

Biologisk overvåking i Vannområde Leira-Nitelva 2014



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

| | | |
|---|---------------------------------------|---------------------|
| Tittel Biologisk overvåking i Vannområde Leira-Nitelva 2014 Rapportens tekstinhold er noen steder forbedret av hensyn til leservennlighet. Ingen av resultatene er endret. | Løpenr. (for bestilling) 6816-2015 | Dato 06.05.2015 |
| | Prosjektnr. Undernr. 14314 | Sider 33 |
| Forfatter(e) Jonas Persson Therese Fosholt Moe Hanne Edvardsen Nikolai Friberg | Fagområde Ferskvannsbiologi | Distribusjon Fri |
| | Geografisk område Akershus | Trykket NIVA |

| | |
|--|---|
| Oppdragsgiver(e) Vannområde Leira-Nitelva | Oppdragsreferanse Eli Marie Fuglestein |
|--|---|

Sammenheng

Som en del av overvåkingen av vassdragene Nitelva og Leira med tilløpsbekker kartla NIVA i 2014 effekter av forsuring og eutrofiering/organisk belastning på vannlevende organismer på 24 utvalgte lokaliteter. Økologisk tilstand ble beregnet i henhold til vannforskriften ved hjelp av de biologiske kvalitetselementene begroingsalger (PIT/AIP), heterotrof begroing (HBI), vannplanter (TIC) og bunndyr (ASPT/Raddum2).

Undersøkelsene viser at 2 av 7 stasjoner i Nitelva og 1 av 17 stasjoner i Leira når målet om god eller svært god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (Tabell 10). Det er de øvre delene av vassdragene som oppnår best økologisk tilstand, til tross for at det her vises noen effekter av forsuring på begroingsalgene. I de nedre deler av Leira- og Nitelva-vassdragene ser vi ingen effekter av forsuring, men markert påvirkning av eutrofiering /organisk belastning.

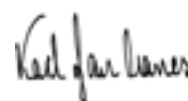
Sammenliknet med årene 2008-2010 ses ingen endringer i forsuringstatus for verken Leira eller Nitelva. Det er heller ingen store endringer i eutrofigrad for stasjonene i Nitelva, men enkelte stasjoner i Leira med tilløpsbekker har fått dårligere tilstand med årene (Tabell 8).

Basert på resultatene fra undersøkelsene i 2014 er det tydelig at renseparken der Måsabekken renner ut i Nordbytjern ikke har klart å skape gunstige forhold for et fullverdig bunndyrsamfunn nedstrøms renseparken.

| | |
|---------------------|-----------------------|
| Fire norske emneord | Fire engelske emneord |
| 1. Begroingsalger | 1. Benthic algae |
| 2. Bunndyr | 2. Macroinvertebrates |
| 3. Makrofytter | 3. Macrophytes |
| 4. Overvåking | 4. Monitoring |



Nikolai Friberg
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

**Biologisk overvåking i
Vannområde Leira-Nitelva 2014**

Forord

I Vannområde Leira-Nitelva har vannkvaliteten vært overvåket i mange år, især for kjemiske, men også for biologiske kvalitetselementer. Sistnevnte ble sist gang foretatt i 2010 av NIVA ved hjelp av begroingsalger, vannplanter og bunndyr. Ettersom biologiske parametere i henhold til vannforskriften skal overvåkes hvert tredje år fikk NIVA, etter en tilbudsutlysning i juni 2014, i oppdrag å overvåke de biologiske kvalitetselementene begroingsalger, vannplanter og bunndyr i Vannområde Leira-Nitelva i 2014.

Therese Fosholt Moe (begrøingsalger), Hanne Edvardsen (vannplanter) og Jonas Persson (bunndyr) har stått for innhentning, bearbeiding, vurdering og rapportering av alle resultater.

Takk til Nina Værøy fra Ullensaker Kommune for hyggelig selskap og god assistanse under feltarbeidet. Takk også til Terje Wivestad fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus for kalkingsdata.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeide.

Oslo, 06. mai 2015



Nikolai Friberg

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 5 |
| Summary | 6 |
| 1. Innledning og stasjonsinformasjon | 7 |
| 2. Begroingsalger og heterotrof begroing | 9 |
| 2.1 Materialer og metode | 9 |
| 2.2 Resultat og diskusjon | 10 |
| 2.2.1 Artsdiversitet | 10 |
| 2.2.2 Økologisk tilstand | 11 |
| 2.3 Samlet vurdering begroingsalger | 14 |
| 3. Vannvegetasjon | 16 |
| 3.1 Materialer og metode | 16 |
| 3.2 Resultat og diskusjon | 17 |
| 3.3 Samlet vurdering vannvegetasjon | 18 |
| 4. Bunndyr | 19 |
| 4.1 Materialer og metode | 19 |
| 4.2 Resultat og diskusjon | 20 |
| 4.2.1 Eutrofi,organisk belastning, og generell degradering | 21 |
| 4.2.2 Forsuringsindeks | 24 |
| 4.3 Samlet vurdering bunndyr | 25 |
| 5. Samlet vurdering av økologisk tilstand | 26 |
| 6. Referanser | 28 |
| 7. Vedlegg | 29 |

Sammendrag

Som en del av overvåkingen av vassdragene Nitelva og Leira med tilløpsbekker kartla NIVA i 2014 effekter av forsurening og eutrofiering/organisk belastning på vannlevende organismer på 24 utvalgte lokaliteter. Økologisk tilstand ble beregnet i henhold til vannforskriften ved hjelp av de biologiske kvalitetselementene begroingsalger (PIT/AIP), heterotrof begroing (HBI), vannplanter (TIC) og bunndyr (ASPT/Raddum2).

Undersøkelsene viser at 2 av 7 stasjoner i Nitelva og 1 av 17 stasjoner i Leira når målet om god eller svært god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (Tabell 10). Det er de øvre delene av vassdragene som oppnår best økologisk tilstand, til tross for at det her vises noen effekter av forsurening på begroingsalgene. I de nedre deler av Leira- og Nitelva-vassdragene ser vi ingen effekter av forsurening, men markert påvirkning av eutrofiering/organisk belastning.

Sammenliknet med årene 2008-2010 ses ingen endringer i forsureningsstatus for verken Leira eller Nitelva. Det er heller ingen store endringer i eutrofigrad for stasjonene i Nitelva, men enkelte stasjoner i Leira med tilløpsbekker har fått dårligere tilstand med årene (Tabell 8).

Basert på resultatene fra undersøkelsene i 2014 er det tydelig at renseparken der Måsabekken renner ut i Nordbytjern ikke har klart å skape gunstige forhold for et fullverdig bunndyrsamfunn nedstrøms renseparken.

Summary

Title: Biological monitoring of the water district Leira-Nitelva 2014

Year: 2015

Authors: Jonas Persson, Therese Fosholt Moe and Hanne Edvardsen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6551-4

As a part of the monitoring of the Nitelva and Leira catchments, NIVA mapped the effects of acidification and eutrophication/organic load on aquatic organisms at 24 selected locations in 2014. The ecological status of each location was identified according to the Water Framework Directive, by use of the biological quality elements benthic algae (PIT/AIP), heterotrophic growth (HBI), macrophytes (IIc) and macroinvertebrates (ASPT/Raddum2).

This survey shows that 2 of the 7 locations in Nitelva and 1 in 17 locations in Leira reached the goal of good or high ecological status according to the Water Framework Directive (Table 10). The upper reaches of the two rivers achieve the highest ecological status, despite some effects of acidification on the benthic algae. There are no effects of acidification in the lower parts of the rivers Leira and Nitelva, but these regions are heavily impacted by eutrophication/organic load.

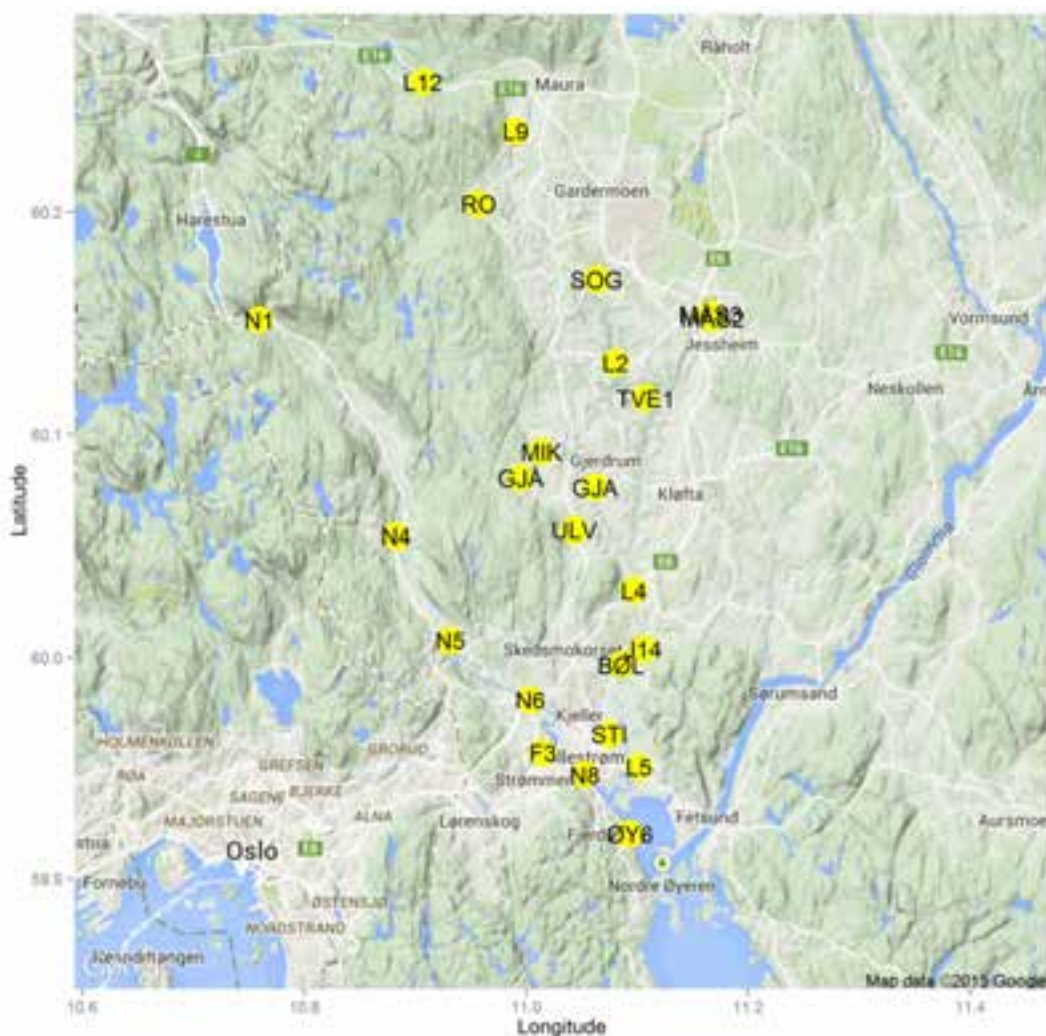
Compared to the years 2008-2010, there are no major changes in the effects of acidification in either Leira or Nitelva. The same is true for the effects of eutrophication in Nitelva, but the ecological status has decreased for some of the locations in Leira and its inlet streams the past few years (Table 8).

Based on the results of the 2014 survey, it is apparent that the retention pond in Måsabekken is not currently able to sustain a viable benthic invertebrate fauna downstream.

1. Innledning og stasjonsinformasjon

Som en del av overvåkingen av vassdragene Nitelva og Leira med sidebekker ble NIVA bedt om å kartlegge økologisk tilstand ved de biologiske kvalitetselementene begroingsalger, vannplanter og bunndyr ved utvalgte lokaliteter (Figur 1, Tabell 1). Mer utfyllende informasjon om området og hver lokalitet finnes i Lindholm m fl. (2011).

Prøvetaking av begroingsalger ble foretatt av Therese Fosholt Moe den 29-30. september. Vannplanter ble prøvetatt av Hanne Edvardsen 15. september 2014. Bunndyr ble prøvetatt av Jonas Persson 3. og 4. november samt 1. desember 2014. Oppholdet mellom de to siste prøvetakingsdagene skyldes for høy vannføring for prøvetaking på noen av stasjonene i denne perioden. Roar Brænden var ansvarlig for innlegging av data til Vannmiljø og intern lagring. Alle er ansatt ved NIVA. Nina Værøy fra Ullensaker kommune var feltassistent ved alle prøvetakingene.



Figur 1. Kart over prøvetakingslokalitetene. Produsert med ggmap (Kahle & Wickham 2013) i R (R Core Team 2014, versjon 3.1.1) på Google maps©.

Det er gjort noen endringer i lokalitetsnavn i henhold til utlysningsteksten: «L7 Kringlerdalen» og «MIK Mikkelsebekken» er nå kalt henholdsvis «L9 Kringlerdalen» og «MIK Mikkelsbekken» for å stemme overens med Vannmiljø. «TVE Tveia ved Haga» er kalt «TVE1 Tveia ved Haga» i NIVA-rapport 6121-2011 og «Haga Tveia T1» i Vannmiljø. Vi har valgt å fortsette med navnet fra NIVA-rapporten, altså

«TVE1 Tveia ved Haga». Stasjon «L11 Gjermåa ved Hekseberg» var ikke egnet til prøvetaking og ny stasjon ligger der riksvei 428 krysser Gjermåa. Denne stasjonen heter nå «GJA Gjermåa ved RV428».

