TOKSISITETSTESTER SETT I FORHOLD TIL BIOLOGI/ALGEPROBLEMATIKK I DELER AV VANNOMRÅDET PURA

Gjengroing med kisel- og grønnalger Foto: Gaute Thomassen

15.04.2016

Limno-Consult Norwegian Institute of Applied Limnology

Dr. phil Øivind Løvstad, LIMNO-CONSULT, Postb. 21 Haugerud, 0616 Oslo.
Mobiltlf: 90 92 51 24. E-mail: limno@online.no

INNHOLD

		SIDE:
SAMMENDRAG		**3**
1.	**INNLEDNING**	
	1.1 Beskrivelse av en helhetlig tiltaksrettet vannkvalitetovervåking i Follo (PURA-regionen)	**4**
	1.2 Eutrofieringsutviklingen i Follo (PURA-regionen) Økte tilførsler av salter og metaller	**6**
	1.3 Toksisitetstester	**6**
2.	**PRØVETAKINGSROGRAM OG ANALYSER**	**9**
	2.1 Prøvetaking	**9**
	2.2 Fysiske og kjemiske metoder	**9**
	2.3 Indikatorsystemer – Blågrønnbakterier og alger – Klassifisering	**9**
	2.4 Toksisitetstest (se også vedlegg 1)	**9**
3.	**RESULTATER**	**12**
	3.1 Fosfor og konduktivitet i tilførselsbekker til Østensjøvann og Årungen	**12**
	3.2 Toksisitetstester - tilførselsbekker til Østensjøvann og Årungen	**12**
4.	**DISKUSJON**	**16**
5.	**REFERANSER**	**18**
Vedlegg 1.	**Toksisitetstest. Prosedyre**	**19**

SAMMENDRAG

Hensikten med denne rapporten er å gi vannforvaltningen og kommunene et videre kunnskapsgrunnlag for å se på problemstillinger rundt tilstand, måloppnåelse og kompleksitet i vannforekomstene. I undersøkelsen er det anvendt en toksisitetstest med begroingsalger for å teste ulike indikatorers gifttoleranse for eutrofiering i bekker med høy konduktivitet (et mål på saltholdighet) til Årungen og Østensjøvann. Vann (med lavere konduktivitet og rentvanns-alger) fra Akerselva øverst (stasjon AKR2) ble anvendt som referanse.

Resultatene viste at alle prøvene unntatt referanseprøven viste gifteffekter for de anvendte rentvannsartene. Alle disse prøvene hadde høy fosforkonsentrasjon og konduktivitet. Kjemiske analyser av metaller i prøvene viste liten sammenheng med konduktivitetsverdiene, men høy konduktivitet indikerer at konsentrasjonen av mange metaller, spesielt jern, aluminium, mangan og kobber kan være høye.

I overvåkingsprogrammene er det viktig, i tillegg til fosfor og konduktivitet, å inkludere parametrene turbiditet (mål for partikler) og fargetall (mål for humuskonsentrasjon). Både partikler og humusstoffer har innvirkning på tilgjengeligheten av fosfor og metaller. Forståelse av sammenhengen mellom anvendte overvåkingsparametere og begrensende faktorer for de ulike algeindikatorer er viktig.

Det er nødvendig å optimalisere eutrofieringsovervåkingen for å inkludere andre viktige virkningstyper, bl.a. forsøke å forbedre prøvetakingsstrategien og begroingsalgesystemet for å fastslå mer nøyaktig overgangen mellom god og moderat/dårlig økologisk status. Det bør gjennomføres flere toksisitetstester for å øke kunnskapene om rentvannsindikatorenes toleranseevne for økt konduktivitet og giftige metaller.

1. INNLEDNING

1.1 BESKRIVELSE AV EN HELHETLIG TILTAKSRETTET VANNKVALITETSOVERVÅKING I FOLLO (PURA-REGIONEN)

Det har siden 1995 (1992 for Årungen) vært gjennomført lokal tiltaksrettet vannkvalitetsovervåking i Folleregionen, bl.a. i Årungens nedbørfelt etter en bestemt strategi. Det har hele tiden vært viktig å inkludere alger som en parameter i vannovervåkingen der også biotilgjengelig fosfor (målt som TRP) har vært en sentral støtteparameter (Follorådet 1999, Løvstad 1988 og 1991). Følgende 10 punkter gir en oversikt over den lokale tiltaksrettede vannkvalitetsovervåkingen:

1. LOKAL TILTAKSRETTET OVERVÅKING. EUTROFIERING
Eutrofiering er økt tilførsel av næringsstoffer, spesielt fosfor (og nitrogen). Vurdering av effekter av eutrofiering har hatt spesiell fokus i denne regionen. Eutrofiering er et resultat av økte tilførsler av biotilgjengelig fosfor (her målt kjemisk som total reaktivt fosfor – TRP) og gir endringer i mengde og sammensetning av blågrønnbakterier og alger. Det ble opprettet et laboratorium i Ski kommune (SKILAB) med hovedmål å analysere på denne og andre parametere.

2. EUTROFIERING OG ANDRE VIRKNINGSTYPER I KOMBINASJON
Vurdering av andre virkningstyper som virker inn på en ”normal” eutrofieringsprosess har underveis hatt en sentral rolle. I Årungens nedbørfelt er dette først og fremst:

- Endringer i tilførslene av humus (målt som fargetallet i mg Pt/l) fra myrer, skog og landbruksområder. Dette gir endrede lysforhold og andre begrensende faktorer for alger. Humus inneholder høye konsentrasjoner av metaller. Økte tilførsler av humus har blitt satt i sammenheng med endrede klima- og nedbørsforhold.

- Endringer i tilførslene av partikler (målt som suspendert stoff eller turbiditet) som følge av erosjon. Dette gir endrede lysforhold, siktedyp og andre begrensende faktorer for alger. Jordpartikler/leire inneholder høye konsentrasjoner av fosfor og metaller. Økt erosjon fra landbruksarealer har hatt økt fokus siden slutten av 1980-årene.

- Økende konduktivitet (mål på saltholdighet i µS/cm) har fått økt fokus i de siste 5 årene, som følge av økende avrenning fra veier, nedbygde arealer og deponier.

Endringene vil kunne ha dramatisk innvirkning på eutrofieringsprosessen med endringer i algenes mengde og sammensetning.

3. REGIONAL OVERVÅKING
Regional gradientanalyse er gjennomført for mange lokaliteter i nedbørfeltene, 1 – 2 ganger pr. år. Parametere knyttet til de forskjellige virkningstypene inngår i overvåkingsprogrammet. Viktige parametere har vært indikatorsystemer for begroingsalger og planktonalger, TRP og mange forskjellige virkningstypeparametere (for eksempel konduktivitet, pH, turbiditet, fargetall).

4. LANGSIKTIG OVERVÅKING

Langsiktig overvåking er gjennomført i mange lokaliteter bl.a. Årungen og Østensjøvann, samt tilførselsbekker. Viktige parametere har vært indikatorsystemer for begroingsalger og planktonalger og fosfor (TP/TRP).

