

Åge Molversmyr, Susanne Schneider¹,
Hanne Edvardsen¹, Morten A. Bergan² & Karl Jan Aanes¹

Overvåking av Jærvassdrag 2014 - Datarapport -

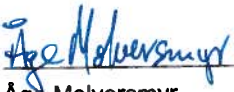
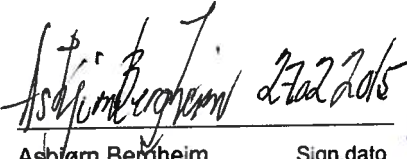

Rapport IRIS – 2015/028

¹ Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

² Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Prosjektnummer: 7941941
Prosjektets tittel: Overvåking av Jærvassdragene 2014
Oppdragsgiver(e): Rogaland Fylkeskommune
Forskningsprogram:
ISBN: 978-82-490-0851-3
Gradering: Åpen

Stavanger, 27.2.2015

	27/2-2015		27/2-2015		27/2-15
Åge Molversmyr	Sign.dato	Asbjørn Bergheim	Sign.dato	Kate Boccadoro	Sign.dato
Prosjektleder		Kvalitetssikrer		Forskningsjef	

© Kopiering er kun tillatt etter avtale med IRIS eller oppdragsgiver.

International Research Institute of Stavanger AS (IRIS) er sertifisert etter et kvalitetssystem basert på standard NS - EN ISO 9001



FORORD

International Research Institute of Stavanger (IRIS) har i samarbeid med NIVA utført overvåking av innsjøer og elver i Jærvassdragene i 2014, på oppdrag fra Rogaland fylkeskommune.

Overvåkingen har fokus på økologisk tilstand, og har siden oppstarten i 2004 omfattet samtlige av de største og viktigste innsjøene på Jæren. Fra oppstarten har overvåkingsprogrammet hatt en rullering med hensyn til hvilke innsjøer som undersøkes, slik at hver innsjø har vært undersøkt med en frekvens på 2-4 år. I 2014 var det oppdragsgiver som valgte ut hvilke innsjøer som skulle inngå i programmet. Prøvetaking og registreringer i innsjøene er utført av Åge Molversmyr (IRIS).

Prøver for kjemisk analyse i elver og bekker som omfattes av det tiltaksorienterte overvåkingsprogrammet er samlet inn av personell fra Sandnes kommune (Storåna), Time kommune (Frøylandsåna) og Hå kommune (Ogna, Fuglestadåna, Kvassheimsåna, Årlandsåna, Søndre og Nordre Varhaugselv, Tverråna og Salteåna). Fra april 2014 er det utført et utvidet program i Varhaugselvøene (prøver hver 14. dag og utvidet analyseomfang), og resultater fra dette er omtalt i egen rapport i vedlegget.

I juni 2014 ble vannvegetasjonen undersøkt i 3 innsjølokaliteter valgt ut av oppdragsgiver (Harvelandsvatnet i Sola kommune, Lonavatnet i Sandnes og Klepp kommuner, og Grudavatnet i Klepp kommune). Arbeidet ble utført av Hanne Edvardsen (NIVA) i samarbeid med Åge Molversmyr (IRIS).

I 2014 ble det gjort biologiske undersøkelser i en rekke nye elvelokaliteter, der formålet i første rekke var problemkartlegging. Utvalget av prøvelokaliteter ble bestemt av oppdragsgiver, i samarbeid med kommunene. I starten av september ble begroingsalger undersøkt i 11 elvelokaliteter, utført av Susanne Schneider (NIVA) i samarbeid med Åge Molversmyr. Bunndyr og fisk ble undersøkt i 7 elvelokaliteter ved samme anledning i starten av november, utført av Morten A. Bergan (NINA) i samarbeid med Åge Molversmyr. Bergan har utført tilsvarende undersøkelser tidligere i overvåkingsprogrammet, og var inntil nylig ansatt i NIVA (og innleid til NIVA for dette oppdraget). I midten av november ble bunndyr (alene) undersøkt ved ytterligere 19 elvelokaliteter. Prøveinnsamling ble utført av Åge Molversmyr, mens analyse og bearbeiding av data ble utført av Tor Erik Eriksen og Jonas Persson (NIVA).

Akkrediterte kjemiske analyser er utført av NIVA. Analyse av planteplankton er utført av dr. philos Øyvind Løvstad (Limno-Consult), mens analyse av dyreplankton er utført av dr. philos Anders Hobæk (NIVA).

Bearbeiding, sammenstilling av data og hovedrapportering er utført av Åge Molversmyr (IRIS). Data om vannvegetasjon er bearbeidet og rapportert av Hanne Edvardsen (NIVA) i samarbeid med Marit Mjelde (NIVA). Data om begroingsalger er bearbeidet og rapportert av Susanne Schneider (NIVA), mens data om fisk og bunndyr ved samme lokalitet er bearbeidet og rapportert av Morten A. Bergan (NIVA). Data om bunndyr fra andre lokaliteter er vurdert og rapportert av Karl Jan Aanes (NIVA). Egne rapporter om dette finnes som vedlegg til denne rapporten. Faglig kvalitetssikrer for prosjektet har vært seniorforsker Asbjørn Bergheim (IRIS). I tekstdelen i denne datarapporten blir de viktigste resultatene oppsummert, med vekt på klassifisering av økologisk tilstand etter Vannforskriften. Hoveddelen av resultatene presenteres i figurer og tabeller i vedlegg. Rapporten er gjennomgått av forskningsleder/seniorforsker Karl Jan Aanes (NIVA), som også har kvalitetssikret NIVAs bidrag.

Prosjektet har vært finansiert av Rogaland fylkeskommune, med tilskudd fra Miljødirektoratet.

Stavanger, 27. februar 2015

Åge Molversmyr, prosjektleder

Nøkkelord: Jæren vannområde; overgjødsling; miljøtilstand; vannkvalitet; overvåking.

INNHOOLD

SAMMENDRAG	1
INNLEDNING.....	2
METODER.....	4
RESULTATER OG DISKUSJON	7
Innsjøer - basisundersøkelser	7
Innsjøer - vannvegetasjon.....	9
Elver - begroingsalger.....	10
Elver - bunndyr.....	11
Elver - fisk.....	13
Elver - næringsstoffer	15
TILSTAND OG UTVIKLING I VASSDRAGENE.....	17
Vannforekomster i Stavanger og Randaberg kommune	17
Ims- Lutsi og vannforekomster nord i Sandnes.....	17
Storåna.....	18
Figgjo	19
Orre	20
Håelva.....	21
Salteåna og vassdragene sør på Jæren	21
Oppsummering	22
REFERANSER.....	26
FIGURER OG DATA	27
RAPPORT OM VANNPLANTER I INNSJØER.....	79
RAPPORT OM BEGROINGSALGER I ELVER.....	91
RAPPORT OM FISK OG BUNNDYR I ELVER.....	99
RAPPORT OM BUNNDYR I ELVER - YTTERLIGERE LOKALITETER.....	139
RAPPORT OM VANNKJEMI I VARHAUGSELVENE	151

SAMMENDRAG

Undersøkelsene i 2014 omfattet 6 innsjøer (Hålandsvatnet, Kyllsvatnet, Limavatnet, Edlandsvatnet, Frøylandsvatnet og Harvelandsvatnet). I Hålandsvatnet var det igjen en kraftig oppvekst av blågrønnalgen *Planktothrix*, som medførte baderestriksjoner i innsjøen frem til slutten av juni. Også i Frøylandsvatnet var det høy algebiomasse, men andelen blågrønnalger var ikke slik som i Hålandsvatnet. Som ofte tidligere var det fureflagellaten *Ceratium hirundinella* som dominerte planteplanktonet om sommeren her. Begge disse innsjøene fremsto som sterkt eutrofe, mens en i andre enden av skalaen hadde Limavatnet og Edlandsvatnet hvor både algemengde og fosforinnhold var lave. Relativt lavt var det også i Kyllsvatnet dette året, og her kan resultatene nå gi signal om at en forbedring er på gang.

Vannvegetasjonen ble undersøkt i 3 små innsjøer i nedre deler av Figgjovassdraget, og viste «god» tilstand i Lonavatnet, «moderat» tilstand i Grudavatnet og «dårlig» tilstand i Harvelandsvatnet. Data fra tidligere undersøkelser i de to sistnevnte kan indikere at vannvegetasjonen har hatt en positiv utvikling i begge. Det ble registrert fire rødlistearter i Harvelandsvatnet, en i Lonavatnet og i en Grudavatnet. I Grudavatnet ble også sortlistearten vasspest (*Elodea canadensis*) registrert.

Biologiske undersøkelser i elver omfattet i 2014 en rekke lokaliteter som ikke tidligere har vært undersøkt, og der formålet i første rekke var problemkartlegging. Begroingsalger ble undersøkt ved 11 lokaliteter, fra Bø-bekken i Randaberg i nord til Salteåna i sør. Dette var i hovedsak vannforekomster hvor forurensningsbelastningen er antatt å være relativt betydelig, og alle stedene indikerte begroingsalgene «moderat» tilstand. I Skas-Heigre kanalen og i Salteåna er det gjort tilsvarende undersøkelser tidligere, og der tyder resultatene på at forholdene for begroingsalgene har forbedret seg litt de siste årene.

Bunndyr ble undersøkt i 26 elvelokaliteter, hvorav kun 3 er undersøkt tidligere. Ved 7 av disse ble samtidig yngel- og ungfiskbestanden av laksefisk undersøkt med el-fiskeapparat. I Møllebekken på Madla i Stavanger var følsomme rentvannsarter av bunndyr omtrent fraværende mens forurensningstolerante bunndyrformer dominerte sterkt, og tilstanden var «svært dårlig». Fiskesamfunnet indikerte derimot «moderat» tilstand her. I Ims-Lutsi vassdraget indikerte bunndyrene «god» tilstand i alle lokalitetene, men for bekken fra Nordlandstjørna (som renner inn i Kyllsvatnet) indikerte fiskesamfunnet «moderat» tilstand. Bunndyrene indikerte «god» tilstand også i Eresvikbekken ved Bersagel, men «moderat» eller dårligere i lokaliteter i området rundt Hommersåk.

I Storåna indikerte fiskesamfunnet «svært god» tilstand i elva (Høylandsåna) ved Lyse, mens bunndyrene indikerte «dårlig» tilstand her. Det samme gjorde bunndyrene nederst i Storåna ved Brueland, mens fiskesamfunnet her indikerte «svært dårlig» tilstand. Resultatene var sammenfallende med de en fant der i 2010, men med ytterligere nedgang i ungfisktettheten nå i 2014. «Dårlig» tilstand indikerte fiskesamfunnet også i innløpselva til Limavatnet i nord-øst (Vaskehølen), samtidig som bunndyrene indikerte «god» tilstand. Lave fisketettheter kan her i mindre grad knyttes til dårlig vann- og/eller habitatkvalitet, og resultatet for fisk må anses som usikkert. Ellers indikerte bunndyrene «moderat» tilstand i andre innløpselver til Limavatnet og Edlandsvatnet, samt i Frøylandsåna nedstrøms Linland. Det samme gjaldt for Varhaugselvene, med unntak for lokaliteten i Tvihaugbekken der bunndyrene indikerte «god» tilstand. Og som i 2011 indikerte bunndyrene «svært dårlig» tilstand i Roslandsåna i Orrevassdraget. Det ble ikke registrert rødlistearter av bunndyr, men en sortlisteart (sneglen *Potamopyrgus antipodarum*) i utløpsbekken fra Frøylandsvatnet ved Hommersåk og i Frøylandsåna nedstrøms Linland i Orrevassdraget.

Resultatene fra de vannkjemiske målingene i elvene viser at næringsstoffinnholdet er lavest i elvene lengst sør, og i Oгна, Fuglestadåna og Kvasseheimsåna var fosforinnholdet tilsvarende «svært god» tilstand. Men også Figgjo v/Bore hadde fosforinnhold tilsvarende «god» tilstand. For alle de andre elvene var tilstanden «moderat» eller dårligere, og høyest fosforinnhold var det i de mindre elvene som drenerer jordbruksområdene sentralt på Jæren.

I Varhaugselvene ble det utført et utvidet program for kjemiske analyser (både lokaliteter, prøvefrekvens og parametere), og resultatene viser som forventet generelt høyere stoffkonsentrasjoner ved utløpet av elvene enn lengre oppstrøms. Men i Tvihaugbekken var fosforinnholdet relativt høyt, og her skilte vannkjemien seg fra de andre prøvelokalitetene i Varhaugselvene ved et betydelig lavere forhold mellom nitrogen og fosfor (N/P-forhold). Det lave forholdstallet kan indikere påvirkning fra kloakk eller utslipp av gjødsel, og høyt fosforinnhold i enkeltprøver kan også tyde på dette. Men bunndyrprøven fra bekken ga ikke signal om vesentlig påvirkning. Resultatene viste dessuten forhøyet fosforinnhold i vannet om høsten under flom, men også høyt innhold i prøver om våren og sommeren som neppe kan knyttes til nedbørepisoder. Dette er nærliggende å anta har sammenheng med gjødsling i feltene. Det var for øvrig ikke sterk sammenheng mellom innholdet av partikler (suspendert stoff) i vannet og fosforkonsentrasjoner. Dette viser at partikkelbundet fosfor er av mindre betydning, i motsetning til i de leirpåvirkede vassdragene på Østlandet. Men sammenhengen mellom total fosfor og fosfat var derimot meget sterk, og fosfat utgjorde jevnt over 70-80 % av totalfosforet. En såpass høy andel fosfat i vannet indikerer at andelen algetilgjengelig fosfor er betydelig. Sammenligner en resultater fra 14-daglig prøvefrekvens i Varhaugselvene med resultater for månedlige prøver, finner en ikke signifikante forskjeller mellom beregnede årlige middelerverdier. Dette kan forklares med at stoffinnholdet i prøvene varierer betydelig, og viser at usikkerheten i disse gjennomsnittstallene er stor. Men generelt vil økt prøvefrekvens øke nøyaktigheten av beregnede størrelser som middelerverdi og medianverdi, og dermed øke sikkerheten i vurderinger som baseres på disse.

I flere elver var det lavere fosforinnhold i 2014 enn det en har funnet de siste årene, og mest påtakelig var avtaket som ble registrert i Skas-Heigre kanalen. Lavere fosforinnhold her vil også ha medvirket til lavere fosforinnhold som ble observert i Figgjoelva ved Bore dette året. Men selv om de registrerte avtakene kan gi tegn til forbedringer i vassdragene, må en ha i minne at det vil være svingninger fra år til år som har opphav i underliggende naturgitte variasjoner. Nitrogeninnholdet i elvene viser generelt få tegn til endringer.

Totalt sett er det altså fortsatt få tegn til endringer i innsjøene (med unntak av Kyllsvatnet hvor målingene kan gi signal om at en forbedring er på gang der), mens en tendens til lavere fosforinnhold kan antydes for flere av elvene. Men ingen av elvene har etter årets undersøkelser endret tilstandsklasse i forhold til forrige års vurderinger. Harvelandsvatnet er derimot tilegnet en dårligere tilstandsklasse, basert på resultatet fra årets vannvegetasjonsundersøkelser som har kommet til. Og Frøylandsvatnet i Orrevassdraget er tilegnet en bedre tilstandsklasse, primært fordi den kraftige algeoppblomstringen som ble registrert der i 2011 ikke lenger er med i dataene som vurderingene baseres på.

Referanse:

Molverson, Å., S. Schneider, H. Edvardsen, M.A. Bergan & K.J. Aanes, 2015. Overvåking av Jærvassdrag 2014 – Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2015/028*.

INNLEDNING

Prøvetakingslokalitetene som har inngått i undersøkelsene i 2014, og som er omhandlet i denne rapporten, er vist i kart under omtalen av de ulike undersøkelsestypene i resultatdelen av rapporten. En stasjonsoversikt med spesifikk angitt plassering (koordinater) finnes i vedlegget.

Basisprogrammet for innsjøovervåking omfattet i 2014 Hålandsvatnet i Stavanger/Randaberg; Kyllsvatnet i Ims-Lutsi vassdraget; Limavatnet, Edlandsvatnet og Harvelandsvatnet i Figgjovassdraget; og Frøylandsvatnet i Orrevassdraget. Her ble det tatt månedlige prøver fra april til oktober. I juli 2014 ble i tillegg vannvegetasjon i Harvelandsvatnet, og i Lonavatnet og Grudavatnet i Figgjovassdraget undersøkt (egen rapport om vannvegetasjonsundersøkelsene finnes i vedlegget). I rapporten er også inkludert resultater fra undersøkelse i Bråsteinvatnet i 2014 som ble utført for Sandnes kommune (Molversmyr 2014).

I elver og bekker som omfattes av basisprogrammet for tiltaksovervåking tas det månedlige prøver (utført av kommunene) for kjemiske analyser (næringsstoffer). I Varhaugselvene (Nordre og Søndre) ble programmet fra april 2014 utvidet til å omfatte prøvetaking to ganger i måneden fra hovedstasjonen nederst i elvene, og i tillegg ved en stasjon oppstrøms i hver av elvene. Analysespekteret ble også utvidet. Resultatene er omtalt i egen delrapport som vedlegg til denne rapporten.

For rapporteringen er det også samlet inn data fra relevante lokaliteter som overvåkes i annen regi, nærmere bestemt data fra Skas-Heigre kanalen som overvåkes gjennom JOVA-programmet, utløpet av Orreelva som overvåkes gjennom det statlige elvetilførselsprogrammet, og fra Håelva og Figgjo hvor Fylkesmannen i Rogaland drifter prøvestasjoner. For Timebekken, hvor det i tidligere rapporter også har vært presentert resultater, har det for 2014 ikke lyktes å få tilgang til data.

I 2014 ble det gjort biologiske undersøkelser i en rekke nye elvelokaliteter. I starten av september ble det gjort undersøkelser av begroingsalger i 11 elvelokaliteter, mens fisk og bunndyr ble undersøkt i 7 elvelokaliteter i starten av november. I midten av november ble bunndyr (alene) undersøkt ved ytterligere 19 elvelokaliteter. Disse biologiske undersøkelsene ble utført som ledd i en problemkartlegging, og omfattet i hovedsak lokaliteter som tidligere ikke har vært undersøkt. Det var også intensjonen å ta bunndyrprøver fra lokaliteter nederst i Njåbekken som renner inn i Frøylandsvatnet, og fra Grødalandskanalen som renner inn i Horpestadvatnet. Men her var det muddersubstrat og nær stillestående vann, og en fant ikke egnede lokaliteter for bunndyrsundersøkelser etter klassifiseringssystemet i Vannforskriften. I stedet ble det tatt med en ekstra lokalitet Håvassdraget oppstrøms Undheim (ved utløpet av Langavatnet). Egne rapporter fra disse undersøkelsene finnes som vedlegg til denne rapporten.

I tillegg til de ordinære overvåkingsstasjonene er det i denne rapporten tatt med resultater fra overvåking som blir utført i kommunal regi. Dette gjelder månedlige prøver tatt i 12 bekker og kanaler i Sola kommune og 5 bekker ved Bjårvatnet i Hå kommune. Resultatene fra disse elvene og bekkene er gjengitt i figurer og tabeller i datavedlegget.

METODER

Prøver fra innsjøer - basisundersøkelser

Prøver fra innsjøene ble tatt månedlig i perioden april - oktober, fra innsjøenes dypeste punkt (se datavedlegg for nærmere tidsangivelse). I felt ble det målt vertikale profiler for temperatur, og oksygen, samt siktedyp og farge målt mot siktedypsskive. Prøver av overflatevann ble tatt som blandprøver av vannsøylen fra overflaten til ca. det dobbelte av siktedypet ved hjelp av en rørprøvetaker (Ramberghefter). Bunnvannsprøver ble tatt ca. 1 m over bunnen, med en standard prøvetaker for innsjøer (av type LIMNOS). Prøver av dyreplankton ble tatt som blandprøve av vannsøylen fra overflaten til ca. termoklindyp (i 2014 ble det tatt dyreplanktonprøver kun fra Hålandsvatnet og Frøylandsvatnet). Prøvetakingen ble utført i samsvar med NS-ISO 5667-4:1987 (generelt), NS 9459:2004 (planteplankton) og NS-EN 15110:2006 (dyreplankton). Prøver til pH ble tatt i egen flaske, og analysert ved tilbakekomst til laboratoriet. Prøver ble transportert tilbake til IRIS, hvor de ble konserverte/forbehandlet. Prøver som ikke ble konserverte ble sendt i kjølebagg til laboratoriet så raskt som mulig (ekspresspakke). Prøver for analyse av klorofyll-a ble filtrert ved IRIS, og filtre lagt i ultrafrys (-80°C). Ved forsendelse av filtrene til laboratoriet, ble filtrene pakket på tørris.

Følgende analysemetoder ble brukt (kjemiske analysemetoder vist i tabell 1):

Temperatur og Oksygen. Målt i felt med WTW Oxi 197 oksygenmåler tilkoblet en WTW TA 197 Oxi dybdesensor.

Siktedyp. Målt med standard siktedypsskive, d=20 cm (etter NS-EN ISO 7027:1999, K5), og ved bruk av vannkikkert.

Planteplankton. Prøver for kvantitativt planteplankton ble konserverte med sur lugol, og telt i omvendt mikroskop etter metode beskrevet av Willén (1976) (i tråd med NS-EN 15204:2006).

Dyreplankton. Prøver for kvantitativt dyreplankton ble konserverte med sur lugol, og analysert ved hjelp av binokularlupe.

Tabell 1. Kjemiske analysemetoder.

Parameter	Analysemetode
Total fosfor	NS 4725:1984*
Fosfat ¹	NS 4724:1984*
Total nitrogen	NS 4743:1993*
Nitrat+nitritt ¹	NS 4745:1991*
pH	NS 4720:1979
Klorofyll-a	NS 4767:1983
Kalsium	NS-EN ISO 11885:2009
Farge	NS-EN ISO 7887:2011, C

* automatisert metode basert på angitt standard.

¹ løst fraksjon (filtrert gjennom Whatman GF/C)

Vannvegetasjon

Vannvegetasjonen i Harvelandsvatnet, Lonavatnet og Grudavatnet i Figgjovassdraget (figur 1) ble registrert 7. og 9. juli 2014. Registreringene ble foretatt i henhold til standard prosedyre, ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semikvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. I tillegg ble de viktigste helofyttene notert. Dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet. Navnsettingen for karplantene følger Lid & Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007).

Vurdering av økologisk status for vannvegetasjonen er basert på trofiindeks (TIC) for vannplanter. Trofiindeksen er basert på forholdet mellom antall sensitive og tolerante arter i hver innsjø; jfr. klassifiseringsveilederen for ferskvann (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2013).

Begroingsalger

Innsamling av prøver av bentiske alger ble gjennomført 1. - 2. september 2014, da det ble tatt prøver fra 11 lokaliteter (figur 1). På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, som ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Dekningsgrad av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som % dekning. For prøvetaking av kiselalger og andre mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8x8 cm, på oversida av hver stein, ble børstet med en tannbørste, og det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve. Alle prøvene ble konservert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i tråd med gjeldende standard for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN 15708:2009).

For hver stasjon ble eutrofieringsindeksen PIT (periphyton index of trophic status) beregnet (Schneider & Lindstrøm 2011). I tillegg ble stasjonene klassifisert for organisk belastning ved bruk av HBI (heterotrof begroingsindeks), som tar utgangspunkt i et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) av heterotrof begroing (Direktoratsgruppa for vanddirektivet 2013). Systemet overstyrer klassifisering som blir gjort med utgangspunkt i PIT-indeksen for begroingsalger i de tilfeller hvor HBI fører til dårligere tilstandsklasse enn PIT. Dette var ikke tilfellet for noen av de undersøkte lokalitetene.

Fisk

Det er foretatt undersøkelser med elfiskeapparat (GeOmega FA-4, Terik Technology) av yngel-/ungfiskbestanden på 7 lokaliteter i Jærelvene (figur 1) den 11. - 13. november 2014. Elfisket er gjennomført etter standardisert metode (NS-EN 14011:2003) og i tråd med anbefalinger i Bergan *et al.* (2011), det vil si tre gjentatte overfiskinger med et opphold på ca. 30 minutter mellom hver fiskeomgang (Bohlin *et al.* 1989). På alle stasjoner med kvantitativt elfiske er det beregnet tetthet av yngel og ungfisk etter Zippin (1958). Gytemoden, eldre ørret under 25 cm som ble fanget innenfor stasjonsområdet ble inkludert i tetthetsestimaten. Forekomsten av ål, som er oppført på norsk og internasjonal rødliste, ble i noen tilfeller også tetthetsberegnet. Observerte fisk som ikke lot seg fange er inkludert i tetthetsestimaten. Observerte verdier er benyttet i de tilfeller resultatene ikke gir nok grunnlag eller forutsetninger for tetthetsberegninger etter Zippin (1958).

I tråd med anbefalinger i Bergan *et al.* (2011) ble det i vannforekomster med lav forekomst av fisk også foretatt utvidete, kvalitative undersøkelser utenom stasjonsområdet (dvs. én gangs overfiske eller kun søk med elfiskeapparat) for å øke erfaringsgrunnlaget for fiskesamfunnet. Tetthet ble her estimert ved bruk av fangbarhet fra det kvantitative elfisket i vannforekomsten. Alternativt er resultatene fra søk med elfiskeapparatet omtalt kvalitativt og innlemmet i det helhetlige vurderingsgrunnlaget.

Samtlige arter av laksefisk som ble fanget er registrert. Det er forsøkt unngått å bruke strøm på større gytefisk, men i noen tilfeller ble gytemoden enkeltfisk fanget for registrering av art, kjønn og evt. andre forhold ved fisken. Fisk fra hver omgang ble oppbevart levende i en bøtte til fisket på stasjonen var avsluttet. All laksefisk er lengdemålt fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne. Etter lengdemåling ble fiskene sluppet levende tilbake vassdraget igjen. Lengdefrekvensfordelingen i fiskematerialet dannet grunnlaget for antatt aldersfordelingen. Det er normalt med varierende overlapp i lengdefordelingen mellom årsyngel (0+), ettåringer (1+) og eldre ungfisk ($\geq 2+$) av laksefisk i vassdrag i Norge, og dette forekommer også i vassdrag på Jæren (Saltveit *et al.* 2007). Aldersfordelingen basert på lengde vil dermed være beheftet med noe usikkerhet. Laksefisk eldre enn 1 år ble ikke differensiert i tetthetsvurderingene, og aldersgruppene ble slått sammen til alder $\geq 1+$. For de vassdragene hvor det drives fiskeutsettinger vil det ikke være en naturlig, aldersavhengig lengdefordeling blant den registrerte fisken, da settefisk ikke vokser på samme måte som villfisk.

Sammensetning, mengde og aldersstruktur for fiskefaunaen er angitt som et kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand i rennende vann. Per i dag foreligger et forslag for laksefisk i små anadrome vassdrag, utarbeidet av Sandlund *et al.* (2013), som inngår i den reviderte klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2013). Dette forslaget kan slik vi ser det også anvendes i vannforekomster med vandrende innlandsørret. Forslaget har forventningsverdier til sammensetning, mengde og aldersstruktur i fiskesamfunnet innenfor et stasjonsområde, som dermed gir et uttrykk for økologisk tilstand knyttet til vann- og habitatkvalitet på stedet. Nærmere beskrivelser finnes i vedleggsrapporten.

Bunndyr

Innsamling av bunndyrmaterialet er gjort i henhold til eksisterende klassifiseringsveileder (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2013). Bunndyrprøvene er høstprøver fra 7 lokaliteter innsamlet 11. - 13. november, og 19 prøver innsamlet 18. - 20. november 2014. Prøvene er tatt med sparkemetoden (Frost *et al.* 1971). Metoden går ut på at en holder en firkantet standardhåv (25x25 cm, maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS-EN ISO 10870:2012). Det er tatt 3 ett-minutts prøver på hver stasjon, tilsvarende ca. 9 meter elvestrekning, fra fortrinnsvis hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat. For om lag hvert minutt med sparking er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling av materiale ut av håven. Hver sparkeprøve er fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs og NIVAs biologiske laboratorier.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaxa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT-arter/taxa, som tar utgangspunkt i hvor mange arter det er av døgnfluer (E= Ephemeroptera), steinfluer (P= Plecoptera) og vårfluer (T= Trichoptera) som blir registrert på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taxa i forhold til det en forventer var naturtilstanden, danner grunnlaget for vurdering av graden av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer mye, og påvirkes både av vannforekomstens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet.

I henhold til klassifiseringsveilederen ble ASPT-indeksen (Armitage *et al.* 1983) i tillegg anvendt til vurdering av den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet på våre høstprøver. Indeksen baserer seg på en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, og etter deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringssaltanrikning. ASPT-indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven, og målt indeksverdi vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. For nærmere informasjon om vurderings-systemet henvises det til Direktoratsgruppa for vanndirektivet (2013).

Prøver fra elver for kjemiske analyser

I elvene (figur 1) har kommunene tatt månedlige vannprøver for kjemiske analyser (to ganger månedlig i Varhaugselvene). Prøver ble tatt i elvenes hovedstrøm, og motstrøms prøvetaker/utstyr. Prøvetakingen er utført i tråd med NS-ISO 5667-6:2005. Prøvene ble levert hos IRIS, der relevante prøver ble konservert. Prøver som ikke ble konservert ble sendt i kjølebag til laboratoriet så raskt som mulig (ekspresspakke). Hos laboratoriet ble prøvene analysert for innhold av total fosfor og total nitrogen, og for noen elver også for suspendert stoff og fosfat (Varhaugselvene), samt kalsium og farge (utvalgte prøver fra Storåna).

RESULTATER OG DISKUSJON

Her gis en kort oppsummering og beskrivelse av de viktigste resultatene fra overvåkingen i 2014. Hoveddelen av resultatene presenteres i denne datarapporten i figurer og tabeller i vedlegget, mens de viktigste funnene også fremstilles her i tekstdelen for de ulike undersøkelsestypene.

Innsjøer – basisundersøkelser

Innsjøene som ble undersøkt i 2014 er vist i figur 1. Nærmere angivelse av prøvelokalitetene finnes i vedlegget.



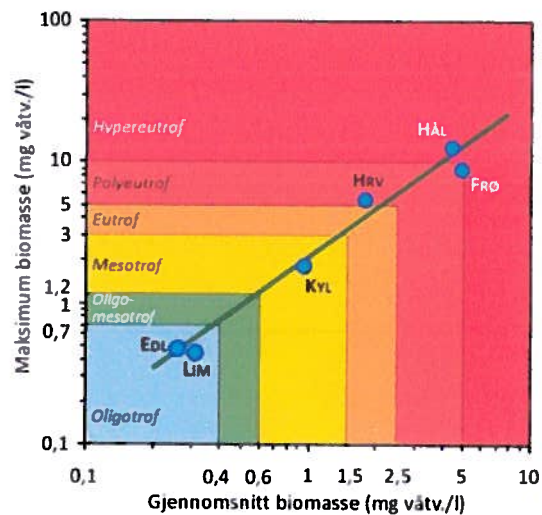
Figur 1. Innsjøer som var med i prøveprogrammet i 2014.

Bortsett fra i det grunne Harvelandsvatnet var det temperatursjiktning gjennom sommeren i alle innsjøene, og både i Hålandsvatnet, Kylesvatnet og Limavatnet var det fortsatt temperatursjiktning ved siste prøvetaking i midten av oktober. Oksygenavtaket i det stagnerte bunnvannet var betydelig, og med unntak av Edlandsvatnet og Limavatnet ble det oksygenfritt ved bunnen i løpet av stagnasjonsperioden (i Hålandsvatnet og Frøylandsvatnet allerede fra midten av juni).

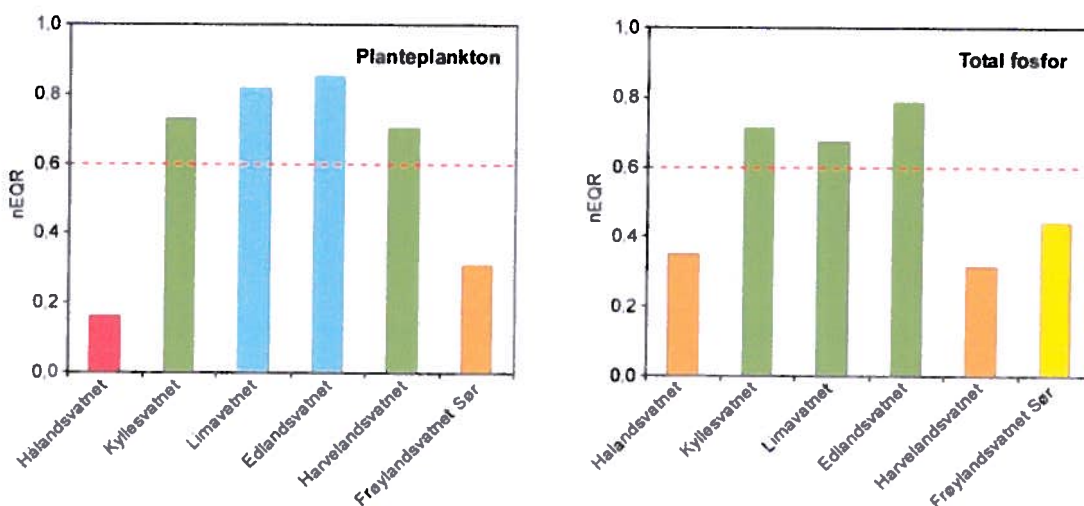
Oksygenfritt ble det også i bunnen av Kyllesvatnet (fra slutten av august), hvor målingene ellers indikerte «god» tilstand (se figur 3). Oksygenmålingene viser at det er vesentlig bakteriell nedbrytningsaktivitet i denne innsjøen, som antakelig bør medføre at tilstanden totalt sett anses som «moderat». Prøver av bunnvannet i Hålandsvatnet viste at forholdene dette året igjen var slik at fosfor lekket ut fra sedimentet.

Av innsjøene var det Hålandsvatnet og Frøylandsvatnet som fremsto som mest eutrofe, basert på planteplanktonet (figur 2). I Hålandsvatnet var det igjen en kraftig oppvekst av blågrønnalgen *Planktothrix*, som var fullstendig dominerende fra første prøvetaking i april til slutten av juni. I denne perioden var det baderestriksjoner i innsjøen på grunn av høyt innhold av algetoksiner. Høyest biomasse av *Planktothrix* var det i slutten av mai, da det ble funnet hele 12 mg/l (våttvekt). Tidligere er det bare i 2005, 2010 og 2012 at det har vært målt større tetthet av denne algen her. I Frøylandsvatnet var det også høy algebiomasse i 2014, men andelen blågrønnalger (i hovedsak av typen *Gomphosphaeria*) var ikke slik som i Hålandsvatnet. Som ofte tidligere var det fureflagellaten *Ceratium hirundinella* som dominerte planteplanktonet om sommeren, hvor en gjerne har observert skifte mellom dominans av blågrønnalger og denne fureflagellaten.

I Harvelandsvatnet fant en også relativt mye alger, man av typer som ikke regnes som problemalger og derfor ikke gir vesentlig negative utslag i klassifiseringssystemet (cryptomonader og fureflagellater). I Limavatnet og Edlandsvatnet var algemengdene lave, og innsjøene fremsto som næringsfattige i denne sammenheng.



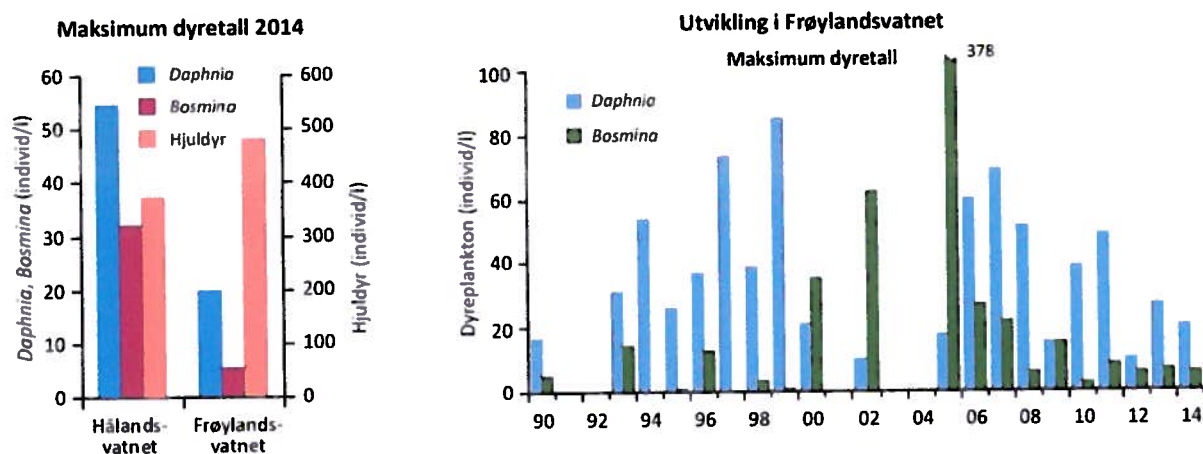
Figur 2. Planteplankton og trofegrad. Regresjonslinje fra Brettum & Andersen (2005).



Figur 3. Tilstand i innsjøene i 2014 (nEQR beregnet for planteplankton og total fosfor).

Prøver av dyreplankton i Hålandsvatnet og Frøylandsvatnet viste relativ dominans av såkalte mikrofiltrerere (små hjuldyr), som er lite effektive algebeitere. Innslaget av den store vannloppen *Daphnia galeata* (som er en særlig effektiv algebeiter) var moderat, og høyest i Hålandsvatnet (figur 4). I Frøylandsvatnet var maksimum tetthet av *Daphnia* noe lavere enn det som ble funnet der i 2013, og lavere enn i de fleste av de senere årene. Forekomsten av *Daphnia* antas å kunne

påvirkes i stor grad av planktonspisende fisk, og resultatene kan indikere at bestanden av slik fisk har vært økende de siste par årene. Prøvefiske og utfisking i Frøylandsvatnet sommeren og høsten 2012 viste også større fangst av planktonspisende fiskeslag enn forrige gang dette ble utført i 2010 (Lura 2012).



Figur 4. Dyreplankton i Hålandsvatnet og Frøylandsvatnet i 2014.

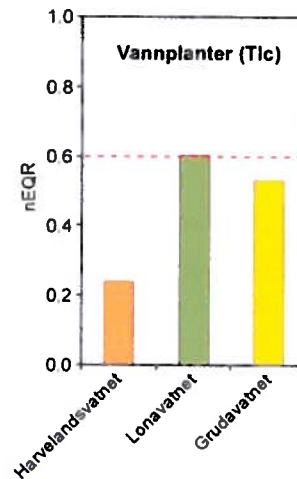
Innsjøer - vannvegetasjon

Vannvegetasjonen i 3 små innsjøer nederst i Figgjovassdraget ble undersøkt sommeren 2014 (figur 5). Harvelandsvatnet er en svært grunn innsjø, mens Lonavatnet og Grudavatnet egentlig må anses som stilleflytende deler av Figgjo-elva.



Figur 5. Innsjøer der vannvegetasjonen ble undersøkt i 2014.

Resultatene for antall sensitive, tolerante og indifferente arter i innsjøene viste at tilstanden for vannvegetasjonen kan karakteriseres som «god» i Lonavatnet, «moderat» i Grudavatnet og «dårlig» i Harvelandsvatnet (figur 6). Det må påpekes at det ennå ikke er utviklet noen indeks for å vurdere økologisk tilstand for vannplanter i elver, og økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er derfor foreløpig basert på trofiindeks (Tic) for vannplanter i innsjøer. Siden denne ikke har egne klassegrenser for elver, bør tilstandsvurderingene for Lonavatnet og Grudavatnet anses som foreløpige.



Figur 6. Vannvegetasjon 2014.

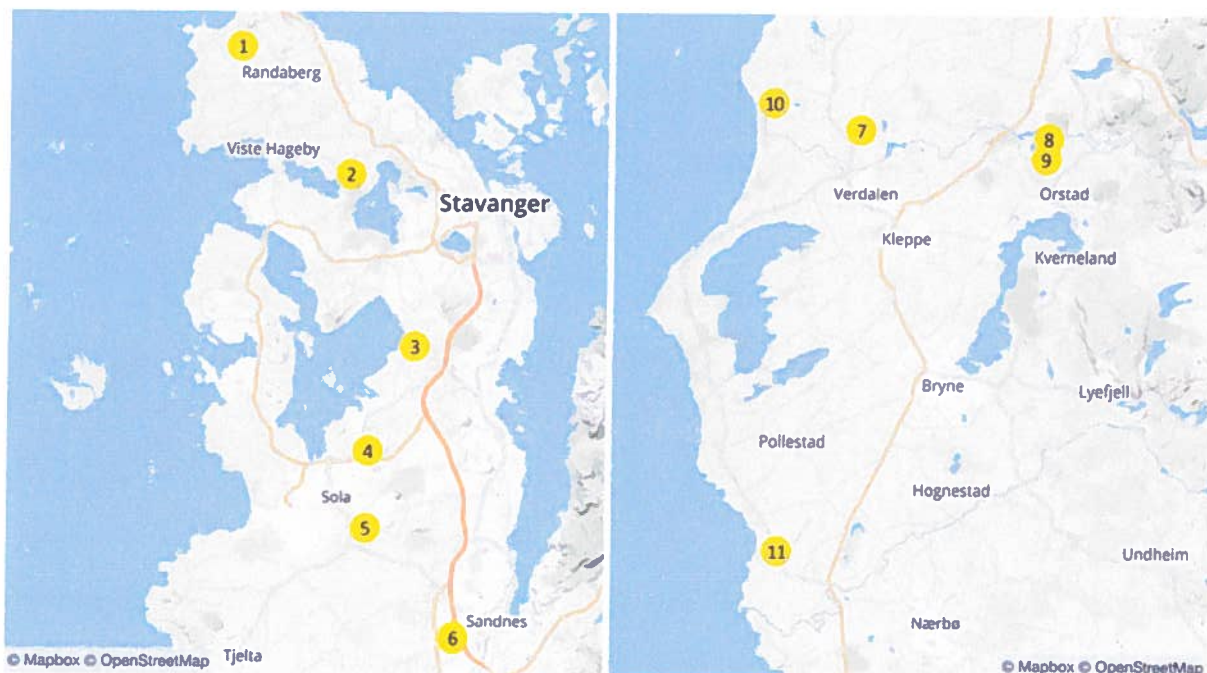
Det ble registrert fire rødlistede arter i Harvelandsvatnet; granttjønnaks (*Potamogeton pusillus*; sterkt truet; EN), knortetjønnaks (*Potamogeton trichoides*; sterkt truet; EN), busttjønnaks (*Stuckenia pectinata*; nær truet; NT) og vasskrans (*Zannichellia palustris*; sterkt truet; EN).

I Lonavatnet ble det registrert en rødlisteart; trefelt evjebloom (*Elatine triandra*; nær truet; NT) og i Grudavatnet en; busttjønnaks (*Stuckenia pectinata*; nær truet; NT). I Grudavatnet ble også en sortlisteart, vasspest (*Elodea canadensis*) registrert.

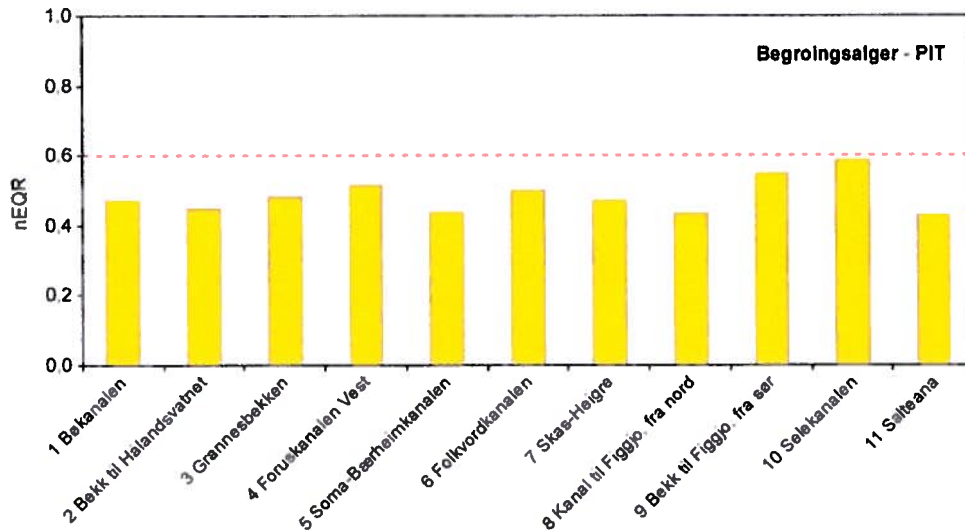
For to av innsjøene kjenner vi til tidligere undersøkelser av vannvegetasjonen. Harvalandsvatnet og Grudavatn ble undersøkt i 2005 (Mjelde 2006), mens Grudavatn også ble undersøkt i 1967 (Rørslett & Skulberg 1968). Data fra disse tidligere undersøkelsene kan indikere at vannvegetasjonen i begge disse innsjøene har hatt en positiv utvikling. Nøyere omtale av resultatene finnes i egen rapport i vedlegget.

Elver – begroingsalger

Begroingsalger ble undersøkt i 11 elvelokaliteter i starten av september 2014 (figur 7). Nærmere angivelse av prøvelokalitetene finnes i vedlegget. Med unntak av Skas-Heigre kanalen (stasjon 7) og Salteåna (stasjon 11) er dette nye stasjoner hvor undersøkelsene først og fremst er utført som ledd i en problemkartlegging.



Figur 7. Elvelokaliteter hvor det ble gjort begroingsundersøkelser i 2014. (Økologisk tilstand angitt med fargekode.)



Figur 8. Tilstand i elver basert på begroingsalger (nEQR beregnet for PIT-indeksen).

Alle de 11 lokalitetene var i «moderat» tilstand (dvs. at de ikke når miljømålene i Vannforskriften), men Selekanalen (stasjon 10) var nær grensen til «god» tilstand. På denne stasjonen ble også makrofyttarten *Potamogeton pectinatus* observert, en art som er sjelden i Norge, og som generelt trives i noe næringsrikt vann. Dominerende arter var *Vaucheria* sp., og ulike arter innen rødalgeslekten *Audouinella*. Alle disse er knyttet til eutrofe forhold. I Soma-Bærheimkanalen (stasjon 5) ble soppen *Leptomitius lacteus* funnet (en art som forbindes med organisk forurensning med melk), og på 5 andre stasjoner (stasjonene 2, 3, 7, 10 og 11) fantes det varierende mengder av bakterien *Sphaerotilus natans* (som tyder på organisk forurensning, som oftest med dårlig rensset kloakk). Dekningsgraden til disse heterotrofe elementene var ingen steder høyere enn 1 %, og medførte derfor ikke dårligere tilstandsklasse enn hva begroingsalgeindeksen PIT tilsier.

I Skas-Heigre kanalen (stasjon 7) og Salteåna (stasjon 11) er det gjort tilsvarende undersøkelser tidligere, og resultatene tyder på at PIT indeksen har gått litt ned de siste årene (som er et positivt tegn). Nøyere omtale av resultatene finnes i egen rapport i vedlegget.

Elver – bunndyr

Økologisk tilstand ved bruk av bunndyr som kvalitetselement ble kartlagt ved 7 elvelokaliteter i midten av november 2014 (der det samtidig ble gjort fiskeundersøkelser; se nedenfor), og ved ytterligere 19 lokaliteter den påfølgende uken (figur 9). Nærmere angivelse av prøvelokalitetene finnes i vedlegget.

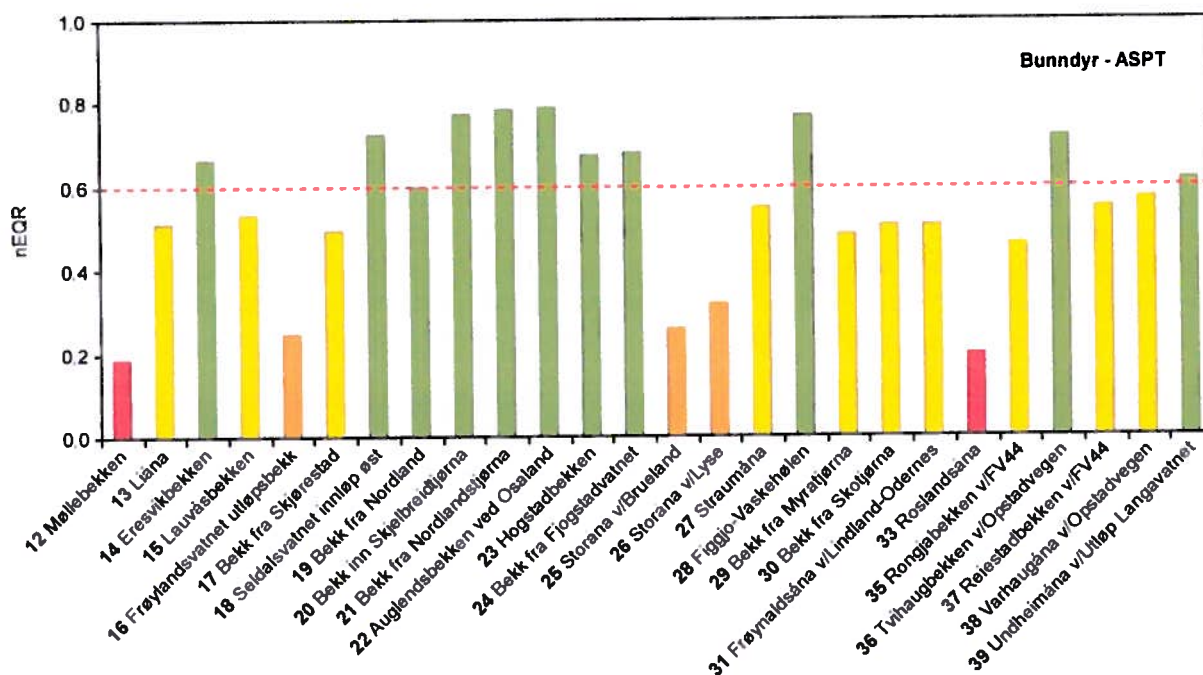
Resultatene viser at ingen av vannforekomstene har «svært god» tilstand basert på bruk av bunndyr som kvalitetselement, men Auglendsbekken ved Osaland (stasjon 22) var svært nær. Ved 11 av de totalt 26 lokalitetene kan tilstanden klassifiseres som «god» (stasjonene 14, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 28, 36 og 39), men 2 av disse (19 og 39) ligger på eller nær grensen til «moderat». Ved 10 stasjoner (13, 15, 17, 27, 29, 30, 31, 35, 37 og 38) indikeres «moderat» tilstand, og 3 hadde «dårlig» tilstand (16, 25 og 26). To stasjoner (12 og 33) befant seg like under grensen for «svært dårlig» tilstand. Det er altså minst 15 av lokalitetene som ikke oppnår miljømålet om god økologisk tilstand. Tilstanden ved de ulike stasjonene er illustrert i figur 9, og vist ved nEQR-verdier i diagrammet i figur 10.

Det ble ikke registrert rødlistede arter i dette materialet, men en sortlisteart (sneglen *Potamo-pyrgus antipodarum*) ble funnet i prøvene fra utløpsbekken fra Frøylandsvatnet ved Hommersåk (stasjon 16) og i Frøylandsåna v/Lindland-Odernes (stasjon 31). Denne arten er opprinnelig fra New Zealand, og har spredt seg over store deler av Europa siden den først ble registrert i England i 1859.

Ved 3 av lokalitetene (25, 27 og 33) er det gjort tilsvarende undersøkelser tidligere (2010-2012), og tilstandsklassifiseringen er her sammenfallende med hva den har vært tidligere. Det synes altså ikke å ha vært noen vesentlig utvikling i den økologiske tilstanden her de seneste årene.



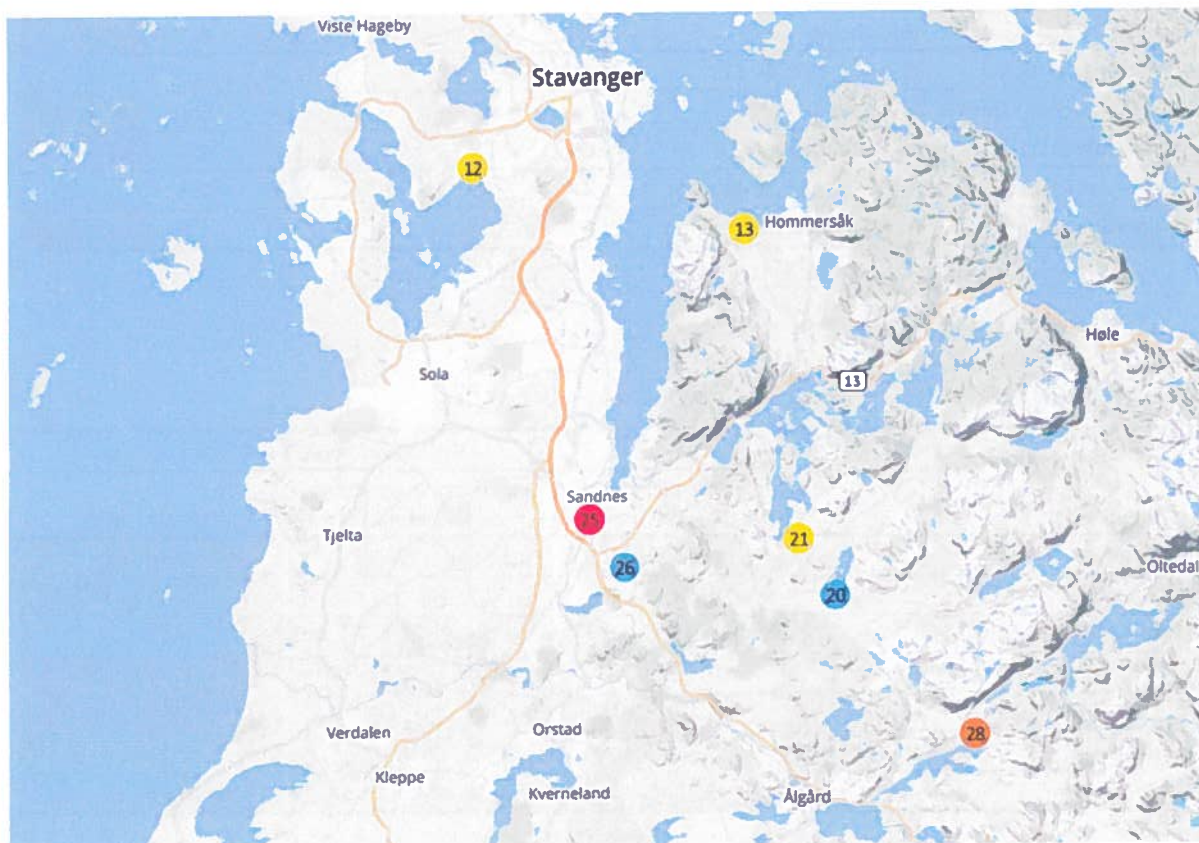
Figur 9. Elvelokaliteter hvor det ble gjort bunndyrsundersøkelser i 2014.
(Økologisk tilstand angitt med fargekode.)



Figur 10. Tilstand i elver basert på bunndyr (nEQR beregnet for ASPT-indeksen).

Elver – fisk

Økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement ble kartlagt ved 7 elvelokaliteter i midten av november 2014 (figur 11).



Figur 11. Elvelokaliteter hvor det ble gjort fiskeundersøkelser i 2014. (Økologisk tilstand angitt med fargekode.)

Laks (*Salmo salar*), ørret (*Salmo trutta*) og ål (*Anguilla anguilla*) ble registrert i vannforekomstene, i tillegg til forekomster av tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*). Ørret var, med ett unntak (stasjon 28), den dominerende fiskearten. Basert på en klassifisering av økologisk tilstand etter forventninger til fiskebestandens sammensetning, mengde og aldersstruktur, oppnår to vannforekomster (20 og 26) «svært god» tilstand. Tre vannforekomster (12, 13 og 21) har redusert fisketetthet og/eller avvikende aldersstruktur, og klassifiseres til «moderat» tilstand. En vannforekomst hadde svært redusert fisketetthet i forhold til forventet naturtilstand, og tilstanden klassifiseres som «svært dårlig» (stasjon 25). Ved en lokalitet i Figgjo (stasjon 28) klassifiseres tilstanden som «dårlig», men her kan lave fisketettheter i mindre grad knyttes til dårlig vann- og/eller habitatkvalitet, og dette resultatet må anses som usikkert.

Tabell 2 viser estimerte tetthetsnivåer av laksefisk ved de undersøkte lokalitetene. Samlet tetthet gir indikasjon om stasjonsområdets vann- og habitatkvalitet i forhold til fiskens krav, der høye tettheter, flere årsklasser og naturlig aldersstruktur anses som lite avvikende fra naturtilstanden. Fargekodene angir økologisk tilstand. Avvik fra en forventet fiskebestand kan i mange tilfeller knyttes direkte opp mot en eller flere menneskeskapte påvirkninger i vannforekomsten. I tabell 3 gis en forenklet vurdering av tilstand knyttet til hydromorfologiske støtteparametere, som kan være med på å forklare tilstanden ved bruk av laksefisk som kvalitetselement. Generelt påpekes at selv om stasjonsområdet i vannforekomsten oppnår «svært god» eller «god» tilstand, kan vandringsveier være brutt, og arealer oppstrøms tapt for vandrende fiskeslag. Bakgrunnen for resultatene og vurderingene er nærmere omtalt og diskutert i egen rapport i vedlegget.

Tabell 2. Tetthet av laks/ørret i vassdrag på Jæren høsten 2014. Fargekoder angir antatt økologisk tilstand.

Vassdrag/lokalitet	Stasjonsområde	Areal (m ²)	Estimert tetthet (antall individer per 100 m ²)				Samlet tetthet
			Laks		Ørret		
			0+	≥ 1+	0+	≥ 1+	
12 Møllebekken	Nedre, nedstr. Fv 405	87	0	0	27,5	15,0	42,2
13 Liaåna	Nedstr. nedre Livei	48	0	0	4,2	43,8	48,0
20 Elv til Skjelbreidtjørna	Nedre, nedstr. Fv 315	41	-	-	121,4	41,9	163,3
21 Bekk fra Nordlandstjørna	Ved sandtak	100	-	-	22,4	22,0	44,4
25 Storåna ved Brueland	Ved Ganddalsgata	65	0	0	1,5	1,5	3,0
26 Storåna ved Lyse	Nenstr. Svebestadkanalen	41	0	0	72,2	36,6	108,8
28 Figgjo-Vaskehølen	Nedstr Fv 288	93	6,3	6,5	8,9	1,1	22,8

Tabell 3. Vassdrag på Jæren. Tilstand og tilnærming til Vannforskriften.

Vassdrag/lokalitet	Laksefisk	Hydromorfologiske støtteparametere	
	Ungfisk som indikator på vann- og habitatkvalitet	Kanaliserings-, utrettings-, og andre endring	Kantvegetasjon
12 Møllebekken	Moderat	Svært dårlig	Moderat
13 Liaåna	Moderat	Dårlig	God
20 Elv til Skjelbreidtjørna	Svært god	God	Svært god
21 Bekk fra Nordlandstjørna	Moderat	Svært dårlig	Svært dårlig
25 Storåna ved Brueland	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig
26 Storåna ved Lyse	Svært god	Svært dårlig	God
28 Figgjo-Vaskehølen	Dårlig	Svært god	Svært god

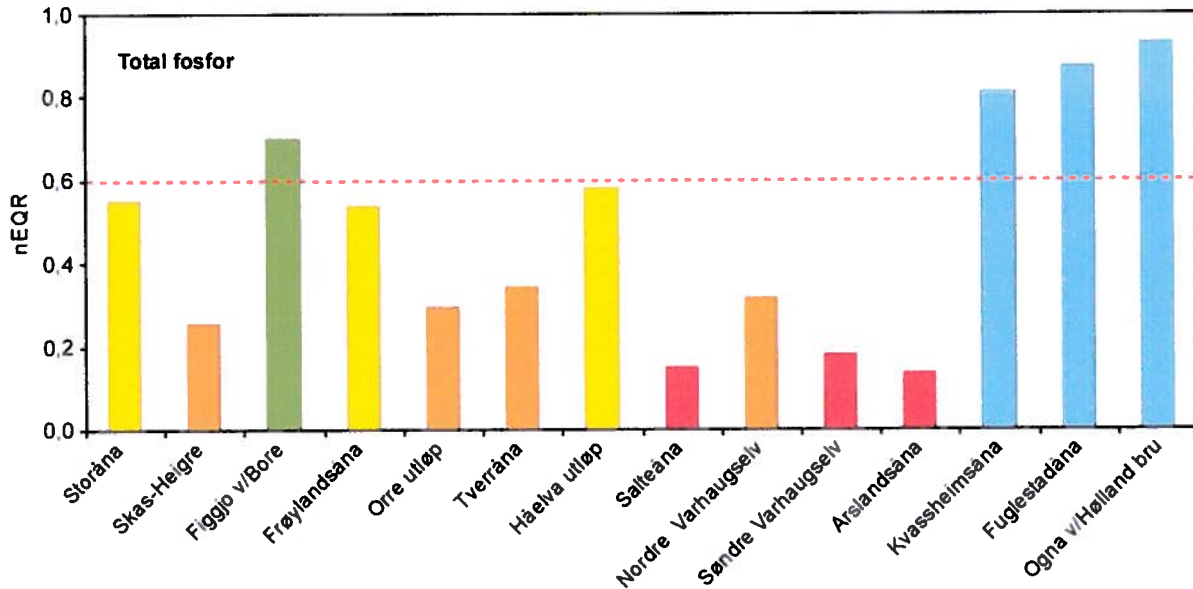
Elver - næringsstoffer

Overvåkingen av kjemiske forhold i elver i 2014 omfattet de 10 lokalitetene som har vært med fra starten av overvåkingsprogrammet (figur 12). I Varhaugselvene ble programmet utvidet, og to oppstrøms stasjoner ble i tillegg tatt med. En egen rapport i vedlegget omtaler resultatene herfra. I rapporten er det i tillegg tatt med data fra 4 lokaliteter som overvåkes i annen regi (figur 12).



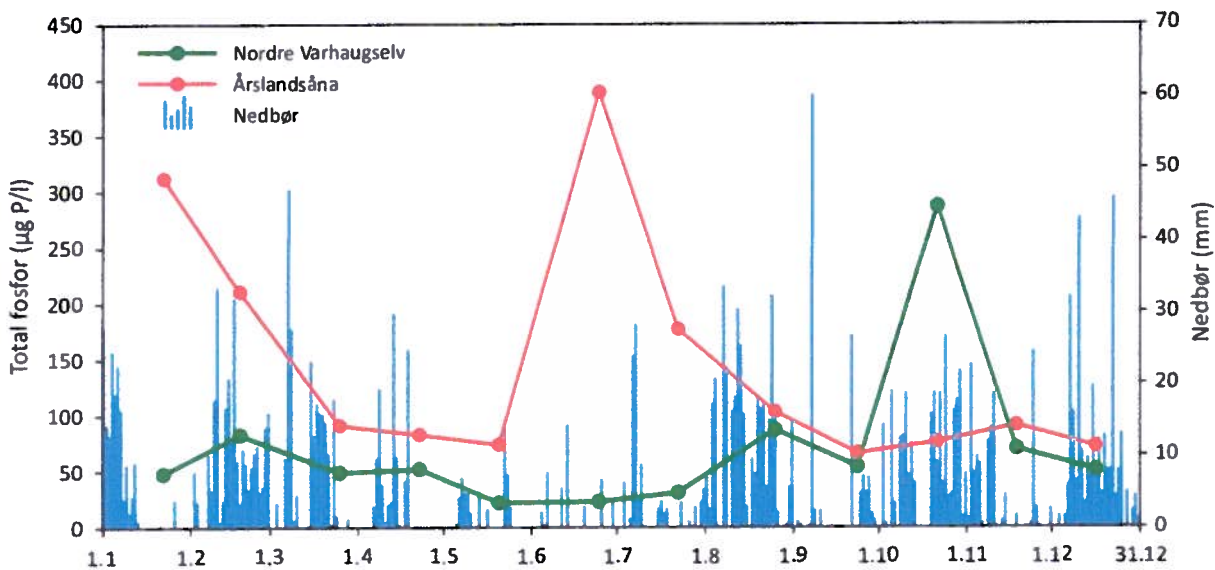
Figur 12. Elvelokaliteter hvor det ble tatt prøver til kjemiske analyser i 2014.

Resultatene fra prøvetakingen i elvene viser at næringsstoffinnholdet er lavest i elvene lengst sør, og i Ogna, Fuglestadåna og Kvasseheimsåna var fosforinnholdet tilsvarende «svært god» tilstand etter Vannforskriften. Figgjo v/Bore hadde et fosforinnhold tilsvarende «god» tilstand, men for alle de andre elvene var tilstanden «moderat» eller dårligere (figur 13). Høyest fosforinnhold var det i de mindre elvene som drenerer jordbruksområdene sentralt på Jæren (figur 13). I flere elver var det lavere fosforinnhold enn det en har funnet de siste årene, men nitrogeninnholdet var relativt likt med tidligere (se mer om utviklingstrender nedenfor).



Figur 13. Tilstand i elver basert på fosforinnhold (beregnete nEQR-verdier).

Fosforinnholdet i elvene varierer betydelig, og flere steder måles høye konsentrasjoner om høsten som kan settes i sammenheng med nedbør og flom (eksempel Nordre Varhaugselv; figur 14). Men flere steder ser en konsentrasjonstopper om våren og sommeren som ikke er like tydelig forbundet med flomepisoder (eksempel Årlandsåna; figur 14). Slike tilfeller kan f.eks. ha sammenheng med gjødsling, og hvordan nedbør treffer i forhold til gjødslingstidspunkt på de enkelte feltene.



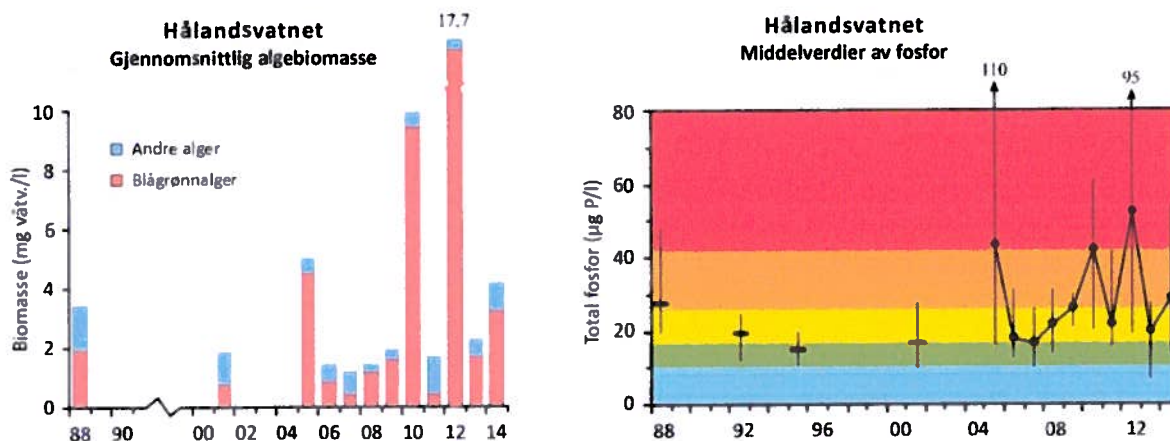
Figur 14. Eksempler på forhøyede fosforverdier i forhold til nedbør/avrenning.

TILSTAND OG UTVIKLING I VASSDRAGENE

Med utgangspunkt i det siste årets resultater omtales i det følgende hovedtrekkene med hensyn til tilstand i vassdragene, samt eventuelle utviklingstrender som kan fremheves. I vedlegget finnes flere figurer med resultatene fremstilt i forhold Vannforskriftens klassifiseringssystem (Direktoratsgruppa for vanddirektivet 2013).

Vannforekomster i Stavanger og Randberg kommune

I Hålandsvatnet var det igjen en relativt kraftig oppvekst av blågrønnalgen *Planktothrix*, som har skapt problemer der de fleste årene siden den dukket opp med masseforekomst i 2005. Toksininnhold i vannet medførte baderestriksjoner frem til starten av juli, og bare i 2005, 2010 og 2012 har det vært høyere biomasse av denne algen enn det som ble registrert forsommeren i 2014 (figur 15). Vurdert fra gjennomsnittet av de siste 3 års resultater (slik Vannforskriften anbefaler) er tilstanden «svært dårlig». Dette skyldes oppblomstringene av *Planktothrix*, mens fosforinnholdet oftest har vært mer moderat (figur 15). I lys av de store variasjonene er det usikkert hvordan situasjonen vil bli i kommende vekstsesonger, og utviklingen i Hålandsvatnet bør fortsatt følges nøye.

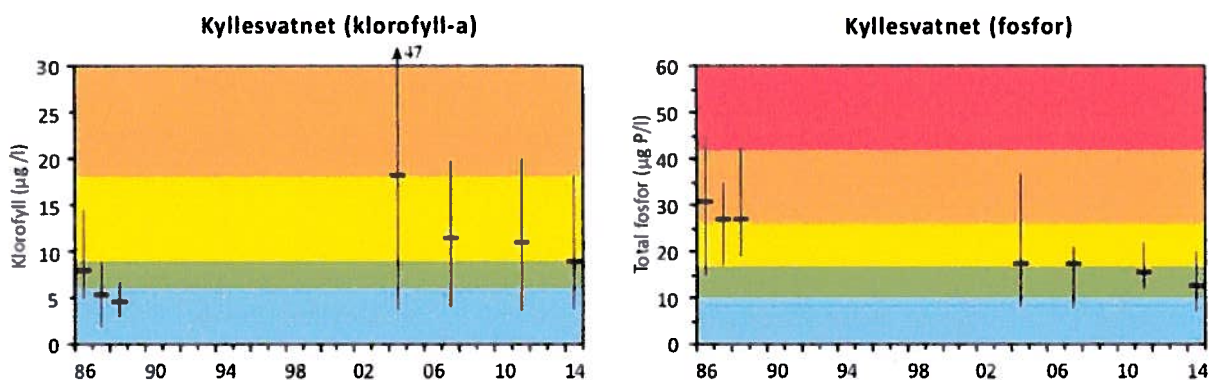


Figur 15. Årlige middelverdier av alger og fosfor i Hålandsvatnet. [figuren til høyre viser min-max og middelverdi (tverrstrek/punkt).]

Ellers indikerte begroingsalger «moderat» tilstand i innløpsbekk i nord-østre enden av Hålandsvatnet samt i Bø-kanalen i Randberg (og i noen mindre elver i Sola og Sandnes kommuner; se figur 7), mens tilstanden ved utløpet av Møllebekken på Madla var «moderat» med tanke på laksefisk og «meget dårlig» med tanke på bunndyrene. Her dominerte forurensningstolerante bunndyrformer sterkt, mens følsomme rentvannsarter var omtrent fraværende.

Ims- Lutsi og vannforekomster nord i Sandnes

I Kyllesvatnet har både algemengde og fosforinnhold vært nedadgående de siste årene (figur 16), og resultatene fra 2014 indikerer «god» tilstand (se figur 3). Det samme finner en nå også når gjennomsnittet av de siste 3 måleresultatene benyttes som grunnlag for vurderingene. Men som nevnt ovenfor er det fortsatt betydelig oksygenforbruk i bunnvannet, som gjør at en foreløpig ikke kan «friskmelde» denne innsjøen. Vannplanteundersøkelser i 2011 viste også at Kyllesvatnet hadde «moderat» tilstand.



Figur 16. Klorofyll og fosforinnhold i Kyllsvatnet.
[figurene viser min-max og middelverdier (tverrstreker).]

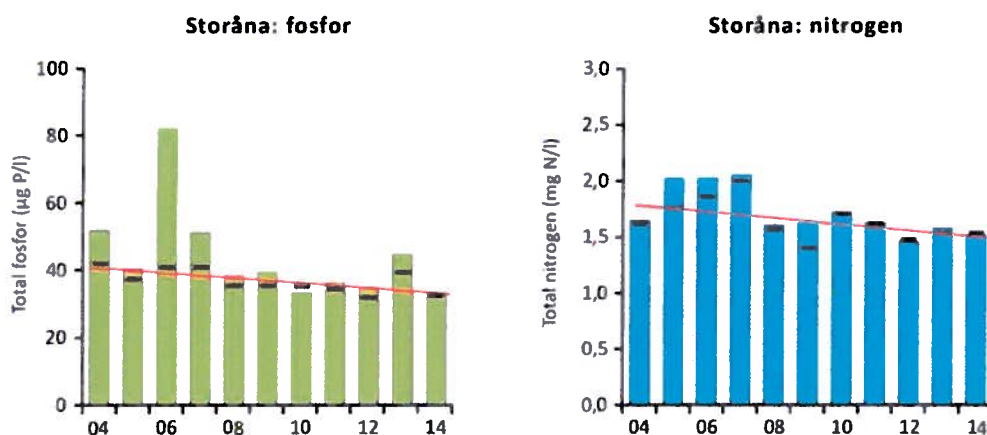
I alle elvelokalitetene som ble undersøkt i Ims-Lutsi vassdraget i 2014 indikerte bunndyrene «god» tilstand (se figur 9), men for bekken fra Nordlandstjørna (som renner inn i Kyllsvatnet) indikerte fiskesamfunnet «moderat» tilstand (se figur 11). Bunndyrene indikerte «god» tilstand også i Eresvikbekken ved Bersagel, men «moderat» eller dårligere i lokaliteter som ble undersøkt i området rundt Hommersåk (se figur 9).

Storåna

I Storåna ble en ny prøvestasjon ved Lyse (nedstrøms Svebestadkanalen) undersøkt med tanke på både bunndyr og fisk. Fiskesamfunnet indikerte her «svært god» tilstand, men bunndyrene indikerte «dårlig» tilstand. Det samme gjorde bunndyrene ved stasjonen nederst i Storåna ved Brueland, mens fiskesamfunnet her indikerte «svært dårlig» tilstand. Resultatene var sammenfallende med tilsvarende undersøkelser gjort her i 2010, men for ungfiskbestanden var det redusert tetthet nå i 2014.