Tabell 1. Koordinater (WGS84) for alle undersøkte lokaliteter i Leira og Nitelva 2014. Koordinatene for vannplanter er hentet fra Lindholm m. fl. (2011).

| | Prøvestasjon/lokalitet | Lengdegrad | Breddegrad | Begroing | Bunndyr | Vannplanter |
|---------|--|------------|------------|----------|---------|-------------|
| Nitelva | N1 Kongsvang | 10,759523 | 60,151404 | x | x | |
| | N4 Mølledammen | 10,882865 | 60,054435 | x | x | |
| | N5 Slattum | 10,931367 | 60,007745 | x | x | |
| | N6 Kjellerholen | 59,980847 | 11,003522 | | | x |
| | F3 Sagelva | 11,015084 | 59,957035 | x | x | |
| | N8 Rud | 59,946999 | 11,052795 | | | x |
| | ØY6 Svellet | 59,920258 | 11,093401 | | | x |
| Leira | L12 Skrevemyra | 10,907017 | 60,258200 | x | x | |
| | L9 Kringlerdalen | 10,990383 | 60,236200 | x | x | |
| | RO Rotua | 10,956983 | 60,203517 | x | x | |
| | SOG Songa | 11,063627 | 60,169560 | | x | |
| | L2 Leira ved Krokfoss | 11,080495 | 60,132094 | x | x | |
| | MÅS2 Måsabekken | 11,167617 | 60,152033 | x | x | |
| | MÅS3 Måsabekken, nedstrøms renseparken | 11,166233 | 60,154067 | x | x | |
| | TVE1 Tveia ved Haga | 11,107575 | 60,116194 | | x | |
| | GJA Gjermåa | 10,995033 | 60,080317 | x | x | |
| | MIK Mikkelsbekken | 11,013667 | 60,092117 | x | x | |
| | ULV Ulvedalsbekken | 11,043150 | 60,057067 | x | x | |
| | GJA Gjermåa ved RV428 | 11,061916 | 60,076160 | x | x | |
| | L4 Frogner bru | 11,096869 | 60,030179 | x | x | |
| | BØL Bølerbekken | 11,085481 | 59,996653 | | x | |
| | STI Stilla | 59,965330 | 11,074765 | | | x |
| | J14 Jeksla ved Haugli | 11,105198 | 60,003771 | | x | |
| | L5 Borgen bru | 11,101225 | 59,950516 | x | x | |

Vannlevende organismer er gjennom en lang utviklingshistorie tilpasset miljøene de i dag lever i, og fysiske-kjemiske endringer på en lokalitet kan spores i artssammensetningen. På denne måten gir undersøkelser av de ulike organismegruppernes artssamfunn på en lokalitet oss viktig informasjon om vassdragets helsetilstand. Følsomme arter og slekter tåler ikke store endringer i miljøet før det gir seg utslag i deres tilstedeværelse på en lokalitet. Disse organismene anses å være indikatorer (varslerer) fordi de ville bli eliminert eller tvunget til å «flytte» hvis de blir utsatt for ugunstige forhold utover deres ofte smale toleransegrense. Av denne grunn bruker vi i dag stadig oftere biologiske indikatorer i vassdragsovervåkning ved å sammenligne det vi forventer å finne i et ideelt, sunt, økosystem (referansetilstand, en antatt «naturtilstand») med eventuelt fravær av arter/taksa eller reduserte antall av organismer i potensielt påvirkede områder. Denne informasjonen gir oss varseltegn og nyttig informasjon om miljøtilstanden i vannressursene våre.

Bruken av biologiske variabler til å undersøke miljøtilstander kalles biologisk vurdering. I motsetning til følsomme organismer tilpasser tolerante arter seg lettere endringer i vann- eller habitatkvalitet, og antallet av organismer med en stor toleranse for den aktuelle påvirkningen kan noen ganger øke dramatisk mens de mer følsomme forsvinner. Biologisk vurdering er basert på tilstedeværelse eller fravær av forventede taksa, andelen følsomme eller tolerante organismer, arts mangfold og individantall.

For å beregne økologisk tilstand med tanke på forurening og eutrofiering/organisk belastning er det gunstig å benytte flere ulike biologiske kvalitetselementer (her begroingsalger, vannplanter og bunndyr). Ikke alle kvalitetselementer er egnet på alle elvetyper/-strekninger, for eksempel benyttes vannplanter i de mer stillestående partiene mens vurderingssystemer for bunndyr og begroingsalger er best utviklet for strykpartier. Der det er benyttet flere biologiske kvalitetselementer på samme stasjon sier klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen, 2013) at man skal følge «verste-styrer-prinsippet», det vil si at det kvalitetselementet som viser dårligst tilstand er bestemmende for miljøtilstanden på lokaliteten.

2. Begroingsalger og heterotrof begroing

Begroingsalger er en gruppe bentiske primærprodusenter, det vil si fastsittende organismer som driver fotosyntese, som er svært sensitive for eutrofiering og forsurening. At de er fastsittende innebærer at de ikke kan forflytte seg for å unngå eventuelle (periodiske) forurensinger. Dermed reagerer de på selv korte forurensingsepisoder som ellers lett ville blitt oversett ved kjemiske målinger. Av den grunn blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter og i forbindelse med tilstandsklassifisering i henhold til Vannforskriften.

Heterotrof begroing inkluderer sopp og bakterier som bruker lett nedbrytbart organisk materiale som energikilde. Heterotrof begroing vokser på elvebunnen eller som epifytter på alger og vannplanter. Ved utslipp av organisk materiale fra industri, avrenning fra gjødselkjellere eller ved kloakklekkasjer, kan de vokse raskt og oppnå høy dekningsgrad på kort tid. Bakterier og sopp er altså svært sensitive overfor lett nedbrytbart organisk materiale. At de er stasjonære og reagerer raskt på miljøendringer gjør at heterotrof begroing er en god indikator for å dokumentere organisk belastning (Direktoratsgruppen, 2013).

Prøvetaking ble utført 29.-30. september 2014 og begroingsalger og heterotrof begroing ble samlet inn ved 16 lokaliteter i Vannområde Leira-Nitelva (Tabell 1).

2.1 Materialer og metode

Prøvetaking foregår ved bruk av vannkikkert (hvis mulig/nødvendig) og dekker en strekning på ca 10 meter pr lokalitet. Der forholdene tillater det vurderes alle begroingsformasjoner i hele elvas bredde. I praksis er det likevel ofte bare bunnarealet nær bredden som er tilgjengelig. Begroingsalger og heterotrof begroing vokser ofte i synlige, men ulike formasjoner. De kan ha form av brune dusker/tråder (ofte heterotrof begroing), et geléaktig brunt belegg (ofte kiselalger), grønne tråder (oftest grønnalger), eller mørke dusker som kan bestå av rød- eller blågrønnalger. I felt innsamles disse begroingsformasjonene hver for seg, og forekomst av hver formasjon estimeres som prosent dekning (<1-100 % dekningsgrad). Mikroskopiske alger samles inn ved at det børstes et område à 8 x 8 cm på overflaten av hver av 10 steiner (à 10-20 cm i diameter). Det avbørstede materialet blandes i 1 liter vann og en delprøve av denne konserveres i formaldehyd. Jmfør den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger blir alle algene senere undersøkt i mikroskop. Tettheten av arter som kun blir observert mikroskopisk estimeres så som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i tråd med den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (EN 15708:2009).

Basert på funnene over rapporteres arts mangfold og økologisk tilstand for hver lokalitet. Sistnevnte rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturtilstand») mht. effekter av eutrofiering, forsurening og organisk belastning. NIVA har utviklet sensitive og effektive metoder for å overvåke eutrofiering, forsurening og organisk belastning ved hjelp av begroingsalger og heterotrof begroing; indeksene PIT (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011), AIP (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009) og HBI (Heterotrof begroingsindeks; Direktoratsgruppa, 2013). Sistnevnte fanger opp effekter av organisk belastning.

PIT, AIP og HBI benyttes i dag som gjeldende standard for tilstandsklassifisering ved hjelp av henholdsvis begroingsalger og heterotrof begroing jmfør den reviderte klassifiseringsveilederen «Klassifisering av miljøtilstand i vann 02:2013» (Direktoratsgruppen, 2013) samt overvåkingsveilederen «Overvåking av miljøtilstand i vann 02:2009» (Direktoratsgruppen, 2010). Indeksene er basert på indikatorverdier for bentiske alger (ekskludert kiselalger) og heterotrofe begroingsorganismer (sopp og bakterier, f.eks. «dammehaler»). Bestemmelsen av tilstandsklasse for PIT og AIP avhenger av elvetype og krever Ca- og TOC-verdier for den gitte vannforekomsten (Schneider 2011; Direktoratsgruppen 2013). Stasjonene L12, GJA, GJÅ, RO, ULV og MIK er påvirket av kalking, men ved å sammenlikne våre målte verdier med vanntype beregnet fra Vann-nett er det ingen av disse stasjonene som endrer Ca-klasse. Beregnet PIT og AIP kan sammenliknes med nasjonale referanseverdier og forholdet mellom beregnet PIT og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). EQR kan videre regnes om til normaliserte

EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenlikning med andre indekser og andre europeiske land. PITT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP og HBI er det fortsatt ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for disse indeksene er pr i dag ikke bindende og kan endres ved en senere interkalibrering.

PIT beregnes basert på forekomsten av 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 – 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold).

AIP beregnes basert på forekomst av 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra pH 5.13-7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster.

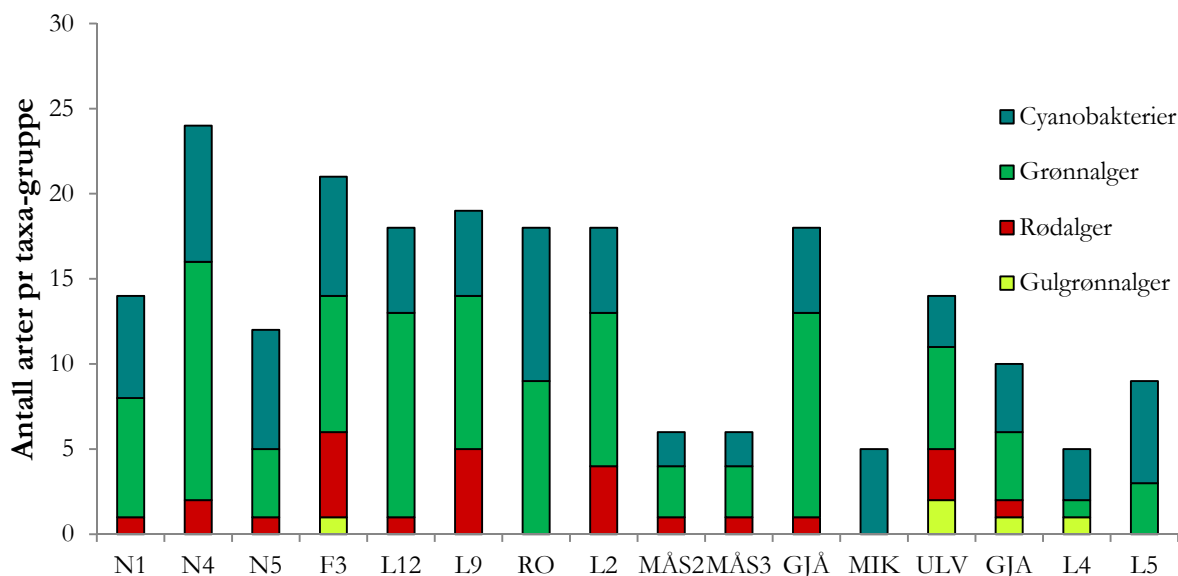
Prøvetaking, artsbestemmelse av begroingsalger og rapportering av resultater er utført av Therese Fosholt Moe, med innspill fra Susanne Schneider og Maia Røst Kile.

2.2 Resultat og diskusjon

Foruten eutrofiering, forsurening, organisk belastning og andre miljøpåvirkninger påvirkes begroingsalger og heterotrof begroing også av blant annet substrat, lystilgang og strømhastighet. Antall arter og hvilke arter som blir observert på en enkeltlokalitet vil derfor naturlig variere noe både gjennom året og fra år til år.

2.2.1 Artsdiversitet

Det biologiske mangfoldet, målt som antall taksa av cyanobakterier, grønnalger, rødalger, gulgrønnalger og utvalgte kiselalger og nedbrytere, varierte mellom de ulike lokalitetene; fra 26 taksa på stasjon N4 til fem taksa på MIK (Fig. 2). Det ble observert totalt 37 taksa cyanobakterier, 41 taksa grønnalger, 10 taksa rødalger og to taksa gulgrønnalger (Vedlegg 1).



Figur 2. Antall taksa observert for hver av lokalitetene i VO Leira-Nitelva september 2014, fordelt på ulike taksa-grupper.

Cyanobakterier ble observert på alle stasjoner og slekten *Phormidium* var mest utbredt (observert på 14 av 16 stasjoner). Grønnalger ble observert på alle stasjoner unntatt MIK, og det var slektene *Oedogonium* (trådformet) og *Cosmarium* (encellet) som var mest utbredt (11 av 16 stasjoner). Rødalger ble observert på totalt 12 stasjoner, hvorav slekten *Batrachospermum* ble observert på åtte av disse. På stasjon N4 ble det observert eksemplarer av rødalgeslekten *Compsopogon*, en slekt som er relativt nyopplaget i Norge. Gulgrønnalger av slekten *Vaucheria* ble observert på stasjonene F3, ULV, GJA og L4, mens *Tribonema*-slekten kun var representert på ULV. Nedbryteren *Sphaerotilus natans* (bakterien «lammehaler») ble observert på stasjonene F3, L2, ULV og L4 (alle steder kun mikroskopiske forekomster). Komplette artsliste over alle prøvetatte lokaliteter er samlet i vedlegg 1.

Total dekningsgrad av begroingsalger (inkludert alle kiselalger og heterotrof begroing) varierte fra <1 % på stasjonene GJA og L5 til 95 % på stasjon L12 (Tabell 2). Det er generelt mer begroingsalger på lokaliteter med fast substrat (stein/berggrunn), mens det er mer vanskelig for begroingsalgene å få feste på leirgrunn. Artssammensetningen på stasjoner med høy dekningsgrad varierer også: På stasjonen GJÅ er det 75 % dekningsgrad, kun bestående av grønnalgeslekten *Bulbochaete*. På stasjon L12 (95 % dekning), derimot, består de makroskopisk synlige algene av en blanding av cyanobakterier, grønnalger og kiselalger. Dekningsgraden av begroingsalger har altså ingen direkte sammenheng med verken artsdiversitet eller økologisk tilstand.

