

1831

NINA Rapport

Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget

- Resultater 2019

Thomas Correll Jensen, Ina Bakke Birkeland, Terje Bongard, Trygve Hesthagen, Atle Hindar, Randi Saksgård, Susanne Schneider, Liv Bente Skancke, Birger Skjelbred, Gaute Velle



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget

- Resultater 2019

Thomas Correll Jensen, Ina Bakke Birkeland, Terje Bongard, Trygve Hesthagen, Atle Hindar, Randi Saksgård, Susanne Schneider, Liv Bente Skancke, Birger Skjelbred, Gaute Velle

Jensen, T.C., Birkeland I.B., Bongard, T., Hesthagen, T., Hindar, A., Saksgård, R., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Velle, G. 2020. Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget – resultater 2019. NINA Rapport 1831. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo mai 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4590-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Bjørn Walseng

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

Avtalenummer: 19087501 / M-1740|2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Bunndyrprøvetaking i Atna nedstrøms for Atnsjøen © Jon

Magerøy, NINA

NØKKEWORD

Norge, Atna- og Vikedalsvassdragene

- Ferskvann, vannkjemi, planteplankton, begroingsalger, dyreplankton, bunndyr, fisk.

KEY WORDS

Norway, The Atna- and Vikedal-watercourses

- Freshwater, waterchemistry, phytoplankton, epiphytic algae, zooplankton, bentic macro-invertebrates, fish

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Jensen, T.C., Birkeland I.B., Bongard, T., Hesthagen, T., Hindar, A., Saksgård, R., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Velle, G. 2020. Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget – resultater 2019. NINA Rapport 1831. Norsk institutt for naturforskning.

Målet med prosjektet "Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget" er å følge forholdene og de biologiske samfunnene i de to vassdragene over tid for bl.a. å kunne dokumentere, og om mulig forstå de naturlige variasjonene og eventuelle endringer som kan relateres til menneskelige aktiviteter. Prosjektet er et samarbeid mellom NINA, NIVA og NORCE LFI. Rapporten er en kort gjennomgang av arbeidet som ble utført i 2019. En mer grundig gjennomgang av resultatene har vært gjort med års mellomrom, første gang i 2004 og sist i 2010. I Atna var det i 2019 undersøkelser av begroingsalger og bunndyr. I tillegg ble det i Atnsjøen gjort fysiske/kjemiske målinger og undersøkelser av plante- og dyreplankton samt fisk. I Vikedalselva ble det gjort undersøkelser av vannkjemi, begroingsalger og bunndyr.

Thomas Correll Jensen, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
E-post: thomas.jensen@nina.no

Ina Bakke Birkeland, NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen
E-post: inbi@norceresearch.no

Terje Bongard, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
E-post: terje.bongard@nina.no

Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
E-post: trygve.hesthagen@nina.no

Atle Hindar, Norsk institutt for vannforskning, Jon Lilletuns vei 3, 4879 Grimstad
E-post: atle.hindar@niva.no

Randi Saksgård, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
E-post: randi.saksgard@nina.no

Susanne Schneider, Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
E-post: susi.schneider@niva.no

Liv Bente Skancke, Norsk institutt for vannforskning, Jon Lilletuns vei 3, 4879 Grimstad
E-post: liv.skancke@niva.no

Birger Skjelbred, Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
E-post: birger.skjelbred@niva.no

Gaute Velle, NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen
E-post: gvel@norceresearch.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Atna	7
2.1 Begroingsalger Atna	7
2.2 Bunndyr Atna	10
2.3 Temperatur, oksygen og siktedyp Atnsjøen.....	15
2.4 Planteplankton Atnsjøen.....	17
2.5 Dyreplankton Atnsjøen	21
2.6 Fisk Atnsjøen	22
Resultater og diskusjon	22
3 Vikedal	26
3.1 Vannkjemi Vikedal	26
3.2 Begroingsalger Vikedal.....	29
3.3 Bunndyr Vikedal.....	31
4 Referanser	34

Forord

Rapporten er en kort presentasjon av resultater fra arbeidet utført i 2019 på prosjektet «Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget». Prosjektet er et samarbeid mellom NINA, NIVA og NORCE LFI med Thomas Correll Jensen fra NINA som prosjektleder. Prosjektet er støttet av Miljødirektoratet.

Alle bidragsyterne takkes for god innsats, og Steinar Sandøy fra Miljødirektoratet takkes god dialog og godt samarbeid i forbindelse med prosjektet.

Mai 2020

Thomas Correll Jensen

1 Innledning

Overvåkingsprogrammet "Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget" (tidligere kalt Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann i Atna og Vikedalsvassdraget) er en videreføring av "Forskref"-programmet finansiert av det daværende Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråd (NTNF), delvis som en del av undersøkelsene i "10-års vernede vassdrag". I de senere årene har arbeidet blitt utført med tilskudd fra tidligere Direktoratet for naturforvaltning, men med betydelig egeninnsats fra de deltakende institusjonene, NORCE LFI (tidligere LFI Uni Research Miljø), NIVA og NINA. Resultatene frem til 2009 ble oppsummert i 2010 (Sandlund m. fl. 2010). På grunn av begrensede ressurser har det vært nødvendig å redusere programmet i henhold til de opprinnelige planene. Tidsseriene fra prosjektet hører likevel til de lengste og mest omfattende biologiske tidsserier fra ferskvann i Norge, og prosjektgruppen anser det som særdeles viktig at undersøkelsene videreføres.

Målet med prosjektet "Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget" er å følge forholdene og de biologiske samfunnene i de to relativt uberørte vassdragene over tid for bl.a. å kunne dokumentere og om mulig forstå naturlige variasjoner og eventuelle endringer som kan relateres til menneskelige aktiviteter. Atnavassdraget ligger i Hedmark og Oppland og representerer et innlandsvassdrag. Vikedalsvassdraget ligger i Rogaland og representerer et kystvassdrag. Her oppsummeres kort resultatene fra 2019.

2 Atna

2.1 Begroingsalger Atna

Susanne Schneider, NIVA

Feltarbeid

Ved undersøkelse av begroingsalger i rennende vann benyttes standard metodikk for prøvetaking av bentiske alger (NS-EN 15708: 2009).

På hver stasjon blir en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det tas prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger og disse lagres i separate beholdere (dramsglass). Dekningsgrad av alle makroskopisk synlige elementer estimeres som "% dekning". For prøvetaking av mikroskopiske alger blir 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversida av hver stein, børstes med en tannbørste, og det avbørstede materialet blandes så med ca. 1 liter vann. Fra blandingen tas det en delprøve som konserveres med formaldehyd. Innsamlede prøver blir senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene, som finnes sammen med de makroskopiske elementene, estimeres som hyppig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

For hver stasjon beregnes forsuringindeksen for begroingsalger AIP (acidification index periphyton) (Schneider og 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, hvor 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 beregnes eutfieringsindeksen PIT (periphyton index of trophic status) for hver stasjon (Schneider og 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.

Resultater

Begroingsalger ble undersøkt 20./21. juni og 30. august 2019 på 7 stasjoner i Atnvassdraget, og resultatene er gitt i **tabell 2.1.1**. Vi ønsker å påpeke at undersøkelsene i Atnvassdraget ble finansiert gjennom ulike prosjekter, men at vi rapporterer resultatene for alle stasjoner her likevel, for å få en bedre oversikt over tilstanden i hele vassdraget.

PIT (periphyton index of trophic status) og AIP (acidification index periphyton) ble beregnet for alle stasjoner (**fig. 2.1.1**). PIT indeksen var generelt lav (= indikerer god eller svært god tilstand) på alle stasjoner. PIT indeksen var litt høyere øverst i vassdraget, noe som er blitt observert også i tidligere år. Dette kan skyldes at det er en del sau som er på beite, og det er mange turister i området. Fra DAN 02 og nedover i vassdraget var PIT indeksen stabilt mellom 5 og 7, både vår og høst. Dette tyder på at det er ubetydelige tilførsler av næringssalter til Atna i denne delen av vassdraget.

Tabell 2.1.1. Begroingsorganismer (ikke kiselalger bortsett fra *Tabellaria flocculosa* og *Didymosphenia geminata*) i Atnavsdraget i 2019. Hyppigheten av artene er angitt som dekningsgrad. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

	DAN A01;2019 _06_20;A tna Vidjedals bekken	DAN A01;2019 _08_30;A tna Vidjedals bekken	DAN A02;2019 _06_20;A tna, Dørrålen	DAN A02;2019 _08_30;A tna, Dørrålen	DAN A03;2019 _06_20;A tna, Elgvassli	DAN A03;2019 _08_30;A tna, Elgvassli	DAN A04;2019 _06_20;A tna, utl_ Atnasjø	DAN A04;2019 _08_30;A tna, utl_ Atnasjø	DAN A05;2019 _06_21;A tna o_saml_S etninga	DAN A05;2019 _08_30;A tna o_saml_S etninga	DAN A06;2019 _06_21;S etninga før Atna	DAN A06;2019 _08_30;S etninga før Atna	DAN A11;2019 _06_21;A tna, Solbakken	DAN A11;2019 _08_30;A tna, Solbakken	
Cyanophyceae (Cyanobakterier)															
Calothrix spp.							x	xx	xx				<1	x	
Capsosira brebissonii					xx	x					x	x	<1	<1	
Chamaesiphon confervicola			x												
Chamaesiphon incrustans		x													
Chamaesiphon polonicus				<1	<1	<1		<1				<1			
Chamaesiphon rostafinskii								x	xx				x	xx	
Clastidium setigerum							x		xx		x		x	xxx	
Cyanophanon mirabile				x				xxx	xxx	xx			xxx	xx	
Homoeothrix janthina	x	x		x											
Leptolyngbya gloeophila				xxx											
Leptolyngbya spp.		x				xx					x	x			
Phormidium autumnale		<1		<1	<1	20					xx	3			
Phormidium heteropolare									x	x			x	x	
Phormidium spp.	x								x					x	
Pseudanabaena starmachii		xx													
Rivularia beccariana							xx						xx	<1	
Rivularia borealis								xx	xx						
Schizothrix spp.						xx				xx				xx	
Schizothrix tinctoria						x				xx					
Stigonema mammosum										15			<1	<1	
Tolypothrix distorta								<1	<1						
Tolypothrix penicillata											<1	x	<1	<1	
Chlorophyceae (Grønnalger)															
Actinotaenium cruciferum				x											
Binuclearia tectorum			x					x							
Bulbochaete spp.								x		<1		x	xx	<1	
Closterium spp.				x			x	x	x	x			x	x	
Cosmarium spp.		x		x	x	x		x	x	xx	x	x		xx	
Cylindrocystis spp.					x										
Desmidium spp.								x							
Draparnaldia glomerata													<1		
Euastrum spp.										x				x	
Klebsormidium rivulare			x	<1	xx	x	<1	xx		xx		x		1	
Microspora amoena		x			<1	2						x			
Microspora pachyderma					x		x			xx					
Microspora palustris					xx	x									
Microspora palustris var minor				x											
Mougeotia a (6-12u)			x			x		xx	x	x		x	x	1	
Mougeotia c (21-24)						x									
Mougeotia d (25-30u)									<1	x					
Mougeotia e (30-40u)												x	x		
Mougeotiopsis calospora									x	xx					
Oedogonium a (5-11u)								x	x	x			x	x	
Oedogonium b (13-18u)							xx	xx	x	x				55	
Oedogonium c (23-28u)					x		x		2	3			1	1	
Oedogonium d (29-32u)									3	3				1	
Oedogonium e (35-43u)									xx	2					
Spirogyra a (20-42u,1K,L)		<1		x		8	x			5		6		x	
Spirogyra sp6 (70-75u,2K,L)												x			
Staurastrum spp.		x		x			x	x		x		x	x	x	
Teilingia granulata								x		x		x		x	
Tetraspora gelatinosa									<1						
Uidentifiserte coccale grønnalger								x		x					
Ulothrix tenuissima				xx											
Ulothrix zonata												x			
Zygnema b (22-25u)				xxx			<1	15	xxx	3	<1	x	<1	x	
Zygnema c (30-40u)		x													
Chrysophyceae (Gullalger)															
Hydrurus foetidus	50	5	50	10	x	20						<1			
Bacillariophyceae (Kiselalger)															
Didymosphenia geminata												<1	3	<1	x
Tabellaria flocculosa (agg.)				xx	x	x	xx	5	xx	xxx	x	x	x	xx	
Rhodophyceae (Rødalger)															
Batrachospermum gelatinosum														<1	
Lemanea fluviatilis			<1	<1	5	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Uidentifiserte Rhodophyceer						x									
Phaeophyceae (Brunalger)															
Herbaudiella fluviatilis												<1		<1	

AIP indeksen tyder på at Atnavsdraget generelt er lite forsuret. Et unntak var DAN 04 (utløp Atnasjø), om høsten. I denne delen av vassdraget er kalsium konsentrasjonen høyere enn 1 mg/l, og det betyr at AIP indeksen indikerer moderat tilstand med hensyn til forsurening. DAN 04 har hatt en ganske lav AIP indeks også i tidligere år, men vi har fortsatt ingen forklaring på hvorfor det er slik. Som det ble antydnet i tidligere rapporter, gikk AIP indeksen på denne stasjonen ned siden 1988. En mulig forklaring kan være nitrogendeposisjon, men det trengs nærmere undersøkelser før man kan si noe om mulige årsaker. Setninga (DAN 06) har, som i tidligere år, en høyere AIP indeks, noe som kan forklares med at Setninga har en litt høyere kalsiumkonsentrasjon en Atna.

