

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-81094
Undernummer:	
Løpenummer:	1423
Begrenset distribusjon:	Åpen

Rapportens tittel:	Dato:
Giftige alger i drikkevannsforsyninger - noen holdepunkter om praktiske tiltak.	10. mai 1982
Forfatter(e):	Prosjektnummer:
Bjørn-Erik Haugan Olav Skulberg Bjarne Underdal	0-81094
	Faggruppe:
	Hydrobiologi
	Geografisk område:
	Norge
	Antall sider (inkl. bilag):
	26

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråd	23. juli 1981

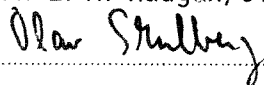
Ekstrakt:

To vannforsyninger med blågrønnalgeproblemer er vurdert. Råvannskildene (Gjersjøen, Akershus og Vansjø, Østfold) viser oppblomstringer med *Oscillatoria* som har toksiske stammer. Norske vannverk vil gjennomgående være ineffektive i beskyttelse mot toksinene det gjelder. I et innledende forsøk med en kolonne med aktivkull ble det oppnådd en begrenset reduksjon i innhold av toksiner. Varsling om toksinfare blir drøftet.

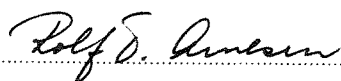
Giftige alger	
Drikkevannsforsyninger	
Praktiske tiltak	Aktivkull
Cyanophyceae	Gjersjøen
Toksiner	Vansjø

4 emneord, engelske:
1. Cyanophyceae
2. Toxins
3. Water supply
4. Activated carbon

Prosjektleder:
Bjørn-Erik Haugan/Olav Skulberg

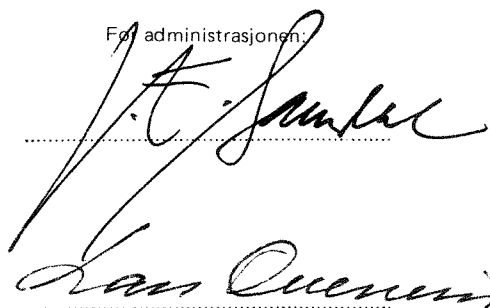


Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0540-3

Fø. administrasjonen:



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-81094

GIFTIGE ALGER I DRIKKEVANNSFORSYNINGER -
NOEN HOLDEPUNKTER OM PRAKTISKE TILTAK

Resultater av et forprosjekt i 1981.

Oslo, 10. mai 1982

Bjørn-Erik Haugan

Olav Skulberg

*Bjarne Underdal

*Institutt for næringsmiddelhygiene,
Norges veterinærhøgskole.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1. SAMMENFATNING	3
2. UTGANGSPUNKT OG OPPGAVER	4
3. BELYSNING AV VANNVERKSPROBLEMER	4
3.1 Forutsetninger	4
3.2 Organismer og toksiner	5
3.3 Oppegård vannverk	7
- Problem	7
- Vannverkets virkemåte	7
- Vurdering	8
3.4 Moss - Rygge Fellesvannverk	9
- Problem	9
- Vannverkets virkemåte	9
- Vurdering	10
4. FORSØK MED AKTIVKULLKOLONNE	11
4.1 Aktivkull og toksiner	11
4.2 Forsøksopplegg og gjennomføring	13
- Biologisk materiale	13
- Forbehandling av materialet	13
- Behandling av aktivkullkolonne	14
- Analyser og bestemmelser	15
- Resultater av forsøket	17
5. PRAKTISKE KONKLUSJONER	21
- Varsling av toksinfare	21
- Utforming av vannverk	22
- Andre tiltak	22
- Oppgaver knyttet til aktuelle vannforsyninger	23
- Videre forskningsvirksomhet	23
6. REFERANSER	24

TABELLFORTEGNELSE

	Side
Tabell 1. Blågrønnalger som er påvist å kunne ha giftproduserende stammer	5
Tabell 2. Toksiner produsert av <i>Microcystis</i> , <i>Aphanizomenon</i> og <i>Anabaena</i> (etter Carmichael 1980)	6
Tabell 3. Egenskaper til Filtrasorb 400	14
Tabell 4. Driftsdata for kolonne med aktivkull	15
Tabell 5. Mengdebestemmelser av prøver med <i>Oscillatoria agardhii</i> var.	17
Tabell 6. Fysiske og kjemiske analyseresultater	17
Tabell 7. Forholdstall mellom absorpsjonsverdier (D) ved ulike bølgelengder	19
Tabell 8. Biologisk toksisitetstesting av ekstrakter	21

FIGURFORTEGNELSE

Figur 1. Skjematisk fremstilling av forsøksopplegg for behandling av toksinholdig drikkevann	16
Figur 2. Absorpsjonskurver for vannprøvene	20

1. SAMMENFATNING

- Blågrønnalger som kan produsere toksiner, viser økende forekomst i norske vannkilder. Det er behov for en beredskap for å unngå problemer.
- Rapporten gir en praktisk vurdering av to vannforsyninger som har blågrønnalgeproblemer (Gjersjøen i Akershus, Oppegård vannverk og Vansjø i Østfold, Moss - Rygge Fellesvannverk). Det er dessuten foretatt et enkelt laboratorieeksperiment for vurdering av aktivkull som behandlingsform for vann med algetoksiner.
- To arter av kolonidannende former og flere arter av trådformede blågrønnalger forekommer med toksinproduserende stammer. Nyere undersøkelser bekrefter at flere arter blågrønnalger har fysiologiske egenskaper med giftproduksjon.
- Den rødfargede *Oscillatoria agardhii* var. danner vannblomst i Gjersjøen, og den grønnfargede *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix* har oppblomstringer i Vansjø. Begge disse organismene har toksiske stammer med masseutvikling i innsjøene. Det er ikke kjent i hvilken grad de aktuelle toksiner passerer med vannet gjennom den rensetekniske behandling som blir gitt i vannverkene. Norske vannverk vil gjennomgående være ineffektive i beskyttelse mot toksinene det gjelder.
- Behandling av toksinholdig vann betinget av *Oscillatoria agardhii* var. ble forsøkt i en kolonne med aktivkull. Eksperimentet ble fulgt med kjemiske og fysiologiske observasjoner. En begrenset reduksjon - knapt 60% - i innhold av toksiner ble oppnådd.
- Det blir gitt en kort drøftelse av varsling av toksinfare, utforming av vannverk og andre tiltak som er nødvendige når det gjelder beredskap for å møte problemer i utsatte vannforsyninger.
- Forskningsvirksomhet er sterkt påkrevet når det gjelder karakterisering av de aktuelle stoffer, toksinenes dannelse og deres virkninger på populasjoner og samfunn. Praktiske vannproblemer og de helsemessige konsekvenser trenger avklaring.