Tabell 2. Dekningsgrad (i %) av begroingsalger på ulike stasjoner i VO Leira-Nitelva september 2014.

| N1 | N4 | N5 | F3 | L12 | L9 | RO | L2 | MÅS2 | MÅS3 | GJÅ | MIK | ULV | GJA | L4 | L5 |
|----|----|----|----|-----|----|----|----|------|------|-----|-----|-----|-----|----|----|
| 88 | 11 | 49 | 12 | 95 | 19 | 15 | 48 | 1 | 92 | 75 | 10 | 25 | <1 | 13 | <1 |

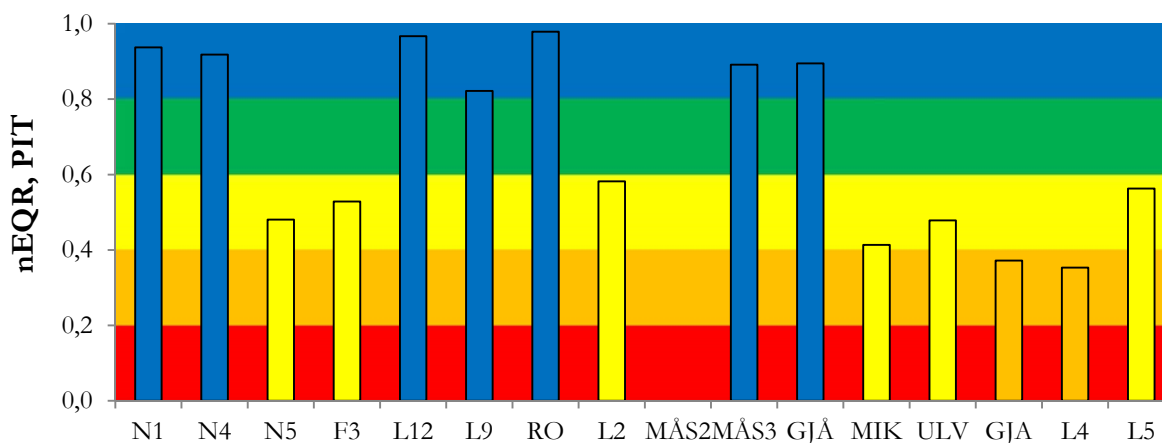
2.2.2 Økologisk tilstand

Organisk belastningsindeks HBI:

Heterotrof begroing ble kun observert på fire av stasjonene, F3 i Nitelva-vassdraget og L2, L4 og ULV i Leira-vassdraget. Her ble det observert noe bakterievekst i form av mikroskopiske (<1 % dekningsgrad) mengder lammehaler (*Sphaerotilus natans*). Dette indikerer noe organisk belastning og plasserer disse stasjonene i god økologisk tilstand med utgangspunkt i HBI. De resterende lokalitetene i denne undersøkelsen havner i svært god økologisk tilstand med utgangspunkt i HBI.

Eutrofieringsindeks PIT:

Alle lokalitetene, med unntak av MÅS2, hadde nok indikatorarter for beregning av eutrofiindeksen PIT (Tabell 3, Fig. 3).



Figur 3. Normalisert EQR (nEQR) for eutrofiindeksen PIT for hver av lokalitetene i VO Leira-Nitelva september 2014. Verdiene/fargene angir økologisk tilstand jamfør Vannforskriften (blå = svært god; grønn = god; gul = moderat; oransje = dårlig; rød = svært dårlig). Manglende søyler indikerer stasjoner der det ble observert for få indikatorarter til utregning av PIT.

De øvre delene av Leira- og Nitelva-vassdraget er skogkledte områder over marin grense, og som forventet er det best økologisk tilstand med tanke på eutrofiering på de øverste stasjonene i begge vassdrag (Fig. 3) Etter hvert som vi beveger oss nedover i vassdragene kommer vi under marin grense og diverse påvirkninger fra blant annet landbruk og bosetning påvirker den økologiske kvaliteten til det verre. I Nitelva er de to øverste stasjonene (N1 og N4) i svært god økologisk tilstand med tanke på eutrofiering, mens stasjonene N5 og F3 er i moderat tilstand og når dermed ikke miljømålet satt i vannforskriften (god eller svært god økologisk tilstand).

Også i Leira er de to øverste stasjonene (L12 og L9) i svært god økologisk tilstand med tanke på eutrofiering. Ingen av de andre stasjonene i hovedløpet til Leira (L2, L4 og L5) nådde miljømålet om god eller svært god økologisk tilstand: L2 og L5 var i moderat tilstand mens L4 var i dårlig tilstand. Stasjon L2 har meget gunstige forhold for begroingsalger, med fast berggrunn, ulike strømhastigheter og godt med lys. Her var det høy dekningsgrad av begroingsalger, særlig i de mer hurtigstrømmende områdene, med dominans av den eutrofitolerante grønnalgen *Microspora abbreviata*. Stasjon L5 ligger ved brua der Riksvei 22 krysser Leira. Denne veien var under utbygging på prøvetakingstidspunktet og det bygges blant annet ny bru over Leira. I den forbindelse var det nylig lagt ut mye stein i området. Denne hadde ikke stabilisert seg ennå og begroingsalgene hadde ikke hatt nok tid til å etablere seg der. Det er dog stein av god størrelse for begroingsalger, så på sikt kan dette bli en god prøvetaksstasjon. Men en konsekvens av anleggsarbeidet var at det i 2014 ikke var mulig å komme til der prøvetakingen er blitt gjort tidligere, og det var generelt mye forstyrrelser i substratet i hele området. Det var derfor ikke mulig å få til en fullstendig undersøkelse i henhold til veilederen på denne stasjonen i 2014, men det ble allikevel funnet nok begroingsalger til en god tilstandsklassifisering, og det var tydelig færre eutrofitolerante arter her enn på stasjonen oppstrøms (L4). Stasjon L4 ligger under brua der E6 krysser Leira. Stasjonen er preget av en del store stein dekket av leire og her ble det observert flere typisk eutrofe arter, for eksempel cyanobakterien *Oscillatoria limosa* og gulgrønnalgen *Vaucheria*. Også bakterien *Sphaerotilus natans* ble observert her, et tegn på organisk belastning.

Tabell 3. Tilstandsklassifisering og bakgrunnsdata for begroingsalgeindeksen PIT for vannforekomster i VO Leira-Nitelva høsten 2014. NB! PIT-verdiene fra tidligere år (Lindholm m.fl., 2011) er beregnet basert på en tidligere versjon av PIT-indeksen, med andre klassegrenser og ikke interkalibrert, og kan derfor ikke direkte sammenliknes med årets resultater. Tomme celler markerer manglende data eller for få indikatorarter for sikker utregning av PIT.

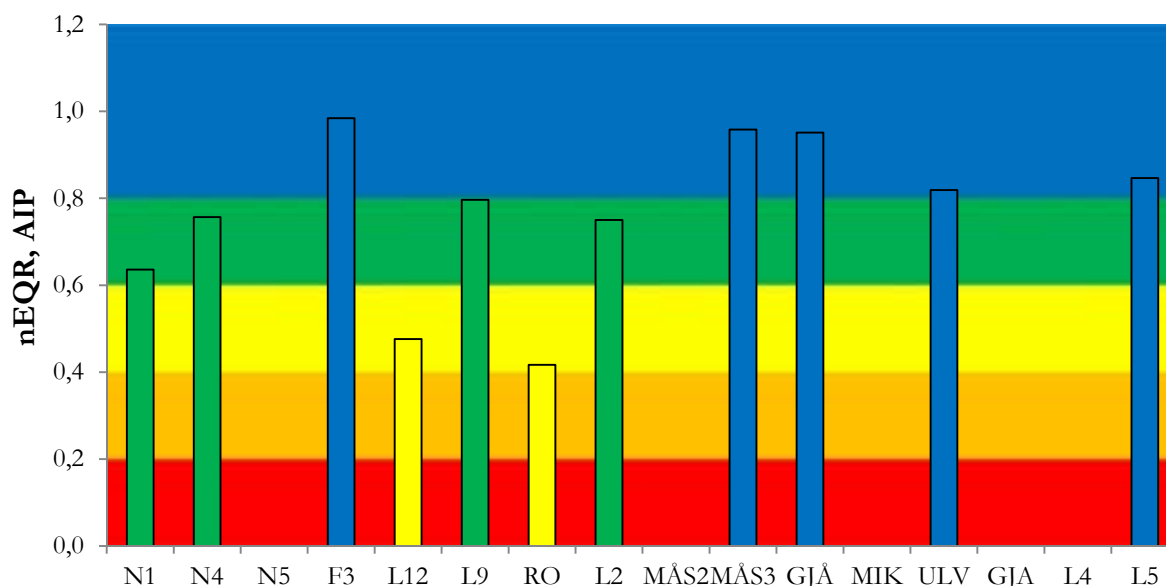
| Lokalitet | TOC | Ca | Ca-kl | Antall taksatotalt | PIT Antall indikatorarter | PIT | PIT EQR | PIT nEQR | Gammel PIT Tilstandsklasse 2008 | Gammel PIT Tilstandsklasse 2009 | Gammel PIT Tilstandsklasse 2010 | PIT Tilstandsklasse 2014 |
|-----------|-----|------|-------|--------------------|---------------------------|-------|---------|----------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------|
| N1 | 3 | 6,7 | 3 | 14 | 12 | 5,93 | 1,02 | 0,94 | Svært god | Svært god | Svært god | Svært god |
| N4 | 3 | 7,6 | 3 | 25 | 19 | 6,42 | 1,01 | 0,92 | Svært god | Svært god | Svært god | Svært god |
| N5 | 3,2 | 8,9 | 3 | 12 | 5 | 24,96 | 0,67 | 0,48 | Moderat | Svært god | - | Moderat |
| F3 | 4,7 | 10,6 | 3 | 23 | 13 | 21,37 | 0,73 | 0,53 | Moderat | Moderat | Moderat | Moderat |
| L12 | 3,7 | 1,8 | 2 | 19 | 14 | 5,16 | 1,03 | 0,97 | God | Svært god | Svært god | Svært god |
| L9 | 3,6 | 2,9 | 2 | 20 | 16 | 8,91 | 0,96 | 0,82 | Svært god | Svært god | Svært god | Svært god |
| RO | 3,6 | 2,2 | 2 | 19 | 16 | 4,86 | 1,04 | 0,98 | Svært god | Svært god | Svært god | Svært god |
| L2 | 3,4 | 16,1 | 3 | 19 | 14 | 17,36 | 0,81 | 0,58 | Svært god | Moderat | God | Moderat |
| MÅS2 | 4,2 | 47,5 | 3 | 6 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| MÅS3 | 4,5 | 46,2 | 3 | 6 | 3 | 7,12 | 1,00 | 0,89 | - | - | - | Svært god |
| GJÅ | 6,7 | 2,9 | 2 | 18 | 14 | 7,03 | 1,00 | 0,89 | Svært god | Svært god | Svært god | Svært god |
| MIK | 6,7 | 8,8 | 3 | 4 | 2 | 30,02 | 0,57 | 0,41 | Moderat | Moderat | - | Moderat |
| ULV | 7,2 | 28,3 | 3 | 15 | 12 | 25,12 | 0,66 | 0,48 | Dårlig | - | Moderat | Moderat |
| GJA | 7,4 | 6,9 | 3 | 10 | 7 | 33,12 | 0,51 | 0,37 | - | Dårlig | Dårlig | Dårlig |
| L4 | 4,1 | 18,4 | 3 | 6 | 3 | 34,51 | 0,49 | 0,35 | Moderat | - | Dårlig | Dårlig |
| L5 | 4,2 | 18,9 | 3 | 9 | 5 | 18,79 | 0,78 | 0,56 | Dårlig | - | Dårlig | Moderat |

Blant Leiras sideelver/-bekker viste MÅS3 og GJÅ svært god økologisk tilstand. MÅS 3 ligger nedstrøms en rensepark og har store steiner av god størrelse for begroingsalger. Her var det ikke mulig å dekke en 10 meter strekning slik klassifiseringsveilederen sier, det var veldig lite vann på prøvetakingstidspunktet og stasjonen består av store, avrundede steiner (rullestein) lagt pent utover. Dette er med andre ord ikke en naturlig lokalitet, men begroingsalgene trivdes allikevel godt: Stort sett hele stasjonen var dekket av rødalgen *Batrachospermum gelatinosum*. Oppstrøms renseparken ligger stasjonen MÅS2, og også denne stasjonen hadde lite vann på prøvetakingstidspunktet. Stasjonen dekker en svært kort strekning mellom to kulverter, og det ble ikke observert nok indikatorarter til sikker bestemmelse av PTT. Sideelvene MIK og ULV viste moderat økologisk tilstand, mens GJA var i dårlig tilstand.

I tidligere års undersøkelser i Leira-Nitelva (Lindholm m.fl. 2011) er det brukt en i dag foreldet versjon av PTT-indeksen. I dag benytter vi en interkalibrert versjon med andre klassegrenser, og årets resultater kan derfor ikke direkte sammenliknes med tidligere års PIT-verdier. Ved å se på tilstandsklassene kan vi dog allikevel si at situasjonen i dag ser ut til å være relativt lik situasjonen i 2008-2010 (Tabell 3): De fleste stasjoner har havnet i samme eller tilstøtende tilstandsklasse hvert år. Unntaket er stasjonene N5 i Nitelva og L2 i Leira, som begge har variert fra svært god til moderat tilstand. Stasjon L2 viste moderat tilstand i 2014, men på grensen til god slik som i 2010. Det er vanskelig å si hvorfor N5 havnet i svært god tilstand i 2009 og i moderat i 2008 og 2014, men stasjonen er i et svært stilleflytende skyggeparti under en stor veibro, så det er mulig at andre påvirkninger også spiller inn på denne stasjonen.

Forsuringsindeks AIP:

I Nitelva var det for få indikatorarter til bestemmelse av AIP på stasjon N5, mens de resterende stasjonene hadde de påkrevde tre eller flere artene (Tabell 4). Resultatene viste noe forsuring i de øvre deler av vassdraget (N1 og N4), og ingen forsuring på stasjon F3 lengst ned i vassdraget, men alle stasjonene når miljømålet for forsuring som satt i vannforskriften (god eller svært god økologisk tilstand; Figur 4).



Figur 4. Normalisert EQR (nEQR) for forsuringsindeksen AIP for hver av lokalitetene i VO Leira-Nitelva september 2014. Verdiene/fargene angir økologisk tilstand jamfør Vannforskriften (blå = svært god; grønn = god; gul = moderat; orange = dårlig; rød = svært dårlig). Manglende søyler indikerer stasjoner der det ble observert for få indikatorarter til utregning av AIP. Klassegrensene for AIP er foreløpig ikke interkalibrert med andre land og er derfor pr i dag ikke bindende.

I Leira-vassdraget var det for få indikatorarter i MÅS2, MIK, GJA og L4, mens trenden ellers var den samme som for Nitelva: noe forsuring i de øvre deler av vassdraget (L12, L9, L2 og RO) men ingen forsuring i de lavereliggende områdene (MÅS3, GJÅ, ULV og L5). I Leira-vassdraget var det kun stasjonene L12 og RO som havnet i moderat tilstand og dermed ikke når miljømålet for forsuring. Disse

stasjonene ligger i skogsområdene over marin grense, nedstrøms innsjøer og bekker som på grunn av forsurening kalkes eller har vært kalket de siste årene. Stasjonene L9 og L2 viste god økologisk tilstand med hensyn til forsurening, og med en nEQR på 0,796 (avrundet til 0,80 i tabell 4) ligger stasjon L9 akkurat på grensa mellom god og svært god økologisk tilstand. De resterende stasjonene (MÅS3, GJÅ, ULV og L5) var alle i svært god økologisk tilstand med hensyn til forsurening.