5. BEGRENSENDE FAKTORER – BRUK AV FYSISKE OG KJEMISKE ANALYSE-PARAMETERE

Vurdering av om fysisk-kjemisk metoder kan anvendes for bestemmelse av begrensende faktorer har hatt en mer underordnet rolle – men vil få økt betydning. pH, ledningsevne, turbiditet og farge er viktige parametere som kan påvirke biologien.

6. BIOTILGJENGELIG FOSFOR

Bruk av total og løst reaktivt fosfor (TRP og LRP) til bestemmelse av biotilgjengelig fosfor i tilførselsbekker og i tiltaksanalyser har hatt en sentral rolle.

7. PLANKTONALGER

Analyse av planktonalger (biomasse og sammensetning, indikatorsystem) har vært obligatorisk for overvåking av innsjøer, bla. Årungen og Østensjøvann.

8. BEGROINGSALGER OG BUNNDYR

Analyse av begroingsalger (indikatorsystemer) har vært anvendt hele tiden.
Blågrønnbakteriene ble tidligere kalt blågrønnalger og inngår i begroingsalgemetodene. Det har nå blitt utviklet en ny begroingsalgemetode (i henhold til EUs vanndirektiv; Schneider & Lindstrøm 2011). I Follo-kommunene har man benyttet denne nye metoden sammen med den gamle metoden (Løvstad 1991, 2008). Dette på grunn av hensynet til lange tidsserier, og mulighetene til å kunne følge utvikling over tid.
Bunndyr (spesielt døgnfluer og steinfluer) kan i noen grad anvendes for å se på gifteffekter, men er mindre gode for å se på eutrofiering (Løvstad 2008).

9. BIOTESTER MED BLÅGRØNNBAKTERIER OG ALGER – BESTEMMELSE AV VEKSTBEGRENSENDE FAKTORER

Biotester har blitt anvendt på prøver fra Årungen i en årrekke i forbindelse med forskjellige forskningsprosjekter (se for eksempel Løvstad 1988). Metodikken kan også anvendes i toksisitetstester (se punkt 10).

10. TOKSISITETSTESTER MED BLÅGRØNNBAKTERIER OG ALGER

Det er gjennomført toksisitetstester med begroingsalger (bl.a. blågrønnbakterier (tidligere kalt blågrønnalger) og alger). Mange blågrønnbakterier og alger er spesielt egnet for å se på direkte gifteffekter. Derimot er gifttester med bunndyr, for eksempel steinfluer og døgnfluer, vanskeligere å gjennomføre.

1.2 EUTROFIERINGSUTVIKLINGEN I FOLLO (PURA-REGIONEN). ØKTE TILFØRLER AV SALTER OG METALLER

Overvåkingsprogrammer for kommuner i Follo, har vist at fosfor- (målt som TRP i bekker og TP i innsjøer) og nitrogenkonsentrasjonen i de fleste innsjøer ikke har endret seg signifikant siden 1995, til tross for at omfattende tiltak har blitt gjort. Dette gjelder også mange bekker og elver. Begroingsalgeundersøkelser antyder at det ikke har vært signifikante endringer eller at mål ikke er oppnådd. Data helt tilbake fra 1950-årene viser imidlertid at konduktiviteten (målt i µS/cm) og fargetallet (målt i mg Pt/l) har økt betydelig i innsjøer og rennende vann de siste årene. Fra ca. 1950 til i dag har konduktiviteten i belastede vassdrag ofte økt fra ca. 75 µS/cm (eller lavere) til over 200 (Løvstad diverse rapporter 2014-2015). (Dette gjelder vassdrag under marin grense). Dette skyldes ikke bare klimatiske forhold men omfattende nedbygging av natur i nedbørfeltene (veier, deponier, spredt bebyggelse, tettsteder, industriområder, endringer i landbruksområder). Begroingsalgemetoden viser derfor moderat - dårlig økologisk tilstand i svært mange bekker og elver, noe som ikke bare kan forklares med høye fosfor og nitrogenkonsentrasjoner. Det er derfor en sterk mistanke om økt konduktivitet og/eller økte konsentrasjoner av enkelte metaller virker negativt på algesamfunnet mot dominans av forurensningstolerante arter. Indikatoralger for høyt fosforinnhold i et fosforbasert system kan i stedet være indikatorer for en kombinasjon av høyt fosfor og høy konduktivitet og/eller konsentrasjon av giftige metaller.

Østensjøvann og Årungen ligger i Årungenvassdraget i Ås kommune og har grense mot Ski kommune i nord. Innsjøene er næringsrike og er påvirket av til tider både høye fargetall (humus) og partikler (erosjonspåvirket). Det har de siste årene vært vekslende forekomst av blågrønnbakterier i vannet og mengden av planktonalger har ofte vært lav i forhold til hva konsentrasjonen av total fosfor skulle tilsi (> 50 µg P/l). Konduktiviteten har økt sterkt siden 1950-årene (i Årungen har konduktiviteten økt fra < 100-130 (Hexum 1963) til > 250 µS/cm i perioden 1960 - 2015). Tilsvarende økning er vist i tilstøtende vassdrag som Gjersjøen i Oppegård og Kjenstjern i Vestby kommune. I Kjenstjern har konduktiviteten økt til over 400 µS/cm.

1.3 TOKSISTETSTESTER

Hensikten med rapporten er å gi vannforvaltningen og kommunene et videre kunnskapsgrunnlag for å se på problemstillinger rundt tilstand, måloppnåelse og kompleksitet i vannforekomstene. I denne undersøkelsen er det anvendt en toksisitetstest med begroingsalger for å teste ulike indikatorers gifttoleranse for eutrofiering i bekker med høy konduktivitet (et mål på saltholdighet) til Årungen og Østensjøvann. Vann fra Akerselva øverst (stasjon AKR2) med lavere konduktivitet og rentvanns-alger ble anvendt som referanse.

Biotester med naturlige algesamfunn kan være nyttige for å studere faktorer som virker inn på vekst og utvikling til begroingsalger i bekker som er påvirket av gifteffekter. Oppsettet av toksisitetstester tar her utgangspunkt i et fosforbasert indikatorsystem med de vanligste slekter, og noen arter. Blågrønnbakterier og diatomeer (kiselalger) brukes både som indikatorer til å fastsette vannkvalitet (Løvstad 1999, 2007) og som testorganismer i biotester.

Graden av virkningstypen eutrofiering (trofigrad) for en bekk eller elv kan bestemmes ved hjelp av både konsentrasjonen av TRP og et fosforbasert algeindikatorsystem. Ofte gir begge

parametrene samme vannkvalitet, spesielt hvis ikke TRP er bestemt av fosfor bundet sterkt til leire- og jordpartikler, eller det er gifteffekter.

