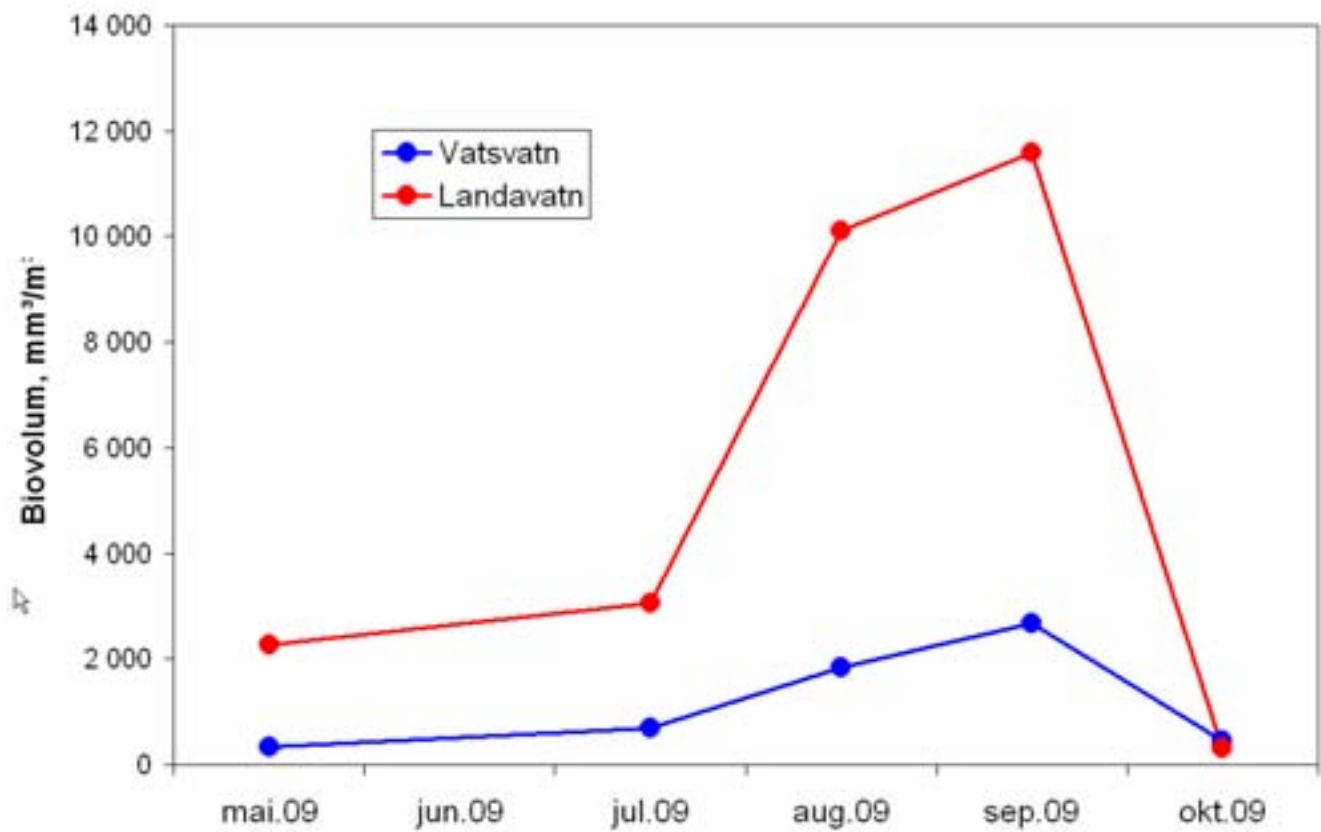


Tilstand i Vatsvassdraget 2009



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Tilstand i Vatsvassdraget 2009	Løpenr. (for bestilling) 6009-2010	Dato August 2010
	Prosjektnr. Undernr. 29323	Sider Pris 44
Forfatter(e) Anders Hobæk	Fagområde Eutrofiering	Distribusjon Fri
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vats Grendalag	Oppdragsreferanse Åsmund Kalstveit
------------------------------------	---------------------------------------

Sammendrag

Rapporten redegjør for undersøkelser av tilstanden i Vatsvatnet, Landavatnet og tilløpselver i 2009 i forhold til næringstilførsler og effekter av disse. Økologisk tilstand i Landavatn vurderes som Dårlig, og i Vatsvatn som Moderat. Den største fosfor-tilførselen til Vatsvatn kommer med Aurdalsåna, mens Alvseikjeåna og kanalen fra Landavatnet tilsammen bidrar med omtrent samme fosformengde som Aurdalsåna. Den totale tilførsel til Vatsvatnet er anslått til 2,5 tonn fosfor i 2009, og må reduseres betydelig for å oppnå God økologisk tilstand. Avrenning fra landbruk er fortsatt den viktigste forurensningskilden. Disse tilførslene er betydelig redusert siden 1987. I 2009 fikk vi en markert forverring av forholdene etter kraftig regn etter en lengre tørr periode, og avrenning fra gjødslet mark førte store mengder fosfor ut i vassdraget.

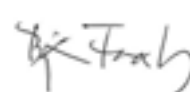
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vassdrag 2. Eutrofiering 3. Planteplankton 4. Tilførsler 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water course 2. Eutrophication 3. Phytoplankton 4. Nutrient load
---	---



Anders Hobæk
Prosjektleder



Unn Hilde Refseth
Forskningsleder



Bjørn A. Faafeng
Seniorrådgiver

Tilstand i Vatsvassdraget 2009

Forord

Rapporten redegjør for resultater av undersøkelser i Vatsvassdraget i perioden mai-oktober 2009. Undersøkelsene kom i stand etter at en kraftig markert algeoppblomstring i 2008 ble omtalt i pressen, og etter kontakt mellom Vindafjord kommune og NIVA. Undersøkelsen omfattet Vatsvatnet, Landavatnet og de viktigste tilførselselvene til disse. Oppdragsgiver har vært Vats Grendalag, med økonomisk støtte fra Vindafjord kommune, Statens landbruksforvaltning, AF Gruppen, Jakob Hatteland, Sakkarias Nesheim, Blikraåna kraftlag, Vats Bondelag og Krakk Transport. Kontaktpersoner i Vats har vært Åsmund Kalstveit og Jon Olav Velde, som begge har deltatt ved feltarbeid på innsjøene og har stått for prøvetaking i tilførselselvene. Analyser av planteplankton er utført av Camilla H.C. Hagman, mens Marijana Brkljacic (begge NIVA Oslo) kjempet tappert med gummibåt i motvind fra alle kanter. Undertegnede har utført feltarbeid, sammenstilt resultater og skrevet rapporten, og Sigrid Haande (NIVA) har bidratt med kvalitetssikring og konstruktive kommentarer. Takk til alle for innsats og godt samarbeid.

Bergen, august 2010

Anders Hobæk

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Materiale og metode	8
2.1 Områdebeskrivelse	8
2.2 Nedbør og avrenning	11
2.3 Beregning av fosfor-tilførsler	13
2.4 Prøvetaking og analyser	13
3. Resultater	15
3.1 Vatsvatn	15
3.1.1 Hydrografi	15
3.1.2 Vannkjemi	16
3.1.3 Planteplankton	17
3.1.4 Fosfor i sediment	17
3.2 Landavatn	18
3.2.1 Hydrografi	18
3.2.2 Vannkjemi	18
3.2.3 Planteplankton	19
3.2.4 Fosfor i sediment	20
3.3 Elver og bekker	20
3.4 Tilførsler av næringssalter	23
3.4.1 Modellberegninger for innsjøer	23
3.4.2 Tilførsler med elver og bekker	23
3.5 Tilstandsklassifisering	25
3.5.1 Kriterier og klassifiseringsgrunnlag	25
3.5.2 Vatsvatn	26
3.5.3 Landavatn	26
3.5.4 Bekker og elver	27
4. Diskusjon	29
4.1 Usikkerhet i vurdering og klassifisering	29
4.2 Viktigste kilder for tilførsler	29
4.3 Utvikling over tid	29
5. Referanser	35
Vedlegg A. Vannkjemiske måledata	36
Vedlegg B. Planteplankton	38

Sammendrag

Rapporten redegjør for en enkel undersøkelse av tilstand i Vatsvassdraget 2009. Undersøkelsen omfattet innsjøene Vatsvatn og Landavatn, og dessuten de viktigste bekker og elver til disse. Resultatene er sammenlignet med tidligere undersøkelser fra tidsrommet 1987 – 1996.

Forurensningsnivået i elvene var betydelig redusert siden 1987, spesielt i forhold til fosformengder. Av disse var det Aurdalsåna som bidrar med den største tilførselen av fosfor, fordi den fører størst vannmengde. Alvseikjeåna og avrenningen fra Landavatnet bidro til sammen med omtrent samme fosformengde til Vatsvatnet som Aurdalsåna. Bidraget av fosfor fra Blikraåna var lite, fordi konsentrasjonene av fosfor var lave. Også Røyrvikbekkens bidrag var forholdsvis lite, mest fordi vannmengden herfra er liten.

Landavatnet er kraftig overbelastet med næringssalter og er meget produktivt. Innsjøen utviklet oksygenvinn i de dypere vannlagene i løpet av juni 2009. Mengden planteplankton var i august-september svært høy, og dominert av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Tidligere år er det påvist oppblomstring av blågrønnalger. Innsjøens grunnområder er i ferd med å gro til med takrør med betydelig akkumulasjon av sedimenter. Tilstanden i forhold til næringstilførsler klassifiseres som Dårlig.

Vatsvatnet får også større belastning enn det tåler, og tilstanden kan klassifiseres som Moderat. Innsjøen er grunn og vindeksponert, og dette bidrar til at innsjøen likevel har tålt belastningen bra. Også her fikk vi imidlertid en betydelig algebiomasse, hvorav en del antagelig er tilført fra Landavatn. Sammenlignet med tidligere års målinger var tilstanden i 2009 dårligere enn på 1990-tallet, men bedre enn i 1987.

Avrenning fra landbruket er fortsatt hovedkilden til forurensning av vassdraget. Oversvømmelser av dyrket mark langs innsjøene er vanlig, og medvirker trolig til betydelige direkte tilførsler. I 2009 fikk vi en markert forverring av forholdene i vassdraget i juli-august, da kraftig regn i juli førte avrenning fra gjødslet mark ut i vassdraget.

Den totale tilførsel av fosfor til Vatsvatnet ble estimert til ca. 2,5 tonn i 2009. Modellbetraktninger tilsier at tilførsler bør reduseres til 1,3 tonn for å oppnå God eller Svært god tilstand. De dominerende tilførslene av fosfor er de to elvene og kanalen fra Landavatnet i nord, og derfor vil tiltak for å redusere fosfortilførslene i de nordlige nedbørfeltene være de mest aktuelle for å redusere belastningen.

Summary

Title: Eutrophication status of Lake Vatsvatn and its tributaries in 2009

Year: 2009

Author: Anders Hobæk

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5744-1

This report presents the results of a monitoring programme of nutrient conditions in the Vats watercourse conducted in 2009. The program included the lakes Vatsvatn and Landavatn, as well as their most important tributaries. Comparisons are made with data from 1987 – 1996, to evaluate temporal trends.

The contents of plant nutrients in the tributaries were lower than in 1987, particularly for phosphorus. River Aurdalsåna, the largest tributary, contributed the largest amount of phosphorus to Lake Vatsvatn. River Alvseikjeåna and a channel draining Lake Landavatn into Lake Vatsvatn together contributed about the same amount of phosphorus as River Aurdalsåna. Phosphorus concentrations in River Blikraåna were lower than in the other rivers and its nutrient contribution to Lake Vatsvatn was therefore lower than the others. The final tributary, River Røyrvikbekken, also contributed relatively little phosphorus, since its runoff volume was relatively small.

Lake Landavatn is heavily loaded by nutrients, and highly productive. Oxygen deficiency developed in its deeper waters already in June. Phytoplankton biovolume increased markedly in July-August to very high levels, being dominated by the dinophycean *Ceratium hirundinella*. In earlier years, cyanobacterial blooms have occurred. The shallows of Lake Landavatn are in a process of filling in with organic sediments, which are colonized by heavy macrophyte growths dominated by *Phragmites australis*. With respect to nutrient loading, ecological conditions in Lake Landavatn were classified as Poor.

Lake Vatsvatn also received nutrient in surplus of its ecological capacity, and ecological conditions were classified as Moderate. This lake is shallow for its size, and exposed to wind. These factors are favourable to the lake's response to nutrient loading. Phytoplankton biovolume increased in July-August also in Lake Vatsvatn. Some of this biomass may have been transported directly from the upstream Lake Landavatn. Ecological conditions in 2009 were poorer than in the 1990's, but better than in 1987.

Agricultural runoff appears to be the major source of nutrient loading to the watercourse. Inundation of grassland commonly occurs, and may be an important vector for direct nutrient transport to the lakes. In July-August 2009, we observed a marked deterioration in water quality and increased algal biomass following heavy rains in early July.

Lake Vatsvatn was estimated to receive around 2.5 tonnes phosphorus in 2009. Empirical models suggest that an acceptable phosphorus load for the lake is about 1.3 tonnes per year, i.e. if Good ecological conditions are to be established. The dominant sources of phosphorus are two rivers and the channel connecting the two lakes, which all enter Lake Vatsvatn in its northern part. Therefore, efforts to reduce nutrient loadings on this lake need to focus primarily on the northern parts of its watershed.

1. Innledning

Sommeren 2008 førte algeoppblomstring i Vatsvatnet til presseomtale (f. eks. Haugesunds Avis 20.08.2008). Det ble da sagt at alger ikke bare farget innsjøens oveflate grønn, men også utløpselva og deler av fjorden nedenfor. I sammenheng med et forskningprosjekt tok NIVA en prøve i Vatsvatnet 26.09.2008. Oppblomstringen var da over, men det ble påvist at blågrønnalger av slekten *Anabaena* var til stede. Disse observasjonene peker mot overgjødning av vassdraget.

Imidlertid er ikke overgjødningen i vassdraget av helt ny dato. Rogalandsforskning gjennomførte en undersøkelse i vassdraget i 1987 (Sanni m.fl. 1988). Denne viste betydelige tettheter av blågrønnalger, og at fosfor-belastningen på innsjøene Landavatn og Vatsvatn overskred akseptabelt nivå betydelig. Videre fant Sanni m.fl. (1988) at de fleste tilførselselver og –bekker til de to innsjøene var markert forurenset med næringssalter, og tilførselene ble primært tilskrevet avrenning fra landbruket.

Innenfor rammen av et nasjonalt overvåkingsprogram for Statens Forurensingstilsyn (nå Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif) tok NIVA prøver i Vatsvatnet i 1988, 1989, 1991 og 1996. Denne prøvetakingen var mindre omfattende enn undersøkelsene i 1987, og omfattet bare prøver i de åpne vannmassene i innsjøen. Resultatene viste lavere fosforkonsentrasjoner enn i 1987, og ingen større oppblomstring av blågrønnalger.

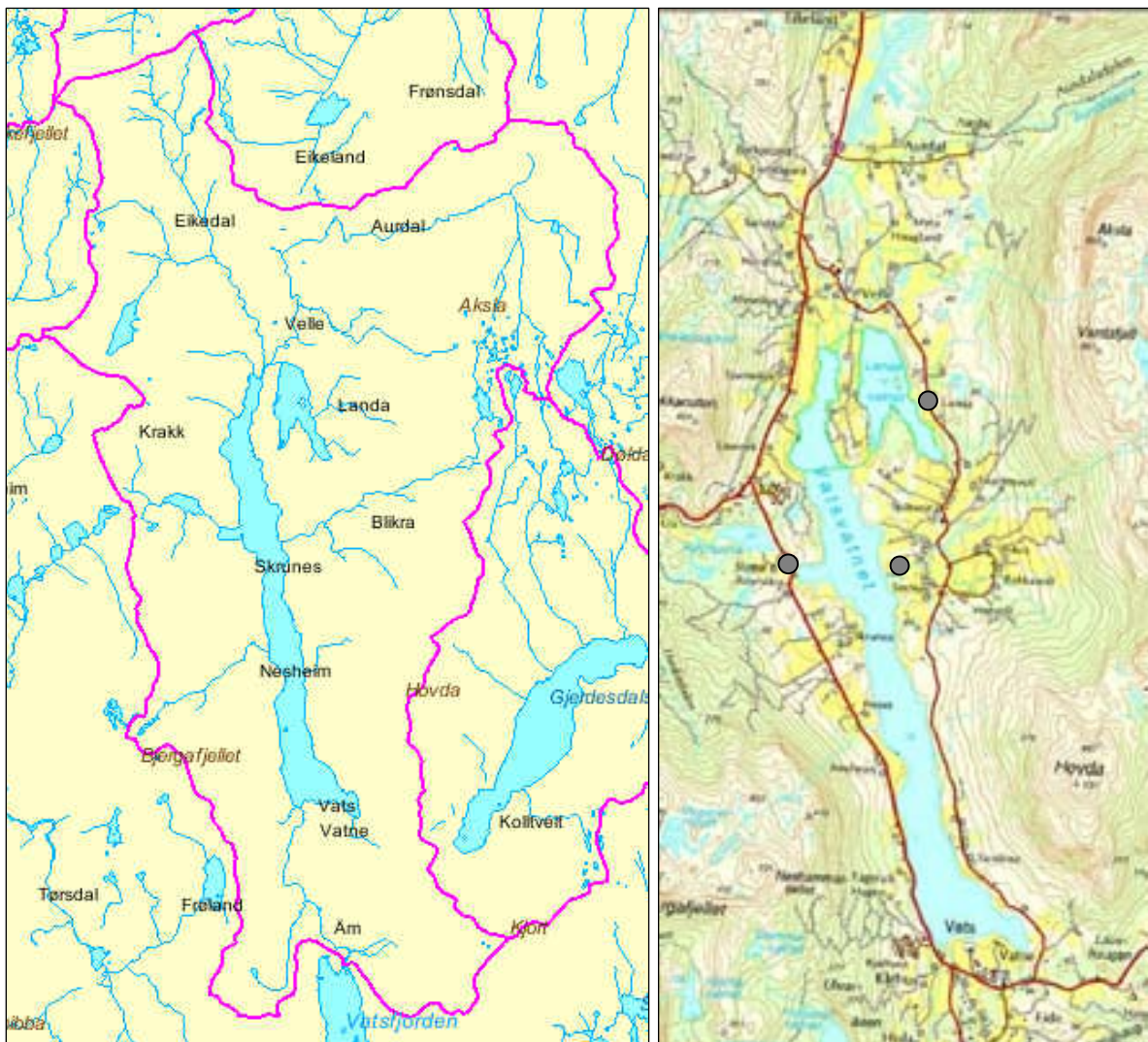
I samråd med Harald Olav Stuhaug i Vindafjord kommune utarbeidet NIVA et forslag til en enkel undersøkelse av Vatsvatnet. Etter hvert har prosjektet vokst til å omfatte undersøkelser også i tilløpselver og i Landavatn, siden dette står i nær kontakt med og spiller en vesentlig rolle for tilstanden i Vatsvatnet. Omfanget av undersøkelsene har vokst betydelig utover det planlagte, både i antall prøvetakinger, antall stasjoner og antall måleparametre. Det må presiseres at datagrunnlaget fra 2009 likevel er mindre omfattende enn det fra 1987. Rapporten fra 1987-undersøkelsen var ikke tilgjengelig før høsten 2009, da feltarbeidet i all hovedsak var over.

