - utmerket, II - god, III - dårlig. Tallverdi er oppgitt som 95-persentil. Kolonne til høyre angir tilstandsklasse og 95- persentil samlet for de siste 5 år (2015-2019).

Badeplass	2015	2016	2017	2018	2019	2015	2016	2017	2018	2019	2015-2019
	E. coli	*E. coli*	*E. coli*	*E. coli*	*E. coli*	Tilstands	Tilstands	Tilstands	Tilstands	Tilstands	Tilstands-
	/100ml	/100ml	/100ml	/100ml	/100ml	klasse	klasse	klasse	klasse	klasse	klasse
A - Flakk camping	<10	28	10	10	114	I	I	I	I	I	I- (10)
B - Brænnebukta	32	125	80	31	26	I	I	I	I	I	I - (43)
C - Munkholmen V	16	68	151	39	19	I	I	I	I	I	I - (49)
D - Munkholmen Ø	162	143	74	47	18	I	I	I	I	I	I- (124)
E - St. Olavs pir	77	1033	290	42	53	I	III	II	I	I	II- (268)
F - Korsvika	132	256	1187	309	153	I	II	III	II	I	II- (484)
G - Djupvika	78	193	569	26	19	I	I	III	I	I	I- (204)
H - Ringvebukta	193	48	846	23	37	I	I	III	I	I	I- (99)
I - Devlebukta	281	37	90	39	490	II	I	I	I	II	I- (100)
K - Hansbakkfjæra	48	68	396	216	23	I	I	II	I	I	I- (220)
L - Væreholmen	133	149	870	120	572	I	I	III	I	III	III (566)
R- Leangenbukta	70	67	62	69	201	I	I	I	I	I	I- (84)
S - Hitrafjæra	1150	322	1240	29	948	III	II	III	I	III	III (1120)
W - Grilstadfjæra			1300	113	393			III	I	II	III (514)

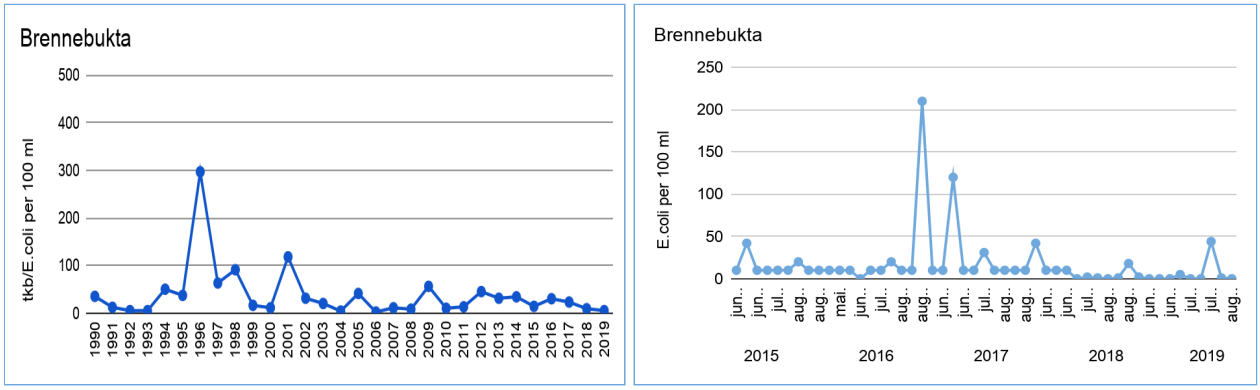
Flakk

Badeplassen har hatt stabile og lave bakterietall siden målingene startet i 1990. Målingene i 2019 samme tilstand som i tidligere år med *Utmerket* badevannskvalitet. I 2019 viste 7 av 10 målinger ingen funn av *E. coli*, mens en måling i august viste noe høyere bakterieinnhold med 200 tkb per 100 ml.



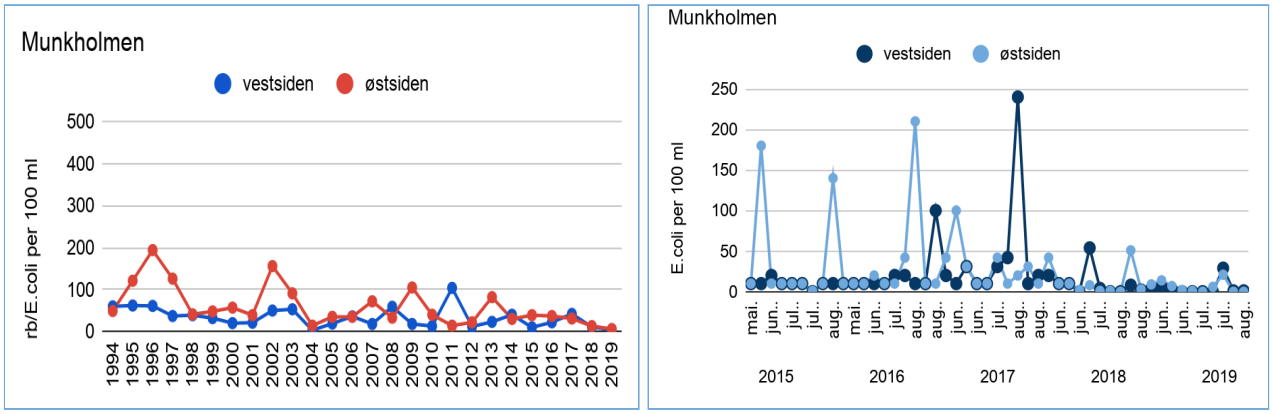
Figur 5.2. Flakk.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Brennebukta
Målingene i 2019 viste ingen eller lavt innhold av *E. coli*. Årsmiddel var kun 5 *E. coli* per 100 ml og høyeste måling var 42 *E. coli* per 100 ml. Badeplassen har hatt *Utmerket* badevannskvalitet i mange år. I den siste femårsperioden har alle målingene med et par unntak ligget lavere enn 50 *E. coli* per 100 ml.



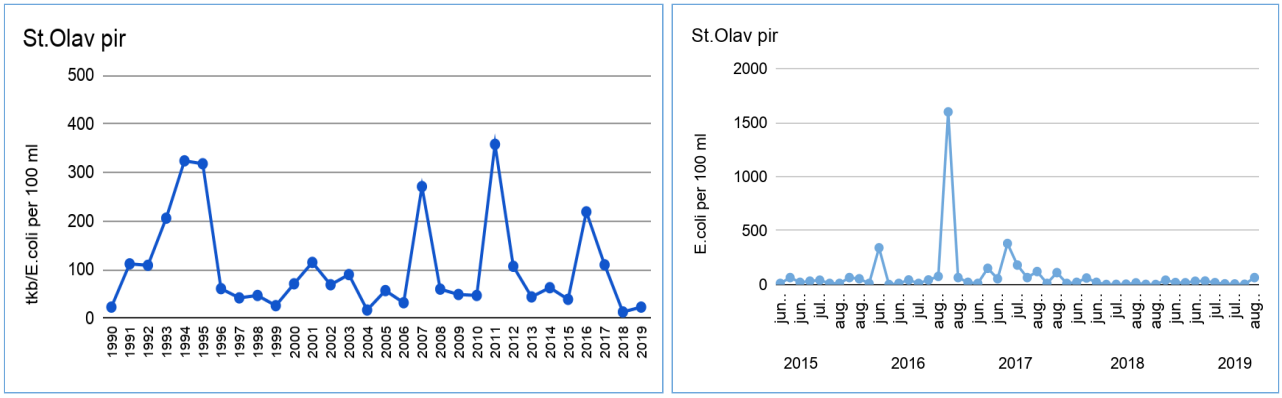
Figur 5.3. Brennebukta.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Munkholmen
I 2019 ble det målt svært lave bakterietall på begge sider av Munkholmen og badevannskvalitet *Utmerket.* På flere datoer ble det ikke målt *E. coli* og middelverdier for badesesongen var på 4 og 6 *E. coli* per 100 ml. Målingene på begge sider av Munkholmen har vært stabil og god den siste femårsperioden med *Utmerket* badevannskvalitet. De siste to årene har ingen målinger vært høyere enn omkring 50 *E. coli* per 100 ml.



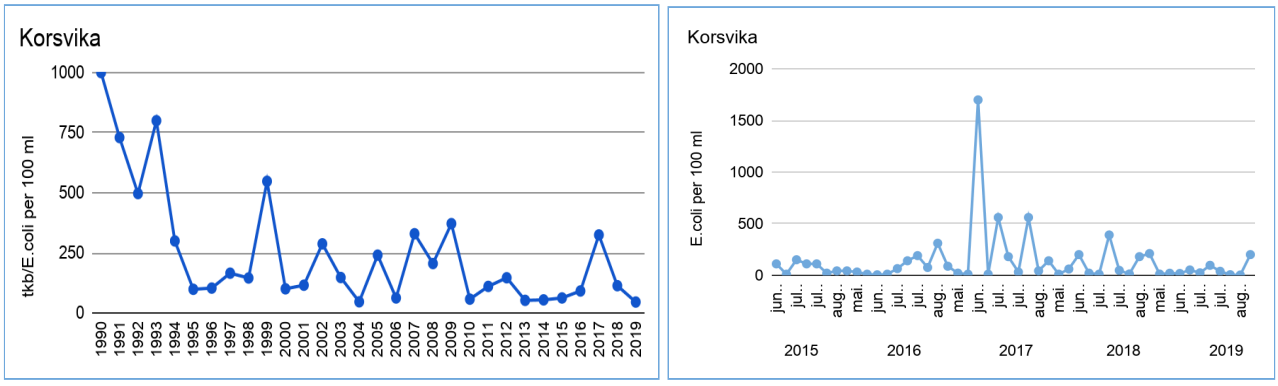
Figur 5.4. Munkholmen.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1994-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

St. Olavs Pir
Målingene i 2019 viser i likhet med året før lave nivåer for *E. coli* og *Utmerket* badevannskvalitet. Tidligere års målinger har vist at badeplassen periodevis kan motta forurensning og badevannnskvaliteten har derfor vært noe variabel utover 2000-tallet. Siste høye måling var i 2017 med 1700 *E. coli* per 100 ml. Samlet for den siste femårsperioden tilsvarer 95-persentilen *God* badevannskvalitet ved St.Olav Pir.



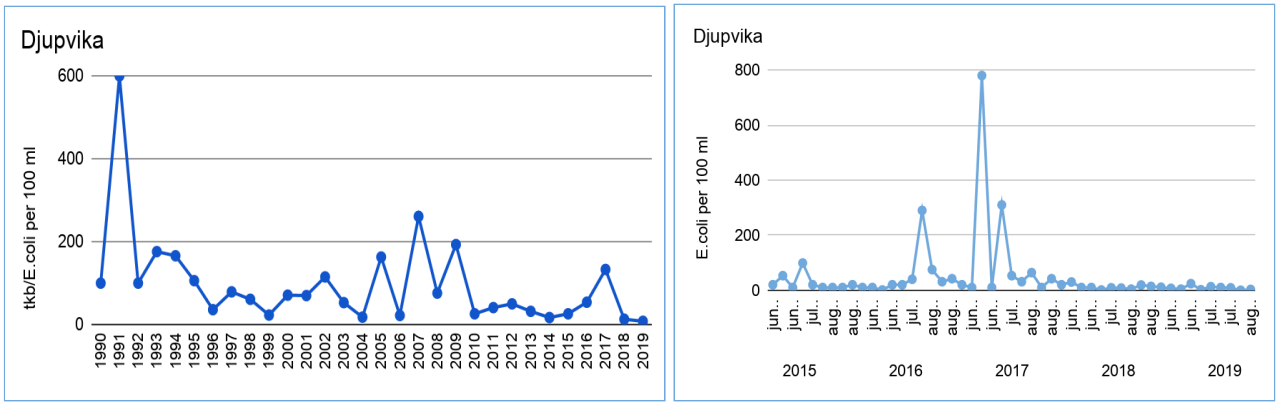
Figur 5.5. St. Olavs pir.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Korsvika
Badevannskvaliteten i Korsvika var i 2019 *Utmerke*t. Målingene viste betryggende bakterienivåer med årsmiddel 46 *E. coli* per 100 ml. Høyeste måling var 200 *E. coli*. Badevannskvaliteten i Korsvika har blitt mer stabil etter sanering av påslipp til Ladebekken i 2009, og at regnvannsoverløpet på østsiden ble ført på 20 meters dyp i 2010. I de senere år har likevel noen få episoder med høyere bakterietall forekommet med størst utslag i 2017 (dårligste tilstandsklasse). Samlet for den siste femårsperioden 2015-2019 angir 95-persentilen tilstandsklasse II - *God*.



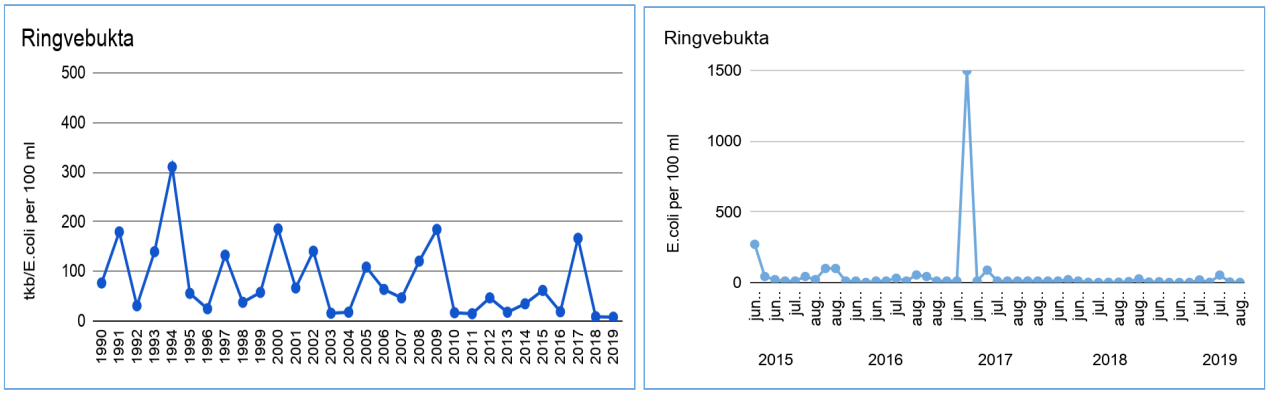
Figur 5.6. Korsvika.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Djupvika
I 2019 ble det målt stabilt lave bakterietall. Middelverdi på 8 *E. coli* er det laveste som er registrert siden målingen startet i 1990. Også i 2018 ble det målt lave bakterietall; middelverdi 13 *E. coli* per 100 ml. Det er registrert en bedring i badevannskvaliteten i Djupvika etter 2010, men badeplassen vil raskt påvirkes dersom det skjer hendelser med kloakktilførsler i Korsvika området. Dette ble påvist i 2017. Med unntak av 2017 har alle år fra og med 2010 oppnådd tilstandsklasse I - *Utmerket* i Djupvika.



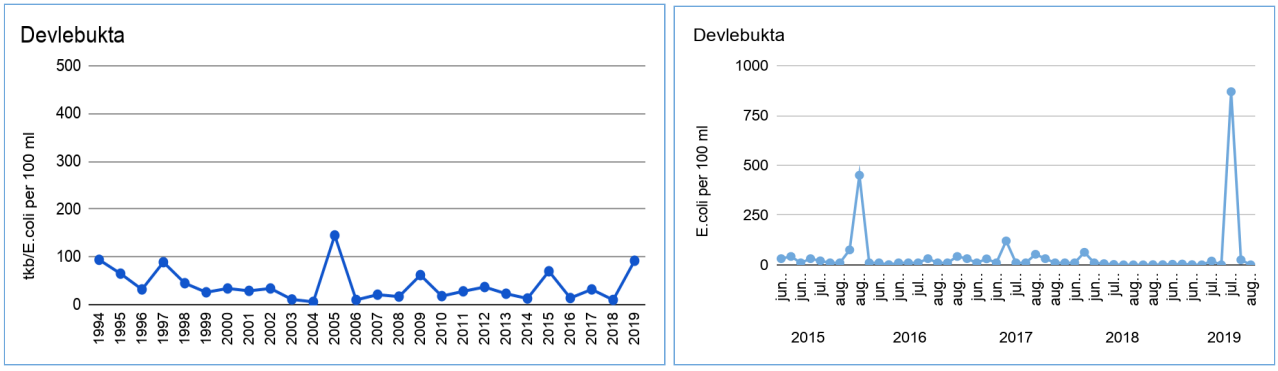
Figur 5.7. Djupvika.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Ringvebukta
I 2019 fortsatte den gode tendensen fra 2018 med svært lave og stabile bakterietall. Middelverdi i 2019 var 8 *E. coli* per 100 ml. Ringvebukta har med unntak av 2017 oppnådd tilstandsklasse I - *Utmerket* i årene etter 2010.



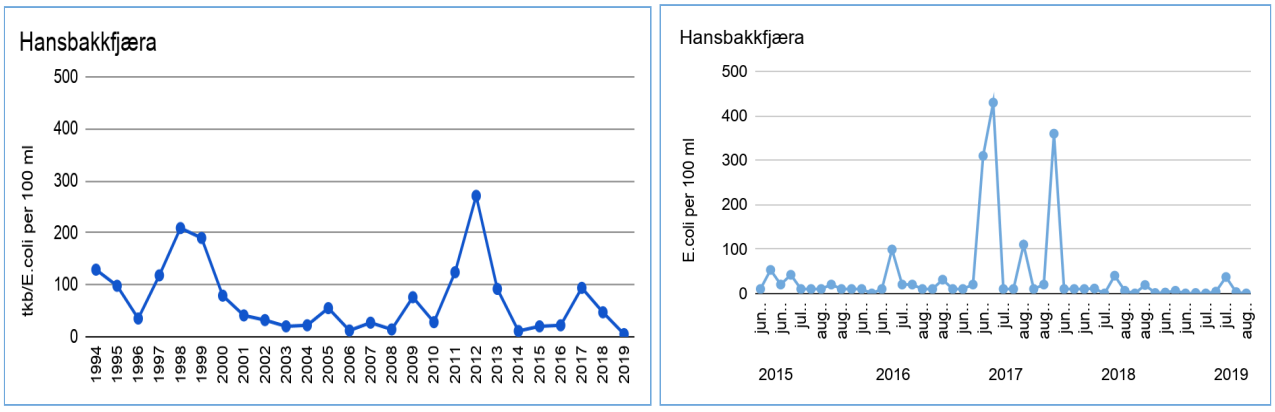
Figur 5.8. Ringvebukta.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Devlebukta
I 2019 viste 9 av 10 målinger svært lave bakterietall (< 25 *E. coli* per 100 ml). En måling 30.juli skilte seg ut med høyt bakterieinnhold; 870 *E. coli* per 100 ml. Det ble ikke funnet spesifikk årsak til dette avviket. Oppfølgingsprøve dagen etter viste at bakterieinnholdet var redusert til 420 *E. coli* per 100 ml. Det ble ikke tatt ny oppfølgingsprøve ettersom prøven viste verdier innenfor tilstandsklasse *God* badevannskvalitet. Generelt er det målt lave bakterietall og *Utmerket* vannkvalitet på badeplassen de siste 20 årene, men enkelte år som i 2019 reduseres badevannkvaliteten til *God*.



Figur 5.9. Devlebukta.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1994-2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

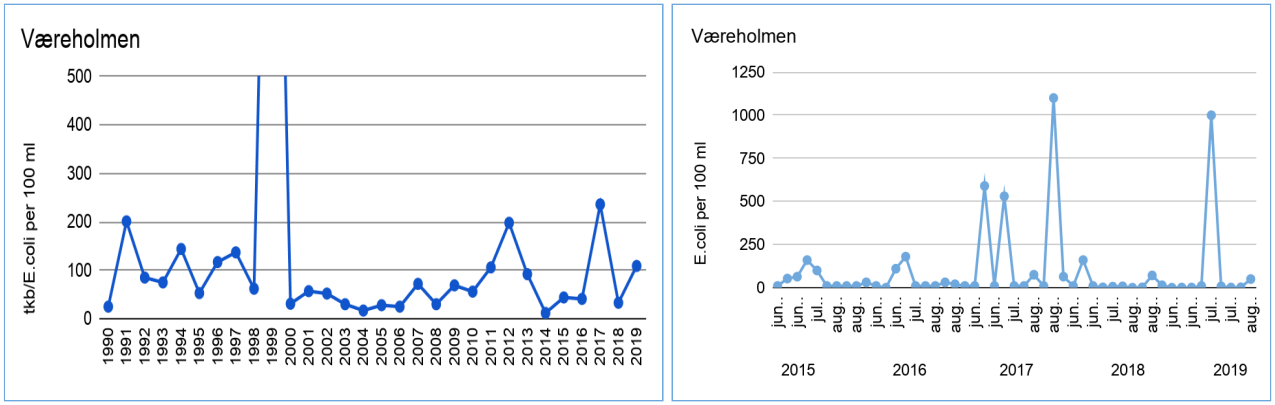
Hansbakkfjæra
Målingene i 2019 var svært oppløftende med de laveste bakterietall som er målt på badeplassen siden målingene startet i 1994. Middelverdi i 2019 var kun 5 *E. coli* per 100 ml. Tidligere års målinger viser at det generelt måles lave bakterietall på badeplassen, men at det periodevis kan opptre noe høyere målinger. I den siste femårsperioden tilfredsstiller fire av årene kravet til *Utmerket* badevannskvalitet.



Figur 5.10. Hansbakkfjæra.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1994 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Væreholmen

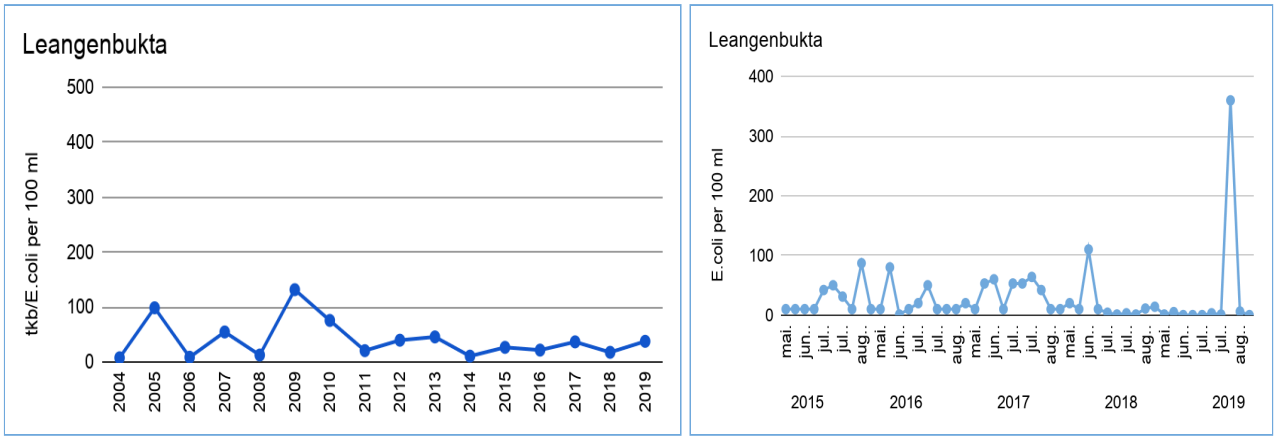
Målinger gjennom mange år viser at badeplassen generelt har lavt innhold av tarmbakterier. I forbindelse med større nedbørsperioder kan det ikke utelukkes at badeplassen får kloakkpåvirkning. Dette er målt i enkelte år. I 2019 finner vi en slik måling 16. juli med 1000 *E. coli* per 100 ml. Oppfølgingsprøve dagen etter viste lavt innhold; 3 *E. coli* per 100 ml. Øvrige målinger i 2019 lå mellom 0 og 50 *E. coli* per 100 ml. I 2019 får badeplassen dårligste tilstandsklasse som følge av den høye målingen i juli. Også i 2017 ble det målt en hendelse med tilsvarende høyt bakterietall og dårligste tilstandsklasse for dette året.



Figur 5.11. Væreholmen
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1990-2019 (verdi for år 1999 er 1725 tkb per 100 ml) og enkeltmålinger 2015 - 2019.

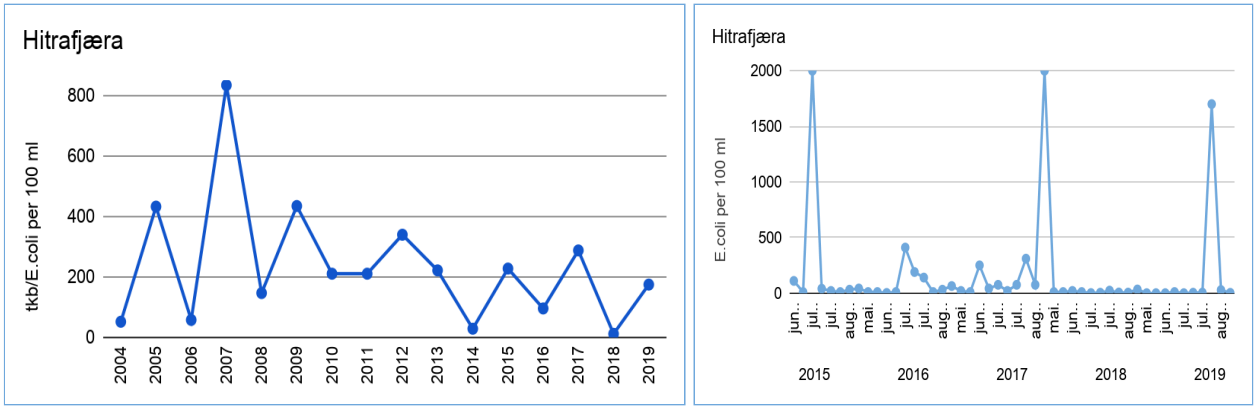
Leangenbukta

I 2019 viste målingene ingen eller svært lave bakterietall (1 - 6 *E. coli* per 100 ml) med unntak av en noe høyere måling i juli med 360 *E. coli* per 100 ml. Badeplassen har hatt stabile og gunstige bakterienivåer siden målingene startet i 2004, særlig gjelder dette i årene etter 2010 med *Utmerket* badevannskvalitet alle år.



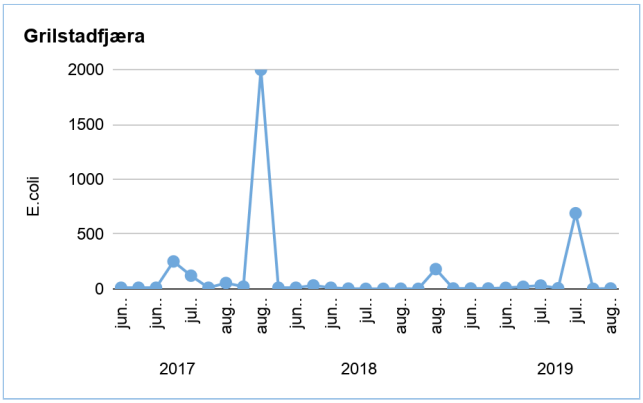
Figur 5.12. Leangenbukta
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 2004 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Hitrafjæra
Badeplassen har siden målingene startet i 2004 periodevis blitt utsatt for kloakkforurensning. Det er særlig i forbindelse med nedbørsperioder at økte bakterienivåer måles. I 2019 ble det målt høyt bakterieinnhold 30. juli med 1700 *E. coli* per 100 ml. Oppfølgingsprøve dagen etter viste fortsatt høyt nivå med 980 *E. coli* per 100 ml. Nye oppfølgingsprøver tatt de to påfølgende dagene viste betydelig reduksjon og igjen akseptable nivåer, henholdsvis 120 og 74 *E. coli* per 100 ml. Øvrige målinger i 2019 viste svært lavt bakterieinnhold og fire målinger hadde ingen funn av *E. coli.* Forbedringstiltak på avløpsnettet og generelt mindre forurensning fra Sjøskogbekken gir forhåpninger om mer stabil vannkvalitet på Hitrafjæra i årene framover.



Figur 5.13. Hitrafjæra.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 2004 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Grilstadfjæra
Når utbyggingen av Grilstad Park er ferdig skal det etableres en permanent badeplass i området. Denne er i dag ikke tilrettelagt for publikum. Et midlertidig målepunkt ble etablert i 2017 ved båtutslippet. Målingene ved dette målepunktet for badesesongen 2017 og 2018 viste henholdsvis tilstandsklasse III- *Dårlig* og I - *Utmerket*. Erfaringer fra den varme sommeren 2018 viste imidlertid at det foregår lite bading ved båtutslippet. Det meste av badingen foregår ved den indre bryggen. Fra 2019 ble derfor målepunktet på Grilstadfjæra flyttet til den indre brygga inntil permanent badeplass er opprettet. Målingene viste gjennomgående lavt bakterietall (0-30 *E. coli* per 100 ml) med unntak en noe høyere måling 30.juli på 690 *E. coli* per 100 ml. Det ble tatt oppfølgingsprøve dagen etter som viste tilfredsstillende nivå; 70 *E. coli* per 100 ml. Målepunktet får tilstandsklasse II- *God* badevannskvalitet i 2019.



Figur 5.14. Grilstadfjæra.
Innhold av tarmbakterier - enkeltmålinger 2017 - 2019

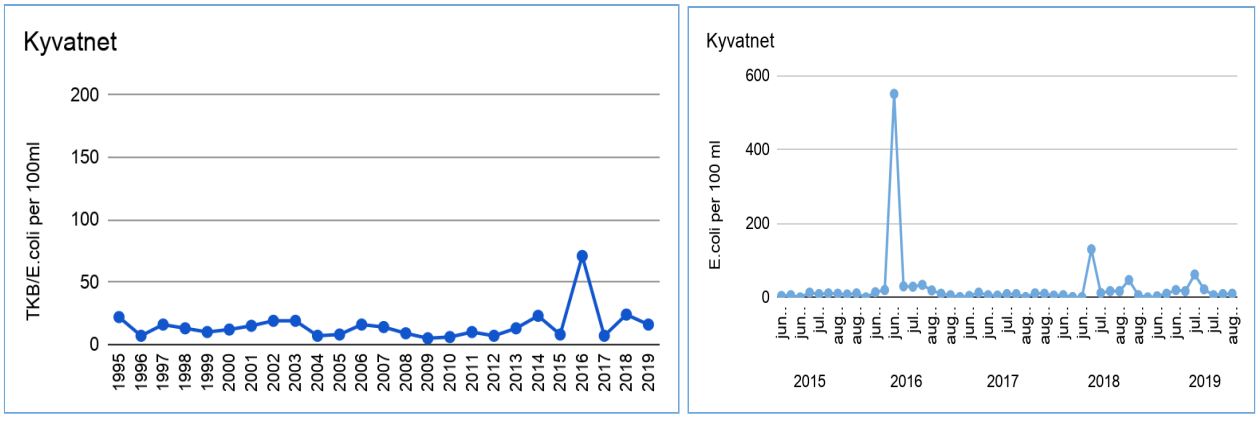
5.3 Vannkvalitet badeplasser i ferskvann

Åtte ferskvannslokaliteter inngår i badevannsovervåkingen. For fire av disse (Kyvatnet, Lianvatnet, Haukvatnet og Hestsjøen) har det vært årlige målinger siden 1995. Fra 2003 ble Theisendammen tatt inn i overvåkingen, fra 2006 Tømmerholtdammen og fra 2006 Estenstaddammen og Baklidammen. Tabell 5.2 gir en oversikt over vannkvalitet og tilstandsklasse for badeplasser i ferskvann de siste 5 årene.

Tabell. 5.2. Vannkvalitet på badeplassene i ferskvann de siste 5 årene basert på målinger av E. coli. Tilstandsklasser: I - utmerket, II - god, III - dårlig. Tallverdi er oppgitt som 95-persentil. Kolonne til høyre angir tilstandsklasse og 95- persentil samlet for de siste 5 år (2015-2019).

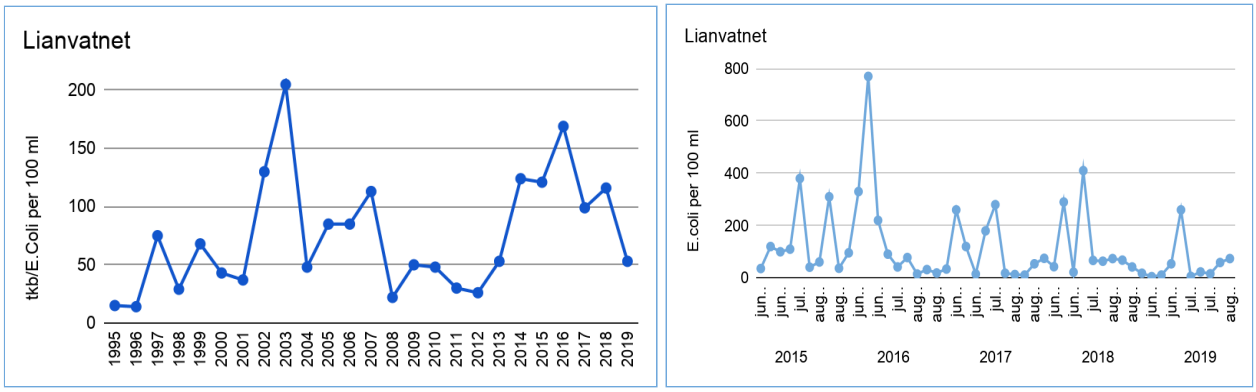
Badeplass	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2015-2019**
	E. coli	***E. coli***	***E. coli***	***E. coli***	***E. coli***	**Tilstands**	**Tilstands**	**Tilstands**	**Tilstands**	**Tilstands**	**Tilstands**
	/100ml	**/100ml**	**/100ml**	**/100ml**	**/100ml**	**klasse**	**klasse**	**klasse**	**klasse**	**klasse**	**klasse**
Kyvatnet	12	318	12	93	44	I	II	I	I	I	I- (55)
Lianvatnet	349	572	271	356	176	II	III	II	II	I	II-(358)
Haukvatnet	240	262	109	76	248	I	II	I	I	I	II-(262)
Hestsjøen	23	90	11	17	17	I	I	I	I	I	I-(22)
Theisendammen	181	65	71	55	100	I	I	I	I	I	I- (100)
Baklidammen	497	25	124	58	114	II	I	I	I	I	I- (117)
Tømmerholtdammen	8	687	209	30	53	I	III	I	I	I	I- (82)
Estenstaddammen	107	93	635	69	249	I	I	III	I	I	I- (167)

Kyvatnet
Det ble i 2019 målt lavt bakterieinnhold (fra 0 til 62 *E. coli* per 100 ml) og middelverdi var 16 *E. coli* per 100 ml. Dette bekrefter tidligere års målinger at badeplassen holder stabil og *Utmerket* badevannskvalitet. Siden målingene startet i 1995 er det kun målt et markert avvik med høyere bakterieinnhold; i 2016 med 550 *E. coli* per 100 ml.



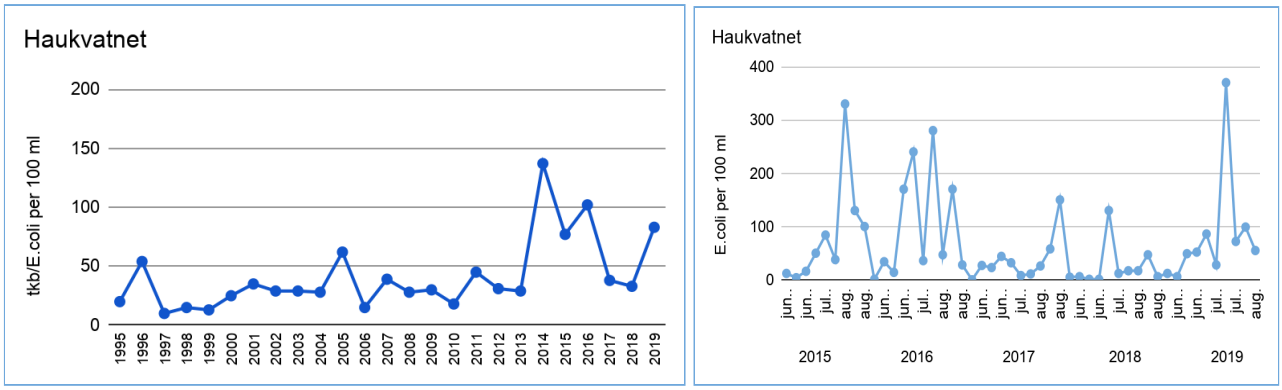
Figur 5.15. Kyvatnet.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1995 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Lianvatnet
Badeplassen har i mange år hatt mer variabel vannkvalitet enn de øvrige ferskvannslokalitetene. Prøveuttaket er på relativt grunt vann der det kan oppholde seg mye folk, hunder og fugl i perioder. Vi antar at dette er årsak til at vi periodevis kan påvise høyere bakterietall. I 2019 viste målingene mindre variasjoner i bakterieinnhold enn det som er målt den siste femårsperioden. Årsmiddel var 53 *E. coli* per 100 ml og målingene varierte mellom 5 og 260 *E. coli* per 100 ml. Badevannskvaliteten i 2019 tilsvarer tilstandsklasse I - Utmerket, mens de foregående fire år hadde dårligere tilstandsklasser.



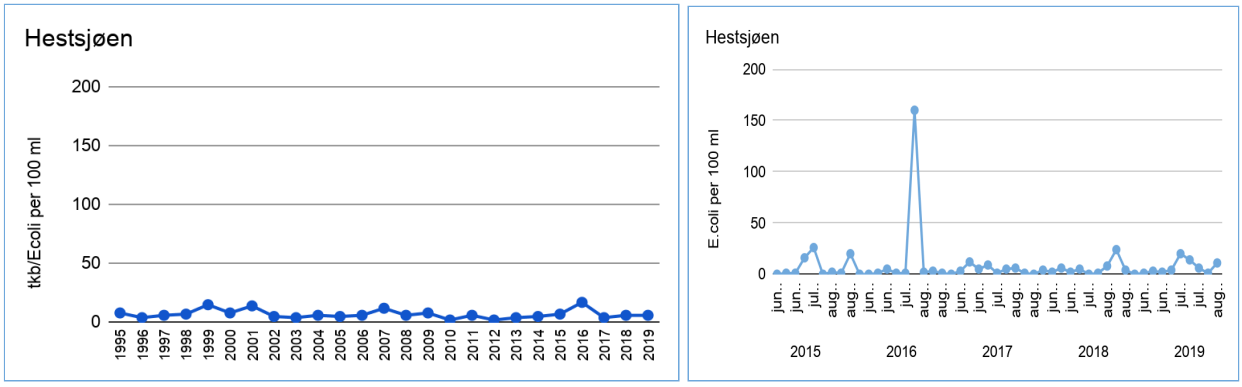
Figur 5.16. Lianvatnet.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1995 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Haukvatnet
Badeplassen har hatt stabilt lave bakterietall og *Utmerket* badevannskvalitet gjennom mange år. De siste 5-6 årene har vi målt noe større variasjon i bakterieinnhold, og i 2014 og 2016 er badevannskvaliteten redusert til *God*. I 2019 oppnår badeplassen *Utmerket* vannkvalitet, men da nært opptil grensen for tilstandsklasse *God*. 9 av 10 målinger lå lavere enn 100 *E. coli* per 100 ml, mens en måling lå klart høyere med 370 *E. coli* per 100 ml.



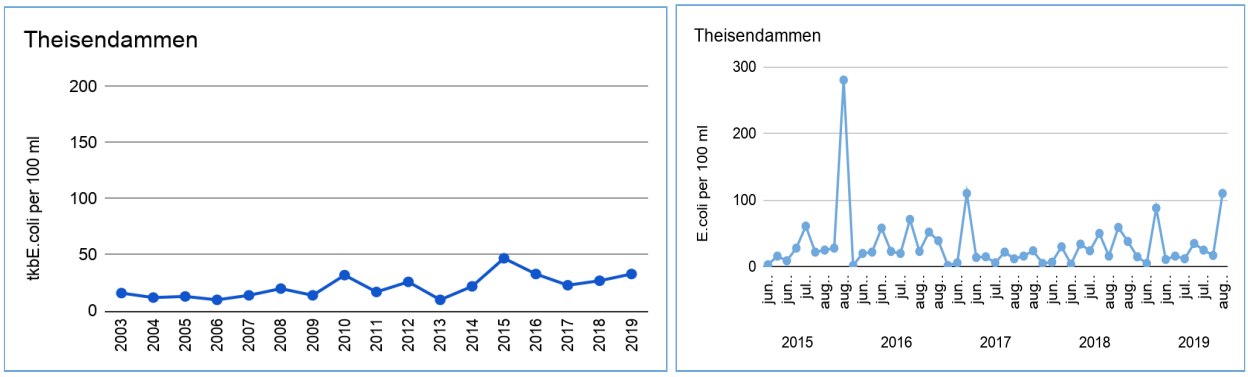
Figur 5.17. Haukvatnet
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1995 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Hestsjøen
Det er målt svært lave og stabile bakterietall i alle år siden målingene startet i 1995 med *Utmerket* kvalitet med årsmidler sjelden høyere enn 10 *E. coli* per 100 ml. I 2019 var middelverdien 6 *E. coli* per 100 ml og høyeste måling var bare 20 *E. coli* per 100 ml.



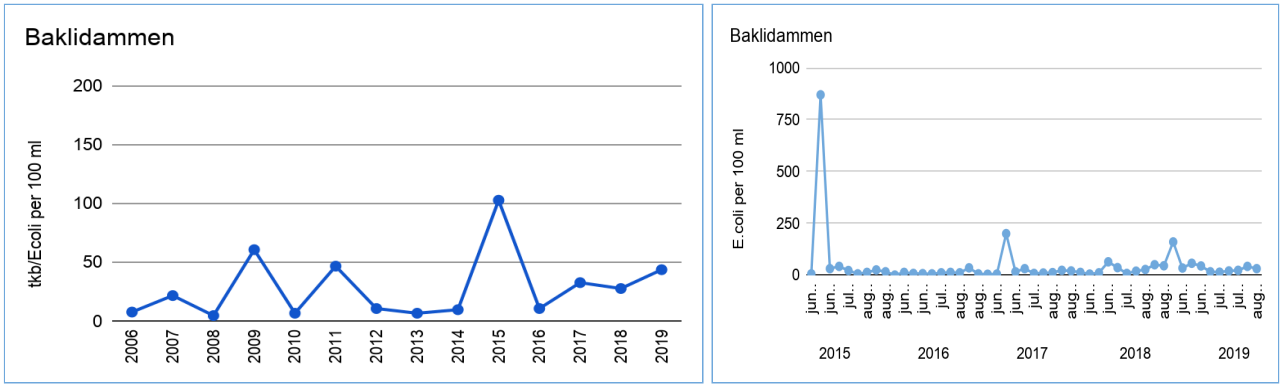
Figur 5.18. Hestsjøen.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 1995 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Theisendammen
I 2019 var middelverdi 27 *E. coli* per 100 ml og målingene varierte mellom og 110 *E. coli* per 100 ml. Badeplassen hadde i 2019, i likhet med samtlige år siden målingene startet i 2003, *Utmerket* badevannskvalitet. Med unntak av en måling på 260 *E. coli* per 100 ml i 2015 viser alle målingene i langtidsperioden nivåer lavere eller omkring 100 *E. coli* per 100 ml.



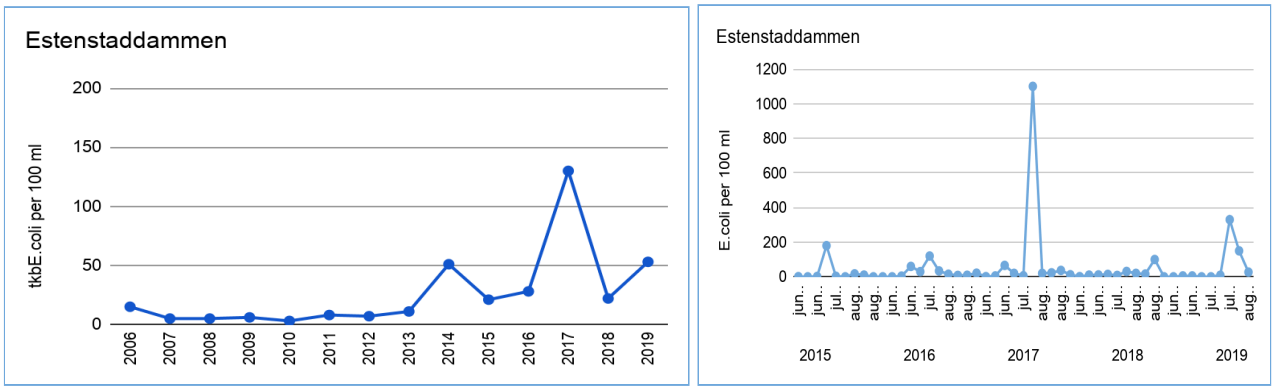
Figur 5.19. Theisendammen.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 2003 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Baklidammen
Målingene i 2019 varierte mellom 14 og 160 *E. coli* per 100 ml med middelverdi 44 *E. coli* per 100 ml. Badevannskvaliteten tilsvarer tilstandsklasse I - *Utmerket* i 2019 og samtlige år siden målingene startet i 2006, med unntak av 2015 (tilstandsklasse II-*God*).



Figur 5.20. Baklidammen.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 2006 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

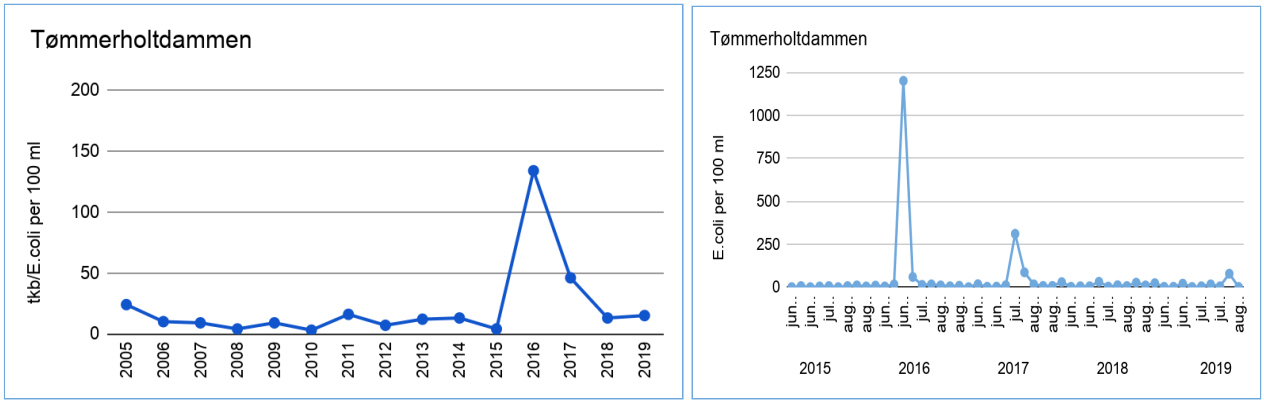
Estenstaddammen
Generelt måles det lavt bakterieinnhold på badeplassen og med unntak av i 2017 (dårligste tilstandsklasse) har badeplassen årlig holdt *Utmerket* badevannskvalitet siden målingene startet i 2006. I de senere år har vi målt større variasjon i bakterienivåene enn tidligere på 2000-tallet. Trolig er periodevis ansamling av fugler nær målepunktet kilden til dette. Målingene i 2019 viste også tegn på variasjon; fra 0 til 360 *E. coli* per 100 ml. Badeplassen får i 2019 tilstandsklasse I-*Utmerket*, men nær grensen til tilstandsklasse II-*God*.



Figur 5.21. Estenstaddammen.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 2006 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

Tømmerholtdammen

Denne badeplassen har hatt lave og stabile bakterietall i mange år. Unntak er 2016 der en høy måling gjør at badeplassen bare oppnår dårligste tilstandsklasse dette året. I 2019 måles lave verdier og *Utmerket* badevannskvalitet. Middelverdi var 15 *E. coli* per 100 ml og høyeste verdi var 78 *E. coli* per 100 ml.



Figur 5.22. Tømmerholtdammen.
Innhold av tarmbakterier - årsmidler 2005 - 2019 og enkeltmålinger 2015 - 2019.

6 VASSDRAGSOVERVÅKING

6.1 Prøveomfang og analyser

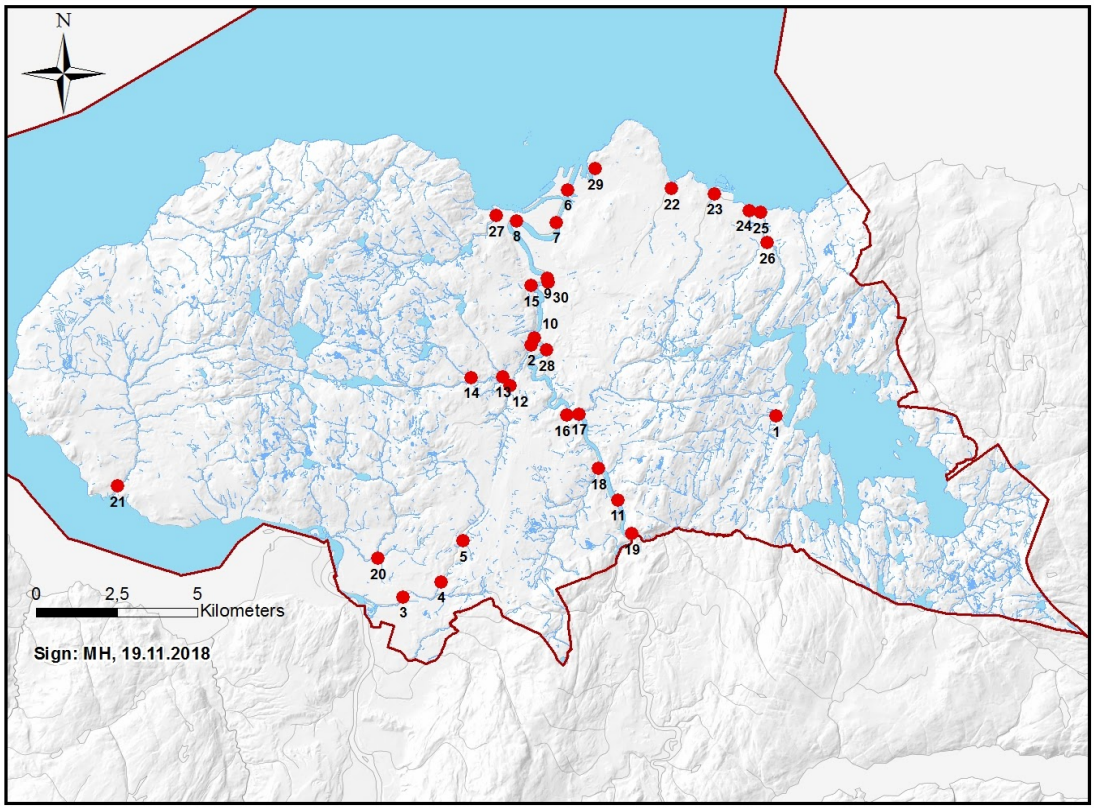
Vassdragsovervåkingen i 2019 følger opplegget beskrevet i “Program for vannovervåking i Trondheim 2019-2020 (Nøst 2018b)”.

Vannprøver ble i 2019 tatt ut fra følgende lokaliteter (jf. figur 6.1):

- Nidelva (6 prøvepunkter på strekningen Tiller bru og ned til fjorden).
- 11 tilløpsbekker til Nidelva (Leirelva, Uglabekken, Heimdalsbekken, Kystadbekken, Sverresdalsbekken, Nardobekken, Hornebergsbekken, Sjetnbekken, Steindalsbekken, Kvetabekken, Amundsbekken).
- 3 bekker som drenerer til Gaula og fjordområdet på Byneset (Søra, Eggbekken, Ristbekken).
- 5 bekker som drenerer til fjorden øst for byen (Ladebekken, Leangenbekken, Grilstadbekken, Sjøskogbekken, Vikelva).
- 1 bekk som drenerer til fjorden vest for byen (Ilabekken).
- 1 bekk ved Jonsvatnet (Lykkjbekken). Andre tilløpsbekker til Jonsvatnet er behandlet under kap. 4.1.3.

Vannprøvene er analysert for innhold av tkb og total fosfor ved Analysesenteret i Trondheim. Resultater og vurderinger følger nedenfor.

Biologiske undersøkelser (bunndyr og fisk) er foretatt i flere utvalgte bekker for å vurdere forurensningsgrad og miljøtilstand i vannmiljøet, jf. kap. 6.10 og 6.11.



1 - Lykkjbekken *UTM 32:* *7027942 N, 576747 E*	**7**- Nidelva -Gamle bybro *UTM 32:* *7034574 N, 570147 E*	**13** - Uglabekken *UTM 32:* *7029234 N, 568290 E*	**19** - Amundbekken *UTM 32:* *7024226 N, 572299 E*	**25** - Vikelva nedre st. 1 *UTM 32:* *7034406 N, 576270 E*
2 - Leirelva *UTM 32:* *7030192 N, 569154 E*	**8** - Nidelva -Nidareid bru *UTM 32:* *7034123 N, 568699 E*	**14**- Kystadbekken *UTM 32:* *7029310 N, 567016 E*	**20** - Eggbekken *UTM 32:* *7023448 N, 564415 E*	**26** - Vikelva nedre st.2 *UTM 32:* *7033402 N, 576514 E*
3 - Søra st.1 *UTM 32:* *7022192 N, 565186 E*	**9** - Nidelva-Stavne bru *UTM 32:* *7032306 N, 569670 E*	**15** - Sverresdalsbekk *UTM 32:* *7032068 N, 569158 E*	**21**- Ristbekken *UTM 32:* *7025724 N, 556355*	**27** - Ilabekken *UTM 32:* *7034434 N, 568012 E*
4 - Søra st.2 *UTM 32:* *7022699 N, 566385 E*	**10** - Nidelva -Sluppen bru *UTM 32:* *7030421 N, 569272 E*	**16** - Sjetnbekken *UTM 32:* *7027972 N, 570265 E*	**22** - Leangenbekken *UTM 32:* *7035274 N, 573493 E*	**28** - Hornebergbekken *UTM 32:* *7030066 N, 569695 E*
5 - Søra st.3 *UTM 32:* *7024256 N, 567010 E*	**11** - Nidelva - Tiller bru *UTM 32:* *7025304 N, 571855 E*	**17** - Steindalsbekken *UTM 32:* *7028027 N, 570645 E*	**23** - Grilstadbekken *UTM 32:* *7034985 N, 574839 E*	**29** - Ladebekken *UTM 32:* *7035962 N, 570895 E*
6 - Nidelva -Pir brua *UTM 32:* *7035163 N, 570332 E*	**12** - Heimdalsbekken *UTM 32:* *7028916 N, 568504 E*	**18** - Kvetabekken *UTM 32:* *7026293 N, 571256 E*	**24** - Sjøskogbekken *UTM 32:* *7034219 N, 575921 E*	**30** -Nardobekken *UTM 32:* *7032163 N, 569720 E*

Figur 6.1. Oversikt over prøvepunkter for uttak av vannprøver i 2019.

6.2 Miljømål

Nidelva og de bynære bekkene skal ha god vannkvalitet og god økologisk tilstand.
Formålet med måleprogrammet i vassdrag er å:

- gi en beskrivelse og dokumentasjon om vannkvalitetstilstanden i bekker og elver.
- gi grunnlag for å vurdere og prioritere tiltak for å redusere forurensning og bedre vannmiljøet.
- overvåke og kontrollere effekten av iverksatte tiltak.

Trondheim kommune har angitt lokale miljømål for vannkvalitet i elver og bekker ut fra vurdering av innhold av tarmbakterier (tkb) og total fosfor (tabell 6.1). Parametrene er gode indikatorer på forurensningsutslipp fra kommunalt avløp, spredt bebyggelse og landbruksaktivitet.

Det generelle målet for bynære bekker og landbruksbekker mht. tkb og total fosfor er satt til henholdsvis 1000 tkb per 100 ml og 50 µg P/l. Bakterieinnhold på 1000 tkb tilsvarer grensen for uakseptabel badevannskvalitet etter Statens helsetilsyn (1994) sine normer. Fosfornivå på 50 µg P/l ligger omkring et antatt miljømål som er angitt i leirvassdrag (jf. Anonym 2009). De fleste bynære bekkene og landbruksbekkene i Trondheim er leirpåvirkede. Elver/bekker som får større vanntilførsler fra ovenforliggende områder skal holde god badevannskvalitet (her målt som 500 tkb per 100 ml, jf. kap. 5) og ha lavere innhold av fosfor. Dette kravet gjelder for Nidelva, Ilabekken og Vikelva (jf. tabell 6.1). I Lykkjbekken, som er tilløpsbekk til Jonsvatnet, ses miljømål i forhold til forurensningsrisiko for drikkevann (se kap. 4.1.3). Det generelle kravet til måloppnåelse for innhold av tkb og total fosfor er 100 %, dvs. at alle prøver i den enkelte lokalitet skal ligge lavere enn angitte målverdier gitt i tabell 6.1. I kap. 6.9 er det gitt en sammenstilling og vurdering av måloppnåelsen i elver og bekker.

EUs vanndirektiv er implementert i Norge gjennom Vannforskriften. Dette forutsetter at alle vannforekomster i Norge skal oppnå god økologisk tilstand innen gitte tidsfrister. For enkelte vannforekomster (sterkt modifiserte) vil tilpassede miljømål med ”godt økologisk potensiale” være aktuelt. Gjeldende regional vannforvaltningsplan for vannregion Trøndelag 2016-2021 (vedtatt i Klima og miljødepartementet i 2016) legges til grunn for arbeidet med å oppnå miljømål for vannforekomstene i Trondheim kommune. Biologiske parametere skal brukes for klassifisering av miljøtilstand. Trondheim kommune har det siste tiåret inkludert undersøkelser av fisk og bunndyr i flere elver og bekker som grunnlag for dette arbeidet. Nærmere detaljer om mål og resultater er gitt i kapittel 6.10 og 6.11.

Tabell 6.1 Lokale miljømål og krav til måloppnåelse for tarmbakterier (tkb) og total fosfor (tot P).