I Storåna er det fortsatt betydelig innhold av fosfor og nitrogen, og relativt likt det en har målt de siste årene. Men for både fosfor og nitrogen har det totalt sett vært en svak nedadgående trend de siste 10 årene (figur 17).

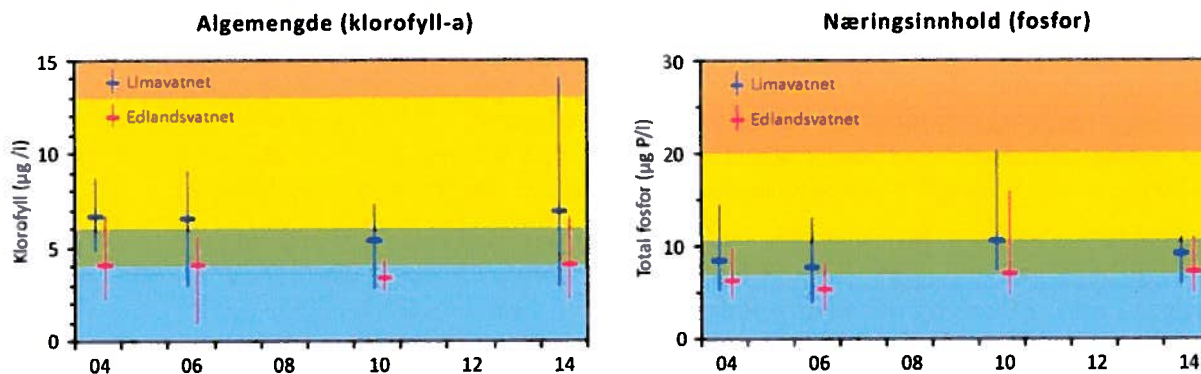
Tilstanden i Bråsteinvatnet ble også undersøkt i 2014, etter et gjødselutslipp i nedbørfelt oppstrøms i starten av mai. Tilstanden dette året ble vurdert som «moderat», og en svak forverring i forhold til tidligere undersøkelser (Molversmyr 2014).



Figur 17. Årlige middelverdier av fosfor og nitrogen i Storåna.
[figurene viser middelverdier (stolper) og medianverdier (tverrstreker), samt trendlinjer for sistnevnte.]

Figgjo

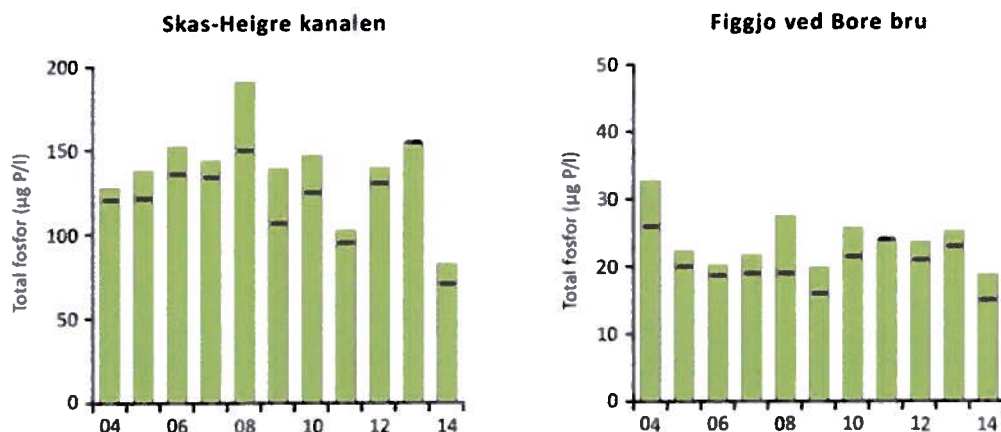
I Limavatnet og Edlandsvatnet viser målingene i 2014 at det ikke har vært vesentlige endringer de siste årene (figur 18), og planteplanktonet totalt sett og fosforinnholdet indikerer «god» tilstand i Limavatnet og «svært god» tilstand i Edlandsvatnet. Men vannplanteundersøkelser i 2012 indikerte «moderat» tilstand i begge disse innsjøene. Tilstanden i Harvelandsvatnet har heller ikke endret seg mye (se vedlegg), og er fortsatt «moderat» (vurdert fra siste 3 årsresultater).



Figur 18. Klorofyll og fosforinnhold i Limavatnet og Edlandsvatnet.
[figurene viser min-max og middelværdier (tværrstreker).]

Vannplanteundersøkelser i 2014 indikerte «god» tilstand i Lonavatnet og «moderat» tilstand i Grudavatnet lengre ned i Figgjo, men siden disse innsjøene er stilleflytende deler av Figgjo-elva og det ikke er utviklet vurderingsindeks for vannplanter i elver, må vurderingene anses som foreløpige. I Harvelandsvatnet i Sola indikerte vannplantene «dårlig» tilstand. For Grudavatnet og i Harvelandsvatnet kan data fra tidligere vannplanteundersøkelser indikere at vannvegetasjonen har hatt en positiv utvikling i begge disse innsjøene.

I elvene i Figgjo-vassdraget indikerte begroingsundersøkelser i Skas-Heigre kanalen «moderat» tilstand, men PIT-indeksen viste en svak forbedring fra tidligere undersøkelser her. I tillegg ble en kanal fra nord til Lonavatnet og en bekk fra sør til Lonavatnet undersøkt, samt Selekanalen før utløpet i Figgjo (se figur 7). Ved alle disse lokalitetene indikerte begroingsalgene «moderat» tilstand. Bunndyrsundersøkelsene viste «god» tilstand i innløpselva til Limavatnet i nord-øst (Vaskehølen), men fiskesamfunnet indikerte «dårlig» tilstand her (figur 11). Dette resultatet anses imidlertid som usikkert. Bunndyrene viste videre «moderat» tilstand i bekken fra Myratjørna til Limavatnet og i bekken fra Skotjørna til Edlandsvatnet samt i Straumåna (se figur 9). For Straumåna sin del var resultatet sammenfallende med det en har funnet tidligere her, og indikerer at det ikke har vært noen vesentlig endring de senere årene.



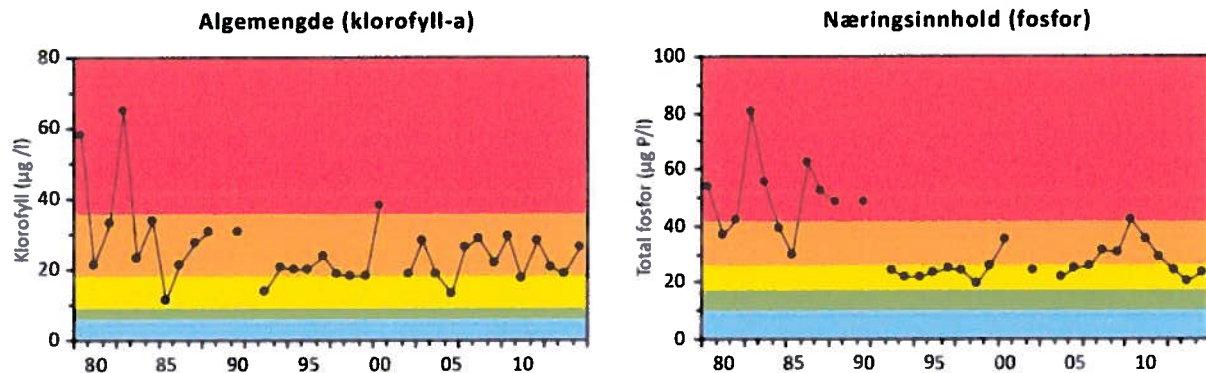
Figur 19. Årlige middelværdier av fosfor i Skas-Heigre kanalen og i Figgjo ved Bore bru.
[figurene viser middelværdier (stolper) og medianverdier (tværrstreker).]

I Skas-Heigre kanalen var fosforinnholdet merkbart lavere i 2014 enn tidligere år (figur 19), som kan gi signal om at en forbedring er på gang her. Hvor mye som kan tilskrives miljøavtaler for gårdsbruk i Skas-Heigre feltet (som nå omfatter 65 % av jordbruksarealene) er uklart. I Figgjo ved Bore bru ble det også funnet redusert fosforinnhold i forhold til tidligere (figur 19), og fosfornivået i seg selv tilsier nå «god» tilstand her. Nitrogeninnholdet i vannet ved disse to prøvestasjonene var derimot ikke vesentlig forskjellig fra hva det har vært de senere årene.

Orre

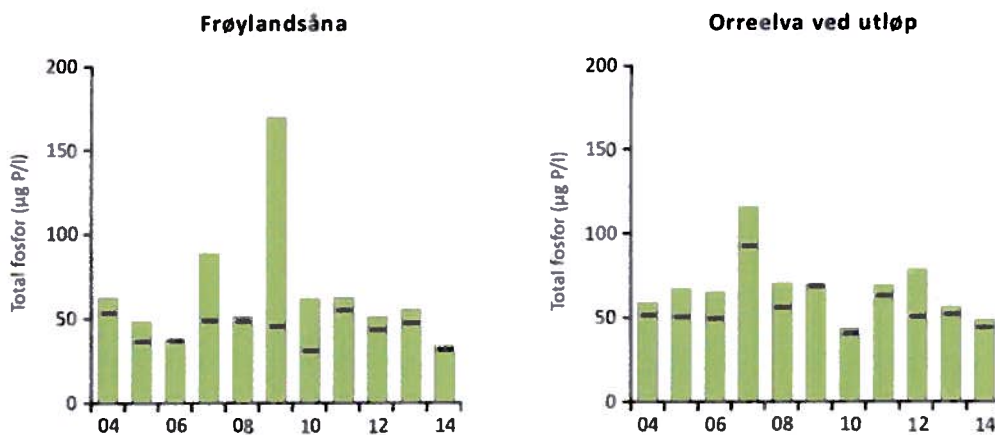
I Frøylandsvatnet i Orrevassdraget var det litt mer alger og næringsstoffer enn året før, men ikke vesentlige økninger (figur 20). Det var høy algebiomasse (andelen blågrønnalger var også betydelig), og innsjøen fremstår som sterkt eutrof (se figur 2). Planteplanktonet indikerer totalt sett «dårlig» tilstand i Frøylandsvatnet i 2014, som også blir resultatet vurdert ut fra gjennomsnittet for de siste 3 år slik Vannforskriften anbefaler (men nær grensen til «moderat»).

Undersøkelser av bunndyr i ved en ny oppstrøms prøvelokalitet i Frøylandsåna (litt nedstrøms Linland) indikerte «moderat» tilstand her, mens tilstanden i Roslandsåna (v/FV251) var «svært dårlig». Dette er for øvrig det samme som bunndyrene viste der i 2011.



Figur 20. Klorofyll og fosforinnhold i Frøylandsvatnet.
[figuren viser middelerverdier de enkelte årene.]

Fosforinnholdet i de undersøkte elvene i Orrevassdraget var relativt høyt, men resultatene fra 2014 kan indikere at fosforinnholdet også her er på vei ned (figur 21). Selv om resultatene for Frøylandsåna skulle gi uttrykk for en reell forbedring, er fosforinnholdet her fortsatt høyere enn hva det gjennomsnittlige innløpsvannet til Frøylandsvatnet antas å kunne inneholde for at tålegrensen til denne innsjøen ikke skal overskrides (Molversmyr et al. 2008).

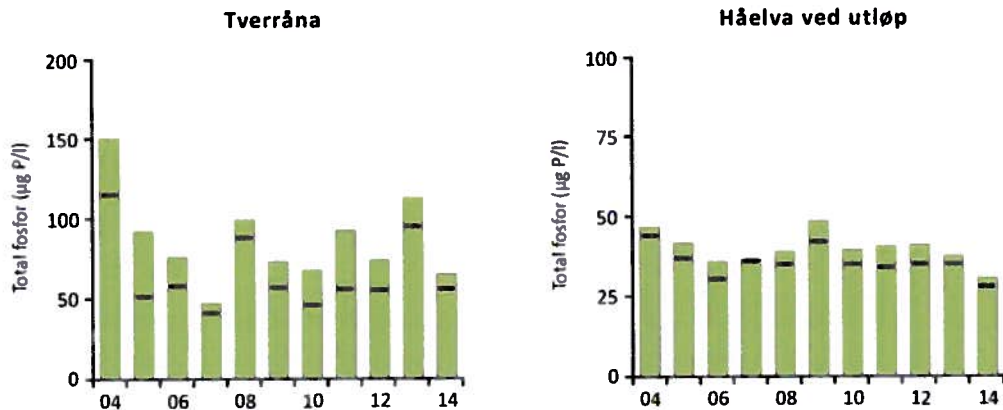


Figur 21. Årlige middelerverdier av fosfor i Frøylandsåna ved innløp Frøylandsvatnet, og i Orreelva ved utløpet.
[figurene viser middelerverdier (stolper) og medianverdier (tværrstreker).]

Håelva

I Håvassdraget ble bunndyr undersøkt ved en ny prøvelokalitet i Undheimsåna ved utløpet av Langvatnet, hvor resultatene indikerte «god» tilstand (se figur 9). Det ble ikke utført andre typer biologiske undersøkelser i Håvassdraget i 2014, og heller ingen innsjøer ble undersøkt dette året.

I Håelva nær utløpet var fosforinnholdet lavere enn det som er målt der de siste årene, og det kan også her være tegn til forbedring (figur 22). Resultatene fra Tverråna viser lavere fosforinnhold enn foregående år, men totalt sett er det ikke klare tegn til endringer her. Fosforverdiene vil fortsatt tilsi «moderat» tilstand nederst i Håelva, men nær grensen til «god». Som i de andre elvene er det ingen tydelige tendenser til endringer i nitrogeninnholdet i Håelva.

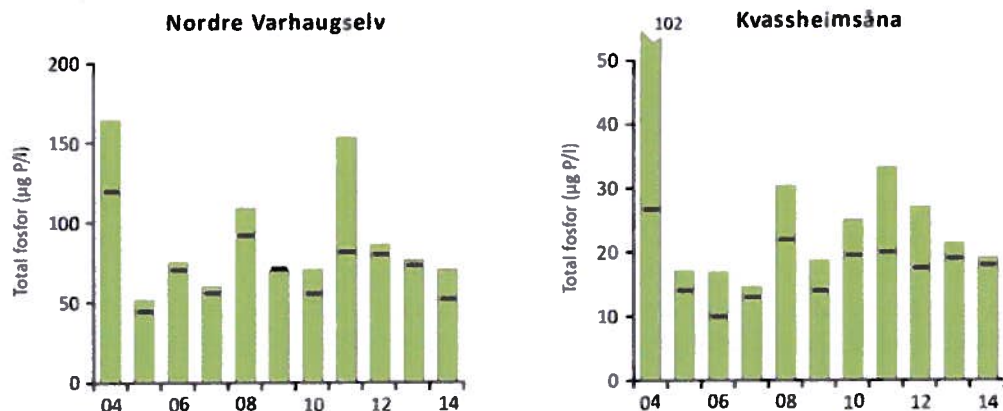


Figur 22. Årlige gjennomsnittlige verdier av fosfor i Tverråna, og i Håelva ved utløpet. [figurene viser gjennomsnittlige verdier (stolper) og medianverdier (tverrstreker).]

Salteåna og vassdragene sør på Jæren

I Salteåna indikerte begroingsundersøkelsene «moderat» tilstand (figur 7), men som i Skas-Heigre kanalen var PIT-indeksen også her svak forbedret i forhold til tidligere undersøkelser. Bunndyr ble undersøkt ved 4 nye lokaliteter i Varhaugselvene, og indikerte «god» tilstand i Tvihaugbekken men «moderat» tilstand i Rongjåbekken, Reiestadbekken og Varhaugåna (figur 9).

Når det gjelder fosforinnholdet disse vassdragene er tilstanden «god» eller bedre i elvene lengst sør på Jæren (Ogna, Fuglestadåna og Kvasseheimsåna) også når de siste 3 års resultater vurderes under ett. Betydelig høyere fosfornivåer, tilsvarende «dårlig» eller «svært dårlig» tilstand, finner en i de nordafor liggende småelvene. Her er det heller ikke tydelige utviklingstrender for verken fosforinnhold eller nitrogeninnhold i vannet. Selv om fosforinnholdet i både Salteåna, Nordre Varhaugselv og i Kvasseheimsåna har vært nedadgående de siste par årene, er tilsvarende nivåer som i 2014 registrert for få år tilbake (se figur 23 og figurer i vedlegget).



Figur 23. Eksempel – årlige gjennomsnittlige verdier av fosfor i Nordre Varhaugselv og Kvasseheimsåna. [figurene viser gjennomsnittlige verdier (stolper) og medianverdier (tverrstreker).]

Oppsummering

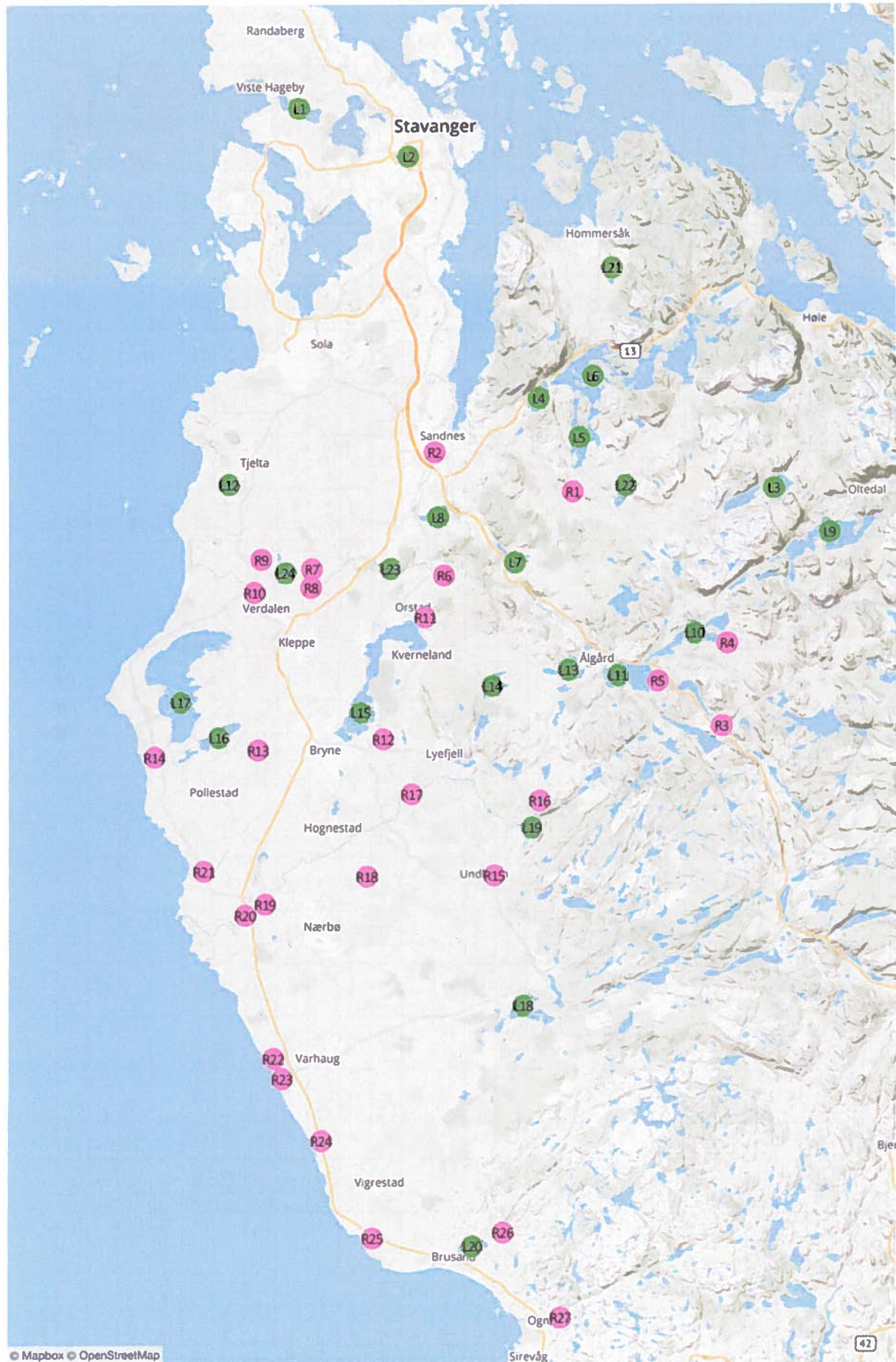
Totalt sett er det fortsatt få tegn til endringer i innsjøene, men resultatene fra Kyllsvatnet kan gi signal om at en forbedring er på gang der. En tendens til lavere fosforinnhold kan også antydes for flere av elvene. Mest påtakelig var avtaket som ble registrert i Skas-Heigre kanalen i 2014, og som også vil ha medvirket til lavere fosforinnhold som ble observert i Figgjoelva ved Bore dette året. Selv om dette kan gi tegn til forbedringer i vassdragene, må en ha i minne at det vil være svingninger fra år til år som har opphav i underliggende naturgitte variasjoner (værforhold/nedbørmønster og avrenning). Nitrogeninnholdet i elvene viser generelt få tegn til endringer.

I figurer i vedlegget er resultater fremstilt i forhold klassifiseringssystemet i Vannforskriften (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2013), og i tabell 4 og 5 er tilstanden i hhv. innsjøer og elver oppsummert. For elvene omfatter dette primært lokaliteter som er undersøkt tidligere, mens nye lokaliteter i 2014 er omtalt ovenfor. Kart med plassering av de enkelte lokalitetene er vist i figur 24. Som anbefalt i klassifiseringsveilederen er gjennomsnitt av resultater fra de siste 3 årene/målingene benyttet i tabellene, for å utjevne naturgitte årlige variasjoner. Dette gir bedre grunnlag for å fastsette tilstand, så lenge det ikke har vært vesentlige endringer i de aktuelle vannforekomstene. Vanntyper er antatt med utgangspunkt i målinger av kalsium og farge, men for enkelte (der datagrunnlaget er mangelfullt eller hvor måleresultater ligger i grenseområder for vanntyper) har en gjort antagelse om vanntype basert på lokalisering og kjennskap til vannkvalitet i nærliggende vannforekomster.

For alle vannforekomstene er næringsstoffbelastning (eutrofiering) antatt som hovedpåvirkning. I innsjøer vil planteplankton være det viktigste kvalitetselementet, men også vannvegetasjon gir grunnlag for vurdering av tilstand. Det kan bemerkes at vannvegetasjonen i Mosvatnet i Orrevassdraget har indikert vesentlig dårligere tilstand enn hva planteplanktonet og fosforinnholdet skulle tilsi, og i tabell 4 er det valgt å legge mindre vekt på resultatene for vannplantene mens tilstanden er satt til «moderat» dels basert på et betydelig oksygenforbruk i bunnvannet. Noe lignende gjelder også for Lutsivatnet, som vannvegetasjonen plasserer i samme kategori som Dybingen. Siden dette virker urimelig er tilstanden i tabell 4 satt til «moderat» basert på resultatene for planteplanktonet. Basert på vannplantene angis også tilstanden i Limavatnet og Edlandsvatnet som «moderat», der planteplankton og fosforinnhold skulle tilsi hhv. «god» og «svært god» tilstand.

I elver er begroingsalger og bunndyr relevante biologisk kvalitetselementer for virkningstypen eutrofiering. Tabell 5 viser tilstand i elver basert på resultater for begroingsalger og bunndyr, samt næringsstoffene fosfor og nitrogen. Fisk er også et viktig kvalitetselement i elver, men er ikke tatt med i tabell 5 siden det først er for årets undersøkelser at en har hatt relevant grunnlag for klassifisering (i den nye veilederen; Direktoratets gruppa for vanndirektivet 2013). Resultatene fra årets fiskeundersøkelser er omtalt ovenfor, og det kan bemerkes at tilstanden i Storåna ved Brueland vurderes dårligere basert på fiskesamfunnet enn hva bunndyrene indikerer.

Etter klassifiseringssystemet skal det biologiske kvalitetselementet som indikerer dårligst tilstand være styrende ved fastsettelse av tilstanden i en vannforekomst. Men relevante fysisk/kjemiske kvalitetselementer (i innsjøene: total fosfor, siktedyp og oksygeninnhold i bunnvann) skal også vurderes, og dersom noen av disse indikerer dårligere tilstand enn biologiske kvalitetselementer kan det medføre fastsettelse av en lavere (dårligere) tilstandsklasse. Men dette kan kun gjøres dersom tilstanden basert på biologiske kvalitetselementer er svært god eller god. Denne regelen har fått innvirkning for Seldalsvatnet i Ims-Lutsi vassdraget, for Bråsteinvatnet i Storånavassdraget, for Fjermestadvatnet og Mosvatnet i Orrevassdraget, og for Taksdalsvatnet i Hå. I denne sammenheng er nitrogen ikke tatt med i vurderingene, siden nitrogen neppe vil være primært begrensende faktor for planteplanktonet i noen av innsjøene. Heller ikke for elvene er nitrogenresultatene tillagt avgjørende betydning.



Figur 24. Innsjøer og elvelokaliteter omtalt i tabellene 4 og 5.

Tabell 4. Tilstand i innsjøer etter klassifiseringssystemet i Vannforskriften (snitt siste 3 målinger når slike data finnes). Beregnede normaliserte EQR-verdier (nEQR), og tilhørende tilstandsklasser.

Vannforekomst (se kart)	Vanntype	Planteplankton												Fysisk-kjemisk						Tilstands-klasse totalt			
		Kl-a		Biovol		PTI		Cyano-Max		Totalt		Vann-planter		Tot-P		Tot-N		SD					
		Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR		Status		
L1 Hålandsvatnet	L-N1	8	D	0,24	SD	0,00	SD	0,15	SD	0,00	SD	0,09	SD	0,09	SD	0,28	D	0,28	D	0,35	D	0,35	Svært dårlig
L2 Mosvatnet	L-N1	8	D	0,28	D	0,35	M	0,50	M	0,44	M	0,41	M	0,41	M	0,19	G	0,70	G	0,24	D	0,24	Moderat
L3 Seldalsvatnet	L-N2a	18	G	0,76	SG	0,87	SG	0,86	SG	0,81	SG	0,83	SG	0,83	SG	1,00	SG	1,00	SG	0,70	G	0,70	God*
L4 Dybingen	L-N8a	4	M	0,48	M	0,59	M	0,48	M	0,53	M	0,51	M	0,51	M	0,38	D	0,38	D	0,70	G	0,70	Dårlig
L5 Kylesvatnet	L-N1	8	M	0,55	M	0,58	G	0,69	G	0,62	G	0,63	G	0,63	G	0,46	M	0,46	M	0,62	G	0,62	Moderat
L6 Lutsvatnet	L-N1	8	G	0,71	G	0,62	M	0,57	M	0,53	M	0,59	M	0,59	M	0,40	D	0,40	D	0,77	G	0,77	Moderat*
L7 Bråsteinvatnet	L-N1	8	M	0,55	M	0,58	G	0,69	G	0,71	G	0,63	G	0,63	G	0,73	D	0,73	D	0,56	M	0,56	Moderat*
L8 Stokkelandsvatnet	L-N1	8	M	0,59	M	0,45	M	0,57	M	0,39	M	0,49	M	0,49	M	0,56	D	0,56	D	0,52	M	0,52	Moderat
L9 Oltedalsvatnet	L-N2a	5	SG	0,93	SG	0,90	SG	1,00	SG	1,00	SG	0,96	SG	0,96	SG	1,00	SG	1,00	SG	0,98	SG	0,98	God*
L10 Limavatnet	L-N2a	5	M	0,59	G	0,76	SG	0,92	SG	0,81	G	0,80	G	0,80	G	0,40	M	0,40	M	0,72	G	0,72	Moderat
L11 Edlandsvatnet	L-N2a	5	SG	0,81	SG	0,88	SG	0,97	SG	0,89	SG	0,91	SG	0,91	SG	0,53	M	0,53	M	0,84	SG	0,84	Moderat
L12 Harvelandsvatnet	(L-N8a)	11	D	0,27	M	0,47	G	0,78	M	0,50	M	0,57	M	0,57	M	0,24	D	0,24	D	0,19	SD	0,19	Dårlig
L13 Fjermestadvatnet	L-N1	8	SG	0,83	G	0,74	G	0,76	M	0,59	G	0,71	G	0,71	G	0,69	G	0,69	G	0,60	M	0,60	Moderat*
L14 Mosvatnet (Time)	L-N3a	7	G	0,80	SG	0,90	G	0,73	G	0,77	G	0,79	G	0,79	G	0,29	D	0,29	D	0,98	SG	0,98	Moderat*
L15 Frøylandsvatnet Sør	L-N1	8	D	0,33	D	0,35	M	0,44	M	0,50	D	0,39	D	0,39	D	0,62	G	0,62	G	0,40	D	0,40	Dårlig
L16 Horpestadvatnet	L-N1	8	D	0,28	D	0,38	D	0,38	D	0,38	D	0,35	D	0,35	D	0,21	D	0,21	D	0,29	D	0,29	Dårlig
L17 Orrevatnet	L-N1	8	D	0,28	D	0,37	SD	0,20	D	0,38	D	0,26	D	0,26	D	0,19	M	0,19	M	0,19	SD	0,19	Dårlig
L18 Storamos	L-N5	16	SD	0,18	SD	0,00	SD	0,20	SD	0,15	SD	0,14	SD	0,14	SD	0,19	M	0,19	M	0,20	SD	0,20	Svært dårlig
L19 Taksdalsvatnet	L-N2a	5	M	0,52	M	0,58	G	0,69	G	0,74	G	0,62	G	0,62	G	0,33	M	0,33	M	0,43	M	0,43	Moderat*
L20 Bjårvatnet	L-N2a	5	M	0,40	M	0,43	G	0,63	G	0,65	M	0,52	M	0,52	M	0,40	D	0,40	D	0,40	M	0,40	Moderat
L21 Frøylandsvatnet (Sandnes)	L-N1	201														0,28	D	0,28	D				Dårlig
L22 Skjelbreidtjørna	L-N5	102														0,30	D	0,30	D				Dårlig
L23 Lonavatnet	L-N1	201														0,60	G	0,60	G				God
L24 Grudavatnet	L-N1	201														0,53	M	0,53	M				Moderat

* Se tekst for kommentarer

Også hydromorfologiske forhold kan medføre lavere tilstandsklasse for innsjøer (men da bare endring fra svært god til god), som er tilfellet for Oltedalsvatnet på grunn av regulerings høyden der. Men eutrofiering er neppe en vesentlig påvirkning her, og tilstanden angitt i tabell 4 er derfor muligens ikke relevant. Det bemerkes at en vannstandsindex for vannvegetasjon (WIC), indikerer moderat eller dårligere tilstand i denne innsjøen.

Det bemerkes også at Harvelandsvatnet er tilegnet en dårligere tilstandsklasse enn ved forrige års rapportering, basert på resultatet fra årets vannvegetasjonsundersøkelser som har kommet til. Frøylandsvatnet i Orre-vassdraget er derimot tilegnet en bedre tilstandsklasse, primært fordi den kraftige algeoppblomstringen som ble registrert der i 2011 ikke lenger er med i de 3 årene med data som vurderingene baseres på. Ingen av elvene har endret tilstandsklasse i forhold til forrige års vurderinger.

Tabell 5. Antatt tilstand i elver (snitt for siste 3 år når slike data finnes). Beregnede normaliserte EQR-verdier (nEQR), og tilhørende tilstandsklasser.

Vannforekomst (se kart)	Vanntype	Begroing		Bunndyr		Tot-P		Tot-N		Tilstandsklasse totalt
		Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	Status	nEQR	
R1 Svilandsåna	7	G	0,61	G	0,67					God
R2 Storåna	8	M	0,51	D	0,26	M	0,51	D	0,33	Dårlig
R3 Figgjo v/Auestad	5	G	0,80	G	0,61	SG	0,82	M	0,47	God
R4 Gjesdalbekken	7	G	0,67	G	0,69	SG	0,92	D	0,26	God
R5 Straumåna	5	G	0,72	M	0,50					Moderat
R6 Figgjo v/Foss-Eikeland	5	G	0,77	M	0,48					Moderat
R7 Figgjo inn Grudavtn	5	G	0,65	M	0,59					Moderat
R8 Kvernbecken	10	D	0,40							Dårlig
R9 Skas-Heigre	10	M	0,43			SD	0,16	SD	0,10	Moderat
R10 Figgjo v/Bore	7	M	0,58	D	0,34	G	0,63	D	0,23	Dårlig
R11 Frøylandsåna	8	M	0,50	M	0,53	M	0,45	D	0,27	Moderat
R12 Timebekken	8					SD	0,10	SD	0,06	Svært dårlig
R13 Roslandsåna	7			SD	0,19					Svært dårlig
R14 Orre utløp	7	M	0,59	D	0,26	D	0,22	D	0,22	Dårlig
R15 Hå nedstr. Undheim	6	G	0,66	G	0,75					God
R16 Inn Taksdalsvtn N	8	G	0,61							God
R17 Hå v/Fotland	6	G	0,62	M	0,51					Moderat
R18 Tverråna	8	M	0,50	M	0,44	D	0,25	SD	0,17	Moderat
R19 Bekk v/Nesheim	10	M	0,50	D	0,37					Dårlig
R20 Håelva, nedre del	8	M	0,56	D	0,34	M	0,52	D	0,26	Dårlig
R21 Salteåna	10	D	0,36			SD	0,11	SD	0,09	Dårlig
R22 Nordre Varhaugselv	8	M	0,44	M	0,56	D	0,28	D	0,20	Moderat
R23 Søndre Varhaugselv	8	M	0,51	D	0,25	SD	0,19	SD	0,16	Dårlig
R24 Årslandsåna	10	M	0,50	D	0,32	SD	0,15	SD	0,11	Dårlig
R25 Kvasheimåna	8	M	0,56	M	0,48	G	0,73	SD	0,17	Moderat
R26 Fuglestadåna	5	G	0,77	G	0,64	SG	0,83	M	0,41	God
R27 Ognå v/Hølland bru	5	SG	0,93	G	0,74	SG	0,94	M	0,45	God

REFERANSER

- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17:333-347.
- Bergan, M.A, T.H. Nøst & H.M. Berger, 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. Vanndirektivet. *NIVA-rapport 6224-2011*.
- Bohlin, T, S. Hamrin, T.G. Heggberget, G. Rasmussen & S. J. Saltveit, 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Brettum, P. & T. Andersen, 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. *NIVA-rapport 4818-2005*.
- Direktoratsgruppa for vanndirektivet, 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver. *Veileder 02:2013*. (www.vannportalen.no/Revidert_klassifiseringsveileder140123_VZIS-.pdf).
- Frost, S., A. Hurni & W.E. Kershaw, 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Langangen, A., 2007. Kransalger og deres forekomst I Norge. *Saeculum forlag, Oslo*.
- Lid, J. & D.T. Lid, 2005. Norsk flora. *Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven*.
- Lura, H., 2012. Prøvefiske og utfisking i Frøylandsvatnet 2012. *AMBIO Miljørådgivning, rapport 10112-1*.
- Molversmyr, Å., 2014. Undersøkelser i Bråsteinvatnet 2014. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2014/434*.
- Molversmyr, Å., M. Bechmann, H.O. Eggestad, A. Pengerud, S. Turtumøygard & E. Rosvoll, 2008. Tiltaksanalyse for Jærvassdragene. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2008/028*.
- Saltveit, S. J., Å. Brabrand, T. Bremnes, H.M. Berger, E. Kleiven & H. Pavels, 2007. Hentet fra www.dirnat.no : Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2007. Ognå.
- Sandlund, O.T. (red.), M.A. Bergan, Å. Brabrand, O. Diserud, H.-P. Fjeldstad, D. Gausen, J.H. Halleraker, T. Haugen, O. Hegge, I.P. Helland, T. Hesthagen, T. Nøst, U. Pulg, A. Rustadbakken, & S. Sandøy, 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. *Miljødirektoratet, Rapport M22-2013*.
- Schneider, S. & E.-A Lindstrøm, 2011. The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665: 143-155.
- Rørslett, B. & O. Skulberg, 1968. Vern av naturlig næringsrike innsjøer i Norge. En foreløpig oversikt over noen eutrofe innsjøer i Sør-Norge, og deres botaniske forhold. *NIVA-rapport-0218 (O-70/66)*.
- Willén, E., 1976. A simplified method of phytoplankton counting. *Br. phycol J.* 11: 265-278.
- Zippin, C., 1958. The removal method of population estimation. *J. Wild. Managem.* 22: 82-90.

FIGURER OG DATA

På de følgende sidene i denne datarapporten presenteres overvåkingsresultatene i form av figurer og tabeller:

<i>Prøvestasjoner i 2014</i>	29
<i>Innsjøer</i>	31
Figurer: tilstand og utvikling i innsjøer	31
Tabeller: temperatur og oksygen i innsjøene i 2014	33
Figurer: temperatur og oksygen i innsjøene i 2014	36
Tabeller: analyser og feltnålinger i innsjøene i 2014	38
Tabeller: planteplankton i innsjøene i 2014	40
Figurer: algebiomasse i innsjøene i 2014.....	43
Tabeller: algetoksiner målt i 2014.....	44
Tabeller: dyreplankton i innsjøer i 2014	45
Figurer: dyreplankton i innsjøene i 2014	47
Figurer: målinger i innsjøene i 2014.....	48
Figurer: tilstand i innsjøene i 2014	49
<i>Elver</i>	52
Figurer: tilstand og utvikling i elver og bekker	52
Tabeller og figurer: målinger i elver og bekker i 2014	66
Tabeller og figurer - bekker og elver i Sola kommune.....	67
Tabeller og figurer - bekker og elver i Hå kommune.....	73

Prøvestasjoner innsjøer 2014. Stasjonsoversikt med koordinater.

Vann-nett ID	Innsjøvannforekomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
			Øst (X)	Nord (Y)
028-1554-L	Hålandsvatnet	Hålandsvatnet	306692	6541775
029-1556-L	Kyllesvatnet	Kyllesvatnet	317513	6527888
028-1547-L	Limavatnet	Limavatnet	321868	6519351
028-1546-L	Edlandsvatnet	Edlandsvatnet	318473	6517807
028-19747-L	Harvelandsvatnet	Harvelandsvatnet	302579	6526371
028-1552-L	Frøylandsvatnet	Frøylandsvatnet	307799	6516834

Prøvestasjoner Vannplanteundersøkelser 2014. Stasjonsoversikt med koordinater (punkt i innsjø).

Vann-nett ID	Innsjøvannforekomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
			Øst (X)	Nord (Y)
028-19747-L	Harvelandsvatnet	Harvelandsvatnet	302579	6526371
028-19854-L	Lonavatnet	Lonavatnet	309244	6522819
028-19867-L	Grudavatnet	Grudavatnet	304681	6522647

Prøvestasjoner elver vannkjemi 2014. Stasjonsoversikt med koordinater.

Vann-nett ID	Innsjøvannforekomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
			Øst (X)	Nord (Y)
029-47-R	Storåna nedstrøms Stokkalandsvatnet	Storåna v/Brueland	311382	6527463
028-84-R	Frøylandsåna	Frøylandsåna	310146	6520535
028-5-R	Salteåna	Salteåna	300641	6510304
028-93-R	Håelva; Tverråna (anadrom strekning)	Tverråna	307661	6509659
028-48-R	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Nordre Varhaugselv v/utløp	303111	6502263
028-48-R	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Tvihaugbekken v/FV181	306792	6504733
028-91-R	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken) - anadrom strekning	Søndre Varhaugselv v/utløp	303450	6501382
028-91-R	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken) - anadrom strekning	Varhaugsåna v/FV181	306155	6502949
028-51-R	Årslandsåna	Årslandsåna	305077	6498763
028-89-R	Kvassheimsåna - anadrom strekning	Kvassheimsåna	306942	6494442
027-243-R	Fuglestadåna - anadrom strekning	Fuglestadåna	312525	6494495
027-88-R	Ognaelva	Ogna v/Hølland bru	314880	6490682

Prøvestasjoner elver begroingsalger 2014. Stasjonsoversikt med koordinater.

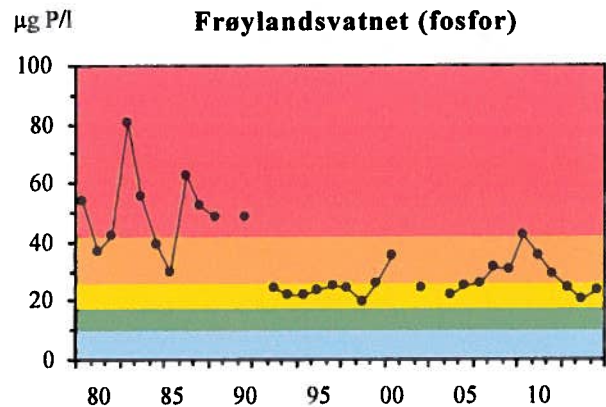
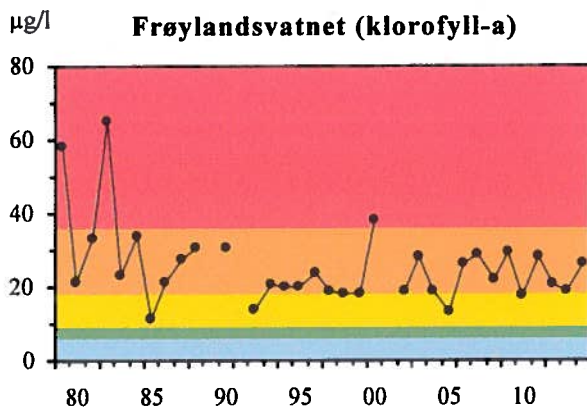
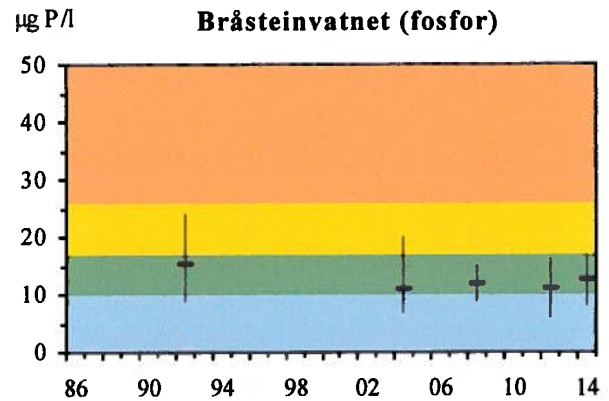
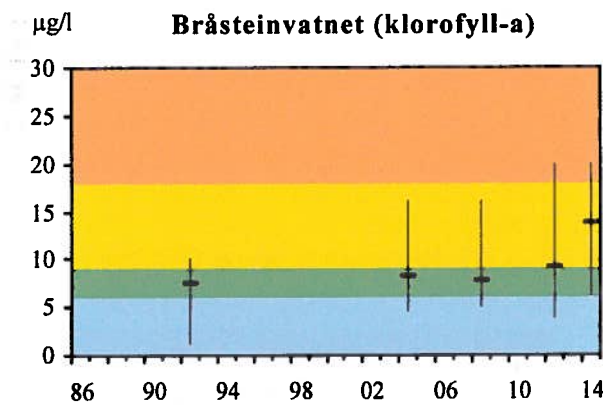
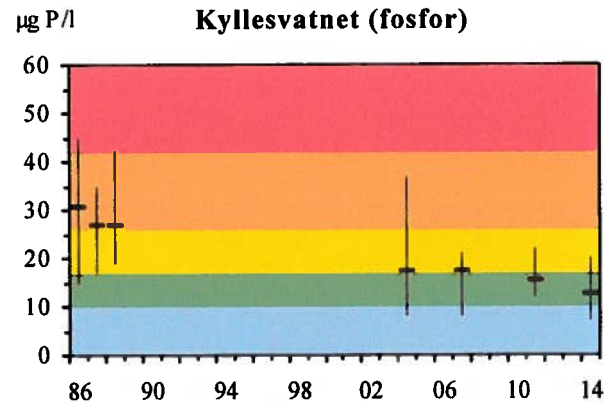
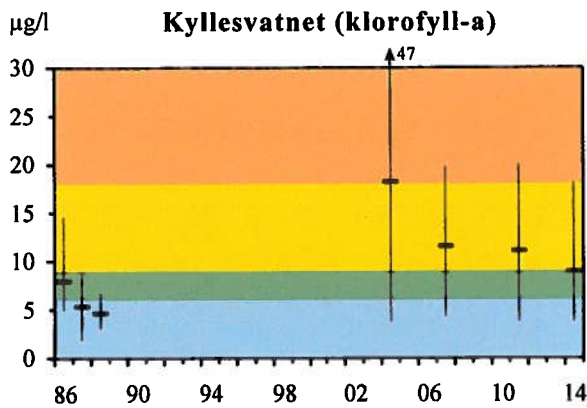
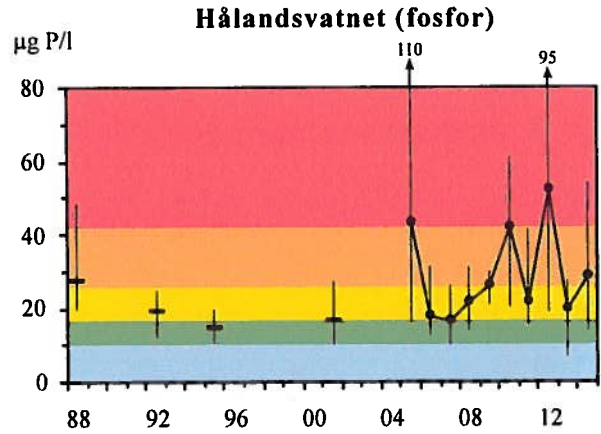
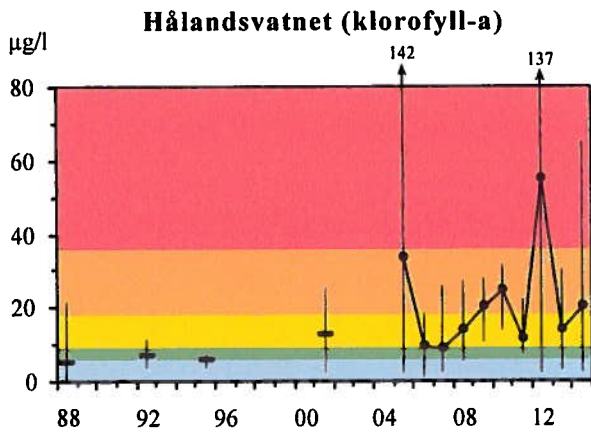
Nr	Vann-nett ID	Elvevannforekomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
				Øst (X)	Nord (Y)
1	028-31-R	Bekkefelt til sjø i Randaberg	Bøkanalen	304391	6546462
2	028-29-R	Bekk til Hålandsvatnet	Bekk til Hålandsvatnet	307477	6542043
3	028-39-R	Bekkefelt til Hafrsfjord	Grannesbekken	309322	6536894
4	028-39-R	Bekkefelt til Hafrsfjord	Foruskanalen Vest	307714	6533493
5	028-39-R	Bekkefelt til Hafrsfjord	Soma-Bærheimkanalen	307574	6531374
6	029-18-R	Stangelandsåna	Folkvordkanalen	310285	6527649
7	028-114-R	Skas-Heigre kanalen	Skas-Heigre kanalen	300980	6524161
8	028-82-R	Figgjo midtre del, bekkefelt	Kanal til Figgjo, fra nord	309637	6522383
9	028-82-R	Figgjo midtre del, bekkefelt	Bekk til Figgjo, fra sør	309586	6522272
10	028-74-R	Figgjo fra Gruda til Bore, innløpsbekker	Selekanalen	300980	6524161
11	028-5-R	Salteåna	Salteåna	300641	6510304

Prøvestasjoner elver bunndyr 2014. Stasjonsoversikt med koordinater.

Nr	Vann-nett ID	Elvevannsforkomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
				Øst (X)	Nord (Y)
12	028-36-R	Møllebekken	Møllebekken	308448	6538422
13	029-26-R	Bekkefelt til Riskafjorden	Liaåna	316919	6536064
14	029-34-R	Bekkefelt til Høgsfjorden nord-øst	Eresvikbekken	325822	6535756
15	029-28-R	Lauvåsvassdraget	Lauvåsbekken	319838	6538710
16	029-57-R	Frøylandsvassdraget nedre	Frøylandsvatnet utløpsbekk	318758	6536280
17	029-58-R	Frøylandsvassdraget øvre	Bekk fra Skjørestad	318694	6534204
18	029-41-R	Bekkefelt Svihusvatnet/Seldalsvatnet 2	Seldalsvatnet innløp øst	326442	6525618
19	029-41-R	Bekkefelt Svihusvatnet/Seldalsvatnet 2	Bekk fra Nordland	325422	6525596
20	029-38-R	Bekkefelt til Skjelbreidtjørn	Bekk inn Skjelbreidtjørna	318820	6524680
21	029-60-R	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Bekk fra Nordlandstjørna	317767	6526479
22	029-60-R	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Auglendsbekken ved Osaland	322126	6529468
23	029-60-R	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Hogstadbekken	318945	6531739
24	029-60-R	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Bekk fra Fjogstadvatnet	317544	6530940
25	029-47-R	Storåna nedstrøms Stokkalandsvatnet	Storåna v/Brueland	311382	6527463
26	029-49-R	Storåna nedstrøms Bråsteinvatnet	Storåna v/Lyse	312369	6525979
27	028-108-R	Straumåna	Straumåna	320324	6517398
28	028-110-R	Figgjo; Vaskehølen	Figgjo-Vaskehølen	323007	6520152
29	028-113-R	Figgjo til Limavatnet	Bekk fra Myratjørna	321000	6519103
30	028-109-R	Figgjo; Bekkefelt Edlandsvatnet	Bekk fra Skotjørna	317758	6517438
31	028-84-R	Frøylandsåna	Frøylandsåna v/Lindland - Odernes	312938	6519855
33	028-17-R	Roslandsåna	Roslandsåna	303242	6515482
35	028-48-R	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Rongjabekken v/FV44	303488	6503529
36	028-48-R	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Tvihaugbekken v/FV181	306792	6504732
37	028-91-R	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken) - anadrom strekning	Reiestadbekken v/FV44	304185	6501477
38	028-91-R	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken) - anadrom strekning	Varhaugsåna v/FV181	306167	6502951
39	028-105-R	Håelva - bekker gjennom Langavatnet og Tjålåndsvatnet	Undheimsåna v/Utløp Langavatnet	314752	6508348

Prøvestasjoner elver fisk 2014. Stasjonsoversikt med koordinater.

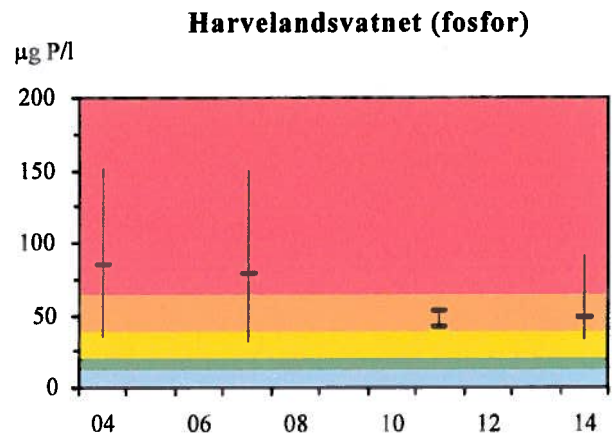
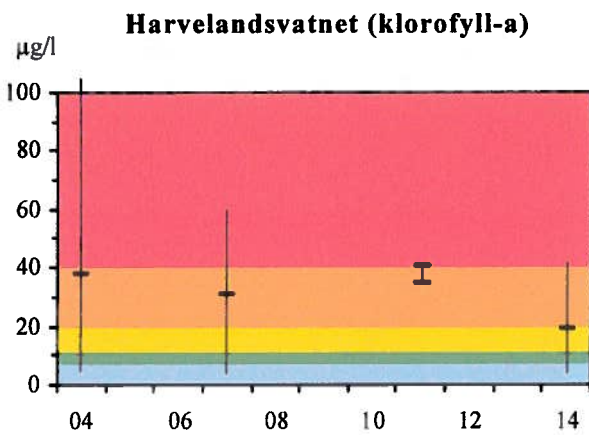
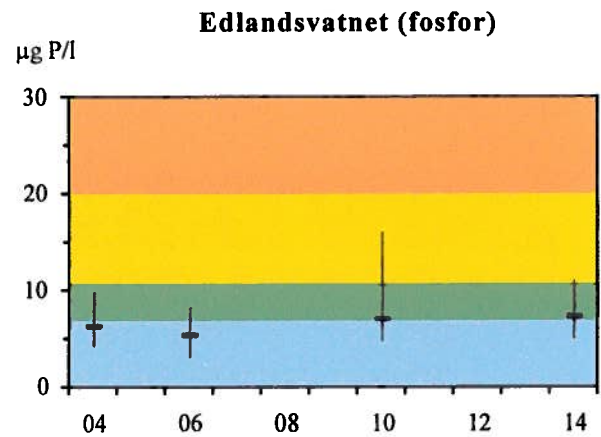
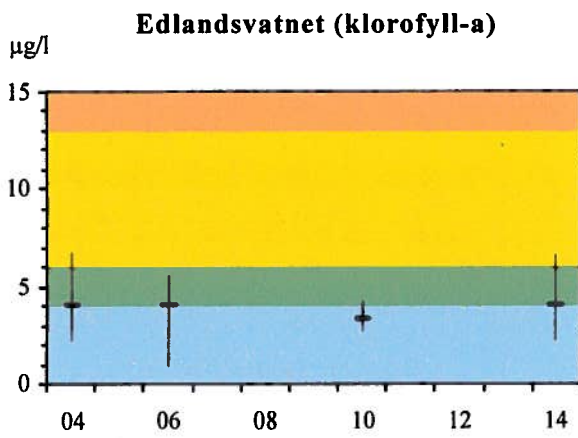
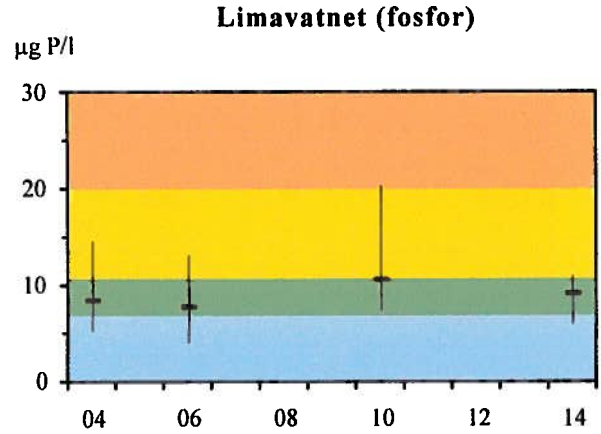
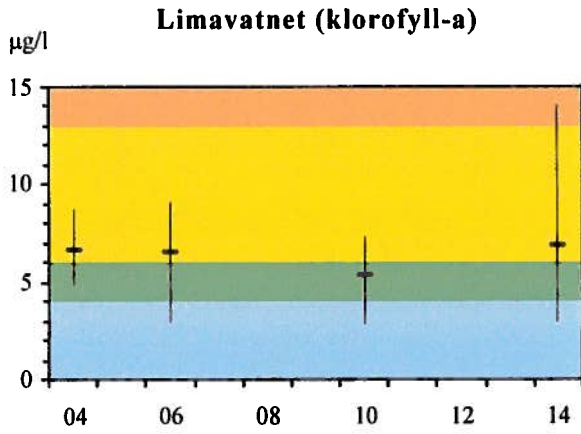
Nr	Vann-nett ID	Elvevannsforkomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
				Øst (X)	Nord (Y)
12	028-36-R	Møllebekken	Møllebekken	308448	6538422
13	029-26-R	Bekkefelt til Riskafjorden	Liaåna	316919	6536064
20	029-38-R	Bekkefelt til Skjelbreidtjørn	Bekk inn Skjelbreidtjørna	318820	6524680
21	029-60-R	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Bekk fra Nordlandstjørna	317767	6526479
25	029-47-R	Storåna nedstrøms Stokkalandsvatnet	Storåna v/Brueland	311382	6527463
26	029-49-R	Storåna nedstrøms Bråsteinvatnet	Storåna v/Lyse	312369	6525979
28	028-110-R	Figgjo; Vaskehølen	Figgjo-Vaskehølen	323007	6520152



Tilstandsklasser

- Svært dårlig
- Dårlig
- Moderat
- God
- Svært god

- Maksimum
- Middelerdi
- Minimum



Tilstandsklasser

- Svært dårlig
- Dårlig
- Moderat
- God
- Svært god

- Maksimum
- Middelverdi
- Minimum

Id: 1554		HÅLANDSVATNET														32V 306692 6541775										År: 2013	
Dyp (m)	TEMPERATUR (°C)								OKSYGEN (mg/l)						OKSYGENMETNING (%)												
	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt						
0	7,1	14,5	17,6	21,0	17,1	16,8	12,3	13,5	14,9	9,0	8,8	8,6	10,7	8,3	111	146	95	99	89	110	77						
1		13,8							14,2							137											
2		13,6	17,6	21,0	17,1	16,8			13,7	9,1	8,8	8,5	10,8			131	95	98	88	111							
3		13,0		19,0	16,7				12,3		7,8		10,7			117		84		110							
4		12,8	17,5	18,4	17,1	16,4			12,0	9,0	7,2	8,5	9,6			114	94	77	88	98							
5	7,0	12,4	17,4	18,1	16,1	12,3	13,5	12,0	9,0	6,9		8,7		8,3	111	112	94	73	88	77							
6		11,8	16,6	17,6	17,1	16,0			11,8	8,7	5,9	8,4	7,9			109	89	62	87	80							
7	7,0	11,0	15,8	17,2				13,3	11,5	7,6	5,1				110	105	77	53									
8	6,9	10,7	11,8	16,2	17,1	15,7		13,3	11,5	6,8	3,4	8,5	6,3		109	104	62	35	88	64							
9	6,4	10,5	10,7	15,1				12,9	11,3	6,8	2,3				105	102	61	23									
10	6,3	10,1	10,2	12,5	17,1	15,4	12,3	12,8	11,0	6,7	0,4	8,4	4,8	8,3	104	98	59	4	87	48	77						
11		9,6	9,8	10,5	15,9	14,9			10,5	6,6	0,0	4,9	2,2		105	92	58	0	50	22							
12	6,2	9,4	9,6	9,9	11,4	13,5		12,8	9,9	5,5		0,0	0,0		103	87	48		0	0							
13		9,0		9,6	10,4	11,6			9,4							82											
14	6,1	8,9	9,2	9,4	10,0	10,8		12,7	9,4	4,1					102	81	36										
15		8,8					12,3		9,3							80					77						
16	6,0	8,7	9,1	9,2	9,6	9,9		12,6	9,2	3,4					101	79	29										
17																											
18	5,9	8,5	9,0	9,1	9,4	9,6		12,5	8,9	2,5					100	76	22										
19																											
20	5,9	8,5	8,9	9,0	9,3	9,4	12,2	12,4	8,7	1,4					99	74	12										
21							12,1														68						
22	5,9	8,4	8,9	8,9	9,2	9,3	11,2	12,3	8,3	0,5					99	71	5				65						
23		8,4	8,9		9,2	9,3	9,4		8,2	0,0					70	0					0						
24	5,9							12,0							96												

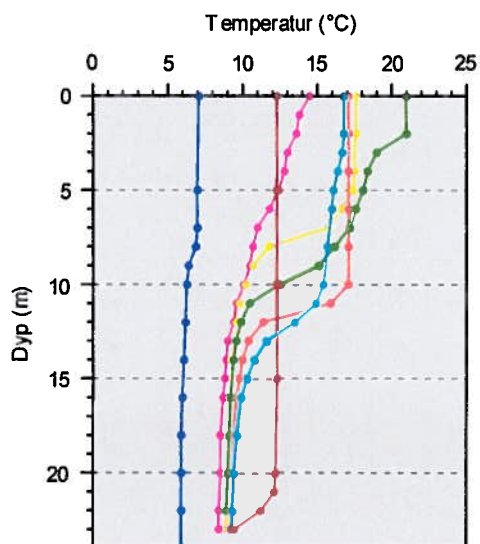
Id: 1556		KYLLESVATNET														32V 317513 6527888										År: 2014	
Dyp (m)	TEMPERATUR (°C)								OKSYGEN (mg/l)						OKSYGENMETNING (%)												
	11.apr	21.mai	19.jun	15.jul	21.aug	16.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	15.jul	21.aug	16.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	15.jul	21.aug	16.sep	16.okt						
0	7,4	15,5	18,6	21,0	15,6	16,6	10,7	12,2	10,8	9,2	9,3	9,2	11,1	9,9	101	108	98	104	93	114	89						
1																											
2	7,4	15,3	18,6	20,9	15,5	16,6		12,2	10,8	9,2	9,2	9,2	11,1		101	107	98	103	92	113							
3		14,7		20,6		16,4			10,7		9,2		11,0			106		102		113							
4	7,3	14,4	18,5	19,1	15,5	15,4		12,1	10,6	9,1	8,9	9,0	8,1		100	104	97	96	90	81							
5	7,1	13,6	18,5	18,8		15,0	10,7	11,9	10,5	9,1	8,7		7,8	9,9	98	101	97	94		77	89						
6	7,1	13,2	16,1	17,5	15,5	14,8		11,9	10,5	8,4	7,9	8,9	7,6		98	100	85	83	89	75							
7		12,1	13,5	16,4		14,6			10,3	8,0	7,4		7,3			96	77	76		72							
8	7,0	10,3	10,6	15,6	15,4	14,3		11,9	9,9	7,6	6,9		8,8	7,0	98	88	68	69	88	68							
9		9,1	9,6	13,7	14,8	14,0			9,6	7,5	6,2	8,4	6,6			84	66	59	83	64							
10	7,0	8,5	9,0	10,9	13,9	13,3	10,7	11,9	9,7	7,4	5,7	8,3	5,7	9,8	98	82	64	52	80	54	88						
11		8,2	8,4	8,9	12,9	12,4			9,7	7,4	5,9	6,5	4,7			82	63	51	61	44							
12	6,9	7,7	8,1	8,3	9,9	11,2	10,7	11,7	9,7	7,5	6,0	3,5	3,6	9,7	96	81	63	51	31	32	87						
13		7,4	7,6	7,8	8,5	9,1	10,6		9,7	7,9	6,1	3,5	2,3	9,6	80	66	51	30	20	86							
14	6,8	7,3	7,5	7,6	8,0	8,3	10,5	11,7	9,6	7,9	5,8	3,6	2,3	9,3	96	80	66	48	30	19	84						
15	6,7				7,8	8,0	10,5	11,8				3,7	2,2	9,3	96			31	19	84							
16	6,6	7,2	7,4	7,4	7,6	7,9	10,4	11,7	9,5	7,6	5,5	3,5	2,2	9,4	95	79	63	46	29	18	84						
17																											
18	6,5	7,1	7,2	7,2	7,4	7,6	10,3	11,6	9,5	7,4	5,2	3,2	2,0	9,2	94	78	61	43	26	16	82						
19	6,5						10,0	11,6						8,3	94						73						
20	6,4	7,1	7,2	7,1	7,2	7,5	9,7	11,6	9,3	7,1	4,9	2,9	1,9	8,3	94	77	58	40	24	16	73						
21	6,2						8,3	11,5						1,8	93						15						
22	6,0	7,0	7,1	7,0	7,1	7,3	7,3	11,4	9,1	6,8	4,3	2,0	1,2	0,0	91	75	56	35	16	10	0						
23	5,9						7,2	11,3							91												
24	5,7	7,0	7,0	7,0	7,0	7,2	7,2	11,2	8,9	6,3	3,4	1,3	0,6		89	73	52	28	11	5							
25	5,6							11,1							88												
26	5,5	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	11,1	8,2	5,5	2,9	0,6	0,0		88	68	46	24	5	0							
27	5,4							10,9							86												
28	5,4	6,9	6,9	6,9	7,0	7,1	7,1	10,8	8,0	4,7	2,6	0,3		86	66	39	22	2									
29	5,3							10,8							86												
30	5,3	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	7,0	10,8	7,5	3,6	1,8	0,0		85	62	30	15	0									
31	5,3				6,9	7,0	7,0	10,8							85												
32																											

Id: 1546		EDLANDSVATNET																32V 318473 6517807						År: 2014					
Dyp (m)	TEMPERATUR (°C)								OKSYGEN (mg/l)								OKSYGENMETNING (%)												
	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt								
0	6,3	13,6	17,8	19,1	15,7	15,4	10,9	12,5	10,8	9,3	9,4	9,3	9,5	9,9	101	104	98	101	93	95	89								
1																													
2		13,5	17,8	19,1	15,7	15,4			10,8	9,3	9,3	9,3	9,5		103	98	100	93	95										
3																													
4		13,5	17,7	19,1	15,7	15,4			10,8	9,3	9,2	9,2	9,5		103	98	99	93	95										
5	6,3	13,3	17,4				10,9	12,4	10,8	9,4	9,2	9,2	9,5	9,9	101	104	99	100	93	95	89								
6		13,1	17,2	19,1	15,7	15,4			10,8	9,5	9,2	9,2	9,5		103	98	100	93	95										
7		13,0	16,5	17,9					10,8	9,5	9,3				102	97	98												
8		11,7	13,8	16,9	15,7	15,4			10,9	9,9	8,8	9,2	9,5		100	95	91	93	95										
9		10,4	12,3	16,2					10,9	10,0	8,5				98	93	86												
10	6,3	9,9	11,1	15,6	15,7	15,2	10,9	12,3	10,8	9,9	8,4	9,2	9,0	9,9	100	96	90	84	92	90	89								
11		9,7	10,7	13,8	15,6	15,1			10,8	9,8	8,4	9,1	9,0		95	88	81	92	89										
12		9,6	10,2	12,4	15,5	15,1			10,8	9,7	8,5	9,0	8,9		94	87	80	90	88										
13			9,9	11,5	15,4				9,7	8,5	9,0				86	78	90												
14		9,4	9,7	10,6	15,4	15,0			10,7	9,8	8,6	9,0	8,7		93	86	77	90	86										
15	6,3			10,2	15,1	14,7	10,9	12,3			8,6	8,7	8,2	9,9	100		76	86	80	89									
16		9,2	9,2	9,9	12,0	14,2			10,7	9,8	8,6	6,9	7,9		93	85	76	64	77										
17		9,0		9,5	10,6	13,0			10,6		8,8	7,2	7,2		92		77	65	69										
18		8,8	8,7	9,0	9,9	11,1			10,7	9,7	8,7	7,2	6,4		92	84	75	64	58										
19		8,7		8,7	9,4	10,4			10,7		8,6	7,2	6,2		92		74	63	56										
20	6,3	8,5	8,3	8,4	8,9	9,3	10,9	12,3	10,6	9,5	8,3	7,0	6,2	9,9	100	91	80	71	61	54	89								
21		8,3			8,9				10,6			5,9			90														
22		8,2	8,0	8,1	8,5	8,5			10,6	9,0	7,9	6,6	5,4		90	76	67	56	46										
23																													
24		8,0	7,8	8,0	8,2	8,3			10,5	8,9	7,6	6,2	5,2		88	75	64	53	44										
25	6,3						10,9	12,3						9,9	100					89									
26		7,8	7,6	7,8	8,1	8,1			10,4	8,5	7,2	5,9	4,7		87	71	61	50	40										
27																													
28		7,6	7,6	7,7	7,9	8,0			10,3	8,5	6,9	5,6	4,6		86	71	58	48	39										
29																													
30	6,3	7,5	7,6	7,7	7,8	7,9	10,9	12,3	10,2	8,2	6,8	5,2	4,3	9,9	99	85	68	57	44	36	90								
31																													
32		7,5	7,5	7,6	7,8	7,8			10,1	8,1	6,4	5,1	3,8		84	68	53	43	32										
33																													
34		7,4	7,5	7,6	7,7	7,8			9,9	8,0	6,2	5,1	3,7		82	66	52	42	31										
35	6,2						10,9	12,2						9,9	98					90									
36		7,4	7,5	7,6	7,7	7,7			9,8	7,7	6,0	4,8	3,3		82	64	50	40	28										
37		7,4	7,5		7,7	7,7			9,8	7,6			3,1		82	63			26										
38	6,2				7,7		10,8	12,1				4,5		9,9	98				37	89									
39																													

Id: 1547		LIMAVATNET																32V 321868 6519351						År: 2014					
Dyp (m)	TEMPERATUR (°C)								OKSYGEN (mg/l)								OKSYGENMETNING (%)												
	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt								
0	6,7	15,0	18,3	19,6	15,5	15,4	10,4	12,4	11,1	9,3	9,1	9,2	10,3	9,3	102	110	99	99	92	103	83								
1																													
2		14,9	18,3	19,6	15,5	15,4			11,1	9,3	9,1	9,2	10,3		110	99	99	93	103										
3		14,9							11,1						109														
4		14,2	18,3	19,6	15,4	15,4			11,2	9,3	9,2	9,2	10,3		109	99	100	92	103										
5	6,6	11,7	18,2	19,5		15,1	10,4	12,3	11,4	9,3	9,1		9,4	9,3	101	105	99	99	94	83									
6	6,6	11,0	13,8	17,5	15,4	14,8			12,3	11,1	9,7	8,6	9,1	8,8	101	101	94	89	91	87									
7	6,5	10,5	11,6	16,0	15,3	14,6			12,3	11,0	9,6	8,2	9,0	8,3	100	99	89	83	90	82									
8	6,4	10,0	9,9	12,1	15,1	14,2			12,3	10,7	9,2	8,1	8,8	7,8	100	94	81	75	88	76									
9	6,3	8,6	9,1	10,0	14,2	13,8			12,3	10,4	9,1	7,7	8,3	7,6	100	89	79	68	81	73									
10	6,3	8,2	8,3	9,0	13,7	13,2	10,4	12,3	10,4	9,8	7,5	7,5	6,7	9,3	100	88	83	64	72	64	84								
11	6,2	7,8	8,1	8,5	11,3	11,5			12,3	10,2	8,6	7,3	6,4	5,0	99	86	73	62	59	46									
12	6,2	7,6	7,9	8,2	9,5	9,9			12,3	10,2	8,6	7,1	6,7	4,5	99	86	72	61	59	40									
13		7,2			8,9	9,2			10,2			5,7	4,4		84			49	38										
14	6,1	7,0	7,5	7,6	8,1	8,7			12,3	10,2	8,5	7,3	5,6	4,4	99	84	71	61	47	38									
15					7,8	8,2	10,4					5,6	4,6	9,3				47	39	83									
16	6,1	6,8	7,1	7,1	7,6	7,7			12,1	10,2	8,4	7,2	5,5	4,8	98	84	70	60	46	40									
17					7,5	7,5	10,3					4,8	9,2					40	82										
18	6,0	6,7	6,8	6,9	7,3	7,3	10,2	12,1	10,2	8,4	6,9	5,4	4,1	8,9	97	83	69	57	45	34	79								
19	5,8						10,1	12,1	12,1					8,9	97						79								
20	5,7	6,6	6,8	6,8	7,1	7,2	8,9	12,1	10,1	8,5	6,7	5,1	3,9	6,3	96	82	69	55	42	32	54								
21							8,2						4,5								38								
22	5,6	6,6	6,7	6,7	7,0	7,0	7,7	12,1	10,0	8,3	6,7	4,9	3,6	3,0	96	82	68	55	41	30	25								
23							7,3						2,7								23								
24	5,6	6,6	6,7	6,7	7,0	7,0	7,2	12,0	9,9	8,0	6,5	4,6	3,3	2,5	95	81	66	53	38	27	21								
25																													
26	5,5	6,6	6,7	6,7	6,9	6,9	7,1	12,0	9,8	7,9	5,9	4,7	2,8	2,5	95	80	65	48	38	23	21								
27																													
28	5,5	6,5	6,6	6,7	6,9	6,9	7,0	12,0	9,7	7,7	5,5	4,5	2,6	2,2	95	79	63	45	37	22	18								
29																													
30	5,5	6,5	6,6	6,6	6,8	6,9	6,9	11,8	9,2	7,1	5,2	4,0	2,3	1,8	94	75	58	42	33	19	15								
31																													
32	5,4	6,5	6,6	6,6	6,8	6,9	6,9	11,6	9,1	6,9	4,6	3,6	2,0	1,5	92	74	57	37	29	16	12								
33					6,8		6,9					3,4		1,4					28		12								
34																													

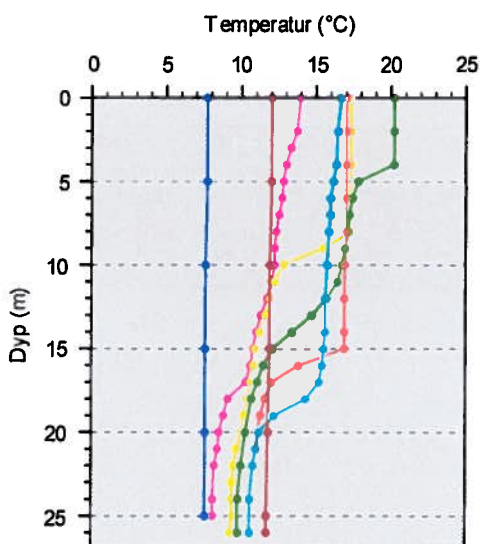
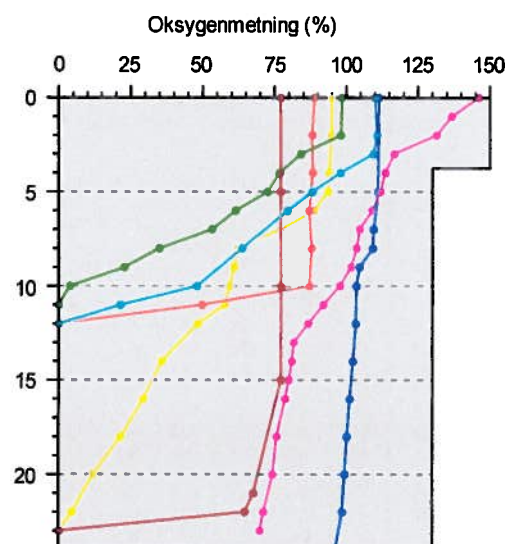
Id: 1552		FRØYLANDSVATNET - SØR												32V 307799 6516834		År: 2014							
Dyp (m)	TEMPERATUR (°C)							OKSYGEN (mg/l)							OKSYGENMETNING (%)								
	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt		
0	7,7	13,9	17,3	20,2	17,0	16,6	12,0	12,7	11,4	9,8	11,5	8,4	11,7	9,7	106	110	102	127	87	120	90		
1																							
2																							
3																							
4																							
5	7,7																						
6																							
7																							
8																							
9																							
10	7,6																						
11																							
12																							
13																							
14																							
15	7,6																						
16																							
17																							
18																							
19																							
20	7,6																						
21																							
22																							
23																							
24																							
25	7,6																						
26																							
27																							