Vatsvatnet er på mange måter en naturperle i et rikt kulturlandskap. Innsjøen har en variert strandsone rik på vegetasjon og fugleliv, en rik fiskefauna med både sjøaure og laks vandrende opp fra fjorden, og enkelte invertebrater som er forholdsvis sjeldne på Vestlandet. Åmselva nedenfor har en bestand av elvemusling. Dette er en rødlistet art som det er utarbeidet nasjonal handlingsplan for. Siden miljøtilstanden i elva er direkte avhengig av den i innsjøen er det viktig å se Vatsvatnet og Åmselva i forvaltningsmessig sammenheng. En oppfølgende undersøkelse av vannkvalitet i Åmselva er i gang, og bestanden av elvemusling vil bli taksert i 2010.

2. Materiale og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Vatsvassdraget (NVE nr 0.385Z) ligger i Vindafjord kommune i Rogaland. Nedbørfeltet er lite (49,75 km²). De øvre delene når opp i 700 m o.h. (Aksla) med snaufjell, men det meste ligger lavere enn 300 m og er dominert av skog og dyrket mark. Den sentrale og største innsjøen i vassdraget er Vatsvatnet med et areal på 2,4 km². Innsjøen er over 5 km lang, smal og ligger nesten rett N-S. Nedbørfeltet for innsjøen utgjør 44,4 km², dvs. 89 % av hele vassdragets felt. I nordenden av Vatsvatnet ligger Landavatnet (0,395 km²). Denne lille innsjøen er senket noe og er forbundet med Vatsvatnet med en kanal, og det er nesten ingen høydeforskjell mellom dem. I NVEs register er begge oppgitt med 15 m o.h. Landavatnet og nordre ende av Vatsvatnet er vernet som våtmarksområde.

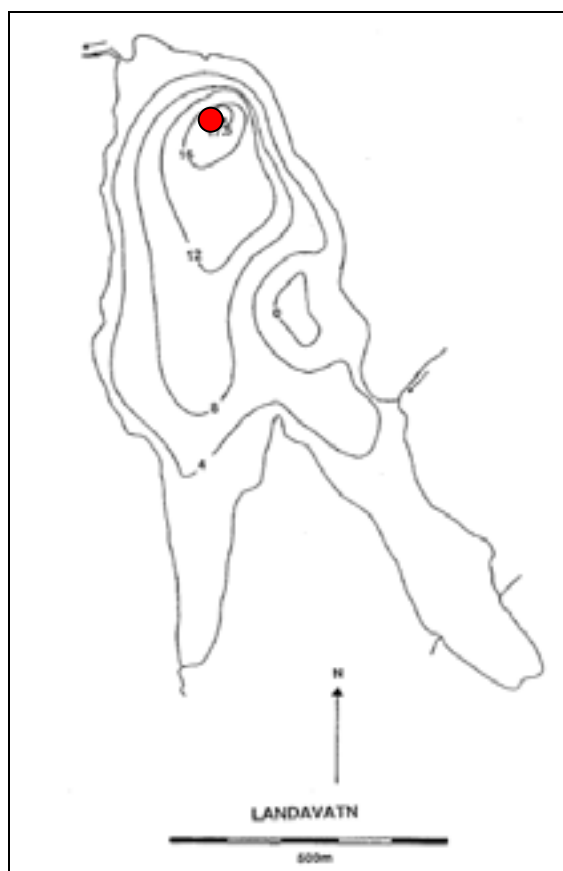


Figur 1. Vatsvassdraget med Vatsvatnet. Til venstre nedbørfeltet med de viktigste elver og bekker. Til høyre Vatsvatnets nærområde. Gule felter viser dyrket mark. Grønn strek viser verneområdet i nord med Landavatnet. Stasjoner for prøvetaking i Blikraåna, Landabekken og Røyrvikbekken (på vestsiden av Vatsvatn) er vist. Øvrige stasjoner er vist på detaljkart nedenfor. Kartgrunnlag fra Statens Kartverk og NVE Atlas.

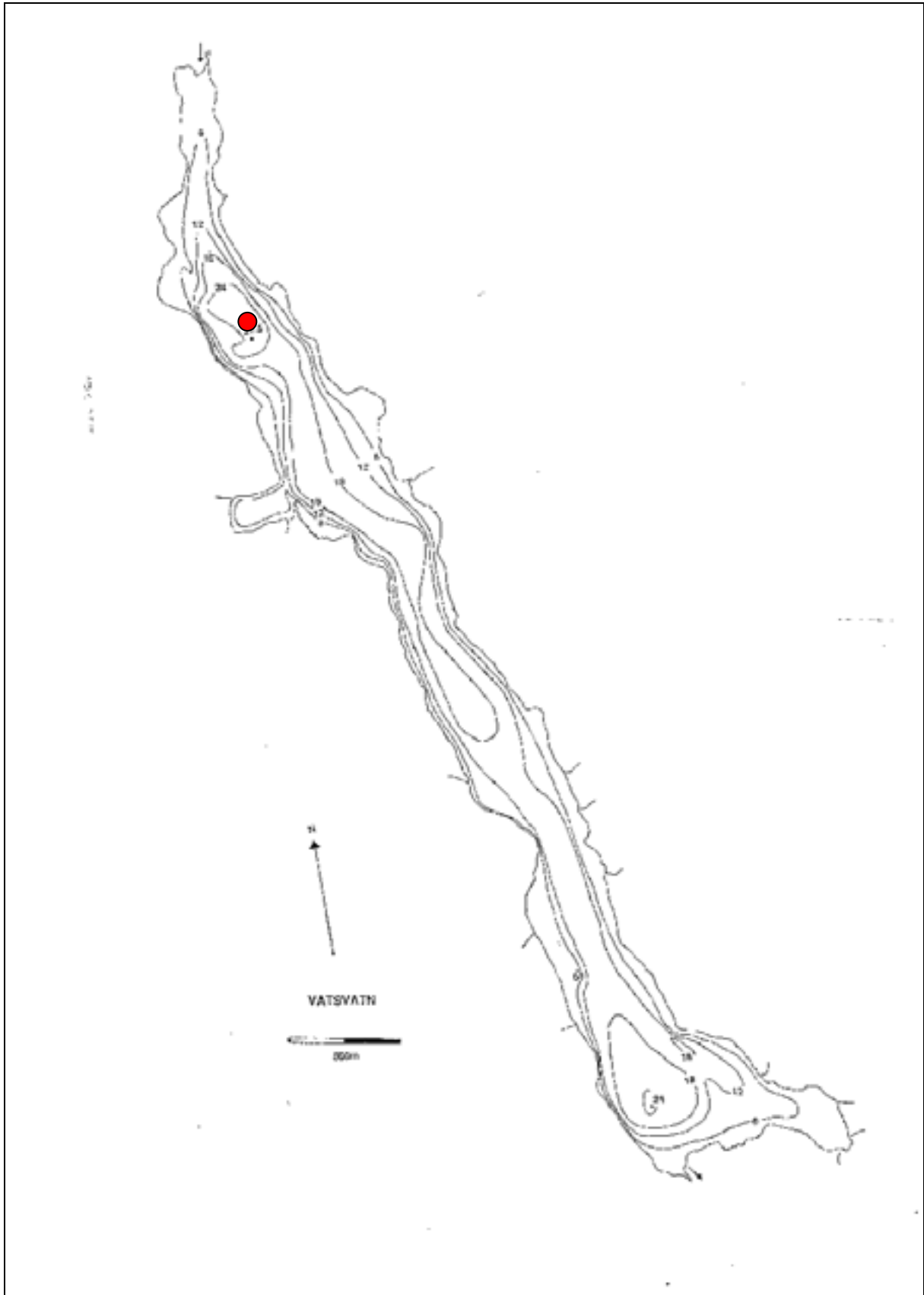
De største tilførsler av avrenning når Vatsvatnet i nordenden. Her møtes de to største elvene (Aurdalsåna og Alvseikjeåna) før utløp i innsjøen. Aurdalsåna drenerer det største delfeltet (ca 10,6 km²). Her munner også kanalen fra Landavatnet ut. Et detaljkart over dette området er vist i **Figur 2**. Langs østbredden av Vatsvatn munner flere bekker, hvorav den største er Blikraåna. Dybdekart fra Sanni m.fl. (1988) for begge innsjøene er gjengitt i **Figur 3** og **Figur 4**.



Figur 2. Utløp i Vatsvatnet av elvene Alvseikjeåna, Aurdalsåna og kanalen fra Landavatn. Prøvetakingsstasjoner er vist med røde sirkler.



Figur 3. Dybdekart over Landavatnet. Etter Sanni m.fl. (1988). Rød sirkel viser stasjon for prøvetaking.



Figur 4. Dybdekart over Vatsvatnet. Etter Sanni m.fl. (1988). Rød sirkel viser stasjon for prøvetaking.

En oversikt over innsjøenes fysiske data er vist i **Tabell 1**. De oppgitte tallene for Landavatn avviker noe fra de gitt i Sanni m.fl. (1987). Dette skyldes at innsjøens areal her var satt til 0,7 km², noe som åpenbart ikke stemmer. Dette har forplantet seg i anslag for volum, middeldyp og oppholdstid. Tabellen viser et nokså røft anslag for Landavatnets volum basert på dybdekartet, og middeldyp etc. er så beregnet ut fra volum og areal.

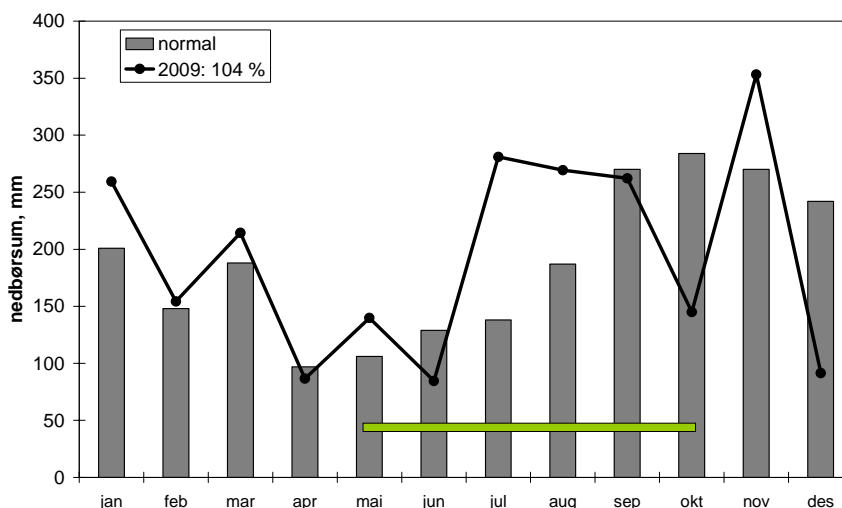
Tabell 1. Fysiske data for Vatsvatn og Landavatn. Teoretisk oppholdstid er gitt for normalavrenning.

Innsjø	Areal km ²	Middel dyp, m	Maks dyp m	Volum mill. m ³	Nedbørfelt areal, km ²	Teoretisk oppholdstid, år
Vatsvatnet	2,4	11,7	27	28,08	44,4	0,37
Landavatnet	0,395	5,5	17	2,17	3,42	0,39

Landavatnet har store grunnområder (særlig i sør), og en svært frodig kantvegetasjon med mye takrør. Disse arealene er i ferd med å gro igjen, fordi takrørens røtter fører til akkumulasjon av sedimenter. I følge Jon Olav Velde (pers. medd.) var stranden i nord tidligere en fin bade plass med sand og stein, men den er nå fylt opp av slam og mudder. Det er derfor tydelig at innsjøens høye produksjon har endret dens karakter. Frodig vegetasjon og takrør finner vi også i skjermete bukter av Vatsvatnet. Et ganske rikt fugleliv er knyttet til våtmarksområdet og sivbeltene, men det er mye og variert fugleliv langs hele Vatsvatnet om sommeren, inklusive svaner, gjess og flere arter ender.

2.2 Nedbør og avrenning

I 2009 falt det 104 % av normal nedbør ved DNMI's nedbørstasjon 46910 Nedre Vats. Månedlig nedbørsum er vist i **Figur 5**. I undersøkelsesperioden skilte juli og august seg ut med mye regn, mens oktober var unormalt tørr. Det finnes ingen stasjon for vannføringsmålinger i Vatsvassdraget eller nærliggende vassdrag. Derfor har vi beregnet avrenningen basert på NVEs opplysninger om normalavrenning (75,76 mill. m³ år for Vatsvatnet).



Figur 5. Månedlig nedbør i 2009 i Nedre vats (DNMI's stasjon 46910) sammenlignet med normalen. En horisontal linje viser perioden for prøvetaking i vassdraget.

I følge NVE kommer 53,6 % av avrenningen til Vatsvatnet med de tre utløpene i nordenden (**Figur 2**), mens resten kommer med Blikraåna, Røyrvikbekken og en rekke mindre bekker samt diffus avrenning

langs vatnet. For å kunne beregne tilførsler av næringssalter er avrenning estimert for hvert av nedbørfeltene til de viktigste tilløpene. Dette er basert på areal og normalavrenning. Arealestimatene er hentet fra Sanni m. fl. (1988), mens årlig middelavrenning er anslått basert på NVEs avrenningskart for perioden 1961-90. Avrenningen er fordelt på måneder i undersøkelsesperioden basert på nedbør. Estimert normal årsavrenning for delfeltene er vist i **Tabell 2**. Normal avrenning for Vatsvatnet blir etter disse beregningene 72,86 mill. m³ pr år. NVEs estimat er 75,76 mill. m³. For vårt formål (som er innbyrdes sammenligning mellom delfelt) har dette avviket ingen betydning. Delfeltene hvor vannkvaliteten er målt utgjør ca 71 % av arealet i Vatsvatnet nedbørfelt, og 73 % av avrenningen til Vatsvatn.

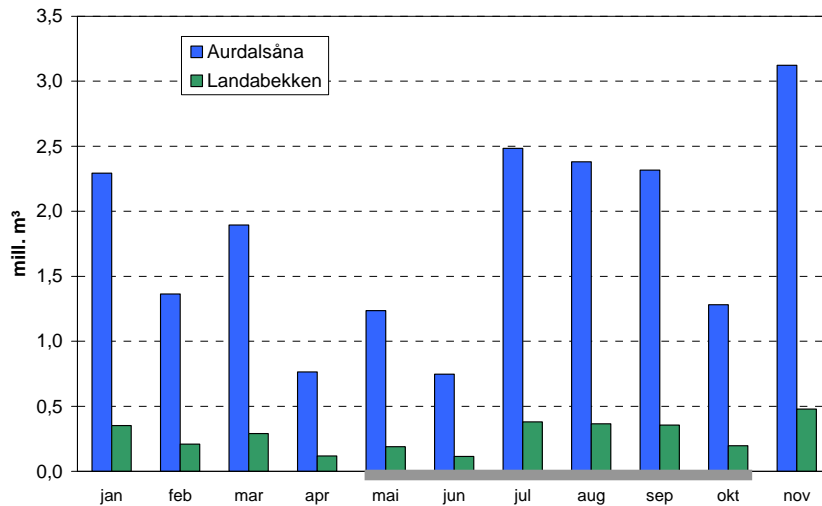
Tabell 2. Avrenning i delfelt av Vatsvatnets nedbørfelt. Areal og betegnelser for delfelt er hentet fra Sanni m.fl. (1988), som også viste kart over delfeltene. Normalavrenning for delfelt er estimert ut fra NVEs avrenningskart (NVE Atlas, www.nve.no). Feltene kalt Ø1-Ø6 representerer diffus avrenning eller små bekker hvor det ikke er gjort målinger av vannkvalitet.