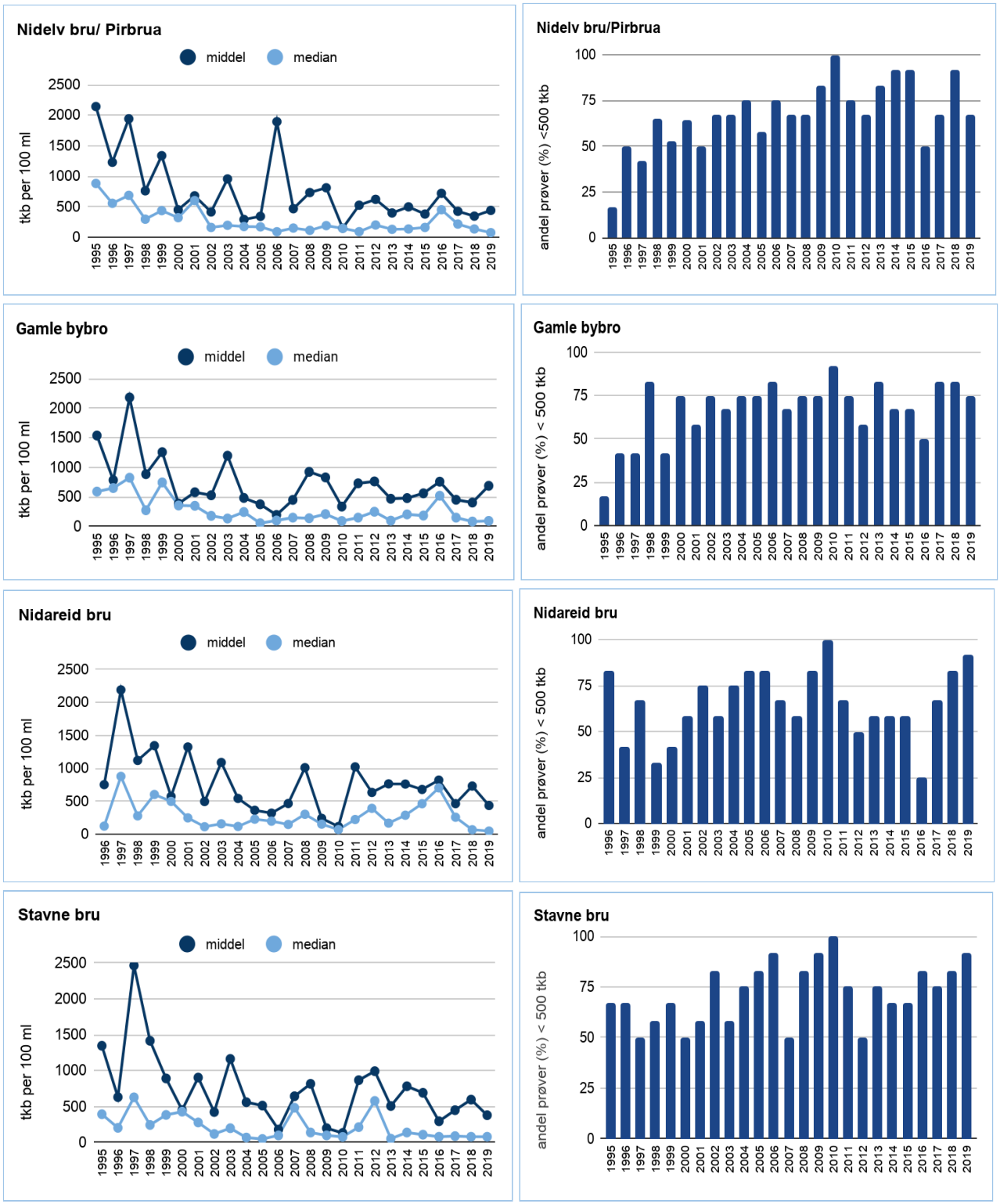
Parameter	Lokalitet	Lokalt måltall	Krav måloppnåelse
Tarmbakterier termotolerante koliforme bakterier (tkb)	Lykkjbekken	< 200 tkb per 100 ml	100 %
	Nidelva	< 500 tkb per 100 ml	100 %
	Ilabekken	< 500 tkb per 100 ml	100 %
	Vikelva	< 500 tkb per 100 ml	100 %
	Øvrige bekker	< 1000 tkb per 100 ml	100 %
Næringssalter Total fosfor (tot P)	Nidelva	< 7 µgP/l	100 %
	Lykkjbekken	<20 µgP/l	100 %
	Ilabekken	< 20 µgP/l	100 %
	Vikelva	< 20 µgP/l	100 %
	Øvrige bekker	< 50 µgP/	100 %

6.3 Vannkvalitet i Nidelva

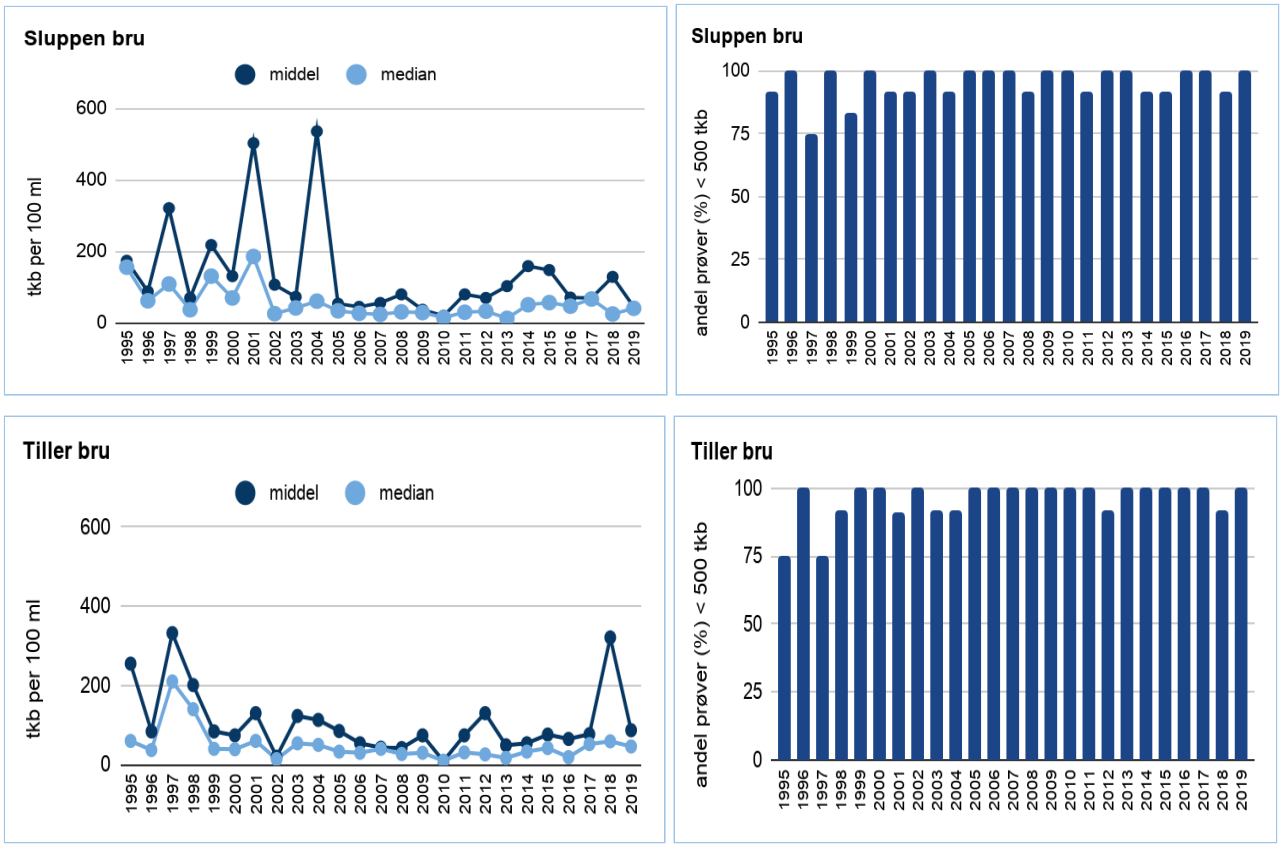
I Nidelva ble det i 2019 tatt månedlige prøver på de 6 etablerte prøvepunktene (jf. figur 6.1); Pirbrua, Gamle bybro, Nidareid bru, Stavne bru, Sluppen bru og Tiller bru. På hvert prøvepunkt er det tatt ut prøve fra overflatevannet midt i elva. Prøvene nederst i vassdraget er tatt ved lavvann. Enkeltdata for tkb og total fosfor i 2019 er vist i vedlegg 7.

Innhold av tkb

Målinger over år viser at strekningen nedstrøms Sluppen og mot utløp i fjorden periodevis er utsatt for kloakkforurensning. Dette skjer i hovedsak i forbindelse med nedbørsperioder og overløpsdrift. Målingene i 2019 viser i likhet med tidligere år eksempel på slike utslag. Prøver tatt i desember skiller seg ut med bakterieinnhold mellom 2000-4000 tkb per 100 ml på målepunktene fra Stavne bru og nedover, mens det samtidig ble målt kun 89 og 77 tkb per 100 ml ved Sluppen bru og Tiller bru. To andre utslag ble målt i 2019; ved Gamle Bybro i januar med 3400 tkb per 100 ml og ved Pirbrua i februar med 1200 tkb per 100 ml. Øvrige målinger gjennom året 2019 viste tilfredsstilllende bakterienivåer på de fire målepunktene fra Stavne bru og nedover. Måloppnåelsen var høy ved Nidareid og Stavne bru med 92 %, synkende til 67 % ved Pirbrua. Ved Sluppen bru og Tiller bru lå alle målingene godt under målkravet på 500 tkb per 100 ml. Årsmiddel var henholdsvis 44 og 87 tkb per 100 ml.



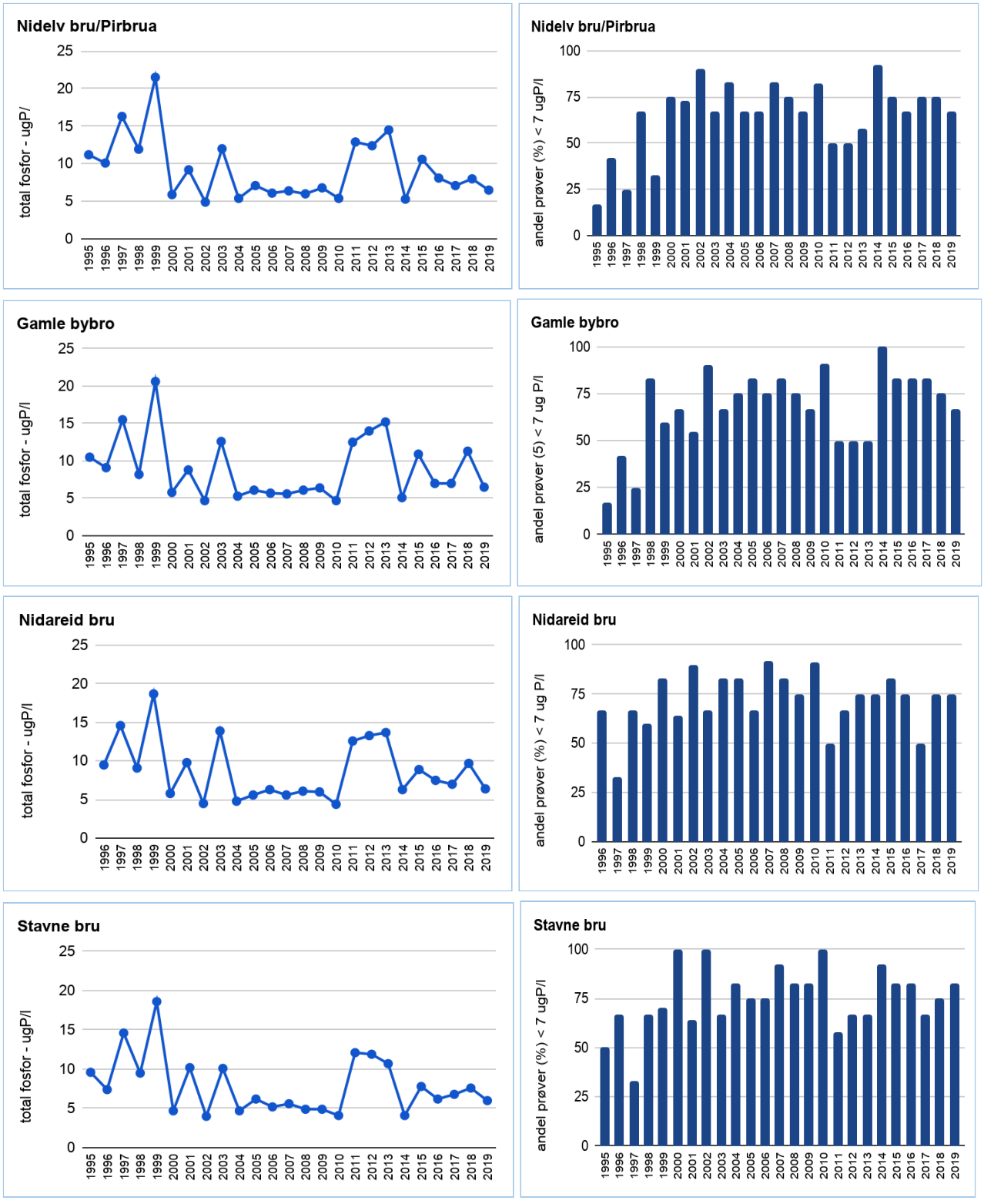
Figur 6.2. Middelverdier av innhold av tkb og måloppnåelse (%) på strekningen Nidelv bru/Pirbrua - Stavne bru i perioden 1995/96 - 2019.



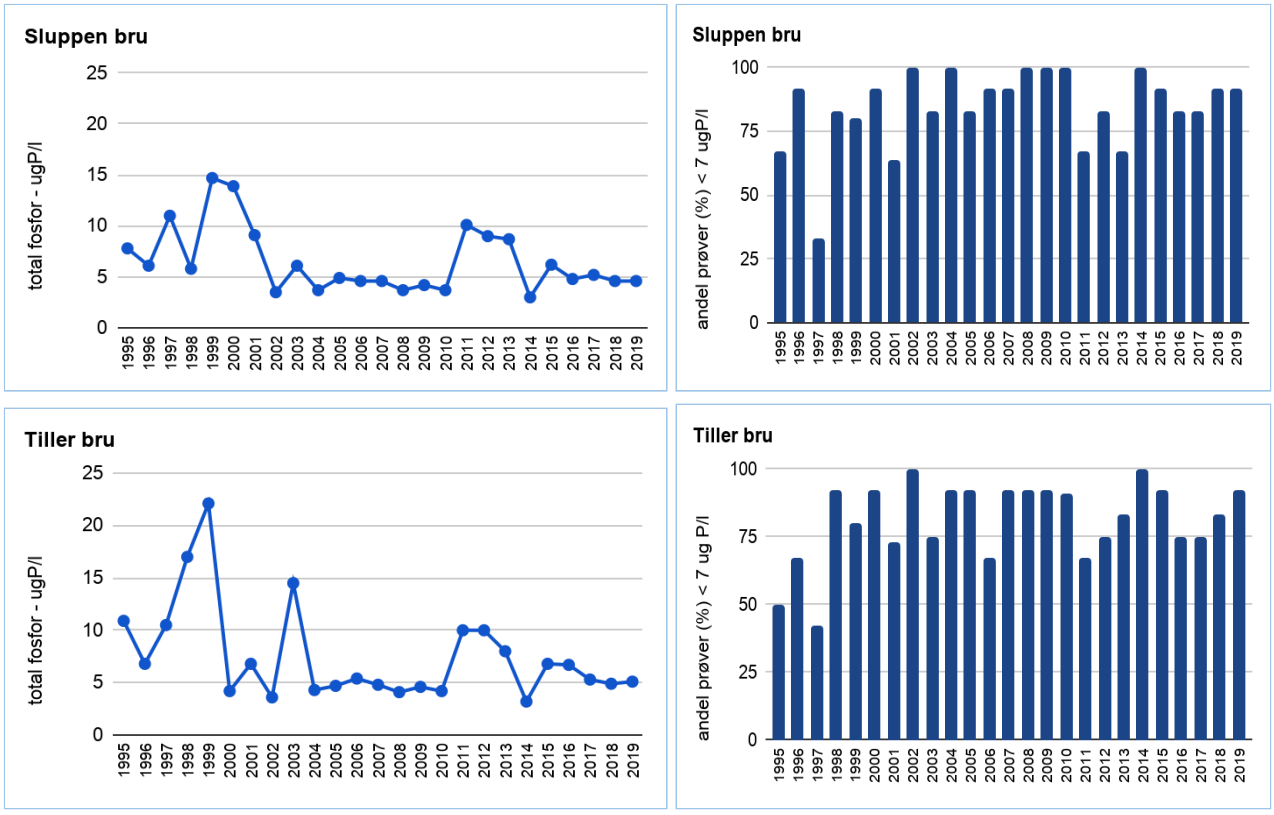
Figur 6.3. Middelverdier av innhold av tkb og måloppnåelse (%) ved Sluppen bru og Tiller bru i perioden 1995 - 2019.

Innhold av total fosfor

Innholdet av fosfor i Nidelva har gjennom årene vist en samsvarende utvikling på alle målepunktene. Utover 2000-tallet ble det målt en utflating og stabilisering av fosforinnholdet på et lavt og gunstig nivå (figur 6.4 og 6.5). Verdiene lå stort sett mellom 3 og 7 µg P/l. En markert endring skjedde fra 2011 med betydelig økning i utslagene på de høyeste verdiene, og at dette måles på alle målepunktene. Utvasking/avrenning av mye jord og leirpartikler på grunn av økt graveaktivitet og etablering av deponier langs øvre deler av Nidelva antas å være hovedkilden til de periodevis høye fosforverdiene. De senere årene har vi imidlertid sett en tendens til færre slike høye fosforverdier. De fleste målingene i 2019 var tilfredsstillende og middelverdiene på de ulike målepunktene varierte mellom 4,6 og 6,5 µgP/l. Dette er på nivå med det som ble målt i den mest stabile perioden fra 2004-2010. Måloppnåelsen i 2019 var økende oppover vassdraget fra 67 % ved Pirbrua og Gamle bybro opptil 92 % ved Sluppen og Tiller bru. Høyeste målinger i 2019 ble påvist i desember ved Stavne og Nidareid bru (omkring 16-17 µg P/l).



Figur 6.4. Middelverdier av innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) på strekningen Nidelv bru/Pirbrua - Stavne bru i perioden 1995/96 - 2019.



Figur 6.5. Middelverdier av innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) ved Sluppen bru og Tiller bru i perioden 1995 - 2019.

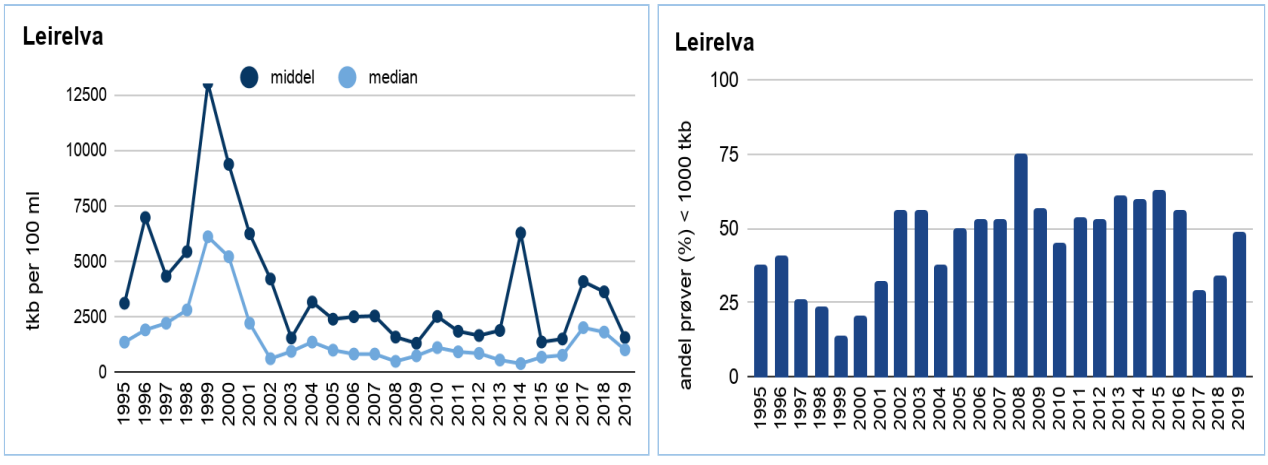
6.4 Vannkvalitet i tilløpsbekker til Nidelva

Leirelva
Leirelva er det største sidevassdraget til Nidelva og drenerer store deler av Bymarka. Nedbørfeltet nedenfor Leirsjøen er 28 km^2 (ekskl. sidebekkene Uglabekken, Kystadbekken og Heimdalsbekken). Elva drenerer boligstrøk ved Stavset og Selsbakk før den munner ut i Nidelva. Litt industri i nedre deler.

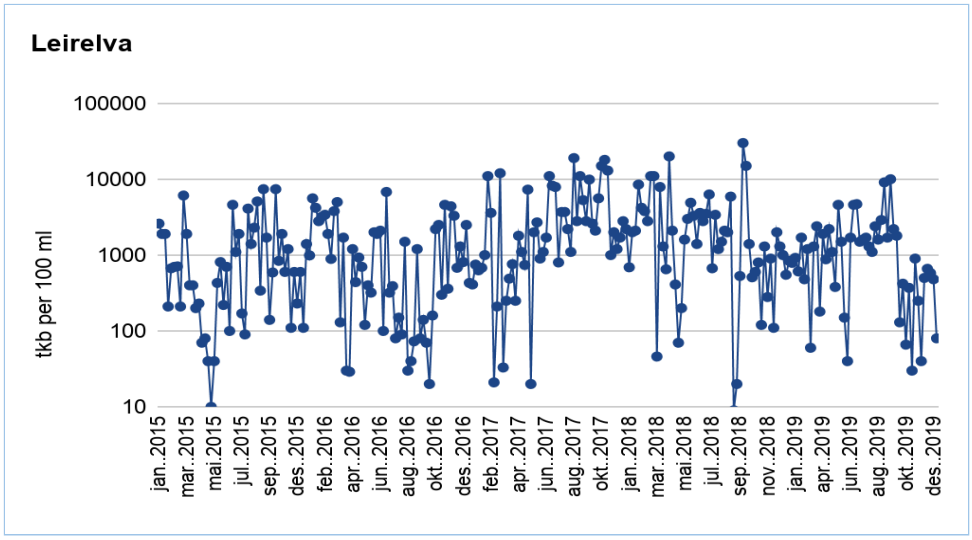
En målestasjon er etablert ved utløpet av Leirelva. Det er tatt ut vannprøver årlig siden 1995 for analyse av tkb og total fosfor. Det er stort sett tatt prøver med ukentlige prøver hvert år. I 2019 ble det tatt 51 prøver. Figur 6.6 - 6.9 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 8.

Nedre deler av Leirelva har i mange år vært preget av variabel bakteriologisk vannkvalitet med periodevis høyt bakterieinnhold. Målingene siden 1995 viser en reduksjon i forurensningsbelastningen fram til først på 2000-tallet, men at det senere ikke har skjedd noen vesentlig forbedring i vannkvaliteten (figur 6.6). Episoder med bakterietall mellom 5000 og 10000 tkb per 100 ml eller høyere er målt hvert år de senere år (figur 6.7). Dette viser at kloakkfortettinger og feilkoblinger på avløp fremdeles er en utfordring. Høyeste bakterieinnhold i 2019 ble målt til 10000 tkb per 100 ml i begynnelsen av september. Også i august ble det målt nesten tilsvarende bakterieinnhold med 9100 tkb per 100 ml. Flere andre målinger lå godt over måltallet på 1000 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen var 49 %, som er noe høyere enn de to foregående år. Måloppnåelsen for de fleste år utover 2000-tallet ligger omkring eller noe høyere enn 50 %. Årsmiddel og medianverdi i 2019 var henholdsvis 1553 og 1000 tkb per 100 ml.

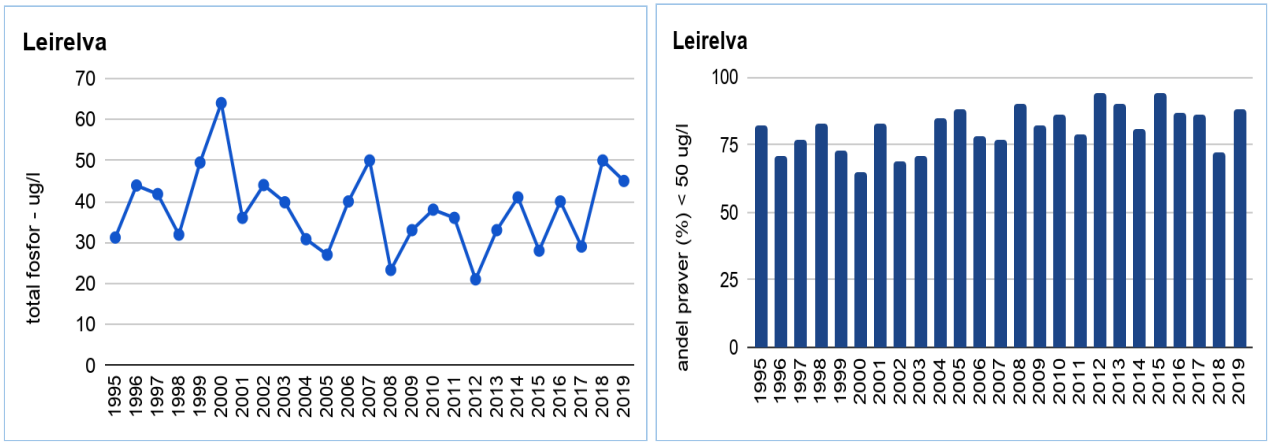
Fosfornivåene i Leirelva har i flere år stort sett ligget mellom 20 - 50 µg P/l, men i perioder kan økt partikkeltransport (mye fosforholdig leire) gi betydelig høyere fosforverdier. I de fleste år siden målingene startet i 1995 har det vært relativt høy måloppnåelse (> 75 %) av fosfor. I 2019 ble det målt et fåtall hendelser med høye fosfornivåer, klart høyeste verdi på 760 µg P/l i januar da påvirket av partikkeltransport fra graveaktivitet i feltet. Årsmiddel i 2019 var 45 µg P/l og måloppnåelsen (prøver < 50 µg P/l) var 88 %.



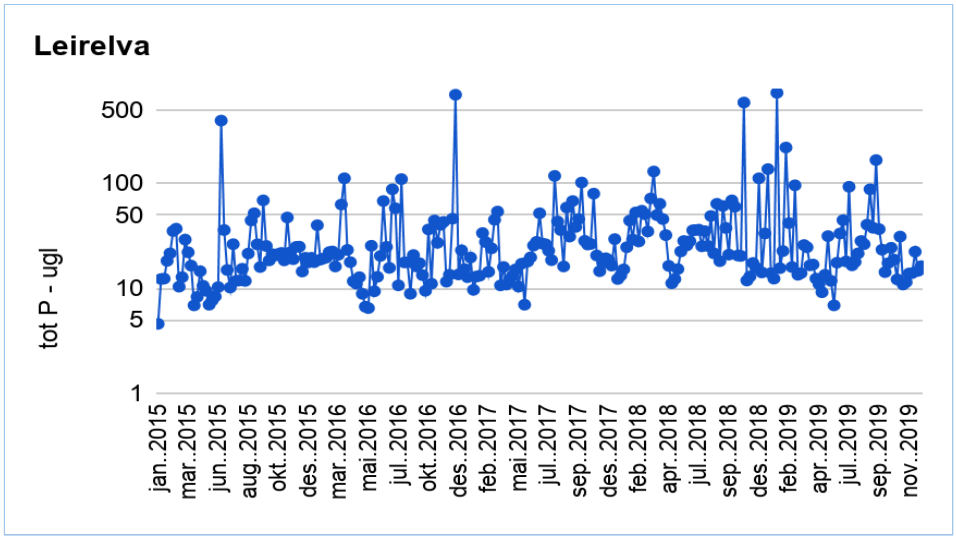
Figur 6.6. Middel- og medianverdier av innhold av tkb og måloppnåelse (%) i Leirelva i perioden 1995 - 2019.



Figur 6.7. Enkeltmålinger av tkb i Leirelva den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på ca. ukentlige prøver.



Figur 6.8. Middelverdier av innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) ved i Leirelva i perioden 1995 - 2019.

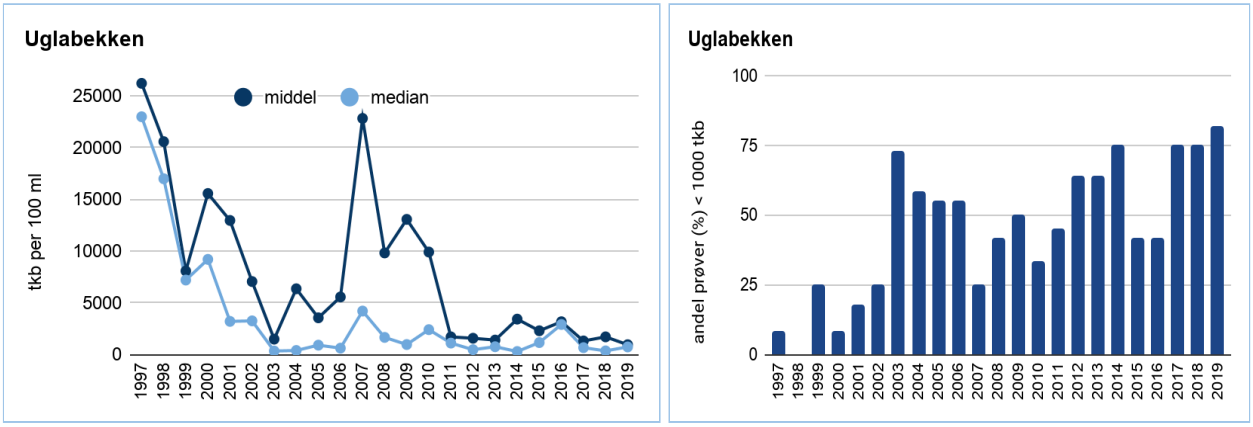


Figur 6.9. Enkeltmålinger av total fosfor i Leirelva den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på ca. ukentlige prøver.

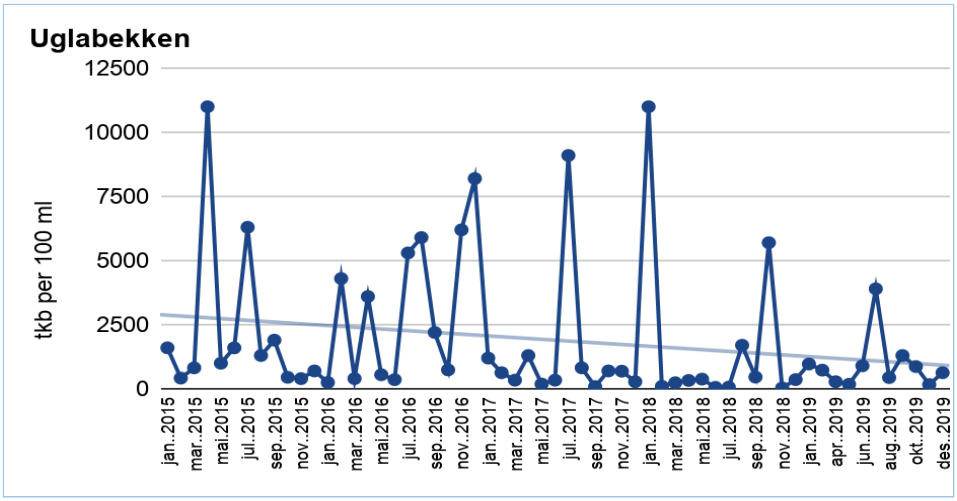
Uglabekken
Nedbørfeltet er 3,8 km^2 og bekken har samløp med Leirelva. Det er tatt månedlige vannprøver fra og med 1997 fra nedre del av bekken. Det er hvert år analysert på tkb. Fra og med 2001 ble innhold av total fosfor analysert. Figur 6.10-6.13 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Uglabekken har i mange år hatt meget dårlig bakteriologisk vannkvalitet som følge av overløpsepisoder og fortettinger i feltet. Omfattende tiltak på avløpsnettet som ble igangsatt fra 2010 har bidratt til en merkbar bedring i vannkvaliteten de senere år. Fremdeles kan kloakkforurensning forekomme og måloppnåelsen har vært noe ujevn i årene etter 2010. Målingene tyder likevel på at bakterienivåene er langt lavere de senere år enn det som var vanlig å måle før tiltakene. Målingene i 2019 bekrefter denne tendensen med høy måloppnåelse (82 %) og høyeste målte bakterieinnhold var 3900 tkb per 100 ml. Årsmiddel i 2019 på 943 tkb per 100 ml er det laveste som er målt siden målingene startet i 1997. Utfordringen fremover vil bli å holde vannkvaliteten på et stabilt gunstig nivå uten de store avvikene med kloakklekkasjer. Et positivt grep i så måte er ferdigstillingen av gjenåpning av bekken på strekningen Bekkefaret til Selsbakklia, som vil bedre kapasiteten for selvrensing i bekken.

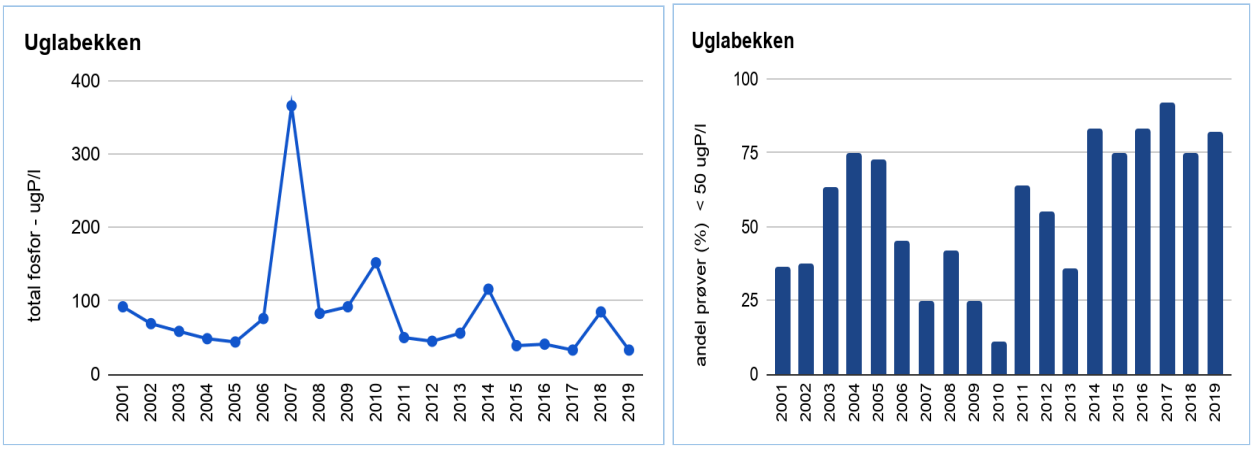
I Uglabekken har det i flere år vært vanlig å måle periodevis høye fosfornivåer. Som for bakterietall måles det også for fosfor en markert reduksjon i nivåene etter 2010 som respons på tiltak på avløpsnettet. Unntaksvis kan høyt fosforinnhold forekomme, men målingene de siste par årene tyder på at Uglabekken er i ferd med å nærme seg et tilfredsstillende nivå for fosfor. Målingene i 2019 viser samme tendens med god måloppnåelse (82 %) og middelverdi på 33 µg P/l. De siste fem-seks årene har det vært høy måloppnåelse (75 -92 %) for fosfor i Uglabekken.



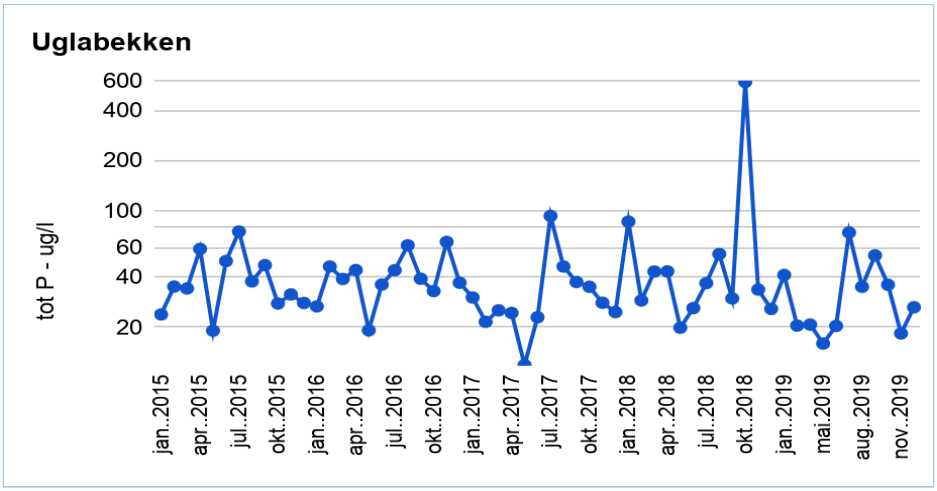
Figur 6.10. Middel- og medianverdier av innhold av tkb og måloppnåelse (%) i Uglabekken i perioden 1997 - 2019.



Figur 6.11. Enkeltmålinger av tkb i Uglabekken den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på månedlige prøver.



Figur 6.12. Middelverdier av innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) i Uglabekken i perioden 1997 - 2019.

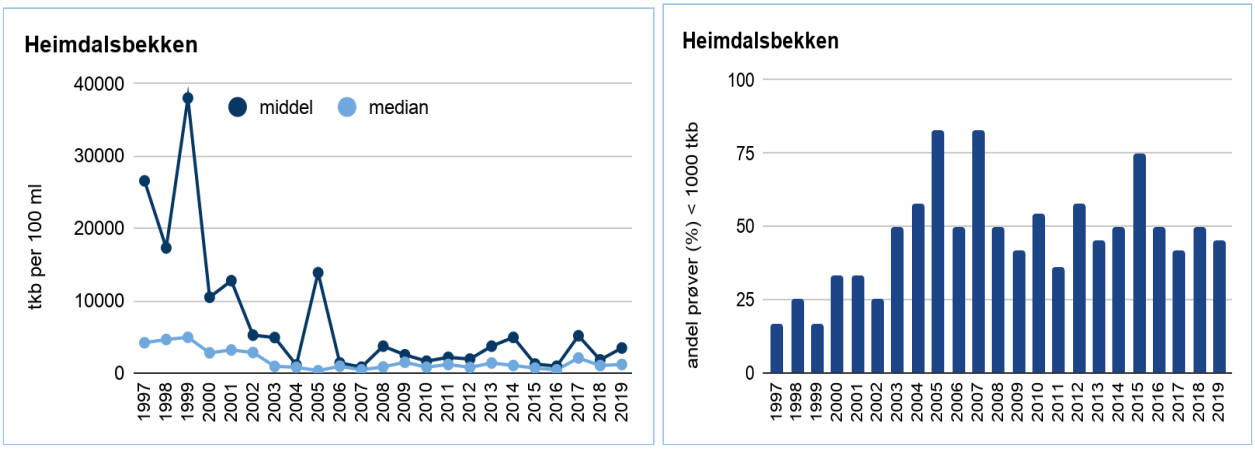


Figur 6.13. Enkeltmålinger av total fosfor i Uglabekken den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på månedlige prøver.

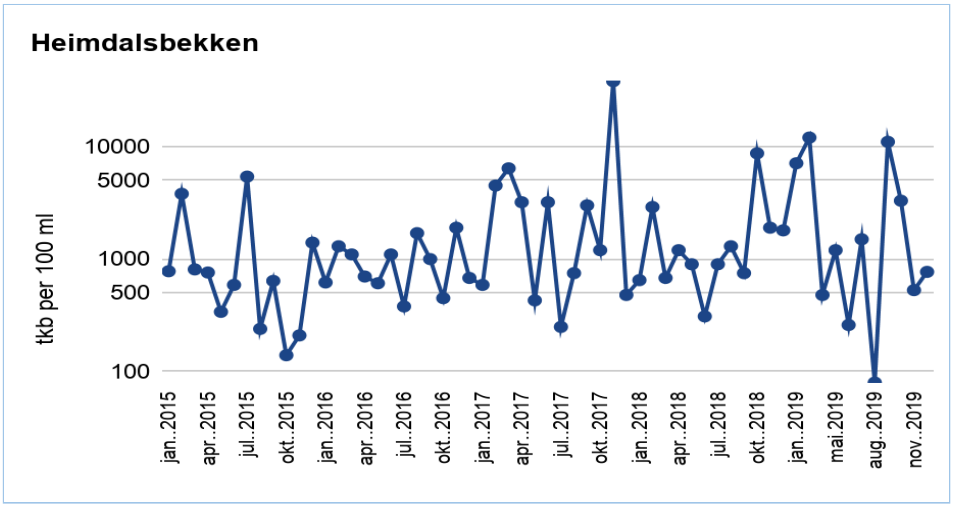
Heimdalsbekken
Nedbørfeltet er 3,9 km^2 og bekken har samløp med Leirelva. Det er tatt månedlige vannprøver fra og med 1997 fra nedre del av bekken. Det er hvert år analysert på tkb. Fra og med 2001 ble også innhold av total fosfor analysert. Figur 6.14 - 6.17 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Den bakteriologiske vannkvaliteten i Heimdalsbekken er fremdeles tidvis meget dårlig. Målingene som startet i 1997 viser en klar bedring fram til først på 2000-tallet, men ujevne målinger i senere år gir ikke grunnlag for å si om det har blitt ytterligere redusert forurensning til bekken. Målingene i 2019 skiller seg ikke vesentlig ut fra målinger det siste tiåret. Årsmiddel og medianverdi i 2019 var henholdsvis 3475 og 1200 tkb per 100 ml. Høyeste målinger var i mars med 12000 tkb per 100 ml. og i september med 11000 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen var 45 %, som er på nivå med de tre foregående år.

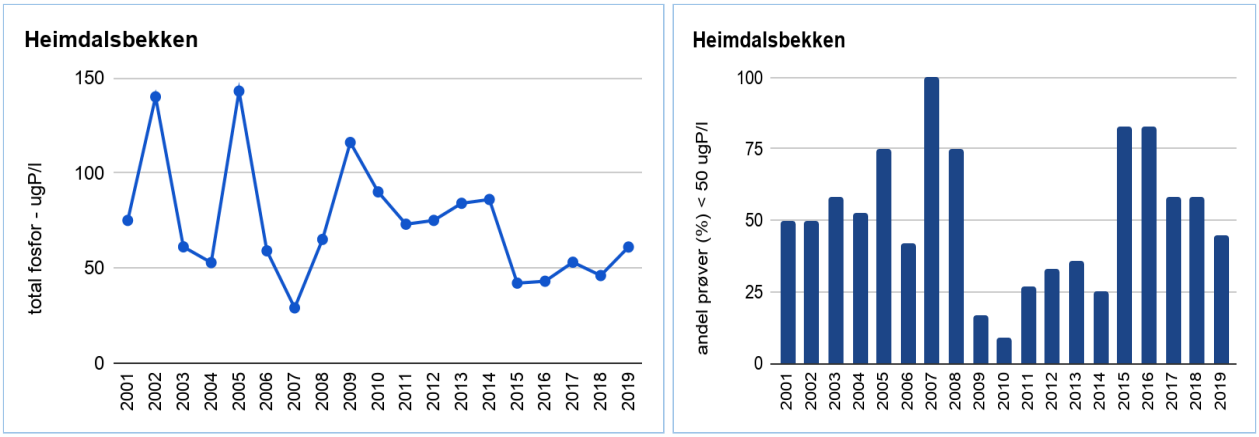
Nedbørsforhold og ulik grad av partikkelavrenning kan gi store variasjoner i fosforinnhold i bekken. Måloppnåelsen (prøver < 50 µg P/l) har derfor variert betydelig gjennom årene siden målingene startet i 2001, fra lavest i 2010 (9 %) til høyest i 2007 (100 %). I 2019 var måloppnåelsen 45 %. I den siste femårsperioden ser vi likevel en tendens til lavere fosfornivåer sammenliknet med årene tidligere. I 2019 var middelverdien 61 µg P/l som er noe høyere enn årene 2015-2018 (omkring 40-50 µg P/), men likevel klart lavere enn nivåene målt tidligere år.



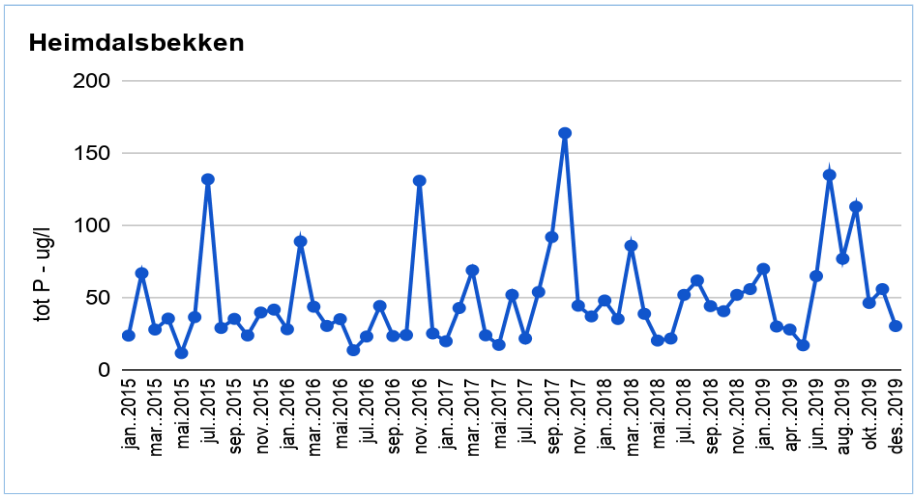
Figur 6.14. Middel- og medianverdier av innhold av tkb og måloppnåelse (%) i Heimdalsbekken i perioden 1997 - 2019.



Figur 6.15. Enkeltmålinger av tkb i Heimdalsbekken den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på månedlige prøver.



Figur 6.16. Innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) i Heimdalsbekken i perioden 2001 - 2019.



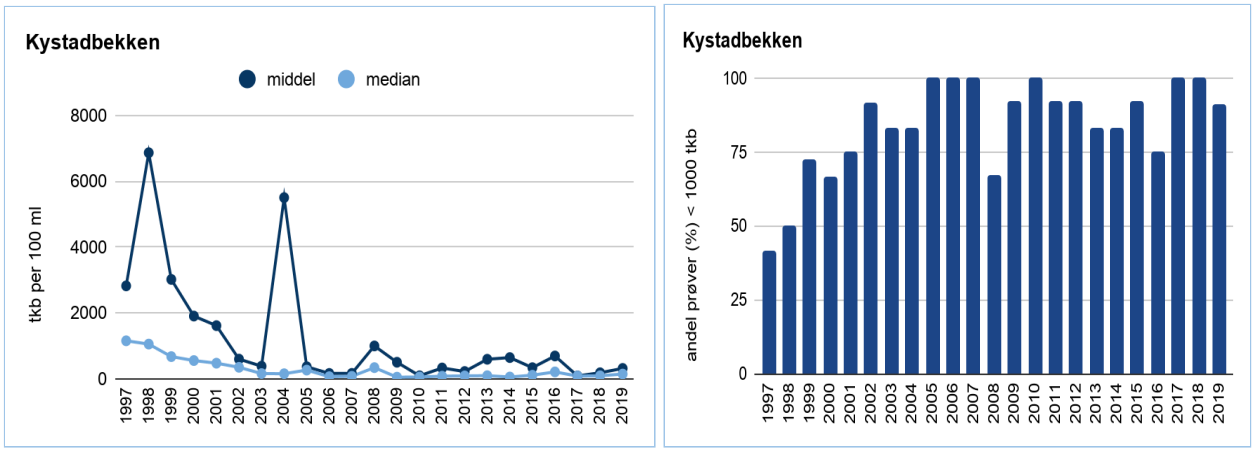
Figur 6.17. Enkeltmålinger av total fosfor i Heimdalsbekken den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på månedlige prøver.

Kystadbekken

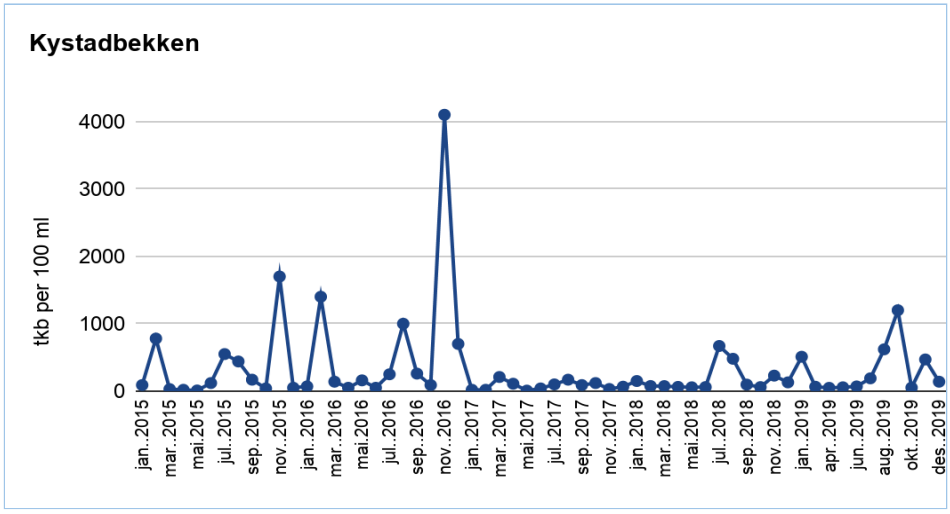
Nedbørfeltet er 3,8 km^2 og bekken har samløp med Leirelva. Det er tatt månedlige vannprøver fra og med 1997 fra nedre del av bekken. Det er hvert år analysert på tkb. Fra og med 2001 ble innhold av total fosfor analysert. Figur 6.18 - 6.21 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Kystadbekken har utover 2000-tallet stort sett hatt tilfredsstillende og stabile bakterietall og høy måloppnåelse. Periodevis registreres bakterieinnhold som tyder på kloakklekkasje. I 2019 ble det målt en slik episode i september med 1200 tkb per 100 ml. Øvrige målinger var tilfredsstillende og årsmiddel var 311 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen var 91 %.

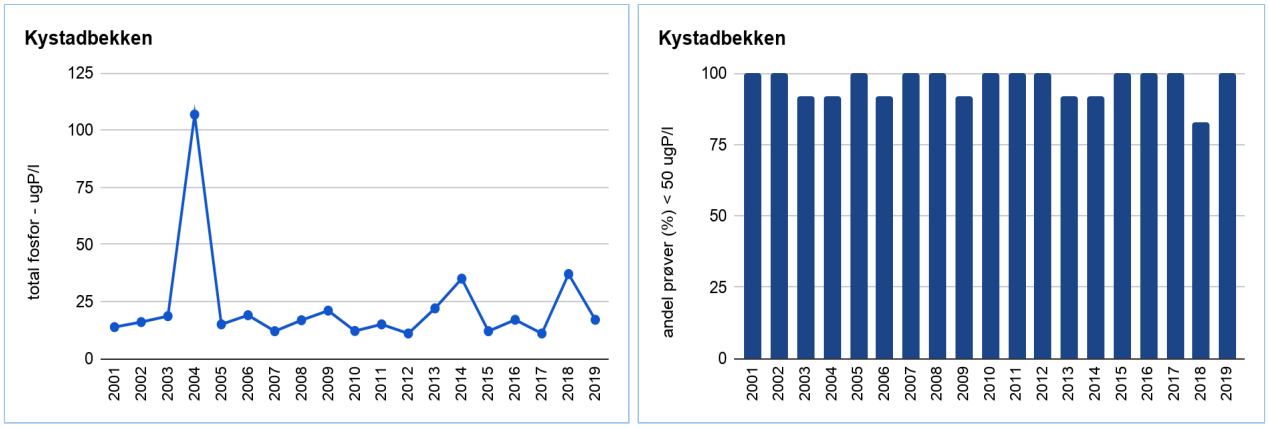
I 2019 ble det målt fosfornivåer med variasjon fra 7 opptil 36 µg P/l, og middelverdi 17 µg P/l. Dette betyr 100 % måloppnåelse. Siden målingene startet i 2001 er det sjeldent blitt målt verdier høyere enn måltallet på 50 µg P/l, og i de fleste år har det vært 100 % måloppnåelse. Fosfornivåene i Kystadbekken vurderes å være omkring et forventet bakgrunnsnivå for denne type urban bekk i Trondheim.



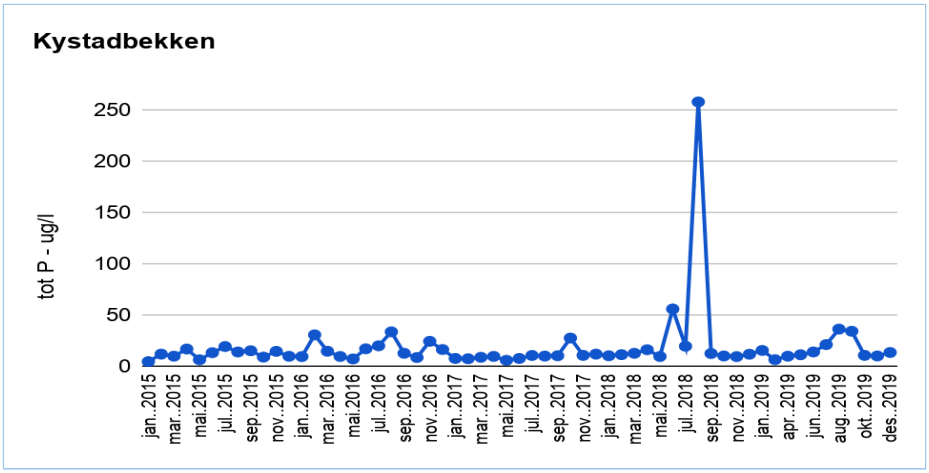
Figur 6.18. Middel- og medianverdier av Innhold av tkb og måloppnåelse (%) i Kystadbekken i perioden 1997 - 2019.



Figur 6.19. Enkeltmålinger av tkb i Kystadbekken den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på månedlige prøver.



Figur 6.20. Middelverdier av innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) i Kystadbekken i perioden 2001 - 2019.

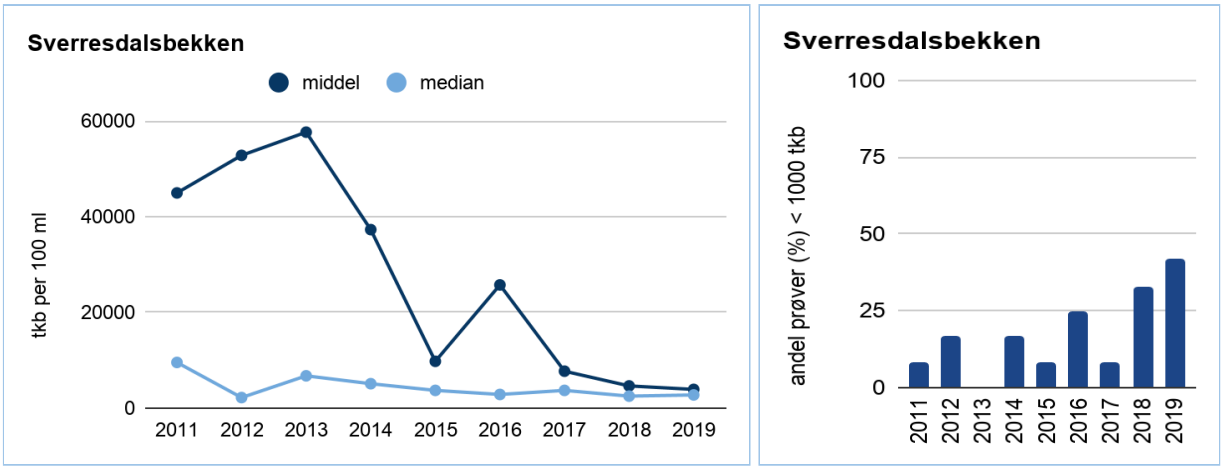


Figur 6.21. Enkeltmålinger av total fosfor i Kystadbekken den siste femårsperioden (2015- 2019) basert på månedlige prøver.

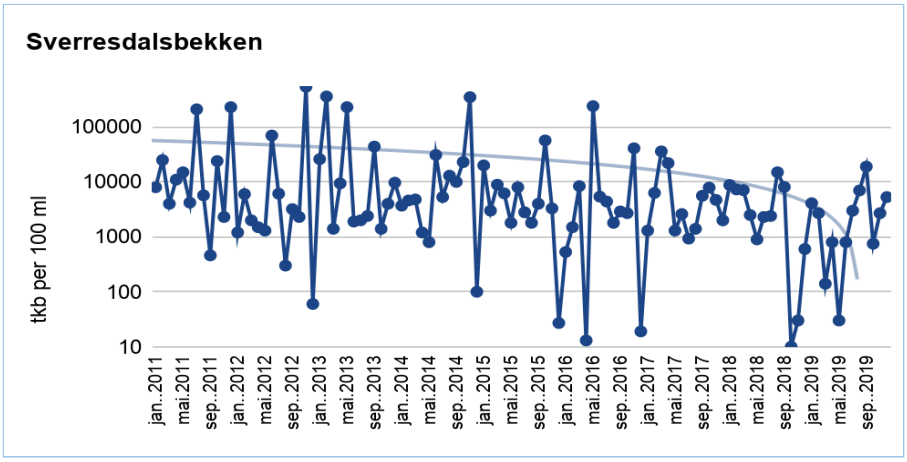
Sverresdalsbekken

Åpent bekkeløp i nedre del av Sverresdalsbekken ble ferdigstilt oktober 2010. Sverresdalsbekken ble inkludert i overvåkingsprogrammet fra 2011 med månedlige prøver av tkb og total fosfor. Figur 6.22 - 6.25 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

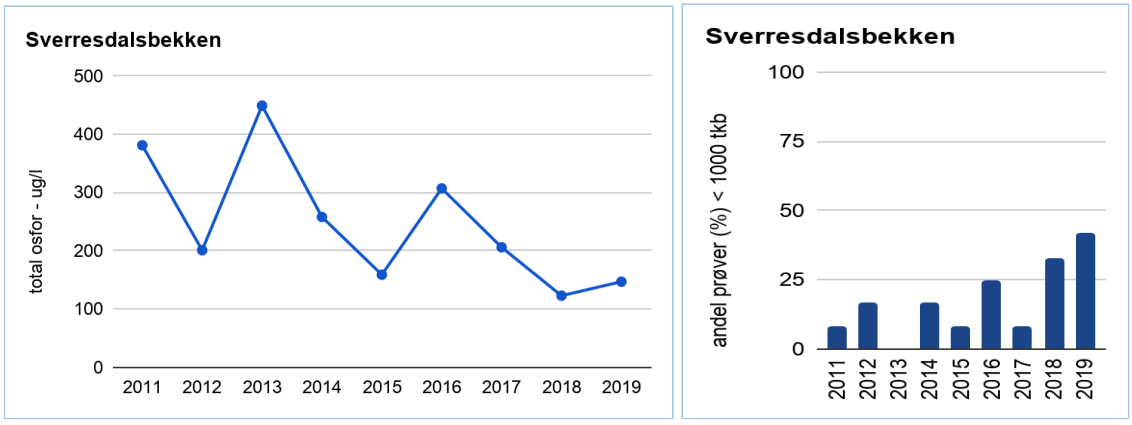
Måledataene i perioden 2011-2019 viser at bekken har meget dårlig vannkvalitet med stor kloakkbelastning. Hvert år måles store variasjoner i innhold av både tkb og fosfor. I 2019 varierte innholdet av tkb mellom 30 og 19 000 tkb per 100 ml, med årsgjennomsnitt på 3860 tkb per 100 ml. Fosforinnholdet varierte mellom 18 og 1100 µg P/l, med årsgjennomsnitt 147 µg P/l. Måloppnåelsen for tkb og fosfor er fremdeles lav; i 2019 på 42 % for begge parametre. Måleverdiene for tkb og fosfor de to siste årene indikerer likevel en positiv tendens med bedring i vannkvaliteten i Sverresdalsbekken. Videre målinger vil vise om dette er et resultat av en reell reduksjon i forurensningstilførsler.



