

FORSKNINGSRAPPORT  
TILL  
ÅLANDS LANDSKAPSSTYRELSE

Arkiv ex  
Husö  
p 101

HUSÖ



BIOLOGISKA STATION

ÅBO AKADEMI — ÅLANDS  
LANDSKAPSSTYRELSE

N R 63 (1 9 8 8)

*Författare:* Diana Toivola, John Eriksson & Jussi Meriluoto

FÖREKOMSTEN AV TOXISKA BLÅGRÖNALGER I ALÄNSKA INSJÖAR

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord.....	2
1 INLEDNING.....	3
1.1 Toxiska blågrönalger.....	3
1.2 Toxicitet.....	4
1.3 Indelning av toxiner.....	5
1.4 Effekter av toxiner från <u>M. aeruginosa</u> och <u>O. agardhii</u> .....	6
2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET.....	6
2.1 De undersökta sjöarna.....	6
2.2 Tidigare noterad toxicitet av blågrönalger i undersökningsområdet.....	8
3 MATERIAL OCH METODER.....	9
3.1 Provtagning.....	9
3.2 Artbestämning.....	9
3.3 Extrahering av toxiner från vattenprover och håvade prover.....	9
3.4 Detektion med HPLC (High Pressure Liquid Chromatography).....	11
3.5 Mustest.....	11
3.6 Klorofyll a och siktdjup.....	11
4 RESULTAT OCH DISKUSSION.....	12
4.1 Långsjön.....	12
4.2 Markusbölefjärden.....	12
4.3 Dalkarbyträsk.....	13
4.4 Tjudöträsk.....	13
4.5 Borgsjön.....	13
4.6 Lavsböleträsk.....	14
4.7 Lerviksfjärden.....	14
4.8 Östra Kyrksundet.....	14
4.9 Västra Kyrksundet.....	15
4.10 Diagram över klorofyll a- och toxinkoncentrationer samt HPLC-kromatogram.....	22
5 KONKLUSIONER.....	24
6 LITTERATURFÖRTECKNING.....	26

## FÖRORD

I denna rapport utreds förekomsten av toxiska blågrönalger i åländska dricksvattentäkter sommaren 1988. Undersökningen har gjorts i samband med och som ett komplement till två specialarbeten om dessa sjöar: "Baskartering av Åländska insjöar: Fysikalisk-kemiska parametrar i relation till vissa djurarters förekomst" (Magnus Östman) samt "Specialundersökning av Kyrksunden i Sund; Fiskbestånd, planktonsammansättning och vattenkvalitet" (Katri Aarnio, Torolf Östman). Specialundersökningarna skedde inom forskningsprogrammet för Husö biologiska station, sommaren 1988.

Undersökningens mål var att kvalitativt bestämma vilka planktonarter, med tyngdpunkt på blågröna alger, som dominerar i de undersökta dricksvattentäkterna samt kvantitativt med HPLC detektera och bestämma mängden toxin från dessa alger.

Undersökningen har bekostats av Ålands Högskola samt Ålands vatten Ab. Vi tackar Katri Aarnio, Magnus Östman och Torolf Östman samt praktikanterna på Husö biologiska station för provtagningar och klorofyll a-värden.

## 1 INLEDNING

Blågrönalger (cyanobakterier) har varit föremål för ökad uppmärksamhet de senaste åren. Orsaken är en ökad förekomst av alger till följd av en fortgående eutrofiering av våra sjöar. Tex. jordbruken belastar vattendragen med kväve- och fosforrika gödslingsmedel vilka ökar sjöarnas primärproduktion (Skulberg et al. 1984). Värma somrar leder även till att algbloomingarna ökar. Blågrönalger trivs i vatten med neutralt eller basiskt pH samt temperaturer över 15°C. Undantagen är en röd form av arten Oscillatoria agardhii i Lahtis (Keto, 1985) samt en grön form av samma art på Åland (Eriksson & Lindholm, 1986a) vilka har visat sig bilda blomningar även under isen. I en icke belastad sjö är algbloomingarna normalt kortvariga och begränsade till sommarens varmaste dagar. I en överbelastad sjö är blomningarna ofta långvariga och mycket kraftiga (Lindholm & Eriksson, 1988a). Kraftiga blomningar kan påverka dominansförhållanden bland arterna och följaktligen sker det rubbningar i den normala näringskedjan. Förruttnelseprocessen bland algmassorna följs vanligen också av syrebrist i stillastående vatten.

### 1.1 Toxiska blågrönalger

Det har visat sig att många arter av blågrönalger har toxiska stammar. I en landsomfattande kartläggning som gjordes under åren 1985-87 framkom att algbloomingar förekommer allmänt i hela Finland, speciellt i de södra delarna, och att ca 50% av dessa blomningar innehåller giftproducerande arter (Sivonen et al., 1986).

Då algmassor dör flyter de ofta upp till ytan och förs in till stränderna där de lätt hamnar i dricksvattenzonen för husdjur och boskap. Boskapsdöd noterades redan på 1870 talet i Australien (Francis 1878) i samband med toxiska blågrönalger. Sedan dess har förgiftningar rapporterats i flera Europeiska länder. I Finland och hela Skandinavien skedde den första noterade husdjursförgiftningen av toxiska blågrönalger 1928, då ca 40 nötkreatur ansågs förgiftade av Anabaena vid Vesijärvi i Lahtis (Hindersson, 1933). Efter detta har upprepade fall av kreatursdöd, hunddöd samt fisk- och fågeldöd rapporterats från de skandinaviska länderna (Skulberg 1979, Lind et al. 1983, Persson et al. 1984, Lindholm et al. 1985a, Eriksson et al. 1986b).

Sjöar med kraftiga blomningar förlorar värde ur rekreationssynpunkt. Hudutslag och -irritation har noterats hos personer som simmat i vatten där det blommar toxiska alger (Carmichael et al., 1985).

Blågrönalger kan även som icke toxiska förorsaka lukt- och smakproblem i dricksvatten (Porvari et al., 1987). Vid förekomst av blågrönalger bör stor vikt fästas vid tillräckligt god rening av vattnet för dricksvatten. Toxinerna har visat sig finnas främst inne i algcellerna och kan således elimineras relativt lätt vid filtrering av råvatten. Då algerna dör och flyter upp till ytan frigörs algtoxinerna eventuellt till vattnet och p.g.a. att de är småmolekylära kan de lätt penetrera alla reningsfilter och stanna kvar i dricksvattnet. I Australien i Armidale, observerade Falconer et al. 1983 leverskador hos ortsbefolkningen vars dricksvatten antogs vara starkt kontaminerat av toxinet från M. aeruginosa.

## 1.2 Toxicitet

Orsaken och bakgrunden till förekomsten av toxiska och icke toxiska stammar av samma art är ännu oklar. Någon miljöfaktor kan vara en inducerande faktor och man spekulerar i att skillnaderna skulle ligga i genetiska variationer bland stammar.

Toxinproducerande blågrönalger i sötvatten har hittats bland följande arter: Anabaena flos-aquae, Aphanizomenon flos-aquae, Microcystis aeruginosa, Oscillatoria agardhii samt Oscillatoria rubescens, i brackvatten Nodularia spumigena samt i saltvatten Lungbya majuscula, Oscillatoria nigroviridis och Schizothrix calcicola (Sivonen et al. 1986).

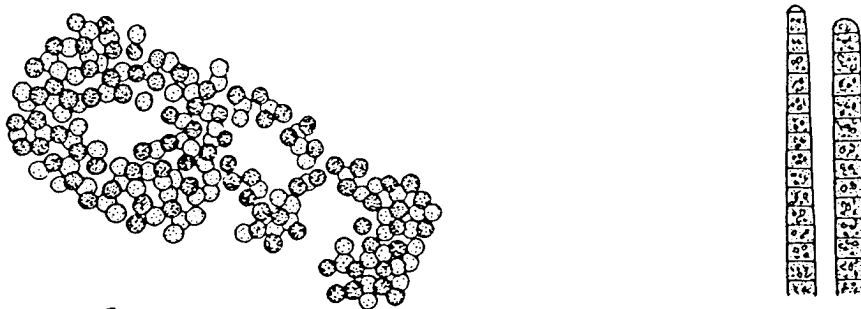


Fig.1 Microcystis aeruginosa t.v. och Oscillatoria agardhii t.h.