Felt	Areal km²	Normal- avrenning l/s/km²	Årlig avrenning mill. m³
E - Røyrtjørn	2,43	50	3,83
A - Alvseikjeåna	7,57	57	13,61
B - Aurdalsåna	10,56	60	19,98
C - utløp Landavatn	3,42	51,5	5,55
D - Blikraåna	5,33	62	10,42
Ø1	1,97	45	2,80
Ø2	0,57	39	0,70
Ø3	4,57	55	7,93
Ø4	1,94	55	3,36
Ø5	0,94	60	1,78
Ø6	1,75	52,5	2,90
Totalt Vatsvatn	41,05	56,3	72,86
C1 Landabekken	1,62	60	3,07
C2	1,11	45	1,58
C rest (nordsiden)	0,69	42	0,91
Totalt Landavatn (= felt C for Vatsvatn)	3,42	51,5	5,55

Tabell 3. Estimert månedlig avrenning (mill. m³) for delfelt der vannkvalitet ble målt i 2009. Tallene er justert for nedbør i 2009. Data i tabellen er benyttet for beregning av massetransport av næringsstoffer i elver og bekker for undersøkelsesperioden i 2009.

Felt	mai	jun	Jul	aug	sep	okt
E - Røyrvikbekken	0,237	0,143	0,476	0,457	0,444	0,246
A - Alvseikjeåna	0,841	0,509	1,692	1,621	1,578	0,873
B - Aurdalsåna	1,235	0,747	2,484	2,381	2,317	1,282
C - utløp Landavatn	0,343	0,208	0,691	0,662	0,644	0,356
D - Blikraåna	0,644	0,390	1,296	1,242	1,209	0,669
C1 - Landabekken	0,189	0,115	0,381	0,365	0,355	0,197

Estimatene for årlig avrenning i delfelt er fordelt over måneder i undersøkelsesperioden ved å justere i forhold til nedbørmengder i 2009. Her er det også tatt hensyn til at nedbøren i 2009 var 4 % høyere enn normalt. Resultatene av disse beregningene er vist i **Tabell 3**. Som eksempel er avrenning for Aurdalselva og Landabekken vist i **Figur 6**.



Figur 6. Månedlig avrenning i Aurdalsåna (det største tilløpet til Vatsvatnet) og Landabekken (tilførsel til Landavatn) i 2009. Perioden for måling av vannkvalitet er indikert med vannrett, grå stripe. Beregninger av tilførsler med elvene er gjort for denne perioden.

2.3 Beregning av fosfor-tilførsler

Månedlige vannmengder for de enkelte delfelt, multiplisert med målt innhold av fosfor og nitrogen, gir estimat for massetransport av disse stoffene. Dette gir anslag for hva de enkelte delfelt bidrar med av næringsstoffer i undersøkelsesperioden.

Uavhengig av målinger i bekkene er det gjort beregninger av tilførsler av fosfor til de to innsjøene med FOSRES-modellen. Disse beregningene baserer seg på målte konsentrasjoner av total-fosfor eller klorofyll A (algebiomasse) i innsjøenes øvre (produktive) vannlag som middel over sesongen, og på vannmengder som renner gjennom innsjøene. Metodikken er beskrevet i Berge (1987). Modellen er empirisk basert på hva innsjøer tåler av belastning uten at uønskede effekter oppstår (algemengder, oksygensvinn i dypet), og er spesielt tilpasset grunne innsjøer med middeldyp under 15 m. Modellen gir estimat av årlig tilførsel, retensjon (tilbakeholdelse) av fosfor, og hvor mye innsjøen forventes å kunne tåle uten at påvirkningen blir for stor for økosystemet.

2.4 Prøvetaking og analyser

Temperatur og oskygeninnhold i vannmassene ble målt i felt med en nedsenkbar OxyGuard sonde for direkte avlesning. I tillegg benyttet vi en profilerende sonde (SAIV CTD) som logger temperatur, fluorescens (et mål på klorofyll) og turbiditet (et mål for partikkelinnhold) hvert sekund. Ved å senke sonden fra overflate til bunn får man en sammenhengende vertikalprofil for disse variablene.

Vannprøver til kjemiske analyser ble tatt på 0,5 L plastflasker som var forhåndsvasket på laboratoriet. I innsjøene ble det dels brukt en Limnos vannhenter til å ta prøver på bestemte dyp, og dels en nedsenkbar slange som tok en integrert blandprøve fra overflaten til ønsket dyp. Hensikten med denne var å få representative prøver fra det øvre produktive sjikt av vannmassene. Tykkelsen av dette sjiktet ble vurdert ved hver prøvetaking på grunnlag av temperaturprofilen. I elver og bekker ble vannprøver

tatt ved å dyppe prøveflaskene under vannflaten. Disse prøvene ble tatt av Jon Olav Velde og Åsmund Kalstveit etter første prøverunde i mai.

Prøver av planteplankton ble tatt fra blandprøven ved at 100 mL ble tappet på en brun medisinflaske og konservert med sur Lugol. For måling a klorofyll A (planteplanktonets viktigste pigment, og et indirekte mål på algemengde) ble det tatt en ny blandprøve på 1 L. Denne ble fylt på en mørk flaske, og oppbevart kjølig til retur til Bergen. Her ble prøven filtrert på glassfiberfilter (GF/F), og filteret frosset ned for senere analyse ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Planteplanktonprøvene ble bearbeidet av Camilla H.C. Hagman, og omfattet identifikasjon og opptelling av artene. I laboratoriet ble en delprøve av hver planteplanktonprøve sedimentert over natten, og deretter ble alger identifisert og talt opp i et omvendt mikroskop (Utermöhl 1958). Algenes biovolum ble beregnet ved å måle ulike dimensjoner av cellene, og med grunnlag i ulike geometriske modeller ble cellenes volum beregnet og ganget opp til biovolum for hver art (Rott 1981). Biovolum ble uttrykt som mm^3/m^3 . Metodikk for kvantitativ mikroskopisk analyse av planteplankton følger Olrik m. fl. (1988).

Vi tok også prøver av dyreplankton med en håv (30 cm diameter, 90 μm maskevidde) som ble senket til 1 m over bunnen og halt langsomt opp igjen. Håven fanger da begge veier, og ga store prøver. Disse ble filtrert gjennom en duk med maskevidde 90 μm og spylt over på prøveflaske med 96 % etanol. Disse prøvene ble tatt som supplement for å kunne vurdere innsjøenes evne til å omsette egen produksjon i næringsnettet. De er imidlertid ikke talt opp, men bare gjennomgått for artssammensetning og relativ dominans. Denne informasjonen presenteres ikke i rapporten, men brukes som støtte for vurdering og diskusjon av resultatene.

I oktober 2009 tok vi opp sedimentprøver ved hjelp av en liten van Veen grabb. Prøven ble forsiktig sluppet ut i en bakke, og en mindre prøve av overflatesedimentet ble tatt ut til analyse av fosforinnhold.

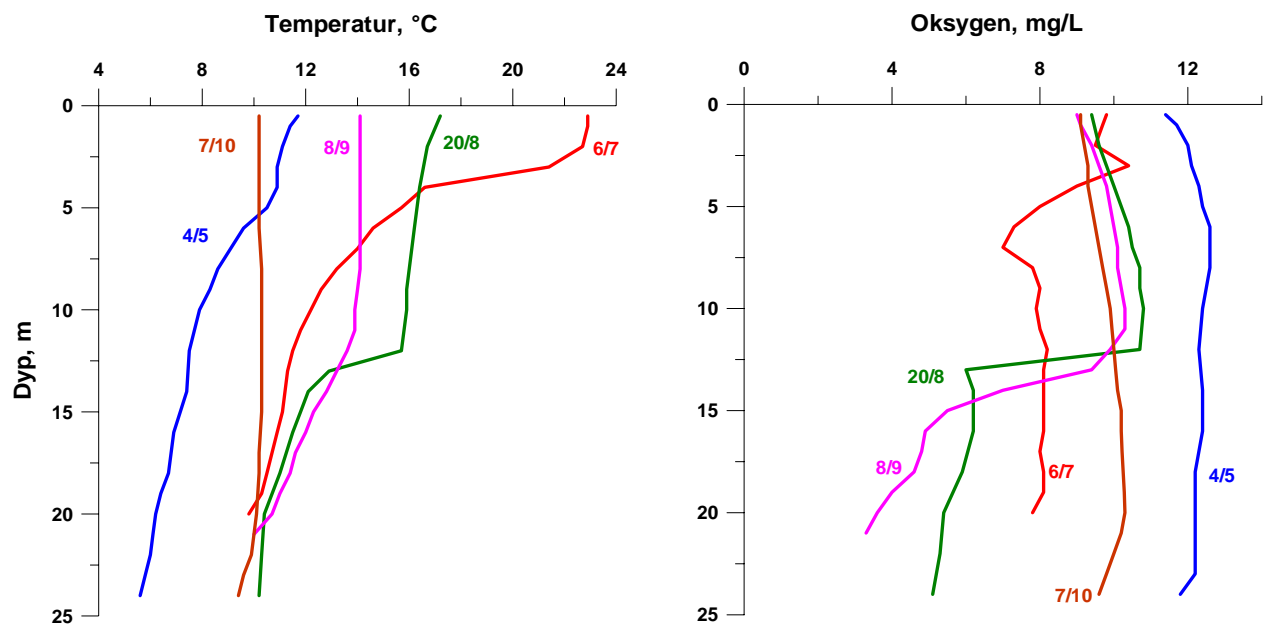
Alle kjemiske analyser er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo.

3. Resultater

3.1 Vatsvatn

3.1.1 Hydrografi

Vertikalprofiler for temperatur og oksygen er vist i **Figur 7**. Oppvarmingen av de øvre lagene begynte ganske tidlig i 2009. Ved første registrering tidlig i mai var overflatetemperaturen rundt 11 °C, mens nær bunnen lå temperaturen rundt 5 °C. I juli målte vi nesten 23 °C i overflaten (før regnvårsperioden satte inn). Senere blandet overflatelagene seg dypere ned, og sommeren ble våt og kjølig. I august hadde vi ca. 16 °C ned til 12 m dyp, og temperaturen sank i hele dette laget til september. I løpet av sommeren økte også temperaturen ved bunnen til nesten 10 °C. Ved siste besøk i oktober var nesten hele vannmassen rørt om, bare under 22 m så vi en rest av stagnasjonsperioden.



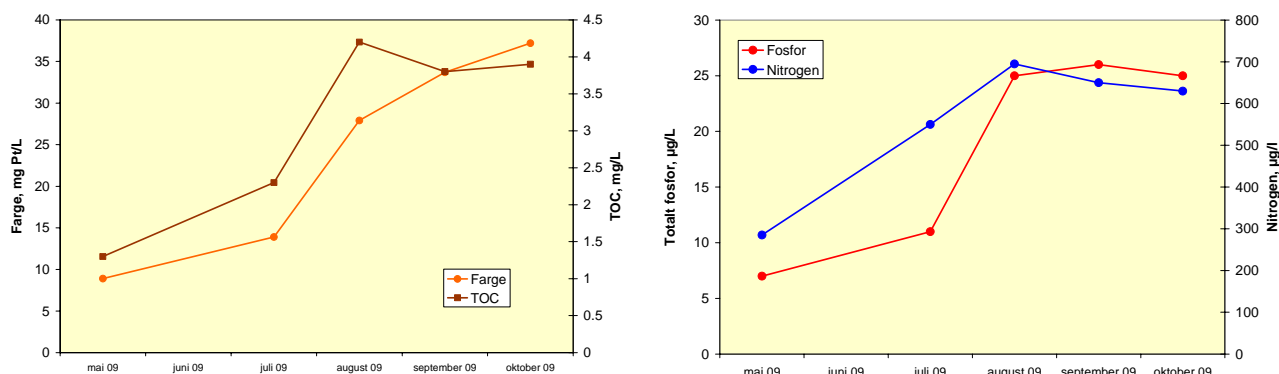
Figur 7. Vertikale profiler for temperatur og oksygen ved fem tidspunkt i perioden mai-oktober 2009 i Vatsvatnet. Registreringer av temperatur er gjort med en SAIV SD205 sonde. Oksygen er registrert med en Oxyguard sonde.

Profilene for temperatur og oksygen viser også hvordan det øvre sirkulerende laget som får oksygentilførsel fra luften ble dypere i løpet av sommeren, samtidig som oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet sank fram til september. Profilen i august var meget skarp. Det ble ikke målt oksygenkonsentrasjoner lavere enn 3 mg/L (i september), men det er sannsynlig at konsentrasjonen nær bunnen ble lavere enn dette før høstomrøringen satte inn. Hensikten var å få med denne situasjonen i oktober, men dette viste seg å være for sent.

De hydrografiske forholdene viser tydelig at innsjøen er svært vindeksponert. Det varme topplaget blandes ganske dypt ned i innsjøen i løpet av sommeren, og høstomrøringen skjedde tidligere enn ventet som følge av avkjøling og kraftig vind. Vindeksponeringen merket vi også godt under feltarbeidet.

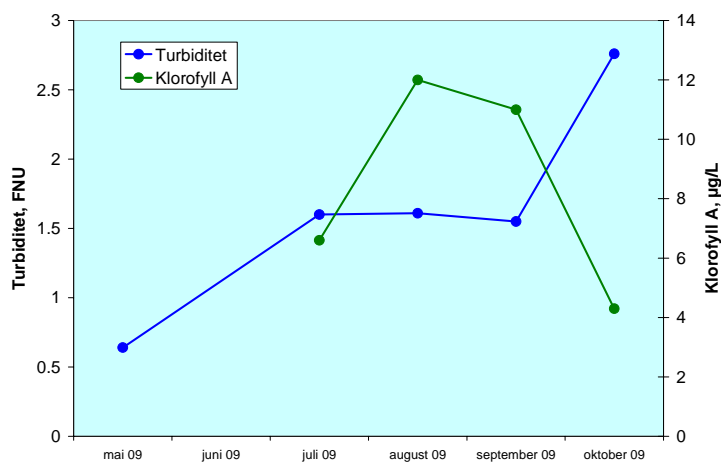
3.1.2 Vannkjemi

Alle vannkjemiske analyser er vist i Vedlegg A. Surhetsgraden var gunstig og varierte lite gjennom sesongen (pH 6,5-7,0). Det totale innholdet av ioner (målt ved konduktivitet) var lavest ved målingen i mai (2,8 mS/m) og lå markert høyere resten av sesongen (4,7-6,6 mS/m). Et gjennomgående trekk var at vannkjemiske forhold var gode første del av sommeren (fra mai- begynnelsen av juli) da det var lite nedbør og avrenning. Fra nedbøren kom i juli forverret tilstanden seg raskt (**Figur 8**). Innholdet av organisk stoff målt både som totalt organisk karbon (TOC) og som fargetall økte kraftig til august. Fargetallet uttrykker vannets lysabsorberende evne og viser primært innhold av humus-stoffer. Disse stammer fra jordsmonn i nedbørfeltet.



Figur 8. Vannkjemiske forhold i Vatsvatnet i 2009. Til venstre vannfarge og totalt organisk karbon (TOC); til høyre næringsstoffene totalt nitrogen og totalt fosfor. Målingene er gjort på blandprøver fra de øvre vannlagene, oftest 0 – 8 m dyp.

Innholdet av næringsstoffene fosfor og nitrogen viste samme forløp, med en markert forverring fra juli av. Så store variasjoner er uvanlig under naturlige forhold, og det er svært sannsynlig at det meste av økningen kan tilskrives avrenning fra jordbruksland. Det ble observert spredning av husdyrgjødsel på flere bruk ved prøvetaking 6. juli, og påfølgende tungt regn kan forklare den betydelige økningen i både organisk stoff og næringssalter. For kiselalger kan også tilgang på silikat (SiO_2) være begrensende. Tidlig i mai lå konsentrasjonen av silikat på 0,3 mg/L, noe som tyder på en viss begrensnings for kiselalger. Senere i sesongen økte konsentrasjonen til over begrensende nivå.



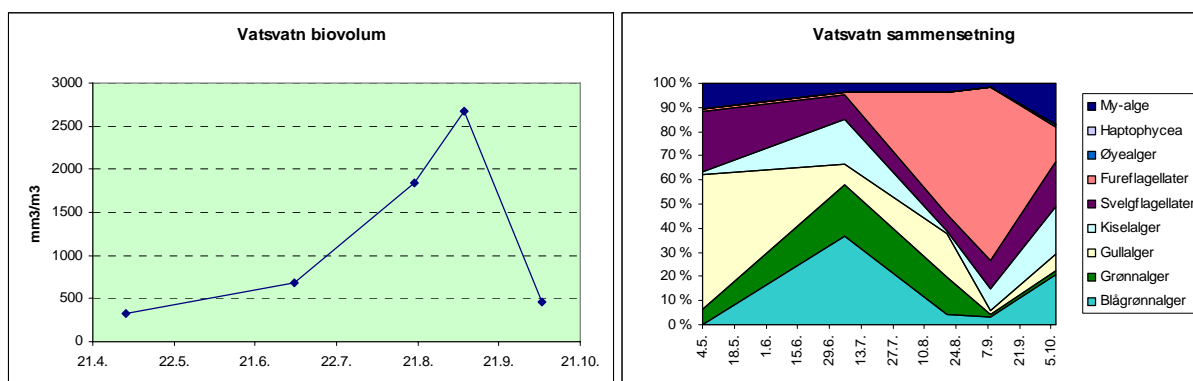
Figur 9. Partikkelmengde og klorofyll a i Vatsvatn i 2009. Målingene er gjort på blandprøver fra de øvre vannlagene, oftest 0-8 m dyp.