2. UTGANGSPUNKT OG OPPGAVER

I brev fra NIVA datert 22. juni 1981 (O. Skulberg) ble NTNf søkt om midler til å sikre kontinuitet i forskningsprosjektet TOKSINPRODUSERENDE BLÅGRØNNALGER I NORSKE VANNFOREKOMSTER (Skulberg et al. 1981). Søknaden ble fremmet i NTNf Komite for forurensningsspørsmål. Som et resultat av behandlingen ble det stilt til rådighet kr. 60 000 for gjennomføring av et eget praktisk orientert forprosjekt rettet mot tiltaksiden i det aktuelle problemfelt (NTNF, brev datert 23. juli og 5. august 1981).

Ut fra avgjørelsen i NTNf Komite for forurensningsspørsmål ble det valgt å legge vekt på følgende spørsmålstillinger:

- praktisk vurdering av to vannforsyninger med blågrønnalgeproblemer (Oppegård vannverk, Moss - Rygge Fellesvannverk)
- praktisk laboratorieeksperiment for vurdering av aktivkullkolonne som behandlingsform for vann med algetoksiner

Resultater og erfaringer fra arbeidet som ble utført, behandles i denne rapport.

3. BELYSNING AV VANNVERKSPROBLEMER

3.1 Forutsetninger

Problemer for vannforsyninger knyttet til oppblomstringer med giftige blågrønnalger, er fremstilt i flere publikasjoner. Det kan vises til litteraturoversikter som behandler forskningsfeltet (Gorham et al. 1980), og norske erfaringer som foreligger (Skulberg 1972, 1979). Aktuelle vanskeligheter for drikkevannsforsyninger med råvannskilder hvor det er forekomst av giftige blågrønnalger, er nylig beskrevet i rapport fra STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE (1980). Det er bl.a. understreket behov for øket beredskap når det gjelder giftige alger, og at vannbehandling for å beskytte mot toksiner trenger forskningsmessig og praktisk oppmerksomhet.

3.2 Organismer og toksiner

Av de omlag 1 500 beskrevne arter av blågrønnalger (cyanobakterier, CYANOPHYCEAE) er det bare et lite antall som er kjent for å kunne danne toksiner. En liste med representative arter med toksinproduserende stammer er stilt sammen i tabell 1. De omfatter to arter av kolonidannende former og fem arter av trådformede typer. *Trichodesmium erythraeum* Ehr. er en marin blågrønnalge. Det er dessuten to andre blågrønnalger som i senere tid har tiltrukket seg oppmerksomhet som toksindannere. Det gjelder *Lyngbya majuscula* Gomont og *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gom. Det er ingen tvil om at videre forskningsarbeid vil avdekke flere arter med fysiologiske egenskaper som giftprodusenter både i saltvann og ferskvann. Undersøkelser i nyere tid har bekreftet dette (Skulberg et al. 1982).

Fysiologiske undersøkelser av disse algene i kultur viser at de kan opptre i ikke-toksiske og toksiske stammer. Dette forhold bl.a. forklarer sannsynligvis den sporadiske forekomst i tid og sted av forgiftninger som føres tilbake til blågrønnalger.

Tabell 1. Blågrønnalger som er påvist å kunne ha giftproduserende stammer

CHROOCOCCALES

Microcystis aeruginosa Kütz.
Coelosphaerium kützingianum Näg.

HORMOGONALES

Nostocaceae

Anabaena flos-aquae (Lyng.) Bréb.
Aphanizomenon flos-aquae Ralfs
Nodularia spumigena Mertens

Rivulariaceae

Gloeotrichia echinulata (J.E.Smith) Richt.

Oscillatoriaceae

Trichodesmium erythraeum Ehr.

Det er omlag tolv toksiner som blir produsert av blågrønnalgene *Anabaena*, *Microcystis* og *Aphanizomenon*. Av disse er det bare ett stoff som hittil er blitt identifisert og toksikologisk undersøkt. I tabell 2 (etter Carmichael 1981) er det gitt en oversikt over den foreløpige kjennskap om stoffene det gjelder.

Tabell 2. Toksiner produsert av *Microcystis*, *Aphanizomenon* og *Anabaena* (etter Carmichael 1981)

Source	Toxin	Structure	Reference
<i>Microcystis aeruginosa</i> NRC-1 (Ontario)	Microcystin	Unknown-peptide	Bishop et al., 1959 Murthy and Capindale, 1970 Rabin and Darbre, 1975
A-143-a-5 ^a (Alberta)	<i>Microcystis</i> -type-c	Unknown-peptide	Carmichael and Gorham, 1980 Gorham and Carmichael, 1979,80
Bloom (South Africa)	Microcystin-like	Unknown-two toxic factors	Goerien et al., 1976
Bloom (Australia)	Microcystin-like	Unknown-peptide	Elleman et al., 1978
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Clone (Kezar Lake, New Hampshire)	Aphantoxin	Unknown-possibly contains saxitoxin=C ₁₀ H ₁₉ N ₇ O ₄	Alam et al., 1973, 1978
Bloom (Klamath Lake, Oregon)	Ichthyotoxin	Unknown	Phinney and Peek, 1961 Gorham 1964
<i>Anabaena flos-aquae</i> NRC-44-1 (Saskatchewan)	Anatoxin-a	C ₁₀ H ₁₅ NO	Devlin et al., 1977
NRC-525-17-b-1-e (Saskatchewan)	Anatoxin-a (s) ^b	Unknown	Carmichael and Gorham, 1978
A-52-2-n-e-7-1-2-j (Alberta)	Anatoxin-b	Unknown	Carmichael and Gorham, 1978
S-UTH-1 (Saskatchewan)	Anatoxin-b (s) ^b	Unknown	Carmichael and Gorham, 1978
A-113-9-q-2 (Alberta)	Anatoxin-c	Unknown-peptide	Carmichael and Gorham, 1978
S-23-g, S-25-a	Anatoxin-d	Unknown	Carmichael and Gorham, 1978

^a) A-143-a-5 indicates clone "5" from clone "a" of colony number 143. "A" indicates the bloom was from Alberta. These clonings were done to establish bacteria-free (axenic) conditions.

^b) (s) = salivation factor present

3.3 Oppegård vannverk

Problem

I Gjersjøen, Akershus, er det årlige vannblomstdannelser av en rødfarget *Oscillatoria agardhii* (Skulberg 1978). Denne algen har overvintrende populasjoner med stor biomasse under isen. Mer enn 96 % av algevolumet i planktonet kan da utgjøres av den rødfargede *Oscillatoria*. Materiale innsamlet 19. april 1980 ble testet for innhold av algetoksiner. Ekstrakt av frysetørkede alger drepte mus, og MLD_{100} var omlag 200 mg/kg. En klon av *Oscillatoria agardhii* var. - NIVA - CYA 18 - som ble isolert fra Gjersjøen i 1971 er også toksisk på tilsvarende måte.

Toksisitetstesting av frysetørket materiale av *Oscillatoria agardhii* Gom. fra den nærliggende innsjøen Årungen, Akershus, har vist at toksiske egenskaper ikke er tilstede i denne populasjonen.