### 1.3 Indelning av toxiner

Blågrönalgotoxiner kan indelas i två huvudgrupper, exo- och endotoxiner. Exotoxinerna är kemiskt mycket heterogena och utgörs av cellernas sekundära metabolitprodukter. Endotoxinerna är lipopolysackarider och utgör en integral del av de gram-negativa bakteriernas yttre cellmembran (Sivonen et al. 1986). De exotoxiner som förekommer i söt- och brackvatten indelas i två huvudgrupper; det finns **hepatotoxiska peptider** som främst skadar lever och njurar (ex. O. agardhii och M. aeruginosa), samt **neurotoxiska alkaloider** som påverkar centrala nervsystemet (ex. Anabaena flos-aquae).

Det mest studerade cyanobakterietoxinet kommer från arten Microcystis aeruginosa. Toxinet är en cyklisk peptid och har beskrivits som en cyclo(D-Ala-X-Leu- $\beta$ -metyl)-Asp-Y-Adda-D-Glu-N-metyl-dehydro-Ala). I denna struktur står X och Y för variabla aminosyror och Adda betecknar en ny  $\beta$ -aminosyra med en omättad sidokedja (3-amino-9-metoxi,2,6,8-trimetyl-10-fenyldeca-4,6-diensyra), (Botes, 1984; Fig. 2). Oscillatoriatoxinets kemiska struktur liknar mycket till den hos microcystinets (Eriksson et al., 1987, Meriluoto et al., 1988).

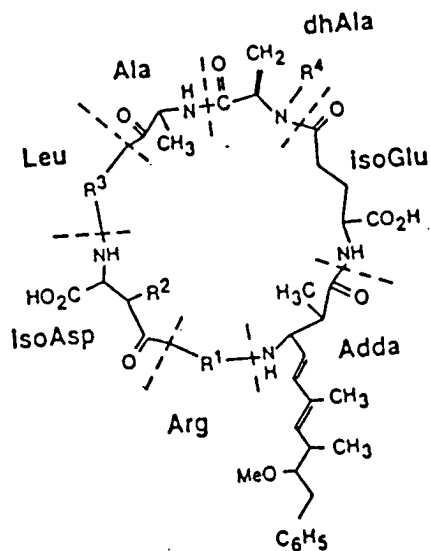


Fig. 2. Den toxiska polypeptiden (microcystin-LR) från M. aeruginosa isolerad från en toxisk blommning i Akersvann i Norge.

Olika stammar av samma art kan producera toxiner med små variationer, t.ex. hos M. aeruginosa har man funnit 8-9 olika toxiner (Gathercole & Theil, 1987).

#### 1.4 Effekter av M. aeruginosa och O. agardhii

I denna utredning används O. agardhii och M. aeruginosa som standarder p.g.a. att de varit de dominerande toxiska algerna i tidigare undersökningar. Båda är starkt hepatotoxiska. Möss som injicerats intraperitonealt (i.p.) med toxisk M. aeruginosa eller O. agardhii dör efter 1-4 timmar. Symptomen är okoordinerade rörelser, bleka extremiteter, öron och svans samt lågt blodtryck och låg kroppstemperatur. Kramper samt tung andning och inre skador leder till död.

Toxinerna från M. aeruginosa och O. agardhii är specifika hepatotoxiner, d.v.s. de inverkar främst på levern. Levern förstöras då blodmängden i levern ökar radikalt. Histologiskt ser man blodansamlingar samt nedbrytning av leverns arkitektur; nekros eller vävnadsdöd. Med hjälp av elektron- och fluorescensmikroskopi har man kommit till att det är aktindelen i levercellernas cytoskelett som förändras av toxinet (Eriksson et al., 1987). Mekanismen bakom denna process är fortfarande oklar. Även smärre effekter på njurar, hjärta och lungor har noterats (Runnegar & Falconer, 1981, Falconer et al., 1981, Östensvik et al., 1981, Berg & Söli, 1985).

LD<sub>50</sub>-värdet är ett mått på toxicitet och är den lägsta dos vid vilken 50% av försöksdjuren dör av toxinet. LD<sub>50</sub>-värdet varierar inom olika toxiska stammar, men är i medeltal för M. aeruginosa 40-60 µg/kg och för O. agardhii 300 µg/kg (i.p. möss).

## 2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

### 2.1 De undersökta sjöarna

Av de nio undersökta sjöarna fungerar sex som råvattentäkter för dricksvatten. Vattentäkterna är **Långsjön**, **Markusbölefjärden** och **Tjudö- Vestanträsk** i Finström, **Dalkarbyträsk** i Jomala, **Lavsböleträsk** i Saltvik samt **Lerviksfjärden** i Hammarland. En av sjöarna, **Borgsjön**, är en presumtiv vattentäkt och **Östra Kyrksundet** i Sund var vattentäkt till 1988 men är nu avstängd. Dessutom undersöktes **Västra Kyrksundet** i Sund. (Undersökningsområdet, se Fig. 3).  
(Basdata om sjöarna, Aarnio & Östman, 1988, Östman, 1988).

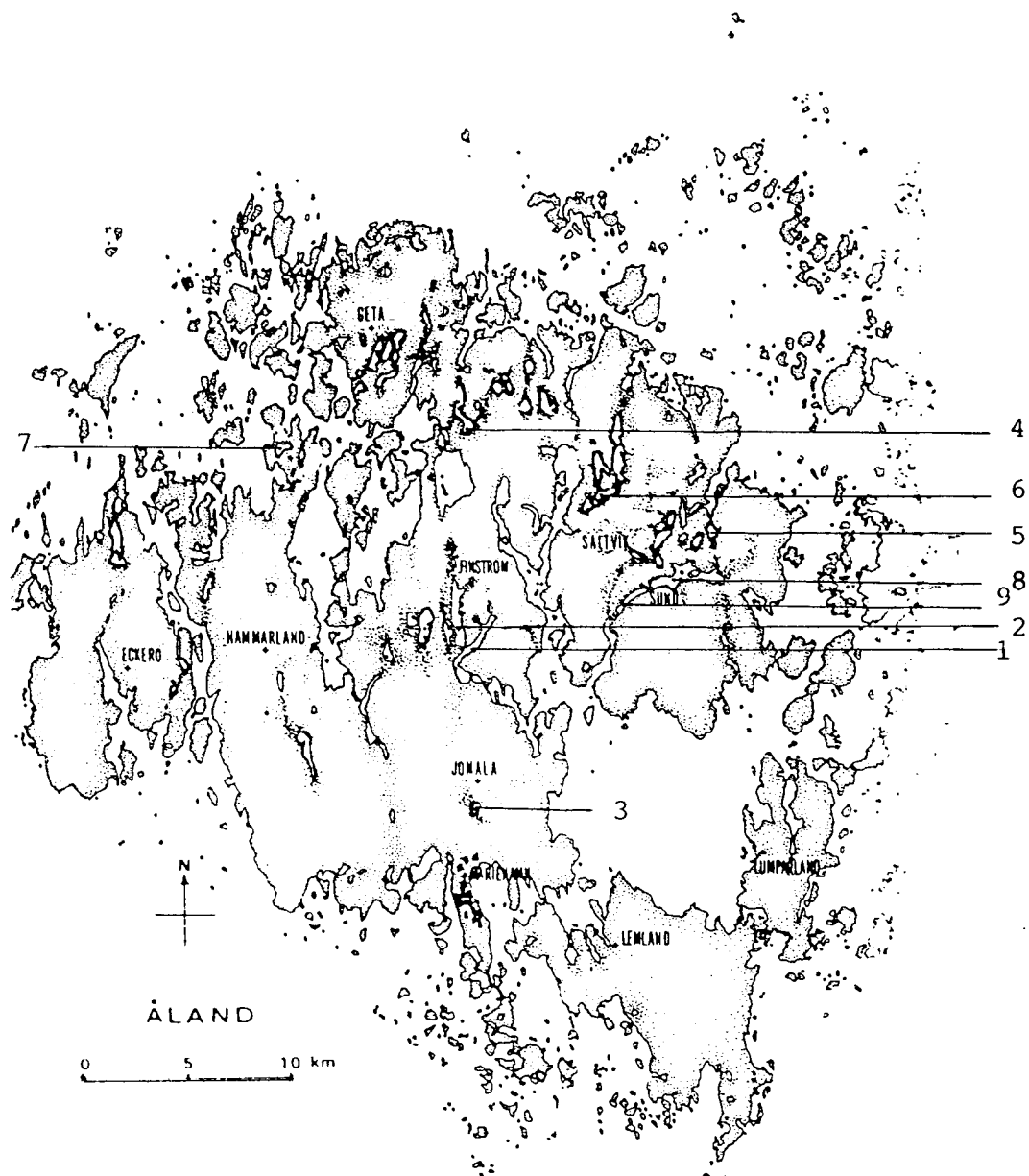


Fig. 3. Undersökningsområdet:

1. Långsjön
2. Markusbölefjärden
3. Dalkarbyträsk
4. Tjudöträsk
5. Borgsjön
6. Lavsböleträsk
7. Lerviksfjärden
8. Östra Kyrksundet
9. Västra Kyrksundet



## 2.2 Tidigare noterad toxicitet av blågrönalger i undersökningsområdet

### Markusböle och Långsjön

Markusböle och Långsjön är sjöar som nyligen isolerats från havet och står i förbindelse med varandra genom en kanal. Dessa två sjöar står tillsammans med Dalkarby träsk för vattenförsörjningen för hela Mariehamn och centrala Åland. Sjöarna har länge haft en hög primärproduktion med höga klorofyllvärden och dåligt siktdjup (Porvari et al., 1987, Lindholm & Eriksson, 1985a, Eriksson, 1985a)

Vintern 1984 hittades under isen en röd stam av O. agardhii som visade sig vara toxisk. Följande sommar dominerade en grön O. agardhii i sjöarna. Fiskdöd har iakttagits i sjöarna upprepade gånger under 1970- och 1980-talet (mört, braxen, ruda och nors). År 1984 förekom fiskdöd i slutet av maj till början av september och då var det mest mört i Långsjön som drabbades. Fiskarna som undersöktes hade dåligt näringstillstånd, blodiga sår på huden, gäldefekter samt pigmentaggregat i lever och njurar. Flera levande fiskar som verkade apatiska noterades också. År 1984 påträffades även döda fåglar; änder, viggas, skäggdoppingar, en storskrake, fisktärnor och gråtrutar. (Lindholm et al., 1985b). År 1985 undersöktes toxicitet i de båda sjöarna med mustest. O. agardhii och M. aeruginosa dominerade och då den senare i båda sjöarna medan den förstnämnda förekom enbart i Långsjön. Mustesten bevisade förekomsten av toxiska alger i Långsjön hela sommaren, medan det observerades enbart i början av september i Markusböle (Eriksson, 1985b).

### Östra Kyrksundet

Östra Kyrksundet fungerade som råvattentäkt till år 1987 då sjön stängdes p.g.a. riklig förekomst av toxisk O. agardhii. Östra Kyrksundet klassificerades redan 1947 av Cedercreutz som en eutrof sjö och efter det har eutrofieringen ökat. Smak- och luktproblem har även förekommit i vatten från Östra Kyrksundet i många år. 1986 förekom neurotoxicitet och 1987 tillfällig neurotoxicitet samt bestående hepatotoxicitet (mustest). Orsaken till neurotoxiciteten är okänd. Anabaena arter förekom i varierande mängder med O. agardhii. O. agardhii anses vara orsaken till den rapporterade hepatotoxiciteten. (Lindholm et al., 1988b).

### 3 MATERIAL OCH METODER

#### 3.1 Provtagning

Prover från de nio undersökta sjöarna togs i samband med vattenkvalitetsprovtagningarna .

Två slag av prover togs:

1. **Vattenprover** från 0, 3, 6 och 9 meter togs för kvantitativ bestämning av toxiska blågrönalger och algtoxiner. I grunda sjöar togs prov från 0, 2, 4 och 6 meter. Vattenproverna togs med en Ruttnerhämtare; 1 liter vatten per meter.

2. **Håvade sammelprever** för bestämning av artsammansättningen i sjöarna håvades med en planktonhåv (maskstorlek 25 µm) som drogs efter båten. De samlade håvproverna ger inga kvantitativa resultat.

Prover för toxinanalys togs under tiden 6 juli till 13 september. Vattenproverna skickades med flyg till Åbo samma kväll som de togs och behandlades i Åbo delvis samma kväll och delvis de följande dagarna. Några provomgångar analyserades till endel på Åland, Husö biologiska station.

#### 3.2 Artbestämning

Vatten- och håvprovernas artsammansättning bestämdes med ett omvänt mikroskop. De dominerande algerna bestämdes med speciell tyngdpunkt på blågrönalger.

#### 3.3 Extrahering av toxiner från vattenprover och håvade prover

- 200 ml av vattenproverna filtrerades med hjälp av vakuumsug genom GF/C Whatman filter på vilka algerna fastnar. (Filtrat; se senare).
- Filtren (1), lufttorkades, frystes ner och frystorkades. Vid frystorkning elimineras vatten från proverna med hjälp av vakuum och kyla (lyofilisering).
- Håvat material (3), frystes ner och frystorkades
- Till filter och håvade prover (ca 5-10 mg torrt algpulver) tillsattes 1000 µl resp. 100 µl/mg vatten.
- Efter en kraftig omblandning söndrades algcellerna med hjälp av

sonikering med ultraljud (Branson B12, badsonikator) 3 min. Ny omblandning och sonikering igen 3 min.

- Proven centrifugerades 15 min., 11 000 rpm och supernatanten togs tillvara. Extrahering av pelleten och filtret skedde en gång till med vatten:metanol:butanol 75:20:5.
- Supernatanterna blandades och extraktet filtrerades genom 0.45  $\mu$ m filter.
- Före HPLC-körningen centrifugerades proven en gång 15 min., 11 000 rpm för att eliminera eventuella partiklar som kunde störa HPLC-kolonnen.

-Filtratet (2), som kom genom GF/C-filtren innehåller toxin som varit löst i vattnet. Detta 200 ml filtrat kördes genom en Bond Elut-kolonn packad med C18 Octadecyl. Ämnen med opolära funktionella grupper kan extraheras ur denna kolonn med metanol. Metanolen kan ej köras genom HPLC-kolonnen varför den indunstades med rotavapor (vakuumevaporering) och återstoden löstes upp i vatten:metanol:butanol, 75:20:5. (Se Fig. 4.) (Meriluoto & Eriksson, 1988).

#### PROVBEHANDLING

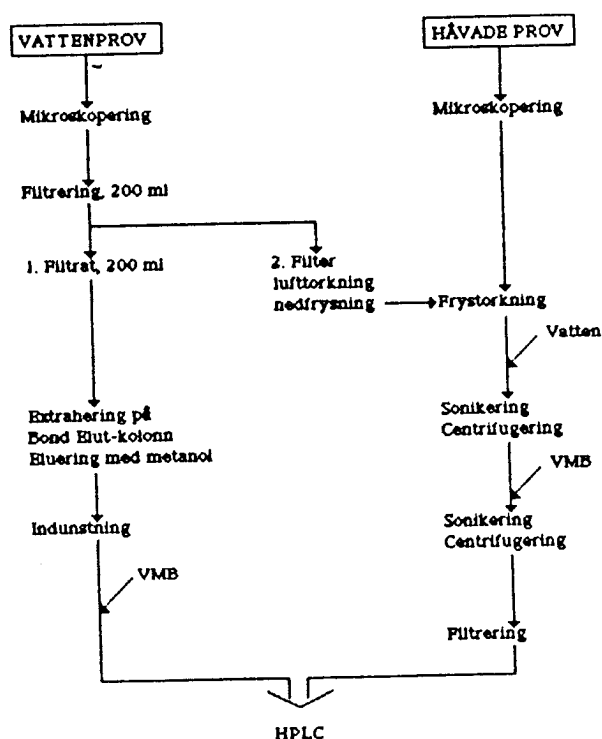


Fig. 4. Behandlingsmönstret av prover

### 3.4 Detektion med HPLC (High Pressure Liquid Chromatography)

Vid HPLC körs prov genom en kolonn med en viss hastighet, jon- och salthalt samt ett visst tryck. Kolonnen innehåller partiklar vilka tillåter en del ämnen passera snabbt genom kolonnen och andra långsammare. Föreningar elueras ut ur kolonnen med olika hastighet beroende på deras polaritet. Med HPLC kan ämnen och föreningar lätt separeras och komponenterna kan analyseras kvalitativt och kvantitativt.

Som elueringsvätska används en blandning av 0,1 M  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  med 12% acetonitril. Kolonnen som används är modell Regis Pinkerton GFF 5  $\mu\text{m}$  ISRP (150 mm x 4,6 mm). Flödeshastigheten som användes var 1 ml/min. som gav ett tryck på ca 90 bar. Detektionen skedde vid 238 nm.

Som standarder användes toxiska blomningar av arterna Oscillatoria agardhii samt Microcystis aeruginosa. O. agardhii-toxinet kom från en toxisk blomning i Östra Kyrksundet 27.8 1987, samt M. aeruginosa från en toxisk blomning i Akersvatn, Vestfold, Norge, 22.10 1984. Dessa toxiner rekogniserades genom att de under våra förhållanden eluerades vid ca 5,9 resp. 3,6 minuter. Eftersom så många olika arter producerar toxiner som är olika och kräver olika analysförhållanden, har vi här endast koncentrerat oss på de toxiner och toxinformer som bl.a. enligt tidigare undersökningar visat sig aktuella i de undersökta sjöarna.

Standarderna förvarades som torkade prover och behandlades på samma sätt som de håvade sammelpreven. Koncentrationen av toxin beräknades utgående från kromatogramtoppens höjd och area. Den använda metoden kan detektera koncentrationer ner till ca 1  $\mu\text{g}$  per liter vatten.

### 3.5 Mustest

Mustest gjordes på en riklig, okänd topp som kunde tänkas vara toxin. Vid mustest blandas torkat algmateriel i vatten och injiceras i.p. i en mus. Musens beteende observeras noggrant de fyra första timmarna, sporadiskt ca ett dygn.

### 3.6 Klorofyll a och siktdjup

I samband med toxinprovtagningarna togs prover för vattenkvalitetsanalyser. I denna rapport jämförs toxinhalterna med siktdjup och klorofyll a-värden. Siktdjupet mättes med en vit skiva och klorofyll a enligt vattenskyddsstyrelsens vetenskapliga kommissions standardförslag INSTA-VHB-3 1983-01 (Östman, 1988, Aarnio & Östman, 1988).

## 4 RESULTAT OCH DISKUSSION

Resultaten finns i tabell- (Tab. 1) och diagramform (Fig. 5) på sidorna 16 till 22. Exempel på HPLC-kromatogram ses i figur 6 (sida 23).

### 4.1 Långsjön

I juli dominerade O. agardhii i Långsjön tillsammans med Anabaena flos-aquae och M. aeruginosa. Oscillatoria visade sig vara toxisk och på 0 och 3 meter detekterades 5 µg toxin/liter vatten. Klorofyll a-halterna var även höga på dessa djup och siktdjupet var endast en meter.

I augusti var planktonfloran mycket varierande och riklig. De höga halterna av klorofyll a återspeglar den stora algproduktionen. Bland de dominerande arterna fanns M. aeruginosa, Melosira och Peridinium. O. agardhii fanns rikligare på 6 meter. I håvprovet noterades små mängder oscillatoriatoxin. I vattenproven fanns svaga spår av samma toxin medan det fanns halter upp till 2 µg/l av microcystin trots att algen inte förekom i stora mängder.

Vid provtagningen i september dominerades algfloran igen av O. agardhii samt av Aphanizomenon flos-aquae. Små spår av oscillatoriatoxin kunde detekteras liksom även av microcystin, dock i mindre grad. Klorofyll a-värdena var mycket lägre i jämförelse med de tidigare provtagningarna.

### 4.2 Markusbölefjärden

I början av juli dominerades Markusbölefjärden av O. agardhii och Melosira. Oscillatoriatoxin fanns på 6 meters djup i en koncentration av 3 µg/l. Klorofyll a-halterna var lägre i jämförelse med Långsjön. Ett maximum på 6 meter av 46,22 µg klorofyll a per l kunde betyda att man kunde ha funnit ett toxinmaximum också där.

Liksom i Långsjön var augusti en produktiv månad med mycket varierande artsammansättning av alger. M. aeruginosa var en av de dominerande blågrönalgerna och den visade sig vara toxisk. Toxin kunde detekteras på alla djup, kring 1 µg/l. Mängden klorofyll a var kring 75 µg/l på alla djup.

I september hade klorofyll a-halten sjunkit ner till under 9 µg klorofyll a per l och siktdjupet var lite större. Litet microcystin kunde detekteras från ytvattnet.

#### 4.3 Dalkarbyträsk

I juli dominerades sjön av Ceratium och Anabaena flos-aquae. Microcystis fanns även i sjön. Klorofyll a-värdena hölls under 9 µg/l och siktdjupet var 3 meter.

Under augustiprovtagningen var siktdjupet 2,8 meter i håvproverna och då samlades stora mängder M. aeruginosa samt Anabaena flos-aquae. Endast små mängder alger förekom i vattenproverna. Microcystisblomningen verkade vara toxisk och microcystin kunde detekteras i hela vattenspegeln till 1 µg/l. Klorofyll a-värdena var låga.

#### 4.4 Tjudöträsk

I juli dominerades håvprovet av zooplankton med inslag av kiselalger och cyanobakterier som M. aeruginosa och Anabaena flos-aquae. Vattnet var mycket rent, med 4 meters siktdjup och låga klorofyll a-halter. Mycket små spår av microcystin kunde detekteras. I håvprovet fanns en kraftig topp av en okänd substans. Material från håvprovet testades på mus och det visade sig vara icke-toxiskt.

I augusti var klorofyll a produktionen litet större än i juli och siktdjupet endast 2,7 meter. Både microcystin och oscillatoriatoxin fanns i håvprovet samt små spår av dem i vattenproven.

#### 4.5 Borgsjön

I juli dominerades Borgsjön av zooplankton i det håvade provet medan vattnet var så gott som tomt på växtplankton. I augusti dominerade Ceratium hela vattenspegeln. Vattnet var mycket klart med siktdjup på 5,8-6,5 meter och klorofyll a-halter i medeltal under 4 µg/l. Förutom ett spår av oscillatoriatoxin i håvprovet i juli, kunde ingen toxicitet noteras. Borgsjöns vatten verkade vara mycket rent.

#### 4.6 Lavsböleträsk

I juli kunde ingen toxicitet detekteras i Lavsböleträsk. Siktdjupet var 2,6 meter och klorofyll a-halterna kring 5-6 µg/l. Håvprovet dominerades av Microcystis, Asterionella, zooplankton, Ceratium och Anabaena flos-aquae. Vattenproverna var fria från alger.

Situationen var likadan i augusti som i juli. Zooplankton dominerade håvproverna tillsammans med Mallomonas och Ceratium medan vattenproven var s.a.s. algfria. Spår av en microcystinliknande topp kunde detekteras på alla undersökta djup samt litet oscillatoriatoxin i håvprovet.

#### 4.7 Lerviksfjärden

Endast en provtagning gjordes i mitten av september på Lerviksfjärden. Siktdjupet var 3 meter och klorofyll a-värdena mycket låga. En liten blomning av Anabaena flos-aquae kunde ses i ytvattnet. Inga spår av toxin kunde detekteras.

Vid ytan var klorofyll a mängden dock lite högre och en hög men okänd topp kunde detekteras där.

#### 4.8 Östra Kyrksundet

I juli dominerades Östra Kyrksundets yta av zooplankton och Melosira, medan på 6-9 meter fanns en mycket kraftig blomning av toxisk O. agardhii. Den högsta toxiciteten noterades på 7 meter; 27 µg/l. Höga klorofyll a-värden korrelerar bra med toxinvärden; 22-34 µg klorofyll a per liter på 5-7 meter. Siktdjupet var litet under 2 meter.

I augusti dominerades håvprovet från Östra Kyrksundet av zooplankton, Anabaena spp. och Synedra. Vattenproverna var rätt tomma på alger och endast någon enda O. agardhii tråd sågs i proven från 6-9 meter. I jämförelse med juliprovtagningen var de spår av oscillatoriatoxin som sågs i vattnet mycket små. Den toxiska oscillatoriabloomningen hade försvunnit. Spår av microcystin sågs också. Klorofyll a-värdena var låga och inga starka maxima kunde urskiljas. Siktdjupet i augusti var 1 meter större än i juli.

Halterna av toxin i juli var rätt höga medan vattnet i augusti redan var mycket renare.

#### 4.9 Västra Kyrksundet

Dominerande arter i juli i ytskiktet var zooplankton och Staurostrum, medan O. agardhii dominerade på 6-9 meter. Oscillatoriatoxin fanns i rätt höga koncentrationer på dessa djup; 9-11 µg/l. Klorofyll a-mängden ökade också markant vid 6-9 meter.

I augusti dominerade O. agardhii på alla undersökta djup och toxin koncentrationerna gick upp till 9 µg/l på 6 meters djup. Klorofyll a-mängden var ca 12 µg/l t.o.m. 8 meter varefter den sjönk.

Västra Kyrksundets O. agardhii stam producerade toxin i sådana mängder att vattnet inte skulle rekommenderas som råvattentäckt för dricksvatten.



## Förkortningar:

## RESULTATTABELL 1.

An(ab).circ.	- Anabaena circinalis	M.a.	- Microcystis aeruginosa
An(ab).flag.	- " flos aquae	Mall(om).	- Mallomonas spp.
An(ab).spir.	- " spiroides	Mel.	- Melosira spp.
An(ab).spp.	- " spp.	O.a.	- Oscillatoria aquardhii
Aph.(flag.)	- Aphanizomenon flos aquae	Ped(iastr.)	- Pedicium spp.
Ast(er).	- Asterionella spp.	Per.	- Peridinium spp.
Cer(atium h).	- Ceratium hirundinella	Staur.	- Staurastrum spp.
Clost.	- Closterium spp.	Syne.	- Synedra spp.
Frag.	- Fragillaria spp.	Tab(el).	- Tabellaria spp.
Com.	- Gomphospaera naegliana	Urogl.	- Uroglena spp.
Gym.	- Gymnodinium spp.	Zoo(pl).	- Zooplankton

## 1.1 LÅNGSJÖN

· ug/g anger toxinkoncentrationerna i håvprov, mikrogram per gram torkat algmaterial  
 · ug/l anger toxin- eller klorofyll a-koncentrationerna i mikrogram per liter vatten.

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox. M.a. tox. ug/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a ug/l
6.7		håv	O.a, M.a, Anab. flag	155 ug/g	1, 0	0	67, 24
6.7	0	GF/C	O.a, M.a, Anab. flag	5		2	68, 40
6.7	3	GF/C	O.a., Anab., Aph. fl. aq.	5		4	16, 99
6.7	6	GF/C	Asterionella, O.a., Aph.	-		6	5, 63
6.7	9	GF/C	O.a.	-		8	4, 31
6.7	0-9 Bond Elut		Inga spår av toxin	-		10	4, 15
10.8		håv	Per, Mel, Aph, M.a, An. circ,	21 ug/g	1, 2	0	93, 37
10.8	0	GF/C	Mel, Syned, Per, O.a,	1		2	102, 13
10.8	3	GF/C	Mel, per, Aph, M.a,	<1		4	92, 36
10.8	6	GF/C	O.a, Aph, An. spir, per,	<1		6	42, 47
10.8	9	GF/C	Mel, Per, Clost,	<1		8	23, 60
10.8	0-9 Bond Elut		Inga spår av toxin	-		10	10, 11
13.9		håv	Aph. M.a, O.a, Per	55 ug/g	1, 5	0	29, 66
13.9	0	GF/C	O.a., Aph.	-		2	25, 62
13.9	3	GF/C	O.a., Aph.	<1		4	21, 57
13.9	6	GF/C	Oa. Aph.	<1		6	22, 52
13.9	9	GF/C	O.a.	<1		8	16, 52
13.9	0-9 Bond Elut		Inga spår av toxin	-		10	6, 74

# 1.2 MARKUSBÖLEFJÄRDEN

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox.M.a. tox. µg/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l
6.7		håv	O.a, Melosira	62 µg/g	1,0	0	22,19
6.7	0	GF/C	O.a, Melosira	-		2	22,87
6.7	3	GF/C	O.a, Melosira, Anab.	-		4	46,22
6.7	6	GF/C	O.a, Melosira	3,0		6	17,75
6.7	9	GF/C	Staur, Pediatr.	-		8	9,94
6.7	O-9	Bond Elut		Inga spår av toxin			
					1,3	0	76,35
10.8		håv	M.a, Aph. flaq, Per, Mel, An,	69 µg/g		2	75,17
10.8	0	GF/C	Aph. flaq, M.a, Mel, An,	-		4	70,79
10.8	3	GF/C	Per, Mel, Pedia, Syn, M.a	-		6	71,80
10.8	6	GF/C	Ped, Aph. flaq, An, Syn, Mel,	-		8	63,88
10.8	9	GF/C	Synedra, Melosira	-			
10.8	O-9	Bond Elut		Inga spår av toxin		0	8,09
					1,5	2	8,09
13.9		håv	M.a, An. sp, Gymph, Aph. flaq,	-		4	6,74
13.9	0	GF/C	An. sp, M.a, Aster,	83 µg/g		6	6,74
13.9	3	GF/C	M.a, An. sp,	<1		8	5,73
13.9	6	GF/C	Aph. flaq,	-			
13.9	9	GF/C	M.a, An. spir, Gymph,	-			
13.9	O-9	Bond Elut		Inga spår av toxin			



## 1.5 BORG SJÖN

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox.M.a. tox. µg/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l
18.7		håv	Zoopl, An. flaq,	25 µg/g	6,5	0	1,77
18.7	0	GF/C	-	-		2	1,01
18.7	3	GF/C	-	-		4	1,18
18.7	6	GF/C	-	-		6	2,19
18.7	9	GF/C	-	-		8	7,92
18.7	0-9 Bond Elut			Inga spår av toxin		10	3,03
17.8		håv	Ceratie, Zoopl, Anab. spp,	-	5,8	0	2,02
17.8	0	GF/C	Ceratie	-		2	2,69
17.8	3	GF/C	Ceratie	-		4	2,70
17.8	6	GF/C	Ceratie	-		6	2,02
17.8	9	GF/C	Ceratie	-		8	2,70
17.8	0-9 Bond Elut			Inga spår av toxin		10	3,88

## 1.6 LAVSBÖLETRÄSK

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox.M.a. tox. µg/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l
18.7		håv	M.a, Aster, Zoopl, An. flaq, Cer,	-	2,6	0	6,07
18.7	0	GF/C	-	-		2	6,40
18.7	2	GF/C	-	-		4	5,39
18.7	4	GF/C	-	-		5.5	4,21
18.7	6	GF/C	-	-			
18.7	0-6 Bond Elut			Inga spår av toxin	2,3	0	5,73
17.8		håv	Zoopl, Mallom, Cerat	29 µg/g		2	6,07
17.8	0	GF/C	-	<1		4	2,70
17.8	2	GF/C	-	<1		6	6,74
17.8	4	GF/C	-	<1			
17.8	6	GF/C	-	<1			
17.8	0-6 Bond Elut			Inga spår av toxin			

# 1.7 LERVIKSFJÄRDEN

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox.M.a. tox. µg/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l
13.9		håv	An.flag, Urogl, Zoopl,	-	3,0	0	11,80
13.9	0	GF/C	An.flag,	-		2	4,38
13.9	2	GF/C	-	-		4	4,04
13.9	4	GF/C	-	-		6	3,71
13.9	6	GF/C	-	-			
13.9	O-6 Bond Elut			Inga spår av toxin	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l

# 1.8 ÖSTRA KYRKSUNDET

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox.M.a. tox. µg/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l
6.7		håv	Zoopl,Aph.flag,Melosira	-	1,95	0	3,67
6.7	0	GF/C	Zooplankton	-		1	3,64
6.7	3	GF/C	-	-		2	6,03
6.7	6	GF/C	O.agardhii	17		3	6,23
6.7	7	GF/C	O.agardhii	27		4	8,12
6.7	9	GF/C	O.agardhii	8		5	23,80
6.7	O-9 Bond Elut			ej analys		6	34,35
						7	22,25
						8	12,91
						9	10,68
						10	3,88
						11	2,73
16.8		håv	Zoopl,An.fflag,Syne,An.cir,	88 µg/g	2,3	0	12,17
16.8	0	GF/C	An.cir,Syne,	<1		1	12,24
16.8	3	GF/C	Mallomonas	<1		2	12,96
16.8	6	GF/C	Syne,O.a, -	<1		3	12,51
16.8	9	GF/C	O.a, -	<1		4	12,57
16.8	O-9 Bond Elut			Inga spår av toxin		5	12,40
						6	11,63
						7	9,78
						8	7,11
						9	4,55
						10	3,81
						11	3,10
						12	3,03
						15	2,19

# 1.9 VÄSTRA KYRKSUNDET

DATUM	DJUP m	METOD	DOMINERANDE ARTER	O.a. tox. M.a.tox. µg/l	SIKT- DJUP (m)	DJUP m	Klorofyll a µg/l
7.7		håv	Zoopl. Staurastrum	91 µg/g	2,8	0	13,45
7.7	0	GF/C	Staurastrum	-		1	13,08
7.7	3	GF/C	Staur, Melosira	-		2	12,88
7.7	6	GF/C	O.agardhii, Mel,	11		3	14,12
7.7	9	GF/C	O.agardhii, Mel	9		4	15,23
7.7	O-9 Bond Elut		Inga spår av toxin			5	19,25
						6	29,97
						7	33,58
16.8		håv	O.a, Tabel, Fragil, Mall, An,	930 µg/g 38 µg/g		8	26,66
16.8	0	GF/C	O.agardhii	8		9	22,04
16.8	3	GF/C	O.agardhii, Ceratium	8		16	12,13
16.8	6	GF/C	O.agardhii	9			
16.8	9	GF/C	O.agardhii	2			
16.8	O-9 Bond Elut		Inga spår av toxin		2,2	0	11,80
						1	12,54
						2	12,44
						3	12,27
						4	12,81
						5	12,71
						6	12,71
						7	14,39
						8	8,22
						9	5,60
						10	4,04
						11	3,10
						12	2,56
						13	2,12
						14	1,79
						16	1,82

4.10 Diagram över klorofyll a- och toxinkoncentrationer samt exempel på HPLC-kromatogram

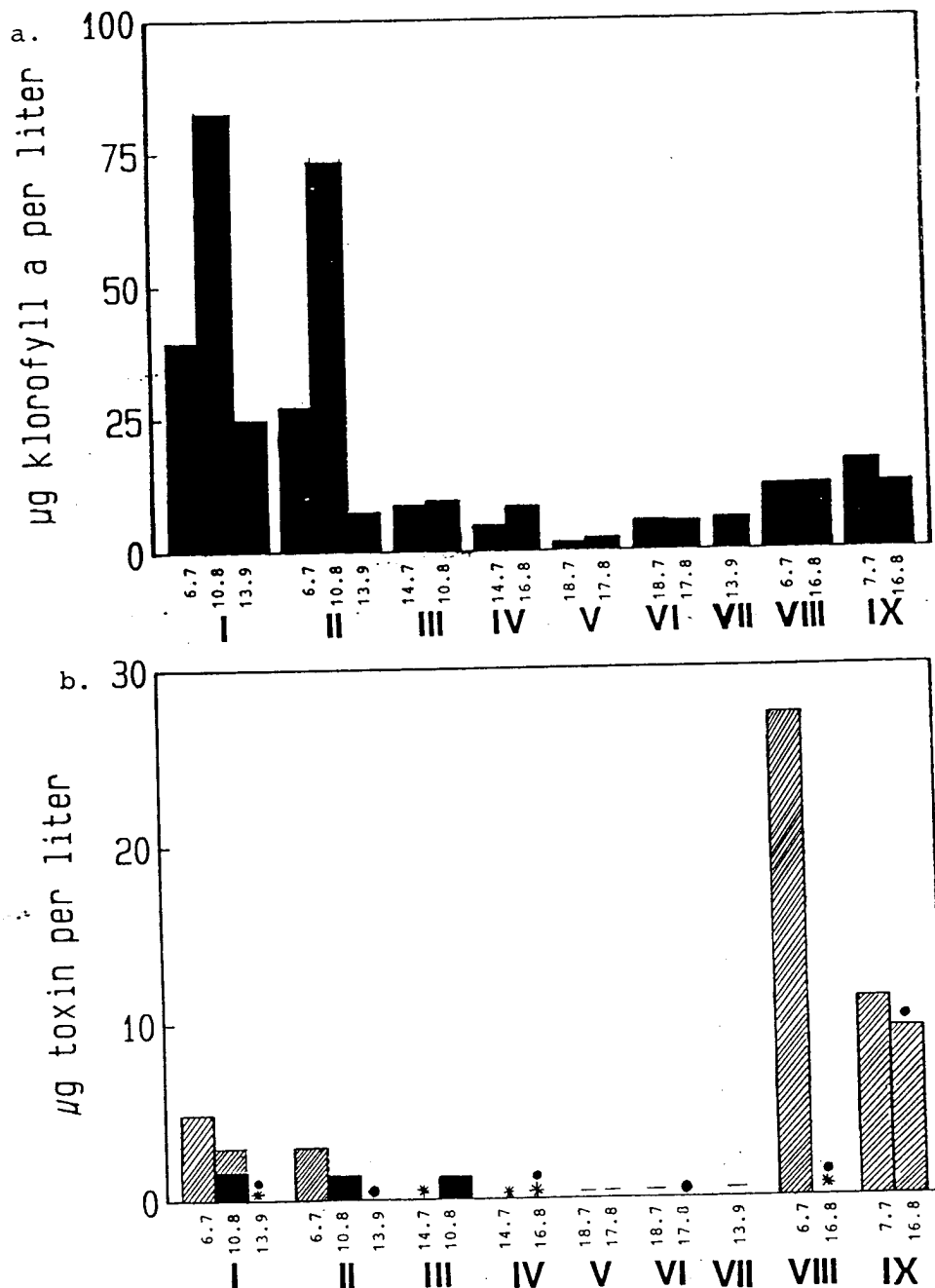


Fig. 5a och b. Fig 5a visar klorofyll a värden ( $\bar{x}$  0-6 meter, (III: 0-4 meter)) och fig. 5b toxinvärden (det högsta per provtagningsgång) för de olika sjöarna vid de olika provtagningsstillfällena. Figurförklaringar: I Långsjön, II Markusbölefjärden, III Dalkarbyträsk, IV Tjudöträsk, V Borgsjön, VI Lavsböleträsk, VII Lerviksfjärden, VIII Östra Kyrksundet och IX Västra Kyrksundet. Fig 5a. = O.a. toxin, = M.a. toxin, \* = spår av O.a. toxin, • = spår av M.a. toxin och - = inget detekterat toxin.

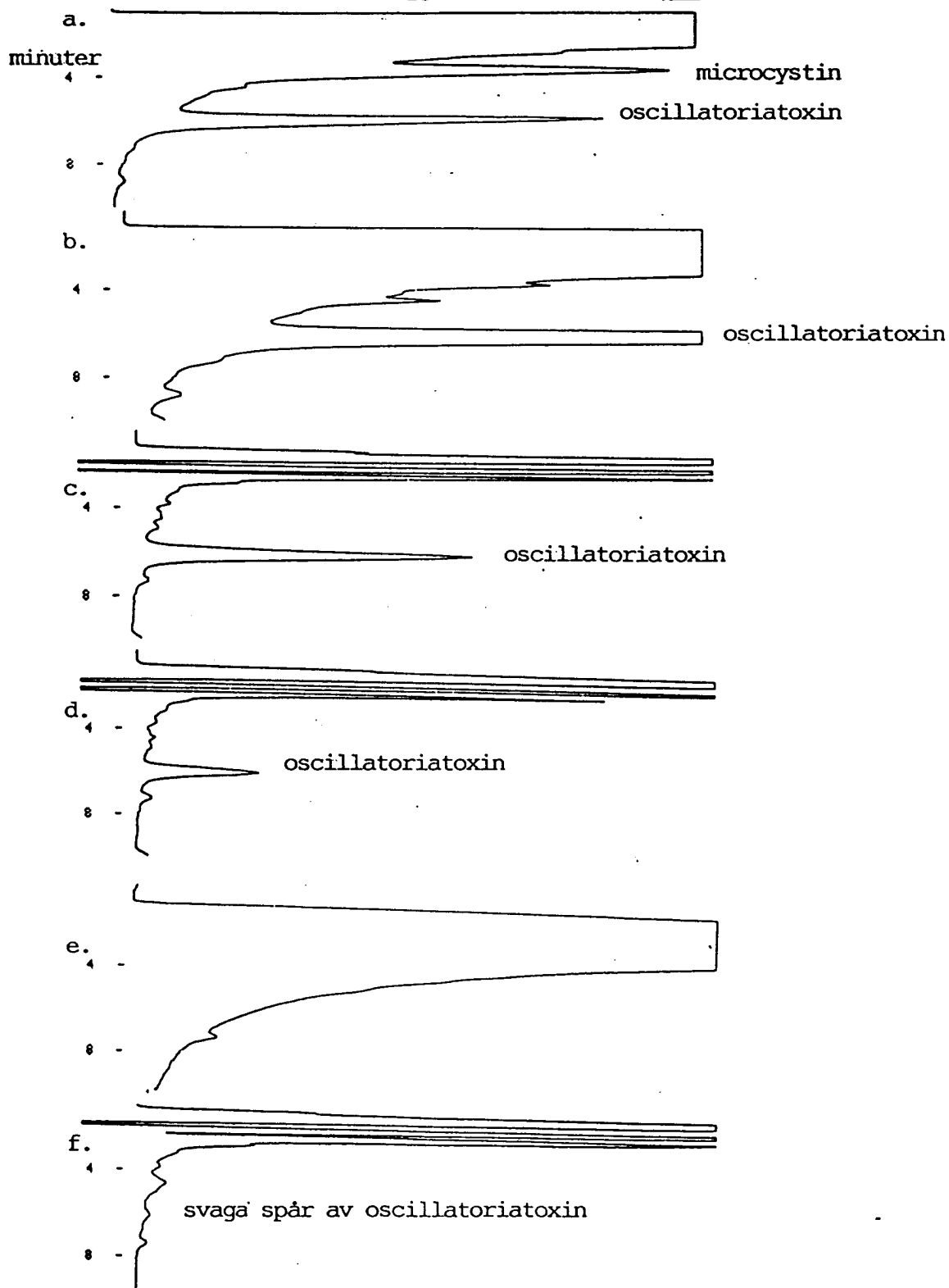


Fig 6. HPLC-kromatogram:

- a. standarderna microcystin och oscillatoriatoxin som här elueras ut vid 3,8 resp. 5,9 minuter.
- b. Håvat prov från Västra Kyrksundet 16. 8.88, kraftig förekomst av oscillatoriatoxin.
- c och d. Vattenprover (GF/C) från V. Kyrksundet 16.8. 6 resp. 9 meter. Kraftiga oscillatoriatoxintoppar med ett maximum på 6 meter.
- e. Bondelut extract från V. Kyrksundet 16.8 på 6 meter. Ingen toxintopp ses i provet.
- f. Vattenprov från Östra Kyrksundet 7.8.88. Endast ett mycket svagt spår av oscillatoriatoxin kan detekteras.



## 5 KONKLUSIONER

Trots den anmärkningsvärt varma sommaren var algproduktionen i flertalet av de undersökta sjöarna relativt låg. Endast i Markusbölefjärden och Långsjön uppnåddes klorofyll a-halter som är karakteristiska för starkt eutrofa eller hypertrofa sjöar. Trots att vi, utgående från våra provtagningar, i de flesta sjöar kunde finna spår av algtoxiner är det endast i vissa sjöar de är av praktisk betydelse.

Östra och Västra Kyrksundet var kontaminerade av oscillatoriatoxin och torde inte vara lämpliga som råvatten för dricksvatten. Ifall O. agardhii har försvunnit för en längre tid från Östra Kyrksundet och varför, återstår att undersökas.

Dalkarbyträsk, Markusbölefjärden och Långsjön har toxiska stammar av M. aeruginosa samt O. agardhii. Koncentrationerna i dessa sjöar är dock så höga att det behövs effektiv rening (bl.a. aktiva kolfilter) för eliminering av de toxinproducerande algerna. Anmärkningsvärt är att Långsjön och Markusbölefjärden trots de synnerligen höga klorofyll a-koncentrationerna hade relativt låga toxinhalter. Detta torde bero på att sjöarna inte uppvisade monokulturer av någon enskild, toxisk art utan algsamhällen bestående av många olika arter. Tjudöträsk innehöll mycket små mängder toxin vilket inte kan anses alarmerande. Borgsjön, Lavsböleträsk och Lerviksfjärden verkar mycket rena och klara gällande förekomst av toxinproducerande, hepatotoxiska blågrönalger (Jämför resultat tabellen, sidorna 16-21).

Undersökningen visade att toxinhalter av oscillatoriatoxin verkar korrelera mycket bra med klorofyll a-halter, och är även jämförbara i µg/l (Östra och Västra Kyrksundet samt Långsjön, se Fig. 5 a och b).

Effekter av långtidspåverkan av låga koncentrationer av dessa alggifter är ännu okänd. Därför är det svårt att sätta upp gränser för "farliga" koncentrationer. Vattnet från dessa sjöar används även orenat som dricksvatten för boskap och bevattning av nyttoväxter. Koncentrering av toxiner dessa vägar och medföljande risker är ännu outforskade.

Då en sjö är kontaminerad av toxiska blågrönalger är det skäl att först undersöka på vilka djup algerna förekommer. Toxinproduktionen är ofta begränsade till vissa djup och då kunde eventuellt toxinfria zoner av vattnet användas som dricksvatten.

De effektiva lösningarna på problemet med eutrofiering och förekomst av toxinproducerande algstammar är att minska på sjöarnas belastning, ha en effektiv rening på dricksvattnet samt i sista fall undvika täkter med höga toxinhalter.

## 6 LITTERATURFÖRTECKNING

- AARNIO, K och ÖSTMAN, T. 1988. Specialundersökning av Kyrksunden i Sund. Forskningsrapport till Ålands landskapsstyrelse, i tryck.
- BERG, K. och N.E. SÖLI, 1985. Effects of Oscillatoria agardhii toxins on blood pressure and isolated organ preparations. Acta. Vet. Scand. 26: 374-384.
- BOTES, D.P., 1984. The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium Microcystis aeruginosa. J. Chem. Soc. Perkin trans. 1, 2311-2318.
- CARMICHAEL, W.W., JONES, C.L.A., MAHMOOD, N.A. och THEISS, W.C. 1985. Algal toxins and water-based diseases. CRC - Critical reviews in environmental control 15:275-313.
- CEDERCREUTZ, C. 1947. Die Gefäßpflanzenvegetation der Seen auf Åland. Act. Bot. Fennica 38:1-77.
- ERIKSSON, J. E. och LINDHOLM, T. 1985a. Belastningen från Markusbölefjärden och Långsjöns viktigaste tillflöden. Forskningsrapport till Ålands landskapsstyrelse. Ny serie nr. 48, 9 sidor.
- ERIKSSON, J. E. 1985b. Förekomst av toxinproducerande alger i sjöarna Markusbölefjärden och Långsjön - Preliminär rapport till Ålands landskapsstyrelse, 3 sidor.
- ERIKSSON, J. E. och LINDHOLM, T. 1986a. Isolerade havsvikar som vattentäkter. Slutrapport till Finlands Akademi. Januari 1986.
- ERIKSSON, J. E., MERILUOTO, J. och LINDHOLM, T. 1986b. Can cyanobacterial peptide toxins accumulate in aquatic food chains? Proc IV ISME (International Symposium on Microbial Ecology) eds. F Megusar och M. Gantar. sid. 655-658.
- ERIKSSON, J.E., MERILUOTO, J.A.O., KUJARI, H.P. och SKULBERG, O.M. 1987. A comparison of toxins isolated from the cyanobacteria Oscillatoria agardhii and Microcystis aeruginosa. Comp. Biochem. Physiol., 89C:207-210.

**FALCONER, I.R., JACKSON, A.R.B., LANGLEY, J. och RUNNEGAR, M.T.** 1981. Liver pathology in mice poisoning by the blugreen alga Microcystis aeruginosa. Aust. J. Biol. Sci. 34:179-187.

**FALCONER, I.R., BERESFORD, A.M. och RUNNEGAR, M.T.C.,** 1983. Evidence of liver damage by toxins from a bloom of the blue green alga, Microcystis aeruginosa. Med. J. Austr. 1:511-514.

**FRANCIS, G.** 1878. Poisonous Australian Lake. Nature 18, May 2:11-12.

**GATHERCOLE, P.S. och THEIL, P.G.** 1987. Liquid chromatographic determination of the cyanoginosins, toxins produced by the cyanobacterium Microcystis aeruginosa. J. Chrom. 408:435-440.

**HINDERSSON, R.** 1933. Förgiftning av nötkreatur genom sötvattensplankton. Finsk. Vet. Tidskr. 39:179-189.

**KETO, J.** 1985. Myrkylliset ja punaiset sinilevät Lahden Vesijärvessä. Ympäristö ja Terveys. 1:37-40.

**LIND, M.G., EDLER, L., FERNÖ, S., LUNDBERG, R. och NILSSON, P-O.** 1983. Risken för algförgiftning har ökat. Hundar avled efter bad i södra Östersjön. Läkartidningen 80:28-29.

**LINDHOLM, T. och ERIKSSON, J.** 1985a. Giftiga alger även i Finland. Skärgård 1/1985:35-38.

**LINDHOLM, T. och ERIKSSON, J.** 1985b. Problemalger och fiskdöd i Åländska vattentäcker. Ympäristö ja terveys 1/1985:41-44.

**LINDHOLM, T. och ERIKSSON, J.** 1988a. Ongelmalliset myrkylliset sinilevät. Tiedepolitiikka 4(87)-1(88):31-32.

**LINDHOLM, T., ERIKSSON, J. E. och MERILUOTO, J. A. O.** 1988b. Toxic cyanobacteria and water quality problems: Examples from a eutrophic lake on Åland, SW Finland. Wat. Res., i tryck.

**MERILUOTO, J. A. O. och ERIKSSON, J. E.** 1988. Rapid analysis of peptide toxins in cyanobacteria. J. Chrom. 438: 93-99.

**MERILUOTO, J. A. O., SANDSTRÖM, A., ERIKSSON, J.E., REMAUD, G., GRAY GRAIG, A. och CHATTOPADHYAYA, J.** 1988. Structure and toxicity of a peptide hepatotoxin from the cyanobacterium Oscillatoria agardhii. Manuskript.

**PERSSON, P. E., SIVONEN, K., KETO, J., KONONEN, K., NIEMI, M. och VILJAMAA, H.** 1984. Potentially toxic blue-green algae in Finnish natural waters. *Aqua Fennica*. 14:147.

**PORVARI, P., VEIJANEN, A. och ERIKSSON, J.** 1987. Vattenkvaliteten i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Dalkarbyträsk sommaren 1986. Forskningsrapport till Ålands landskapsstyrelse. Ny serie nr. 54, 21 sidor.

**RUNNEGAR, M.T. and FALCONER, I.R.** 1981. Isolation, characterization and pathology of the toxin from the bluegreen alga Microcystis aeruginosa. *The Water Environment - Algal toxins and health*, W.W. Carmichael ed., Plenum press, New York and London 1981.

**SIVONEN, K., HIMBERG, K. och NIEMELÄ, S.** 1986. Syanobakteeritoksiinit. *Kemia-Kemi* 4:396-400.

**SKULBERG, O. M.** 1979. Giftvirkninger av blågrönalger - forste tillfelle av Microcystis-forgiftning registrert i Norge. Tamarapport 4. 42 sidor. (Norskt institutt for vannforskning, Oslo).

**SKULBERG, O. M., CODD, G.A. och CARMICHAEL, W.W.** 1984. Toxic blue green algal blooms in Europe - a growing problem. *Ambio* 13:244-247.

**ÖSTENSVIK, O., SKULBERG, O.M. och SÖLI, N. E.** 1981. Toxicity studies with blue green algae from Norwegian inland waters. *The water environment - Algal toxins and health*. W.W. Charnichael ed., Plenum press, New York and London 1981.

**ÖSTMAN, M.** 1988. Baskartering av Åländska insjöar: Fysikalisk-kemiska parametrar i relation till vissa djurarters förekomst. Forskningsrapport till Ålands landskapsstyrelse, i tryck.

Forts.

- 32 1983 ERIKSSON, J. & LEPPÄKOSKI, E.: Bottenfaunan på Al-stationer i den åländska skärgården. - 17 s.
- 33 1983 LEPPÄKOSKI, E. & BLOMQVIST, E.: Redogörelse för verksamheten år 1982. - 16 s.
- 34 1983 BONSDORFF, E. & KARLSSON, O.: Grumlingseffekten i samband med småskaliga muddringar i skärgården. - 5 s.
- 35 1983 WEPPLING, K.: Undersökning av Bocknäs vattentäkter sommaren 1983. - 17 s.
- 36 1983 RÖNNBERG, O.: Blåstångens utbredning i den åländska skärgården 1981-82. - 8 s.
- 37 1983 RUOKOLAHTI, C.: Undersökning av tre åländska reningsverk och recipienter sommaren 1983. - 34 s.
- 38 1984 KARLSSON, O.: Odling av sikyngel i belysta nätkassar. - 19 s.
- 39 1984 LEPPÄKOSKI, E. & NYSTRÖM, R.: Verksamhetsberättelse för år 1983. - 13 s.
- 40 1984 MATTILA, J. & RÖNN, C.: Undersökning av tre åländska reningsverk och deras recipienter sommaren 1984: Degerby, Stenbro och Kastelholm. - 26 s.
- 41 1984 RUOKOLAHTI, C.: En kassodlings inverkan på påväxten i en havsvik (Eckerö) 1984. - 21 s.
- 42 1984 RÄISÄNEN, R.: Undersökning av Tjudö Storträsk och Uppsjön på Kökar samt deras tillrinningsområden sommaren 1984. - 28 s.
- 43 1985 SUOMALAINEN, S.: Inventering av Kungsöfjärden och Katthavet i Jomala i samband med uttag av bevattningstvatten 1984. - 38 s.
- 44 1985 LEPPÄKOSKI, E. & NYSTRÖM, R.: Verksamhetsberättelse för år 1984. - 12 s.
- 45 1985 ADJERS, K.: Övervakningen av tre åländska kassodlingar 1980-1985. - 34 s.
- 46 1985 RÖNN, C.: Undersökning av Toböle- och Mora träsk med tillrinningsområde, samt Hamnsunds träsk sommaren 1985. - 19 s.
- 47 1985 RUOKOLAHTI, C.: Kassodlingars inverkan på Cladophora glomerata (grönslick) i två åländska havsvikar (Järsö, Eckerö) 1985. - 14 s.
- 48 1985 ERIKSSON, J. & LINDHOLM, T.: Belastningen från Markusbölefjärdens och Långsjöns viktigaste tillflöden. - 12 s.
- 49 1986 SUOMALAINEN, S.: Effekter av vasskörd på vattentäkter. Undersökningar i Markusbölefjärden. - 27 s.
- 50 1986 RUOKOLAHTI, C.: Undersökning av vattnen kring Brännholmens fisk, Andersö. - 18 s.
- 51 1986 LEPPÄKOSKI, E., LINDHOLM, T. & ÖSTERMAN, C-S.: Verksamhetsberättelse för år 1985. - 12 s.
- 52 1986 RUOKOLAHTI, C.: Förekomsten av blåstång invid några fiskodlingar i Föglö. - 12 s.
- 53 1986 ADJERS, K.: Undersökning av Vargsundet 1986. - 18 s.
- 54 1987 PORVARI, P., VEIJANEN, A. & ERIKSSON, J.: Vattenkvaliteten i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Dalkarby träsk sommaren 1986. - 21 s.
- 55 1987 ÖSTMAN, M.: Undersökning av Godby reningsverk och markbädden i Sund sommaren 1987. - 21 s.
- 56 1987 RÖNNBERG, O., LEPPÄKOSKI, E. & ÖSTERMAN, C-S.: Verksamhetsberättelse för år 1986. - 7 s.
- 57 1987 ADJERS, K.: Miljöpåverkan från fiskodling i brackvatten på Åland. - 24 s.
- 58 1987 GRANLID, M.: Vattenkvaliteten i utloppsdiket från Ålands fiskodling. - 25 s.
- 59 1987 HENRIKSSON, S-H.: Undersökning av Tjudö Svartträsk och dess tillrinningsområde. - 30 s.

Forts. på pärmens baksida

Forts. från pärmens insida

- 60 1988 RÄISÄNEN, R.: Undersökning av Bruksviken 1986. - 20 s.
- 61 1988 SANDBERG, E.: Undersökning av hydrografi och bottenfauna  
vid Ålands Forell 1988. - 15 s.
- 62 1988 ÖSTMAN, M.: Vattenkvalitet och bottenfauna i åländska  
vattentäkter. - 40 s.