Id: 19747		HARVELANDSVATNET												32V 302579 6526371		År: 2014							
Dyp (m)	TEMPERATUR (°C)							OKSYGEN (mg/l)							OKSYGENMETNING (%)								
	10.apr	20.mai	17.jun	7.jul	19.aug	17.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	7.jul	19.aug	17.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	7.jul	19.aug	17.sep	14.okt		
0,0	9,2	17,4	16,6	17,3	15,1	17,1	11,1	10,7	9,1	9,9	7,7	9,3	9,4	10,1	93	95	101	80	92	98	92		
0,5	9,2	17,3	16,6	17,3	15,1	17,0	11,1	10,7	9,1	9,9	7,7	9,3	9,5	10,1	93	95	101	80	92	98	92		
1,0	9,2	17,3	16,6	17,3		16,6		10,7	9,1	9,9	7,7		9,5		93	95	101	80		98			
1,5	9,2							10,7							93								



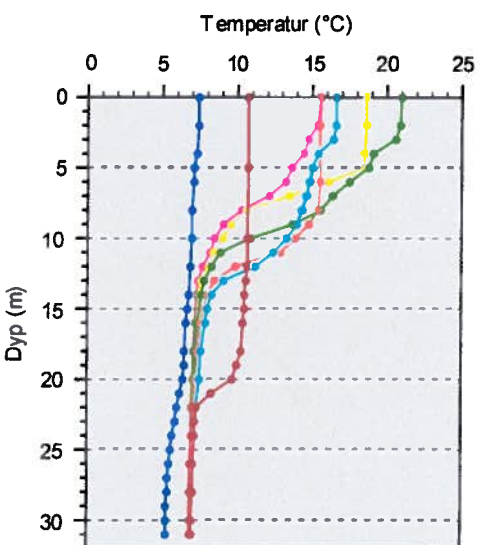
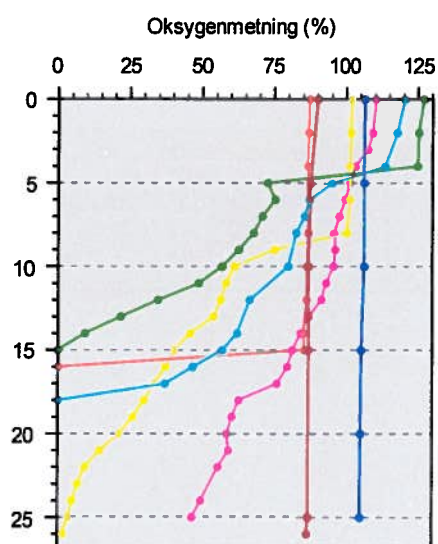
Hålandsvatnet

- 10.4.14
- 20.5.14
- 17.6.14
- 15.7.14
- 19.8.14
- 16.9.14
- 14.10.14



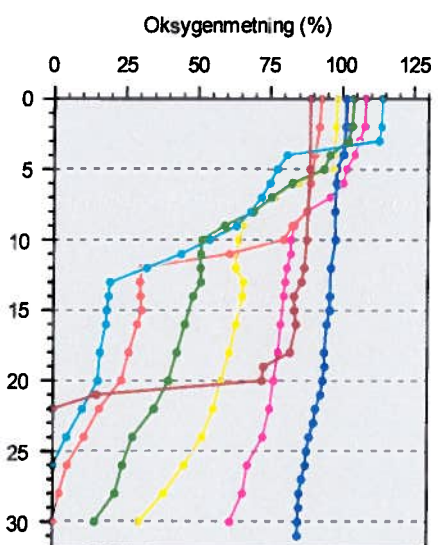
Frøylandsvatnet

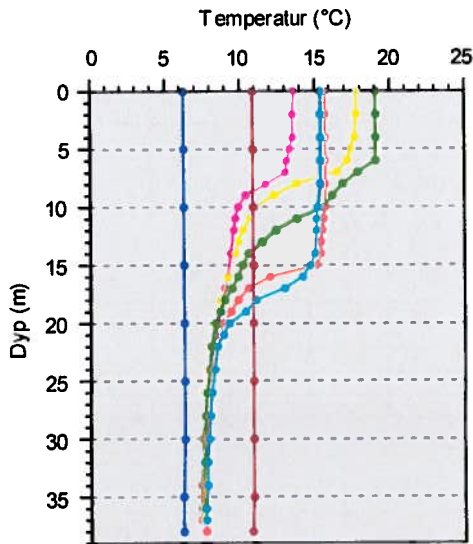
- 10.4.14
- 20.5.14
- 17.6.14
- 15.7.14
- 19.8.14
- 16.9.14
- 14.10.14



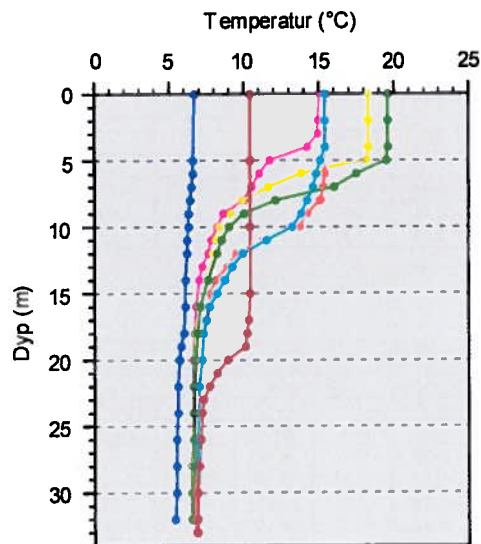
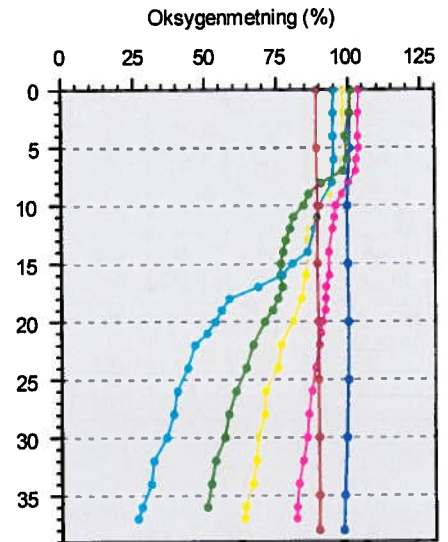
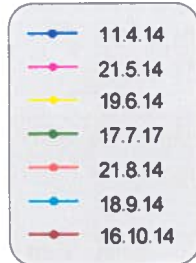
Kylesvatnet

- 11.4.14
- 21.5.14
- 19.6.14
- 15.7.14
- 21.8.14
- 16.9.14
- 16.10.14

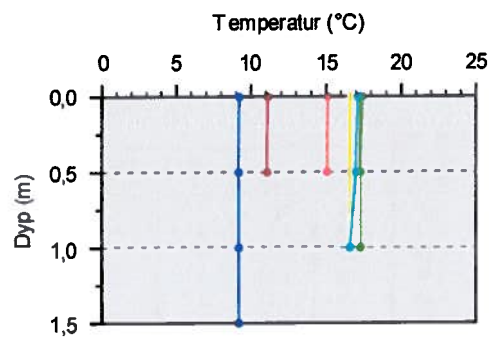
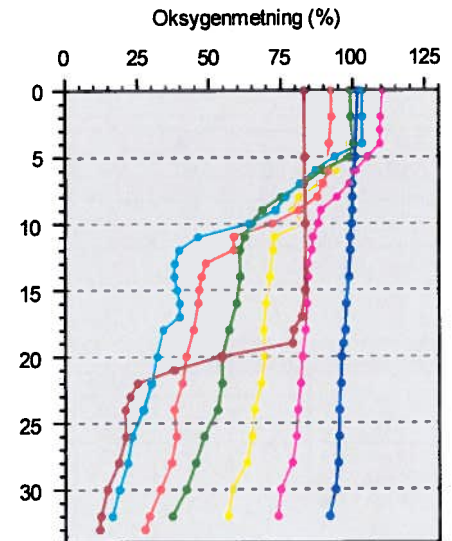
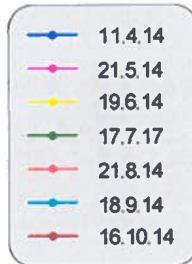




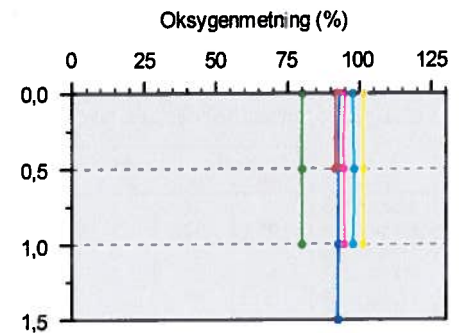
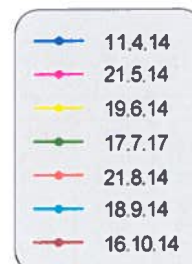
Edlandsvatnet



Limavatnet



Harvelandsvatnet



Id: 1554		HÅLANDSVATNET										32V 306692 6541775		År: 2014	
Dato	TP		F-MRP	TN		F-NO3		KI-a	Biomasse	Surhetsgrad		SD	Ca	Farge	
	Ovfl.	Bunn	µg/l	Ovfl.	Bunn	Ovfl.	Bunn	µg/l	mg vv/l	Ovfl.	Bunn	m	mg/l	-	
10.apr. 2014	54	35	1	1,57	1,62	0,90	0,93	27	6,43	8,47	7,86	1,6	-	-	
20.mai. 2014	50	21	3	1,20	1,51	0,52	0,75	65	12,39	9,61	7,64	0,5	-	-	
17.jun. 2014	27	30	2	1,09	1,82	0,39	0,59	8,7	3,65	9,36	7,21	2,6	-	-	
15.jul. 2014	17	123	100	1,07	2,21	0,45	0,01	3,7	0,71	7,73	7,34	5,1	-	-	
19.aug. 2014	17	161	140	0,90	2,14	0,40	0,007	8,9	1,00	7,88	7,41	3,0	-	-	
16.sep. 2014	14	268	250	1,05	2,58	0,62	0,01	11	3,97	7,93	7,44	4,2	-	-	
14.okt. 2014	28	179	160	1,33	2,55	0,97	0,36	2,4	0,75	7,44	7,63	2,4	-	-	
Tidsv. middel	28,8	113,4	90,8	1,14	2,03	0,56	0,36	20,0	4,42	8,43	7,48	2,8	-	-	
Aritm. middel	29,6	116,7	93,7	1,17	2,06	0,61	0,38	18,1	4,13	8,35	7,50	2,8	-	-	
Median	27	123	100	1,09	2,14	0,52	0,36	9	3,65	7,93	7,44	2,6	-	-	
Min	14	21	<1	0,90	1,51	0,39	0,007	2,4	0,71	7,44	7,21	0,5	-	-	
Maks	54	268	250	1,57	2,58	0,97	0,93	65	12,39	9,61	7,86	5,1	-	-	

Id: 1556		KYLLESVATNET										32V 317513 6527888		År: 2014	
Dato	TP		F-MRP	TN		F-NO3		KI-a	Biomasse	Surhetsgrad		SD	Ca	Farge	
	Ovfl.	Bunn	µg/l	Ovfl.	Bunn	Ovfl.	Bunn	µg/l	mg vv/l	Ovfl.	Bunn	m	mg/l	-	
11.apr. 2014	7	18	5	1,12	1,13	0,75	0,73	8,1	1,41	7,06	6,70	4,2	-	-	
21.mai. 2014	11	23	10	1,04	1,09	0,79	0,68	6,6	0,81	7,47	6,56	4,2	3,90	13,3	
19.jun. 2014	9	35	18	0,97	1,11	0,59	0,80	3,7	0,41	7,25	6,52	5,7	-	-	
15.jul. 2014	9	37	20	0,91	0,95	0,66	0,74	5,1	0,55	7,22	6,30	5,3	4,53	12,0	
21.aug. 2014	14	35	16	0,97	0,88	0,67	0,61	7,5	0,84	7,21	6,30	3,8	-	-	
16.sep. 2014	20	29	11	0,99	0,84	0,61	0,56	18	1,49	7,38	6,32	2,8	4,22	29,8	
16.okt. 2014	17	24	9	1,00	0,78	0,77	0,36	17	1,83	7,01	6,37	3,6	-	-	
Tidsv. middel	12,3	29,6	13,4	0,99	0,97	0,69	0,66	8,8	0,96	7,26	6,43	4,3	-	-	
Aritm. middel	12,4	28,7	12,7	1,00	0,97	0,69	0,64	9,4	1,05	7,23	6,44	4,2	4,22	18,4	
Median	11	29	11	0,99	0,95	0,67	0,68	7,5	0,84	7,22	6,37	4,2	4,22	13,3	
Min	7	18	5	0,91	0,78	0,59	0,36	3,7	0,41	7,01	6,30	2,8	3,90	12,0	
Maks	20	37	20	1,12	1,13	0,79	0,80	18	1,83	7,47	6,70	5,7	4,53	29,8	

Id: 1546		EDLANDSVATNET										32V 318473 6517807		År: 2014	
Dato	TP		F-MRP	TN		F-NO3		KI-a	Biomasse	Surhetsgrad		SD	Ca	Farge	
	Ovfl.	Bunn	µg/l	Ovfl.	Bunn	Ovfl.	Bunn	µg/l	mg vv/l	Ovfl.	Bunn	m	mg/l	-	
11.apr. 2014	11	7	<1	0,70	0,70	0,46	0,58	3,2	0,28	6,68	6,69	6,3	-	-	
21.mai. 2014	5	7	1	0,64	0,69	0,51	0,53	2,2	0,22	7,00	6,46	7,3	-	-	
19.jun. 2014	5	8	1	0,58	0,66	0,41	0,48	2,9	0,18	7,11	6,27	6,9	-	-	
17.jul. 2014	5	7	2	0,53	0,63	0,35	0,52	4,1	0,48	7,31	6,11	6,1	-	-	
21.aug. 2014	9	6	2	0,62	0,61	0,40	0,51	6,6	0,24	7,01	6,07	4,0	-	-	
18.sep. 2014	10	7	2	0,64	0,56	0,43	0,46	5,2	0,22	6,98	6,01	4,9	-	-	
16.okt. 2014	7	6	<1	0,65	0,65	0,46	0,46	3,2	0,12	6,81	6,80	5,7	-	-	
Tidsv. middel	7,2	6,9	1,4	0,62	0,64	0,43	0,51	4,0	0,26	7,02	6,29	5,9	-	-	
Aritm. middel	7,4	6,9	1,3	0,62	0,64	0,43	0,50	3,9	0,25	6,99	6,34	5,9	-	-	
Median	7	7	1	0,64	0,65	0,43	0,51	3,2	0,22	7,00	6,27	6,1	-	-	
Min	5	6	<1	0,53	0,56	0,35	0,46	2,2	0,12	6,68	6,01	4,0	-	-	
Maks	11	8	2	0,70	0,70	0,51	0,58	7	0,48	7,31	6,80	7,3	-	-	

Id: 1547		LIMAVATNET										32V 321868 6519351		År: 2014	
Dato	TP		F-MRP	TN		F-NO3		KI-a	Biomasse	Surhetsgrad		SD	Ca	Farge	
	Ovfl.	Bunn	µg/l	Ovfl.	Bunn	Ovfl.	Bunn	µg/l	mg vv/l	Ovfl.	Bunn	m	mg/l	-	
11.apr. 2014	11	11	2	0,85	0,84	0,66	0,64	6,3	0,26	6,86	6,65	4,6	-	-	
21.mai. 2014	10	12	3	0,81	0,85	0,57	0,61	6,7	0,33	7,34	6,48	4,2	-	-	
19.jun. 2014	6	18	6	0,75	0,86	0,50	0,67	2,9	0,18	7,25	6,36	6,8	-	-	
17.jul. 2014	6	17	8	0,72	0,80	0,51	0,62	4,9	0,44	7,28	6,27	5,7	-	-	
21.aug. 2014	11	17	7	0,86	0,78	0,59	0,59	8,1	0,30	7,04	6,23	3,8	-	-	
18.sep. 2014	11	16	7	0,84	0,74	0,55	0,58	14	0,43	7,08	6,22	3,7	-	-	
16.okt. 2014	10	16	6	0,84	0,72	0,62	0,57	3,9	0,12	6,75	6,19	4,5	-	-	
Tidsv. middel	9,1	15,4	5,7	0,80	0,80	0,56	0,61	6,9	0,31	7,13	6,34	4,8	-	-	
Aritm. middel	9,3	15,3	5,6	0,81	0,80	0,57	0,61	6,7	0,29	7,09	6,34	4,8	-	-	
Median	10	16	6	0,84	0,80	0,57	0,61	6,3	0,30	7,08	6,27	4,5	-	-	
Min	6	11	2	0,72	0,72	0,50	0,57	2,9	0,12	6,75	6,19	3,7	-	-	
Maks	11	18	8	0,86	0,86	0,66	0,67	14	0,44	7,34	6,65	6,8	-	-	

Id: 19747 HARVELANDSVATNET 32V 302579 6526371													År: 2014	
Dato	TP		F-MRP	TN		F-NO3		Kl-a	Biomasse	Surhetsgrad		SD	Ca	Farge
	Ovfl.	Bunn	µg/l	Ovfl.	Bunn	Ovfl.	Bunn	µg/l	mg vv./l	Ovfl.	Bunn	m	mg/l	Ovfl.
10.apr. 2014	90	-	11,00	1,28	-	0,43	-	23	0,83	7,63	-	1,2	-	-
20.mai. 2014	33	-	4,00	0,72	-	0,01	-	4,0	0,52	7,84	-	>> 1,3	-	-
17.jun. 2014	34	-	8,00	0,80	-	0,01	-	5,2	0,46	8,08	-	> 1,1	-	-
7.jul. 2014	33	-	5,00	0,80	-	0,01	-	4,2	0,58	7,63	-	> 1,1	-	-
19.aug. 2014	64	-	9,00	0,98	-	0,00	-	2,7	2,69	7,90	-	> 1,3	-	-
17.sep. 2014	43	-	9,00	0,96	-	0,02	-	2,1	5,40	7,73	-	1,1	-	-
14.okt. 2014	40	-	7,00	0,96	-	0,22	-	1,2	2,20	7,69	-	> 1,5	-	-
Tidsv. middel	47,2		7,4	0,90		0,07		20,1	1,82	7,80		1,6	-	-
Aritm. middel	48,1		7,6	0,93		0,10		19,2	1,81	7,79		1,6	-	-
Median	40		8	0,96		0,01		21,0	0,83	7,73		1,5	-	-
Min	33		4	0,72		0,00		4,0	0,46	7,63		1,1	-	-
Maks	90		11	1,28		0,43		4,2	5,40	8,08		>> 1,3	-	-

Id: 1552 FRØYLANDSVATNET - SØR 32V 307799 6516834													År: 2014	
Dato	TP		F-MRP	TN		F-NO3		Kl-a	Biomasse	Surhetsgrad		SD	Ca	Farge
	Ovfl.	Bunn	µg/l	Ovfl.	Bunn	Ovfl.	Bunn	µg/l	mg vv./l	Ovfl.	Bunn	m	mg/l	Ovfl.
10.apr. 2014	30	32	3	2,19	1,74	1,17	1,16	22	5,46	7,83	7,82	2,0	-	-
20.mai. 2014	19	37	13	1,44	1,57	0,92	0,80	9,8	2,77	7,87	7,33	3,2	-	-
17.jun. 2014	19	70	38	1,26	1,67	0,75	0,69	15	8,70	7,97	6,85	2,5	-	-
15.jul. 2014	28	65	37	1,16	1,44	0,47	0,58	56	8,76	9,81	6,97	2,1	-	-
19.aug. 2014	17	39	8	0,85	1,18	0,37	0,06	18	2,23	7,54	7,15	2,3	-	-
16.sep. 2014	21	45	19	1,00	2,01	0,44	0,006	36	3,62	8,79	7,62	2,0	-	-
14.okt. 2014	43	48	5	1,02	1,02	0,45	0,47	26	1,73	7,51	7,50	1,9	-	-
Tidsv. middel	23,5	48,5	19,2	1,25	1,54	0,64	0,52	26,2	4,91	8,26	7,28	2,4	-	-
Aritm. middel	25,3	48,0	17,6	1,27	1,52	0,65	0,54	26,1	4,75	8,19	7,32	2,3	-	-
Median	21	45	13	1,16	1,57	0,47	0,58	22	3,62	7,87	7,33	2,1	-	-
Min	17	32	3	0,85	1,02	0,37	0,006	9,8	1,73	7,51	6,85	1,9	-	-
Maks	43	70	38	2,19	2,01	1,17	1,16	36	8,76	9,81	7,82	3,2	-	-

Kvantitativt planteplankton 2014

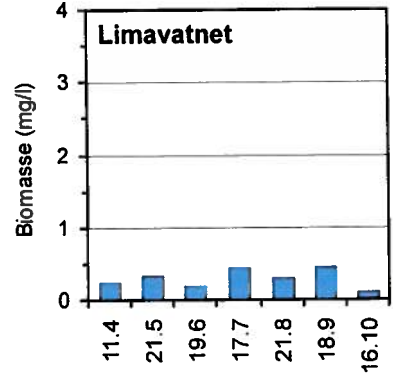
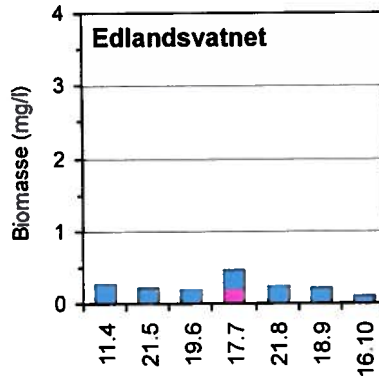
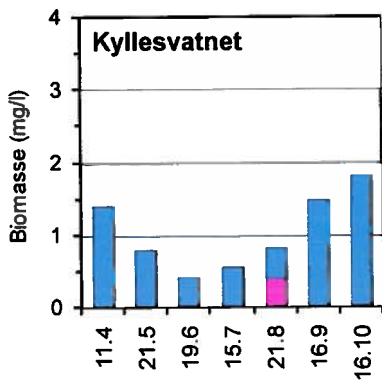
Fytoplankton (mg våtvekt/l) Blandprøve overflatevann	HÅLANDSVATNET Id: 1554							KYLLESVATNET Id: 1556							
	Dato:	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt
BLÅGRØNNALGER:															
<i>Anabaena sp.</i>											0,01	0,01	0,40		
<i>Anabaena planktonica</i>												0,00			
<i>Anabaena spiroides</i>					0,05										
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>															
<i>Aphanothece clathrata</i>															
<i>Chroococcus</i>															
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>							0,88	0,06							
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i>															
<i>Limnothrix sp.</i>															
<i>Merismopedia tenuissima</i>															
<i>Microcystis</i>															
<i>Planktothrix mougeotii</i>	5,30	12,00	3,20	0,14	0,02	0,69	0,05								
<i>Planktothrix agardhii</i>															
<i>Synechococcus</i>															
Små kuler															
BLÅGRØNNALGER TOTALT	5,30	12,00	3,20	0,14	0,07	1,57	0,11	0,00	0,00	0,01	0,01	0,40	0,00	0,00	
% Blågrønnalger:	82,5	96,9	87,7	20,4	7,0	39,5	14,7	0,0	0,0	2,4	1,8	47,6	0,0	0,0	
KISELALGER:															
<i>Asterionella formosa</i>			0,19	0,00	0,00			0,16	0,11						
<i>Cyclotella</i> (d < 10 µm)															
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,00	0,05				1,60									
<i>Melosira sp.</i>	0,13					0,10	0,01	0,03							
<i>Stephanodiscus sp.</i>															
<i>Synedra cf. acus</i>															
<i>Tabellaria fenestrata</i>									0,08	0,03	0,00	0,00	0,40	0,01	
KISELALGER TOTALT	0,13	0,05	0,19	0,00	0,00	1,70	0,01	0,19	0,19	0,03	0,00	0,00	0,40	0,01	
% Kiselalger:	2,0	0,4	5,2	0,0	0,0	42,8	1,3	13,1	23,5	7,5	0,0	0,0	26,8	0,7	
FUREFLAGELLATER:															
<i>Ceratium hirundinella</i>				0,08	0,10	0,09	0,15			0,12	0,20	0,05	0,00		
<i>Peridinium sp.</i> (stor)															
Små dinoflagellater								0,13	0,00	0,01		0,01			
FUREFLAGELLATER TOTALT	0,00	0,00	0,00	0,08	0,10	0,09	0,15	0,13	0,00	0,13	0,20	0,06	0,00	0,00	
% Fureflagellater:	0,0	0,0	0,0	11,3	10,0	2,3	20,0	8,8	0,0	31,6	36,1	6,9	0,0	0,0	
GRØNNALGER:															
<i>Chlorococcales</i>		0,08													
<i>Desmidiatales / Staurastrum sp.</i>					0,50	0,32			0,00						
<i>Volvocales</i>				0,00	0,00	0,00									
GRØNNALGER TOTALT	0,00	0,08	0,00	0,00	0,50	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
% Grønnalger:	0,0	0,6	0,0	0,1	50,0	8,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
GULLALGER:															
<i>Dinobryon sp.</i>								0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09		
<i>Synura sp.</i>													0,00	1,44	
GULLGER TOTALT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
% Gullalger:	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	6,0	78,6	
CRYPTOMONADER															
<i>Cryptomonas sp.</i>		0,07	0,12	0,24	0,10	0,05		0,48	0,04	0,00	0,02	0,14	0,20		
Div. store flagellater	0,80														
CRYPTOMONADER TOTALT	0,80	0,07	0,12	0,24	0,10	0,05	0,00	0,48	0,04	0,00	0,02	0,14	0,20	0,00	
% Cryptomonader:	12,4	0,6	3,3	34,0	10,0	1,3	0,0	33,9	5,1	0,0	4,3	16,9	13,4	0,0	
ANDRE ALGER:															
Uspes. µ-alger	0,20	0,19	0,14	0,24	0,23	0,24	0,48	0,62	0,58	0,24	0,32	0,24	0,80	0,38	
ANDRE TOTALT	0,20	0,19	0,14	0,24	0,23	0,24	0,48	0,62	0,58	0,24	0,32	0,24	0,80	0,38	
% Andre alger:	3,1	1,5	3,8	34,0	23,0	6,0	64,0	44,1	71,3	58,4	57,8	28,5	53,7	20,7	
TOTAL BIOMASSE (mg/l)	6,43	12,39	3,65	0,71	1,00	3,97	0,75	1,41	0,81	0,41	0,55	0,84	1,49	1,83	

Kvantitativt planteplankton 2014

Fytoplankton (mg våtvekt/l) Blandprøve overflatevann	EDLANDSVATNET							LIMAVATNET							
	Dato:	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt	11.apr	21.mai	19.jun	17.jul	21.aug	18.sep	16.okt
BLÅGRØNNALGER:															
<i>Anabaena sp.</i>															
<i>Anabaena planktonica</i>															
<i>Anabaena spiroides</i>															
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>															
<i>Aphanothece clathrata</i>															
<i>Chroococcus</i>															
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>													0,01	0,03	
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i>						0,00									
<i>Limnothrix sp.</i>															
<i>Merismopedia tenuissima</i>															
<i>Microcystis</i>															
<i>Planktothrix mougeotii</i>						0,00									
<i>Planktothrix agardhii</i>															
<i>Synechococcus</i>															
Små celler i koloni					0,20										
BLÅGRØNNALGER TOTALT	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	
% Blågrønnalger:	0,0	0,0	0,0	41,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	26,5	
KISELALGER:															
<i>Asterionella formosa</i>						0,00	0,03				0,00	0,00	0,10	0,03	
<i>Cyclotella (d < 10 µm)</i>			0,00	0,00	0,01	0,00	0,00								
<i>Fragilaria crotonensis</i>															
<i>Melosira sp.</i>															
<i>Stephanodiscus sp.</i>															
<i>Synedra cf. acus</i>															
<i>Tabellaria fenestrata</i>							0,05	0,03	0,00	0,05			0,00	0,15	
KISELALGER TOTALT	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,08	0,03	0,00	0,05	0,00	0,00	0,10	0,18	0,00	
% Kiselalger:	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	34,2	20,7	0,0	15,2	0,6	0,0	33,6	40,7	0,0	
FUREFLAGELLATER:															
<i>Ceratium hirundinella</i>												0,17	0,04		
<i>Peridinium spp.</i>								0,06							
Små dinoflagellater					0,08			0,04							
FUREFLAGELLATER TOTALT	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,17	0,04	0,00	0,00	
% Fureflagellater:	0,0	0,0	0,0	16,8	0,0	0,0	0,0	39,8	0,0	0,0	39,0	13,4	0,0	0,0	
GRØNNALGER:															
<i>Chlorococcales</i>			0,08											0,01	
<i>Desmidiaceae / Staurastrum sp.</i>						0,00									
<i>Volvocales</i>															
GRØNNALGER TOTALT	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	
% Grønnalger:	0,0	36,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	
GULLALGER:															
<i>Dinobryon sp.</i>									0,00	0,05	0,02	0,01	0,00		
<i>Synura sp.</i>															
GULLGER TOTALT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% Gullalger:	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,7	4,8	2,7	0,0	0,0	
CRYPTOMONADER															
<i>Cryptomonas sp.</i>								0,06	0,04	0,00	0,05		0,00	0,01	
Div. store flagellater															
CRYPTOMONADER TOTALT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,04	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	
% Cryptomonader:	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	12,1	0,0	10,7	0,0	0,0	5,1	
ANDRE ALGER:															
Uspes. µ-alger	0,28	0,14	0,18	0,19	0,24	0,14	0,10	0,09	0,24	0,13	0,20	0,15	0,24	0,08	
ANDRE TOTALT	0,28	0,14	0,18	0,19	0,24	0,14	0,10	0,09	0,24	0,13	0,20	0,15	0,24	0,08	
% Andre alger:	100,0	63,6	100,0	40,3	100,0	65,8	79,3	35,2	72,7	70,7	45,6	50,3	55,8	68,4	
TOTAL BIOMASSE (mg/l)	0,28	0,22	0,18	0,48	0,24	0,22	0,12	0,26	0,33	0,18	0,44	0,30	0,43	0,12	

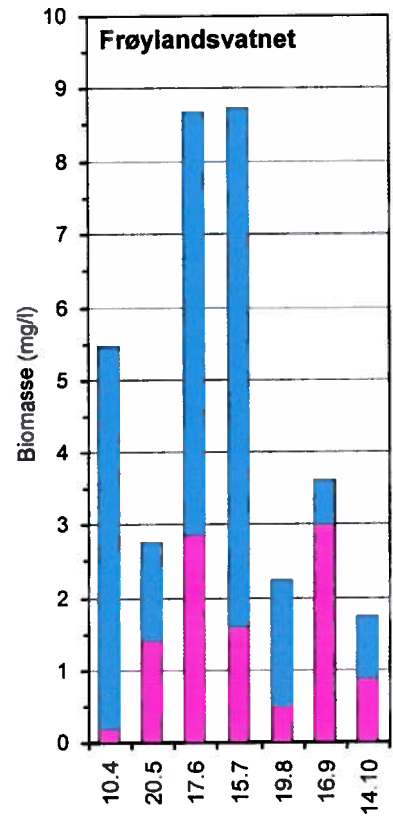
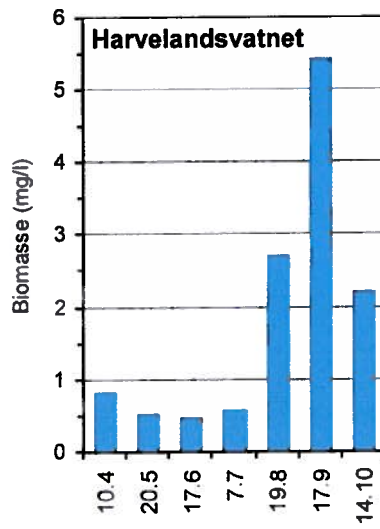
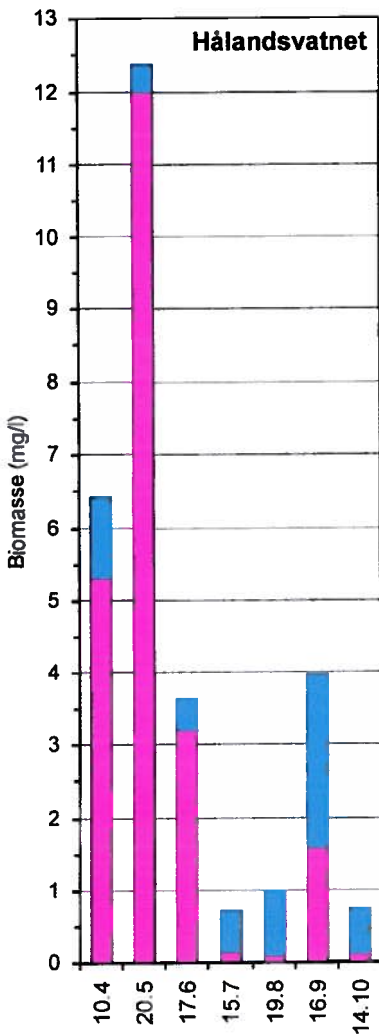
Kvantitativt planteplankton 2014

Fytoplankton (mg våtvekt/l) Blandprøve overflatevann	FRØYLANDSVATNET - SØR							HARVELANDSVATNET							
	Dato:	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	10.apr	20.mai	17.jun	7.jul	19.aug	17.sep	14.okt
BLÅGRØNNALGER:															
<i>Anabaena sp.</i>		0,75	0,25	0,50	0,00										
<i>Anabaena planktonica</i>															
<i>Anabaena spiroides</i>		0,00	0,07	0,05	0,00										
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		0,00				0,00	0,00	0,12							
<i>Aphanothece clathrata</i>															
<i>Chroococcus</i>															
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>					0,20	0,05									
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i>	0,20	0,50	2,55	0,85	0,45	3,00	0,75								
<i>Limnothrix sp.</i>															
<i>Merismopedia tenuissima</i>															
<i>Microcystis</i>															
<i>Planktothrix mougeotii</i>		0,16													
<i>Planktothrix agardhii</i>															
<i>Synechococcus</i>															
Små kuler															
BLÅGRØNNALGER TOTALT	0,20	1,41	2,87	1,60	0,50	3,00	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
% Blågrønnalger:	3,7	51,0	33,0	18,3	22,5	82,8	50,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KISELALGER:															
<i>Asterionella formosa</i>	2,40	0,67	0,01					0,06							
<i>Cyclotella</i> (d < 10 µm)															
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,01	0,00	0,00	0,03	0,01	0,01									
<i>Melosira sp.</i>	2,68	0,05					0,11	0,40							
<i>Stephanodiscus sp.</i>															
<i>Synedra cf. acus</i>															
<i>Tabellaria fenestrata</i>		0,00												0,01	0,04
KISELALGER TOTALT	5,08	0,72	0,01	0,03	0,01	0,12	0,40	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04
% Kiselalger:	93,0	26,0	0,1	0,3	0,2	3,2	23,1	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,8
FUREFLAGELLATER:															
<i>Ceratium hirundinella</i>	0,03	0,13	5,25	7,00	1,50	0,00									
<i>Peridinium sp.</i> (stor)												0,08	1,40		
Små dinoflagellater															
FUREFLAGELLATER TOTALT	0,03	0,13	5,25	7,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	1,40	0,00	0,00
% Fureflagellater:	0,5	4,5	60,4	80,0	67,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	25,9	0,0	0,0
GRØNNALGER:															
<i>Chlorococcales</i>												0,04	0,05		
<i>Desmidiaceae / Staurastrum sp.</i>		0,00	0,25	0,08	0,00	0,05					0,24				
<i>Volvocales</i>															
GRØNNALGER TOTALT	0,00	0,00	0,25	0,08	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,04	0,05	0,00	0,00
% Grønnalger:	0,0	0,0	2,9	0,9	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	41,7	1,5	0,9	0,0	0,0
GULLALGER:															
<i>Dinobryon sp.</i>									0,00				0,05		
<i>Synura sp.</i>															
GULLGER TOTALT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Gullalger:	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0
CRYPTOMONADER															
<i>Cryptomonas sp.</i>		0,23				0,36		0,48	0,01	0,16	0,13	1,60	2,40	1,60	
Div. store flagellater									0,36	0,10	0,05	0,25	1,20	0,32	
CRYPTOMONADER TOTALT	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,36	0,00	0,48	0,37	0,26	0,18	1,85	3,60	1,92	
% Cryptomonader:	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	9,9	0,0	58,0	71,8	56,5	30,4	68,8	66,7	87,3	
ANDRE ALGER:															
Uspes. µ-alger	0,15	0,28	0,32	0,05	0,22	0,10	0,46	0,29	0,14	0,20	0,16	0,72	0,29	0,24	
ANDRE TOTALT	0,15	0,28	0,32	0,05	0,22	0,10	0,46	0,29	0,14	0,20	0,16	0,72	0,29	0,24	
% Andre alger:	2,7	10,1	3,7	0,6	10,0	2,6	26,6	34,8	28,0	43,5	27,8	26,8	5,3	10,9	
TOTAL BIOMASSE (mg/l)	5,46	2,77	8,70	8,76	2,23	3,62	1,73	0,83	0,52	0,46	0,58	2,69	5,40	2,20	



Plantep plankton 2014

- Blågrønnalger
- Andre alger



ALGETOKSINER I HÅLANDVATNET 2014:

Dato	Microcystin µg/l	Dominerende algetype	Prøvetype
31.mar.2014	34,8	Planktothrix	Vest ved badeplass, ca. 10 meter fra land, 0-0,5 meter dyp
10.apr.2014	25,8	Planktothrix	Ved hovedstasjon, 0-4 meter
20.mai.2014	37,6	Planktothrix	Ved hovedstasjon, 0-4 meter
17.jun.2014	19,3	Planktothrix	Ved hovedstasjon, 0-4 meter
2.jul.2014	6,1	Planktothrix	Vest ved badeplass, ca. 10 meter fra land, 0-0,5 meter dyp
15.jul.2014	4,4	Planktothrix	Ved hovedstasjon, 0-4 meter

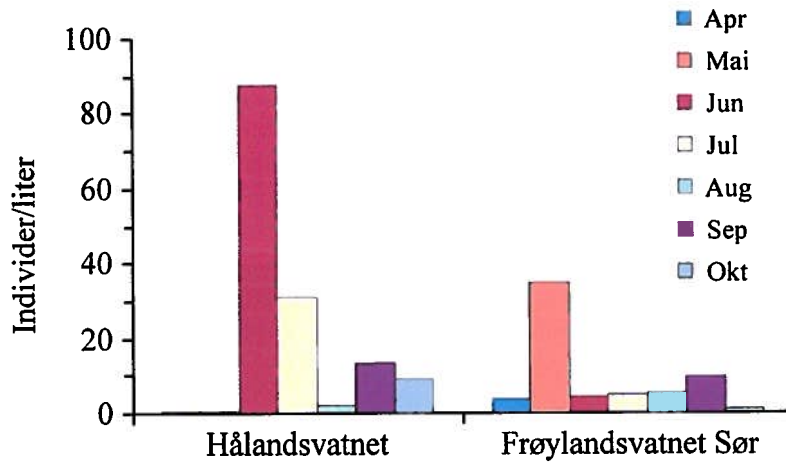
Kvantitativt dyreplankton

Zooplankton (individer/L), 90 µm	Innsjø:	HÅLANDSVATNET 2014						
	Prøvetakingsnr:	Blandprøve fra overflaten til angitt dyp						
	Dato:	1	2	3	4	5	6	7
Prøvetakingsdyp:	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt	
	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-12m	0-12m	0-12m	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		0,8	20,7	28,3	28,0	40,7	16,6	
herav: Nauplier			15,1	8,8	8,0	22,1	1,7	
Copepoditter		0,8	4,4	19,1	19,3	16,4	9,9	
Adulte			1,2	0,4	0,7	2,2	5,0	
Cyclopoida	6,0	4,0	18,9	5,6	1,7	0,7		
Nauplier	0,8	1,2	3,8	1,2	0,6			
Copepoditter	5,2	2,8	15,1	4,4	1,1	0,7		
Adulte								
Sum COPEPODER	6,0	4,8	39,6	33,9	29,7	41,5	16,6	
<i>Daphnia galeata</i>	0,4	0,8	54,6	30,3	0,6	9,9	1,1	
Adulte hanner			1,8	0,4		0,4	0,2	
Adulett hunner	0,4	0,8	52,8	29,9	0,6	9,5	0,9	
herav m/egg			2,4	2,0		0,4	0,2	
<i>Bosmina longirostris</i>			32,1	0,4	0,6	0,7	3,2	
Adulte hanner								
Adulett hunner			32,1	0,4	0,6	0,7	3,2	
herav m/egg			6,2		0,2	0,4	1,5	
<i>Ceriodaphnia sp.</i>					0	0,4		
<i>Alona guttata</i>								
<i>Chydorus cf. sphaericus</i>		1	2					
Sum CLADOCERER	0,4	1,6	88,4	30,7	1,3	11,0	4,3	
<i>Kellicottia longispina</i>	17,5	53,4	14,1	18,7	2,1	0,6	0,4	
herav m/egg	2,8	6,0	0,2	0,4	0,4			
<i>Keratella cochlearis</i>	2,4	64,9	5,4	7,6	34,6	90,3	0,2	
herav m/egg	0,8	18,3	0,4	0,4	5,4	4,7		
<i>Keratella quadrata</i>	26,3	77,3	11,8	21,9	1,9	6,7	4,9	
herav m/egg	0,8		1,6	2,0	0,4	0,4	1,1	
<i>Keratella hiemalis</i>								
herav m/egg								
<i>Filinia cf. longiseta</i>	3,6	142,6	2,8	1,6	0,2	1,5	2,4	
herav m/egg	0,4	8,0						
<i>Pomphloyx sulcata</i>								
herav m/egg								
<i>Euchlanis dilatata</i>		3,2	135,9				1,1	
<i>Polyarthra spp.</i>	3,2	3,6	0,6	0,8	14,2	1,5		
<i>Synchaeta spp.</i>	15,9	6,4	1,0	50,6	11,2			
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	0,8	19,9		6,0	0,4	0,4		
<i>Asplanchna priodonta</i>			12,7	0,4	17,6		3,6	
<i>Lecane sp.</i>								
<i>Trichocerca sp.</i>		0,4						
<i>Trichotria sp.</i>			0,6					
Ubestemte arter		0,4						
Sum ROTATORIER	69,7	372,1	184,9	107,6	82,1	100,9	12,5	
ZOOPLANKTON totalt	76,1	378,5	312,9	172,1	113,1	153,5	33,5	
% Copepoder	7,9	1,3	12,7	19,7	26,3	27,0	49,7	
% Cladocerer	0,5	0,4	28,3	17,8	1,2	7,2	12,8	
% Rotatorier	91,6	98,3	59,1	62,5	72,6	65,8	37,4	

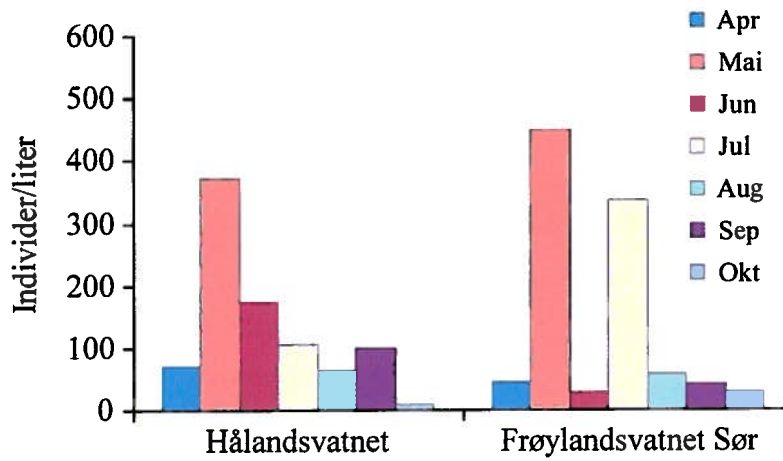
Kvantitativt dyreplankton

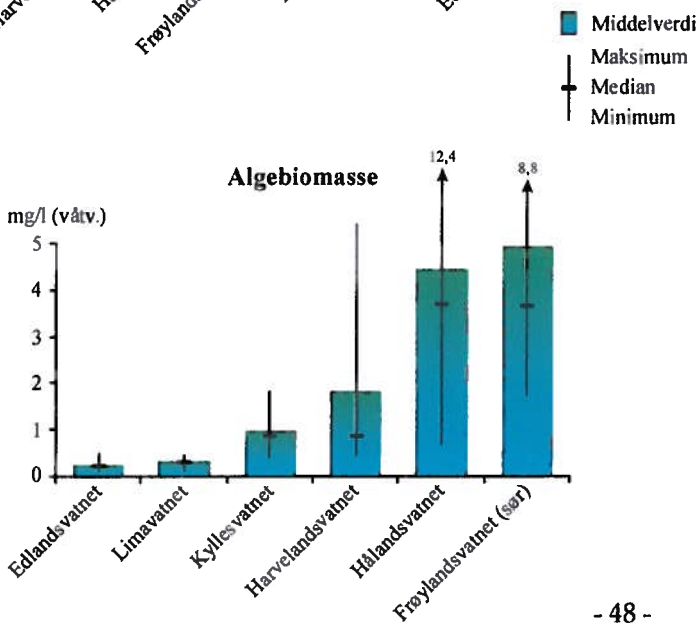
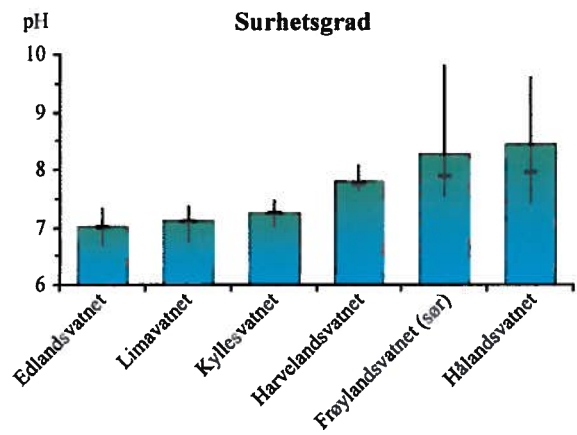
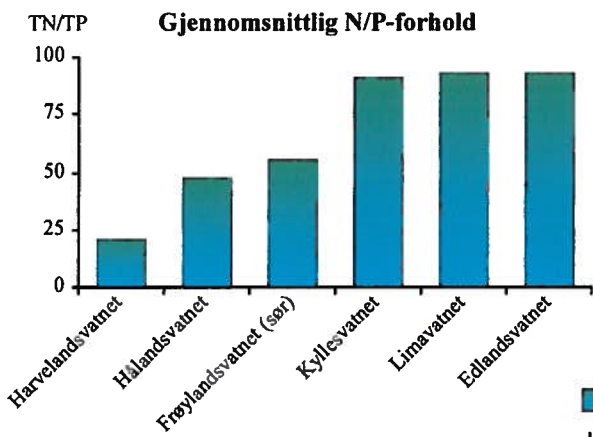
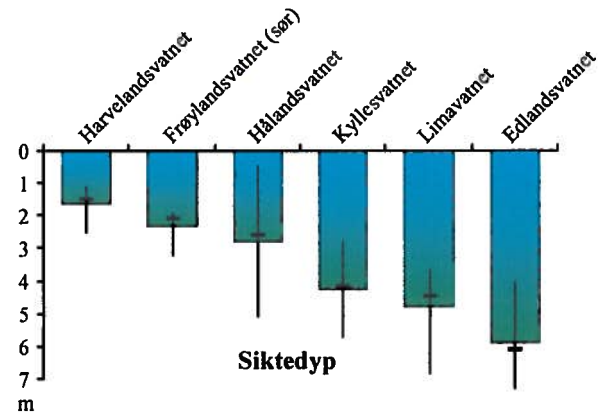
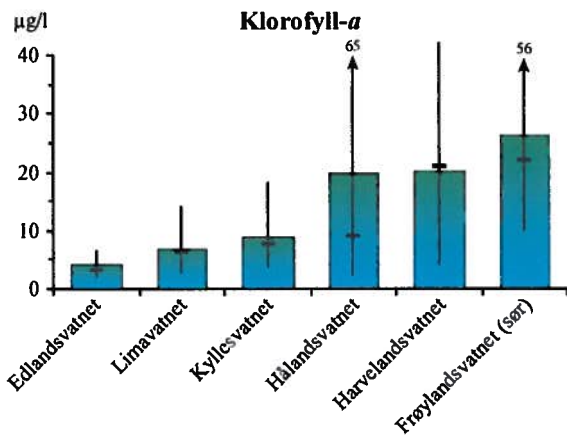
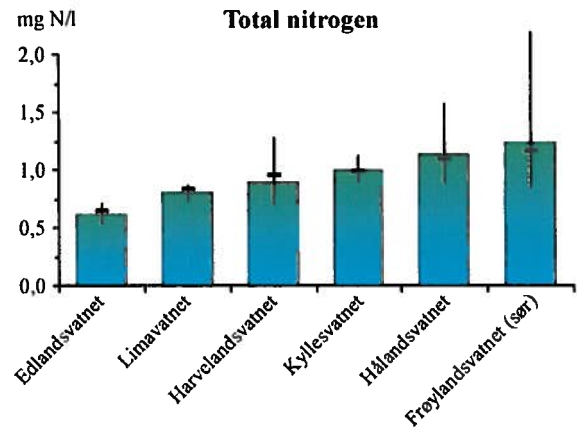
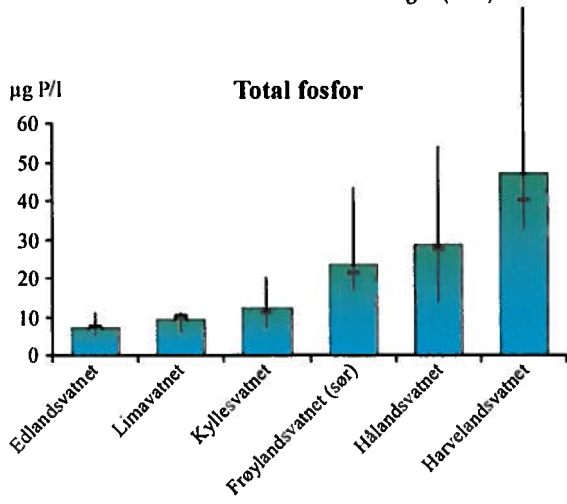
Innsjø:	FRØYLANDSVATNET SØR 2014						
Zooplankton (individer/L), 90 µm	Blandprøve fra overflaten til angitt dyp						
Prøvetakingsnr:	1	2	3	4	5	6	7
Dato:	10.apr	20.mai	17.jun	15.jul	19.aug	16.sep	14.okt
Prøvetakingsdyp:	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-12m	0-12m	0-12m
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	11,0	55,5	23,3	20,0	26,2	29,7	7,7
herav: Nauplier	7,7	29,3	1,5	10,3	14,4	2,4	0,9
Copepoditter	2,2	16,6	19,7	5,6	8,8	26,0	6,4
Adulte	1,1	9,5	2,1	4,1	3,0	1,3	0,4
<i>Cyclops abyssorum</i>	2,6	1,1		0,4			
Copepoditter	2,6	1,1		0,2			
Adulte				0,2			
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	1,1	10,1	3,6	6,4	1,9	0,2	0,7
Copepoditter	0,7	9,7	2,1	2,6	1,5		0,7
Adulte	0,4	0,4	1,5	3,7	0,4	0,2	
<i>Megacyclops</i> sp. copepoditter							
<i>Cyclopoide nauplier</i>	5,6	1,5	1,5	0,6	4,3	0,2	
Sum COPEPODER	20,4	68,2	28,5	27,3	32,3	30,1	8,4
<i>Daphnia galeata</i>	1,5	19,6	1,9	0,9	2,6	8,2	0,7
Adulte hanner							
Adulett hunner	1,5	19,6	1,9	0,9	2,6	8,2	0,7
herav m/egg	0,2	3,0	0,6	0,4	1,1	0,2	0,2
<i>Daphnia cristata</i>		0,2					
Adulte hanner							
Adulett hunner		0,2					
herav m/egg							
<i>Bosmina longirostris</i>	1,3	5,6	0,2				
Adulte hanner		0,2					
Adulett hunner	1,3	5,4	0,2				
herav m/egg	0,7	0,7	0,0				
<i>Leptodora kindtii</i>			0,9	0,4		0,2	
Sum CLADOCERER	2,8	25,4	3,2	1,3	2,6	8,4	0,7
<i>Keratella cochlearis</i>	12,5	224,3	4,9	168,2	17,4	7,7	12,5
herav m/egg	3,9	8,4	0,6	15,0	2,2	0,6	2,8
<i>Keratella quadrata</i>	11,4	142,2	16,3	20,6	13,8	9,2	16,4
herav m/egg	0,6	0,0	0,0	0,0	0,2	1,5	2,1
<i>Filinia cf. longiseta</i>	15,9	0,9		1,9	2,4		0,7
herav m/egg	0,4	0,0		0,0	0,0		0,0
<i>Pompholyx sulcata</i>				130,8	16,1		
herav m/egg				15,0	2,6		
<i>Brachionus calyciflorus</i>							
<i>Euchlanis dilatata</i>		1,3	1,1	8,4	6,2	24,9	
<i>Polyarthra</i> spp.	0,7				0,2		
<i>Synchaeta</i> spp.							0,6
<i>Asplanchna priodonta</i>	2,2	25,0	0,9	8,6	80,2		0,2
<i>Lecane</i> sp.							
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	0,2	23,6					
<i>Trichocerca</i> sp.	0,9	7,5					4,1
Ubestemte arter							
Sum ROTATORIER	47,5	481,3	28,3	346,0	138,3	41,7	34,8
ZOOPLANKTON totalt	70,7	575,0	60,0	374,6	173,3	80,2	43,9
% Copepoder	28,8	11,9	47,5	7,3	18,7	37,5	19,1
% Cladocerer	4,0	4,4	5,4	0,3	1,5	10,5	1,7
% Rotatorier	67,2	83,7	47,2	92,4	79,8	52,0	79,1

Makrofiltrerere 2014

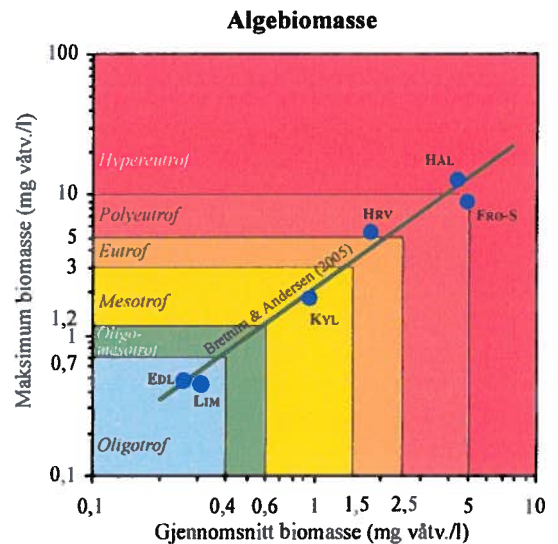


Mikrofiltrerere 2014



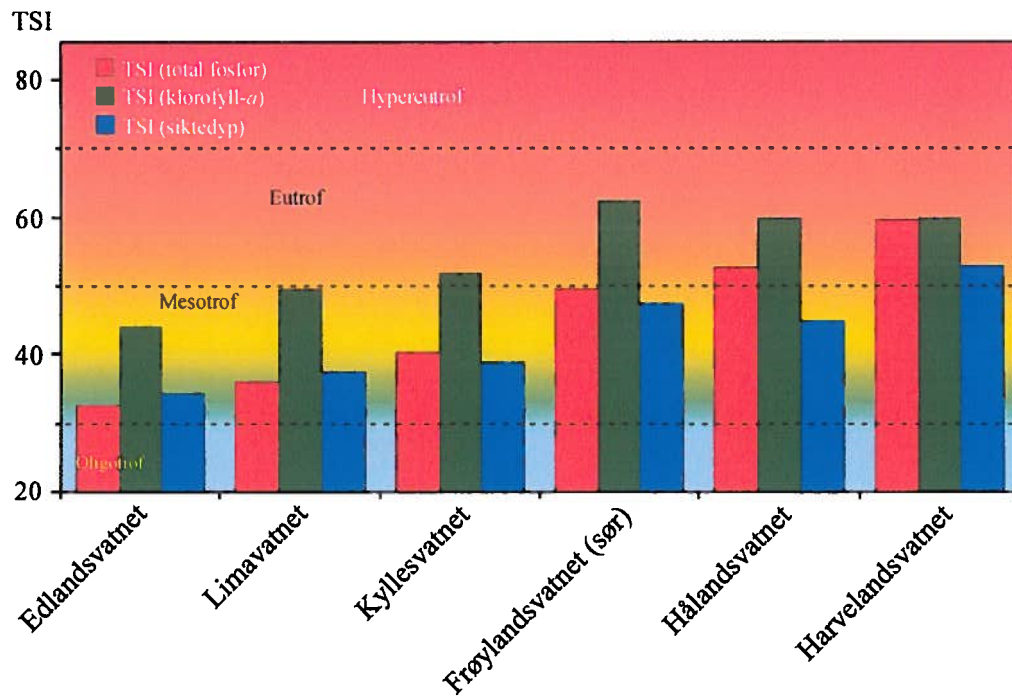


■ Middelverdi
┆ Maksimum
+ Median
┆ Minimum

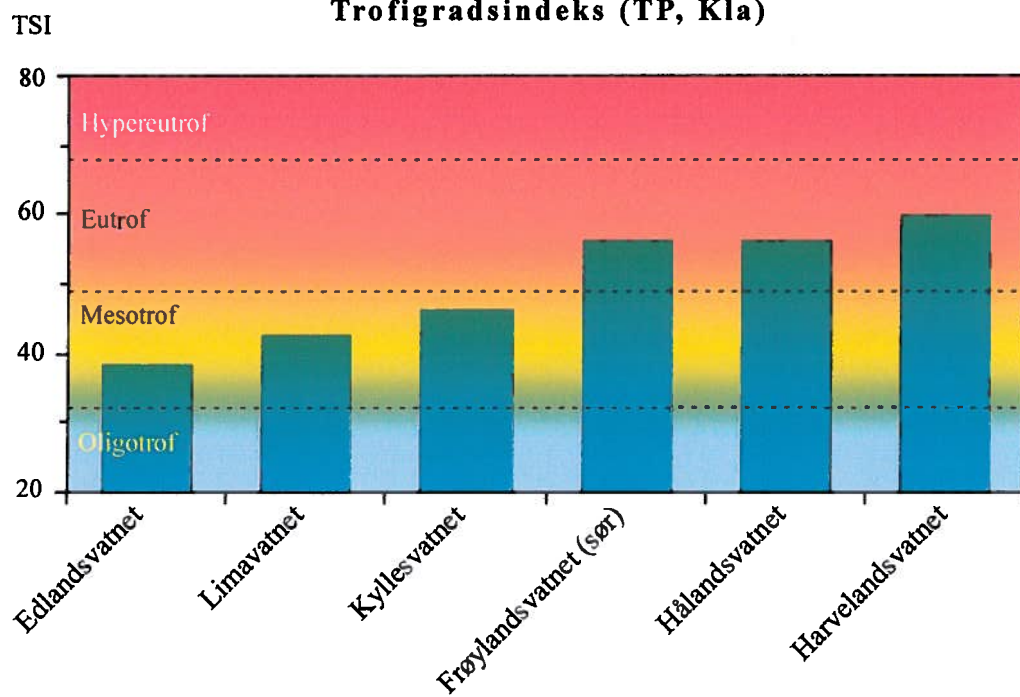


Regresjonslinje fra: Brettum, P. & T. Andersen, 2005.
 The use of phytoplankton as indicators of water quality.
 NIVA, rapport nr. 4818-2005.

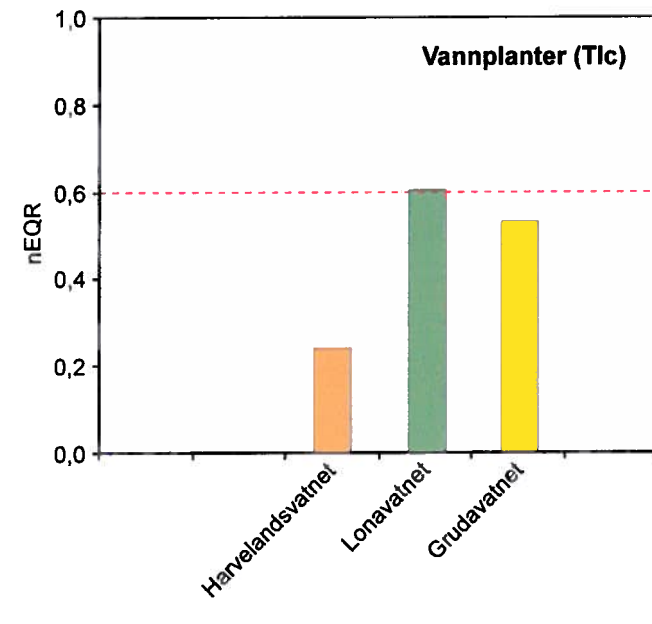
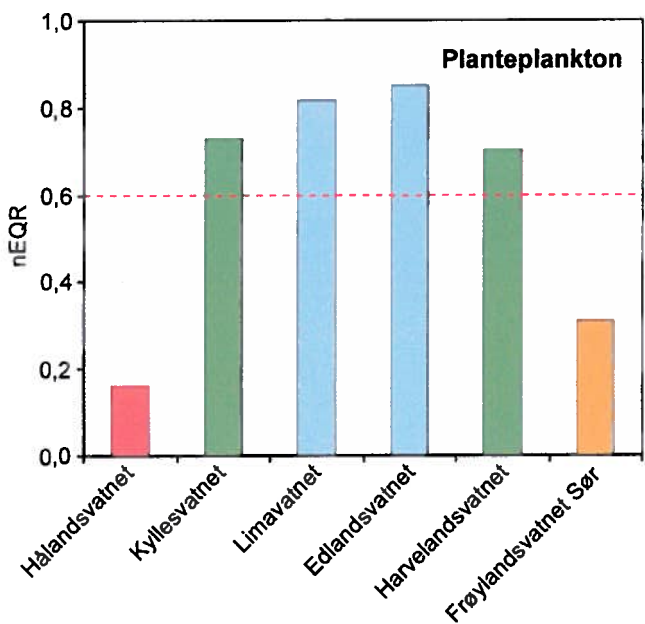
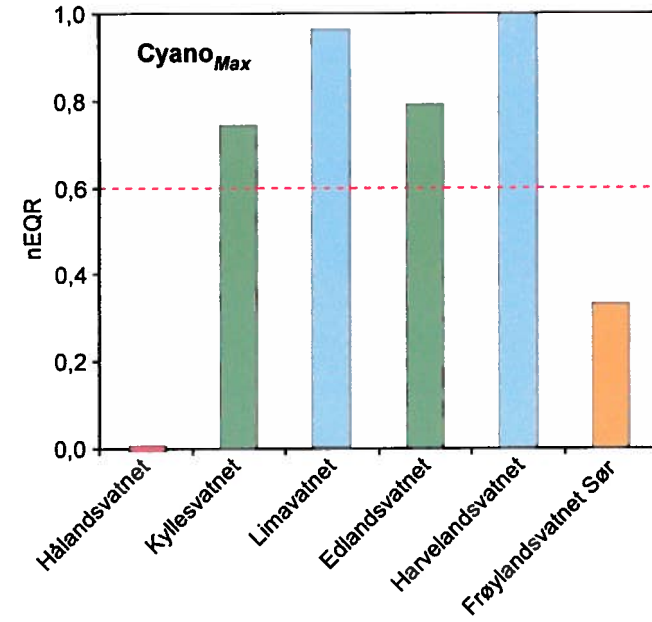
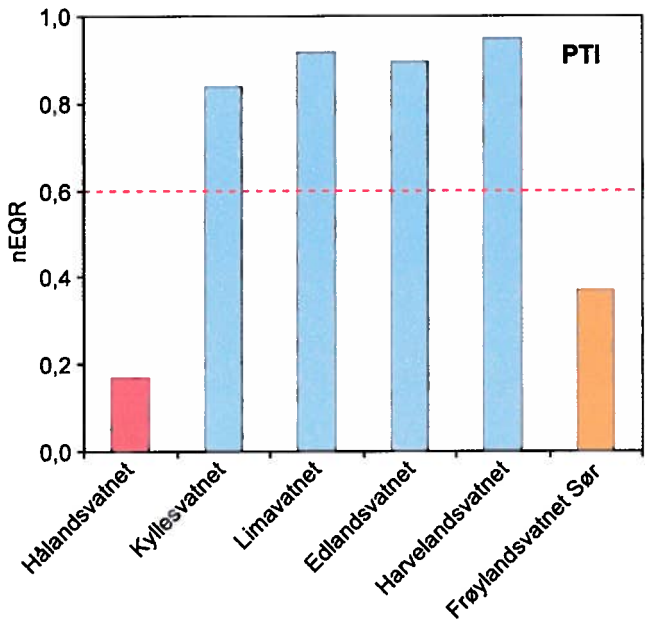
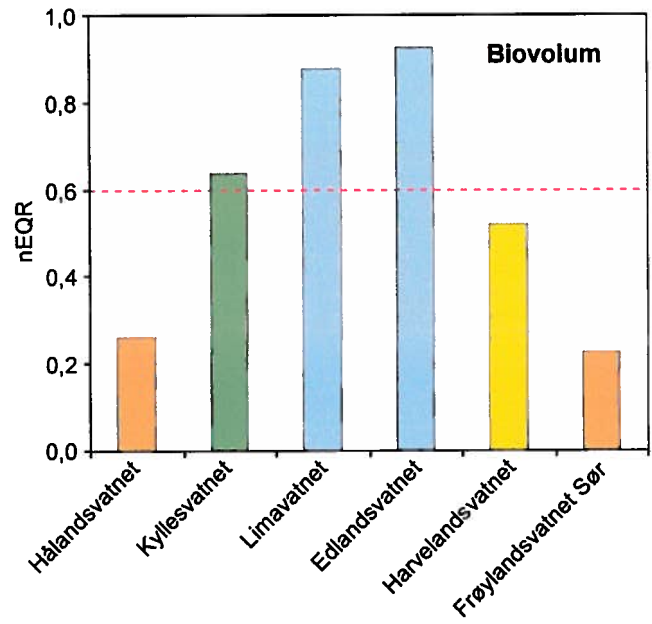
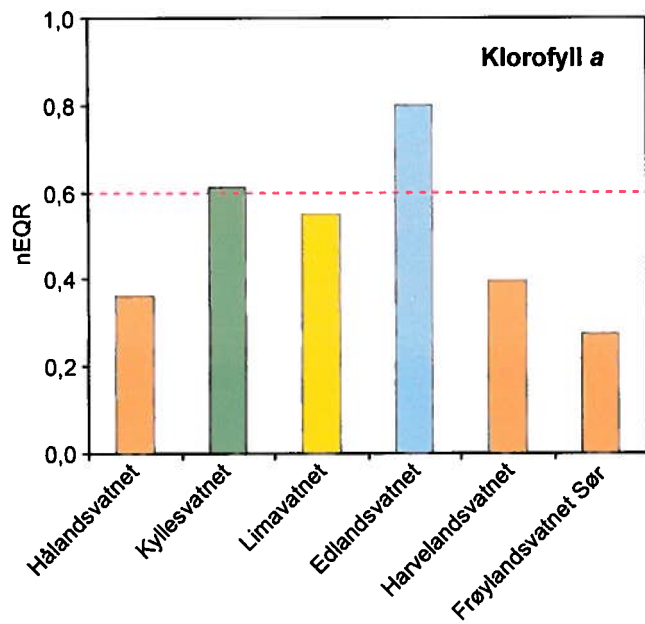
Trofigradsindeks



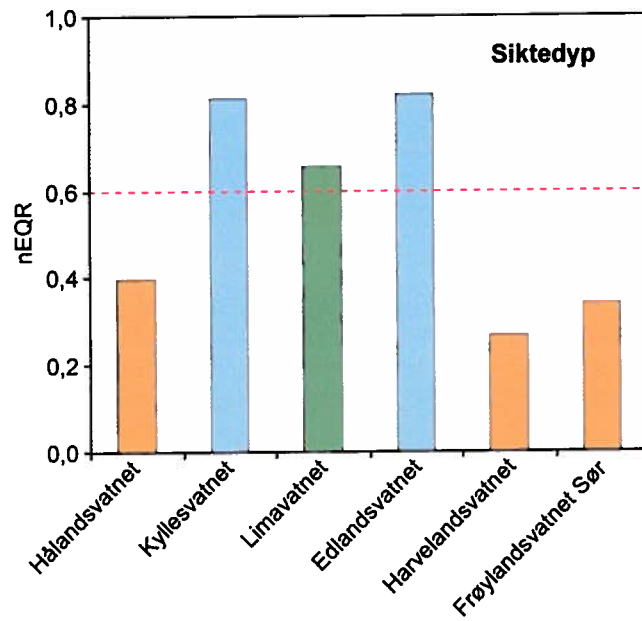
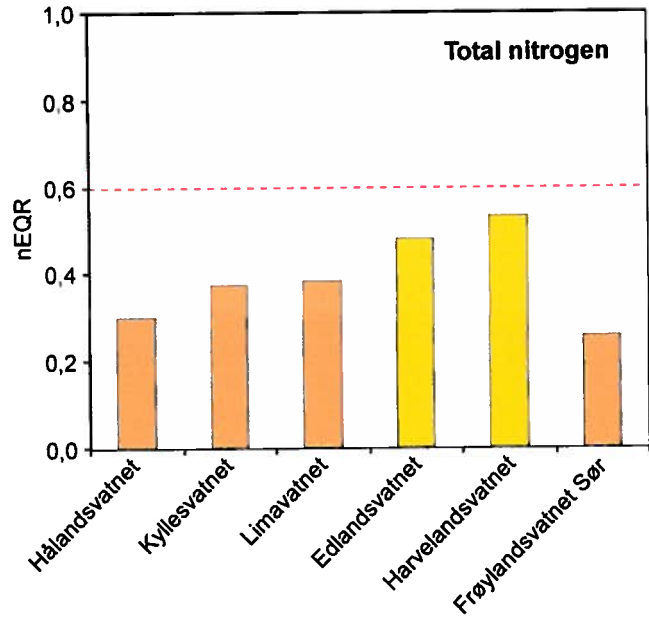
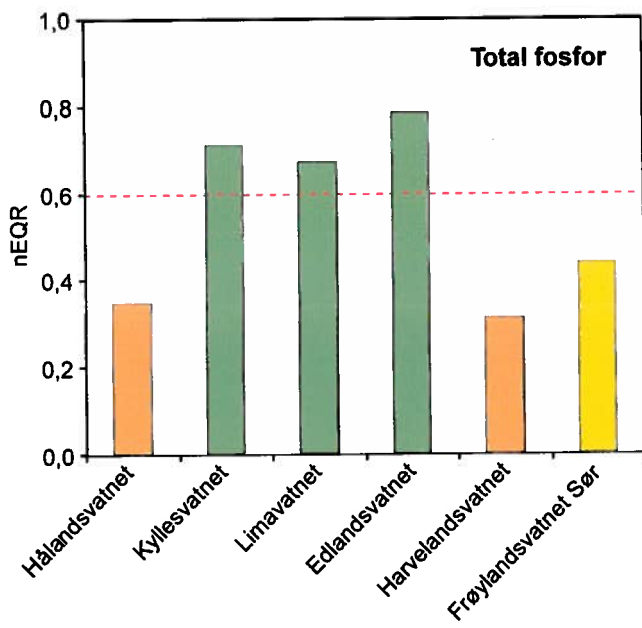
Trofigradsindeks (TP, Kla)