Sammenlignende undersøkelser i mange lokaliteter i Osloregionen og Østlandet viser at moderat økologisk status (Klasse 4 og 5 med hensyn til TRP og gammel begroingsalgemetode) er en overskridelse av en viktig økologisk terskel/tilstand (se tabell 1 terskellinje 2). Denne terskellinjen faller sammen med et område i den nedre delen av klassen moderat økologisk tilstand (Løvstad, Ø., 2008, 2015, Schneider og Lindstrøm 2011).

Tabell 1. Økologiske terskler/tilstander

	INDIKATORVERDI:
Rentvannsindikatorer (TRP < 12,5 µg P/l)	
Stigonema mamillosum, Calothrix, Tolypothrix (BG)	**1**
Didymosphaenia geminata, Eunotia (DIA)	**1**
Tabellaria flocculosa (DIA)	**1.5**
Achnanthes minuttissima (DIA)	**1,5**
	(5 sammen med bare *Surirella* og/eller *Navicula)*
Cymbella spp (DIA)	**2**
TERSKELLINJE 1.	***Overgangssone***
Indikatorer for begynnende eutrofiering (TRP 12,5 – 25 µg P/l)	
Ceratoneis arcus (DIA)	**3**
Cymbella verntricosa, Fragilaria (- F. ulna) (DIA)	**3**
Meridion circular (DIA)	**3**
	(5 sammen med bare *Surirella* og/eller *Navicula)*
Diatoma vulgare, Pinnularia sp, Gomphonema sp, Cocconeis placentula (DIA)	**3**
TERSKELLINJE 2.	***moderat til dårlig økologisk status***
Antatt giftige forhold for de fleste indikatorene ovenfor.	
Forurensningsindikatorer (TRP > 25 µg P/l)	
Phormidium sp. Oscillatoria sp. (BG)	**5**
Fragilaria ulna, Melosira varians (DIA)	**4.5-5**
Surirella (cf. ovata), Navicula spp, Nitzschia spp (DIA)	**5**

Tabellen viser et TRP-basert indikatorsystem for begroingsalger (blågrønnbakterier (BG) og kiselalger (DIA)). Se også Løvstad 1991 og 2008.
Vannkvalitetsklassen (trofigrad) bestemmes ved å summere indikatorverdiene av alle påviste indikatorer i en prøve og dele på antall indikatorer.
Terskellinje 1. Indikatorer under terskellinje 1 indikerer eutrofiering
Terskellinje 2. Frafall av indikatorer over terskellinje 2 og dominans av indikatorer under terskellinje 2 indikerer gifteffekter.

Innledende toksisitetstester (metode se vedlegg 1) viser at moderat-dårlig økologisk tilstand heller indikerer giftvirkninger enn økt eutrofiering (Løvstad 2015)

Fravær av rentvannsindikatorer i klassen moderat/dårlig økologisk status skyldes etter all sannsynlighet enten gifteffekter eller ressurskonkurranse. Ressurskonkurranse vil føre til artsforskyvninger som følge av endringer i næringsstoff-, lys- eller plassforholdene. I enkelte elver med gammel vannkvalitetsklasse 3 – 4 kan hele spektret av indikatorer observeres (for eksempel i den øvre delen av Akerselva i Oslo kommune). Andre bekker i tilsvarende

vannkvalitetsklasse kan inneholde bare noen få indikatorer. Indikatorsystemet er altså bare tilsynelatende fosforbasert fordi økte fosforkonsentrasjoner ofte medfører at andre stoffer, for eksempel konduktiviteten og giftsstoffer, øker simultant. I partikkelpåvirkede landbruksbekker vil også lysforholdene i vannet kunne bli dårligere og substratet vil bli ustabilt.

Vannkvaliteten kan deles inn fem tilstandsklasser for virkningstypen eutrofiering (trofigrad) ved hjelp av både konsentrasjonen av TRP og et fosforbasert algeindikatorsystemet (tabell 1, se også Løvstad 2008). Ofte gir begge parametrene samme klasse. Terskellinje 2 synes å samsvare med overgangen fra god til moderat økologisk tilstand i det nyeste begroingsalgesystemet utviklet av Schneider og Lindstrøm 2011.

2. PRØVETAKINGSPROGRAM OG ANALYSER

2.1 PRØVETAKING

Prøvetaking ble utført i juli – september 2015 i Østensjøvann, Årungen, 8 tilførselsbekker (samt utløpsbekk fra Østensjøvann BØL3) og Akerselva (AKR2)

Lokalitet	Kode
AKERSELVA	AKR2
ØSTENSJØVANN:	**ØST**
Skuterudbekken	SKU1
Finstadbekken	FIN1
Bølstadbekken - Østensjøvann utl.	BØL3
ÅRUNGEN:	**ÅRU**
Brønnerudbekken	BRØ1
Vollebekken	VOL1
Norderåsbekken	NOR1
Bølstadbekken – Årungen innløp	BØL1
Storgrava	STO1
Smebølbekken	SME1

Prøvetaking og analyser er samordnet med PURAs overvåkingsprogram

2.2. FYSISKE OG KJEMISKE METODER

Det ble analysert på

Total reaktivt fosfor TRP (bekker).	SKILAB	Løvstad & Wold 1984
TP (innsjøer)	Eurofins*	
Konduktivitet	Feltanalyser	
Metaller (metallpakke, Fe, Mn, Al, Cu, Zn)	ALS*/Eurofins*	