Vannverkets virkemåte

Oppegård vannverk ligger ved Greverud på østsiden av Gjersjøen. Vannverket har to inntak på henholdsvis 6 og 35 m dyp. Vannverket har kapasitet 32 000 m³/dg og leverer vanligvis 15 000 - 17 000 m³/dg.

I anlegget pumpes vannet inn til to parallelle linjer. I hver av disse linjene skjer kjemisk felling med ca. 30 g/m³ aluminiumsulfat, hvoretter slam sedimenteres i én linje og flotteres i den andre.

Etter felling og separasjon passerer vannet nedstrøms sandfiltre, og blir deretter tilsatt klor og pH-justert med kalk. Vannverkets magasin rommer 5 000 m³, hvilket tilsvarer 4 - 6 timers forbruk på dagtid.

Vannverket benytter vanligvis vanninntaket på 35 m dyp, men skifter undertiden til det øvre inntaket, særlig om vinteren.

Algenes tendens til å innlagres i avgrensede sjikt i innsjøen, og den store dybdeforskjellen mellom de to vanninntakene i Gjersjøen gir oftest muligheter til å unngå bruk av vann fra dyp med store algekonsentrasjoner.

Ved temperaturutjevning vår og høst skjer omskiftning i vannmassene, og vannverket kan ikke unngå en forringet råvannskvalitet. Under slike omskiftninger stiger f.eks. turbiditeten i råvannet til 3 - 4 FTU, mot normalt ca 0,6 FTU.

Vannverket gjør tiltak når høyere innhold av alge- og suspendert materiale gjør seg gjeldende, med en hyppigere og mer langvarig tilbakespyling av sandfiltrene. Tilbakespyling skjer normalt 3 ganger à 90 min pr. uke. Spylevannsmengden er ca. 2,5 % av levert vannmengde.

Behandlet vann er gjennomgående lukt og smaksfritt, selv i perioder med algeoppblomstring i Gjersjøen. Ved anlegget føres en hyppig kontroll med kvaliteten i det benyttede vanninntak, og en regelmessig kontroll av det andre inntaket.

Vurdering

Beskyttelsen mot eventuelle toksiner i drikkevannet ligger primært i skiftning mellom de to vanninntakene. Denne beskyttelsen vil være svak enkelte ganger, særlig ved temperaturutjevning i innsjøen vår og høst. Behandlingsstegene med kjemisk felling og sandfiltrering vil antagelig gi en viss reduksjon av eventuelle toksiner i råvannet, men neppe sikkerhet.

Det finnes i øyeblikket ingen kjennskap til konvensjonelle behandlingsmåters innvirkning på toksiner fra *Oscillatoria*. Forsøket med aktivt kull (se nedenfor) viser i alle fall at dersom toksiner og pigmenter skal filtreres bort, må filtermedium og forbehandling velges med omhu.

3.4 Moss - Rygge fellesvannverk

Problem

Vansjø, Østfold, har regelmessig store oppblomstringer med alger (Skulberg 1980). Blågrønnalger danner gjerne vannblomst om ettersommeren og høsten. Meget store populasjoner er påvist (4 - 5 mm³/l biomasse av dominerende art, Skulberg op. cit.). *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix* Skuja er en fremtredende art i planktonsamfunnet. Det er påvist at denne art har toksinproduserende stammer (Skulberg et al. 1982).

Utviklingen av populasjoner av *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix* ble fulgt med observasjoner i vegetasjonsperioden 1981. Det kom da ikke til masseutvikling av denne art.

Vannverkets virkemåte

Moss - Rygge Fellesvannverk er et av tre vannverk som forsynes fra Vansjø. De andre to er Råde vannverk og Rygge flystasjons vannverk.

Moss - Rygge Fellesvannverk er under utvidelse.

Dagens anlegg består av grovsil, mikrosiler (28 µm maskeåpning), alkalisering og desinfeksjon med klor og ammoniakk. Anlegget har et magasin på 1 300 m³, og pumper vannet videre til et høydebasseng på 11 600 m³. Vannverket behandler 20 000 - 22 000 m³/dg, og har kapasitet ca. 40 000 m³/dg.

Inntaket ligger i dag rett ved anlegget på Kjellerød, og vannet hentes fra 7 - 10 m dyp i den grunne Vestfjorden.

I det planlagte utvidede anlegget vil vanninntaket bli flyttet til Vansjøes østre, dypere basseng - Grimstadkilen i Storefjorden.

I det nye anlegget, som er under prosjektering, vil vannet behandles med mikrosil (maskeåpning ca. 10 µm), og deretter gå til direktefiltrering. Det vil si fellingsmiddel (aluminiumsulfat) doseres, flokkulering skjer, og vannet går rett til 3 mediafiltre. I disse passerer vannet 3 lag med henholdsvis plastgranulat, sand og antrasitt. Etter filtrering skjer pH-justering, og desinfeksjon med klor og ammoniakk omtrent som hittil.

Vurdering

Selv om ikke blågrønnalger dominerer algepopulasjonen i Vansjø hele året, eller har masseutvikling hvert år, er eutrofieringen av innsjøen så vidt langt fremskredet at risikoen for dette er stor. Innsjøen har et mangfoldig, frodig algesamfunn. Som drikkevannskilde er Vansjø derfor egnet bare om vannet får omfattende behandling.

Generelt er det grunne, vestre basseng - der nåværende vanninntak ligger - mer utsatt for eutrofiering, enn det dypere Storefjordsbassenget. Dette bilde snur seg imidlertid periodevis.

Vansjø har ofte store og vekslende forskjeller i vannkvalitet mellom de ulike fjorder og bassenger. På grunn av vindpåvirkning og de beskjedne dyp i innsjøen, er derimot vertikal sjiktning lite markert. Alternative vanninntakspunkter vil derfor ideelt sett ligge i ulike deler av innsjøens bassenger med valgmulighet ved f.eks. algeblomstringer i et basseng.

Den planlagte utbygging av Moss - Rygge Fellesvannverk vil innebære et skifte av hovedvanninntak til Storefjorden (inntaksdyp 30 m). Det gamle vanninntaket i Vestfjorden vil bli holdt i reserve.

Det planlagte prosessforløp med siling, flokkulering, filtrering og desinfeksjon vil gi bedret kontroll med fysisk-kjemiske parametre. Vannets beskyttelse mot toksiner fra algeoppblomstringer er mer usikker. Hovedvanninntakets nye plassering i Storefjorden er lagt i et forholdsvis gunstig dyp og område av innsjøen med tanke på risiko for problemer. Det var likevel i Storefjorden tyngden av den første registrerte masseutvikling av *Oscillatoria agardhi* var. *isothrix* forekom i 1979. Masseutviklingen var noe svakere helt vest i Vanemfjorden, mens den i Grepperødfjorden - midt i Vansjø - var knapt merkbar. Det er derfor intet i veien for at en ny masseutvikling kan skje nær begge de aktuelle inntak. Dypet i Storefjorden er stort nok til at temperatursjiktning kan dannes i juni - august. Utviklingen av *Oscillatoria*-vann-

blomsten nådde maksimum i slutten av oktober - altså i en tid på året da sjiktningen er opphørt. Det nye inntaksdypet vil i en slik situasjon ikke beskytte vannkvaliteten nevneverdig.