Partikkelmengden (målt som turbiditet) økte fra et lavt nivå (0,6 FNU) i mai til 1,6 FNU i juli (**Figur 9**). Nivået lå deretter stabilt høyt til september, med en ny økning i oktober. Den siste økningen hadde trolig sammenheng med utvasking fra jordbruksarealer pga. mye nedbør. Innholdet av klorofyll a økte markert fra juli til august og september, og var kraftig redusert i oktober (**Figur 9**). Klorofyll a er algenes viktigste pigment, og benyttes som et indirekte mål på algemengde. I oktober var det nesten full sirkulasjon i innsjøene, og planktonet holdt på å bryte sammen.

3.1.3 Planteplankton

Et mer direkte mål på algemengde er biovolum beregnet fra algeprøvene (**Figur 10**). Denne økte jevnt og aksellererende fram til september, og falt så kraftig i oktober da innsjøen sirkulerte. Middelerdien var $1199 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, og maksimalverdien i august $2679 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. I følge Brettum og Andersen (2005) er disse algemengdene typisk for mesotrofe innsjøer.

På forsommeren var planteplanktonet dominert av gullalger og kiselalger, mens blågrønnalger (slekten *Anabaena*) økte sin dominans midtsommers. Fra august av økte fureflagellaten *Ceratium hirundinella* kraftig, og dominerte i september. *Ceratium hirundinella* kan dominere i næringsrike vannmasser. Det er mulig at mye næring og dårlige lysforhold begunstiger denne arten, og da den ikke er tilgjengelig som beiteorganisme for andre former, har den en tendens til å "hope" seg opp i vannmassene i perioder av vekstsesongen. I Vatsvatn ser det ut som *Ceratium* er tilført fra Landavatn, der oppblomstringen av denne arten var massiv. Det er ikke registrert slike mengder av denne arten tidligere. I oktober hadde planktonet i stor grad brutt sammen i forbindelse med sirkulasjon av innsjøen. Da opptrådte igjen blågrønnalger (*Woronichinia naegeliiana*), men i lav tetthet.



Figur 10. Biovolum av planteplankton, og sammensetning (algegrupper) i Vatsvatn 2009. Prøvene er tatt som blandprøver i de øvre vannmasser.

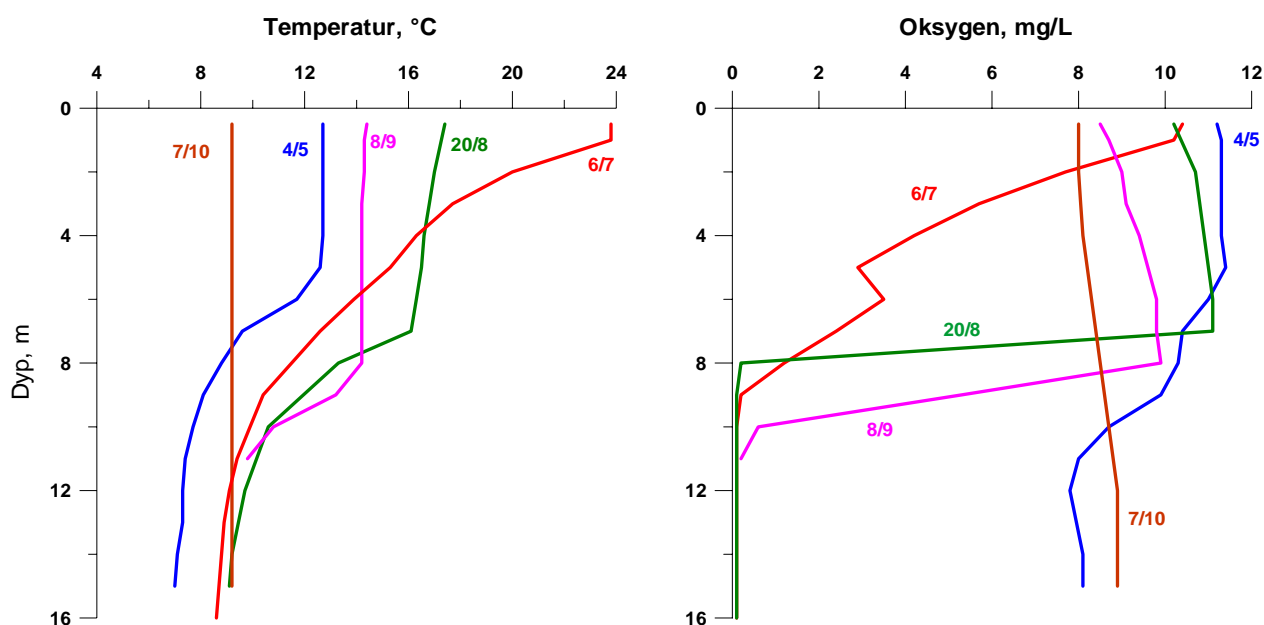
3.1.4 Fosfor i sediment

Sedimentprøven ble tatt 7.10.2009 på 25 m dyp, og representerer den øvre cm av sedimentet. Fosforinnholdet var 3,35 mg pr g tørt sediment. Dette er bare halvparten av det som ble målt i 1987 (6,6 mg/g), men likevel en klar indikasjon på forurensning. Normalverdier for fosfor i sediment i innsjøer som ikke er forurensset vil ligge under 1 mg/g.

3.2 Landavatn

3.2.1 Hydrografi

Vertikalprofiler for temperatur og oksygen er vist i **Figur 11**. Landavatnet er mindre vindeksponert enn Vatsvatn, og oppvarmingen av de øvre lagene derfor raskere. Allerede tidlig i mai var temperaturen i overflaten over 12 °C, og det var markert forskjell i oksygen-innhold mellom overflate og bunnvann. I juli hadde en lang varmeperiode ført til rask oppvarming i overflaten, og vi hadde et tykt overgangslag (sprangssjikt) mellom svært varm overflate og kjølig bunnvann under 8 m dyp. I dette bunnvannet var alt oksygen brukt opp i nedbrytning av organisk materiale. I august og september var sjiktningen stabil med et skarpt sprangssjikt fra 8 til 10 m dyp, og gradvis nedkjøling av de øvre 8 m. Allerede 7. oktober var høstomrøringen fullstendig, og oksygenforholdene var igjen gode.

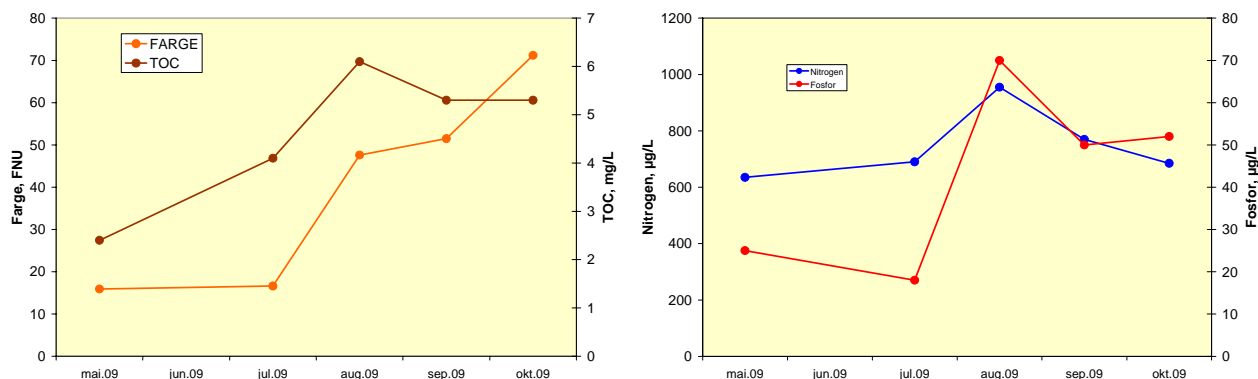


Figur 11. Vertikale profiler for temperatur og oksygen ved fem tidspunkt i perioden mai-oktober 2009 i Landavatnet. Registreringer av temperatur er gjort med en SAIV SD204 sonde. Oksygen er registrert med en Oxyguard sonde.

3.2.2 Vannkjemi

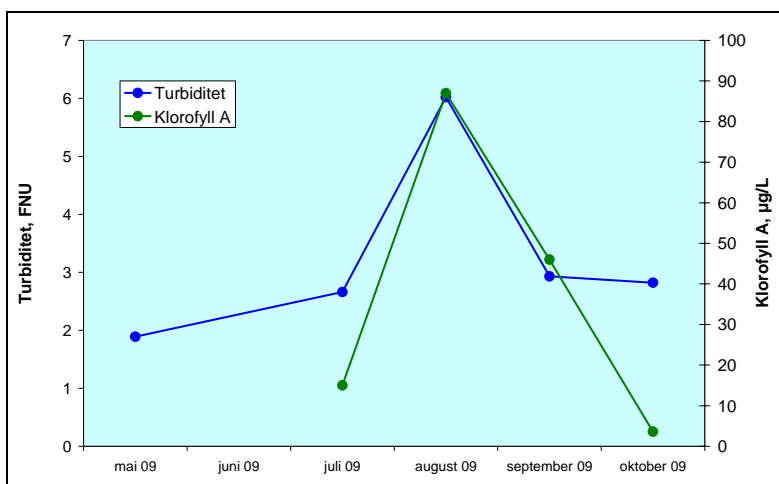
Alle vannkjemiske analyser er vist i Vedlegg A. pH i Landavatnet var nær nøytral og varierte lite gjennom sesongen (pH 7,0-7,2). Målingene er gjort på vannprøver etter forsendelse til laboratoriet, og det er sannsynlig at pH kan ha vært mer basisk i overflaten ved høy algeproduksjon dersom vi hadde målt på stedet. Ioneinnholdet var også ganske stabilt (konduktivitet 5,9-6,7 mS/m), og viste ikke stigning gjennom sesongen som i Vatsvatnet.

Innhold av organisk stoff og fargetall (**Figur 12**) lå relativt lavt på forsommeren, men steg kraftig fra regnet satte inn i juli. Både fargetall (humus) og organisk karbon lå klart høyere enn i Vatsvatnet, men sesongdynamikken var den samme. Særlig for fargetallet var økningen markert. Tilsvarene gjaldt for fosfor, og i mindre grad nitrogen (**Figur 12**). Fra 6. juli til 20. august økte fosforinnholdet nesten fire ganger (fra 18 til 70 µg/L), og innsjøen må i denne perioden ha hatt store tilførsler. Konsentrasjonen av silikat var under deteksjonsgrensen i mai og fortsatt lav (0,4 mg/L) i juli, men steg siden til 1-1,5 mg/L. Kiselalgen har trolig vært silikat-begrenset fra den første oppblomstringen om våren til juli, men ikke senere.



Figur 12. Vannkjemiske forhold i Landavatnet i 2009. Til venstre vannfarge og totalt organisk karbon (TOC); til høyre næringsstoffene totalt nitrogen og totalt fosfor. Målingene er gjort på blandprøver fra de øvre vannlagene.

Partikkelmengden (turbiditeten) lå høyere i Landavatn enn i Vatsvatn. På samme måte som TOC økte turbiditeten dramatisk fra juli til august, men avtok markert til september-oktober (**Figur 13**). For algepigmentet klorofyll a fikk vi omtrent identisk forløp som partiklene fra juli til september. Det er derfor klart at algene sto for det meste av partikler i denne perioden. I oktober var turbiditeten fortsatt høy mens klorofyll-nivået hadde sunket. Ved denne situasjonen kan partiklene ha bestått av både gamle alger (særlig fureflagellater) og oppvirvlede partikler fra bunnen, siden innsjøen var i fri sirkulasjon.

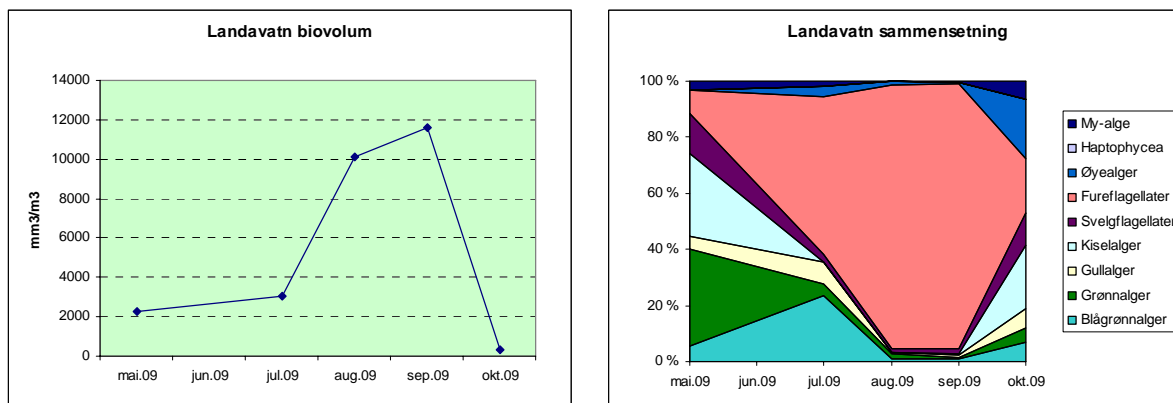


Figur 13. Partikkelmengde og klorofyll a i Landavatn i 2009. Målingene er gjort på blandprøver fra de øvre vannlagene.

3.2.3 Planteplankton

Biovolumet og sammensetning av planteplankton er vist i **Figur 14**. Mengden planteplankton var svært høy. Middel- og maksimalverdi for biovolumet var hhv. 5466 og 11590 mm³/m³. Disse verdiene er like over grensen til de mest produktive (hypereutrofe) innsjøene i følge Brettum og Andersen (2005). Tidlig i mai var det kiselalger (vesentlig *Fragilaria crotonensis*) og grønnalger (*Paulschulzia pseudovolvox* og *Eudorina elegans*) som dominerte. *Anabaena* spp. utgjorde mesteparten av blå-

grønnalger som var til stede i relativt beskjedent omfang. Dette økte noe til juli, men avtok så i resten av sesongen. *Woronichinia naegeliana* var dominerende blant blågrønnalgene om høsten, men mengden var ganske beskjeden. Fureflagellaten *Ceratium hirundinella* var også til stede i mai, og utviklet i løpet av sommeren (særlig fra juli til august) enorme tettheter. Den utgjorde i august og september 93-94 % av biovolumet, som på denne tiden var svært høyt (**Figur 14**).



Figur 14. Biovolum av planteplankton, og sammensetning (algegrupper) i Landavatn 2009.

De nevnte artene indikerer alle næringsrike forhold. Årsaken til den voldsomme dominansen av *Ceratium hirundinella* er uklar. Tilfeller av tilsvarende masseopptreden er kjent fra svært næringsrike forhold, og kan også ha sammenheng med dårlige lysforhold. Den er svært bevegelig og kan derfor søke mot overflaten for å få nok lys. I tillegg er den lite beitbar for dyreplanktonet pga. størrelse, form og kraftig ”panser”. Vanligvis er det imidlertid blågrønnalger som dominerer i slike innsjøer. Ut fra beskrivelse av situasjonen i august 2008, samt observasjon av *Anabaena* i Vatsvatn i september 2008, synes det som om blågrønnalger har dominert oppblomstringen det året.

Også i 1987 var det mye planteplankton i Landavatn (Sanni m.fl. 1988). Imidlertid var nivået et hakk lavere enn i 2009, med middel- og maksimalt biovolum på hhv. 4400 og 8800 mm³/m³. Blågrønnalger utgjorde det meste av biovolumet august-oktober 1987, med *Woronichinia naegeliana* som dominerende.

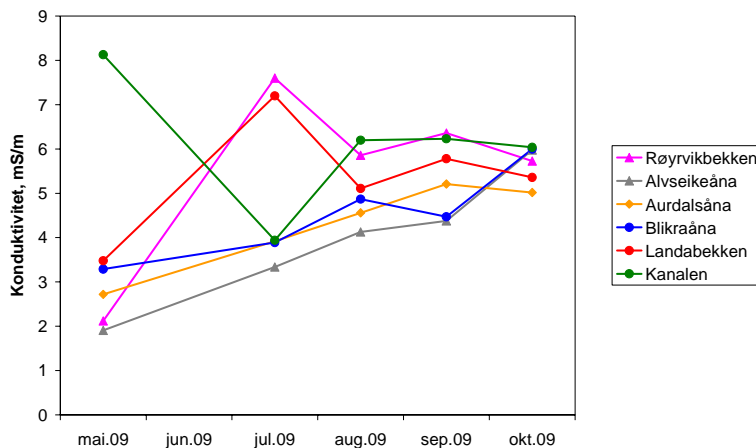
3.2.4 Fosfor i sediment

Sedimentprøven ble tatt 7.10.2009 på 16 m dyp, og representerer den øvre cm av sedimentet. Fosforinnholdet var 3,57 mg pr g tørt sediment. Dette er vesentlig lavere enn det som ble målt i 1987 (9,7 mg/g), men likevel en klar indikasjon på forurensning. Normalverdier for fosfor i sediment i innsjøer som ikke er forurenset vil ligge under 1 mg/g.