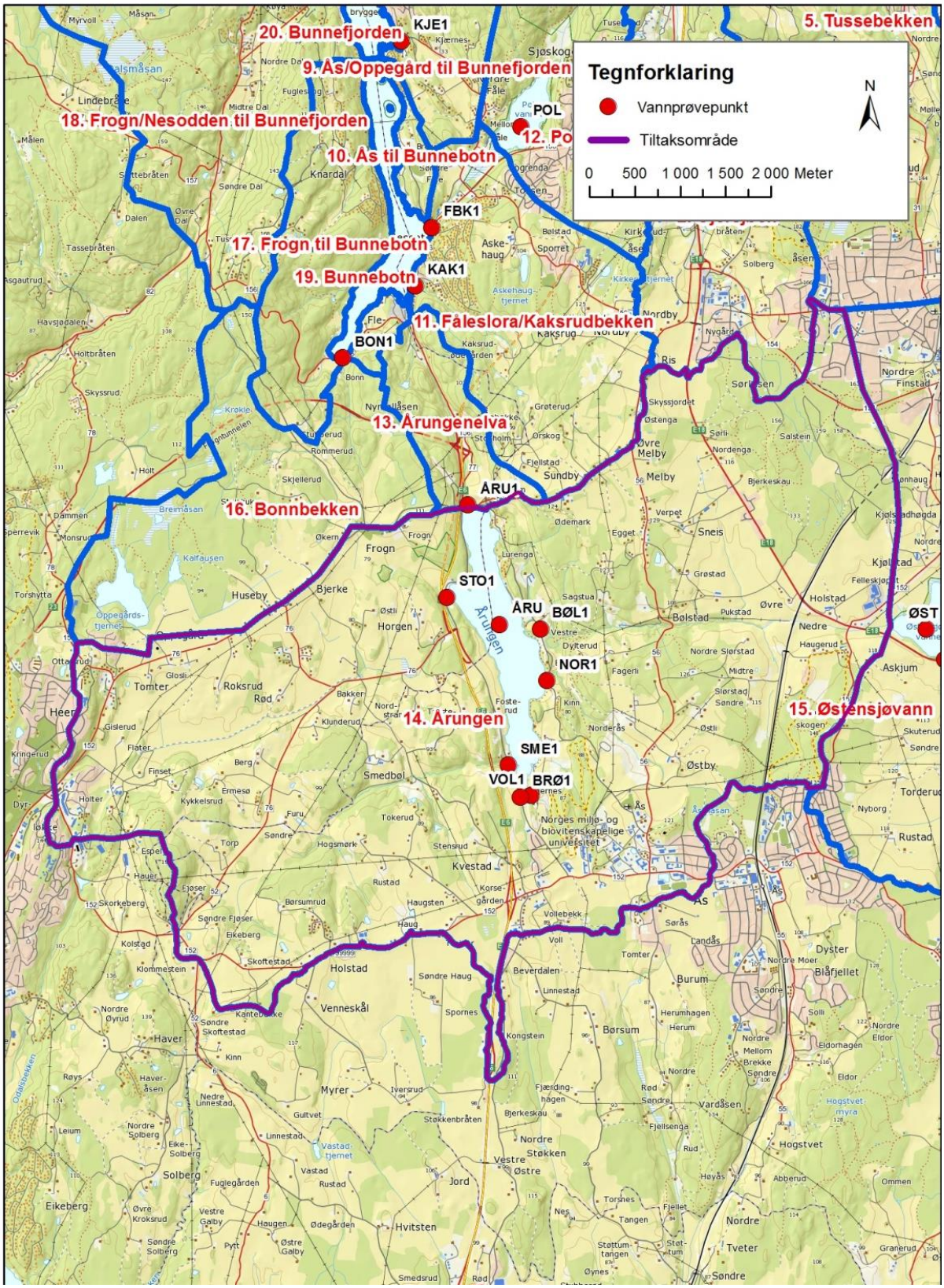
*ALS og Eurofins er akkreditert

2.3. INDIKATORSYSTEMER – BLÅGRØNNBAKTERIER OG ALGER – KLASSIFISERING

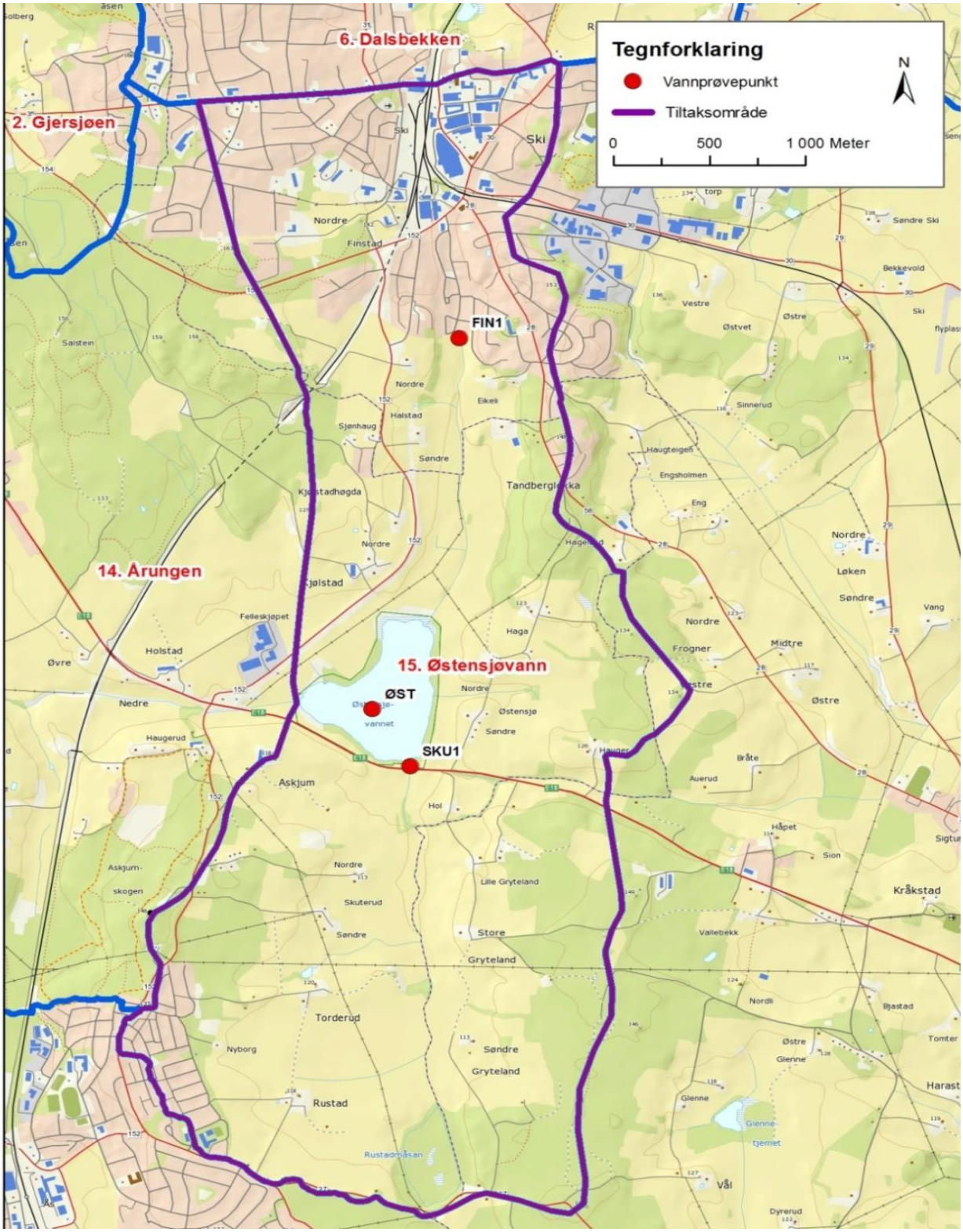
Det ble analysert på begroingsalger etter metode av Løvstad 1991, 2008 og Schneider & Lindstrøm 2011

2.4. TOKSISITETSTESTER (se vedlegg 1)

Den eksperimentelle prosedyren til denne biotesten (toksisitetstesten) er beskrevet i Løvstad 1984a og Løvstad & Krogstad (1990). Etter sterk fortynning av algepopulasjonene med prøvevann kan de vokse eksponentielt i flere dager. Metoden kan brukes både for innsjøer (planktonalger) og rennende vann (begroingsalger). Hvis forsøket varer for lenge vil det oppstå konkurranse og veksthastighet vil kunne bli umulig å beregne.