Etter en masseutvikling vil algene dø og frigjøre stoffer gjennom ødeleggelse av cellene (lysis). Vannverkets sil kan ikke beskytte mot løste forbindelser, deriblant toksiner og pigmenter fra algene. Derimot vil den valgte maskevidde (10 μm) kunne medføre igjentetting av silen ved en massiv algeforekomst. En betydelig del av algemassen vil likevel passere mikrosilen. Til forskjell fra Oppegård vannverk - som har forutgående sedimentering - vil inntak av algemasse kunne gi en betydelig merbelastning på filterene ved Moss - Rygge Fellesvannverk. Det er tvilsomt om pigmenter og toksiner fra algene fjernes gjennom filtreringssteget.

Råvannet til Moss-Rygge Fellesvannverk er av en vanskelig kvalitet når det gjelder behandling, men utvikling av giftige blågrønnalger i Vansjø vil eventuelt være mer sporadisk sammenliknet med i Gjersjøen.

4. FORSØK MED AKTIVKULLKOLONNE

4.1 Aktivkull og toksiner

Den lite omfattende behandling vannet oftest får i norske vannverk, hviler på antakelser om stabil og relativt god vannkvalitet. Ved uvanlig høye konsentrasjoner eller uvanlige typer av "forurensninger" i vannkilden, kan en normalt tilstrekkelig behandlingsprosess vise seg uegnet. For stoffer som er spesielt uheldige, eller vanskelig å fjerne, kan aktivt kull være en egnet rensemethode.

Aktivt kull har evne til å fjerne mange typer løste stoffer gjennom adsorpsjon til karbonets overflate.

Adsorpsjonsevnen er bestemt av bl.a. karbonets overflate, størrelsesfordeling på karbonets porer, overflatekjemisk binding mellom karbon og molekylene som det gjelder. Karbonets egenskaper og struktur kan variere fra et merke til et annet. Et stort antall varianter er tilgjengelig.

Som et steg i vannbehandling kan aktivt kull benyttes i granulert pakket i en kolonne, eller dosert i pulverform med påfølgende sedimentering eller flotasjon.

Fjerning av toksiner fra drikkevann kan tenkes gjennomført med aktivt kull forutsatt

- at toksinene overhodet bindes kvantitativt til karbon
- at en lykkes å finne en egnet handelsvare aktivt kull

Så lenge en ikke kjenner toksinets kjemi eksakt, må en basere forsøk med aktivt kull på skjønn og tilgjengelig litteratur.

En kompliserende faktor for norske forhold er bl.a. at det er påvist ikke tidlige kjente toksinproduserende stammer av blågrønnalger (f.eks. *Oscillatoria*). Toksiner fra disse algene blir i utgangspunktet antatt å ha liknende egenskaper som toksiner fra andre alger (især *Microcystis*) inntil nærmere avklaring har funnet sted.

Blågrønnalgene vil også kunne påvirke vannkvaliteten negativt gjennom farge (pigmenter), smak og lukt. Også disse forurensningene bør kunne fjernes gjennom vannbehandlingen.

Vedrørende behandlingen av vann for å ta hånd om toksiner, mangler litteraturen referanser til toksiner fra *Oscillatoria*. Rapporten fra Statens institutt for folkehelse (1980) refererer et tilfelle i Kiev der toksiner fra *Microcystis aeruginosa* og *Aphanizomenon flos-aquae* ble fjernet med aktivt kull. Enkelte andre forfattere siteres også i samme rapport å ha oppnådd tilsvarende resultater. Hoffmann (1976) fjernet toksisk virkning fra vann tilsatt konsentrert (10 mg/l) *Microcystis*-toksin ved å filtrere gjennom 13 cm granulert aktivt kull (Filtrisorb 300). Klorering, flokkulering med jernklorid og kalk med etterfølgende sandfiltrering ble prøvd - hver for seg og i kombinasjoner - uten å fjerne den toksiske virkningen. Ved tilsats av aktivt kullpulver kunne imidlertid toksisiteten fjernes. Tilsatsen var 300 mg/l aktivt kull (Parco Grade KB).

Cairo (1979) rangerer endotoksiner som svært viktige (nest koliforme bakterier) blant organisk forurensning i drikkevann. Han sier om endotoksiner og aktivt kull:

"At the present time (1979) no conclusive information is available on endotoxins. Before this parameter can be regarded as a serious design consideration, more research is necessary. This experimentation must evaluate the levels of endotoxin in GAC (Granular Activated Carbon) effluents, the effect of postdisinfection on the endotoxin complex, and the human health risk of ingested endotoxins".

Som en konklusjon på opplysninger i litteratur synes det interessant å forsøke fjerning av toksiner fra *Oscillatoria* ved hjelp av aktivt kull. Aktivt kull er trolig den vanlige renseprosessen som kan fjerne det største spektrum av ulike stoffer, - som antydnet - også toksiner fra enkelte alger. Det er også andre metoder som kan ha interesse i denne forbindelse. Det gjelder bl.a.: ionebytting, omvendt osmose, filtrering med aktivt aluminiumoksyd, bestråling - evt. i kombinasjon med oksydasjon.

4.2 Forsøksopplegg og gjennomføring

Biologisk materiale

Under en situasjon med masseutvikling av den toksinproduserende stamme av *Oscillatoria agardhii* var. i vannforekomsten, ble det innsamlet omlag tyve liter konsentrert blågrønnalgemasse. Innsamlingen ble foretatt fra en naturlig anrikning (forårsaket av oppflytning, vind og bølger) av organismer i innsjøen. Konsentrasjonen av blågrønnalger i prøven var omlag 13 kg tørrvekt organisk stoff pr. m³. Det biologiske materialet ble holdt dypfrosset frem til anvendelsen i forsøket.

Forbehandling av materialet

Blågrønnalgematerialet ble tint opp ved romtemperatur. For å frigjøre stoffer fra blågrønnalgene ble prøven behandlet med ultralyd i ca 45 min. På grunn av ultralydbehandlingen steg temperaturen fra ca 10°C til ca 35°C. Frigjøringen av endotoksiner skjer naturlig i vann-

forekomsten når organismene brytes ned. Fremgangsmåten med ultralyd ble valgt for å få stor toksinkonsentrasjon ut i løsning. Metoden imiterer ikke den celledød (lysis) som skjer i naturlig miljø ved celledød. Etter ultralydbehandling ble prøven silt for å fjerne suspendert materiale, cellefragmenter etc. Silingen skjedde gjennom en mikrosil (Passavant - Perlon) utlånt av Oslo kommune. Maskevidden var omlag $5 \mu\text{m}$ ($5 \cdot 10^{-6} \text{ m}$). Trichomenes diameter er ca $5 \mu\text{m}$. Silen skulle dermed kunne fjerne materiale ned til størrelse med hele celler, men ikke kvantitativt.