Antallet begroingsalgearter økte nedover i vassdraget. Dette er normalt i upåvirkete vassdrag. Økosystemer med lavt artsantall er generelt mer sensitive overfor stressorer enn økosystemer

med mange arter, og det betyr at særlig de øvre delene av Atnvassdraget er utmerket til overvåking av for eksempel klimaendringer, nitrogendeposisjon, eller andre stressorer. Antallet begroingsalger var høyere om høsten enn om våren, noe som er normalt. På de øverste stasjonene var artsantallet noe høyere enn i tidligere år. Årsaken til dette er ukjent.

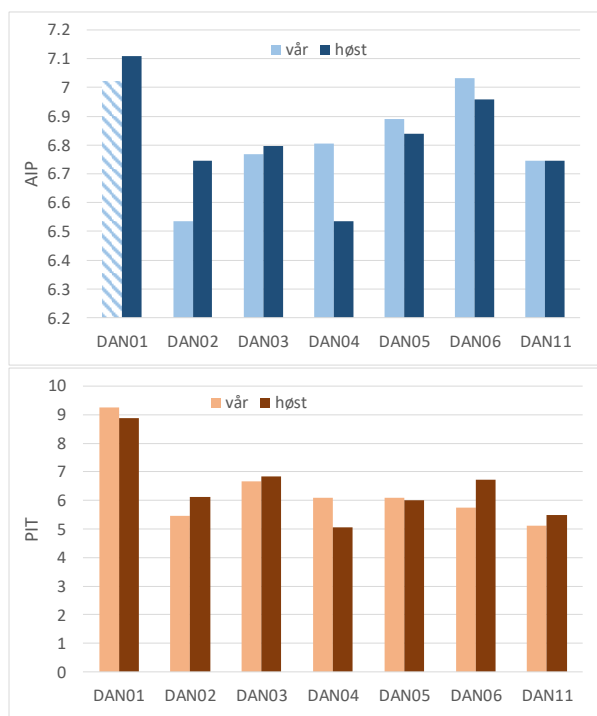


Fig. 2.1.1. PIT og AIP indeks på 7 stasjoner i Atnvassdraget i 2019.

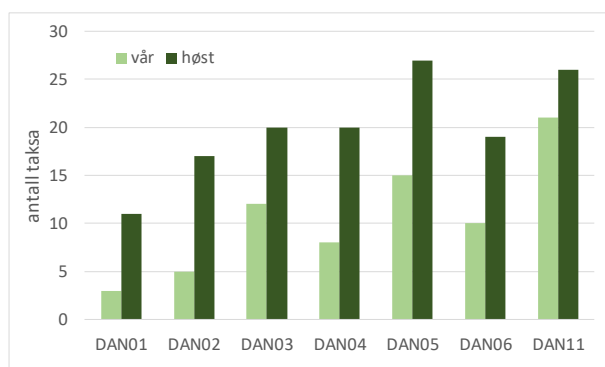


Fig. 2.1.2. Antall arter begroingsalger på 7 stasjoner i Atnvassdraget i 2019.

2.2 Bunndyr Atna

Terje Bongard, NINA

Metoder og materiale

Bunndyrundersøkelsene i Atna har pågått hvert år siden 1986, og representerer derfor en av de lengste dataseriene på bunndyr fra urørte vassdrag i Norge (Aagaard m. fl. 2004). Fra 2003 har det vært tatt prøver på fire faste stasjoner: Vidjedalsbekken, Dørålseter, Vollen og Solbakken (Figur 2.2.1). Kartlegging (inventering) av biologisk artsmangfold er krevende på ulike måter. Bunnfaunaens arter har livssykluser som krever prøvetaking gjennom isfri sesong for å registrere flest mulig arter.

På hver stasjon tas sparkeprøver av 4 minutters varighet på tre tidspunkter gjennom sesongen. I 2019 ble det tatt prøver 7. mai, 29. juni og 31. august. Hvert år forsøkes det å komme opp til de innerste stasjonene så fort vær og fører tillater det. I 2019 var det ikke mulig å få tatt prøver på stasjon 1 den 7. mai. Prøvene plukkes for dyr til det ikke lenger oppdages nye bunndyrgrupper eller arter innen døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Biller, døgnfluer, steinfluer og vårfluer artsbestemmes på laboratoriet. Om mulig utføres i tillegg håvslaging i vegetasjon for å finne voksne individer av de tre sistnevnte gruppene. Tetthetsestimater baseres på «subsampling».

Resultater og diskusjon

Totalt ble ca 25 000 individer identifisert i prøvene fra 2019. Færre individer enn i 2018 (ca 50 000) kan delvis forklares ved vårprøven som manglet i 2019. Antallene for de vanligste taxa var som følger (verdier for 2018 i parentes): Døgnfluen *Baetis rhodani* 5000 (20 000), vannmidd 100 (1000), ekte knott 2500 (2 000) og fjærmygg 15 500 (10 000). Stor vannføring har gjort prøvetaking vanskelig de to siste årene.

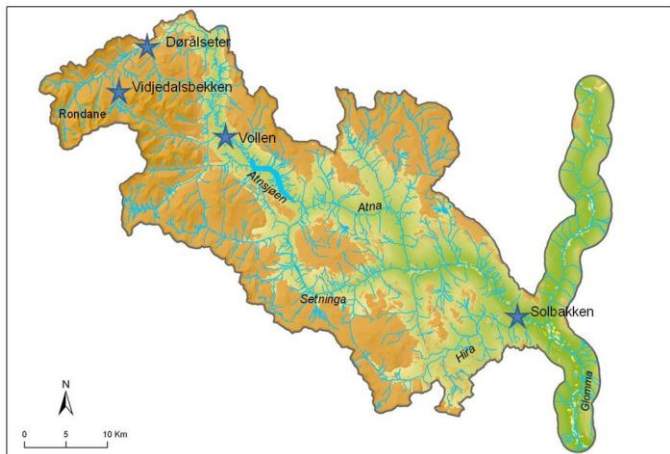


Fig. 2.2.1. Kart over bunndyrstasjonene i Atnavassdraget fra 2003 til nå.

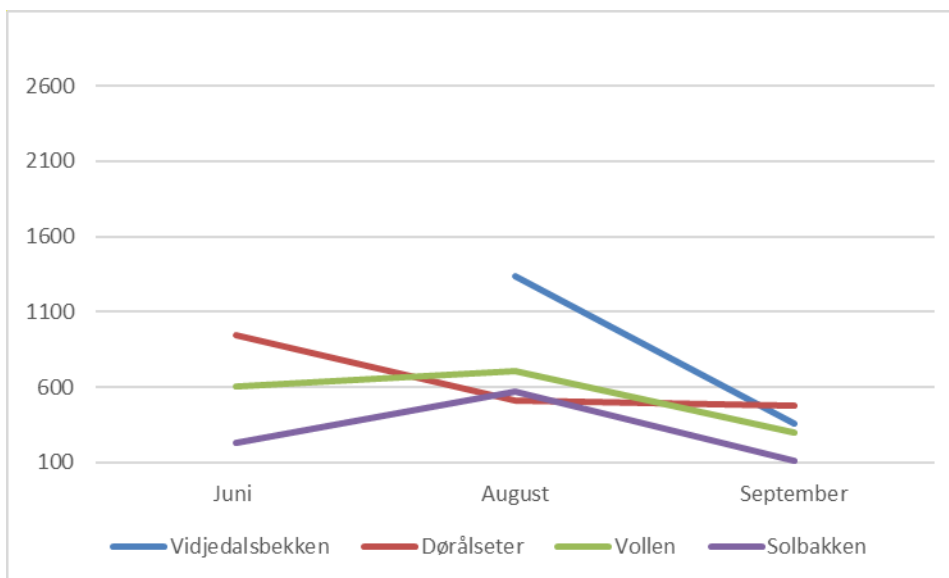


Fig. 2.2.2. Totale forekomster av bunndyr per minutt sparkeprøve fra Atna 2019.

De totale forekomster av antall bunndyr hadde en noe forskjellig utvikling gjennom sesongen men med lavest tetthet i september (fig. 2.2.2). Det er imidlertid av forskjellige grunner knyttet usikkerhet til disse tallene. Antall individer av organismer i ferskvann varierer enormt i tid og rom noe som blant annet kan være forårsaket av oppblomstringer av enkelte grupper. Variasjoner i vannføring og vanntemperatur vil også påvirke resultatene. Tidspunktene for prøvetaking forsøkes derfor lagt til perioder med liten vannføring og helst når vanntemperaturen er sammenlignbar med hva som har vært tilfelle ved tidligere undersøkelser.

Bunndyrfaunaen i Atna domineres av noen få arter som opptre i svært høye antall (tabell 2.2.1), og der døgnfluene *Baetis rhodani* og *Ephemerella aroni* i alle år har utgjort hovedmengden av EPT-arter.

Døgnfluer

Frem til 2018 har det vært en tendens til at det ble funnet færre arter av døgnfluer, men i 2019 ble det registrert 7 arter, hvilket er 2 arter mer enn i 2018. Dette er fremdeles et lavt antall når vi vet at det er registrert 18 arter i vassdraget. En ny art for Atna, *Baetis niger*, ble funnet på Solbakken i juni i 2017 og gjenfunnet i 2019. Arten som er svært vanlig i rennende vann og vidt utbredt i Norge, er tolerant mot eutrofiering. Som i tidligere år dominerer *Baetis rhodani* i hele vassdraget, mens *Ephemerella aroni* er vanlig i nedre deler.

Steinfluer

I 2019 ble det funnet 15 av til sammen 25 arter som er registrert i vassdraget. Dette er en art mer enn i 2018. Artsantallet er likevel lavere enn hva en kan forvente. Individantallet av steinfluer varierer mindre enn for døgn- og vårfluer. *Capnia* sp som tidligere forekom i store antall, har blitt mindre tallrike. Også de normalt svært vanlige artene tilhørende slekten *Leuctra* er i tilbakegang. Forklaringen kan være at prøvene er tatt på et tidspunkt da artene har forekommet som voksne, egg eller svært små nymfer (vanskelig å artsbestemme). Steinfluer er kaldtvannstilpasset, og man kan derfor forvente at denne gruppen vil være blant de første til å respondere på eventuelle klimaendringer.

Vårfluer

I 2019 ble det registrert 20 arter av totalt 41 arter som er påvist i bunnprøver og flygefeller i hele overvåkingsperioden i Atna (Aagaard m. fl., 2004). Det er fire arter mer enn det som ble funnet i 2018, men likevel noe lavere enn forventet. Det er fortsatt *Rhyacophila nubila* og *Apatania*-artene som dominerer, slik de har gjort siden undersøkelsene startet. I tillegg har algesugere (piercers)

i slekten *Hydroptila* en framgang. I de første Atnaundersøkelsene ble det funnet svært få individer av slekten *Oxyethira*, som ellers er svært vanlige hele landet (Aagaard m. fl., 2004). Noen få individer ble gjenfunnet på nederste stasjon i 2019. Disse artene er også algesugere, og framgangen for denne funksjonelle gruppen er trolig et resultat av den økende veksten av påvekstalter.

Andre grupper

Fjærmygg er vanligvis den mest artsrike og vanligst forekommende bunndyrgruppa i rennende vann, så også i Atna. Her varierer antallet mye både mellom stasjoner og år, og kan noen ganger være nesten helt borte, særlig i de nedre deler av elva. Sneglen *Radix balthica* er som regel blitt funnet på den nederste stasjon hvert år, og det ble den også i 2019. Det er funnet svært lite muslinger og snegler av familien *Planorbidae* i alle årn noe som må sees i sammenheng med lavt kalkinnhold. Generelt er det få «andre grupper» av bunndyr i Atna.

Konklusjon

Antall registrerte arter i 2019 er noe høyere enn i 2018, noe som i hovedsak skyldes at det ble funnet flere steinfluearter. Også av døgnfluer og vårfluer ble det funnet noen flere arter. Året 2019 bryter derfor tendensen til nedgangen i antall døgnflue- og steinfluearter som er observert de foregående år. De neste års undersøkelser vil vise om dette er en vedvarende trend.

Tabell 2.2.1. Påviste døgn-, stein- og vårfluearter i Atna 2019 sammenlignet med hva som er funnet tidligere.