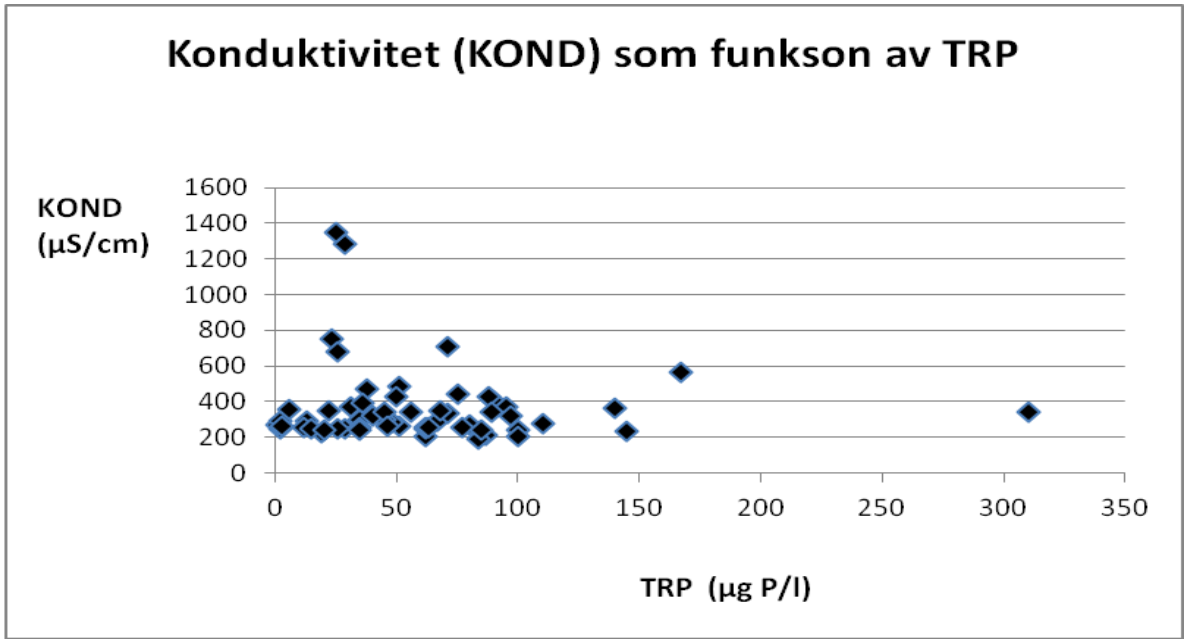
Figur 1 A: Kart over Årungens nedbørfelt med prøvetakingsstasjoner.



Figur 1 B. Kart over Østensjøvann`s nedbørfelt med prøvetakingsstasjoner. Stasjon ØST3 er Bølstadbekken rett nedenfor utløp Østensjøvann.

3. RESULTATER

3.1 Fosfor og konduktivitet i tilførselsbekker til Østensjøvann og Årungen.



Figur 2. Konduktiviteten (i µS/cm) som funksjon av TRP for mange lokaliteter i Årungens nedbørfelt (TP for Årungen og Østensjøvann). I lokaliteter der det finnes historiske data var konduktiviteten før 1950 < 100 µS/cm.

Resultatene viser at TRP varier sterkt i lokalitetene i Årungens nedbørfelt (<3 til over 300 µg P/l). Årungen og Årungenelva har lave konsentrasjoner av TRP fordi algene har tatt det opp i cellene (foreligger i hovedsak som total fosfor). Konduktiviteten (i µS/cm) er over 180 i alle lokalitetene inklusive Årungen og Østensjøvann. Noen lokaliteter, spesielt Brønnerudbekken (BRØ1) hadde meget høy konduktivitet i forhold til TRP (>50) med konduktivitet høyere enn 750 µS/cm). Vollebekken hadde lavt forhold (<4), men med svært høye TRP-konsentrasjoner (en prøve over 300 µg P/l).

Lavt forhold mellom konduktivitet og TRP indikerer ren eutrofiering hvor fosfor er en relativt dominerende forurensningskilde, mens høyt forhold indikerer kilder med stort utslipp av salter og metaller i forhold til fosfor. Sistnevnte er typisk for avrenning fra veier og deponier, mens førstnevnte gjelder vannforekomster med kloakkavrenning.

3.2. Toksisitetstester - Tilførselsbekker til Østensjøvann og Årungen

Det ble gjennomført 2 forsøk (i august og september). Resultatene er vist i tabell 2 nedenfor. Prøvene fra alle stasjonene, unntatt Akerselva (som ble brukt som referanse) viser entydig gifteffekter for rentvannsartene (rentvannsindikatorene). Alle disse stasjonene hadde høy ledningsevne og fosforkonsentrasjon (se også tabell 3).

I september 2015 (under forsøk 1) var TP (total fosfor) og TRP (total reaktivt fosfor) høye i alle lokalitetene. Henholdsvis > 50 og >25 µg P/l (tabell 3). Konduktiviteten var høy – varierte fra 180 – 366. Resultatene viser at også både fargetall og turbiditet kan være høye til svært høye i disse lokalitetene - henholdsvis (24 – 190 mg Pt/l og 10 – 40 FNU)

Analyser av metaller indikerer at jern, aluminium, kobber og mangan enkeltvis eller i kombinasjon kan ha svært høye og muligens toksiske konsentrasjoner (se tabell 4). Jern og kobber synes å aktuelle stoffer som kan være hemmende/toksiske . Filtrerte prøver viste betydelig lavere konsentrasjoner

Metallkonsentrasjonene kan også variere betydelig i de undersøkte lokalitetene. I og med at mange metaller er bundet til humus (målt som fargetall) og partikler (målt som turbiditet) varierer de ofte med disse to parametrene. Det synes som det er liten direkte sammenheng mellom konduktivitet og konsentrasjonen av metaller selv om sannsynligheten for høye konsentrasjoner av metaller er større når konduktiviteten er høy, spesielt ved samtidig høyt fargetall og turbiditet (se SFT 1997 for tidligere klassifisering av metallene).

Tabell 2. Toksisitetstest - veksthastigheten til forskjellige indikatorer.

Grønn = vekst av rentvannsarter

Rød = vekst av tolerante arter for gifteffekter.

(**1** = veksthastighet k > 0,2 doblinger d^{-1}.