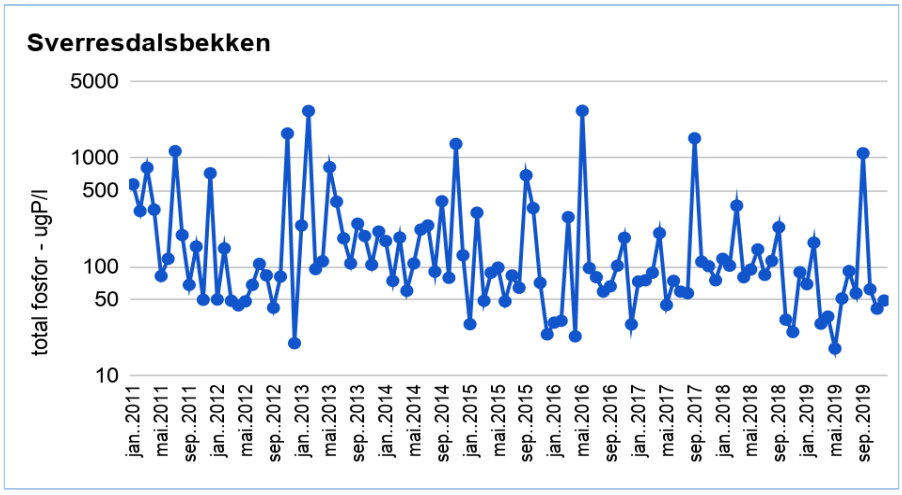
Figur 6.22. Middel- og medianverdier av innhold av tkb og måloppnåelse (%) i Sverresdalsbekken i perioden 2011 - 2019.



Figur 6.23. Enkeltmålinger av tkb i Sverresdalsbekken siden målingene startet i 2011 (månedlige prøver). Trendlinje er lagt inn.



Figur 6.24. Middelverdier av innhold av total fosfor og måloppnåelse (%) i Sverresdalsbekken siden målingene startet i 2011.

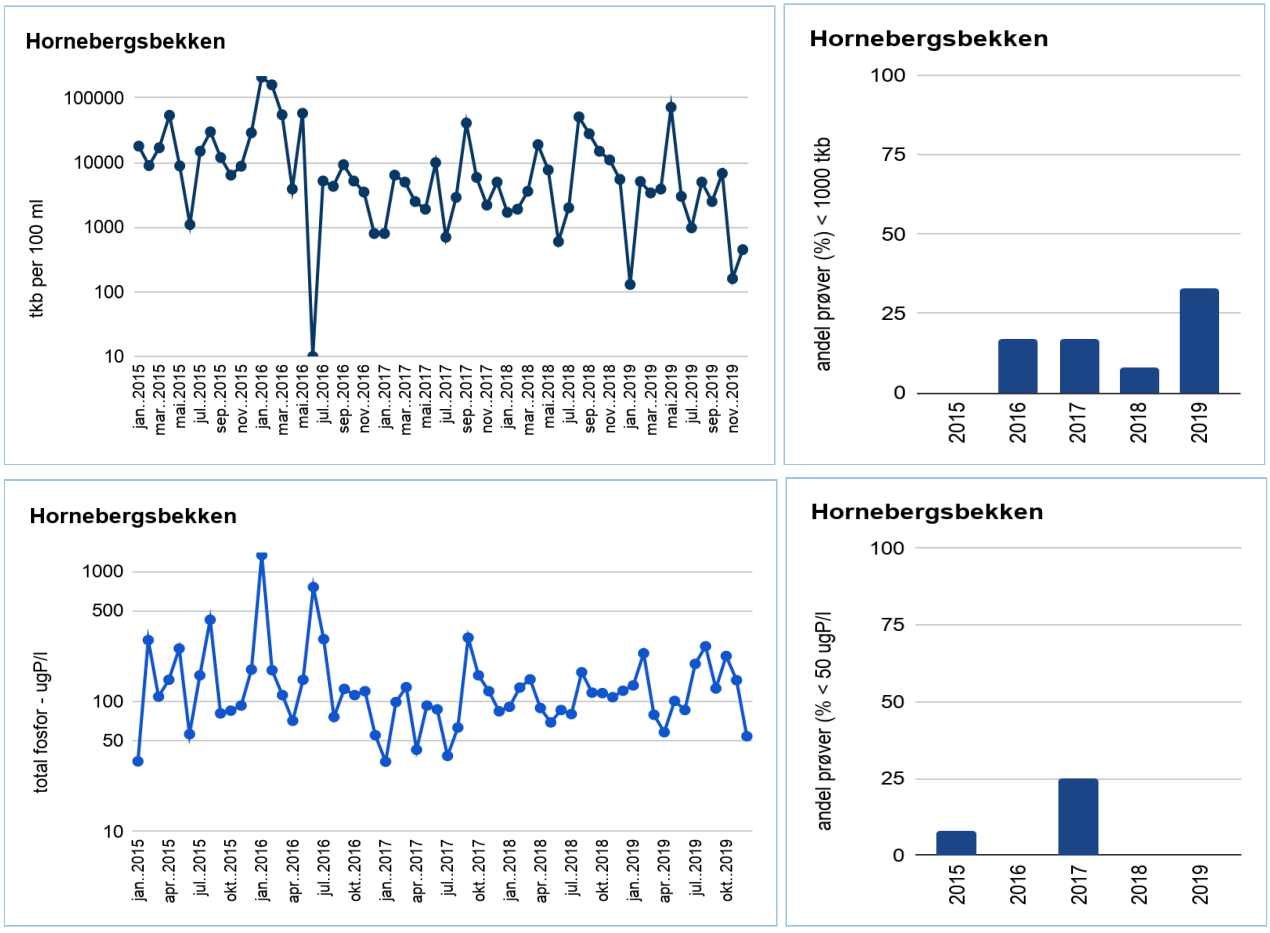


Figur 6.25. Enkeltmålinger av total fosfor i Sverresdalsbekken siden målingene startet i 2011.

Nardobekken
Bekken ble tatt inn som ny overvåkingsbekk i 2019. Denne bekken renner ut i Nidelva fra øst like ovenfor Stavne bru og fanger opp et større urbant felt opp mot Nardo. Mesteparten av bekken ligger i rør. Nedre del av bekken (ca. 100 m) har de siste par årene fått åpent bekkeløp og vannprøver tas fra dette bekkepartiet. Målingene i 2019 viste at bekken periodevis er betydelig kloakkpåvirket med store variasjoner i innholdet av tkb og total fosfor. Årsmidler var henholdsvis 7908 tkb per 100 ml og 165 µg P/l, og høyeste verdier var 72000 tkb per 100 ml og 670 µg P/l. Måloppnåelsen var 58 % for tkb og 33 % for total fosfor. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Hornebergsbekken
Åpent bekkeløp (ca. 100 m) i nedre del av Hornebergsbekken ble ferdigstilt i 2014. Månedlige prøver av tkb og total fosfor er tatt i bekken fra 2015. Figur 6.26 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Hornebergsbekken har meget dårlig vannkvalitet og stor kloakkbelastning. Det måles jevnt over høyt innhold av tkb og fosfor, og måloppnåelsen har vært svært lav i måleperioden 2011- 2019. Det måles store variasjoner i bakterieinnholdet hvert år. Dette ble også målt i 2019; fra 130 til 72000 tkb per 100 ml. Årsmiddel var 8618 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen for tkb var i 2019 (33 %) som var noe høyere enn i tidligere år. Alle målingene av fosfor lå i 2019 over måltallet på 50 µg P/l, dvs. 0 % måloppnåelse. Årsmiddel var 142 µg P/l. Åtte av 12 målinger lå høyere enn 100 µg P/l, med høyeste måling med 266 µg P/l i august.

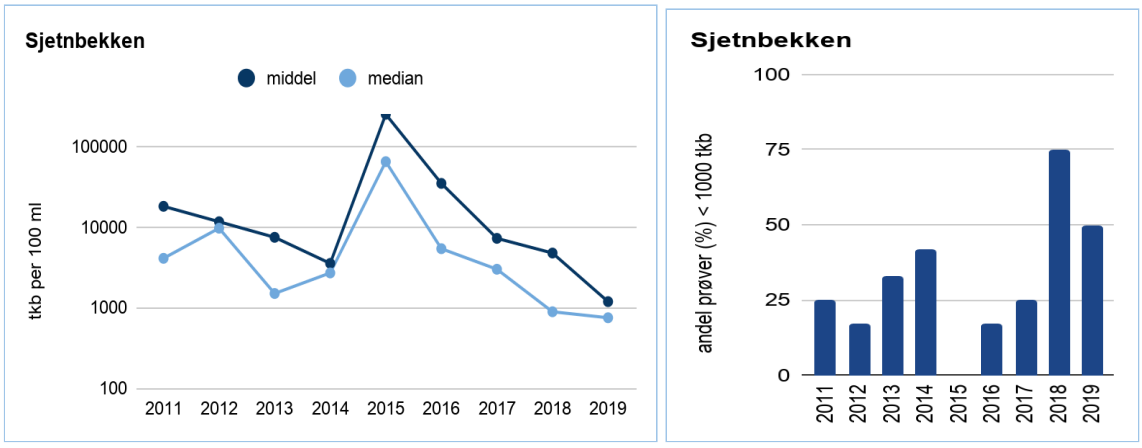


Figur 6.26. Innhold av tkb og total fosfor, og måloppnåelse i Hornebergsbekken.

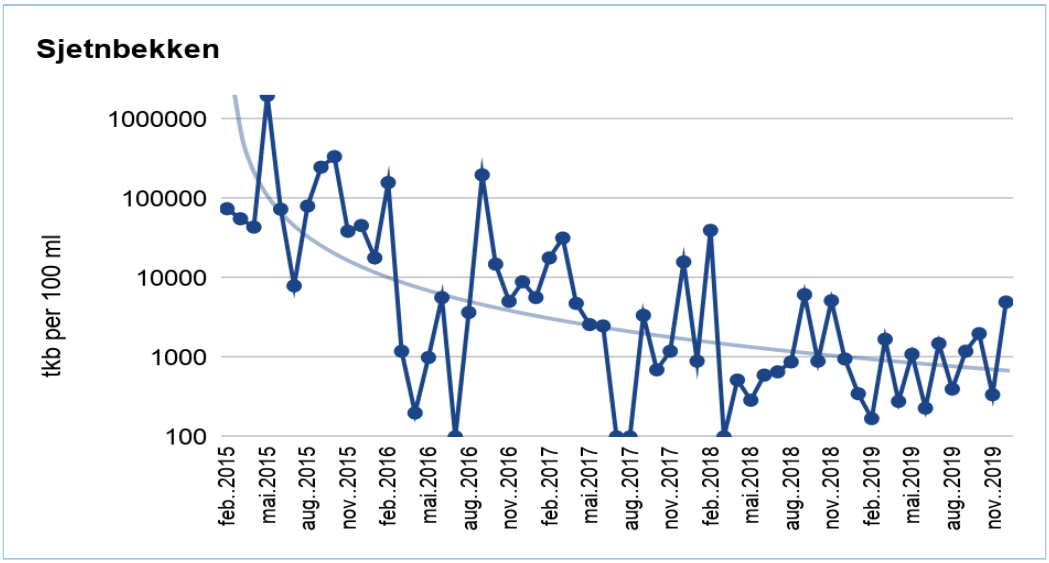
Sjetnbekken

Sjetnbekken munner ut i Nidelva rett nedstrøms kraftstasjonen ved Øvre Leirfoss. Bekken drenerer feltet omkring Sjetnemarka. Store deler av bekken ligger i rør, men i nedre del mot Nidelva er bekken åpen. Fra 2011 ble Sjetnbekken inkludert i overvåkingsprogrammet med månedlige prøver av tkb og total fosfor. Figur 6.27 - 6.30 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

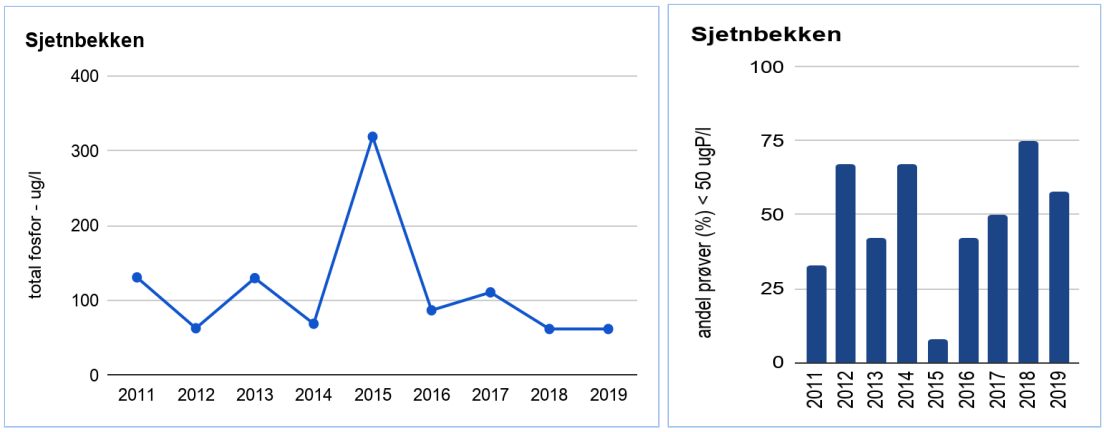
I Sjetnbekken er det hvert år siden målingene startet i 2001 målt store store variasjoner i innholdet av tarmbakterier og fosfor, som kan relateres til kloakkpåvirkning. De siste par år årene ser vi imidlertid klare tegn på en positiv utvikling i vannkvaliteten som respons på tiltak på avløpsnettet i området. Målingene i 2019 forsterker denne tendensen. Årsmiddel og medianverdi for tkb målt i 2019, henholdsvis 1189 og 750 tkb per 100 ml, er det laveste som er målt i årene 2011-2019. Høyeste målte tkb innhold i 2019 var 5000 tkb per 100 ml, som er klart lavere enn utslagene som er målt tidligere år. Måloppnåelsen for tkb i 2019 var likevel lavere i 2019 (50 %) enn i 2018 (75 %). Fosforinnholdet i 2019 varierte mellom 14 og 192 ugP/l med middelverdi 62 ugP/l. Måloppnåelsen for fosfor var 58 %. Målingene for tkb og fosfor viser at det ennå er et stykke igjen til at vannkvaliteten i bekken vil stabilisere seg på et akseptabelt nivå.



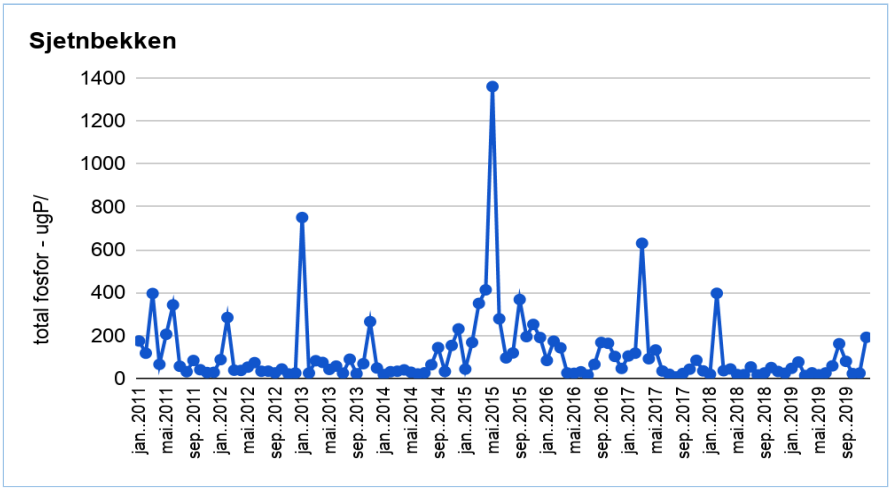
Figur 6.27. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Sjetnbekken i perioden 2011 - 2019.



Figur 6.28. Målinger av tkb i Sjetnbekken den siste femårsperioden (2015-2019).



Figur 6.29. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Sjetnbekken i perioden 2011 - 2019.

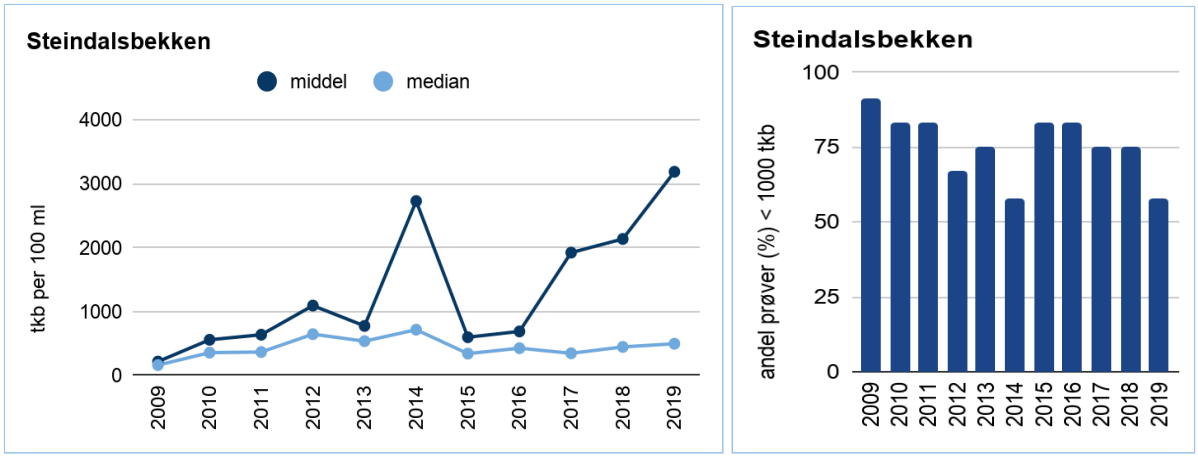


Figur 6.30. Målinger av total fosfor i Sjetnbekken perioden 2011-2019 (månedlige prøver).

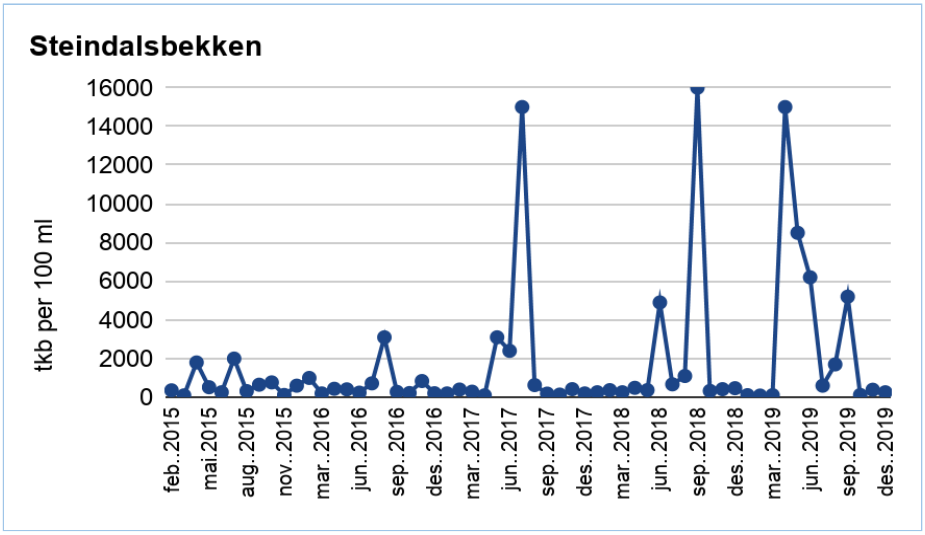
Steindalsbekken

Bekken drenerer bebygd område ved Utleir og landbruksområder før den munner ut i Nidelva rett ovenfor Øvre Leirfoss. Nedbørfeltet er 5.9 km^2. Bekken ble inkludert i overvåkingsprogrammet fra 2009. Det tas månedlige prøver for analyse av tkb og total fosfor. Figur 6.31 - 6.34 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

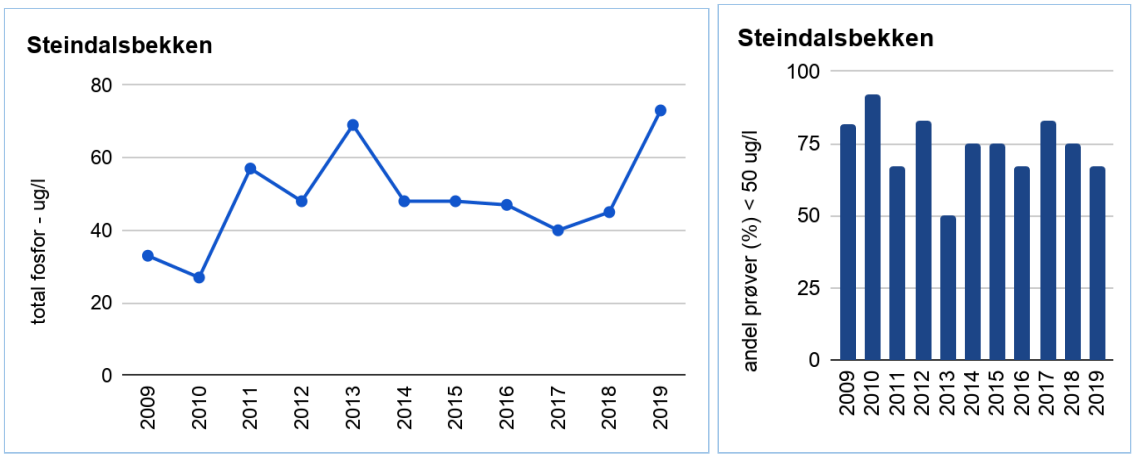
Siden målingene startet i 2009 har måloppnåelsen for tkb og fosfor vært relativt høy de fleste år, stort sett omkring 70 - 80 %. I 2019 var måloppnåelsen noe lavere for tkb; 58 %. Steindalsbekken har fremdeles for ustabil vannkvalitet, noe som målingene de siste par årene bekrefter med bakterietall omkring 15000-16000 tkb per 100 ml. I 2019 ble høyeste bakterietall målt i april (15000 tkb per 100 ml), men også tre andre målinger viste relativt høye tall, fra 5200- 8500 tkb per 100 ml. Målingene viser også at Steindalsbekken periodevis kan få høy fosforbelastning i forbindelse med nedbørsperioder. Bekken får da mye partikkeltransport og det har tidligere år blitt målt flere utslag på godt over 100 µg P/l. I 2019 ble det målt svært høy verdi på 356 µg P/l i juli.



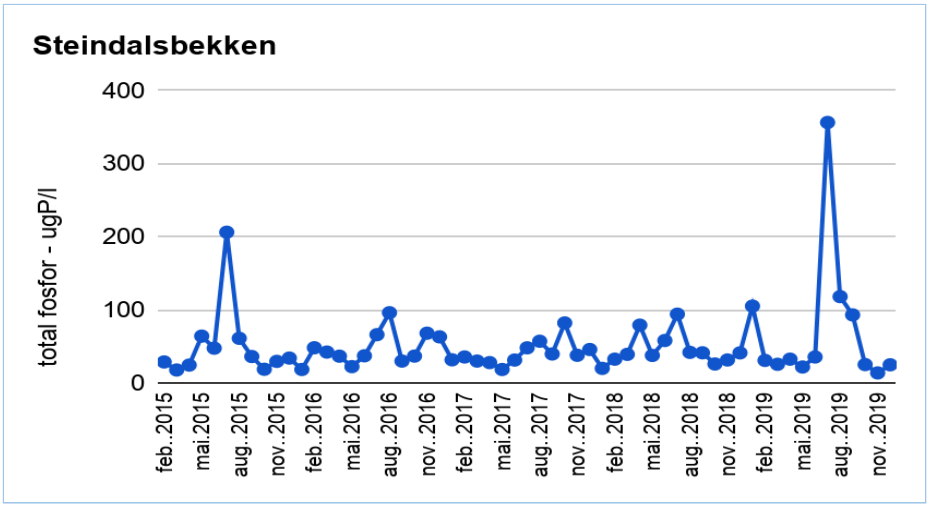
Figur 6.31. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Steindalsbekken i perioden 2009 - 2019.



Figur 6.32. Målinger av tkb i Steindalsbekken den siste femårsperioden (2015-2019) basert på månedlige prøver.



Figur 6.33. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Steindalsbekken i perioden 2009 - 2019.



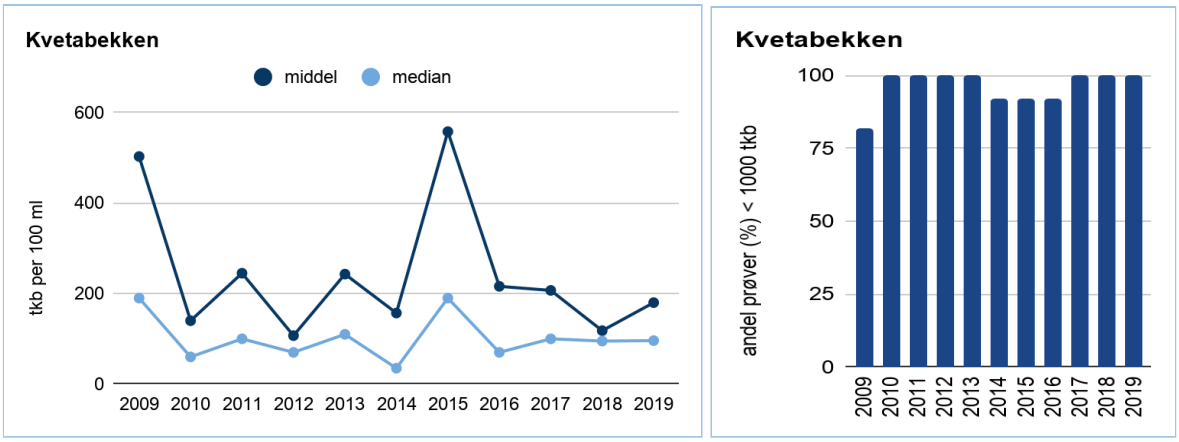
Figur 6.34. Målinger av total fosfor i Steindalsbekken den siste femårsperioden (2015-2019) basert på månedlige prøver.

Kvetabekken

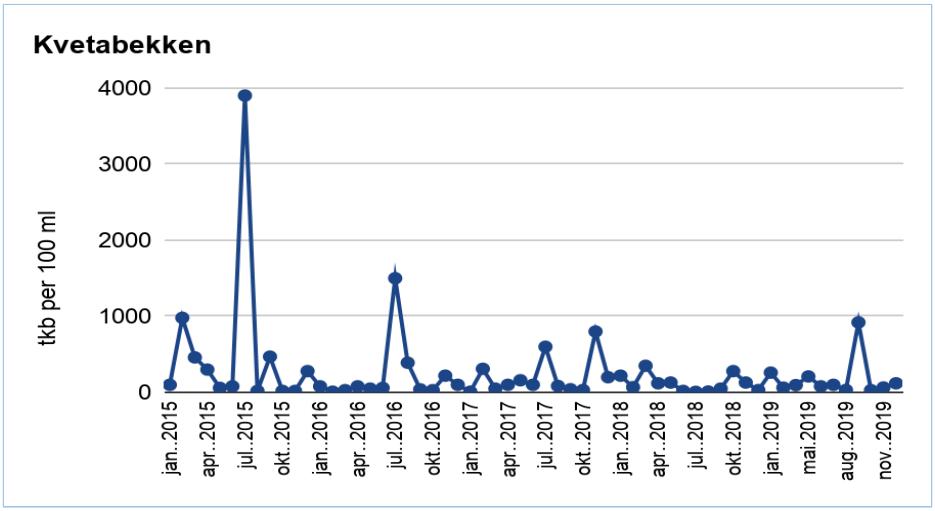
Bekken munner ut i Nidelva ovenfor Øvre Leirfoss. Nedbørfeltet er 11.7 km^2. Øvre del drenerer myr og skogsområder, midtre og nedre del drenerer bolig/industri bebyggelse og landbruk. Bekken ble inkludert i overvåkingsprogrammet fra 2009. Det tas månedlige prøver for analyse av tkb og total fosfor. Figur 6.35 - 6.38 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Kvetabekken har siden målingene startet i 2009 hatt 100 % måloppnåelse (prøver > 1000 tkb per 100 ml) de fleste år. Dette gjelder også i 2019 der årsmiddel for tkb var 180 tkb per 100 m og klart høyeste måling var 920 tkb per 100 ml. Bare unntaksvis har det tidligere år blitt målt bakterieinnhold som tyder på forurensning.

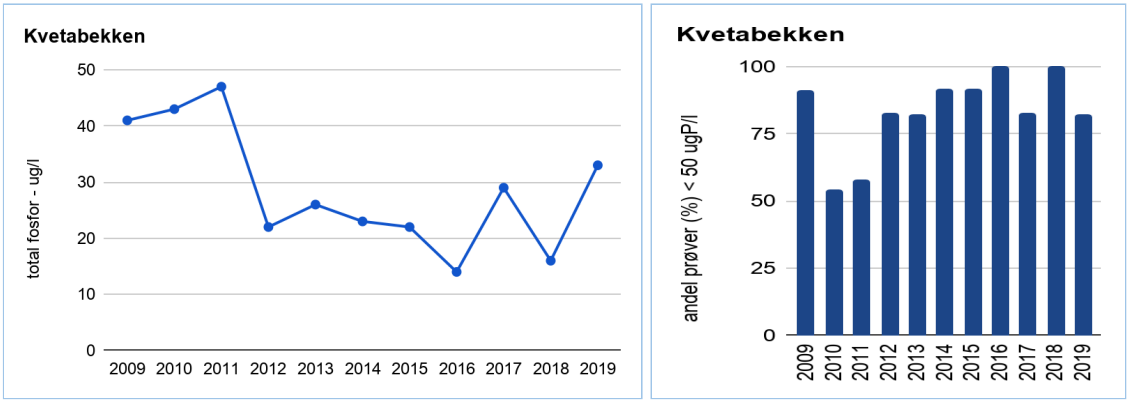
Fosforinnholdet i Kvetabekken har også vært relativt stabilt, men nivåene kan påvirkes i stor grad av nedbør og økt partikkeltransport. Måloppnåelsen har derfor vært noe mer variabel enn for tkb. I 2019 var måloppnåelsen 82 % og middelverdi 33 ugP/l. To målinger skilte seg ut med høyere verdier enn 100 ugP/l.



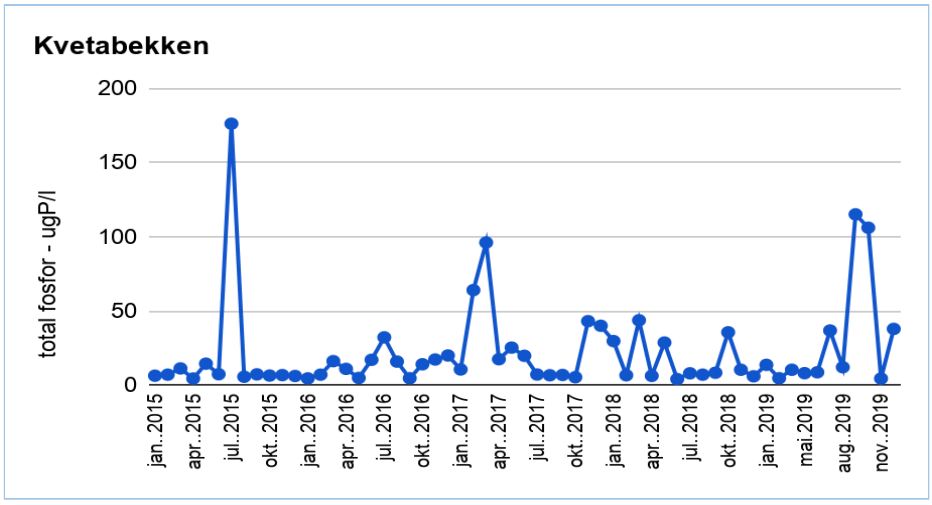
Figur 6.35. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Kvetabekken i perioden 2009 - 2019.



Figur 6.36. Målinger av tkb i Kvetabekken den siste femårsperioden (2015-2019) basert på månedlige prøver.



Figur 6.37. Innhold av total fosfor (årsmiddel ug/l) og måloppnåelse (%) i Kvetabekken i perioden 2009 - 2019.

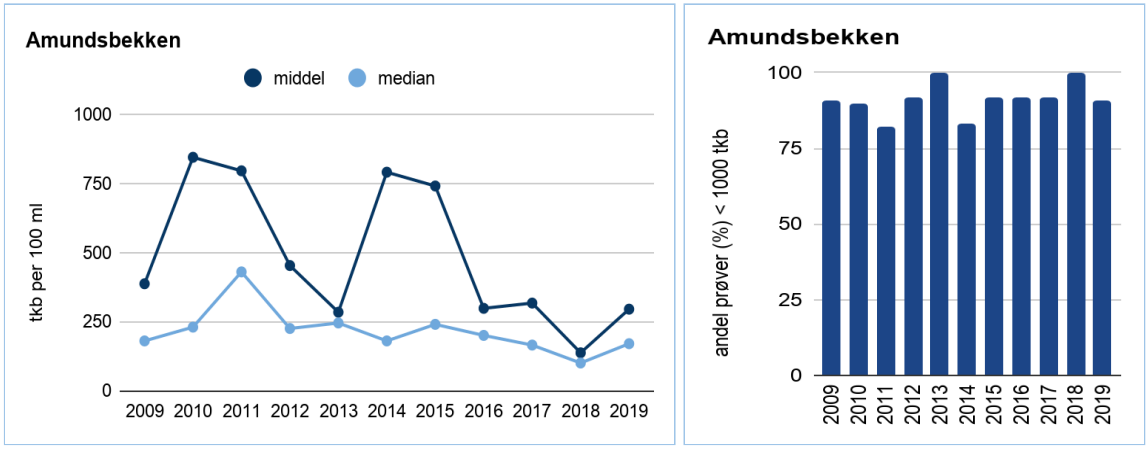


Figur 6.38. Målinger av total fosfor i Kvetabekken den siste femårsperioden (2015-2019) basert på månedlige prøver.

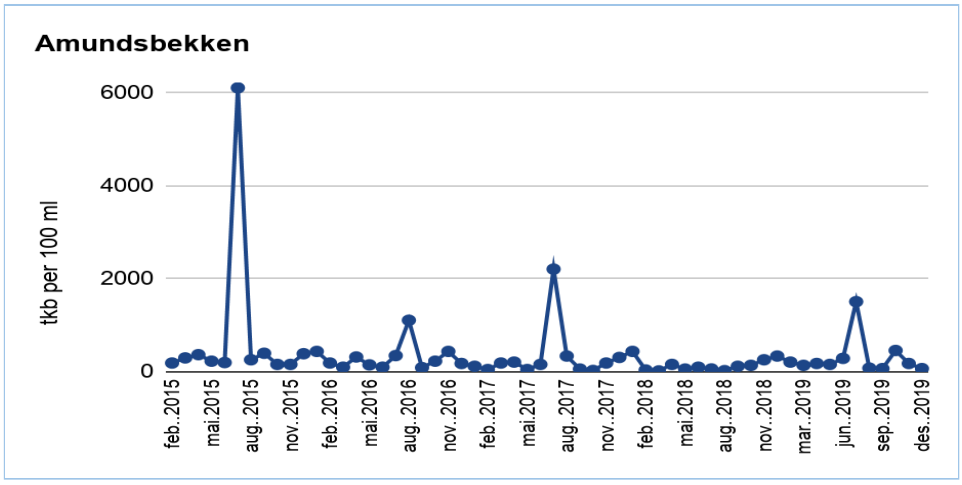
Amundsbekken
Vassdraget munner ut i Nidelva ved Kambrua og har et nedbørfelt på 9.0 km^2. I øvre deler av feltet er det noe skogsområder, men hovedsakelig drenerer vassdraget landbruksområder. Bekken ble inkludert i overvåkingsprogrammet fra 2009. Det tas månedlige prøver for analyse av tkb og total fosfor i nedre del før utløp i Nidelva. Figur 6.39 - 6.42 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Siden målingene startet i 2009 er det stort sett blitt målt gunstige nivåer for tkb i nedre del av Amundsbekken, og måloppnåelsen har vært høyere enn 80 % i alle år. I de fleste år registreres en eller flere episoder med økte tilførsler av bakterier med verdier > 1000 tkb per 100 ml. I 2019 finner vi en slik måling i juli med 1500 tkb per 100 ml. Øvrige målinger viste tilfredsstillende bakterienivåer varierende fra 60 - 450 tkb per 100 ml. Måloppnåelsen for tkb var i 2019 på 91 %.

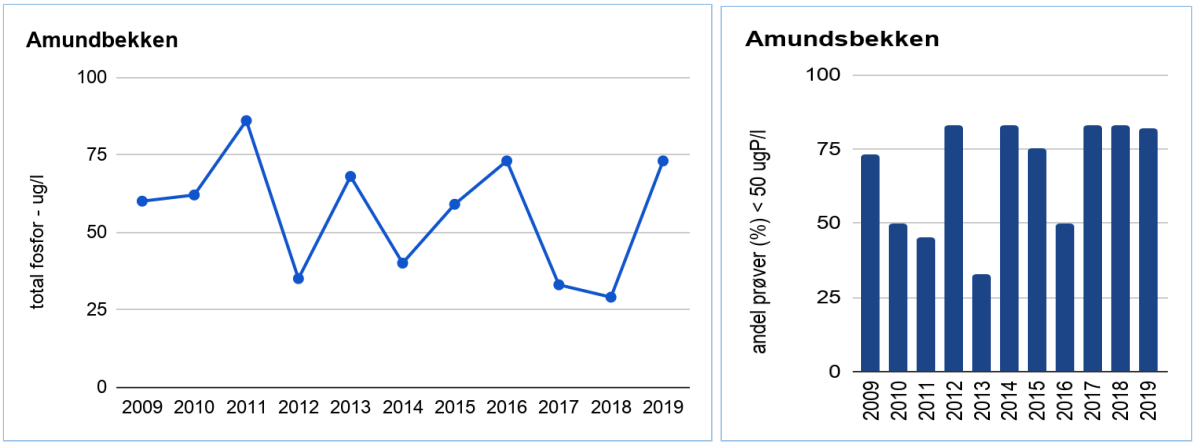
I 2019 ble det målt relativt stabile og lave verdier for innhold av fosfor. Måloppnåelsen var høy med over 80 %, som også var tilfelle de to foregående år. Målingene i 2019 viser at det fremdeles kan forekomme perioder med svært høyt fosforinnhold, som målt i juli med 438 ugP/l. Det var betydelig nedbørsmengder i denne perioden og stor grad av partikkeltransport i bekken. Målingene de siste par årene tyder likevel at vi nå generelt ser effekter med mindre partikkeltransport etter at erosjonssikringstiltakene i deler av vassdraget er gjennomført.



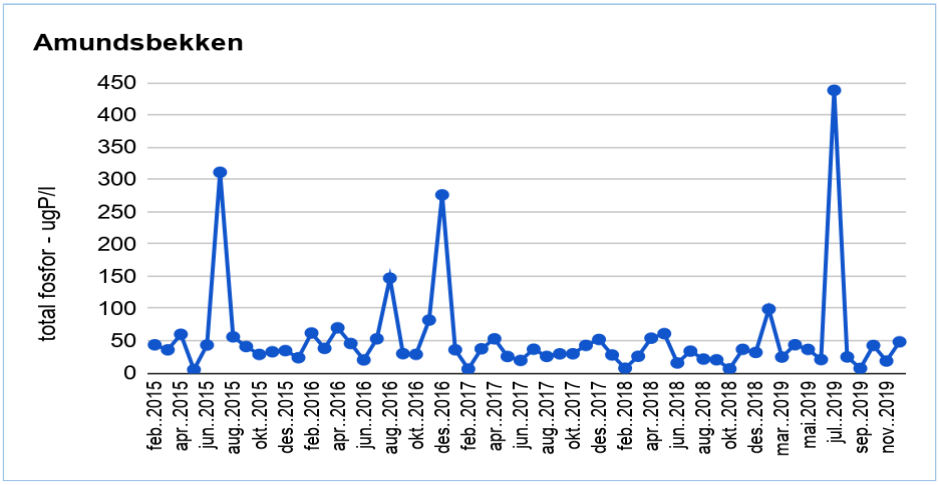
Figur 6.39. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Amundsbekken i perioden 2009 - 2019.



Figur 6.40. Målinger av tkb i Amundsbekken den siste femårsperioden (2015-2019 basert på månedlige prøver.



Figur 6.41. Innhold av total fosfor (årsmiddel ug/l) og måloppnåelse (%) i Amundsbekken i perioden 2009 - 2019.



Figur 6.42. Målinger av total fosfor i Amundsbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

6.5 Vannkvalitet i bekker som drenerer til Gaula og fjordområdet på Byneset

Søra

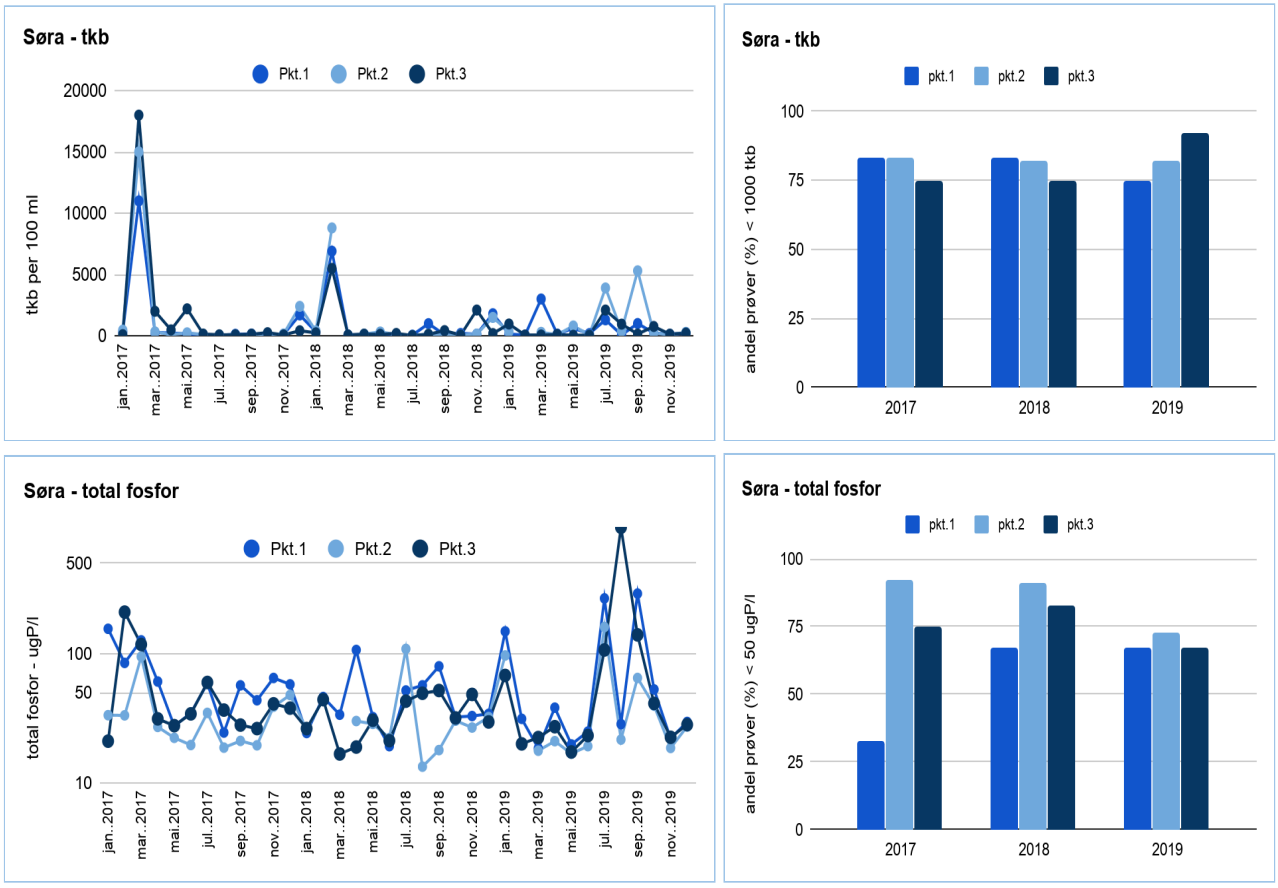
Søra har et nedbørfelt på 10,2 km^2. Vassdraget starter fra myrområdet rundt Søbstadmyra, ovenfor Huseby skistadion og renner via tettbebyggelsen på Heimdal og sørover forbi Klett til utløp i Gaula.

I nedre del av Søra ved Klett er det i perioden 1997 - 2016 årlig blitt tatt ut vannprøver fra en etablert målestasjon for analyse av tkb og total fosfor. Her ble det stort sett tatt ukentlige prøver hvert år. Disse måledataene viste at Søra i mange år har hatt svært dårlig vannkvalitet med særlig store variasjoner i bakterieinnholdet. Utlekking av kloakk har i hovedsak skjedd i forbindelse med nedbørsperioder med påfølgende fortettinger og overrenning på avløpsnettet. I siste halvåret i 2015 og i 2016 viste målingene klare tegn på at kloakktilførslene var blitt redusert som følge av saneringstiltak (jf. Nøst 2017). I 2017 ble overvåkingen endret fra det tidligere faste prøvepunktet

ved Klett med ukentlige prøver til 3 punkter på ulike steder oppover vassdraget (figur 6.1) med prøvehyppighet en gang hver måned. Hensikten var å få en bedre oversikt over vannkvalitetsutviklingen i hele vassdraget. Figur 6.43 gir en framstilling av måleresultater fra årene 2017-2019. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Måloppnåelsen for tkb har vært relativt høy på de tre målepunktene i årene 2017-2019 med 75 til vel 80 %, men målingene viser at det ennå kan forekomme kloakkutslipp. I 2019 viste målingene i juli økte bakterieverdier på alle tre målepunktene, henholdsvis 1300, 3900 og 2100 tkb per 100 ml oppover vassdraget. I september ble det målt 5200 tkb per 100 ml på målepunkt 2, og i mars på nederste målepunkt med 3000 tkb per 100 ml. Driftsfeil var årsak til disse avvikene, som ble rettet opp. En stabil og god bakteriologisk vannkvalitet i Søra fremover er avhengig at drift på avløpssystemet i området fungerer optimalt.

I 2019 ble det målt store variasjoner i innhold av fosfor. Verdiene er i stor grad påvirket av periodevis stor partikkeltransport i bekken. Klart høyeste verdi ble målt til 950 µg P/l i august på det øverste målepunktet, og hadde sammenheng med graveaktivitet i nærområdet. Dette var i en periode med tørt vær og liten vannføring i bekken. Det ble samtidig ikke målt økt fosforinnhold på målepunktene lenger ned i vassdraget. I andre perioder med mye nedbør ble det målt økte fosforverdier nedover vassdraget. Vassdraget bære tydelig tegn på at det i lengre tid har vært stor partikkeltransport og mye nedslamming, særlig gjelder dette i de anlagte dammene. Det bør vurderes å tømme noen av disse dammene for slam. Måloppnåelsen for fosfor i 2019 var på samme nivå (omkring 70 %) på alle tre målepunktene.

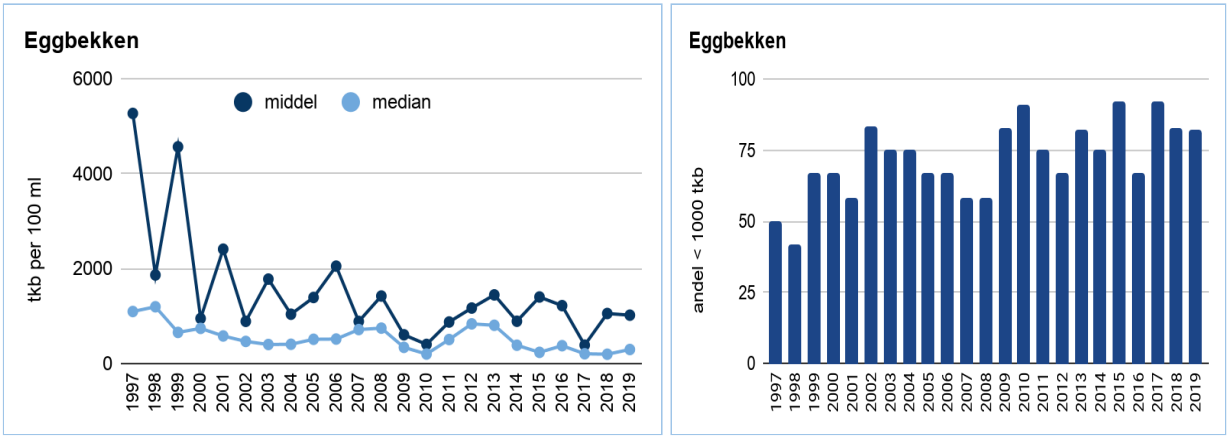


Figur 6.43. Innhold av tkb og total fosfor på tre prøvepunkter i Søra 2017-2019. Måloppnåelse til høyre.

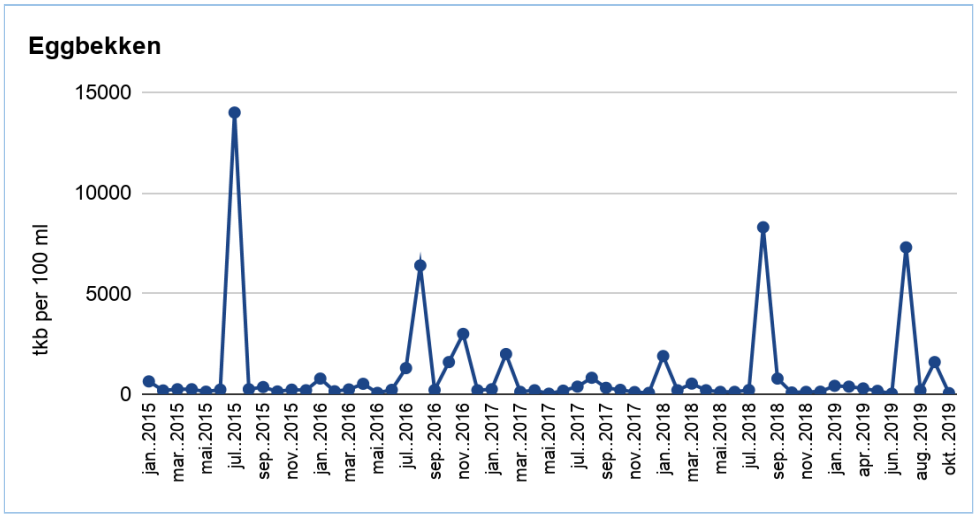
Eggbekken
Eggbekken har et nedbørfelt på 14,4 km^2 og prøvetakingen foretas i nedre del av bekken. Fra og med 1997 er det tatt ut månedlige stikkprøver for bakteriologiske analyser, og fra 2001 analyser av total fosfor. Figur 6.44 - 6.47 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Bakterienivåene i Eggbekken utover 2000-tallet har vært på et lavere nivå enn det som ble målt sist på 1990-tallet. Periodevis kan det likevel forekomme høye bakterietall som viser forurensningspåvirkning. Måloppnåelsen har stort sett vært på et godt nivå, men det er noe variabelt mellom år. I 2019 ble det målt høyt tkb-innhold i juli med 7300 tkb per 100 ml. En måling i september viste 1600 tkb per 100 ml, mens de øvrige målingene gjennom året var tilfredsstillende. Måloppnåelsen var høy med 82 %.

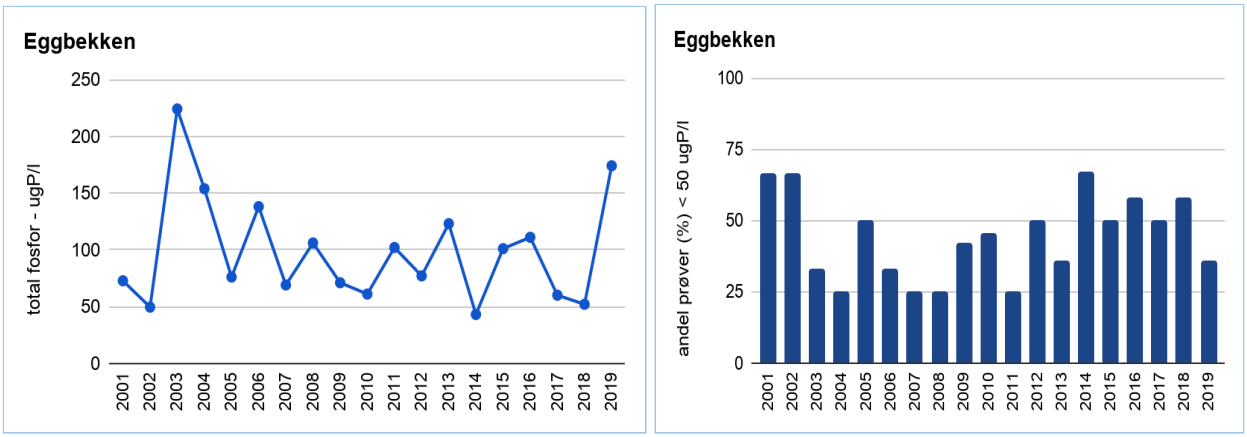
Det er målt til dels store variasjoner i fosforinnholdet utover 2000-tallet. Hvert år måles nivåer på rundt 100 µg P/l eller høyere. Dette er i hovedsak relatert til ulik grad av partikkelinnhold i vannet. Måloppnåelsen har vært noe variabel gjennom årene fra 25 % opptil 67 %. I 2019 var måloppnåelsen på 36 %. Svært høyt fosforinnhold ble målt i juli med 970 µg P/l. Også i september og januar ble det målt høyt fosforinnhold, henholdsvis 352 og 226 µg P/l. Årsmiddel i 2019 var 174 µg P/l, som er blant de høyeste som er målt i perioden 2001-2019.



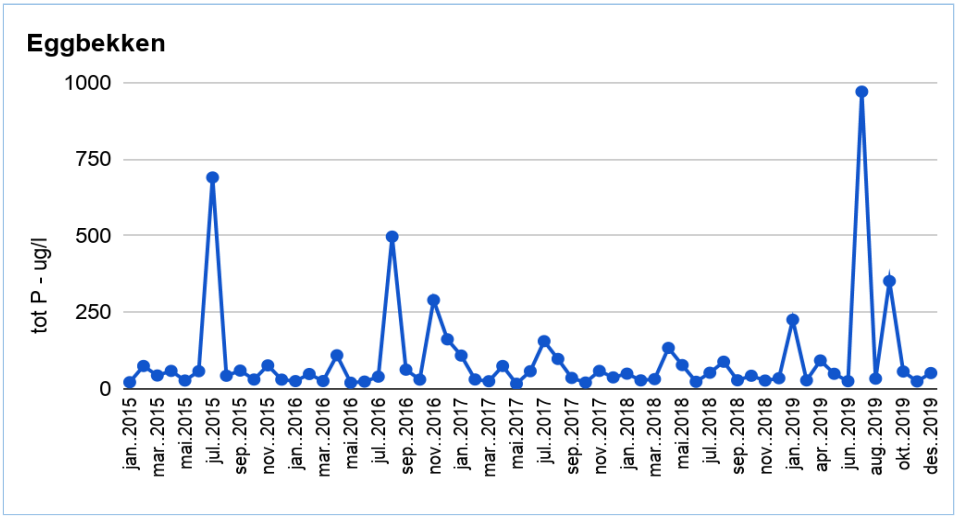
Figur 6.44. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Eggbekken i perioden 1997 - 2019.



Figur 6.45. Målinger av tkb i Eggbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.46. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Eggbekken i perioden 2001 - 2019.