3.3 Elver og bekker

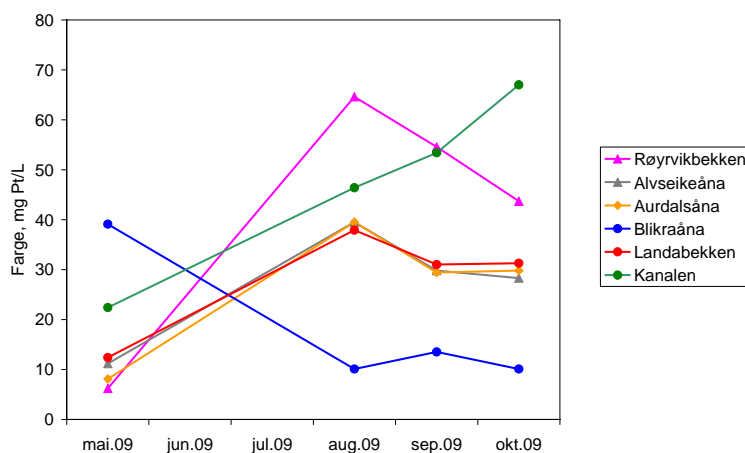
Alle analyseresultater er vist i Vedlegg A. Vannkjemiske forhold i elvene fulgte naturlig nok mye av de samme sesong-endringene vi har sett for innsjøene. Konsentrasjonene av de fleste stoffer var lave ved første måling i mai, og økte markert ved prøvetaking i juli. Prøvene i juli ble tatt like etter et kraftig regnvær og mye gjødslingsaktivitet.

Innholdet av ioner (målt som konduktivitet) er vist i **Figur 15**. For alle elver unntatt kanalen mellom Landavatn og Vatsvatn fikk vi en økning gjennom sesongen. For de minste feltene (Landabekken og Røyrvikbekken) sank ioneinnholdet noe etter en markant økning i juli. I de tre større elvene fortsatte økningen utover sommeren og høsten. Kanalen viste et annet variasjonsmønster, og reflekterer forholdene i Landavatnet i stedet for arealavrenningen.



Figur 15. Innhold av ioner målt som elektrisk ledningsevne (konduktivitet) i elver og bekker 2009.

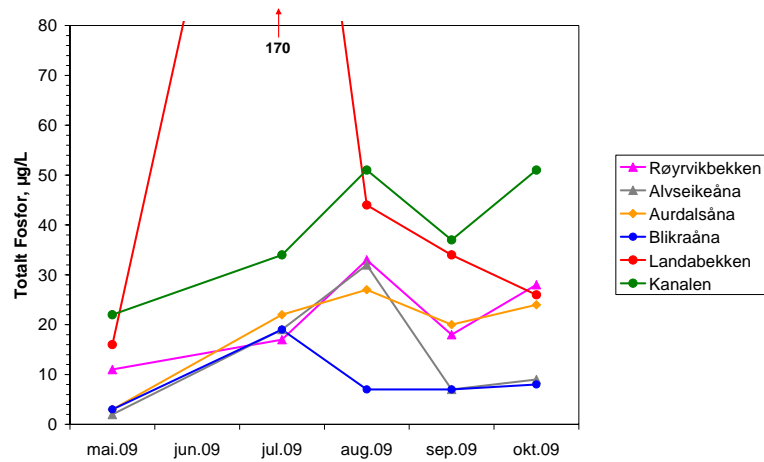
Ved en misforståelse mellom prosjektleder og laboratorium ble en del parametre utelatt fra målinger i juli-prøvene. Blant disse var fargetall, som indikerer innhold av humus. Alle elver unntatt Blikraåna viste en kraftig økning i humus-innhold fra mai til august (**Figur 16**). Innholdet av totalt organisk karbon (TOC; Vedlegg A) viste i hovedsak samme forhold som fargetallet med ett unntak: karboninnholdet i Blikraåna i mai var svært lavt, og passer dårlig sammen med fargetallet. En av målingene må antas å være feil, og dette er mest sannsynlig TOC-målingen. Fargetall og TOC er viktige for å fastsette vanntype i klassifiseringssystemet (se kap. 3.5), og den store variasjonen i i disse parametrene i 2009 gjør klassifiseringen usikker.



Figur 16. Fargetall (humus) målt i elver og bekker i 2009.

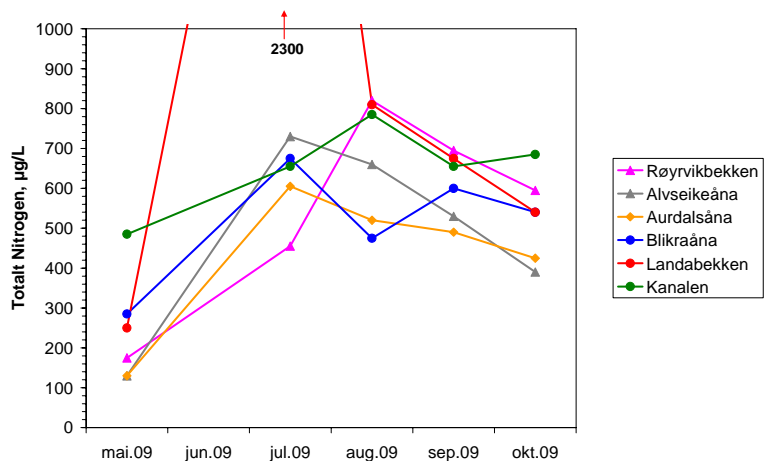
Den viktigste parameteren i elvene er fosfor, siden dette næringsstoffet er den viktigste begrensningen for algevekst både i elver og innsjøer. I alle elver og bekker fikk vi en markert til voldsom økning fra mai til juli (**Figur 17**). I Landabekken økte konsentrasjonen mer enn 10 ganger til 170 $\mu\text{g/L}$. Dette viser en rask og direkte tilførsel av fosfor, trolig som direkte avrenning fra gjødslet mark. Det var også betydelig økning i de tre største elvene, men mindre økning i Røyrvikbekken. Blikraåna skiller seg ut fra de andre med reduksjon i fosforkonsentrasjon etter juli. I Landabekken avtok konsentrasjonen til 44 $\mu\text{g/L}$ etter den ekstreme situasjonen i juli, men var fortsatt høy resten av sesongen. Avrenning fra Landavatn gjennom kanalen hadde det høyeste fosfor-innhold (middel 39 $\mu\text{g/L}$) av elvene til Vatsvatn.

Aurdalsåna og Røyrvikbekken hadde høyere middelkonsentrasjon (19-21 $\mu\text{g/L}$) enn Alvseikjeåna (13,8 $\mu\text{g/L}$), mens Blikraåna kom best ut med 8,8 $\mu\text{g/L}$ total-fosfor.



Figur 17. Innhold av total-fosfor målt i elver og bekker i 2009.

Innholdet av totalt nitrogen fulgte i hovedsak det samme mønsteret som for fosfor: lave verdier i mai, markert økning til juli og august, og deretter avtakende (**Figur 18**). I Landabekken var ekstremverdien i juli på 2300 $\mu\text{g/L}$. I de tre største elvene Alvseikje- og Aurdals- og Blikraåna fikk vi også en topp med totalt nitrogen i juli, mens i kanalen og i Røyrvikbekken var denne toppen ”forsinket” til august. Avrenningen i de to siste passerer en innsjø før utløp i Vatsvatnet. Blikraåna hadde like høyt innhold av nitrogen som de andre elvene (i motsetning til fosforinnholdet). I forhold til direkte tilførsel til Vatsvatnet hadde kanalen høyeste middelkonsentrasjon av nitrogen (653 $\mu\text{g/L}$), mens Aurdalsåna og Alvseikjeåna lå lavest (434-488 $\mu\text{g/L}$).



Figur 18. Innhold av total-nitrogen målt i elver og bekker 2009.

Av andre parametre lå pH i de fleste elvene lavest i mai (Vedlegg A). Bare en registrering lå lavere enn pH 6,5. Dette var i Alvseikjeåna i mai. Denne elva hadde også den laveste middelveien (pH 6,64), mens Blikraåna lå høyest (middel pH 7,05). I kanalen var pH likevel høyere, og gjenspeiler forholdene i Landavatnet. Dette gjelder også partikkelinnhold (målt som turbiditet), der kanalens middelvei lå på 3,6 FNU. Aurdalsåna og Blikraåna var minst partikkelpåvirket (middel turbiditet hhv. 0,8 og 0,9), mens Alvseikjeåna, Røyrvikbekken og Landabekken hadde middelveier mellom 1,3 og 1,5 FNU (Vedlegg A). Denne parameteren ble ikke målt i juli, men lå da trolig betydelig høyere i alle elvene pga. stor avrenning og utvasking.

3.4 Tilførsler av næringsalter

3.4.1 Modellberegninger for innsjøer

FOSRES-modellen estimerer årlig fosfor-tilførsel til en innsjø basert på målte konsentrasjoner av totalt fosfor (eller klorofyll a) i innsjøenes øvre vannlag, og på innsjøenes volum og avrenning. Normalavrenning for Landavatn og Vatsvatnet er vist i **Tabell 2**. For bruk i beregningene av belastning i 2009 er avrenningstallene oppjustert med 4 % med basis i nedbør i 2009. Det er også gjort beregninger for tidligere år (1987 for begge innsjøer, 1989 for Vatsvatn). Avrenningstall og konsentrasjoner for 1987 er fra Sanni m. fl. (1988). For Vatsvatn i 1989 er det benyttet NIVAs måledata og normalavrenning etter NVE. Resultater av beregningene er vist i **Tabell 4**.

Tabell 4. Estimerte fosfor-tilførsler til Vatsvatnet og Landavatnet for 2009, og for tidligere år.

Innsjø/år	Volum mill. m ³	Avrenning mill. m ³	Middel P µg/L	Tilførsel _P kg/år
Vatsvatn 2009	28,08	75,46	18,8	2574
Vatsvatn 1989	28,08	75,76	16,3	2408
Vatsvatn 1987	28,08	62,6	27	3389
Landavatn 2009	2,17	5,75	43	482
Landavatn 1987	2,17	4,7	47	445

For Vatsvatnet lå tilførsels-estimatene mellom 2,4 og 3,4 tonn fosfor pr år. Det er 1987 som skiller seg ut med høyt estimat (3389 kg). Dette skyldes høye målte P-konsentrasjoner dette året. For det samme året lå imidlertid estimatet basert på klorofyll langt lavere. For 2009 var det godt samsvar mellom estimatene basert på fosfor og klorofyll, og anslaget på 2,5 tonn P synes rimelig også ut fra estimater for elvene (se nedenfor). Av denne tilførselen gir beregningene at 1043 kg holdes tilbake i innsjøens sedimenter (retensjon), mens resten (dvs. 1711 kg P) transporteres videre i utløp med Åmselva

For Landavatnet lå estimatene for tilførsler rundt 450 - 480 kg fosfor pr. år. I 2009 lå estimatet basert på klorofyll høyere, mens estimatene ellers virker ganske konsistente. Utlekking av fosfor fra sedimentene har utvilsomt bidratt til belastningen både i 1987 og 2009, slik at estimert tilførsel overstiger tilslaget fra nedbørfeltet. Fosfor-retensjon i Landavatnet estimeres til 180 kg P, slik at ca 300 kg P går i utløpet. Siden sedimentet også frigir fosfor under oksygenfrie forhold er disse anslagene svært usikre.

FOSRES-modellen gir også anslag for akseptabel fosfor-belastning. Ved normalavrenning blir dette anslaget 1300 kg for Vatsvatnet, og 170 kg for Landavatnet. Begge innsjøer er altså betydelig overbelastet, og det er behov for tiltak som kan redusere belastningen.

3.4.2 Tilførsler med elver og bekker

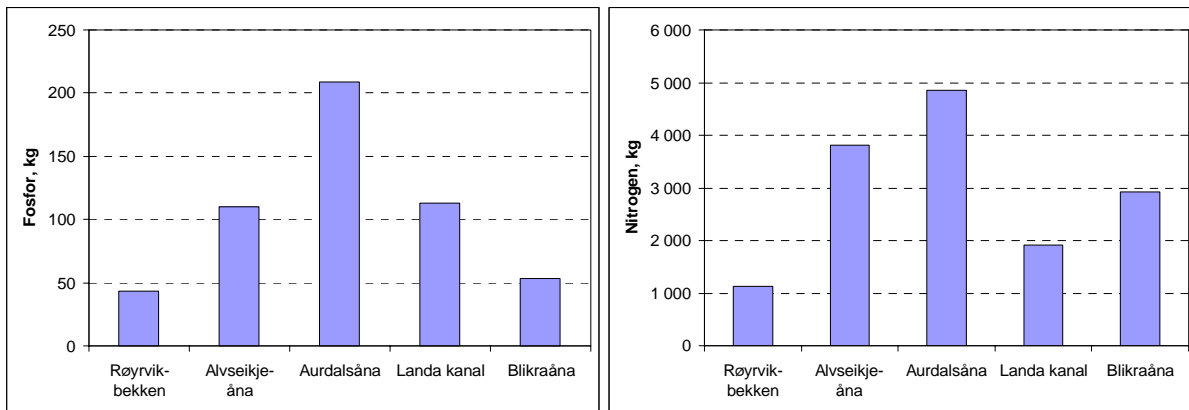
Massetransport i elvene er estimert for hver måned i undersøkelsesperioden, basert på estimert avrenning (**Tabell 3**) og målte konsentrasjoner. Tallene summert for perioden er vist i **Tabell 5**, og vist grafisk i **Figur 19**.

I løpet av sesongen var det Aurdalsåna som ga det største bidrag av både vannmengde, fosfor og nitrogen. Kanalen fra Landavatnet hadde høyest konsentrasjon av fosfor, men vannmengden var mindre og det totale bidraget av fosfor ble dermed omtrent det samme som fra Alvseikjeåna. Blikraåna hadde lave fosfor-konsentrasjoner og bidro med bare 53 kg fosfor. Røyrvikbekken førte minst vann og dermed også minst fosfor totalt, men fosfor-konsentrasjonen var like høy som i Aurdalsåna.

Tabell 5. Estimert transport av fosfor og nitrogen til Vatsvatnet med de viktigste elver og bekker i perioden mai-oktober 2009. Volumveide middelverdier for fosfor og nitrogen er også vist.

Felt	Elv	Vannmengde mill. m ³	P kg	N kg	middel P µg/L	middel N µg/L
A	Alvseikjeåna	7,11	110	3 810	15,4	536
B	Aurdalsåna	10,44	209	4 857	20,0	465
C	Kanalen	2,90	113	1 923	38,8	662
D	Blikraåna	5,45	53	2 921	9,8	536
E	Røyrvikbekken	2,00	43	1 133	21,3	566
Sum		29,92	528	14 644	18,9	525

Også for nitrogen sto Aurdalsåna for den største tilførselen på tross av at middelkonsentrasjonen her var lavest. Alvseikjeåna var en god nummer to, mens Blikraåna førte mer nitrogen enn kanalen fra Landavatn (**Figur 19**).



Figur 19. Tilførsler av fosfor og nitrogen til Vatsvatnet med de viktigste elvene. Tallene gjelder perioden mai-oktober 2009.

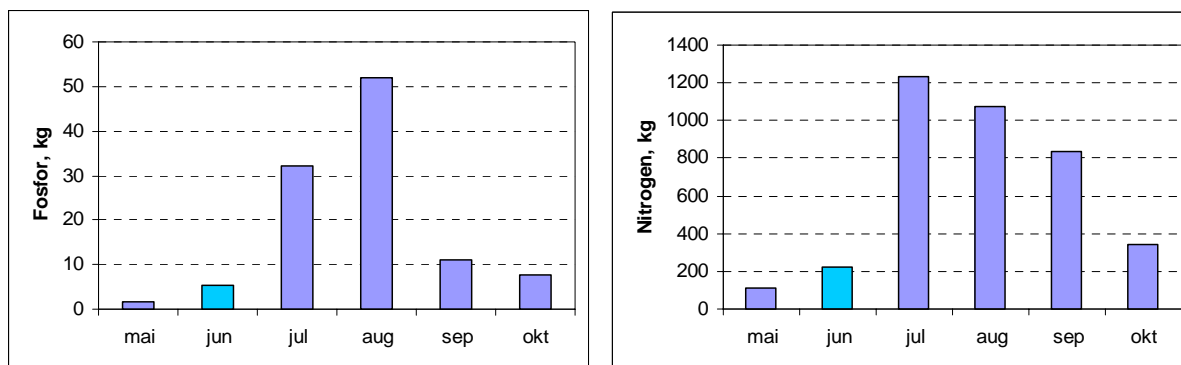
For perioden mai-oktober førte de undersøkte elvene totalt 528 kg fosfor og 14,64 t nitrogen til Vatsvatnet. Dersom måleverdiene er representative for hele året betyr dette en årlig tilførsel på 1447 kg fosfor og 40,12 t nitrogen. Arealmessig representerer dette 71 % av nedbørfeltet og 73 % av avrenningen til Vatsvatnet. Sanni m. fl. (1988) estimerte at ca 21 % av fosfortilførslene kom fra det øvrige feltet (diffus avrenning og små bekker), og det er derfor ikke grunn til å tro at vannkvaliteten i denne avrenningen totalt sett er særlig forskjellig fra hva vi har målt i elvene. Hvis vi skalerer estimatet for 2009 opp til hele feltet får vi et total anslag på 1980 kg fosfor.