Ellers k << 0,2 doblinger d^{-1} (ingen signifikant positiv vekst)

KISELALGER: 1A – 4A rentvannsarter. 5A– 8A forurensningstolerante tolerante arter

- 1A… Eunotia sp.
- 2A. Tabellaria fenestrata
- 3A. Ceratoneis arcus/Synedra cf. acus/Diatoma sp.
- 4A. Gomphonema, Cymbella
- 5A. Melosira varians
- 6A. Surirella sp (liten)
- 7A. Fragilaria ulna
- 8A. Navicula/Nitschia sp

BLÅGRØNNBAKTERIER: Tolerante arter

- 1B… Oscillatoria spp.
- 2B. Oscillatoria limosa

GRØNNALGER

- 1C Grønnalger - rentvannsarter
- 2C Grønnalger – forurensningstolerante arter

Forsøk 1. 15.8.2015 Rød = gifttolerante arter. Grønn = rentvannsarter

Lokalitet	Kode		1 A	2 A	3 A	4 A	5 A	6 A	7 A	8 A			1 B	2 B		1 C	2 C
AKERSELVA	AKR2		1	1	1	1	1		1							1	
ØSTENSJØVANN:																	
Skuterudbekken	SKU1						1	1	1	1			1				
Finstadbekken	FIN1							1	1	1			1	1			
Bølstadbekkken utl. Østensjøvann	BØL3					1	1	1	1	1			1				
ÅRUNGEN:																	
Brønnerudbekken	BRØ1						1		1	1			1				
Vollebekken	VOL1							1	1	1			1	1			1
Norderåsbekken	NOR1							1	1	1			1				
Bølstadbekken	BØL1					1	1	1	1	1			1				
Storgrava	STO1						1	1	1	1			1	1			1
Smebølbekken	SME1							1	1	1			1				

Forsøk 2. 15.9.2015

Lokalitet	Kode	Kond µS/cm	1 A	2 A	3 A	4 A	5 A	6 A	7 A	8 A			1 B	2 B		1 C	2 C
AKERSELVA	AKR2	44	1	1	1	1	1		1							1	
ØSTENSJØVANN:																	
Skuterudbekken	SKU1	353							1	1			1				
Finstadbekken	FIN1	180							1	1			1				1
Bølstadbekkken utl. Østensjøvann	BØL3	196				1			1	1			1				
ÅRUNGEN:																	
Brønnerudbekken	BRØ1	366							1	1			1				
Vollebekken	VOL1	345							1	1			1				1
Norderåsbekken	NOR1	207							1	1			1				
Bølstadbekken	BØL1	189				1	1		1	1			1				
Storgrava	STO1	240					1		1	1			1				
Smebølbekken	SME1	212							1	1			1				

Tabell 3. Kjemiske forhold i tilførselsbekker til Østensjøvann og Årungen september 2015 (PURA-resultater)

Tilførselsbekk	Dato 2015	Total fosfor (µg P/l)	Konduktivitet (µ S/cm)	Fargetall (mg Pt/l)	Turbiditet FNU
ØSTENSJØVANN	**7.9**	113	196	77	25
Skuterudbekken	**15.9**	63	180	102	16
Finstadbekken	**15.9**	68	353	24	21
Bølstadbekkken utl. Østensjøvann	**15.9**		196		
ÅRUNGEN	**7.9**	66	225	58	9,6
Brønnerudbekken	**15.9**	140	366	190	46
Vollebekken	**15.9**	310	345	47	21
Norderåsbekken	**15.9**	100	207	135	21
Bølstadbekken	**15.9**	84	189	69	21
Storgrava	**15.9**	100	240	51	20
Smebølbekken	**15.9**	87	212	43	22

Tabell 4. Kjemiske forhold og metallkonsentrasjoner 2015

Lokalitet	Dato 2015	Total fosfor (µg P/l)	Farge-Tall mgPt/l	Turbi-ditet	Fe µg/l	Al µg/l	Cu µg/l	Mn µg/l	Zn µg/l
ØSTENSJØVANN (ØST)									
Ufiltrert prøve	**27.7**	70	24	5,6	210	104	3,1	57	2,5
Filtrert prøve					13	17	2,6	0,6	1,7
Ufiltrert prøve	**10.9**				320	150	4,5	70	3,5
ÅRUNGEN (ÅRU)									
Ufiltrert prøve	**27.7**	33	28	2,5	150	150	2,3	25	2,9
Filtrert prøve					29	26	2,3	1,4	2,4
Ufiltrert prøve	**10.9**				140	134	2,2	23	2,5
SKUTERUDBEKKEN SKU1									
Ufiltrert prøve	**27.7**	143	47	57	1120	702	3,6	58	12,3
Filtrert prøve					82	36	2,3	3,3	2,9
Ufiltrert prøve	**10.9**				800	750	4,0	46	8
FINSTADBEKKEN FIN1 og FINnederst									
Ufiltrert prøve FIN1	**27.7**	340	12	5	400	350	4,0	70	7
Filtrert prøve FIN1									
Ufiltrert prøve FINnederst	**1.12**	50 TRP= 29			860	920	41	35	20

4. DISKUSJON

FOSFOR OG KONDUKTIVITET/METALLER

Resultatene viser at konsentrasjonen av total reaktivt fosfor - TRP varier sterkt i lokalitetene i Årungens nedbørfelt (<3 til over 300 µg P/l). Konduktiviteten (i µS/cm) er over 180 i alle lokalitetene inklusive Årungen og Østensjøvann. Noen lokaliteter, spesielt Brønnerudbekken (BRØ1) hadde meget høy konduktivitet i forhold til TRP (>50) med konduktivitet høyere enn 750 µS/cm). Vollebekken hadde lavt forhold (<4) men med svært høye TRP-konsentrasjoner (en prøve over 300 µg P/l). Forholdet mellom konduktiviteten og TRP kan variere betydelig fra < 2:1 til > 10:1 Lavt forhold mellom konduktivitet og TRP indikerer ren eutrofiering hvor fosfor er en relativt dominerende forurensningskilde, mens høyt forhold indikerer kilder med stort utslipp av salter og metaller i forhold til fosfor. Sistnevnte er typisk for avrenning fra veier og deponier, mens førstnevnte gjelder vannforekomster med kloakkavrenning. Landbruksavrenning er også dominert av erosjon som gir større eller mindre grad av partikler. Ved høy erosjon er forholdet konduktivitet:fosfor lav mens ved liten erosjon er forholdet høyt. Dette skyldes at jordpartiklene kan ha høyt fosforinnhold.

TOKSISITETSTESTER

Prøvene fra alle stasjonene, unntatt Akerselva (som ble brukt som referanse) viste gifteffekter for rentvannsartene (rentvannsindikatorene). Dette viser at det fosforbaserte indikatorsystemet egentlig viser en kombinasjon av eutrofiering og giftvirkninger ved TRP-konsentrasjoner over 12,5 (25) µg P/l (TP > 25-50 µg P/l) Alle disse stasjonene hadde høy ledningsevne og fosforkonsentrasjon. Det er vanskelig på grunnlag av denne undersøkelsen å avgjøre hvilken faktor som er toksisk – om det er for høy ledningsevne eller andre stoffer som er knyttet til måling av høy ledningsevne. Ledningsevnen gir et mål på konsentrasjonen av alle salter (for eksempel kalsium-Ca og klorid-Cl) og gir ofte indikasjon på forhøyede konsentrasjoner av et eller flere metaller (for eksempel jern - Fe).