Maskevidde på $5 \mu\text{m}$ kan i praksis bare benyttes for råvann med lite suspendert materiale uten å tettes raskt.

Behandling av aktivkullkolonne

Den silte algekulturen ble så filtrert i en kolonne med granulert aktivkull - Filtrasorb 400. Belastning av kolonnen ble valgt som typisk for granulert aktivkull i vannverk (Harr 1980, Bergan et al. 1980 og Sontheimer 1979).

Filtrasorb 400 er en meget utbredt type aktivt kull som anvendes bl.a. for fjerning av organisk materiale. Det inngår rutinemessig i de fleste utprøvnings av granulert aktivkull (Cairo 1979). Schaaenkamp (1979), fant i en test av åtte typer karbon at Filtrasorb 400 ga høyest adsorpsjon av organisk materiale.

Egenskaper til Filtrasorb 400, og driftsdata for kolonnen som ble brukt ved forsøket, fremgår av tabell 3 og 4.

Tabell 3. Egenskaper til Filtrasorb 400

Struktur	Granulert
Tørr romvekt	$0,52 \text{ g/cm}^3$
Våt romvekt	$0,425 \text{ g/cm}^3$
Porevolum	$0,85 - 0,95 \text{ cm}^3/\text{g}$
Partikkeltetthet	$1,3 - 1,4 \text{ g/cm}^3$
Størrelsesfordeling	Større enn 12 mesh 1 - 5 % Mindre enn 40 mesh 1 - 5 %
Midlere partikkeldiameter	$0,9 - 1,1 \text{ mm}$
Effektiv størrelse	$0,55 - 0,65 \text{ mm}$

Tabell 4. Driftsdata for kolonne med aktivkull

Kulltype	Filtrisorb 400
Diameter	2,6 cm
Lengde	1 m
Flatebelastning	7,5 m ² /time
Oppholdstid	8 min.
Trykktap ved aktuell belastning	22 cmVS pr. m
Vannføring	2,96 l/time

Analyser og bestemmelser

En skjematisk fremstilling av forsøksopplegget og gjennomføringen er vist i figur 1.

Prøver ble tatt av ubehandlet blågrønnalgemateriale etter ultralyd-behandling, etter mikrosiling og etter filtrering med aktivkull, - i alt fire punkter. Analyser ble gjort for fysiske og kjemiske parametre (pH, el.ledningsevne, total organisk karbon, tørrstoff, glødetap og kjemisk oksygenforbruk, total fosfor og total nitrogen. Dessuten ble absorpsjonsspekter opptatt for å vise pigmentmengder.

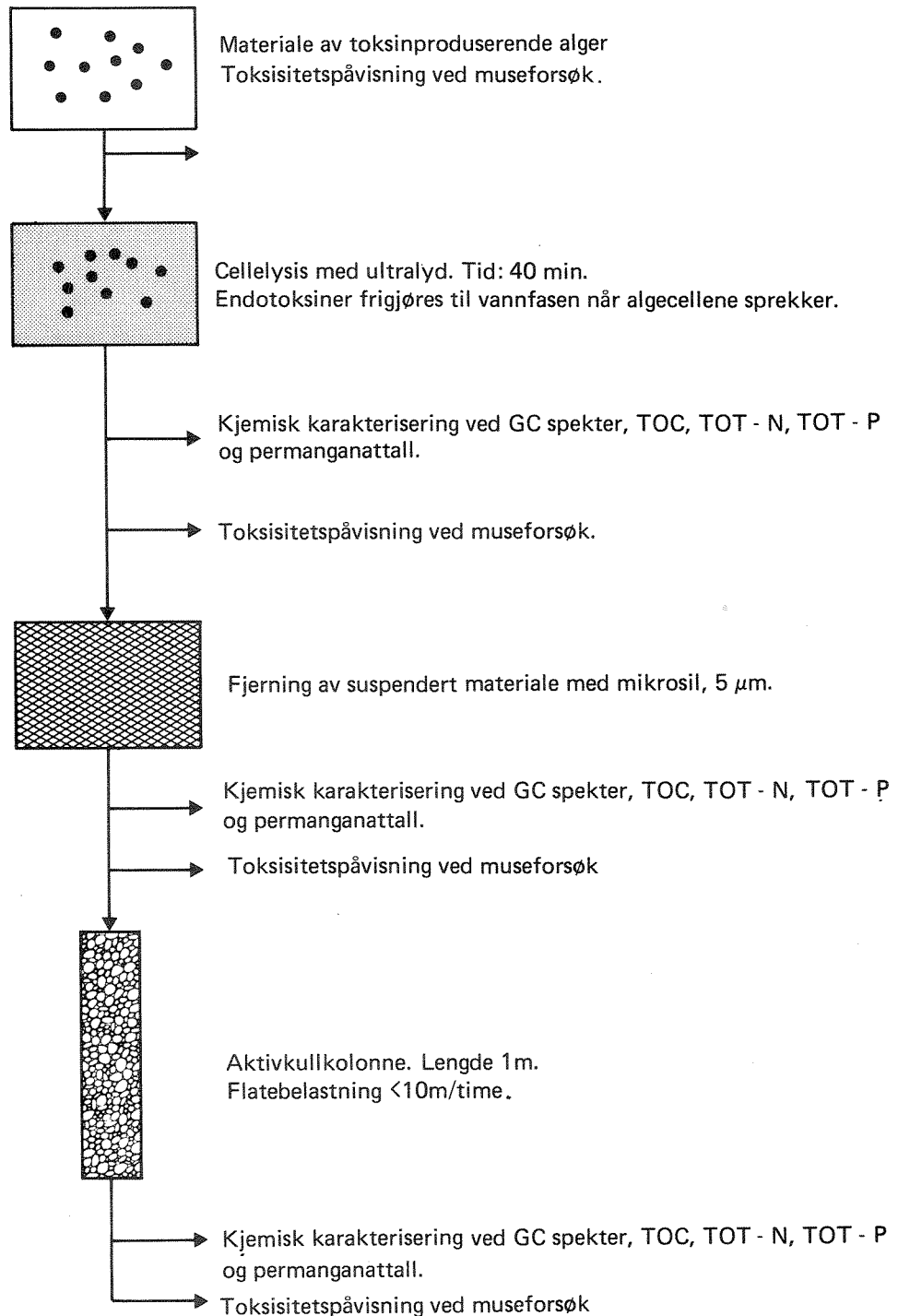
Testing av toksiner ble gjort ved intraperitoneal injeksjon (i.p.) på hvite mus etter standard metode ved Institutt for næringsmiddelhygiene, Norges veterinærhøgskole (Skulberg 1979).

1 g frysetørket prøvemateriale blandet godt i 25 ml steril 0.9% NaCl-oppløsning, tilsvarende 40 mg frysetørket materiale pr. ml. Fra denne løsningen lages det en to-fold fortynningsrekke i steril 0.9 % NaCl-oppløsning. På denne måten kan toksisiteten av det frysetørkede materiale titreres. Hvite mus (♀♂ med levende vekt 25 - 35 g, levert fra forsøksdyravdelingen, Norges veterinærhøgskole) injiseres i.p. med 0.1 ml og 1.0 ml fra de ulike fortyningene. Det benyttes to mus i hver gruppe. Musene observeres kontinuerlig i 2 timer etter injeksjonen. Mus som overlever står til observasjon 2 - 4 døgn.

Tidspunkt for opptreden av symptomer, symptomenes karakter og tidspunkt for eventuelle dødsfall registreres. Toksisiteten uttrykkes i

muse-enheter (ME) pr. gram frysetørket materiale. 1 ME tilsvarer minimum dødelig dose for en 30 g's mus.

Fig. 1. Skjematisk fremstilling av forsøksopplegg for behandling av toksinholdig drikkevann.



Resultater av forsøket

De utførte vektbestemmelser av blågrønnalgematerialet er vist i tabell 5. Det kan nevnes at 10^6 mm trichomlengde av *Oscillatoria* tilsvarer 4.5 mg tørrvekt organisk stoff. På samme måte utgjør volumet 1 mm^3 *Oscillatoria* 0.35 mg tørrvekt organisk stoff. Resultatene av de fysiske og kjemiske analyser er fremstilt i tabell 6.

Tabell 5. Mengdebestemmelser av prøver med *Oscillatoria agardhii* var.

Prøvetype	Organisk tørrvekt		Uorganisk tørrvekt		Innhold av <i>Oscillatoria</i>	
	g/100 ml	%	g/100 ml	%	pr. m^3 kg	km
Ubehandlet	1,315	100	0,1564	100	13	292
Ultralyd-behandlet	1,269	97	0,1324	85	12	282
Mikrosil-behandlet	1,168	89	0,1138	85	11	260
Aktivkull-behandlet	0,798	61	0,0958	61	7	177

Tabell 6. Fysiske og kjemiske analyseresultater

	pH	El.ledn.evne $\mu\text{S}/\text{cm } 20^\circ\text{C}$	TOC mg/l	KOF mg O/l	TOT P $\mu\text{g P}/\text{l}$	TOT N $\mu\text{g N}/\text{l}$
Ubehandlet	5,5	655		19 000	300	1 200
Ultralyd-behandlet	5,3	767	6 000	19 000	300	1 400
Mikrosil-behandlet	5,3	716	5 200	18 000	200	1 200
Aktivkull-behandlet	6,8	632	3 000	14 000	200	1 200

Ved ultralydbehandling steg den elektrolytiske ledningsevnen noe ved frigjøring av stoffer fra organismene til vannfasen. Andre parametre ble ikke vesentlig endret av denne mekaniske påvirkningen.

Siling med mikrosil (5 μm) fjernet bare litt av tørrstoffet (ca 6.5 %). Også det alt vesentlige av organisk materiale (KOF og TOC), fosfor- og nitrogenforbindelser passerte silen.

Filtrering med aktivkull ga høyning av pH fra 5.3 til 6.8, 35 % reduksjon av organisk karbon (TOC), 22 % reduksjon av kjemisk oksygenforbruk (KOF) og 12 % reduksjon av ledningsevne.

Det ble ikke påvist endring i nivå av fosfor- og nitrogenforbindelser, men analysene her er usikre.

Materialet med *Oscillatoria agardhii* var. hadde en kraftig farge - nærmest burgunder. Pigmentanalyser ble gjort ved å måle absorpsjon med spektrofotometer. Figur 2 viser absorpsjonskurver opptatt av prøven ubehandlet (1), etter ultralyd (2), etter siling (3) og etter filtrering med aktivkull (4).

Ubehandlet kultur (1) viser en rekke små topper over hele spekteret. Dette skyldes trolig at interferenser fra suspendert materiale dominerer over pigmentene som er bundet i organismene.

Frigjøringen av pigmenter gir markerte topper sammenfallende med absorpsjonsmaksima for kjente pigmenter. Dessuten er kurven blitt glatt og viser høyere absorpsjon enn den ubehandlede. Kurve (2), (3) og (4) har kvalitativt det samme absorpsjonsmønster. Det vil si at siling og aktivkullfiltrering ikke fjerner noen av pigmentene selektivt.

Absorpsjonen er proporsjonal med pigmentkonsentrasjonene i prøvene. Relativt har prøvene etter ultralydbehandling (2), siling (3) og karbonfiltrering (4) absorpsjoner henholdsvis 100 : 92,5 : 67,4. Det vil si en pigmentreduksjon på 7,5 % gjennom siling og ca 27 % gjennom aktivkulltrinnet. Reduksjonene er tilsvarende forandringen av totalt tørrstoff gjennom de samme behandlingstrinnene.

Absorpsjonsspektrene viser forøvrig markerte topper ved 440 og 680 nm forårsaket av klorofyll. En svak skulder ved 485 nm og ved 570 nm viser trolig phycoerythrin. Phycocyanin har absorpsjonsmaksimum ved ca 620 nm, og viser seg ved en skulder på kurvene (2) - (4). Tabell 7 gjengir forholdstall mellom toppverdier funnet ved 440, 570, 625 og

680 nm. Forholdstallene var tilnærmet de samme i alle prøvene, og er ført opp med middeltall. Forholdstallene er antatt (Klaveness et al. 1982) å bl.a. reflektere algenes ernærings situasjon. Næringsmangel fører f.eks. til at fotosyntesen hemmes og carotenoider kan maskere klorofyll- α -absorpsjon - særlig ved 440 nm (blått).

Forholdet D_{440}/D_{679} blir dermed et relativt uttrykk for "graden av maskering" av klorofyll- α -absorpsjon, i det carotenoidene ikke maskerer absorpsjonen ved 680 nm like mye. Forholdene D_{570}/D_{679} og D_{625}/D_{679} er mål for mengden phycoerythrin og phycocyanin relativt til klorofyll- α .