Det finnes data for forsurening fra 2008-2010 for seks av stasjonene som også ble undersøkt i 2014, men i tidligere års undersøkelser er det brukt en i dag foreldet versjon av AIP-indeksen (Lindholm m.fl. 2011). I dag benytter vi versjonen fra den oppdaterte veilederen (Direktoratsgruppen, 2013) og denne har andre klassegrenser enn tidligere år. Årets resultater kan derfor ikke direkte sammenliknes med tidligere års AIP-verdier. Ved å se på tilstandsklassifiseringene fra tidligere år kan vi dog si at situasjonen i dag ser ut til å være relativt lik situasjonen i 2008-2010: I Nitelva har begge stasjoner (N1 og N4) nådd miljøkravet om god eller svært god tilstand alle år. Det samme gjelder for stasjon L9 i Leira, mens GJÅ, etter å ha blitt klassifisert som moderat i 2008, de siste tre årene har vist svært god økologisk tilstand. De to stasjonene L12 og RO er begge i moderat tilstand i 2014, og L12 har ligget stabilt i moderat tilstand siden 2008 mens RO har svingt mellom moderat og god tilstand.

Tabell 4. Tilstandsklassifisering og bakgrunnsdata for begroingsalgeindeksen AIP for vannforekomster i VO Leira-Nitelva høsten 2014. NB! AIP-verdiene fra tidligere år (Lindholm m.fl., 2011) er beregnet basert på en tidligere versjon av AIP-indeksen (med andre klassegrenser) og kan derfor ikke direkte sammenliknes med årets resultater. Tomme celler markerer manglende data eller for få indikatorarter for sikker utregning av AIP.

| Lokalitet | Ca-kl | AIP Antall indikatorarter | AIP | AIP EQR | AIP nEQR | Gammel AIP Tilstands-klasse 2008 | Gammel AIP Tilstands-klasse 2009 | Gammel AIP Tilstands-klasse 2010 | AIP Tilstands-klasse 2014 |
|-----------|-------|---------------------------|------|---------|----------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------|
| N1 | 3 | 5 | 6,94 | 0,92 | 0,64 | God* | God | Svært god | God |
| N4 | 3 | 13 | 7,01 | 0,95 | 0,76 | Svært god | Svært god | Svært god | God |
| N5 | 3 | 2 | - | - | - | - | - | - | - |
| F3 | 3 | 5 | 7,18 | 1,04 | 0,98 | - | - | - | Svært god |
| L12 | 2 | 8 | 6,48 | 0,77 | 0,48 | Moderat | Moderat | Moderat | Moderat |
| L9 | 2 | 9 | 6,77 | 0,94 | 0,80 | Svært god | Svært god | Svært god | God |
| RO | 2 | 10 | 6,42 | 0,74 | 0,42 | Moderat | God | God | Moderat |
| L2 | 3 | 6 | 7,01 | 0,95 | 0,75 | - | - | - | God |
| MÅS2 | 3 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| MÅS3 | 3 | 3 | 7,16 | 1,03 | 0,96 | - | - | - | Svært god |
| GJÅ | 2 | 7 | 6,90 | 1,02 | 0,95 | Moderat | Svært god | Svært god | Svært god |
| MIK | 3 | 0 | - | - | - | - | - | - | - |
| ULV | 3 | 6 | 7,05 | 0,98 | 0,82 | - | - | - | Svært god |
| GJA | 3 | 2 | - | - | - | - | - | - | - |
| L4 | 3 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| L5 | 3 | 2 | 7,08 | 0,99 | 0,85 | - | - | - | Svært god |

*Basert på tabell vedlagt i NIVA-rapport 6121-2011 (Lindholm m.fl., 2011). I figur 2 i NIVA-rapport 5765-2009 (Lindholm m.fl., 2009) er denne lokaliteten beskrevet å være i moderat tilstand, men da det ikke finnes noe tabell med AIP-verdier i denne rapporten har vi valgt å benytte verdien som oppgitt i Lindholm m.fl. (2011).

2.3 Samlet vurdering begroingsalger

Både i Leira og Nitelva er tilstanden dårligst i de nedre delene av vassdragene med hensyn til eutrofiering (PIT). Dette stemmer godt overens med tidligere undersøkelser (Lindholm m.fl. 2011) og med det faktum at de nedre delene av vassdragene ligger i jordbruksområder under marin grense, der den viktigste påvirkningen på stasjonene er eutrofiering. De mikroskopiske funnene av heterotrof begroing på fire lokaliteter forteller om en viss organisk belastning på disse stasjonene (F3 i Nitelva-vassdraget og L2, L4 og ULV i Leira-vassdraget), men alle stasjoner havner i god økologisk tilstand basert på HBI og dette påvirker således ikke den samlede økologiske tilstanden for kvalitetselementet begroingsalger. For

forsuring (AIP) er tilstanden dårligst i de øvre delene av vassdragene. Dette stemmer også godt overens med tidligere undersøkelser (Lindholm m.fl. 2011) og skyldes at de øvre deler av vassdragene ligger over marin grense. Disse områdene av nedbørfeltet har bergarter som bufrer dårlig mot sur nedbør og organiske syrer og vil naturlig ha en surere vannkvalitet. De nedre delene ligger derimot under marin grense, og her har jordsmonnet så høy konsentrasjon av basekationer slik at det foregår en naturlig nøytralisering av nedbøren. I slike områder får vi derfor ikke effekter av forsuringer på biologien i vassdraget.

3. Vannvegetasjon

3.1 Materialer og metode

Vannvegetasjonen ble undersøkt på to lokaliteter i nedre del av Nitelva, ved Kjellerholen (N6) og ved Rud (N8), samt i Leira ved Svetlet (ØY6) og i kroksjøen Stilla (STI) (Tabell 5). Svetlet er Nitelvas deltaområde i Øyeren mens Stilla er en kroksjø i Leira. Nedre del av Nitelva nedstrøms Kjeller, samt Svetlet og Stilla, er karakterisert som moderat kalkrike og humøse, mens Nitelva Slattum-Kjeller er karakterisert som kalkfattig og humøs. Vannvegetasjonen ble også undersøkt i 2010 på alle fire lokaliteter, men den gang ved vading fra land.

Tabell 5. Hydrologiske og morfometriske data for nedre del av Nitelva, Svetlet og Stilla i 2014, inkludert tilstand som beskrevet i vann-nett.

| Lokalitet | Vannforekomst | Kommune | NVE | Innsjøtype | Tilstand vann-nett |
|-----------|-------------------------|------------------------|--------------|----------------------------|--------------------|
| N6 | Nitelva Slattum-Kjeller | Nittedal/Skedsmo | 002-1638-R | 102 Kalkfattig, humøs | Dårlig |
| N8 | Nedre Nitelva | Fet, Rælingen, Skedsmo | 002-1653-R | 202 Moderat kalkrik, humøs | Dårlig |
| ØY6 | Svetlet | Fet/Rælingen | 002-260613-L | 202 Moderat kalkrik, humøs | Moderat (antatt) |
| STI | Stilla | Fet/Skedsmo | 002-198457-L | 202 Moderat kalkrik, humøs | Dårlig (antatt) |

Hver lokalitet ble besøkt én gang og registreringene ble foretatt i henhold til standard prosedyre for undersøkelse av vannvegetasjon i innsjøer (Direktoratsgruppen 2013); ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt.

Akvatisk makrovegetasjon er høyere 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 tiden og et velutviklet rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket i vannet eller har blader flytende på vannoverflaten. Disse kan deles i fire 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

Det er finnes foreløpig ingen standard indeks for å vurdere økologisk tilstand for vannplanter i elver, men en slik indeks utvikles nå av NIVA, i samarbeid med andre nordiske land. NIVA har tidligere testet feltarbeidsmetodikk og brukt vannplanteindeksen for innsjøer (TIC) i flere av de leirrike elvene i området (f.eks. Nitelva, Vorma og Rømuva) og bruk av denne indeksen ser ut til å gi et tilfredsstillende resultat (Bækken m.fl. 2013).

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er altså foreløpig basert på trofiindeks (TIC) for vannplanter i innsjøer (Direktoratsgruppen 2013). TIC er basert på forholdet mellom antall sensitive og tolerante arter i hver innsjø jamfør klassifiseringsveilederen for ferskvann (Direktoratsgruppen 2013). *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 som ofte er sjeldne eller opptrer med lav dekning i upåvirkede innsjøer.

Det beregnes én TIC-verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle de tilstedeværende artene er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. Alle arter teller likt uansett dekningsgrad. Det er ikke utarbeidet klassegrenser for elver, så tilstandsvurderingen må anses som foreløpig.

Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til TIC 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 nokså grunne gjelder ikke dette her.

Tidligere undersøkelser

Vannvegetasjonen i Nedre deler av Nitelva, Svullet og i Stilla ble også undersøkt i 2010 (Lindholm m.fl. 2011). Undersøkelsen i 2010 ble imidlertid utført ved vading fra land så resultatene er ikke direkte sammenlignbare. Normalt vil det bli registrert flere vannplanter ved bruk av båt enn ved vading fra land (Bækken m.fl. 2013). Den nye indeksen for vannvegetasjon i elver som er under utvikling, vil anbefale bruk av båt som standard prosedyre.

3.2 Resultat og diskusjon

Total oversikt over registrerte vannplanter i de to stilleflytende lokalitetene i Nitelva samt i Svullet og i Stilla er vist i vedlegg 2. Det ble registrert to rødlistede arter i Nitelva ved Rud (N8) og én rødlistet art i Svullet. Den svartelistede arten vasspest (*Elodea canadensis*) ble registrert i Nitelva ved Rud.

Lokalitetsbeskrivelse og artssammensetning

Nitelva ved Kjellerholen (N6)

Nitelva mellom bruene er undersøkt i område bak Olavsgård. Nitelva er her stilleflytende med fint substrat av leire og silt og med kraftige helofyttbelter langs breddene. Helofyttvegetasjonen domineres av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), nordlandsstarr (*Carex aquatilis*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) og kjempepiggnopp (*Sparganium erectum*).

Vannvegetasjonen domineres av flytebladsplanter av blant annet stautpiggnopp (*Sparganium emersum*) og pilblad (*Sagittaria sagittifolia*). Langskuddsvegetasjon er mer sparsom men med en del sensitive arter som småvasshår (*Callitriche palustris*), tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*). I 2010 ble også vasspest (*Elodea canadensis*) registrert i denne delen av elva men arten ble ikke gjenfunnet i 2014.

Nitelva ved Rud (N8)

Nitelva ved Rud ble undersøkt i området utenfor idrettsbanen. Nitelva er her stilleflytende med substrat av leire og silt. Helofyttvegetasjonen er ikke så kraftig utviklet her, men vanlige arter er nordlandsstarr (*Carex aquatilis*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*), bred dunkjevle (*Typha latifolia*) og vasshøymol (*Rumex aquaticus*).

Vannvegetasjonen domineres også her av flytebladsplanter, blant annet pilblad og stautpiggnopp. Lenger ned i elva er det enorme flytebladsmatter dominert av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og vanlig tjønnaks

(*Potamogeton natans*). Vannvegetasjon består ellers av kortskuddsplanten nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) og ett funn av den rødlistede barkløs småkrans (*Chara braunii*) (EN). Det er en noe mer velutviklet langskuddsvegetasjon sammenliknet med Kjellerholen, med blant annet hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*) og den rødlistede busttjønna (*Potamogeton pectinatus*) (NT) – som også finnes i større mengder i Svellet. Ellers ble de tolerante artene vasspest (*Elodea canadensis*) og hornblad (*Ceratophyllum demersum*) registrert hist og her på lokaliteten.

Svellet (ØY6)

Svellet er en del av Øyeren og representerer utløpet av Nitelva etter samløp med Leira, men før samløp med Glomma lenger ut. Hele vestsiden av deltaområdet ved utløpet av Nitelva ble undersøkt. Substratet var leire og silt. Området er svært grunt (0,5 m og grunnere) helt ut til bøyene ca. 500 m ute i bukta, som markerer leden opp i Nitelva. Vannvegetasjonen bestod av langskuddsartene busttjønna (*Potamogeton pectinatus*) (NT) og hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*). Flytebladsvegetasjonen er velutviklet og dominerer lokaliteten med flere arter (vedlegg 2)

Stilla (STI)

Stilla er en kroksjø i nedre del av Leira. Vi undersøkte bare den nordvestlige delen av Stilla. Helofyttvegetasjonen er velutviklet i sør med dominans av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og selsnepe (*Cicuta virosa*) samt blant annet bred dunkjevle (*Typha latifolia*). Vannvegetasjonen domineres av langskuddsvegetasjon av de to tolerante artene hornblad (*Ceratophyllum demersum*) og buttjønna (*Potamogeton obtusifolius*) samt stor blærerot (*Utricularia vulgaris*). Også flytebladsvegetasjonen er godt utviklet med blant annet gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og vanlig tjønna (*Potamogeton natans*). Vi gjenfant imidlertid ikke verken korsandemat (*Lemna trisulca*) eller storandemat (*Spirodela polyrhiza*) som begge har vært kjent fra Stilla i lang tid.

Økologisk tilstand basert på vannvegetasjonen

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering (basert på TIc) i de undersøkte elveavsnittene samt Svellet og Stilla er vist i tabell 6. Basert på artslistene fra 2010 er tilsvarende TIc-verdier for 2010 regnet ut, men her må man huske at dataene ikke er direkte sammenlignbar på grunn av noe annen feltmetodikk (dvs. vading fra land).

Basert på TIc-indeksen kan tilstanden for vannvegetasjonen karakteriseres som svært dårlig for Stilla, som dårlig for Svellet og Nitelva ved Rud og som Moderat i Nitelva ved Kjellerholen. Sistnevnte lokalitet viser en svak forbedring i forhold til undersøkelsen i 2010.

Tabell 6. Økologisk tilstand i de undersøkte områdene i Nitelva i forhold til eutrofiering i 2010 og 2014. NB! Trofiindeks er ennå ikke utviklet for elver og 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).

| Lokalitet | Økologisk tilstand i 2010 | | | Økologisk tilstand i 2014 | | |
|-------------------------------|---------------------------|------|------|---------------------------|------|------|
| | TIc | EQR | nEQR | TIc | EQR | nEQR |
| Nitelva ved Kjellerholen (N6) | -18,8 | 0,48 | 0,28 | 9,1 | 0,65 | 0,43 |
| Nitelva ved Rud (N8) | -16,66 | 0,49 | 0,29 | -16,66 | 0,49 | 0,29 |
| Svellet (ØY6) | -33,3 | 0,40 | 0,21 | -25 | 0,44 | 0,25 |
| Stilla (STI) | -45,45 | 0,32 | 0,17 | -62,5 | 0,22 | 0,12 |

3.3 Samlet vurdering vannvegetasjon

Samlet sett blir eutrofieringstilstanden dårligere lenger ned i vassdraget og ingen lokaliteter når miljømålet som er satt i vannforskriften. Selv om vi ikke kan gjøre en direkte sammenlikning med resultatene fra 2010 ettersom det er noe ulik prøvetakingsmetodikk mellom årene, så er det generelle bildet relativt likt.