Analyser av metaller indikerer at jern, aluminium, kobber og mangan enkeltvis eller i kombinasjon kan være toksiske.

STRATEGI FOR VIDERE LOKAL VANNKVALITETSOVERVÅKING

Strategien for videre overvåking bør være overvåking av følgende parametere:

1. **Begroingsalger og biotilgjengelig fosfor (TRP).** Dersom både begroingsalgene og konsentrasjonen av TRP (spesielt ved verdier < 25 µg TRP-P/l) indikerer samme klasse er virkningstypen ofte eutrofiering.

   Hvis algeindikatorene viser sterk eutrofiering (≥ klasse 4) eller moderat-dårlig økologisk status (klasse ≥3) kan andre parametere ha for høye verdier for eksempel:
2. **Konduktivitet (µS/cm) – mål på den totale sammensetning av salter og metaller** Dersom den er høy (> 200-300) indikerer dette giftvirkninger. Det er viktig å finne korrekt grenseverdien mellom god og moderat økologisk status i den enkelte lokalitet.

3. **Turbiditet (FNU) eller mg tørrstoff/l)) – mål på konsentrasjonen av partikler.** Dersom denne er høy (verdi > 5-10) er virkningen av partikler meget høy noe som ofte gir dominans av forurensningstolerante arter. Fosfor og metaller er i stor grad knyttet

til jord- og leirepartikler. Jordprøver kan bli toksiske ved høye konsentrasjoner (> 10 mg tørrstoff/l – Løvstad & Krogstad 2001). Jo høyere totalkonsentrasjonen av fosfor og metaller er, jo høyere er den løste konsentrasjonen av både fosfor og metaller.

4. **Fargetall (i mg Pt/l) – mål på humusinnholdet i vannet** Dersom humusinnholdet i vannet er høyt(>> 50 mg Pt/l) kan humus være hemmende eller toksisk for vanlige rentvannsarter. Forsuringstolerante eller metalltolerante arter kan bli dominante. (humus inneholder ofte mye metaller).
   (Løvstad & Krogstad upublisert materiale)
   Forsuring (eller endret pH) kan være en aktuell problemstilling i humuspåvirkede vassdrag rundt Indre Oslofjord. Forsuring fører til store forandringer med hensyn til metaller, for eksempel økte konsentrasjoner av jern og aluminium. Fjerning av myr/vegetasjon i slike områder kan føre til økt pH.

Endret klima med store variasjoner i temperatur og nedbørintensitet kan forsterke avrenningen av næringsstoffer, salter og metaller til bekker og innsjøer.

BEHOV FOR VIDERE UNDERSØKELSER

Prøvetakingsstrategi. Undersøkelsen viser at det er viktig å utvikle mer optimal prøvetaking med hensyn til kjemiske og biologisk parametere for forskjellige virkningstyper, for eksempel begroingsalger og potensielt viktig næringsstoffer og metaller. Fordi en stor andel av metallene kan være bundet til partikler og humus er det også viktig at metoden for prøvetaking og analyse av partikler og fargetall optimaliseres (for eksempel ved bruk av filtere og spektrofotometriske metoder). Det er viktig å gjennomføre et regionalprogram for analyse av metaller i Osloregionen..

Begroingsalger - indikatorsystemer. Indikatorsystemene for begroingsalger må forbedres for å fange opp andre virkningstyper enn eutrofiering og forsuring. Blågrønnbakterier og kiselalger som er enkle å anvende i biotester og toksisitetstester må inkluderes i indikatorsystemet. Klassifiseringssystemet for begroingsalger synes a være rimelig gode, spesielt for å bestemme overgangen mellom god og moderat økologisk tilstand. Det kreves imidlertid en mer grundig analyse for å forstå endringer i algesammensetningen – for eksempel forholdet mellom forekomst av forurensningstolerante arter (spesielt dominante blågrønnbakterier/ problemalger) og rentvannsarter.

Toksisitetstester. Det er viktig å gjennomføre tester med rentvannsalger fra flere lokaliteter enn Akerselva for å se nærmere på sammenhengene i de to begroingsalgesystemene (Løvstad 1991 og Schneider og Lindstrøm 2011). Dersom en regionalundersøkelse viser at et eller flere metaller er potensielt toksiske i henhold til offisielle klassifiseringssystemer vil det være av interesse å utført toksisitetstester med tilsetning av de viktige metallene (uten eller i kombinasjon med EDTA – en organisk kompleksbinder som kan avgifte metallene) i forskjellige konsentrasjoner for å se om de målte konsentrasjonene virkelig er toksiske. Jern og kobber synes så langt å være de mest aktuelle metaller for videre undersøkelser ut fra denne undersøkelsen. Målinger av høye jernkonsentrasjoner synes å kunne forklare giftvirkniger i noen lokaliteter (Løvstad 2014, in prep)). Tidligere forsøk har vist at tilsetning av EDTA* til prøver fra Årungen kan avtoksifisere (avgifte) vannet (Løvstad, upublisert materiale). *EDTA er en sterk organisk kompleksbinder som kan binde toksiske metaller og

avgifte vannet. Motsatt kan EDTA gjøre et metall tilgjengelig dersom metallet er en begrensende faktor for algenes vekst (Løvstad & Krogstad 2001).

5. REFERANSER

Follorådet 1999. Regional tiltaksanalyse som grunnlag for utarbeidelse for kommunale hovedplaner for vannmiljø og avløp – Erfaringer fra Follo. Rapport prosjektgruppe for Follorådet. 8 sider.

Hexum, E.F., 1963. En limnologisk undersøkelse av Årungen i Ås kommune. Hovedfagsoppgave Cand. Real. Universitetet I Oslo

Krogstad, T. & Løvstad, Ø., 1989. Erosion, phosphorus and phytoplankton response in rivers of South-Eastern Norway. Hydrobiologia 183: 33 - 41.

Løvstad, Ø. & Bjørndalen, K., 1985. Økotoksikologi - et aktuelt limnologisk fagfelt. Limnos 3: 7 - 14.

Løvstad, Ø., 1988. Biotests with phytoplankton populations. Nutrient growth limitation for Oscillatoria spp. and diatoms in lakes. Dr. phil. dissertation. Department of Limnology, University of Oslo. Oslo. 115 pp.

Løvstad, Ø., 1991. Blågrønnbakterier og kiselalger som algeindikatorer på forurensning i bekker og elver. Vannkvalitetsklassifisering. SFT-dokument 91:06. 22 s.

Løvstad, Ø., 2008. A phosphorus based biological classification system and threshold indicators. Foredrag/publikasjon S.I.L kongress i Montreal, Canada 17.8.2007. Omhandler både begroingsalger og bunndyr. Verh. Internat. Verein. Limnol. 30 (4): 565 – 568.

Løvstad, Ø. 2015. TOKSISITETSTESTER MED BLÅGRØNN-BAKTERIER OG ALGER (Forsøk med vannprøver fra bekker og elver i Ski kommune og Skedsmo kommune 2014/2015). Foreløpig rapport.