Innsjøer 2014: Beregnede normaliserte EQR-verdier

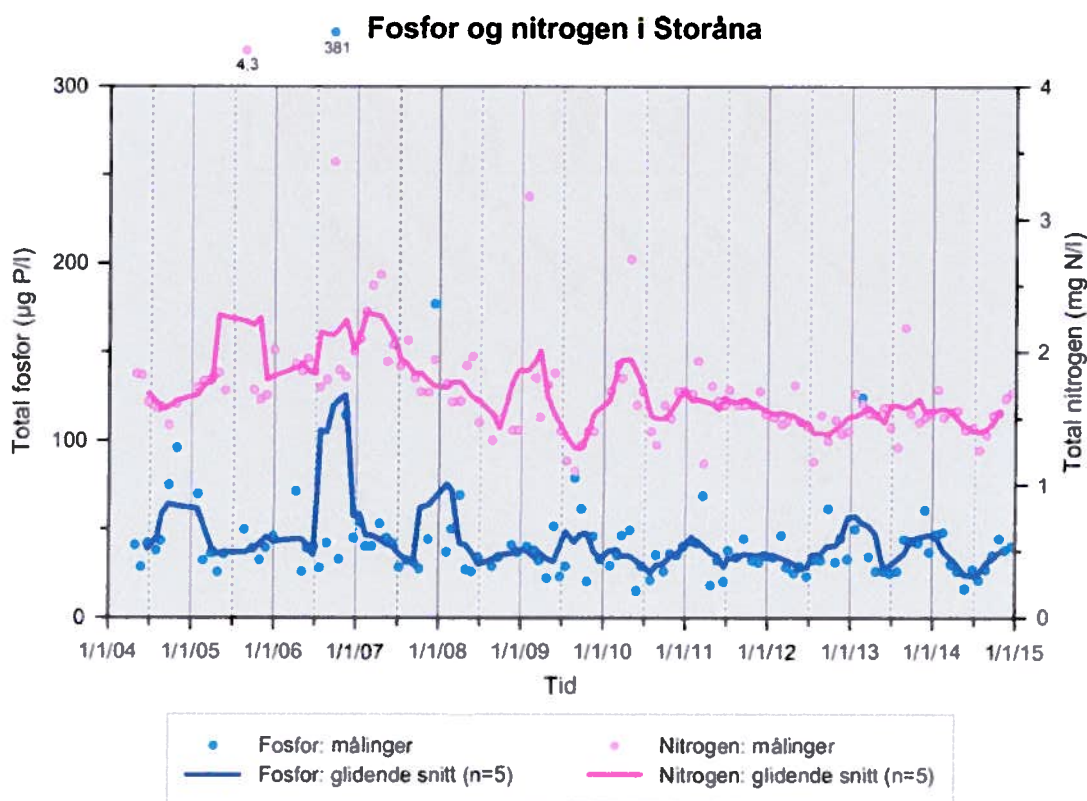
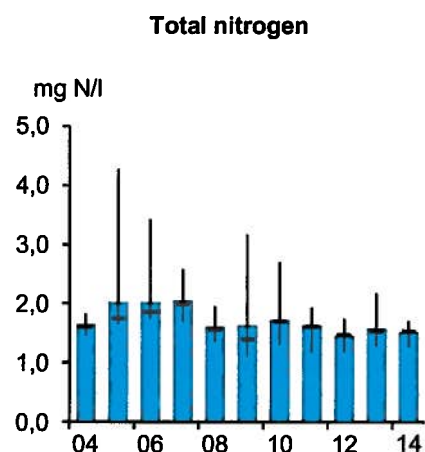
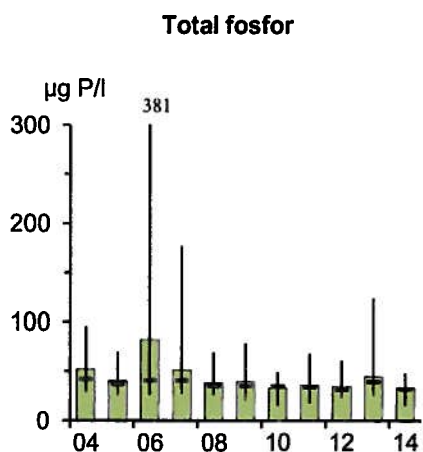


Innsjøer 2014: Beregnede normaliserte EQR-verdier



Storåna

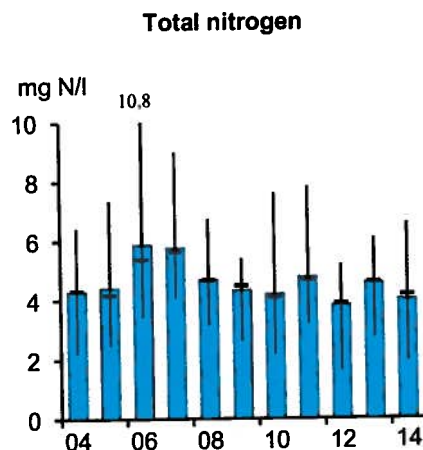
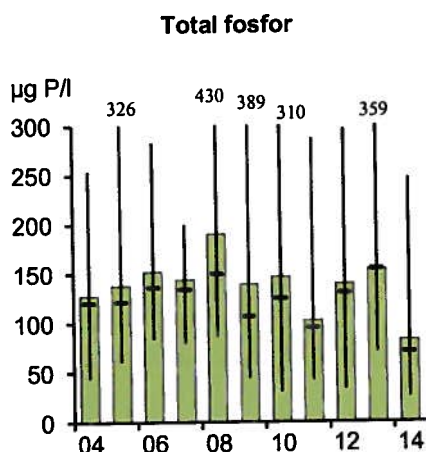
Ar	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	52	41	82	51	38	40	33	36	35	45	33	1,64	2,02	2,02	2,05	1,60	1,62	1,72	1,62	1,45	1,57	1,52
Max	95	70	381	177	69	79	49	68	61	124	48	1,83	4,27	3,43	2,58	1,96	3,17	2,70	1,93	1,75	2,18	1,71
Min	29	26	26	28	26	20	15	18	23	25	16	1,45	1,64	1,73	1,69	1,34	1,10	1,30	1,16	1,17	1,28	1,26
Median	42	38	41	41	36	36	35	35	32	40	33	1,61	1,76	1,86	2,00	1,56	1,40	1,70	1,62	1,47	1,53	1,53
Antall	7	10	10	12	10	12	12	12	12	12	12	7	10	10	12	10	11	12	12	12	12	12



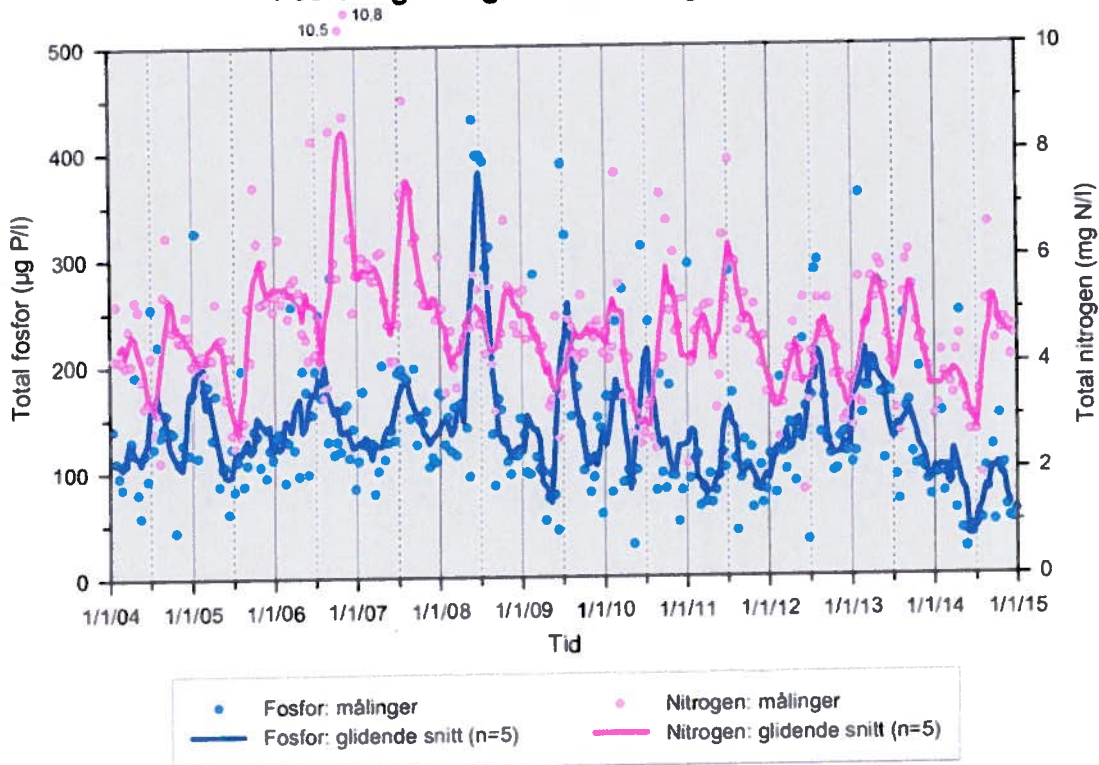
Skas-Heigre kanalen

Ar	Total fosfor (µg/l)											
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	
Snitt	128	138	152	144	190	139	147	102	139	154	82	
Max	254	326	283	200	430	389	310	287	297	359	247	
Min	44	61	84	79	86	44	30	42	33	70	25	
Median	121	122	136	134	150	107	125	95	131	155	71	
Antall	26	26	25	26	26	26	26	26	26	26	26	

Ar	Total nitrogen (mg/l)											
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	
Snitt	4,29	4,40	5,87	5,79	4,70	4,33	4,21	4,79	3,84	4,59	4,02	
Max	6,44	7,36	10,8	8,99	6,73	5,39	7,60	7,82	5,20	6,10	6,60	
Min	2,20	2,45	3,40	4,07	3,13	2,61	2,13	3,17	1,60	2,70	1,90	
Median	4,31	4,18	5,38	5,65	4,66	4,49	4,10	4,67	3,88	4,60	4,15	
Antall	26	26	25	26	26	26	26	26	26	26	26	



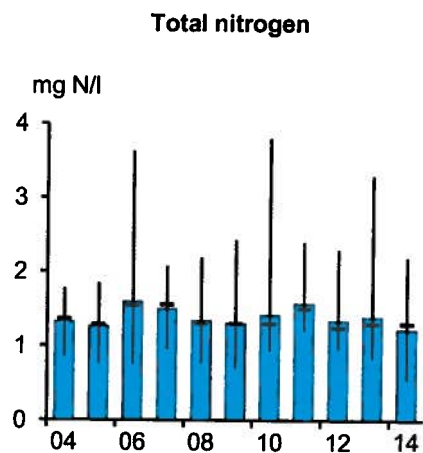
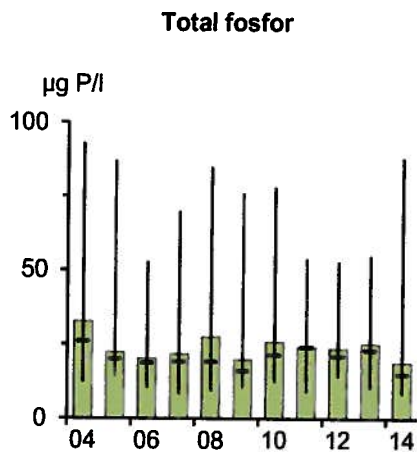
Fosfor og nitrogen i Skas-Heigre kanalen



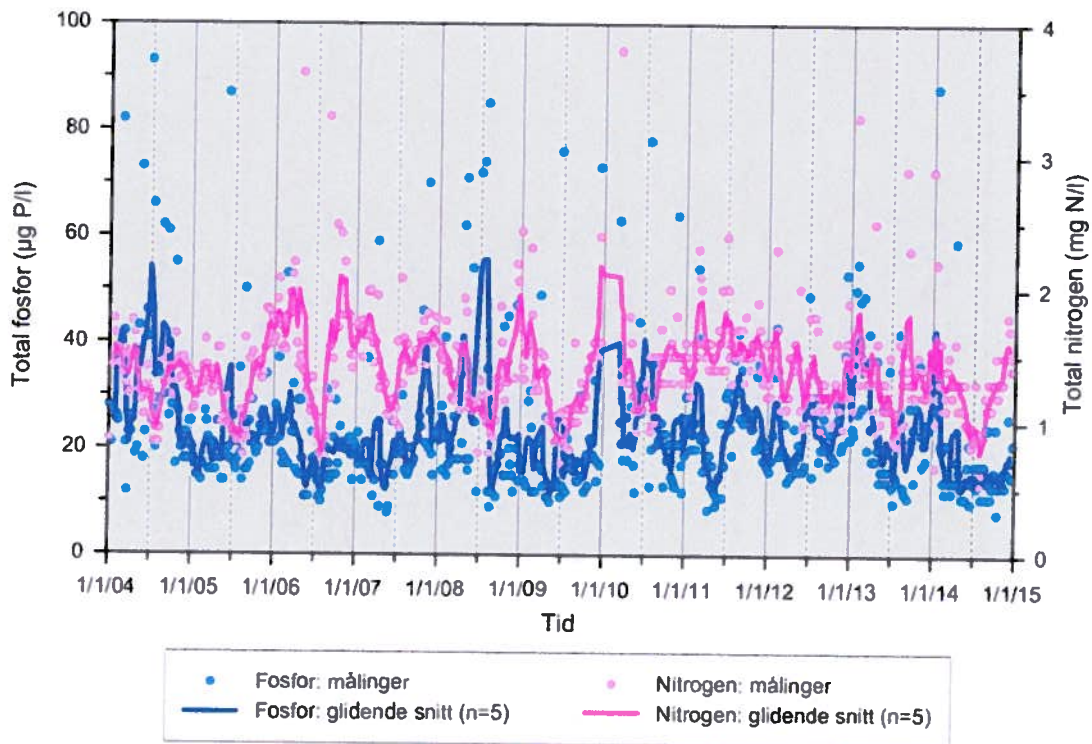
Figgjo v/Bore

Ar	Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	33	22	20	22	28	20	26	24	24	25	19
Max	93	87	53	70	85	76	78	54	53	55	88
Min	12	14	10	8	9	10	12	9	14	10	8
Median	26	20	19	19	19	16	22	24	21	23	15
Antall	47	52	51	50	46	52	40	52	51	51	52

	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	1,33	1,27	1,59	1,50	1,34	1,31	1,42	1,58	1,34	1,40	1,23
Max	1,77	1,85	3,63	2,08	2,19	2,44	3,80	2,40	2,30	3,30	2,20
Min	0,84	0,75	0,74	0,95	0,77	0,70	0,93	1,20	0,95	0,83	0,54
Median	1,36	1,28	1,54	1,56	1,31	1,30	1,30	1,50	1,25	1,30	1,30
Antall	47	52	51	50	44	52	40	52	52	52	52



Fosfor og nitrogen i Figgjo v/Bore

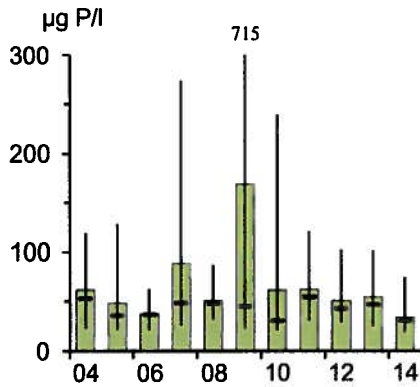


Frøylandsåna

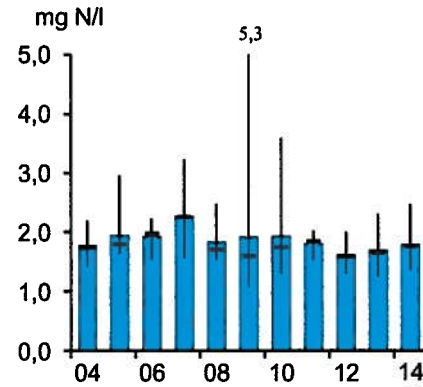
Ar	Total fosfor (µg/l)											
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	
Snitt	62	48	38	89	51	169	62	62	51	55	35	
Max	120	129	63	274	87	715	240	121	103	102	75	
Min	23	21	21	26	32	22	21	31	29	25	19	
Median	53	37	37	49	49	46	31	55	44	48	32	
Antall	8	12	12	12	12	12	10	12	12	12	12	

Ar	Total nitrogen (mg/l)											
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	
Snitt	1,78	1,95	1,93	2,27	1,84	1,92	1,93	1,81	1,62	1,69	1,79	
Max	2,20	2,95	2,23	3,23	2,48	5,30	3,60	2,03	2,01	2,32	2,47	
Min	1,42	1,63	1,53	1,55	1,53	1,07	1,30	1,52	1,29	1,24	1,35	
Median	1,74	1,81	1,98	2,26	1,71	1,60	1,75	1,85	1,60	1,66	1,77	
Antall	8	12	12	12	12	12	10	12	12	12	12	

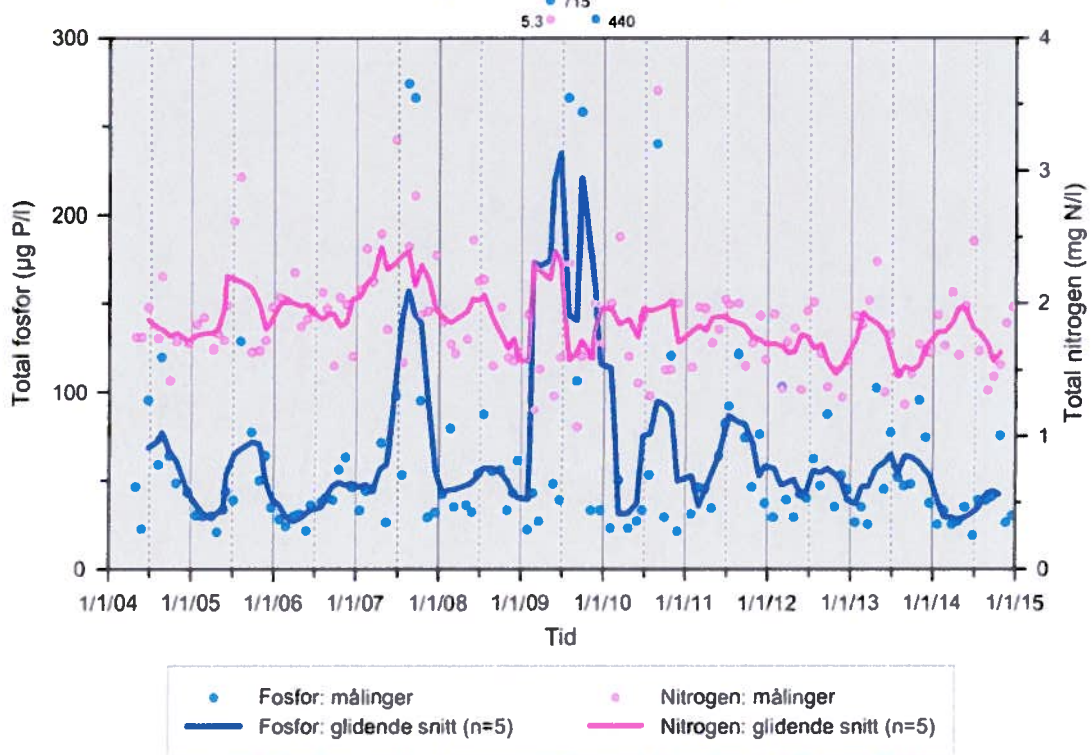
Total fosfor



Total nitrogen



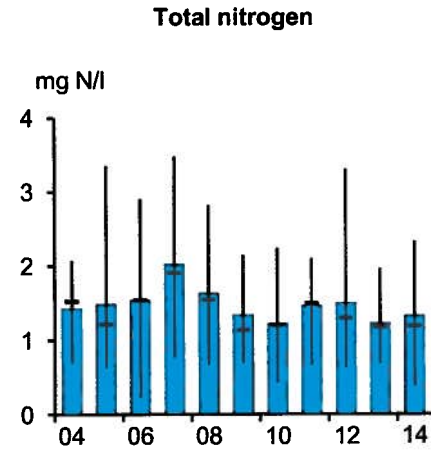
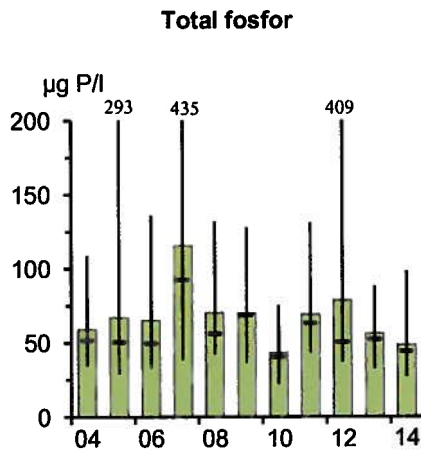
Fosfor og nitrogen i Frøylandsåna



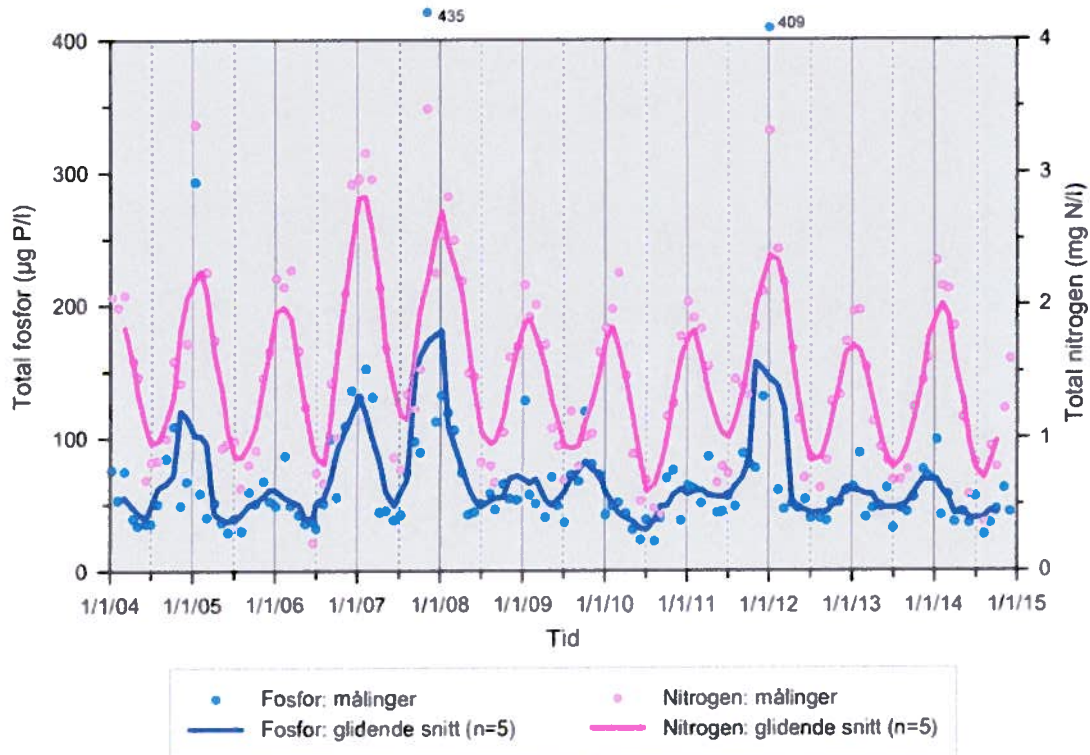
Orre-elva v/utløp

År	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	59	67	65	116	70	70	43	69	79	56	48
Max	109	293	136	435	132	128	75	131	409	88	98
Min	34	29	32	38	42	36	22	43	37	32	27
Median	52	51	50	93	56	69	41	63	51	52	44
Antall	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	1,43	1,49	1,54	2,02	1,63	1,34	1,22	1,46	1,50	1,22	1,32
Max	2,08	3,36	2,91	3,48	2,82	2,15	2,24	2,10	3,31	1,96	2,33
Min	0,68	0,62	0,21	0,76	0,66	0,68	0,42	0,66	0,62	0,68	0,37
Median	1,52	1,22	1,54	1,91	1,55	1,14	1,21	1,49	1,30	1,18	1,19
Antall	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12



Fosfor og nitrogen i Orre-elva v/utløp

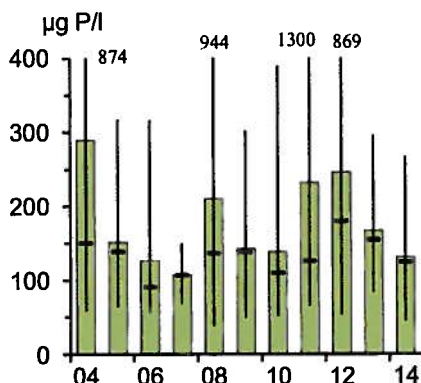


Salteåna

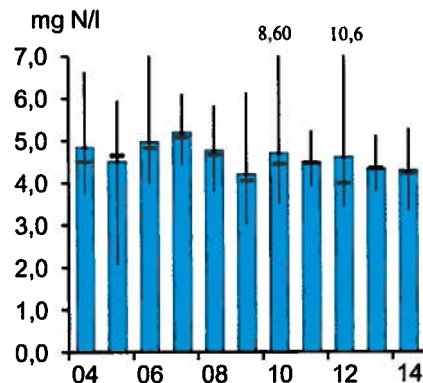
Ar	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	289	151	127	108	211	143	138	232	246	167	131
Max	874	317	317	150	944	302	390	1300	869	296	267
Min	59	64	56	67	38	49	51	65	53	83	45
Median	150	139	91	107	137	139	110	126	180	155	125
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

Ar	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	4,85	4,52	4,99	5,21	4,78	4,22	4,72	4,50	4,62	4,35	4,30
Max	6,63	5,96	7,22	6,10	5,83	6,14	8,60	5,24	10,6	5,1	5,3
Min	3,71	2,07	3,98	4,43	3,77	3,00	3,50	3,90	3,41	3,77	3,33
Median	4,52	4,65	4,84	5,10	4,68	4,05	4,45	4,48	4,00	4,35	4,23
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

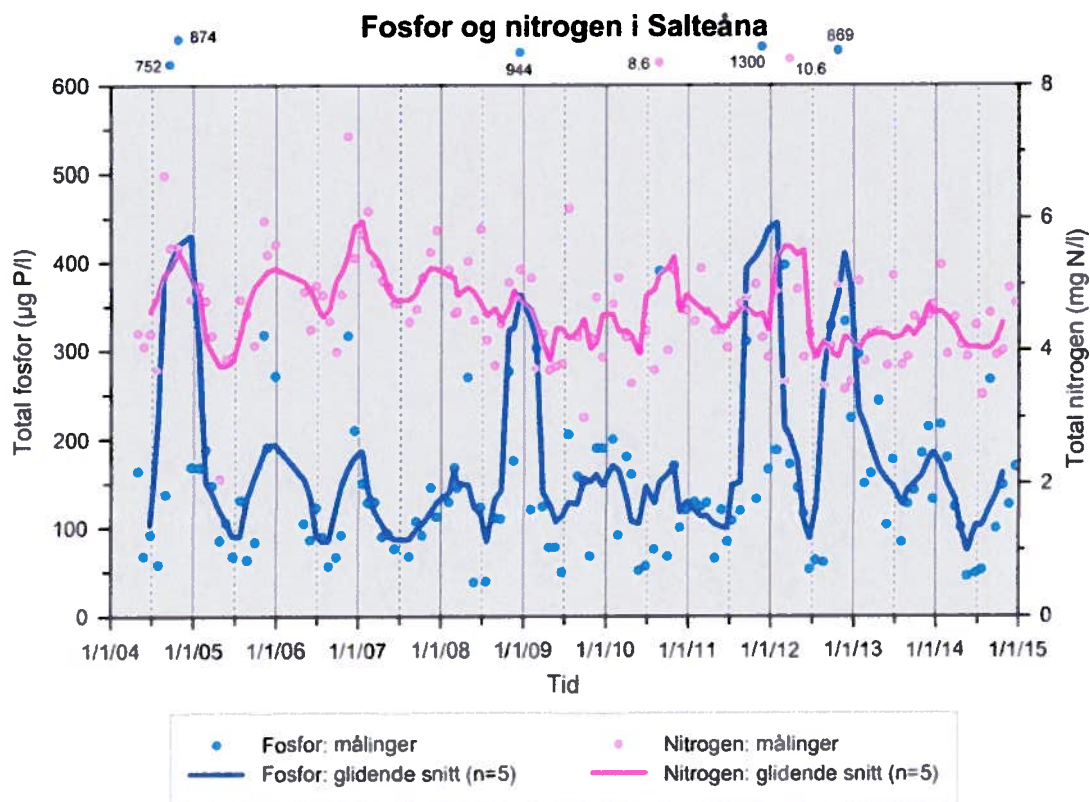
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Salteåna

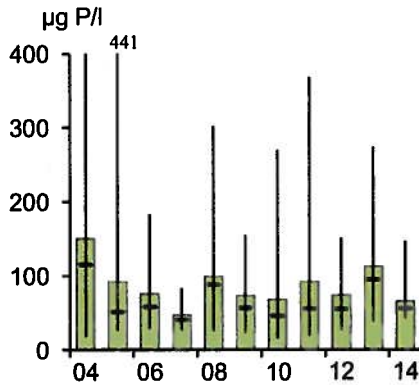


Håelva: Tverråna

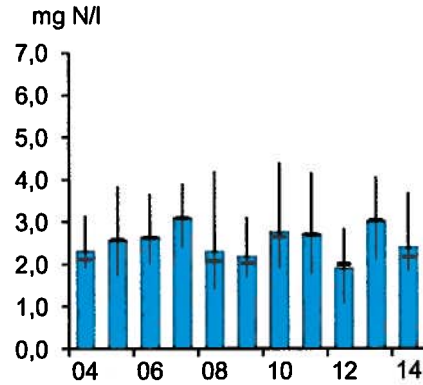
År	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	150	92	76	47	99	73	68	92	74	113	65
Max	404	441	183	83	303	155	270	369	151	274	147
Min	17	26	28	26	25	22	15	18	26	37	42
Median	115	52	58	41	88	57	46	56	56	95	56
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	2,30	2,57	2,65	3,09	2,31	2,19	2,77	2,71	1,90	3,02	2,40
Max	3,15	3,84	3,66	3,91	4,20	3,10	4,40	4,17	2,85	4,06	3,70
Min	1,91	1,72	2,00	2,39	1,40	1,69	1,90	1,76	1,07	2,11	1,83
Median	2,13	2,58	2,62	3,09	2,08	2,04	2,65	2,69	2,00	3,03	2,18
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

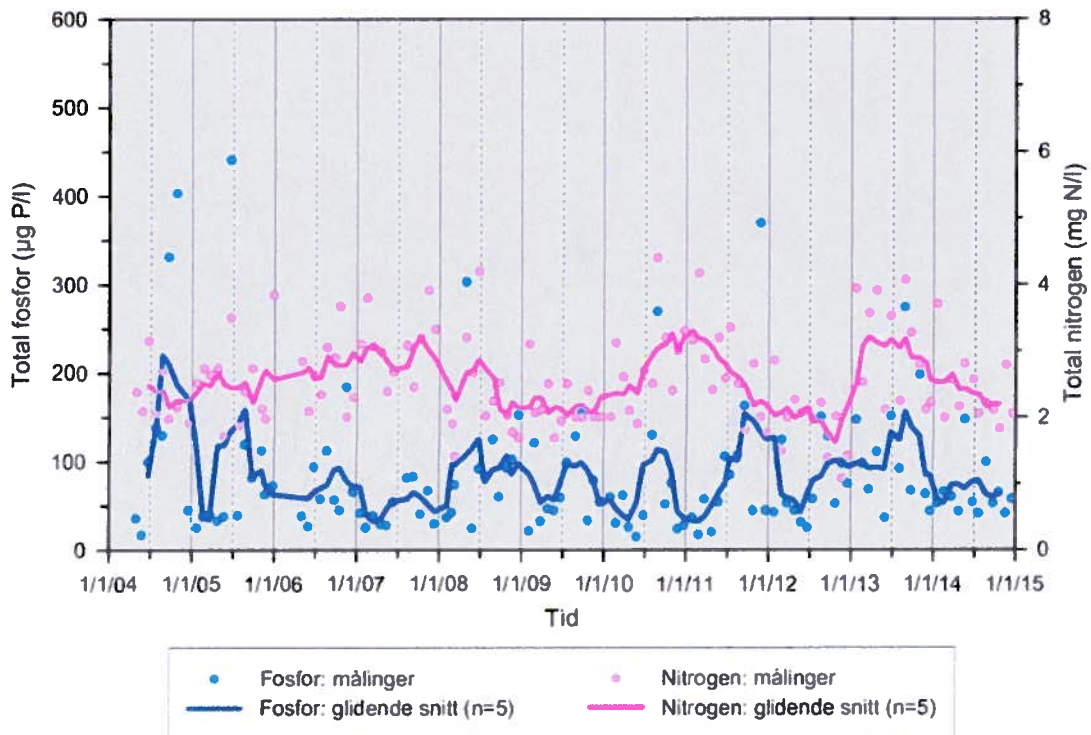
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Håelva: Tverråna

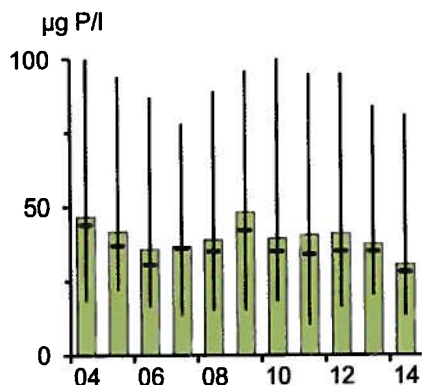


Håelva

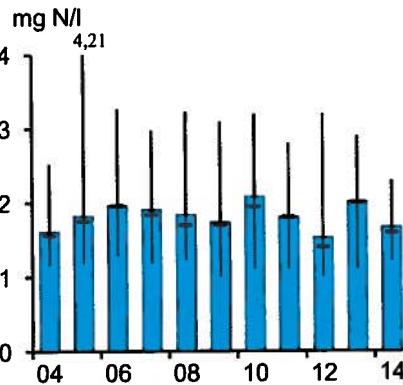
Ar	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	47	42	36	37	39	48	39	40	41	37	31
Max	100	94	87	78	89	96	100	95	95	84	81
Min	18	22	16	13	15	15	18	10	16	20	13
Median	44	37	31	36	35	42	35	34	35	35	28
Antall	49	45	50	44	35	50	41	51	51	14	39

Ar	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	1,61	1,83	1,96	1,91	1,84	1,74	2,09	1,81	1,53	2,01	1,67
Max	2,53	4,21	3,27	2,98	3,23	3,10	3,20	2,80	3,20	2,90	2,30
Min	1,16	1,18	1,28	1,18	1,22	0,99	1,10	1,10	1,00	1,10	1,20
Median	1,56	1,76	1,96	1,84	1,70	1,70	1,95	1,80	1,40	2,00	1,60
Antall	50	44	50	44	35	49	42	51	51	14	41

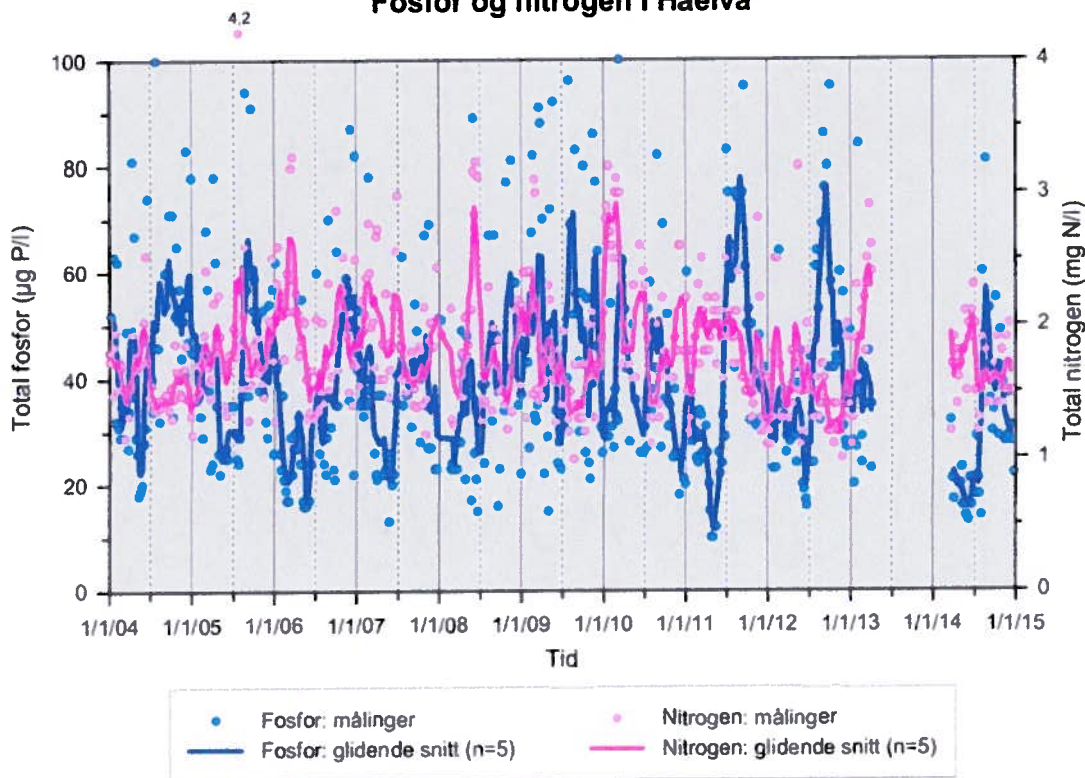
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Håelva

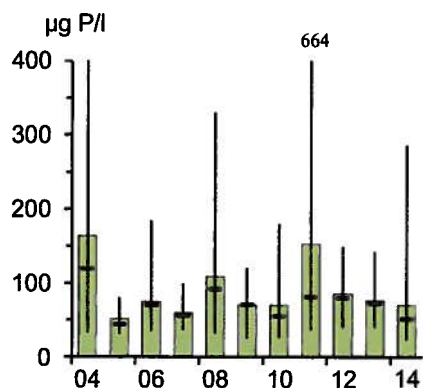


Nordre Varhaugselv

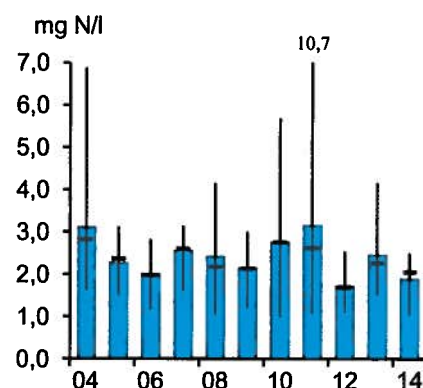
Ar	Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	164	52	75	60	109	70	70	153	86	76	70
Max	404	81	185	100	331	121	180	664	149	143	287
Min	33	31	34	36	31	25	26	36	39	40	22
Median	120	45	70	56	92	71	56	82	80	73	52
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	21

Ar	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	3,12	2,28	2,02	2,56	2,41	2,15	2,77	3,16	1,72	2,46	1,90
Max	6,88	3,13	2,84	3,15	4,16	3,00	5,70	10,7	2,54	4,17	2,51
Min	1,61	1,50	1,14	1,59	1,02	1,20	0,99	1,06	1,09	1,50	1,02
Median	2,83	2,37	1,98	2,60	2,19	2,14	2,75	2,62	1,69	2,27	2,06
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

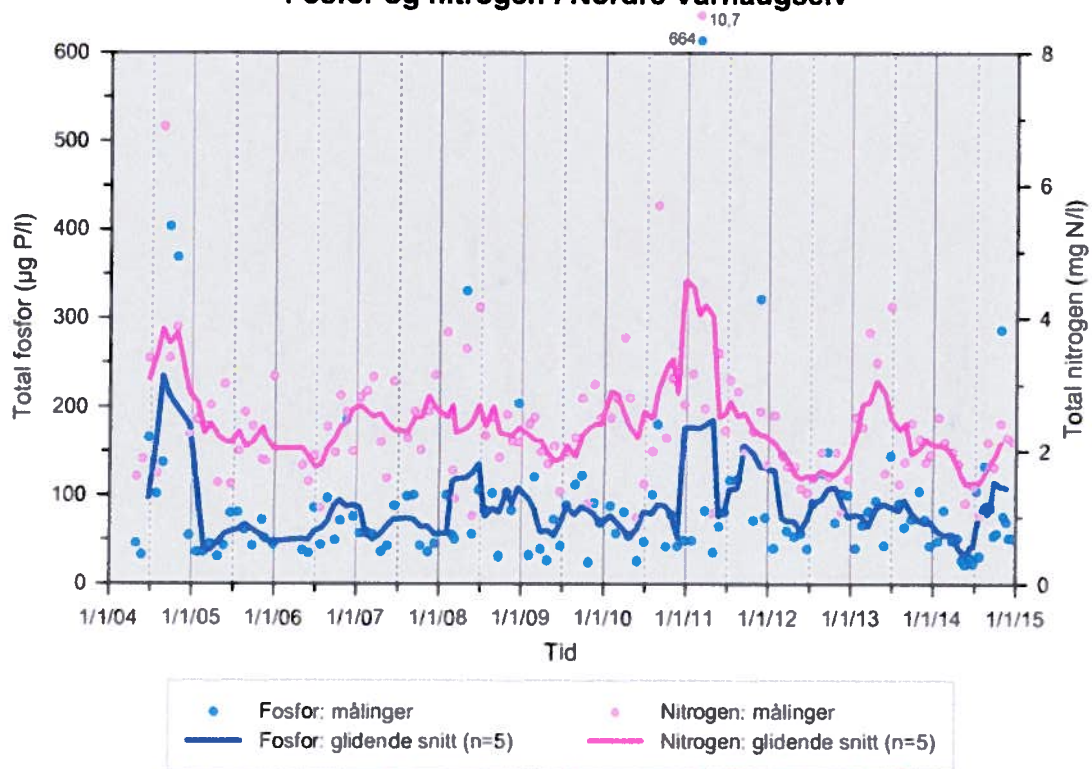
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Nordre Varhaugselv

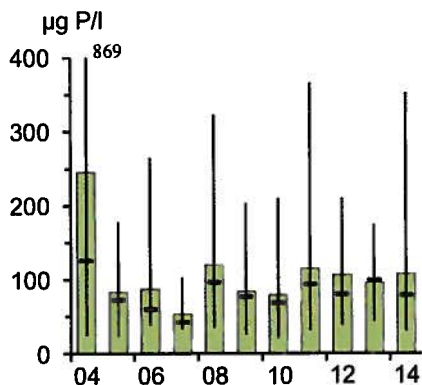


Søndre Varhaugselv

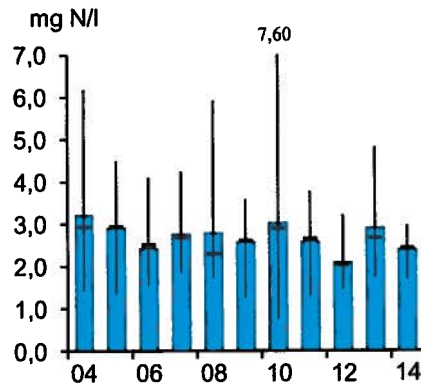
Ar	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	246	83	87	53	120	84	79	115	107	96	108
Max	869	178	266	103	323	203	210	366	210	175	353
Min	24	23	38	33	35	26	20	31	38	43	30
Median	126	73	60	43	97	77	69	94	81	99	79
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	21

Ar	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	3,21	2,91	2,41	2,76	2,79	2,58	3,04	2,58	2,09	2,91	2,40
Max	6,18	4,49	4,11	4,24	5,92	3,60	7,60	3,77	3,21	4,82	2,97
Min	1,42	1,33	1,54	1,84	1,71	1,24	0,74	1,27	1,45	1,73	1,68
Median	2,94	2,94	2,50	2,68	2,30	2,60	2,90	2,64	2,04	2,68	2,42
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

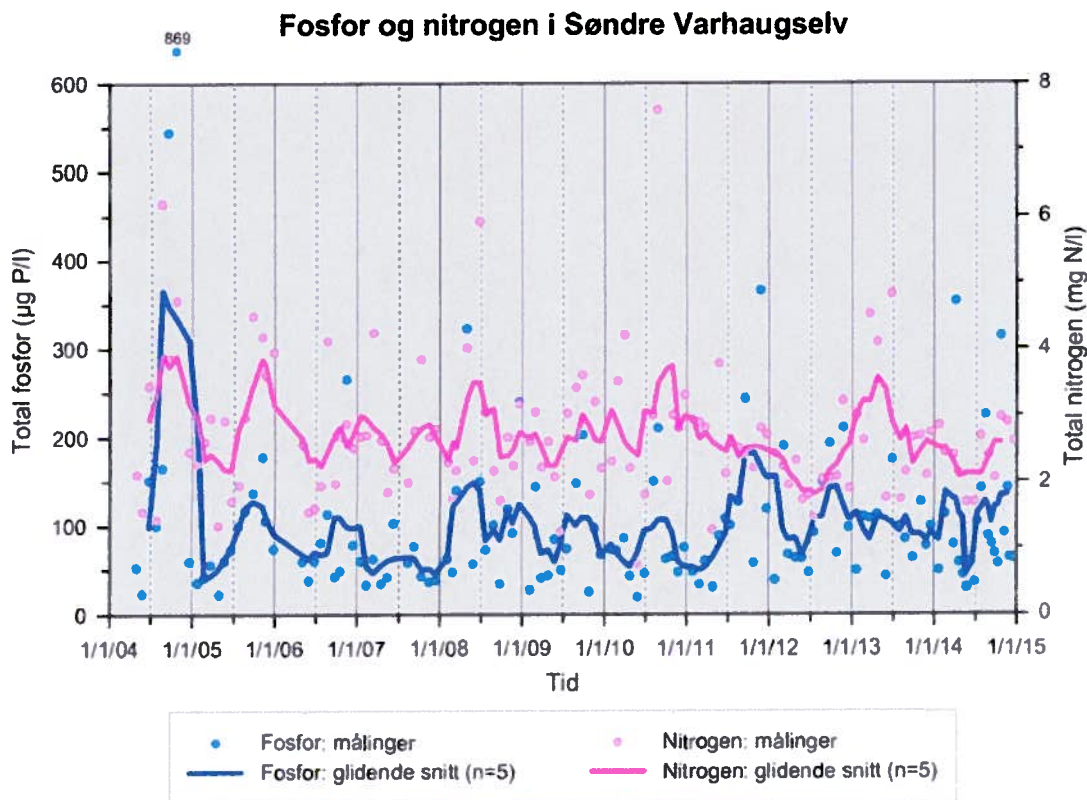
Total fosfor



Total nitrogen



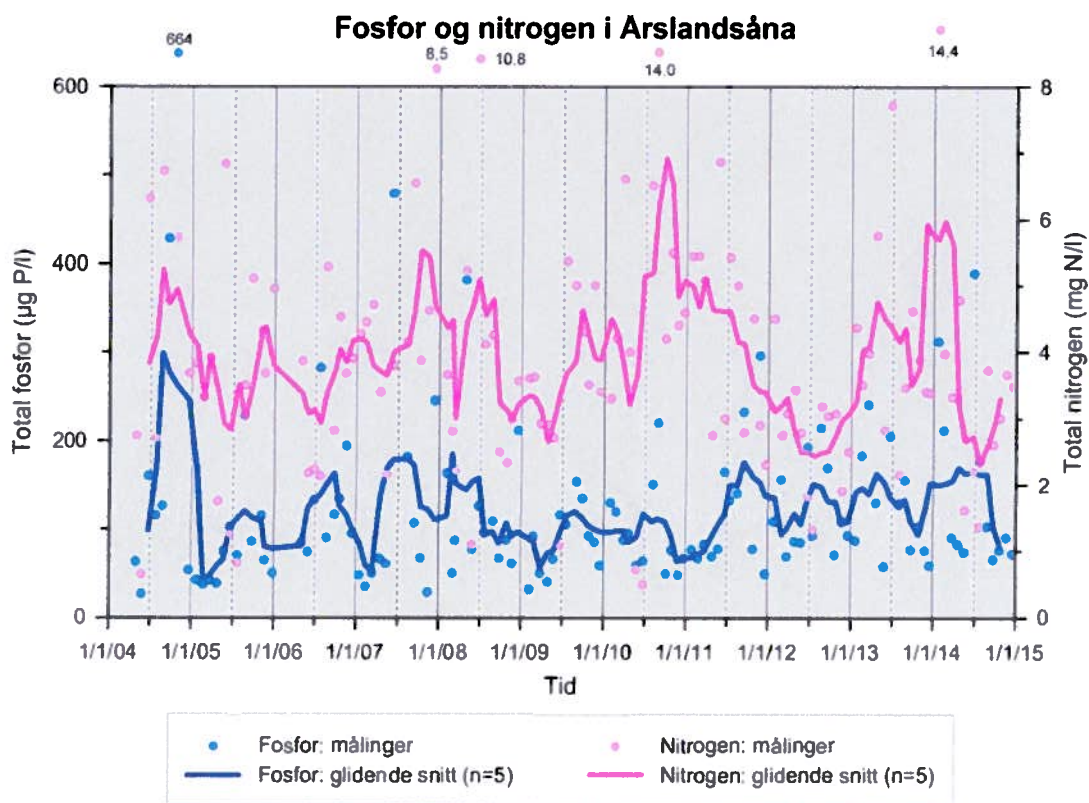
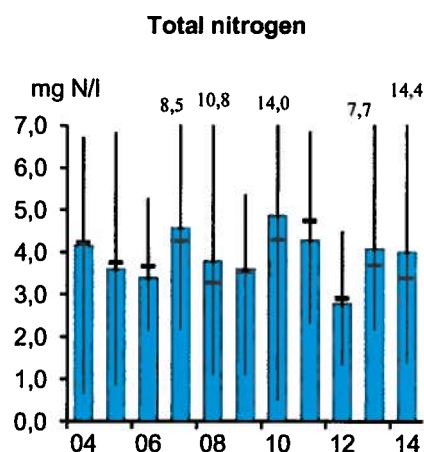
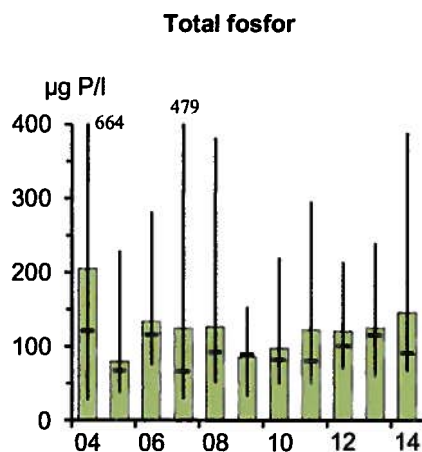
Fosfor og nitrogen i Søndre Varhaugselv



Årslandsåna

Ar	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	205	79	134	125	127	85	97	122	121	125	145
Max	664	229	282	479	382	153	220	296	214	240	389
Min	27	37	74	29	50	32	48	49	69	58	66
Median	121	67	116	67	92	89	82	81	101	116	91
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

Ar	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	4,17	3,61	3,40	4,59	3,80	3,62	4,88	4,29	2,78	4,08	4,01
Max	6,73	6,83	5,28	8,50	10,8	5,37	14,0	6,86	4,50	7,71	14,4
Min	0,65	0,83	2,13	2,16	1,09	1,08	0,49	2,30	1,32	2,15	1,36
Median	4,23	3,75	3,67	4,28	3,28	3,55	4,30	4,75	2,92	3,69	3,40
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

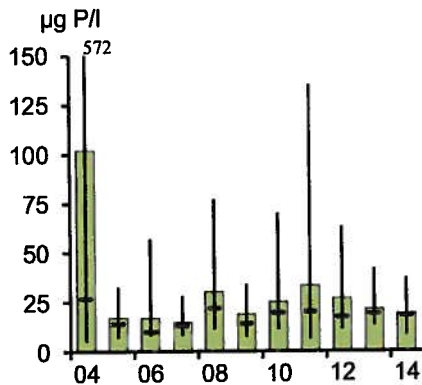


Kvassheimsåna

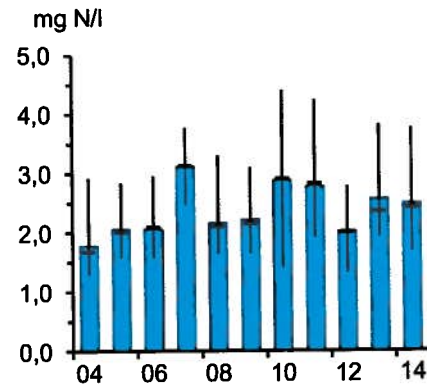
År	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	102	17	17	15	30	19	25	33	27	21	19
Max	572	33	57	28	77	34	70	135	63	42	37
Min	5	7	8	8	11	7	11	6	11	13	8
Median	27	14	10	13	22	14	20	20	18	19	18
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	1,78	2,06	2,06	3,12	2,17	2,22	2,88	2,77	2,01	2,57	2,50
Max	2,92	2,84	2,96	3,77	3,30	3,10	4,40	4,24	2,78	3,82	3,76
Min	1,28	1,58	1,56	2,46	1,63	1,64	1,40	1,90	1,31	1,92	1,67
Median	1,68	2,01	2,08	3,12	2,10	2,15	2,90	2,82	2,00	2,35	2,42
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

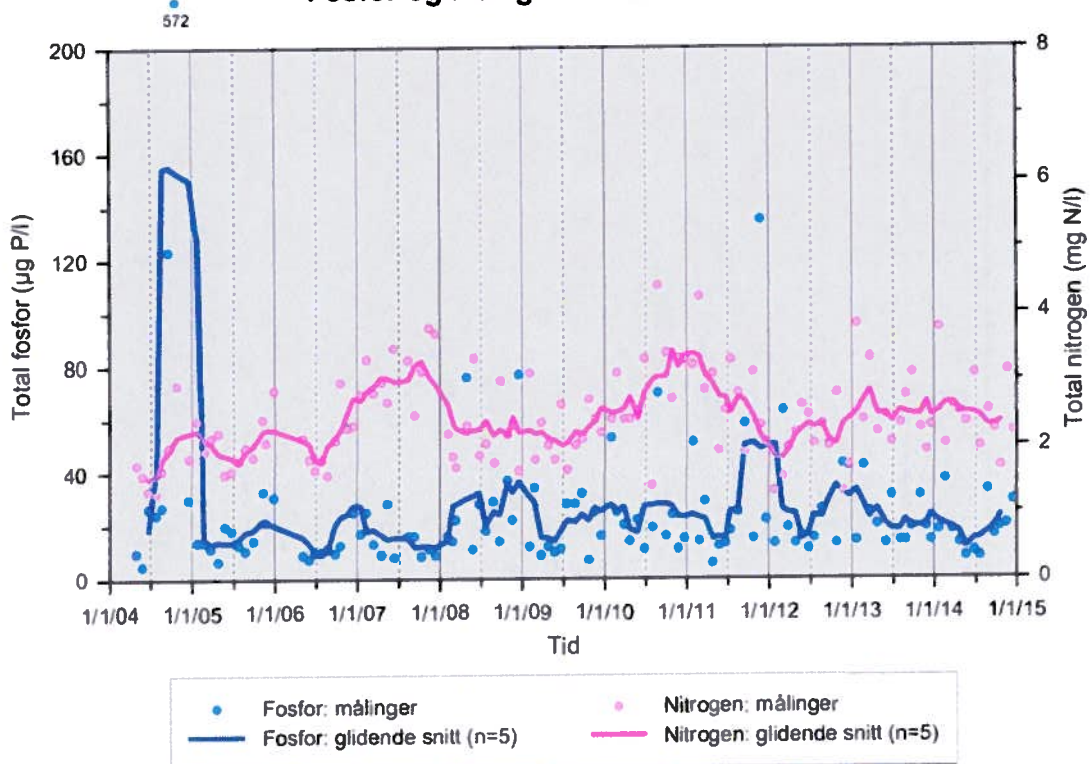
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Kvassheimsåna

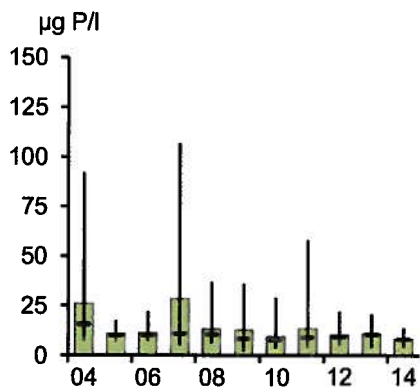


Fuglestadåna

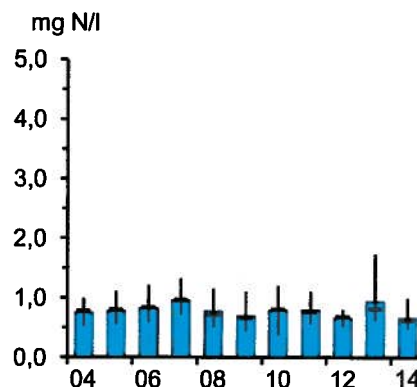
År	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	26	11	11	29	13	13	9	14	10	11	9
Max	92	18	22	107	37	36	29	58	22	21	14
Min	7	6	7	5	6	2	4	4	5	4	4
Median	16	10	10	11	11	8	8	9	10	11	8
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	0,75	0,78	0,83	0,96	0,77	0,70	0,79	0,79	0,66	0,93	0,67
Max	0,99	1,11	1,21	1,33	1,15	1,10	1,20	1,10	0,80	1,73	0,99
Min	0,52	0,54	0,58	0,71	0,50	0,44	0,37	0,56	0,52	0,61	0,48
Median	0,77	0,79	0,83	0,96	0,72	0,66	0,80	0,76	0,68	0,81	0,62
Antall	8	12	9	11	12	12	12	12	12	12	12

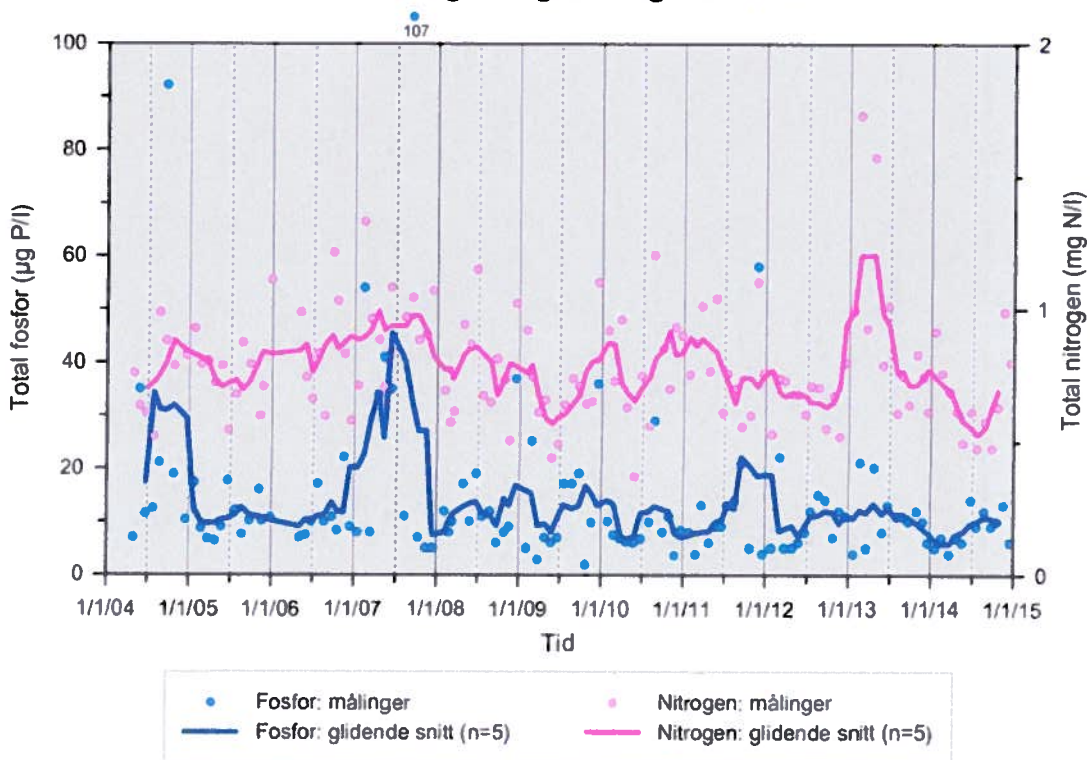
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Fuglestadåna

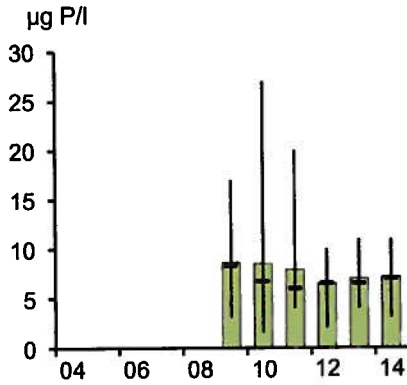


Ogna v/Hølland bru

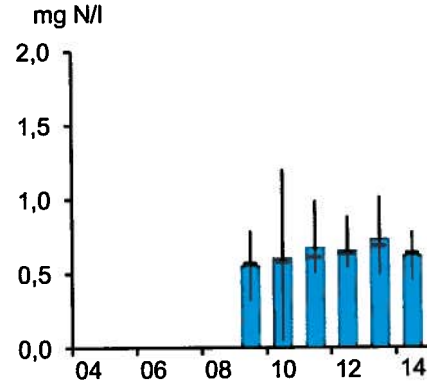
Ar	Total fosfor (µg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt						9	9	8	7	7	7
Max						17	27	20	10	11	11
Min						3	2	4	2	4	3
Median						8	7	6	7	7	7
Antall						6	12	12	12	12	12

Ar	Total nitrogen (mg/l)										
	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt						0,55	0,60	0,67	0,65	0,73	0,62
Max						0,79	1,20	0,99	0,89	1,02	0,78
Min						0,31	0,04	0,50	0,53	0,49	0,45
Median						0,56	0,58	0,61	0,63	0,68	0,63
Antall						6	12	12	12	12	12

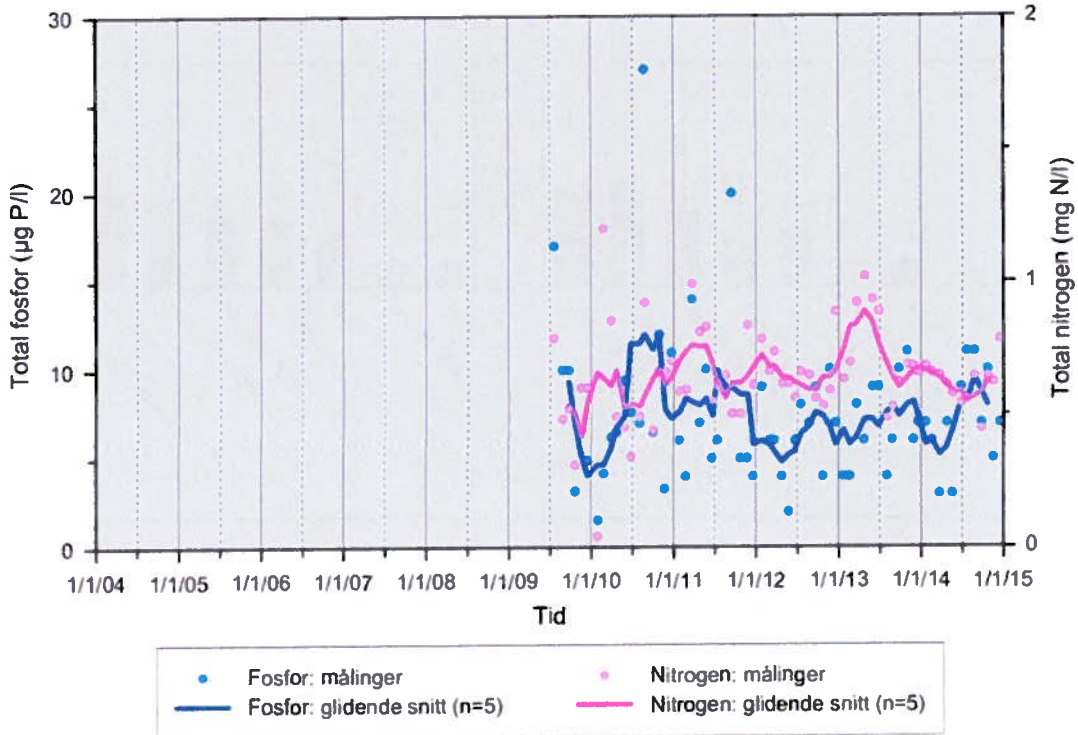
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Ogna v/Hølland bru



Elver - Kjemiske målinger 2014

Total fosfor (µg P/l)												
Prøvedato	22.01.14	18.02.14	25.03.14	22.04.14	20.05.14	24.06.14	22.07.14	25.08.14	23.09.14	21.10.14	18.11.14	16.12.14
Ogna	7	6	3	7	3	9	11	11	7	10	5	7
Fuglestadåna	5	7	4	7	6	14	9	12	9	10	13	6
Kvassheimsåna	18	37	18	13	8	10	8	33	16	19	20	29
Årlandsåna	312	211	91	83	74	389	177	103	66	76	91	72
Søndre Varhaugselv	49	113	79	58	30	36	142	88	69	314	143	63
Nordre Varhaugselv	48	83	49	52	22	23	31	87	54	287	70	51
Tverråna (Håelva)	53	66	60	44	147	54	42	99	53	65	42	58
Salteåna	217	179	123	100	45	48	52	267	99	148	126	169

Prøvedato	23.01.14	20.02.14	27.03.14	23.04.14	21.05.14	25.06.14	21.07.14	27.08.14	22.09.14	23.10.14	20.11.14	17.12.14
Froylandsåna	25	33	25	27	35	19	39	39	41	75	26	30

Prøvedato	22.01.14	17.02.14	24.03.14	22.04.14	21.05.14	25.06.14	25.07.14	25.08.14	22.09.14	21.10.14	17.11.14	15.12.14
Storåna	47	48	30	26	16	27	21	27	35	44	38	40

I Varhaugselvene ble det i marked perioden markert med grønt i tillegg tatt ekstra prøver to uker for angitt dato. Se egen delrapport.

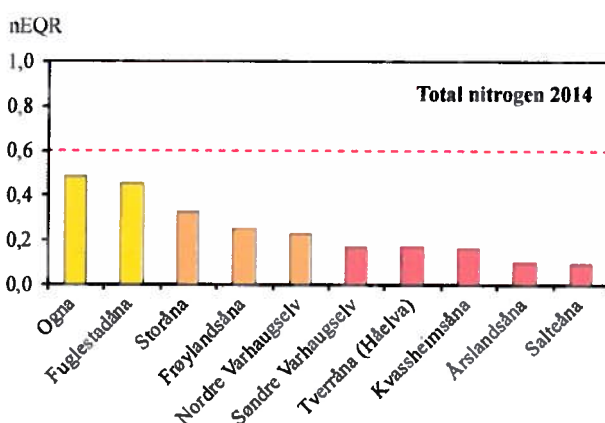
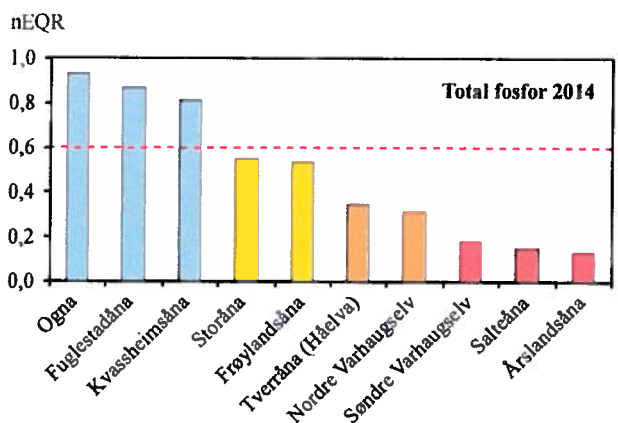
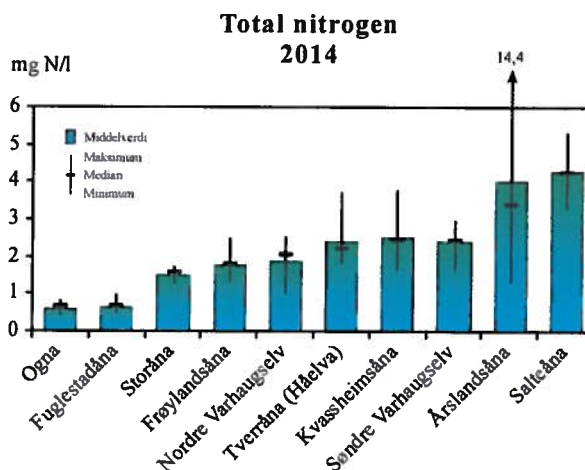
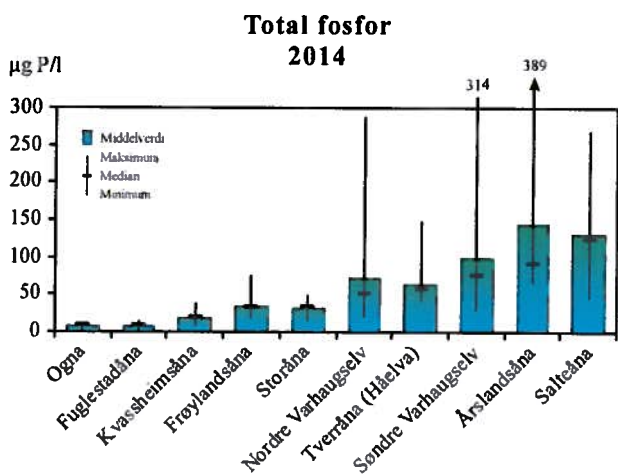
Total nitrogen (mg N/l)												
Prøvedato	22.01.14	18.02.14	25.03.14	22.04.14	20.05.14	24.06.14	22.07.14	25.08.14	23.09.14	21.10.14	18.11.14	16.12.14
Ogna	0,68	0,62	0,65	0,62	0,58	0,54	0,56	0,64	0,45	0,64	0,62	0,78
Fuglestadåna	0,92	0,76	0,69	0,62	0,50	0,62	0,48	0,58	0,48	0,63	0,99	0,80
Kvassheimsåna	3,76	2,01	2,60	2,50	2,34	3,08	1,97	2,52	2,24	1,67	3,12	2,21
Årlandsåna	14,41	3,97	3,32	4,78	1,62	2,20	1,36	3,73	2,60	3,01	3,66	3,48
Søndre Varhaugselv	2,84	2,44	2,40	2,12	1,68	1,68	2,68	2,40	2,05	2,97	2,89	2,60
Nordre Varhaugselv	2,51	2,13	1,99	1,81	1,21	1,46	1,02	2,13	1,75	2,41	2,20	2,13
Tverråna (Håelva)	3,70	1,99	2,56	2,16	2,80	2,56	2,05	2,20	2,11	1,83	2,79	2,05
Salteåna	5,29	3,94	4,50	4,08	3,91	4,38	3,33	4,56	3,92	3,99	4,94	4,71

Prøvedato	23.01.14	20.02.14	27.03.14	23.04.14	21.05.14	25.06.14	21.07.14	27.08.14	22.09.14	23.10.14	20.11.14	17.12.14
Froylandsåna	1,91	1,68	2,08	1,61	1,98	2,47	1,64	1,35	1,45	1,54	1,85	1,97

Prøvedato	22.01.14	17.02.14	24.03.14	22.04.14	21.05.14	25.06.14	25.07.14	25.08.14	22.09.14	21.10.14	17.11.14	15.12.14
Storåna	1,71	1,51	1,55	1,56	1,41	1,43	1,26	1,37	1,52	1,54	1,65	1,69

I Varhaugselvene ble det i marked perioden markert med grønt i tillegg tatt ekstra prøver to uker for angitt dato. Se egen delrapport.