Stasjon: År:	Vidjedalsbekken		Dørålseter		Vollen		Solbakken	
	1986- 2018	2019	1986- 2018	2019	1986- 2018	2019	1986- 2018	2019
Døgnfluearter								
<i>Ameletus inopinatus</i>			X		X		X	
<i>Siphonurus sp.</i>			X		X		X	
<i>S. lacustris</i>			X				X	
<i>S. aestivalis</i>					X			
<i>Baetis rhodani</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>B. scambus</i>			X		X		X	
<i>B. muticus</i>			X		X		X	X
<i>B. niger</i>							X	X
<i>B. subalpinus</i>	X				X		X	
<i>Acentrella lapponica</i>	X		X		X		X	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>			X		X		X	X
<i>H. joernensis</i>			X		X		X	
<i>H. sulphurea</i>							X	X
<i>H. fuscogrisea</i>							X	
<i>Leptophlebiidae</i>							X	
<i>Ephemerella aroni</i>	X		X		X	X	X	X
<i>E. mucronata</i>					X		X	X
<i>Serratella ignita</i>							X	
Antall arter:	4	1	10	1	12	2	17	7

Stasjon: År: Steinfluearter	Vidjedalsbekken		Dørålseter		Vollen		Solbakken	
	1986- 2018	2019	1986- 2018	2019	1986- 2018	2019	1986- 2018	2019
<i>Arcynopteryx compacta</i>	X		X	X	X			
<i>Dinocras cephalotes</i>			X				X	
<i>Diura nanseni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Isoperla grammatica</i>	X		X		X	X	X	X
<i>I. obscura</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>I. difformis</i>							X	
<i>Siphonoperla burmeis- teri</i>			X		X	X	X	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	X		X		X		X	
<i>Brachyptera risi</i>	X	X	X	X	X	X		
<i>Amphinemura borealis</i>	X		X		X	X	X	X
<i>A. standfussi</i>	X		X		X		X	
<i>A. sulcicollis</i>	X		X		X	X	X	X
<i>Nemoura cinerea</i>	X	X	X		X		X	
<i>N. avicularis</i>	X				X			
<i>Nemurella pictetii</i>	X		X		X		X	
<i>Protonemura meyeri</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Capnia bifrons</i>	X		X				X	
<i>C. atra</i>	X		X	X	X	X	X	
<i>Leuctra digitata</i>	X		X		X		X	
<i>L. fusca</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>L. hippopus</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>L. nigra</i>	X		X		X	X	X	
Antall arter:	19	5	19	8	19	12	19	8

Tabell 2.2.1. fortsatt

Stasjon:	Vidjedalsbekken		Døråseter		Vollen		Solbakken	
	1986-2018	2019	1986-2018	2019	1986-2018	2019	1986-2018	2019
År:								
Vårfluearter								
<i>Rhyacophila nubila</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Glossosoma spp.</i>			X		X		X	
<i>G. intermedia</i>					X		X	
<i>Agapetus ochripes</i>	X						X	X
<i>Hydroptila spp.</i>			X			X	X	X
<i>Oxyethira spp.</i>								X
<i>Ithytrichia lamellaris</i>							X	
<i>Wormaldia subnigra</i>					X			
<i>Plectrocnemia conspersa</i>							X	X
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	X		X		X	X	X	X
<i>Hydropsyche spp.</i>			X				X	
<i>H. newae</i>							X	X
<i>H. pellucidula</i>							X	X
<i>Arctopsyche ladogensis</i>			X				X	X
<i>Micrasema sp.</i>							X	
<i>M. setiferum</i>							X	X
<i>Lepidostoma hirtum</i>							X	X
<i>Apatania spp.</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>A. hispida</i>	X	X	X		X		X	
<i>A. muliebris/hispida</i>	X		X		X		X	
<i>A. stigmatella</i>	X		X		X		X	X
<i>A. wallengreni</i>							X	
<i>A. zonella</i>	X		X		X	X	X	X
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	X		X	X	X		X	
<i>Limnephilidae</i>	X		X		X		X	
<i>Chaetopteryx villosa</i>	X		X		X		X	
<i>Annitella obscurata</i>					X		X	
<i>Halesus radiatus</i>	X			X				
<i>H. digitatus</i>			X	X	X			
<i>Limnephilus sp.</i>			X		X			
<i>L. centralis</i>			X					
<i>Potamophylax spp.</i>	X				X		X	
<i>P. cingulatus</i>	X		X	X	X		X	
<i>P. latipennis</i>	X	X	X		X		X	X
<i>Sericostoma personatum</i>					X		X	X
<i>Silo pallipes</i>							X	
<i>Agrypnia varia</i>					X			
<i>Athripsodes sp.</i>							X	
<i>A. cinereus</i>							X	
<i>A. commutatus</i>							X	
Antall arter:	11	3	13	6	14	5	25	16

2.3 Temperatur, oksygen og siktedyp Atnsjøen

Thomas Correll Jensen, NINA

Feltarbeidet i Atnsjøen i 2019 ble gjennomført som planlagt med fem prøvedatoer (**tabell 2.3.1**). Prøvepunktet er lokalisert i det vestlige dypere basseng av innsjøer utfor Sørnesset (**fig. 2.3.1**). Det ble gjort målinger av temperatur og oksygenkonsentrasjon av vannkolonnen. Dessuten ble det målt siktedyp og innsjøfarge. Prøvetaking av planteplankton og dyreplankton er beskrevet under.

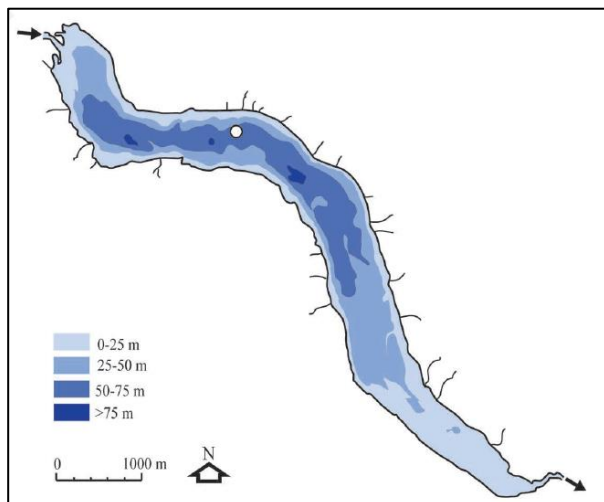


Fig. 2.3.1 Dypdekart for Atnsjøen med prøvepunkt indikert (hvit sirkel). Inn- og utløpselver er indikert med sorte piler. Dypdekoter er vist i forskjellig blånyanser.

Atnsjøen var isdekket frem til 23. mai og isen la seg igjen 20 november. Dette er tett på tidspunktene for gjennomsnittlig isgang og isdekke (periode 1954-2019), og dermed ble også isfri periode (185 dager) på gjennomsnittet (Jensen 2019).

Allerede på den første prøvedatoen i juni var det en begynnende oppvarming av vannet i overflaten (**tabell 2.3.1**). Den videre oppvarming utover i juli medfører dannelse av en termisk lagdeling som vedvarer resten av sommeren. På den siste prøvedatoen i oktober har hele vannsøylen ned til 25 m samme temperatur, så fullsirkulasjon har vært nær forestående. Atnsjøen har en forholdsvis svakt utviklet termoklin om sommeren på grunn av lavere temperaturer sammenlignet med lavereliggende områder på Østlandet (Halvorsen 2004). I tråd med tidligere års målinger var overflatetemperaturen i 2019 høyest i august. Den varme sommeren i 2018 resulterte i ekstremt høye maksimums temperaturer. Til sammenligning var verdiene i 2019 mer normale.

Atnsjøen har forholdsvis oksygenrikt vann med høy metning. Gjennom hele undersøkelsesperioden i 2019 var oksygenmetningen på 50 m dyp over 80 % (minimum 81 % i september og oktober). Dette er noe høyere enn i 2018 (minimum 74 % i september), hvilket antakelig kan tilskrives høyere nedbrytning av organisk karbon i 2018 som følge av høyere temperatur og større mengde planteplankton.

Tabell 2.3.1. Temperatur og oksygen-innhold målt på forskjellige dyp i Atnsjøen i 2019

	Dyp (m)	08.06.2019	05.07.2019	15.08.2019	05.09.2019	06.10.2019
Temperatur (°C)	0	8,1	9,2	14,7	11,9	7,3
	1	7,9	9,2	14,6	11,9	7,3
	4	7,5	9,1	14,5	11,9	7,3
	6	7,1	9,1	13,8	11,9	7,3
	10	6,4	8,9	11,4	11,7	7,3
	15	6,0	7,2	8,3	9,0	7,3
	20	5,7	6,3	7,2	7,5	7,3
	25	5,5	5,9	6,5	6,5	7,3
	50	5,1	5,5	5,8	5,9	6,6
Oksygen (mg O ₂ /l)	0	11,10	10,74	9,67	10,01	10,74
	1	11,22	10,63	9,68	9,91	10,73
	4	11,20	10,62	9,62	9,86	17,72
	6	11,15	10,59	9,60	9,81	10,67
	10	11,02	10,49	9,65	9,77	10,60
	15	10,30	10,44	9,69	9,41	10,51
	20	10,75	10,34	9,69	9,37	10,42
	25	10,59	10,26	9,77	9,50	10,32
	50	10,12	9,85	9,39	9,16	9,27
Oksygen (% metning)	0	101,9	101,9	104,1	102,5	95,8
	1	102,8	101,3	104	101,5	96,2
	4	101,6	100,7	103,2	100,9	65,7
	6	100,2	100,4	101,1	100,4	95,3
	10	97,3	98,1	96,5	99,6	94,6
	15	95,3	94,5	89,9	90,1	93,9
	20	93,3	91,6	87,7	86,4	93
	25	91,4	89,9	86,8	85,4	92,2
	50	86,6	85,5	82,0	81,2	81,4

Verdiene for siktedyp målt i 2019 ligger innenfor det som er målt tidligere (**tabell 2.3.2**). Generelt er sikten i Atnsjøen høy, men over år er det en klar nedadgående tendens (Sandlund m. fl. 2010). Siktedypet i Atnsjøen gjenspeiler hovedsakelig tilførselen av alloktont materiale gjennom elvevannet men påvirkes også av mengden av planteplankton (Sandlund m. fl. 2010, Jensen 2019).

Tabell 2.3.2 Siktedyp og farge i Atnsjøen for de fem prøvedatoer i 2019

Dato	08.06.2019	05.07.2019	15.08.2019	05.09.2019	06.10.2019
Siktedyp (m)	6	6.9	7.7	8.25	8.75
Farge	grønn	grønn	grønn	grønn	grønn

2.4 Planteplankton Atnsjøen

Birger Skjelbred, NIVA

Kvantitative plankteplanktonprøver ble tatt 5 ganger i vekstsesongen, og resultatene er gitt i **tabell 2.4.1** og **fig. 2.4.1** og **fig. 2.4.2**. Prøvene ble foretatt i henhold til standard prosedyre (NS-EN 16698:2015) og var som i tidligere år basert på blandprøver fra vannsjiktet 0-10 m.

Analyse av planteplanktonet ble foretatt i omvendt mikroskop iht. norsk standard (NS-EN 15204:2006), og artssammensetningen, biovolumet av hver art og totalt volum ble beregnet (NS-EN 16695:2016).

Svelgflagellater og gullalger var de dominerende gruppene i tillegg til fureflagellater og grønnalger. Totalt volum av planteplankton og sammensetningen av planteplanktonsamfunnet (PTI) indikerte henholdsvis svært god og god tilstandsklasse. Tilstanden basert på PTI-verdiene over tid ligger i tilstandsklasse god, bortsett fra på midten av 90-tallet da det var noe høyere verdier (**fig. 2.4.2**).

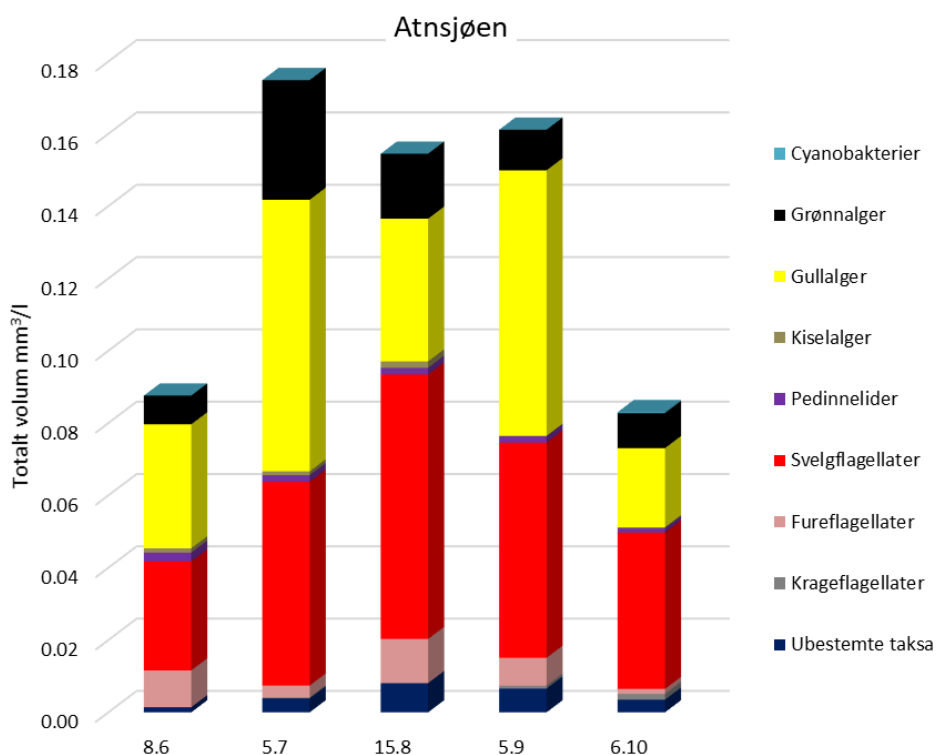


Fig. 2.4.1. Totalt volum av planteplankton og sammensetningen av ulike grupper i Atnsjøen i 2019.