Løvstad, Ø. & Krogstad, T. 2001.
Effects of EDTA, FeEDTA and soils on the phosphorus bioavailability for diatom and blue-green algal growth in oligotrophic waters studied by transplant biotests. Hydrobiologia 450: 71 – 81.

Løvstad, Ø. & Wold, T., 1984. Determination of external concentrations of available phosphorus for phytoplankton populations. Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 205 - 210.

PURA. Diverse rapporter 2007 – 2015 (se PURAs hjemmeside).

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

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. 32. s.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1 - 38.

VEDLEGG 1. TOKSISITETSTEST. PROSEDYRE

Prinsipp:

Den eksperimentelle prosedyren til denne biotesten (toksisitetstesten) er beskrevet i Løvstad (1988) og Løvstad & Krogstad (2001). Etter sterk fortynning av algepopulasjonene med prøvevann kan de vokse eksponentielt i flere dager. Metoden kan brukes både for innsjøer (planktonalger) og rennende vann (begroingsalger) Hvis forsøket varer for lenge vil det oppstå konkurranse og veksthastighet vil kunne bli umulig å beregne.

Prøvetaking:

Bekker og elver. Vannprøver ble innsamlet i løpet av september 2015 på ca 0,1 – 0,5 m dyp og overført til 0.5 l polyethylenflasker. Begroingsalger ble innsamlet fra hard bunn (steiner) ved bruk av en tannbørste. Algematerialet ble overført til 15 ml reagensrør (Ninc InterMed). Det ble ikke tilsatt mer algemateriale enn 1 ml (1 cm^3) pr. rør.

Toksisitetstest:

Inkubator: Konstant temperature (17°C) og lysmetning (100 $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$)

Algakulturer, rør: 15 ml Pyrex glassrør.

Basisløsninger. Næringsløsninger: 1.0 *l* Pyrex-flasker for basisløsninger (kjemikalier).

Preparering av algamedia: 0.5 *l* Pyrex Erlenmeyer flasker for preparering av alge-medier (fortynning). Mikropipetter. 0 - 0.1 ml og 0.1 - 1 ml pipetter.

Kjemikalier.

Fosfat **(KH_2PO_4): 136.09 g/mol.**
Atomvekt P: 30.9738
Stamløsning. 50 mg P/l .
0.2197 g kaliumdihydrogenfosfat (KH_2PO_4), som
på forhånd var tørket i 1 time ved 105°C, ble oppløst i 1 l vann.

FeEDTA/EDTA (anvendes i 2016)
Jern **($Fe(III)Cl_3$) 162.21 g/mol**
Stamløsning. 1 mM.
0.162 g $Fe(III)Cl_3$ ble oppløst i en liter vann

EDTA **($C_{10}H_{14}N_2Na_2O_8 . 2H_2O$) 372.24 g/mol**
Stamløsning. 1mM EDTA.
0.372 g EDTA ble oppløst i en liter vann.

Vaskeprosedyrer: Alt utstyr og filtre ble vasket med 0.1 M HCl og skylt med destillert vann før filtrering.

Filtreringsprosedyrer: Innen t timer ble 0,1 - 0.5 liter prøver filtrert gjennom 47 mm 0.45 μm Millipore-filter. Filtratet ble anvendt som vekstmedium i toksisitetstestene

Testprosedyre:

Alge-inocula.

En delprøve av algebegroingsprøven ble fortynnet med filtrert vann fra lokaliteten som skal testes Det ble foretatt kvantitative bestemmelser av begroingsalgene ved hjelp av omvendt mikroskop **(**Utermöhl teknikk). Algeprøven fortynnes deretter med mediet slik at den initiale celletettheten ikke ble høyere enn 100 celler/l. Det ble anvendt en blanding av alger fra lokalitetene AKR2, FIN1, SKU1 og BØL3.

Det ble overført 1000 ml filtrert eller ufiltrert vannprøve til en 1 l glasskolbe
Deretter ble det
1. tilsatt 1.0 ml fortynnet algesuspensjon → herav overført 10 ml til 15 ml rør
Deretter ble det tilsatt:
2. 2.0 ml 50 mg P/l til 1 l → 100 μg P/l

Kontroller:

1. C_0 = Kontrol = Ingen anrikning med plantenæringsstoffer (ubehandlet prøve)

2. C_N = Anrikning med fosfor .
   + 100 μg P· l^{-1} and
   Det var overskudd av nitrogen i prøven (ofte > 1000 μg N/l)

Utføres i 2016.

3. C_M = Anrikning med jern og/eller EDTA
   + 1 μM EDTA og/eller 1 μM FeEDTA.
   (1 μM kan være for lav for å avgifte metaller ved høye metallkonsentrasjoner).

Inkubering

Rørene ble plassert på skrå eller vertikalt. Temperaturen var 18 ^{o}C og den kontinuerlige lysintensiteten var 100 μE $m^{-2}s^{-1}$. Lysintensiteten ble målt med et ”Lambda LI-COR LI-185 quantum light meter”. Den siste dagen (dag 5) for eksperimentet ble 0.2 ml Lugol's løsning tilsatt hvert rør.

Veksthastighetsbestemmelse

Begroingsalgepopulasjonene (indikatorer) i testrørene ble bestemt tilnærmet kvantitativt ved hjelp av et Nikon omvendtmikroskop (Utermöhl 1958). Den midlere veksthastighet k til en populasjon (i doblinger d^{-1}) ble grovt estimert for starttidspunktet og dag 5 ble beregnet ut fra

celletettheten. Det antas at populasjonene vokste tilnærmet eksponentielt (se Løvstad 1984a) i forsøksperioden. Veksthastigheten (i doblinger d^{-1}) ble beregnet ut fra formelen.

$$k = \log_2(N_5 - N_0)/(t_5 - t_0).$$

hvor N_5 = populasjonstettheten (i celler ml^{-1}) dag 5. N_0 = populasjonens starttetthet, t_7 = 5 d og t_0 = 0 d. Standard avvik for k er mindre enn 0.2 doblinger d^{-1}. På grunn av relativt stor unøyaktighet i forsøket deles k inn i to intervaller:

0 = k < 0 doblinger d^{-1} (ingen vekst)
1 = k > 0,3 doblinger d^{-1} (høy veksthastighet)

Toksisitet

Toksisiteten for en populasjon (indikator) antas som liten når k > 0,3 doblinger d^{-1} (høy veksthastighet) og følgelig nærmer seg halvparten av maksimal veksthastighet - 1/2 k_m (noen indikatorer hadde k > 1,5 doblinger d^{-1} i enkelte forsøk) Det antas at vannet var toksisk/veksthemmende når k < 0 doblinger d^{-1} (ingen vekst). Ofte er kriteriet for ikke toksisitet at k bør være > 0,5k_m. Dette forutsetter imidlertid at k_m bestemmes, hvilket er vanskelig i denne type forsøk.