Anslaget for totale fosfortilførsler til Vatsvatnet basert på målinger i elvene var altså ca 40 % lavere enn anslaget basert på innsjømodellen. Det er mest sannsynlig at anslaget for elvene er for lavt, siden beregning av massetransport egentlig krever hyppigere prøvetaking enn det er gjennomført her. Dette gjelder spesielt ved store fluktasjoner i vannføring (flomsituasjoner) og når arealavrenning nær innsjøene utgjør en viktig andel. I nordenden stiger ofte Landavatn og Vatsvatn langt inn over dyrket mark, slik at tilførsler direkte fra dyrket mark kan være store, og dette fanges ikke opp med målinger i elvene.

For Landavatnet finner vi at Landabekken har transportert 105 kg fosfor og 1,6 t nitrogen til Landavatnet i perioden mai-oktober. Skalert opp for et helt år tilsvarer dette 200 kg P og 3,12 t nitrogen. Det er liten tvil om at diffus avrenning direkte fra dyrket mark til Landavatnet er betydelig, og dette bidraget kan være av samme størrelsesorden. Sanni m.fl. (1988) estimerte dette til 140 kg

fosfor i 1987. Intern gjødsling fra sedimenter i Landavatn har også bidratt, og totalestimatet for innsjøen på 480 kg P synes derfor å passe bra.

Det var store forskjeller over tid i både vannmengder og næringsstoffer transportert med elvene. Som et eksempel er månedlige estimater for transport av P og N med Alvseikjeåna vist i **Figur 20**.



Figur 20. Estimert månedlig transport av fosfor og nitrogen med Alvseikjeåna til Vatsvatnet for perioden mai-oktober 2009. For juni er estimatet basert på interpolert konsentrasjon, siden det ikke foreligger kjemiske målinger fra denne perioden.

3.5 Tilstandsklassifisering

3.5.1 Kriterier og klassifiseringsgrunnlag

Kriterier for å klassifisere miljøtilstand i innsjøer er revidert i sammenheng med innføring av Vannforskriften. En veileder for klassifisering av tilstand (se <http://www.vannportalen.no>) er utarbeidet for dette formål. Innsjøer grupperes i ulike typer etter region (f. eks. Vestlandet), høyderegion (lavland, skog, fjell) og størrelse og dyp. Videre skiller det mellom innsjøkategorier basert på innhold av kalk og humus. Rasjonalet for dette er at ulike innsjøtyper har ulik 'naturtilstand', og dagens tilstand uttrykkes som avvik fra denne. For hver innsjøtype er det utarbeidet en forventet referanseverdi for noen viktige parametre, og tilstandsklasser basert på avvik fra referansetilstand. For vårt formål er parameterne biomasse av planteplankton målt som klorofyll a, totalt fosfor, og totalt nitrogen. Siktedyp kan også benyttes, men er ikke tatt med i denne undersøkelsen fordi det viste seg umulig å gjøre pålitelige målinger under de oftest vindfulle forholdene. For hver parameter sammenlignes normalt sesongmidler med referanseverdien. Klassifiseringsveilederen stiller krav til antall prøver som er nødvendig pr sesong, og til hvordan prøvene skal tas og analyseres.

Begge innsjøer er små, grunne og hører til i Vestlandets lavlandsregion. Som et eksempel er kriterier for tilstand basert på klorofyll a gjengitt i **Tabell 6**.

Vatsvatnet hører til innsjøtype LN2a, dvs. små (<5 km²), grunne (middel dyp <15 m), kalkfattige (Ca mellom 1-4 mg/L), klare (fargetall <30mg Pt/L). Målinger av kalsium er gjort fire ganger i perioden 1988-2009, med verdier mellom 2,7 og 3,1 mg/L. Fargetallet er målt 18 ganger i perioden 1989-2009, med et snitt på 17,3 mg/L. For 2009 var snittet av fem målinger 24,3 mg Pt/L.

Landavatnet hører til en av innsjøtypene LN3a eller LN8. Begge er små, grunne, og humøse (fargetall >30 mg/Pt/L). Forskjellen mellom dem ligger i kalkinnhold: LN3a er kalkfattig mens LN8 er kalkrik (Ca >4 mg/L). Fargetall er målt fem ganger i 2009 med en snittverdi på 40,6 mg Pt/L. For kalsium har vi bare en måling (4,4 mg Ca/L), hvilket tilsier LN8. Det er imidlertid ikke sikkert at vannkvaliteten

har vært så kalkrik fra naturens side. Intenst landbruk innebærer kalking, og kalk finnes i ulike typer kunstgjødsel. På grunn av denne usikkerheten er tilstand i Landavatn vurdert i forhold til begge mulige innsjøtyper.

Tabell 6. Klassegrenser for økologisk tilstand i innsjøer basert på planteplankton (klorofyll a). Fra Klassifiseringveilederen (<http://vannportalen.no>).

IC type	Typebeskrivelse	Planteplankton i innsjøer, Klorofyll a klassegrenser					
		Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	1,5	<3	3-5*	5-10	10-20	>20
LN2b	Kalkfattige, klare, dype	1,3	<2,5	2,5-4*	4-7	7-15	>15
LN3a	Kalkfattige, humøse	2,5	<5	5-7,5*	7,5-15	15-30	>30
LN1	Kalkrike, klare	2,5	<5	5-7,5*	7,5-15	15-30	>30
LN8a	Kalkrike, humøse	3,5	<7	7-10,5*	10,5-20	20-40	>40
LN5	Kalkfattige, klare	1,0	<2	2-3*	3-7	7-15	>15
LN6	Kalkfattige, humøse	2,0	<4	4-6*	6-12	12-25	>25
LN7	Kalkfattige, klare	0,80	<1,5	1,5-2,5	2,5-6	6-12	>12

Hovedvekten i klassifiseringssystemet er lagt på biologiske parametre, og flere kriterier for planteplankton er under bearbeidelse. Vannkjemiske parametre tjener som støtte for vurdering basert på biologiske kriterier. For elver benyttes bunndyr og begroing som hovedkriterier. Slike data mangler helt for elvene som er undersøkt her, og klassifiseringen må derfor baseres på vannkjemiske målinger.

Vanndirektivet krever at i vannforekomster med tilstandsklasse Moderat eller dårligere skal det settes i verk tiltak for å bringe vannkvaliteten til klasse God eller bedre. Det er enda ikke avklart hvordan dette vil gjennomføres i praksis, siden det vil være umulig å gjennomføre for alle små innsjøer og elver/bekker. I Vatsvassdraget kan det f. eks. tenkes at primært fokus for klassifisering og tiltak vil være selve Vatsvatnet og Åmselva, mens det ikke defineres separate miljømål for det lille Landavatnet eller tilløpselvene. Imidlertid vil aktuelle tiltak selvsagt måtte omfatte disse, siden tilstand i Vatsvatnet avhenger av tilførselene de fører med seg. På den annen side er Landavatn en del av et naturreservat, og det er derfor naturlig å definere separate miljømål av den grunn.

3.5.2 Vatsvatn

For Vatsvatnet får vi følgende tilstand (gjelder 2009):

Parameter	Middel 2009	Tilstand
Klorofyll a	8,48 µg/L	Moderat
Totalt fosfor	18,8 µg/L	Moderat
Totalt nitrogen	562 µg/L	Moderat
Oksygen i dypvann	7,9 mg/L	Moderat

Totalvurderingen blir dermed Moderat tilstand. For nitrogen lå middelveiden ganske nær grenseverdien for Dårlig tilstand (575 µg/L), og for tidligere år ville dette blitt klassifiseringen. I tillegg kan tilstand klassifiseres ut fra oksygeninnhold i dypvannet (hypolimnion), men denne vurderingen er vanskeligere. Om vi ser bort fra målingene i oktober da innsjøen sirkulerte får vi at halvparten av målingene lå under 7,9 mg O/L. Dette tilsvarer også Moderat tilstand.

3.5.3 Landavatn

For Landavatn får vi følgende tilstand for 2009:

Parameter	Middel 2009	Tilstand LN3	Tilstand LN8
Klorofyll a	37,9 µg/L	Svært dårlig	Dårlig
Totalt fosfor	43 µg/L	Dårlig	Dårlig
Totalt nitrogen	747 µg/L	Dårlig	Dårlig

Her får vi ulik tilstand basert på klorofyll a for de to mulige innsjøtypene, mens for de rent kjemiske parametrene blir tilstandsvurderingen Dårlig i alle fall. Som hovedkonklusjon holder vi oss til Dårlig, siden det ikke foreligger sikkert belegg for tilhørighet til type LN3. Klassifisering i forhold til oksygeninnhold i hypolimnion indikerer Svært dårlig tilstand, fordi mer enn halvparten av målingene lå under 1 mg O/L. Her velger vi å ikke legge vekt på denne parametren, fordi innsjøens morfologi med lite dypvannsvolum må antas å forårsake lavt oksygeninnhold også ved naturlige produksjonsforhold.

3.5.4 Bekker og elver

Alle elvene antas å høre til den kalkfattige typen, men de varierer i forhold til humusinnhold. Basert på middelerverdier fra 2009 får vi følgende typer vannkvalitet:

	Fargetall, mg Pt/L	Type	Beskrivelse
Røyrvikbekken	42,3	RN3	Kalkfattig, humøs
Alvseikjeåna	27,2	RN2	Kalkfattig, klar
Aurdalsåna	26,7	RN2	Kalkfattig, klar
Blikraåna	18,2	RN2	Kalkfattig, klar
Landabekken	28,2	RN2	Kalkfattig, klar

Grensen mellom de to vannkvalitetstypene er fargetall på 30 mg Pt/L. Siden fargetallet varierer sterkt i en og samme elv med nedbøren kreves det mange målinger ved ulik avrenning for å bestemme riktig type, og man kan få ulik type fra ett år til et annet. I de aktuelle elvene bør man ha flere års målinger, men det foreligger ingen fra før 2009.

Basert på middelerverdier for fosfor og nitrogen får vi denne klassifiseringen:

	Fosfor 2009	Tilstand	Nitrogen 2009	Tilstand
Røyrvikbekken	21,4	God	548	Dårlig
Alvseikjeåna	13,8	God	488	Moderat
Aurdalsåna	19,2	Moderat	434	Moderat
Blikraåna	8,8	Svært god	515	Moderat
Landabekken	58	Dårlig	915	Dårlig

Det er stor forskjell i klassifisering basert på fosfor mellom elvene. Vi ser også at selv om Røyrvikbekken har høyere fosfor-konsentrasjon enn Aurdalsåna blir tilstanden vurdert som bedre. Dette skyldes forskjellen i humusinnhold. Humusrikt vann inneholder naturlig mogså mer fosfor, slik at avviket fra forventet naturtilstand blir lavere for Røyrvikbekken. For nitrogen er klassifiseringen jevnere, og ingen av elvene har bedre enn moderat tilstand.

I mangel av biologiske undersøkelser må klassifisering baseres på fosfor og nitrogen, og det er da den parametren med dårligst klassifisering som gjelder. I praksis blir det her vurderingene i forhold til nitrogen som blir sluttresultatet. Med tanke på belastning på innsjøene er imidlertid fosfor den mest sentrale parameter, og klassifisering mht. fosfor er bedre enn nitrogen for tre av elvene.

Klassifiseringen av elver må anses som provisorisk. For det første mangler vi godt grunnlag for å fastsette vanntyper (ingen målinger av kalsium og få målinger av fargetall som varierer mye), for det andre er antall målinger av næringssalter få, og for det tredje er ingen biologiske kvalitetselementer (bunnfauna og begroing) undersøkt.

4. Diskusjon

4.1 Usikkerhet i vurdering og klassifisering

For vurdering av økologisk tilstand i innsjøer kreves det minst fem målinger gjennom produksjons-sesongen (i vårt område vanligvis regnet som mai-oktober). For klorofyll a har vi i denne undersøkelsen bare fire målinger i 2009, siden disse falt ut ved første prøvetaking i mai. Det er sannsynlig ut fra andre observasjoner denne dagen at klorofyll-nivået var forholdsvis lavt, spesielt i Vatsvatnet. Dette kompenseres imidlertid ved at vi har inkludert prøvene fra oktober, som lå svært lavt i forhold til tidligere. Dette var en følge av at innsjøene hadde sirkulert neste fullstendig ved dette tidspunktet, og målingene denne datoen er dermed egentlig utenfor målesesongen.

I klassifisering av økologisk kvalitet er det avgjørende at vannforekomstene vurderes i forhold til riktig type. Resultatene ovenfor illustrerer at dette ikke alltid er like enkelt å slå fast, og naturlige fluktuasjoner i f. eks. humus-innhold kan medføre usikkerhet. Tilsvarende gjelder for kalsium-innhold (jfr. Landavatnet), men for denne er variasjonen vanligvis mindre.

Tilstanden i Landavatn kan klassifiseres som Dårlig eller Svært dårlig, avhengig av innsjøtype og hvilken vekt man legger på de dårlige oksygenforholdene. Det synes helt urealistisk å kunne oppnå Vannforskriften definisjon av gode oksygenforhold i bunnvannet i Landavatn selv om det meste av næringstilførselen kunne elimineres, og det er derfor ikke lagt full vekt på oksygenforholdene i vurderingen.

Vanndirektivet stiller krav om tiltak for å bedre tilstand dersom en vannforekomst har økologisk status dårligere enn God. For de aktuelle innsjøer og bekker havner all klassifisering entydig på feil side (dvs. Moderat eller dårligere), slik at det vil bli nødvendig å gjøre noe for å bedre tilstanden. Det gjenstår imidlertid å se hvor omfattende dette kravet vil bli, og om mindre vannforekomster vektlegges. Det er mulig at det vil være tilstrekkelig med tiltak som reduserer belastningen på Vatsvatnet og Åmselva nedenfor.

4.2 Viktigste kilder for tilførsler

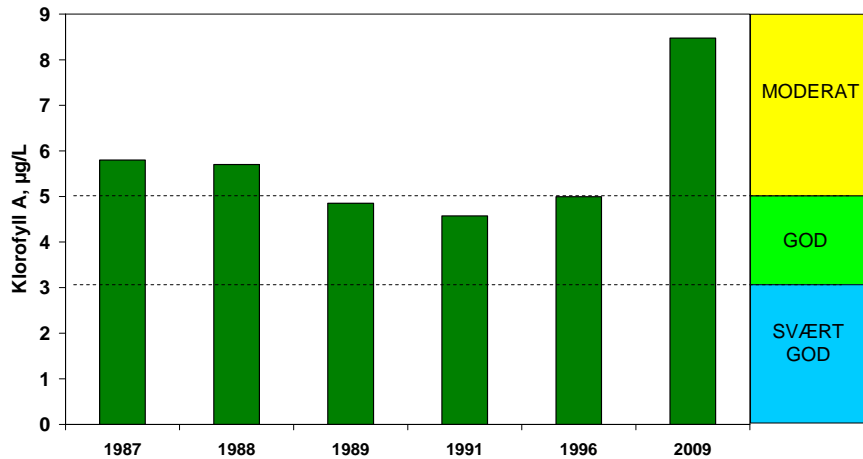
For Landavatnet er åpenbart Landabekken den viktigste tilførsel, men det synes ikke som om dette er nok til å forklare totalbelastningen. Det er sannsynlig (ut fra belastningsvurderingene) at direkte avrenning/utvasking fra dyrket mark er en betydelig fosforkilde. Dette gjelder spesielt ved høy vannstand, som kan nå langt innover markene. Det er også sannsynlig at utlekking av fosfor fra bunnsedimenter stadig er vedvarende fosfor-kilde, men antagelig i mindre grad enn tidligere (se kap. 4.3).

For Vatsvatnet er Aurdalsåna den viktigste kilden for fosfor-tilførsler. Av de beregnede tilførselene for perioden mai-oktober sto denne for 40 % (jfr. **Figur 19**). Tatt i betraktning hele nedbørfeltet til innsjøen blir andelen lavere, trolig under 30 %. Alvseikjeåna og kanalen fra Landavatn bidro til sammen omtrent like mye som Aurdalsåna, mens Blikraåna og Rørvikbekken bidro med vesentlig mindre fosformengder. Det var ingen tegn til fosforutlekking fra sedimentene i 2009.

4.3 Utvikling over tid

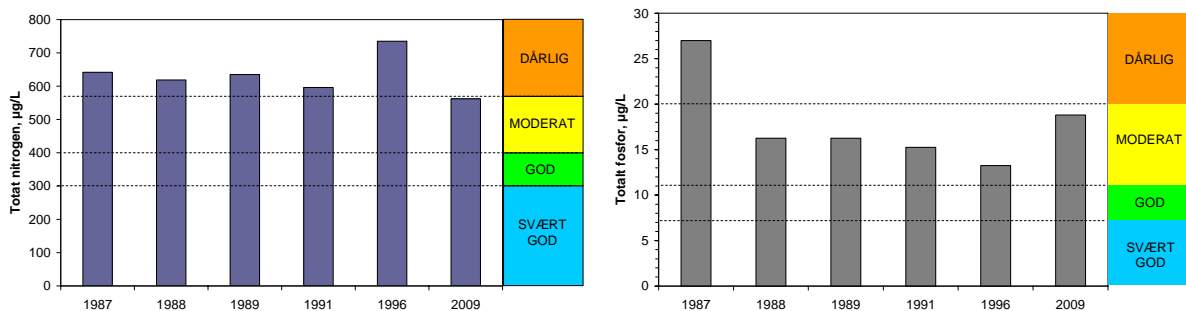
Det foreligger data fra fem års registreringer i perioden 1987-1996. Disse er i det følgende sammenlignet med resultatene fra 2009. I forhold til klassifisering av tilstand er den viktigste parameteren klorofyll a (**Figur 21**). Ingen tidligere år har vist så høy konsentrasjon av klorofyll a som 2009, og for

flere tidligere år lå nivået innenfor God tilstand. Verdien for 1987 (fra Sanni m.fl. 1988) skiller seg ut ved å være lavere enn forventet i forhold til fosfor og biovolum og planteplankton.