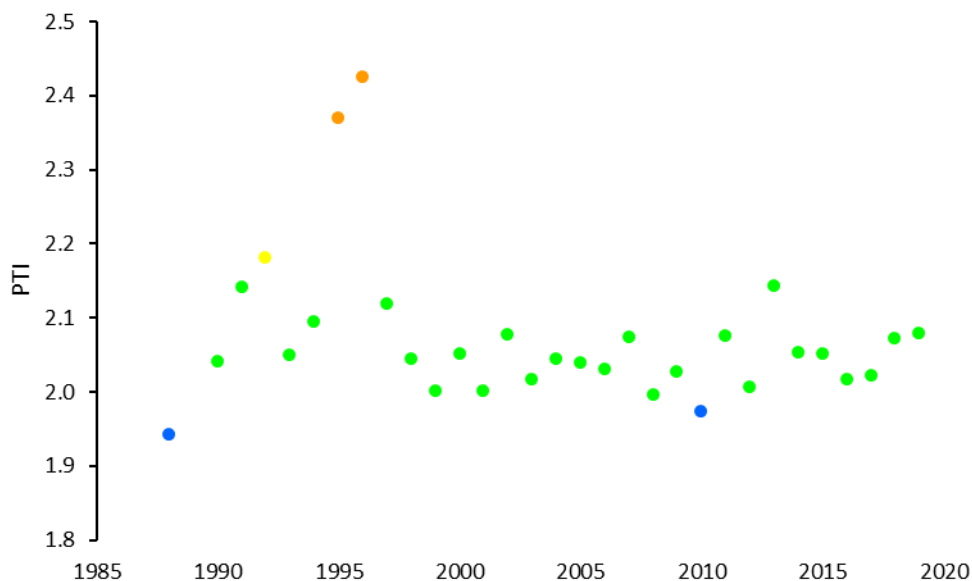


Fig. 2.4.2. PTI-verdier for planteplankton sammensetningen i Atnsjøen.

Tabell 2.3.1. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Atnsjøen 2019. Verdier gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt)

	Dato	08.06.2019	05.07.2019	15.08.2019	05.09.2019	06.10.2019
	Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Snowella atomus</i>		0.3
Sum - Cyanobakterier		0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>		0.5
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)		.	.	.	1.2	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)		.	.	1.4	0.1	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)		2.0	2.0	4.1	2.0	1.2
Chlorophyta (d=10)		.	.	.	0.8	.
Chlorophyta (d=5)		0.8	.	3.5	2.1	1.6
Chlorophyta (d=6)		0.9
<i>Cosmarium phaseolus</i>		0.4
<i>Crucigenia tetrapedia</i>		0.1
<i>Cylindrocystis brebissonii</i>		1.0
<i>Elakatothrix genevensis</i>		.	0.2	0.2	0.6	0.2
<i>Euastrum bidentatum</i>		0.2
<i>Gyromitus cordiformis</i>		.	.	0.4	.	.
<i>Koliella longiseta</i>		3.2	8.8	.	.	.
<i>Lanceola spatulifera</i>		0.4	15.0	1.8	1.9	2.9
<i>Monomastix</i>		.	.	2.1	0.6	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		.	.	0.3	0.3	.
<i>Mougeotia</i>		.	0.2	.	0.1	.
<i>Oocystis rhomboidea</i>		.	0.8	0.5	0.2	0.2
<i>Oocystis submarina</i>		0.6	6.0	2.9	1.1	1.4

	Dato	08.06.2019	05.07.2019	15.08.2019	05.09.2019	06.10.2019
	Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
<i>Paramastix conifera</i>		0.1
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>		.	.	0.5	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>		.	.	0.4	.	.
Sum - Grønnalger		7.9	33.1	18.0	11.2	9.7

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	0.8	1.1	0.3
<i>Chromulina</i>	2.8	3.7	5.6	3.6	5.1
<i>Chrysococcus</i>	0.9	2.8	1.4	3.8	0.9
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	0.4	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	13.5	46.7	15.7	15.7	4.0
Chrysophyceae (>7)	5.3	4.0	8.0	4.0	1.3
Chrysophyceae sp 3	.	3.1	.	29.6	1.0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	0.6	0.6	1.8	.
<i>Dinobryon borgei</i>	0.3	.	0.2	0.3	0.2
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	0.6	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	0.6	3.4	1.0	3.2	1.2
<i>Dinobryon korshikovii</i>	.	.	.	0.1	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	1.2	1.2	.	.
<i>Kephyrion boreale</i>	.	.	0.7	.	0.7
<i>Kephyrion littorale</i>	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4
<i>Mallomonas</i>	2.5	0.6	1.2	0.6	0.6
<i>Mallomonas akrokomos</i>	2.2	0.4	1.0	1.2	0.2
<i>Mallomonas crassisquama</i>	1.8	.	.	1.2	0.6
<i>Mallomonas hamata</i>	.	4.3	0.7	2.1	1.4
<i>Ochromonas</i>	0.9	0.9	.	0.9	0.9
<i>Paraphysomonas</i>	0.3	0.3	.	1.0	1.3
<i>Spiniferomonas</i>	2.8	2.3	0.5	2.8	0.9
<i>Spumella vulgaris</i>	0.6
Sum - Gullalger	34.3	75.1	39.5	73.5	21.9

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	.	0.1	.	.	.
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0.1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1.2	0.9	1.6	.	0.2
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	0.1	0.2	.	.
Sum - Kiselalger	1.2	1.1	1.8	0.0	0.2

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	2.5	1.8	1.8	1.8	1.2
Sum - Pedinnelider	2.5	1.8	1.8	1.8	1.2

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	1.6	3.7	0.8	0.8	0.4
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	5.9	6.9	9.8	18.6	5.9
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	0.2	1.6	13.1	11.4	11.4
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	.	0.5	0.8	2.4	8.8
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.7	7.4	7.0	4.4	4.0
<i>Plagioselmis lacustris</i>	8.2	13.9	14.7	9.8	4.1
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	13.5	22.1	25.1	11.6	8.6
<i>Telonema</i>	.	0.4	1.8	0.4	.
Sum - Svelgflagellater	30.1	56.3	73.1	59.5	43.3

	Dato	08.06.2019	05.07.2019	15.08.2019	05.09.2019	06.10.2019
	Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Dinophyceae		.	.	0.6	.	0.1
<i>Gymnodinium</i> (l=12)		.	.	6.1	2.0	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)		6.0	.	1.7	1.7	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)		0.6	2.5	1.9	3.8	1.3
<i>Gymnodinium album</i>		.	0.3	1.1	0.2	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>		2.0	0.4	.	.	.
<i>Gymnodinium simile</i>		0.5
<i>Gymnodinium uberrimum</i>		.	.	0.7	.	.
<i>Prosoaulax lacustris</i>		1.0
Sum - Fureflagellater		10.2	3.3	12.2	7.7	1.4
Choanozoa (Krageflagellater)						
Krageflagellater		.	0.3	.	0.8	1.6
Sum - Krageflagellater		0.0	0.3	0.0	0.8	1.6
Ubestemte taksa						
μ-alger, Picoplankton		0.5	2.1	7.6	3.7	2.6
Heterotrof flagellat (l<15)		0.4	1.6	0.2	2.7	0.8
Heterotrof flagellat (l=15-20)		0.5	0.1	0.2	0.2	0.1
Sum - Ubestemte taksa		1.4	3.9	8.1	6.6	3.5
Sum total :		87.6	174.9	154.5	161.1	83.0

2.5 Dyreplankton Atnsjøen

Thomas Correll Jensen, NINA

Feltarbeidet i Atnsjøen i 2019 ble gjennomført som planlagt med fem prøvedatoer (**tabell 2.4.1**).. Det ble tatt 5 kvantitative prøver med en Schindler vannhenter (14 liter) fra 11 dyp (0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 m). I tillegg ble det tatt kvalitative prøver med en zooplanktonhåv (45 µm) fra 0-20 m. Alle prøver er talt opp og artsbestemt med hensyn til hjuldyr (Rotatoria), vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda).

Total tetthet varierte mellom 15 ind. l⁻¹ i juni og 230 ind. l⁻¹ i september med et gjennomsnitt for undersøkelsesperioden på 118 ind. l⁻¹ (**tabell 2.4.1**). Dette er innenfor det som er registrert tidligere. Hjuldyr dominerte og utgjorde i gjennomsnitt 79 ind. l⁻¹, fulgt av hoppekreps (35 ind. l⁻¹) og vannlopper (5 ind. l⁻¹). Utviklingen i tetthet viser en økning fra juni til et maksimum i september. Heretter avtar tettheten igjen frem til oktober. Maksimum i september skyldes en topp i forekomsten av hjuldyr. Utviklingen i tetthet varierer fra år til år. Oftest er det en topp som kan variere fra juli til oktober, men ofte forekommer den i august eller september som i 2019 (Halvorsen m. fl. 2004, Jensen 2019).

Totalt ble det påvist 3 arter hoppekreps, 5 arter/slekter vannlopper og 16 hjuldyrarter/slekter. Hoppekrepsene er dominert av *Cyclops scutifer* fulgt av *Arctodiaptomus laticeps*. *Bosmina longispina* og *Daphnia longispina* var de dominerende vannloppene. Blant hjuldyrene var den vanligste arten *Polyarthra vulgaris* fulgt av *Kellicotia longispina*, *Polyarthra remata* og *Conochilus unicornis*. Disse artene har også dominert tidligere år, dog med noe år til år variasjon (Halvorsen m. fl. 2004, Sandlund m. fl. 2010). F. eks. kan *Conochilus unicornis* være relativt vanlig noen år, som i 2019. Andre år, som f.eks. 2018 forekommer den i lavere tettheter.

Tabell 2.4.1. Dyreplankton i Atnsjøen, 2019 (individer/liter) fra kvantitative prøver tatt med 14 liters Schindler henter. Det ble også tatt prøver med planktonhåv på hver prøvedato. «X» indikerer at en art er funnet i håvtrekkene men ikke i de kvantitative prøver.

	08.06.2019	05.07.2019	15.08.2019	05.09.2019	06.10.2019	
Copepoda	<i>Cyclops scutifer</i>	10.35	16.23	37.52	47.17	57.83
	<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	0.67	1.51	0.48	0.93	0.72
	<i>Heterocope saliens</i>		0.00		X	
Cladocera	<i>Bosmina longispina</i>	0.33	6.05	5.40	2.39	1.66
	<i>Daphnia longispina</i>	0.23	1.84	1.64	0.54	0.37
	<i>Holopedium gibberum</i>	0.16	0.83	0.44	0.44	0.07
	<i>Bythotrephes longimanus</i>	0.00	0.02	0.02	0.01	
	<i>Alona</i> sp.			0.02		
Rotatoria	<i>Keratella cochlearis</i>	1.40	4.79	2.60	5.07	4.04
	<i>Keratella hiemalis</i>	1.32	4.11	6.38	4.56	1.10
	<i>Keratella serrulata</i>				0.00	0.01
	<i>Kellicotia longispina</i>	0.59	5.60	24.23	24.92	14.97
	<i>Lecane</i> sp.	0.01		0.08	0.00	
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.25	7.25	44.93	112.45	67.56
	<i>Polyarthra remata</i>		0.04	4.02	21.70	1.80
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>				0.01	
	<i>Asplanchna</i> sp.	0.01	0.22	3.15	0.10	0.02
	<i>Conochilus unicornis</i>	0.02	0.82	6.72	9.50	8.25
	<i>Synchaeta pectinata</i>	0.05				
	<i>Synchaeta oblonga</i>	0.01				
	<i>Collotheca mutabilis</i>	0.07	0.65	0.06	0.45	0.33
	<i>Brachionus urceolaris</i>	0.00			0.03	
	<i>Notholca</i> sp.	0.03	0.01			
<i>Filinia longiseta</i>			0.02			
Sum	15.49	49.97	137.72	230.27	158.72	

2.6 Fisk Atnsjøen

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen, NINA

Innledning

Hensikten med undersøkelsen i Atnsjøen er å følge fiskesamfunnet over tid for både å kunne dokumentere og forklare naturlige svingninger samt registrere endringer forårsaket av fysiske inngrep eller forurensning. Det har vært prøvefisket i Atnsjøen hvert år siden 1985. Fiskesamfunnet i innsjøen består av røye, aure, steinsmett og en sparsom bestand av ørekyt. Huitfeldt-Kaas (1918) antar at røya har spredt seg naturlig til Atnsjøen. Dette gjelder med all sannsynlighet også aure og steinsmett (Hesthagen og Sandlund 2004). Ørekyta ble introdusert tidlig på 1960-tallet, sannsynligvis i forbindelse med at den ble benyttet som agn under fiske. I 2017 ble det også rapportert fangst av harr i Atnsjøen ved utløpet (Håkon Edvard Nettet pers. medd.).