4. Bunndyr

Bunndyr har i lang tid vært benyttet til å vurdere vannkvalitet og forurensningstilstand i vassdrag (Aanes og Bækken 1989). Denne gruppen av smådyr er et viktig næringsgrunnlag for fisken og mye av den fuglefaunaen vi finner langs vassdragene våre. Ytre påvirkninger, som for eksempel store tilførsler av uorganisk finpartikulært materiale, organiske forbindelser, næringssalter og giftige forbindelser, vil kunne endre bunndyrsamfunnenes oppbygning. Ofte får vi et samfunn med en lavere diversitet (mindre variasjon/mindre mangfold) dominert av én eller noen få dyregrupper som ofte har fått økt tetthet.

4.1 Materialer og metode

NIVAs innsamlingsmetode for bunndyr er i henhold til den reviderte veilederen for vanndirektivet 02:2013 (Direktoratsgruppen, 2013), der det ved innsamling av et materiale fra bunndyrsamfunnene på en lokalitet anbefales å bruke en såkalt sparkemetode (NS-EN ISO 10870:2012). Det anvendes en håndholdt elvehåv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes ned mot bunnen med åpningen mot strømmen. Bunnsubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten (derav navnet på metoden) slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven med vannstrømmen. Det tas 9 delprøver fra stasjonen, hver delprøve representerer 1 m lengde av elvebunnen og samles inn i løpet av 20 sekunder. Når tre slike prøver er samlet inn (samlet prøvetakingstid blir da ca. 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling. Samlet blir det da tre prøver á 1 minutt og disse samles så i ett glass og utgjør prøven fra stasjonen. Bunndyrtettheter som senere er gitt i rapporten refererer altså til en prøvetakingsinnsats på totalt 3 minutter. Prøvene blir tatt i stryk-/rislepartier med grovt substrat og god vannhastighet når det er mulig, da klassegrensene som er satt i vurderingssystemet er utviklet for den faunasammansetningen vi finner på slike lokaliteter. Prøvene blir konservert i felt med etanol. Bunndyrmaterialet blir så bearbeidet i laboratoriet etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Det taksonomiske nivået varierer, men individer i de tre hovedgruppene døgn- (Ephemeroptera), stein- (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), de såkalte EPT-taksa, blir så langt det er mulig identifisert til art/slekt. Gruppen EPT inneholder mange taksa som er indikative for miljøtilstanden, bl.a. for forurensning/endringer i pH og bidrar med relativt høye verdier i vurderingssystemet når indikatorverdien for stasjonen regnes ut.

For vurdering av forurensningsbelastning og økologisk tilstand har vi basert dette på indeksen ASPT (Average Score Per Taxon; Armitage m.fl. 1983), ASPT kan også brukes som mål på generell degradering. Denne indeksen gir gjennomsnittlig forurensningstoleranse for familiene i bunndyrsamfunnet og anvendes som vurderingssystem i vanndirektivet. ASPT verdien gir forholdet mellom målt verdi og referanseverdi, og benevnes EQR (Ecological Quality Ratio). Indeksverdien kan regnes om til en normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere å få til en sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. ASPT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. Alle klassegrenser for økologisk tilstand er i henhold til vanndirektivet.

Når det gjelder belastning knyttet til organisk materiale og næringssalter så vil dette i en bekk som har en lav pH gi det resultat at taksa som skårer lavt for ASPT (bl.a. snegler og igler, som indikerer organisk belastning) forsvinner, mens flere av de gruppene som skårer høyt (f.eks. enkelte steinfluer) blir igjen. Dette gjør at økologisk tilstand basert på ASPT blir kunstig høy og misvisende under slike forhold. I kalkfattige områder er det derfor viktig at man i tillegg til ASPT vurderer effekten av en lav pH/forsuring (Aanes og Bækken 1995), dette vil her bli gjort ved å benytte Raddum 2-indeksen for bunndyr.

Bunndyr skal i henhold til overvåkingsveilederen 02:2009 (Direktoratsgruppen, 2010) prøvetas på våren i april/mai, og/eller på høsten i oktober/november når en stabil situasjon er etablert og de tilstedeværende bunndyrene er tilstrekkelig store for en sikker identifisering. Bearbeiding av bunndyrmaterialet med identifisering og tellingen av bunndyrene i denne undersøkelsen er utført av Jonas Persson (NIVA).

4.2 Resultat og diskusjon

SOG, TVE1 og BØL hadde alle et bunnsubstrat dominert av sand og silt (>50%) i 2014 (tabell 7). Dette er mindre egnet, da slike habitat begrenser i stor grad hvilke taksa som etablerer seg på slike avsnitt av vassdraget samt at bunndyrsmetoden og vurderingssystemene er utviklet for et grovere substrat (grus og stein). Dette kan gi avvik og være årsaken til en dårlig tilstand og redusere forekomsten av nøkkelorganismer for å vurdere andre påvirkninger som eutrofiering og forsurening.

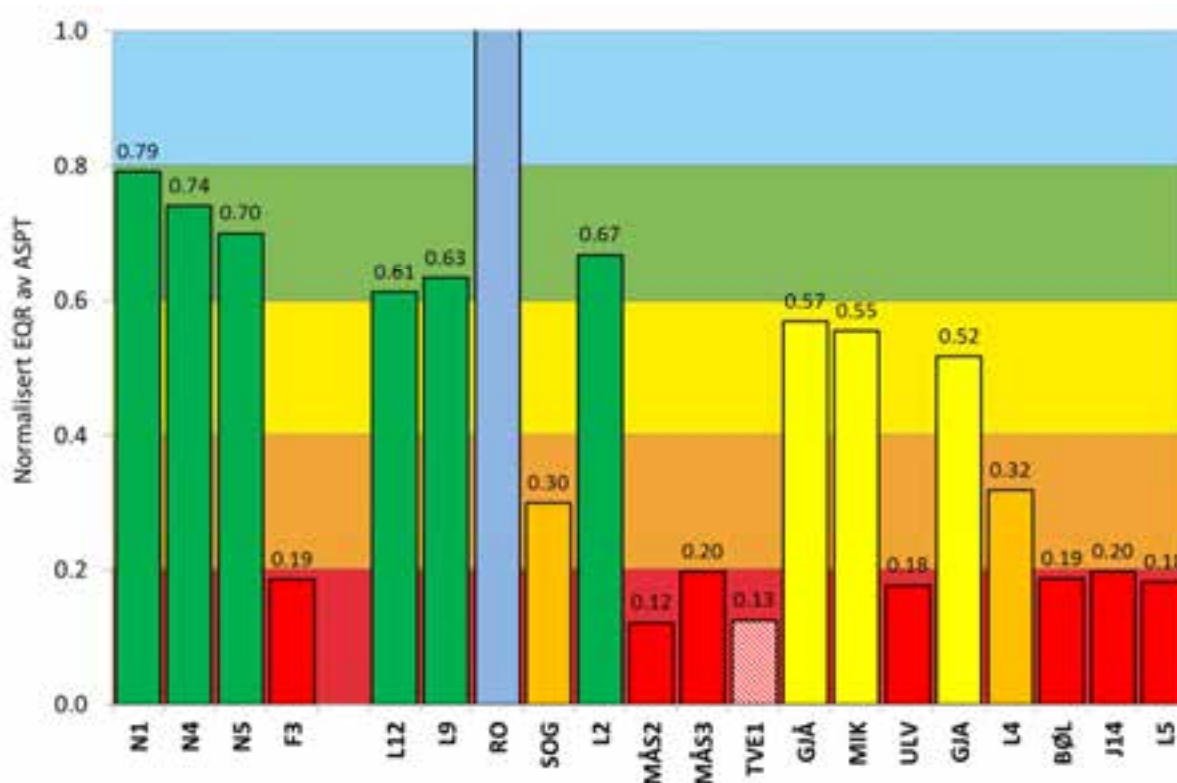
Ved SOG og BØL var det i 2008-2010 et langt mer gunstig og grovere bunnsubstrat (personlig kommentar M. Lindholm), men i 2014 var dette dekket av et tynt lag sand og silt som tyder på en økt tilførsel av finsubstrat i vassdraget de siste årene. Dette er et resultat av erosjonsprosesser i og ved vassdraget oppstrøms stasjonen. Derimot var substratet på stasjonen TVE1 også i 2008-2010 totalt dominert av et tykt lag sand og silt, slik som i 2014. Det anbefales å flytte denne stasjonen til et område med grovere bunnsubstrat dersom dette er mulig da vassdragsavsnitt med slike substratforhold gjør det vanskelig å detektere effekter av eutrofiering eller forsurening. Stasjon L5 lå ved en nylig anlagt bro der substratet var endret, og det antas at bunndyrssamfunnet her ikke har hatt nok tid for å etablere en normalsituasjon som avspeiler den reelle vannkvaliteten på lokaliteten, men stasjonen er vel egnet som framtidig prøvepunkt med godt bunnsubstrat..

Tabell 7. Bunnsubstratets sammensetning ved bunndyrlokalitetene. Verdiene er estimert av prøvetaker.

| | Prove- stasjon | Blokk >512 mm | Stor stein 256-512 mm | Mellomstor stein 64-256 mm | Små stein 16-64 mm | Grus 2-64 mm | Sand 0.063-2 mm | Silt/leire <0.063 mm |
|--------|-------------------|------------------|--------------------------|-------------------------------|-----------------------|-----------------|--------------------|-------------------------|
| Nileva | N1 | 60 % | 20 % | | | 10 % | 10 % | |
| | N4 | 30 % | 30 % | 30 % | 10 % | | | |
| | N5 | | 20 % | 50 % | | | 15 % | 15 % |
| | F3 | 20 % | 20 % | 50 % | 10 % | | | |
| Leira | L12 | 70 % | 15 % | 5 % | 5 % | 5 % | | |
| | L9 | 40 % | | 10 % | 30 % | 20 % | | |
| | RO | 70 % | 15 % | 5 % | 5 % | 5 % | | |
| | SOG | | | | | | 80 % | 20 % |
| | L2 | 80 % | | | | | 20 % | |
| | MÅS2 | 10 % | 20 % | 10 % | 5 % | 5 % | 30 % | 20 % |
| | MÅS3 | | 80 % | | | | 10 % | 10 % |
| | TVE1 | | | | | | 20 % | 80 % |
| | GJÅ | 80 % | 15 % | | 5 % | | | |
| | MIK | | | 30 % | 10 % | 20 % | 20 % | 20 % |
| | ULV | 40 % | 40 % | | 10 % | 10 % | | |
| | GJA | 30 % | 40 % | | | | 10 % | 20 % |
| | L4 | 80 % | | | | | 5 % | 15 % |
| | BØL | | 30 % | 10 % | | | 30 % | 30 % |
| | J14 | 20 % | 30 % | 20 % | | | 15 % | 15 % |
| L5 | 20 % | 40 % | 10 % | 5 % | 5 % | 20 % | | |

4.2.1 Eutrofi, organisk belastning, og generell degradering

For de to vassdragene Leira og Nitelva er det tydelig at stasjonene er betydelig mer påvirket av eutrofi og organisk belastning når man kommer lengre ned i vassdragene (Fig. 5, Tabell 8). De tre øverste stasjonene i Nitelva (N1, N4 og N5) viser god økologisk tilstand mens stasjon F3, lengst nede i vassdraget, var betydelig mer påvirket og havnet i klassen svært dårlig tilstand. I Leira var stasjonen RO (i Rotua, sideelv til Leira) den eneste stasjonen som var i svært god økologisk tilstand. De tre øverste prøvetakingsstasjonene i hovedløpet til Leira (L12, L9 og L2) havnet alle i god tilstand, mens ingen av de resterende lokalitetene i hovedløpet og side bekkene nådde miljømålet om god eller svært god økologisk tilstand. Effekten av renseseparken mellom MÅS2 og MÅS3 er ikke nok for å øke tilstanden ved MÅS3 over et svært dårlig nivå.



Figur 5. Økologisk tilstand (normalisert EQR av ASPT). TVE1 er en uegnet for bunndyr pga substratforholdene på stasjonen og vises med stiplet farge.

Resultatene fra undersøkelsen av bunndyrsamfunnene i 2014 viste at tilstanden var relativt lik resultatene fra 2008-2010 (Tabell 8; Lindholm m.fl. 2011), men med noe forverring for en del stasjoner, og da særlig i de lavere delene av Leiravassdraget med enkelte sidebekker: SOG, TVE1, GJÅ og MIK. De hadde alle god eller svært god tilstand i 2008, men har siden da sunket til moderat eller dårligere tilstand (Tabell 7). SOG og BØL hadde i 2014 et bunnsubstrat som var mer dominert av sand og silt enn tidligere år, noe som tyder på en økt erosjon i vassdragsnære områder oppstrøms og økt tilførsel av finpartikulært uorganisk materiale til vassdraget.