Kalsiumn (mg Ca/l)						Farge (mg Pt/l)				
Prøvedato		21.05.14	25.07.14	22.09.14	17.11.14		21.05.14	25.07.14	22.09.14	17.11.14
Storåna		13,3	16,4	12,8	12,4		16,3	13,9	34,1	41,0



Sola: Bekker og elver overvåket i kommunal regi

	Kanal 1																					
	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
År	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	106	153	488	148	111	96	179	114	140	149	119	3,4	3,0	4,4	3,3	2,7	2,4	2,6	2,8	2,9	2,9	2,7
Max	156	212	2780	334	174	131	990	190	210	200	260	4,0	3,4	12,8	3,7	2,9	3,0	4,6	3,7	3,9	4,0	3,6
Min	75	76	64	64	77	51	32	43	82	71	35	2,9	2,1	1,8	2,8	2,1	1,3	1,9	1,9	1,5	2,0	1,1
Median	96	160	155	118	98	112	63	110	130	160	101	3,4	3,1	3,2	3,3	2,8	2,4	2,3	2,9	2,9	2,8	2,9
Antall	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12

	Kanal 2																					
	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
År	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	378	719	312	269	428	174	202	200	111	126	114	8,9	14,8	8,0	6,5	7,2	5,3	5,5	6,8	4,8	5,0	4,7
Max	979	3150	670	331	1120	443	540	520	150	190	210	19,9	62,3	22,8	8,1	12,6	6,3	8,7	20,0	7,0	6,8	7,9
Min	110	108	123	205	111	85	76	59	86	65	88	4,9	3,7	2,4	5,3	4,3	4,1	4,4	1,5	2,8	3,8	3,7
Median	211	254	272	269	228	110	140	130	110	120	100	5,4	5,8	6,5	6,5	6,6	5,5	5,0	4,0	4,4	4,8	4,5
Antall	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12

	Stangelandskanalen																					
	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
År	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	419	700	752	1207	360	200	297	119	212	299	218	6,1	7,8	9,7	9,0	6,9	4,5	4,7	3,8	4,5	5,3	4,4
Max	930	1860	1530	5200	959	446	920	170	570	780	550	10,1	15,6	21,9	21,7	18,3	7,4	9,5	4,8	7,5	9,1	6,9
Min	190	129	53	92	31	90	66	55	88	73	68	4,6	3,5	2,9	4,0	2,4	3,0	2,1	3,2	2,8	3,1	2,8
Median	278	509	898	398	257	190	225	100	150	230	160	4,8	7,0	9,6	6,3	4,8	4,1	4,0	3,6	4,2	4,8	3,9
Antall	4	6	8	6	5	10	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	10	12	9	11	11	12

	Bekk 1 Hellestøstranden																					
	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
År	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	186	43	572	671	74	66	1426	62	65	70	190	3,4	2,8	4,9	4,5	2,8	2,5	6,4	2,5	2,6	2,2	3,0
Max	636	52	2490	2960	144	158	12000	160	150	280	1700	4,7	4,3	7,2	8,4	4,0	3,8	33,0	3,6	4,7	3,4	7,1
Min	25	32	43	30	47	24	16	25	23	21	12	2,6	0,7	3,5	2,7	1,1	1,5	1,3	1,9	1,4	1,3	1,5
Median	42	45	85	133	64	66	120	48	46	34	27	3,1	3,0	4,6	3,4	3,0	2,4	2,8	2,3	2,1	2,4	2,3
Antall	4	4	5	5	5	10	9	9	10	11	12	4	4	5	5	5	10	9	9	10	11	12

	Bekk 2 Hellestøstranden																					
	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
År	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	51	73	114	107	113	63	64	106	71	78	86	6,6	7,0	8,2	7,5	6,1	5,4	5,2	4,1	3,9	5,5	5,3
Max	88	105	234	274	343	109	170	570	110	250	500	9,0	8,0	10,1	12,2	8,5	7,4	7,4	5,4	5,4	6,8	6,3
Min	22	40	26	24	32	25	11	34	25	27	22	5,2	5,4	6,3	3,0	3,1	3,8	3,2	2,4	0,0	4,5	3,2
Median	48	72	106	60	64	67	30	50	82	63	45	6,1	7,5	8,0	7,5	6,3	4,7	5,2	4,0	4,4	5,9	5,4
Antall	4	6	8	6	5	9	11	9	9	11	12	4	6	8	6	5	9	11	9	10	11	12

	Liseåna																					
	Total fosfor (µg/l)											Total nitrogen (mg/l)										
År	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt	112	169	60	125	83	91	115	98	136	114	112	4,6	3,8	3,2	5,8	4,4	3,7	3,6	4,0	3,2	3,3	3,2
Max	147	301	191	243	144	150	220	140	460	200	330	5,1	4,6	4,6	11,5	5,7	4,6	6,4	5,0	4,1	4,7	3,9
Min	77	40	31	62	49	52	42	46	45	75	61	3,5	2,3	2,3	3,2	3,5	2,4	1,5	3,1	2,4	2,5	2,5
Median	112	192	45	111	67	93	120	110	85	100	90	5,0	3,9	3,1	4,8	4,4	3,7	3,5	3,9	3,1	3,3	3,2
Antall	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12

		Sandbekken																					
		Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										Total nitrogen (mg/l)											
År		04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt		342	308	511	445	927	587	425	371	357	394	382	5,3	4,6	5,4	5,7	5,1	4,2	4,3	5,7	4,9	5,2	5,3
Max		372	497	1710	668	1800	1710	1900	470	540	530	430	7,5	7,2	10,2	7,1	5,7	5,0	5,9	13,0	6,8	7,9	8,8
Min		296	226	150	275	376	291	110	320	220	200	340	3,4	2,7	2,7	4,9	3,9	3,4	3,5	3,7	3,5	3,3	3,3
Median		349	263	237	452	1010	481	300	370	360	430	385	5,1	4,4	4,7	5,3	5,3	4,2	4,0	5,0	4,5	4,5	4,9
Antall		4	6	8	6	5	10	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	10	12	9	11	11	12

		Grannesbekken																					
		Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										Total nitrogen (mg/l)											
År		04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt		88	135	51	69	56	42	70	57	36	36	52	2,9	2,9	2,2	3,3	2,6	2,5	2,8	2,6	1,9	2,5	2,3
Max		123	370	130	171	114	61	220	220	53	84	170	3,4	3,9	3,5	5,6	5,2	2,9	6,0	4,9	2,9	3,5	3,0
Min		41	51	26	26	27	23	20	21	21	17	21	2,5	1,8	1,3	2,3	1,2	1,7	1,8	0,8	1,2	1,8	1,6
Median		95	87	42	37	44	36	47	40	38	32	40	2,9	3,1	1,9	2,9	2,2	2,5	2,7	2,6	1,9	2,6	2,3
Antall		4	5	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	5	8	6	5	9	12	9	11	11	12

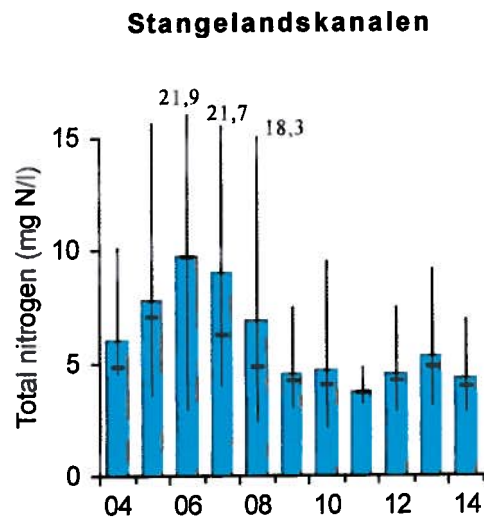
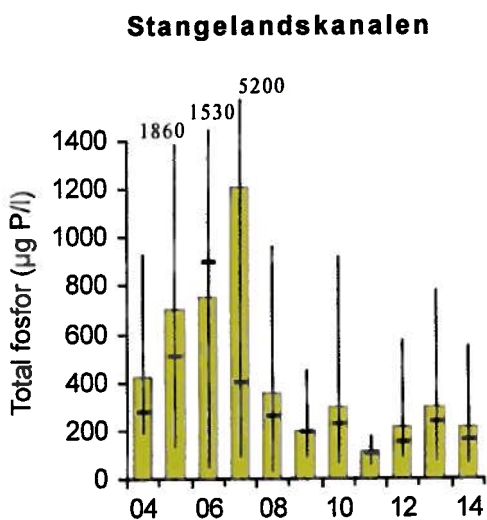
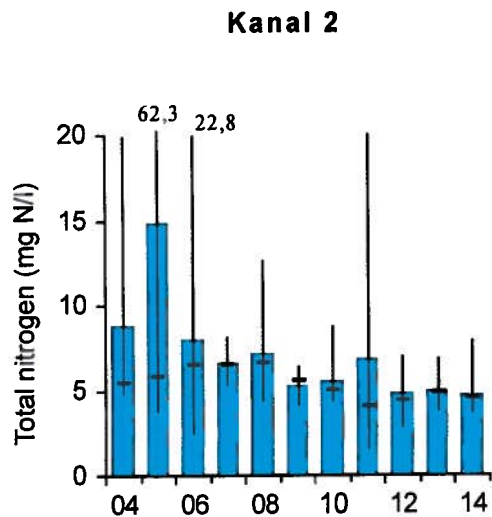
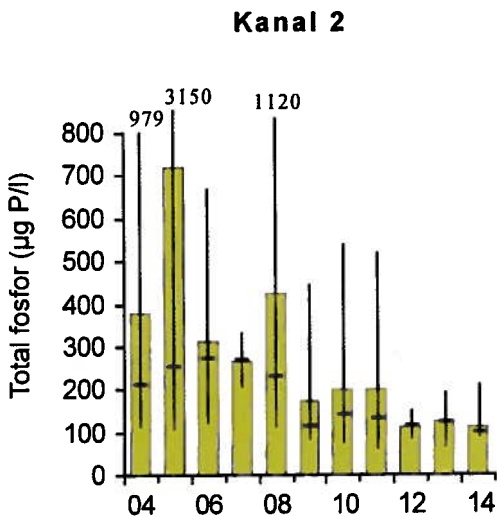
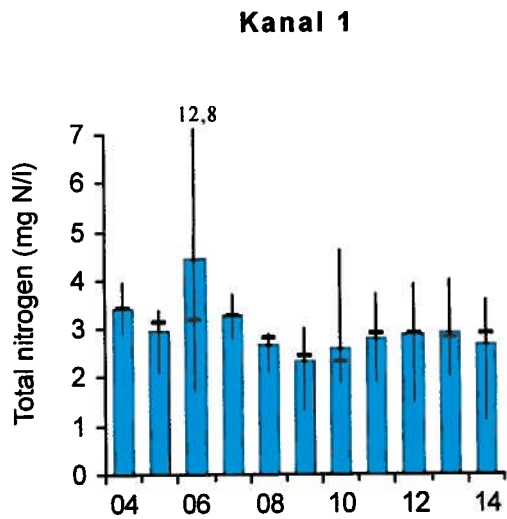
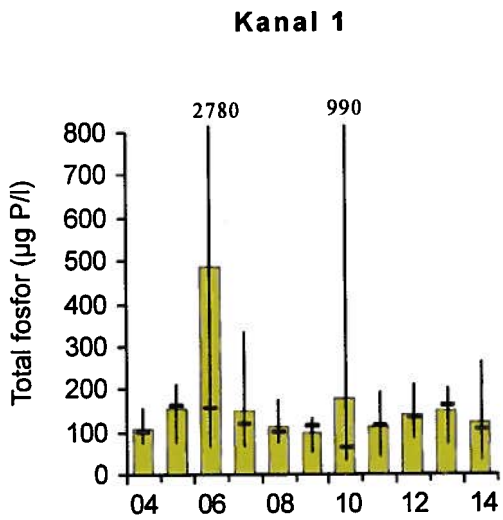
		Soldalsbekken																					
		Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										Total nitrogen (mg/l)											
År		04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt		50	50	84	218	35	38	46	61	54	50	63	3,2	3,0	3,4	4,0	3,0	2,7	2,9	3,2	2,5	2,8	2,9
Max		70	80	197	809	60	57	110	110	72	77	230	3,7	4,5	4,9	5,2	4,1	3,6	4,5	3,9	3,1	3,9	4,3
Min		25	17	42	27	24	22	20	34	40	35	29	2,7	2,0	2,0	3,2	1,3	1,5	1,3	2,6	2,0	2,1	1,7
Median		53	52	59	81	31	33	34	54	47	46	42	3,1	2,7	3,0	3,9	3,2	2,6	2,9	3,3	2,5	2,9	2,9
Antall		4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12

		Hestabekken																					
		Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										Total nitrogen (mg/l)											
År		04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt		145	112	137	167	114	144	168	124	112	118	106	4,1	4,2	3,5	4,9	4,9	4,1	3,6	4,5	3,6	3,8	3,5
Max		205	248	262	337	146	240	590	220	160	210	160	4,8	5,3	5,3	6,1	7,5	4,9	5,5	6,5	4,4	6,4	4,3
Min		119	65	57	72	82	97	56	73	60	71	68	2,5	3,0	2,6	3,8	3,5	3,0	2,5	3,4	2,9	3,0	2,7
Median		128	78	122	130	117	110	89	110	120	110	99	4,6	4,1	3,4	4,9	4,8	4,1	3,5	4,3	3,6	3,6	3,5
Antall		4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12

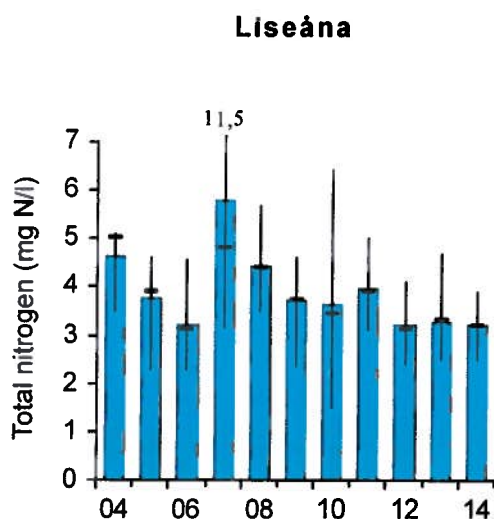
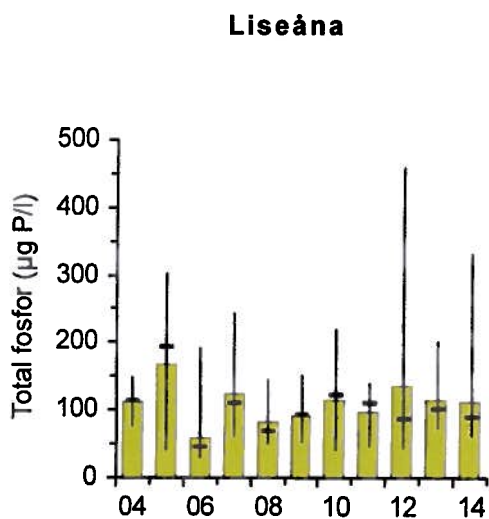
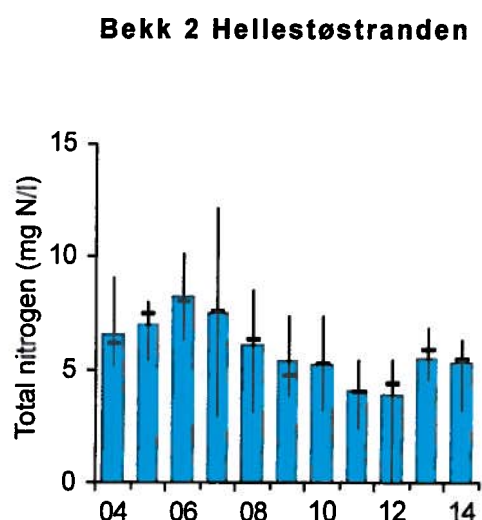
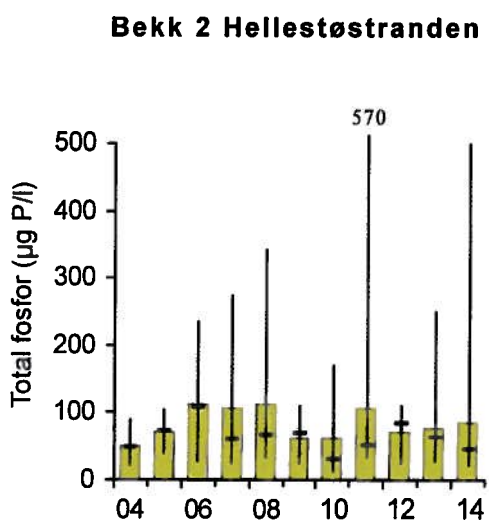
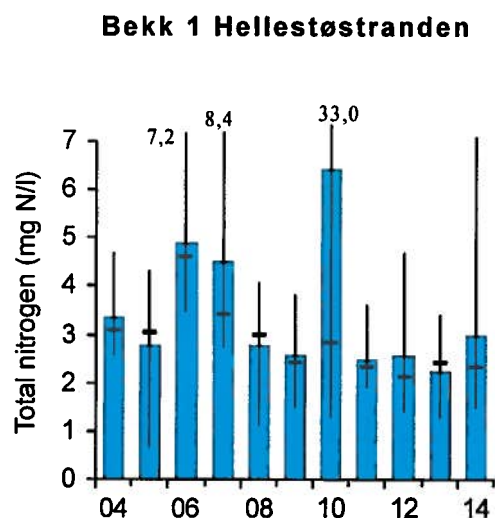
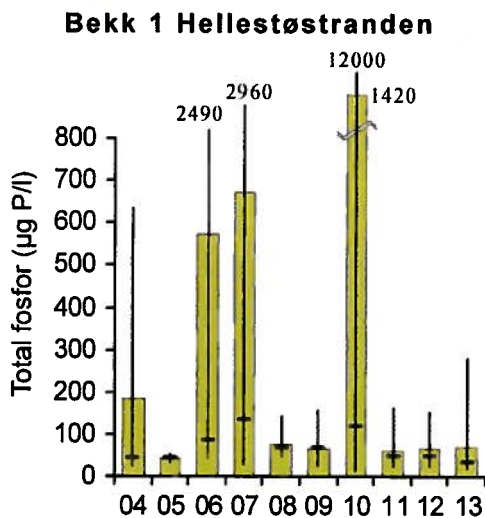
		Foruskanalen																					
		Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										Total nitrogen (mg/l)											
År		04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt		126	769	1710	81	112	68	41	59	46	49	45	2,6	4,8	11,3	3,0	3,7	2,4	2,3	2,8	2,2	2,2	2,0
Max		186	3700	13200	119	366	117	100	130	67	78	65	3,3	13,7	64,0	4,9	8,4	3,4	3,3	5,1	2,6	2,8	2,7
Min		69	95	43	58	38	42	18	27	27	30	27	1,8	2,6	1,8	2,0	1,7	1,7	0,9	2,0	2,0	1,7	1,1
Median		124	228	55	71	58	67	34	51	42	44	43	2,6	2,9	2,8	2,9	2,7	2,5	2,3	2,6	2,1	2,1	2,0
Antall		4	6	8	6	5	9	12	9	11	11	12	4	6	7	6	5	9	12	9	11	11	12

		Bekk, Ølberg																					
		Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)										Total nitrogen (mg/l)											
År		04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Snitt						139	263	144	213	215	141	192					3,9	3,8	3,5	5,3	3,8	3,6	3,3
Max						152	793	360	490	380	220	400					5,0	7,2	4,3	11,0	4,4	4,2	3,8
Min						129	84	49	120	110	92	120					2,7	2,4	2,5	4,2	3,1	3,0	2,5
Median						137	170	110	180	190	130	165					4,3	3,6	3,7	4,5	3,9	3,5	3,4
Antall						5	10	12	9	11	11	12					5	10	12	9	11	11	12

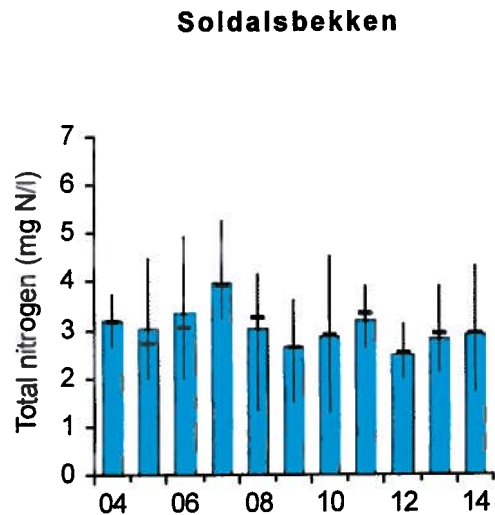
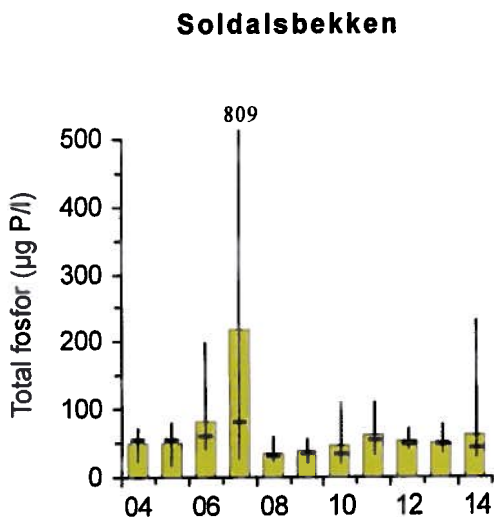
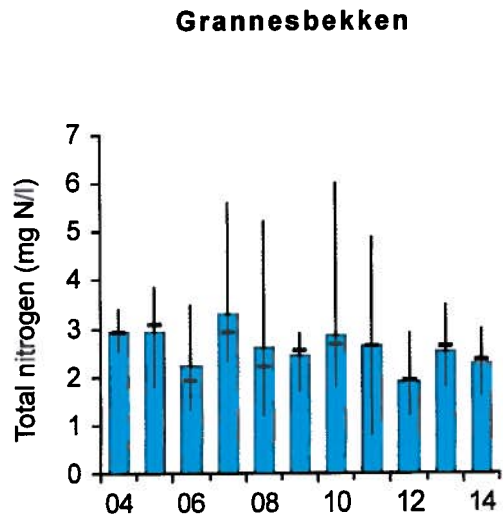
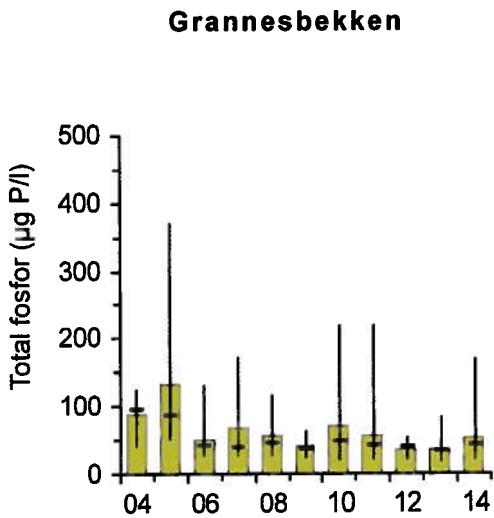
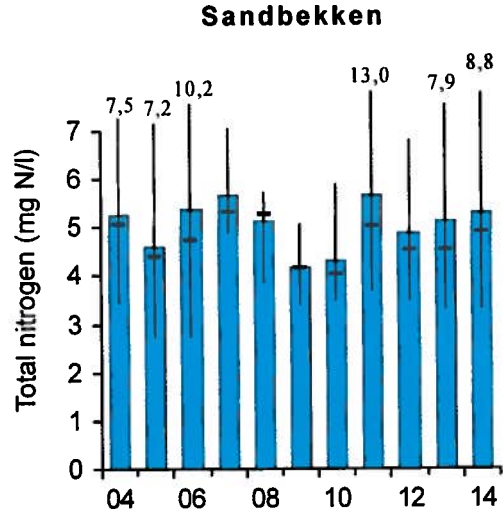
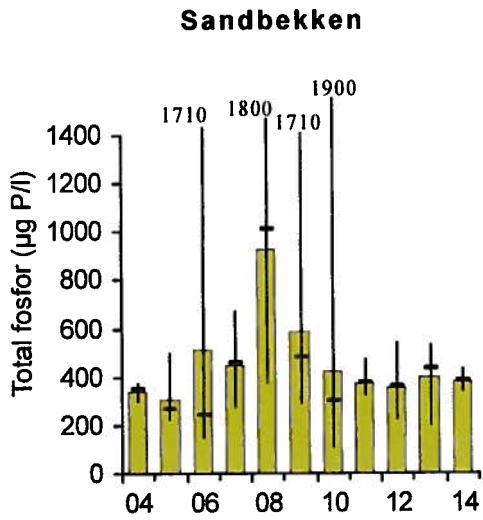
Sola: Bekker og elver overvåket i kommunal regi



Sola: Bekker og elver overvåket i kommunal regi

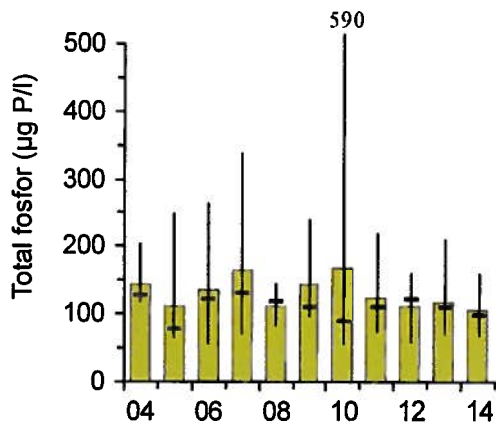


Sola: Bekker og elver overvåket i kommunal regi

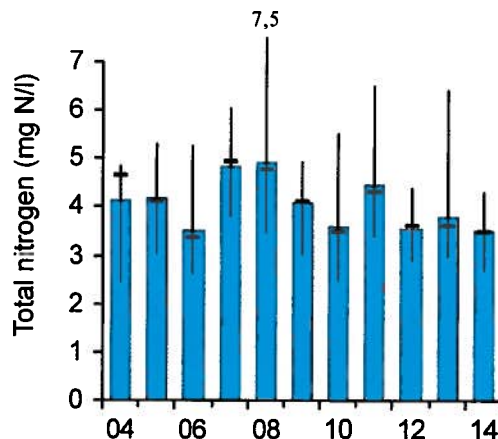


Sola: Bekker og elver overvåket i kommunal regi

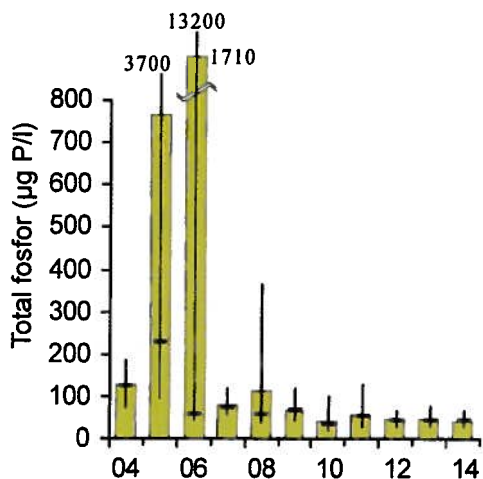
Hestabekken



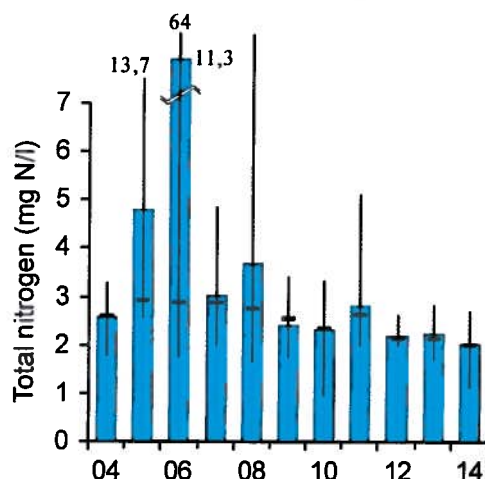
Hestabekken



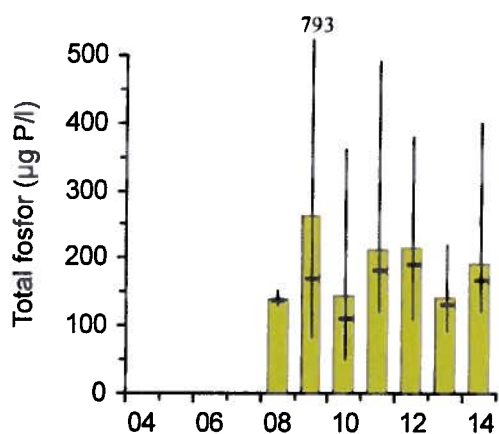
Foruskanalen



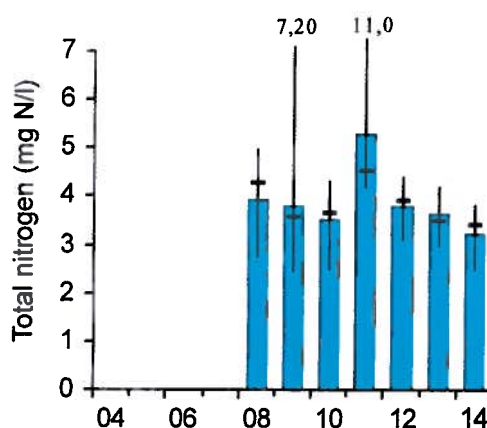
Foruskanalen



Bekk, Ølberg

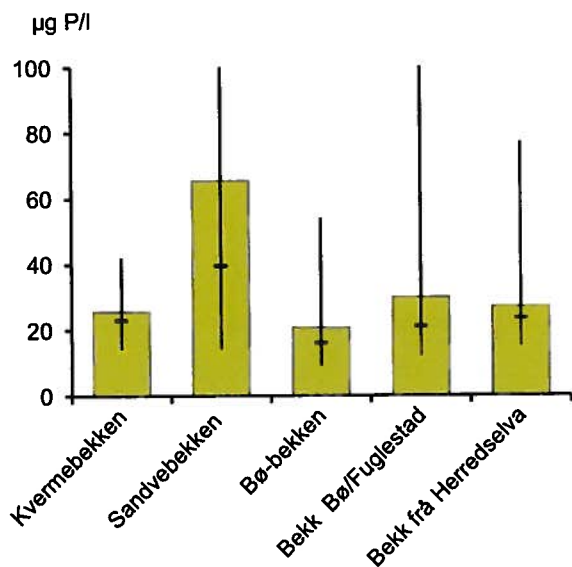
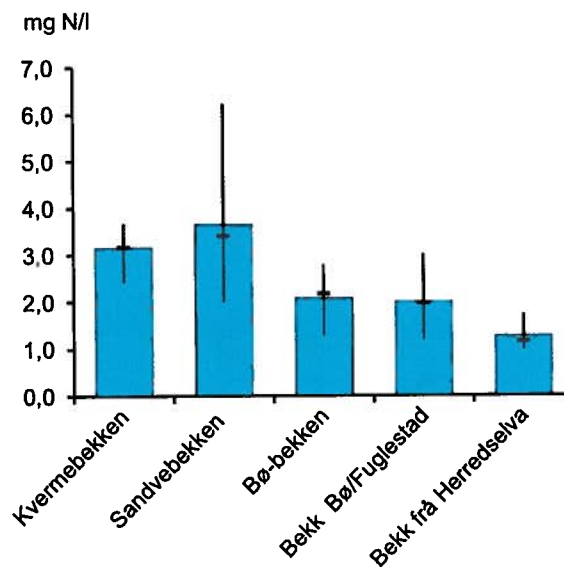


Bekk, Ølberg



Hå: Bekker og elver overvåket i kommunal regi

Prøver tatt i 2014 (månedlig) Lokalitet	Tot-P ($\mu\text{g P/l}$)				Tot-N (mg N/l)			
	snitt	min	max	median	snitt	min	max	median
Kvermebekken	26	14	42	23	3,16	2,40	3,68	3,17
Sandvebekken, avkøyring v/Hadland	66	14	261	39,5	3,66	1,99	6,22	3,41
Bø-bekken	21	9	54	16	2,08	1,27	2,79	2,18
Bekk mellom Bø og Fuglestad	30	12	120	21	2,01	1,18	3,01	1,96
Bekk frå Herredselva (Moåna)	27	15	77	23,5	1,27	0,97	1,73	1,16

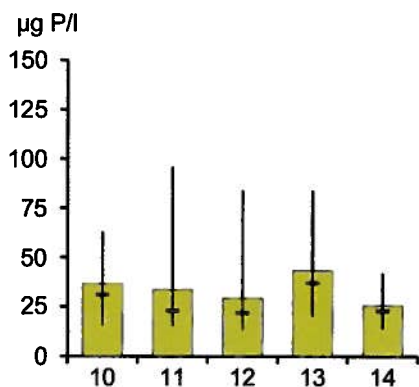
Total fosfor 2014**Total nitrogen 2014**

Kvermebekken

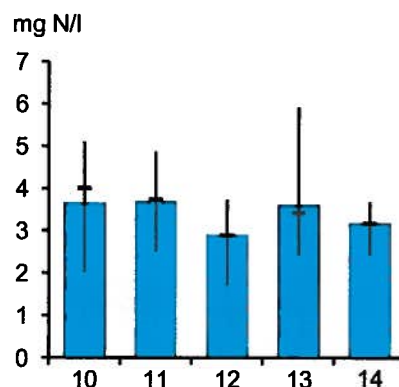
År	Total fosfor (µg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	37	34	29	43	26
Max	63	96	84	84	42
Min	15	15	13	20	14
Median	31	23	22	37	23
Antall	7	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	3,66	3,68	2,89	3,60	3,16
Max	5,10	4,86	3,73	5,91	3,68
Min	2,00	2,50	1,70	2,41	2,40
Median	4,00	3,73	2,89	3,42	3,17
Antall	7	12	12	12	12

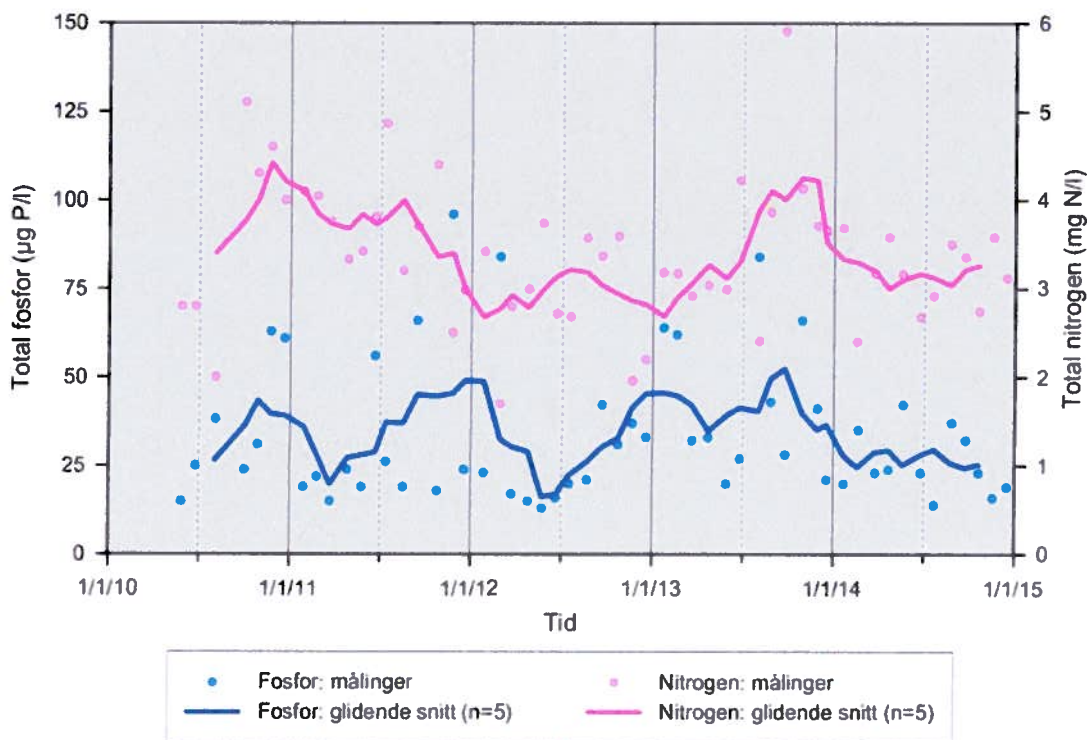
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Kvermebekken

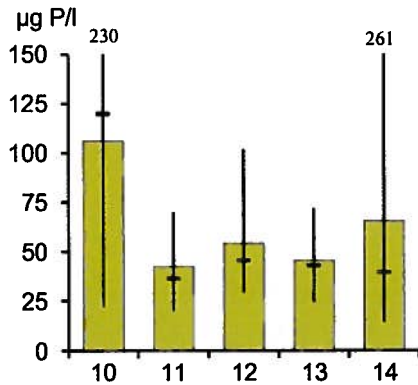


Sandvebekken

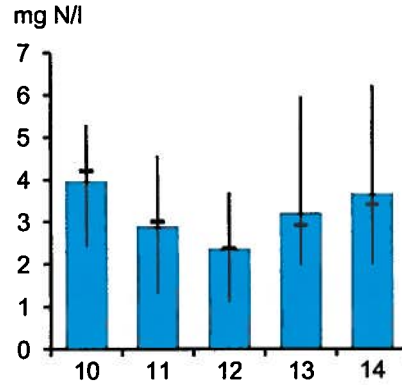
År	Total fosfor (µg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	106	43	54	46	66
Max	230	70	102	72	261
Min	22	20	29	24	14
Median	120	37	46	43	40
Antall	7	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	3,96	2,88	2,34	3,20	3,66
Max	5,30	4,57	3,69	5,96	6,22
Min	2,40	1,30	1,09	1,97	1,99
Median	4,20	3,00	2,36	2,92	3,41
Antall	7	12	12	12	12

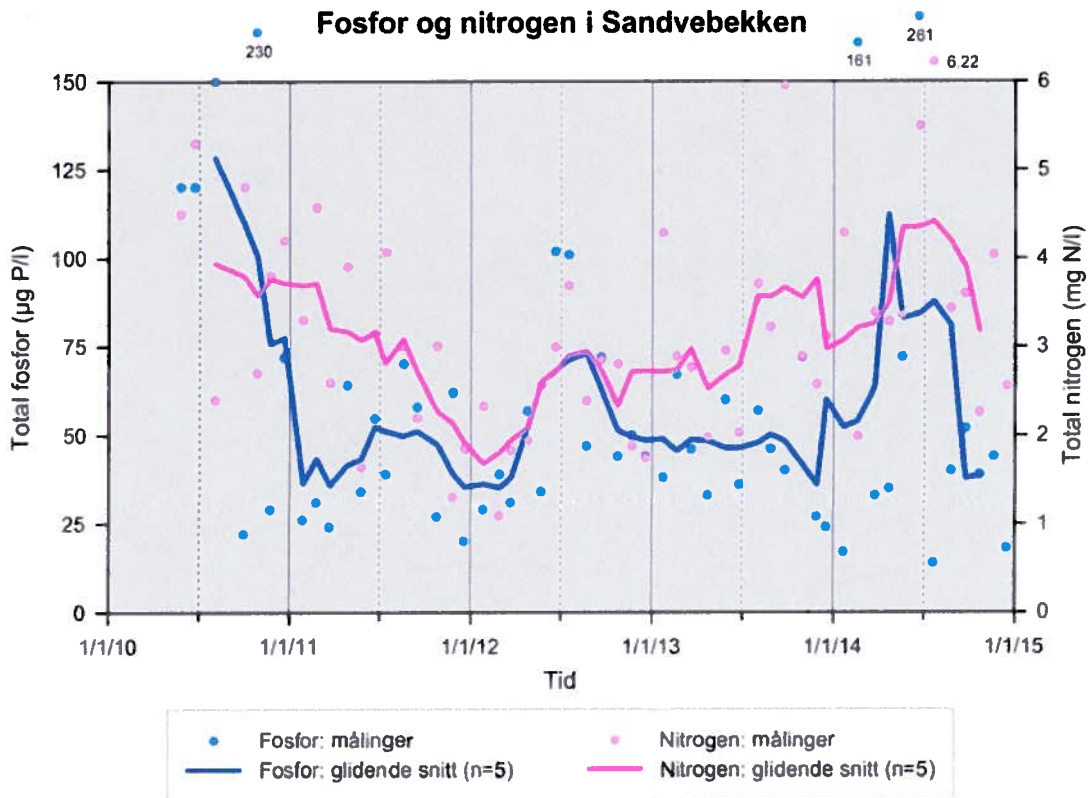
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Sandvebekken

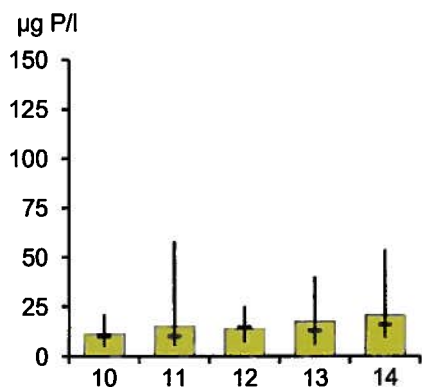


Bø-bekken

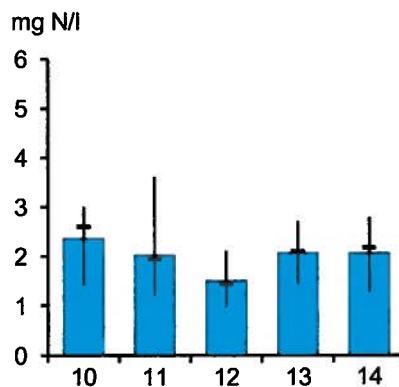
År	Total fosfor (µg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	11	15	14	17	21
Max	21	58	25	40	54
Min	5	5	7	5	9
Median	10	10	15	13	16
Antall	7	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	2,37	2,03	1,51	2,07	2,08
Max	3,00	3,61	2,11	2,71	2,79
Min	1,40	1,21	0,97	1,43	1,27
Median	2,60	1,95	1,45	2,10	2,18
Antall	7	12	12	12	12

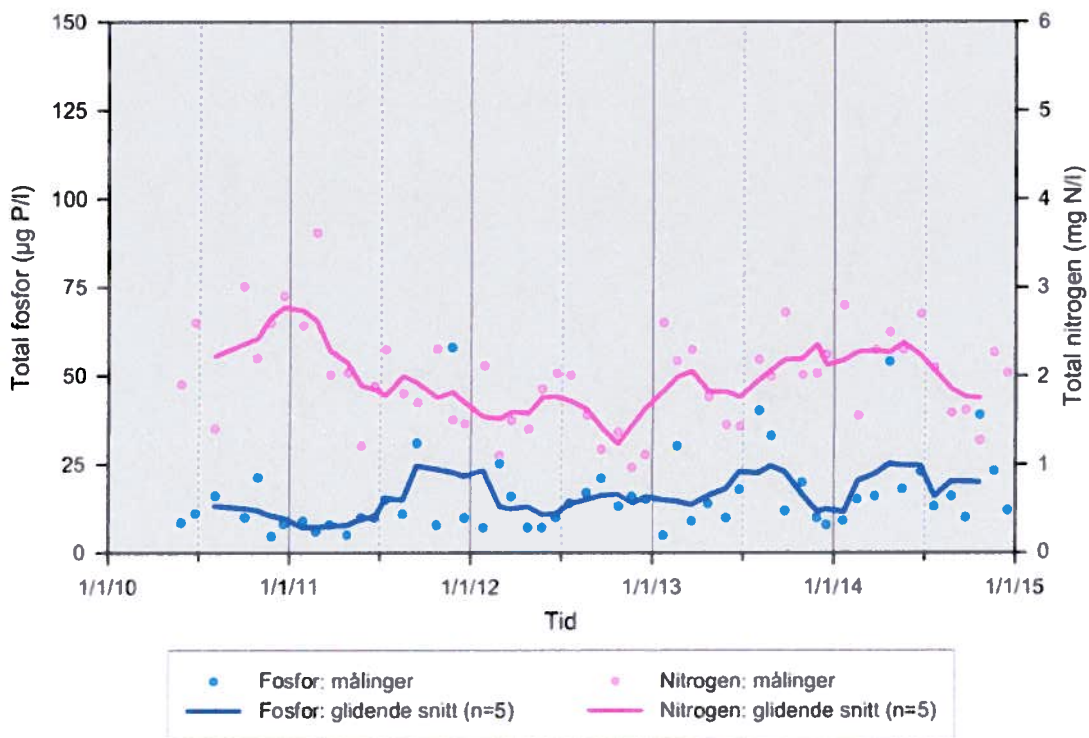
Total fosfor



Total nitrogen



Fosfor og nitrogen i Bø-bekken

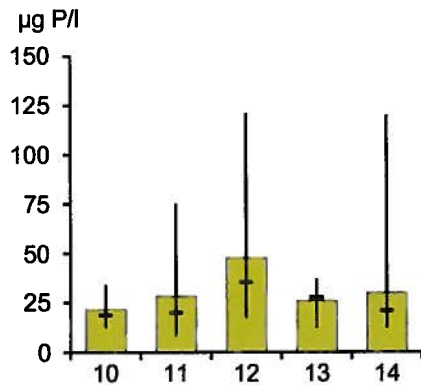


Bekk Bø/Fuglestad

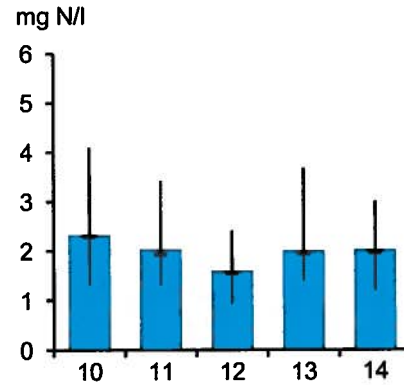
År	Total fosfor ($\mu\text{g/l}$)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	22	28	48	26	30
Max	34	75	121	37	120
Min	12	8	17	12	12
Median	19	20	36	28	21
Antall	7	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	2,31	2,02	1,59	2,00	2,01
Max	4,10	3,42	2,41	3,68	3,01
Min	1,30	1,30	0,92	1,38	1,18
Median	2,30	1,93	1,55	1,94	1,96
Antall	7	12	12	12	12

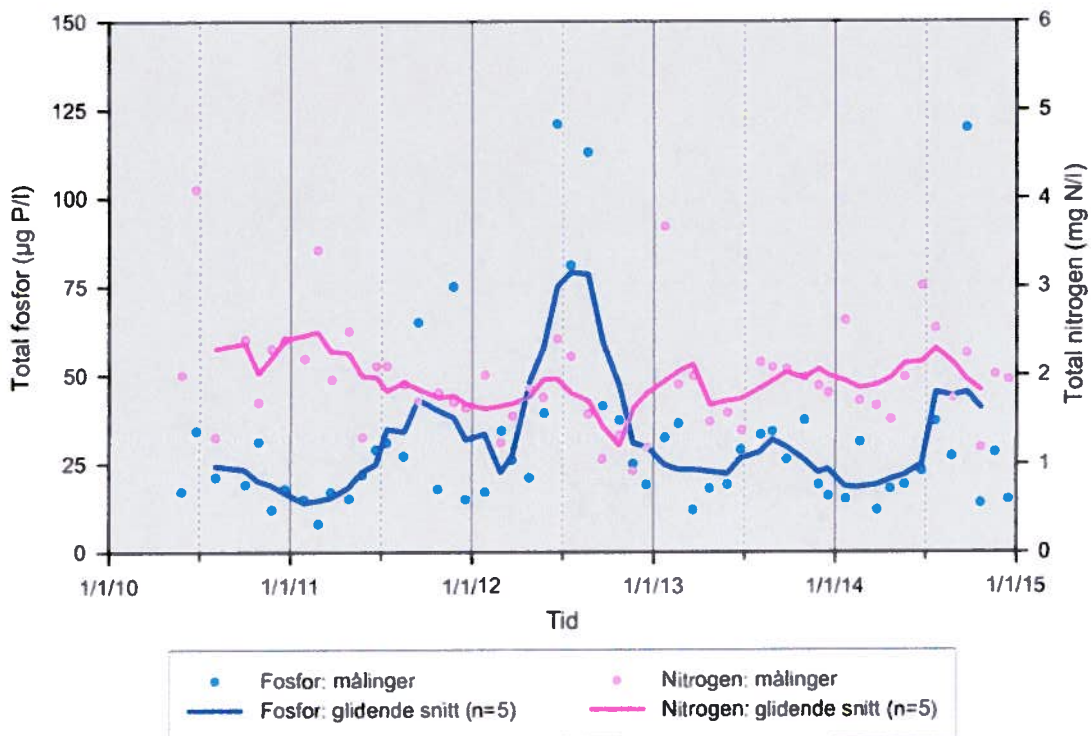
Total fosfor



Total nitrogen



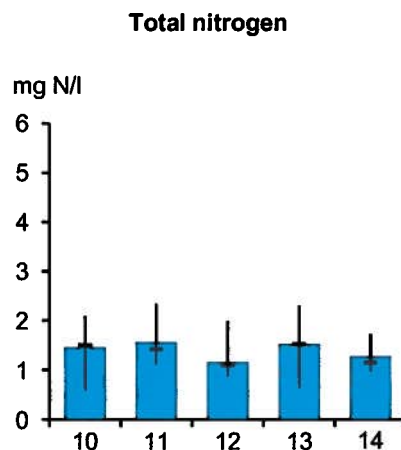
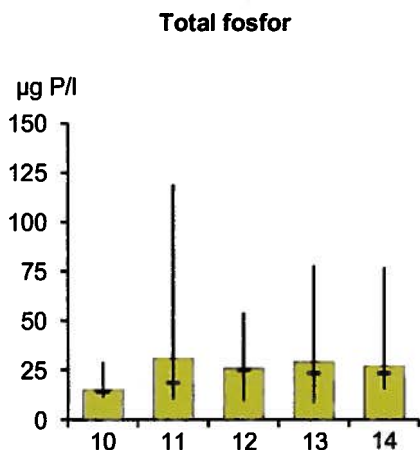
Fosfor og nitrogen i Bekk Bø/Fuglestad



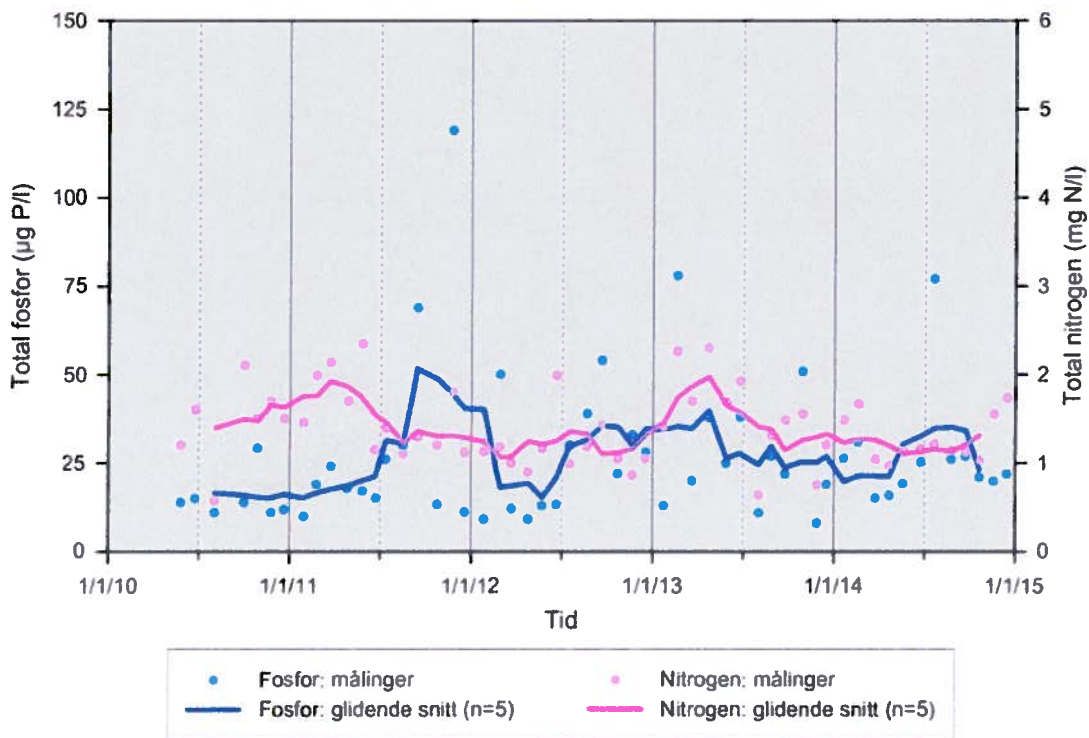
Bekk frå Herredselva

År	Total fosfor (µg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	15	31	26	29	27
Max	29	119	54	78	77
Min	11	10	9	8	15
Median	14	19	25	24	24
Antall	7	12	12	12	12

År	Total nitrogen (mg/l)				
	2010	2011	2012	2013	2014
Snitt	1,45	1,56	1,16	1,52	1,27
Max	2,10	2,34	1,99	2,30	1,73
Min	0,58	1,10	0,87	0,64	0,97
Median	1,50	1,43	1,10	1,52	1,16
Antall	7	12	12	12	12



Fosfor og nitrogen i Bekk frå Herredselva



RAPPORT OM VANNPLANTER I INNSJØER

Vannvegetasjon i utvalgte ferskvannsforekomster på Jæren i 2014.
- Harvalandsvatnet, Grudavatnet og Lonavatnet i Figgjovassdraget

Hanne Edvardsen

NIVA

Vannvegetasjon i utvalgte ferskvannsforkomster på Jæren i 2014.

- Harvalandsvatnet, Grudavatnet og Lonavatnet i Figgjovassdraget

Hanne Edvardsen

Til forordet

Feltarbeidet i Harvalandsvatnet samt i Grudavatnet og Lonavatnet ble utført av Hanne Edvardsen og Åge Molversmyr 7.-9. juni i 2014. Rapporten er skrevet av Hanne Edvardsen.

Material og metoder

Vannvegetasjonen ble undersøkt i 3 innsjøer på Jæren i 2014 (tabell 1). Harvalandsvatnet er en innsjø mens Grudavatnet og Lonavatnet er stilleflytende partier av Figgjo-elva. Både i Harvalandsvatnet og Grudavatnet har vannstanden blitt senket (Fig. 1). Harvalandsvatnet er karakterisert som kalkrikt og humøst mens Grudavatnet og Lonavatnet er karakterisert som moderat kalkrike og klare (Tabell 1).

Tabell 1. Hydrologiske og morfometriske data for de undersøkte innsjøene på Jæren 2014. Tilstand i hht Vann-nett (VN).

Innsjø	Kommune	NVE	Innsjøtype		Areal Km ²	Hoh m	Tilst. i hht VN
Harvalandsvatnet	Sola	028-19747-L	302	Kalkrik, humøs	0,18	9	D
Grudavatnet	Klepp	028-19867-L	201	Moderat kalkrik, klar	0,22	4	M (antatt)
Lonavatnet	Sandnes/Klepp	028-19854-L	201	Moderat kalkrik, klar	0,25	13	M (antatt)

Hver innsjø ble besøkt en gang i perioden 7.-9. juni. Registreringene ble foretatt i henhold til standard prosedyre; ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Befarte strekninger er vist på kart over lokalitetene.

Makrovegetasjon (høyere planter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter ("sivvegetasjon" eller «sumpplanter») og "ekte" vannplanter. Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutvikla rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. Disse kan deles inn i 4 livsformgrupper: *isoetider* (kortsukksplanter), *elodeider* (langsukksplanter), *nymphaeider* (flytebladsplanter) og *lemnider* (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, *kransalgene*.

Kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. I tillegg ble de viktigste helofyttene notert. Dybdeangivelser er angitt i forhold til vannstanden på undersøkelsestidspunktet. Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005) og for kransalgene Langangen (2007).

Vurdering av økologisk tilstand

Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen er basert på trofiindeks (Tic) for vannplanter. Trofiindeksen Tic er basert på forholdet mellom antall sensitive og tolerante arter i hver innsjø, jfr. klassifiseringsveilederen for ferskvann (Revidert Veileder nr 2: 2013), se og www.vannportalen.no.

Sensitive arter er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede innsjøer (referanseinnsjøer), og som får redusert forekomst og dekning (og etter hvert blir helt borte) ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter med økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og ofte sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer.

Trofiindeksen beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle de tilstedeværende artene er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. Alle artene teller likt uansett hvilken dekning de har.

Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til indeksene vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden for vannvegetasjon vurderes som god. Normalt er det også viktig å være klar over at vannvegetasjonen gjenspeiler forholdene i strandnære områder. Status for vegetasjonen vil derfor kunne avvike fra forholdene i sentrale, dypere, vannmasser. Siden alle vannforekomstene i denne undersøkelsen er til dels svært grunne gjelder ikke dette her.

Det er ennå ikke utviklet noen indeks for å vurdere økologisk tilstand for vannplanter i elver. Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er derfor foreløpig basert på trofiindeks (Tic) for vannplanter i innsjøer (DN 2009). Det er ikke utarbeidet klassegrenser for elver, slik at tilstandsvurderingen må anses som foreløpig.

Resultater

Tidligere undersøkelser

Vannvegetasjonen i Harvalandsvatnet og Grudavatn ble undersøkt i 2005 (Mjelde 2006). I forbindelse med undersøkelsen i 2006 ble det fremholdt at artslistene ikke må regnes som fullstendige (Mjelde op.cit). Grudavatn ble også undersøkt i 1967 (Skulberg og Rørslett 1968). Harvalandsvatnet er også vegetasjonskartlagt i 2008 av T.M. Storstad (Storstad, 2008) men dette notatet er bare kjent for oss gjennom referanser i Naturbase og i Forvaltningsplanen for Harvalandsvatnet (FM i Rogaland, 2010).

Lokalitetsbeskrivelse og artssammensetning

Registrerte vannplanter i de tre innsjøene i 2014 er vist i tabell 2. I tillegg har vi tatt med registreringene i 2006 i Harvalandsvatnet og Grudavatnet (Mjelde 2006). Det ble registrert fire rødlista arter i Harvalandsvatnet og en i Grudavatnet og i Lonavatnet i 2014 (se videre under lokalitetsbeskrivelsen for hvert vann). En svartelista art, vasspest (*Elodea canadensis*) ble registrert i Grudavatnet.

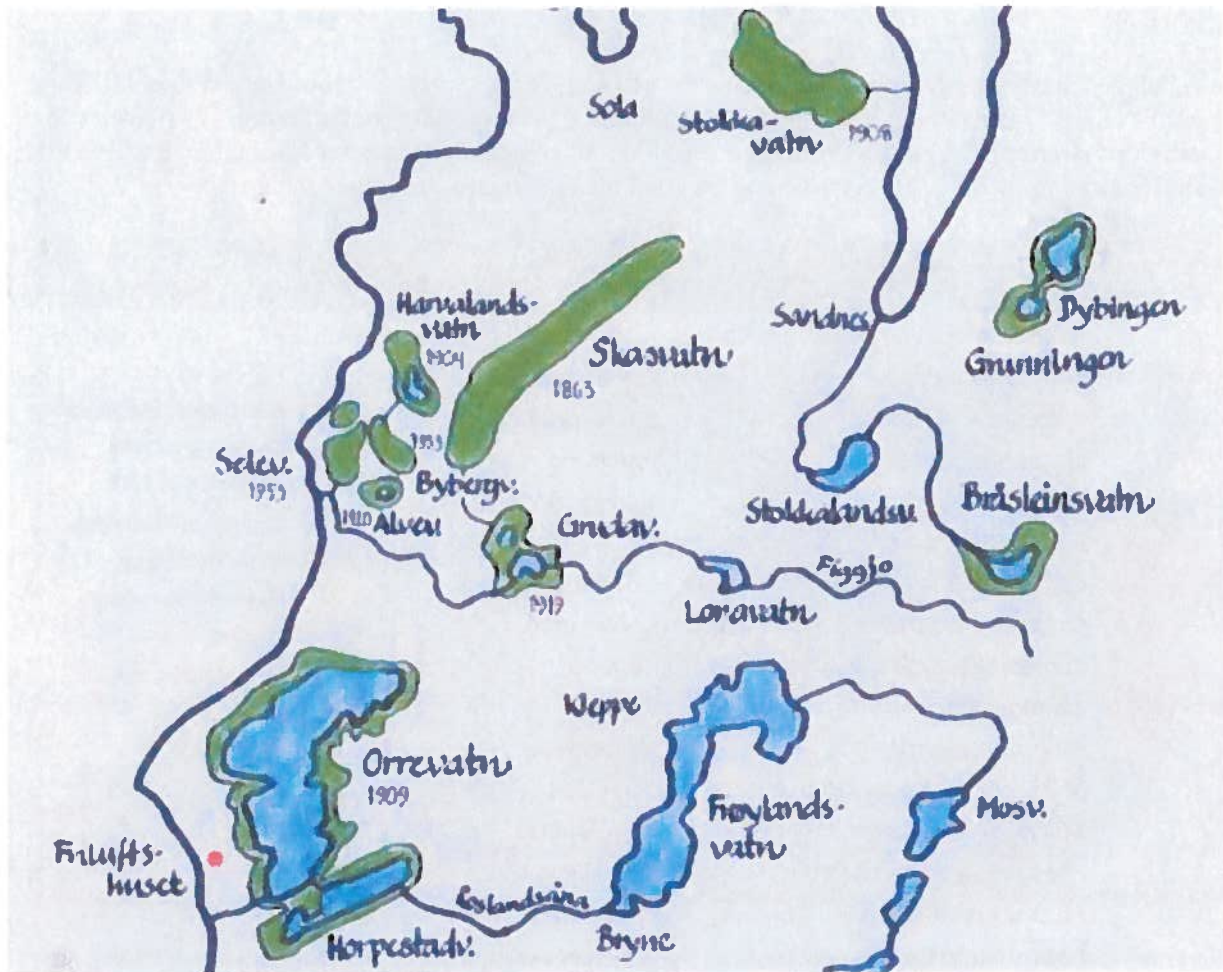


Fig. 1. Eksisterende vann er vist med blått og tidligere vannspeil er vist med grønt. Drenering for å vinne jordbruksareal ble gjennomført i perioden ca 1850-1950. Utsnitt av illustrasjon av Hanne Thompson, gjort for Fylkesmannen i Rogaland.

Harvalandsvatnet (Sola kommune)

Harvalandsvatnet ligger i Sola kommune, ca. 8 moh og bare en snau km fra havet. Vatnet drenerer gjennom Selekanalen til nederst i Figgjoelva og er en del av Figgjovassdraget (Fig. 1 og 2). Harvalandsvatnet har vært senka to ganger, i 1904 og i 1953, og er nå svært grunt med en maks dybde på bare ca 1,4 m. Det er i dag tett vannvegetasjon i hele vatnet. For å innvinne jordbruksareal ble også flere nærliggende vann drenert på 50-tallet (Fig. 1).

Harvalandsvatnet inngår i Jæren Ramsarområde som regnes som et av de viktigste våtmarksområdene på Jæren (Naturbase, Miljødirektoratet).

Helofyttvegetasjonen er stedvis svært frodig med unntak av der det beites helt ned til vatnet. De vanligste og stedvis dominerende helofyttene er takrør (*Phragmites australis*), strandrør (*Phalaris arundinacea*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), flaskestarr (*Carex rostrata*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*). Andre kantarter som inngår er gulldusk (*Lysimachia thyrsiflora*), fredlaus (*Lysimachia vulgaris*), legevendelrot (*Valeriana officinalis*), vassmynte (*Mentha aquatica*), bekkeblom (*Caltha palustris*), nikkebrønslé (VU) (*Bidens cernua*), kattehale (*Lythrum salicaria*) og mjølkerot (*Peucedanum palustre*).

Tabell 2. Vannvegetasjon i innsjøene på Jæren 2014. Lokaliteter: HAR= Harvelandsvatnet (2006 og 2014), GRU=Grudavatnet (2006 og 2014) og LON=Lonavatnet. Mengdevurdering: : 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Rødlista arter i hht Solstad m.fl. 2010. NB! Artslistene fra 2006 må ikke regnes som fullstendige.

RL-kategori	Latinsk navn	Norsk navn	HAR 2006	HAR 2014	GRU 2006	GRU 2014	LON
	Isoetider						
NT	<i>Elatine triandra</i>	Trefelt evjebloom					3-2
	<i>Eleocharis acicularis</i>	Nålesivaks		2	2	3	
	<i>Limosella aquatica</i>	evjebrodd		2	3	2	2
	<i>Littorella uniflora</i>	Tjønngras					3
	Elodeider						
	<i>Callitriche hamulata</i>	Klovasshår		1-2	2	2	2
	<i>Callitriche palustris</i>	Småvasshår		2		2-3	2-3
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Hornblad	4	3			
	<i>Elodea canadensis</i>	Vasspest				2-3	
	<i>Hippuris vulgaris</i>	Hesterumpe			2		
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Tusenblad				4	3
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Akstusenblad	2-3	4	2		
	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Småttjønnaks	3	3		4	1
	<i>Potamogeton crispus</i>	Krustjønnaks	3	3	1-2	2-3	
	<i>Potamogeton gramineus</i>	Grastjønnaks				5	
	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Buttjønnaks					2
EN	<i>Potamogeton pusillus</i>	Granntjønnaks		3			
EN	<i>Potamogeton trichoides</i>	Knortetjønnaks		2			
NT	<i>Stuckenia pectinata</i>	Busttjønnaks	5	5	3	2	
EN	<i>Zannichellia palustris</i>	Vasskrans		3			
	Nymphaeider						
	<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose	4	5	2	2	3
	<i>Nymphaea alba coll</i>	Hvit nøkkerose	3				
	<i>Potamogeton natans</i>	Vanlig tjønnaks				1	2
	<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras			3	3	2
	<i>Sparganium emersum</i>	Stautpiggknopp		2	2	2	
	Lemnider						
	<i>Lemna minor</i>	Andemat	2	2	2		2
	Kransalger						
	<i>Nitella opaca</i>	Mattglattkrans					2
	Antall rødlistearter		1	4	1	1	1
	Totalt antall arter		8	14	11	14	13

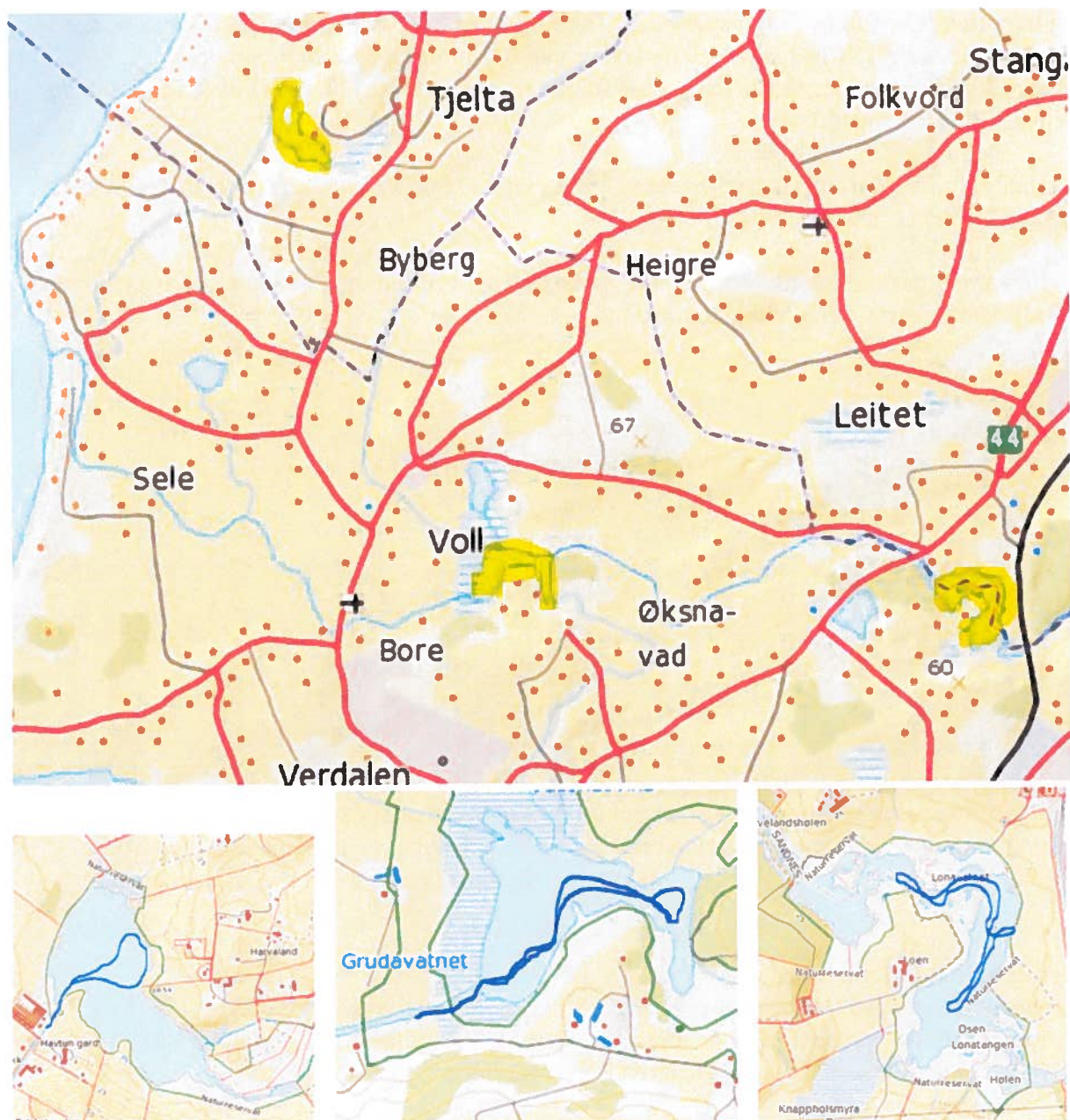


Fig. 2. Kart over undersøkelsesområdet med Harvelandsvatn, Grudavatnet og Lonavatnet merket med gult. Innfelt kart over innsjøene med undersøkte strekninger/områder.

Kortskuddsvegetasjon finnes på fuktige steder langs store deler av vatnet hvor substratet er fin sand eller mudder/leire. Disse engene beites og oversvømmes trolig jevnlig og har arter som nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), evjebrodd (*Limosella aquatica*) og småvasshår (*Callitriche palustris*). Kantartene bustsivaks (EN) (*Isolepis setacea*) og jærsiv (*Juncus foliosus*) (NT) forekommer mer sporadisk. Denne kortskuddenga synes å være en sørlig utforming av kortskuddstrand, rik utforming (O1b) se Fremstad (1997). Rik kortskuddstrand regnes som en sterkt truet (EN) vegetasjonstype som krever skjøtsel i form av beite av Fremstad og Moen (2001).

Vannvegetasjonen er dominert av flytebladsplanter bla. store bestand av gul og hvit nøkkerose (*Nuphar lutea* og *Nymphaea alba*) og stautpiggknopp (*Sparganium emersum*). Langskuddsvegetasjon av flere tjønnaksarter (*Potamogeton spp.*), aksusenblad (*Myriophyllum spicatum*)

og hornblad (*Ceratophyllum demersum*) (Tabell 1). Det ble påvist 3 rødlista tjønnaks-arter i Harvalandsvatnet i 2014 hvorav en ny art for vannet, knortetjønnaks (*Potamogeton trichoides*). Knortetjønnaks er ellers bare funnet to andre steder i Norge (Lid & Lid 2005 og B. Rørslett pers. medd.).

I kanalen fra pelsdyrfarmen registrerte vi krustjønnaks (*Potamogeton crispus*) arten ble ikke registrert ellers i innsjøen.

Tidligere er også mattglattkrans (*Nitella opaca*) funnet ved innløpet av kanalen i øst (Storstad 2008). Dette område ble ikke undersøkt av oss.



Fig. 2. Fra kanalen ved pelsdyrfarmen ut mot Harvalandsvatn. Beitemark på høyre bredd.

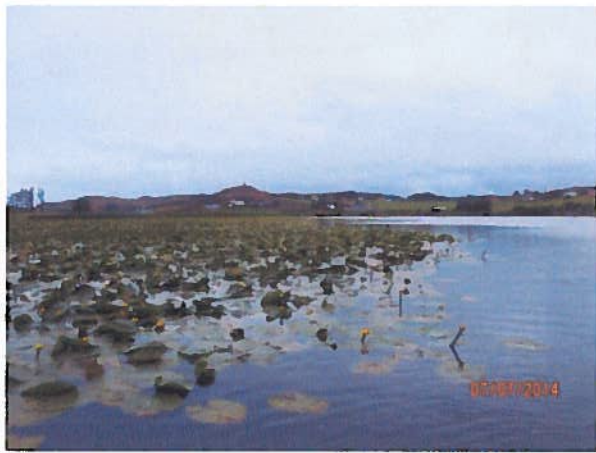


Fig.3 Harvalandsvatn ved utløp av kanalen fra pelsdyrfarmen, på N-sida med frodig flytebladsvegetasjon av gul nøkkerose

Grudavatnet (Klepp kommune)

Grudavatnet og også Lonavatnet er egentlig stilleflytende deler av Figgjo-elva (Fig. 1 og 2). Grudavatnet har vært senket og danner nå to vannspeil (Grudavatn og Vasshusvatn). Innsjøen er naturreservat og del av Jæren Ramsarområde.

Det var lav vannstand på undersøkelsestidspunktet. Området i nord-vest der Skas-Hegre-kanalen kommer ut i Grudavatnet ble derfor ikke undersøkt.

Grudavatnet består av flere vegetasjonstyper. I øst, finnes en dypere del som er åpen mot elva med velutvikla flyteblads- og langskuddsvegetasjon (Fig.5). Flytebladsvegetasjonen domineres av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) samt rikelig med langskuddsartene grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*), krustjønnaks (*P. crispus*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). Nedstrøms dette dypere område er innsjøen meget grunn og det er store områder med rik kortskuddvegetasjon. På undersøkelsestidspunktet sto store deler av denne over vann (Fig. 6. og 7.) og var dominert av evjebrodd (*Limosella aquatica*) og nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) samt langskuddsplanten småvasshår (*Callitriche palustris*). Her fantes også paddesiv og årsskudd av *Juncus* spp. og en brønse-art (*Bidens* spp.).

I 2005 ble det funnet vasspest (*Elodea canadensis*) i Skas-Hegre-kanalen. Denne har nå spredt seg til Grudavatn og Figgjo-elva nedstrøms kanalen.

I utløpselva Figgjo vokser også buttjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*), rusttjønnaks (*Potamogeton alpinus*) og den sjeldne granntjønnaks (*Potamogeton pusillus*), tre arter som ikke blei registrert oppe i innsjøen.



Fig. 4. Figgjoelva nedstrøms Grudavatnet sett mot Grudavatn.



Fig. 5. Fra den dypere delen av Grudavatnet i øst med flytebladsvegetasjon av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), sett vestover.



Fig. 6. Store områder med tørrlagt rik kortskuddsvegetasjon i Grudavatnet, sett vestover



Fig. 7. Rik kortskuddsvegetasjon i Grudavatnet sett østover mot det dypere område.

Mjukt havfrugras (*Najas flexilis*) (EN) er tidligere registrert i Vasshusvatn og Grudavatn. I Grudavatn er og den sjeldne trådbregne (*Pilularia globulifera*) (EN), granntjønnaks (*Potamogeton pusillus*) (EN) og skaftevjeblom (*Elatine hexandra*) (NT) tidligere registrert (Rørslett og Skulberg 1968).

Lonavatnet (Sandnes/Klepp kommuner)

Lonavatnet ligger vel en km oppstrøms Grudavatnet og er også en stilleflytende del av Figgjo. Rundt det meste av vannet er det fulldyrka mark og lite beite. Det er breie helofyttbelter rundt det meste av vannet og i våtmarken rundt. Sjøsvaks (*Schoenoplectus lacustris*) vokser ned til 0,7 m dyp. Andre vanlige helofytter og kantarter er takrør, strandrør, mannasøtgras, dikeminneblom, bukkeblad, bekkeblom, kattehale, stautpiggnopp, flaskestarr, vassmynte, vendelrot, myrhatt, gulldusk m.fl.



Fig.8 Oversikt over nordre deler av Lonavatnet/Figgjo-elva.

På østsida er det en vei nær deler av vannet og en båtutsettingsplass. Her er det en del kortskuddsvegetasjon på og nær stranda med bla. trefelt eyjebloom (*Elatine triandra*) (NT). Vannvegetasjonen ellers i Lonavatnet har både velutviklet flyteblads- og langskuddsvegetasjon og virker ikke spesielt eutrofiert. Dette kan skyldes de kraftige helofyttbeltene som binder mye næringsstoffer.



Fig. 9. Fra søndre del av Lonavatnet, sett sørover (mot innløpet)



Fig. 10. Søndre del av Lonavatnet, sett nordover (mot utløpet).

Økologisk tilstand

Økologisk tilstand for for de undersøkte innsjøene i 2014 er vist i tabell 3 og sammenstilt med data fra 2006 og 1967. Økologisk tilstand basert på vannvegetasjonen i Harvalandsvatn er dårlig. I Grudavatnet er tilstanden moderat og i Lonavatnet er tilstanden god.

Tab. 3. Økologisk tilstand for innsjøene på Jæren NB! Trofi-indeks er ennå ikke utvikla for elver. Tilstanden er derfor vurdert i forhold til indeks og klassegrenser for innsjøer. Økologisk tilstand er angitt med farge; svært god (blå), god (grønn), moderat (gul) dårlig (oransje) og svært dårlig (rød)

år	Harvalandsvatnet		Grudavatnet			Lonavatnet
	2006	2014	1967	2006	2014	2014
Ant. sens	0	4		5	7	7
Ant. tol	5	8		5	4	3
Tot. Ant. arter	8	15		11	14	13
Tlc	-62,5	-26,6	23,08	0	21,4	30,8
EQR	0,21	0,41	0,71	0,57	0,7	0,75
nEQR	0,12	0,24	0,54	0,38	0,53	0,6

Dataene fra undersøkelsen i 2006 kan ikke anses som fullgode og derfor kan man ikke legge for mye vekt på dem, men utviklingen i både Harvalandsvatnet og Grudavatnet synes å være på rett vei. Utgangspunktet i begge vann var imidlertid dårlig med hhv svært dårlig tilstand (Harvalandsvatnet) og dårlig tilstand (Grudavatn) i 2006.