Resultater og diskusjon

Det blir fisket med både bunn- og flytegarn i august hver år, og for beskrivelse av metodikk henvises det til Sandlund m. fl. (2010).

Steinsmett ble første gang registrert i garnfangstene i 1990 (**tabell 2.6.1**). Siden 1994 har det vært benyttet Nordisk oversiktsgarn, og steinsmett har vært fanget hvert år med unntak av i 2004 og 2010. Et fåtall ørekyt er registrert hvert år siden 2004, med unntak av i 2006 og 2018.

I epibentisk sone (st. 2) dominerer auren i littoralen (0-12 m dyp), mens tettheten av røye er størst på større dyp (12-35 m dyp) (**fig. 2.6.1**). Undersøkelsen viser til dels store svingninger i fangstutbyttet mellom år både for aure og røye. Lavest fangst av aure i littoralen på st. 2 var i 2006, med fire individer pr. 100 m² garnareal (Cpue) og høyest i 2010 og 2016 med 30 individer. For røye var fangstutbyttet på st. 2 lavest i 2004 med bare to individer pr. 100 m² garnareal mot 40 individer i 2009 og 2010, på 12-35 m dyp (**fig. 2.6.1**). Det totale fangstutbyttet av røye viser en nedgang (12-35 m dyp) i perioden 1994 til 2019 ($r^2=0,40$). Fangstutbyttet av aure har holdt seg relativt stabilt, med fangster på fem-ti individer pr. 100 m² garnareal på 0-12 m dyp i hele denne perioden (**fig. 2.6.2**). Auren dominerer i strandsona og blir sjeldent fanget dypere enn 12 m (**fig. 2.6.2**).

Røye dominerer fangstene i pelagisk sone (**fig. 2.6.1**). I likhet med de epibentiske fangstene har det vært en økning i fangstutbyttet i perioden 1993-1996. Deretter har fangstene av pelagisk røye avtatt, og i de øvre vannlagene av pelagisk sone (0-6 m dyp) har utbyttet holdt seg på et lavt nivå. I dypere områder (6-12 m) har fangstene av røye vært mer variable, med størst utbytte i 2003. I de siste fire årene er det fanget svært få røye i pelagisk sone; mellom null (2016) og to (2019) individer. Pelagisk aure har hovedsakelig vært fanget nær overflaten (0-6 m dyp), hvor Cpue har variert mellom ett-seks individer.

Tabell 2.6.1. Antall røye, aure, steinsmett og ørekyt fanget på bunngarn (BG) på stasjon 2 og samlet på ti stasjoner fra og med 1994 (åtte stasjoner fra 2002), og på flytegarn (FG) i Atnsjøen, august 1985-2019.

År	Røye			Aure			Steinsmett	Ørekyt
	BG St.2	BG (totalt)	FG	BG St.2	BG (totalt)	FG	BG (totalt)	BG (totalt)
1985	37		154	38		23		
1986	62		67	88		43		
1987	43		113	56		33		
1988	64		48	66		42		
1989	68		150	68		43		
1990	72		43	66		34	14	
1991	80		51	53		29	3	
1992	112		52	57		52	4	
1993	58		8	63		9		
1994	46	129	65	13	157	19	4	
1995	40	193	116	10	61	32	10	
1996	58	301	144	14	70	10	4	
1997	37	146	63	11	84	8	2	
1998	18	126	40	21	79	4	3	
1999	38	126	39	24	102	13	4	
2000	32	215	48	10	91	6	5	
2001	36	188	27	22	127	11	1	
2002	11	61	39	19	85	6	1	
2003	9	65	54	14	105	5	5	
2004	5	53	41	19	62	18		1
2005	10	51	22	21	83	12	2	1
2006	24	53	12	3	69	12	4	
2007	27	111	6	18	86	9	5	3
2008	41	89	10	11	90	15	2	4
2009	34	90	28	18	90	13	3	7
2010	34	55	18	23	87	3		6
2011	35	89	52	23	86	16	8	3
2012	19	86	31	14	69	2	5	5
2013	9	54	28	28	97	22	19	5
2014	35	72	39	17	48	9	5	6
2015	34	65	9	19	38	9	9	4
2016	16	43	0	31	93	7	8	6
2017	14	49	1	20	74	5	8	2
2018	26	80	1	38	120	14	7	
2019	21	28	2	28	120	21	10	6
Totalt	1305	2618	1621	1044	2273	609	155	59

Andelen ungfisk av aure i aldersgruppene 1-3 år i bunngarnfangstene ligger hovedsakelig på 50-70 % (**fig. 2.6.3**). Den lave andelen i 1996 kan skyldes den ekstremt høye vassføringen i vassdraget i juni ett år tidligere (Tvede 2004). Denne flommen kan ha ført til høyere dødelighet hos ungfisken i Atna oppstrøms Atnsjøen sammenlignet med år uten flom. Hos røye var det en høy andel ungfisk i bunngarnfangstene fram til og med 2002, med 54-93 %. Deretter sank den til under 50 %, med unntak av i 2010 (**fig. 2.6.3**). I pelagisk sone er andelen ungfisk lav både hos aure og røye. Dette er forventet da ungfisk er mer avhengig av skjulmuligheter fordi de er utsatt for en større risiko for predasjon fra større individer.

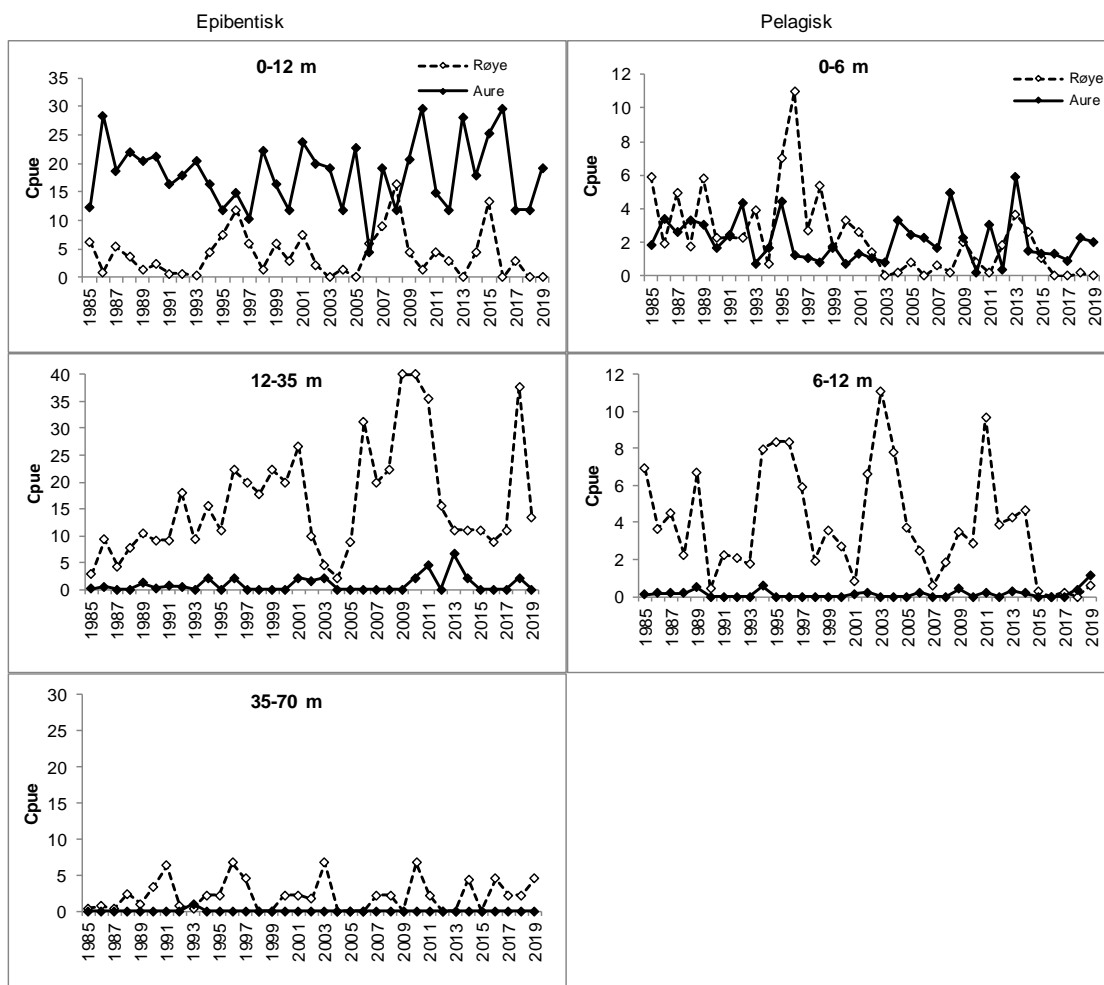


Fig. 2.6.1. Fangstene av aure og røye pr. 100 m² garnareal (Cpu) i ulike dyp av epibentisk sone (bunn-garn st. 2) og pelagisk sone (flyte-garn) i Atnsjøen, august 1985-2019.

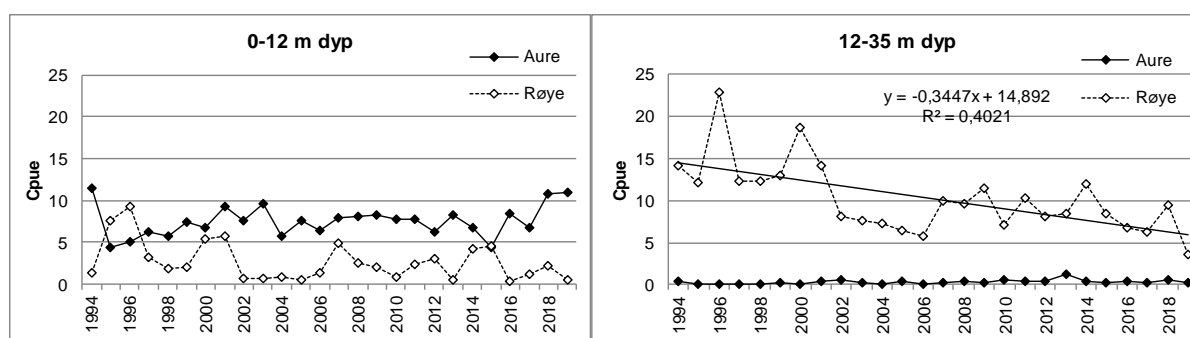


Fig. 2.6.2. Fangstene av aure og røye pr. 100 m² garnareal (Cpu) i to ulike dyp av epibentisk sone (bunn-garn på alle stasjoner) i Atnsjøen, august 1994-2019. Trendlinje: $y = -0,34x + 14,89$, $r^2 = 0,40$.

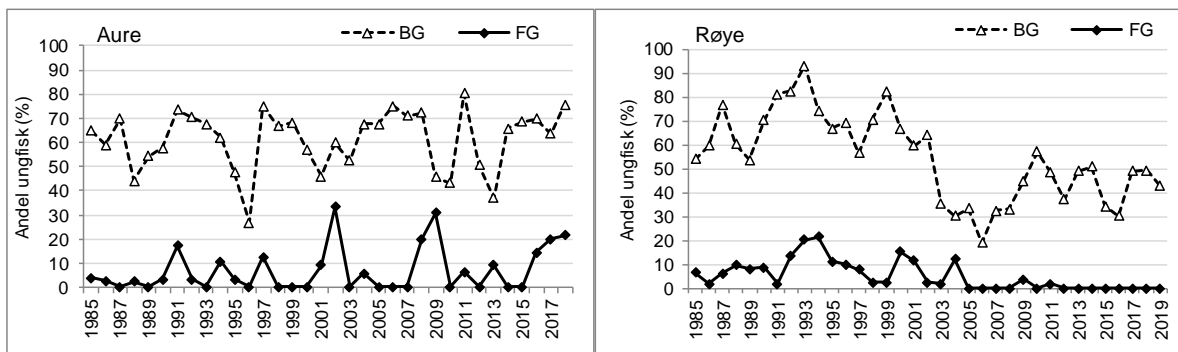


Fig. 2.6.3. Andel ungfisk (1-3 år) av aure og røye fanget i epibentisk (BG) og pelagisk (FG) sone i Atnsjøen, 1985-2018. Aldersanalysene av aure i 2019 er ikke ferdig.

3 Vikedal

3.1 Vannkjemi Vikedal

A. Hindar og L.B. Skancke, NIVA

Det ble tatt månedlige prøver for vannkjemi på st. 12 (Utløp Fjellgardsvatn) og st. 13 (Bekk fra Røyrvatn) i 2019.

Total nedbørmengde på meteorologisk stasjon 46930 (Vats) i Vindafjord for året 2019, ble 2154 mm (met.no 2020). Det er omlag samme årsnedbør som foregående år (2163 mm), men nedbøren var mer jevnt fordelt gjennom året enn i 2018. Årsnormalen for stasjonen er 1797 mm, og forventet nedbørmengde er 101-201 mm/måned. I første halvår var mars langt våtere (250 mm) og april langt tørrere (27 mm) enn normalen, mens for de øvrige månedene var nedbørmengdene om lag som normalen. På sensommeren og høsten falt det mer nedbør enn normalen for de fleste månedene. Desember var den våteste måneden med 309 mm (173 % av månedsnormal). November ble den mest nedbørfattige måneden i 2019 med 21 mm.