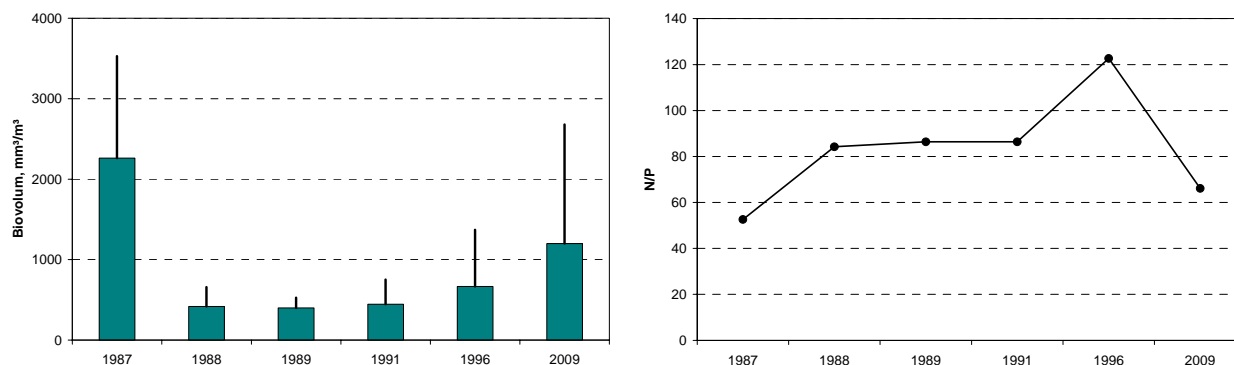
Figur 21. Middelkonsentrasjon av klorofyll a i Vatsvatn for undersøkelser 1987-2009. Basert på 5 målinger i 1987, og fire målinger i hvert av årene 1989-2009. På høyre side er vist klassegrenser for økologisk tilstand. Data for 1987 fra Sanni m. fl. (1988), data for 1988-1996 fra NIVAs overvåkingsprogram for Regional Eutrofi.

Tilsvarende data for nitrogen (**Figur 22**) viser ingen trend over tid, bortsett fra at middelverdien for 2009 lå noe lavere enn tidligere. For tidligere år ville klassifiseringen bli Dårlig tilstand for nitrogen. Fosfor viste en svakt synkende trend fram til 1996 (**Figur 22**), men lå i 2009 igjen høyere. For hele perioden etter 1987 blir klassifiseringen Moderat tilstand.



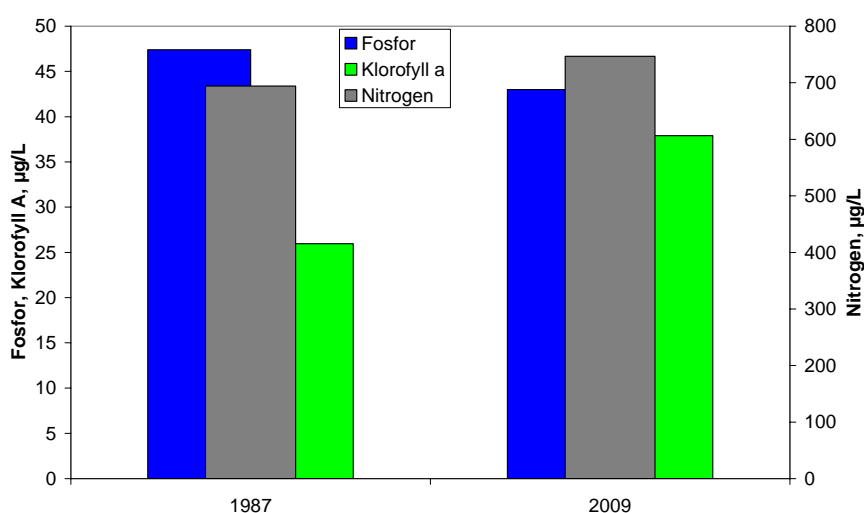
Figur 22. Middelkonsentrasjon av total-fosfor (til høyre) og total-nitrogen (til venstre) i Vatsvatn for undersøkelser 1987-2009. Basert på 5 målinger i 1987 og 2009, og fire målinger i hvert av årene 1989-1996. På høyre side er vist klassegrenser for økologisk tilstand. Data for 1987 fra Sanni m. fl. (1988), data for 1988-1996 fra NIVAs overvåkingsprogram for Regional Eutrofi.

Et supplerende mål på biomasse av planteplankton er biovolum (**Figur 23**). Denne viser bedre samsvar med fosfor-mengdene enn klorofyll a, først og fremst pga. avviket i 1987-dataene.



Figur 23. Til venstre biovolum av planteplankton i Vatsvatnet. Søylene viser middelverdi av målinger i årene innsjøen er undersøkt (5 datoer i 1987 og 2009, 4 datoer i 1988-1996). Data for 1987 fra Sanni m. fl. (1988), data for 1988-1996 fra NIVAs overvåkingsprogram for Regional Eutrofi. Vertikale streker viser maksimalt biovolum hvert år. Til høyre er vist mengdeforholdet mellom nitrogen og fosfor (atom-ratio) for ulike år i Vatsvatnet.

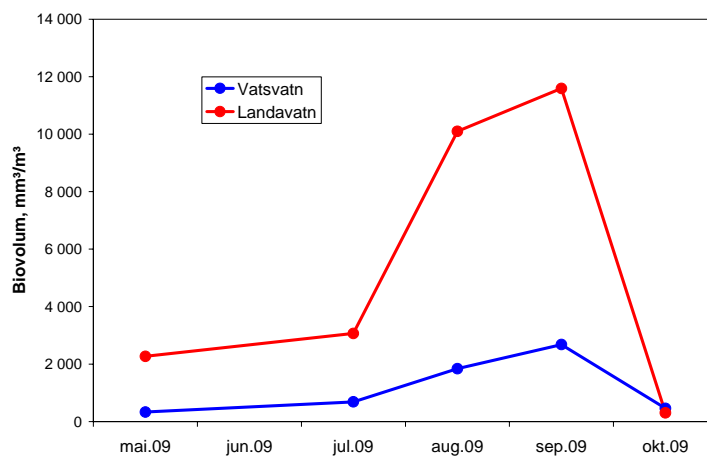
Tidsseriene tyder på at tilstanden har vært verre før (1987). Allerede året etter var forholdene vesentlig bedre, og det ble ikke registrert forandringer av betydning gjennom 1990-tallet. 2009 skiller seg så ut med dårligere tilstand i Vatsvatnet. Så store endringer som fra 1987 til 1988 er uvanlig. Dette kan tenkes å henge sammen med mulige forskjeller i metodikk, men den enkleste forklaringen er at tilførsler fra dyrket mark varierer mye mellom år. Dette er lett å tenke seg, for eksempel dersom stor avrenning og høy vannstand faller sammen med en gjødslingsperiode. I 2009 så vi nettopp en slik effekt fra juli til august. 1987 var et forholdsvis tørt år med årsavrenning under normalen. Det har vært større variasjon i innhold av fosfor enn av nitrogen 1987 og 2009, og dette ses igjen på mengdeforholdet mellom nitrogen og fosfor (**Figur 23**). Som en tommelfinger-regel kan vi si at så lenge forholdet mellom de to er over 16:1 (såkalt Redfield ratio) vil fosfor være begrensende for planteplanktonets vekst. Dette er situasjonen i de fleste norske vassdrag i dag, og gjelder også for Vatsvatn og Landavatn.



Figur 24. Middelverdier for klorofyll a, fosfor og nitrogen i Landavatn i 1987 og 2009. Data fra 1987 er fra Sanni m.fl. (1988).

For Landavatn har vi bare 1987 å sammenligne med (**Figur 24**). Den vesentligste forskjellen mellom årene var høyere klorofyll a i 2009 enn 1987, mens endringene i fosfor og nitrogen var små. For biovolum av planteplankton var middelverdiene for 1987 og 2009 henholdsvis 4441 og 5466 mm³/m³, altså en økning i 2009 på samme måte som klorofyll. Klassifisering av tilstand for 1987 ville være den samme som i 2009 med de nye kriteriene.

Landavatnet fremstår som svært produktivt. Innsjøen står i nesten direkte kontakt med Vatsvatnet gjennom kanalen, de to innsjøene følger hverandre i vannstandsvariasjoner. Landavatnet fungerer som en kilde av både næringsalter og planktonorganismer til Vatsvatn. **Figur 25** viser hvordan biomassen av alger varierer i takt, og hvor mye større biomassen er i Landavatn. Den voldsomme oppblomstringen av *Ceratium hirundinella* i Landavatn fant vi også igjen i Vatsvatnet (jfr. **Figur 10** og **Figur 14**), riktig nok kraftig fortynnet. Observasjonene tyder altså på at problemene i Landavatn lett forplanter seg til Vatsvatnet.



Figur 25. Sammenligning av biovolum av planteplankton i Landavatn og Vatsvatn i 2009.

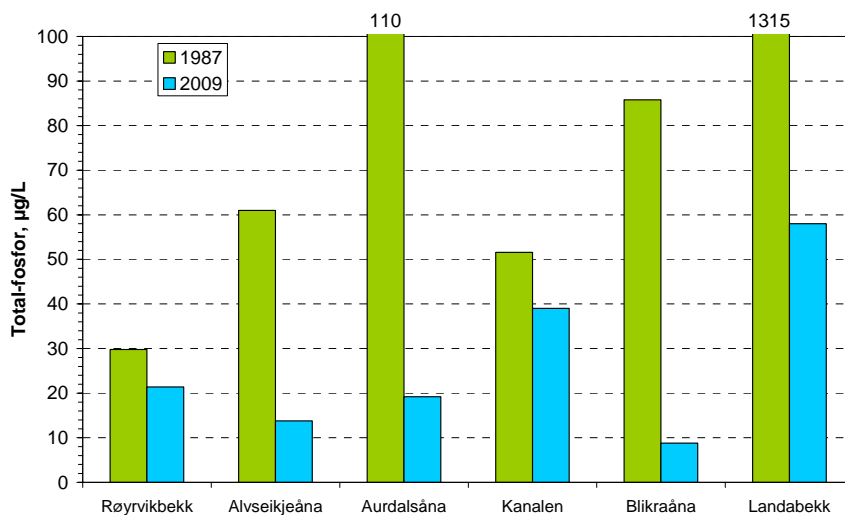
Dyreplanktonet var i 1987 dominert av hjuldyr, og antall krepsdyr var lavt i begge innsjøene (Sanni m.fl. 1988). Det er de større artene krepsdyr (spesielt vannlopper av slekten *Daphnia*) som er de mest effektive beiterne på planteplankton. I sin tur er disse større artene og individene de mest utsatte for å bli beitet ned av fisk. En rask gjennomgang av dyreplankton i 2009 viste at de samme artene som i 1987 var til stede, men innslaget av *Daphnia* og andre krepsdyr var større i 2009. Dette kan indikere at tettheten av pelagisk fisk (røye og aure) har gått tilbake siden 1987. Dette er i så fall en fordel i forhold til innsjøenes evne til selvrensing, dvs. effektiv omsetning av den store algeproduksjonen. Det finnes også stingsild i begge innsjøene, men denne holder seg langs land for å unngå å bli tatt av aure. Dersom forholdene i Landavatnet blir ulevelige for aure vil stingsilda kunne gå pelagisk. Denne er en svært effektiv beiter på dyreplankton, og algemengden kan da bli enda høyere. Det er derfor viktig å unngå en slik utvikling.

Elvene var i 1987 preget av svære fluktusjoner i mengden næringssalter og organisk karbon (Sanni m. fl. 1988). Dette hang dels sammen med direkte avrenning fra dyrket mark, men også med utslipp av silosaft. I 2009 var disse fluktusjonene langt mindre, men likevel merkbare, og toppene var langt lavere enn i 1987. Dette resulterte også i betydelig lavere middelverdier for fosfor, nitrogen og organisk karbon i elvene (**Tabell 7**). Verdiene for fosfor er også vist i **Figur 26**.

Tabell 7. Middelkonsentrasjoner av total-fosfor, total-nitrogen og totalt organisk karbon målt i 1987 (Sanni m. fl. 1988) og i 2009.

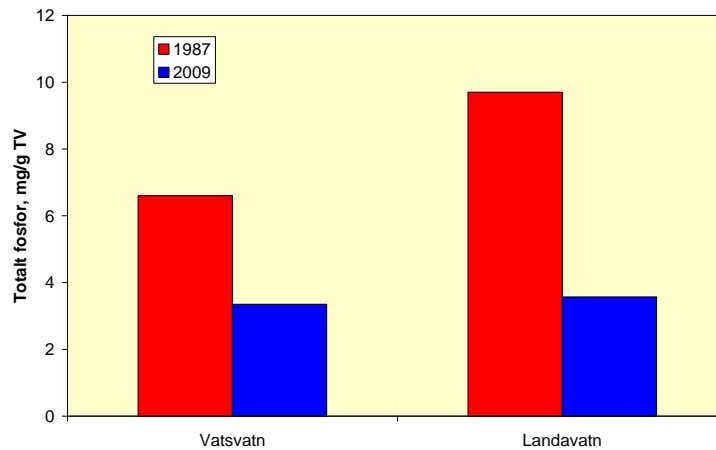
	Total-fosfor		Total-nitrogen		Totalt organisk karbon	
	1987	2009	1987	2009	1987	2009
Røyrvikbekk	29,8	21,4	1 019	548	3,8	4,5
Alvseikjeåna	61	13,8	626	488	6,0	4,2
Aurdalsåna	110	19,2	859	434	4,5	3,0
Kanalen	51,6	39	656	653	4,9	4,5
Blikraåna	85,8	8,8	844	515	3,6	1,5
Landabekk	1315	58	5 195	915	42,7	4,5

På tross av høy produksjon i innsjøene i 2009 har vi enkelte tegn til bedring. Det er åpenbart at tilførsler til bekkene er betydelig redusert siden 1987. Blikraåna skiller seg spesielt ut med lave fosforkonsentrasjoner i 2009. Denne endringen kan ha sammenheng med at det er anlagt rensedammer langs elva. Også karbonmengden var betydelig redusert i Blikraåna i 2009, mens reduksjonen i nitrogenmengde var mindre markert.



Figur 26. Sammenligning av middelkonsentrasjoner av total-fosfor i elver og bekker mellom 1987 og 2009. Data for 1987 fra Sanni m.fl. (1988).

Et annet forhold som ser ut til å ha bedret seg siden 1987 er mengden fosfor i sedimentene (jfr. kap. 3.1.4 og 3.2.4). Med bare én måling fra hver innsjø i 2009 er vurderingsgrunnlaget åpenbart spinkelt, men forskjellene var store for begge innsjøer (**Figur 27**). Hvis tallene er representative tyder de på at fosfor-reservene i innsjøsedimentene er betraktelig redusert i løpet av de 23 år mellom målingene.



Figur 27. Innhold av total-fosfor i sediment i Vatsvatn og Landavatn målt i 1987 (Sanni m.fl. 1988) og 2009.

Et usikkert moment er betydningen av kloakktilførsler til Vatsvatnet. Bebyggelsen ligger spredt, og overløp fra private septikanlegg er kjent langs elvene i nord og finnes trolig flere steder. Nylig kloakksanering i enkelte områder (byggefelt) gir grunn til å forvente reduserte utslipp. Ut fra målingene i 1987 synes det meste av fosfortilførslene den gang å stamme fra landbruk (basert på kalium som indikator). Denne parameteren ble ikke inkludert i 2009-undersøkelsen. Men siden fosfortilførslene til elvene var betydelig redusert i 2009 i forhold til 1987 kan det tenkes at kloakk nå spiller en prosentvis større rolle. Det er likevel liten tvil om at avrenning fra dyrket mark fortsatt er hovedproblemet.

Effektive tiltak for å redusere fosforbelastning må nødvendigvis inkludere de to største elvene i nordenden og deres nedbørfelt. Kantsonvegetasjon og fangdammer kan være blant aktuelle tiltak (se www.bioforsk.no/tiltak). Resultatene fra 2009 kan tyde på at fangdammene langs Blikraåna har god effekt for fosfor. I tillegg vil tiltak som reduserer tilførsler til Landavatnet ha effekt også for Vatsvatnet. Det er nødvendig med mer detaljert kildesøk for å avklare om det finnes aktuelle punktutslipp (kloakk, silo, gjødselkjellere) som kan avskjæres. Et annet problem er at høy vannstand ved mye nedbør fører til oversvømmelse av dyrket mark langs Landavatn og noen deler av Vatsvatn. Resultatene fra 2009 tyder på at dette, i kombinasjon med gjødselspredning tidlig i juli, har gitt et betydelig bidrag til overbelastning av innsjøene.

5. Referanser

- Brettum, P. & Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-rapport Lnr. 4818. 33+164 s.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Veileder 01:2009. [Elektronisk dokument på <http://www.vannportalen.no>]
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15 m. NIVA-rapport Lnr. 2000. 44 s.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. and Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport nr.4860. 86 s.
- Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43: 34-62.
- Sanni, S., Tyrvold, T., Bukholm, S., Fagerland, G., Torkildsen, T., Løvstad, Ø. & Wærvågen, S. 1988. Undersøkelse av Vatsvassdraget 1987. Rogalandforskning rapport nr. RF 81/88. 55 s.
- Utermöhl, H. 1958. Zür Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol 9: 1-38.