En bør vurdere å heve vannstanden i både Harvalandsvatn og Grudavatn for å søke å få en bedre tilstand i vannene. Dette desto mere siden begge vannene er del av Jæren Ramsarområde.

Litteratur

- Fremstad, E. 1997 Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. 279s.
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2001-4. 231s.
- Fylkesmannen i Rogaland 2010. Forvaltningsplan for Harvalandsvatnet naturreservat, Sola kommune, Rogaland.
- Ledje, U. P. 2011. Sammenstilling av tiltak og undersøkelser i Frøylandsvatnet. Rapport 10111-1 AMBIO miljørådgivning AS.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Landgangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst I Norge. Saeculum forlag. Oslo
- Mjelde, M. 2006. Vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) Jæren 2006. NIVA-rapport 5295-2006.
- Naturbase, Miljødirektoratet (ad. Grudevatn og Harvalandsvatn)
- Revidert Veileder nr 2: 2013. Direktorsgruppa, Vanndirektivet, (www.vannportalen.no).
- Rørslett, B. og O. Skulberg. 1968. Vern av naturlig næringsrike innsjøer i Norge. En foreløpig oversikt over noen eutrofe innsjøer i Sør-Norge, og deres botaniske forhold. NIVA-rapport-0218 (O-70/66)
- Solstad, H., Elven, R., Alm, T., Alsos, I.G., Bratli, H., Fremstad, E., Mjelde, M., Moe, B., Pedersen, O. 2010. Karplanter. Pteriophyta, Pinophyta, Magnoliophyta. I: Kålås, J.A. Viken, Å., Henriksen, S. og Skjeseth, S. (red.) 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Storstad, T. M. (2008). Vegetasjonskartlegging av Harvalandsvatnet. Notat. Fylkesmannen i Rogaland.

RAPPORT OM BEGROINGSALGER I ELVER

Begroingsalger i Jærvassdraget - resultater fra undersøkelsene i 2014

Susanne Schneider

NIVA

Begroingsalger i Jærvassdragene – resultater fra undersøkelsene i 2014

Susanne Schneider, NIVA

1. Innledning

Begroings- (eller bentiske) alger er fastsittende alger som vokser på elve- og innsjøbunnen eller på annet underlag. Fordi begroingsalger er bundet til et voksested avspeiler de miljøfaktorene på voksestedet, og kan brukes til å indikere miljøtilstand. Siden de er stasjonære, kan de ikke forflytte seg for å unnsnippe periodiske forurensinger. Begroingsalger reagerer derfor også på kortsiktige forurensingsepisoder som er lett å overse med kjemiske målinger.

Respons på endring i miljøfaktorene skjer stort sett gradvis og i løpet av noen år. Begroingsalger er følsomme både overfor forurensing og eutrofiering, og reaksjonen kan føre til både en forandring i algebiomasse og artssammensetning. Prøvetakingsmetoden for begroingsalger er identisk for forurensing og eutrofiering. Dataene som samles inn kan dermed brukes for indikasjon av både forurensing og eutrofiering ved bruk av to forskjellige indekser. Indeksene PIT (periphyton index of trophic status)(Schneider & Lindstrøm, 2011) og AIP (acidification index periphyton)(Schneider & Lindstrøm, 2009) brukes for å indikere grad av henholdsvis eutrofi og forurensing.

Heterotrof begroing inkluderer sopp og bakterier, som bruker lett nedbrytbart organisk materiale som energikilde. Heterotrof begroing vokser på elvebunnen eller som påvekst på alger og makrofytter. Ved gunstige næringssituasjoner, som ved utslipp av organisk materiale fra industri, avrenning fra gjødselkjellere eller ved kloakklekkasjer, kan de vokse raskt og oppnå høy dekningsgrad på kort tid. Disse organismene, først og fremst bakterien *Sphaerotilus natans* og soppen *Leptomitium lacteus*, er derfor svært sensitive overfor organisk belastning. I Norge er det utviklet en heterotrof begroingsindeks (HBI) som brukes for å indikere grad av organisk belastning (Direktoratsgruppa, 2014).

2. Material og metode

Innsamling av prøver av bentiske alger ble gjennomført 1. og 2. september 2014. Det ble tatt prøver på 11 stasjoner i Jærvassdragene (se tabell 1). På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Dekningsgrad av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som ”% dekning”. For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversida av hver stein, ble børstet med en tannbørste, og det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve. Alle prøvene ble konserverert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i tråd med den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (EN 15708:2009).

For hver stasjon og hvert år ble eutrofieringsindeksen PIT (periphyton index of trophic status) beregnet (Schneider & Lindstrøm, 2011). PIT er basert på indikatorverdier for 153 taxa av bentiske alger (ekskludert kiselalger). Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å kunne beregne en sikker PIT indeks, må det være minst to indikatorarter til stede på en stasjon. I tillegg ble forsuringindeksen for begroingsalger beregnet (AIP = acidification index periphyton) (Schneider & Lindstrøm, 2009). AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. Indikatorverdiene strekker seg fra 5,13 til 7,50. En lav AIP-indeks indikerer sure betingelser, og en høy AIP-indeks indikerer nøytral til lett basiske betingelser. For å kunne beregne en sikker AIP indeks, må det være minst tre indikatorarter til stede på en stasjon.

I tillegg ble hver stasjon klassifisert for organisk belastning ved bruk av HBI, som tar utgangspunkt i et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) av heterotrof begroing (Direktoratsgruppa, 2014). Dette er et skjønnsmessig system som baserer seg på at tilstanden blir dårligere ved økt dekning av sopp og heterotrofe bakterier. Ved registreringer av f.eks. 1-10 % dekningsgrad av heterotrof begroing vil lokaliteten havne i moderat økologisk tilstand, og høyere dekning vil gi dårligere tilstand. Systemet overstyrer klassifisering som blir gjort med utgangspunkt i PIT-indeksen for begroingsalger i de tilfeller hvor HBI fører til dårligere tilstandsklasse enn PIT.

Fra to stasjoner (Skas-Heigre og Salteåna) finnes det begroingsdata fra tidligere år. For å kunne oppdage eventuelle trender i eutrofiering eller forsuring er PIT og AIP resultatene fra tidligere år med i denne rapporten.

Tabell 1: Prøvetakingsstasjoner i Jærvassdragene i 2014.

begroingskode	nr	stasjonsnavn
BØK	1	Bøkanalen
HÅL	2	bekk til Hålandsvatnet
GRA	3	Grannesbekken
FOR	4	Foruskanalen
SOB	5	Soma-Bærheimkanalen
FOL	6	Folkvordkanalen
SKA	7	Skas-Heigre
FIN	8	kanal til Figgjo fra Nord
FIS	9	kanal til Figgjo fra Sør
SEL	10	Selekanalen
SAL	11	Salteåna

I forbindelse med Vannforskriften er det fastsatt klassegrenser for både PIT og AIP indeksen, som skiller mellom svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig tilstand på en stasjon. PIT indeksen har vært gjennom en såkalt interkalibreringsprosess, som vil si at klassegrensene for PIT indeksen er på samme nivå som i andre nord-europeiske land (England, Irland, Sverige og Finland). For bioindikasjon av forsuring ved hjelp av begroingsalger er det ikke blitt gjennomført en tilsvarende prosess, slik at klassegrensene for AIP indeksen per i dag ikke er bindende. Vi velger derfor å fremstille PIT klassegrensene i figurene, mens AIP klassegrensene kun omtales i teksten.

3. Resultater

3.1 Eutrofiering

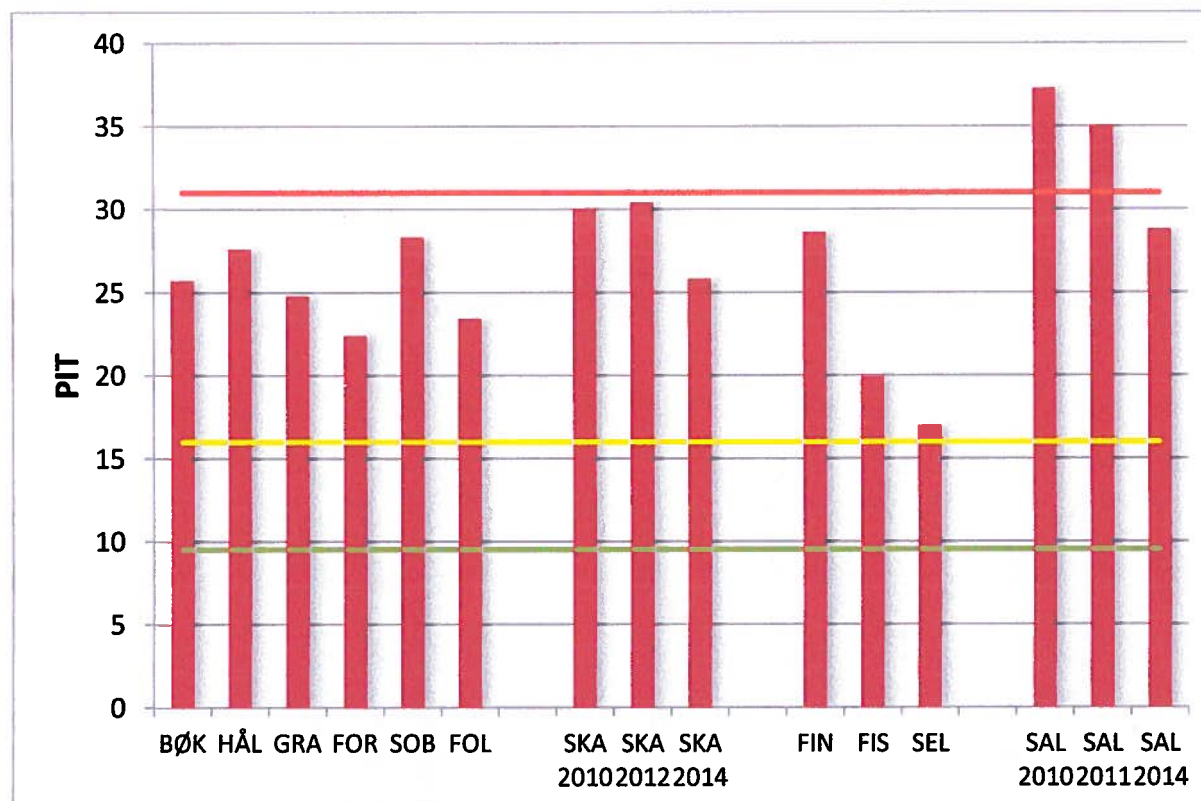


Fig. 1: PIT indeks på 11 stasjoner i Jærvassdragene i 2014; resultater fra tidligere undersøkelser på disse stasjonene er med i figuren. De fargelagte horisontale linjene markerer klassegrensene mellom svært god og god tilstand (grønn), god og moderat tilstand (gul), og moderat og dårlig tilstand (orange).

Alle de 11 undersøkte stasjonene var i 2014 i moderat tilstand, dvs at de ikke når miljømålene som er gitt i Vannforskriften. Dominerende arter i 2014 var *Vaucheria* sp., og ulike arter innen rødalgeslekten *Audouinella*. Alle disse artene er knyttet til eutrofe forhold. I Soma-Bærheim kanalen (SOB) ble soppen *Leptomitus lacteus* funnet, en art som tyder på organisk forurensning med melk. På 5 andre stasjoner fantes det varierende mengder av bakterien *Sphaerotilus natans* (se vedlegg), noe som tyder på organisk forurensning, som oftest med dårlig rensset kloakk. Dekningsgraden til disse heterotrofe elementene var på ingen av stasjonene høyere enn 1 %. Derfor førte HBI på ingen av stasjonene til en dårligere tilstandsklasse enn PIT. Det er viktig å merke seg at jernbakterier ikke er en del av HBI indeksen, fordi de ikke bruker lett nedbrytbart organisk materiale som energikilde, men jern. I Foruskanalen (FOR) ble det oppdaget en ukjent bakterieform, som ikke var *Sphaerotilus natans*. Heller ikke den tas med i HBI indeksen, siden den ikke nødvendigvis er et tegn på belastning med lett nedbrytbart organisk materiale.

PIT indeksen gir en indikasjon på at Selekanalen ligger nært grensen mellom god og moderat tilstand. På denne stasjonen ble også makrofyttarten *Potamogeton pectinatus* observert, en art som er sjelden i Norge, og som generelt trives i noe næringsrikt vann. Både i Salteåna og Skas-Heigre har PIT indeksen gått ned de siste årene, noe som er et godt tegn. Det var imidlertid byggeaktivitet like oppstrøms stasjonen i Salteåna da vi tok våre prøver i 2014, noe

som førte til at vannet var svært grumsete. Det er derfor knyttet litt usikkerhet rundt indeksverdien på denne stasjonen.

3.2 Forsuring

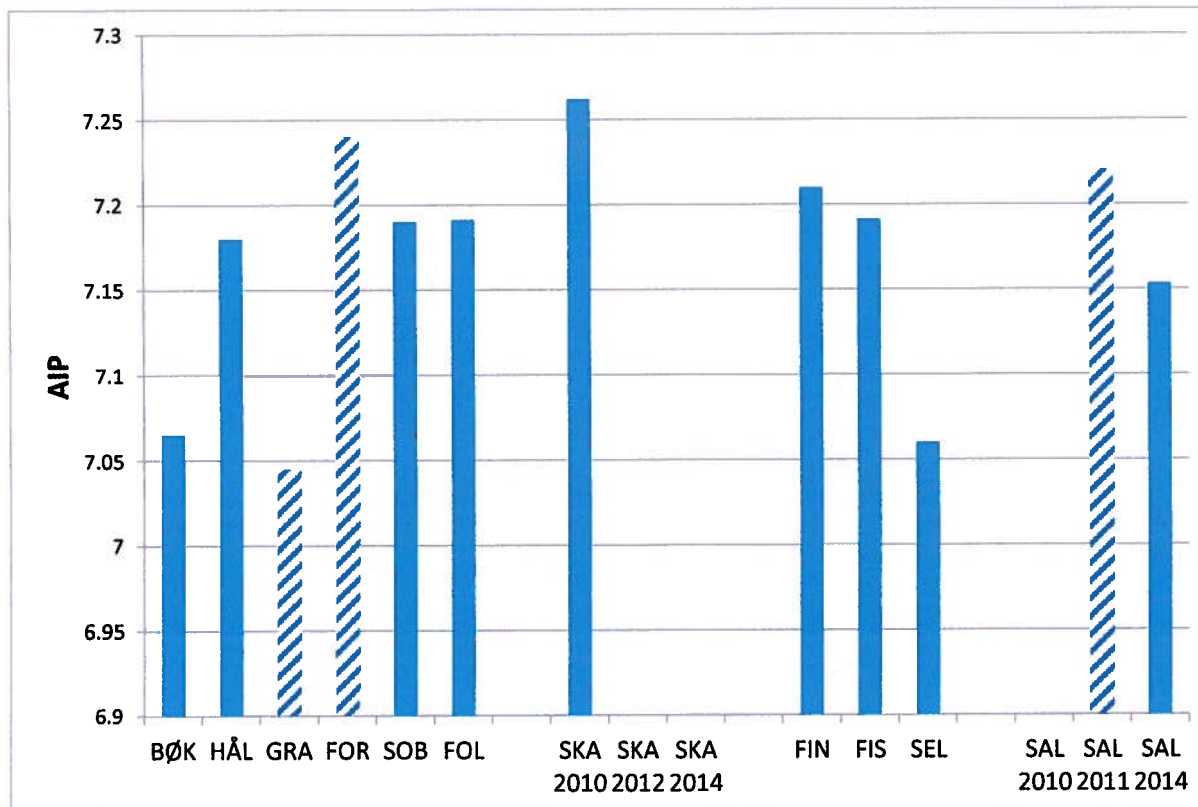


Fig. 2: AIP indeks på 11 stasjoner i Jærvassdragene i 2014; resultater fra tidligere undersøkelser på disse stasjonene er med i figuren. Skraverte søyler betyr at AIP indeksen er usikker pga forekomst av færre enn tre indikatorarter; manglende søyler betyr at det ikke fantes noen AIP indikatorart på denne stasjonen.

Grensene mellom de ulike tilstandsklassene for forsuring er avhengige av kalsiuminnholdet (og total organisk karbon) i vannet. Når Ca konsentrasjonen er høyere enn 4 mg/l, noe som er tilfelle for alle de undersøkte stasjonene, er god-moderat grensen på AIP=6,92, og svært god-god grensen på 7,04. Stasjoner som har en AIP indeks nedenfor god-moderat grensen kan anses å være forsuret. Disse grensene er imidlertid ikke interkalibrert med andre land. Figur 2 viser at ingen av stasjonene har en AIP indeks som er lavere enn 7,04, noe som betyr at ingen av stasjonene viser tegn til forsuring. På noen stasjoner fantes det imidlertid få eller ingen indikatorarter.

Litteratur

Direktoratsgruppa 2014. Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanddirektivet. 263 s.

EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A., 2009: Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A (2011): The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665:143-155.

Vedlegg

Vedlegg A: Ca-klasse (elvetype), PIT, AIP og statusklassifisering for 11 stasjoner i Jærvassdragene i 2014.

stasjonsnummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
begreingscode	BØK	HÅL	GRA	FOR	SOB	FOL	SKA	FIN	FIS	SEL	SAL
antall indikatorarter AIP	4	4	2	2	3	7	0	4	7	3	3
AIP (røde tall: usikker)	7.07	7.18	7.05	7.24	7.19	7.19		7.21	7.19	7.06	7.15
antall indikatorarter PIT	8	5	8	8	7	12	5	13	10	7	8
PIT	25.72	27.59	24.79	22.40	28.30	23.43	25.82	28.60	19.90	17.01	28.78
Ca klasse	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
PIT referansetilstand	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71
AIP referansetilstand	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1
PIT EQR	0.65	0.61	0.67	0.71	0.60	0.69		0.60	0.76	0.81	0.59
AIP EQR	0.98	1.04	0.97	1.07	1.05	1.05		1.06	1.05	0.98	1.03
PIT nEQR	0.47	0.45	0.49	0.52	0.44	0.50		0.43	0.55	0.59	0.43
AIP nEQR	0.83	0.98			0.99	0.99		1.02	0.99	0.83	0.95
økologisk tilstand eutrofiering	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat	moderat
økologisk tilstand heterotrophbegreing	svært god	god	god	svært god	moderat	svært god	god	svært god	svært god	god	god
økologisk tilstand forsuring	svært god	svært god			svært god	svært god		svært god	svært god	svært god	svært god

	BØK, Bøkanalen, stasjon 1	FIN, kanal til Figgjo fra Nord, stasjon 8	FIS, kanal til Figgjo fra Sør, stasjon 9	FOL, Folkvordkanalen, stasjon 6	FOR, Foruskanalen, stasjon 4	GRA, Grannesbekken, stasjon 3	HÅL, bekk til Hålandsvatnet, stasjon 2	SAL, Salteåna, stasjon 11	SEL, Selekanalen, stasjon 10	SKA, Skas-Heigre, stasjon 7	SOB, Soma-Bærheimkanalen, stasjon 5
Cyanophyceae (Cyanobakterier)											
Geitlerinema splendidum						<1					<1
Heteroleibleinia spp.					x						
Homoeothrix janthina		xx	xx	x							xxx
Leptolyngbya spp.		xxx		x	xxx	xxx					
Oscillatoria spp.		xx									
Oscillatoria tenuis		<1									
Phormidium autumnale				x		50	x		<1		
Phormidium diguetii							<1				
Phormidium favosum		xx									
Phormidium spp.	x										
Pseudoanabaena catenata	xx							x			
Chlorophyceae (Grønnalger)											
Chaetophora elegans					<1						
Cladophora spp.		xx									
Cladophora glomerata				xxx							
Closterium spp.		x	x	x	x	x		x			
Cosmarium spp.			x					x	x		
Gloeoecystis sp.											<1
Hydrodictyon reticulatum								<1			
Microspora amoena			<1	xx				xx			2
Microspora lauterborni					xx		xx				xxx
Mougeotia a (6-12u)				x					x		
Mougeotia c (21-?)		x									
Mougeotia d (25-30u)				x							
Mougeotia e (30-40u)	x										
Oedogonium a/b (19-21µ)										x	
Oedogonium b (13-18u)	xx					x			x		
Oedogonium c (23-28u)							x	x	x		
Oedogonium d (29-32u)		70	xx								
Oedogonium e (35-43u)			3	x			30				x
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)					xx						
Stigeochlonium spp.									x		
Stigeochlonium tenue	xx	<1	1				<1	1			
Tetraspora spp.						<1					
Tribonema spp.	xxx	x		x			xxx	x			
Tribonema viride					xxx						
Uidentifiserte coccale grønnalger			xx								
Ulothrix tenerima	<1	xx		x	xxx	10			x		
Ulothrix zonata		<1	xxx								
Zygnema b (22-25u)	x										
Rhodophyceae (Rødalger)											
Audouinella chalybaea		xxx	<1			<1		xx	35	1	1
Audouinella hermannii			xxx								
Audouinella pygmaea				2							
Batrachospermum gelatinosum				<1	5						
Batrachospermum spp.										<1	
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)											
Vaucheria spp.	10	x	15	10	3	5		1		1	5
Saprophyta (Nedbrytere)											
Bakterier, trådformede					10						
Jern/mangan bakterier, staver	100										
Leptomitius lacteus											1
Sphaerotilus natans						<1	xx	<1	xx	x	
konduktivitet (µS/cm; målt 1./2.9.2014)	1700	374	216	432	295	315	499	331	285	440	303

Vedlegg B: Begroingsorganismer og konduktivitet i 11 bekker i Jærvassdragene i 2014. Hyppigheten av artene er angitt som % dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig; kiselalger er ikke med.

RAPPORT OM FISK OG BUNNDYR I ELVER

Undersøkelser av fisk og bunndyr i utvalgte Jærvassdrag høsten 2014

Morten A. Bergan

NINA

Sammendrag

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av bunndyr og laksefisk som kvalitetselement er gjennomført med innsamlings- og vurderingsmetodikk i tråd med gjeldende veiledere for klassifisering av miljøtilstand i vann. Høsten 2014 ble fisk- og bunndyrundersøkelser gjennomført i syv utvalgte vannforekomster i vannområde Jæren. Ungfisktellinger ble utført med bærbart elektrisk fiskeapparat, og sparkehåv ble anvendt for innsamling av bunndyrprøver. I noen vannforekomster ble det også kartlagt hydromorfologiske endringer og fysisk-tekniske inngrep. Vannforekomstene som ble undersøkt kan karakteriseres i størrelsesorden små til middels store vassdrag; dvs bekker og mindre elver.

Flere av vassdragene som ble undersøkt i vannområde Jæren i 2014 har redusert vannkvalitet (organisk belastning og næringssaltanrikning) og endringer i hydromorfologi som de største menneskeskapte påvirkningsfaktorene. Dette er faktorer som gir seg utslag i en degradert økologisk tilstand ved bruk av bunndyr og laksefisk som kvalitetselement. Enkelte av vassdragene har sannsynligvis større punktutslipp som i perioder begrenser fiskeproduksjonen og reduserer bunndyrsamfunnets mangfold, mens andre har fysisk-tekniske inngrep som stopper oppgang av sjøørret eller vandrende innlandsørret. For disse vannforekomstene må det påregnes avbøtende tiltak for å komme nærmere et fastsatt miljømål etter vannforskriften. For andre vannforekomster har vi foreløpig for lite datagrunnlag til å fastsette sikre tilstandsklassifiseringer. Her behøves mer informasjon om vannforekomstene, samt økt overvåking- og kartleggingsvirksomhet.

Ingen vannforekomster oppnår «Svært god økologisk tilstand» ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. Bunndyrdataene viser at tre av syv vannforekomster klassifiseres til «God økologisk tilstand». Dette betyr at stasjonsområdets vann- og miljøkvalitet var innenfor vannforskriftens miljømål på undersøkelsestidspunktet. En vannforekomst klassifiseres til «Moderat økologisk tilstand», og hadde kun små avvik fra et forventet miljømål. Bunndyrfaunaen på tre stasjoner, i like mange vannforekomster, har et større avvik fra miljømålet høsten 2014, og klassifiseres til å ha en «Dårlig» eller «Svært dårlig» økologisk tilstand. I disse vannforekomstene foreligger det store vannkjemiske påvirkninger.

Det ble registrert laks (*Salmo salar*), ørret (*Salmo trutta*), og ål (*Anguilla anguilla*) i vannforekomster i vannområde Jæren høsten 2014. Tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) var også vanlig forekommende. Ørret var, med ett unntak, den dominerende fiskearten i vannforekomstene. Basert på en klassifisering av økologisk tilstand etter forventninger til fiskebestandens sammensetning, mengde og aldersstruktur, oppnår to vannforekomster «Svært god» økologisk tilstand. Tre vannforekomster har redusert fisketetthet og/eller avvikende aldersstruktur, og klassifiseres til «Moderat» økologisk tilstand. To vannforekomster har svært redusert fisketetthet i forhold til forventet naturtilstand, og klassifiseres til hhv. «Dårlig» og «Svært dårlig» økologisk tilstand. Årsakene til et avvik i fra en forventet fiskebestand kan i mange tilfeller knyttes direkte opp mot en eller flere menneskeskapte påvirkninger i vannforekomsten. Her foreligger det omfattende vannkjemisk og/eller hydromorfologisk påvirkning. I noen vannforekomster kan det imidlertid ikke uten videre pekes på en konkret årsak med dagens datagrunnlag. For å foreta en treffsikker klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement, kreves det inngående kjennskap og data om fiskebestandene, tidsserier, historisk informasjon og kunnskap om hydromorfologiske endringer som er til stede i vannforekomsten.

1. Lokalteter og prøvetakingsomfang

Det er foretatt ungfisktellinger og bunndyrundersøkelser i syv utvalgte vassdrag (vannforekomster) i vannområde Jæren høsten 2014 (tabell 1). Stasjonslokaliseringen for kvantitativ ungfisktelling er valgt ut etter innspill fra oppdragsgiver. Kvalitativt ungfiskregistrering er foretatt utenom stasjonen for å påvise fisk eller for å øke erfaringsgrunnlaget for vannforekomsten. I tillegg er flere interessepunkter som kan stoppe eller hindre vandring for fisk befart og/eller sjekket ut.

Tabell 1. Vassdragsundersøkelser 2014. Navn på lokaliteter og anvendt metodikk på hver stasjon i det enkelte vassdrag.

St. nr.	Jærvassdrag		Bunndyr	Metodikk	
	Vassdragsnavn	Vann-nett id		Kvant. Elfiske	Kval. Elfiske
12	Møllebekken	028-36-R	X	X	
13	Liaåna	029-26-R	X	X	X
20	Svia, elv til Skjelbreitjørna	029-38-R	X	X	
21	Bekk fra Nordlandstjørna	029-60-R	X	X	X
25	Storåna v/Brueland	029-47-R	X	X	X
26	Storåna v/Lyse	029-49-R	X	X	X
28	Figgjo-Vaskehølen	028-110-R	X	X	

2. Metodikk: Bunndyrundersøkelser

Metoden for innsamling av bunndyrmaterialet er gjort i henhold til gjeldende veiledere for klassifisering av miljøtilstand i vann (Anonym 2009, 2013). Bunndyrprøvene er høstprøver innsamlet den 11, 12 og 13. november i 2014, og er tatt med sparkemetoden (Frost et al. 1971). Metoden går ut på at en holder en firkantet standardhåv (25 x 25 cm, 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). Det er tatt 3 ett-minutts prøver (R1) på hver stasjon, tilsvarende om lag 9 meter elvestrekning, fra fortrinnsvis hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat. For om lag hvert minutt med sparring er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling av materiale ut av håven. Hver sparkeprøve er fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINA's biologiske laboratorier.

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden med økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer av bunndyr). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taxa opptrer med forekomster større enn enkeltfunn, og der det er liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Et sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, snegler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor forurensning og påvirkning, vil fungere som indikatorer på forurensninger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatoraksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT-arter/taksa, som tar utgangspunkt i hvor mange arter døgnfluer (E= Ephemeroptera), steinfluer (P= Plecoptera) og vårfluer (T= Trichoptera) som blir registrert på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente var naturtilstanden danner grunnlaget for vurdering av graden av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer mye, og påvirkes både av vannforekomstens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet.

I henhold til gjeldende klassifiseringsveiledere anvendes ASPT-indeksen (Armitage, 1983) for klassifisering av vannforekomstens økologiske tilstand. indeksen baserer seg på en rangering av et utvalg av de bunndyrfamiliene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, og etter deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT-indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 for bunnfaunaen i elver (**tabell 2**). Denne referanseverdien skal per i dag gjelde for alle typer rennende vann iht. Klassifiseringsveilederens typifisering av vassdrag. For nærmere informasjon om klassifiseringssystemet henvises det til Anonym (2009, 2013).

Tabell 2. Klassegrenser. Bunndyrsamfunn med eutrofiering som hovedbelastning.

ASPT klasser bunnfauna i elver					
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
EQR klasser for bunnfauna					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,99	0,99-0,87	0,87-0,75	0,75-0,64	<0,64

3. Metodikk: Ungfiskundersøkelser av laksefisk

3.1 Felt- og innsamlingsmetodikk

Det ble foretatt undersøkelser med bærbart, elektrisk fiskeapparat (GeOmega FA-4, Terik Technology) av ungfiskbestanden av laksefisk i vannforekomstene. Øvrige fiskearter som ble fanget ble også registrert. Det elektriske fisket ble gjennomført etter standardisert metode (Jf. NS-EN 14011) og i tråd med anbefalinger i Bergan m.fl. (2011). Kvantitativt elfiske ble gjennomført av to mann ved tre gjentatte overfiskinger med et opphold på ca. 30 minutter mellom hver fiskeomgang (Bohlin m.fl. 1989). På alle stasjoner med kvantitativt elfiske ble det beregnet tetthet av ungfisk av laks/ørret etter Zippin (1958). Gytemoden, eldre ørret under 25 cm som ble fanget innenfor stasjonsområdet ble inkludert i tetthetsestimatene. Forekomsten av ål, som er oppført på norsk og internasjonal rødliste, ble i noen tilfeller også tetthetsberegnet. Observerte fisk som ikke lot seg gjenfange ble inkludert i tetthetsestimatene. Observerte verdier ble benyttet i de tilfeller resultatene ikke ga nok grunnlag eller forutsetninger for tetthetsberegninger etter Zippin (1958).

I tråd med anbefalinger i Bergan m.fl. (2011) og i vannforekomster med lav forekomst av fisk ble det også foretatt utvidete, kvalitative undersøkelser utenom stasjonsområdet (dvs. én gangs overfiske eller kun søk med elfiskeapparat) for å øke erfaringsgrunnlaget for fiskesamfunnet. Tetthet ble her estimert ved bruk av fangbarhet fra det kvantitative elfisket i vannforekomsten. Alternativt er resultatene fra søk med elfiskeapparatet omtalt kvalitativt og innlemmet i det helhetlige vurderingsgrunnlaget.

Samtlige fiskearter som ble fanget ble registrert. Det er forsøkt unngått å bruke strøm på større gytefisk, men i noen tilfeller ble gytemoden enkeltfisk fanget for registrering av art, kjønn og evt. andre forhold ved fisken. Fisk fra hver omgang ble oppbevart levende i en bøtte til fisket på stasjonen var avsluttet. All laksefisk ble lengdemålt fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne. Etter lengdemåling ble fiskene sluppet tilbake levende i vassdraget igjen. Lengdefrekvensfordelingen i fiskematerialet dannet grunnlaget for antatt aldersfordelingen. Det er normalt med varierende overlapp i lengdefordelingen mellom årsyngel (0+), ettåringer (1+) og eldre ungfisk ($\geq 2+$) av laksefisk i vassdrag i Norge, og dette forekommer også i vassdrag på Jæren (Saltveit m.fl. 2007). Aldersfordelingen basert på lengde vil dermed være beheftet med noe usikkerhet. Laksefisk eldre enn 1 år ble ikke differensiert i tetthetsvurderingene, og aldersgruppene ble slått sammen til alder $\geq 1+$. For de vassdragene hvor det drives fiskeutsetninger vil det ikke være en naturlig, aldersavhengig lengdefordeling blant den registrerte fisken, da settefisk ikke vokser likt som villfisk.

3.2 Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av fiskesamfunn

Sammensetning, mengde og aldersstruktur for fiskefaunaen angis som et kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand i rennende vann. Per i dag foreligger et forslag for laksefisk i små anadrome vassdrag, utarbeidet av Sandlund m.fl. (2013), som inngår i revidert klassifiseringsveileder (Anonym 2013). Dette forslaget kan slik vi ser det også anvendes i vannforekomster med vandrende innlandsørret. Vi vil benytte gjeldende forslag, som er forventningsverdier (**tabell 3**) for tetthet av ungfisk, på våre resultater. Forslaget har forventningsverdier til sammensetning, mengde og aldersstruktur i fiskesamfunnet innenfor et stasjonsområde, som dermed gir et uttrykk for økologisk tilstand knyttet til vann- og habitatkvalitet på stedet. For fisketetthet på vassdragsstrekninger med sjøvandrende fisk (anadrom strekning) eller forventning om vandrende innlandsørret vil vi benytte forventningsverdier for «Anadrom, habitat ikke beskrevet» (**tabell 3**) for alle stasjoner. For ferskvannstasjonære vannforekomster vil vi benytte forventningsverdier for «Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet».

Tabell 3. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i mellomstore og små anadrome vassdrag. Fra Sandlund m.fl. (2013), gjengitt i revidert klassifiseringsveileder (Anonym 2013).

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 2	>7	7-5	4-3	3-2	<2
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 2	>3	3-2	2-1	<1	0
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

* *Allopatrisk: Uten andre, konkurrerende fiskearter til stede. Sympatrisk: I sameksistens med én eller flere konkurrerende fiskearter*

Forslaget i tabell 3 behandler imidlertid ikke hvorvidt bestandens totale størrelse er endret sammenlignet med naturtilstand, noe som slik vi ser det er et vesentlig punkt ved det å benytte fiskesamfunn som kvalitetselement etter vannforskriften. Vannforskriften vektlegger dette i naturlig anadrome vassdrag spesielt (Sandlund m.fl. 2013, Anonym 2013). Her må en derfor også gjøre hydromorfologiske vurderinger av påvirkninger utenfor stasjonsområdet, forekomst av inngrep, endringer, vandringshindre eller -barrierer og tap/reduksjon av tilgjengelig areal. Dette er faktorer som kan gi endringer i bestandsstørrelse i en vannforekomst til tross for høy fisketetthet på et utvalgt stasjonsområde. Vi gjør en enkel tilnærming og vurdering av dette i de vannforekomster der det er aktuelt, og fastsetter en økologisk tilstand på skjønn etter tabell 4.

Tabell 4. Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse for sjørretbestander i mindre vannforekomster. Fra Sandlund m.fl. (2013), gjengitt i revidert klassifiseringsveileder (Anonym 2013).

Tabell 7.2: Klassifisering av anadrome aureteller og mindre elver (dvs. dominerende art er gyteure) basert på forekomst av de naturlige forekommende artene og bestandsstørrelse av sjøure på anadrom strekning (basert på kvantitativt prøvefiske).

Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle forventete arter tilstede?	Alle	Alle	Minst en art mangler	> 1 art mangler	Ikke fisk
Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse	- 10 %	- 10-25 %	- 25-50 %	- 50-90 %	- 90-100 %

Alle vassdragene i denne undersøkelsen (Vannområde Jæren) er vassdrag hvor det forventes å være velutviklede fiskesamfunn (flere årsklasser ungfisk og gytefisk) dominert av laksefisk ved en naturtilstand, med tilfredsstillende tettheter av flere årsklasser. Dette som følge av en naturtilstand med sikker helårsavrenning, godt egnede stein-/grusdominerte substratforhold, lav naturlig fragmenteringsgrad, god kontinuitet for vandrende gytefisk og tilfredsstillende vannkvalitet, som ikke begrenser produksjonen av fisk i større grad. Vannforekomstene vil både omfatte en forventning til anadrome, vandrende laksefisk, hovedsakelig sjørret, men også ferskvannsstasjonær laksefisk (innlandsørret som foretar gytevandringer i vassdraget).

1.1 Hydromorfologisk tilstand

Det er ikke avsatt midler til en hydromorfologisk gjennomgang av vassdragene i denne undersøkelsen. Vi velger allikevel å gjøre en forenklet ekspertvurdering av relevante forhold i noen vannforekomster, da slike forhold har avgjørende betydning for den økologiske tilstanden, og kan være helt nødvendig for å kunne komme nærmere en treffsikker tilstandsvurdering ved bruk av laksefisk som kvalitetselement. For vassdrag der vi anser at miljømål for laksefisk vanskelig kan oppnås som følge av forhold knyttet til endringer i vannforekomsten morfologi (først og fremst i forhold til utretting, grøfting, kanalisering eller andre endringer i vassdragsløpet) eller endringer i hydrologi (vannavrenning), vil vi forsøke å synliggjøre dette gjennom ekspertvurdering. Tabell 6.17 i klassifiseringsveileder 01:2009 (Anonym 2009) vil være retningsgivende. Tilstandsvurderingen av de hydromorfologiske støtteparameterne i nevnte tabell kan i mange tilfeller være med på å forklare den økologiske tilstanden klassifisert ved laksefisk som kvalitetselement, og kan dessuten bidra til å synliggjøre konkrete behov for tiltak for å nærme seg fastsatte miljømål.

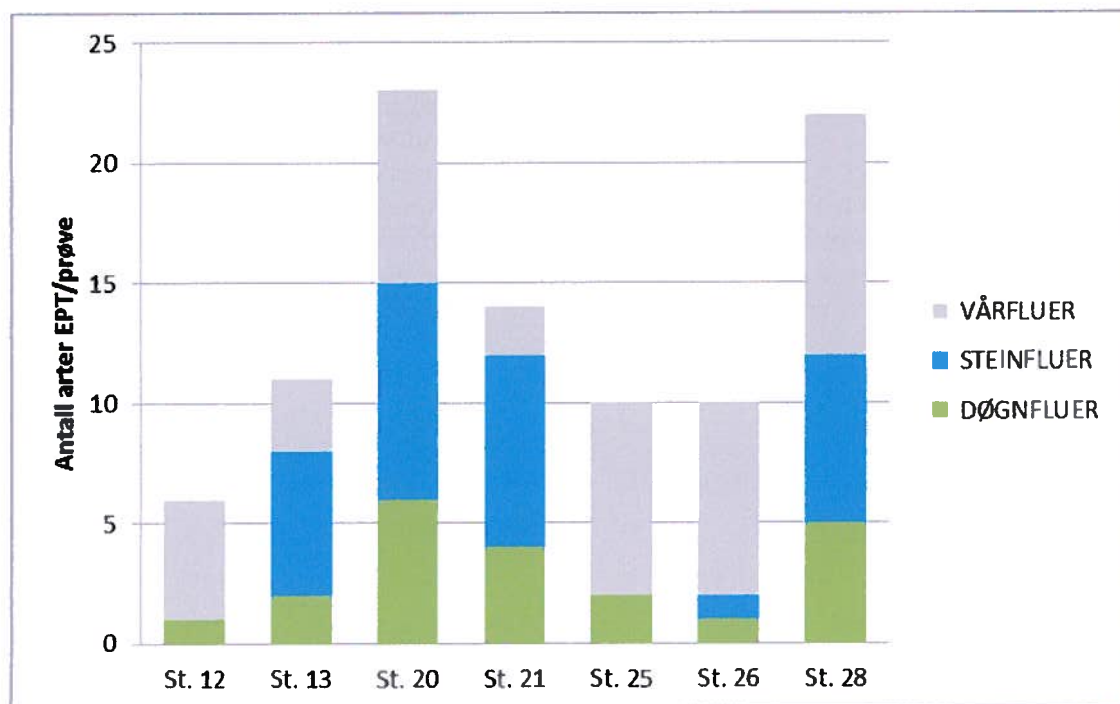
4. Resultater

4.1 Bunndyrfaunaen

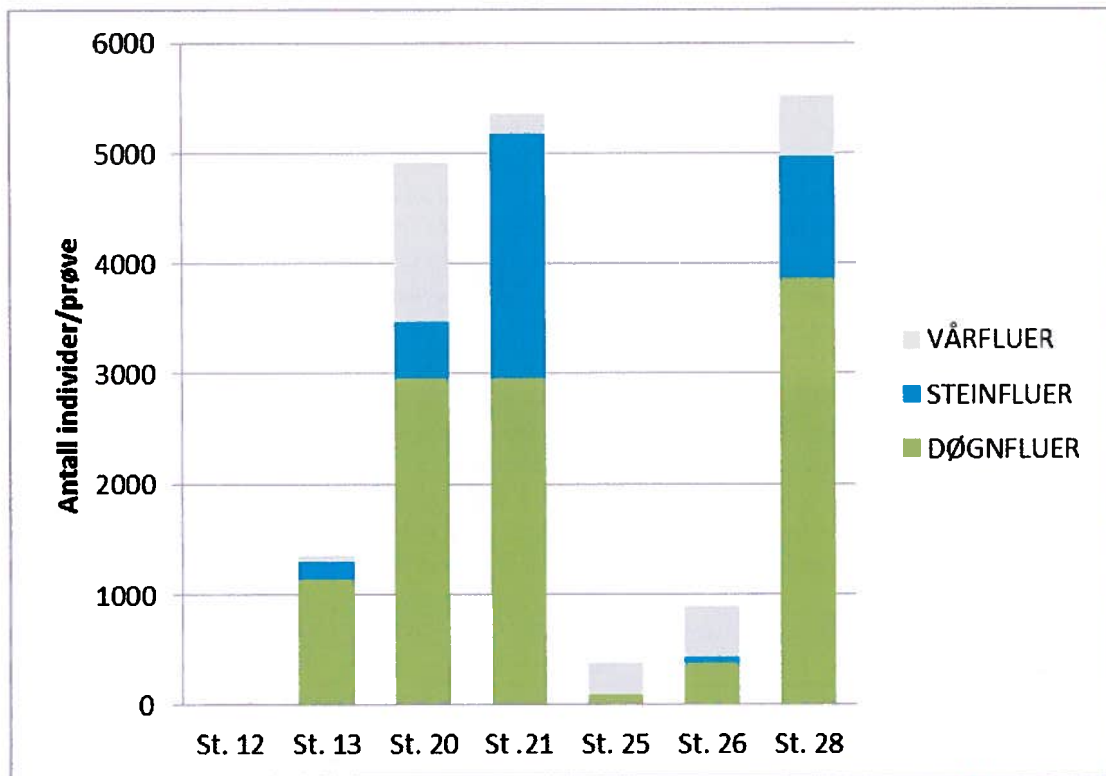
Komplett artsliste over bunndyrfaunaen er vedlagt bakerst i rapporten (**vedlegg A**). Figur 1 viser en oversikt over antall registrerte taksa (arter og slekter) av døgn-, stein- og vårfluer på den enkelte stasjon i hver vannforekomst. Figur 1 viser stasjonenes ASPT-score for bunndyrfaunaen, der tabell 5 angir tallverdiene for ASPT- med tilhørende EQR-score for bunndyrfaunaen. Disse indeks-verdiene gir grunnlaget for klassifisering til økologisk tilstand.

Tabell 5. ASPT-verdier, korresponderende EQR verdier og totalt antall EPT hos bunndyrfaunaen på den enkelte stasjon. Fargekoder etter femdelt skala for økologisk tilstand.

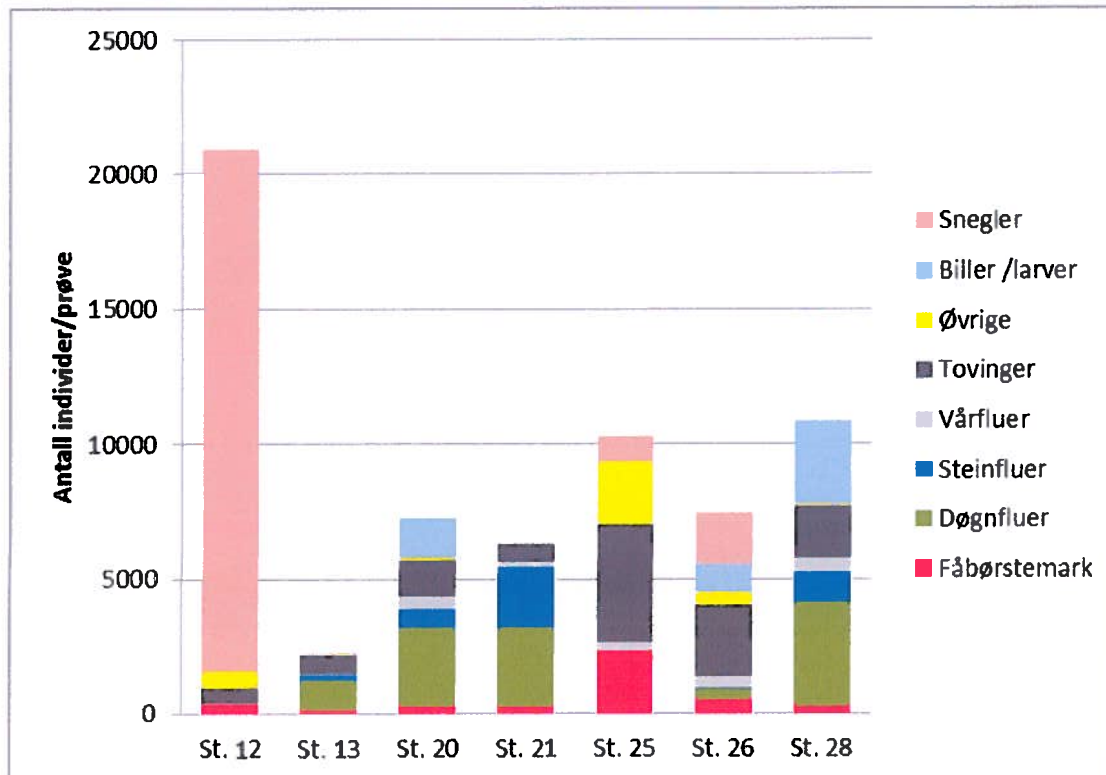
St.nr.	Vannforekomst id	Vassdragsnavn	EQR	ASPT	EPT
12.	028-36-R	Møllebekken	0,59	4,08	6
13.	029-26-R	Liaåna	0,82	5,64	11
20.	029-38-R	Svia, elv til Skjelbreitjørna	0,97	6,70	23
21.	029-60-R	Bekk fra Nordlandstjørna	0,98	6,75	14
25.	029-47-R	Storåna v/Brueland	0,67	4,63	10
26.	029-49-R	Storåna v/Lyse	0,71	4,88	10
28.	028-110-R	Figgjo-Vaskehølen	0,97	6,68	22



Figur 1. Antall registrerte arter/slekter/familier av E(døgn-), P(stein-) og T(vårfluer) på undersøkte stasjoner i vassdrag i vannområde Jæren i 2014.



Figur 2. Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer per prøve på undersøkte stasjoner i vassdrag i vannområde Jæren i 2014.



Figur 3. Bunndyrfaunaens sammensetning og antall per prøve på undersøkte stasjoner i vassdrag i vannområde Jæren i 2014.

4.2 Fiskesamfunn: Ungfisk av laksefisk og ål

Tabell 6 (under) viser en oversikt over estimerte tetthetsnivåer av laksefisk i de vassdragene på Jæren som ble undersøkt i november 2014. Samlet tetthet av laksefisk sier noe om stasjonsområdets vann- og habitatkvalitet i forhold til fiskens krav, der høye tettheter, flere årsklasser og naturlig aldersstruktur anses som lite avvikende fra naturtilstand. Fargekodene angir en klassifisering til økologisk tilstand etter forventningsverdier til total tetthet av laksefisk for «habitat ikke beskrevet» i tabell 3. Selv om stasjonsområdet i vannforekomsten oppnår «Svært god» eller «God» økologisk tilstand ved klassifisering etter tetthetstall, så kan vandringsveier og spesielle livsformer av ørret som er forvaltningsmessig eller nærings-/rekreasjonsmessig viktige (f.eks. sjøørret eller vandrende innlandsørret) være brutt, og arealer oppstrøms inngrepet være tapt for disse formene. Denne problematikken er forsøkt synliggjort i tabell 8, med tilhørende fargekoder avh. tapt opprinnelig areal. Dette er kompliserte vurderinger som er avhengig av svært godt datagrunnlag og informasjon om den enkelte vannforekomst. Tabell 7 inkluderer en forenklet vurdering av tilstanden ved hydromorfologiske støtteparametere, som kan være med på å forklare tilstanden ved bruk av laksefisk som kvalitetselement. Bakgrunnen for resultatene og vurderingene i tabell 7, 8 og 9 er nærmere omtalt og diskutert i vurdering av resultater for hver vannforekomst (kapittel 4.3).

Tabell 6 Tetthet av laks/ørret i vassdrag på Jæren høsten 2011. Fargekoder angir økologisk tilstand etter forventningsverdier til total tetthet av laksefisk for «habitat ikke beskrevet» i tabell 3.

Vassdrag på Jæren			Estimert tetthet (antall individer per 100 m ²)				
Vassdrag	Stasjonsområde	Areal (m ²)	Laks		Ørret		Samlet tetthet
			0+	≥ 1+	0+	≥ 1+	
Møllebekken	Nedre, nedstr. Fv 405	87	0	0	27,5	15,0	42,2
Liaåna	Nedstr. Nedre Livei	48	0	0	4,2	43,8	48,0
Svia, elv til Skjelbreitjørna	Nedre, nedstr. Fv 315	41	-	-	121,4	41,9	163,3
Bekk fra Nordlandstjørna	Ved sandtak	100	-	-	22,4	22,0	44,4
Storåna ved Buestad	Ved Ganddalsgata	65	0	0	1,5	1,5	3,0
Storåna ved Lyse	N/ Svebestadkanalen	41	0	0	72,2	36,6	108,8
Figgjo-Vaskehølen (Åno)	Nedstr Fv 288	93	6,3	6,5	8,9	1,1	22,8

Ål ble påvist i Møllebekken, Storåna ved Buestad og Figgjo-Vaskehølen. Forekomst og evt. tetthetsestimater for ål omtales nærmere i kapittel 4.3.

Tabell 7. Vassdrag i vannområde Jæren. Tilstand og tilnærming til vannforskriften.

Vannområde Jæren		Laksefisk	Hydromorfologiske støtteparametere	
Vannforekomst/Vassdrag	Nr.	Ungfisk som indikator på vann- og habitatkvalitet	Kanalisering, utretting, o.a. endring	Kantvegetasjon
Møllebekken	12	Moderat	Svært dårlig	Moderat
Liaåna	13	Moderat	Dårlig	God
Svia, elv til Skjelbreitjørna	20	Svært god	God	Svært god
Bekk fra Nordlandstjørna	21	Moderat	Svært dårlig	Svært dårlig
Storåna ved Buestad	25	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig
Storåna ved Lyse	26	Svært god	Svært dårlig	God
Figgjo-Vaskehølen	28	Dårlig	Svært god	Svært god

Tabell 8. Ekspertvurdert reduksjon (%) i bestandsstørrelse av (anadrom eller vandrende innlandsørret) laksefisk som følge av menneskeskapt påvirkning, inngrep eller endringer i vannforekomster i vannområde Jæren. Fargekoder etter tilstandsklasse.

Klasse	Svært god (-10 %)	God (10-25 %)	Moderat (25-50 %)	Dårlig (50-90 %)	Svært dårlig (90-100 %)
Møllebekken			Ukjent		
Liaåna			Ukjent		
Svia, elv til Skjelbreitjørna	Svært god				
Bekk fra Nordlandstjørna					Svært dårlig
Storåna ved Brueland					Svært dårlig
Storåna ved Lyse			Ukjent		
Figgjo –Vaskehølen (Åno)			Ukjent		

4.3 Resultatomtale per vannforekomst

4.3.1 Møllebekken

Møllebekken (St. 12) har sin opprinnelse fra Store Stokkavatnet til Hafrsfjord, og drenerer Litla og Store Stokkavatnet som ligger i den østre delen av Stavanger kommune. Bekken er definert som et viktig bekkedrag med en egen sjørretstamme (Ledje 2013). Møllebekken har vært gjenstand for fiskeforsterkende habitat-tiltak de senere år (Ledje 2013) gjennom utlegging av gytegrus, etablering av terskler, rydding av søppel og tilrettelegging for sjørret.

Våre undersøkelser av Møllebekken var kun konsentrert til nedre partier av bekken, dvs nedstrøms Fv 405 Regimentveien. Her ble det etablert en stasjon for bunndyr- og ungfiskundersøkelser like oppstrøms flomålet. Videre ble oppvandringsforholdene for sjørret ifbm Regimentveien vurdert.

Bunndyr

Det ble påvist seks EPT på stasjonen i Møllebekken høsten 2014, hvorav hhv. en døgn - og fem vårfluetaksa. Ingen steinfluer ble påvist. Antall bunndyr ble estimert til 20908 individer per prøve, der bunndyrgruppen snegler utgjorde mer enn 90 % av antall bunndyr per prøve (19328 ind./ prøve). Følsomme rentvannstaksa av bunndyr var omtrent fraværende i bunndyrfaunaen, og gravende, detritusspisende bunndyrformer dominerte sterkt. Kun tre individer av døgnfluer (*B. rhodani*) ble påvist, i tillegg til et lavt antall vårfluer (27 ind. per prøve). Rentvannskrevende steinfluer lot seg ikke påvise.

Bunndyrfaunaen i Møllebekken viser store tegn til vannkjemisk forurensning og eutrofieringsbelastning, og avviker i stor grad fra forventet naturtilstand høsten 2014. Det biologiske mangfoldet av EPT er lavt, og andelen forurensningstolerante bunndyrformer er svært høy. Bunndyrfaunaen oppnår denne undersøkelsens laveste ASPT-indeksverdi, med 4,08, tilsvarende en EQR verdi på 0,59 (tabell 5). Dette gir en økologisk tilstand tilsvarende «Svært dårlig» på undersøkelsestidspunktet. Indeksverdien og øvrige vurderinger av bunndyrfaunaen i Møllebekken indikerer sterk vannkjemisk påvirkning.

Hydromorfologisk vurdering og ungfiskundersøkelser



Figur 4. Flyfoto fra 2013 (t.v.), 1968 (midten) og 1937 (t.h.) illustrerer menneskeskapte endringer i Møllebekken og dens nedbørfelt. Flyfoto fra <http://kart.finn.no/>.

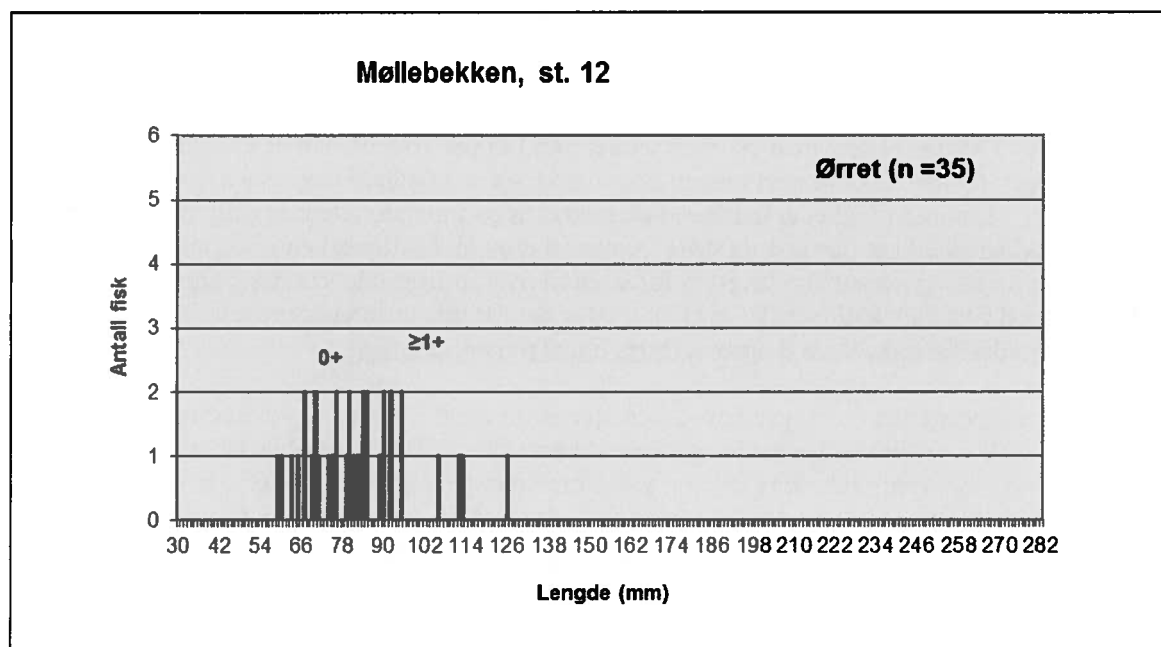
Møllebekken er i dag sterkt endret sammenlignet med naturtilstand (**figur 4**). Det som tidligere var et tjern- og myrdominert område i nedbørfeltet ovenfor Regimentveien, er i dag utgrøftet og urbanisert, og har etterlatt Møllebekken som en sterkt utrettet, kanalisert bekk i dag. De største endringene (**figur 4**) har skjedd i perioden 1937-1968, men også før 1937 (da fortrinnsvis jordbruksrelaterte endringer i nedbørfeltet) og etter 1968 (urbanisering).



Figur 5. Kulvert under Fv 405 (øverst), og innsmalnet bekkeløp som følge av stryk murt betong langs sidene (under).

Kulverten under Fv 405 Regimentveien (**figur 5**) og krysningen under gang/sykkelveien like oppstrøms (**figur 5**) ble besøkt av oss høsten 2014. Lite fall, moderat vannhastighet og godt senket vegkulvert indikerer gode vandringveier forbi Fv 405. Krysningen under gang- og sykkelveien er også passerbar for stor sjørret, men vandringvinduet er innsnevret og redusert sammenlignet med opprinnelige oppgangsforhold. Dette som følge av innsmalnet, betong/murt bekkeløp over en bekkestrekning med større fallgradient. Det ble observert stor gytefisk ovenfor dette partiet, så ved normale vannføringsforhold passerer oppgangsfisk denne hindringen.

I Møllebekken ble det opprettet en stasjon for kvantitative ungfiskundersøkelser nedstrøms Fv 405. Avfisket areal var til sammen 87 m². Det ble i alt fanget 35 ungfisk av ørret fordelt på tre antatte årsklasser (**figur 6**). Estimert tetthet av ungfisk med alder $\geq 1+$ var 15 fisk/100 m², og 27,5 fisk per 100 m² for antatt 0+ ørret. Dette ga en samlet tetthet av laksefisk på 42,4 fisk per 100 m². Klassifisert etter tabell 3 gir dette en økologisk tilstand lik «Moderat». Resultatene er delvis sammenfallende med ungfiskundersøkelsene i 2013 (Ledje 2013), som ble foretatt på bekkestrekninger lenger oppe i Møllebekken, og i en vintersituasjon (februar). Her ble det estimert fra 11,6 til 46,1 ørret per 100 m² bekkestrekning.



Figur 6. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte ungfisk av ørret i Møllebekken høsten 2014.

Det ble fanget en utgytt hunnfisk på om lag 50 cm i Møllebekken utenom stasjonsområdet (**figur 7**). Det var ikke mulig å gi en sikker artsbestemmelse av fisken i felt eller ved studering av foto i etterkant. Fisken har artstrekk fra både sjørret og laks. Det kan også være en hybrid mellom disse to artene. Vi tok ingen ytterligere prøver av denne fisken, og lar artsavklaringen stå ubesvart.



Figur 7. Utgytt hunnfisk på om lag 50 cm, med intermediære artstrekk fra både laks og sjørretet.

Både tre-pigget stingsild og skrubbe var vanlig forekommende i nedre del av bekken. Ål ble registrert med stor forekomst i Møllebekken, med estimert tetthet på 51 ål per 100 m². Totalt 13 individer i str 15-70 cm ble fanget, og det ble observert mange ål som ikke lot seg fange. Fangstene avtok ikke etter hver fiskeomgang, så estimert tetthet er usikker. Søk med elfiske-apparatet utenom stasjonsområdet i nedre deler av bekken avdekket tilsvarende store forekomster av ål. Møllebekken er dermed også i dag en viktig lokalitet for ål, og eneste oppgangsvei for arten til ovenforliggende vassdrag, som historisk trolig har vært svært rike ålelokaliteter. Vi er kjent med at det før krigen foregikk rusefangst av ål i Møllebekken, der «det ble gjort store fangster» (<http://madla-historielag.no>).

Møllebekken har slik vi ser det en betydelig redusert sjørretbestand sammenlignet med naturtilstand. Redusert vannkvalitet og større hydromorfologiske endringer siste 200 år er årsaken til reduksjonen. Det er avgjørende for sjørretbestanden i bekken at fiskeforsterkende tiltak fortsetter, og rettede, naturhermende habitattiltak for sjørret gjennomføres. Videre må konkrete tiltak mot kjente overløp av kloakk og øvrig urban avrenning (Ledje 2013) iverksettes for å nærme seg miljømål etter vannforskriften. Vi anser det som svært viktig at Møllebekkens bestand av sjørret kan vandre opp i Stokkavatnet (11 moh), og benytte tilgjengelige tilsigsbekker her til gyting. Så vidt vi er kjent med er det ingen vandringsbarrierer opp til Stokkavatnet i dag, men dette er ikke undersøkt av oss. Vi kjenner heller ikke til tilsigsbekkenes oppgangsmuligheter, helsetilstand og funksjon som gyteområder i dag. Dette bør avklares ifbm videre forvaltning av vassdragets sjørretbestand og tilnærming til miljømål etter vannforskriften.

4.3.2 Liaåna

Liaåna (St.13) er en liten bekk (bredde på 2-3 meter) som munner til Riskafjorden vest for Breidvika. Bekken er etter det vi vet lite undersøkt tidligere, bortsett fra en enkel ungfiskundersøkelse utført i 2010 (Larsen & Søyland, 2010). Denne rapporten konkluderer, på bakgrunn av god tetthet av eldre ungfisk av ørret (30,5 individer per 100m²), med at Liaåna sannsynligvis er en viktig gyte- og oppvekstbekk for sjørretet. En ungfisk av laks ble også registrert i 2010. Larsen & Søyland peker på vanskeligheter med av avgjøre lengde på anadrom strekning i bekken, men angir at minst 120 meter er tilgjengelig.

Bunndyr

Det ble påvist 11 EPT på stasjonen i Liaåna på det aktuelle innsamlingstidspunktet, hvorav hhv. to døgn -, seks stein- og tre vårfluetaksa. Antall bunndyr ble estimert til 2212 individer per prøve. Dominerende bunndyrgruppe var døgnfluer, med 1136 individer per prøve. Døgnfluefaunaen var som forventet for denne typen små, hurtigrennende bekker, karakterisert kun ved arten *Baetis rhodani* og små ubestemmelige individer av samme slekt. Blant steinfluene ble det påvist høyest antall av artene

Leuctra hippopus og *Amphinemura sulcicollis*. Vårfluefaunaen var fåtallig, dominert av tidlige stadier av en art husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae.

Bunndyrfaunaen i Liaåna viser ingen store tegn til vannkjemisk forurensning eller eutrofieringsbelastning, og avviker i mindre grad fra en forventet naturtilstand høsten 2014. Det biologiske mangfoldet av EPT er derimot noe lavt, men andelen rentvannskrevende arter er høyt. Bunndyrfaunaen oppnår 5,64 på ASPT-indeksen, tilsvarende en EQR verdi på 0,84 (tabell 5). Dette gir en økologisk tilstand tilsvarende «Moderat» på undersøkelsestidspunktet. Indeksverdien kan indikere at noe påvirkning, enten vannkjemisk eller hydromorfologisk, kan være til stede i vannforekomsten. Mangelen på tidligere års bunndyrdata og sammenligningsgrunnlag gjør imidlertid videre vurderinger rundt dette vanskelige. Liaåna er en beskjeden vannforekomst hva gjelder nedbørsfelt, vannmengde og bredde, og bunndyrfaunaens naturtilstand kan trolig være lavere enn utgangspunktet for de interkalibrerte klassegrensene for ASPT-indeksverdien i Norge. Dette kan føre til at de generelle klassegrensene er for strenge for Liaåna.

Hydromorfologisk vurdering og ungfiskundersøkelser

Liaåna er kanalisert og avsmalnet de nederste 200 meter (gjennom boligfelt) sammenlignet med naturtilstand. Liaåna kommer hovedsakelig fra Dalevatnet (140 moh) og det som en gang var intakte myrområder nedstrøms dette vatnet. Myrområdene er for en stor del drenert og oppdyrket i dag. Bekken har jevn stigning opp fra munning til fjorden opp mot Nedre Livei og et titalls meter ovenfor denne. Her kan bekken karakteriseres som strykdominert, med innslag av noen få dypere småkulper. Substratet domineres av stein og grovere substratstørrelser, men det er innslag av egnede gyteområder for ørret og partier med gytegrus. Befaringen høsten 2014 avdekker enkle oppgangsforhold for sjørret fra sjøen og opp til nedre Livei. Under nedre Livei er Liaåna lagt i kulvert. Kulverten framsto som vandringshindrende, men ikke sperrende, ved befaringen vår (**figur 8**). Det er sannsynlig at oppvandrende sjørret kan passere kulverten ved gunstigere (dvs. høyere) vannføring.

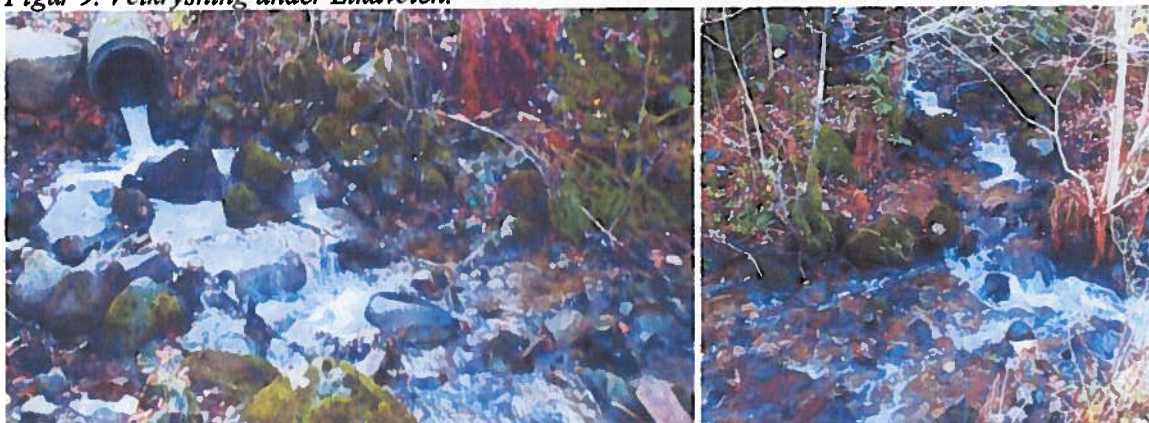


Figur 8. Veikrysning under Nedre Livei er vandringshindrende på lav vannføring.

Ovenfor Nedre Livei øker gradienten opp mot Likaveien, der bekkeløpet blir kupert og noe brattere. Her går Liaåna i det som framstår som urørt, naturlig bekkeløp. Ingen større, naturlige fossefall inntreffer etter det vi kunne se, men vandringsmulighetene for sjørret er naturlig noe vanskeligere her, og svært nedbørs- og vannavhengig. Under Likaveien er Liaåna ført i kulvert (**figur 9**). Denne er vandringshindrende som følge av fall ved inngangen til kulverten, men en dypere kulp nedstrøms fører trolig oppvandrende sjørret forbi veikrysningen ved optimale, høyere vannføringer.



Figur 9. Veikryssning under Likaveien.



Figur 10. Rørlagt tilsigsgrein fra sørvest (t.v.) og åpent «hovedløp» fra vest (t.h.).

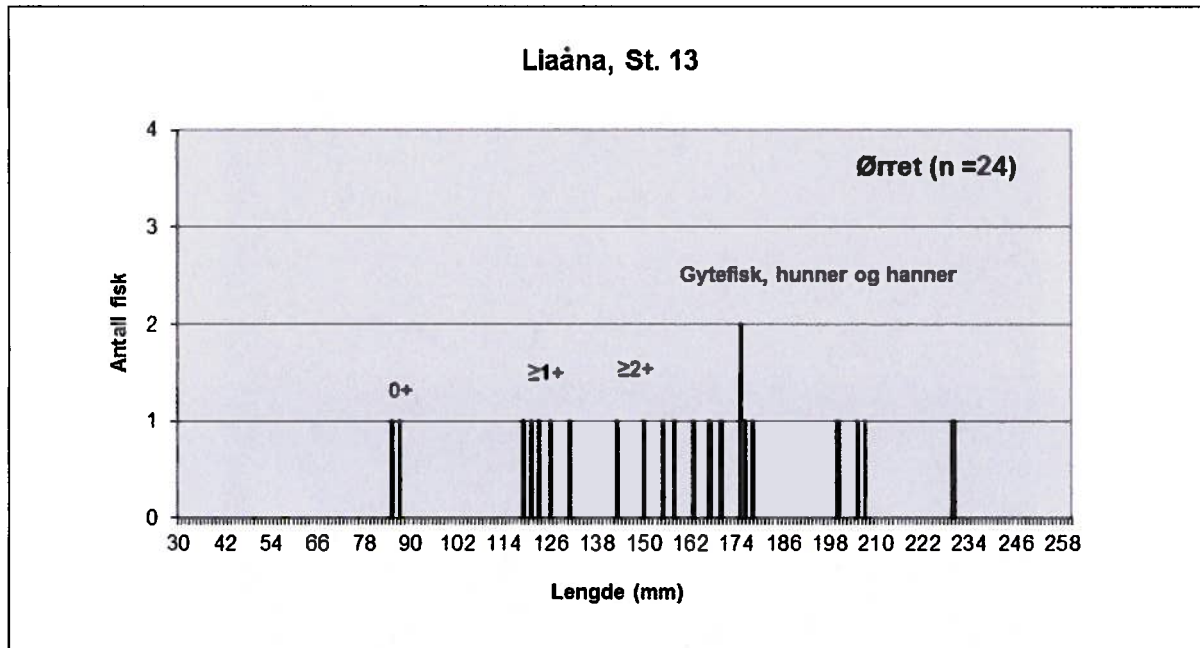
Ovenfor Likaveien er det samløp mellom to tilsigbekker som sammen danner Liaåna nedstrøms. Tilsigsgreina fra sørvest er rørlagt (**figur 10**), og går i bakken kun få meter før samløp, mens dagens hovedløp fra vest går åpent. Åpen tilsigsgrein fra vest krysses av kulvert under traktorvei om lag 75 meter ovenfor Likaveien (**figur 11**). Denne veikryssningen, som er utført med betongrør over 5 meter bekkestrekning, utgjør i dag slik vi vurderer det en vandringsbarriere. Vannhastigheten er høy, vanddybden kun noen få centimeter, og det er fall uten større satskulp nedstrøms. Sjøvandrende ørret kommer ikke lenger enn hit i dag, gitt at den passerer interessepunktene nevnt tidligere. Ovenfor kulverten flater Liaåna noe ut, og framstår som svært velegnet for laksefisk. Her har Liaåna svært gode naturlige betingelser for gyting, og domineres av egnede strykstrekninger med gytegrus (**figur 12**). Etter om lag 70 bekkemeter krysses Liaåna på ny av traktorvei, utført på samme måte; betongrør over 6 meter. Ingen videre vurderinger ble gjort av denne kryssningen, eller strekninger ovenfor dette.



Figur 11. Krysning av traktor vei ovenfor Likaveien utgjør en vandringsbarriere for eventuell oppvandrende sjørret.



Figur 12. Velegnede gyteområder for ørret ovenfor første traktorvei. Her ble det observert stasjonær gytefisk av ørret.



Figur 13. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte ørret i Liaåna høsten 2014.

I Liaåna ble det opprettet en stasjon for kvantitative ungfiskundersøkelser på bekkestrekningen nedstrøms Nedre Livei. Avfisket areal var til sammen 48 m². Det ble i alt fanget 24 ørret fordelt på minst fire årsklasser, inkludert ferskvannstasjonære gytefisker av både hunn og hann (figur 13). Årsyngel av ørret ble påvist, men tettheten var svært lav. Det var en sterk dominans av eldre årsklasser ørret. Resultatene er sammenfallende med ungfiskundersøkelsene i 2010 (Larsen & Søyland, 2010), men med høyere ungfisktetthet og registrering av årsyngel nå i 2014. Laks ble ikke påvist i Liaåna i 2014. Det ble gjort søk med elfiskeapparat både ovenfor Nedre Livei og like ovenfor Likaveien. Det ble avdekket at hele bekkestrekningen hadde relativt gode forekomster av ørret, med alle forventede årsklasser, inkludert årsyngel og ferskvannstasjonære gytefisk. Ovenfor dagens vandringsbarriere under første traktorvei ble det observert flere gytefisk i størrelsen 20-25 cm, på partier av bekken som er svært godt egnet for gyting. Det er grunn til å anta at dette er bekkestasjonær ørret, som trolig fins med gode forekomster Liaåna ovenfor Likaveien, og sannsynligvis helt opp til Dalsvatnet. Dersom sjøørret en gang kom opp til de flatere bekkepartiene ovenfor Likaveien, er det i dag et relativt stort tapt areal som tidligere var sjøørretførende, inkludert Dalsvatnet. Vi har derimot ingen historiske opplysninger som kan underbygge dette, og for lite data- og erfaringsgrunnlag for å konkludere videre rundt denne problemstillingen i dag.



Figur 14. Ørretbestanden i Liaåna domineres av små, bekkestasjonær ørret som ikke er sjøvandrende, og både hunn- og hannfisk med lengder på 16-17 cm registreres som gytefisk.