Figur 6.47. Målinger av total fosfor i Eggbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

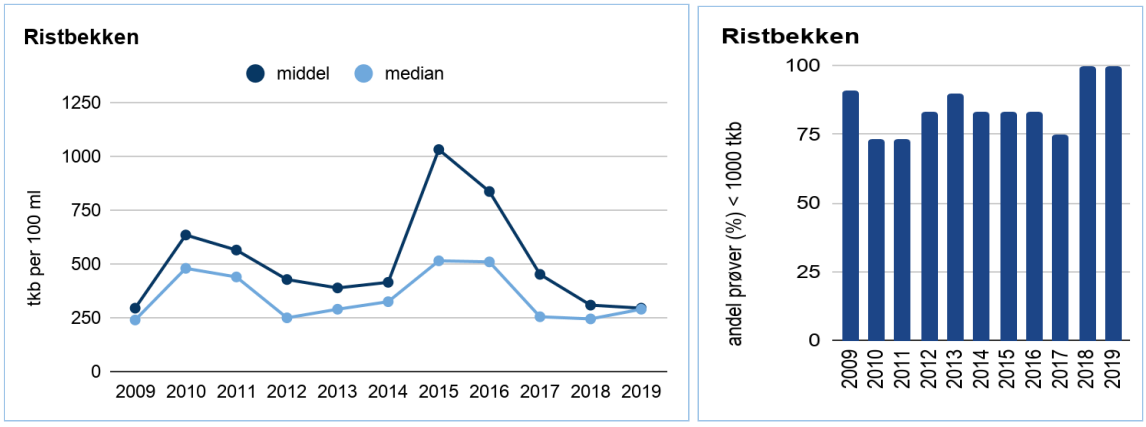
Ristbekken

Ristbekken er det største vassdraget på Byneshalvøya. Nedbørfeltets areal er 27,9 km^2. Sidebekker kommer fra myromåder (Hangerslettmyra) på vestsiden, og fra Bymarka på østsiden av hovedvassdraget. Bekken ble inkludert i overvåkingsprogrammet fra 2009 og det tas månedlige prøver i nedre del v/Mølla for analyse av tkb og total fosfor. Figur 6.48 - 6.51 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

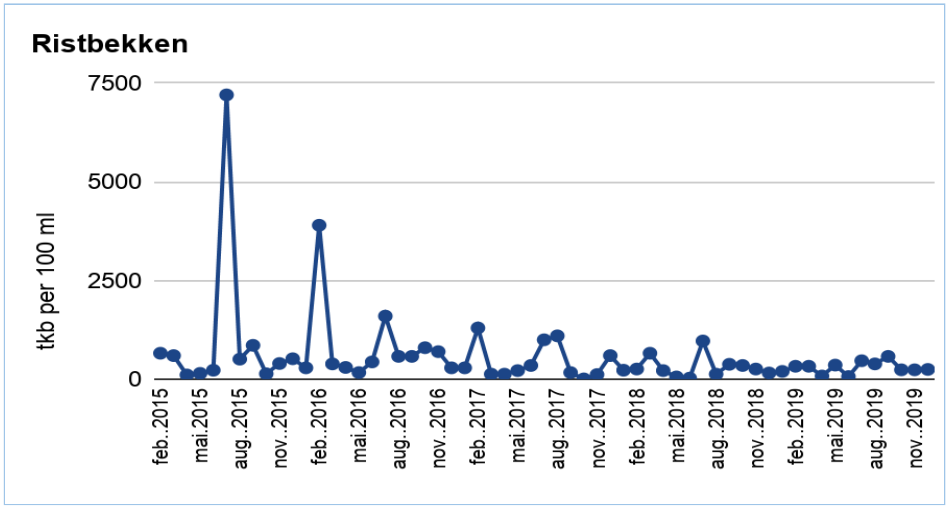
Alle målingene i 2019 viser bakterietall klart lavere enn 1000 tkb per 100 ml, dvs. 100 % måloppnåelse. Årsmiddel var 295 tkb per 100 ml og høyeste verdi var 580 tkb per 100 ml. Siden målingene startet i 2009 er det stort sett målt akseptable bakterienivåer med høy årlig måloppnåelse, men det er bare i 2018 og 2019 det har vært 100 % måloppnåelse. Tidligere års målinger viser at Ristbekken periodevis kan motta noe bakteriell forurensning, men det er sjelden målt høyere enn 1000 -1500 tkb per 100 ml.

I 2019 var årsmiddel for total fosfor 110 µg P/l med høyeste verdi på 321 µg P/l i april. Den årlige overvåkingen i nedre del av bekken siden 2009 har vist at det ofte kan måles fosfornivåer høyere enn 100 µg P/l. I 2019 viste halvparten av målingene gjennom året slike nivåer. Måloppnåelsen for

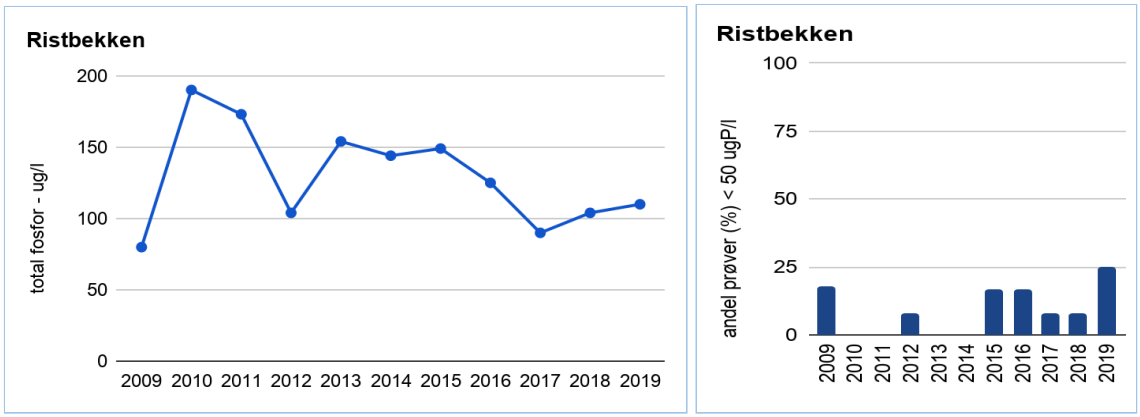
fosfor er fortsatt svært lav med 25 % i 2019. Tilførsler av fosfor skjer i hovedsak fra landbruksaktivitet i midtre og nedre deler av vassdraget (jf. Nøst 2013).



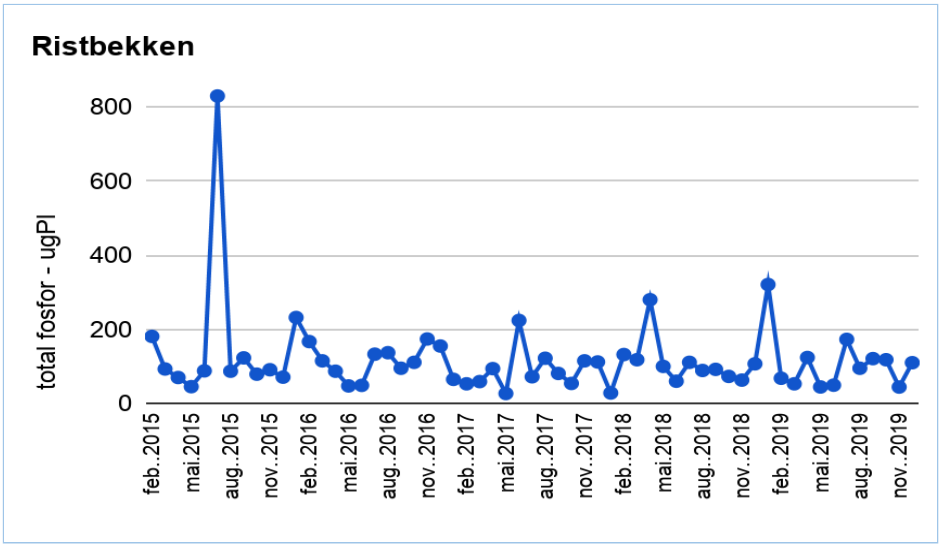
Figur 6.48. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Ristbekken i perioden 2009 - 2019.



Figur 6.49. Målinger av tkb i Ristbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.50. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Ristbekken i perioden 2009 - 2019.

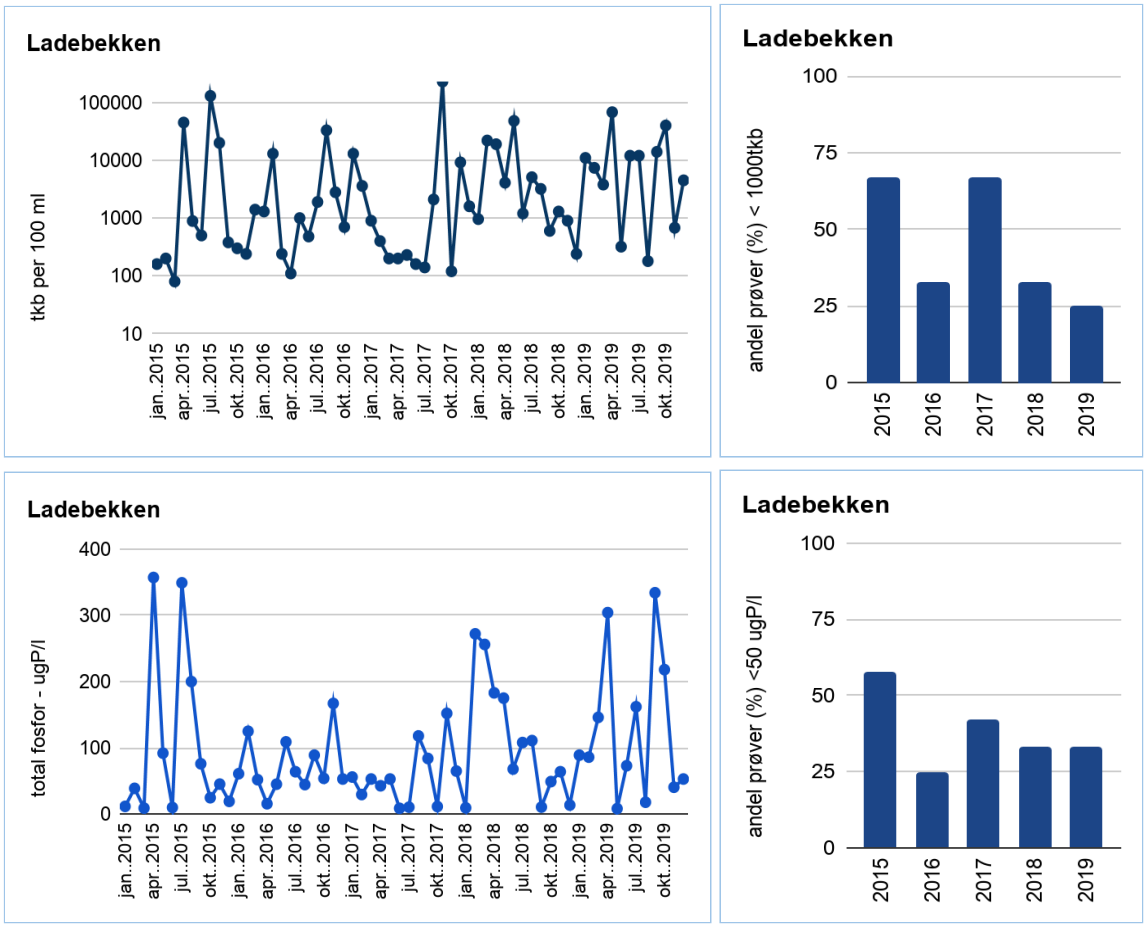


Figur 6.51. Målinger av total fosfor i Ristbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

6.6 Vannkvalitet i bekker som drenerer til fjorden øst for byen

Ladebekken
Bekken ligger i rør og tunnel og er en del av fellesavløpssystemet. En kort strekning er åpen ved utløpet i fjorden. Månedlige prøver av tkb og total fosfor er tatt i nedre åpne del av bekken fra 2015. Figur 6.52 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Målingene i perioden 2015-2019 viser at bekken periodevis er betydelig kloakkpåvirket. Hvert år er det målt episoder med svært høyt bakterieinnhold. I 2019 ble det målt 68 000 tkb per 100 ml i april. I februar og mars ble det målt omkring 20000 tkb per 100 ml. Årsmiddel i 2019 var 14490 tkb per 100 ml og måloppnåelsen var lav, 25 %. Dette viser at det foreløpig er svært ustabil bakteriologisk vannkvalitet i bekken. Innholdet av total fosfor er også variabelt og hvert år er det målt verdier høyere enn 100 µg P/l. I 2019 lå 5 av 12 prøver høyere enn dette med målinger i september og april som klart høyeste; 334 og 304 µg P/l. Årsmiddel for fosfor i 2019 var 128 µg P/l og måloppnåelsen var 33 %.



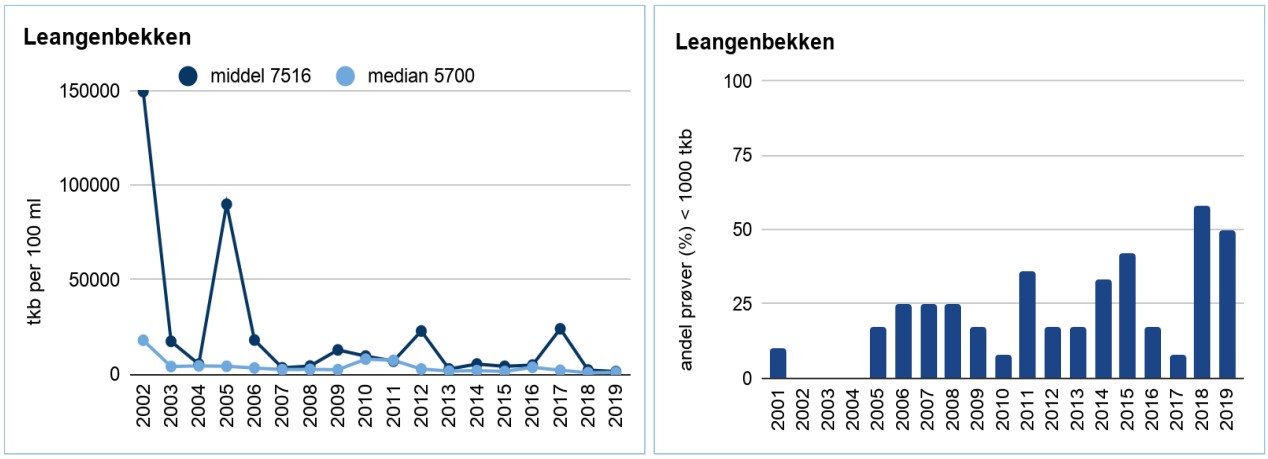
Figur 6.52. Innhold av tkb og total fosfor, og måloppnåelse i Ladebekken perioden 2015-2019.

Leangenbekken

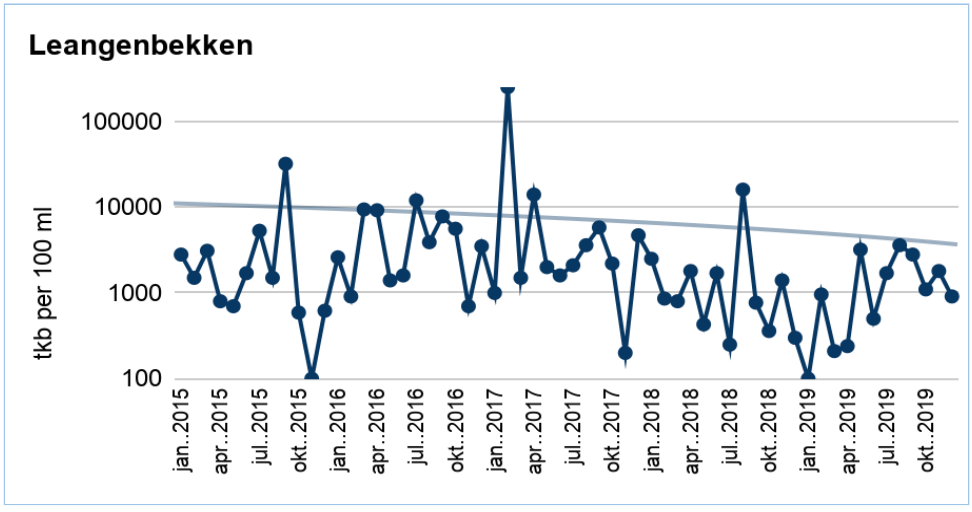
Bekken drenerer til fjorden øst for Ladehalvøya mot Ranheim. Nedbørfeltets størrelse er 2,9 km^2. En vesentlig del av bekken ligger i rør gjennom urbanisert område. Måling av innhold av tkb og total fosfor i bekken startet i 2001 og er basert på månedlige stikkprøver. Målepunktet ligger nært utløpet i fjorden. Figur 6.53 - 6.56 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Den bakteriologiske vannkvaliteten i Leangenbekken har i mange år vært karakterisert som meget dårlig. Årlig er det målt det store variasjoner i bakterieinnholdet. Utslagene har variert fra år til år og har vært påvirket av lokale nedbør- og avrenningsforhold. I 2018 og 2019 ser vi likevel en merkbar bedring i vannkvaliteten. Årsmiddel i 2018 (2264 tkb per 100 ml) og 2019 (1427 tkb per 100 ml) er det laveste nivå som er målt siden målingene startet i 2001. Høyeste måling i 2019 var 3600 tkb per 100 ml som er betydelig lavere enn tidligere års utslag. Måloppnåelsen i 2019 var 50 %, som er noe lavere enn i 2018. Videre målinger vil vise om den positive tendensen vi har sett de to siste årene vil fortsette (figur 6.54).

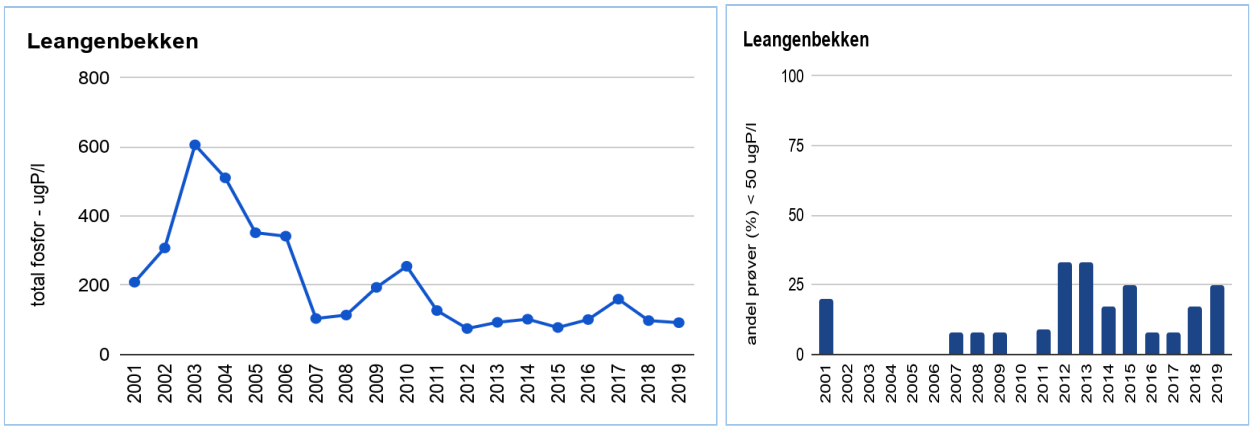
Fosforinnholdet i Leangenbekken er svært variabelt, men de årlige målingene har vist at årsmidler etter 2010 har vært på et lavere nivå enn tidligere på 2000-tallet. Måloppnåelsen er likevel fortsatt på et lavt nivå med 25 % i 2019. Årsmiddel i 2019 var 92 µg P/l og høyeste verdi var i november med 168 µg P/l. Høye verdier av fosfor i Leangenbekken er som oftest relatert til kloakkpåvirkning.



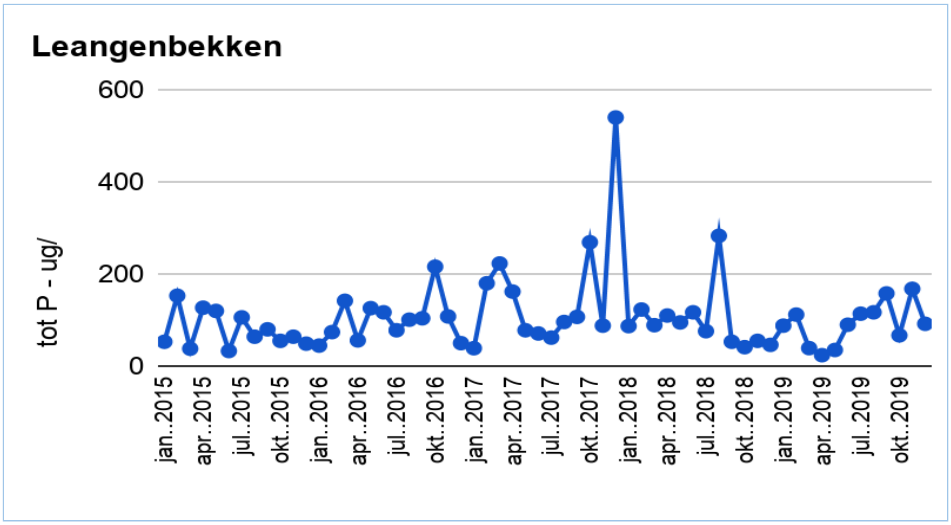
Figur 6.53. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Leangenbekken i perioden 2001 - 2019.



Figur 6.54. Målinger av tkb i Leangenbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.55. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Leangenbekken i perioden 2001 - 2019.

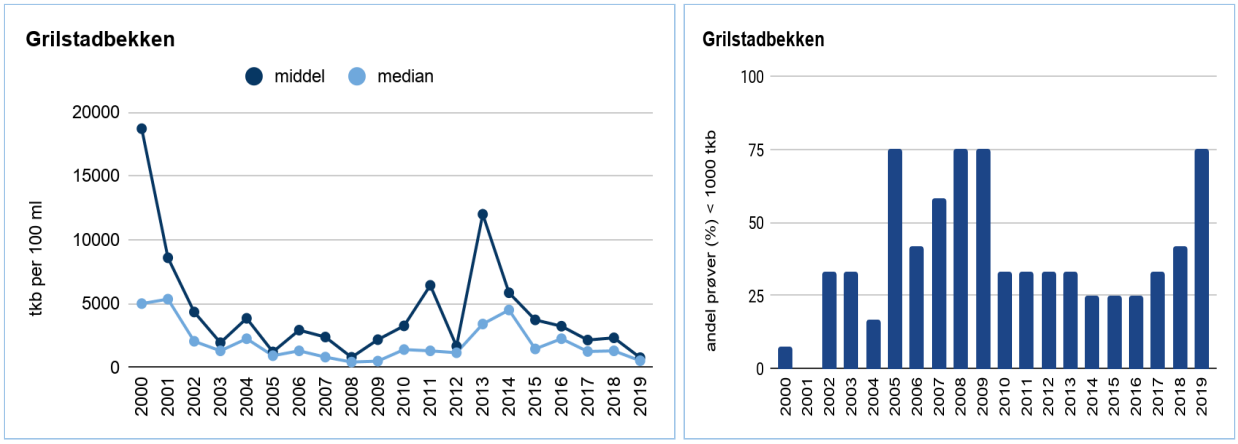


Figur 6.56. Målinger av total fosfor i Leangenbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

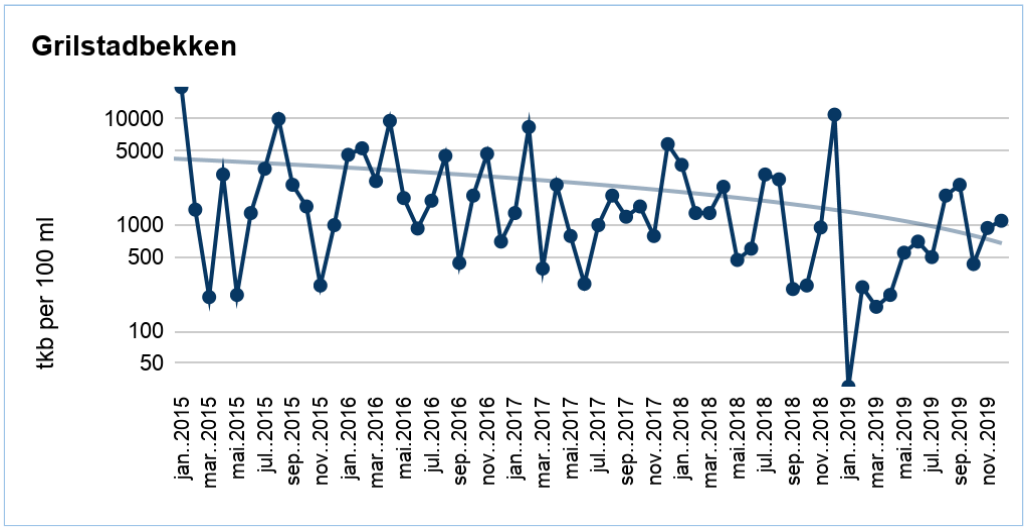
Grilstadbekken
Nedbørfeltet er 7,7 km^2. Øvre del ligger innenfor markaområde med kilde i Estenstaddammen/Tømmerholtdammen. Bekken drenerer noe landbruksarealer og det er økende grad av bebygde områder nedover vassdraget. Bekken går for det meste åpen ned til Brundalen. Mesteparten av bekken nedstrøms ligger i rør. En liten strekning på ca.150 m er åpen før utløp i fjorden. Måling av innhold av tkb og total fosfor i bekken startet i 2000 og er basert på månedlige stikkprøver. Målepunktet er i nedre del. Figur 6.57 - 6.60 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Kloakkutlekking har vært en betydelig utfordring i Grilstadbekken siden målingene startet i 2000 med svært variable bakterienivåer. Det har derfor vært ujevn måloppnåelse for tkb utover 2000-tallet. Etter 2010 har måloppnåelsen vært gjennomgående lav (25 - 42 %). I 2019 derimot økte måloppnåelsen til 75 %. Samtidig ble det målt det laveste årsmiddel for tkb (767 tkb per 100 ml) som er målt siden målingene startet. Det ble heller ikke målt så stor variasjon i tkb innhold som i tidligere år. I den siste femårsperioden har utslagene variert mellom 8400 og 20000 tkb per 100 ml, mens høyeste måling i 2019 bare var 2400 tkb per 100 m (figur 6.58). Videre målinger vil vise om bakterienivåene i Grilstadbekken stabiliserer seg på tilfredsstillende nivå.

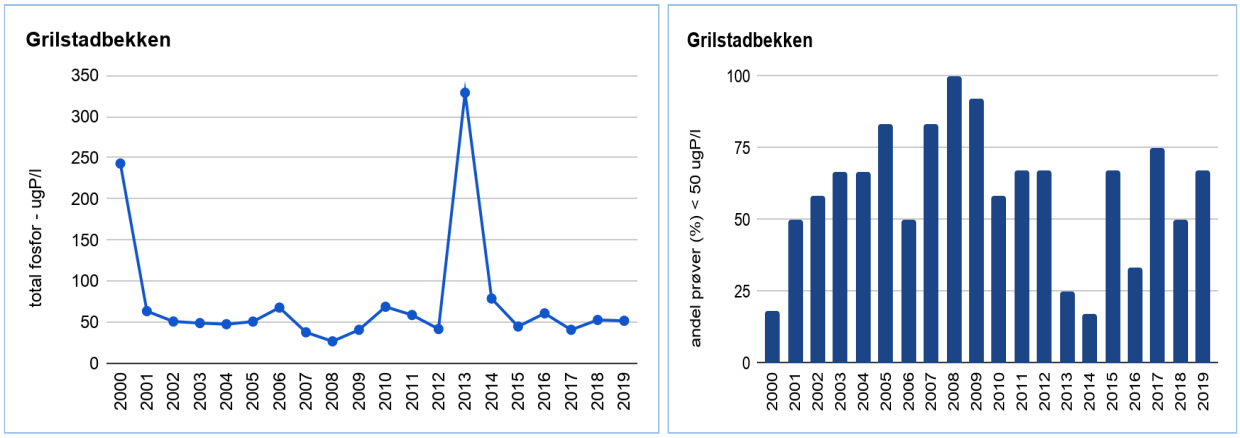
I Grilstadbekken er det over flere år målt relativt gunstige fosfornivåer. Måloppnåelsen har imidlertid vært variabel de siste årene fra i underkant av 20 % til 75 %. I 2019 var måloppnåelsen på 67 %. Både kloakkpåvirkning og partikkelavrenning antas å bidra til periodevis måles noe høyt fosforinnhold i Grilstadbekken. I 2019 var årsmiddel 52 µg P/l og verdiene varierte mellom 13 og 124 µg P/l.



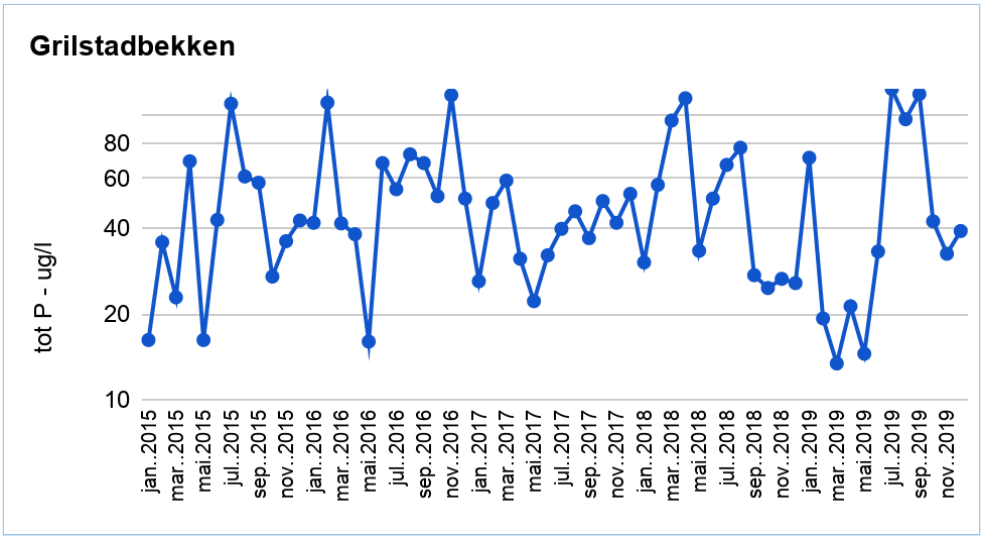
Figur 6.57. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Grilstadbekken i perioden 2000 - 2019.



Figur 6.58. Målinger av tkb i Grilstadbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.59. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Grilstadbekken i perioden 2000 - 2019.



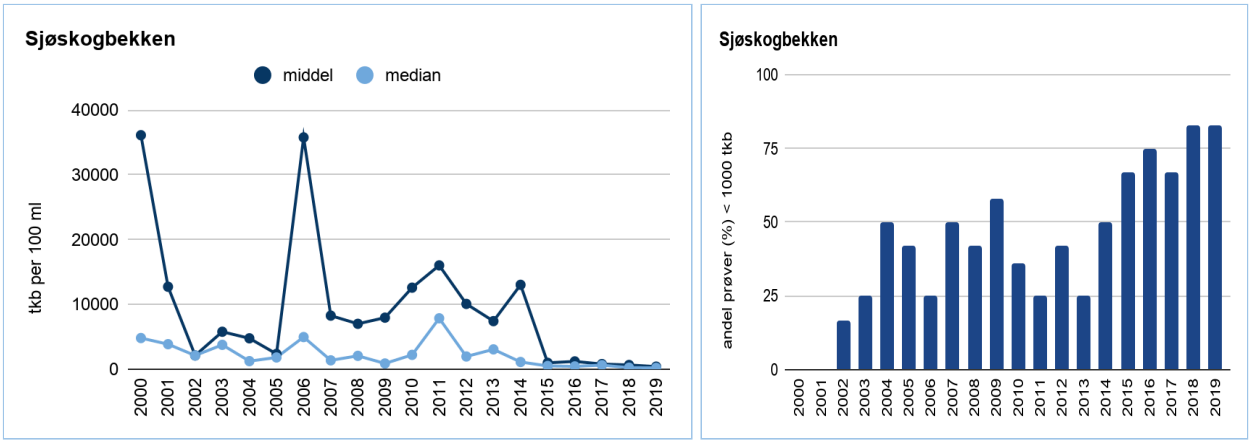
Figur 6.60. Målinger av total fosfor i Grilstadbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

Sjøskogbekken

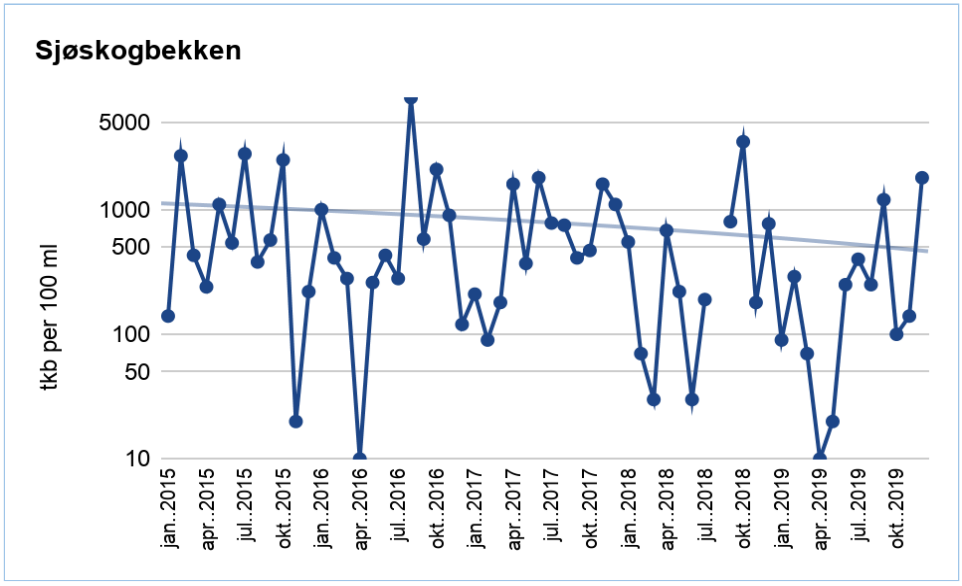
Nedbørfeltet er 5,1 km^2. Kildene er i myr/skogsområder ved Vikerauntjønna. Midtre deler av vassdraget drenerer landbruksareal og det er økende bebyggelse i nedre del med ulike inngrep (bekkelukking, kryssende vei og jernbane). Måling av innhold av tkb og total fosfor i nedre del av bekken startet i 2000 og er basert på månedlige stikkprøver. Figur 6.61 - 6.64 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Den bakteriologiske vannkvaliteten i Sjøskogbekken har vært svært dårlig i mange år og periodevis er det målt svært høye bakterienivåer. Årsak har vært knyttet til avrenning fra landbruksområder med husdyr og lekkasjer/overløp på avløpsnettet. Opphør av husdyrdrift og tiltak på avløpsnettet de senere år har gitt forhåpninger om reduserte forurensningstilførsler og mer stabil vannkvalitet. Med unntak av et utslipp med massivt kloakklekkasje i bekken 2. august 2018 (32000000 tkb per 100 ml) viser målingene de siste årene årene en slik tendens og måloppnåelsen har vært økende. Både i 2018 og 2019 har måloppnåelsen vært høy med 83 %. Årsmiddel for tkb i 2019 var 385 tkb per 100 ml, som er det laveste årsmiddel som er målt i bekken. De fleste målingene lå klart lavere enn 500 tkb per 100 ml (dvs. definert som badevannskvalitet). To målinger lå høyere enn målkravet på 1000 med 1200 og 1800 tkb per 100 ml.

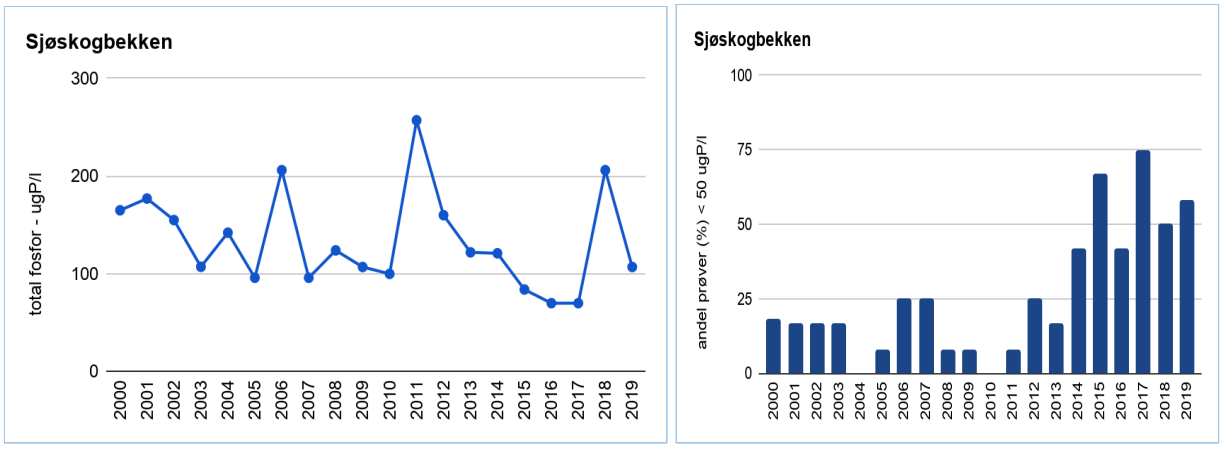
Måloppnåelsen for fosfor har vært økende etter 2010 og antas å ha sammenheng med redusert forurensning fra landbruk og avløp. Det er likevel betydelig variasjon i fosfornivåene, som nå i større grad kan knyttes til nedbør og økt partikkelinnhold i bekken. I 2019 var måloppnåelsen for fosfor 58 %, årsmiddel var 107 µg P/l og variasjonsbredde var 6 opptil 550 µg P/l.



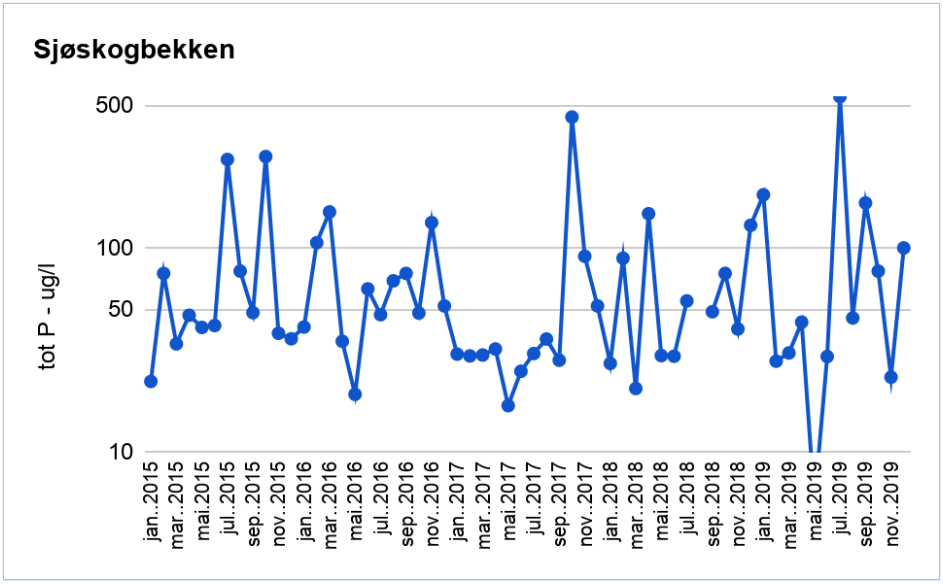
Figur 6.61. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Sjøskogbekken i perioden 2000 - 2019. Merk: For 2018 er episode med massivt kloakkutslipp ikke tatt inn i beregningen.



Figur 6.62. Målinger av tkb i Sjøskogbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).
Merk: Måling av ekstrem høy tkb verdi ifb. uhellsepisode med massivt kloakkutslipp 02.08.2018 er ikke tatt inn i fig.



Figur 6.63. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Sjøskogbekken i perioden 2000 - 2019.



Figur 6.64. Målinger av total fosfor i Sjøskogbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).
Merk: Måling av ekstrem høy tkb verdi ifb. uhellsepisode med massivt kloakkutslipp 02.08.2018 er ikke tatt inn i fig.

Vikelva

Vikelva munner ut i fjorden i Ranheimsfjæra. Elvestrengen er ca. 3,5 km og nedbørfeltets størrelse (eks. feltet til Jonsvatnet) er 3,3 km^2.

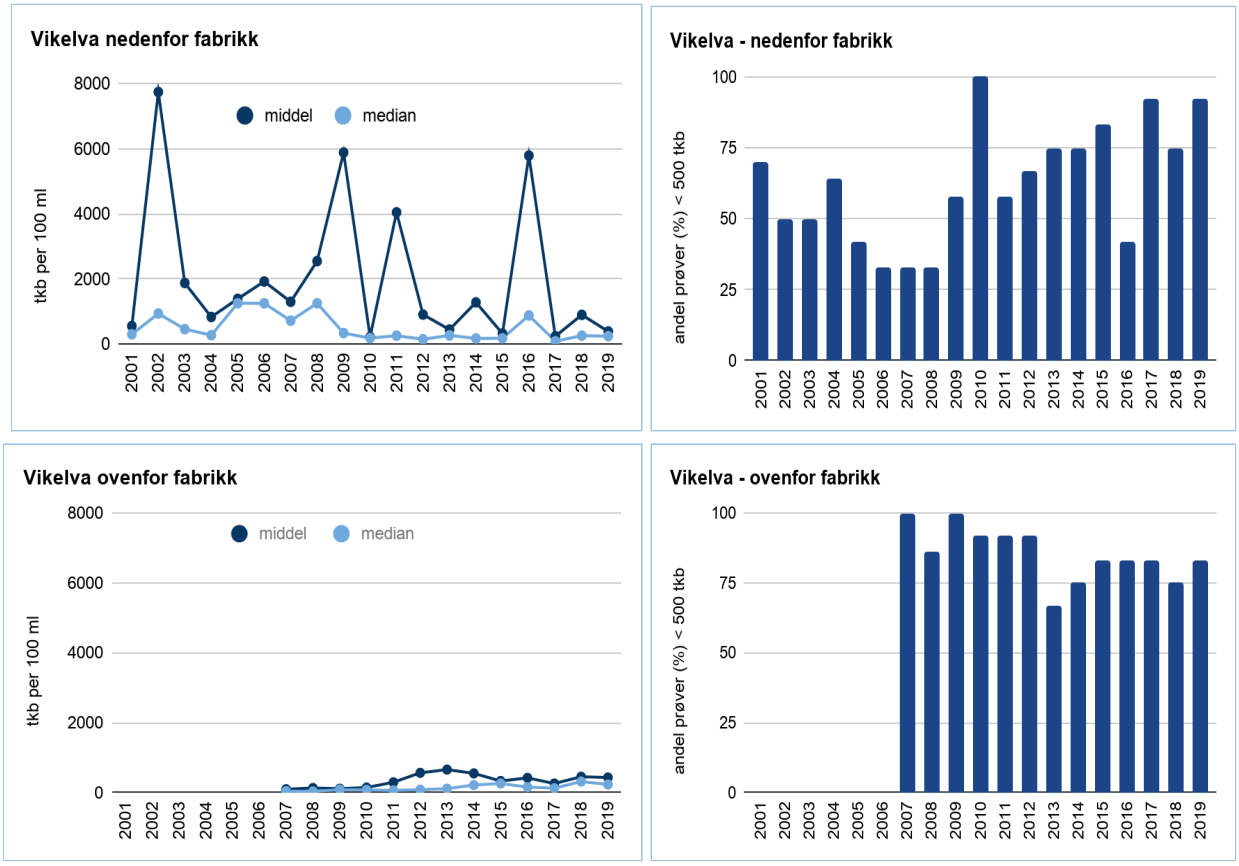
I nedre del av elva (nedenfor fabrikkområdet Peterson fabrikker) er det fra 2001 tatt månedlige vannprøver med analyse av tkb og total fosfor. Fra 2007 er det tatt tilsvarende ovenfor fabrikken (ovenfor E6 v/Rema) for å vurdere om fabrikkområdet bidrar med forurensning til elva. Vannkvaliteten i Vikelva måles mot kravet om badevannskvalitet (tilsvarende måltall 500 tkb) og en målegrense for innhold av total fosfor på 20 µg/l. Figur 6.65 - 6.68 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

Den bakteriologiske vannkvaliteten i nedre del av Vikelva nedstrøms fabrikkområdet har i mange år vært ustabil med hendelser med økte bakterienivåer. Utlekking av kloakk har vært en utfordring, men tiltak har gitt en klar bedring de senere årene. Hendelser med kloakkpåvirkning har likevel forekommet så og si årlig. I 2019 ble det påvist 2000 tkb per 100 ml i oktober. Øvrige målinger i 2019 lå lavere enn målkravet på 500 tkb per ml som ga høy måloppnåelse med 92 %. Årlig måloppnåelse har vært noe variabel utover 2000-tallet, men bortsett fra i 2016 (42 %) har måloppnåelsen vært relativt god de senere årene (75 % eller høyere).

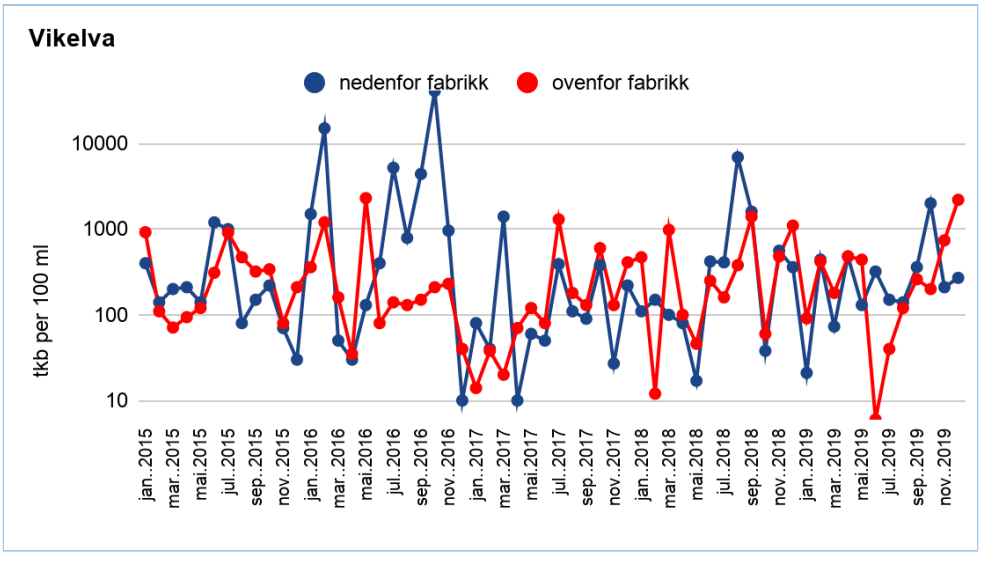
På målepunktet ovenfor fabrikken har vi også i enkelte år sett eksempler på bakterienivåer som tyder på kloakklekkasjer fra dette området. Måloppnåelsen har likevel vært stabil god de siste årene, i 2019 på 83 %. I 2019 ble det målt en verdi på 2200 tkb per 100 ml i desember. Det ble samtidig ikke påvist økt bakterieinnhold på målepunktet nedenfor fabrikken, og viser da at det har vært stor grad av fortynning i elva nedstrøms øvre målepunkt.

Etter at fosforholdig prosessvann fra Peterson fabrikker ble ledet ut i fjorden fra juni 2009 har det skjedd en merkbar økning i måloppnåelsen (prøver < 20 µg P/l) i nedre del av elva. Anleggsdrift og graving i området har senere medført at det periodevis har blitt ført fosforholdig leir og jordpartikler ut i elva, og da måles høyere verdier for total fosfor i vannprøver. I de senere år ser vi en mer stabilisering av fosfornivåene i nedre del av elva med årsmidler mellom 11 og 15 µg P/l. I 2019 var årsmiddel på 14 µg P/l og måloppnåelse 75 %.

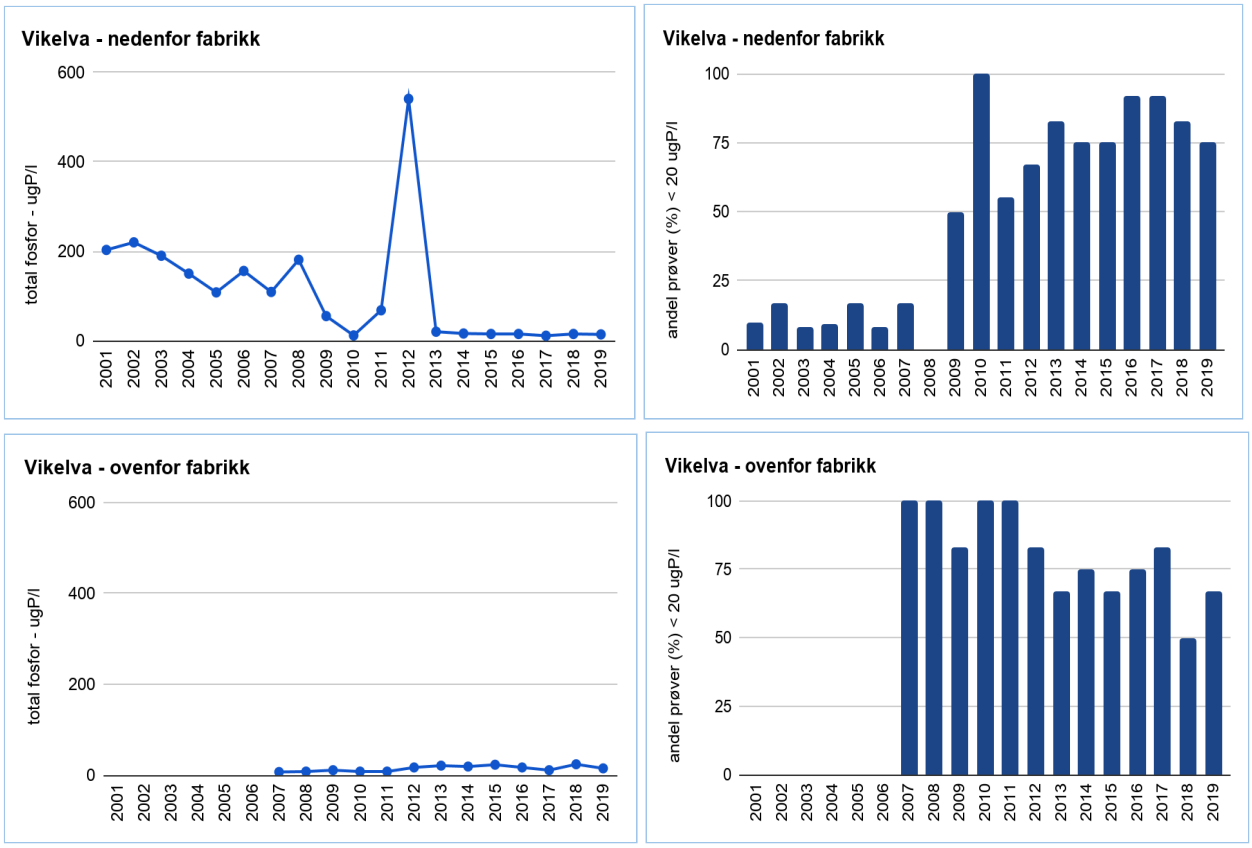
På det øvre målepunktet var årsmiddel fosfor omkring samme nivå (15 µg P/l) som det nedre målepunktet. Måloppnåelsen var noe lavere med 67 %. I den siste tiårsperioden ser vi en tendens til redusert måloppnåelse for fosfor på det øvre målepunktet. Dette er i første rekke knyttet til økt partikkelpåvirkning i forbindelse med økende graveaktivitet i nærområdet.



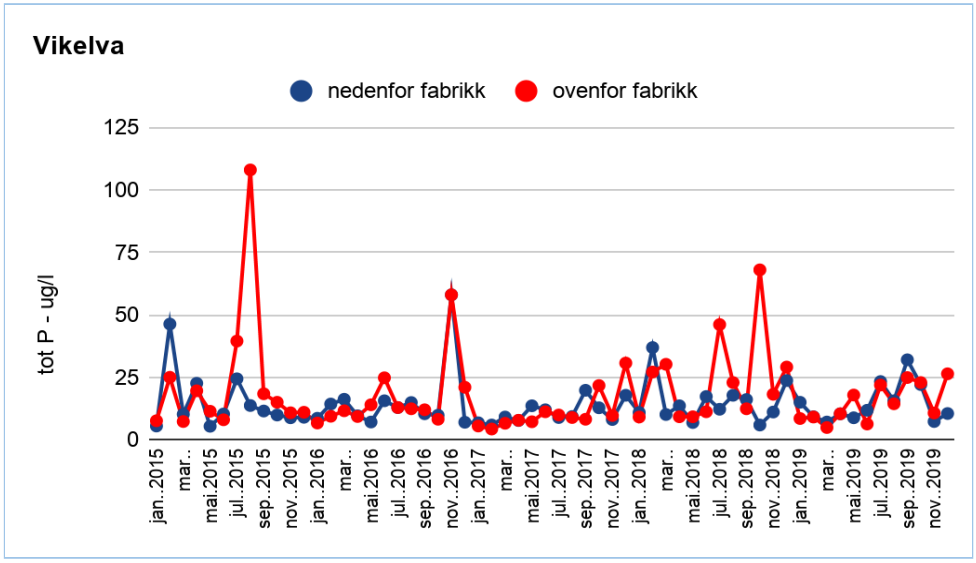
Figur 6.65. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) på to prøvepunkter i Vikelva (nedenfor fabrikken 2001-2018 og ovenfor fabrikken 2007 - 2019).



Figur 6.66. Målinger av tkb i Vikelva (nedenfor og ovenfor fabrikken) den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.67. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) på to prøvepunkter i Vikelva (nedenfor fabrikken 2001-2018 og ovenfor fabrikken 2007 - 2019).



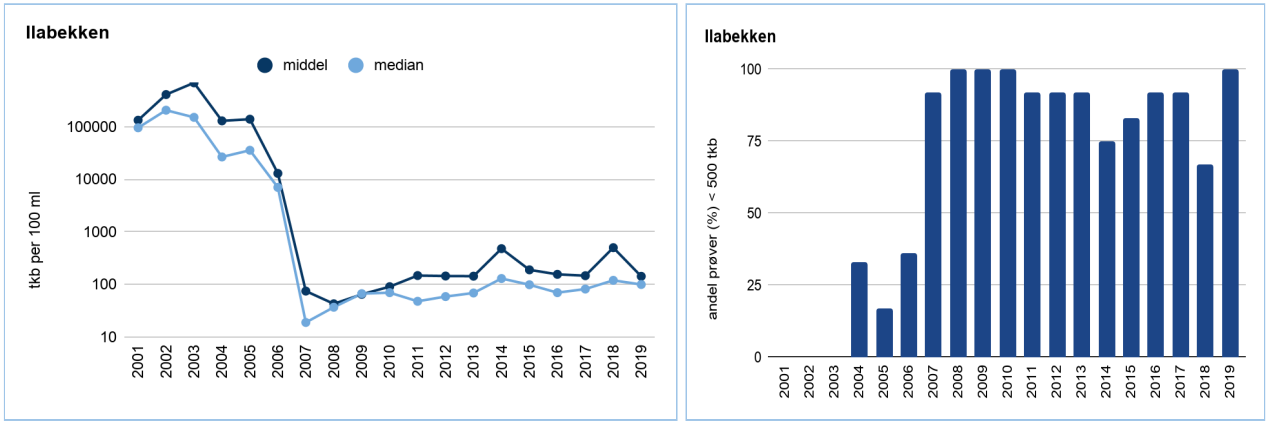
Figur 6.68. Målinger av total fosfor i Vikelva (nedenfor og ovenfor fabrikken) den siste femårsperioden (2015- 2019).

6.7 Vannkvalitet i bekker som drenerer til fjorden vest for byen

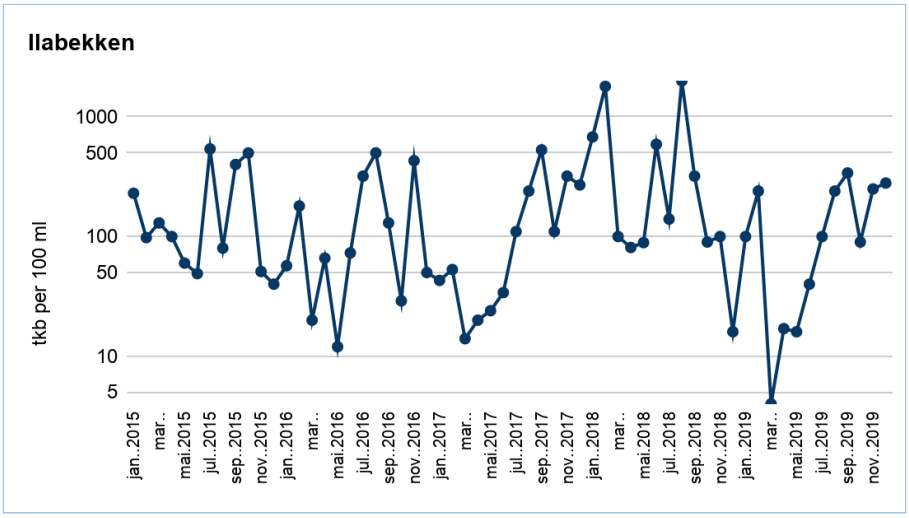
Ilabekken
Sanering av kloakktilførslene ble gjennomført i forbindelse med gjenåpning av bekken i 2006. Det ble da satt et mål om at Ilabekken skal holde badevannskvalitet (< 500 tkb per 100 ml) og at fosforinnholdet ikke skal overstige 20 µg/l. Månedlige målinger av innhold av tkb og fosforinnhold er foretatt i nedre del av bekken årlig fra 2001. Figur 6.69 - 6.72 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 9.

I nedre del av Ilabekken har den bakteriologiske vannkvaliteten generelt vært stabil og god etter at kloakk ble sanert i 2006, men unntaksvis har det forekommet målinger med høyere bakterietall enn måltallet på 500 tkb per 100 ml. Vi har sett en tendens til mer variasjon i bakterieinnhold og måloppnåelse de siste 6-7 årene, med laveste måloppnåelse i 2018 på 67 %. I 2019 lå derimot alle målingene lavere enn målkravet, dvs. 100 % måloppnåelse. Vi må tilbake til 2010 for å finne tilsvarende måloppnåelse. Videre målinger vil vise om denne stabile situasjonen vil fortsette.

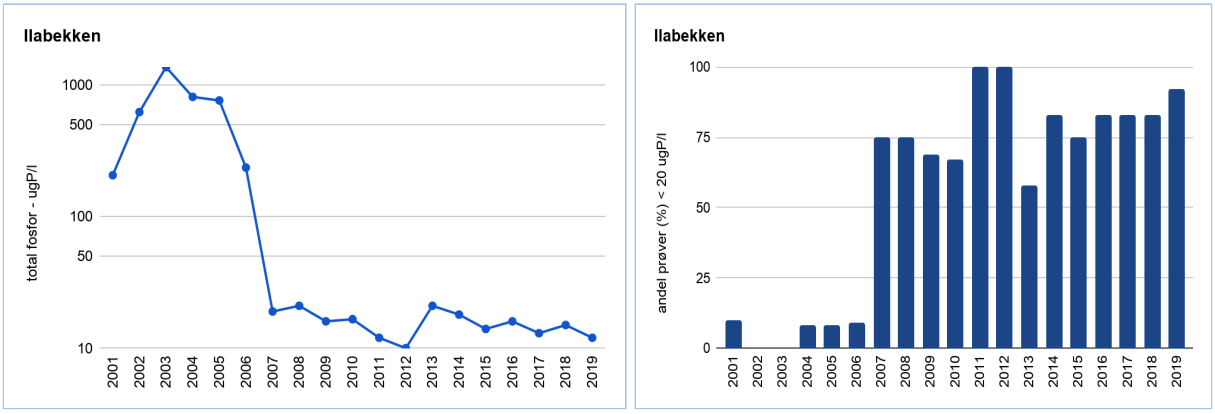
Etter saneringstiltak av kloakken i 2006 er det stort sett målt fosfornivåer i området 10 - 20 µg P/l, som representerer et realistisk bakgrunnsnivå for fosfor i nedre deler av vassdraget. Enkeltmålinger kan vise noe høyere utslag. Fugl som har tilhold i den nedre dammen antas å bidra med tilførsler av næringssalter. Måloppnåelsen har variert mellom 75 og 83 % de siste 5-6 årene. I 2019 var måloppnåelsen 92 %. I 2019 påvises en måling høyere enn måltallet på 20 µg P/l; 27 µg P/l i august. Årsmiddel i 2019 var 12 µg P/l.