Tabell 8. Økologisk tilstandsklassifisering med nEQR (av ASPT) for stasjoner i Leira/Nitelva i 2008, 2009, 2010 og 2014. EQR for 2008-2010 er hentet fra Lindholm m.fl. (2011) og omregnet til nEQR. TVE1 er en uegnet for bunndyr pga substratforholdene på stasjonen og vises med stiplet farge.

| | | nEQR bunndyr | | | |
|---------|------|--------------|-------|-------|-------|
| | | 2008 | 2009 | 2010 | 2014 |
| Nitelva | N1 | >0.80 | 0.64 | 0.64 | 0.79 |
| | N4 | >0.80 | 0.74 | >0.80 | 0.74 |
| | N5 | >0.80 | 0.75 | 0.72 | 0.70 |
| | F3 | 0.17 | 0.19 | 0.17 | 0.19 |
| Leira | L12 | 0.60 | 0.71 | 0.65 | 0.61 |
| | L9 | >0.80 | >0.80 | >0.80 | 0.63 |
| | RO | >0.80 | >0.80 | >0.80 | >0.80 |
| | SOG | 0.76 | >0.80 | 0.45 | 0.30 |
| | L2 | >0.80 | >0.80 | >0.80 | 0.67 |
| | MÁS2 | - | - | - | 0.12 |
| | MÁS3 | - | - | - | 0.20 |
| | TVE1 | 0.68 | 0.60 | 0.60 | 0.13 |
| | GJÁ | >0.80 | 0.78 | 0.55 | 0.57 |
| | MIK | >0.80 | 0.51 | 0.57 | 0.55 |
| | ULV | 0.31 | 0.21 | 0.20 | 0.18 |
| | GJA | 0.52 | 0.46 | 0.34 | 0.52 |
| | L4 | - | 0.14 | 0.19 | 0.32 |
| | BØL | 0.43 | 0.29 | 0.26 | 0.19 |
| | J14 | 0.24 | 0.26 | 0.43 | 0.20 |
| | L5 | 0.53 | 0.49 | 0.17 | 0.18 |

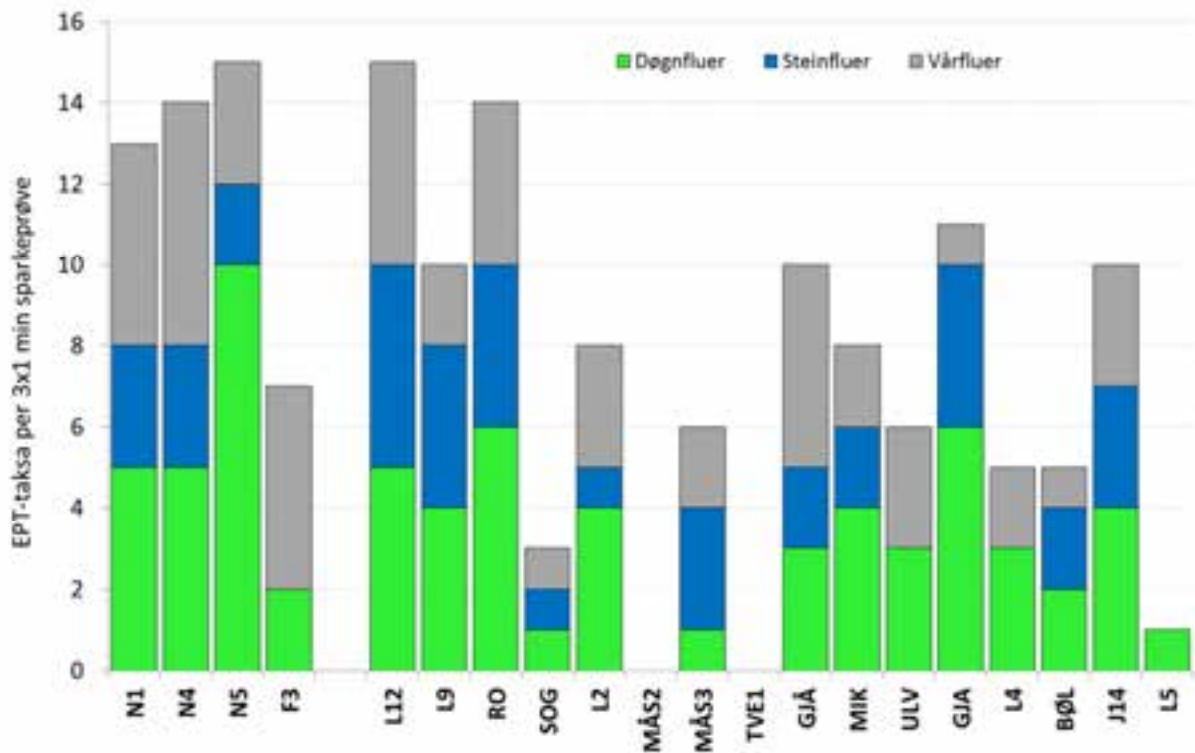
| | Grenseverdier | |
|--------------|---------------|-------|
| | Raddum 2 | nEQR |
| Svært god | >1 | >0.80 |
| God | >0.75 | >0.60 |
| Moderat | >0.5 | >0.40 |
| Dårlig | >0.25 | >0.20 |
| Svært dårlig | - | - |

EPT taksa

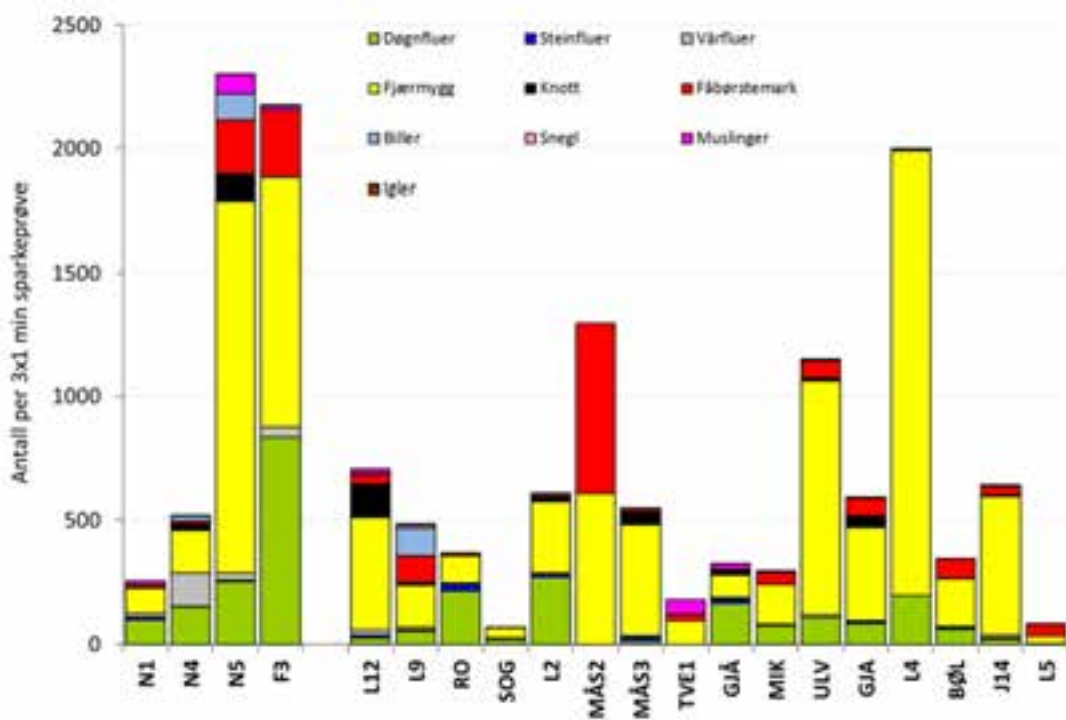
Antallet døgn-, stein- og vårfluer (EPT-taksa) var ved undersøkelsene i 2014 maks 15 (på stasjonene N5 og L12, Fig. 6), noe som betraktes som middels høyt. Men på F3 i Nitelva og nedstrøms RO i Leira var antallet EPT betydelig lavere. Til sammenlikning regnes EPT-taksa over 25 som høyt.

Hele bunndyrsamfunnet sett under ett hadde en dominans av fjærmygglarver og fåbørstemark på de fleste lokalitetene (Fig. 7), noe som ofte er en vanlig situasjon. Fullstendig liste fra bearbeidingen av bunndyr materialet finnes i vedlegg 3.

Det ble registrert én sårbar rødlistet art, tang-elvøystenstikker (*Onychogomphus forcipatus*), på stasjonene N1 og L12.



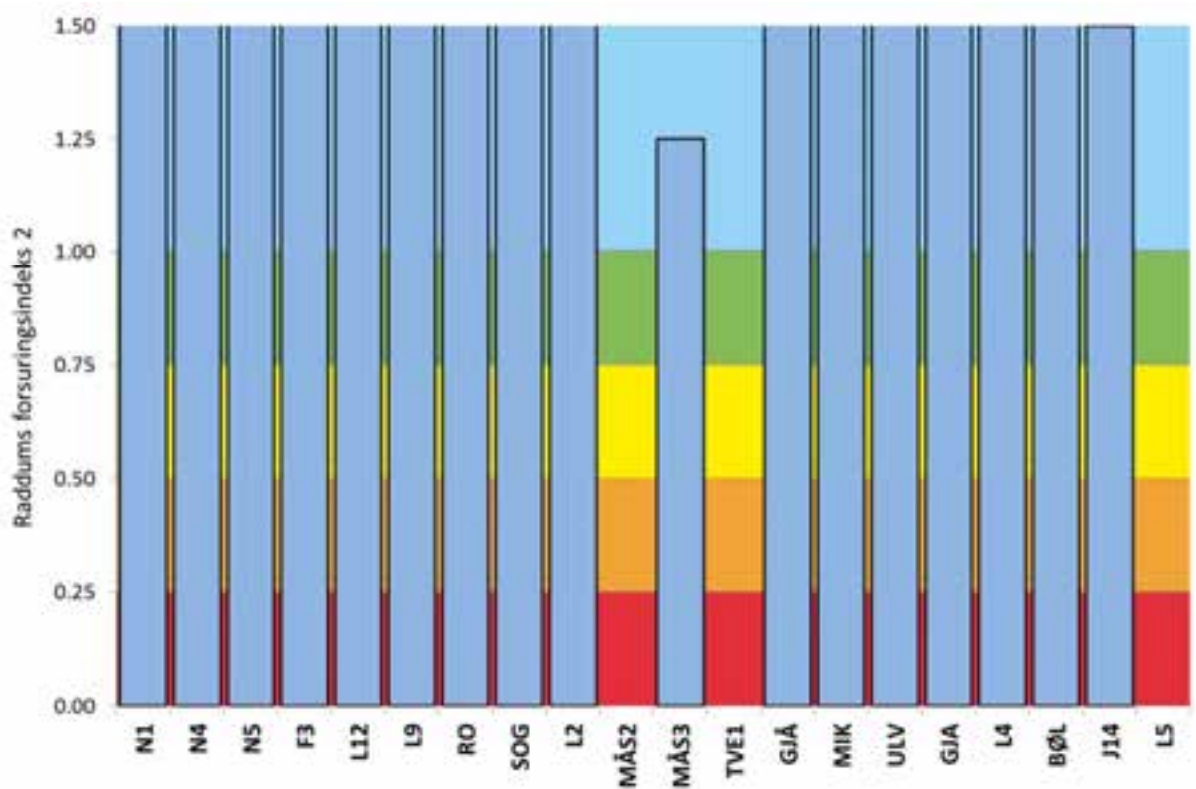
Figur 6. Antall døgn, stein- og vårfluer (EPT-taksa) på stasjonene ved undersøkelsen av vassdragene i vannområde Leira-Nitelva i 2014.



Figur 7. Bunndyrsamfunnets sammensetning på stasjonene ved undersøkelsen av vassdragene i vannområde Leira-Nitelva i 2014.

4.2.2 Forsuringsindeks

I henhold til Raddum 2-indeksen ser det ut til at forsuringstilstanden/vannkvaliteten mht pH generelt er god på alle stasjoner (Fig. 8), men det er viktig å merke seg at denne indeksen benytter arter der flere først faller ut ved pH ned mot 5,5. Kalkrike Østlands-vassdrag som Leira og Nitelva kan ha effekter fra forsuring også ved høyere pH enn dette. På MÅS2, TVE1 og L5 manglet de forsuringfølsomme døgnfluene (arter som dør ut ved pH-fall ned til 5,5, se vedlegg 3) og de forsuringstolerante steinfluene som indeksen er basert på (stasjonene vises derfor uten søyle i figur 8).



Figur 8. Forsuringsindeksen Raddum 2.

4.3 Samlet vurdering bunndyr

Det er kjent at forsuring er et problem i de høyreliggende områdene i Leira og Nitelva, og at disse områdene er kalket for å motvirke dette. Resultatene for bunndyr i 2014 (tabell 9) viser tilstedeværelse av forsuringfølsomme døgnfluer på de fleste stasjoner, noe som tyder på at pH ikke faller under 5,5 og dermed klassifiseres til god forsuringstilstand i henhold til Raddum-indeksen.

Når det gjelder eutrofiering ser det ut til at stasjonene er betydelig påvirket (lav nEQR av ASPT) i de nedre delene av vassdragene. Tilstanden i 2014 var relativt lik resultatene fra 2008-2010 (Lindholm m.fl. 2011), med unntak av for stasjonene SOG, TVE1, GJÅ og MIK, der tilstanden var redusert fra god eller svært god tilstand i 2008, til ikke å nå miljømålet i 2014 (tabell 8). Også stasjonene BØL og L5 viste markert dårligere tilstand i 2014 sammenliknet med 2008, fra moderat til svært dårlig tilstand. Bunnsubstratet på stasjonene SOG og BØL var mer dominert av sand og silt i 2014 enn tidligere år.

Tabell 9. Resultat fra bunndyrprøvene i Leira og Nitelva 2014. Raddum 2 viser forsuring mens ASPT med tilhørende EQR og nEQR-verdier viser eutrofiering, organisk belastning, og generell påvirkning/degradering. Stasjonen TVE1 har vist seg å være uegnet og vises med stiplet farge.

| | | Raddum 2 | ASPT | EQR | nEQR |
|---------|------|----------|------|------|-------|
| Nitelva | N1 | >1.5 | 6.8 | 0.98 | 0.79 |
| | N4 | >1.5 | 6.6 | 0.95 | 0.74 |
| | N5 | >1.5 | 6.4 | 0.93 | 0.70 |
| | F3 | >1.5 | 4.1 | 0.59 | 0.19 |
| Leira | L12 | >1.5 | 6.1 | 0.88 | 0.61 |
| | L9 | >1.5 | 6.1 | 0.89 | 0.63 |
| | RO | >1.5 | 7.0 | 1.01 | >0.80 |
| | SOG | >1.5 | 4.80 | 0.70 | 0.30 |
| | L2 | >1.5 | 6.3 | 0.91 | 0.67 |
| | MAS2 | - | 2.7 | 0.39 | 0.12 |
| | MAS3 | 1,25 | 4.3 | 0.63 | 0.20 |
| | TVE1 | - | 2.8 | 0.40 | 0.13 |
| | GJÅ | >1.5 | 5.9 | 0.85 | 0.57 |
| | MIK | >1.5 | 5.8 | 0.84 | 0.55 |
| | ULV | >1.5 | 3.9 | 0.58 | 0.18 |
| | GJA | >1.5 | 5.7 | 0.82 | 0.52 |
| | L4 | >1.5 | 4.9 | 0.71 | 0.32 |
| | BØL | >1.5 | 4.1 | 0.60 | 0.19 |
| | J14 | 1.5 | 4.3 | 0.63 | 0.20 |
| | L5 | - | 4.0 | 0.58 | 0.18 |

| Grenseverdier | | | |
|---------------|----------|-------|-------|
| | Raddum 2 | EQR | nEQR |
| Svært god | >1 | >0.99 | >0.80 |
| God | >0.75 | >0.87 | >0.60 |
| Moderat | >0.5 | >0.75 | >0.40 |
| Dårlig | >0.25 | >0.64 | >0.20 |
| Svært dårlig | - | - | - |

5. Samlet vurdering av økologisk tilstand

Alle kvalitetselementer viser en vesentlig påvirkning av eutrofiering i de nedre deler av vassdragene Leira og Nitelva (Tabell 10), og bunndyrindeksen ASPT angir generelt en dårligere økologisk tilstand enn begroingsindeksen PIT. Dette skyldes at ASPT fanger opp et bredere spekter av påvirkninger enn PIT og integrerer miljøtilstanden over en lengre tidsperiode, samt at begroingsalger er mer tolerante overfor en del påvirkninger som raskt gir effekter på bunndyr. At PIT og ASPT gir ulike tilstandsklassifiseringer tyder derfor på at det er flere stressfaktorer utover næringsstofftilførsler som påvirker det akvatiske miljøet i de nedre delene av vassdragene Leira og Nitelva. Disse områdene ligger under marin grense og er preget av til dels stor menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, med avrenning og utslipp fra blant annet landbruk, industri, vei, renseanlegg og byer/tettsteder. Dette forringer både vannkvaliteten og levestedene for biotaen, og vi måler helsetilstanden og kan indikere noen påvirkningstyper, men det er behov for mer tilrettelagte undersøkelser for å få en mer presis årsakssammenheng på de aktuelle vassdragsavsnitt.