Opplysninger fra nære naboer av bekken (Anon. pers. medd) viser til «godt med fisk i bekken fra gammelt av», uten ytterligere detaljer. Fiskeundersøkelsene våre viser at Liaåna har relativt tilfredsstillende tetthetsnivåer av eldre ungfisk av ørret. Høy andel av eldre ørretunger og stasjonær gytefisk indikerer god helårsoverlevelse gjennom flere år, og dermed liten problematikk med vannkvaliteten (f.eks. ifbm akuttutslipp eller lignende), noe som også støttes av våre bunndyrundersøkelser. Svært lave tetthetsnivåer av årsyngel ørret i forhold til forventningen for anadrome vassdrag er derimot uvanlig. En samlet tetthet på 48 ind. per 100 m² gjør derfor at økologisk tilstand klassifiseres til «Moderat» dersom man anvender forventningsverdier etter tabell 3. Liaåna skal ha oppgang av større sjøørret (gytefisk $\geq 0,5$ kg) ved en naturtilstand, og en skal forvente overvekt av årsyngel ørret i tetthetsestimaterne (Bergan m.fl. 2011) dersom sjøørret dominerer bestanden. Dette er ikke tilfelle i Liaåna hverken nå i 2014 eller i 2010 (Larsen & Søyland, 2010). Videre registrerer vi unormalt høy andel av ferskvannsstasjonær gytefisk for denne typen bekker med enkle oppvandringsveier fra sjø, der anadrom livshistoriestrategi normalt dominerer sterkt foran bekkestasjonær livssyklus i norske kystvassdrag. Både hann- og hunnfisk, med små kroppstørrelser (15-23 cm) var gyteklare eller utgytt i november 2014. Våre resultater og dataene fra 2010 (Larsen & Søyland 2010) peker i retning av at ørretbestanden av sjøørret i dag er på et minimum, tross gode oppgangsmuligheter fra sjøen, og at bestanden er dominert av ferskvannsstasjonær, gytemoden ørret («bekkørret») med små kroppstørrelser. Det kan være med på å forklare det lave tilslaget av årsyngel som er registrert de siste årene. Vi kan ikke peke på konkrete bakenforliggende årsaker til dette med vårt beskjedne data- og erfaringsgrunnlag for Liaåna. Det er en tendens til lignende livshistorieresponser for ørret i andre sjøørretbekker flere steder i landet, som f.eks. i tidligere sjøørretbekker på Hitra i Sør-Trøndelag (Bergan 2011) og på Sotra (Pulg & Skoglund 2014), der det antydes at utvandring til sjø for (sjø-)ørreten gir unormalt høy dødelighet som følge endrede livsvilkår i sjøfase. Dette har vært knyttet opp mot høyt infeksjonspress fra lakselus (Thorstad m.fl. 2014). For Liaåna sin del er det frie oppvandringsveier fra sjøen, men flere temporære vandringshindre, b.l.a under Nedre Livei og Likaveien, før oppgangsfisk møter en vandringsbarriere ved krysning av en eldre traktorvei ovenfor Likaveien. Lusesituasjonen i fjorden og i oppvekstområder for eventuell sjøørret tilhørende Liaåna er vi ikke inngående kjent med. Overvåking av lakselusinfeksjon på sjøørret i den nærliggende Høgsfjorden viser varierende, fra moderat til lave infeksjoner, de siste årene (Bjørn mfl. 2012, 2010). I 2014 (Nilsen mfl. 2014) var infeksjonspresset fra lakselus i Rogaland lavt på våren og forsommeren. Utover sommeren økte infeksjonen betydelig på sjøørret, og mellom 63 og 74 % av sjøørreten hadde skadelige ($> 0,1$ lus per gram fiskevekt) nivåer. Dersom for høy lakselusinfeksjon er en påvirkningsfaktor som har ført til endret livshistoriestrategi for sjøvandrende ørret tilhørende Liaåna, må det trolig ha pågått over noe tid. Vi er kjent med at det over flere år er dokumentert dødelig luseinfeksjoner på sjøørret og laks i vassdrag i nærheten på 90-tallet (Finstad 1996, 1993). Sjøørret fra Figgjoelva (om lag 20 kilometer i luftlinje fra Liaåna) ble observert og fanget i elvemunningen i perioden juni-juli i 1995. Denne fisken hadde såvidt omfattende lusepåslag at den ble tvunget tilbake til elva for avlusning (prematuro tilbakevandring). Antallet lus på sjøørreten var her så høyt at dette ifølge Finstad (1996) ville medført en stor stressrespons, osmoreguleringsproblemer og nedsatt immunforsvar hvis fisken hadde stått lengre i sjøvann. Vi kan derfor ikke utelukke at høy dødelighet i sjøfasen og luseproblematikk er årsak til at bestanden av sjøørret i Liaåna nå er redusert, og at sjøørreten har endret livshistoriestrategi. Denne sammenhengen er derimot ikke belyst eller avdekket vitenskapelig hittil. For å komme nærmere en sikker konklusjon for Liaåna kreves flerårig overvåking og større omfang av stasjoner når det gjelder ungfiskundersøkelser, med økt fokus rettet mot overnevnte problemstilling.

4.3.3 Elv til Skjelbreitjørna; Svia

Elva Svia renner mellom Svihusvatnet (213 moh) og Skjelbreitjørna (106-101 moh). Den er regulert både ved Svihusvatnet og Skjelbreitjørna av Lyse Energi, som driver Sviland kraftverk. Svia er mellom 7-15 meter bred, og har strykstrekninger og høler dominert av storstein, stein og grus. Elva krysser Fv 315 med bru og bevart elvebunn ved to anledninger. Deler av elva er lite morfologisk berørt og/eller endret. Langsetter deler av elvestrekningen er det en godt utvikla kantsone, med både vierkratt, hei- og myrvegetasjon. Flere større partier ovenfor Fv 315 framstår som kanalisert og utrettet. Det er en del landbruk helt ned til elvekanten langs Fv 315 opp mot Svihusvatnet, i tillegg til sandtak/grusuttak like ved elva. Svihusvatnet er tidligere rapportert å ha oppblomstring av blågrønnalger som et resultat av betydlige tilførsler av næringssalter fra ovenforliggende vassdrag

(Molversmyr 2008). Svia og omkringliggende vann skal ikke opprinnelig ha oppgang av anadrome bestander av laksefisk, men er viktige gyte- og oppvekstområder for ferskvannsstadionær ørret i inn- og utløpsvatna. Utløpselva Svilandsåna fra Skjelbreitjørna har naturlige fosser (Svilandsfossen) som naturlig har stoppet oppgang av laks og sjørret (se også kapittel 4.3.4).

Fisk- og bunndyrstasjonen i Svia ble lokalisert nedstrøms Fv 315 før utløp i Skjelbreitjørna. Stasjonsområdet ble lagt i et sideløp i hovdelva, nedstrøms antatt viktige gyteområder for ørret på utløpsbrekket fra hølen under veikrysningen (Fv 315) med bru.



Figur 15. Svia ned mot utløp til Skjelbreitjørna.



Figur 16. Deler av undersøkelsesområde for fisk i Svia.

Bunndyr

Det ble registrert minimum 23 EPT- taksa på stasjonen i Svia (**figur 1**) på prøvetakingstidspunktet, hvorav hhv. 6 døgn-, 9 stein- og 8 vårfluetaksa. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 7228 individer. Dominerende bunndyrgrupper var døgnfluer (2962 per prøve). Sistnevnte gruppe var dominert av arten *B. rhodani* (1536 ind per prøve). Blant steinfluene dominerte små individer i slekta *Amphinemura* (256 ind. per prøve). Norges største steinflue, *Dinocras cephalotes*, ble registrert med 80 individer per prøve, og er en karakterart for Svia. Vårfluefaunaen var dominert av den husbyggende mikrovårflua *Ithytrichia lamellaris* (400 ind. per prøve).

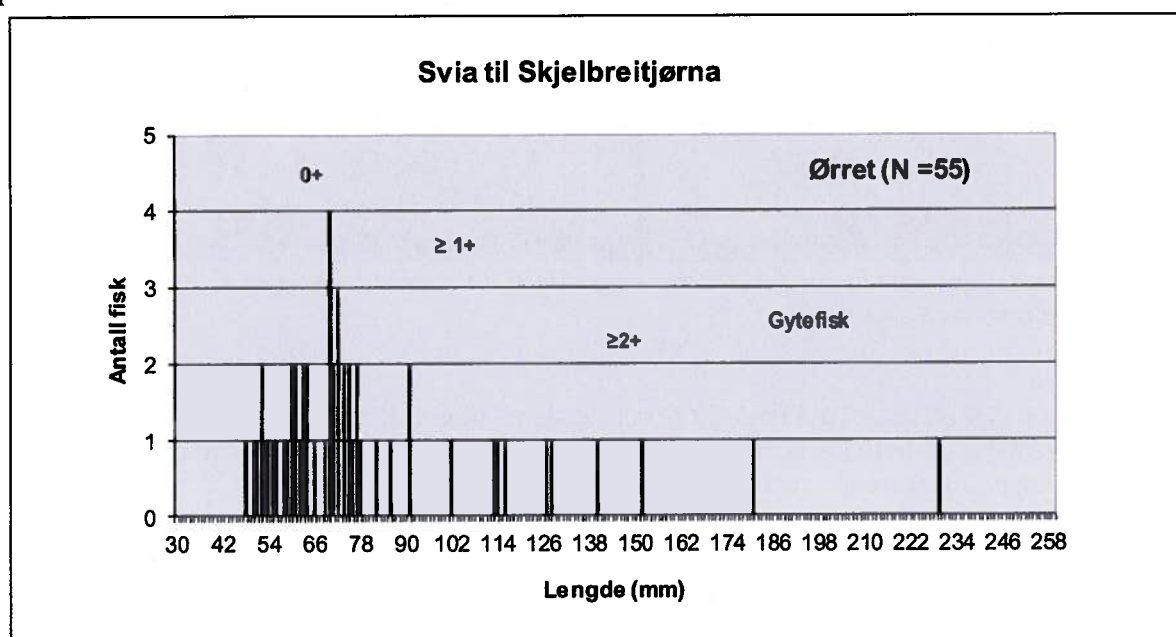
Bunndyrfaunaen i Svia viser ingen tegn til belastning, og avviker ikke fra en forventet naturtilstand. Det biologiske mangfoldet av EPT er høyt, og dominert av rentvannsarter. Bunndyrfaunaen oppnår

6,70 på ASPT-indeksen, tilsvarende en EQR verdi på 0,97 (tabell 5). Dette gir en økologisk tilstand klassifisert som «God», og nært «Svært god», på undersøkelsestidspunktet i 2014.

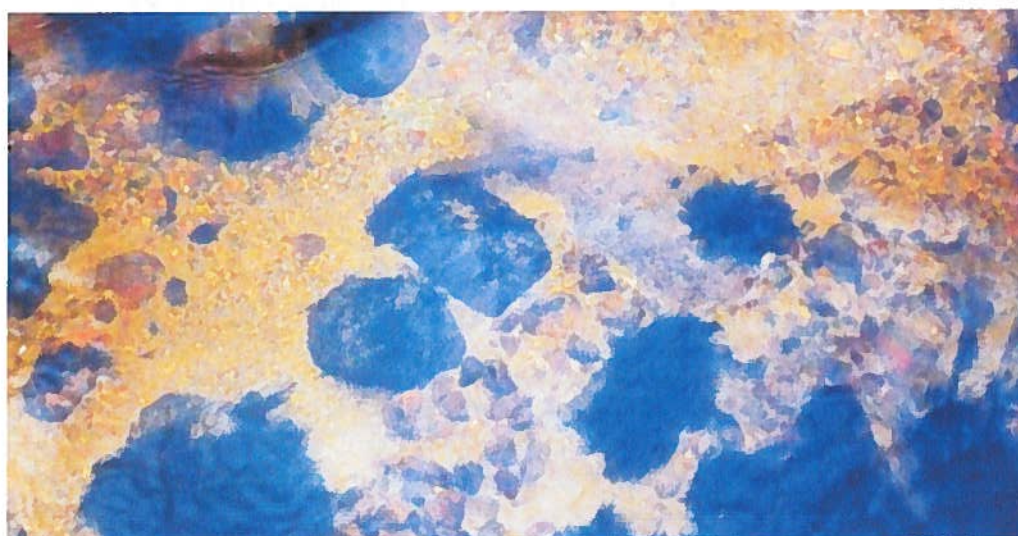
Ungfisk

Det ble kun registrert ørret i stasjonsområdet i nedre deler av Svia. Avfisket areal var 41 m². Det ble i alt fanget 55 ørretunger /yngel (figur 17) under det kvantitative fisket, og alle forventede årsklasser ble påvist, inkludert gytefisk. Større gytefisk (anslagsvis 0,5-1,0 kg), ble observert utenfor stasjonsområdet (figur 18). Det ble målt en tetthet av antatt ungfisk og årsyngel på hhv. 41,9 og 121,4 ind per 100m² (tabell 6), noe som ga en samlet estimert tetthet på 163,3 ørret per 100 m². Dette er tetthetsnivåer som er omkring forventet naturtilstand for slike vassdragssystemer med lite endret habitatkvalitet og oppgang av vandrende innlandsørret.

Basert på disse tetthetene oppnår Svia «Svært god økologisk tilstand» ved bruk av laksefisk som kvalitetselement. Tilstanden reflekterer en svært god habitatkvalitet og liten eller ingen vannkjemisk problematikk i nedre deler av Svia høsten 2014.



Figur 17. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte ørret i endre deler av Svia før munning til Skjelbreitjørna.



Figur 18. Oppvandrende gytefisk (innlandsørret mellom 0,5-1kg) fra Skjelbreitjørna ble observert ved egnede gyteområder i Svia.

4.3.4 Bekk fra Nordlandstjørna

Bekk fra Nordlandstjørna (St. 21) er en liten, om lag 2-3 meter bred, stein og grusdominert bekk som renner ned langs Fv 316 før den munner i nordenden av Kylllesvatnet. Dette vassdraget er definert som en del av samlevannforekomsten 029-60-R Bekkefelt Lutsivassdraget 2. Bekken passerer i dag et stort, relativt nylig etablert grus- /masseuttak (**figur 19**) like før munning til Kylllesvatnet, som er antatt å ha påvirket vassdraget.



Figur 19. Sammenligning av flyfoto fra 2002 (t.v.) og 2011 (t.h.) viser at bekkeløpet nylig er flyttet og endret sammenlignet med opprinnelig.

Bunndyr

Det ble påvist 14 EPT på stasjonen i bekk fra Nordlandstjørna på det aktuelle innsamlingstidspunktet, hvorav hhv. fire døgn-, åtte stein- og to vårfluetaksa (**figur 1**). Antall bunndyr ble estimert til 6271 individer per prøve. Dominerende bunndyrgrupper var døgn- og steinfluer, med hhv. 2955 og 2217 individer per prøve. Døgnfluefaunaen var som forventet for denne typen små, hurtigrennende bekker, og var sterkt dominert av arten *Baetis rhodani*. Blant steinfluene ble det påvist et høyt mangfold av mange rentvannskrevende taksa, med karakterarter som *Leuctra hippopus*, *Protonemura meyeri*, *Brachyptera risi* og *Siphonoperla burmeisteri*. Vårfluefaunaen var fåtallig, dominert av *Rhyacophila nubila*, Norges vanligste vårflueart.

Bunndyrfaunaen i Liaåna viser ingen store tegn til vannkjemisk forurensning eller eutrofieringsbelastning, og avviker i mindre grad fra forventet naturtilstand høsten 2014. Det biologiske mangfoldet av EPT er moderat, men andelen rentvannskrevende arter er høyt. Bunndyrfaunaen oppnår 6,75 på ASPT-indeksen, tilsvarende en EQR verdi på 0,98 (**tabell 6**). Dette gir en økologisk tilstand tilsvarende «God», men nært «Svært god», på undersøkelsestidspunktet.

Hydromorfologisk vurdering og ungfiskundersøkelser

Bekk fra Nordlandstjørna framstår i dag som sterkt endret sammenlignet med naturtilstand, og inngrepene har fått store konsekvenser for oppgang av gytefisk av ørret tilhørende Kylllesvatnet og Ims-Lutsivassdraget. Tilgjengelige gyteområder i dag er sterkt reduserte sammenlignet med naturtilstand (**tabell 8**). Krysninger under Fv 316 og flere private veikrysninger nedover mot masseuttakområdet ble befart. Her ble det ikke funnet brudd på vandringsveiene for ørret. Krysning under Fv 316 var utført med bevart bekkebunn, og private veikrysninger hadde kun mindre fall og tilfredsstillende vandybde/vannhastigheter. To nyetablerte kulverter (hhv. UTM 32V 6526501 N, 317854 E og 6526477 N, 317774 E) er anlagt ifbm masseuttaket. Begge kulverter er vandringshindrende (**figur 20 og 21**), med høy vannhastighet og lav vandybde på normal vannføring, men kan trolig passeres av ørret på gode vannføringer.



Figur 20. Vandringshindrende, men passerbar, betongkulvert (32 V 6526501 N, 317854 E) under vei anlagt ifbm masseuttak.



Figur 21. Vandringshindrende, men passerbar, betongkulvert (32 V 6526477 N, 317774 E) under vei anlagt ifbm masseuttak.

Det nyetablerte grus-/masseuttaket har flyttet bekken fra sitt opprinnelige løp (**figur 19**). Fra å ha meandret seg nedover mot Kyllesvatnet nord for dagens masseuttak, uten å passere nevneverdige fall eller brå høydegradienter, er bekken nå flyttet om lag 100-130 meter sørover, og sterkt kanalisert/utgrunnet (**figur 22**). Videre er bekkeløpet ført over en krapp fallgradient, som i dag framstår som en foss (**figur 23**). Dette inngrepet utgjør i dag en vandringsbarriere for oppvandrende gytefisk.

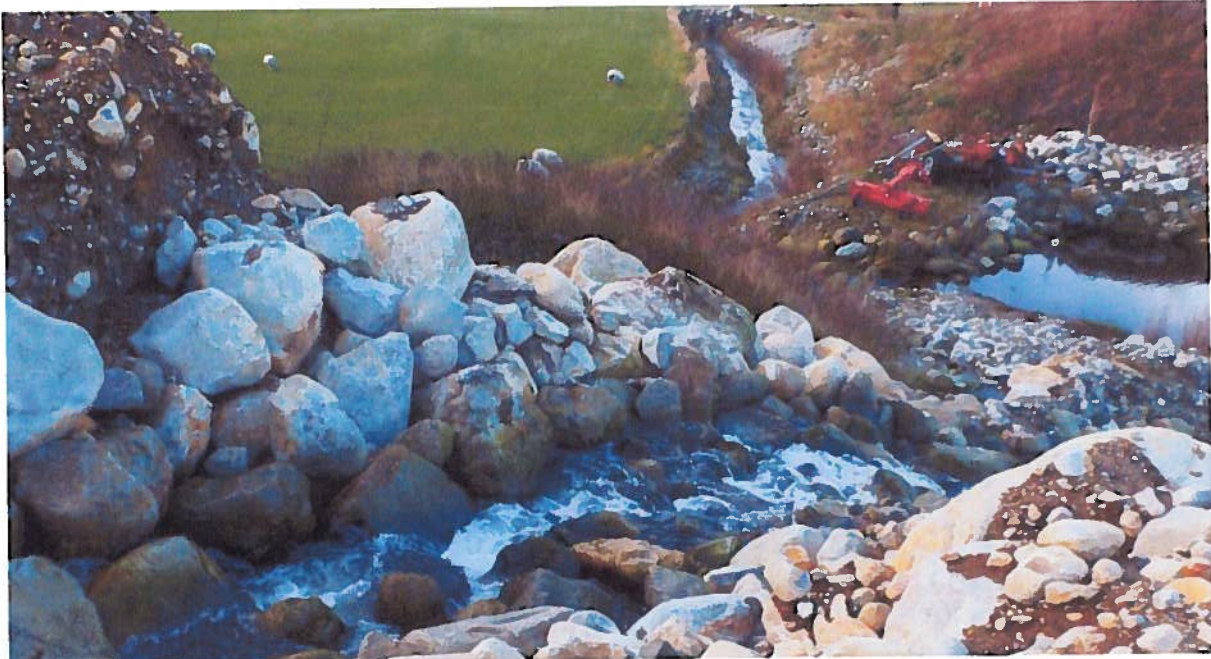


Figur 22. Sterkt kanalisert og utgrunnet bekkeløp.



Figur 23. Bekken er ført over en fosselignende fallgradient, som ikke lar seg passere av oppvandrende gytefisk.

Like etter den nyetablerte vandringsbarrieren er det etablert en dam (**figur 24**). Gytefisk kan i dag svømme opp i denne dammen på optimal vannføring, men oppgang er sterkt begrenset av utlagte storstein på rekke nedstrøms (**figur 25**).



Figur 24. Foto ned mot nyetablert dam (t.h. i bildet).



Figur 25. Storstein, anlagt for å demme opp vannstand oppstrøms, er sterkt vandringshindrende for oppgangsfisk av ørret.

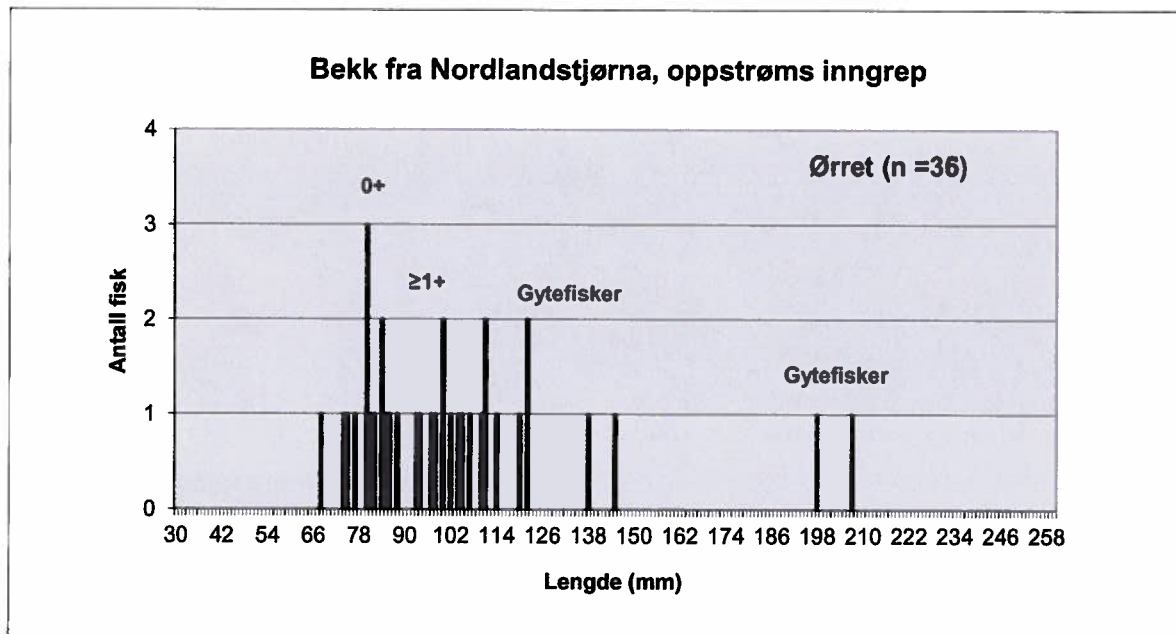
Nedstrøms den utlagte storsteinen var det på undersøkelsesdagen store mengder med gytefisk. Hele strekningen herfra ned mot Kyllesvatnet var tett med utgytt ørret i størrelsen 30 – 45 cm. Trolig sto mer enn 50 større gytefisk på denne gjenværende bekkestrekningen etter vandringsbarrieren, og ned mot Kyllesvatnet.

En nedre, nyanlagt veikulvert (32 V 6526614 N, 317634 E) like før munning til Kyllesvatnet framsto som vandringshindrende, men passerbar, for oppgangsfisk fra Kyllesvatnet (**figur 26**).



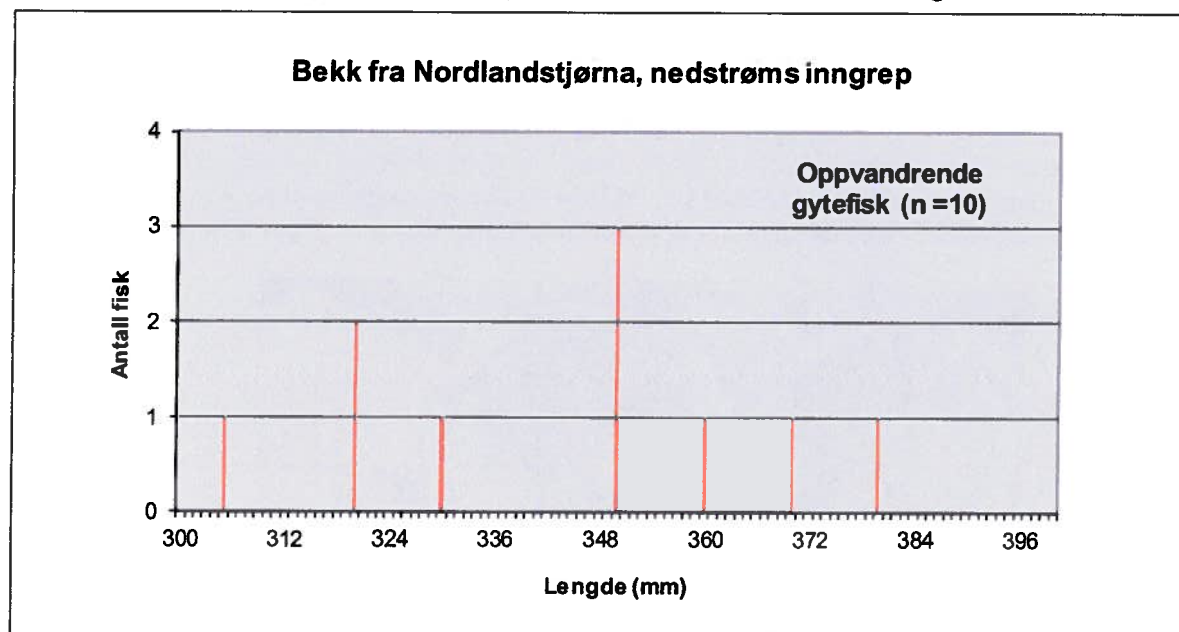
Figur 26. Nedre kulvert kan passeres av oppvandrende ørret gjennom venstre betongrør.

I bekk fra Nordlandstjørna ble det opprettet en stasjon for kvantitative ungfiskundersøkelser på bekkestrekninger om lag 70 meter ovenfor den nyetablerte vandringsbarrieren ifbm masseuttaket. Avfisket areal var til sammen 100 m². Det ble i alt fanget 36 ørret fordelt på minst fire årsklasser, inkludert ferskvannstasjonære gytefisker av både hunn og hann (**figur 27**). Minste gytefisk (hannfisk) med rennende melke var 105 mm. Estimert tetthet av eldre ungfisk/gytemoden ørret var 22 ind./100 m². Årsyngel av ørret hadde en beregnet tetthet på 22,4 ind./100 m².



Figur 27. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte ørret i bekk fra Nordlandstjørna ovenfor menneskeskapt vandringsbarriere.

Nedstrøms den nyetablerte vandringsbarrieren ifbm masseuttaket ble det kun gjort sporadiske søk med elfiskeapparatet for å kunne påvise og registrere størrelsen på oppvandret gytefisk. 10 tilfeldige gytefisk ble fanget og lengdemålt (**figur 28**). Strekningene her hadde så vidt store forekomster av oppvandrende gytefisk (**figur 29**) at ytterligere undersøkelser ikke var forsvarlig.



Figur 28. Målt ca-lengder på et utvalg av fanget gytefisk nedstrøms menneskeskapt vandringsbarriere i bekk fra Nordlandstjørna.



Figur 29. Normal størrelse (lengde 30-40 cm) på oppvandrende (fra Kyllesvatnet) gytefisk av ørret i nedre del av bekken, nedstrøms dagens vandringsstoppende inngrep.

Konklusjon

Bekk fra Nordlandstjørna har erfart store hydromorfologiske inngrep de siste årene ifbm etablering av et grus- og masseuttak. En nyetablert vandringsbarriere har i den forbindelsen ført til at det i dag kun er gjenstår 150 meter gytestrekning av opprinnelige (potensielt flere kilometer eller mer) gyteområder for oppvandrende gytefisk fra Kyllesvatnet. Inngrep av denne typen har potensiale til å redusere Kyllesvatnets ørretbestand betraktelig, gitt stort nok omfang. Ovenfor vandringsbarrieren har det

etablert seg en relativt tallrik bekkestasjonær ørretstamme i dag, der all gytefisken nå små, med lengder nede i 10-12 cm. Denne gytefisken lever i bekken hele året, i motsetning til den opprinnelige andelen av gytefisk som gikk ut i Kyllsvatnet og oppnådde større kroppsstørrelser. Bestanden av laksefisk og bunndyrsamfunnet viser at vann- og habitatkvaliteten er tilfredsstillende på strekninger ovenfor dagens inngrep, og klassifiserer vannforekomsten til hhv. «God» og «Moderat» økologisk tilstand. Allikevel foreligger anslagsvis 90% reduksjon i vannforekomstens vandrende bestand av ørret, fordi 90% av en ellers god gytestrekning (her: for den forholdsvis store ørreten i Kyllsvatnet) er utilgjengelig etter inngrepet ved masseuttaket. Tiltak for å føre oppvandrende gytefisk forbi dagens menneskeskapte vandringsbarriere ifbm masseuttaket må iverksettes.

Bekk fra Nordlandstjørna er tidligere en del av anadrom strekning i Ims-Lutsivassdraget, og har opprinnelig vært sjørrettførende, med potensiell oppgang så langt som helt opp til Nordlandstjørna. Ims-Lutsivassdraget ble på 1970-tallet valgt som forsøksvassdrag for forskning på vill laks og sjørret i Norge. Det ble etablert en fiskefelle nederst i Imsa og et forsøksanlegg like ved, med vanninntak i inntaksdam ved utløpet av Liavatnet (Imsvatnet). Forskningen i elva og ved stasjonen er beskrevet i en rekke publikasjoner og oppsummert i en bok (Jonsson & Jonsson 2011). På grunn av veterinærmessige krav ble inntaksdammen fra 1993 endret slik at den ikke lenger var passerbar for oppvandrende laks og sjørret (Ugedal m.fl. 2014). Fiskesperren ved utløpet av Liavatnet har medført et betydelig tap av areal for sjørretbestanden i Ims-Lutsivassdraget, som tidligere trolig omfattet Kyllsvatnet, Dybningen, Grunningen, Lutsivatnet, Floen, Forenesvatnet og Storavatnet, i tillegg til sannsynlig oppgang i flere mindre tjern som Vaulatjørna og Sloklongstjørna. Et titalls eller mer egnede tilløpsbekker og små elver for sjørret må også inkluderes, med Svilandsåna og Osen ved Osaland som de potensielt største vassdragene. Antall utvandrende ørret forbi fiskefella i Imsa har ligget rundt 500 individer pr år for smolt og andre førstegangsvandrende individer både i årene 1976-1992 (Jonsson & Jonsson 2009), og i de siste årene (Bergesen m.fl. 2011, 2014). Vi har ingen historiske opplysninger om en tidligere sjørretbestand Ims-Lutsivassdraget (Jensen m.fl. 1968), utover at eldre nedtegnelser viser til et svært produktivt ørretvassdrag, med relativt storvokst ørret på 2-4 kilo som vanlige i fangster historisk (Talgø, 1937). Mandatet for vår undersøkelse omfatter kun bekken fra Nordlandstjørna og menneskelige påvirkninger som eksisterer her. Vi gjør derfor ingen ytterligere vurderinger rundt tapet av anadrome strekninger som følge av nevnte endringer nederst i Ims-Lutsivassdraget.

4.3.5 Storåna v/Brueland

Storåna er ei elv i Sandnes som er omtrent 4- 4,5 kilometer lang fra Stokkalandsvatnet (22 moh) på Ganddal til utløpet i Gandsfjorden. Elva går i rør ca. 600 meter og åpnes igjen like før utløpet i den innerste delen av Gandsfjorden, Vågen i Sandnes sentrum. Vi er ikke kjent med oppgangshindrende eller -stoppende inngrep i elva, som oppgis å være anadrom til og med Stokkalandsvatnet og tilsigsvassdrag her (Johnsen m.fl. 1993). Ørret (sjørret og ferskvannstasjonær ørret) skal dominere fiskebestandene i vassdraget. Det er ukjent for oss om laks skal finnes naturlig i Storåna-vassdraget, men det opplyses om at det drives utsetting av både laks og sjørret i Storåna av Stavanger og Rogaland Jeger- og Fiskeforening (Anonym 2007). Omfanget er ukjent for oss, men fra og med 1986 og inn på 1990-tallet ble det satt ut ungfisk av laks og ørret fra forsøk på Ims. Ungfisk av ørret ble satt ut i Stokkalandsvatnet i 1986, og ungfisk av begge arter ble satt ut i Sandve-parken fra 1987 for å styrke fiskebestanden i en tidligere antatt fisketom elv (Johnsen m.fl. 1993).



Figur 30. Storåna ved Brueland høsten 2014.

Det ble etablert en stasjon (St. 25) for bunndyr- og ungfiskundersøkelser i Storåna ved Brueland. Stasjonen er identisk med undersøkelser foretatt på samme tidspunkt i 2010 (Molversonmyr & Bergan 2011).

Bunndyr

Det ble påvist 10 EPT i Storåna ved Brueland på det aktuelle innsamlingstidspunktet, hvorav hhv. to døgn-, ingen stein- og åtte vårfluetaksa. Antall bunndyr ble estimert til 10278 individer per prøve, der sterkt forurensningstolerante bunndyrformer dominerte bunndyrsamfunnet fullstendig. Ingen registrerte steinfluer er en klar indikasjon på høy markant eutrofieringsproblematikk (nedslamming og oksygenvinn), og svært fåtallig døgnfluefauna indikerer periodevis kjemisk forurensning /endret pH. Videre viser en sterk oppblomstring av fåbørstemark at utslipp av f.eks. urensset sanitært avløpsvann (kloakk) foregår.

Bunndyrfaunaen i Storåna har lavt biologisk mangfold uten sensitive, rentvannskrevende bunndyrtaksa, og oppnår 4,63 på ASPT-indeksen, tilsvarende en EQR verdi på 0,67 (tabell 5). Dette gir en økologisk tilstand tilsvarende «Dårlig», på undersøkelsestidspunktet, og er identisk med resultatene fra 2010 (4,64 og «Dårlig økologisk tilstand», se Molversonmyr & Bergan 2011).

Ungfisk

Avfisket areal i Storåna ved Brueland var til sammen 65 m². Det ble i alt fanget kun to ørret; en gytemoden hannørret på 210 mm og en årsyngel på 66 mm. Laks ble ikke påvist. Dette ga en estimert tetthet av laksefisk på 3,0 fisk / 100 m², hhv. 1,5 fisk/100 m² hver for aldersgruppene årsyngel og eldre ørret (tabell 6). Det ble gjort søk utenfor stasjonsområdet for å avdekke manglende aldersklasser av ørret, men det ble ikke fanget eller observert ytterligere ørret. Klassifisert etter tabell 3 gir dette en økologisk tilstand lik «Svært dårlig». Resultatene er sammenfallende med ungfiskundersøkelsene i 2010 (Molversonmyr & Bergan 2011), men med ytterligere nedgang i tetthet nå i 2014. To individer av ål (200 og 400 mm) ble fanget på stasjonen, noe som ga en estimert tetthet på 3,1 ål/100 m². Både trepigget stingsild og skrubbe var vanlig forekommende i Storåna ved Brueland.

Konklusjon

Miljøtilstanden, både vannkjemisk og hydromorfologisk, er sterkt redusert i Storåna nedstrøms Stokkalandsvatnet. Den økologiske tilstanden klassifiseres som hhv. «Svært dårlig» og «Dårlig» med laksefisk og bunndyr som kvalitetselement. Den undersøkte elvestrekningen i Storåna har vært svært belastet av menneskelig aktivitet i lang tid. På strekningen fra Stokkalandsvatnet og ned til sjøen ble Storåna regnet som fisketom inntil ca. 1985, og etter dette startet en utsetting av fisk fra anlegget på Ims (Johnsen m.fl. 1993). Fra 1990 har det vært fisket små mengder laks og sjøaure i elva (Johnsen m.fl. 1993). Det er foretatt ungfisktellinger tidligere (90-årene og i 2010) i Storåna nedstrøms

Stokkelandsvatnet (Helgøy & Enge 1995, Anonym, ungfiskdata fra 1995 og 1999, Molversmyr & Bergan 2011). Tellinger i perioden 1994-1999 viser varierende, men svært lave, tettheter av ørret og laks, på et fast stasjonsnett ned mot munning til sjøen i Gandsfjorden ved Sandnes. Fiskedød er dokumentert ved flere anledninger de siste 20 årene, b.l.a i 1999 og i 2001, sistnevnte som følge av utslipp fra overvannsrør i Kvelluren under motorveisbrua

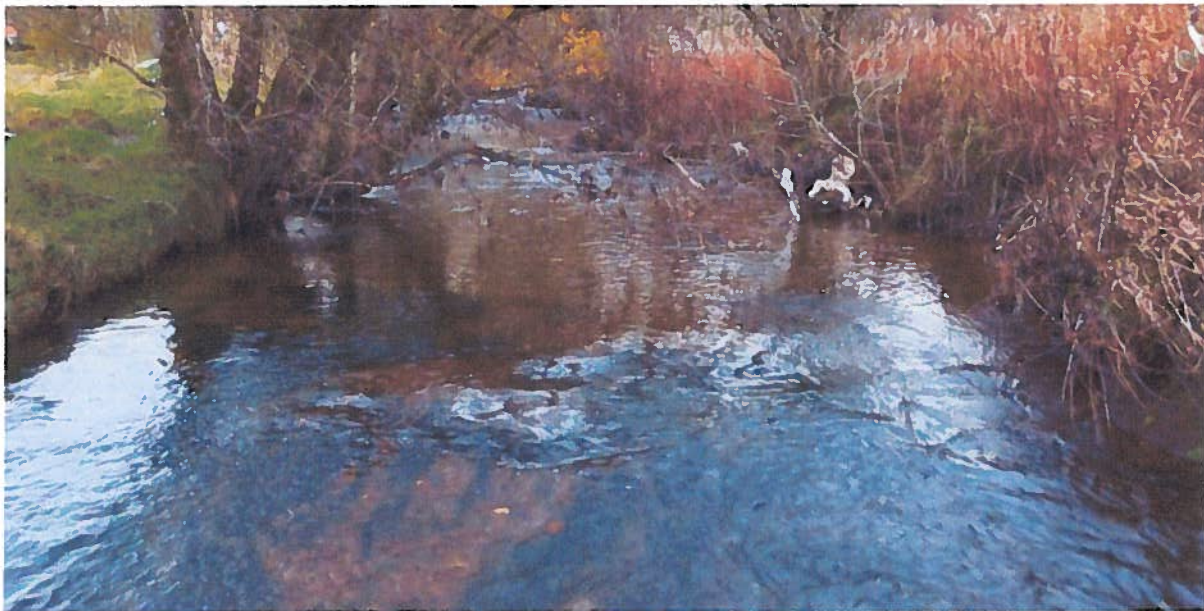
(<http://www.aftenbladet.no/nyheter/lokalt/Skoleelever-midt-i-fiskedod-2707468.html>).

Ungfisktellinger i 2010 (Molversmyr & Bergan 2011) i nedre del av Storåna indikerte store vannkjemiske påvirkninger og betydelig redusert fiskesamfunn. Beregnet tetthet av ørret var hhv 1,7 for årsyngel og 7,1 for eldre ungfisk per 100 m², og miljøtilstanden ble karakterisert som svært dårlig. Det ble konkluderte med at livsvilkårene for laksefisk, både vannkvalitet og morfologisk tilstand, ikke ga livsvilkår for levedyktige bestander (Molversmyr & Bergan 2011). På bakgrunn av resultatene fra bunndyr- og fiskeundersøkelsene i 2014 framstår situasjonen som uforandret fra 2010. Det må settes inn betydlige ressurser for å bedre vannkvaliteten og unngå (for fisk) dødelige akuttspill til vassdraget, samt at habitatstyrkende tiltak som tilførsel av gytegrus/forbedring av skjulmuligheter må vurderes sterkt etter at de største utslippskildene er lokalisert og sanert.

4.3.6 Storåna (Høylandsåna) v/Lyse

Storåna (Høylandsåna) er tilløpselva til Stokkelandsvatnet, og utgjør øvre deler av Storånavassdraget. Elva er tidligere oppgitt å ha en anadrom strekning på ca. 2 km (se Johnsen m.fl. 1993; Tormod Sørensen, Sandnes kommune pers. medd. 10.12.92), men vi er ikke kjent om med om nye vandringshindrende eller stoppende inngrep/endringer har tilkommet etter 1992.

Bunndyr og ungfiskundersøkelser ble utført på en stasjon om lag 15 meter nedstrøms Svebestadkanalen (bunndyrstasjon), og om lag 50 meter nedstrøms dette samløpet (ungfiskstasjon). I tillegg ble det utført søk med elfiskeapparatet innover Svebestadkanalen.



Figur 31. Storåna (Høylandsåna) ved Lyse.

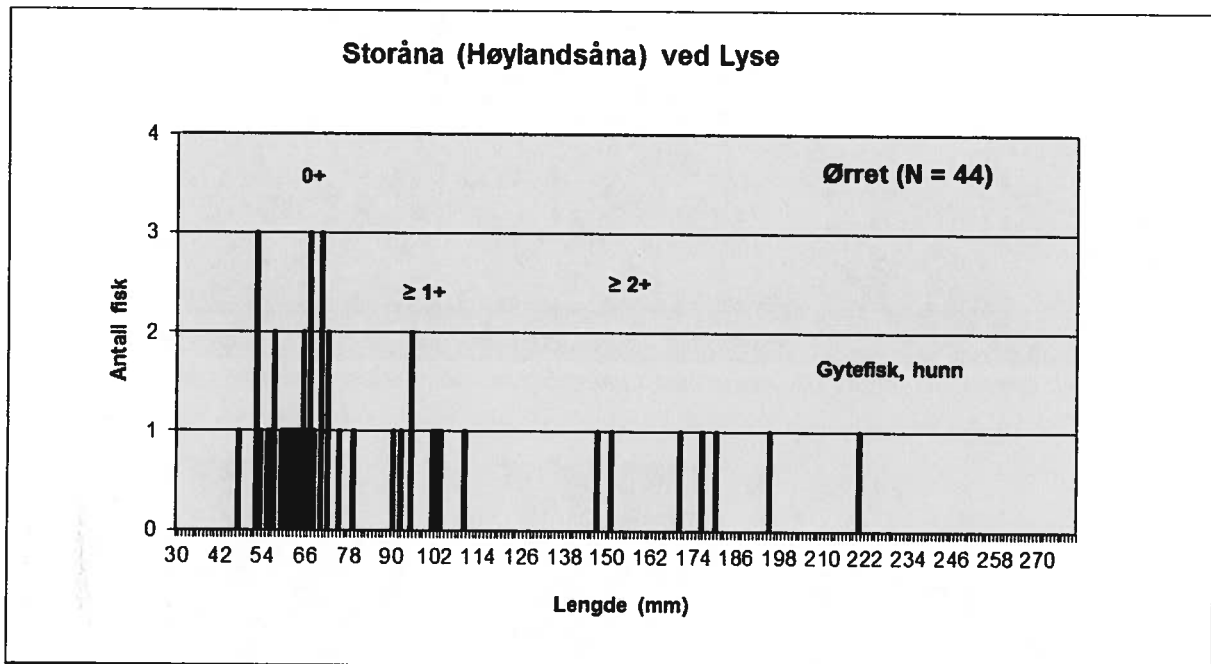
Bunndyr

Det ble påvist 10 EPT i Storåna (Høylandsåna) ved Lyse på det aktuelle innsamlingstidspunktet, hvorav hhv. en døgn-, en stein- og åtte vårfluetaksa. Antall bunndyr ble estimert til 7464 individer per prøve, og en sterk forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer registreres. Tovinger og snegler dominerer i antall blant bunndyrene. Bunndyrfaunaen i Storåna (Høylandsåna) ved Lyse har lavt biologisk mangfold med svært få sensitive, rentvannskrevende bunndyrtaksa, og oppnår 4,88 på ASPT-indeksen, tilsvarende en EQR verdi på 0,71 (tabell 5). Dette gir en økologisk tilstand tilsvarende «Dårlig», på undersøkelsestidspunktet.

Ungfisk

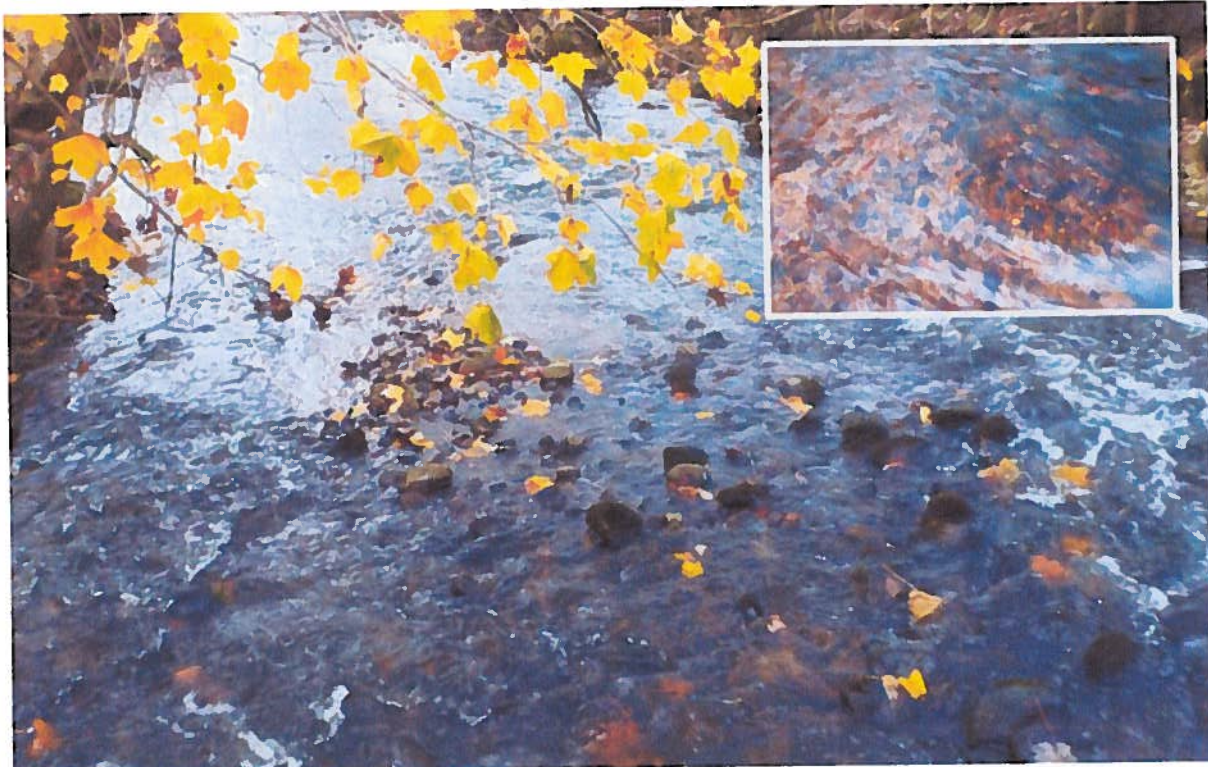
I Storåna ved Lyse ble det opprettet en stasjon på 41 m² for kvantitative ungfiskundersøkelser. Det ble i alt fanget 44 ørret fordelt på minst fire årsklasser, inkludert eldre gytefisker av både hunn og hann (**figur 32**). Ingen laks eller ål ble påvist. Estimert tetthet av eldre ungfisk/gytemoden ørret var 36,6 ind./100 m². Årsyngel av ørret hadde en beregnet tetthet på 72,7 ind./100 m². Total tetthet av laksefisk var 108,8 ind./100 m² (**tabell 6**).

En gytefisk av ørret på om lag 30 cm ble dokumentert å ha infeksjon av børsteigla *Acanthobdella peledina*. Ett individ av denne igla ble observert på buken ved brystfinnene. *Acanthobdella peledina* er utbredt i vatn og vassdrag på Østlandet, i Trøndelag og Troms, men er så langt vi kjenner ikke påvist i området eller denne regionen tidligere.



Figur 32. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte ørret i Storåna (Høylandsåna) ved Lyse.

Det ble både observert og fanget et betydelig antall større gytefisk på dette vassdragspartiet av Storåna (Høylandsåna) ved Lyse. Dette var oppvandrende ørret fra Stokkalandsvatnet, alternativt med innslag av sjøørret. Størrelsen på gytefisken var fra 300-700 gram /30-40 cm lengde. Vassdragspartiet ved samløp Svebestadkanalen har egnet gytegrus, og er et viktig gyteområde (**figur 33**). Her ble det påvist et flere nylig anlagte gytegrøper.



Figur 33. Godt egnet gyteområde like nedstrøms samløp Svebestadkanalen, med flere gytegroper registrer (innfelt).



Figur 34. Samløp Svebestadkanalen og Storåna (Høylandsåna).

Søk med elfiskeapparatet i nedre del av Svebestadkanalen (**figur 34**) avdekket relativt gode forekomster av ørret i flere årsklasser, både årsyngel og eldre ørret, innover i kanalen.

Konklusjon

Bunndyrundersøkelsene avdekker vannkjemiske problemer i Storåna (Høylandsåna) ved Lyse. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Dårlig» ved bruk av bunndyr som kvalitetselement, og det observeres synlig nedslamming på elvesubstratet, og markant begroing på steiner. En tydelig oppblomstring av algespisende damsnegler ble påvist som resultat av denne eutrofieringen, noe som er en vanlig respons på næringssaltanrikning. Laksefisk som kvalitetselement klassifiserer den økologiske tilstanden til «Svært god» høsten 2014. Årsaken til dette er at vassdragspartiet har egnet

gyteområder, akseptable skjulmuligheter for ungfisk og frie vandringsveier fra Stokkalandsvatnet, samt en vannkvalitet som ikke har gitt periodisk fiskedød forut for fisketellingene. Det er foretatt ungfisktelinger tidligere i Storåna (Høylandsåna) ovenfor Stokkalandsvatnet (Helgøy & Enge 1995, Anonym, ungfiskdata fra 1995 og 1999). Tellingene i perioden 1994-1999 (Helgøy & Enge 1995, Anonym, ungfiskdata fra 1995 og 1999) viser varierende, til dels høye tettheter (opptil 215 laksefisk per 100 m²) av både laksunger og ørretunger på en stasjon ved Høyland kirke, som er i nærheten av vårt stasjonsområde. De tilgjengelige ungfiskdataene er imidlertid av begrenset kvalitet og presisjon, og lite anvendbare for å sammenligne utvikling i fiskesamfunnet. Utstrakt kanalisering og utretting av elvestrekninger i Storåna (Høylandsåna) har redusert skjulmuligheten for ungfisk i vassdraget. Ett kraftig utviklet belte av elvemose (*Fontinalis* sp) har imidlertid etablert seg på elvebunnen, og dette gir svært gode skjulmuligheter for ungfisk, som kompenserer for tapet av habitatkvalitet og opprinnelig skjul. Alle fisk ble fanget enten i tilknytning til denne elvemosen eller langs nedsunkede rotsystemer og/eller dødt trevirke langs land.

4.3.7 Figgjo-Vaskehølen

Figgjo-Vaskehølen, også kalt Åno, er en bekk/liten elv som renner mellom vatna Nedre Bergsvatnet (122 moh) og Limavatnet (104 moh) drøye 6 kilometer oppstrøms Edlandsvatnet og Ålgård. Vannforekomsten er en del av Figgjovassdragets anadrome strekninger. Figgjo er, med et nedbørfelt på 233 km², det største vassdraget på Jæren. Figgjovassdraget oppgis å være laks- og sjørretførende 23 km opp til Ålgård (Kålås m.fl. 2003). Kålås m.fl. (2003) fastslår at vassdraget i liten grad utnyttes av laks ovenfor Ålgård. Vaskehølen er et svært godt egnet vassdrag for sjørret og laks på den om lag 1,4 kilometer lange strekningen mellom inn- og utløpsvatna. Elvemusling er påvist i Vaskehølen, der laks trolig er hovedvert for muslinglarvene, men bestanden er karakterisert som sårbar og liten i dag (Larsen, 2009).

Etter oppdragsgivers ønske ble et stasjonsområde for bunndyr- og ungfiskundersøkelser etablert i nedre del av Vaskehølen (figur 35), om lag 220 meter før munning til Limavatnet.



Figur 35. Deler av stasjonen i Vaskehølen før munning til Limavatnet.

Bunndyr

Det ble registrert anslagsvis 22 EPT-taksa på stasjonen i Vaskehølen (figur 1) på prøvetakings-tidspunktet, hvorav hhv. 5 døgn-, 7 stein- og 10 vårfluetaksa. Antall bunndyr var 10850 ind. per prøve. Dominerende bunndyrgrupper var døgnfluer, der *B. rhodani* dominerte med en tetthet på 3824

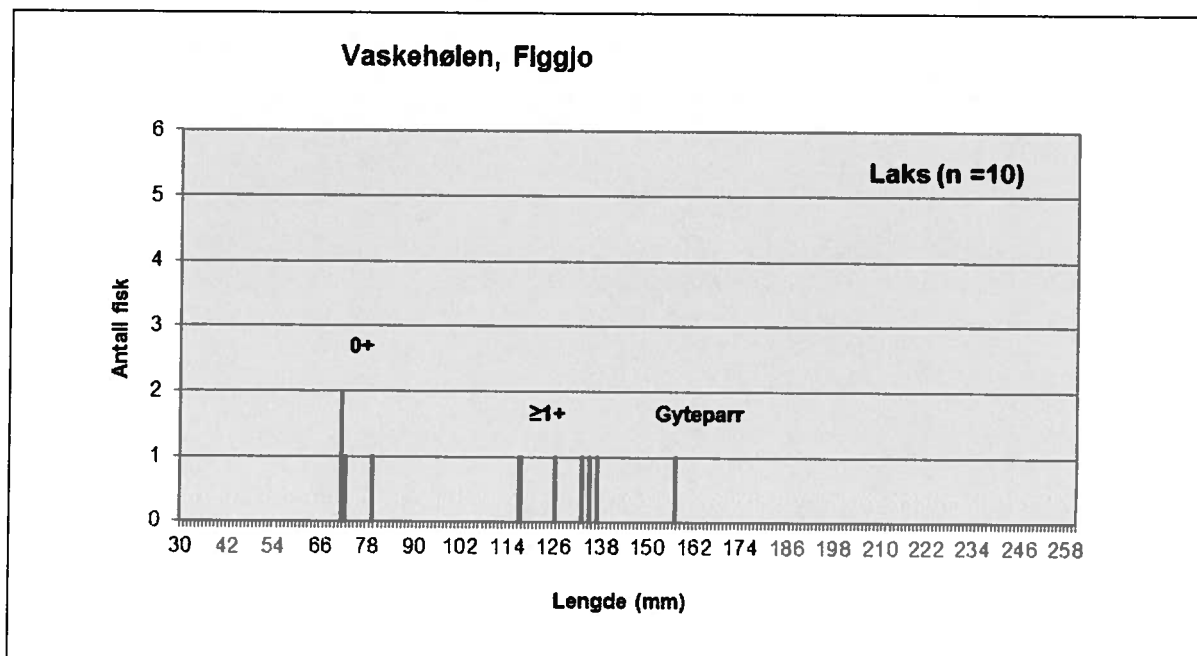
individer per prøve. Steinfluefaunaen var dominert av arten *Amphinemura borealis* (640 ind. per prøve), og vårfluefaunaen dominert av arten *Hydropsyche siltalai* (80 ind. per prøve). Elvebille-larver (Elmidae) utgjorde en vesentlig del av bunndyrfaunaen, med 2816 ind. per prøve.

Bunndyrfaunaen viser kun mindre tegn til påvirkning, synliggjort gjennom små forskyvninger i dominansforhold mellom bunndyrgrupper, men avviker ellers lite fra en forventet naturtilstand. Bunndyrsamfunnet på lokaliteten har en sammensetning der følsomme taksa er godt representert i bunndyrprøven, og det biologiske mangfoldet av EPT er høyt. Bunndyrfaunaen scorer 6,68 på ASPT-indeksen, tilsvarende en EQR verdi på 0,97 (tabell 5). Dette klassifiserer Vaskehølen økologiske tilstand til «God», nært opp mot «Svært god», på undersøkelsestidspunktet i 2014.

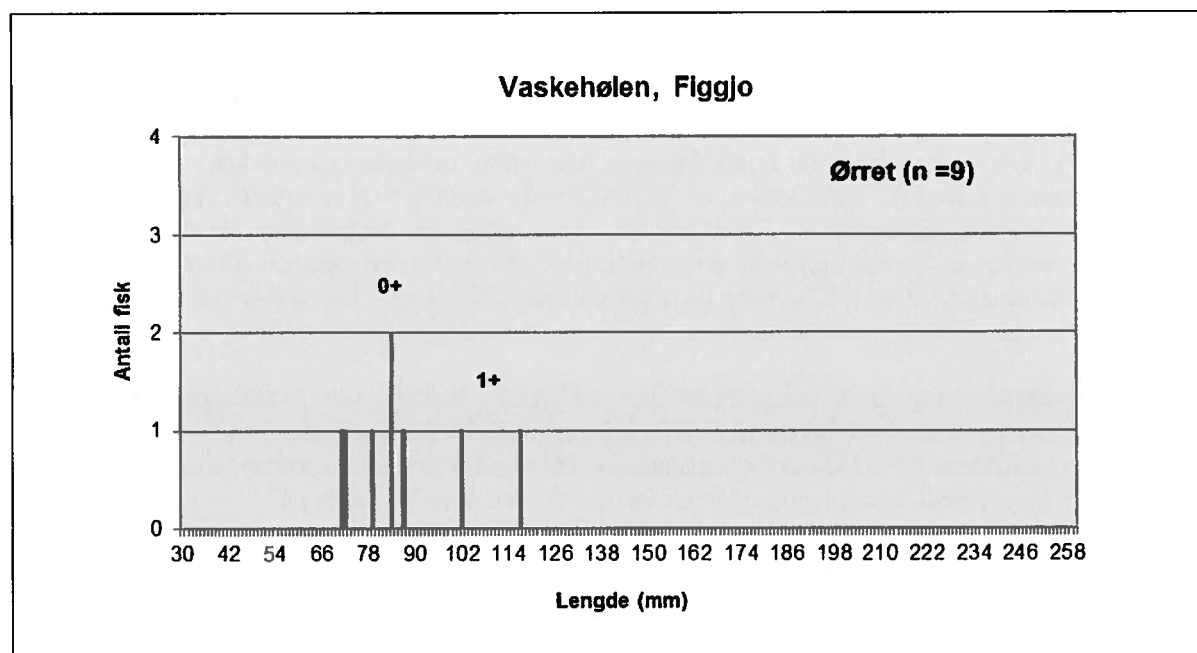
Ungfisk og hydromorfologi

Det ble ikke registrert større hydromorfologiske endringer i bekkeløpet til Vaskehølen mellom Limavatnet og Nedre Bergsvatnet, med unntak av de siste 170 meter før munning til Limavatnet. Her er bekken en eldre utretting pga tilgrensende landbruk. Flere interessepunkter mht fiskevandring ble besiktighet i vassdraget. Det var frie vandringveier under traktorvei ved utløp fra Nedre Bergsvatnet. En tilsigsbekk fra vest til Vaskehølen har godt egnet habitatkvalitet for gyting og oppvekst av laksefisk, men er ikke undersøkt av oss i denne omgang. Anadrom strekning i denne bekken kan være opptil flere kilometer avhengig av om den økologiske kontinuiteten er intakt eller ikke. Krysningen under Fv 45 i denne bekken ivaretar fiskevandring, og var utført med bru og bevart bekkebunn. Ingen befaring er gjort videre oppover i dette sidevassdraget til Vaskehølen, som krysses av flere veier lenger oppstrøms.

Det ble registrert laks, sjørret og ål i Vaskehølen. Det ble i alt fanget 10 laksunger, hvorav fire årsyngel og seks eldre ungfisk (figur 36). Ni ørret ble fanget, hvorav en eldre ørret og åtte årsyngel (figur 37). Avfisket areal var 93 m². En ål på om lag 35 cm ble registrert, noe som ga en tetthet på 1,1 ål per 100 m². Det ble målt en tetthet av ungfisk og årsyngel av laks på hhv. 6,5 og 6,3 ind. per 100 m² (tabell 6). En laksunge, med lengde 157 mm, ble klassifisert som gyteparr med rennende melke. For ørret ble tettheten estimert til hhv. 1,1 og 8,9 ind. per 100 m² for eldre ørretunger og årsyngel. Total tetthet av laksefisk på stasjonen ble estimert til 22,8 ind. per 100 m².



Figur 36. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte laksunger i Vaskehølen, Figgjo.



Figur 37. Lengdefordeling, antatt alder og antall registrerte ørretunger i Vaskehølen, Figgjo.

Konklusjon

Basert på de beregnede tetthetene klassifiseres nedre deler av Vaskehølen til «Dårlig økologisk tilstand» ved bruk av laksefisk som kvalitetselement etter tabell 3. Vi anser denne tilstandsklassifiseringen som noe usikker, som følge av for lite datagrunnlag og stasjonsomfang for dette vassdraget. Lave tettheter kan slik vi ser i mindre grad knyttes til redusert vannkvalitet eller som en direkte følge av dårlig habitatkvalitet. Klassifiserings- og vurderingsgrunnlaget vårt begrenser seg til kun en stasjon nederst i Vaskehølen, og ingen tidligere studier som sammenligningsgrunnlag. For å ha et godt nok klassifiseringsgrunnlag i denne vannforekomsten kreves et større stasjonsomfang, undersøkelser utført tidligere på høsten og flere enn ett års sammenligningsgrunnlag. Undersøkellesområdet er lokalisert like før utløp til Limavatnet. Sent tidspunkt på året og synkende vanntemperatur gjør at ungfisk av både ørret og laks kan ha trukket ut i vatnet som en del av fiskens vinterøkologiske tilpasninger (Cunjak 1988) til vinter og kaldt vann i vassdraget. Dermed kan bortfall av ungfisk like gjerne knyttes til naturlig utvandring og ikke nødvendigvis direkte menneskeskapt påvirkning. Det registreres imidlertid betydelig sedimentering av sand/finmateriale på stasjonen, som har ført til tiltetting av hulrom og reduserte skjulmuligheter for fisk. Dette er forhold som også gir lavere tetthet, men ikke er nødvendigvis menneskeskapt. Bekkepartier lenger opp i vassdraget ser ut til å ha et mer egnet substrat- og habitatkvalitet for gyting og oppvekst, og mindre tiltetting av sand/finmateriale.

5. Oppsummerende konklusjon

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av bunndyr og laksefisk som kvalitetselement er gjennomført med innsamlings- og vurderingsmetodikk i tråd med gjeldende veiledere for klassifisering av miljøtilstand i vann. Høsten 2014 ble fisk- og bunndyrundersøkelser gjennomført i syv utvalgte vannforekomster i vannområde Jæren. Ungfisktellinger ble utført med bærbart elektrisk fiskeapparat, og sparkehåv ble anvendt for innsamling av bunndyrprøver. I noen vannforekomster ble det også kartlagt hydromorfologiske endringer og fysisk-tekniske inngrep. Vannforekomstene som ble undersøkt kan karakteriseres i størrelsesorden små til middels store vassdrag; dvs bekker og mindre elver.

Flere av vassdragene som ble undersøkt i vannområde Jæren i 2014 har redusert vannkvalitet (organisk belastning og næringssaltanrikning) og endringer i hydromorfologi som de største menneskeskapte påvirkningsfaktorene. Dette er faktorer som gir seg utslag i en degradert økologisk tilstand ved bruk av bunndyr og laksefisk som kvalitetselement. Enkelte av vassdragene har sannsynligvis større punktutslipp som i perioder begrenser fiskeproduksjonen og reduserer bunndyrsamfunnets mangfold, mens andre har fysisk-tekniske inngrep som stopper oppgang av sjøørret eller vandrende innlandsørret. For disse vannforekomstene må det påregnes avbøtende tiltak for å komme nærmere et fastsatt miljømål etter vannforskriften. For andre vannforekomster har vi foreløpig for lite datagrunnlag til å fastsette sikre tilstandsklassifiseringer. Her behøves mer informasjon om vannforekomstene, samt økt overvåking- og kartleggingsvirksomhet.

Ingen vannforekomster oppnår «Svært god tilstand» ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. Bunndyrdataene viser at hhv. «Svia /elv til Skjelbreitjørna», «Bekk fra Nordlandstjørna» og «Figgjo-Vaskehølen» klassifiseres til «God økologisk tilstand». Dette betyr at stasjonsområdets vann- og miljøkvalitet i disse vannforekomstene var innenfor vannforskriftens miljømål på undersøkelsestidspunktet. En vannforekomst («Liaåna») klassifiseres til «Moderat økologisk tilstand», og hadde kun små avvik fra et forventet miljømål. Bunndyrfaunaen på tre stasjoner i hhv. «Storåna ved Brueland», «Storåna/Høylandsåna ved Lyse» og «Møllebekken» har et stort avvik fra miljømålet på undersøkelsestidspunktet, og klassifiseres til å ha en «Dårlig» eller «Svært dårlig økologisk tilstand». I disse vannforekomstene foreligger det klare indikasjoner på stor vannkjemisk belastning.

Det ble registrert laks (*Salmo salar*), ørret (*Salmo trutta*), og ål (*Anguilla anguilla*) i vannforekomster i vannområde Jæren høsten 2014, i tillegg til forekomster av tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*). Ørret var, med ett unntak («Figgjo-Vaskehølen»), den dominerende fiskearten i vannforekomstene. Basert på en klassifisering av økologisk tilstand etter forventinger til fiskebestandens sammensetning, mengde og aldersstruktur, oppnår to vannforekomster («Svia /elv til Skjelbreitjørna» og «Storåna/Høylandsåna ved Lyse») «Svært god» økologisk tilstand. Ingen vannforekomster klassifiseres til «God økologisk tilstand». Tre vannforekomster («Møllebekken», «Liaåna» og «Bekk fra Nordlandstjørna») og har redusert fisketetthet og/eller avvikende aldersstruktur, og klassifiseres til «Moderat økologisk tilstand». To vannforekomster har svært redusert fisketetthet i forhold til forventet naturtilstand, og klassifiseres til hhv. «Dårlig» («Figgjo-Vaskehølen») og «Svært dårlig økologisk tilstand» («Storåna ved Brueland»).

Årsakene til et avvik i fra en forventet fiskebestand kan i mange tilfeller knyttes direkte opp mot en eller flere menneskeskapte påvirkninger i vannforekomstene. I noen vannforekomster kan det imidlertid ikke uten videre pekes på en konkret årsak med dagens datagrunnlag. For å foreta en treffsikker klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement kreves det inngående kjennskap og data om fiskebestandene, historisk informasjon og kunnskap om hydromorfologiske endringer som er til stede i vannforekomsten.

6. Litteratur

Anonym 2013. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Veileder 02: 2013, 263 s.

Anonym 2009. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Veileder 01: 2009, 181 s.

Anonym. 2007. Miljøplan for Sandnes kommune 2007-2020. 110 s.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright J.F. and Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running - water sites. Water Research 17:333-347.

- Bergan, M.A, Nøst, T.H. & Berger, H.M. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. Vanddirektivet. NIVA-rapport L.NR. 6224-2011. 52 s.
- Bergesen, K. Aa., Pettersen, K. & Larsen, B.M. 2011. NINA Forskningsstasjon, Ims. Årsmelding 2010. NINA Rapport 764: 26 s.
- Bergesen, K. Aa., Pettersen, K. & Larsen, B.M. 2014. NINA Forskningsstasjon, Ims. Årsmelding 2013. NINA Rapport 1053: 24 s.
- Bohlin, T, Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. – *Hydrobiologia* 173
- Bjørn P.A., Nilsen R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I. A., Skulstad, O. F., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg M., Uglem I., Barlaup B., Wiik Vollset K. 2014. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs norskekysten i 2014. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra Havforskningen Nr. 36-2014.
- Bjørn, P.A., Asplin, L., Nilsen, R., Boxaspen, K.K., Finstad, B., Uglem I., Kålås, S. & Barlaup, B. 2010. Sluttrapport til Mattilsynet. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs norskekysten i 2010. Rapport fra Havforskningen Nr. 13-2010.
- Cunjak, R. A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*S. salar*) during winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2156 – 2160
- Enge, E. 2010. Fiskeundersøkelser i tilknytning til forsuring, restbestander og kalking i Rogaland 2010. Miljønotat nr. 1. FMR, Miljøvernavdelingen.
- Finstad, B. 1996. Registreringer av lakselus på laks, sjørret og sjørøye.- NINA Oppdragsmelding395: 1-27.
- Finstad, B. 1993. Økologiske og fysiologiske konsekvenser av lus på laksefisk i fjordsystem. — NINA Oppdragsmelding 213: 1-18.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – *Can. J. Zool.* 49.
- Helgøy, S. og Enge, E. 1995. Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1994. Miljønotat nr. 1-1995. 59 s.
- Jensen, Kjell W. (red). 1968. Sportsfiskerens leksikon. Bind 2- Geografisk del: Rogaland, Sandnes kommune. Kylesvatnet, Lutsivatnet og Storavatnet (side 2108). Gyldendal Norsk Forlag AS.
- Ledje, U.P. 2013. Kartlegging og undersøkelser i utvalgte bekker og innsjøer i Figgjovassdraget. Ambio-rapport L.nr. 10402-1. 25 s.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1993. Furunkulose i norske vassdrag - Statusrapport. NINA Forskningsrapport 38: 1-73.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009. Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. – *Journal of Fish Biology* 74: 621–638.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Histories. – Springer, Dordrecht. 708 s.

- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.).2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Kålås, S., B. A. Hellen og G. H. Johnsen. 2003. Fiskeundersøkingar i Figgjo i Rogaland hausten 2002. Rådgivende Biologer AS, rapport nr 665, 17 s.
- Larsen, O. K. og Søyland, R. 2010. Kartlegging av sjøørret i Høgsfjorden og omegn – Kartlegging av ungfisktetthet og vandringshinder. Ecofact rapport 43. 59 s.
- Larsen, B. M. 2009. Kartlegging av elvemusling i Figgjo-vassdraget, Rogaland- utbredelse og bestandsstatus. – NINA Minirapport 274. 28 s.
- Larsen, B.M., Hesthagen, T. og Lierhagen, S. 1992. Vannkvalitet og ungfisk av laks og aure i Oгна, Rogaland før kalking. - NINA-Oppdragsmelding 130: 1-37.
- Molversmyr, Å. & Bergan, M. A. 2011. Overvåking av Jærvassdrag 2010: Datarapport. International Research Institute of Stavanger Rapport IRIS – 2011/052.
- Molversmyr, Å. 2008. Kartlegging av miljøforholdene i Seldalsvatnet og Svihusvatnet høsten 2007. International Research Institute of Stavanger. Rapport IRIS – 2008/153.
- Nilsen R., Bjørn P.A., Serra Llinares R.M., Asplin L., Boxaspen K.K., Finstad B., Uglem I., Berg M., Kålås S., Barlaup B., Wiik Vollset K. 2013. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs norskekysten i 2013. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra Havforskningen Nr. 31-2012.
- NS 4719. 1/1988. Bunnfauna - Prøvetaking med elvehåv i rennende vann.
- NS-ISO 7828. 1/1994. Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr.
- NS-EN 14011 1/2003 Vannundersøkelse - Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat
- Pulg, U. & Skoglund, H. 2014. El-fiskeundersøkelser i Fjellvassdraget 2013. LFI UNI MILJØ Notat 1/2014. 16 s.
- Ugedal, O. Kroglund, F., Barlaup, B. & Lamberg, A. 2014. Smolt - en kunnskapsoppsummering. Miljødirektoratet Rapport M 136-2014. 128 s.
- Talgø, L. 1937. Fiskesport. Organ for sportsfisket i Norge. 3. årg. 1 – 12.
- Thorstad, E.B., Todd, C.D., Bjørn, P.A., Gargan, P.G., Vollset, K.W., Halttunen, E., Kålås, S., Uglem, I., Berg, M. & Finstad, B. 2014. Effekter av lakselus på sjøørret - en litteraturoppsummering. NINA Rapport 1071, 1-144.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. – J. Wild. Managem. 22.

Vedlegg A. Artslister

Vannforekomster Jæren 2014. Komplette artslister med antall bunndyr per 3- minuttssparkeprøve.