Vedlegg A. Vannkjemiske måledata

Stasjon	Dato	pH	KOND	FARG	TURB	TOC	Tot-N	Tot-P	SiO2
			mS/m	mg Pt/L	FNU	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L
Røyrvikbekken	05.05.2009	6,75	2,12	6,2	1,43	1,2	175	11	
Røyrvikbekken	16.07.2009		7,60				455	17	
Røyrvikbekken	18.08.2009	6,72	5,86	64,6	1,74	6,4	820	33	2,07
Røyrvikbekken	16.09.2009	6,63	6,36	54,6	1,12	5,5	695	18	
Røyrvikbekken	07.10.2009	6,84	5,73	43,7	1,50	4,8	595	28	
Alvseikeåna	04.05.2009	6,30	1,91	11,2	1,75	3,5	130	2	
Alvseikeåna	16.07.2009		3,34				730	19	
Alvseikeåna	18.08.2009	6,54	4,13	39,5	1,90	6,8	660	32	1,61
Alvseikeåna	16.09.2009	6,84	4,38	29,8	0,69	3,3	530	7	
Alvseikeåna	07.10.2009	6,89	5,98	28,3	0,78	3,0	390	9	
Aurdalsåna	04.05.2009	6,87	2,72	8,1	0,65	1,1	130	3	
Aurdalsåna	16.07.2009		3,92				605	22	
Aurdalsåna	18.08.2009	6,94	4,56	39,5	0,67	4,4	520	27	1,62
Aurdalsåna	16.09.2009	6,83	5,21	29,4	0,88	3,1	490	20	
Aurdalsåna	07.10.2009	7,09	5,02	29,8	0,89	3,5	425	24	
Kanalen	04.05.2009	7,25	8,13	22,4	3,93	2,5	485	22	
Kanalen	16.07.2009		3,94				655	34	
Kanalen	18.08.2009	7,19	6,20	46,4	4,40	5,3	785	51	1,13
Kanalen	16.09.2009	6,91	6,23	53,4	1,93	5,0	655	37	
Kanalen	07.10.2009	7,30	6,04	67,0	4,03	5,2	685	51	
Blikraåna	04.05.2009	7,05	3,29	39,1	1,19	0,72	285	3	
Blikraåna	16.07.2009		3,89				675	19	
Blikraåna	18.08.2009	6,99	4,47	13,5	0,50	1,9	600	7	1,34
Blikraåna	16.09.2009	6,93	4,87	10,1	0,70	1,5	475	7	
Blikraåna	07.10.2009	7,21	6,00	10,1	1,08	1,7	540	8	
Landabekken	04.05.2009	6,65	3,48	12,4	1,47	2,7	250	16	
Landabekken	16.07.2009		7,20				2300	170	
Landabekken	18.08.2009	6,97	5,11	37,9	1,27	4,3	810	44	1,85
Landabekken	16.09.2009	7,02	5,78	31,0	1,25	3,5	675	34	
Landabekken	07.10.2009	6,91	5,36	31,3	1,85	3,3	540	26	

Stasjon	Dyp		pH	KOND	FARG	TURB	TOC	Tot-N	Tot-P	PO ₄ -P	SiO ₂	Tot-P
	m	Prøvedato										
Vatnsvatn	0-7	04.05.2009	6,65	2,8	8,9	0,64	1,3	285	7		0,284	
Vatnsvatn	24	04.05.2009	6,49	1,51	6,2	0,85	1,1	149	4			
Vatnsvatn	0-5	06.07.2009	6,86	5,44	13,9	1,6	2,3	550	11		0,864	
Vatnsvatn	0-8	20.08.2009	6,98	5,17	27,9	1,61	4,2	695	25	4	0,974	
Vatnsvatn	0-8	08.09.2009	6,82	6,59	33,7	1,55	3,8	650	26	5	1,161	
Vatnsvatn	0-8	07.10.2009	6,79	4,87	37,2	2,76	3,9	630	25	10		
Vatnsvatn	20	07.10.2009	6,87	4,7	37,5	1,59	3,8	595	25	11		
Vatnsvatn sediment	25	07.10.2009										3350
Landavatn	0-5	04.05.2009	7,19	6,67	15,9	1,89	2,4	635	25		<0,005	
Landavatn	15	04.05.2009	7,13	5,74	11,2	2,55	2,2	740	29			
Landavatn	0-5	06.07.2009	7,06	6,61	16,6	2,66	4,1	690	18		0,407	
Landavatn	0-6	20.08.2009	7,18	6,26	47,6	6,02	6,1	955	70	8	1,169	
Landavatn	0-6	08.09.2009	7,11	6,74	51,5	2,93	5,3	770	50	11	1,455	
Landavatn	0-8	07.10.2009	6,97	5,94	71,2	2,82	5,3	685	52	27		
Landavatn	15	07.10.2009	6,97	5,94	74,7	2,58	5,1	710	57	34		
Landavatn sediment	16	07.10.2009										3570

Vedlegg B. Planteplankton

Planteplankton i Vatsvatn 2009. Verdier gitt som mm³/m³.

Dato	04.05.09	06.07.09	20.08.09	08.09.09	07.10.09
Dyp	0-7,5 m	0-8 m	0-6 m	0-8 m	0-8 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Achroonema lentum	.	.	1,99	.	.
Anabaena cf. solitaria f. planctonica	.	106,00	1,45	.	.
Anabaena cf. spiroides	.	145,06	4,36	.	.
cf. Aphanothece sp.	.	.	46,97	.	.
Jaaginema sp.	.	0,09	0,18	.	.
Pseudanabaena limnetica	.	0,32	.	.	.
Ubest.coccoid cyanobakterie	.	.	2,46	.	.
Ubest.cyanobakterie i koloni	.	.	.	1,69	.
Woronichinia naegeliana	.	.	24,16	30,09	2,83
Woronichinia naegeliana løse celler	.	.	.	54,45	91,89
Sum - Blågrønnalger	0,00	251,47	81,56	86,23	94,72
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Ankyra judayi	.	2,13	.	.	.
Ankyra lanceolata	0,86	7,15	1,56	2,15	0,21
Botryococcus braunii	.	2,04	0,42	.	.
cf. Lobomonas sp.	0,96
Chlamydomonas spp.	0,66	.	2,27	.	.
Closterium acutum v.variabile	.	1,08	9,24	2,40	0,20
Closterium venus	.	0,44	.	.	.
Cosmarium sp. (l=10 b=12)	.	.	1,28	.	.
Cosmarium sp. (l=8 b=8)	.	3,40	.	.	.
Crucigeniella sp.	0,29
Dictyosphaerium pulchellum	.	.	3,69	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	0,85	.	.	0,27
Eudorina elegans	.	.	29,78	.	.
Monoraphidium contortum	0,48	1,02	0,21	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	2,89	0,80	0,65	0,45
Oocystis cf. submarina	.	1,70	.	.	.
Oocystis sp.	.	7,49	.	.	.
Oocystis spp.	.	.	30,63	.	.
Pseudosphaerocystis lacustris	.	.	17,87	.	.
Quadrigula pfitzeri	.	2,13	.	.	.
Scenedesmus arcuatus	.	.	0,46	.	.
Scenedesmus sp.	.	1,43	1,42	.	.
Selenastrum capricornutum	.	3,40	18,91	15,71	2,13
Sphaerocystis schroeteri	.	.	17,36	.	.
Spondylosium planum	.	.	5,61	.	.
Staurastrum longipes	.	1,16	.	.	.
Staurastrum pseudopelagicum	.	.	1,30	.	.
Staurastrum sp.	.	0,60	75,15	.	.
Staurodesmus mamillatus	.	0,52	.	.	.
Staurodesmus spp.	.	.	2,95	.	.
Teilingia granulata	.	11,49	.	.	.
Ubest kuleformet gr.alge (d=5)	5,50	23,48	8,60	2,49	4,49

ubest. gr. flagellat (d=4)	.	.	1,65	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=13)	0,92
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3)	.	8,51	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=7)	.	3,06	.	.	.
Ubest. kuleformete gr.alger	11,57	58,07	.	.	.
Ubest. kuleformete gr.alger i koloni	.	.	37,58	.	.
Ubest.spindelformet grnalge	0,27
Ubestemt Ulotriconales tråd	.	1,18	14,28	.	.
Sum - Grønnalger	20,55	145,21	283,02	23,41	8,71
Chrysophyceae (Gullalger)					
Bicosoeca sp.	5,81
Chromulina sp.	.	.	0,38	.	.
Craspedomonader	.	.	14,13	1,00	0,35
Dinobryon cylindricum	0,15
Dinobryon sociale v.americanum	.	1,06	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,66	.	0,25	.	1,33
Mallomonas caudata	.	.	110,72	29,28	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	2,52
Mallomonas sp. (l=8-10 b=8)	2,64
Pseudopedinella sp.	4,28	.	38,29	.	.
Små chrysomonader (<7)	24,73	16,59	25,81	3,49	5,88
Store chrysomonader (>7)	144,28	41,48	119,83	14,95	24,20
Uroglena sp. (U. americana?)	.	.	17,02	.	.
Sum - Gullalger	185,09	59,13	326,43	48,71	31,75
Bacillariophyceae (Kiselalger)					
Asterionella formosa	0,55	0,88	4,96	165,70	2,86
Aulacoseira sp.	.	.	1,15	.	.
Fragilaria crotonensis	1,21	.	2,76	73,11	83,71
Fragilaria sp. (l=25 um)	.	.	3,83	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	2,79	42,91	.	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,08	.	4,80	.	0,60
Fragilaria spp.	.	82,44	.	.	.
Tabellaria flocculosa	.	0,56	2,81	.	3,36
Sum - Kiselalger	4,63	126,79	20,31	238,81	90,53
Cryptophyceae (Svelgflagellater)					
Cryptomonas erosa	.	.	.	39,24	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	53,18	4,25	11,01	43,04	.
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	.	13,51	32,43	13,53
Cryptomonas spp. (l=12-15)	1,59	29,78	.	.	5,11
Cryptomonas spp. (l=20-24)	6,38	25,52	31,23	46,85	9,62
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	.	32,03	30,03	13,03
Katablepharis ovalis	16,17	7,66	19,57	3,45	6,22
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	5,29	4,25	21,27	125,51	37,23
Sum - Svelgflagellater	82,60	71,47	128,63	320,56	84,73
Dinophyceae (Fureflagellater)					
Ceratium hirundinella	.	6,50	862,97	1910,48	65,00
Gymnodinium sp. (10*12) (G. lacustre?)	2,64
Gymnodinium sp. (d=30)	.	.	22,65	.	.
Peridinium sp. (d=25)	.	.	3,26	.	.
Peridinium willei	.	.	40,08	15,20	.
Sum - Fureflagellater	2,64	6,50	928,95	1925,68	65,00

Euglenophyceae (Øyealger)					
Trachelomonas volvocinopsis	4,43
Sum - Øyealger	0,00	0,00	0,00	0,00	4,43
Haptophyceae					
Chrysochromulina parva	.	.	1,51	.	.
Sum - Haptophyceae	0,00	0,00	1,51	0,00	0,00
My-alger					
My-alger	36,07	24,67	67,21	35,73	79,13
Sum - My-alge	36,07	24,67	67,21	35,73	79,13
Sum total :	331,6	685,2	1837,6	2679,1	459,0

Planteplankton i Landavatn 2009. Verdier gitt som mm³/m³.

Dato	04.05.09	06.07.09	20.08.09	08.09.09	07.10.09
Dyp	0-5 m	0-6 m	0-6 m	0-5 m	0-8 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Achroonema lentum	.	.	.	0,09	.
Akineter av Anabaena cf. solitaria f. pl	.	15,33	.	.	.
Anabaena cf. solitaria f. planctonica	.	115,13	.	4,49	.
Anabaena cf. spiroides	4,43	520,80	15,68	6,06	.
Anabaena lemmermannii	3,00
Anabaena sp.	98,33	.	.	.	0,90
Woronichinia naegeliana	16,03	.	61,20	12,40	0,38
Woronichinia naegeliana løse celler	.	63,51	.	63,95	20,42
Sum - Blågrønnalger	121,79	714,77	76,88	86,98	21,70
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Ankyra lanceolata	1,70	1,00	.	1,07	0,11
Botryococcus braunii	.	10,67	20,24	.	2,07
cf. Kirchneriella lunaris	.	1,00	.	.	.
cf. Sphaerocystis schroeteri	.	.	46,00	20,74	1,69
cf. Spondylosium planum	.	18,60	.	.	.
Chlamydomonas spp.	1,93	.	2,00	.	.
Closterium acutum v. variabile	2,10	3,60	1,26	2,52	0,09
Closterium cf. acutum v. acutum	.	.	.	2,52	.
Closterium cf. strigosum	7,20
Cosmarium depressum	.	.	0,67	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	9,73	.	12,48	5,83	0,62
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	1,50	0,28	0,30	0,67	.
Eudorina elegans	181,07	.	34,78	.	.
Gyromitus cordiformis	.	0,21	0,42	1,47	.
Kirchneriella cf. obesa	.	.	.	1,68	.
Kirchneriella lunaris	.	.	1,44	.	.
Monoraphidium contortum	.	1,50	0,80	0,54	.
Monoraphidium dybowskii	.	4,25	0,03	.	.
Oocystis sp.	.	0,83	.	.	.
Paulschulzia pseudovolvox	453,28
Scenedesmus cf. intermedius	.	2,00	.	.	.
Scenedesmus dimorphus	.	0,29	.	.	.
Scenedesmus sp.	0,10
Selenastrum capricornutum	.	51,51	5,07	4,93	.
Staurastrum aversum	9,35	22,40	.	7,85	.
Staurastrum luetkermuelleri	.	1,15	25,26	14,49	.
Staurastrum manfeldtii	1,00
Staurastrum pseudopelagicum	.	1,63	1,63	.	.
Staurastrum sp.	63,46
Staurodesmus dejectus	.	2,80	8,40	3,93	.
Staurodesmus mamillatus	45,16	.	.	.	1,56
Staurodesmus triangularis	.	.	.	0,73	.
Teilingia granulata	.	.	7,01	2,33	.
Ubest kuleformet gr.alge (d=5)	12,17	7,04	.	0,58	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3)	.	.	2,40	3,51	.
Ubest. kuleformete gr.alger	.	3,41	36,45	1,18	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	1,99	.	.	0,72	.

Willea vilhelmii	.	0,43
Sum - Grønnalger	783,43	134,60	206,64	77,30	14,45	
Chrysophyceae (Gullalger)						
cf. Stichogloea doederleinii	1,30	.	1,54	.	.	.
Craspedomonader	5,16	3,25	4,34	1,75	0,35	
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,17
Mallomonas caudata	.	9,10	5,20	3,65	9,00	
Mallomonas spp.	.	.	5,24	.	.	.
Pseudopedinella sp.	7,15
Små chrysomonader (<7)	12,54	83,35	7,38	59,96	4,61	
Store chrysomonader (>7)	82,95	124,61	10,85	32,02	7,97	
Synura sp.	.	.	.	0,28	.	.
Uroglena sp.	.	16,88
Sum - Gullalger	110,27	237,19	34,54	97,65	21,93	
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	.	.	12,54	29,62	0,88	
cf. Cyclotella sp. (d=20)	0,84	
Cyclotella sp. (d=17)	9,64
Fragilaria crotonensis	647,77	2,64	6,60	39,49	65,89	
Fragilaria sp. (l=12)	1,36
Fragilaria sp. (l=20)	.	5,00
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,80	0,16	1,44	4,49	.	.
Fragilaria sp. (l=80-100)	.	0,24
Tabellaria flocculosa	4,68
Ubestemt pennat diatomé	2,30
Sum - Kiselalger	666,56	8,04	20,58	73,60	67,61	
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptomonas reflexa	.	.	.	2,81	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	17,37	1,53	17,40	14,59	0,90	
Cryptomonas sp. (l=30-35)	59,52	13,78	5,40	13,63	2,70	
Cryptomonas sp. (l=40-50)	1,80	
Cryptomonas spp. (l=15)	.	5,83
Cryptomonas spp. (l=20-24)	52,91	15,93	45,12	87,52	0,48	
Cryptomonas spp. (l=24-30)	106,88	20,42	24,80	35,90	1,60	
Katablepharis ovalis	8,17	3,75	9,01	3,22	2,21	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	80,54	11,46	6,68	57,09	25,89	
Sum - Svelgflagellater	325,38	72,71	108,41	214,76	35,57	
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	151,97	1664,00	9384,18	10848,24	58,50	
Peridinium willei	33,40	67,20	20,00	50,49	.	.
Ubest. dinoflagellat (d=30 um)	.	.	131,08	.	.	.
Ubest. dinoflagellat (d=35 um)	.	.	.	19,07	.	.
Sum - Fureflagellater	185,37	1731,20	9535,26	10917,80	58,50	
Euglenophyceae (Øyealger)						
Trachelomonas volvocinopsis	.	107,36	107,36	88,97	64,20	
Sum - Øyealger	0,00	107,36	107,36	88,97	64,20	
Haptophyceae						
Chrysochromulina parva	0,45
Sum - Haptophyceae	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	

My-alger					
My-alger	76,57	60,15	10,25	33,35	20,08
Sum - My-alge	76,57	60,15	10,25	33,35	20,08
Sum total :	2269,8	3066,0	10099,9	11590,4	304,0

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