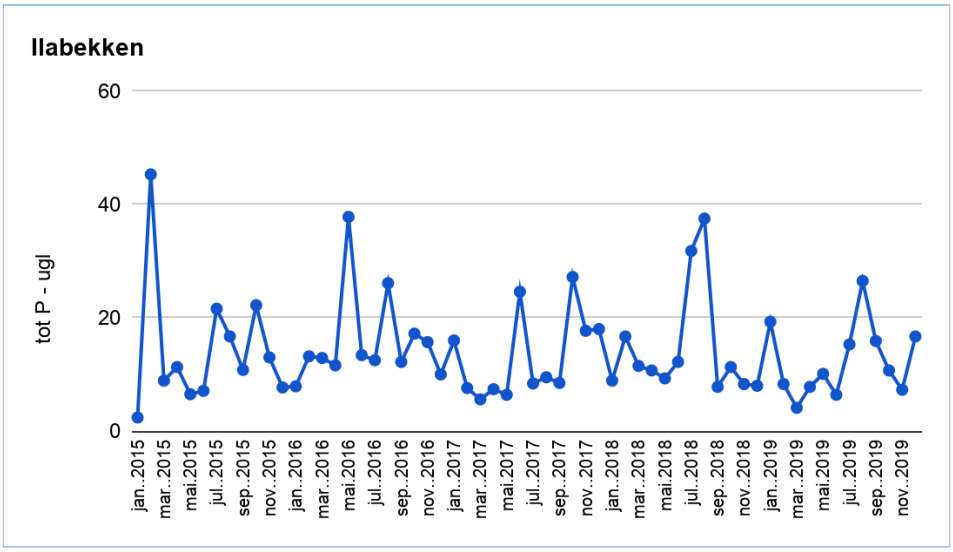
Figur 6.69. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Ilabekken i perioden 2001 - 2019.



Figur 6.70. Målinger av tkb i Ilabekken den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.71. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Ilabekken i perioden 2001 - 2019.



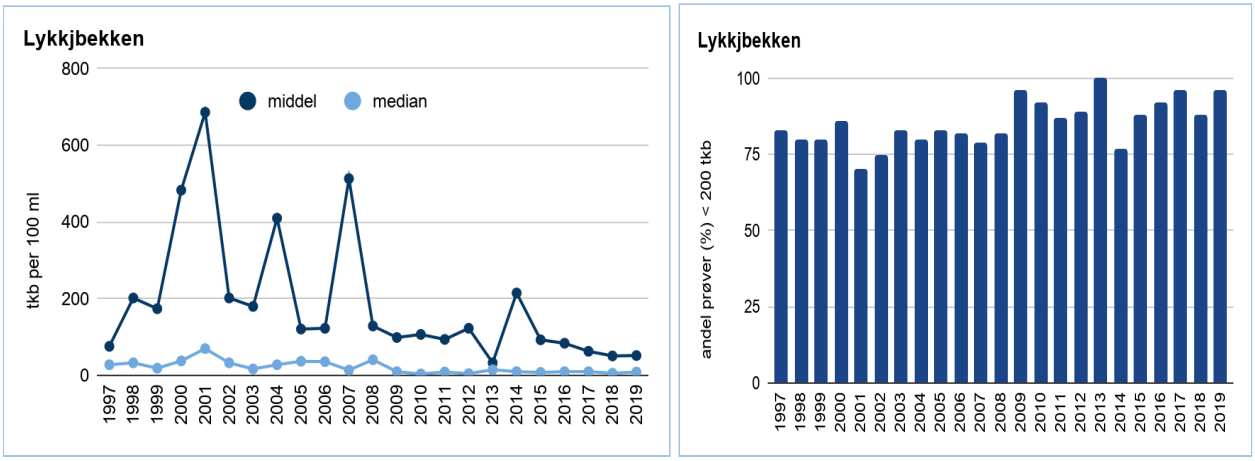
Figur 6.72. Målinger av total fosfor i Ilabekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

6.8 Vannkvalitet i bekker ved Jonsvatnet

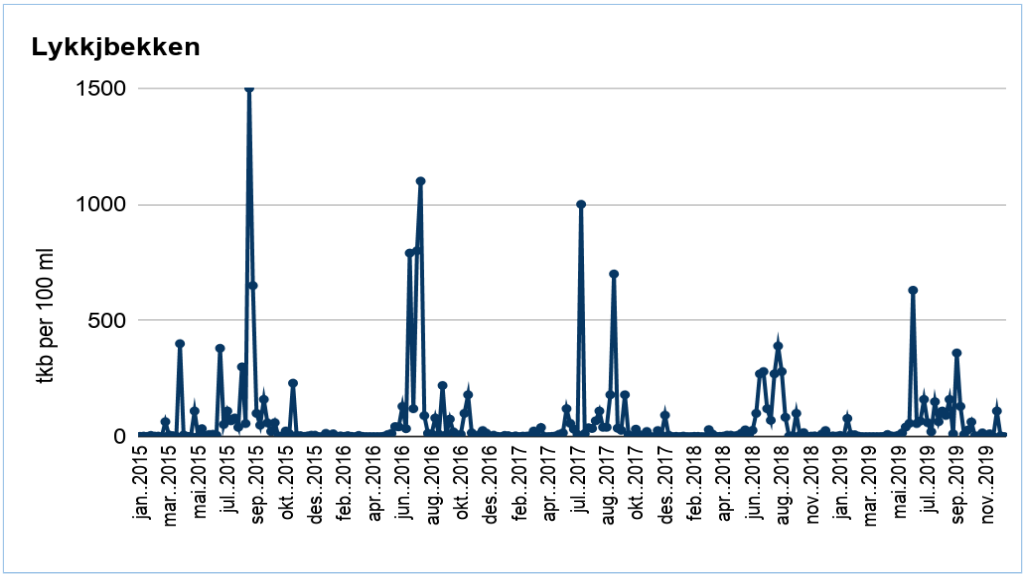
Lykkjbekken
Lykkjbekken er den største bekken i Litjvatnets nedbørfelt. Bekken har vært overvåket årlig siden 1997. Prøvetakingen er gjennomgående basert på ukentlige prøver fra egen målestasjon i nedre del. Analyser av tkb og total fosfor er foretatt hvert år. Figur. 6.73 - 6.76 gir en framstilling av måleresultater. Enkeltresultater i 2019 er gitt i vedlegg 10.

I Lykkjbekken har den bakteriologiske vannkvaliteten stort sett ligget på et akseptabelt og gunstig nivå siden målingene startet i 1997. Det har vært relativ høy årlig måloppnåelse (omkring 80-90 %). I 2019 var måloppnåelsen på 96 %. Årlig har det vært vanlig å måle utslag med høyere bakterieinnhold (> 1000 tkb per 100 ml) i løpet av sommerhalvåret, men målingene viser at de årlige utslagene har blitt redusert de siste fem årene (figur 6.74). Dette kan tyde at det er blitt mindre tilførsler av forurensning til bekken. Videre målinger vil vise om denne tendensen vil fortsette. Høyeste verdi i 2019 var 630 tkb per 100 ml og årsmiddel var 52 tkb per 100 ml.

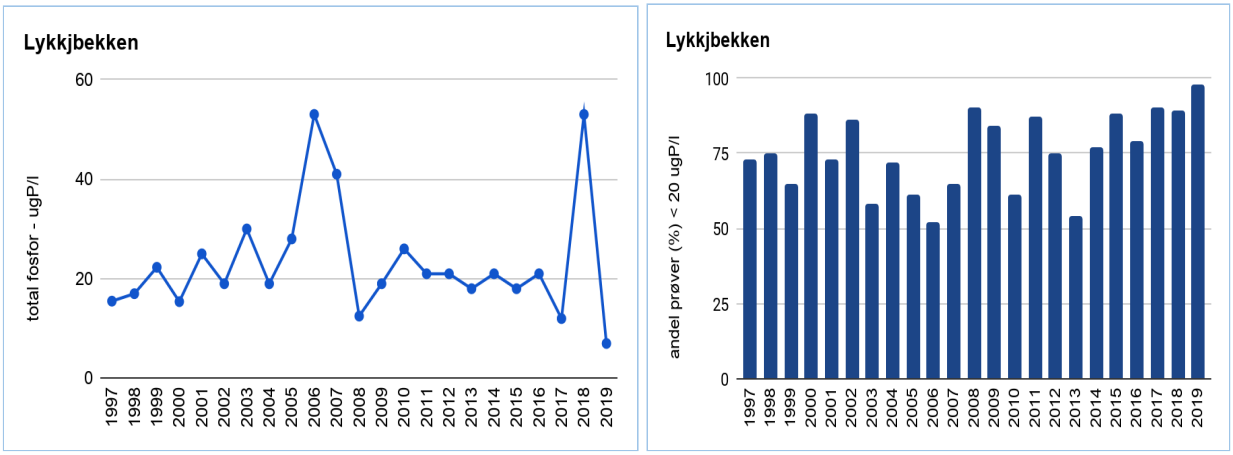
Fosfornivåene i Lykkjbekken har i mange år ligget stort sett på akseptable nivåer og omkring et forventet bakgrunnsnivå (10 – 20 µg P/l). Enkeltmålinger med betydelige høyere verdier (> 100 µg P/l) har likevel forekommet så og si årlig. I 2019 ble det ikke målt slike utslag og høyeste verdi var kun 23 µg P/l. Årsmiddel på 7 µg P/l er det laveste som er målt i bekken. Måloppnåelsen i 2019 (prøver < 20 µg P/l) var høy med 98 %.



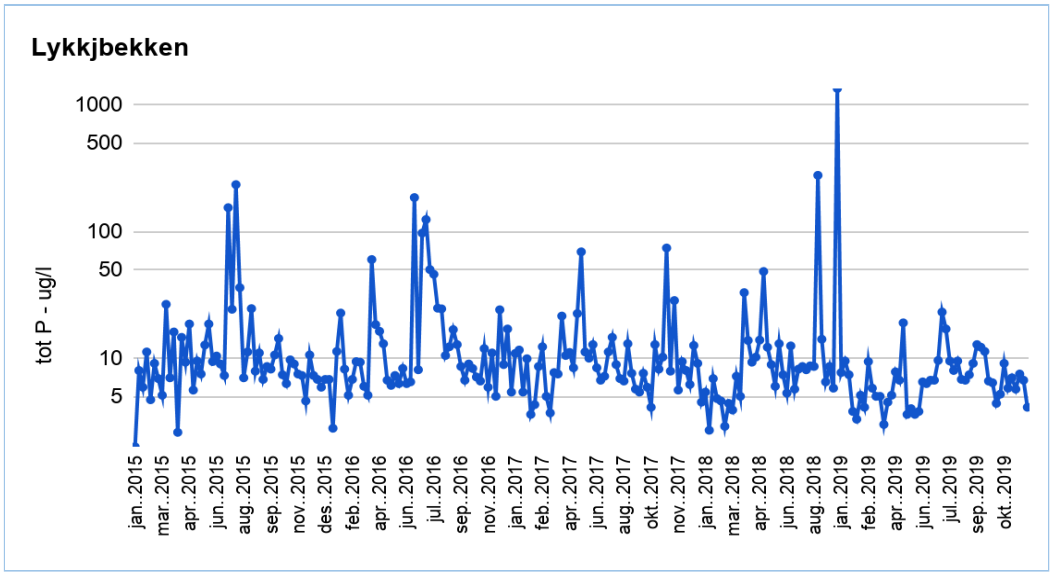
Figur 6.73. Innhold av tkb (per 100 ml) og måloppnåelse (%) i Lykkjbekken i perioden 1997 - 2019.



Figur 6.74 Målinger av tkb i Lykkjbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).



Figur 6.75. Innhold av total fosfor (ug/l) og måloppnåelse (%) i Lykkjbekken i perioden 1997 - 2019.



Figur 6.76. Målinger av total fosfor i Lykkjbekken den siste femårsperioden (2015- 2019).

6.9 Sammenstilling av måloppnåelse vannkvalitet i elver og bekker

Det generelle kravet til måloppnåelse for innhold av tkb og total er 100 %, dvs. at alle prøver i den enkelte lokalitet skal ligge lavere enn angitte målverdier gitt i tabell 6.1. For å få et bedre verktøy som grunnlag for tilstands- og tiltaksvurdering har vi utarbeidet et klassifiseringssystem (tilstandsklasser) basert på grad (%) måloppnåelse. Oppfylt målkrav tilsvarer da tilstand *Svært god*;

Måloppnåelse	Tilstand
100	Svært god
75-99	God
50-74	Moderat
25-49	Dårlig
< 25	Svært dårlig

Tabell 6.2 viser hvordan den enkelte lokalitet kommer ut i forhold til sine respektive målkrav for målingene de siste fem årene. Overvåkingsprogrammet i 2019 inkluderer Nidelva (6 prøvepunkter) og 21 bekker (24 prøvepunkter).

I Nidelva oppnådde Pirbrua i 2019 *Moderat* måloppnåelse for både innhold tkb og total fosfor. Øvrige målepunkter i Nidelva oppnådde *God* måloppnåelse med økende til *Svært god* for tkb ved Sluppen og Tiller bru. Det er ikke registrert vesentlige endringer i tilstand for total fosfor i Nidelva den siste 5 års perioden, mens det for tkb har vært noe variabel måloppnåelse nedover elva i tidsperioden.

Tilløpsbekkene til Nidelva viser i 2019 i likhet med tidligere år variabel måloppnåelse både for tkb og total fosfor. Leirelva har fremdeles *Dårlig* måloppnåelse for tkb, mens fosfor oppnår *God*. Måloppnåelsen er stabil høy for Kystadbekken og Kvetabekken; *God/Svært god* tilstand. Også i Amundsbekken ses samme tendens. Videre oppnådde Uglabekken i 2019 som de siste par årene *God* måloppnåelse for både tkb og fosfor. Sjetnbekken, som opplevde økt måloppnåelse fra *Dårlig* til *God* for begge parametre i 2018 har i 2019 fått *Moderat*, men likevel nært opptil *God* måloppnåelse. Steindalsbekken har også fått redusert måloppnåelse fra *God* til *Moderat*. Heimdalsbekken har fremdeles ustabil vannkvalitet og oppnår i 2019 *Dårlig* måloppnåelse for begge parametre. Sverresdalsbekken og Hornebergsbekken har som tidligere år lav måloppnåelse; *Dårlig* for både tkb og total fosfor. Fossumdalsbekken, som ble tatt inn som ny bekk i overvåkingen i 2019 oppnådde *Moderat* måloppnåelse for tkb og *Dårlig* for total fosfor.

De tre målepunktene i Søra får i 2019 får som tidligere år *God* måloppnåelse for tkb, mens måloppnåelsen for fosfor er *Moderat.* Eggbekken får igjen *God* måloppnåelse for tkb, men scorer *Dårlig* på fosfor. Ristbekken sliter fremdeles med fosfor, men måloppnåelsen har økt fra *Svært dårlig* til *Dårlig*. Måloppnåelsen for tkb i Ristbekken var i 2019 det samme som i 2018; *Svært god*. Ladebekken har i 2019 som i de fleste tidligere år *Dårlig* måloppnåelse for begge parametre. Leangenbekken har opprettholdt *Moderat* for tkb, mens det er *Dårlig* måloppnåelse for total fosfor. Grilstadbekken får en klar bedring for tkb i 2019 fra *Dårlig* til *God* måloppnåelse, mens fosfor har fått redusert måloppnåelse fra *God* til *Moderat*. Sjøskogbekken oppnår i 2019 *God* måloppnåelse for tkb og *Moderat* for total fosfor. Nedre målepunkt i Vikelva oppnår i 2019 *God* måloppnåelse for tkb og fosfor, det samme som har vært vanlig å måle i flere år. Øvre målepunkt i Vikelva oppnådde også *God* måloppnåelse for tkb, men bare *Moderat* for total fosfor. Ilabekken har i flere år ligget tett opp mot målkravet for begge parametre; i 2019 *Svært God* for tkb og God for fosfor. Lykkjbekken

ved Jonsvatnet har i 2019 som tidligere år *God* måloppnåelse for innhold av både tkb og total fosfor.

Tabell 6.2. Måloppnåelse for innhold av tkb og total fosfor i elver og bekker de siste 5 årene. Basert på angitte miljømål jf. tab. 6.1 og klassifiseringssystem gitt ovenfor.

	Måloppnåelse - Tkb					Måloppnåelse - Total fosfor				
	2015	2016	2017	2018	2019	2015	2016	2017	2018	2019
Nidelva										
Pir brua	God	Moderat	Moderat	God	Moderat	God	Moderat	God	God	Moderat
Gamle bybro	Moderat	Moderat	God	God	God	God	God	God	God	Moderat
Nidareid bru	Moderat	Dårlig	Moderat	God	God	God	God	Moderat	God	God
Stavne bru	Moderat	God	God	God	God	God	God	Moderat	God	God
Sluppen bru	God	S- god	S - god	God	S-god	God	God	God	God	God
Tiller bru	S - god	S -god	S - god	God	S-god	God	God	God	God	God
Tilløpsbekker til Nidelva										
Leirelva	Moderat	Moderat	Dårlig	Dårlig	Dårlig	God	God	God	Moderat	God
Uglabekken	Dårlig	Dårlig	God	God	God	Moderat	God	God	God	God
Heimdalsbekken	God	Moderat	Dårlig	Moderat	Dårlig	God	God	Moderat	Moderat	Dårlig
Kystadbekken	God	God	S - god	S-god	God	S - god	S - god	S - god	God	S-god
Sverresdalsbekken	S - dårlig	Dårlig	S - dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig	S - dårlig	S-dårlig	Dårlig
Fossumdalsbekken					Moderat					Dårlig
Hornebergsbekken	S - dårlig	S - dårlig	S - dårlig	S-dårlig	Dårlig	S - dårlig	S - dårlig	Dårlig	S-dårlig	Dårlig
Sjetnbekken	S - dårlig	S - dårlig	Dårlig	God	Moderat	S - dårlig	Dårlig	Moderat	God	Moderat
Steindalsbekken	God	God	God	God	Moderat	God	Moderat	God	God	Moderat
Kvetabekken	God	God	S - god	S-god	S-god	God	S - god	God	S-god	God
Amundsbekken	God	God	God	S-god	God	God	Moderat	God	God	God
Bekker som drenerer til Gaula og fjordområdet på Byneset										
Søra (prøvepkt. 1)			God	God	God			Dårlig	Moderat	Moderat
Søra (prøvepkt. 2)			God	God	God			God	God	Moderat
Søra (prøvepkt. 3)			God	God	God			God	God	Moderat
Eggbekken	God	Moderat	God	God	God	Moderat	Moderat	Moderat	Moderat	Dårlig
Ristbekken	God	God	God	S-god	S-god	S - dårlig	S - dårlig	S - dårlig	S-dårlig	Dårlig
Bekker som drenerer til fjorden øst for byen										
Ladebekken	Moderat	Dårlig	Moderat	Dårlig	Dårlig	Moderat	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig
Leangenbekken	Dårlig	S - dårlig	S - dårlig	Moderat	Moderat	Dårlig	S - dårlig	S - dårlig	S-dårlig	Dårlig
Grilstadbekken	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig	God	Moderat	Dårlig	God	God	Moderat
Sjøskogbekken	Moderat	God	Moderat	God	God	Moderat	Dårlig	God	Moderat	Moderat
Vikelva (n/fabrikk)	God	Dårlig	God	God	God	God	God	God	God	God
Vikelva (o/fabrikk)	God	God	God	God	God	Moderat	God	God	Moderat	Moderat
Bekker som drenerer til fjorden vest for byen										
Ilabekken	God	God	God	Moderat	S-god	God	God	God	God	God
Bekker ved Jonsvatnet										
Lykkjbekken	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God

6.10 Ungfiskundersøkelser i bekker

Trondheim kommune har i flere år inkludert ungfisktellinger utført med bærbart elektrisk fiskeapparat (el-fiske, standard metode jf. NS-EN 14011) i utvalgte bekker for å overvåke laks- og ørretbestander, og vurdere miljøtilstand i henhold til vannforskriften. For undersøkelsene i 2019 er vurderingssystemer i gjeldende klassifiseringsveileder for miljøtilstand i vann benyttet (veileder 02:2018, - Anonym 2018). Tetthet av ungfisk (både ørret og evt. laks; årsyngel og eldre ungfisk) er beregnet.

I 2019 ble det gjennomført el-fiske i 21 bekker (til sammen 61 stasjoner). Registreringene inkluderer bekken Loa nedstrøms Benna (fire stasjoner) i Melhus kommune. Oversikt over bekker, stasjoner og elfiske data er gitt i vedlegg 11. Nedenfor gis en fiskebiologisk vurdering i bekkene ut fra forventningsverdier for tetthet av ungfisk.

Leirelva med sidebekkene Heimdalsbekken og Uglabekken

Til sammen 10 elfiske stasjoner ble undersøkt i Leirelva, Heimdalsbekken og Uglabekken i 2019. Alle stasjonene er lokalisert på naturlig anadrom* strekning. Basert på tetthetsmålinger i 2019 og forventningsverdier til tetthet av laksefisk (jf. veileder 02:2018, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011), gis følgende klassifisering av økologisk tilstand på stasjonene;
**anadrom=strekninger med tilgang på sjøvandrende laks og sjøørret.*

Bekk-stasjon		Tetthet laksefisk (ungfisk)	Økologisk tilstand	Habitat
Leirelva	st.1	394,1	Svært God	Anadrom
	st.2	582,4	Svært God	Anadrom
	st.3	672	Svært God	Anadrom
	st.4	406,7	Svært God	Anadrom
Heimdalsbekken	st.1	73,7	Svært God	Anadrom
	st.2	26,8	Dårlig	Anadrom
	st.3	16,1	Svært dårlig	Anadrom
	st.4	0,3	Svært dårlig	Anadrom
Uglabekken	st.1	280,5	Svært god	Anadrom
	st.2	54,8	God	Anadrom

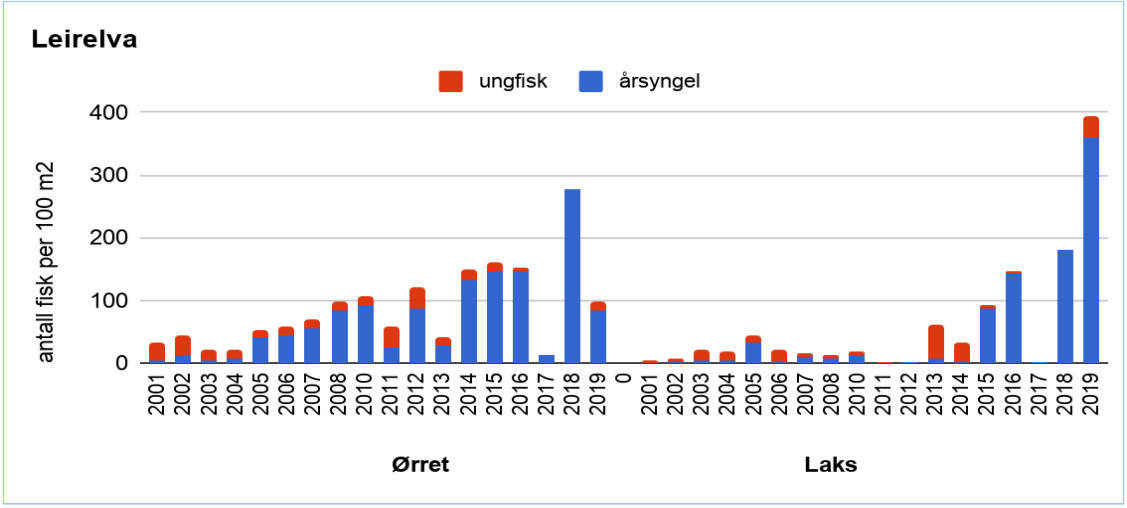
Leirelva
Vassdraget er et svært viktig gyte- og oppvekstområde for sjøørretbestanden i Nidelva. Leirelva er også et viktig gyteområde for laks. Naturlig anadrom strekning er 2,4 km, opp til fossen ved Industriparken på Selsbakk. På grunn av utrettinger av deler av elveløpet er anadrom strekning i dag redusert til om lag 2,2 km. Vel 300 m av denne strekningen ligger i rør eller stikkrenner. Det er mulig for laksefisk å utnytte hele dagens anadrom strekning, men det finnes flere vannføringsavhengige vandringshindre, som i enkeltår kan være vanskelig for fisk å forsere. I forbindelse med avkjøringsrampe fra E6 og vannmålestasjonen ved Sluppen i nedre del, er det store oppgangsproblemer for laksefisk på normal vannføring (lav og middels vannføring). I tillegg er veikrysninger under Fv. 900 (Bjørndalen) og avkjørsel til Romolslia i øvre del vandringshindrende på enkelte vannføringer.

Det er årlig gjennomført elfiske-undersøkelser i Leirelva siden 2001 (unntatt i 2009). Antall undersøkte stasjoner har variert mellom tre og seks stasjoner. I 2019 ble det gjennomført elfiske-undersøkelser på fire stasjoner i anadrom strekning.

Sjøørret
Dataene fra elfiske viser at Leirelva utover 2000-tallet har etablert en livskraftig bestand av sjøørret (figur 6.77). Reproduksjonen (gyting) har vært sikker og god i flere år. Særlig viser dataene fra årene 2014 - 2016 svært høye tettheter for årsyngel. Dataene fra 2017 viser en helt annen situasjon enn de foregående år, med kollaps i tettheten for ørretunger i alle aldersklasser. Dette skyldtes ettervirkninger av rotenonbehandling høsten 2016, samtidig som vannføringen høsten 2016 var svært lav. Dataene fra 2018 viste igjen markant økning i tetthet av årsyngel av ørret, med de høyeste tetthetene som noen gang er målt i vassdraget. I 2019 var tettheten av årsyngel betydelig lavere, samtidig som eldre ørretunger var tilbake i vassdraget.

Laks
Leirelva har hatt sporadiske innslag av ungfisk av laks siden overvåkingen startet på tidlig 2000-tall. De senere årene (fra 2013) har laksunger økt betraktelig i fiskesamfunnet i vassdraget, bortsett fra kollapsen i 2017, knyttet til samme årsaker som for ørret. I 2018 og videre i 2019 registreres en kraftig økning av årsyngeltetthet for laks. Tetthetene av årsyngel av laks er nå det høyeste som noen gang er målt i vassdraget. Samtidig har tettheten av eldre ungfisk tatt seg noe opp fra året før. Tettheten av årsyngel var økende på stasjoner oppover vassdraget i 2019. De høyeste tetthetene av årsyngel (og de viktigste gyteområdene) ble registrert på strekninger fra Prøven Bil og opp til avkjøring til Romolslia. Dette er partier som har fått styrket gytemulighetene de siste årene, etter utlegging av gytesubstrat.

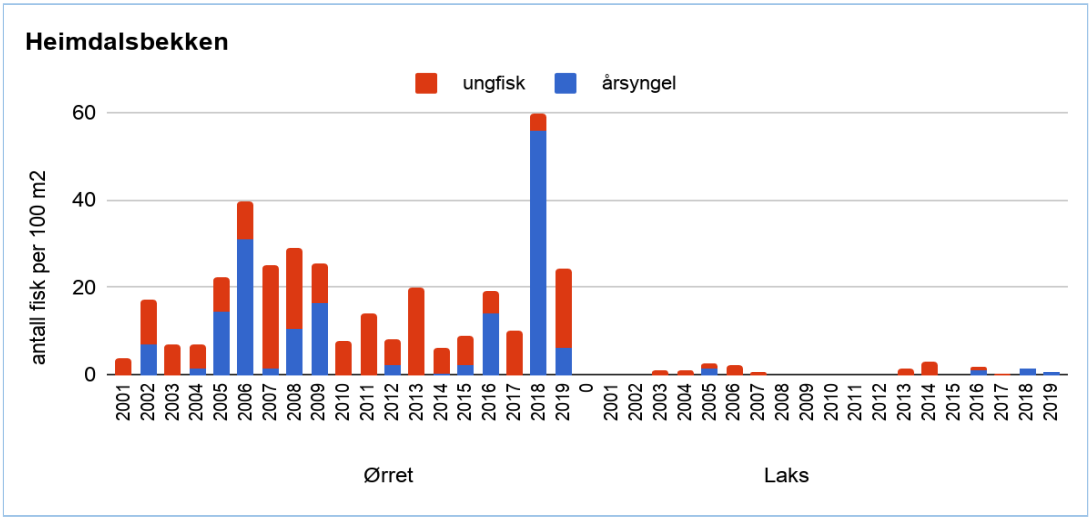
Konklusjon
Rotenonbehandlingen høsten 2016 ga svært negative effekter på fiskebestanden i Leirelva, med kollaps i fiskeproduksjonen i 2017 for både laks og sjøørret. Resultatene fra 2018 og nå i 2019 viser imidlertid at Leirelvas laks- og ørretbestand har reetablert seg raskt etter rotenonbehandlingen. Flere samvirkende årsaker ligger til grunn her, der sterk gytefiskbestand, gode vannføringsforhold for gytefiskoppgang høsten 2017 og 2018, tilfredsstillende vannmiljø gjennom det siste året og gjennomførte habitattiltak (utlegging av gytegrus) er viktige momenter. Trenden i ungfiskmaterialet de siste årene viser at laks ser ut til å overta dominansforholdet i ungfiskbestanden i vassdraget. Årsaken til dette er komplisert og sammensatt, og videre overvåking vil synliggjøre om denne utviklingen fortsetter.



Figur 6.77. Gjennomsnittlig tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret og laks i Leirelva i perioden 2001-2019.

Heimdalsbekken
Bekken er en sidebekk til Leirelva, og naturlig (opprinnelig) anadrom strekning anslås å ha vært nesten 4 km, sannsynligvis helt opp mot og forbi Heimdal sentrum. Bekken er en typisk sjøørretførende bekk, med naturlig sporadisk forekomst av laksunger. I mange år har flere kulverter, lukkinger og andre inngrep hindret fri vandring for sjøvandrende fisk oppover bekken, i tillegg til at nedbørfeltet er urbanisert. Tiltak for å fjerne vandringsbarrierer er gjennomført i løpet av det siste tiåret. Det er i dag mulig for anadrom fisk å vandre ca. 1,6 km, opp til området ovenfor Okstadøy. Utlegging av gytesubstrat er foretatt med jevne mellomrom på denne strekningen, og vellykket gyting har forekommet enkelte år. Elfiske er gjennomført årlig siden 2001. I 2019 ble det foretatt undersøkelser på fire stasjoner på strekningen opptil siste tiltaksområde ved Okstadøy.

Kloakklekkasjer og ustabil vannkvalitet, samt nedslamming av habitater, har vært de viktigste begrensende faktorer for gyting og overlevelse av ungfisk i Heimdalsbekken. Dette bekreftes av at innslaget av både årsyngel og eldre ungfisk opptrer svært sporadisk mellom år oppover i Heimdalsbekken. Dataene fra 2019 viser i likhet med tidligere år at ørretunger er mest tallrike helt nederst i bekken. Det påvises noe eldre ungfisk sporadisk i vassdraget. Tettheten avtar imidlertid raskt oppover bekken. Noe forekomst av årsyngel i nedre del skyldes sannsynligvis oppvandring fra Leirelva, og er ikke knyttet til gyting i Heimdalsbekken. Denne tettheten var spesielt stor i 2018, da det var meget høye tettheter av årsyngel i Leirelva samme år. Det er fortsatt store eutrofieringsproblemer og for stor organisk belastning i Heimdalsbekken, som er en begrensende faktor for egenproduksjon for ørret (og laks). Dette gjelder også ved tiltakspartier (tilført gytesubstrat og utbedret vandringsvei) omkring Okstadøy.

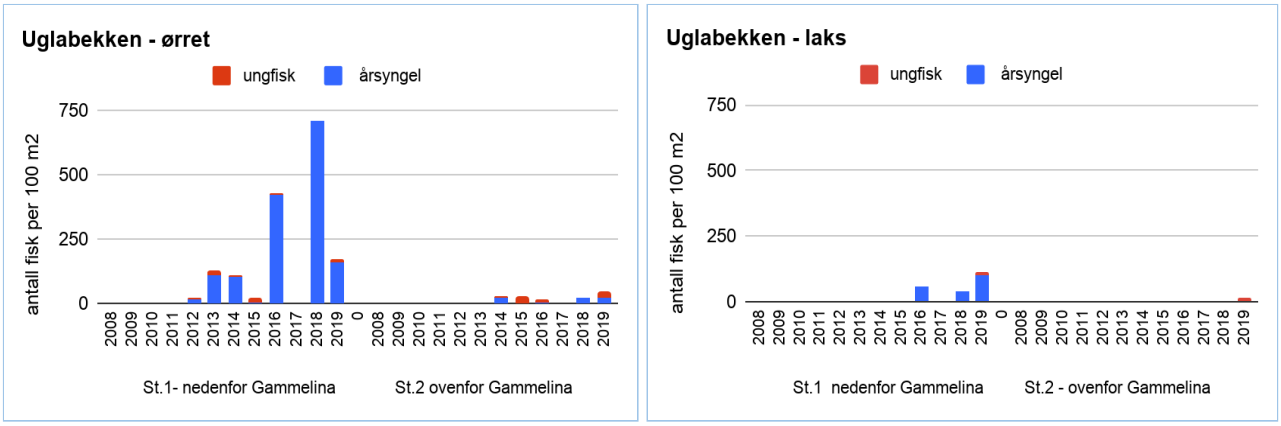


Figur 6.78. Gjennomsnittlig tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret og laks i Heimdalsbekken i perioden 2001-2019.

Uglabekken
Laks- og sjøørret har opprinnelig kunnet vandre opp ca 215 m oppover bekken fra samløp Leirelva (Bergan & Nøst 2017). Bekken er en typisk sjøørretførende bekk, med naturlig sporadisk forekomst av laksunger. I mange år har fri vandring vært begrenset til knappe 50 m, da det har vært en vandringsbarriere i kulvert under veien Gammellina. Denne barrieren ble fjernet i 2014, og anadrom laksefisk har nå tilgang på 160 m bekkestrekning. Habitattiltak, med utlegging av steiner og gytesubstrat, er foretatt på oversiden av kulverten.

Vannkvaliteten i Uglabekken har i mange tiår vært så dårlig at det ikke har vært levelig forhold for laksefisk. Ørreten kom tilbake i bekken i 2012, dette som respons på tiltak på avløpsnettet og redusert kloakkforurensning. Årlige bunndyrundersøkelser, funn av årsyngel av ørret og tilfredsstillende ungfisktettheter nedenfor Gammellina bekreftet dette. Den positive tendensen har fortsatt etter 2012, og særlig i 2016 ble det funnet svært høye tettheter av ørret nedenfor Gammelina (figur 6.79). Ørreten har i årene 2014-2016 også utnyttet området ovenfor Gammelina etter at vandringsbarrieren ble fjernet. Tetthetene her har vært lave. I 2017 ble det ikke funnet fisk i Uglabekken. Dette var en direkte effekt av rotenonbehandlingen som ble gjennomført i Kyvatnet høsten 2016. Uglabekken nedstrøms Kyvatnet ble utsatt for rotenonholdig vann, og all fisk i bekken døde som følge av dette.

I 2018 registreres svært høy tetthet (710 årsyngel/100m²) av årsyngel ørret på stasjonen nedstrøms Gammelina, før samløp med Leirelva. Årsyngel ble også funnet ovenfor Gammelina dette året, men med lav tetthet (24 årsyngel/100m²). Ingen eldre ørretunger ble påvist. Årsyngel av laks ble funnet på nedre stasjon med tetthet 40 årsyngel/100m². Høsten 2018 ble det avdekket et kraftig forurensningsutslipp (kloakk) i Uglabekken. Årsaken var kloakklekkasje fra avløpskum i forbindelse arbeidene med å gjenåpne bekken på strekningen Bekkefaret til Selsbakklia. Det var usikkert hvor mye dette utslippet påvirket fiskebestanden. Fiskedataene i 2019 tyder imidlertid på at dette utslippet ikke har medført kollaps i bestanden. Selv om det var lavere tettheter i 2019 sammenlignet med 2018 var likevel tetthetene av ungfisk nedstrøms Gammelina gode og tilfredsstillende, og noe lavere tetthet ovenfor denne veien. Både laks og ørret ble registrert, der sistnevnte dominerte ungfiskbestanden. Økende tetthet av årsyngel laks i nedre del av Uglabekken gjenspeiler den observerte utviklingen for laks i Leirelva i det samme området. I likhet med Heimdalsbekken, er det oppvandring av årsyngel i nedre del fra Leirelva, og er ikke nødvendigvis knyttet til gyting i Uglabekken. Denne tettheten var spesielt stor i 2018, og er relativt stor også i 2019. En reetablering av ungfiskbestanden i nedre del av Uglabekken er fortsatt avhengig av en mer tilfredsstillende vann- og miljøkvalitet i årene som kommer for å fungere som gytebekk.



Figur 6.79 Tetthet per 100 m² av ungfisk av ørret og laks på stasjonsområder i Uglabekken i perioden 2008-2019.

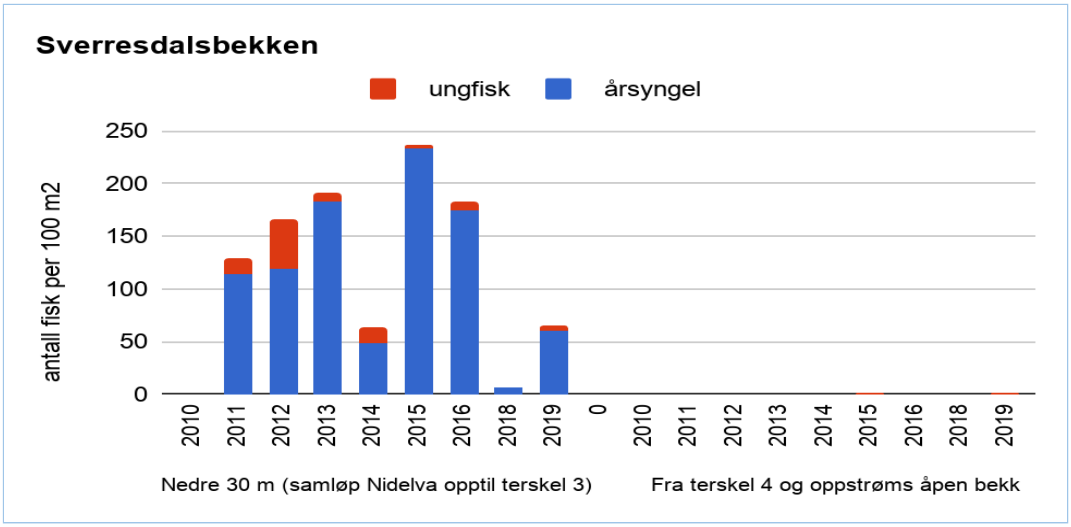
Andre tilløpsbekker til Nidelva

Til sammen 15 stasjoner ble undersøkt i fem bekker i 2019. Sverresdalsbekken er anadrom* (sjøørret og laks), mens Steindalsbekken; Amundsbekken og Solemsbekken ligger i ferskvannstasjonær strekning av Nidelva ovenfor Leirfossene (innlandsørret). Basert på tetthetsmålinger i 2019 og forventningsverdier til tetthet av laksefisk (jf. veileder 02:2018, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011), gis følgende klassifisering av økologisk tilstand på stasjonene;
**anadrom=strekninger med tilgang på sjøvandrende laks og sjøørret.*

Bekk-stasjon		Tetthet laksefisk (ungfisk)	Økologisk tilstand	Habitat
Sverresdalsbekken	st.1	138,9	Svært god	Anadrom
	st.2	35,7	Moderat	Anadrom
	st.3	7,8	Svært dårlig	Anadrom
	st.4	1,4	Svært dårlig	Anadrom
	st.5	0	Svært dårlig	Anadrom
Steindalsbekken	st.1	12	Svært dårlig	Stasjonær
	st.2	116	Svært god	Stasjonær
Amundsbekken	st.1	50,3	God	Stasjonær
	st.2	23,8	Dårlig	Stasjonær
	st.3	6,1	Svært dårlig	Stasjonær
Svartdalsbekken (tilløpsb. til Amundsbekken	st.1	4,0	Svært dårlig	Stasjonær
	st.2	0	Svært dårlig	Stasjonær
Solemsbekken	st.1	26,7	Dårlig	Stasjonær
	st.2	0	Svært dårlig	Stasjonær
	st.3	3,1	Svært dårlig	Stasjonær

Sverresdalsbekken

Høsten 2010 ble nytt åpent løp i nedre del av Sverresdalsbekken etablert. Lengden er 180 m. Utformingen av bekken er tilrettelagt med tanke på funksjon som gyte- og rekrutteringsbekk for sjøørretbestanden i Nidelva. Ørreten tok allerede høsten 2010 i bruk nedre del av bekken, ved samløpet med Nidelva, som gyteområde. Elfiske de påfølgende år fastslår at det bare er i helt marginale områder i nedre del av bekken (opptil nederste 3 terskler ca. 30 m) at det er levelige forhold for laksefisk (figur 6.80). Dette området, og spesielt bekkeløpet nedstrøms første terskel, får større eller mindre innblanding av friskt vann fra Nidelva, som gjør at vannkvaliteten og grad av nedslamming er bedre enn lengre opp i bekken. Det er i flere år påvist høye tettheter av årsyngel av ørret i dette området, også i 2019. I 2019 ble det for første gang registrert årsyngel av laks på nederste stasjon (nedstrøms første terskel). Oppover bekken er det, gjennom årene kun påvist sporadiske forekomster av ørret. Det er i enkeltår påvist eldre ørretunger (10-15 cm) i øverste terskeldam, som i 2019, noe som utelukker vandringsproblemer som medvirkende årsak til bortfall av fisk i dag langs tiltakstrekningen av bekken. Vannkvaliteten er for dårlig og økende nedslamming oppover bekken er begrensende faktorer for overlevelse av fisk.



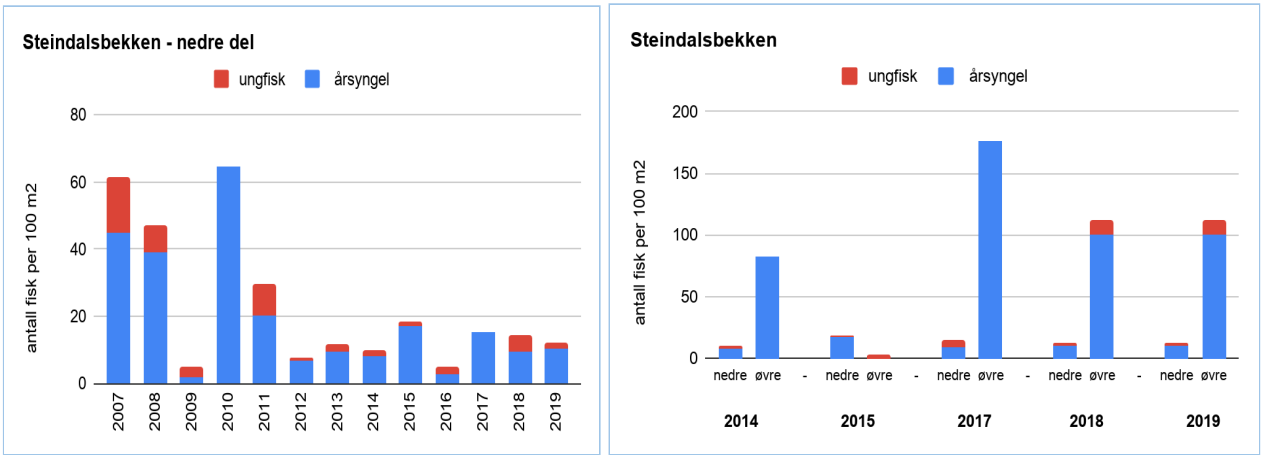
Figur 6.80. Sverresdalsbekken. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i nedre del fra samløp Nidelva opptil til terskel 3 (30 m) og strekningen fra terskel 4 og oppstrøms åpen bekk (ca. 120 m) i perioden 2010-2019.

Sverresdalsbekken med terskler, flyfoto fra våren 2019. Flyfoto: https://kart.finn.no/

Steindalsbekken
Bekken ligger ovenfor Øvre Leirfoss og har opprinnelig vært en av de viktigste gytebekkene for ørretstammen i Nidelva på strekningen «Øvre Leirfoss» opp mot «Nordsetfossen» (ca. 5,5 km elv). Potensiell fiskeførende strekning i Steindalsbekken er ca. 3 km, men er i dag begrenset til 2 km opp til vandringsbarriere i bekkelukking/kulvert i området nedenfor Bratsbergveien.

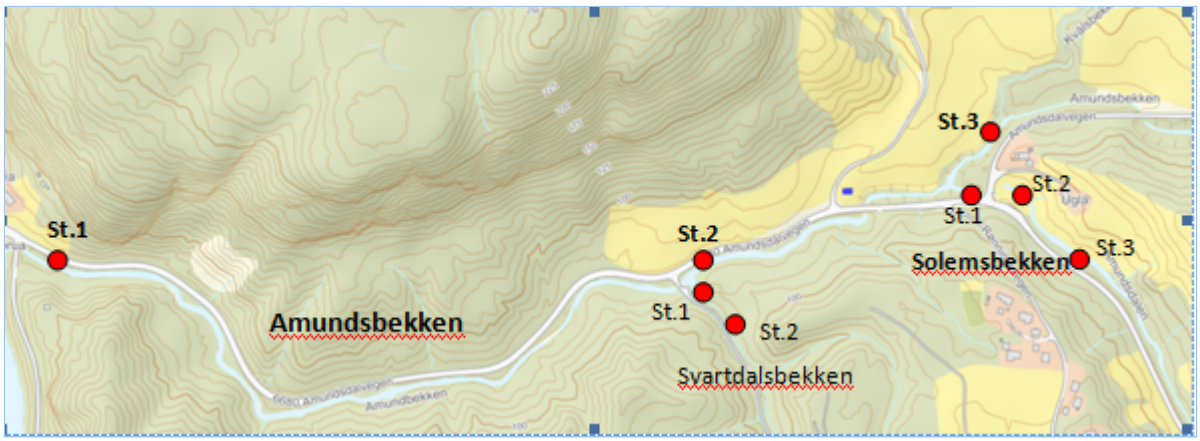
Elfiske som er gjennomført årlig i nedre del av bekken siden 2007 bekrefter at ørret fra Nidelva kommer opp og at det foregår egenproduksjon i Steindalsbekken i dag. Forekomstene av både årsyngel og eldre ungfisk i nedre del varierer fra år til år, men innenfor et lavt nivå. Særlig ser vi dette de siste 6 - 7 årene. Dette er antatt å ha sammenheng med ustabil vannkvalitet og nedslamming i bekken (figur 6.81). I tillegg har vassdragspartiet stort underskudd av egnet gytesubstrat, både som følge av nedslamming, men også knyttet til eldre utrettinger og steinsetting med ukurant, grov sprengstein.

Øvre del, på strekningen ovenfor Sandflakveien, har gode gyteområder for ørret. Kulverten gjennom Sandflakveien er imidlertid avdekket som et problemområde for oppvandrende fisk under ugunstige vannføringsforhold og tettinger av kvist. Tilgang på gytefisk til de øvre nøkkelområdene, og tilslag på årsyngel, kan derfor være styrt av vandringsforholdene. I 2019 ser vi, som året før, et godt tilslag av årsyngel som viser at vandrende gytefisk har klart å vandre opp til nøkkelområdene høsten 2018. For å hente tilbake noe av dagens tapte produksjonsevne i bekken, er det avgjørende at fri vandringsvei sikres opp til nøkkelområdene, samt at det gjøres habitat-tiltak med utlegging av gytesubstrat i nedre del.



*Figur 6.81. Steindalsbekken.*Til venstre: *Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i nedre del av bekken i perioden 2007-2019. Til høyre: Tetthet av ungfisk av ørret på stasjonsområder i nedre og øvre del i perioden 2014- 2019.*

Amundsbekken med tilløpsbekker og Solemsbekken
Dette vassdragssystemet er sidevassdrag til Nidelva. Amundsbekken utgjør hovedgreina, mens Solemsbekken er den største tilløpsgreina. I tillegg finnes flere mindre tilløpsbekker til Amundsbekken. Historisk sett har hele vassdragssystemet vært et svært viktig gyte/rekrutterings- og oppvekstområde for ørretstammen i Nidelva, i tillegg til en bekkelevende ørretbestand. I de siste tiårene har vassdraget derimot hatt marginale livsvilkår for ørret som følge av samlet belastning fra landbruk, spredt bebyggelse og vei. I de senere år er det gjennomført store erosjon- og sikringstiltak i Amundsbekken nedstrøms samløp med Solemsbekken, og i deler av Solemsbekken. I den forbindelse er det samtidig gjort forsøk på å tilrettelegge for fiskevandringer og bedring av gyte-/oppvekstområder for ørret på tiltakspartiene. I 2019 ble det foretatt ungfiskundersøkelser på tre stasjoner oppover Amundsbekken, to stasjoner i tilløpsbekken Svartdalbekken og tre stasjoner i Solemsbekken (figur 6.82).



Figur 6.82. Kart som viser elfiskestasjoner i 2019 i Amundsbekken med tilløpsbekken Svartdalsbekken samt i Solemsbekken.

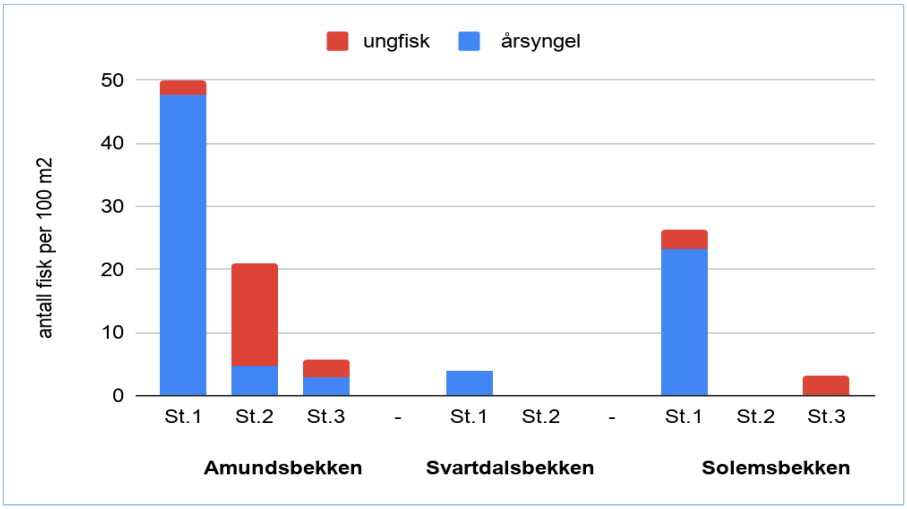
I 2019 viste resultatene fra nederste stasjon (st.1) i Amundsbekken like før samløp med Nidelva gode tettheter av ørret (50,3 ungfisk per 100 m²) (figur 6.83), med sterk dominans av årsyngel. Dette bekkepartiet er erosjonssikret med storstein langs sider og bunn, men har fått tilført egnet gytesubstrat på strykpartiene. Resultatet viser at det har skjedd gyting ved stasjonen høsten 2018, og at tiltaket med tilførsel av gytesubstrat har vært svært vellykket. Lenger oppe (st. 2 og 3) viste resultatene betydelig lavere tetthet av årsyngel, men med god tetthet av eldre ørretunger ved st.2. Det ble ikke funnet eldre ørretunger ved st.3, samtidig som det ble påvist stor aktivitet av gytende ørret. Det ble avdekket et viktig gytefelt i Amundsbekken mellom st.3 og samløp med Solemsbekken. To ørekyte (102 mm og 77 mm) ble fanget ved st.3.

Sidebekken Svartdalsbekken (st.1 og 2) ble undersøkt for første gang i 2019. Det ble funnet kun en årsyngel på nederste stasjon i bekken. Bekken var fisketom lenger oppe (st.2), som kan skyldes at storstein er dumpet i bekkeløpet og har dannet en vandringsbarriere.

Kvålsbekken ble kun undersøkt kvalitativt i 2019. Dette skyldtes stor gytefiskaktivitet i bekken på undersøkelsestidspunktet. Det ble påvist mange større ørret (omkring 0,5 kilo) og gytegroper oppover Kvålsbekken.

Solemsbekken har vært betydelig påvirket (både vannkjemisk og mht. vandringsveier for oppvandrende ørret), slik at funksjonen som fiskeproduserende bekk har vært borte i mange år. Dette bekreftes av ungfiskundersøkelser i perioden 2008 fram til 2017, som viste en liten og sårbar bekkestasjonær ørretbestand på de minst påvirkede bekkepartiene i øvre del av vassdraget (opp mot Bostadvegen), og ingen muligheter for fiskevandringer i mellom Nidelva/Amundsbekken og Solemsbekken.

I 2019 ble det etablert tre stasjoner i Solemsbekken. Nederste stasjon ble lagt nedstrøms veikrysning og kulvert under Leiråkervegen, ned mot samløp med Amundsbekken. Her ble det funnet ørretunger i flere årsklasser, sterkt dominert av årsyngel. Samlet ungfisktetthet av ørret var moderat (26,7 ungfisk per 100 m²). På midtre stasjon, like ovenfor veikrysningen, ble det derimot ikke påvist ørret. På st.3 et stykke ovenfor, ble det fanget tre eldre ørret, hvorav to antatte ettåringer og en gytefisk (18 cm). Det ble påvist ei nyanlagt gytegrop på denne stasjonen, på nylig utlagt gytesubstrat.



Figur 6.83. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret på etablerte stasjoner i 2019 i Amundsbekken m/tilløpsbekk Svartdalsbekken samt i Solemsbekken.

Konklusjon

For Amundsbekken og mindre tilløpsbekker viser resultatene i 2019 en positiv tendens i forhold til ungfisktetthet og en reetablering av ørretbestanden etter nylige erosjons- og sikringstiltak. Det registreres også relativt store gytegroper på områder med utlagt gytesubstrat i bekken, samtidig som det gjøres observasjoner av større gytefisk. Dette tyder på at Nidelvørret nå benytter bekken som gyteområde.

For Solemsbekken viser resultatene fra 2019 at vann- og miljøkvaliteten i nedre del av bekken er vesentlig forbedret etter tiltakene. Fremdeles mangler naturlig elvestein på større strekninger, spesielt egnet gytesubstrat. Samtidig ser vi også at veikrysningen under Leiråkervegen fremdeles er en stor utfordring for oppvandrende fisk. Små fiskestørrelser kan ikke passere veien i dag, mens større gytefisk kan ha vandringsmulighet ved optimale vannføringsforhold.

Det er et miljømål for hele vassdragssystemet å hente tilbake så mye som mulig av produksjonsevnen for ørret, og at vandrende Nidelvørret skal utgjøre en vesentlig del av gytebestanden. Videre undersøkelser vil avklare dette.

Bekker som drenerer til fjorden øst for byen

Til sammen åtte elfiske-stasjoner ble undersøkt i fire bekker i 2019. Alle stasjoner befinner seg i det som skal være opprinnelig anadrom* strekning. Vikelva ovenfor Ranheim fabrikker defineres i dag å være ferskvannstasjonær strekning. Basert på tetthetsmålinger i 2019 og forventningsverdier til tetthet av laksefisk (jf. veileder 02:2018, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011), gis følgende klassifisering av økologisk tilstand på stasjonene;

**anadrom=strekninger med tilgang på sjøvandrende laks og sjøørret*

Bekk-stasjon		Tetthet laksefisk (ungfisk)	Økologisk tilstand	Habitat
Sjøskogbekken	st.1	0	Svært dårlig	Anadrom
Vikelva nedre del	st.1	274,6	Svært god	Anadrom
	st.2	295,7	Svært god	Anadrom
	st.3	227,8	Svært god	Anadrom
	st.4	60,6	God	Anadrom
Vikelva o/fabrikk	st.1	7,9	Svært dårlig	Stasjonær
Reppebekken	st.1	4,0	Svært dårlig	Stasjonær
Værebekken	st.1	10,7	Svært dårlig	Anadrom

Sjøskogbekken

Bekken har opprinnelig vært en svært viktig produksjonsbekk for sjøørret. Naturlig (opprinnelig) anadrom strekning er definert til ca. 7 km (Bergan & Nøst 2017). Potensiell (fortsatt åpen) anadrom strekning er i dag 1 km, opptil kulvert/rør nedenfor E6, men dagens frie vandringsvei for fisk er kun 620 m opptil kryssende jernebanekulvert. Det er foretatt ungfiskregistreringer i flere år siden 2006 som har vist at vannmiljøforholdene i nedre del av Sjøskogbekken ikke har vært levelig for laksefisk. Elfiske i 2019 viste samme tilstand; ingen fisk. Forventning om mer stabil vannkvalitet i bekken i årene framover kan gi grunnlag for at fisk kommer tilbake til bekken. Habitatkvaliteten for fisk er imidlertid i dag svært dårlig på grunn av betydelig nedslamming. Høsten 2019 ble det avdekket noe vanskelige oppgangsforhold knyttet til fisketrappene som er anlagt ovenfor Ranheimsvegen. Stor stein og substrat hadde lagt seg til foran tersklene. Et viktig grep framover vil derfor være å bedre vandringsforholdene i nedre del og gjøre forsøk med utlegging av gytesubstrat på enkelte nøkkelpartier, for å se om dette vil gi en respons i reetablering av fisk.

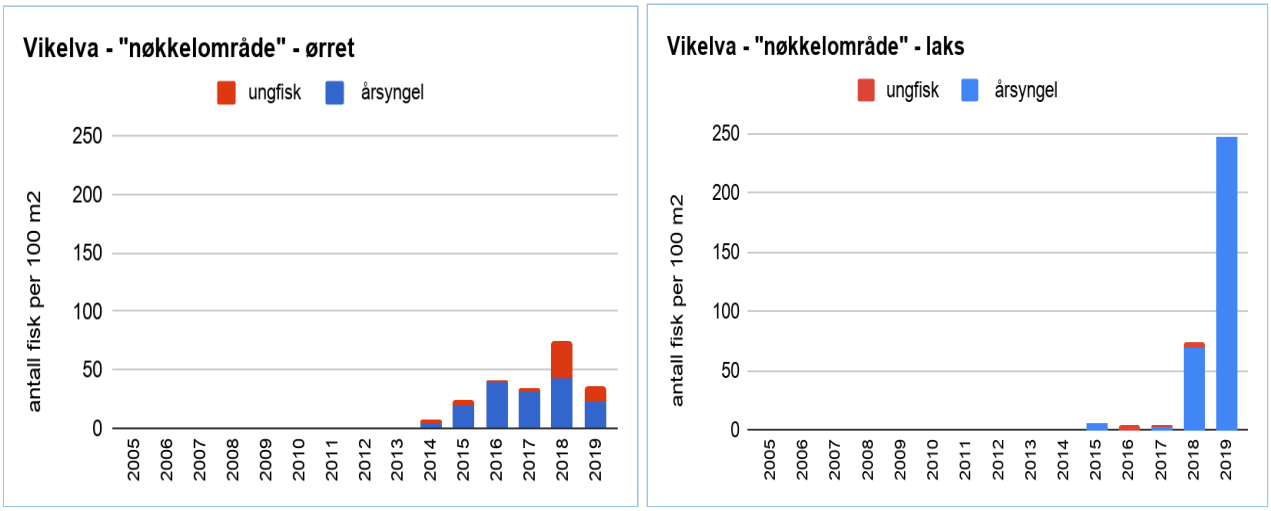
Vikelva nedre del

I nedre del av Vikelva kunne sjøørret og laks opprinnelig gå opp til fossen like ovenfor E6, en elvestrekning på ca. 1,5 km. Etablering av papirfabrikken i siste halvdel av 1800-tallet, og kulvert under E6 i nyere tid, har redusert denne strekningen med mer enn halvparten, til ca. 700 m. Elva har vært så vannkjemisk og termisk belastet at all laksefisk har vært utdødd.

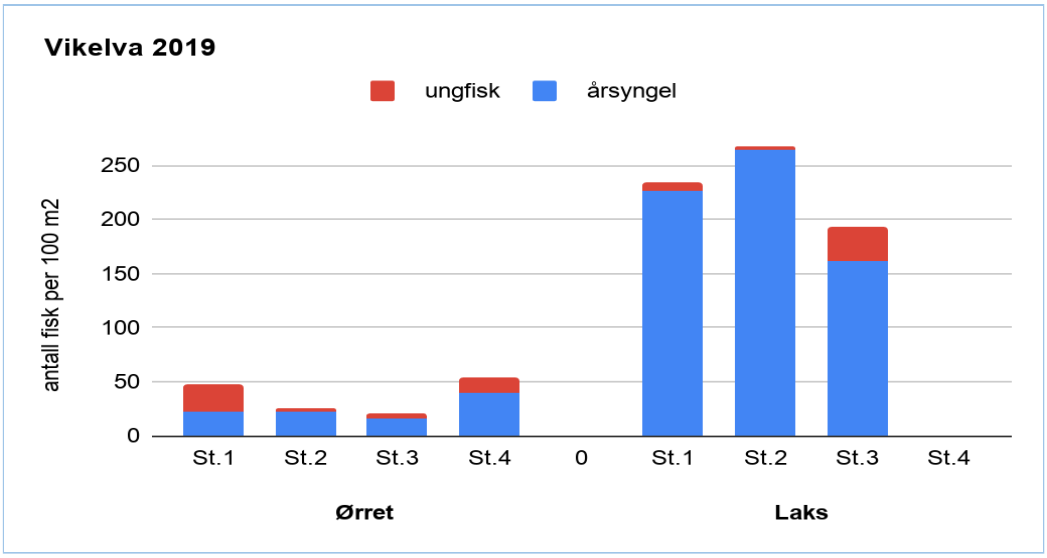
Som respons på redusert forurensning (fra fabrikken og forurensede masser) ble det i 2012, for første gang på omkring 100 år, påvist ungfisk av ørret i elva nedenfor fabrikken. Dette var elvelevende innlandsørret som hadde sluppet seg ned fra de øvre deler av vassdraget. Tiltak med etablering av kulper og utlegging av gytesubstrat i 2013 ga positive resultater i 2014, 2015, 2016 og 2017, med markant økning av årsyngel av ørret. Gytegrop registreringer høsten 2017 avdekket store gytegroper som stammet fra sjøørret (men også laks). Samtidig ble det observert stor sjøørret i elva denne høsten. Undersøkelsene i 2018, og i 2019, gir et tilsvarende bilde, der det også i 2019 ble funnet flere store gytegroper, og påvist rogn under bunndyrundersøkelsene i oktober.

Det er frie vandringsveier for sjøvandrende fisk (laks og sjøørret) opptil papirfabrikken, men fisk klarer ikke å passere lukket strekning under papirfabrikken. Området ovenfor papirfabrikken har derfor en fåtallig bestand av elvelevende ørret i 2019, tilsvarende tidligere år.

De høyeste ungfisktetthetene (ørret og laks) nedenfor fabrikken i 2019 finner vi ved st.1 og 2. Samtidig er det høy tetthet også ved stasjon 3. Disse tre stasjonene har en samlet ungfisktetthet på godt over 200 ungfisk per 100 m², noe som skyldes en betydelig økning i årsyngel laks i 2019. Trenden i datamaterialet de siste fem årene viser at vi nærmer oss en livskraftig (sjø-)ørretbestand i Vikelva, med normal årsklassesammensetning og økende ungfisktettheter. Likevel uteblir en forventet ytterligere økning i tettheten av ørretunger i 2019. Samtidig registreres en kraftig økning i tettheten av laksunger i Vikelva. Laksunger (årsyngel) ble påvist første gang i Vikelva i 2015. I årene 2016 og 2017 ble det gjort sporadiske registreringer av enkelte årsklasser, men med lave tettheter. I 2018 økte tettheten av årsyngel laks vesentlig for så i 2019 å få en ytterligere formidabel økt tetthet. Videre overvåking av Vikelva vil fastslå om laks er i ferd med å etablere en livskraftig bestand med årlig gyting i vassdraget, og om dette potensielt skjer på bekostning av sjøørret.



Figur 6.84. Vikelva nedre del- tiltaksområdet/nøkkelområdet for ørret og laks. Tetthet per 100 m² av ungfisk av ørret i perioden 2005-2019.



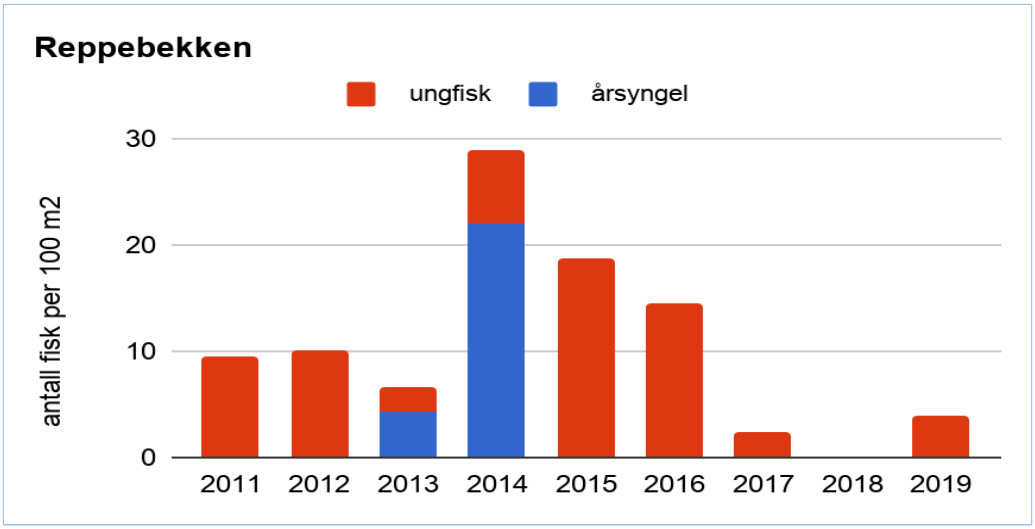
Figur 6.85. Tetthet per 100 m² av ungfisk av ørret og laks på fire stasjonsområder Vikelva i 2019.

Tiltaksområde i Vikelva og årsyngel av laks.

Andre fiskearter registreres også i større eller mindre grad i nedre del (nedenfor fabrikken) av Vikelva enkelte år; ål, gjedde, røye, skrubbe og trepigget stingsild. Ål er regnet som en svært viktig fiskeart i Vikelva, som må ivaretas. Ålen i Vikelva skal benytte oppstrøms vassdrag (Jonsvatnet) som oppvekstområder, men er trolig stengt ut av systemet som følge av vandringsbarrierer ved kryssende E6 og flere oppdemminger. Arten er oppført på internasjonale og nasjonale rødlister, og har status som kritisk truet. Gjedde i Vikelva (og Jonsvatnet/omegn) er å anse som en uønsket, fremmed fiskeart. Arten har stort spredningspotensiale. Røye er vanlig forekommende i Jonsvatnet, og påtreffes jevnlig med enkeltindivider i Vikelva. Dette er fisk som har sluppet seg nedover i vassdraget.

I 2019 ble 13 ål (15- 30 cm), en røye (97 mm), skrubbeflyndre og tre-pigget stingsild påvist.

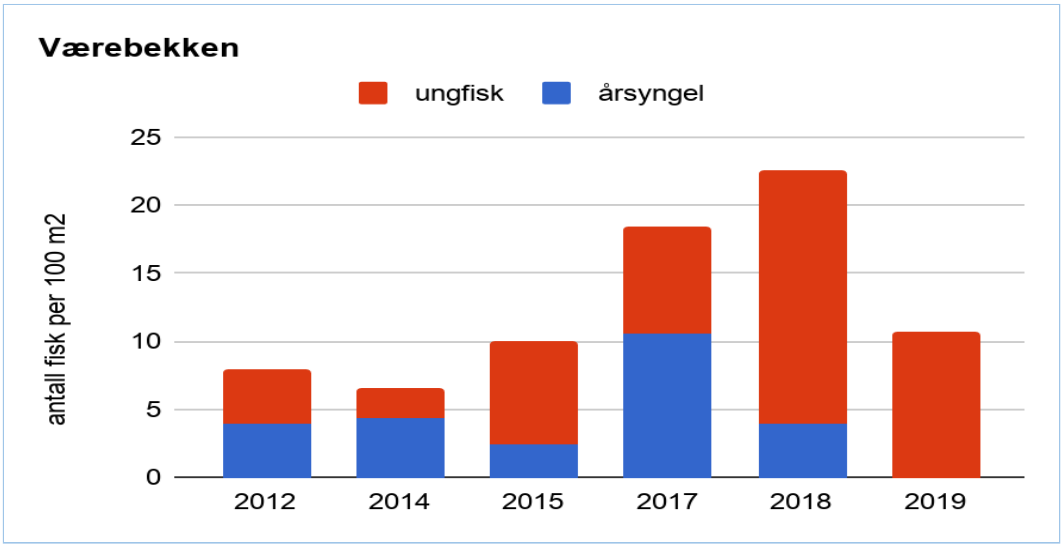
Reppebekken
Bekken ligger øst for Vikelva og har utløp i fjorden. Naturlig anadrom strekning strekker seg opptil rett nedstrøms E6, vel 700 m. Elfiske er gjennomført årlig i nedre del av bekken siden 2011, og viser sporadisk og variabel forekomst av ørret. Trenden i ungfiskbestanden de siste årene er negativ (figur 6.86). I 2017 ble det påvist svært lave forekomster av eldre ungfisk, og ingen årsyngel. I 2018 ble det ikke registrert ørretunger, mens det i 2019 ble fanget to eldre ørretunger (ca. 15 cm). Habitat-tiltakene (utlegging av gytesubstrat) som ble gjennomført i nedre del av bekken i 2016 (jf. Nøst 2017) har ikke fungert etter hensikt. Spesielt negativt er utgrunning av en større kulp nedstrøms Ranheimsvegen etter utlegging av gytesubstrat. Bekken har stor mangel på gode og store nok kulper, og er utsatt for fare for tørrlegging av gytearealer eller oppvekstområder gjennom vinteren og i tørre perioder. Dette slår uheldig ut for Reppebekken. Videre habitattiltak for å begrense disse faktorene er vurdert, men ikke iverksatt inntil videre.



Figur 6.86. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i nedre del av Reppebekken.

Værebekken

Bekken renner ut i fjorden ved badeplassen på Være og opprinnelig sjøørretførende strekning er anslått til 3,1 km (jf. Bergan & Nøst 2017). I dag utgjør denne mulige produksjonstrekningen for sjøørret bare omkring 200 m, opptil en lengre bekkelukking ovenfor gammel E6. Elfiske som er gjennomført de senere årene viser at det finnes ørret i bekken, men tetthetene har vært lave, og det er tidvis fravær av forventede årsklasser. Funn av årsyngel hvert år har bekreftet at årlig gyting foregår i bekken. I 2018 var tetthetene av ørret høyere enn ved tidligere registreringer, men fortsatt var dette klart lavere enn våre forventninger til en sjøørretbekk i Trondheim. Trenden for ungfiskbestanden i Værebekken for 2017 og 2018 har likevel vært positiv, med økende tetthet av ungfisk. Dette tyder på en positiv respons av gjennomførte tiltak for å bedre oppgangsmulighetene fra sjøen i bekken etter 2016. I 2019 ble det derimot ikke påvist årsyngel. Årsaken til dette knyttes til utrasing av deler av bru under veien «Væresstranda». Stor stein og brumateriale lå i bekkeløpet høsten 2019. Utrasingen medførte at oppgangsforholdene for gytefisk av sjøørret ble stengt. Det ble gjort forsøk på å utbedre vandringsveien under feltarbeidet, men fiskedata fra 2019 viser at dette ikke lyktes. Samtidig var det tilfredsstillende tettheter av eldre ørretunger, relativt til året før, noe som bekrefter at vannkvaliteten har vært god nok, og at bekken ikke er tørrlagt/bunnfryst det siste året.



Figur 6.87. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i nedre del av Værebekken.

Bekker som drenerer Gaula og fjordområdet på Byneset

Til sammen 20 stasjoner ble undersøkt i syv bekker i 2019. De fleste stasjonene befinner seg i det som skal være opprinnelig anadrom* strekninger. Fire stasjoner ligger i ferskvannstasjonær strekning av Ristbekken m/sidebekker. Basert på tetthetsmålinger i 2019 og forventningsverdier til tetthet av laksefisk (jf. veileder 02:2018, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011), gis følgende klassifisering av økologisk tilstand på stasjonene;

**anadrom=strekninger med tilgang på sjøvandrende laks og sjøørret.*

Bekk-stasjon		Tetthet laksefisk (ungfisk)	Økologisk tilstand	Habitat
Søra	st.1	71,4	Svært god	Anadrom
	st.2	2,6	Svært dårlig	Anadrom
	st.3	0	Svært dårlig	Anadrom
	st.4	0	Svært dårlig	Anadrom
	st.5	4,7	Svært dårlig	Anadrom
Eggbekken	st.1	0	Svært dårlig	Anadrom
	st.2	22,9	Dårlig	Anadrom
	st.3	296,1	Svært god	Anadrom
Ristbekken m/sidebekker	st.1	6,3	Svært dårlig	Stasjonær
	st.2	71,4	Svært god	Stasjonær
	st.3	17,1	Dårlig	Stasjonær
	st.4	378,6	Svært god	Stasjonær
Ryebekken	st.1	4,2	Svært dårlig	Anadrom
	st.2	0	Svært dårlig	Anadrom
Elsetbekken	st.1	136,4	Svært god	Anadrom
Klefstadbekken	st.1	74,8	Svært god	Anadrom
	st.2	33,2	Dårlig	Anadrom
Flakkbekken	st.1	6,1	Svært dårlig	Anadrom
	st.2	10,6	Svært dårlig	Anadrom
	st.3	2,2	Svært dårlig	Anadrom

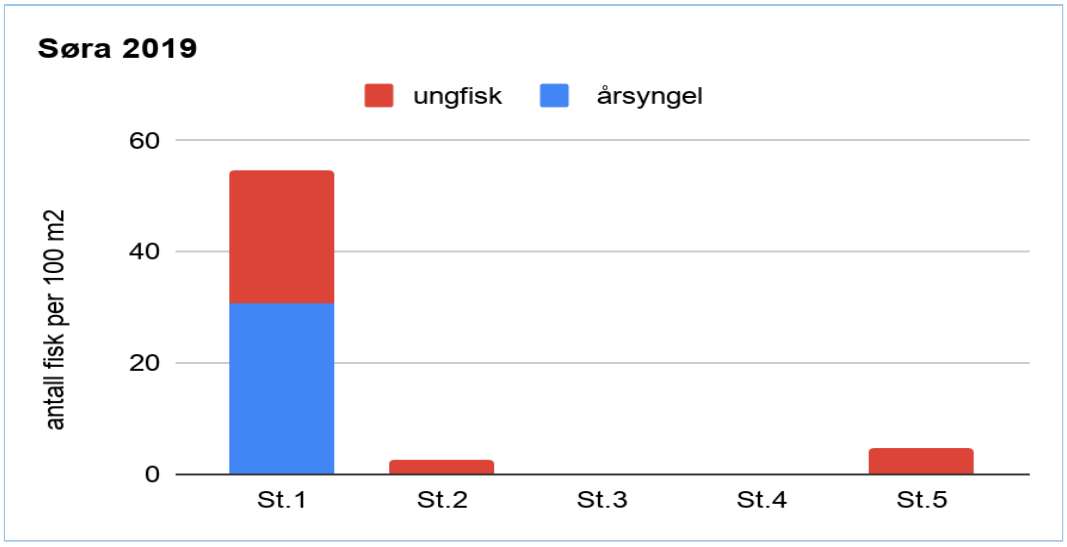
Søra

Søra var tidligere trolig en av de viktigste og mestproduserende sjøørretbekkene i Trondheim kommune. Opprinnelig har sjøørretførende strekning vært omkring 10 km opptil Søbstadmyra, men har i flere tiår vært begrenset til nedre ca.1 km. I tillegg har vannkvaliteten vært så dårlig at det har vært fisketomt i nedre deler i de senere årene. Miljøgifter (diesel) og kloakkpåvirkning har gjort det ulevelig for fisk. I øvre deler av vassdraget ovenfor Heimdal har vannkvaliteten vært betydelig bedre og det finnes her en liten restbestand av ferskvanns stasjonær ørret. I forbindelse med omlegging av E6/E39 og anlegging av gang/sykkelvei langs vassdraget har kloakktilførslene blitt sanert, og bekkeløpet er i ferd med å få vilkår for sjøørret og muligheter for oppvandring fra Gaula. Samtidig er det gjort tiltak for fjerne utlekking av diesel til vassdraget ved Klett. Miljømålet for Søra er å hente tilbake en større andel av anadrom strekning enn hva tilfelle er i dag og få en levedyktig sjøørretbestand. I 2019 ble det elfisket på to stasjonsområder (st.1og 2) nedenfor og i anlagte terskler i nedre del nedstrøms Klett, en stasjon ovenfor Klett (st. 3), og to stasjoner (st. 4 og 5) nedstrøms avkjøring til Kattem.

Resultatene i 2019 viser tilfredsstillende tetthet av ørretunger i nedre del av Søra nedstrøms første terskel (st. 1) (figur 6.88). Andelen årsyngel var relativt høy, og indikerer at det har foregått gyting av sjøørret i nedre del av Søra høsten 2018. Gyting av sjøørret i Søra er ikke påvist siden 2006 (Bergan mfl. 2008). I tillegg registreres også eldre laksunger, samt ål. Ål ble i 2019 registrert for første gang siden undersøkelsene startet opp i 2006. Resultatene viser at det nå er levelige forhold for laksefisk i denne delen av bekken og at ungfisk har vandret opp fra Gaula. Den nederste anlagte terskelen i "det nye bekkeløpet" i Søra stoppet fisk for videre oppvandring i 2017/2018 på grunn av ugunstig utforming; høyt fall og lav vanndybde nedstrøms (Nøst 2019). Terskelen ble i 2019 utbedret og er nå fiskeførende. Under elfiske i august 2019 ble det funnet eldre ørretunger i tersklene oppstrøms (st. 2). Resultatene fra st.1 og st.2 viser en positiv trend sammenlignet med 2018, og spesielt sammenlignet med miljøundersøkelser fra dette partiet av bekken i 2014 (Bergan mfl. 2015), da vassdraget var belastet av diesel og miljøgifter.

I etterkant av undersøkelsene i 2019, ble nedre del av Søra tørrlagt i et døgn. Dette skyldtes svikt under anleggsarbeid i bekken lenger oppe. Utfallet resulterte i tørrlegging av stasjonsområdet og strekninger ned mot samløp med Gaula, og medførte fiskedød på den utsatte bekkestrekningen (Bergan & Solem 2020). Slike uhellsepisoder må unngås i fremtiden, for å sikre en positiv utvikling i fiskebestanden i Søra. Videre ble det påvist kraftig tilførsel av organisk materiale fra landbruksområder, veiarbeid med mer sør-øst for E6, i en periode med store, intense nedbørsmengder høsten 2019. Den samlede belastningen i nedre del av Søra utgjør en risiko for å oppnå forventet positiv respons på vannmiljøtiltakene i denne delen av vannforekomsten.

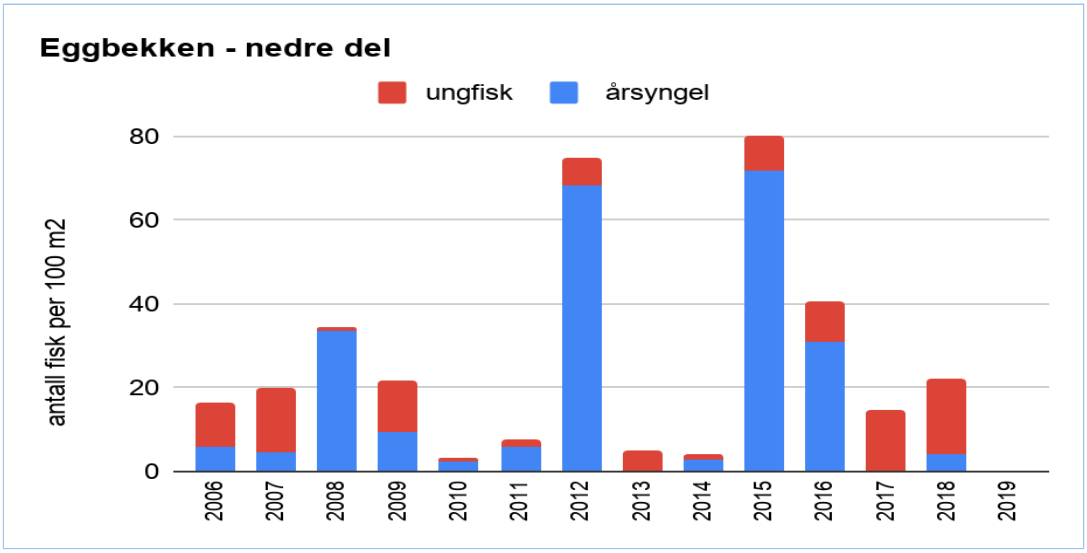
I dagens stasjonære strekning, på partier ovenfor Klett opp til Heimdal (st.3-st.5) finnes sporadiske og lave tettheter av eldre ørretunger langs hele gradienten, alle rekolonisert fra nøkkelområdene ovenfor Stabbursmoen. Ingen årsyngel ble funnet, så det tyder på et dårlig år for rekruttering for hele ferskvanns stasjonær ørretbestand i Søra. Resultatene er tilsvarende året før. Mangel på årsyngel tyder på at gyting og rekruttering ikke har skjedd i de restaurerte bekkepartiene, til tross for utlegging av gytesubstrat i 2018. Man er derfor fortsatt er avhengig av nedstrøms spredning av ørret fra bekkepartiene ovenfor Stabbursmoen skole. Det er lagt ut mer gytesubstrat på nøkkelstrekninger også i 2019. Utviklingen i fiskebestander vil bli fulgt opp med tilsvarende undersøkelser i 2020.



Figur 6.88. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret på syv stasjoner i Søra 2019.

Eggbekken

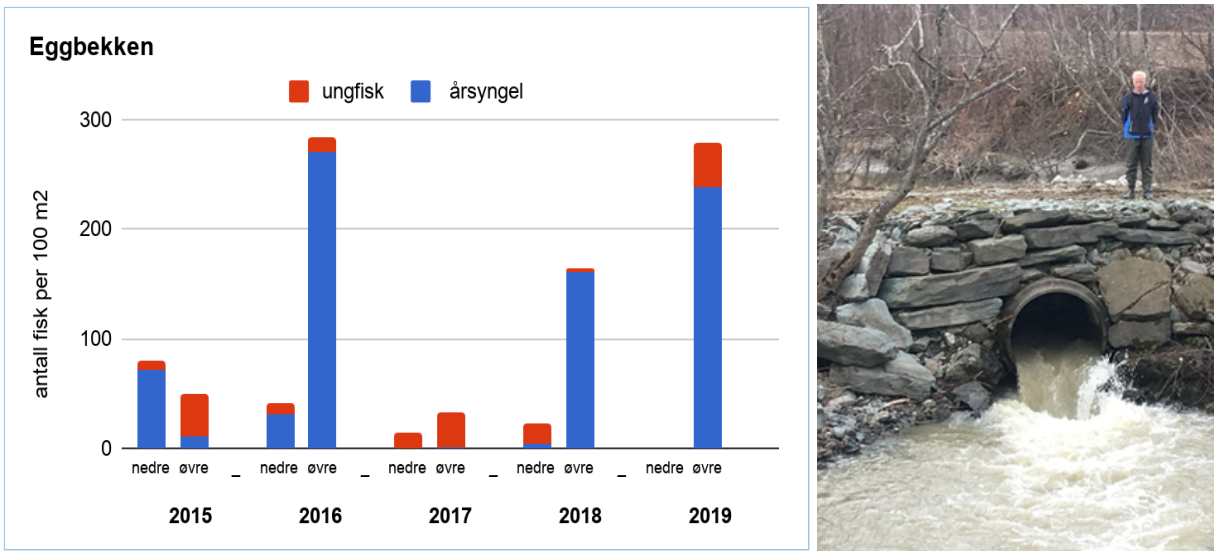
Eggbekken renner ut i Gaulosen ved Leinøra, og vurderes å ha stort potensiale som sjøørretvassdrag. Anadrom strekning i hovedvassdraget er om lag 3 km opptil naturlig foss. Det er foretatt fiskeregistreringer på en fast stasjon i nedre deler (nedenfor fylkesvei 707) av vassdraget årlig siden 2006 (figur 6.89). I nedre del har forekomstene og tilstanden for laksefisk (ørret) variert fra år til år, men i de fleste år registreres lave tettheter av både årsyngel og eldre ungfisk. I 2019 ble det ikke påvist ørret på den undersøkte stasjonen. Dette er første gang siden undersøkelsene startet opp. Det er stor grad av nedslamming av elvebunnen i området nedenfor Fv. 707, som kan knyttes til periodevis stor massetransport i Ustbekken og pågående anleggsarbeider langs fylkesveien. Høsten 2019 ble det lagt ut substrat (naturlig elvestein) i stasjonsområdet som var fisketomt, i et forsøk på å bedre gyte- og oppvekstmulighetene. Responsen på dette tiltaket vil eventuelt kunne påvises i 2020 og årene etter.



Figur 6.89. Tetthet pr. 100 m^2 av ungfisk av ørret på fast stasjon i nedre del av Eggbekken i perioden 2006-2019.

Ørret ble likevel påvist fra og med Fv 707 og oppover. De øvre områdene av anadrom strekning i Eggbekken er i dag vurdert å ha større potensiale for produksjon av sjøørret enn i nedre del. Det er foretatt elfiske i dette området i årene 2015-2019, som viser betydelig variasjoner i gytesuksess (figur 6.90). Hovedårsaken til dette er problematiske oppgangsmuligheter for sjøørret i nedre deler av bekken. En kulvert gjennom en landbruksvei (figur 6.90) er her vurdert å fungere som vandringshinder/barriere, spesielt på lav vannføring. Resultatene fra 2015 og 2017 viser kollaps i årsyngel produksjonen ovenfor kulverten, som kan tilskrives mangel på tilgang av gytefisk høsten før. Særlig ser vi dette i 2017, med ingen funn av årsyngel under elfiske i august. Høsten 2016 var uvanlig tørr med lav vannføring og kulverten fungerte da som vandringsbarriere for oppvandrende gytefisk. I 2016, 2018 og 2019 påvises derimot gode årsyngeltettheter, på nivåer som en skal forvente i en slik sjøørretbekk når det er tilgang på gytefisk. Tettheten av eldre ørretunger (ettåringer og eldre) var også høy i 2019, og reflekterer høye årsyngeltettheter året før, med god overlevelse siden forrige undersøkelse.

Høsten 2019 ble det, som året før, registrert flere gytegroper under bunndyrinnsamlingen. Dette viser at gytefisk har klart å forsere kulverten på gjeldende vannføring også denne høsten og at det er godt håp om årsyngelproduksjon. En stabil og god årsyngelproduksjon oppover vassdraget er imidlertid avhengig at det gjøres tiltak for utbedre oppgangsmulighetene gjennom kulverten.



Figur 6.90. Eggbekken. Tetthet pr. 100 m^2 av ungfisk av ørret i nedre og øvre del i årene 2015-2019.

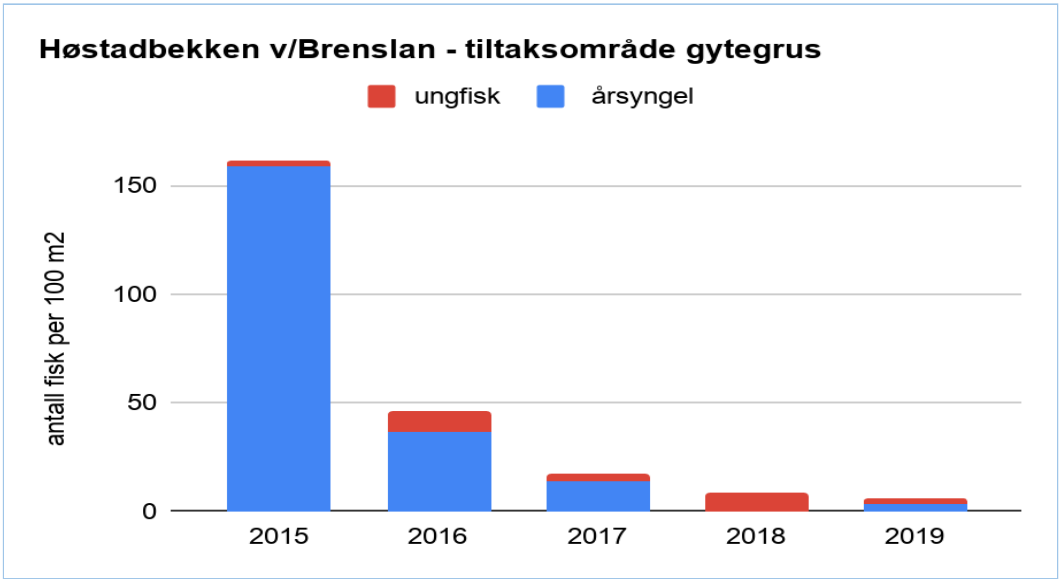
Ristbekken

Ristbekken er det største vassdraget på Byneset, med nedbørfelt på 28,1 km^2. Vassdraget har utløp i fjorden, men en stor foss rett ovenfor flomålet stopper for naturlig oppgang av anadrom laksefisk. Potensiell fiskeførende strekning for stasjonær ørret («bekkørret») langs hovedstrengen er ca. 7 km. I tillegg kommer sidegreiner. Øvre del av hovedvassdraget (Høstadbekken) og sidegreina Kvisetbekken vurderes som særlig viktige gyteområder for å opprettholde en livskraftig ørretbestand nedover i vassdraget.

Øvre del av Ristbekken (Høstadbekken v/Brenslan)

Habitattiltak med etablering av kulper, bruk av naturlig elvestein, røtter/trevirke og tilførsel av gytesubstrat er gjennomført i Høstadbekken ved Brenslan (leirrasområdet) i 2013. Første fiskeregistrering i dette området i 2015 viste svært god respons, og viser at det har vært god tilgang på gytefisk og høy overlevelse av rogn/yngel. Senere er det påvist en markert reduksjon i forekomstene av ørret. I 2018 ble det ikke funnet årsyngel, og kun lave tettheter av ettåringer. I 2019 er utviklingen tilsvarende, men årsyngel påvises igjen, nå med svært lav tetthet. I de siste årene er det observert en økende tendens til nedslamming som har redusert kvaliteten på aktuelle gyte- og oppvekstområder. Under gyteperioden høsten 2019 (dato: 23.10.2019) ble det registrert mer enn 100 gytefisk på tiltaksområdene, og svært mange gytegroper. Også i 2018 ble det registrert stor gyteaktivitet på disse partiene i det samme tidsrommet. Likevel oppnås ikke forventet tetthet av årsyngel i 2019. Fraværet av årsyngel kan skyldes dårlig overlevelse første leveår, men kan også skyldes at årsyngelen fortløpende (utover sommeren/høsten), vandrer nedover bekken til bedre oppvekstområder i dammene/tjern. Disse dypområdene ble dannet etter raset i 2011/12 (se bildet nedenfor). I 2020 vil det gjøres søk etter årsyngel i juni, for å avdekke om rogn fra gytingen i 2019 har overlevd vinteren, og knytte disse resultatene opp mot høstens ordinære ungfisktellinger på bekkepartiet.

Ristbekken ved Brenslan med anlagte dammer etter leirraset 2011/2012.



Figur 6.91. Høstadbekken v/Brenslan. Tetthet per 100 m² av ungfisk av ørret på tiltaksområdet i årene 2015-2019.

I 2019 ble det etablert et nytt stasjonsområde nedstrøms Brenslan, på partier like nedstrøms veikrysningen til Mebygdveien. Dette bekkepartiet har fått ny veikulvert og fiskeforsterkende tiltak ved bekkeløpet siden 2017/-18. Samtidig ble også tilsigsbekken fra Høstadmyra undersøkt for første gang med en stasjon i nedre del, samt befart med elfiskeapparat i øvre del.

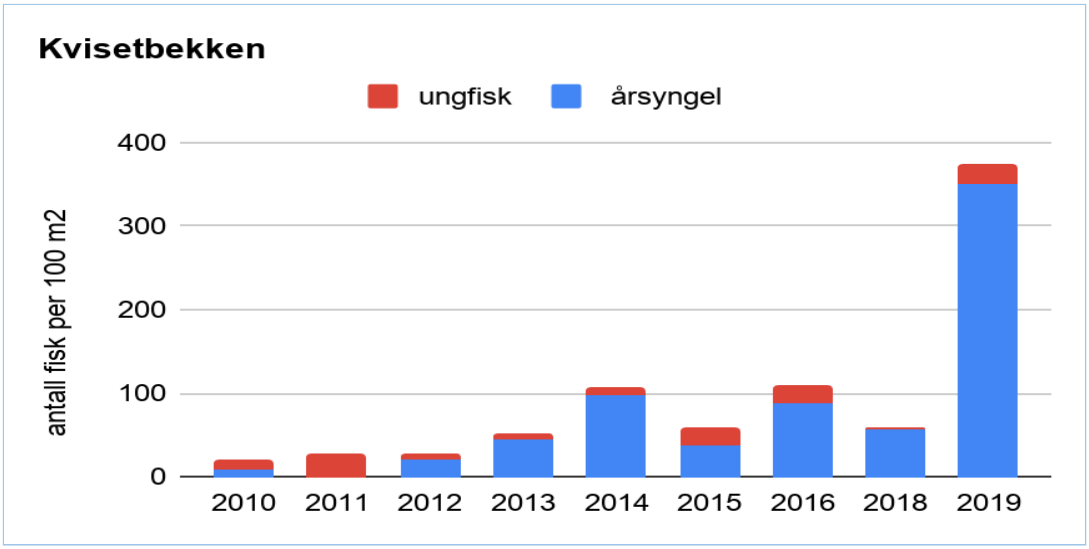
Stasjonen nedstrøms Mebygdveien oppnådde en samlet tetthet på 71, 4 ungfisk av ørret per 100 m². Dette tilsvarer *Svært god* økologisk tilstand. Tettheten av årsyngel var tilfredsstillende, men også eldre ørretunger hadde god tetthet. Denne positive responsen på ungfiskbestanden skyldes vellykkede tiltak med etablering av frie vandringsveier i bekkeløpet (veikulvert og terskler), samt etablering av dypområder/kulper og tilrettelegging for gyting. I oktober 2019 ble det observert flere gytefisk, og opp mot 10 nylagde gytegroper, på stasjonsområdet. Det konstateres samtidig at tiltakspartiet allerede har fått stor organisk belastning, som har medført begynnende nedslamming og økt begroing. På sikt kan dette føre til at bekkepartiene ikke lenger er egnet til gyting. Utviklingen vil overvåkes i årene som kommer.

I tilsigsgreina fra Høstadmyra ble det funnet lave tettheter av ørretunger, både årsyngel og eldre ørret, i nedre del. Oppover vassdraget er det dannet to tjern /dammer etter raset i 2011/-12, som ikke lar seg undersøke med elfiskeapparat. Her ble det observert stor, vakende ørret. Videre ble det fanget to årsyngel ørret i tilløpsbekken til den øverste dammen, på partier like før munning til denne dammen. Dette viser at hele denne tilsigsgreina utnyttes av ørreten i Ristbekken, først og fremst som oppvekstområde for eldre ørret, men også til sporadisk gyting. Dette vassdragsområdet har dermed potensiale til å bli et viktig funksjonsområde for ørretbestanden i Ristbekken-systemet. Samtidig er det store utfordringer ved vandringsveien opp til den øverste dammen, da det går en kryssende landbruksvei tvers over dammene. Kulvertene under landbruksveien er underdimensjonerte, og plassert for høyt i veiforbygningen, til at fisk kan svømme forbi på normal vannstand.

Stor vakende ørret (t.v.) i dammer, og årsyngel ørret i tilløpsbekk til øvre dam (t.h.).

Kvisetbekken

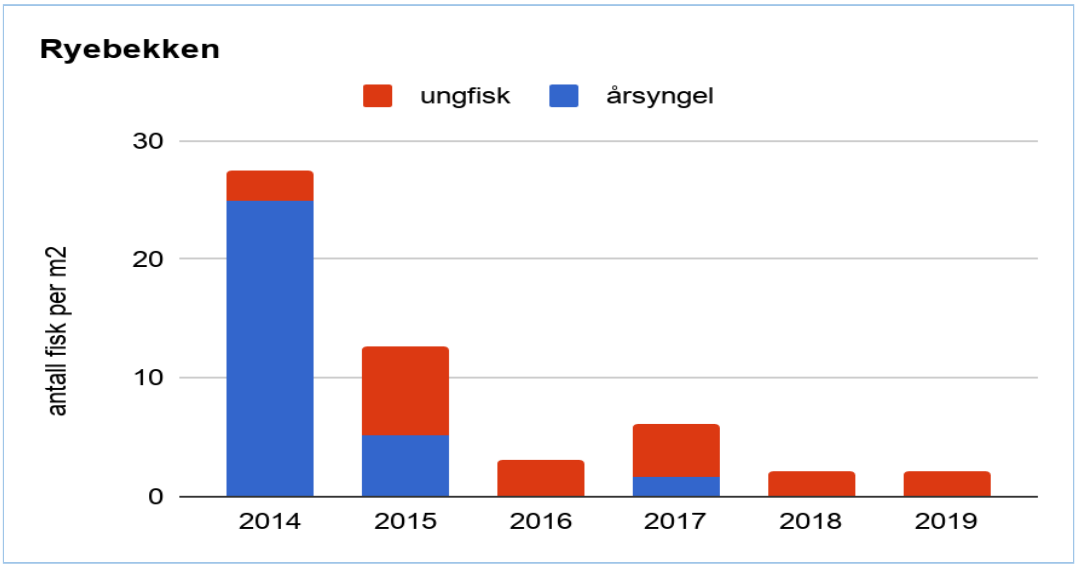
Som følge av stor landbruksbelastning over lang tid, er det svært dårlige gytemuligheter i hovedstrengen av Ristbekken i midtre og nedre del, samtidig som oppvekstområdene er gode. Sidegreina Kvisetbekken er en av de få områdene i Ristbekken-systemet som har godt egnede gyteområder. Fiskedata og registreringer over flere år viser at gytefisk fra Ristbekken vandrer opp i Kvisetbekken og gyter, mens ungfisk fortløpende vandrer ut i Ristbekken og vokser opp der.
Det har vært en positiv trend i ungfisktetthetene i Kvisetbekken de siste fem årene, til tross for at det ikke blitt utført habitattiltak i eller ved stasjonsområdet. I 2019 ble det registrert en betydelig økning i tettheten av årsyngel, med 350 individer per 100 m². Dette tyder på svært god oppgang av større gytefisk fra Ristbekken, vellykket gyting og høy overlevelse av rogn/yngel i bekken. Ungfiskbestanden har nå økt vesentlig siden overvåkingen av bekken startet, med rekordtetthet av årsyngel i 2019. For Kvisetbekken ser vi nå sannsynligvis virkningen av tiltak og vassdragsendringer i øvre del av Ristbekken, med reetablering av frie vandringsveier, styrking av gytemuligheter, bedring av oppvekstvilkår (dannelse av dammer og tjern) etter det store leir-raset i området vinteren 2011/-12. Sumvirkningene her har dermed ført til en vesentlig større gytebestand av ørret i hele Ristbekken-systemet, som slår positivt ut for Kvisetbekken.



Figur 6.92. Kvisetbekken. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i årene 2010-2019.

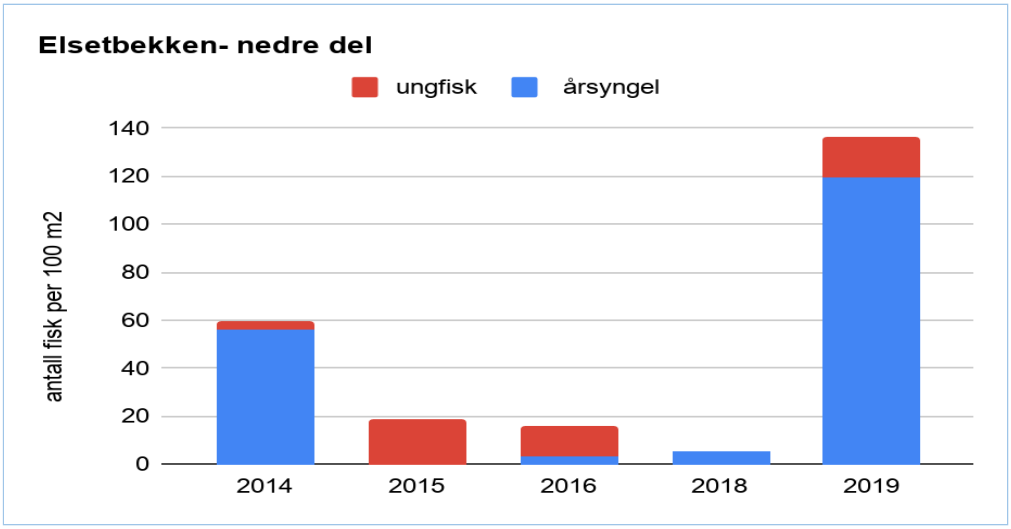
Ryebekken

Bekken munner ut i fjorden ved Rye og har potensiale som sjøørretbekk. Naturlig fiskeførende strekning er omlag 300 m. Det er i dag ingen menneskeskapte vandringsbarrierer for fisk på denne strekningen. Fiskeundersøkelser tilbake i 2006 (Bergan mfl. 2008) viste at bekken da var fisketom. Nyere undersøkelser de siste seks årene viser funn av ørret ungfisk, men tetthetene har vært variabel og gjennomgående på et lavt nivå. Årsyngel påvises ikke i 2019, og forsterker den negative trenden i utviklingen for sjøørretbestanden i Ryebekken i tidsperioden 2014-2019. Lav gytebestand og ustabil vannkvalitet antas å være hovedårsaker til de lave ørretforekomstene i bekken.



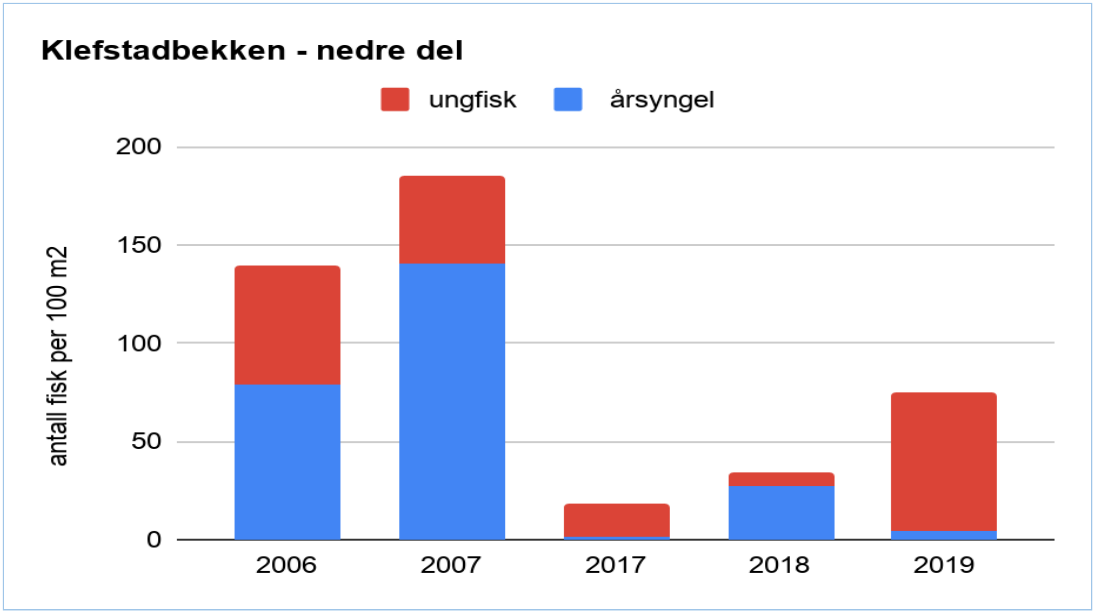
Figur 6.93. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i Ryebekken i perioden 2014 -2019.

Elsetbekken
Bekken munner ut i fjorden like nord for Ryebekken og opprinnelige lakseførende strekning anslås til omkring 1,7 km. I dag kan oppvandrende fisk utnytte en strekning på ca. 400 m opp til Bynesveien. Resultatene fra Elsetbekken i 2019 er svært positive. Med en samlet ungfisktetthet på 119,3 fisk per 100 m², sterkt dominert av årsyngel, er dette de høyeste ungfisktetthetene som er registrert i Elsetbekken siden overvåkingen startet.



Figur 6.94. Tetthet per 100 m² av ungfisk av ørret i nedre del av Elsetbekken i perioden 2014-2019.

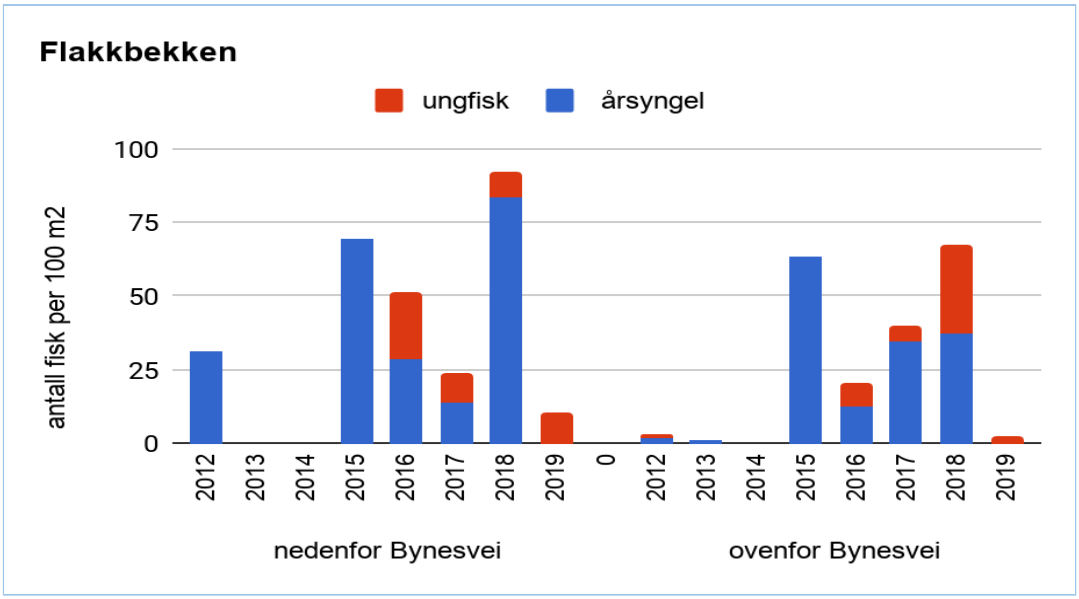
Kleftstadbekken
Bekken munner ut i fjorden mellom Rye og Flakk og vurderes som en svært viktig sjøørretbekk. Fiskeførende strekning er vel 1 km opptil naturlig foss. Fiskeundersøkelser i nedre del av bekken tilbake i 2006 og 2007 viste at bekken da hadde en god bestand av sjøørret. Det var da gunstig alderssammensetning av fisk, og tilfredsstillende tetthet av årsyngel. Etter 2007 er det ikke gjennomført elfiske før i 2017. Resultatene fra samme stasjonsområde i 2017 viste i motsetning til 2006/2007 en total svikt i tilslaget på årsyngel. Resultatene i 2018 viser høyere årsyngeltetthet enn i 2017, men fortsatt under forventet nivå. I 2019 er det igjen kollaps i årsyngeltetthetene i Klefstadbekken, samtidig som tettheten av eldre ørretunger er tilfredsstillende. Resultatene viser at overlevelsen av ørretunger gjennom året er god i bekken. Dette sannsynliggjør at nedgangen i sjøørretbestanden skyldes dårlige oppgangsforhold for sjøørret gjennom kulvert under Bynesveien. Utformingen av kulverten gjør at oppvandrende fisk (gytefisk) har store problemer med å forsere kulverten på lav vannføring. Statens vegvesen har gjort tiltak ved kulverten høsten 2019, der terskler er montert for å lette forbivandring. Det vil bli gjennomført oppfølgende fiskeundersøkelser i Klefstadbekken de kommende år, for å følge utviklingen i sjøørretbestanden og få en bekreftelse på om tiltaket ved kulverten har ønsket effekt.



Figur 6.95. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i nedre del av Klefstadbekken i årene 2006-07 og 2017-19.

Flakkbekken

Bekken munner ut fjorden ved Flakk. Det er potensiale for produksjon av sjøørret i bekken, og anadrom strekning anslås til nesten 700 m. I 2019 ble det fisket på to stasjoner nedenfor og en stasjon ovenfor Bynesveien. Resultatene viser at årsyngel er borte fra alle undersøkte stasjoner i bekken, og en fåtallig ungfiskbestand av eldre ørretunger registreres. Samtidig ble det avdekket to problematiske oppgangshindrende partier i nedre del av bekken. Mye tyder på at sjøørreten ikke klarte å gå opp fra sjøen og opp til gyteområder i bekken høsten 2018. Tettheten av ørretunger i 2019 er det laveste som er registrert i Flakkbekken siden målingene startet i 2012. Vann- og habitatkvaliteten er tilfredsstillende i Flakkbekken, så fokus må rettes mot å sikre gode oppgangsforhold fra sjøen for å ivareta sjøørreten i vassdraget.



Figur 6.96. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret rett nedenfor og ovenfor Bynesvei i Flakkbekken i årene 2012 -2019.

Bekker som drenerer til fjorden vest for byen

Ilabekken

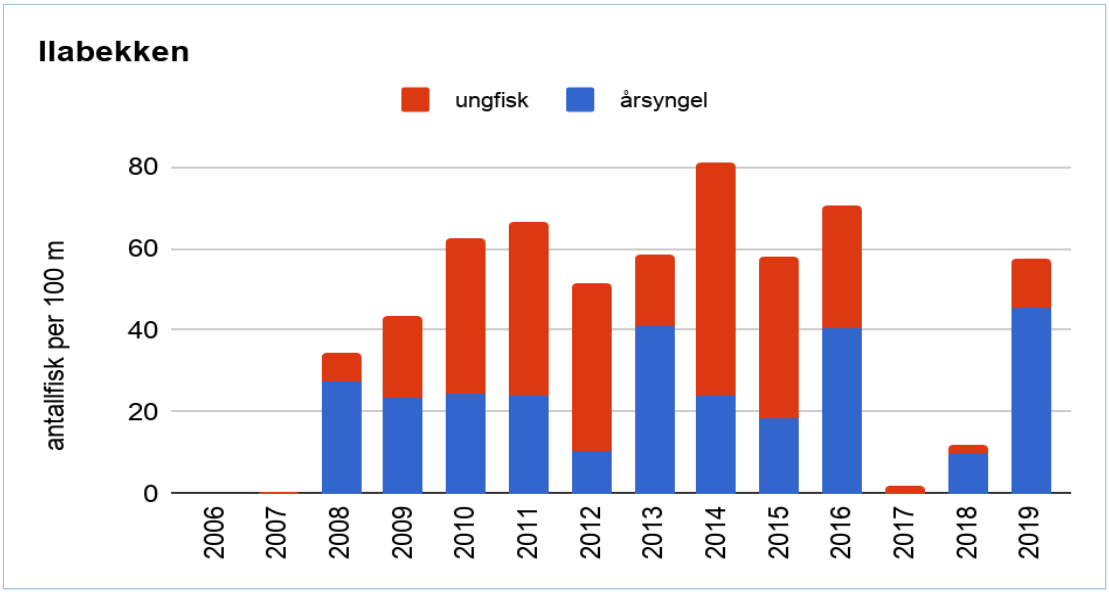
Nedre del av Ilabekken ble gjenåpnet i 2006, og sjøørretførende strekning er ca. 500 m fra utløp i fjorden og opp til fossen nord for Roald Amundsens vei. Elfiske på strekningen er gjennomført årlig siden 2006. I 2019 ble fire stasjoner avfisket. Basert på tetthetsmålinger i 2019 og forventningsverdier til tetthet av laksefisk (jf. veileder 02:2018, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011), gis følgende klassifisering av økologisk tilstand på stasjonene.

Bekk-stasjon		Tetthet laksefisk (ungfisk)	Økologisk tilstand	Habitat
Ilabekken	st.1	23,2	Dårlig	Anadrom
	st.2	105,8	Svært god	Anadrom
	st.3	51,5	Moderat	Anadrom
	st.4	54	God	Anadrom

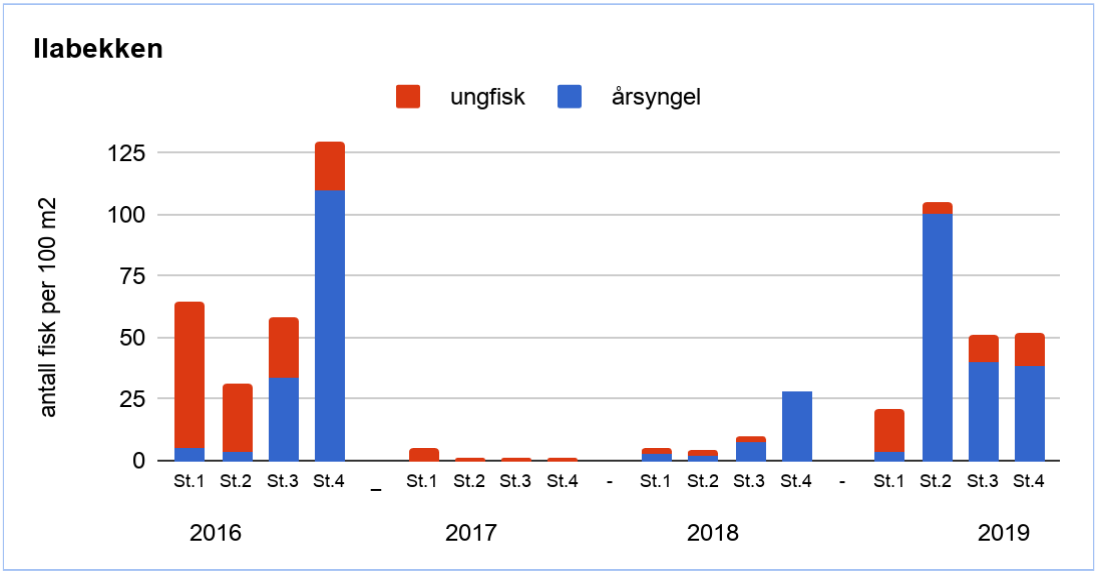
Sjøørreten har etter gjenåpning av bekken etablert seg, og dette har skjedd ved naturlig nedstrøms rekolonisering og oppvandring av fisk fra fjorden/Nidelva. Det er påvist årlig gytesuksess og god størrelses- og aldersstruktur av ungfisk av ørret i bekken. Fram til 2016 var de viktigste gyteområdene anlagt hovedsakelig i øvre del av anadrom strekning, i området nedstrøms kulpen ved fossen. Det har derfor vært en klar tendens til at innslaget av årsyngel har økt oppover bekken.

Rotenonbehandlingen som ble gjennomført høsten 2016 for å fjerne mort fra de tre ovenforliggende vatna, endret tilstanden for sjøørreten i Ilabekken dramatisk i 2017 (figur 6.97 og figur 6.98). All ørret i vassdraget døde som følge av rotenonpåvirkning. Kun ungfisk som ble tatt vare på før behandlingen og satt ut igjen vinteren 2017, ble påvist ved elfiske i august 2017 (Nøst 2018a). Som et ledd i reetablering av sjøørretbestanden i Ilabekken etter rotenonbehandlingen, ble det i 2017 anlagt gyteområder også i nedre del av Ilabekken, på partier nedstrøms dammen ved Hanskemakerbakken. I 2018 ble det påvist årsyngel som viser at gyting har funnet sted høsten 2017, og at det igjen var overlevelse av egg/yngel og egenproduksjon i bekken. Tetthetene var likevel klart lavere enn før rotenonbehandlingen, som følge av fortsatt lav gytebestand i Ilabekken.

I 2019 ses en klar positiv trend i årsyngeltetthetene, spesielt i bekkepartiet i nedre del som fikk utlagt gytesubstrat etter rotenonbehandling. Gjennomsnittstettheten for årsyngel (alle stasjoner) i Ilabekken i 2019 er nå den høyeste som er registrert siden gjenåpningen i 2006. Fortsatt er tettheten av eldre ungfisk lav i 2019. Dette skyldes ettervirkninger av rotenonbehandlingen og lav rekruttering årene etter. Det er en forventning til økt tetthet av eldre ørretunger i 2020, og fortsatt positiv utvikling i tettheten av årsyngel. Nedtapping av Theisendammen i forbindelse med vedlikeholdsarbeid av demningen høsten 2019, medførte uvanlig høy vannføring i Ilabekken i en kort periode nedstrøms demningen. Både flomvannføringen og den etterfølgende minstevannføringen, kan ha påvirket ungfiskbestanden i Ilabekken negativt. Dette vil følges opp med videre undersøkelser og fortløpende vurdering av habitattiltak for Ilabekken.



Figur 6.97. Årlig gjennomsnittlig tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret i Ilabekken etter gjenåpning av bekken i 2006.



Figur 6.98. Tetthet per 100 m^2 av ungfisk av ørret på fire stasjonsområder i Ilabekken i 2016 (før rotenonbehandling) og i 2017, 2018 og 2019 (etter rotenonbehandling).

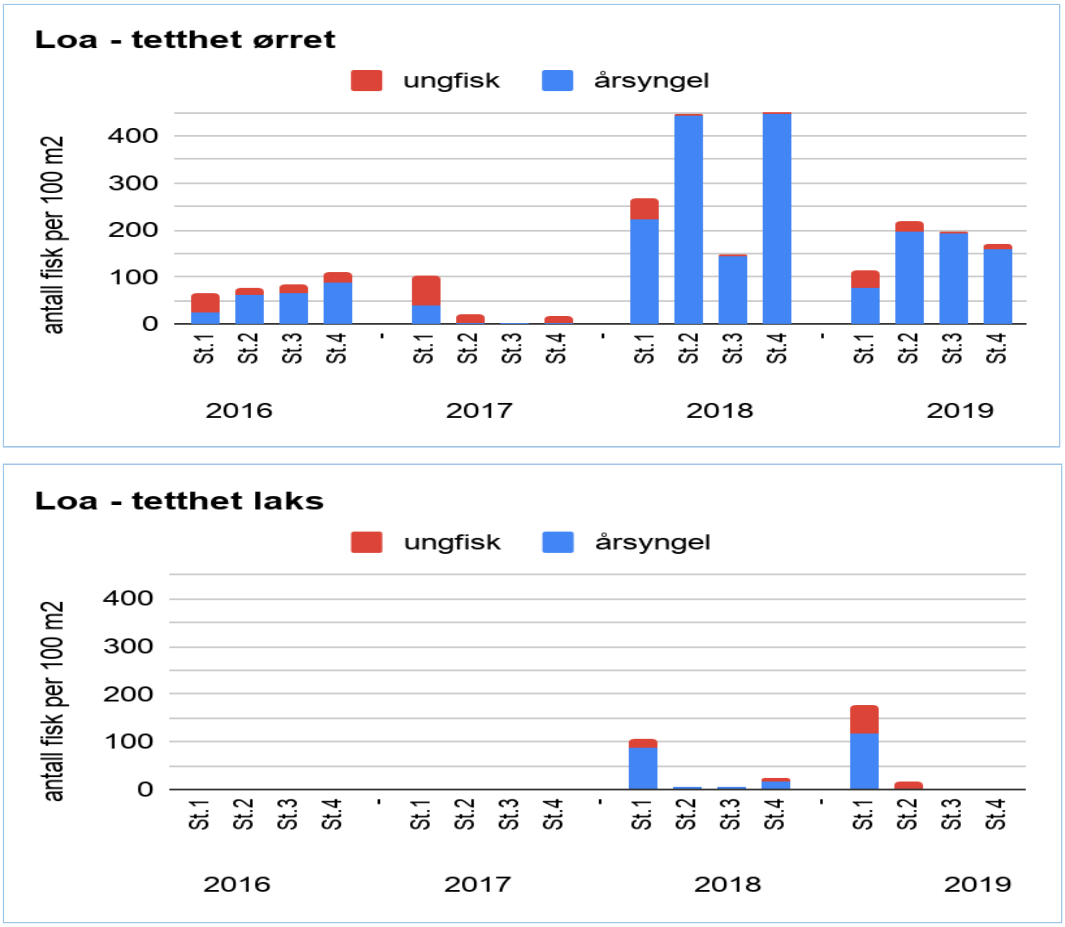
Bennavassdraget

Loa

Loa, også kalt Lobekken, er et sidevassdrag til Gaula, og er et svært viktig gyte- og oppvekstområde for sjøørret. Laks utnytter også vassdraget, både til gyting (i nedre del) og som oppvekstområde for ungfisk. Anadrom strekning er 1,7 km. Etablering av drikkevannsforsyning fra Benna forutsatte at eksisterende Lofossen kraftverk ble faset ut og lagt ned. Loa, som har utløp fra drikkevannskilden, ville dermed få endrede vannføringsforhold.

I konsesjonsvilkårene for omdisponering av vannressursene i Bennavassdraget er det lagt til grunn at produksjonsevnen for sjøørret skal opprettholdes, blant annet gjennom flere avbøtende tiltak (jf. Nøst 2017). Ny drikkevannsforsyning fra Benna ble satt i drift i 2015, og årlige elfiskeundersøkelser fra 2016 skal dokumentere tilstanden for sjøørret og laks. Det er etablert fire stasjoner langs en gradient oppover vassdraget for de årlige elfiskeundersøkelsene. Elfiskedata fra 2016 viste at tilstanden for sjøørreten hadde blitt bedre og forsterket etter at avbøtende tiltak har blitt gjennomført etter år 2010 (Nøst 2017). I 2010 ble det kun funnet gode tettheter av ørret og laks (alle årsklasser) i nedre del, med raskt avtagende forekomst av bare ørret oppover vassdraget. De øvre ca. 300 m av naturlig anadrom strekning var dessuten i 2010 ikke tilgjengelig for oppvandrende fisk på grunn av vandringsbarriere i kulvert. Funn av årsyngel ørret på alle fire stasjonene i 2016 bekreftet at sjøørreten nå utnyttet hele den naturlige anadrome strekningen til gyting etter at avbøtende tiltak var gjennomført (figur 6.97). I 2017 var det derimot få eller ingen funn av årsyngel på stasjon 2, 3 og 4. Det ble samtidig avdekket at utrast storstein ved en gammel oppdemming i fossen nedstrøms Løbergsveien hadde fungert som vandringsbarriere for oppvandring av gytefisk høsten 2016. Lite nedbør og lav vannføring gjorde det umulig for oppvandrende fisk å passere dette området, og dermed hadde ikke gytefisk tilgang på gode gyteområder (og stasjon 2,3 og 4) lengre opp høsten 2016. Sommeren 2017 ble det gjort forsøk på å bedre oppgangsforholdene ved fossen. Undersøkelsene i 2018 og 2019 viser at tiltaket har hatt ønsket effekt, og at gytefisk har hatt gode oppgangsmuligheter. Tettheten av årsyngel av ørret i 2018 var høy, og nivåene dette året vurderes å ligge omkring en forventet produksjonskapasitet for vassdraget. Dataene fra 2019 viser også gode årsyngeltettheter av ørret, men noe lavere enn året før. De to siste års registreringer indikerer også at laks nå i større grad synes å etablere seg i vassdraget. I nedre deler (st.1) ble det i 2019 påvist større tetthet av både årsyngel og eldre ungfisk av laks enn ørret (figur 6.97). Videre oppover vassdraget opptrer laks foreløpig bare sporadisk.

Funksjonen for Loa vil i første rekke være som gyte- og rekrutteringselv for sjøørret og laks til Gaula. På bakgrunn av vassdragets størrelse, morfologi og vannkvalitet, må en anta at sjøørret skal være dominerende laksefisk. Eldre ungfisk vil naturlig opptre i relativt lave tettheter, ettersom det er få kulper og dypere områder i vassdraget, som kan gi levested for eldre ungfisk gjennom året. Allerede fra første leveår vandrer ungfisk ut av Loa og i hovedelva Gaula, for å fullføre livssyklus fram til smoltifisering.



Figur 6.99. Tetthet pr. 100 m^2 av ungfisk av ørret og laks på fire stasjoner i Loa i årene 2016- 2019.

Tetthetene av ungfisk av laksefisk (ørret + laks) tilsvarer *Svært god* økologisk tilstand på alle stasjoner i 2019. Det samme var tilstanden i 2018. I 2017 var det kun st.1 som oppnådde denne tilstanden. Lengre opp var tilstanden *Dårlig/Svært* dårlig dette året. For å kunne opprettholde stabile livsvilkår for laksefisk i Loa, vil det være avgjørende at vi sikrer at gytefisk kommer opp forbi problemområdet for oppvandring. Samtidig må kvaliteten på gyteområdene ikke reduseres. Tilstandsvurdering vil følges opp med videre undersøkelser/registreringer i vassdraget i 2020.

Basert på forventningsverdier av tetthet av laksefisk (jf. veileder 02:2018, Sandlund mfl. 2013, Bergan mfl. 2011) gis følgende klassifisering av økologisk tilstand på stasjonene i 2019;

Bekk-stasjon		Tetthet laksefisk (ungfisk)	Økologisk tilstand	Habitat
Loa	st.1	321,6	Svært god	Anadrom
	st.2	257,8	Svært god	Anadrom
	st.3	207,1	Svært god	Anadrom
	st.4	179,3	Svært god	Anadrom

6.11 Bunndyrundersøkelser i bekker

Bunndyr er viktige næringsdyr for fisk, og er samtidig en velegnet indikator på forurensning, eutrofiering og organisk belastning. Derfor blir bunndyr ofte brukt i vassdragsovervåking for å beskrive vannkvaliteten, samt overvåke miljøtilstanden. Bunndyr er angitt som et kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand i rennende vann (jf. EUs vanndirektiv). Forskjellige grupper og arter av bunndyr har ulik toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning. Fravær/tilstedeværelse av indikatororganismer kan indikere en spesiell vannkvalitet og miljøtilstand.

Bunndyrundersøkelser er systematisk blitt inkludert i vannovervåkingen i Trondheim fra 2006/07. Antall bekker og stasjoner som er undersøkt varierer fra år til år. I 2019 ble det tatt bunndyrprøver på totalt 32 stasjoner i 19 ulike bekker (se. tabell 6.3). Prøvene er tatt på høsten (oktober). Undersøkelsene er gjennomført av NINA (Norsk institutt for naturforskning). Nedenfor følger er oppsummering av bunndyrundersøkelsene for 2019 (skrevet av Morten Bergan, NINA). For mer inngående og detaljert informasjon omkring tilstand, metode- og resultatvurderinger, samt komplette artslister fra bunndyrundersøkelsene, henvises det til Bergan (2020); en fagrapport i NINAs egen rapportserie.

Tabell 6.3. Navn, stasjonsnummer, kartreferanse, lokalisering av stasjoner og dato i 2019 for bunndyrundersøkelser i bekker i Trondheim kommune.

		UTM 32V			
Vassdrag	**St.nr.**	**Øst**	**Nord**	**Lokalisering**	**Dato**
Vikelva	1	576393	7034142	Nedre, restaurert anadrom strekning	17.10
Vikelva	2	576498	7033420	O/E6, før innløp kulvert	17.10
Sjøskogbekken	3	575921	7034248	Nedstrøms Ranheimsvegen	17.10
Sjøskogbekken	4	575932	7034117	N/ Sjøskogbekken Barnehage	17.10
Grilstadbekken	5	574834	7034878	N/ Nedre Grilstadkleiva	17.10
Leirelva	6	568704	7029333	Nedre, ved Prøven Bil	21.10
Leirelva	7	568413	7029074	N/Uglabekken (Forsøkslia)	21.10
Leirelva	8	568253	7029039	N/avkjøring Romolslia	21.10
Uglabekken	9	568295	7029224	Nedre, ved Gammelina	21.10
Uglabekken	10	567230	7030743	Midtre, o/General Bangs vei	21.10
Uglabekken	11	566984	7031124	Øvre, n/ Kyvatnet	21.10
Bekk til Kyvatnet	12	566669	7031780	Nedre, ved tursti	24.10
Bekk til Lianvatnet	13	565819	7031327	N/ Lianvegen og trikkespor	24.10
Lianvassbekken til Haukvatnet	14	565877	7030273	N/ Vådanvegen	24.10
Kystadbekken	15	566808	7029517	Under Kystadbrua	21.10

Heimdalsbekken	16	568508	7028728	Nedre, Romolslia bussholdeplass	21.10
Bekk til Theisendammen	17	566718	7032895	Midtre delstrekning	24.10
Ilabekken	18	568061	7034349	Nedre, n/ andedam	17.10
Ilabekken	19	568068	7034170	Nedre, O/ Hanskemakerbakken	17.10
Ilabekken	20	567411	7033688	Øvre, Møllebakken	17.10
Ristelva	21	556744	7029517	N/ Mebygdveien	23.10
Ristelva/Høstadbekken	22	557552	7029972	Restaurert strekning, Brenslan	23.10
Eggbekken	23	564408	7023427	Nedre anadrom, N/ Leinstrandvegen	23.10
Eggbekken	24	564567	7024112	Øvre anadrom, n/ foss	23.10
Søra	25	564919	7022000	Nedre, nedstrøms terskler	23.10
Søra	26	565115	7022107	Nedre, nedstrøms E39	23.10
Søra	27	566786	7023273	Midtre, o/ Heggstadbekken	23.10
Søra	28	567677	7024953	Øvre restaurert, n/Kattemskogen	23.10
Steinsdalsbekken	29	570725	7028075	Nedre delstrekning	21.10
Amundbekken	30	572336	7024206	Nedre, før samløp med Nidelva	21.10
Amundbekken	31	573553	7024349	Midtre, ovenfor Solemsbekken	21.10
Solemsbekken	32	573636	7024266	Nedre, ved utlagt elvestein	21.10

Innsamling av bunndyrmaterialet og klassifisering av økologisk tilstand er gjort i henhold til Veileder 02: 2018: Klassifisering av miljøtilstand i vann (Anonym 2018). Innsamlingsmetoden er den såkalte «sparkemetoden». Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS4719 og NS-ISO 7828). ASPT-indeksen legges til grunn for klassifisering av økologisk tilstand. Referanseverdien for ASPT er satt til 6,9 for bunnfaunaen i elver, men miljømålet om minimum *God* økologisk tilstand er satt til 6,0 (tabell 6.4). Forekomst av EPT-arter (døgn-, stein- og vårfluer) og vurderinger av bunndyrsamfunnets strukturelle og funksjonelle oppbygning benyttes i tillegg som støtteparametere ved vurdering av vannmiljøtilstanden for bekkene i Trondheim. Tabell 6.5 angir retningslinjer ved ekspertvurdering av miljøtilstand. Økologisk tilstandsklassifisering for bekkene i 2019 er gitt i tabell 6.6.

Tabell 6.4. Grensenivåer for ASPT-indeks for klassifisering av økologisk tilstand.

Bunnfauna i elver, ASPT klasser					
Naturtilstand	**Svært god**	**God**	**Moderat**	**Dårlig**	**Svært dårlig**
ASPT	**ASPT**	**ASPT**	**ASPT**	**ASPT**	**ASPT**
6,9	**>6,8**	**6,8-6,0***	**6,0-5,2**	**5,2-4,4**	**<4,4**

*interkalibrerte klassegrenser

Tabell 6.5. De økologiske tilstandsklassenes normative definisjoner i Vanndirektivets Anneks V. I tillegg til faglig erfaring og kompetanse, anvendes disse retningslinjene ved ekspertvurderingen av miljøtilstand.

Økologisk tilstand	Forklaring
Svært god tilstand	Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet framstår som om det er uten, eller omtrent uten, menneskelig påvirkning.
God tilstand	Påvirkningen er innen akseptable nivåer. Økosystemet er nesten intakt og er bærekraftig. Representerer EUs minimumsmål for alle vannobjekter.
Moderat tilstand	Økosystemet viser tegn på stress som forringer mangfoldet. Usikker bærekraftighet. Vannobjektet skal derfor være gjenstand for tiltak.
Dårlig tilstand	Skadet økosystem med betydelig forringet mangfold i form av manglende arter og/eller oppblomstring av enkelte hardføre arter. Ikke bærekraftig.
Svært dårlig tilstand	Økosystemene er svært skadet.

Tabell 6.6. Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2019. Fargekoder angir tilstandsklasse etter EUs femdelte skala for økologisk tilstand.

Vannforekomster i Trondheim Kommune					
St.	Vassdragsnavn	EPT	ASPT	BMWP	EQR
1	Vikelva	21	6,15	123	0,89
2	Vikelva	15	5,86	82	0,85
3	Sjøskogbekken	9	5,50	66	0,80
4	Sjøskogbekken	16	6,00	96	0,87
5	Grilstadbekken	13	6,14	86	0,89
6	Leirelva	17	5,94	95	0,86
7	Leirelva	22	6,35	146	0,92
8	Leirelva	22	6,83	123	0,99
9	Uglabekken	10	5,08	61	0,74
10	Uglabekken	17	5,56	89	0,81
11	Uglabekken	17	5,44	98	0,79
12	Bekk til Kyvatnet	20	6,41	109	0,93
13	Bekk til Lianvatnet	25	6,81	109	0,99
14	Lianvassbekken til Haukvatnet	20	6,33	133	0,92
15	Kystadbekken	16	6,44	116	0,93
16	Heimdalsbekken	5	4,33	39	0,63
17	Bekk til Theisendammen	32	6,95	139	1,01
18	Ilabekken	12	6,15	123	0,89
19	Ilabekken	16	6,00	96	0,87
20	Ilabekken	23	5,47	82	0,79
21	Ristelva, Medhaugveien	14	5,29	74	0,77
22	Ristelva/Høstadbekken, Brenslan	22	6,67	120	0,97
23	Eggbekken	12	5,64	79	0,82
24	Eggbekken	19	6,44	103	0,93
25	Søra	6	4,25	34	0,62
26	Søra	3	3,40	17	0,49
27	Søra	13	4,50	63	0,65
28	Søra	12	5,31	69	0,77
29	Steinsdalsbekken	5	4,45	49	0,65
30	Amundbekken	15	6,50	91	0,94
31	Amundbekken	18	6,53	98	0,95
32	Solemsbekken	13	6,45	71	0,94

Leirelva med sidebekkene Heimdalsbekken, Kystadbekken og Uglabekken

Med unntak av Heimdalsbekken (st. 16), så er øvrige stasjoner lokalisert på vassdragstrekninger som har blitt eksponert for og påvirket av rotenonbehandlingen av vassdrag i Bymarka høsten 2016.

Leirelva

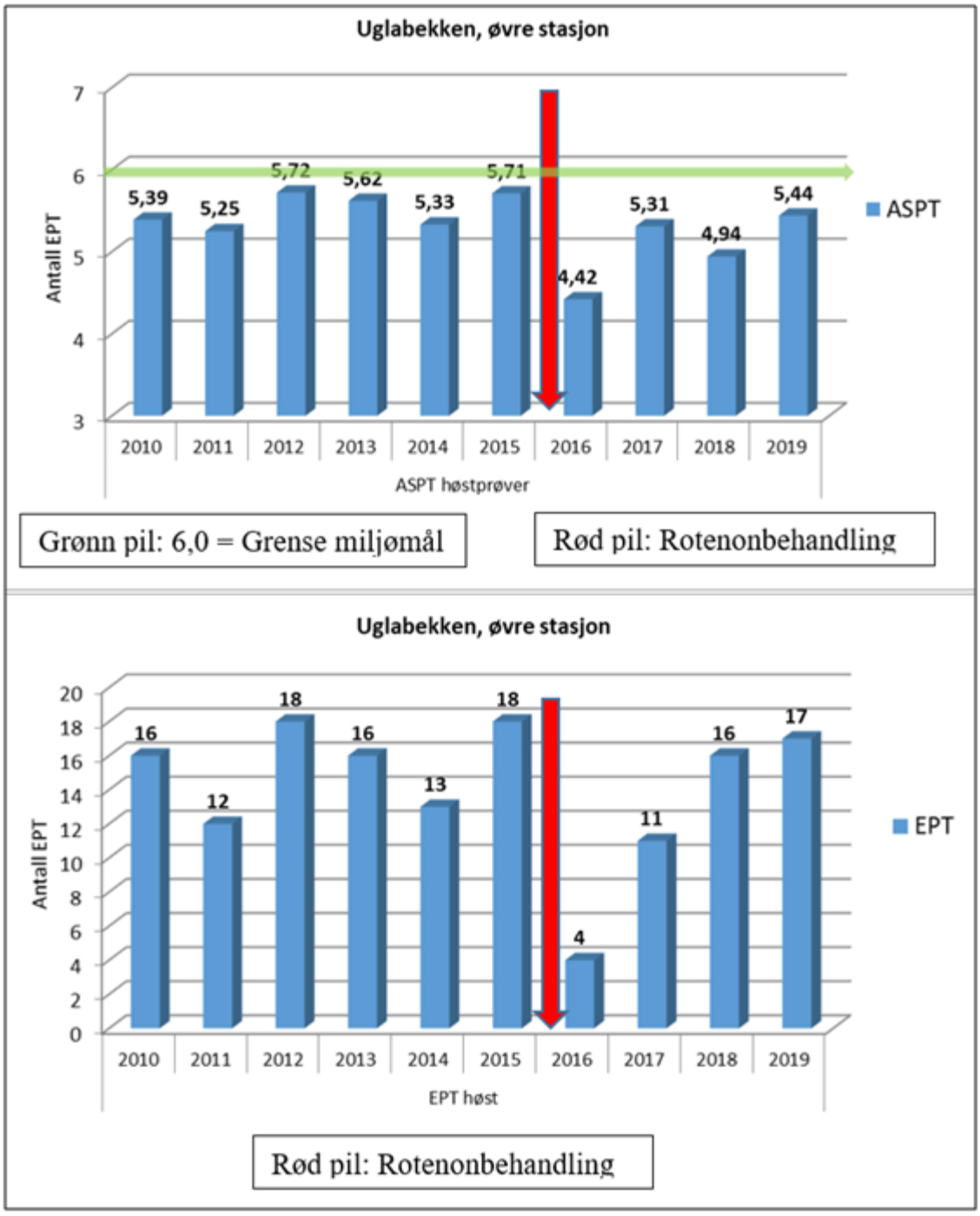
Leirelva ble prøvetatt med tre stasjoner (st. 6, 7 og 8) ved Prøven Bil (nedre), Forsøkslia (midtre) og ved avkjøring til Romolslia (øvre). Resultatene fra 2019 viser at det er god rekoloniseringen av bunndyr og vannlevende arter etter rotenonbehandling høsten 2016. De fleste arter som ble funnet før rotenonbehandlingen er igjen kommet tilbake til elva på de ulike stasjonsområdene. Stasjon 7 ligger nedstrøms Uglabekken, og stasjon 6 ligger nedstrøms både Uglabekken og Heimdalsbekken. Begge disse bekkene utgjør i perioder punktutslipp av forurensninger og organisk belastning til Leirelva. Dette påvirker bunndyrfaunaen i Leirelva i 2019, som alle tidligere undersøkelsesår. Økologisk tilstand klassifiseres til *Svært god* ved stasjon 8 ovenfor nevnte tilløpsbekker. Ved stasjon 7 oppnås *God* økologisk tilstand, mens det ved nederste stasjon 6 oppnås *Moderat* økologisk tilstand. Det er økende grad av nedslamming nedover Leirelva, noe som trolig er den viktigste forklaringen til redusert tilstand nedover elva i 2019. Utover dette er bunndyrproduksjonen god, med innslag av rentvannskrevende arter også i nedre del av elva.

Vann- og miljøtilstanden i nedre del av Leirelva er ustabil og tidvis redusert, og dette har ført til at den økologiske tilstanden har variert mellom *Moderat* og *Dårlig* de siste 10 årene. I 2019 er tilstanden *Moderat*, men svært nær grensenivået *God*. Dette er en positiv utvikling. Viktig her er at bunndyrsamfunnet (biologisk mangfold og bunndyrproduksjon) nå synes gjenopprettet etter rotenonbehandling, og at det oppnår tilstrekkelig bunndyrproduksjon til å ivareta den viktige fiskebestandens (ørret og laks) krav til tilgjengelige byttedyr og tilgang på mat. Uheldige utslippsepisoder av kloakk, spesielt etter store nedbørsmengder eller uhell i forbindelse med gravearbeider, er en stor trussel for miljømål, biologisk mangfold og fiskebestander i Leirelva. Slike utslipp bidrar også til økt samlet belastning på Nidelva, som er resipient for Leirelva.

Uglabekken

Uglabekken ble i 2019 prøvetatt med tre stasjoner (st. 9, 10 og 11), langs en gradient fra Gammelina (nedre del av bekken) og opp til strekninger nedstrøms Kyvatnet (øvre del). Resultatene for høsten 2019 viste et påvirket bunndyrsamfunn i nedre del (st. 9), med reduksjon i mangfold og bunndyrantall, og forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer. Likevel utgjør spesielt døgnfluer en vesentlig del av bunndyrfaunaen ved stasjon 9 i 2019, og det er innslag av rentvannskrevende steinfluer. Den økologiske tilstanden klassifiseres til *Dårlig*, som er en forbedring fra fjoråret (*Svært dårlig*). For stasjoner i midtre (st. 10) og øvre del (st. 11) viser resultatene en bedring sammenlignet med nedre del, til *Moderat* økologisk tilstand, med kun små avvik fra miljømålet *God* økologisk tilstand. Viktige bunndyrgrupper (arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer) som var tilstede før rotenonbehandlingen ser nå ut til å ha kommet tilbake til Uglabekken. Utvikling de siste fire årene etter rotenonbehandlingen er svært positiv for disse stasjonene (se figur 6.100 for utvikling i ASPT-verdier og antall EPT ved øverste stasjon (st. 11) i Uglabekken). Artsinventaret er, Uglabekkens stasjoner sett under ett, så godt reetablert, der alle normalt forekommende nøkkelarter som ble påvist før rotenonbehandlingen er tilbake i større eller mindre grad i vassdraget.

Videre overvåking vil likevel være viktig for å synliggjøre langtidseffekter av rotenonbehandlingen av Uglabekken i enda større grad. De store, uregelmessige kloakkutslippene til midtre og nedre del av Uglabekken er fortsatt stor trussel for fastsatte miljømål både i Uglabekken og resipienten Leirelva.



Figur 6.100. Utvikling i ASPT-indeksverdi (øvre figur) og antall EPT (nedre figur) i Uglabekken på bekkestrekninger i øvre del (st. 17) nedstrøms Kyvatnet i perioden 2010-2019. Rød pil angir rotenonbehandling.

Kystadbekken

Kystadbekken ble i 2019 prøvetatt med en stasjon (st. 15) i midtre del av bekken (under Kystadbrua). Resultatene for 2019 viser en stor forbedring fra året før, der nøkkelarter igjen påvises for første gang etter rotenonbehandlingen i 2016. Den økologiske tilstanden klassifiseres til *God*, med et biologisk mangfold tilsvarende før rotenonbehandling, der rentvannskrevende bunndyrarter er godt representert i bunndyrmaterialet.

Heimdalsbekken
Heimdalsbekken ble i 2019 prøvetatt med en stasjon (st. 16) i nedre del før samløp med Leirelva. Resultatene viser et svært belastet bunndyrsamfunn med redusert mangfold, tilsvarende *Svært Dårlig* økologisk tilstand. Forurensningstolerante bunndyrformer dominerer bunndyrsamfunnet, samtidig som bunndyrproduksjonen er svært høy. Resultatet fra 2019 er en forverring av tilstanden i Heimdalsbekken sammenlignet med året før, og viser at vassdraget mottar for mye vannkjemisk forurensning og organisk belastning, med for stor partikkel tilførsel. Dette gir kraftig nedslamming av bekkebunnen og eutrofiering av bekken som resultat. Heimdalsbekken har overskredet resipientkapasitet (bekkens selvrensingsevne klarer ikke å takle belastningene fra nedbørfeltet), og vannøkologien i bekken er derfor nær en kollaps.

Andre tilløpsbekker til Nidelva

Steinsdalsbekken
Bekken munner til Nidelva like oppstrøms dammen ved Øvre Leirfoss. I 2019 ble det undersøkt en stasjon (st. 29) i nedre del før munning til Nidelva. Resultatet viser stor belastning på dette bekkeavsnittet, og økologisk tilstand klassifiseres til *Dårlig*, men nært *Svært dårlig*. Det biologiske mangfoldet er svært lavt, og domineres av tolerante bunndyrformer og -arter. Steinfluer og andre rentvanns-bunndyr er omtrent borte fra artsinventaret i bekken. Resultatene fra tidligere år har også vist at bekkeavsnittet er belastet i perioder, men 2019-dataene viser en klar tendens til forverring fra tidligere år. Bekkeløpet er tydelig nedslammet, og bekkens selvrensningsevne vurderes som langt overskredet. Videre er nedre del av bekken kanalisert og utrettet (eldre inngrep), og mangler naturlig bunnsubstrat. Steinsdalsbekken mottar avrenning fra intensivt drevet landbruk, og det er potensielt flere punktutslipp fra diffuse kilder (søppeldeponi, med ukjent innhold) til bekkeløpet. Tidligere problemkartlegging viser at det er store utfordringer for vannmiljøet i bekken fra fortrinnsvis Sandflatvegen og nedover.

Amundbekken og **Solemsbekken**
Amundbekken med sidevassdraget Solemsbekken munner til Nidelva ved Nordset. Bekkeløpene har vært gjenstand for omfattende sikringsarbeider de siste årene, der hele nedre del av både Amundbekken og Solemsbekken er steinsatt og erosjonssikret. Etter noen år med opphold i overvåkingen som følge av anleggsarbeider i disse bekkene, ble det i 2019 opprettet to stasjoner i Amundbekken, der en stasjon (st. 30) ble lokalisert i nedre del før munning til Nidelva, og en stasjon ble lokalisert ovenfor samløp med Solemsbekken. I Solemsbekken ble en stasjon anlagt i nedre del, på et parti med nylig utlagt naturlig elvestein i gytestørrelser for ørret.

I Amundbekken er resultatene oppløftende på begge stasjoner, der økologisk tilstand klassifiseres til *God*. Det biologiske mangfoldet er moderat høyt på begge stasjoner, og andelen rentvannskrevende bunndyrformer og -arter er tilfredsstillende. Resultatet viser en positiv utvikling sammenlignet tidligere undersøkelser. I Solemsbekken viser resultatene svært positiv utvikling sammenlignet med tidligere. I 2019 oppnås *God* økologisk tilstand på stasjonen i bekken, til tross for at det biologiske mangfoldet er noe redusert. Tidligere år har dette bekkepartiet hatt svært belastet vann- og habitatkvalitet.

Amundbekken nedstrøms samløp med Solemsbekken var tidligere (før erosjonssikringen), sterkt preget av partikkelforurensning. Selv på lav vannføring og i tørre perioder, var turbiditeten i vassdraget høyt, og sikten svært dårlig. Dette ser ikke ut til å være tilfelle i dag. Vi ser en klart forbedring av vann- og miljøkvaliteten på denne bekkestrekningen nå, og dette gjenspeiler seg i bunndyrresultatene.

Selv om både Amundbekken og Solemsbekken viser en forbedring i vannmiljøet og bunndyrsamfunnet, observeres det tiltagende nedslamming i de nyrestaurerte bekkeløpene etter endt anleggsperiode. Dette gjelder spesielt for Solemsbekken, men var også merkbart ved nederste stasjon i Amundbekken. Noe av årsaken kan forhåpentligvis knyttes til anleggsperiodens innvirkning på tilgrensende nedbørfelt, bekkeløp og vassdragskanter i bekkeløpene, som enda ikke har stabilisert seg og fått begrodd en velutviklet kantvegetasjon. Etterhvert som kantvegetasjon gror til og bekkekantene stabiliserer seg, vil erosjon og avrenning av finstoff reduseres. Situasjonen bør holdes under oppsikt, og videre overvåking vil avdekke utviklingen over de neste årene i vassdragene.

Bekker i Bymarka

Bekker i bymarka omfatter tilløpsbekker til, og utløpsbekker fra vann som ble behandlet med rotenon høsten 2016. Hele eller deler av enkelte av disse bekkene ble påvirket av rotenonbehandlingen, men for noen av vassdragene ble øvre bekkestrekninger ikke påvirket. Disse bekkene har for en stor del lite påvirkede nedbørfelt, og utgjør viktige kilder til rekolonisering av det biologiske mangfoldet i sine respektive tilløpsvatn og nedstrøms vannforekomster. Resultatene for 2019 viser at bunndyrsamfunnet langt på vei har rekolonisert tilsvarende før rotenonbehandlingene i de undersøkte bekkene, og alle nøkkelarter påvises igjen i alle bekkene. Dette skyldes at vassdragene hadde god vannkjemisk og hydromorfologisk tilstand før rotenonbehandlingen, samt at enkelte ubehandlede strekninger i noen bekker har bidratt med drift av bunndyr nedstrøms. Rikelig med grunnvannstilførsel kan også ha bidratt til giftfrie lommer/partier i rotenonpåvirkede bekkestrekninger, som har gjort at enkelte bunndyrarter i noen grad har overlevd eksponering av rotenon.

Bekk til Theisendammen

Denne bekken renner mellom vatna Baklidammen og Theisendammen. Begge vatn ble rotenonbehandlet høsten 2016, noe som betyr at hele bekkestrekningen ble påvirket av rotenon denne høsten. Stasjonen i bekk til Theisendammen (st. 17) ble lokalisert om lag midt på strekningen mellom de to vatna. Resultatene fra 2019 viste et bunndyrsamfunn som er rekolonisert etter rotenonbehandling. Økologisk tilstand klassifiseres som *Svært god*. Det biologiske mangfoldet er svært høyt, med 32 ulike døgn-, stein- og vårfluer, der en stor andel rentvannskrevende bunndyrarter og -grupper dominerer bunndyrfaunaen.

Bekk til Lianvatnet

Denne bekken munner til Lianvatnet i nordre ende av vatnet, og kommer fra diffuse skogs- og myrområder øst for Solemsåsen, med noe bebyggelse i nedre del av nedbørfeltet. Stasjonen i bekk til Lianvatnet (st. 13) ble lokalisert nedstrøms krysning av trikken, om lag 150 meter før munning til Lianvatnet. Øvre deler av denne bekken ble ikke utsatt for rotenonbehandling, men undersøkte bekkeavsnitt ble eksponert for rotenon. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til *Svært god*. Det biologiske mangfoldet er høyt, med tilfredsstillende andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.

Lianvassbekken til Haukvatnet

Denne bekken renner mellom vatna Lianvatnet og Haukvatnet. Begge vatn ble rotenonbehandlet høsten 2016, noe som betyr at hele bekkestrekningen ble påvirket av rotenon denne høsten. Stasjonen i Lianvassbekken (st. 14) ble lokalisert like før munning til Haukvatnet. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er godt på vei å være rekolonisert etter rotenonbehandling. Ferskvannskreps (*Astacus astacus*) ble observert i bekken, men ikke samlet inn i bunndyrprøven. Kreps er likevel inkludert i tilstandsklassifiseringen. Økologisk tilstand ble klassifisert som *God*, og det biologiske mangfoldet er tilfredsstillende, med en god andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.

Bekk til Kyvatnet
Denne bekken munner til Kyvatnet i nordvestre ende av vatnet, og kommer fra diffuse skogs- og myromr책der ved foten av Bakli책sen, nord for boligomr책der ved Sigrid Johansens vei og Vinkelstien. Stasjonen i bekk til Kyvatnet (st. 12) ble lokalisert i nedre del, etter samløp med en grunnvannsrik sidebekk, om lag 130-140 meter før utløp i Kyvatnet. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er langt på vei rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til *God*. Det biologiske mangfoldet er tilfredsstillende, med god andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.

Bekker som drenerer til fjorden øst for byen

Vikelva
Vikelva ble undersøkt med to stasjoner (st. 1 og 2). Stasjon 1 er lokalisert i nedre anadrom del (tiltaksområder nedstrøms Peterson papirfabrikk). Stasjon 2 er lokalisert like ovenfor E6. Den økologiske tilstanden klassifiseres til *Moderat* ved stasjon 2 ovenfor E6. Det biologiske mangfoldet er noe redusert, men rentvannskrevende bunndyrarter og -former dominerer bunndyrsamfunnet. Nederste stasjon (st.1) viser en mer positiv tendens, og oppnår *God* økologisk tilstand, med et høyere biologisk mangfold. Dette indikerer at det har vært god vannkvalitet og et godt vannmiljø i Vikelva nedstrøms industriområdet det siste året. Resultatene ved stasjon 2 må knyttes delvis til kalknedslamming og gjenøring av mikrohabitater på strekninger nedstrøms utslippspunktet av kalk lenger oppe i elva. Dette kan gjøre at tilstanden bedres med økende avstand fra dette utslippspunktet. Utviklingen i Vikelva er relativt tilfredsstillende de siste årene, med et stabilisert bunndyrsamfunn på vei mot et fastsatt miljømål for viktige partier (nedre anadrom strekning) i vassdraget.

Sjøskogbekken
Sjøskogbekken ble undersøkt med to stasjoner (st. 3 og 4) i 2019. Resultatene viser en forverret miljøtilstand i nedre del (st. 3) av bekken sammenlignet lenger oppe (st. 4), men bedring i tilstand sammenlignet med året før. Fjorårets resultater var imidlertid preget av overløp/feilkobling av kloakk til Sjøskogbekken ovenfor begge stasjonsområder, som ga svært negativ effekt på bunndyrfaunaen. Bunndyrfaunaen i nedre del av Sjøskogbekken oppnår *Moderat* økologisk tilstand, men rentvannskrevende arter er fåtallige. Bekkeløpet preges av stor nedslamming. Økologisk tilstand og biologisk mangfold bedres vesentlig ved stasjon 2 lenger oppe i vassdraget. Både biologisk mangfold og andel rentvannskrevende bunndyr øker, slik at *God* økologisk tilstand oppnås. På bakgrunn av resultatene fra året før (2018), observeres en bedring i miljøtilstanden i Sjøskogbekken i 2019, men stor nedslamming av bekkebunnen i nedre del og uhellsutslipp av kloakk utgjør en risiko for vannmiljøet i bekken.

Grilstadbekken
Etter et par med anleggsarbeid nært Grilstadbekken, og inngjerding/avstenging av det faste stasjonsområdet for bunndyrundersøkelser, ble det i 2019 innhentet bunndyrprøve fra nedre del av bekken (st. 5). Økologisk tilstand ble klassifisert til *God*. Resultatet indikerer en tilfredsstillende miljøtilstand, men rentvannskrevende arter er fåtallige i antall, og biologisk mangfold av EPT er redusert (n=13) i forhold til forventning. Grilstadbekken har tidligere år mottatt stor vannkjemisk belastning, fortrinnsvis fra punktutslipp (overløp ved store nedbørsmengder) av kloakk og annen diffus urban avrenning på strekningen Brundalen- Skovgård-Grilstad. Her går også bekken for en stor del under bakken i rør, med et ukjent antall påkoblinger/overløp av overvann/kloakk. Summen av tilførslene har i enkelte år gitt stor nedslamming og eutrofieringseffekter i nedre del av bekken, noe som også har gjenspeilet seg tydelig i bunndyrfaunaen. Rentvannskrevende arter har vært svært fåtallige i bekken, og forurensningstolerante, gravende bunndyrformer har dominert. Dette har gitt svært redusert økologisk tilstand enkelte år. Resultatene fra 2019 er positive i så måte, men drift av rentvannskrevende bunndyr fra renere bekkepartier lenger oppe kan kamuflere en

dårligere miljøtilstand enn hva klassifiseringsmetodikken som er anvendt fastsetter. Det er fortsatt stor risiko for forurensninger og redusert økologisk tilstand i vassdraget.

Bekker som drenerer til Gaula og fjordområdet på Byneset

Øvre del av Ristelva og Ristelva/ Høstadbekken
En nylig restaurert, øvre del av Ristelva (st. 21) ble undersøkt for første gang i 2018. I 2019 ble stasjonen flyttet noe innenfor samme elveparti, til strykpartier nedstrøms Medhaugveien. Stasjon 22 er lokalisert ovenfor en større dam lenger oppe ved Brenslan. Resultatene viser at den økologiske tilstanden klassifiseres til *Moderat* ved stasjon 21, som likevel er en forbedring fra *Dårlig* tilstand året før. Bunndyrfaunaen domineres av tolerante bunndyrformer, og spesielt rentvannskrevende steinfluer var lite representert i 2019, som året før. Videre klassifiseres tilstanden som *God* ved stasjon 22 lenger oppe i vassdraget, tilsvarende fjoråret. Her øker det biologiske mangfoldet, og andelen rentvannskrevende bunndyrarter og former, spesielt steinfluer, er vesentlig høyere.

Forskjellen i økologisk tilstand, og bunndyrfaunaens strukturelle/funksjonelle sammensetning, mellom disse to stasjonene er relativt stor, tross nær beliggenhet. Dette kan trolig knyttes til flere årsaker. Det er potensielt en økning i næringssaltanrikning/eutrofieringsstatus og organisk belastning/nedslamming ved stasjon 21 som kan være en forklaring. Det foregår et betydelig tråkk av beitedyr (kveg) i bekkeløpet omkring stasjon 22, som vil ha størst negativ effekt lenger nede i vassdraget (ved stasjon 21). Videre er det nylig avdekket kraftig avrenning av turbid vann og partikkelforurensning fra gravearbeider/deponi nært bekkeløpet mellom stasjon 21 og 22, med punktutslipp via en liten sidebekk til Ristelva/Høstadbekken. Partikkelpåvirkning og nedslamming herfra påvirker derfor kun stasjon 21. Det ble observert tydelige tegn til økt nedslamming og algebegroing ved stasjon 21. Dette var ikke synlig ved stasjon 22

Eggbekken
Eggbekken ble prøvetatt på to stasjoner i 2019; en stasjon nedstrøms Fv 707 (st. 23) og samløp med forurensningskilden Ustbekken, og en stasjon i øvre anadrom strekning (st. 24). Nedre stasjon i Eggbekken oppnår *Moderat* økologisk tilstand, som er nedgang i tilstand sammenlignet med året før. Bunnsubstrat ved stasjonen er nedslammet og bærer preg av langvarig belastning. Ved øvre stasjon framstår bunnsubstratet vesentlig mindre nedslammet, og den økologiske tilstanden klassifiseres her til *God*. Reduksjon i tilstand i nedre del av Eggbekken har vært knyttet til stor erosjonstilførsel av finpartikler, massetransport og annen forurensning fra Ustbekken, spesielt etter at det har pågått anleggsarbeid og blitt etablert deponi nært Ustbekken. Samtidig er det stor grad av arealavrenning fra landbruksarealer.

Søra
Det ble undersøkt til sammen fire stasjoner i Søra (st. 25-28) fra Søbstadmyra/Nordmyra på Heimdal. Stasjon 25 er nederste stasjon i Søra i steinsatt strekning. Stasjonen ligger nærmest det gamle bekkeløpet (ikke steinsatt) og munning til Gaula. Stasjon 26 er lokalisert lengre oppe i nedre steinsatt bekkestrekning, på bekkepartier like nedstrøms E 39 og Klett. Stasjon 27 ble lokalisert i restaurerte bekkestrekninger av Søras midtre del ovenfor Klett, mens stasjon 27 er lokalisert i øvre restaurert del, nedstrøms avkjøring til Kattem

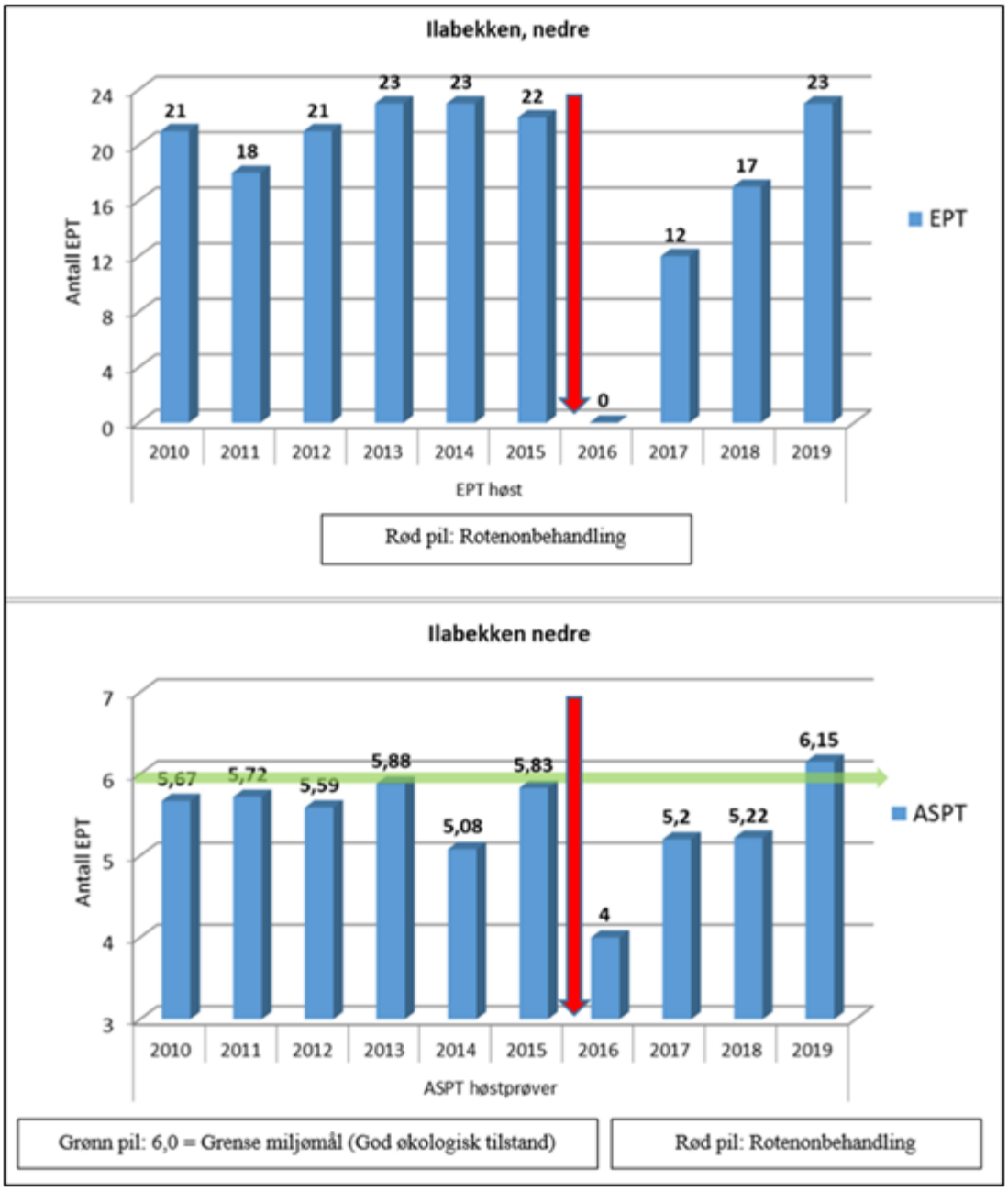
Resultatene fra undersøkelsene i nedre del av Søra høsten 2019 viser en bunndyrfauna med svært redusert økologisk tilstand. Økologisk tilstand klassifiseres til *Svært dårlig* ved stasjon 25 og 26, og *Dårlig* ved stasjon 27. Ved stasjon 25 og 26 har bunndyrfaunaen mer eller mindre kollapset, og det er nesten ikke bunndyr å finne i prøvene. Årsaken til dette vet vi ikke med sikkerhet, men trolig kan årsaken knyttes til episoder med stor forurensingstilførsel fra nedbørfeltet etter kraftige regnskyll høsten 2019, som ga stor avrenning fra høstpløyd åker. Det var perioder med ekstraordinær avrenning til Søra denne høsten, knyttet til ekstremnedbør. I tillegg har det vært stor graveaktivtet i nedbørfeltet, med avrenning direkte til Søra. Ovenfor Klett er det heller ingen

forventet positiv utvikling eller reetablering av bunndyrfaunaen ved stasjon 27 i 2019, om lag tre år etter restaurering og endt anleggsperiode, der bunndyrfaunaen ser ut til å ha stabilisert seg på en dårlig tilstand. Steinfluer er ikke i stand til å rekolonisere bekkestrekningene. Årsaken til den reduserte tilstanden på dette bekkepartiet vurderes knyttes til vesentlig nedslamming av bekkesubstratet, kombinert med perioder på året der vannføringen er svært lav. Øvre restaurert strekning ved Kattem har innslag av steinfluer og større biologisk mangfold, men oppnår foreløpig heller ikke miljømålet om *God* økologisk tilstand. Her ble det avdekket oljefilm i bekken under bunndyrprøvetakingen, og lukt av olje/diesel i enkelte områder av bekkeløpet, uten at det ble funnet kilde eller årsak til forurensningen. Også her har det vært større gravearbeider oppstrøms, som kan ha gitt økt nedslamming av det naturlig bekkesubstratet det siste året. Videre overvåking vi avdekke om vannmiljøtilstanden bedrer seg i Søra, noe som blir avgjørende for at bekkørret og sjøørret skal kunne etablere livskraftige bestander i vassdraget på sikt.

Bekker som drenerer til fjorden vest for byen

Ilabekken
Som følge av gjennomført rotenonbehandling av Ilabekkens nedbørfelt høsten 2016 er stasjonsomfanget utvidet i vassdraget de siste årene. Tre stasjoner ble undersøkt høsten 2019; en i ferskvannstasjonær strekning (st. 20 ved Møllebakken) og to i anadrom strekning (st. 19 -oppstrøms dam og st. 18 -nedstrøms dam). Resultatene fra 2019 viser noe uventet motsatt trend fra alle tidligere år. Den økologiske tilstanden klassifiseres til *God* i nedre del (st. 18 og 19), og *Moderat* i øvre del (st. 20). Det høyeste mangfoldet påvises også på nederste stasjon (st. 18), og reduseres oppover bekken, med klart lavest mangfold på øverste stasjon. Årsaken til denne noe uventede utviklingen i bunndyrmaterialet fra 2019 kan forklares med at det like før bunndyrinnsamlingen ble gjennomført nedtapping av vatna i Ilavassdraget. Dette medførte en ekstraordinær spyleflom langs hele gradienten av bekken ned til munning sjø. Dette var svært tydelig på landskapet rundt bekkeløpene, som var kraftig flompåvirket. Stasjon 20 ved Møllebakken ligger i et ekstra flomutsatt strykparti, og kan dermed påvirkes ekstra mye ved slike større flommer. Resultatene fra 2019 er generelt sett likevel positive med hensyn til reetableringen etter rotenonbehandling og resultatene året før. Mange bunndyrarter registreres igjen for første gang etter behandlingen i 2019, noe som viser at reetableringen fortsatt foregår, og har kommet lengre enn året før. Den økologiske tilstanden er også langt på vei gjenopprettet. Dette gjelder spesielt for nedre del av Ilabekken (figur 6.101). Likevel er det biologisk mangfoldet fortsatt noe redusert for Ilabekken som en helhet, sammenlignet med data fra før-tilstanden. Før rotenonbehandling hadde alle stasjoner i Ilabekken til dels høyt biologisk mangfold og periodevis svært høy bunndyrproduksjon.

Årsaken til at deler av Ilabekken bruker noe lengre tid for reetablering av bunndyrsamfunnet sammenlignet med enkelte andre vassdrag i Trondheim, er komplisert, men kan trolig knyttes til de ulike menneskeskapte belastningsfaktorene som gjelder for vassdraget. Vi har nevnt spyleflommen høsten 2019, samt at det de siste årene (etter 2016) har forekommet episodiske tørrlegginger av bekkeløpene (som følge av graving av vannledning, vedlikehold av demninger eller andre gravearbeider nært knyttet til vassdraget). Videre overvåking i årene som kommer vil synliggjøre langtidseffektene av rotenonbehandlingen av bekkesystemet, og dokumentere bunndyrsamfunnets evne til å rekolonisere seg tilbake til før-tilstanden. Dette vil være viktig bl.a. for reetablering av ørret-/sjøørretbestanden i vassdraget, og næringsgrunnlaget som må være tilstede for at disse bestandene skal ha livsvilkår. Med hensyn til sistnevnte anses føde- og byttedyrgrunnlaget å være tilfredsstillende høsten 2019 (og kommende vinter) for Ilabekkens ungfiskbestand av ørret (både sjøørret og bekkørret).

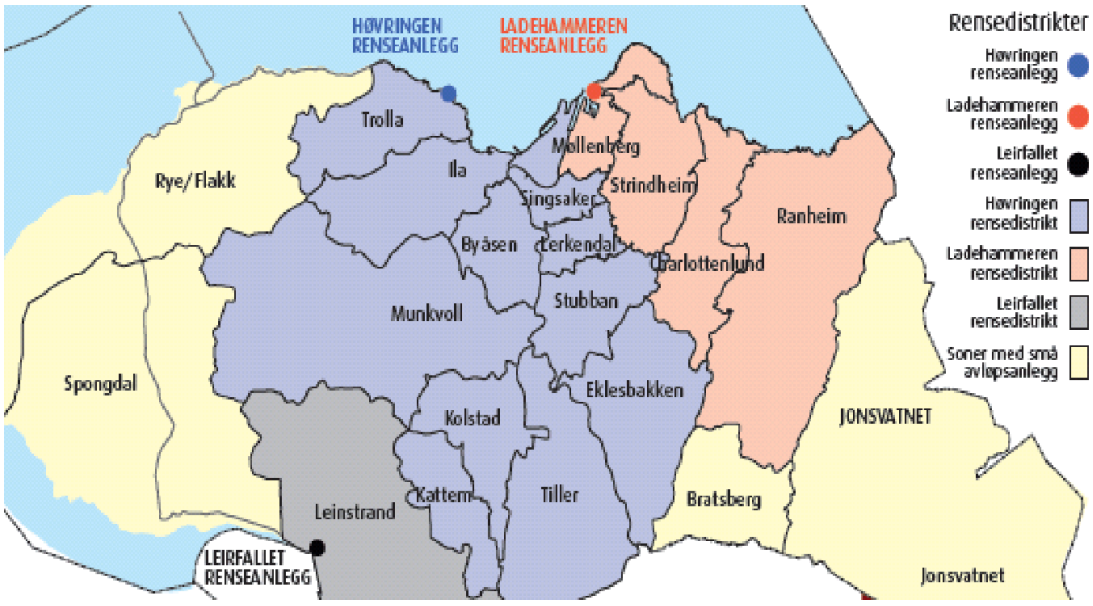


Figur 6.101 Utvikling i antall EPT (øvre figur) og ASPT-indeksverdi (nedre figur) i perioden 2010-2019 for Ilabekken på bekkestrekninger nedstrøms andedam (st.18).

7 UTSLIPPSKONTROLL

Trondheim kommune har 4 renseanlegg i drift som behandler vannet fra ca. 98% av kommunens spillvannsavløp. De resterende er tilknyttet spredte private avløpsanlegg. Det antas at 6 % av forurensningene tapes i transportsystemet på vei frem til renseanleggene.

Drift av renseanlegg og stasjoner er delt inn i separate avløpsrensedistrikt: Ladehammeren (LARA), Høvringen (HØRA), Leirfallet og Byneset renseanlegg, inklusive stasjoner i nedslagsfeltet til disse renseanleggene, figur 7.1.



Figur 7.1. Avløpssoner og rensedistrikter i Trondheim.

Ladehammeren er et mekanisk-kjemisk anlegg i fjell som behandler avløpsvann fra østre deler av Trondheim by. Behandlet avløpsvann fra LARA slippes ut på 42 meters dyp i Trondheimsfjorden. I 2017 fikk Ladehammeren ny utslippstillatelse på 70 % reduksjon av suspendert stoff (SS) og/eller ≤ 60 mg/L SS i utløpskonsentrasjon. I tillegg har vi nå et krav på 20 % reduksjon av BOF5. Analyseresultater for 2019 viser 77,2 % reduksjon av SS og 42 mg/L SS ut av anlegget. Det ble oppnådd 54,3 % rensing av BOF5. Det nye rensekravet ble dermed nådd (gjennomsnitt regnet ut fra 24 akkrediterte prøver).

Høvringen er et mekanisk anlegg i fjell, med tilsetning av polymer i sedimentering, som behandler avløpsvann fra sentrum og sør- og vestlige deler av Trondheim by. Dette utgjør 2/3 deler av byen. Behandlet avløpsvann slippes ut på 48 til 65 meters dyp i Trondheimsfjorden. Også Høvringen har inne en søknad om endret utslippstillatelse, og forholder seg i 2019 til samme krav som LARA. Analyseresultater for 2019 viser 82,6 % reduksjon av SS og 40 mg/L SS ut av anlegget. Det ble oppnådd 53,7 % rensing av BOF5. HØRA oppnådde derav rensekravet på 70 % reduksjon av SS og/eller ≤ 60 mg/L SS i utløpskonsentrasjon og 20 % reduksjon av BOF5 (gjennomsnitt regnet ut fra 24 akkrediterte prøver).

Leirfallet er et totrinns biologisk og kjemisk renseanlegg som behandler avløpsvannet fra Ringvål Sykehjem, Leinstrand og Klett. I 2019 fjernet Leirfallet 90,4 % totalt P og 90,4 % BOF5. Anlegget oppnådde rensekravene på 85 % reduksjon av totalt P og 90 % reduksjon av BOF_5.

Byneset er et kombinert biologisk og kjemisk renseanlegg, som behandler avløpsvann fra det gamle aldershjemmet på Byneset. I 2019 har Byneset fjernet 93,7 % BOF_5 og 90,5 % totalt P, og oppnådde rensekravene på 85 % reduksjon av BOF_5 og 85 % reduksjon av Totalt P.

Tabell 7. 1. Rensegraden de siste årene for kommunens 4 renseanlegg.

	Krav [%]		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Nytt Krav [%]	2017	2018	2019
LARA	SS	85	68	66,3	85,3	80,8	38,2	77,5	69,7	78,9	67,7	81,8	78,9	79,9	80,7	73,4	70	80,3	77,1	77,2
	BOF_5																20	56,3	50,4	54,3
HØRA	SS	80		54,1	67,2	71	61,2	77,2	63,6	71,7	66,6	73,9	74,9	76,7	78,4	77,8	70	79,8	82,9	82,6
	BOF_5	20				45,1	35,2	39,6	35,6	49,5	43,7	49,5	46,5	52,9	54,9	52,1	20	59,6	53,5	53,7
Leirfallet	TotP	85	89,2	91,8	93,1	95,2	93,3	91,9	91,9	91,8	91,9	89,0	88,7	86,1	77,6	75,7		90,1	92,3	90,4
	BOF_5	90				84	55,2	86,6	85,3	87,5	88,8	92,3	89,0	85,2	83,1	80,7		90,0	93,4	90,4
Byneset	TotP	85	86,1	78	82,8	75,9	86,8	91,3	93,5	94,1	93,8	86,0	90,1	89,6	90,2	83,0		88,4	90,9	90,5
	BOF_5	85				7,5	88,6	87,2	89,5	92,0	97,2	95,8	94,2	91,8	96,0	90,6		86,7	87,0	93,7

8 REFERANSER

Anonym 2009. Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, Iversen, A. (leder). Veileder 01: 2009: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften".