Bunndyrtaksa	St. 12	St. 13	St. 20	St. 21	St. 25	St. 26	St. 28
Bivalia (Småmuslinger)							
Sphaeriidae- erte/kulemusling	128	4	16	0	16	2	32
Gastropoda (Snegler)							
<i>Acroloxus lacustris</i>	0	0	0	0	16	0	0
Lymnaeidae -damsnegler	19328	4	0	0	896	1920	0
Planorbidae- skive/remsnegler	0	0	0	0	1	8	32
Hirudinea (Iglar)							
Iglar ubestemt	0	0	0	0	1	0	0
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	0	0	0	4	0	0
Erpobdellidae	6	0	0	0	2	0	0
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	0	8	0	0
Annelida (Bløtdyr)							
Oligochaeta- fåbørstemark	384	128	256	256	2304	512	256
Crustacea; Isopoda							
<i>Asellus aquaticus</i> - gråsugge	256	4	0	0	2048	256	0
Arachnidae (Edderkopppdyr)							
Acari- midd	256	16	80	0	256	256	16
Ephemeroptera (Døgnfluer)							
<i>Centroptilum luteolum</i>	0	0	4	0	0	0	0
Baetis sp.	0	128	2	1	0	0	1024
<i>Alainites muticus</i>	0	0	12	0	0	0	0
<i>Nigrobaetis niger/Baetis digitatus</i>	0	0	0	2	0	0	0
<i>Nigrobaetis niger</i>	0	0	896	0	0	0	256
<i>Baetis rhodani</i>	3	1008	1536	2944	80	384	2560
Caenis sp	0	0	512	0	4	0	16
Leptophlebiidae	0	0	0	8	0	0	4
Plecoptera (Steinfluer)							
Isoperla sp.	0	0	48	40	0	0	32
<i>Dinocras cephalotes</i>	0	0	80	0	0	0	0
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0	0	4	256	0	0	8
<i>Brachyptera risi</i>	0	32	8	512	0	0	0
Amphinemura spp.	0	0	256	16	0	0	0
<i>Amphinemura borealis</i>	0	0	0	0	0	0	640
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	40	96	240	0	0	32
<i>Protonemura meyeri</i>	0	8	112	640	0	48	128
<i>Capniopsis schilleri</i>	0	8	0	0	0	0	0
Leuctra sp.	0	16	16	1	0	0	256
<i>Leuctra hippopus</i>	0	56	48	512	0	0	16
Coleoptera (Biller)							
Coleoptera indet (larve)	1	0	0	0	0	32	256
Elmidae, (larve)	0	0	1408	16	0	896	2816
<i>Elmis aenea</i>	0	0	32	0	0	80	2
<i>Limnius volckmari</i>	0	0	1	0	0	0	0
Hydraenidae	0	0	0	1	0	0	0
Trichoptera (Vårfluer)							
<i>Rhyacophila nubila</i>	14	8	8	192	32	8	64
<i>Agapetus ochripes</i>	0	0	48	2	0	0	64

<i>Ithytrichia lamellaris</i>	0	0	400	0	0	0	96
<i>Oxyethira</i> sp	0	0	0	0	0	1	0
Psychomyiidae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tinodes waeneri</i>	0	0	0	0	0	0	2
Polycentropodidae	4	0	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	16	0	0	16	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	8
<i>Hydropsyche</i> sp	0	0	0	0	8	384	0
<i>Hydropsyche siltalai</i>	0	0	16	0	208	32	256
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	0	0	9	32	0
<i>Lepidostoma hirtum</i>	0	0	0	0	0	0	32
Limnephilidae sp.	6	32	2	0	0	1	8
<i>Limnephilus</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma personatum</i>	0	0	32	0	0	4	8
Leptoceridae spp	0	0	0	0	16	0	0
<i>Mystacides</i> sp	0	0	0	0	0	0	4
<i>Oecetis</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0
Diptera (Tovinger)							
Tovingelarver ubest.	3	0	16	0	128	16	0
Psychodidae	0	0	0	8	0	0	0
Tipulidae/Limoniidae- småstankelbein	0	0	2	64	0	32	4
Simuliidae- knott	128	64	128	48	256	256	256
Ceratopogonidae- sviknott	4	0	0	0	128	128	2
Chironomidae- fjærmygg	384	640	1152	512	3840	2176	1664
Antall bunndyr per prøve	20908	2212	7228	6271	10278	7464	10850

RAPPORT OM BUNNDYR I ELVER
YTTERLIGERE LOKALITETER

Undersøkelser av bunndyr i utvalgte Jærvassdrag høsten 2014

Karl Jan Aanes

NIVA

Bunndyr Del II

Innledning

Overvåkingen av vannforekomster på Jæren ble i 2014 utvidet med 19 stasjoner i elve- og bekke-lokaliteter hvor miljøtilstanden ble beskrevet ved hjelp av undersøkelser av bunndyrsamfunnenes strukturelle og funksjonelle sammensetning. Dyregruppene som lever på bunnen i vassdraget er svært godt egnet til å gi et integrert bilde av miljøtilstanden i vannforekomsten, både de ulike påvirkningene og størrelsen/utstrekningen av disse.

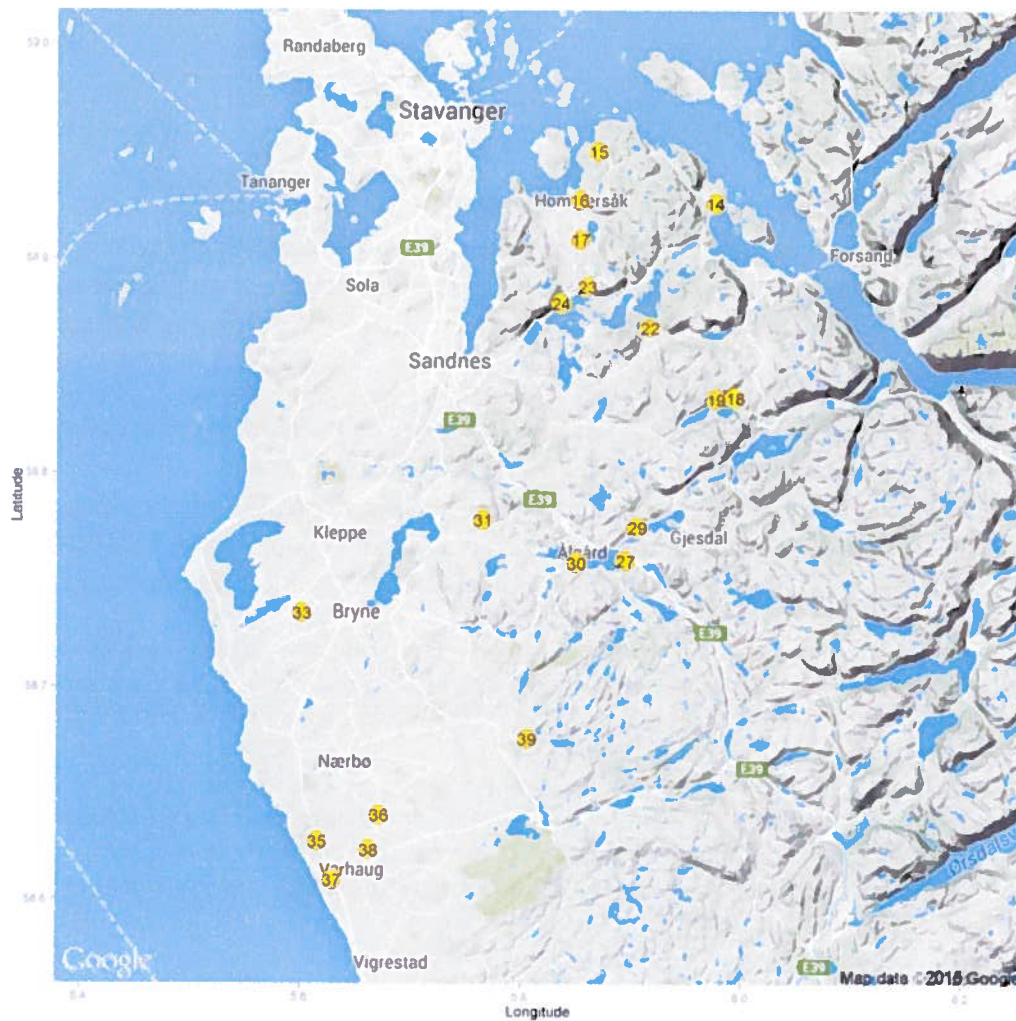
En oversikt over undersøkte vannforekomster med vann-nett referanse og koordinater er gitt i tabell 1 og vist på kartskissen i figur 1. Tidspunktet for innsamling og metodene som er benyttet følger kriteriene som er gitt i veilederen for denne type undersøkelser i hht. vannforskriften. Prøvetakingen er foretatt av IRIS og bearbeidingen av bunndyrmaterialet er utført av Jonas Persson og Tor Erik Eriksen begge NIVA. Sammenstilling og vurdering av materialet er gjort av NIVA ved Karl Jan Aanes.

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av data om bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning i vassdrag er angitt som ett sentralt kvalitetselement i EUs Vanddirektiv. Vannforskriften er i implementeringsfasen i norsk vannforvaltning, og vil gjøre seg sterkt gjeldende i de kommende år som følge av Norges forpliktelser gjennom EØS-avtalen.

Det er utarbeidet klassifiseringsveiledere for Vannforskriften, som angir vurderingsmetodikk for fastsettelse av økologisk tilstand ved bruk av bunndyr: ”*Veileder 01: 2009 og Veileder 02:2013: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*”.

For bunndyr som kvalitetselement angir Veilederen ASPT-indeksen (Armitage, 1983) som vurderingsmetodikk for elver (rennende vann) med eutrofiering og organisk belastning som hovedproblematikk.

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen i elver, bekker og innsjøer. De ulike gruppene og artene av bunndyr har forskjellige toleranse-grenser i forhold til forurensningsbelastning, forsurening og annen påvirkning. Endringer mht mengde og sammensetning i bunndyrsamfunnet på en lokalitet indikerer endringer i blant annet vannkvaliteten. Bunndyrene er derfor meget godt egnet i forurensningsovervåking (Bækken & Aanes, 1989).



Figur 1. Kartskisse av undersøkelsesområdet med de 19 lokalitetenes plassering inntegnet. Produsert med ggmap (Kahle & Wickham 2013) i R (R Core Team 2014, versjon 3.1.1) på Google maps©.

Tabell 1. Bunndyrundersøkelser høsten 2014. Stasjonsoversikt med koordinater

Nr.	Vann-nett	Vassdrag	Elvevannsforkomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
					Øst (X)	Nord (Y)
14	029-34-R	Bekkefelt til Høgsfjorden	Bekkefelt til Høgsfjorden nord-øst	Eresvikbekken	325822	6535756
15	029-28-R	Lauvås-vassdraget	Lauvåsvassdraget	Lauvåsbekken	319838	6538710
16	029-57-R	Frøylands-vassdraget	Frøylandsvassdraget nedre	Frøylandsvatnet utløpsbekk	318758	6536280
17	029-58-R		Frøylandsvassdraget øvre	Bekk fra Skjørestad	318694	6534204
18	029-41-R	Ims-Lutsi	Bekkefelt Svihus-/Seldalsvatnet 2	Seldalsvatnet innløp øst	326442	6525618
19	029-41-R	Ims-Lutsi	Bekkefelt Svihus-/Seldalsvatnet 2	Bekk fra Nordland	325422	6525596
22	029-60-R	Ims-Lutsi	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Auglendsbekken ved Osaland	322126	6529468
23	029-60-R	Ims-Lutsi	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Hogstadbekken	318945	6531739
24	029-60-R	Ims-Lutsi	Bekkefelt til Lutsivassdraget 2	Bekk fra Fjogstadvatnet	317544	6530940
27	028-108-R	Figgjo	Straumåna	Straumåna	320324	6517407
29	028-113-R	Figgjo	Figgjo til Limavatnet	Bekk fra Myratjørna	321000	6519103

30	028-109-R	Figgjo	Figgjo; Bekkefelt Edlandsvatnet	Bekk fra Skotjørna	317758	6517438
31	028-84-R	Orre	Frøylandsåna	Frøylandsåna v/Lindland - Odernes	312938	6519855
33	028-17-R	Orre	Roslandsåna	Roslandsåna	303242	6515482
35	028-48-R	Nordre Varhaugselv	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Rongjabekken v/FV44	303488	6503529
36	028-48-R	Nordre Varhaugselv	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Tvihaugbekken v/Opstadvegen	306792	6504732
37	028-91-R	Søndre Varhaugselv	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken)	Reiestadbekken v/FV44	304185	6501477
38	028-91-R	Søndre Varhaugselv	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken)	Varhaugåna v/Opstadvegen	306167	6502951
39	028-105-R	Håelva	Håelva - bekker gjennom Langavatnet og Tjålandsvatnet	Undheimsåna v/Utløp Langavatnet	314752	6508348

Resultater

Resultatene fra bearbeidingen av bunndyrmaterialet som ble samlet inn høsten 2014 er vist i tabell A i vedlegget. Dataene om bunndyrsamfunnets sammensetning på den enkelte stasjon er benyttet for å gi et bilde av miljøkvaliteten på det vassdragsavsnittet hvor prøven ble hentet inn.

Vurdering av miljøtilstand

Ulike grupper og arter i samfunnet av bunndyr på en lokalitet vil ha forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensnings-belastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstand og vannkvalitet i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden med økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være en høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og at det er liten forskyving av dominans-forhold mot tolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor forurensning og påvirkning, vil derimot være indikatorer på forurensninger. En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr.

På bakgrunn av aktuelle typer av belastning dvs. eutrofiering og organisk forurensning fra jordbruk, bebyggelse samt diffus/urban-avrenning, er miljøtilstanden vurdert og klassifisert ved å benytte ASPT metodikk og EPT-indeks for å få frem graden av endringer i bunndyrsamfunnet og derved tilstanden på lokaliteten. For å få frem om og i hvilken grad forsuring er en aktuell påvirkning her er forsuring-indeksen Raddum 2 benyttet.

Den ASPT-referanseverdien som i dag benyttes i vannforskriften er utarbeidet på bakgrunn av ett datamateriale fra middels store og større vassdrag i Norge. Dette kan gi noe usikkerhet ved at mindre vassdrag av typen bekker ikke nødvendigvis er tilpasset denne referanseverdien/naturtilstanden. På bakgrunn av de senere års overvåkingsundersøkelser i dette området synes det å være et godt samsvar med tilstandsklassifiseringen ved bruk av bunndyr og ASPT-verdier når dette sammenholdes med vannkjemiske målinger og andre registrerte påvirkningsparametere. Vi vil derfor benytte oss av denne vurderingsmetodikken som et sentralt verktøy for å vurdere miljø-tilstanden i mindre vassdrag på Jæren.

Det bør presiseres at ASPT- indeksen kan ha en noe lavere presisjon med hensyn på å vurdere påvirkningen av punktutslipp i vassdrag hvor det er en god miljøtilstand/vannkvalitet like oppstrøms utslippsområdet. Sensitive arter fra dette området kan da drive med vannet nedover og slå seg ned i kortere perioder på det påvirkede området. Bakgrunnen er at indeksen ikke skiller på antallet av bunndyr som er sensitive/tolerante, men kun om individene som danner grunnlaget for ASPT verdien er registrert eller ikke registrerte individer i materialet. For slike tilfeller bør ekspertvurderinger overstyre klassifiseringen etter ASPT-indeksen.

ASPT

ASPT indeksen (Average Score per Taxon) (Armitage et al 1983) er ofte anvendt til vurdering av den økologiske tilstanden i vannforekomsten. Den regner ut en tallverdi ved å foreta en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyr-samfunnet i våre elver, med hensyn til deres toleranse ovenfor organisk belastning og eller næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse.

ASPT indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanse-verdi for hver vanntype. Referanseverdien er nå satt til 6,9, for bunndyrfaunaen i alle våre elver. Tabell 2 angir klassegrensene for ASPT-verdien innenfor hver tilstandsklasse.

Tabell 1. Klassegrenser for vurdering av tilstanden i rennende vann ved hjelp av bunndyrfaunaen ved å benytte ASPT-verdien på lokaliteten.

Bunndyrfauna 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

Raddum Indeks - 2

Forsuringsindeksen Raddum 2 er utarbeidet for rennende vann, og er basert på en egen artsliste som ligger til grunn for beregning av indeksverdien. Artene som er valgt har fått en indikatorverdi og i tillegg baserer indeksen seg på forholdet mellom antall av den mest følsomme slekten av døgnfluer (D) og de tolerante steinfluene (S) som er registrert i materialet fra bunndyr-samfunnet på lokaliteten. I elver/bekker som har en høy pH er det vanligvis flere individer av forsuringfølsomme døgnfluer enn av tolerante steinfluer. Da vil forholdstallet D/S bli > 1. Når pH synker under pH 6,0 vil døgnfluene utsettes for et subletalt stress og bestandene reduseres. Forholdstallet vil da synke og går mot 0 ved pH 5,5 (Indeksen går mot 0,5). Jo nærmere denne forurensingsindeksen er 0,5, desto større er forsuringstresset på de følsomme døgnfluene. (For nærmere info. se veilederen utarbeidet for vannforskriften). Tilstandsklasser med tilhørende indeksverdier er vist i tabell 3.

Tabell 3. Økologisk tilstand i elver påvirket av forsuring basert på indeksverdier for makrovertebrater.

Tilstandsklasse	Forsuringsindeks 2
Referanseverdi	1,5
Svært god	>1,01
God	>0,77 – 1,01
Moderat	>0,5 – 0,77
Dårlig	>0,25 – 0,5
Svært dårlig	≤0,25

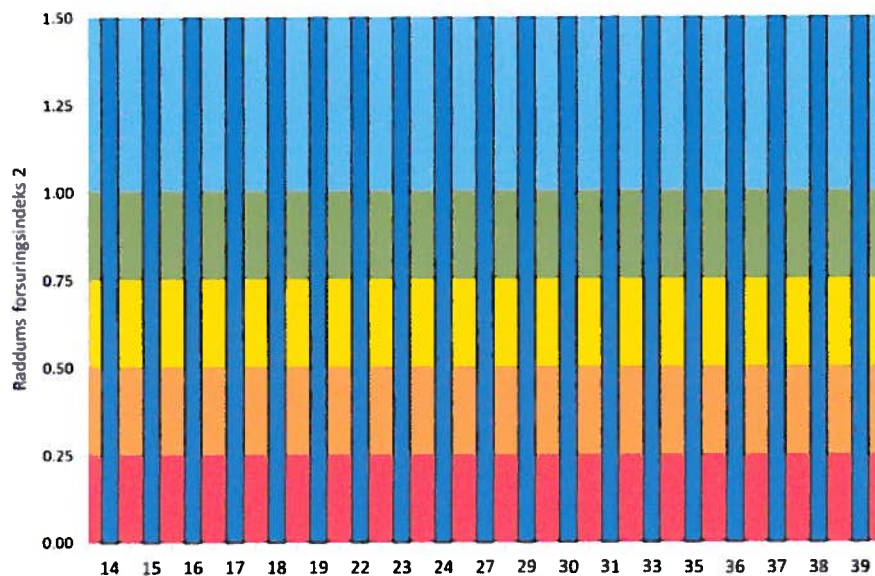
EPT - verdi

En mye brukt indeks er EPT- verdien, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/slekter av døgn- (Ephemeroptera), stein- (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT taksa i forhold til det en ville forvente skulle være situasjonen ved en antatt naturtilstand danner grunnlaget for en vurdering av påvirkningsgraden, men her er det behov for en del ekspertkompetanse både i det taksonomiske arbeidet og om betydningen av miljøforholdene på den enkelte lokaliteten

Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer mye, både etter dens størrelse, beliggenhet (høyde over havet, geografisk beliggenhet og geologiske forhold i nedbørfeltet mm), så systemene for å vurdere miljøtilstanden må brukes med forsiktighet. Bunndyrmaterialet i denne undersøkelsen er derfor vurdert opp mot Raddum 2- og ASPT-indeksen samt det totale antall EPT-taksa, med informasjon om antall bunndyr per prøve, og dominansforhold mellom følsomme og tolerante bunndyrgrupper som underliggende støttevurderinger.

Forsuring

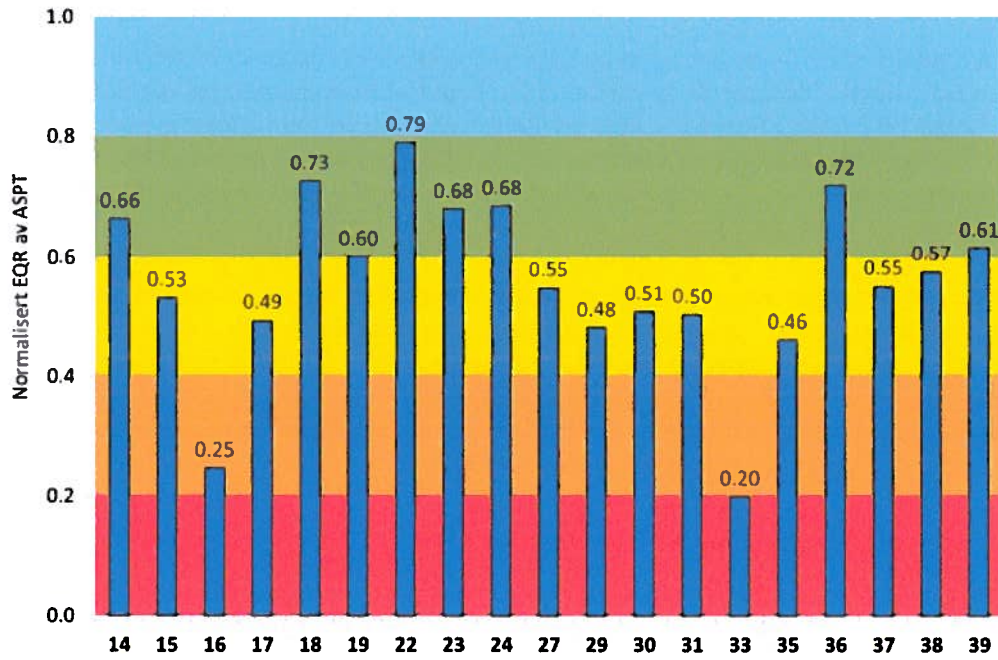
Ved å benytte Raddums forsuringssindeks 2 på dataene som var hentet inn om bunndyrsamfunnets sammensetning viser resultatene (figur 2) at ingen av de undersøkte vannforekomstene har indeksverdier som indikerer noen påvirkning som kan knyttes til forsuring på de aktuelle vassdragsavsnitt.



Figur 2. Indeksverdier for forsuring basert på Raddums forsuringssindeks 2.

Miljøtilstand og påvirkning fra næringsalter og organisk materiale

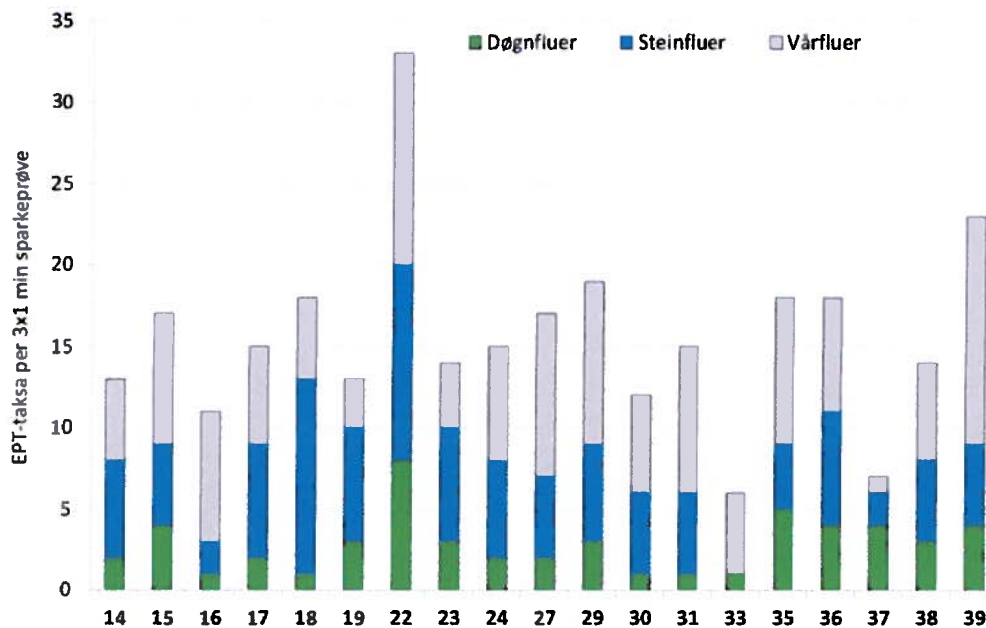
I figur 3 er resultatene vist fra beregningen av økologisk tilstand når ASPT indeksen benyttes på dataene vi fikk etter bearbeidingen av bunndyrmaterialet som ble hentet inn høsten 2014. Av de 19 lokalitetene som ble undersøkt er det bare seks som oppnår god tilstand (stasjonene 14, 18, 22, 23, 24 og 36) og to ligger i grenseområdet mellom god og moderat tilstand (st. 19 og 39). Ingen oppnår svært god tilstand, men stasjonen i Auglendsbekken ved Osaland er svært nær. Moderat tilstand fikk ni lokaliteter (15, 17, 27, 29, 30, 31, 35, 37, 38). Mens en hadde en økologisk kvalitet tilsvarende dårlig miljøkvalitet (16 – utløpsbekken fra Frøylandsvatnet) og en befant seg i grenseområdet mellom dårlig og svært dårlig tilstand (33 - Roslandsåna). Det er altså minst 11 av lokalitetene som ikke oppnår miljømålet om god økologisk tilstand. Den økologiske tilstanden som er basert på nEQR forutsetter at bunnsbstratet på lokalitetene var av egnet sammensetning.



Figur 3. Økologisk tilstand basert på normalisert EQR verdier av ASPT beregnet på bakgrunn av data om bunndyrsamfunnets sammensetning høsten 2014

Biologisk mangfold – EPT

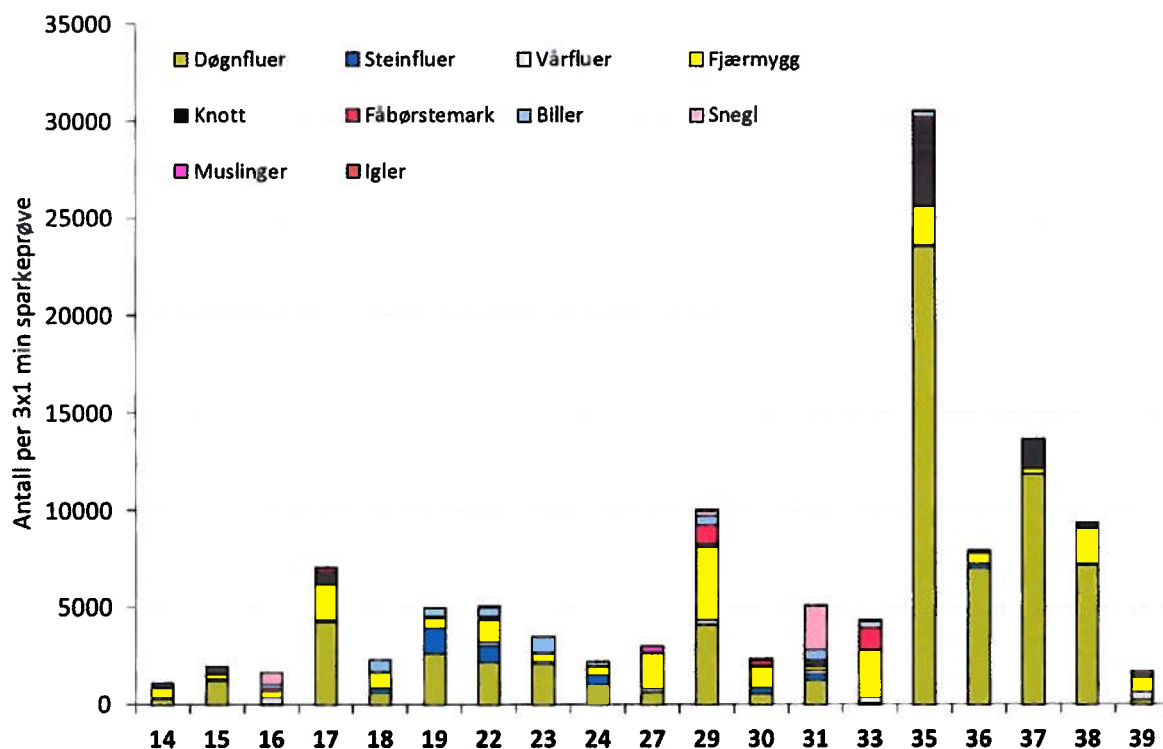
I figur 4 er EPT-verdiene sammenstilt. Verdiene er relativt lave, og bare to lokaliteter har en EPT verdi over 20, Det er Auglendsbekken ved Osaland (st. 22) som har et spesielt høyt antall EPT-taksa og Undheimsåna ved utløpet fra Langavatnet (st. 39). Roslandsåna (st. 33) som hadde den dårligste ASPT verdien kommer også her dårligst ut og steinfluer mangler helt i materialet fra denne stasjonen.



Figur 4. Vannforekomster på Jæren. Verdier for antall EPT-taksa pr. stasjon høsten 2014.

Bunndyrsamfunnets sammensetning og tetthet

I figur 5 er det vist hvordan bunndyrsamfunnet på lokalitetene er sammensatt og de ulike dyregruppernes tetthet.



Figur 5. Vannforekomster på Jæren. Bunndyrsamfunnets sammensetning høsten 2014

Fremmede arter

Det ble ikke registrert noen rødlistede arter i dette materialet, men vi fant den sortlistede sneglen *Potamopyrgus antipodarum* i prøvene fra stasjon 16 og 31 (*New Zealand mudsnail*). Dette er en invasive art med stort spredningspotensiale som vi ikke ønsker å ha i våre vannforekomster. Arten er opprinnelig fra New Zealand og har spredt seg over store deler av Europa siden først ble registrert i England i 1859. (for mer informasjon se http://en.wikipedia.org/wiki/New_Zealand_mud_snail <http://www.invasivespeciesinfo.gov/aquatics/mudsnail.shtml>).

Litteratur

Kahle, D. & Wickham, H. (2013). ggmap: A package for spatial visualization with Google Maps and OpenStreetMap. R package version 2.3. <http://CRAN.R-project.org/package=ggmap>

R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

Vedlegg

Tabell A. Sammensetningen av bunndyrsamfunnene

	14	15	16	17	18	19	22	23	24	27	29	30	31	33	35	36	37	38	39	
Amphipoda	<i>Gammaridae</i> indet	4																		
Bivalvia	<i>Sphaeriidae</i>		3	2	20			2	2		296	6	20	12	16	4			152	
Coleoptera	<i>Coleoptera</i> indet larvae						1								1					
Coleoptera	<i>Dytiscidae</i> indet lv				1															
Coleoptera	<i>Elmidae</i> indet lv	8	38	116		48		152	58	136	4	2	32	32	32	64	6		2	2
Coleoptera	<i>Elmisaena</i> ad	2				18	32	2	6			2	4	16	6	8			1	12
Coleoptera	<i>Elmisaena</i> lv	76	58	86		544	280	280	672	56	1	480		432	248	192	20	1	6	120
Coleoptera	<i>Gyrinidae</i> indet lv													32						
Coleoptera	<i>Hydraena</i> spad	4	12			12	120	64	2			6	28	36		20	6		1	
Coleoptera	<i>Limnius volckmari</i> Ad.					3			6	6			2	4	8					2
Coleoptera	<i>Scirtidae</i> indet lv	8			4															
Coleoptera	<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>														1					
Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>	30	8	6	16		1	56	2	8		20	28	2	16	14				1
Diptera	<i>Chironomidae</i>	512	224	336	1824	752	496	1160	416	408	1792	3712	1056	232	2432	1920	580	232	1840	720
Diptera	<i>Diptera</i> indet	6	6	1	4	1	2	5	8	4	6	4	4	12	20	3				1
Diptera	<i>Empididae</i>						2	4												
Diptera	<i>Limoniidae/Pediciidae</i> indet		1		48	14	8	5	36	25	1	24	56	156	6	36	1	12	6	1
Diptera	<i>Muscidae</i> indet								4	1			2							2
Diptera	<i>Psychodidae</i> indet			1	24		14	16	6				2							
Diptera	<i>Simuliidae</i>	42	132	10	688	10	24	112	10	16	1	200	84	224	68	4480	52	1520	152	16
Diptera	<i>Tipulidae</i> indet		1		6				8					4	1					5
Ephemeroptera	<i>Alainites muticus</i>							2							5160					
Ephemeroptera	<i>Ametropodidae</i> indet														1					
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	248	1200	16	3816	576	2392	1788	2032	1000	576	4032	528	1216	10880	6912	11776	7120	184	
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> sp				592		80	160	2	24					1040	18	1			2
Ephemeroptera	<i>Caenis</i> sp						1			1	10			4						1
Ephemeroptera	<i>Centroptilum luteolum</i>		2																	
Ephemeroptera	<i>Heptagenia</i> sp							72												
Ephemeroptera	<i>Heptagenia sulphurea</i>							88								6			1	
Ephemeroptera	<i>Leptophlebia</i> sp		2					1												
Ephemeroptera	<i>Leptophlebiidae</i> indet		8									12							1	2
Ephemeroptera	<i>Nigrobaetis niger</i>	1					112	12	6						6408	8	34		8	
Gastropoda	<i>Lymnaeidae</i> indet		6	2								2	2		6	3			1	6
Gastropoda	<i>Planorbidae</i> indet		12	1				1				12	272	2	2	12				1
Gastropoda	<i>Planorbis planorbis</i>				576									2240						
Hirudinea	<i>Erpobdella</i> sp				6															
Hirudinea	<i>Glossiphonia</i> sp		3								8	6								1
Hirudinea	<i>Haemopis sanguisuga</i>										6									
Hydrachnidia	<i>Hydrachnidia</i>	14	12		32	2	2	6	10	8		20	16	12	6	8	6		1	2
Isopoda	<i>Aeillus aquaticus</i>			42									2		928				14	
Isopoda	<i>Isopoda</i>				1															
Oligochaeta	<i>Oligochaeta</i>	38	58	104	136	32	48	48	40	48	32	928	216	85	1088	120	12		62	20

Vedlegg Tabell A – forts.

		14	15	16	17	18	19	22	23	24	27	29	30	31	33	35	36	37	38	39
Plecoptera	<i>Amphinemura borealis</i>					3			3		16						6		6	10
Plecoptera	<i>Amphinemura sp</i>				4	8	138	168	8		20	12		12			12			1
Plecoptera	<i>Amphinemura sulcicollis</i>		44									4								
Plecoptera	<i>Brachyptera nisi</i>	8			4	144	104	224	6	140			24	12						
Plecoptera	<i>Dinocras cephalotes</i>							20												
Plecoptera	<i>Isoperla difformis</i>					8														
Plecoptera	<i>Isoperla grammatica</i>															20				
Plecoptera	<i>Isoperla sp</i>		1		6	8		28	3		2	4		28		10	5		8	16
Plecoptera	<i>Leuctra hippopus</i>	54	14			1	44	24		32		4	16			6	12			
Plecoptera	<i>Leuctra sp</i>	22				32	196	62	2	196	2	32	240	28		112	14	1	6	3
Plecoptera	<i>Nemoura avicularis</i>		4																	
Plecoptera	<i>Nemoura cinerea</i>			2	1	1		1												
Plecoptera	<i>Nemoura sp</i>	1				6		1						12						
Plecoptera	<i>Nemouridae indet</i>				4			4		24		4	2							
Plecoptera	<i>Perlodidae indet</i>				8			40												
Plecoptera	<i>Plecoptera</i>					6														
Plecoptera	<i>Pratnemura meyeri</i>	12		10	56	26	712	160	128	72	10			216			164	1	6	10
Plecoptera	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	4	6			32	112	136	1	4							26			2
Plecoptera	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>						4													
Trichoptera	<i>Agapetus ochripes</i>							72							2					
Trichoptera	<i>Apatania sp</i>									1										
Trichoptera	<i>Halesus sp</i>						1													
Trichoptera	<i>Hydropsyche pellucidula</i>													4	36					1
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltaiai</i>	2	2	224				14		4	38	36		6		2	1			1
Trichoptera	<i>Hydropsyche sp</i>	22	18	104				6		1	14	104		104	264		10			8
Trichoptera	<i>Hydroptila sp</i>					6					8	16								3
Trichoptera	<i>Ithytrichia sp</i>		38					10			50	4		12		4				132
Trichoptera	<i>Lepidostoma hirtum</i>			1							32									2
Trichoptera	<i>Leptoceridae indet</i>					2					6		2							
Trichoptera	<i>Limnephiliidae indet</i>	1	3	2	2		3	2		2			12			10	1			
Trichoptera	<i>Neureclipsis bimaculata</i>																			56
Trichoptera	<i>Oxyethira sp</i>							2				2								1
Trichoptera	<i>Plectrocnemia conspersa</i>			1	2					2		4	2							1
Trichoptera	<i>Polycentropodidae indet</i>		1		4	8		1	2		14	2	2			2	1			180
Trichoptera	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		10	6		6					20				2	2	1			2
Trichoptera	<i>Polycentropus irrotatus</i>							2												2
Trichoptera	<i>Polycentropus sp</i>															1				
Trichoptera	<i>Potamophylax sp</i>				1															
Trichoptera	<i>Rhyacophila nubila</i>			2	22	10	56	16	18	20	18	52	26	60	20	12		42	34	6
Trichoptera	<i>Rhyacophila sp</i>		3	8	2			4			1	4		20	4	2	8		4	2
Trichoptera	<i>Sericostoma personatum</i>	2						36	6	4			4	2			1			2
Trichoptera	<i>Sericostomatidae indet</i>							4	1					4						
Trichoptera	<i>Silo pallipes</i>							2												
Trichoptera	<i>Tinodes waeneri</i>	1	1									4				4				1

RAPPORT OM VANNKJEMI I VARHAUGSELVENE

Vannkjemiske målinger i Varhaugselvene i 2014

Åge Molversmyr

IRIS

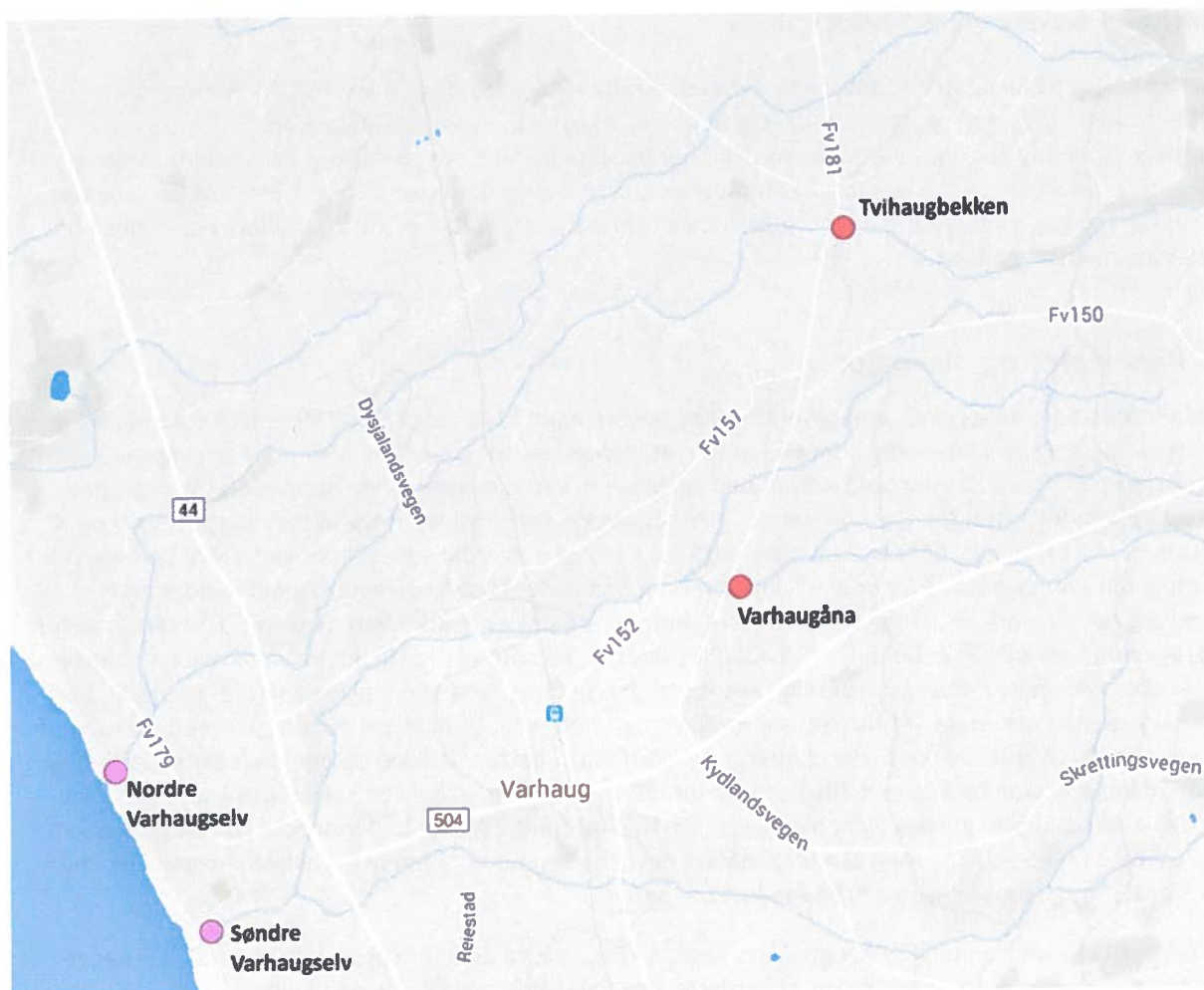
Utvidet prøvetaking i Varhaugselvene 2014

Åge Molversmyr, IRIS

1. Innledning

Nordre og Søndre Varhaugselv i Hå kommune ble i 2013 tatt ut som nytt område for Miljøavtaler i Regionalt miljøprogram, og miljøavtalene vil gå over tre år. I 2014 ble det søkt tilskudd til miljøavtaler på 9131 dekar, som omfatter 38 % av jordbruksarealene i nedslagsfeltet til Varhaugselvene.

Det er i flere år tatt månedlige prøver av fosfor og nitrogen ved utløpet av elvene, og i begge er det tatt prøver av bunndyr, begroingsalger og fisk etter 2010. Fra april 2014 er det utført ekstra kjemiovervåking for bedre å kunne følge opp næringsstoffbelastningen av elvene. I tillegg til prøver fra utløpet av elvene er det tatt prøver fra en ekstra stasjon i hver av vassdragene. Ny stasjon i Nordre Varhaugselv er plassert midt i Tvihaugbekken, mens ny stasjon i Søndre Varhaugselv er plassert i Varhaugåna ovenfor bebyggelsen i Varhaug (figur 1). Prøvetakingsfrekvensen er økt til hver 14. dag for alle prøvestasjonene, og prøver er delvis også analysert for fosfat og suspendert stoff i tillegg til totalfraksjoner av fosfor og nitrogen. Prøvetaking og analyseprogram er utført etter følgende skjema: 14-daglige prøver analysert for total fosfor og suspendert stoff, mens månedlige prøver i tillegg er analysert for total nitrogen og nitrat.



Figur 1. Prøvestasjoner i Varhaugselvene i 2014

2. Materiale og metode

Detaljerte opplysninger om prøvelokalitetene er gitt i tabell 1.

Tabell 1. Prøvestasjoner i Varhaugselvene. Stasjonsoversikt med koordinater.

Vann-nett	Elvevannsforekomst (Vann-nett)	Lokalitet	EUREF89-UTM32N	
			Øst (X)	Nord (Y)
028-48-R	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Nordre Varhaugselv v/utløp	303111	6502263
028-48-R	Nordre Varhaugselva (Rongjabekken og Tvihaugåna)	Tvihaugbekken v/FV181	306792	6504733
028-91-R	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken) - anadrom strekning	Søndre Varhaugselv v/utløp	303450	6501382
028-91-R	Søndre Varhaugselv (Brattlandsåna og Reiestadbekken) - anadrom strekning	Varhaugsåna v/FV181	306155	6502949

Vannprøver er normalt tatt om morgenen av personell fra Hå, og levert hos IRIS om formiddagen. Der er prøvene pakket i kjøleboks og videresendt til NIVAs laboratorium samme dag, slik at prøvene har ankommet laboratoriet morgenen etter. Laboratoriet har utført akkrediterte analyser av prøvene slik som angitt i tabell 2.

Tabell 2. Analysemetoder.

Parameter	Metode
Total fosfor	NS 4725:1984*
Total nitrogen	NS 4743:1993*
Fosfat	NS 4724:1984*
Suspendert stoff	NS-EN 872:2005

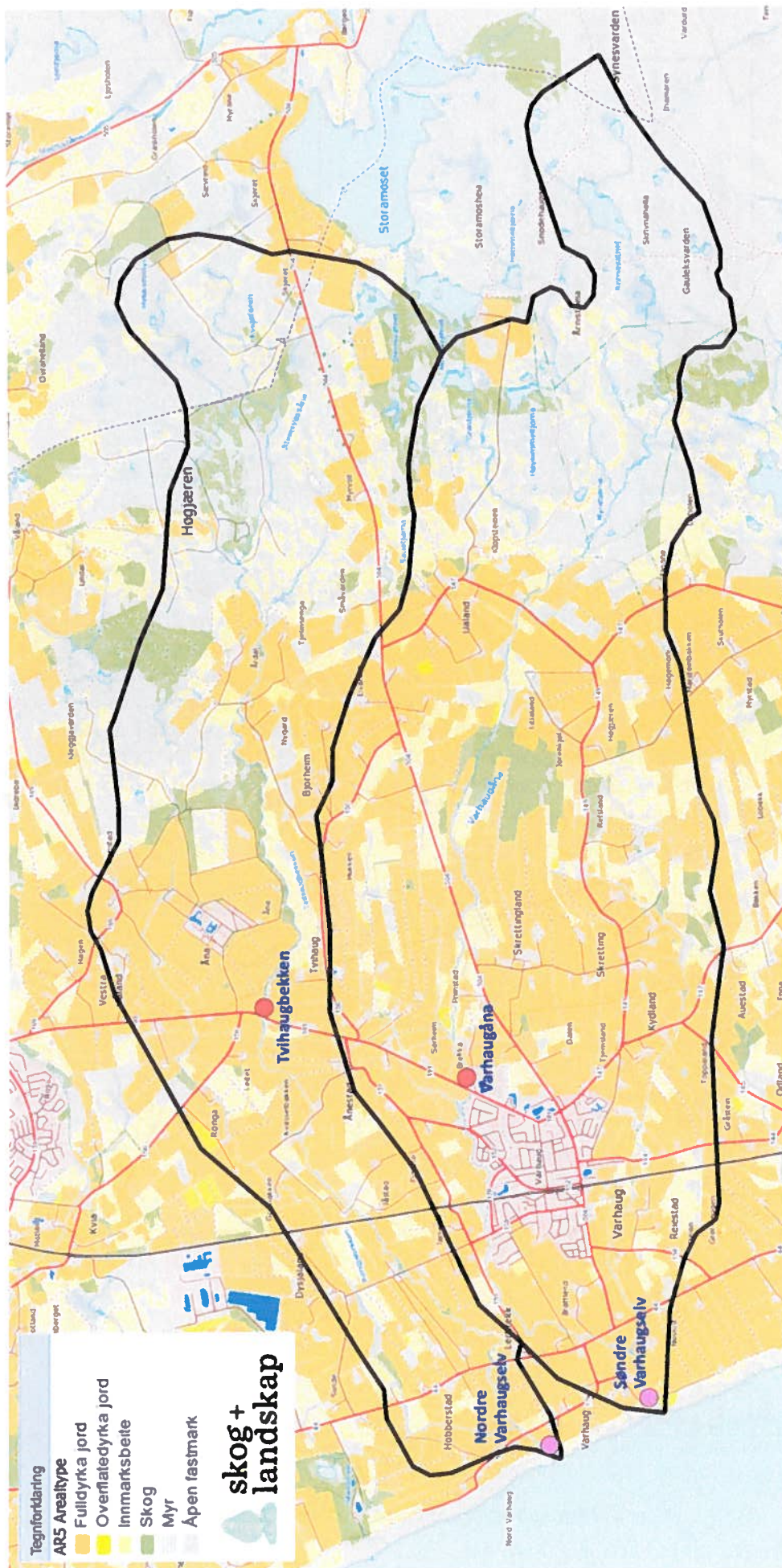
* automatisert metode.

For vurdering av resultater er det innhentet nedbørdata fra Meteorologisk institutt for nærliggende målestasjoner (Søyland og Hognestad). Og siden det ikke finnes kvantitative data om vannstand/vannføring i elvene, er det også innhentet data fra NVE om vannføring i Håelva litt lenger nord på Jæren. Informasjon om arealbruk i området er hentet fra netjtjenesten til Norsk institutt for skog og landskap (skogoglandskap.no), mens opplysninger om igangsatte tiltak er gitt av Landbruksavdelinga hos Fylkesmannen i Rogaland.

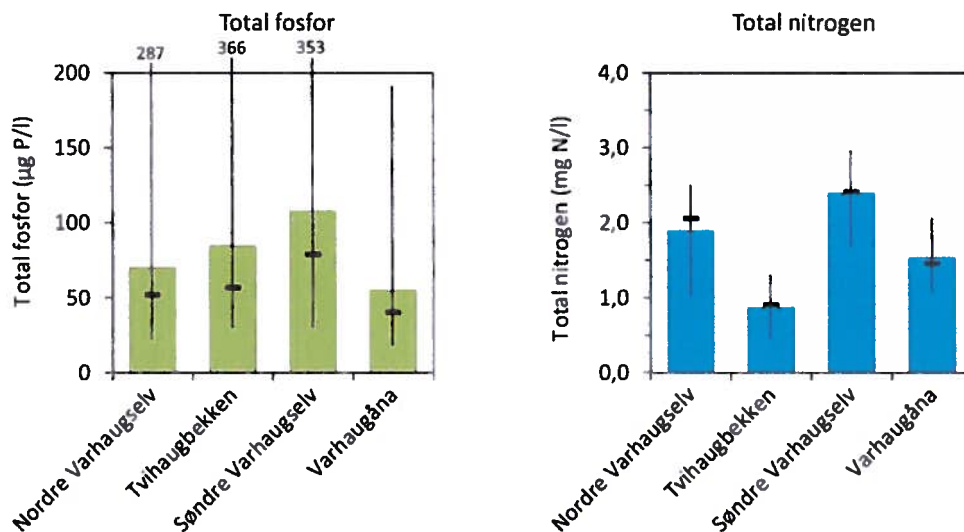
3. Resultater og diskusjon

Resultatene viser at Søndre Varhaugselv har noe høyere innhold av næringsstoffer enn Nordre Varhaugselv (figur 3), som samsvarer med det en har funnet i tidligere undersøkelser. I Søndre Varhaugselv var det også klart høyere næringsinnhold ved utløpet av elva enn ved prøvestasjonen oppstrøms i Varhaugåna. Dette er som forventet for elva som renner gjennom et intensivt drevet jordbrukslandskap (se kart med arealtyper vist i figur 2), og tilsvarende ses også for nitrogeninnholdet ved utløpet av Nordre Varhaugselv i forhold til i Tvihaugbekken (figur 3). Tvihaugbekken hadde det klart laveste nitrogeninnholdet, men samtidig høyt fosforinnhold (og faktisk høyere enn ved utløpet av Nordre Varhaugselv). Forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P-forholdet) er i Tvihaugbekken ca. 15, som er om lag det halve av hva en finner ved de andre prøvelokalitetene og vesentlig lavere enn det en finner ved andre elvelokaliteter på Jæren der en har kjemiske måledata. At bekken har en ikke ubetydelig vanntilførsel fra mindre påvirkede arealer på Høggjæren (figur 2) skulle medvirke til høyere N/P-forhold. I dette området, og også helt sør på Jæren, er forholdstallet gjerne høyere enn 70. Det lave forholdstallet i Tvihaugbekken kan indikere påvirkning fra kloakk eller utslipp av gjødsel (som har svært lave N/P-forhold), og høyt fosforinnhold i enkeltprøver kan også tyde på slike utslipp. Men samtidig må det nevnes at en bunndyrprøve fra bekken høsten 2014 ikke gir signal om slik påvirkning (se egen rapport om dette).

Årsaken til at vannkjemien i Tvihaugbekken synes å skille seg fra de andre prøvelokalitetene i Varhaugselvene er uklar, men det må påpekes at vurderingsgrunnlaget foreløpig er svært begrenset. Opplysninger om gjennomførte tiltak i feltene tilsier heller ikke at forholdene skulle være vesentlig forskjellig her. I tillegg til å styrke vurderingsgrunnlaget ved fortsatt prøvetaking, ville en også kunne ønske at prøvetakingen ble utvidet til å omfatte oppstrøms prøvestasjoner i Rongjabekken og Reiestadbekken.

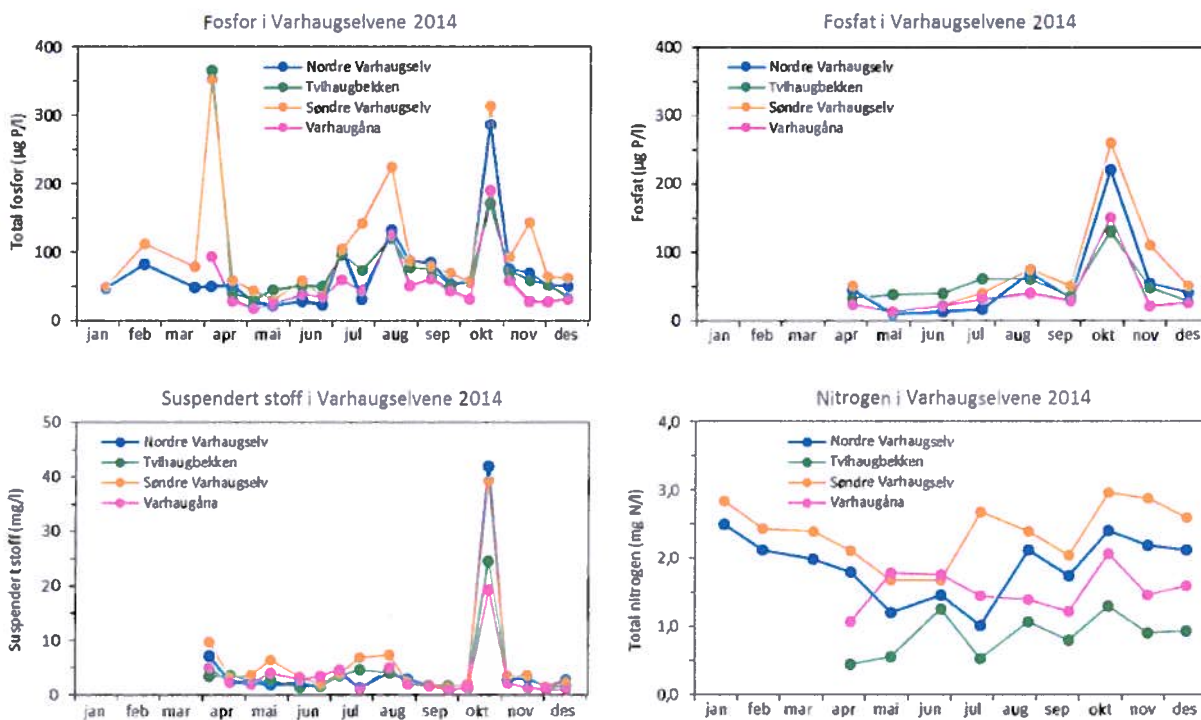


Figur 2. Arealtyper i nedbørfeltene til Varhaugselvane.

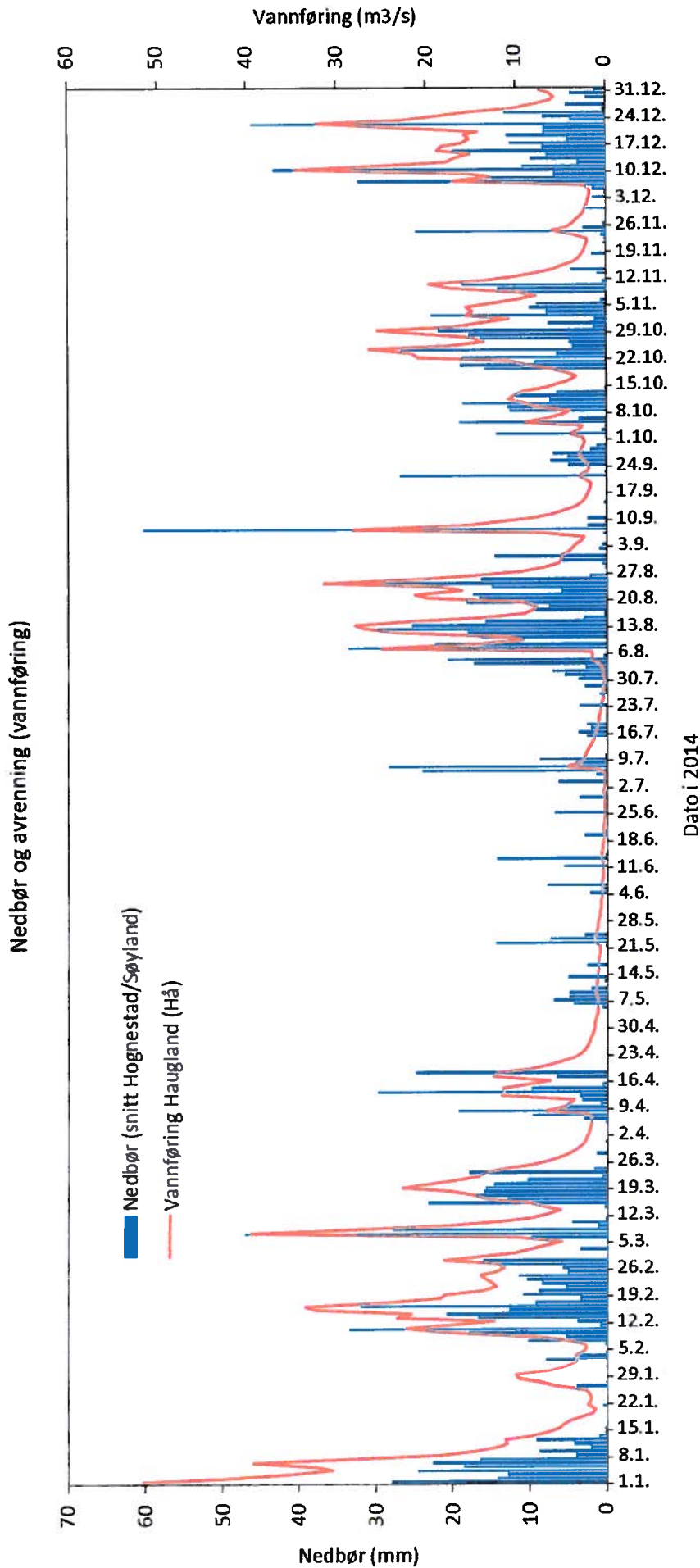


Figur 3. Nivåer av fosfor og nitrogen i Varhaugselvene i 2014. [viser min – max, gjennomsnitt (stolpe) og medianverdi (tverrstrek).]

Som nevnt var det enkelte prøver som hadde svært høyt innhold av fosfor, og særlig var dette tilfellet for Tvihaugbekken og ved utløpet av Søndre Varhaugselv i prøven tatt i starten av april (figur 4). Tilsvarende forhøyede verdier ble ikke påvist i prøvene fra Varhaugåna og fra utløpet av Nordre Varhaugselv. Det er nærliggende å anta at de forhøyede fosforverdiene har sammenheng med gjødsling i feltene i denne perioden, og det kan ikke knyttes til nedbørepisoder. Det var også noe forhøyede fosforverdier i alle elvene (men særlig for Søndre Varhaugselv) i midten av juli og i midten av august, som kan settes i sammenheng med mye nedbør og antakelig utvasking som følge av dette (se figur5). Den tydeligste effekten av mye nedbør (utvasking) og flom var for prøvene tatt i slutten av oktober, da innholdet av suspendert stoff også var økt markant (figur 4).



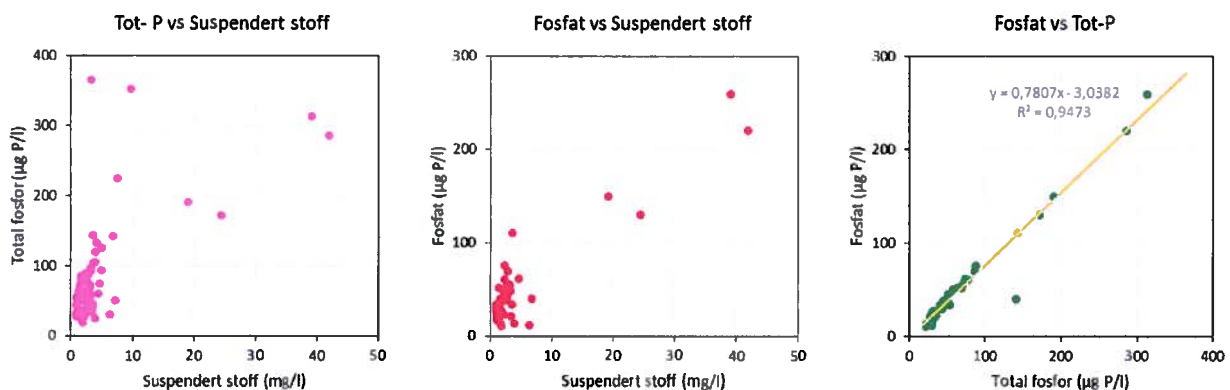
Figur 4. Fosfor og nitrogen i Varhaugselvene i 2014.



Figur 5. Antatt nedbør, samt vannføring i nærliggende vassdrag (Håelva v/ Haugland).

I motsetning til nitrogen regnes fosfor å være relativt sterkt knyttet til partikler, og særlig i de mer leirpåvirkede vassdragene på Østlandet ser en ofte en klar sammenheng mellom fosforinnhold og partikkelinnhold i vannet. Men det må påpekes at suspendert stoff i størrelsesorden 20-40 mg/l slik som funnet i prøvene fra Varhaugselvene i slutten av oktober er relativt lavt i denne sammenheng. Selv om det var forhøyet fosforinnhold i disse prøvene, var det lite samvariasjon mellom fosforinnhold og suspendert stoff i prøvene totalt sett (figur 6). Og faktisk var det like sterk sammenheng mellom suspendert stoff og fosfat, som i hovedsak er løst, noe som viser at fosforøkningen i disse prøvene ikke kan knyttes til økt partikkelinnhold men heller til økt nedbør og utvasking.

Mellom total fosfor og fosfat var det derimot en meget sterk sammenheng (figur 6), og fosfat utgjorde jevnt over i størrelsesorden 70-80 % av totalfosforet i hele prøvematerialet. En lignende sammenheng ser en for øvrig i Skas-Heigre kanalen i Figgjovassdraget, hvor disse parameterne inngår i prøveprogrammet. En såpass høy andel fosfat i vannet indikerer også at andelen algetilgjengelig fosfor er betydelig.

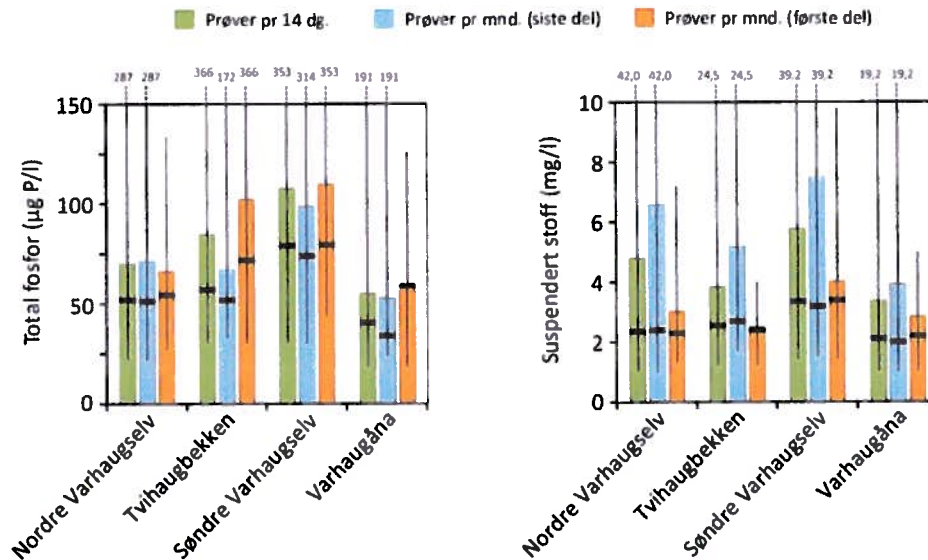


Figur 6. Samvariasjon mellom suspendert stoff, total fosfor og fosfat i Varhaugselvene i 2014.

I april 2014 ble prøvetakingen i Varhaugselvene utvidet til å omfatte 14-daglige prøver av total fosfor og suspendert stoff. Nøyaktigheten av beregnede størrelser som middelerverdi og medianverdi vil avhenge av spredningen i enkeltverdiene og tilfeller av sterkt avvikende enkeltverdier, men generelt vil et større datagrunnlag øke nøyaktigheten i beregningene og dermed øke sikkerheten i vurderinger som baseres på disse.

En synliggjøring av forskjellene mellom å benytte 14-daglige og månedlige resultater for prøvene fra Varhaugselvene i 2014 er vist i figur 7. Her vises gjennomsnittsverdier og medianverdier (samt min og max) for 14-daglige prøver (grønne stolper), månedlige prøver basert på siste prøve i hver mnd (blå stolper), og månedlige prøver basert på første prøve i hver mnd (oransje stolper). Det fremgår at resultatene for fosfor ved utløpet av Varhaugselvene ikke varierte vesentlig ved disse ulike fremgangsmåtene, mens resultatene for oppstrøms stasjoner varierte mer (særlig i Tvihaugbekken). For suspender stoff oppnås betydelig forskjellige gjennomsnittsverdier med de ulike datasettene, som selvsagt påvirkes av om prøven med de forhøyede verdiene i slutten av oktober tas med eller ikke (se figur 4). Her illustreres også godt at medianverdier «filtrerer bort» slike sterkt avvikende enkeltverdier, og derfor er bedre egnet som måleparameter for representativt nivå enn hva gjennomsnittsverdier vil være.

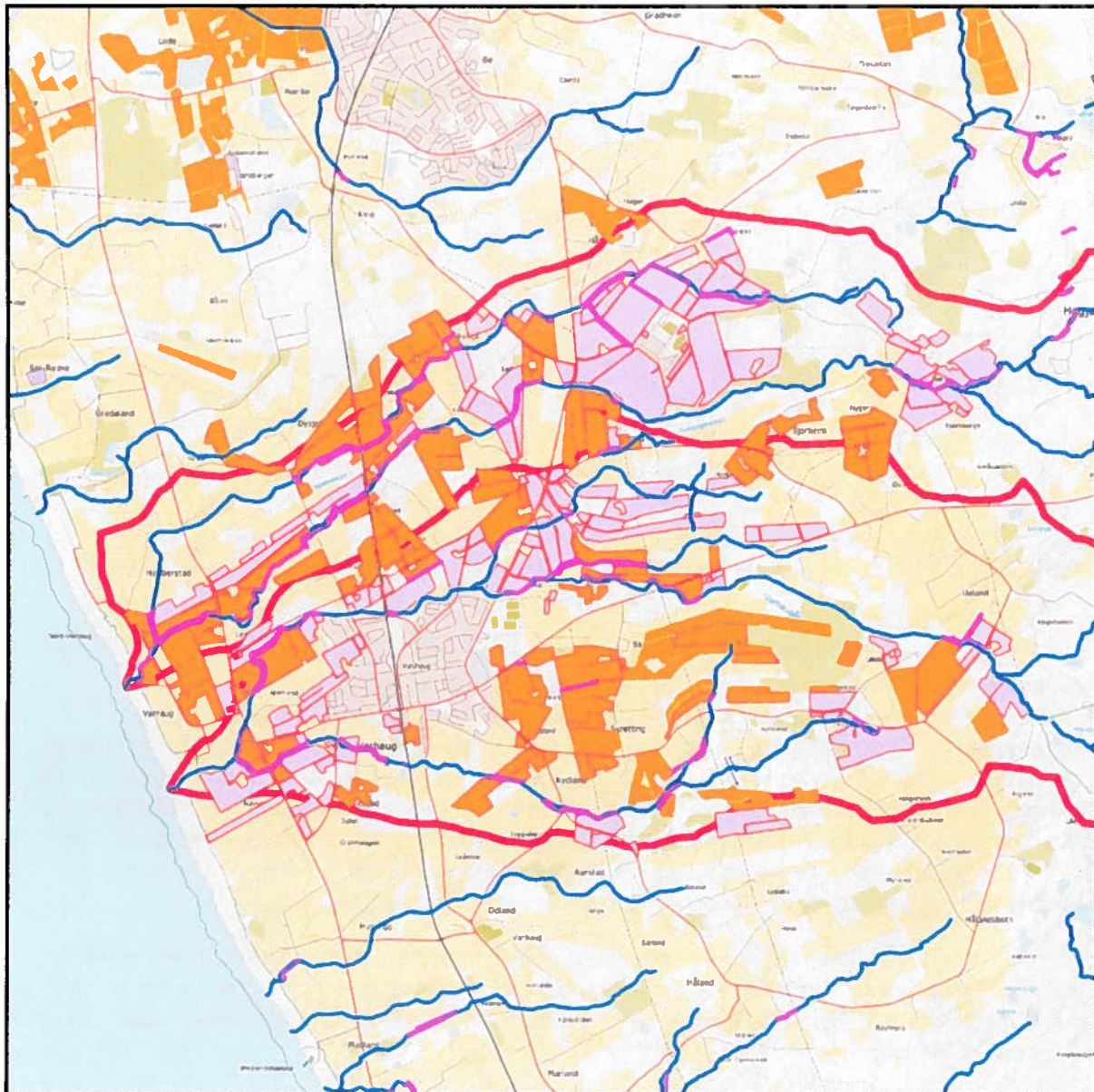
Statistiske tester av dataene viser at det ikke er signifikante forskjeller om en beregner middelerverdi fra samtlige (14-daglige) resultater eller om en benytter månedlige resultater. Det gjelder også for suspendert stoff, og selv om prøven med vesentlig forhøyet nivå tas med eller ikke i det «månedlige» datasettet. Dette illustrerer den betydelig usikkerheten som er knyttet til gjennomsnittsverdier for et begrenset antall stikkprøver fra jordbrukselver som dette, der stoffkonsentrasjonene varierer mye.



Figur 7. Resultater basert på 14-daglige prøver sammenlignet med månedlige prøver. [viser min – max, gjennomsnitt (stolpe) og medianverdi (tverrstrek).]

Å øke prøvfrekvensen fra månedlige til 14-daglige prøver vil som nevnt styrke utsagnskraften til resultatene, men det vil fortsatt være betydelig usikkerhet knyttet til verdier som antas å være representative for en prøvelokalitet. Dette må en ha i minne når en f.eks. vurderer tilstand eller effekter av gjennomførte tiltak. For Varhaugselvene er datagrunnlaget foreløpig for lite til å kunne vurdere hvilke effekter tiltaket med miljøavtaler har i de ulike vassdragsdelene (se kart vist i figur 8), men ved utløpet av elvene finnes måleserier som strekker seg tilbake i tid og som dermed kan brukes i vurderingene. Som vist i hovedrapporten kan resultatene indikere en viss nedgang i fosforverdiene i Nordre Varhaugselv, mens de i Søndre Varhaugselv var lignende de en har funnet der de siste årene.

For videre vurdering av tiltakseffekter bør en antakelig legge opp til å gjøre tilførselsberegninger for de aktuelle vassdragsdelene, og ha dette som utgangspunkt for vurdering av eventuelle endringer over tid. Dette vil imidlertid være mer omfattende og kreve tid til databearbeiding og rapportering ut over det som var lagt opp til for denne rapporten.



Tiltak i Regionalt miljøprogram 2014

-  vegetasjonssoner2014
-  randsoner2014
-  fangdammar vedt 2014
-  Miljøvenleg spreling 2014
-  fangvekstar2014
-  Miljøavtale 2014
-  Varhaugsana N og S

Kartgrunnlag © GEOVEKST
Tillatelsesnr: GV-L-11
Kjeldedata: RMP 2013, Produksjonstiltak 2011, SLF
Produksjonsdato: 25.09.2014

Fylkesmannen i Rogaland
Landbruksavdelinga

Figur 8. Miljøavtaler, fangdammer og randsoner i nedbørfeltene til Varhaugselvane (kart fra Fylkesmannens landbruksavdeling).

Vedlegg (analyseresultater)

Dato	Nordre Varhaugselv				Tvihaugbekken			
	Total fosfor (µg P/l)	Fosfat (µg P/l)	Total nitrogen (mg N/l)	Suspendert tørrstoff (mg/l)	Total fosfor (µg P/l)	Fosfat (µg P/l)	Total nitrogen (mg N/l)	Suspendert tørrstoff (mg/l)
22.01.2014	48		2,51					
18.02.2014	83		2,13					
26.03.2014	49		1,99					
07.04.2014	50			7,2	366			3,4
22.04.2014	52	45	1,81	2,4	41	33	0,45	3,6
07.05.2014	27			2,3	30			2,4
21.05.2014	22	10	1,21	1,9	45	38	0,56	2,7
11.06.2014	29			2,1	52			1,4
25.06.2014	23	13	1,46	1,7	50	40	1,26	1,7
09.07.2014	105			4,0	97			3,4
23.07.2014	31	16	1,02	1,2	74	61	0,54	4,7
13.08.2014	133			4,2	120			4,0
26.08.2014	87	69	2,13	3,0	78	60	1,08	2,4
10.09.2014	85			1,8	75			1,8
24.09.2014	54	33	1,75	1,0	52	36	0,81	1,8
08.10.2014	57			1,3	56			1,6
22.10.2014	287	220	2,41	42	172	130	1,31	25
05.11.2014	76			2,8	72			3,2
19.11.2014	70	55	2,20	3,2	58	48	0,91	3,4
02.12.2014	52			1,4	52			1,2
17.12.2014	51	41	2,13	2,8	33	27	0,95	1,8

Dato	Søndre Varhaugselv				Varhaugåna			
	Total fosfor (µg P/l)	Fosfat (µg P/l)	Total nitrogen (mg N/l)	Suspendert tørrstoff (mg/l)	Total fosfor (µg P/l)	Fosfat (µg P/l)	Total nitrogen (mg N/l)	Suspendert tørrstoff (mg/l)
22.01.2014	49		2,84					
18.02.2014	113		2,44					
26.03.2014	79		2,40					
07.04.2014	353			9,8	93			5,0
22.04.2014	58	50	2,12	3,2	29	23	1,08	2,3
07.05.2014	44			3,6	18			2,0
21.05.2014	30	11	1,68	6,4	24	13	1,79	4,0
11.06.2014	59			3,3	38			2,8
25.06.2014	36	22	1,68	1,9	34	21	1,76	3,5
09.07.2014	104			3,8	60			4,6
23.07.2014	142	40	2,68	6,8	44	30	1,45	1,1
13.08.2014	225			7,4	126			5,0
26.08.2014	88	75	2,40	2,4	51	39	1,40	2,0
10.09.2014	80			1,7	61			1,7
24.09.2014	69	51	2,05	1,5	43	29	1,22	1,0
08.10.2014	57			1,9	32			1,3
22.10.2014	314	260	2,97	39	191	150	2,07	19
05.11.2014	92			3,4	59			2,2
19.11.2014	143	110	2,89	3,6	28	21	1,46	1,2
02.12.2014	64			1,4	28			1,0
17.12.2014	63	51	2,60	2,5	31	26	1,60	1,0