Sammenliknet med årene 2008-2010 (Lindholm m.fl. 2011) viser bunndyrindeksen ASPT at eutrofitilstanden med tiden er blitt noe dårligere for stasjonene SOG, TVE1, GJÅ, MIK, BØL og L5 (tabell 8).

Tabell 10. Samlet vurdering av økologisk tilstand i vassdragene Leira og Nitelva basert på de biologiske kvalitetselementene begroingsalger, heterotrof begroing, vannplanter og bunndyr (kolonne lengst til høyre). Samlet vurdering gjøres etter prinsippet «det verste styret» og kombinerer alle undersøkte parametere og kvalitetselementer. Tabellen viser også samlet tilstand for eutrofi/organisk belastning basert på PIT, HBI, TIC og ASPT og samlet tilstand for forsuring basert på AIP og Raddum2. TVE1 er en uegnet for bunndyr og vises med stiplet farge.

| | Prøvestasjon/lokalitet | Samlet økologisk tilstand eutrofiering | Samlet økologisk tilstand forsuring | Samlet økologisk tilstand totalt |
|---------------|--|--|-------------------------------------|----------------------------------|
| Nitelva | N1 Kongsvang | God | God | God |
| | N4 Møllendammen | God | God | God |
| | N5 Slattum | Moderat | Svært god | Moderat |
| | N6 Kjellerholen | Moderat | - | Moderat |
| | F3 Sagelva | Svært dårlig | Svært god | Svært dårlig |
| | N8 Rud | Dårlig | - | Dårlig |
| | ØY6 Svellet | Dårlig | - | Dårlig |
| Leira | L12 Skrevemyra | God | Moderat | Moderat |
| | L9 Kringlerdalen | God | God | God |
| | RO Rotua | Svært god | Moderat | Moderat |
| | SOG Songa | Dårlig | Svært god | Dårlig |
| | L2 Leira ved Krokfoss | Moderat | God | Moderat |
| | MÅS2 Måsabekken | Svært dårlig | - | Svært dårlig |
| | MÅS3 Måsabekken, nedstrøms renseparken | Svært dårlig | Svært god | Svært dårlig |
| | TVE1 Tveia ved Haga | Svært dårlig | - | Svært dårlig |
| | GJÅ Gjermåa | Moderat | Svært god | Moderat |
| | MIK Mikkelsbekken | Moderat | Svært god | Moderat |
| | ULV Ulvedalsbekken | Svært dårlig | Svært god | Svært dårlig |
| | GJA Gjermåa ved RV428 | Dårlig | Svært god | Dårlig |
| | L4 Frogner bru | Dårlig | Svært god | Dårlig |
| | BØL Bølerbekken | Svært dårlig | Svært god | Svært dårlig |
| | STI Stilla | Svært dårlig | - | Svært dårlig |
| | J14 Jeksla ved Haugli | Svært dårlig | Svært god | Svært dårlig |
| L5 Borgen bru | Svært dårlig | Svært god | Svært dårlig | |

Effekter av forsuring og at vannkvaliteten har en lav pH er en faktor kun på de øverste avsnittene av vassdragene Leira og Nitelva. Det er kun stasjonene L12 og RO i Leira-vassdraget som ikke når

miljømålet om god eller svært god økologisk tilstand med tanke på pH (Tabell 10). Dette stemmer godt overens med tidligere undersøkelser (Lindholt m.fl. 2011) og skyldes at de øvre delene av vassdragene ligger over marin grense, med bergarter som bufrer dårlig mot sur nedbør og organiske syrer. De nedre delene av vassdraget ligger derimot under marin grense, og her har jordsmonnet så høy konsentrasjon av basekationer at det foregår en naturlig nøytralisering av nedbøren. I slike områder får vi derfor ikke forsuringsskader på biota.

Det var avvikende resultater mellom forsuringindeksen for begroingsalger (AIP) og bunndyr (Raddum 2), og sistnevnte indikerte svært god økologisk tilstand på alle lokaliteter. Det er ikke helt uvanlig at Raddum 2 og AIP viser noe avvikende resultater, og i denne undersøkelsen kan dette sannsynligvis forklares med at de to indeksene bruker forskjellige pH-grenser for klassifisering. Grensen mellom god og moderat forsuringstilstand basert på begroing er pH 6,6 i kalsiumfattige vassdrag (Ca 1-4 mg/l, enda høyere pH-grense ved Ca >4 mg/L). Forsuringindeksen for bunndyr, derimot, tar utgangspunkt i tilstedeværelse av forsuringfølsomme døgnfluer, hvor mange dør når vannkvaliteten får en pH ned mot 5,5. Denne pH-grensen er også satt i sammenheng med toleransegrense for bl. a. ørret. Dette gir oss en meget effektiv metode til å sjekke mulighetene for overlevelse av f. eks ørret i et vassdrag ved å ta en bunndyrprøve og der og da få informasjon om pH i lang tid før prøvetakingen, og om det har vært pH fall (episoder) ned mot pH 5,5. Nøkkelarten som benyttes er den mest vanlige døgnfluen i elver og bekker i Norge og finnes over hele landet. I slike relativt kalsiumrike vassdrag kan det altså være forskjell på hva som klassifiseres som svært god forsuringstilstand basert på begroing i forhold til bunndyr.

Slår vi sammen alle parametere og kvalitetselementer (høyre kolonne i Tabell 10) ser vi at kun to stasjoner i Nitelva-vassdraget (N1 og N4) og én stasjon i Leira (L9) når miljømålet satt i vannforskriften om god eller svært god økologisk tilstand. Stasjonene L12 og RO når ikke miljømålet på grunn av forsuring/lav pH, mens de resterende stasjonene har moderat eller dårligere tilstand på grunn av eutrofiering, organisk belastning og/eller andre påvirkninger fra menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Resultatene fra 2014 viser også at renseparken mellom stasjonene MÅS2 og MÅS3 på Jessheim ikke effektivt klarer å rense vannet. Begroingsalgene trives godt nedstrøms renseparken og dette kan skyldes en kombinasjon av velegnet substrat, gode lysforhold, manglende beiting fra bunndyr samt relativt stabile hydrauliske forhold. Dekningsgraden av begroingsalger var høy og dette burde utgjøre godt habitat for bunndyr, men bunndyrsamfunnet var klart redusert her. Dette viser tydelig en påvirkning og at noe tilføres vannet som bunndyrene ikke tolererer, og at renseparken ikke klarer å fange opp dette.

6. Referanser

- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright og 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(3): 333-347
- Aanes, K. J. og T. Bækken. (1989) Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitets-klassifisering. Rapport 1: Generell del. NIVA-rapport 2278.
- Aanes, K. J. og T. Bækken. 1995. Use of makroinvertebrates to classify water quality. Report no 2 A. Acidification. Client: Norwegian Pollution Control Authority. NIVA report no 3338. 47 s.
- Bækken, T., Kile, M.R., Edvardsen, H., Hagman, C.H.C. og J. Persson. (2013) Overvåking av Glomma, Vormo og Øyeren 2012. NIVA-rapport 6497-2013.
- Direktoratsgruppen (2010) Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforeskriften. <http://www.vannportalen.no>.
- Direktoratsgruppen (2013) Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no>.
- 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>
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.) (2010) Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Langangen, A. (2007). Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum forlag.
- Lid, J. & Lid, D.T. (2005) Norsk flora. Det norske samlaget 6. utg. ved R. Elven
- Lindholm, M., Haaland, S. og Skarbøvik, E. (2009) Overvåking Romerike 2008. NIVA-rapport 5765-2009.
- Lindholm, M., Haaland, S. og Gjømlestad, L.J. (2011) Overvåking av vassdrag på Romerike 2010 og samlet vurdering av økologisk tilstand for perioden 2008-2010. NIVA-rapport 6121-2011.
- NS-EN ISO 10870:2012. Vannundersøkelse. Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann. Standard Norge.
- NS-EN ISO 15708:2009. Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne. Standard Norge.
- 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/>
- Schneider, S.C. (2011) Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment*, 409(6), 1164-1171.
- Schneider, S.C. og 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.

7. Vedlegg

Vedlegg 1: Liste over registrerte begroings-elementer fra VO Leira-Nitelva september 2014. Hyppighet er angitt som prosent dekning for makroskopiske elementer og som x = observert, xx = vanlig, xxx = hyppig for mikroskopiske elementer. Fullt navn på lokalitetene er beskrevet i tabell 1.

| Taksa | N1 | N4 | N5 | F3 | L12 | L9 | RO | L2 | MÅS2 | MÅS3 | GJA | MIK | ULV | GJA | L4 | L5 |
|---|----|-----|----|-----|-----|----|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|----|----|
| Cyanophyceae (Cyanobakterier) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Calothrix</i> spp. | xx | x | | | | | x | | | | | | | | | |
| <i>Chamaesiphon confervicola</i> | | | | | | | | xxx | | | | | | | | |
| <i>Chamaesiphon incrustans</i> | | | | xxx | | | | | | | | xx | | | | |
| <i>Chamaesiphon rostafinskii</i> (c.n. elongata) | | xxx | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Clastidium setigerum</i> | | | | | | | x | | | | | | | | | |
| <i>Cyanophanon mirabile</i> | | | | | | xx | xx | | | | xx | | | | | |
| <i>Dichothrix</i> spp. | | | | | 35 | | | | | | x | | | | | |
| <i>Geitlerinema splendidum</i> | | | <1 | | | | | | | | | | | <1 | | |
| <i>Geitlerinema</i> spp. | | | 2 | | | | | | | | 5 | | | | | |
| <i>Heteroleibleinia</i> spp. | | xx | | | | | x | x | | | | | | | | x |
| <i>Homoeothrix jantbina</i> | | | | | | | | | | | | | x | | | |
| <i>Homoeothrix</i> spp. | | | | xxx | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leptolyngbya batrachosperma</i> | | | | xx | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leptolyngbya</i> spp. | x | | | | | | | | | | x | | | | | |
| <i>Merismopedia glauca</i> | | | | | | x | | | | | | | | | | |
| <i>Nostoc</i> spp. | | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oscillatoria limosa</i> | | | 30 | | | | | <1 | | | | | | | 10 | <1 |
| <i>Oscillatoria sancta</i> | | 5 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phormidium autumnale</i> | | 1 | | | | | | | xx | | | | | | xx | |
| <i>Phormidium favosum</i> | | | x | x | | | | | | | | 5 | | x | | |
| <i>Phormidium betropolare</i> | | | | | xx | xx | xx | | | | | | | | | |
| <i>Phormidium puteale</i> | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Phormidium retzii</i> | | | | | | | | | | | | <1 | | | | x |
| <i>Phormidium</i> spp. | x | x | 2 | x | | | | x | x | x | | x | | | | <1 |
| <i>Phormidium tinctorum</i> | | | | | | | | | | | | | | xx | | |
| <i>Pseudanabaena</i> spp. | | | x | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rivularia haematites</i> | <1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rivularia</i> sp. | <1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Schizothrix</i> spp. | | | | | | | xxx | | | | | | | | | |
| <i>Scytonema mirabile</i> | | | | | <1 | | xxx | | | | | | | | | |
| <i>Stigonema mamillosum</i> | | | | | 10 | | <1 | | | | | | | | | |
| <i>Stigonema</i> spp. | 5 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tolypothrix distorta</i> | | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tolypothrix</i> spp. | | | | | | <1 | | | | | | | | | | |
| <i>Tolypothrix tenuis</i> | | | | | | | | | | | x | | | | | |
| Uidentifiserte coccale blågrønnalger | | | | x | | | | | | | | | | | | |
| Uidentifiserte trichale blågrønnalger | | | x | xxx | x | xx | x | xx | | x | x | x | x | x | 3 | x |