Tabell 7. Forholdstall mellom absorpsjonsverdier (D) ved ulike bølgelengder

	D_{438}/D_{679}	D_{570}/D_{679}	D_{625}/D_{679}
<i>Oscillatoria agardhii</i> var. Algemateriale fra Gjersjøen 1981	1,36	1,11	0,92
<i>Oscillatoria agardhii</i> var. Klon NIVA - CYA 18* (Klaveness et al. 1982)	1,60	0,94	0,67

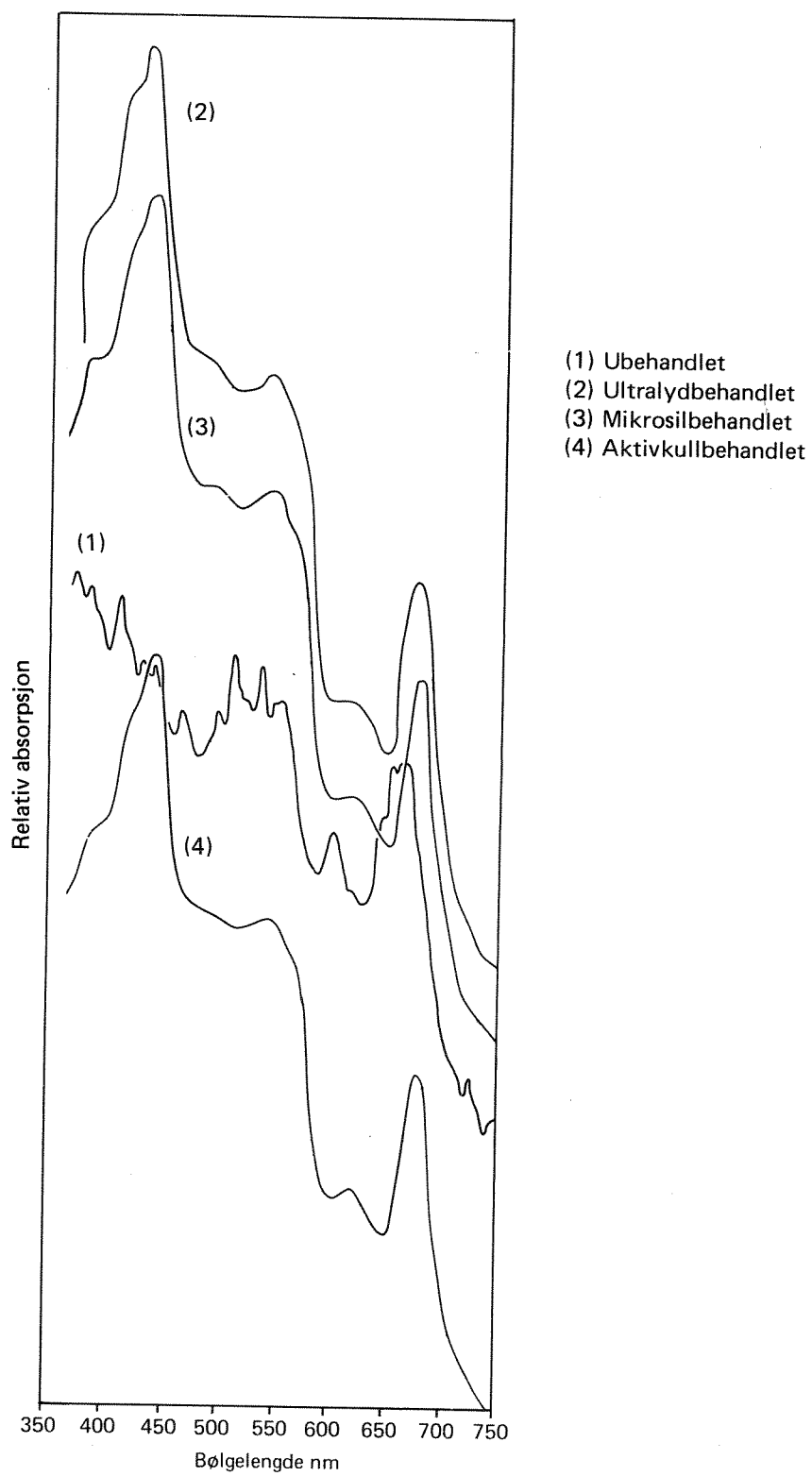
* Isolert fra Gjersjøen 1971 (Skulberg 1978 I).

Resultatene av toksisitetspåvisningen ved museforsøkene er stilt sammen i tabell 8. Dette viser at den akutte toksiske effekt ble redusert fra omlag 350 ME/g til 140 ME/g gjennom forsøket (se figur 1).

Filtrering gjennom aktivt kull ga en reduksjon av toksinmengden med knapt 60 %.

Forsøksdyrene viste de karakteristiske symptomer som er beskrevet for toksiske forbindelser knyttet til stammer av *Oscillatoria agardhii* (Østensvik et al., 1981).

Fig. 2. Absorpsjonskurver for vannprøvene.



Tabell 8. Biologisk toksisitetstesting av ekstrakter

Prøvetype	Toksinkons. ME/g fryse- tørket mat.	Latenstid (min)	Midlere dødstid (min)	Levervekt i % av kroppsvekt
Ubehandlet	350	15-20	67	7.2
Ultralydbehandlet	350	15-20	71	8.0
Etter siling	+	15-20	75	8.4
Etter filtrering gjennom aktivt kull	Ca 140	20-25	124	7.9

5. PRAKTISKE KONKLUSJONER

Varsling av toksinfare

Blågrønnalgetoksiner vil kunne true vannforsyninger bare når toksinproduserende stammer er i dominans og i vannblomst. Så lenge det ikke er muligheter til kjemisk å påvise giftstoffene, er en overvåking av organismepopulasjonen i drikkevannskilden nødvendig for å bedømme forekomst av toksinproduserende stammer.

Så lenge antall truede drikkevannskilder ennå er lavt, er slik overvåking mulig. Ved en økning av antall truede kilder, vil en slik overvåking raskt bli arbeidskrevende. I vannkilder som er karakterisert som toksintruede, bør i alle fall råvannskvaliteten bli fulgt med hyppige analyser av algetetthet (sestonobservasjon, Skulberg 1978 II) for så å gjøre toksinundersøkelser ved alarmerende algeansamlinger. Opplysninger om algetetthet bør også innhentes rutinemessig ved eventuelt tilgjengelig reserve-vanninntak. Blomstringsfaren vil kunne være tidsbegrenset, og derfor tilsi intensiv overvåking i bestemte avsnitt av vegetasjonsperioden; f.eks. juli - november.

Analyse av blågrønnalgepigmenter i vannmassene kan eventuelt utvikles som et hjelpemiddel i forbindelse med varsling av toksinfare i vannforsyninger. Fysiologiske tilstander som øker risiko for toksinproduksjon kan muligens avdekkes. Parallelt bør det arbeides for å klarlegge metoder for å påvise toksinene på kjemisk måte.

Utforming av vannverk

Plassering av flere vanninntak på forskjellige dyp eller i ulike deler av vannkilden, kan redusere en toksintrusel sterkt. I innsjøer med markert temperatursjiktning vil dypvannsinntak være gunstig store deler av året. Ved temperaturutlikning - fullsirkulasjon - gir vanndybden liten beskyttelse.

Under slike forhold og i grunne innsjøer med god omblanding kan det være tjenlig med inntak plassert med stor horisontal avstand. Kraftig vind og strøm gir gjerne algeansamlinger i visse deler av vannforekomsten, mens andre går fri.

Metoder for fjerning av toksiner ved behandling i vannrenseanlegg er foreløpig ufullstendig kjent. Alle prosesser som fjerner løst og partikulært materiale vil imidlertid også fjerne noe toksiner, alger og pigmenter. For en fullverdig og betryggende rensing av toksinbelastet råvann, kjenner vi ingen egnet praktisk prosess. Det er kjent at toksiner fra enkelte organismer er fjernet med aktivkull. I det utførte forsøk lyktes det bare delvis å fjerne toksiner og pigmenter av blågrønnalgen *Oscillatoria agardhii* var. fra vannet ved filtrering gjennom granulert aktivkull. Men dette var bare et enkelt, orienterende forsøk. Det kan f.eks. tenkes at andre typer aktivkull er mer effektive. Inntil videre må det imidlertid antas at norske vannverk gjennomgående vil være ineffektive mot de aktuelle toksiner. Andre prosesser som kan tenkes å være virkningsfulle, er oksydasjon (f.eks. med ozon) osmose eller ionebytting. Alle er mer omfattende prosesser enn vanlig brukt ved norske renseanlegg for drikkevann.

Andre tiltak

I visse råvannskilder (Skulberg 1972) kan det oppstå situasjoner hvor et vannforsyningsanlegg blir risikobeheftet med oppblomstringer av giftige blågrønnalger. Mulige tiltak som kan gjøres i den enkelte husholdning bør da være kjent. Slike forholdsregler bør utredes, f.eks. effekten av koking av vannet som en nødløsning. Imidlertid viser foreløpige undersøkelser at *Oscillatoria*-toksin er forholdsvis varmebestandig.

Oppgaver knyttet til aktuelle vannforsyninger

Når vannforsyninger blir utsatt for mulig fare ved oppblomstring av giftige blågrønnalger, er det flere oppgaver som bør løses. Dette gjelder bl.a.:

- Tilrettelegge en beredskap for vannverket.
- Følge utviklingen av blågrønnalge-populasjoner i vannkilden, og konsentrasjonen av algene i råvannet.
- Fastlegge miljøforhold som betinger stor toksinproduksjon i algepopulasjonen.
- Utvikle kjemiske analyseprogram for å bestemme toksinet, tilretteleggelse av påvisningsmetode.
- Avklare muligheter for anrikning av toksin i næringskjeder i vassdraget.
- Bedømme renseprosessens effektivitet med hensyn til å fjerne blågrønnalger og til å forhindre at algemetabolitter føres med drikkevannet.
- Utrede akutte og kroniske giftvirkninger som blågrønnalgetoksiner medfører.
- Utarbeide en rapport om disse forhold som kan brukes til informasjon for myndigheter og allmenhet.

Videre forskningsvirksomhet

Fordi algegifter kan være potensielt farlige stoffer for flere organismegrupper, og fordi blågrønnalgene som danner disse stoffene viser økende forekomst i norske vannkilder, er det nødvendig å utforske dem for å unngå problemer. Konkret vil denne forskningsvirksomhet innebære samarbeid mellom flere fagområder.

Noen eksempler på oppgaver kan nevnes:

Biokjemi - Karakterisering av stoffer

Algefysiologi - Toksinenes dannelse, cellefysiologiske betydninger

- Økologi - Biologisk vannkvalitet, toksinenes virkninger på populasjoner og samfunn
- Hygiene - Praktiske vannproblemer, helsemessige forhold (mennesker, dyr, planter)
- Tiltak - Varsling av toksinfare, vannbehandling.

Det er foreslått et forskningsfremstøt på dette felt mellom institusjonene NIVA, SI, NVH - Institutt for næringsmiddelhygiene og SIFF (Skulberg et al. 1981).

6. REFERANSER

- BERGAN, E. & MYHRSTAD, J.A. (1980): Bruk av aktivt karbon i drikkevannsbehandlingen.
Vann, 15, 2, pp. 166-171.
- CAIRO, P.R., McELHANEY, J. & SUFFET, I.H. (1979): Pilot plant testing of activated carbon adsorption systems.
J.A.W.W.A., 71, 11, pp. 660-674.
- CARMICHAEL, W.W. (1981): Freshwater blue-green algae (Cyanobacteria) toxins - a review.
The Water Environment: Algal Toxins and Health,
red. W.W. Carmichael, Plenum Press, New York, pp. 1-13.
- GORHAM, P.R. & CARMICHAEL, W.W. (1980): Toxic substances from freshwater algae.
Prog.Wat.Tech., 12, pp. 189-198.
- HARR, Chr. (1980): Små behandlingsanlegg for drikkevann.
Norsk institutt for vannforskning, 0-80415, arbeidsnotat nr. 2.
- HOFFMANN, J.R.H. (1976): Removal of Microcystis toksins in water purification processes.
Water SA, 2, 2, pp. 58-60.

- KLAVENESS, D. & SKULBERG, O.M. (1982): The major pigment composition of different strains of Oscillatoria (Cyanophyta) recorded in vivo by a modified Shibata technique.
Nord.J.Bot. 2, pp. 91-96.
- SCHALEKAMP, M. (1979): The use of GAC filtration to ensure quality in drinking water from surface sources.
J.A.W.W.A., 71, 11, pp. 638-647.
- SKULBERG, O.M. (1972): Blågrønnalger i norske vannforekomster, mulige konsekvenser av sunnhetmessig betydning for mennesker og dyr.
Tidsskr. norske Lægeforen., 92, 12, pp. 851-854.
- SKULBERG, O.M. (1978 I): Some observations on red-coloured species of Oscillatoria (CYANOPHYCEAE) in nutrient-enriched lakes of southern Norway.
Societas Internationalis Limnologiae, XX Congress, Copenhagen 7-14 August 1977.
Verh.Internat.Verein.Limnol., 20, pp. 776-787.
- SKULBERG, O.M. (1978 II): Sestonobservasjoner ved vassdragsundersøkelser.
Fauna 31, pp. 48-54.
- SKULBERG, O.M. (1979): Giftvirkninger av blågrønnalger - første tilfelle av Microcystis-forgiftning registrert i Norge.
Temarapport 4, Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 42 pp.
- SKULBERG, O.M. (1980): Noen observasjoner av alger med masseforekomst i vegetasjonsperioden 1979.
Norsk institutt for vannforskning årsbok 1979, Oslo, pp. 19-25.
- SKULBERG, O.M., BJØRSETH, A. & UNDERDAL, B. (1981): Toksinproduserende blågrønnalger i norske vannforekomster.
Prosjekt 1982: Toksinproduserende algepopulasjoner, akutte og kroniske giftvirkninger, kjemisk karakterisering.
Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 22. juni 1981.

- SKULBERG, O.M. & UNDERDAL, B. (1982): Observations on toxic strains of Oscillatoria isolated from some Scandinavian lakes. Manuscript - in preparation.
- SONTHEIMER, H. (1979): Design criteria and process schemes for GAC-filters. J.A.W.W.A., 71, 11, pp. 618-622.
- STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE (1980): Oppblomstringer av alger og cyanobakterier. Innvirkning på drikkevann. 149 pp.
- ØSTENSVIK, Ø., SKULBERG, O.M. & SØLI, N.E. (1981): Toxicity studies with blue-green algae from Norwegian inland waters. The Water Environment: Algal Toxins and Health, red. W.W. Carmichael, Plenum Press, New York, pp. 315-324.