Det er tidligere vist at det er sjøsaltepisoder som kan gi dårligst vannkvalitet i Vikedalsvassdraget nå som tilførselene av langtransporterte forurensninger er redusert. Resultatene for prøvene i 2019 viser ingen tegn til sjøsaltepisoder som skulle gi negative effekter på vannkvaliteten (**fig. 3.1.1**).

På st. 13 (Bekk fra Røyrvatn) hadde vannkvaliteten, som forventet, et sesongmessig preg og best vannkvalitet vår og sommer. pH endret seg relativt lite gjennom året. Lavest pH ble målt i begynnelsen av året (20/1; 5,51 og 18/2; 5,48), mens de øvrige prøvene hadde pH i intervallet 5,58-5,86. Årsmiddel for 2019 ble pH 5,68. Konsentrasjon av labilt aluminium (LAI) fulgte det samme mønsteret, med høyest verdi i perioden januar-mars (19-24 µg/l). Resten av året hadde prøvene relativt lave verdier, og lå i intervallet 5-18 µg/l. Kun en av prøvene hadde en svakt negativ verdi for ikke-marin natrium, som er en sjøsaltindikator, og ga ingen merkbar effekt på pH og LAI. ANC-verdiene (syrenøytraliserende kapasitet) ble beregnet til 7-37 µekv/l, og dette gir høyeste årsmiddel innen måleperioden (**fig. 3.1.1**).

Vannkvaliteten på st. 12 (Utløp Fjellgardsvatn) er generelt bedre enn i bekken fra Røyrvatn. Også på denne stasjonen i var det lite variasjon i pH i 2019. To av prøvene hadde pH rett under 6 (18/2; 5,97 og 14/9; 5,96), mens for de øvrige prøvene lå pH-verdiene i intervallet 6,03-6,33. Årsmiddel ble 6,13. Høyeste LAI-konsentrasjon var 11 µg/l, og ble registrert i septemberprøven. Verdiene var gjennomgående svært lave, og årsmiddel ble 7 µg/l. Også på denne stasjonen hadde aprilprøven lav, negativ ikke-marin natrium konsentrasjon uten spesielle utslag på øvrige parametere. ANC-verdiene var høyest på begynnelsen og slutten av året, men gjennom året svingte verdiene i intervallet 30-83 µekv/l. De to siste årene har det vært en økning i ANC (**fig. 3.1.1**). Årsmiddel for 2019 ble 46 µekv/l, og det er ny maksimumsverdi innen måleperioden.

De to siste årene har det også vært en økning i kalsium (Ca) på denne stasjonen. Økningen er tilstrekkelig stor til å forklare økningen i ANC, se **fig. 3.1.1**. I 2018 hadde fire av prøvene kalsiumkonsentrasjon på 1,1-1,7 mg/l. I 2019 hadde fem prøver Ca på 1,0-1,7 mg/l. Det skal ikke være kalkingsaktivitet i innsjøen eller dens nedbørfelt (jfr. Fylkesmannen i Rogaland). Fra og med juli 2019 ble prøvepunktet flyttet fra selve utløpet og litt ned i utløpsbekken (< 50 m nedstrøms) for å se om selve prøvepunktet kunne være årsak til økningen. Siden det fortsatt blir registrert økte Ca-konsentrasjoner synes prøvepunktet ikke å være årsaken. Verdiene for sulfat følger noe av det samme mønsteret, så det er mulig at noe av økningen i Ca skyldes en buffering grunnet økning i SO₄. Men figuren viser at endringen i Ca er betydelig større, enn endringen i SO₄.

Desemberprøven i 2018 hadde en total fosforkonsentrasjon på 9 µg/l. I 2019 hadde alle prøvene lavere Tot-P-verdier enn dette (≤ 5 µg/l), som tyder på svært næringsfattige forhold. Total

nitrogen blir analysert på Eurofins. Det har i senere tid blitt avdekket at oppgitte analyseresultater for Tot-N i 2018 og 2019 sannsynligvis er systematisk for lave. Saken er fortsatt under utredning, men innledende undersøkelser tyder på at avviket er i området 10-40 %, med gjennomsnitt 25 %, for innsjøer.

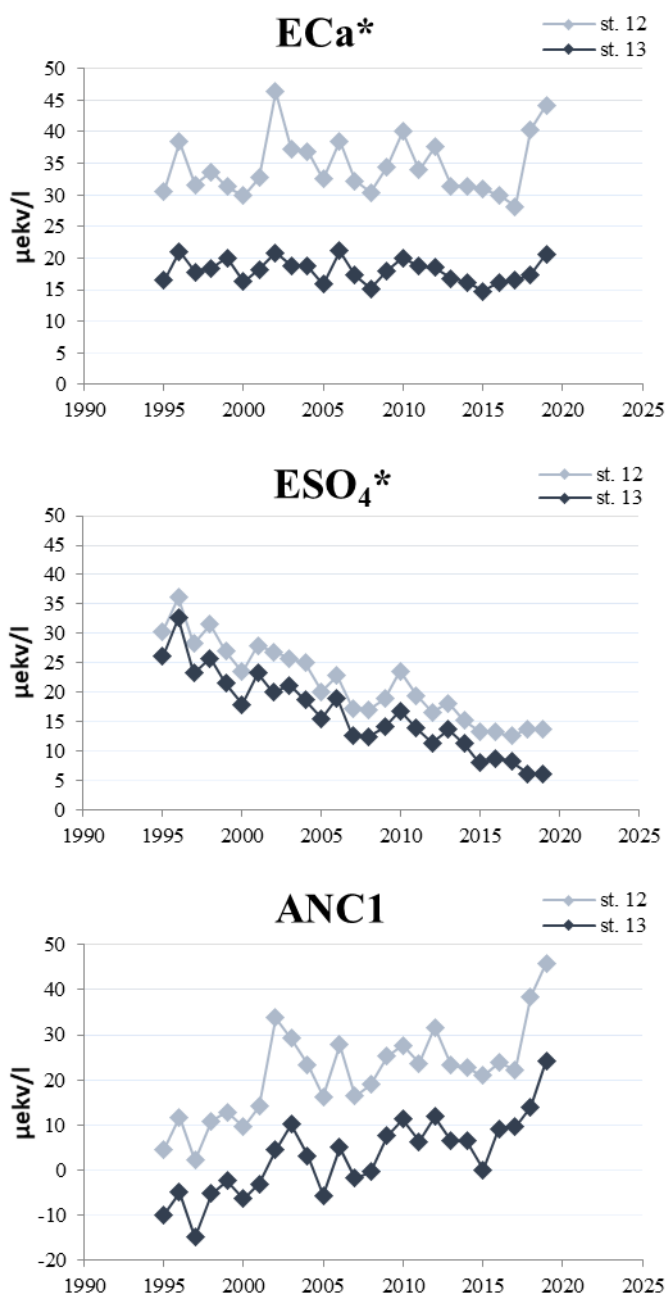


Fig. 3.1.1. Årsmiddelverdier for ikke-marin kalsium, (øvre panel), ikke-marin sulfat (midtre panel) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC; nedre panel) for st. 12 Utløp Fjellgardsvatn og st. 13 Bekk fra Røyrvatn i perioden 1995-2019. For 1995 er datagrunnlaget kun fire-fem prøver/stasjon, i 1999 var det 24 prøver/stasjon, mens for de øvrige årene er det tatt 10-12 prøver/stasjon.

3.2 Begroingsalger Vikedal

Susanne Schneider, NIVA

Feltarbeid

Se avsnitt 2.1.

Resultater

Begroingsalger ble undersøkt 18./19. juni og 26./27. august 2019 på 7 stasjoner i Vikedalsvassdraget, og resultatene er gitt i **tabell 3.2.1**. Vi ønsker å påpeke at undersøkelsene i Vikedalsvassdraget ble finansiert gjennom ulike prosjekter, men at vi rapporterer resultatene for alle stasjoner her likevel, for å få en bedre oversikt over tilstanden i hele vassdraget.

Tabell 3.2.1. Begroingsorganismer (ikke kiselalger bortsett fra Tabellaria flocculosa) i Vikedalsvassdraget i 2019. Hyppigheten av artene er angitt som dekningsgrad. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig

	KVI 11;2019_06_18;Vik nedstrøm Fjellgards vatn	KVI 11;2019_08_26;Vik nedstrøm Fjellgards vatn	KVI 12;2019_06_18;Vik edal, bekk fra Røyrvatn	KVI 12;2019_08_26;Vik edal, bekk fra Røyrvatn	KVI 14;2019_06_18;Vik nedstr_ Låkafosse n	KVI 14;2019_08_26;Vik edal, nedstr_ Låkafosse n	KVI 17;2019_06_18;Vik edal, Ørnes	KVI 17;2019_08_26;Vik edal, Ørnes	KVI 20;2019_06_19;Vik utløp Bjørndals vatn	KVI 20;2019_08_27;Vik edal, utløp Bjørndals vatn	KVI 21;2019_06_19;Vik edal, Sørrelva	KVI 21;2019_08_27;Vik edal, Sørrelva	KVI 22;2019_06_19;Vik sti til Sjurstølen	KVI 22;2019_08_27;Vik edal, sti til Sjurstølen
Cyanophyceae (Cyanobakterier)														
Ammatoidea normanii			x						x			x		x
Calothrix parietina					xx									
Calothrix spp.													x	
Chamaesiphon confervicola							x							
Chamaesiphon polonicus								<1						
Chamaesiphon rostrifinckii		xx			x									
Clastidium setigerum		xx			xx		x	x						
Coleodesmium sagarmathae							x	<1			<1	<1		
Cyanophanon mirabile	x	xx	xx	xxx	x	xxx	xx	xx	xx	xx	<1	xxx	xx	xx
Dichothrix orsiniana					<1	xxx								
Geitlerinema spp.						x								
Gloeocapsopsis magma									x					
Homoeothrix grenet (gulbrun hul skjede)									5	2	xxx	1	xx	xx
Homoeothrix janthina							x						x	x
Leptolyngbya spp.						x								
Merismopedia spp.									x	x				
Microcoleus vaginatus						xx							x	
Phormidium heteropolare									x					
Phormidium spp.										x				
Schizothrix facilis												x	xx	
Schizothrix spp.	x			x	x			xx		x			xxx	x
Scytonema mirabile	15	5	2	<1	<1	x			<1	3	xxx	xx	<1	<1
Scytonematopsis starmachii	<1	x	x						x					
Stigonema mamillosum	1	30	3	<1	5	20		x	5	1	5	2	5	1
Uidentifiserte coccale blågrønnalger					xx			xx						
Chlorophyceae (Grønnalger)														
Actinotenuium cruciferum									<1	xx	xxx	x	2	x
Binuclearia tectorum	xxx	x	1	x	x				<1	xx	xxx	x	2	xxx
Bulbochaete spp.	<1	<1		x	<1	<1	<1	<1		<1	xx	1		x
Closterium spp.	x			x	x	x				x		x	x	x
Cosmarium spp.	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Cylindrocapsa spp.	xx	x	xx	x	x	x	x	x	xx	x	x	x	xx	x
Euastrum spp.						x				x				x
Klebsormidium rivulare	xx	x	1	xx	1	x	x			x	x	x	xx	
Klebsormidium spp.	<1	x	xx	x	x		<1	xx	x		<1	<1	<1	
Microspora palustris	10	x	1	x	x	x				x		x	xx	x
Microspora palustris var minor							1	xx			x		xx	
Microspora tumidula							x	xx					xx	
Mougeotia a (6-12u)	x	x	xx	<1	x	xx	x	x	x	x	x	xx	xxx	x
Mougeotia a/b (10-18u)			x							xx		x		
Mougeotia c (21-24)								x						
Netrium spp.		x								x				
Oedogonium a (5-11u)	x	x					xx			x	x			
Oedogonium b (13-18u)								x					x	
Oedogonium c (23-28u)		x					x	15						
Staurastrum spp.	x	x			x		x	x		x				
Stigeoclonium tenue								xx						
Uidentifiserte coccale grønnalger	xxx	x							x	x	x		x	x
Ulothrix tenuissima							xx				x	x		
Zygnema a (16-20u)									xx	xx				
Zygnema b (22-25u)	60	2			1	1	1	5						
Zygonium sp3 (16-20u)			13	<1		x			20	<1	2	1	3	<1
Chrysophyceae (Gullalger)														
Hydrurus foetidus							<1							
Bacillariophyceae (Kiselalger)														
Tabellaria flocculosa (agg.)	xxx	xx	10	xx	10	xx	xx	xxx	xxx	xxx	70	xxx	20	xxx
Rhodophyceae (Rødalger)														
Batrachospermum keratophytum			<1	<1										
Batrachospermum gelatinosum	<1						<1							
Batrachospermum spp.								x						
Lemanea fluviatilis							2	<1						
Uidentifiserte Rhodophyceer							xx	<1						
Saprophyta (Nedbrytere)														
Ophrydium versatile					<1	<1								

PIT (periphyton index of trophic status) og AIP (acidification index periphyton) ble beregnet for alle stasjoner (**fig. 3.2.1**). PIT indeksen tyder på at ingen av stasjonene er alvorlig eutrofiert, men PIT indeksen er høyest på den nederste stasjonen. Dette har vært slik også i tidligere år, og har sin forklaring mest sannsynlig i jordbruket i de nederste delene av Vikedalsvassdraget, som fører til en liten eutrofiering.