| Taksa | N1 | N4 | N5 | F3 | L12 | L9 | RO | L2 | MÅS2 | MÅS3 | GJA | MIK | ULV | GJA | L4 | L5 |
|---|----|----|-----|----|-----|----|----|----|------|------|-----|-----|-----|-----|----|----|
| Chlorophyceae (Grønnalger) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Binuclearia tectorum</i> | | | | | x | | x | | | | | | | | | |
| <i>Bulbochaete</i> spp. | x | x | | | <1 | x | <1 | | | | 75 | | | | | |
| <i>Chaetophora elegans</i> | | | | | | | | | | 2 | | | | | | |
| <i>Cladophora rivularis</i> | | | | 4 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Closterium</i> spp. | x | | x | x | x | x | x | x | | | x | | x | | x | x |
| <i>Cosmarium</i> spp. | | x | | | x | x | x | x | | | x | | x | | | |
| <i>Draparnaldia glomerata</i> (plumasatype) | | | | | | 15 | | | | | | | | | | |
| <i>Euastrum</i> spp. | | | | | x | | | | | | | | | | | |
| <i>Hyalotheca dissiliens</i> | | | | | x | | | | | | | | | | | |
| <i>Microsterias</i> spp. | | | | | | | | | | | x | | | | | |
| <i>Microspora abbreviata</i> | | | | | | | | 47 | | | | | xx | xx | | |
| <i>Microspora amoena</i> | | | | | | 2 | | xx | | | | | <1 | | | |
| <i>Microspora palustris</i> var <i>minor</i> | | | | | | | x | | | | | | | | | |
| <i>Microspora</i> spp. | | | | | | | | | | <1 | | | | | | |
| <i>Mougeotia a</i> (6-12u) | x | | | | | x | | | | | | | | | | |
| <i>Mougeotia a/b</i> (10-18u) | 3 | | | | x | | | | | | | | | | | |
| <i>Mougeotia c</i> (21- ?) | | | | | <1 | | | x | | | | | | | | |
| <i>Mougeotia d</i> (25-30u) | | x | xxx | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mougeotia e</i> (30-40u) | x | x | | | | | | | | | <1 | | | | | |
| <i>Mougeotia a2</i> (3-7u) | | | | | x | x | | | | | x | | | | | |
| <i>Oedogonium a</i> (5-11u) | | | | | | x | | x | x | | | | | | | |
| <i>Oedogonium a1</i> (3-4u) | | x | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oedogonium b</i> (13-18u) | | 2 | | | | | | | | | xx | | x | x | | <1 |
| <i>Oedogonium c</i> (23-28u) | 50 | <1 | | | | x | <1 | x | | | x | | | | | |
| <i>Oedogonium d</i> (29-32u) | | x | | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oedogonium e</i> (35-43u) | | | | | | | | | | | | | <1 | | | |
| <i>Oedogonium f</i> (48-60u) | | | | <1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pediastrum</i> spp. | | | x | | | | | | | | x | | | | | |
| <i>Spirogyra a</i> (20-42u, 1K, L) | | | 15 | | x | | | | | x | x | | | | | |
| <i>Spirogyra c1</i> (34-49u, 3?K, L, l/ b>3, svart) | | 1 | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Spirogyra d</i> (30-50u, 2-3K, L) | | | | 3 | | | | | | | x | | | | | |
| <i>Spirogyra</i> spp. | | | | x | | | | <1 | | | | | | <1 | | |
| <i>Staurastrum</i> spp. | | x | | | x | | x | | | | | | | | | |
| <i>Stigeochlonium</i> spp. | | | | x | | | | | 1 | | | | | | | |
| <i>Tetraspora gelatinosa</i> | | | | | | | | <1 | | | | | | | | |
| Uidentifiserte trådformede grønnalger | | x | | | | | | | x | | | | | | | |
| <i>Ulothrix tenerrima</i> | | | | | | | | | | | | | | xx | | |
| <i>Ulothrix zonata</i> | | x | | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Zygnema a</i> (16-20u) | | | | | | | <1 | | | | | | | | | |
| <i>Zygnema b</i> (22-25u) | 30 | x | | | 30 | | 15 | | | | <1 | | | | | |
| <i>Zygnema c</i> (30-40u) | | <1 | | | | | | | | | | | | | | |

| Taksa | N1 | N4 | N5 | F3 | L12 | L9 | RO | L2 | MÅS2 | MÅS3 | GJA | MIK | ULV | GJA | L4 | L5 |
|---------------------------------------|----|----|-----|-----|-----|----|----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|----|----|
| Rhodophyceae (Rødalger) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Audouinella chalybaea</i> | | | | <1 | | | | <1 | | | | | x | | | |
| <i>Audouinella bermannii</i> | | | | xx | | 1 | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Audouinella pygmaea</i> | | | | | | <1 | | | | | | | | | | |
| <i>Batrachospermum gelatinosum</i> | | | | | <1 | 1 | | | | 90 | | | | | | |
| <i>Batrachospermum helminthosum</i> | | | | <1 | | | | <1 | | | | | <1 | | | |
| <i>Batrachospermum spp.</i> | <1 | | | <1 | | <1 | | <1 | | | <1 | | x | | | |
| <i>Batrachospermum turfosum</i> | | | | | | <1 | | | | | | | | | | |
| <i>Compsopogon spp.</i> | | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lemanea spp.</i> | | 2 | | <1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Uidentifiserte Rhodophyceer</i> | | | x | | | | | | x | | | | | x | | |
| Xanthophyceae (Gulgrønnalger) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tribonema vulgare</i> | | | | | | | | | | | | | x | | | |
| <i>Vaucheria spp.</i> | | | | 5 | | | | | | | | | 25 | xxx | xx | |
| Bacillariophyceae (Kiselalger) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Didymosphenia geminata</i> | | x | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tabellaria flocculosa</i> | | | | | 20 | <1 | xx | | | | | | | | | |
| <i>Uidentifiserte kiselalger</i> | xx | <1 | xxx | xxx | <1 | xx | xx | xxx | <1 | xxx | xxx | | xxx | x | xx | x |
| Saprophyta (Nedbrytere) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sphaerotilus natans</i> | | | | x | | | | xx | | | | | xx | | xx | |

Vedlegg 2: Vannvegetasjon i nedre del av Nitelva (N6 og N8), Svillet i Øyeren (ØY6) og Stilla (STI) i 2014. Mengdevurdering: 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Rødlistede (RL) arter i henhold til Kålås m.fl. (2010). Fullt navn på lokalitetene er beskrevet i tabell 1.

| RL | Latinsk navn | Norsk navn | N6 | N8 | ØY6 | STI |
|-----------|-----------------------------------|--------------------------|-----------|-----------|----------|----------|
| | ISOETIDER | Kortskuddplanter | | | | |
| | <i>Eleocharis acicularis</i> | Nålesivaks | | 3 | | |
| | ELODEIDER | Langskuddsplanter | | | | |
| | <i>Batrachium floribundum</i> | Storvassoleie | 2 | | | |
| | <i>Callitriche palustris</i> | Småvassbår | 1 | | | |
| | <i>Ceratophyllum demersum</i> | Hornblad | | 2 | | 5 |
| | <i>Elodea canadensis</i> | Vasspest | | 2 | | |
| | <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | Tusenblad | 2 | | | |
| | <i>Potamogeton alpinus</i> | Rusttjønnaks | 1 | | | |
| | <i>Potamogeton gramineus</i> | Grastjønnaks | 2 | | | |
| | <i>Potamogeton obtusifolius</i> | Buttjønnaks | 1 | | | 5 |
| NT | <i>Potamogeton pectinatus</i> | Busttjønnaks | | 2 | 3 | |
| | <i>Potamogeton perfoliatus</i> | Hjertetjønnaks | | 3 | 3 | |
| | <i>Utricularia vulgaris</i> | Storblærerot | | | | 3 |
| | NYMPHAEIDER | Flytebladsplanter | | | | |
| | <i>Nuphar lutea</i> | Gul nøkkerose | 3 | 2 | 3 | 2 |
| | <i>Persicaria amphibia</i> | Vasslirekne | 3 | | 2 | 1 |
| | <i>Potamogeton natans</i> | Vanlig tjønnaks | 3 | 3 | 3 | 3 |
| | <i>Sagittaria sagittifolia</i> | Pilblad | 4 | 3 | 1 | |
| | <i>Sparganium angustifolium</i> | Flotgras | | 2 | 2 | |
| | <i>Sparganium emersum</i> | Stautpiggknopp | 5 | 4 | 4 | 1 |
| | LEMNIDER | Flytere | | | | |
| | <i>Lemna minor</i> | Andemat | | 1 | | 2 |
| | CHARACEER | Kransalger | | | | |
| EN | <i>Chara braunii</i> | Barkløs småkrans | | 1 | | |
| | SUM antall karplanter | | 11 | 12 | 8 | 8 |

Vedlegg 3: Sammensetningen av bunndyrsamfunnene i Leira og Nitelva 2014. Forsuringsfølsomme døgnfluer (arter som dør ut ved pH-fall ned til 5,5) er markert med *** etter navnet. Fullt navn på lokalitetene er beskrevet i tabell 1.

| | | N1 | N4 | N5 | F3 | L12 | L9 | RO | SOG | L2 | MÅS2 | MÅS3 | TVE1 | GJÅ | MIK | ULY | GJA | L4 | EBØL | J14 | L5 | |
|----------------------|------------------------------|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|----|
| Bivalvia | Sphaeriidae gen. Sp. | 14 | | 80 | 14 | 16 | 6 | | | | | | | 60 | 20 | | | | | | 1 | 1 |
| Coleoptera | Dytiscidae gen. Sp. Iv. | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 |
| Coleoptera | Elmidae gen. Sp. Iv. | | 12 | 104 | | 1 | 108 | | | 6 | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | | | |
| Coleoptera | Elmis aenea Iv. | | 5 | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera | Hydraena palustris | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera | Hydraena sp. ad. | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | |
| Coleoptera | Limnius volckmari Ad | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera | Oulimnius sp. ad. | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diptera | Ceratopogonidae gen. Sp. | | | 20 | 16 | 3 | 8 | 2 | | | | 2 | | 1 | 54 | 30 | 26 | 6 | 2 | 4 | | |
| Diptera | Chironomidae gen. Sp. | 102 | 172 | 1504 | 1008 | 456 | 168 | 112 | 42 | 288 | 608 | 448 | | 96 | 90 | 160 | 944 | 376 | 1792 | 192 | 560 | 34 |
| Diptera | Diptera gen. sp. | 8 | 4 | 16 | | 2 | 3 | 2 | 2 | | | 2 | | | | | | | | | | |
| Diptera | Limoniidae gen. Sp. | 8 | 2 | 1 | | | 1 | | | | | | | 6 | 1 | | 10 | 5 | 1 | 20 | 1 | |
| Diptera | Muscidae gen. Sp. | | | | 6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diptera | Psychodidae gen. Sp. | | | | 3 | | 1 | | | | | | | 6 | | | 18 | 16 | | 8 | 12 | |
| Diptera | Simuliidae gen. Sp. | 1 | 26 | 104 | 1 | 132 | 12 | 3 | | 18 | | 52 | | 20 | | 12 | 48 | | | 2 | 5 | |
| Diptera | Tipulidae gen. Sp. | | | | | | | | | | 2 | 1 | | | | 3 | | | | 8 | 2 | |
| Ephemeroptera | Baetidae gen. Sp.*** | | | 32 | | | | | | 34 | | | | | | | | 168 | | | 14 | |
| Ephemeroptera | Baetis digitatus.*** | 8 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Baetis muticus.*** | 10 | | 2 | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Baetis niger.*** | | 1 | | 2 | | | 12 | | | | | | | | 16 | 6 | 10 | | | 2 | |
| Ephemeroptera | Baetis rhodani.*** | 74 | 116 | | 832 | 1 | 40 | 184 | 18 | 216 | | 12 | | 164 | | 60 | 14 | | | 32 | 2 | |
| Ephemeroptera | Baetis sp.*** | | 14 | | | 14 | 2 | 14 | | | | | | | | 30 | 6 | | | 28 | | |
| Ephemeroptera | Caenis horaria.*** | | | 44 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Caenis sp.*** | | | 68 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Centroptilum luteolum.*** | | 12 | 56 | | | | | | | | | | | 30 | | 56 | 18 | | | 2 | |
| Ephemeroptera | Ephemerella danica.*** | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Ephemerella vulgata.*** | | | 2 | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Ephemerella mucronata | | 6 | 12 | | | 8 | | | 18 | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Heptagenia dalecarlica.*** | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Heptagenia sulphurea | 5 | | | | | | 2 | | | | | | 1 | 1 | | | | | | 1 | |
| Ephemeroptera | Kageronia fuscogrisea | | | 20 | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| Ephemeroptera | Leptophlebia sp. | 1 | | | | | | | | | | | | | | 20 | | 1 | | | | |
| Ephemeroptera | Leptophlebia vespertina | | | | | | | | | | | | | | 24 | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Leptophlebiidae gen. Sp. | | | 16 | | 8 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | Paraleptophlebia sp. | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Gastropoda | Ancylus fluviatilis | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gastropoda | Lymnaeidae gen. Sp. | | | | | 4 | 12 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gastropoda | Planorbidae gen. Sp. | | | | | | | | | | 4 | | | | | | | | | | 2 | |
| Heteroptera | Corixidae gen. Sp. | | | 12 | 1 | | | | | | | | | | | | | 30 | | | | |
| Hirudinea | Erpobdella sp. | | | | 2 | 1 | | | | | | | | 1 | 1 | 3 | 1 | | | | | 1 |
| Hirudinea | Glossiphonia Sp. | | | 1 | 4 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hydrachnidia | Hydrachnidia gen. Sp. | | 4 | 2 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | | | 6 | |
| Isopoda | Asellus aquaticus | | | 14 | 76 | | | | | | | | | | | | 48 | | | 2 | 5 | |
| Odonata | Cordulegaster boltonii | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Odonata | Onychogomphus forcipatus | 2 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Oligochaeta | Oligochaeta gen. sp. | 12 | 10 | 220 | 272 | 38 | 108 | 8 | 2 | 10 | 688 | 12 | 24 | 2 | 50 | 68 | 68 | 6 | 76 | 36 | 44 | |
| Plecoptera | Amphinemura borealis | 3 | | | | | | 10 | | | | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Brachyptera risi | | 2 | | | 3 | 1 | 1 | 6 | 14 | | | | 1 | | | | | | | | |
| Plecoptera | Capnopsis schilleri | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | |
| Plecoptera | Diura nanseni | | | 1 | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Isoperla sp. | 6 | | | | 2 | | 14 | | | | | | | 14 | | | | | | | |
| Plecoptera | Leuctra hippopus | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Leuctra sp. | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Nemoura avicularis | | | | | | | | | | | | | | | 3 | | 1 | | | | |
| Plecoptera | Nemoura cinerea | | | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 3 |
| Plecoptera | Nemoura sp. | | 1 | | | | | | | | 8 | | | | | | 1 | | | 4 | 1 | |
| Plecoptera | Nemouridae gen. Sp. | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 2 |
| Plecoptera | Nemurella pictetii | | | | | | | | | | 8 | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Plecoptera gen. Sp. | | | | | 1 | 2 | | | | 3 | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Siphonoperla burmeisteri | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | Taeniopteryx nebulosa | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Agapetus ochripes | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Brachycentrus subnubilus | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Trichoptera | Chimarra marginata | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Glossosomatidae gen. Sp. | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Hydropsyche siltalai | | | | 28 | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | |
| Trichoptera | Hydropsyche sp. | 2 | | 2 | 6 | | | 1 | | 1 | | 2 | | 2 | | | | | | | | |
| Trichoptera | Ithytrichia sp. | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Lepidostoma hirtum | 1 | | 4 | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Leptoceridae gen. Sp. | | 2 | 24 | | | 10 | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | |
| Trichoptera | Limnephilidae gen. Sp. | | | | | 1 | 1 | | | 1 | | | | | | | 6 | 1 | | | 6 | |
| Trichoptera | Micrasema setiferum | 12 | 128 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Oxyethira sp. | | | | | 16 | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Trichoptera | Plectrocnemia conspersa | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | | | | | 2 |
| Trichoptera | Polycentropodidae gen. Sp. | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | 2 |
| Trichoptera | Polycentropus flavomaculatus | 1 | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | Rhyacophila fasciata | | | | | | | | | | | | | | | 6 | | | | | | 6 |
| Trichoptera | Rhyacophila nubila | | 1 | | 3 | | | 2 | | | | 1 | | 1 | | 1 | | | | | | |
| Trichoptera | Rhyacophila sp. | | | | 3 | 1 | | | | 1 | | | | | | 4 | | | | | | |

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no