Anonym 2018. Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, Iversen, A. (leder). Veileder 02: 2018: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver.

Bergan, M.A. 2020. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2019. - NINA Rapport 1790.

Bergan, M.A. & Nøst, T. 2017. Tapt areal og produksjonsevne for sjøørretbekker i Trondheim kommune. - NINA Rapport 1354. 43 s.

Bergan, M.A., Nøst, T. & Berger, H.M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand i småelver og bekker. Forslag til metodikk iht. vanndirektivet. - NIVA Rapport L. Nr. 6224-2011.52 s.

Bergan, M. A., Bongard, T., Forsgren, E. Hanssen, O. Jarnegren, J. 2015. Biologiske miljøundersøkelser av Søra og Gaula etter diesel-lekkasje fra Statoilstasjonen på Klett. –NINA Rapport 1105. 76s.

Bergan, M.A., Berger, H.M, Skjøstad, M.B., Nøst, T. & Haugen, M. 2008. Sjøørretbekker i Trondheim, Sør-Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand 2006. - Berger feltBio Rapport nr. 2-2008.

Bergan, M. A. & Solem, Ø. 2020. Problemkartlegging og ungfiskovervåking i små sidevassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2019. NINA Rapport 1741. Norsk institutt for naturforskning.

Hårsaker, K., Aspaas, A.M, Davidsen, J.G., Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. 2020. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet. Årsrapport 2019. - Notat NTNU, Vitenskapsmuseet.

Nøst, T. 2013. Vannovervåking i Trondheim 2012. Resultater og vurderinger.- Trondheim Kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2013/01.

Nøst, T. 2017. Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger.- Trondheim Kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2017/01.

Nøst, T. 2018a. Vannovervåking i Trondheim 2017. Resultater og vurderinger.- Trondheim Kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2018/01.

Nøst, T. 2018b. Program for vannovervåking 2019-2020. – Trondheim Kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2018/02.

Nøst, T. 2019. Vannovervåking i Trondheim 2018. Resultater og vurderinger.- Trondheim Kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2019/01.

Sandlund, O., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O.H., Fjeldstad, H.P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A., Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem – Miljødirektoratets Rapport M 22-2013.59 s..

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. – SFT-veileder 97:04.

Statens helsetilsyn 1994. - Vannkvalitetsnormer for friluftsbad.

9 VEDLEGG

Vedlegg 1. Dypvannsprøver Jonsvatnet 2019.

JONSVATNET 2019												
	E. coli	KB	IE	CP	TK 22 °	pH	Farge	Kond	Turb	TOC	Tot P	Tot N
	/100 ml	/100 ml	/100 ml	/100 ml	/100 ml		mgPt/l	mS/s	FTU	mgC/l	µg/l	µg/l
	1)	1)	1)	1)	1)	2)	1)	1)	1)	1)	1)	1)
Kilvatnet A - 5 m	1,7	4,7	0,2	0,3	88	6,9	22	6,0	0,43	3,6	2,8	310
Kilvatnet A - 30 m	0	0,8	0	0,3	31	6,9	20,3	6,1	0,32	3,5	3,5	315
Storvatnet B - 5 m	1,4	3,8	0,1	0,1	55	7,1	16	6,1	0,28	3,0	3,8	334
Storvatnet B - 30 m	0,5	1,5	0	0,1	51	7,1	15,4	6,1	0,30	3,0	2,7	312
Storvatnet C - 5 m	0,3	3,6	0,1	0,1	40	7,1	14,8	6,1	0,33	2,9	3,4	317
Storvatnet C - 30 m	0,2	0,8	0	0	32	7,1	14,7	6,1	0,24	2,9	2,7	330
Litjvatnet F - 5 m	1,7	24	0,5	0,7	194	7,0	16,2	6,8	0,38	3,3	3,6	337
Litjvatnet F - 30 m	0,5	5,7	0,3	0,6	158	7,0	16,7	7,5	0,42	3,2	4,0	423
Litjvatnet G - 5 m	0,8	31	2,0	0,8	153	7,1	15,5	7,0	0,44	3,4	3,6	335
Litjvatnet G - 15 m	0,5	6,5	2,3	0,3	99	6,7	15,0	7,5	1,58	3,1	11,0	490
Osen I - 1m	2,8	78	6,5	0,5	745	7,1	16,7	7,2	0,60	3,5	4,3	350
Valen D - 1 m	1,8	33	0,9	0,9	196							

TK 22 ° = Total kimtall 22 °
KB = Koliforme bakterier
IE = Intestinale enterokokker
CP = Clostridium perfringens
KOND = konduktivitet
TURB = turbiditet
TOC = total organisk karbon
Tot P = total fosfor
Tot N = total nitrogen

1) Aritmetisk middelverdi
2) Minimumsverdi

Vedlegg 2. Målinger av tkb i Jervbekken, Valsetbekken og Sagelva 2019.

Jervbekken st.1	TKB		Jervbekken st.2	TKB
Dato	/100ml		Dato	/100ml
02.01.2019	5		02.01.2019	1
09.01.2019	9		09.01.2019	0
16.01.2019	4		16.01.2019	3
20.03.2019	3		20.03.2019	0
27.03.2019	9		27.03.2019	0
03.04.2019	3		03.04.2019	0
10.04.2019	6		10.04.2019	0
24.04.2019	4		24.04.2019	1
30.04.2019	52		30.04.2019	0
09.05.2019	24		09.05.2019	25
15.05.2019	21		15.05.2019	0
22.05.2019	2		22.05.2019	1
29.05.2019	20		29.05.2019	2
05.06.2019	5		05.06.2019	0
12.06.2019	4		12.06.2019	0
19.06.2019	25		19.06.2019	7
26.06.2019	7		26.06.2019	24
03.07.2019	22		03.07.2019	55
10.07.2019	9		10.07.2019	2
17.07.2019	56		17.07.2019	0
24.07.2019	14		24.07.2019	3
31.07.2019	110		31.07.2019	9
07.08.2019	6		07.08.2019	2
14.08.2019	180		14.08.2019	65
21.08.2019	94		21.08.2019	2
28.08.2019	51		28.08.2019	1
11.09.2019	14		11.09.2019	1
18.09.2019	63		18.09.2019	29
25.09.2019	7		25.09.2019	9
02.10.2019	7		02.10.2019	2
09.10.2019	3		09.10.2019	1
16.10.2019	1		16.10.2019	1
23.10.2019	1		23.10.2019	0
30.10.2019	11		30.10.2019	1
06.11.2019	7		06.11.2019	3
13.11.2019	18		13.11.2019	0
20.11.2019	29		20.11.2019	0
27.11.2019	6		27.11.2019	0
04.12.2019	28		04.12.2019	7
Middel	24		Middel	7
90-persentil	57		90-persentil	24
Maks.	180		Maks.	65
Min.	1		Min.	0

vedlegg 2 fortsetter

Valsetbekken st.1	TKB		Valsetbekken st.2	TKB
Dato	/100ml		Dato	/100ml
02.01.2019	2		02.01.2019	0
09.01.2019	7		09.01.2019	6
16.01.2019	7		16.01.2019	1
20.03.2019	2		20.03.2019	0
27.03.2019	3		27.03.2019	0
03.04.2019	2		03.04.2019	0
10.04.2019	0		10.04.2019	1
24.04.2019	5		24.04.2019	0
30.04.2019	2		30.04.2019	11
09.05.2019	2		09.05.2019	3
15.05.2019	4		15.05.2019	1
22.05.2019	4		22.05.2019	2
29.05.2019	6		29.05.2019	6
05.06.2019	2		05.06.2019	3
12.06.2019	16		12.06.2019	2
19.06.2019	100		19.06.2019	90
26.06.2019	28		26.06.2019	21
03.07.2019	31		03.07.2019	30
10.07.2019	1		10.07.2019	0
17.07.2019	19		17.07.2019	13
24.07.2019	8		24.07.2019	14
31.07.2019	61		31.07.2019	18
07.08.2019	29		07.08.2019	18
14.08.2019	360		14.08.2019	330
21.08.2019	47		21.08.2019	24
28.08.2019	26		28.08.2019	1
11.09.2019	18		11.09.2019	1
18.09.2019	75		18.09.2019	22
25.09.2019	14		25.09.2019	12
02.10.2019	68		02.10.2019	8
09.10.2019	3		09.10.2019	1
16.10.2019	0		16.10.2019	2
23.10.2019	0		23.10.2019	0
30.10.2019	4		30.10.2019	3
06.11.2019	0		06.11.2019	0
13.11.2019	0		13.11.2019	0
20.11.2019	9		20.11.2019	2
27.11.2019	0		27.11.2019	0
04.12.2019	44		04.12.2019	5
Middel	26		Middel	17
90-persentil	62		90-persentil	22
Maks.	360		Maks.	330
Min.	0		Min.	0

Vedlegg 2 fortsetter

Sagelva st.1	TKB
Dato	/100ml
02.01.2019	14
09.01.2019	22
16.01.2019	8
20.03.2019	1
27.03.2019	0
03.04.2019	0
10.04.2019	0
24.04.2019	0
30.04.2019	0
09.05.2019	0
15.05.2019	9
22.05.2019	0
29.05.2019	4
05.06.2019	9
12.06.2019	15
19.06.2019	150
26.06.2019	57
03.07.2019	26
10.07.2019	18
17.07.2019	21
24.07.2019	11
31.07.2019	6
07.08.2019	11
14.08.2019	350
21.08.2019	32
28.08.2019	8
11.09.2019	13
18.09.2019	59
25.09.2019	10
02.10.2019	6
09.10.2019	3
16.10.2019	1
23.10.2019	1
30.10.2019	16
06.11.2019	2
04.12.2019	35
Middel	26
90-persentil	46
Maks.	350
Min.	0

Sagelva st.2	TKB
Dato	/100ml
02.01.2019	10
09.01.2019	31
16.01.2019	4
20.03.2019	0
27.03.2019	0
03.04.2019	0
10.04.2019	1
24.04.2019	0
30.04.2019	0
09.05.2019	1
15.05.2019	5
22.05.2019	16
29.05.2019	3
05.06.2019	5
12.06.2019	28
19.06.2019	200
26.06.2019	52
03.07.2019	25
10.07.2019	12
17.07.2019	20
24.07.2019	19
31.07.2019	30
07.08.2019	75
14.08.2019	480
21.08.2019	140
28.08.2019	29
11.09.2019	35
18.09.2019	27
25.09.2019	2
02.10.2019	19
09.10.2019	11
16.10.2019	1
23.10.2019	0
30.10.2019	3
06.11.2019	1
27.11.2019	1
04.12.2019	29
Middel	36
90-persentil	61
Maks.	480
Min.	0

Vedlegg 3. Alger. Registrerte biomasser i 0-5 og 0-10 meters sjiktet og gjennomsnitt for 0-10 meter og for forskjellige algegrupper på prøvedager i 2019 i Litjvatnet. Oppgitt i mg m^{-3} våtvekt.

	12. jun.		25. jun.		5. jul.		26. jul.		9. aug.		27. aug.		25. sep.		
Litjvatnet	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5	5-10m	Gj.snitt
Blågrønne	0	1	0	1	1	1	0	0	36	5	10	5	34	39	11
Dinoflagellater	5	2	7	60	26	3	16	2	3	0	8	0	3	0	11
Grønnalger	4	10	4	4	1	1	0	3	1	7	4	0	0	0	2
Gullalger	139	77	61	66	51	41	31	26	23	40	40	33	26	23	38
Kryptomonader	125	140	152	135	150	107	129	114	130	130	153	95	97	72	122
Kiselalger	27	37	16	33	7	15	8	4	0	0	5	2	0	28	10
Gj. biomasse	299	267	239	299	237	169	185	150	192	182	221	134	160	162	194
Gj.biomasse															
0-10m	283		269		203		167		187		178		161		194

Vedlegg 4. Dyreplankton. Biomasser (mg m^{-2} tørrvekt) på ulike prøvetidspunkt i Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet 2019.

Litjvatnet	12.06	25.06	05.07	26.07	09.08	27.08	25.09	Gj.snitt
Cladocera								
Holopedium gibberum	0,0	10,4	0,0	3,7	9,0	3,8	0,0	3,8
Daphnia galeata	5,6	17,0	5,8	21,3	25,4	34,8	21,8	18,8
Daphnia longispina	60,3	14,8	38,9	32,7	18,1	90,8	50,4	43,7
Bosmina longispina	4,6	2,0	7,2	0,0	2,0	1,1	0,0	2,4
Bythotrephes longimanus	0,0	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,9
Chydorus sp.	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,5	0,0	0,1
Alonopsis elongata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,1
Copepoda								
Heterocope appendiculata ad.	0,0	12	30,0	12,0	6,0	30,0	6,0	13,7
Heterocope cop.	7,0	1,26	13,0	0,0	11,5	1,3	0,0	4,9
Arctodiaptomus laticeps ad.	40,0	35,2	81,6	14,4	11,2	24,0	22,4	32,7
Arctodiaptomus laticeps cop.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Acanthodiapt. denticornis ad.	0,0	6,8	5,1	0,0	1,7	0,0	3,4	2,4
Acanthodiapt. denticornis cop.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Diaptomidae cop. indet.	2,9	2,0	0,0	0,1	1,1	1,1	1,2	1,2
Diaptomidae nauplii	0,1	0,0	0,7	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2
Cyclops scutifer ad.	170,5	133,1	74,8	29,7	27,5	31,9	18,7	69,5
Cyclops scutifer cop.	132,6	113,7	96,7	14,2	26,6	70,4	146,9	85,9
Cyclopidae cop. indet.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cyclopidae nauplii	29,4	28,1	29,3	24,5	24,1	22,1	8,9	23,8
Rotifera								
Kellicottia longispina	2,9	4,8	5,3	2,0	1,7	1,4	1,0	2,7
Keratella cochlearis	5,8	11,0	10,7	6,1	3,5	2,1	0,6	5,7

Keratella quadrata	0,8	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Asplanchna sp.	0,2	0,7	0,7	7,5	11,6	1,5	0,0	3,2
Polyarthra sp.	48,2	43,9	35,8	14,8	28,8	9,4	4,1	26,4
Filinia sp.	0,0	0,2	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Conochilus sp.	1,9	39,2	17,6	36,8	43,3	1,0	0,2	20,0
Cladocera total	**71**	**44**	**52**	**64**	**55**	**131**	**72**	**70**
Copepoda total	**383**	**332**	**331**	**95**	**110**	**181**	**208**	**234**
Rotifera total	**60**	**100**	**70**	**67**	**89**	**16**	**6**	**58**
Zooplankton total	**513**	**476**	**453**	**227**	**254**	**328**	**286**	**362**

Storvatnet	12.06	25.06	05.07	26.07	09.08	27.08	25.09	Gj.snitt
Cladocera								
Holopedium gibberum	4,3	16,5	51,2	30,9	98,2	33,8	0,0	33,6
Daphnia galeata	1,2	4,0	23,1	18,0	42,9	77,4	124,4	41,6
Daphnia longispina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
Bosmina longispina	3,7	16,9	48,5	43,3	16,0	15,2	0,0	20,5
Bythotrephes longimanus	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
Polyphemus pediculus	0,0	2,0	2,0	4,0	0,0	0,0	0,0	1,1
Copepoda								
Heterocope appendiculata ad.	0,0	0,0	12,0	42,0	60,0	24,0	18,0	22,3
Heterocope cop.	0,0	2,0	30,6	7,5	2,0	3,5	0,0	6,5
Arctodiaptomus laticeps ad.	8,0	14,4	4,8	1,6	1,6	6,4	11,2	6,9
Arctodiaptomus laticeps cop.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Acanthodiapt. denticornis ad.	0,0	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Acanthodiapt. denticornis cop.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Diaptomidae cop. indet.	0,0	0,8	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8

Diaptomidae nauplii	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Cyclops scutifer ad.	86,9	182,6	106,7	26,4	27,5	23,1	20,9	67,7
Cyclops scutifer cop.	79,3	268,5	136,7	70,0	41,8	59,6	91,6	106,8
Cyclopidae cop. indet.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cyclopidae nauplii	1,7	20,5	16,7	7,2	7,5	8,9	5,2	9,7
Rotifera								
Kellicottia longispina	0,5	5,4	6,3	0,5	0,4	0,3	0,7	2,0
Keratella cochlearis	0,3	2,2	2,3	2,3	1,2	0,6	0,2	1,3
Keratella quadrata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Asplanchna sp.	0,2	0,6	3,7	3,8	8,8	2,6	0,0	2,8
Polyarthra sp.	3,9	49,0	53,6	6,6	8,5	4,1	1,4	18,1
Filinia sp.	0,1	0,3	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1
Conochilus sp.	2,9	22,4	40,0	10,7	22,1	1,1	1,1	14,3
Cladocera total	**9**	**39**	**131**	**96**	**157**	**127**	**124**	**98**
Copepoda total	**176**	**491**	**314**	**155**	**140**	**125**	**147**	**221**
Rotifera total	**8**	**80**	**106**	**24**	**41**	**9**	**3**	**39**
Zooplankton total	**193**	**610**	**551**	**275**	**338**	**261**	**275**	**358**

Kilvatnet	25.06	05.07	26.07	09.08	27.08	25.09	Gj.snitt
Cladocera							
Holopedium gibberum	10,5	25,8	134,1	198,8	1,1	0,0	61,7
Daphnia galeata	14,6	13,8	113,3	14,4	175,2	58,1	86,7
Daphnia longispina	0,6	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,4
Bosmina longispina	0,8	5,8	3,2	5,7	0,0	0,0	2,6
Bythotrephes longimanus	0,0	0,0	18,0	0,0	0,0	0,0	3,0
Polyphemus pediculus	0,0	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,7

Copepoda							
Heterocope appendiculata ad.	0,0	24,0	12,0	30,0	30,0	18,0	19,0
Heterocope cop.	7,6	32,1	13,1	1,3	4,1	0,0	9,7
Arctodiaptomus laticeps ad.	4,8	6,4	8,0	9,6	17,6	8,0	9,1
Arctodiaptomus laticeps cop.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Acanthodiapt. denticornis ad.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Acanthodiapt. denticornis cop.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Diaptomidae cop. indet.	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
Diaptomidae nauplii	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cyclops scutifer ad.	101,2	34,1	37,4	27,5	33,0	26,4	43,3
Cyclops scutifer cop.	137,8	87,4	79,4	68,7	60,4	124,7	93,1
Cyclopidae cop. indet.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cyclopidae nauplii	19,6	14,1	16,0	18,2	14,5	20,2	17,1
Rotifera							
Kellicottia longispina	2,4	3,6	1,9	0,1	0,8	0,8	1,58
Keratella cochlearis	1,1	0,8	1,2	0,1	0,7	0,3	0,70
Keratella quadrata	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,05
Asplanchna sp.	0,0	0,8	0,4	0,0	0,6	0,0	0,30
Polyarthra sp.	26,0	24,5	8,6	0,4	7,1	6,4	12,14
Filinia sp.	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,06
Conochilus sp.	16,9	21,8	6,7	0,0	0,8	0,0	7,70
Cladocera total	**26**	**47**	**271**	**350**	**178**	**58**	**155**
Copepoda total	**276**	**198**	**166**	**155**	**160**	**197**	**192**
Rotifera total	**46**	**52**	**19**	**1**	**10**	**8**	**23**
Zooplankton total	**349**	**297**	**455**	**506**	**348**	**263**	**370**

Vedlegg 5. Dyreplankton. Biomasser (mg m^{-3} tørrvekt) på ulike prøvetidspunkt og dyp i Benna 2019.

6.juni 2019	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m	35 m	40 m	45 m	50 m	60 m	70 m	75 m	Gjennom snitt
Hoppekreps														
Cyclops scutifer	20,6	19,7	25,4	29,2	29,8	17,3	18,4	8,4	8,3	12,5	14,4	7,0	5,7	16,7
Arctodiaptomus laticeps	8,6	25,2	22,5	7,5	6,6	8,6	5,9	3,7	6,7	7,7	1,0	1,9	1,3	8,2
Mixodiaptomus laciniatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heterocope appendiculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0,6	2,4	2,4	0,6
Vannlopper														
Daphnia galeata	1,0	6,8	2,1	0	2,9	0,5	2,1	1,0	1,8	1,8	3,4	0,5	0,5	1,9
Bosmina longispina	3,4	1,7	2,1	1,1	2,0	0,3	0,7	0,4	0,4	0,8	1,7	0,6	0,4	1,2
Holopedium gibberum	0,2	0,5	0	0	0,4	1,9	0	0	0,5	0	0	0	0	0,3
Bythotrephes longimanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Hoppekreps totalt	29,2	44,9	47,9	36,7	36,4	25,8	24,4	12,1	15,0	22,6	16,0	11,3	9,4	25,5
Vannlopper totalt	4,6	8,9	4,2	1,1	5,2	2,7	2,8	1,5	2,7	3	5,1	1,1	0,9	3,3
Dyreplankton totalt	33,8	53,8	52,1	37,8	41,6	28,6	27,1	13,6	17,7	25,3	21,0	12,4	10,3	28,9

8.juli 2019	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m	35 m	40 m	45 m	50 m	60 m	70 m	75 m	Gjennom snitt
Hoppekreps														
Cyclops scutifer	4,5	18,4	17,1	13,7	11,5	8,6	7,7	9,0	6,4	6,3	3,4	3,0	3,2	8,7
Arctodiaptomus laticeps	9,1	3,4	21,7	8,0	11,4	10,3	8,0	10,6	6,5	5,3	5,7	4,2	5,3	8,4
Mixodiaptomus laciniatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heterocope appendiculata	0,6	1,2	0,6	0,6	1,8	1,2	0	1,8	2,4	1,8	1,8	1,8	1,8	1,3
Vannlopper														
Daphnia galeata	4,2	7,8	18,7	16,4	13,7	6,8	4,2	6,5	5,2	2,1	2,6	3,1	2,1	7,2
Bosmina longispina	0,3	0	0,7	1,8	1,7	0,1	1,3	0,8	0,8	0,4	0,1	0,6	0,6	0,7
Holopedium gibberum	0	0	0,5	0	1,2	0,5	0	0	1,4	0,5	0,5	3,4	1,4	0,7
Bythotrephes longimanus	0	3,2	1,6	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	1,6	0,6
Hoppekreps totalt	14,2	23,0	39,3	22,2	24,7	20,1	15,7	21,5	15,3	13,5	10,9	9,0	10,3	18,4

Vannlopper totalt	4,4	11,0	21,5	18,2	16,5	7,4	5,4	7,3	7,5	5	3,2	7,0	5,7	9,2
Dyreplankton totalt	18,7	34,0	60,8	40,4	41,3	27,5	21,1	28,8	22,8	18,0	14,1	16,1	16,0	27,7

16.august 2019	**5 m**	**10 m**	**15 m**	**20 m**	**25 m**	**30 m**	**35 m**	**40 m**	**45 m**	**50 m**	**60 m**	**70 m**	**75 m**	**Gjennom snitt**
Hoppekreps														
Cyclops scutifer	8,4	13,3	16,8	13,1	9,1	10,1	17,4	17,0	11,3	8,0	7,3	5,2	4,4	10,9
Arctodiaptomus laticeps	0,7	2,2	1,8	5,8	3,4	5,4	7,2	9,8	8,7	4,0	0,7	2,2	0,4	4,0
Mixodiaptomus laciniatus	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3	0,4	1,6	0,5	0,2	0,1	0,1	0	0,3
Heterocope appendiculata	0,0	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	1,2	2,4	0,6	2,4	0,6	0,6	1,2	1,1
Vannlopper														
Daphnia galeata	3,6	18,5	7,8	12,0	5,5	7,5	7,8	5,7	4,2	6,0	6,2	3,6	7,0	7,3
Bosmina longispina	0,1	0,1	0	0	0	0	0,4	0	0,1	0	0	0	0	0,1
Holopedium gibberum	0,2	0,5	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0,5	0	0	0,1
Bythotrephes longimanus	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0,2
Hoppekreps totalt	9,2	16,8	19,9	20,4	13,9	15,8	26,2	30,8	21,1	14,6	8,7	8,1	6,0	16,3
Vannlopper totalt	3,9	19,1	7,8	12,0	5,5	7,5	8,2	9,4	4,3	6	6,7	3,6	7,0	7,8
Dyreplankton totalt	13,2	35,9	27,7	32,4	19,4	23,4	34,4	40,2	25,4	20,6	15,4	11,7	13,0	24,0

vedlegg 5 fortsetter

10.september 2019	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m	35 m	40 m	45 m	50 m	60 m	70 m	75 m	Gjennom snitt
Hoppekreps														
Cyclops scutifer	8,2	8,3	12,4	15,9	18,6	18,6	15,3	13,4	17,9	17,8	10,0	6,5	5,5	13,0
Arctodiaptomus laticeps	0	2,7	2,7	1,4	2,1	2,4	1,7	0	3,4	5,1	4,4	4,1	5,1	3
Mixodiaptomus laciniatus	0	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0	0,4	0,6	0,5	0,5	0,6	0
Heterocope appendiculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0,6	2,4	2,4	0,6
Vannlopper														
Daphnia galeata	10,7	3,6	4,9	2,6	1,8	2,6	0,5	4,2	1,8	0,8	4,7	6,5	2,3	3,6
Bosmina longispina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Holopedium gibberum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Bythotrephes longimanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Hoppekreps totalt	8,2	11,4	15,5	17,4	20,9	21,3	17,2	13,4	21,7	25,9	15,5	13,4	13,6	16,6
Vannlopper totalt	10,7	3,6	4,9	2,6	1,8	2,6	0,5	4,2	1,8	1	4,7	6,5	2,3	3,6
Dyreplankton totalt	18,8	15,0	20,4	20,0	22,7	23,9	17,7	17,6	23,6	26,7	20,2	19,9	16,0	20,2

Vedlegg 6. Vannkvalitet ved Trondheims badeplasser 2019.

Saltvannslokaliteter

Flakk	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	0
04.06.2019	0
11.06.2019	9
24.06.2019	0
09.07.2019	0
16.07.2019	0
24.07.2019	0
30.07.2019	1
06.08.2019	200
21.08.2019	0
Middel	21
Maks	200
Min	0
95 persentil	114

Brennebukta	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	2
04.06.2019	0
11.06.2019	0
24.06.2019	0
09.07.2019	5
16.07.2019	0
24.07.2019	0
30.07.2019	44
06.08.2019	1
21.08.2019	0
Middel	5
Maks	44
Min	0
95 persentil	26

Munkholmen vest	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	4
05.06.2019	6
13.06.2019	3
25.06.2019	0
10.07.2019	0
17.07.2019	0
25.07.2019	0
31.07.2019	29
07.08.2019	1
22.08.2019	1
Middel	4
Maks	29
Min	0
95 persentil	19

Munkholmen øst	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	9
05.06.2019	14
13.06.2019	7
25.06.2019	2
10.07.2019	1
17.07.2019	0
25.07.2019	6
31.07.2019	21
07.08.2019	0
22.08.2019	0
Middel	6
Maks	21
Min	0
95 persentil	18

St. Olavs pir	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	40
04.06.2019	18
11.06.2019	16
24.06.2019	30
09.07.2019	32
16.07.2019	17
24.07.2019	6
30.07.2019	5
06.08.2019	2
21.08.2019	64
Middel	23
Maks	64
Min	2
95 persentil	53

Korsvika	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	11
04.06.2019	19
11.06.2019	17
24.06.2019	51
09.07.2019	23
16.07.2019	96
24.07.2019	38
30.07.2019	5
06.08.2019	2
21.08.2019	200
Middel	46
Maks	200
Min	2
95 persentil	153

Vedlegg 6 fortsetter

Djupvika	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	11
04.06.2019	7
11.06.2019	4
24.06.2019	24
09.07.2019	2
16.07.2019	13
24.07.2019	10
30.07.2019	9
06.08.2019	0
21.08.2019	3
Middel	8
Maks	24
Min	0
95 persentil	19

Devlebukta	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	1
04.06.2019	3
11.06.2019	4
24.06.2019	1
09.07.2019	0
16.07.2019	19
24.07.2019	0
30.07.2019	870
06.08.2019	25
21.08.2019	0
Middel	92
Maks	870
Min	0
95 persentil	490

Ringvebukta	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	3
04.06.2019	5
11.06.2019	0
24.06.2019	0
09.07.2019	0
16.07.2019	18
24.07.2019	1
30.07.2019	52
06.08.2019	3
21.08.2019	0
Middel	8
Maks	52
Min	0
95 persentil	37

Leangenbukta	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	1
04.06.2019	5
11.06.2019	0
24.06.2019	0
09.07.2019	0
16.07.2019	3
24.07.2019	1
30.07.2019	360
06.08.2019	6
21.08.2019	0
Middel	38
Maks	360
Min	0
95 persentil	201

Væreholmen	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	14
04.06.2019	0
11.06.2019	1
24.06.2019	1
09.07.2019	10
16.07.2019	1000
24.07.2019	8
30.07.2019	1
06.08.2019	2
21.08.2019	50
Middel	109
Maks	1000
Min	0
95 persentil	572

Hansbakkfjæra	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	1
04.06.2019	2
11.06.2019	6
24.06.2019	0
09.07.2019	1
16.07.2019	0
24.07.2019	4
30.07.2019	37
06.08.2019	3
21.08.2019	0
Middel	5
Maks	37
Min	0
95 persentil	23

vedlegg 6 fortsetter

Hitrafjæra	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	0
04.06.2019	0
11.06.2019	0
24.06.2019	10
09.07.2019	0
16.07.2019	4
24.07.2019	5
30.07.2019	1700
06.08.2019	28
21.08.2019	3
Middel	175
Maks	1700
Min	0
95 persentil	948

Grilstadfjæra v/indre brygge	E. coli
dato	/100 ml
28.05.2019	3
04.06.2019	3
11.06.2019	3
24.06.2019	9
09.07.2019	19
16.07.2019	30
24.07.2019	5
30.07.2019	690
06.08.2019	0
21.08.2019	3
Middel	77
Maks	690
Min	0
95 persentil	393

Ferskvannslokaliteter

Kyvatnet	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	0
05.06.2019	3
13.06.2019	10
25.06.2019	20
10.07.2019	17
17.07.2019	62
25.07.2019	22
31.07.2019	6
07.08.2019	9
22.08.2019	10
Middel	16
Maks	62
Min	0
95 persentil	44

Haukvatnet	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	12
05.06.2019	6
13.06.2019	49
25.06.2019	52
10.07.2019	86
17.07.2019	28
25.07.2019	370
31.07.2019	72
07.08.2019	99
22.08.2019	55
Middel	83
Maks	370
Min	6
95 persentil	248

Hestsjøen	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	0
05.06.2019	1
13.06.2019	3
25.06.2019	2
10.07.2019	4
17.07.2019	20
25.07.2019	14
31.07.2019	6
07.08.2019	1
22.08.2019	11
Middel	6
Maks	20
Min	0
95 persentil	17

vedlegg 6 fortsetter

Lianvatnet	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	18
05.06.2019	5
13.06.2019	11
25.06.2019	54
10.07.2019	260
17.07.2019	6
25.07.2019	23
31.07.2019	16
07.08.2019	59
22.08.2019	74
Middel	53
Maks	260
Min	5
95 persentil	176

Theisendammen	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	15
05.06.2019	5
13.06.2019	88
25.06.2019	11
10.07.2019	16
17.07.2019	12
25.07.2019	35
31.07.2019	25
07.08.2019	17
22.08.2019	110
Middel	33
Maks	110
Min	5
95 persentil	100

Baklidammen	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	160
05.06.2019	34
13.06.2019	57
25.06.2019	44
10.07.2019	16
17.07.2019	14
25.07.2019	20
31.07.2019	23
07.08.2019	42
22.08.2019	31
Middel	44
Maks	160
Min	14
95 persentil	114

Estenstaddammen	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	0
05.06.2019	0
13.06.2019	5
25.06.2019	5
10.07.2019	0
17.07.2019	0
25.07.2019	9
31.07.2019	330
07.08.2019	150
22.08.2019	27
Middel	53
Maks	330
Min	0
95 persentil	249

Tømmerholtdammen	E. coli
dato	/100 ml
29.05.2019	23
05.06.2019	2
13.06.2019	2
25.06.2019	20
10.07.2019	1
17.07.2019	5
25.07.2019	16
31.07.2019	5
07.08.2019	78
22.08.2019	1
Middel	15
Maks	78
Min	1
95 persentil	53

Vedlegg 7. Nidelva - vannanalyser 2019. Innhold av tkb og total fosfor.

Pirbrua	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
08.01.2019	900	9,4
05.02.2019	1200	6,1
12.03.2019	20	4,6
09.04.2019	10	5,5
07.05.2019	50	8,8
18.06.2019	90	6,4
23.07.2019	60	5,2
20.08.2019	660	8,1
03.09.2019	200	6,9
01.10.2019	70	4,8
20.11.2019	70	4,3
03.12.2019	2000	7,8
Median	80	6,3
Middel	444	6,5
90-persentil	1170	8,7
Maks.	2000	9,4
Min.	10	4,3

Gamle bybro	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
08.01.2019	3400	9,0
05.02.2019	130	5,0
12.03.2019	10	5,1
09.04.2019	40	4,8
07.05.2019	50	6,5
18.06.2019	710	7,0
23.07.2019	40	4,6
20.08.2019	330	7,6
03.09.2019	180	6,4
01.10.2019	60	5,0
20.11.2019	0	3,7
03.12.2019	3300	12,7
Median	95	5,8
Middel	688	6,5
90-persentil	3041	8,9
Maks.	3400	12,7
Min.	0	3,7

Nidareid bru	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
08.01.2019	460	6,8
05.02.2019	40	4,9
12.03.2019	20	3,7
09.04.2019	40	6,1
07.05.2019	10	8,3
18.06.2019	270	4,1
23.07.2019	30	4,8
20.08.2019	140	7,2
03.09.2019	170	5,2
01.10.2019	60	4,4
20.11.2019	10	4,3
03.12.2019	4000	17,3
Median	50	5,1
Middel	438	6,4
90-persentil	441	8,2
Maks.	4000	17,3
Min.	10	3,7

Stavne bru	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
08.01.2019	460	6,8
05.02.2019	15	5,1
12.03.2019	26	4,3
09.04.2019	48	4,0
07.05.2019	61	6,4
18.06.2019	420	4,7
23.07.2019	100	4,5
20.08.2019	480	7,6
03.09.2019	34	5,3
01.10.2019	110	4,0
20.11.2019	45	3,3
03.12.2019	2800	16,2
Median	81	4,9
Middel	383	6,0
90-persentil	478	7,5
Maks.	2800	16,2
Min.	15	3,3

Sluppen bru	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
08.01.2019	83	4,7
05.02.2019	18	3,3
12.03.2019	17	4,1
09.04.2019	19	7,3
07.05.2019	15	6,2
18.06.2019	18	3,9
23.07.2019	60	3,6
20.08.2019	68	6,3
03.09.2019	32	3,9
01.10.2019	57	3,7
20.11.2019	48	3,2
03.12.2019	89	5,1
Median	40	4,0
Middel	44	4,6
90-persentil	82	6,3
Maks.	89	7,3
Min.	15	3,2

Tiller bru	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
08.01.2019	230	7,0
05.02.2019	42	6,7
12.03.2019	21	4,5
09.04.2019	26	4,3
07.05.2019	67	6,0
18.06.2019	20	3,9
23.07.2019	390	5,3
20.08.2019	34	6,9
03.09.2019	52	4,0
01.10.2019	41	3,9
20.11.2019	49	3,6
03.12.2019	77	4,5
Median	46	4,5
Middel	87	5,1
90-persentil	215	6,9
Maks.	390	7,0
Min.	20	3,6

Vedlegg 8. Leirelva målestasjon 2019. Innhold av tkb og total fosfor.

Leirelva	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	1000	14
10.01.2019	550	12
17.01.2019	840	730
24.01.2019	790	16
31.01.2019	920	23
07.02.2019	610	220
14.02.2019	1700	42
21.02.2019	480	16
28.02.2019	1200	96
07.03.2019	60	14
14.03.2019	1300	14
21.03.2019	2400	26
28.03.2019	180	25
04.04.2019	1900	17
11.04.2019	880	17
15.04.2019	2200	12
25.04.2019	1100	11
02.05.2019	380	9
09.05.2019	4600	14
14.05.2019	1500	32
23.05.2019	150	12
28.05.2019	40	7
06.06.2019	1700	18
13.06.2019	4600	33
20.06.2019	4700	45
27.06.2019	1500	18
04.07.2019	1600	93
11.07.2019	1700	17
18.07.2019	1300	18

Leirelva	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
25.07.2019	1100	22
01.08.2019	2400	28
08.08.2019	1600	26
15.08.2019	2900	41
22.08.2019	9100	88
29.08.2019	1700	38
05.09.2019	10000	167
12.09.2019	2200	37
19.09.2019	1800	23
26.09.2019	130	14
03.10.2019	420	17
10.10.2019	66	24
17.10.2019	370	19
24.10.2019	30	12
31.10.2019	900	31
07.11.2019	250	11
14.11.2019	40	12
21.11.2019	500	14
28.11.2019	660	14
05.12.2019	580	22
12.12.2019	480	15
19.12.2019	80	16
Median	1000	18
Middel	1553	45
90-persentil	3070	89
Maks.	10000	730
Min.	30	7

Vedlegg 9. Vannanalyser i bekker 2019. Innhold av tkb og total fosfor.

Uglabekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	970	41
07.03.2019	730	21
04.04.2019	280	21
02.05.2019	180	16
06.06.2019	900	20
04.07.2019	3900	74
01.08.2019	440	35
05.09.2019	1300	54
03.10.2019	870	36
07.11.2019	170	18
05.12.2019	630	26
Median	730	26
Middel	943	33
90-persentil	1300	54
Maks.	3900	74
Min.	170	16

Heimdalsbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	7100	70
07.03.2019	12000	30
04.04.2019	480	28
02.05.2019	1200	17
06.06.2019	260	65
04.07.2019	1500	135
01.08.2019	80	77
05.09.2019	11000	113
03.10.2019	3300	46
07.11.2019	530	56
05.12.2019	770	30
Median	1200	56
Middel	3475	61
90-persentil	11000	113
Maks.	12000	135
Min.	80	17

Kystadbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	510	16
07.03.2019	65	7
04.04.2019	49	10
02.05.2019	57	11
06.06.2019	70	14
04.07.2019	190	21
01.08.2019	620	36
05.09.2019	1200	34
03.10.2019	52	11
07.11.2019	470	10
05.12.2019	140	14
Median	140	14
Middel	311	17
90-persentil	620	34
Maks.	1200	36
Min.	49	7

Sverresdalsbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	4100	69
07.02.2019	2700	166
07.03.2019	140	30
04.04.2019	800	35
02.05.2019	30	18
06.06.2019	800	51
04.07.2019	3000	91
01.08.2019	7000	57
05.09.2019	19000	1100
03.10.2019	750	62
07.11.2019	2700	41
05.12.2019	5300	49
Median	2700	54
Middel	3860	147
90-persentil	6830	159
Maks.	19000	1100
Min.	30	18

Nardobekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
17.01.2019	100	28
07.02.2019	95	18
07.03.2019	72000	670
04.04.2019	140	87
02.05.2019	6400	73
06.06.2019	100	19
04.07.2019	11000	201
01.08.2019	1100	23
05.09.2019	3900	530
03.10.2019	27	200
07.11.2019	11	57
05.12.2019	22	71
Median	120	72
Middel	7908	165
90-persentil	10540	497
Maks.	72000	670
Min.	11	18

Hornebergsbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	130	133
07.02.2019	5100	235
07.03.2019	3400	79
04.04.2019	3900	58
02.05.2019	72000	101
06.06.2019	3000	86
04.07.2019	980	195
01.08.2019	5000	266
05.09.2019	2500	126
03.10.2019	6800	224
07.11.2019	160	146
05.12.2019	450	54
Median	3200	130
Middel	8618	142
90-persentil	6630	234
Maks.	72000	266
Min.	130	54

vedlegg 9 fortsetter

Sjetnbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	350	47
07.02.2019	170	77
07.03.2019	1700	14
04.04.2019	280	27
02.05.2019	1100	18
06.06.2019	230	26
04.07.2019	1500	59
01.08.2019	400	162
05.09.2019	1200	80
03.10.2019	2000	23
07.11.2019	340	25
05.12.2019	5000	192
Median	750	37
Middel	1189	62
90-persentil	1970	154
Maks.	5000	192
Min.	170	14

Steindalsbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	110	105
07.02.2019	90	31
07.03.2019	110	26
04.04.2019	15000	33
02.05.2019	8500	22
06.06.2019	6200	36
04.07.2019	600	356
01.08.2019	1700	118
05.09.2019	5200	93
03.10.2019	120	25
07.11.2019	390	14
05.12.2019	260	25
Median	495	32
Middel	3190	73
90-persentil	8270	117
Maks.	15000	356
Min.	90	14

Kvetabekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	260	14
07.03.2019	63	5
04.04.2019	96	10
02.05.2019	210	8
06.06.2019	80	9
04.07.2019	100	37
01.08.2019	33	12
05.09.2019	920	115
03.10.2019	30	106
07.11.2019	65	5
05.12.2019	120	38
Median	96	12
Middel	180	33
90-persentil	260	106
Maks.	920	115
Min.	30	5

Amundsbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	200	99
07.03.2019	130	25
04.04.2019	170	44
02.05.2019	150	37
06.06.2019	280	21
04.07.2019	1500	438
01.08.2019	70	25
05.09.2019	60	7
03.10.2019	450	43
07.11.2019	170	19
05.12.2019	60	48
Median	170	37
Middel	295	73
90-persentil	450	99
Maks.	1500	438
Min.	60	7

Eggbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	420	226
07.03.2019	380	28
04.04.2019	290	93
02.05.2019	170	50
06.06.2019	30	25
04.07.2019	7300	970
01.08.2019	190	34
05.09.2019	1600	352
03.10.2019	60	57
07.11.2019	300	25
05.12.2019	510	52
Median	300	52
Middel	1023	174
90-persentil	1600	352
Maks.	7300	970
Min.	30	25

Ristbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	200	321
07.02.2019	330	68
07.03.2019	330	53
04.04.2019	84	124
02.05.2019	360	45
06.06.2019	70	49
04.07.2019	470	173
01.08.2019	390	95
05.09.2019	580	121
03.10.2019	240	118
07.11.2019	240	44
05.12.2019	250	110
Median	290	103
Middel	295	110
90-persentil	462	168
Maks.	580	321
Min.	70	44

vedlegg 9 fortsetter

Søra st.1	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	140	149
07.02.2019	50	31
07.03.2019	3000	19
04.04.2019	140	38
02.05.2019	610	20
06.06.2019	180	25
04.07.2019	1300	268
01.08.2019	70	29
05.09.2019	1000	292
03.10.2019	230	53
07.11.2019	120	22
05.12.2019	210	30
Median	195	31
Middel	588	81
90-persentil	1270	256
Maks.	3000	292
Min.	50	19

Søra st.2	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	330	97
07.03.2019	280	18
04.04.2019	80	21
02.05.2019	800	17
06.06.2019	70	19
04.07.2019	3900	161
01.08.2019	400	22
05.09.2019	5300	65
03.10.2019	240	40
07.11.2019	80	19
05.12.2019	280	27
Median	280	22
Middel	1069	46
90-persentil	3900	97
Maks.	5300	161
Min.	70	17

Søra st.3	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	960	68
07.02.2019	60	20
07.03.2019	60	23
04.04.2019	110	27
02.05.2019	40	17
06.06.2019	50	23
04.07.2019	2100	107
01.08.2019	200	950
05.09.2019	900	140
03.10.2019	760	41
07.11.2019	130	23
05.12.2019	220	28
Median	165	28
Middel	466	122
90-persentil	954	137
Maks.	2100	950
Min.	40	17

Ladebekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	11000	89
07.02.2019	7400	86
07.03.2019	3800	146
04.04.2019	68000	304
02.05.2019	320	8
06.06.2019	12000	73
04.07.2019	12000	162
01.08.2019	180	18
05.09.2019	14000	334
03.10.2019	40000	218
07.11.2019	680	41
05.12.2019	4500	53
Median	9200	88
Middel	14490	128
90-persentil	37400	295
Maks.	68000	334
Min.	180	8

Leangenbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	100	88
07.02.2019	960	112
07.03.2019	210	39
04.04.2019	240	24
02.05.2019	3200	35
06.06.2019	500	90
04.07.2019	1700	114
01.08.2019	3600	117
05.09.2019	2800	158
03.10.2019	1100	67
07.11.2019	1800	168
05.12.2019	910	92
Median	1030	91
Middel	1427	92
90-persentil	3160	154
Maks.	3600	168
Min.	100	24

Grilstadbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	30	71
07.02.2019	260	19
07.03.2019	170	13
04.04.2019	220	21
02.05.2019	550	15
06.06.2019	700	33
04.07.2019	500	124
01.08.2019	1900	97
05.09.2019	2400	119
03.10.2019	430	42
07.11.2019	940	33
05.12.2019	1100	39
Median	525	36
Middel	767	52
90-persentil	1820	117
Maks.	2400	124
Min.	30	13

vedlegg 9 fortsetter

Sjøskogbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	90	182
07.02.2019	290	28
07.03.2019	70	31
04.04.2019	10	43
02.05.2019	20	6
06.06.2019	250	29
04.07.2019	400	550
01.08.2019	250	45
05.09.2019	1200	166
03.10.2019	100	77
07.11.2019	140	23
05.12.2019	1800	100
Median	195	44
Middel	385	107
90-persentil	1120	180
Maks.	1800	550
Min.	10	6

Vikelva n/fabrikk	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	21	15
07.02.2019	440	9
07.03.2019	73	7
04.04.2019	480	10
02.05.2019	130	9
06.06.2019	320	12
04.07.2019	150	23
01.08.2019	140	16
05.09.2019	360	32
03.10.2019	2000	22
07.11.2019	210	7
05.12.2019	270	11
Median	240	11
Middel	383	14
90-persentil	476	23
Maks.	2000	32
Min.	21	7

Vikelva o/fabrikk	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	91	9
07.02.2019	420	9
07.03.2019	180	5
04.04.2019	480	10
02.05.2019	440	18
06.06.2019	6	6
04.07.2019	40	22
01.08.2019	120	14
05.09.2019	260	25
03.10.2019	200	23
07.11.2019	740	11
05.12.2019	2200	26
Median	230	13
Middel	431	15
90-persentil	714	25
Maks.	2200	26
Min.	6	5

Ilabekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
03.01.2019	100	19
07.02.2019	240	8
07.03.2019	4	4
04.04.2019	17	8
02.05.2019	16	10
06.06.2019	40	6
04.07.2019	100	15
01.08.2019	240	27
05.09.2019	340	16
03.10.2019	90	11
07.11.2019	250	7
05.12.2019	280	17
Median	100	10
Middel	143	12
90-persentil	277	19
Maks.	340	27
Min.	4	4

Vedlegg 10. Lykkbekken 2019. Innhold av tkb og total fosfor.

Lykkjbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
02.01.2019	26	8
09.01.2019	1	10
17.01.2019	3	7
23.01.2019	2	4
30.01.2019	5	3
06.02.2019	1	5
13.02.2019	78	4
20.02.2019	9	9
27.02.2019	8	6
06.03.2019	2	5
13.03.2019	0	5
20.03.2019	0	3
27.03.2019	0	5
02.04.2019	0	5
10.04.2019	0	8
16.04.2019	0	7
24.04.2019	1	
02.05.2019	9	19
09.05.2019	3	4
16.05.2019	2	4
23.05.2019	6	4
29.05.2019	16	4
05.06.2019	41	7
12.06.2019	57	6
19.06.2019	630	7
25.06.2019	56	7
03.07.2019	67	10
10.07.2019	160	23
17.07.2019	60	17
24.07.2019	21	10
31.07.2019	150	8
07.08.2019	64	10
21.08.2019	110	7
28.08.2019	91	7
04.09.2019	160	7
11.09.2019	12	9
14.09.2019	360	13
18.09.2019	130	12
25.09.2019	9	11

Lykkjbekken	TKB	TotP
Dato	/100ml	µg P/l
02.10.2019	28	7
09.10.2019	63	6
16.10.2019	3	4
23.10.2019	3	5
30.10.2019	16	9
06.11.2019	7	6
20.11.2019	12	7
27.11.2019	0	6
04.12.2019	110	8
11.12.2019	3	7
18.12.2019	0	4
Median	9	7
Middel	52	7
90-persentil	132	11
Maks.	630	23
Min.	0	3

Vedlegg 11. Beregnet tetthet (antall fisk per 100 m^2) av ørret og laks i undersøkte bekker august/september 2019. Det er skilt mellom anadrome og "bekkestasjonære" strekninger.

Lokalitet/stasjon	UTM 32-ref	Avfisket areal	Ørret		Laks		Prøve-dato
			Års-yngel	Eldre ungfisk	Års-yngel	Eldre ungfisk	
		m2	0+	≥ 1+	0+	≥ 1+	
Leirelvavassdraget							
Leirelva (anadrom)							
St.1 - nedre del. Sluppen.	7030047 N, 569111 E	34	147,1	21	105,9	79,8	09.08.2019
St.2 - v/ Prøven bil	7029337 N, 568710 E	34	82,4	0	494,1	4,2	09.08.2019
St.3 - n/ avkjøring Romolslia	7029036 N, 568248 E	25	48	11,4	584	17,1	09.08.2019
St.4 - o/ avkjøring Romolslia	7029019 N, 568124 E	30	60	23,8	253,3	42,9	09.08.2019
Heimdalsbekken (anadrom)							
St.1 - nedre del før utløp Leirelva	7028892 N, 568504 E	52	12,8	38,5	3,2	0	15.08.2019
St.2 - ca. 300 m ov/ samløp Leirelva	7028735 N, 568511 E	112	11,9	17,9	0	0	15.08.2019
St.3 - nedstrøms veikrysning (bru) og tiltakskulvert. Ved froskedam	7028221 N, 568355 E	70	0	16,1	0	0	15.08.2019
St.4- Okstadøy. ovenfor gang-/sykkelbru og terskler	*7027935 N, 568366 E*	420	0	0,3	0	0	15.08.2019
Uglabekken (anadrom)							
St.1 - nedre del før munning i Leirelva	7029164 N, 568275 E	35	160	20,4	102,8	12,2	15.08.2019
St.2 - ovenfor Gammelina	7029221 N, 568297 E	60	9,5	27,1	0	12,5	15.08.2019
Andre tilløpsbekker til Nidelva							
Sverresdalsbekken (anadrom)							
St.1 - nedre, fra samløp Nidelva og opp til første terskel	7032060 N, 569254 E	36	87,3	10,4	39,7	0	15.08.2019
St.2 - terskel 1 og 2	7032060 N, 569240 E	48	32,7	0	3	0	15.08.2019
St.3 - terskel 3-6	7032063 N, 569232 E	32	0	7,8	0	0	15.08.2019
St.4 - øvre, strykstrekninger mellom dammer	7032095 N, 569200 E	90	0	1,4	0	0	15.08.2019
St.5 - øvre strykstrekninger opp mot kulvert	7032072 N, 569174 E	50	0	0	0	0	15.08.2019
Steindalsbekken (stasjonær)							
St.1 - nedre del før utløp Nidelva	7028040 N, 570655 E	105	10,4	1,9	-	-	10.10.2019
St.2 - nedstrøms Bratsbergvegen	7028747 N, 571670 E	30	100	12,5	-	-	10.10.2019
Amundsbekken (stasjonær)							
St.1 - nedre, før munning Nidelva. Utlagt gytesubstrat.	7024207 N, 572332 E	63	47,6	2,3	-	-	10.10.2019
St.2 - nedre, ved avkjøring og tilløpsbekk. Utlagt gytesubstrat	7024188 N, 573176 E	70	4,8	16,3	-	-	10.10.2019
St. 3 - ovenfor Solemsbekken og Kvålsbekken	7024388 N, 573587 E	55	3,0	2,6	-	-	10.10.2019

Tilløpsbekk til Amundsbekken							
St.1 - tilløpsbekk, nedstrøms utlagt sprengstein	7024169 N, 573184 E	25	4,0	0	-	-	10.10.2019
St. 2 - tilløpsbekk,, ovenfor utlagt sprengstein (=vandringsbarriere)	7024118 N, 573232 E	30	0	0	-	-	10.10.2019
Solemsbekken (stasjonær)							
St.1 - nedre, nedstrøms kulvert, Kun sprengstein	7024308 N, 573551 E	100	23,3	2,9	-	-	10.10.2019
St.2 - oppstrøms kulvert. Kun sprengstein	7024305 N, 573611 E	134	0	0	-	-	10.10.2019
St.3 - strykparti med naturlig elvestein	7024254 N, 573642 E	120	0	3,1	-	-	10.10.2019
Bekker som drenerer til fjorden øst for byen							
Sjøskogbekken (anadrom)							
St.1 - nedre del n/Ranheimsveien	*7034229 N, 575922 E*	90	0	0	0	0	06.08.2019
Vikelva (anadrom)							
St.1 - anadrom nedre. I sving nedstrøms utlagt gytesubstrat	7034159 N, 576398 E	27	22,8	24,2	227,2	7,4	06.08.2019
St.2 - anadrom nedre,stryk i utlagt gytesubstrat/røtter. n/ gangbru	7034138 N, 576394 E	46	21,7	3,1	265,2	3,1	06.08.2019
St.3 - anadrom midtre. Mellom bruer. Tidligere laksestasjon	7034098 N, 576409 E	36	16,7	4,0	161,1	31,7	06.08.2019
St.4 - Anadrom øvre. Nedstrøms fabrikk	7033902 N, 576427 E	66	39,4	15,2	0	0	06.08.2019
Vikelva (stasjonær)							
St.1 - mellom fabrikk og E6	*7033617 N, 576364 E*	90	1,6	6,3	-	-	06.08.2019
Reppebekken (anadrom)							
St.1 - nedre, n/ Ranheimsveien opp til vei/kulp	*7034297 N, 577446 E*	50	0	4	0	0	06.08.2019
Værebekken (anadrom)							06.08.2019
St.1 - nedre, mellom grusvei Væresstranda	7034816 N, 578440 E	70	0	10,7	0	0	06.08.2019
Bekker som drenerer til Gaula/Byneset							
Søra (anadrom)							
St.1 - nedre steinsatt strekning n/ terskler	7022000 N, 564918 E	34	30,7	23,8	0	0	07.08.2019
St. 2- nedre - kulp første terskel + terskel 1 og 2	7021985 N, 564938 E	78	0	2,6	0	0	07.08.2019
St. 3 - midtre - restaurert strekning ifb. kulvert/kulp	7023368 N, 566742 E	135	0	0	0	0	07.08.2019
St.4 - øvre - n/avkjøring Kattem, strykstrekninger mellom dammer	7024901 N, 567637 E	137	0	0	0	0	07.08.2019
St.5 - øvre-n/avkjøring Kattem, øvre strykstrekning	7024954 N, 567677 E	53	0	4,7	0	0	07.08.2019
Eggbekken (anadrom)							
St.1 - nedre del - parti n/ FV 707	*7023420 N, 564400 E*	60	0	0	0	0	07.08.2019
St.2 - omkring Fv 707. Ovenfor pumpehus	7023463 N, 564427 E	60	2,1	20,8	0	0	07.08.2019
St.3 - øvre, ved utlagt gytesubstrat	7024108 N, 564561 E	35	239	39,3	0	0	07.08.2019

Ristbekken m/sidebekker (stasjonær)							
St.1 - Ristbekken/Høstadbekken v/Brenslan	7029941 N, 557510 E	250	3,4	2,5	-	-	19.08.2019
St.2 - Ristbekken n/Mebygdveien	7029525 N, 556756 E	54	37,0	30,1	-	-	19.08.2019
St.3 - tilsigsgrein til Ristbekken fra Dammyra	7029581 N, 556747 E	25	11,4	5	-	-	19.08.2019
St.4 - sidegrein Kvisetbekken o/garasjer	7029790 N, 557972 E	20	350	25	-	-	19.08.2019
Ryebekken (anadrom)							
St. 1 - nedre- urørt strekning	7033464 N, 557117 E	30	0	4,2	0	0	19.08.2019
St.2 - midtre, langs hage +kulp n/vei	7033376 N, 557138 E	25	0	0	0	0	19.08.2019
Elsetbekken (anadrom)							
St. 1 - nedre - nedstrøms vei	7033841 N, 557285 E	22	119,3	17	0	0	19.08.2019
Kleftadbekken (anadrom)							
St.1 - nedre - rett over Bynesvei	7034427 N, 557644 E	42	4	71,4	0	0	19.08.2019
St.2 - midtre urørt- stryk og deler av kulp	*7034383 N, 557705 E*	56	6	28,1	0	0	19.08.2019
Flakkbekken (anadrom)							
St.1 - nedre, urørt bekkeløp	7036090 N, 560064 E	50	0	6,1	0	0	19.08.2019
St.2 - n/ Fv 707	7035891 N, 559932 E	38	0	10,6	0	0	19.08.2019
St.3 - o/Fv 707	7035848 N, 559918 E	45	0	2,2	0	0	19.08.2019
Bekker som drenerer til fjorden vest for byen							
Ilabekken (anadrom)							
St.1 - nedre, tre terskler og litt stryk oppstrøms	7034350 N, 568043 E	74	3,9	16,9	0	0	15.08.2019
St.2 - nedre, strykpartier n/andedam	7034317 N, 568063 E	54	100,5	4,6	0	0	15.08.2019
St.3 - øvre, fra bru Hanskemakerbakken og oppover	7034163 N, 568067 E	45	40,3	11,2	0	0	15.08.2019
St.4 - øvre, stryk og kulper nedstrøms fossekulp	7034133 N, 568015 E	45	38,1	13,9	0	0	15.08.2019
Bennavassdraget							
Loa (anadrom)							
St.1 - nedre del	*7008703 N, 564763 E*	57	77,2	35,1	119,3	59,6	27.08.2019
St.2 - nedstrøms kulvert Løbergveien	*7008577 N, 564373 E*	46	195,6	22,2	0	17,8	27.08.2019
St.3 - nedstrøms kulvert ca. 300 m o/ Løbergveien	*7008733 N, 564081 E*	56	192,9	5,1	0	0	27.08.2019
St.4 - ovenfor veikulvert rett nedstrøms kraftstasjon	*7008783 N, 563793 E*	58	158,6	10,3	0	8	27.08.2019

Trondheim kommune
Miljøenheten
Postboks 2300 Torgarden
7004 Trondheim

VANNOVERVÅKING I TRONDHEIM 2019
RESULTATER OG VURDERINGER

Rapport nr., Report no.: TM 2020/01
ISBN NR. 978-82-7727-143-9

www.trondheim.kommune.no/vannovervaking

Mai 2020
Forsidefoto: Steinar Grønnesby

Papirversjon, opplag: 35 stk