AIP indeksen er omtrent på samme nivå som i tidligere år og viser at Vikedalsvassdraget fortsatt er påvirket av forsurening. KVI12 (bekk fra Røyrvatn) var surest, og AIP indeksen indikerer moderat tilstand med hensyn til forsurening. Det kan tyde på at kalking av vassdraget fortsatt er nødvendig. Derimot var AIP indeksen på de tre øverste stasjonene høyere enn 5,9, noe som betyr at stasjonene var i god tilstand med hensyn til forsurening. Både stasjon 14 og 17 ligger nedstrøms dosereren, mens alle andre stasjonene ligger oppstrøms. Stasjon 14 ligger såpass nært dosereren at kalkingen kun har liten effekt på begroingsalgene. Derimot har stasjon 17 en høyere AIP indeks, noe som mest sannsynlig er en konsekvens av kalkingen, men kan også være en konsekvens av en liten pågående eutrofiering.

Antall arter begroingsalger var på et normalt nivå i 2019, og det er ingen klare trender i vassdraget (**fig. 3.2.2**).

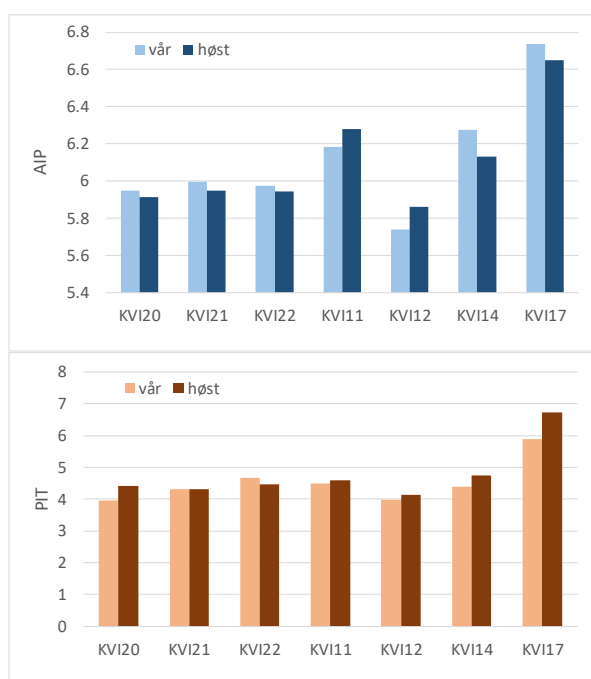


Fig. 3.2.1 PIT og AIP indeks på 7 stasjoner i Vikedalsvassdraget i 2019.

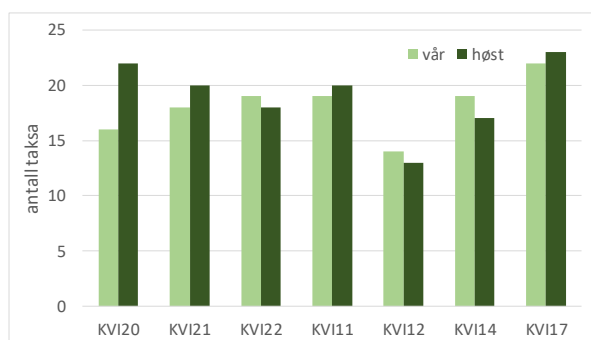


Fig. 3.2.2. Antall arter begroingsalger på 7 stasjoner i Vikedalsvassdraget i 2019.

3.3 Bunndyr Vikedal

Gaute Velle og Ina Bakke Birkeland, NORCE LFI

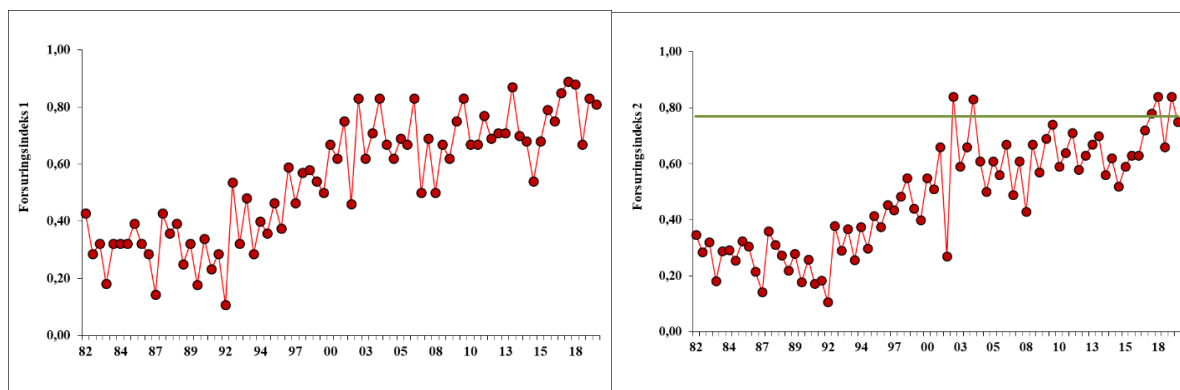
Feltarbeidet 2019

Det ble samlet inn kvalitative og kvantitative bunndyrprøver i Vikedalsvassdraget den 20.05. og den 23.10. i 2019. Prøvetakingen av dyreplankton og litorale krepsdyr i Fjellgardsvatnet ble i 2019 overført til prosjektet Økoforsk og vil bli rapportert der.

Resultater og diskusjon

Samlet viser det biologiske overvåkingsprogrammet i Vikedalsvassdraget en markert positiv utvikling for bunndyrfaunaen i den ukalkede delen av vassdraget. Forsuringsindeksene viser at vassdraget var markert forsuringsskadet de første ti årene av overvåkingen (**fig. 3.3.1**). I perioden 1990 – 2002 steg indeksene markert, for så å stabilisere seg på et høyere nivå på 2000-tallet. Det framgår av figuren at indeksverdiene varierer gjennom året, med vårverdier i all hovedsak lavere enn høstverdiene. Dette skyldes at surt smeltevann, ofte i kombinasjon med sjøsaltepisoder, fører til dødelighet av sensitive bunndyr. Forsuringsindeks 2 viser stagnasjon fra rundt 2005, men fra og med 2015 har indeksverdiene steget, og i 2017 ligger Forsuringsindeks 2 for de ukalkede lokalitetene rett rundt miljømålet for kalkede elver (god økologisk tilstand) jfr. klassifiseringsveilederen i vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). I både 2018 og 2019 ligger Forsuringsindeks 2 over miljømålet for vårprøvene, men under miljømålet for høstprøvene (moderat økologisk tilstand). Høstprøvene i 2019 ligger rett under miljømålet med en indeksverdi på 0,75.

Som regel er det dårligere tilstand om våren enn om høsten. Høsten 2018 var preget av til dels store mengder nedbør, noe som kan ha ført til sure støt og sjøsaltepisoder. Høsten 2019 derimot var ikke preget av store mengder nedbør, og hva som skyldes de lave høstverdiene er usikkert. Generelt kan man forvente noe naturlig variasjon i indeksverdiene over tid, der de langvarige trendene viser utviklingen i det biologiske samfunnet. Økningen i indeksverdier siden 2015 tyder på at forsuringssituasjonen i vassdraget er i bedring, selv om indeksene fremdeles viser noe forsuringsskade i de ukalkede delene av Vikedalsvassdraget. Det er fremdeles subletale effekter på populasjonen av den sterkt forsuringssensitive døgnfluen *Baetis rhodani*.

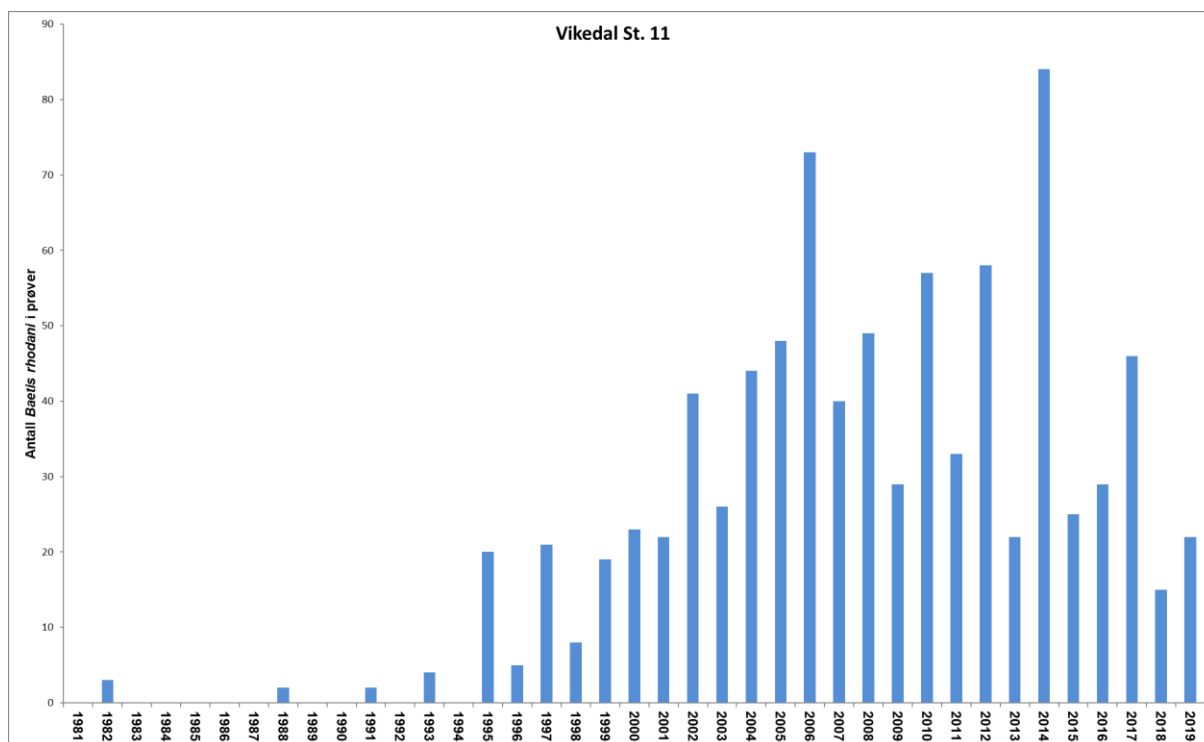


Figur 3.3.1. Gjennomsnitt forsuringsindeks for referansestasjonene i Vikedalsvassdraget 1982 - 2018. For detaljert beskrivelse av metodikken henvises til Fjellheim og Raddum (1990) (Forsuringsindeks 1), Raddum (1999) (Forsuringsindeks 2) og Klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Horisontal grønn linje angir miljømålet for Forsuringsindeks 2 i kalkede elver (god øko-logisk tilstand) jfr. vannforskriften.

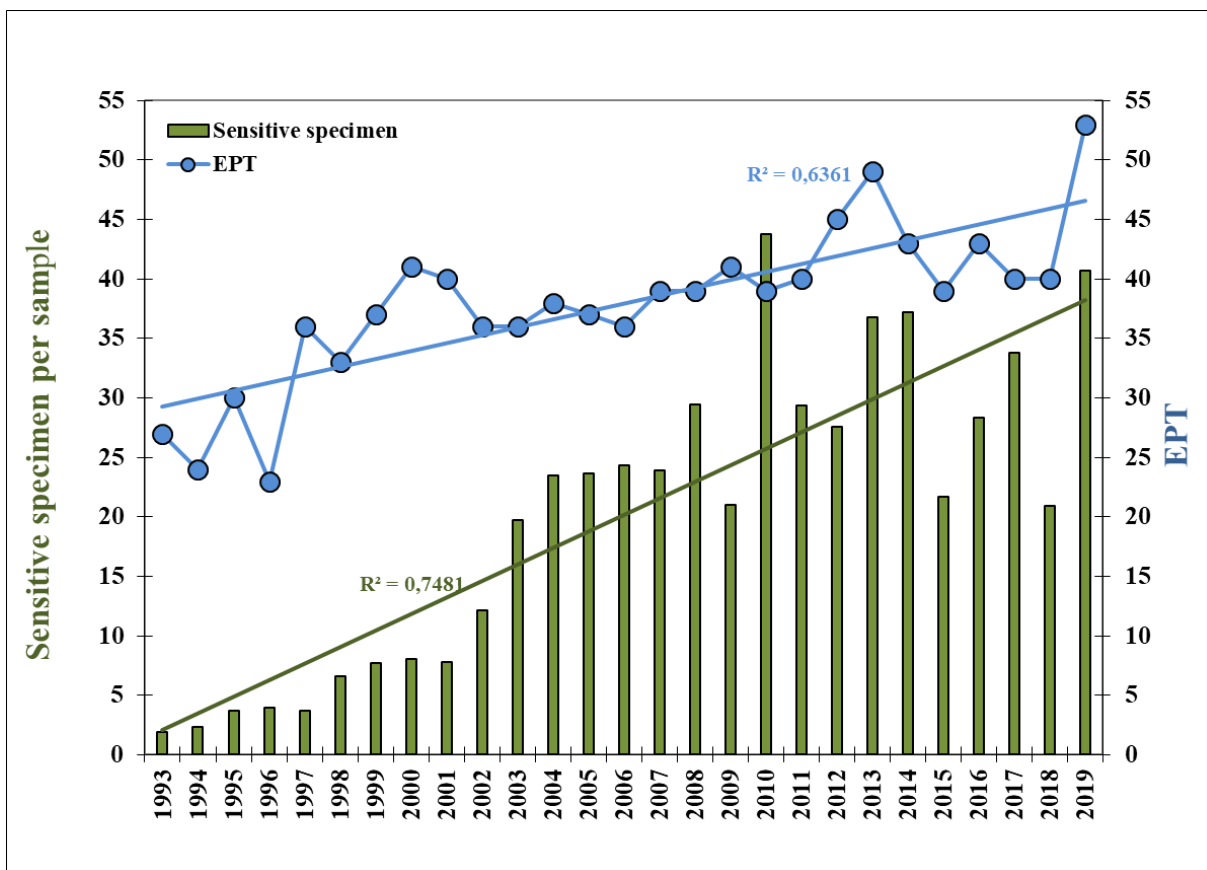
Over tid har *B. rhodani* likevel blitt begunstiget av forbedringen i vannkvalitet, blant annet sammen med arter innen vårflueslekten *Hydropsyche*, vårfluearten *Lepidostoma hirtum*, og flere

arter av ferskvannssnegl der vanlig damsnegl, *Radix balthica* er den vanligste. Den naturlige rekoloniseringen av døgnfluen *B. rhodani* på Stasjon 11 er vist ved to årlige kvalitative prøver fra 1982 til dags dato (fig. 3.3.2). Denne serien viser at *B. rhodani* etablerte seg i den ukalkede delen av Vikedalselva i 1995. Det var omtrent på denne tid at artens tålegrense ble nådd. Antallet individer pr. prøve varierer imidlertid ganske kraftig mellom år.

I tillegg til *B. rhodani* har også mange andre arter av sensitive bunndyr fått bedret sine livsvilkår i vassdraget (fig. 3.3.3). Det gjennomsnittlige antallet forsuringssensitive bunndyr pr. prøve har steget fra 1993, men det kan se ut som at utviklingen har stagnert noe etter 2010. Det samme gjelder for antallet EPT-taksa. I 2019 ble det imidlertid registrert det høyeste antallet forsuringssensitive bunndyr og EPT-taksa pr. prøve siden 2010, og videre overvåkning vil gi svar på om vi ser en videre positiv utvikling i årene som kommer. Gjenhenting i den øvre, ukalkete delen av vassdraget er et resultat av en generell forbedring av vannkvaliteten som følge av reduserte mengder forsuring-komponenter i nedbøren.



Figur 3.3.2. Antall *B. rhodani* i kvalitative prøver fra stasjon 11 i perioden 1982 – 2019. Prøvene fra vår og høst er slått sammen.



Figur 3.3.3. Total diversitet av EPT-taxa, og gjennomsnitt antall forsuringssensitive bunndyr pr. prøve i referansestasjonene i Vikedalselva 1993 - 2019.

4 Referanser

- Aagaard, K., Solem, J.O., Bongard, T. og Hanssen, O. 2004. Studies of aquatic insects in the Atna river 1987-2002. In O. T. Sandlund og K.Aagaard (Eds.), *The Atna river: Studies in an Alpine-Boreal Watershed*. Hydrobiologia 521 (Vol. 521, pp. 87-105): Kluwer Academic Publ.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering.
- Bongard, T., Diserud, O.H., Sandlund, O.T. og Aagaard, K. 2011. Detecting Invertebrate Species Change in Running Waters: An Approach Based on the Sufficient Sample Size Principle. *Bentham Open Environmental & Biological Monitoring Journal*, 4, 72-82.
- Fjellheim, A. og Raddum, G.G., 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, 96: 57-66.
- Halvorsen G, 2004. Some physical and chemical characteristics of Lake Atnsjøen. *Hydrobiologia* 521:129-140.
- Halvorsen G, Dervo BK, og Papinska K, 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. *Hydrobiologia* 521:149-175.
- Hesthagen, T. og Sandlund, O.T. 2004. Fish distribution in a mountain area in south-eastern Norway: human introductions overrule natural immigration. *Hydrobiologia* 521: 49-59.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og invandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.
- Jensen, T. C. 2019. Winter decrease of zooplankton abundance and biomass in subalpine oligotrophic Lake Atnsjøen (SE Norway). *Journal of Limnology* 78:348-363
- Lindstrøm, E.-A., Bongard, T., Brettum, P., Bønsnes, T., Fjellheim, A., Halvorsen, G., . . . og Aagaard, K. 2002. FORSKREF – Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapporter Atna og Vikedal 1997-1999 (7).
- met.no 2020. Nedbørhøyder for 2019 fra meteorologisk stasjon 46930 Vats i Vindafjord, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- NS-EN 15204, 2006. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode).
- NS-EN 16695. 2016. Vannundersøkelse – Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger.
- NS-EN 16698, 2015. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantitativ og kvalitativ prøvetaking av planktonalger i ferskvann.
- NS-EN 15708:2009. Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne. Standard Norge.
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes, p. 7-16, *In* Raddum, G.G., Rosseland, B.O., and Bowman, J. (eds). *Workshop on biological assesment and monitoring; evaluation and models*, NIVA Report SNO 4091/1999, ICP Waters Report 50/1999, 96 pp.
- Sandlund, O. T. (red.), Bongard, T., Brettum, P., Finstad, A.G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Hindar, A., Papinska, K., Saksgård, R., Schartau, A.K., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. og Walseng, B. 2010. Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598. Norsk institutt for naturforskning.
- Schneider, S. 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.
- Schneider, S. og Lindstrøm, E.-A. 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.

Tvede, A.M. 2004. Hydrology of Lake Atnsjøen and River Atna. *Hydrobiologia* 521: 21-34.

Vedlegg

Primærdata – vannkjemi 2019

Forkortelser

Ca	Kalsium	LAI	Labil aluminium	K	Kalium	Tot-N	Total nitrogen
Alk	Alkalitet i mmol/l	TOC	Totalt organisk karbon	Cl	Klorid	Tot-P	Total fosfor
Alk-E	Alkalitet i µekv/l	Kond	Konduktivitet	SO ₄	Sulfat	ANC	Syrenøytraliserende kapasitet
Al/R	Reaktivt aluminium	Mg	Magnesium	NO ₃ -N	Nitrat		
Al/II	Ikke-labil aluminium	Na	Natrium	NH ₄ -N	Ammonium		

St.nr.	St. navn	Dato	pH	Ca	Alk	Alk-E	Al/R	Al/II	LAI	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N	Tot-P	ANC1
				mg/l	mmol/l	µekv/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg C/l	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µg N/l	µg N/l	µg P/l	µekv/l
12	Utløp Fjellgardsvatn	20/01/19	6,29	1,71	0,068	40	23	17	6	0,92	2,72	0,54	2,67	0,18	4,31	1,59	180	<2	260	2	83
12	Utløp Fjellgardsvatn	18/02/19	5,97	0,78	0,048	19	26	16	10	1,2	2,17	0,36	2,20	0,16	3,75	1,08	120	<2	170	2	31
12	Utløp Fjellgardsvatn	22/03/19	6,33	1,00	0,059	30	26	16	10	0,97	2,52	0,42	2,48	0,17	4,36	1,28	140	<2	210	3	37
12	Utløp Fjellgardsvatn	20/04/19	6,13	1,25	0,053	24	21	14	7	0,94	2,26	0,44	2,27	0,19	4,21	1,52	140	<2	170	3	42
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/05/19	6,16	0,90	0,053	24	20	14	6	1,0	2,03	0,37	2,25	0,18	3,43	1,05	100	<2	160	3	52
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/06/19	6,26	0,85	0,056	27	21	17	4	1,3	1,86	0,34	1,95	0,14	3,04	1,01	92	3	160	2	45
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/07/19	6,16	0,63	0,060	31	22	17	5	1,3	1,76	0,29	1,86	0,14	2,95	0,99	80	8	150	5	30
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/08/19	6,20	0,60	0,045	15	25	18	7	1,7	1,65	0,27	1,71	0,12	2,64	0,94	58	12	140	2	31
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/09/19	5,96	0,67	0,046	16	27	16	11	2,0	1,48	0,26	1,60	0,12	2,53	0,99	70	12	140	2	31
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/10/19	6,03	0,81	0,055	26	20	15	5	1,4	1,64	0,30	1,72	0,14	2,61	0,87	62	2	120	2	47
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/11/19	6,04	1,09	0,059	30	20	17	3	1,2	1,85	0,38	1,76	0,16	2,77	0,99	110	2	190	2	60
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/12/19	6,24	1,18	0,067	39	14	10	4	1,2	2,10	0,39	2,13	0,15	3,31	1,18	120	3	190	2	61
12	Utløp Fjellgardsvatn	Mid	6,13	0,96	0,056	27	22	16	7	1,3	2,00	0,36	2,05	0,15	3,33	1,12	106	4	172	3	46
		Min	5,96	0,60	0,045	15	14	10	3	0,92	1,48	0,26	1,60	0,12	2,53	0,87	58	<2	120	2	30
		Max	6,33	1,71	0,068	40	27	18	11	2,0	2,72	0,54	2,67	0,19	4,36	1,59	180	12	260	5	83
		N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
13	Bekk fra Røyrvatnet	20/01/19	5,51	0,61	0,037	6	37	18	19	0,9	2,61	0,49	3,08	0,11	5,40	0,90	110	<2	170	2	29
13	Bekk fra Røyrvatnet	18/02/19	5,48	0,42	0,036	5	42	18	24	1,2	2,25	0,36	2,49	0,11	4,49	0,76	140	12	190	2	9
13	Bekk fra Røyrvatnet	22/03/19	5,70	0,37	0,040	10	41	21	20	1,0	2,04	0,32	2,29	0,12	4,00	0,74	120	4	190	2	11
13	Bekk fra Røyrvatnet	20/04/19	5,68	0,50	0,038	8	30	18	12	0,93	1,96	0,34	2,35	0,12	4,36	0,91	130	<2	170	3	7
13	Bekk fra Røyrvatnet	19/05/19	5,86	0,52	0,041	11	23	16	7	0,98	1,75	0,31	2,20	0,13	3,26	0,74	91	<2	150	1	37

St.nr.	St. navn	Dato	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAI µg/l	TOC mg C/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	Tot-N µg N/l	Tot- P µg P/l	ANC1 µekv/l
13	Bekk fra Røyrvatnet	16/06/19	5,78	0,45	0,042	12	32	20	12	1,6	1,52	0,25	1,74	0,07	2,62	0,76	66	<2	140	2	26
13	Bekk fra Røyrvatnet	14/07/19	5,86	0,39	0,046	16	25	19	6	1,6	1,50	0,22	1,78	0,06	2,61	0,84	58	6	130	2	21
13	Bekk fra Røyrvatnet	12/08/19	5,83	0,37	0,039	9	49	34	15	2,7	1,35	0,21	1,59	0,04	2,17	0,72	43	5	140	2	27
13	Bekk fra Røyrvatnet	14/09/19	5,63	0,42	0,040	10	45	27	18	2,5	1,25	0,22	1,45	0,06	2,20	0,74	45	18	140	2	23
13	Bekk fra Røyrvatnet	12/10/19	5,58	0,46	0,042	12	33	23	10	1,5	1,63	0,29	1,83	0,10	2,95	0,61	46	<2	110	1	30
13	Bekk fra Røyrvatnet	17/11/19	5,76	0,68	0,049	20	27	22	5	1,3	1,71	0,32	1,85	0,09	3,04	0,71	76	<2	140	1	37
13	Bekk fra Røyrvatnet	17/12/19	5,71	0,63	0,051	22	28	16	12	1,4	1,80	0,33	2,04	0,09	3,24	0,77	95	17	180	2	35
13	Bekk fra Røyrvatn	Mid	5,68	0,49	0,042	12	34	21	13	1,5	1,78	0,31	2,06	0,09	3,36	0,77	85	6	154	2	24
		Min	5,48	0,37	0,036	5	23	16	5	0,90	1,25	0,21	1,45	0,04	2,17	0,61	43	<2	110	1	7
		Max	5,86	0,68	0,051	22	49	34	24	2,7	2,61	0,49	3,08	0,13	5,40	0,91	140	18	190	3	37
		N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

* Prøvene tatt 17/12-19 ble analysert for aluminiumsfraksjoner på Eurofins

** Se kommentar i teksten angående verdiene for Total nitrogen

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4590-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger