

7. DISKUSSION

7.1. Rapportförfattarens diskussion av resultaten

Finjasjön undersöktes 1987-91 kontinuerligt med avseende på algtoxicitet. Dessa år uppvisade dock olika mönster när det gäller utpträdande av giftalger.

Ljus- och toxicitetsmätningar i Finjasjön visade att algerna var toxiska enbart i det översta skikt av vattenmassan där fotosyntetiskt ljus var mätbart. Vid båda mät-tillfällena utsläcktes ljuset, på grund av den höga algmängden, 2-2,5 meter från ytan. På större djup än så var algerna ej toxiska. Några ytterligare studier som visar att algerna varit toxiska vid ett djup där fotosyntetiskt ljus ej varit mätbart har inte, på grund av brist på mätutrustning, utförts i Finjasjön.

Något samband mellan toxicitet å ena sidan och fosfatfosfor, ammoniumkväve, nitratkväve, totaljärn, totalfosfor, totalkväve eller pH å andra sidan upptäcktes inte som skulle kunna förklara ytalgeras variation beträffande toxicitet. Ej heller kunde något samband påvisas mellan höga vattentemperaturer och toxicitet. Vid 31% av de toxiska tillfällena i Finjasjön uppmättes ytvattentemperaturer lägre än 15°C och med 6,2°C som lägsta toxiska temperatur.

Det påvisades inget samband mellan algmängd och toxicitet i Finjasjön under algblomningsperioderna. Det genomsnittliga klorofyll a värdet (ett indirekt mått på algmängden) vid de toxiska tillfällena var ungefär detsamma, eller något lägre, än det genomsnittliga klorofyll a värdet för de icke-toxiska tillfällena.

Japanska forskare kom fram till liknande slutsatser när de i laboratorium undersökte hur förändringar i ljusintensitet, näring och temperatur påverkade toxiciteten hos *Microcystis aeruginosa*, Watanabe & Oishi, 1985. De fann att ljusintensiteten hade avsevärt större betydelse för toxiciteten än näring och temperatur. De visade att toxinproduktionen avtog drastiskt vid mycket låga ljusintensiteter. Deras slutsats var att ljusintensiteten är den viktigaste faktorn för toxinproduktionen trots att hög toxinproduktion kan ske vid relativt låga ljusintensiteter.

Om Finjasjöns vattenintag varit placerat i någon av sjöns djuphålor med maxdjup 12 meter hade troligtvis toxiska alger kunnat undvikas i det intagna råvattnet. (Under förutsättning att sambanden mellan ljusstillgång och toxicitet genom ytterligare mätningar visas vara allmängiltiga för sjön). Finjasjöns höga algmängd medför att sikt-djupet sällan överstiger 50 cm under algblomningsperioden vilket kan innebära att den utsläckning av ljuset som algerna orsakar också begränsar toxinproduktionen i djupled. Men eftersom vattenintaget ligger ytligt i sjöns avflöde innebär det att det inte bara är vattnet med den högsta algmängden utan även de mest toxiska algerna som tas in i Galgbackens vattenverk. Som tidigare nämnts stoppas dock vattenintaget från Finjasjön då algmängden börjar orsaka driftsproblem genom igensättning av filterna i vattenverket. Men som varit fallet 1987, 1988, 1989 och 1992 har algerna startat sin toxinproduktion innan detta har inträffat. Mätningar av klorofyll a i djupled i djuphålorna (ej redovisade i denna rapport) som gjordes veckovis i Finjasjön 1989 indikerar att algmängden i allmänhet var lägre på 7-10 meters djup jämfört med vid ytan. Ur denna synpunkt borde även igensättningen av filterna minskas i vattenverket ifall vattenintaget varit annorlunda placerat.

Algblomningen i Vombsjön kännetecknades under 1991 av en så gott som oavbruten toxisk period från mitten av juli till början av november. Någon kontinuerlig provtagning i syfte att mäta algtoxicitet har inte tidigare förekommit i Vombsjön. Det enda algprov som tidigare hade tagits i sjön, juli 1986, visade dock på en betydligt högre toxicitet än något av de algprov som testades under 1991.

Vi har inte kunnat finna någon parameter som förklarar variationen i algtoxicitet, varken under en och samma säsong eller mellan olika år. Så gott som samtliga algprov har bestått av en blandning av olika arter och vi har inte renodlat de olika arterna i syfte att undersöka eventuell toxinproduktion.

Profiler i Vombsjön över algmängden i djupled indikerade att algförekomsten var tämligen jämnt fördelad i vattenmassan och i genomsnitt uppmättes mellan ytan och vattenintaget på tre meters djup i princip samma algmängd på alla nivåer. Vid fyra tillfällen koncentrerades alger från tre meters djup och toxicitetstest på möss visade att dessa alger var lika toxiska som ytalger. Dessvärre fanns ingen ljusmätare tillgänglig då algerna från intagsnivån insamlades. Beträffande undersökningen 23/7 kan man dock anta att det fanns fotosyntetiskt ljus närvarande på tre meters djup. Från och med veckan efter 23/7 och sex veckor framåt visade samtliga ljusmätningar på ljusstillgång vid den nivån. Däremot kan man inte lika säkert spekulera om ljusstillgången vid mätningarna i oktober.

Mätningar av klorofyll a, ett indirekt mått på algmängden, visade att den största delen av algerna i råvattnet passerade genom mikrosilarna under alblomningsperioden. I genomsnitt passerade 2/3 av mikroalgerna genom 55 μm silen vid vattenintaget till Galgbackens vattenverk. I Vombverket gick 75% av algerna genom 45 μm filtret i silstationen.

Olika planktonfilters effektivitet för att samla upp växtplankton undersöktes av Leonardson, 1983, som studerade hur effektivt växtplankton koncentrerades genom 10 mikrometers respektive 45 mikrometers planktonhåvar. Leonardson fann att man inte ens fick en 100% koncentration med 10 μm håven utan i 24 fall av 30 slank 20-60% av växtplanktonen igenom håven. Försöken med 45 μm håven visade att den som bäst samlade upp 42% av växtplanktonen, vilket endast skedde vid ett tillfälle. Vid fyra av provtagningstillfällena passerade mellan 86 och 97% av algerna igenom 45 μm håven. Mot bakgrund av Leonardsons studier var den höga andel som passerade genom mikrosilarna på de två vattenverken föga förvånande.

Trots att 75% av algerna i råvattnet slank igenom 45 μm silen på Vombverket under den intensivaste alblomningsperioden var det dock mer än 75% av algerna som transporterades vidare till infiltrationsdammarna. Silstationen hade inte kapacitet att filtrera hela mängden intaget råvatten och cirka hälften av råvattnet gick direkt till infiltrationsdammarna. Under augusti, september och oktober var den höga algmängden i infiltrationsdammarna visuellt märkbar då gröna mattor av alger bildades i kanterna.

Då det var praktiskt svårt att ta representativa vattenprov i infiltrationsdammarna gjordes detta inte. Därför finns det inte några klorofyll a mätningar från infiltrationsdammarna som kan ge information om eventuell alg tillväxt. Vattenkemivärden från Vombsjöns ytvatten indikerade dock att det fanns en tillräcklig mängd av fosfor och kväve i råvattnet som vid tillgång på ljus och värme kan ge ökad tillväxt av den jämförelsevis höga algmängd som transporterades till infiltrationsdammarna.

Även i råvattnet från Finjasjön fanns tillräckligt med fosfor och kväve för att de blågrönalger som slank igenom mikrosilen och snabbfiltret (37% jämfört med algmängderna i råvattnet) skulle kunna växa till i infiltrationsdammarna. Vid två tillfällen påvisades toxicitet i alger som insamlats i dammarna.

En norsk laboratoriestudie, Berg et al, 1987, visade att toxiska blågrönalger tömmer sitt gifthinnehåll då cellerna åldras och bryts ner. Trots påvisad toxicitet samt microcystin-innehåll i algerna har inte något vattenlöst algtoxin kunnat detekteras i filtrerat sjövattnet, varken från Finjasjön eller Vombsjön.

I filtrerade vattenprov från Finjasjön och Vombsjön som har undersökts med HPLC och masspektrometri har microcystin inte kunnat detekteras trots att algerna vid samma tidpunkt innehållit microcystin. Orr et al, 1992, undersökte vattnets innehåll av *ej cellbundet* microcystin i samband med en kraftig blomning av *Microcystis sp.* i Lake Centenary, Griffith, Australien. Trots att algcellerna var toxiska kunde inget vattenlöst microcystin detekteras med HPLC analys.

Endast ett av samtliga filtrerade vattenprov som analyserades innehöll microcystin, nämligen vatten från Vombverket, tagit precis efter passage genom 45 µm silen den 20 augusti. Detta prov hade en microcystinhalt på 1,07 µg/l. Trots att provtagning skedde veckovis på sju olika platser var det på grund av ekonomiska skäl samt tids-skäl inte möjligt att göra HPLC-prepareringar på samtliga vattenprov. Av den anledningen har, från 20/8, endast HPLC-preparering gjorts på vattnet efter silstationen. Det finns filtrerat vatten sparat från både Vombsjön och vattenintaget 20/8 så det är möjligt att i ett senare skede även undersöka dessa vattenprov med avseende på microcystin. Innan detta är gjort finns det två möjliga förklaringar till halterna av löst microcystin i vattenprovet från 20/8. Antingen har det skett en nedbrytning av celler som just vid det tillfället har resulterat i en detekterbar microcystinmängd i sjövattnet. Eller har den påverkan som algcellerna utsätts för vid vattenintaget i form av ökat tryck och mekanisk påverkan vid mikrosilen orsakat skada på cellerna så att alggiftet kommit ut i vattnet.

Toxiciteten har som tidigare nämnts varierat starkt i både Vombsjön och Finjasjön. De minsta volymerna *ofiltrerat vatten innehållande en musdödande giftmängd* uppmättes i Finjasjön, augusti och september 1991 och i Vombsjön, september och slutet av oktober samma år. Trots att Vombverket tar in råvatten från ett djup på 3-4 meter har vattnet på den nivån varit minst lika toxiskt som ytvattnet.

Vombsjö-vattnets toxicitet ökade drastiskt 20/8 vilket sammanföll med en omfattande fågeldöd vid Vombsjöns stränder. En skarv som drunknade i ett fisknät vid den tidpunkten obducerades och visades ha allvarliga leverskador. Detta är det enda provtagningstillfälle då microcystin påvisats i filtrerat råvatten från Vombsjön.

Två bakteriestammar som bryter ner microcystin har isolerats, Jones, 1992. Dessa bakterier var dock inte kapabla till microcystinnedbrytning förrän efter en lagfas på 1-3 veckor. Detta skulle kunna vara en förklaring till att vattenlöst microcystin påträffades 20/8 men inte vid något senare tillfälle. Beträffande totalmängderna microcystin som uppmättes i Vombsjö- och Finjasjöalgerna 1991 innehöll dessa jämförelsevis låga koncentrationer av microcystin (Christine Edwards, pers. medd). Halterna pendlade mellan 4,7 och 47 µg/gram torrsvikt i Vombsjön och mellan 88,9 och 121,2 i Finjasjön. Ett algprov taget i Vombsjön året därpå, 10 juni 1992 hade ett microcystin-innehåll på 254,5 µg/gram torrsvikt medan algprov insamlat från Finjasjön två dagar senare innehöll 152 µg/gram torrsvikt. En fältundersökning i Hartbeespoort Dam, Sydafrika, studerade algernas innehåll av microcystin under 2,5 år. Sammanlagda koncentrationen av fyra olika microcystiner varierade mellan 5 och 415 µg/gram torrsvikt. Det algprov från Vombsjön 1986 som toxicitetstestades vid SVA visade på en toxicitet som var högre än något annat hittills insamlat algprov från Finjasjön och Vombsjön.

Det faktum att vattenlöst microcystin endast påvisades vid ett av provtagningstillfällena är ett dåligt utgångsläge för att studera nedbrytning av microcystin i långsamfilter i drift. Eftersom provtagning skedde en gång i veckan samt att det inte varit möjligt att preparera och analysera samtliga 160 uttagna vattenprov i ett första skede vet vi i dag inte hur länge detekterbara (≥ 250 ng/l) microcystinmängder fanns i det mikrosilade råvattnet i augusti. Exakta infiltrationstiden för Vombverkets sand- och grusfilter är inte känt och uppgifter på mellan 1 och 3 månader förekommer i litteraturen. Antag att det under till exempel fyra dagar i augusti fanns detekterbara microcystinmängder i råvattnet. Om inte provtagning sker på renvattnet då just det vattnet när borrorna har man inte tagit prov på "rätt" vatten. Mot denna bakgrund kan vi konstatera att det inte detekterades något microcystin i de renvattenprov (21 stycken) som analyserats. Att microcystinkontaminerat råvattnet härstammande från 20 augusti finns med i det analyserade renvattnet kan dock ej garanteras.

7.2. Christine Edwards och Geoff Codds diskussion

Microcystiner förekom i 7 av 8 undersökta algprov från Finjasjön och Vombsjön under 1991 och 1992. Stora variationer i toxinets kvantitativa förekomst samt i antalet microcystinvarianter (2-7 former) upptäcktes. Microcystinkoncentrationen i algerna varierade från 4.7 till 274 μg toxin per gram frystorkade algceller. Dessa värden är låga till medium jämfört med laboratoriekulturer av toxiska *Microcystis* och förefaller vara dödliga vid mustester vid medium till höga doser vid intraperitoneal injektion (500 mg frystorkade algceller per kilo kroppsvikt). Men med rapporter om att microcystiner är potenta tumör-promotorer måste förekomsten av låga till medelhöga koncentrationer i vatten, avsett att användas av människor, betraktas med allvar (Falconer & Buddey, 1989; Yoshizawa *et al.*, 1990).

Microcystiner detekterades inte i vattenprov från Finjasjön, 1989. Men andra ämnen med liknande, dock ej identiska, UV absorptions spektra förekom och det vore värdefullt att identifiera dessa ämnen i framtida studier.

Frånvaron av detekterbara microcystiner i vatten från Vombsjön och Vombverket i 35 av 36 vattenprov är uppmuntrande. Dock är förekomsten av microcystin-LR i ett vattenprov 20 augusti 1991, taget efter mikrosilen, en anledning till oro. Identifieringen av detta toxin bekräftades av flera fysisk-kemiska metoder och toxinnivån i vattnet var relativt hög (827 \pm 65 ng per l).

Det är nu accepterat internationellt att blågrönalgtoxin, inklusive microcystiner är en hälsofara för människor. Primärt på grund av toxinets förmåga att främja uppkomsten av tumörer är det sannolikt att den risk som de utgör för hälsan hittills har underskattats. Mot bakgrund av dessa upptäckter är resultaten från denna studie användbar information för utformande av en framtida policy för Finjasjön och Vombsjön.

1. Förekomsten av microcystiner i algerna i båda sjöarna indikerar att ett effektivt monitorsystem för toxiska blågrönalger och speciellt för microcystiner är nödvändigt.

2. Förekomsten av microcystin-LR i vatten från Vombverket, tagit efter mikrosilen 20 augusti 1991, kräver att vattenreningsprocessens effektivitet borde bli utvärderad med avseende på dess förmåga att ta bort microcystiner.

3. Om vattenverkets reningsprocess inte är effektiv på att ta bort microcystiner borde verket modifieras så att det visas vara effektivt i det fall att kraftig, toxisk algblomning skulle inträffa.

4. Åtgärds punkt 1-3 ovan är föreslagna under förutsättning att vattenkvaliteten i sjöarna inte kommer att förbättras avsevärt under de närmsta åren, det vill säga vilket sannolikt medför att toxiska blågrönalgbloomningar uppkommer årligen också i fortsättningen. Med denna sannolikhet är de upptäckter som presenteras här en bekräftelse på att sjörestaurering är nödvändig för att reducera tillväxten av toxiska blågrönalger i dessa sjöar.

8. AVSLUTANDE SYNPUNKTER

8.1. Toxiska blågrönalger och vattenrening

Detta projekt syftade till att få en uppfattning om ifall blågrönalger i dricksvattentäkter kan utgöra en hälsofara. Trots att det bedrivs forskning om blågrönalger och dess toxiner är det ett begränsat antal studier i vattenverk som har utförts. Förutom VA-Forsk studien vid Vombverket och Galgbackens vattenverk har vi endast kunna finna publicerat material om två andra undersökningar där vattenverk har studerats med avseende på algtoxiner och blågrönalgförekomst. Kirsti Lahti vid Vatten- och Miljöstyrelsen i Finland har dessutom delgivit oss information om en tredje, opublicerad undersökning från Dragsfjärds vattenverk i södra Finland.

Undersökningen vid Vestfold interkommunale vannverk, Norge, vars råvatten innehöll toxiska *Microcystis aeruginosa* detekterade vattenlöst algtoxin efter direktfiltrering. Microcystinhalter på upp till 1,3 µg/l uppmättes i renvattnet som dock inte distribuerades till dricksvattenkonsumenterna (Ohren, 1986).

Toxiska *Oscillatoria agardhii* upptäcktes i en dricksvattentäkt i Dragsfjärd, södra Finland, hösten 1989. Vattnet renades med snabbfilter och klorering. Då den toxiska algbloomingen i råvattnet upptäcktes blev det förbjudet att konsumera dricksvattnet. Microcystinhalter på upp till 0,5 µg/l detekterades i dricksvattnet i vilket även hela *Oscillatoria*-celler förekom (Kirsti Lahti, pers. medd.).

En undersökning i fyra finska vattenverk 1991 visade att både små blågrönalgceller och trådformiga *Oscillatoria agardhii* passerade genom såväl konventionella vattenreningsprocesser som aktivt kolfiler (Lepistö et al., 1992).

Denna VA-Forsk-undersökning som utfördes vid vattenverk med konstgjord grundvattenbildning har påvisat förekomst av toxiska alger efter snabbfiltrering samt vattenlösta alggifter efter passage genom en 45 µm sil. Några algtoxiner har dock inte påvisats efter infiltrationen.

Varje vattenverk är unikt. Men baserat på nämnda undersökningar samt utförd litteraturstudie kan man dra följande slutsatser beträffande olika vattenreningsmetoders effektivitet för eliminering av algtoxiner och blågrönalger:

- * Vid förekomst av toxiska blågrönalger i råvattnet riskerar vattenverk med snabbfiltrering att ha toxiska blågrönalgceller i vattnet efter detta steg.
- * Klorering av råvatten innehållande toxiska blågrönalgceller orsakar lysering av cellerna så att toxinet kommer ut i vattnet utan att algtoxinet elimineras.
- * Konstgjord grundvattenbildning har visats vara en effektiv reningsmetod av råvatten kontaminerat med levertoxiska blågrönalgceller. Huruvida vattenlösta algtoxiner även elimineras under infiltrationen har ännu ej kunnat undersökas på ett tillfredsställande sätt.
- * Trots att aktivt kol i vissa mängder visats absorbera algtoxin i laboratoriestudier har vi inte lyckats finna någon studie där detta har undersökts vid ett vattenverk i drift. Däremot har det visats att blågrönalgceller kan finnas i dricksvatten som har behandlats i vattenverk med konventionell rening + aktivt kolfiltrering.
- * Vattenlösta algtoxiner elimineras ej vid flockning enligt resultat från såväl studier i laboratorium, pilotskala samt vid ett vattenverk i drift (Vestfold, Norge).

- * Ozonbehandling har visats vara effektivt vid eliminering av vattenlösta alggifter vid studier i laboratorie- och pilotskala.
- * Då levergifter, nervgifter och lipopolysackarid endotoxin från blågrönalger är termotabila elimineras dessa ej vid kokning av vatten.

Men varje sjö är också unik. Eftersom Finjasjöns mest toxiska alger visats befinna sig nära ytan, i ljussonen, verkar det förnuftigt att förlägga vattenintaget på stort djup i stället för i avflödet. Detta är dock ej en säker åtgärd för samtliga blågrönalgsjöar. I slutet av 1980-talet togs en åländsk vattentäkt, Östra Kyrksundet, ur bruk sedan det konstaterats att den drabbats av långvariga, toxiska blomningar av *Oscillatoria agardhii*. Det upptäcktes att toxin från denna alg förekom i de översta tio metrarna av vattenmassan. Toxinhalten var av samma storleksordning som klorofyll a halten. Toxinet och blågrönalgerna försvann inte efter höstcirkulationen och förekom till och med under isen i mars 1988. Den högsta toxinkoncentrationen ($37 \mu\text{g/l}$) och de högsta klorofyll a värdena ($35 \mu\text{g/l}$) uppmättes på sex meters djup i augusti 1987. Detta djup sammanföll med nivån för dricksvattenintaget. Eftersom råvattnet visats vara toxiskt beslutade hälsovårdsmyndigheterna att överge Östra Kyrksundet som dricksvattentäkt. (Lindholm et al., 1989).

8.2. Vilka finns i riskzonen?

I Syd- och Mellansverige är övergödda sjöar allmänt förekommande, framför allt i tätbebyggda och uppodlade områden. De största fosforkällorna är kommunala reningsverk, jordbruk och avlopp i glesbebyggelse (Miljöpropositionen 1990/91:90).

Ett stort antal sjöar och vattendrag (Fig. 1.12) i Sverige överskrider det gränsvärde för fosforkoncentration som anges i Naturvårdsverkets rapporter och som "*under inga omständigheter*" bör överskridas om man vill undvika massutveckling av blågrönalger.

Enligt VAV:s statistik får 75% av Sveriges befolkning dricksvatten som ursprungligen kommer från ytvattentäkter och sedan renas med konventionella reningsmetoder (snabbfiltrering och flockning), aktivt kolfiltrering eller med konstgjord grundvattenbildning.

Vilka av Sveriges övergödda sjöar som används som dricksvattentäkter har detta projekt ej undersökt.

8.3. Vad kan dricksvattenkonsumenter drabbas av?

Kraftiga algblomningar i råvattentäkter i USA har orsakat förhöjda halter av lipopolysackarid endotoxin i dricksvattnet. (Liksom gramnegativa bakterier kan blågrönalger producera lipopolysackarid endotoxin.) Förekomsten av lipopolysackarid endotoxin misstänks ha orsakat utbrott av magtarmkatarr och feberattacker. Vid dessa utredningar försökte man i första hand hitta andra förklaringar till symptomen än blågrönalgbloomning i dricksvattentäkten.

Svenska läkare är i allmänhet tämligen oinformerade om blågrönalgens toxiska och sjukdomsalstrande egenskaper. Av den anledningen kan det vara svårt för en patient som drabbats av diffusa feberattacker efter varmbad eller av diarréer på grund av dricksvattenkonsumtion att få en diagnos. Därför är det i dag inte möjligt att uppskatta i vilken utsträckning blågrönalger har orsakat sjukdomsutbrott bland dricksvattenkonsumenter eller bland de som använder vatten till att bada varmbad i. Självfallet behöver dessa symptom inte bero på förekomst av algtoxiner eller algceller i dricksvattnet även om man inte kan finna någon vanlig sjukdomsorsak till de nämnda symptomen. Blågrönalger bör dock begrundas som en möjlig orsak vid utbrott av magtarmkatarr, klåda och badvattenfeber ifall dricksvattnet kommer från en vattentäkt med blågrönalgbloomning.

dricksvatten skulle de kunna orsaka leverskador. Microcystinerna har dessutom nyligen upptäckts vara tumör-promotorer. I vilka doser och under hur lång tid microcystin skulle kunna påverka levern eller främja uppkomsten av tumörer hos dricksvattenkonsumenter är inte känt eftersom dylika experiment inte har utförts på människor.

8.4. Blågrönalgblooming - orsak okänd?

Blågrönalgbloomingar kan uppstå plötsligt i sjöar och vattendrag. I november 1991 förklarades stora delar av Australiens viktigaste flodsystem, floden Darling med bifloder, som katastrofområde sedan toxiska *Anabaena circinalis* spridit sig i vattendraget. Boskap dog och människor i flodsamhällena drabbades av magtarmkatarrer och hudirritationer.

I augusti-september 1992 drabbades Shetlandsöarnas dricksvattentäkt av en toxisk blågrönalgblooming. I slutet av oktober 1992 uppstod, över en natt, en mycket kraftig blomning av *Aphanizomenon yezoensis* i Luhrsjön, en av de finaste badsjöarna i Hässleholms kommun.



Figur 8.1. Luhrsjön är en omtyckt badsjö i Hässleholms kommun. 18 oktober 1992 upptäcktes dock en kraftig blomning av *Aphanizomenon yezoensis* i sjön. Foto: Kim Johansen.

Det är inte känt att denna sjö någonsin tidigare drabbats av algbloomingar. Orsaken till denna plötsligt uppkomna blomning på senhösten är ännu okänd.

När vi började tömma pottan i brunnen, det vill säga leda ut avloppsvatten i våra dricksvattentäkter, fick vi också så småningom problem med blågrönalgbloomingar. Men orsaken till att blågrönalgbloomingar egentligen sker är ännu ej utrett även om det finns ett samband mellan näringstillförsel och blågrönalgblooming.

Ett antal hypoteser om blågrönalgdominans har diskuterats av Shapiro, 1990, som avslutar sitt resonemang med följande:

I fall där vi lyckats reducera näringstillförseln eller reducerat algbiomassan genom betning av zooplankton har blågrönalgernas dominans i allmänhet minskat. Men VARFÖR? Om vi visste varför med någon grad av säkerhet kanske vi kunde finna andra sätt att uppnå samma mål.

8.5. Sjörestaurering - ett avancerat företag!

Shapiro syftade på att vissa sjöar har blivit av med blågrönalgbloomningar då den externa tillförseln av näring har minskat. Men så har inte skett när det gäller samtliga sjöar som avlastats från dåligt renat avloppsvatten. Är orsaken att dessa sjöar inte har avlastats i tillräcklig grad? Eller beror det på en annan faktor, till exempel förekomsten av fosforrika bottensediment?

8.5.1 Sjörestaurering genom muddring?

1987 startade Hässleholms kommun ett omfattande sediment-muddringsprojekt i syfte att restaurera Finjasjön. Syftet med detta projekt var, enligt de konsulter som anlätades, att minska den interna fosforbelastningen från sedimenten så att algbloomningen i sin tur skulle minska. Efter att ha muddrat en fjärdedel av sedimentytan avbröts sedimentpumpningen 1992. Då var det uppenbart att även de muddrade ytorna läckte fosfor. Kommunen hade nämligen blivit rådd att bara pumpa bort det översta sedimentlagret. Under detta fanns flera meter äldre sediment som uppenbarligen också hade fosforläckande egenskaper. Att ta bort hela sedimentmassan ansågs ej ekonomiskt möjligt. Det misslyckade restaureringsprojektet kostade Hässleholms kommun 40-50 miljoner kronor.

8.5.2. Reduktion av algbiomassa genom utfiskning?

Shapiro nämnde också att algbiomassa kan reduceras genom betning av zooplankton.

I slutet av oktober 1992 startade ett nytt försök att restaurera Finjasjön. Förutom att ytterligare minska den externa fosfortillförseln har ett utfiskningsprojekt dragits igång. Två trålare skall under några års tid tråla upp den största delen av mört- och braxenbeståndet i sjön.

Idéerna bakom utfiskningsprojektet bygger på att fisken i förlängningen påverkar algsamhället. En grumlig, blågrönalgbloomande sjö som Finjasjön har ett fiskesamhälle som till cirka 99% består av mört och braxen. Till skillnad från rovfiskar som abborre och gädda lever mörten på zooplankton samt sedimenterade blågrönalger medan braxen äter zooplankton och sedimentlevande maskar och larver. Dessa fiskars födobeteende anses skapa ett zooplanktonsamhälle med småvuxna arter som *inte* är några effektiva betare av växtplankton. Genom deras direkta och indirekta konsumtion av fosforrikt bottensediment orsakar de dessutom en tillförsel av näringsämnen till vattnet.

Tanken bakom fas II av Finjasjöns restaurering bygger på en dubbel strategi. Mängden tillförd fosfor skall reduceras till en bakgrunds nivå och det skall skapas ett bestånd av effektiva växtplanktonätande zooplankton. Flera, vitt skilda, existerande teorier som försöker förklara varför blågrönalgdominans uppstår utgår nämligen från en situation där det finns en för stor mängd växtplankton från början. Denna förhöjda mängd växtplankton skulle i sin tur så småningom resultera i en blågrönalgdominans. Men beträffande *hur* denna övergång sker finns det flera olika hypoteser.

1994 bör det vara möjligt att se om utfiskningen resulterat i ett förändrat mikroalgsamhälle i Finjasjön. Om restaureringen lyckas bör denna restaureringsmetod, som är mycket billig jämfört med muddring, vara intressant för liknande, övergödda sjöar under förutsättning att de avlastats från fosfor.

Det finns fler svenska sjöar än Finjasjön och Vombsjön som är övergödda och har haft toxiska blågrönalgbloomningar samtidigt som de använts som dricksvattentäkter. Men förklaringen till att blågrönalgbloomningar uppstår råder det, som framgått, ingen enighet om bland sötvattensforskarna. Bland dessa finns i dag inte heller någon enighet

Heléne Annadotter: Algtoxiner i dricksvatten.

om hur övergödda sjöar skall restaureras. Att restaurera en blågrönalgblomande dricksvattentäkt är följaktligen inte helt enkelt.

Den *Aphanizomenon*-blomning som upptäcktes i nordskånska Luhrsjön i oktober i år visades ej vara toxisk vid mustest. Vid vissa tillfällen kan annars denna alg producera nervgiftet saxitoxin. Import av något milligram saxitoxin för forskningssyfte kräver i dag speciellt tillstånd från krigsmaterielinspektionen. Något gränsvärde för detta nervgift, som också klassats som kemiskt stridsmedel, finns dock inte för dricksvatten. Inte heller för andra blågrönalggift eller för hela blågrönalgceller existerar det några gränsvärden. Det är således tillåtet att distribuera dricksvatten kontaminerat med algceller- och alggift. Då det inte ställs några myndighetskrav på vattenverken i detta avseende måste varje dricksvattenproducent som tar sitt råvatten från en övergödd sjö själv ta ett aktivt ansvar i den här frågan.

8.5.3. Slutord

Den schweiziske algologen Dr. Hans Preisig besökte Finjasjön och Vombsjön i samband med ett internationellt blågrönalgsymposium, XIIth International Symposium on Cyanophyte Research, som hölls i Sjöarp, Blekinge i augusti 1992. Orsaken till hans deltagande var bland annat att han under de senaste åren uppmärksammat mystisk boskapsdöd i de schweiziska alperna som har samband med att boskap druckit vatten ur små gölar vilka visades vara infekterade med blågröna alger. Till synes helt friska kor dog av svåra leverskador på några timmar.

Vid hemkomsten till Schweiz möttes Hans Preisig av en nedslående nyhet. En herde fann morgonen 9 augusti 1992 fyra av sina kor döda vid stranden av alpsjön Tambosee. Det finns inga bevis för att blågrönalger orsakade dessa kors död. Det togs inga vattenprov vid det tillfället. Det är dock klart att korna dog av svåra leverskador. De klimatiska förhållandena, en lång torr och varm period, omedelbart före boskapsdöden låter oss ana att toxiska blågrönalger varit involverade (Hans Preisig, pers. medd.).

Australien 1991. Shetlandsöarna, Luhrsjön och Tambosee 1992. Är detta enstaka företeelser som vi kan nonchalera? Toppen på ett isberg? Varningssignaler?

Trots att blågrönalger kan vara giftiga är okunskap, handlingsförlamning och skyggglappar ännu farligare. Om vi skall öka våra kunskaper om blågrönalgernas invasion i våra dricksvattentäkter och badsjöar samt deras påverkan på vår hälsa behövs ett stort informationsutbyte på bred front, från dricksvattenkonsument och badare till de som bär det yttersta ansvaret för våra ytvatten.

Det är min förhoppning att denna skrift inte skall skapa oro och rädsla utan framför allt vara en rådgivare för alla som i olika sammanhang kommer i kontakt med blågrönalgbloomingar.

9. REFERENSER

- Adelman, W. J. Jr., Fohlmeister, J. F., Sasner, J.J. Jr. and Ikawa, M.** 1982. Sodium channels blocked by aphantoxin obtained from the blue-green algae *Aphanizomenon flos-aquae*. *Toxicon* **20**: 513-516.
- Aiken, B.** 1986. The lions and elephants of the Chobe, Botswana's untamed wilderness. Cape Town, p. 60.
- Alam, M., Ikawa, M., Sasner, J. J., Jr., Sawyer, P. J.** 1973. Purification of *Aphanizomenon flos-aquae* toxin and its chemical and physiological properties. *Toxicon* **11**: 65-72.
- Alam, M., Shimizu, Y. Ikawa, M. and Sasner, J. J.** 1978. Reinvestigation of the toxins from the blue-green alga, *Aphanizomenon flos-aquae*, by a high performance chromatographic method. *J. Environ. Sci. Health* **13**: 493-499.
- Amman, M. J.** 1984. Instability and variable toxicity of HBP-TX, a toxin in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* **22**: 107-114.
- Atterholm, I., Ganrot-Norlin, K., Ringertz, O.** 1978. Feberattacker efter badkarsbad. *Läkartidningen*. **75**: 549-551.
- Berg, K., Skulberg, O. M., Skulberg, R.** 1987. Effects of decaying toxic blue-green algae on water quality - a laboratory study. *Arch. Hydrobiol.* **108** (4): 549-563.
- Bourke, A. T. C., Hawes, R. B., Neilson, A., Stallman, N. D.** 1986. Palm Island mystery disease. *Med. J. Aust.* **145**: 486.
- Brock, T. D., Smith, D. W., Madigan, M. T.** 1984. *Biology of microorganisms*, pp 493. Prentice-Hall International editions, New Jersey.
- Byth, S.** 1980. Palm Island mystery disease. *Med. J. Aust.* **2**: 40-42.
- Carmichael, W. W.** 1988. Toxins of freshwater algae. In: A. T. Tu. (Ed). *Handbook of Natural Toxins*. Vol. 3. Marine Toxins and Venoms. pp. 121-147. Marcel Dekker, New York.
- Carmichael, W. W.** 1989. Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) toxins. In: C. L. Ownby and G. V. Odell (Eds). *Natural Toxins: Characterization, Pharmacology and Therapeutics*. pp. 3-16. Pergamon Press, Oxford.
- Carmichael, W. W., Jones, C. L. A., Mahmood, N. A., and Theiss, W. C.** 1985. Algal toxins and water-based diseases. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* **15**: 275-313.
- Carmichael, W. W., and Mahmood, N. A.** 1984. Toxins from freshwater cyanobacteria. In: E. P. Ragelis (Ed). *Seafood Toxins*. pp. 377-389. ACS Symposium series, No. 262. American Chemical Society.
- Codd, G. A.** 1992. Blue-green algal toxins: Water-borne hazards to health. Abstrakt från föredrag vid Berzelius Symposium 1992, Water and Public Health, 7-9 September. Royal Society of Medicine, London.
- Codd, G. A., and Bell, S. G.** 1985. Eutrophication and toxic cyanobacteria. *J. Water. Pollut. Control.* **34**: 225-232.
- Codd, G. A., Brooks, W. P., Lawton, L. A., Beattie, K. A.** 1989. Cyanobacterial toxins in European waters: occurrence, properties, problems and requirements. In: *Watershed '89. The Future for Water Quality in Europe*. Vol. II (Wheeler, D., Richardson, M. J., Bridges, J., eds). Pergamon Press, Oxford, 211-220.

- Codd, G. A., and Poon, G. K.** 1988. Cyanobacterial toxins. In: J. G. Gallon and L. J. Rogers (Eds). Proc. Phytochem. Soc. Europe, Vol. 28. pp. 283-296. Oxford University Press, Oxford.
- Cohen, S. G., and Reif, C. B.** 1953. Cutaneous sensitization to blue-green algae. J. Allergy **24**: 452-457.
- Cook, W. O., Beasley, V. R., Lovell, R. A., Dahlem, A. M., Hooser, S. B., Mahmood, N. A., and Carmichael, W. W.** 1989. Consistent inhibition of peripheral cholinesterases by neurotoxins from the freshwater cyanobacterium *Anabaena flos-aquae*: studies of duck, swine, mice and a steer. Environ. Toxicol. Chem. **8**: 915-922.
- Cronberg, G.** 1983. Ringsjöområdet, Ekosystem i förändring. Förändringar i Ringsjöarnas växtplankton under 1900-talet. Bilaga IV. Institute of Limnology. University of Lund. ISSN 0348-0798.
- Deem, A. W., and Thorp, F.** 1939. Toxic algae in Colorado. J. Am. Vet. Med. Assoc. **95**: 542-544.
- Dillenberg, H. O., and Dehnel, M. K.** 1960. "Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959". Can. Med. Assoc. J. **83**: 1151-1154.
- Di Luzio, N. R and Friedmann, T. J.** 1973. Nature. **244**: 49.
- DoPico, G. A.** 1986. Report on diseases. American Journal of Industrial Medicine. **10**: 261-265.
- Elleman, T. C., Falconer, I. R., Jackson, A. R. B., and Runnegar, M. T.** 1978. Isolation, characterization and pathology of the toxin from a *Microcystis aeruginosa* (= *Anacystis cyanea*) bloom. Aust. J. Biol. Sci. **31**: 209-218.
- Eriksson, J. E., Häggstrand, H., Isoma, B.** 1987. Cell selective cytotoxicity of a peptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Biochem. Biophys. Acta **930**: 304-310.
- Eriksson, J. E., Paatero, G. I. L., Meriluoto, J. A. O., Codd, G. A., Kass, G. E. N., Nicotera, P., and Orrenius, S.** 1989. Rapid microfilament reorganization induced in isolated rat hepatocytes by microcystin-LR, a cyclic peptide toxin. Exp. Cell Res. **185**: 86-100.
- Falconer, I. R.** 1991. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. Environmental Toxicology and Water Quality. **6**: 177-184.
- Falconer, I. R., Beresford, A. M., and Runnegar, M. T. C.** 1983. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. Med. J. Aust. **28**: 511-514.
- Falconer, I. R., Bradshaw, P., and Runnegar, M. T. C.** 1985. Neurotoxic blue-green algae from fresh water in the New England region of NSW and the Murrumbidgee river. Proc. Aust. Biochem. Soc. **17**: 76.
- Falconer, I. R. and Buckley, T. H.** 1989. Tumour promotion by *Microcystis* sp., a blue-green alga occurring in water supplies. Medical Journal of Australia. **150**: 351.
- Fitch, C. P., Bishop, L. M., and Boyd, W. L.** 1934. "Water bloom" as a cause of poisoning in domestic animals. Cornell veterinarian **24**: 30-39.
- Foxall, T. L., and Sasner, J. J. Jr.** 1981. Effects of a hepatic toxin from the cyanophyte *Microcystis aeruginosa*. In: W. W. Carmichael (Ed). The Water Environment; Algal Toxins and Health. pp 365-387. Plenum Press, New York.
- Francis, G.** 1878. Poisonous Australian lake. Nature **18**: 11.

- Gentile, J. H.** 1971. Blue-green and green algal toxins. In: S. Kadis, A. Ciegler and S. Ajl (Eds). *Microbial toxins*, vol 7. pp. 27-66. Academic Press, Inc., New York.
- Gorham, P. R.** 1964. Toxic algae. In: D. Jackson (Ed). *Algae and Man*. pp. 307-336. Plenum Publishing Corp., New York.
- Gorham, P. R., and Carmichael, W. W.** 1979. Phycotoxins from blue-green algae. *Pure Appl. Chem.* **52**: 165-174.
- Greisman, S. E., Hornick, R. B.** In: E. H. Kass and S. M. Wolff (Eds). *Bacterial Lipopolysaccharides*; p. 257. Chicago, 1973.
- Harada, K-I., Matsuura, K., Suzuki, M., Watanabe, M. F., Oishi, S., Dahlem, S. M., Beasley, V. R., and Carmichael, W. W.** 1990. Isolation and characterization of the minor components associated with the microcystins LR and RR in the cyanobacterium (blue-green). *Toxicon* **28**: 55-64.
- Hawkins, P. R., Runnegar, M. T. C., Jackson, A. R. B., and Falconer, I.R.** 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Appl. Environ. Microbiol.* **50**: 1292-1295.
- Heany, S. I.** 1971. The toxicity of *Microcystis aeruginosa* Kütz from some English reservoirs. *Water Treat. Exam.* **20**: 235-244.
- Heise, H. A.** 1949. Symptoms of hay fever caused by algae. *J. Allergy* **20**: 383-385.
- Heise, H. A.** 1951. Symptoms of hay fever caused by algae. II. *Microcystis*, another form of algae producing allergenic reactions. *Ann. Allergy* **9**: 100-101.
- Herbert, A., Carvalho, M., Rubenowitz, E., Bake, B., Rylander, R.** 1992. Reduction of alveolar-capillary diffusion after inhalation of endotoxin in normal subjects. *Chest*, **102**: 1095-1098.
- Hindersson, R.** 1933. Förgiftning av nötkreatur genom sötvattensplankton. *Finsk. Vet. Tidskrift.* **39**: 179-189.
- Hindman, S. H., Carson, L. A., Favero, M. S., Petersen, N. J., Schonberger, L. B and Solano, J. T.** 1975. Pyrogenic reactions during haemodialysis caused by extramural endotoxin. *The Lancet.* **2**: 732-734.
- Hoffman, J. R. H.** 1976. Removal of microcystis toxins in water purification processes. *Water SA.* Vol. 2. No. 2 April.
- Howard, N. J., and Berry, A. E.** 1933. Algal nuisances in surface waters. *Can. Public Health J.* **24**: 377-384.
- Ingram, W. M., and Prescott, G. W.** 1954. Toxic fresh-water algae. *Am. Midl. Nat.* **52**: 75-87.
- Jones, G.** 1992. Persistence and biodegradation of cyanobacterial hepatotoxins. *Abstraktsamlingen. Australian Society for limnology, 31st Congress. 24-27 April 1992. Bronte, Tasmania.*
- Keijola, A. M., Himberg, K., Esala, A. L., Sivonen, K and Hiisvirta, L.** 1988. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and Pilot-Scale Experiments. *Toxicity Assessment, An international Journal* Vol. 3.
- Keleti, G., and Sykora, J. L.** 1982. Production and properties of cyanobacterial endotoxins. *Appl. Environ. Microbiol.* **43**: 104-109.

- Keleti, G., Sykora, J., Lippy, E. C., and Shapiro, M. A.** 1979. Composition and biological properties of lipopolysaccharides isolated from *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gomont (cyanobacteria). *Appl. Environ. Microbiol.* **38**: 471-477.
- Krishnamurthy, T., Szafraniec, L., Sarver, E. W., Hunt, D. F., Missler, S., and Carmichael, W. W.** 1985. Amino acid sequencing of Norwegian fresh water blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) peptide by FAB-MS/MS technique. Fifth Int. Conf. Secondary Ion Mass Spectroscopy-V Washington, D. C. September 29- October 4.
- Lahti, K and Hiisvirta, L.** 1992. Toxic cyanobacteria-measures taken by the Finnish health authorities. Proceedings of the Third Nordic Symposium on Toxinproducing Algae, Oslo-1988. Ed: Olav M. Skulberg and Randi Skulberg. NIVA, Oslo, Norway.
- Lawton, L. A.** 1992. Biological effects and significance of cyanobacterial peptide toxins. PhD Thesis, University of Dundee, Scotland
- Lawton, L. A and Codd, G. A.** 1991. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins and their significance in UK and European waters. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management.* **5**: 460-465.
- Leonardson, L.** 1983. Effects of concentrating phytoplankton on the acetylene-reduction assay for nitrogenase activity. *Freshwater Biology.* **13**: 265-274.
- Lepistö, L., Lahti, K., Färdig, M., Niemi, J.** 1992. The removal of algal biomass, especially cyanobacteria, in four Finnish waterworks. *Abstraktsamlingen. XIIth International symposium on cyanophyte research.* Sjöarp, Blekinge, 4-14 augusti 1992.
- Lind, M. G., Edler, L., Fernö, S., Lundberg, R., Nilsson, P.-O.** 1983. Risken för algförgiftning har ökat. Hundar avled efter bad i södra Östersjön. *Läkartidningen* **80**: 2734-2737.
- Lindeberg, I (red).** 1982. Örtmedicin och växtmagi. Det Bästa.
- Lindholm, T., Eriksson, J. E, Meriluoto, J. A. O.** 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems - examples from a eutrophic lake on Åland, South West Finland. *Water Res.* **23**: 481-486.
- Lippy, E. C., and Erb, J.** 1976. Gastrointestinal illness at Seawickley, Pa. *J. Am. Water Works Assoc.* **68**: 606-610.
- Mackintosh, C., Beattie, KA., Klumpp S., Cohen, P., Codd, G. A.** 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Lett* **264**: 187-192.
- Mahmood, N. A., and Carmichael, W. W. 1986a.** The pharmacology of anatoxin-a(s), a neurotoxin produced by the freshwater cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* NRC 525-17. *Toxicon* **24**: 425-434.
- Mahmood, N. A., and Carmichael, W. W. 1986b.** Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*. NH-5. *Toxicon* **24**: 175-186.
- Mahmood, N. A., and Carmichael, W. W. 1987.** Anatoxin-a(s), an anticholinesterase from the cyanobacterium *Anabaena flos-aquae*. NRC 525-17. *Toxicon* **25**: 1221-1227.
- Marshall, B. E.** 1991. Toxic cyanobacteria in Lake Chivero: a possible health hazard? *Transactions of the Zimbabwe Scientific Association* **65**: 16-19.
- Mattsson, R., and Willén, T.** 1986. Toxinbildande blågröna alger i svenska insjöar 1985. Naturvårdsverkets rapport 3096, (2)/1986. 26 pp. Laboratoriet för miljökontroll. Uppsala. ISSN 0282-7298.

- May, V., and McBarron, E. J.** 1973. Occurrence of the blue-green alga, *Anabaena circinalis* Rabenh., in New South Wales and toxicity to mice and honey bees. *J. Aust. Inst. Agric. Sci.* **4**: 264-266.
- Moore, R. E.** 1977. Toxins from blue-green algae. *BioScience* **27**: 797-802.
- Muittari, A., Kuusisto, P., Virtanen, P., Sovijärvi, A., Grönroos, P., Harmoinen, A., Antila, P., and Kellomäki, L.** 1980. An epidemic of extrinsic allergic alveolitis caused by tap water. *Clin. Allergy.* **10**: 77-90.
- Muittari, A., Rylander, R., Salkinoja-Salonen, M.** 1980 b. Endotoxin and bath water fever. *Lancet* **2**: 89.
- Ohren, J. A.** 1988. Renseffekter for alger og algetoksiner i direktefiltrering. *Vann.* Nr 1.
- Olson, T. A.** 1952. Toxic plankton. *Water & Sewage Works* **99**: 75-77.
- Orr, P. T., Minato, W. L., Jones, G. J.** 1992. Release and degradation of *Microcystis* sp. toxins following copper treatment in a recreational lake. Abstraktsamlingen. Australian Society for limnology, 31st Congress. 24-27 April 1992. Bronte, Tasmania.
- Prociv, P., Moorhouse, D. E., Wah, M. J.** 1986. Toxocariasis - an unlikely cause of Palm Island mystery disease. *Med. J. Aust.* **145**: 14-15.
- Raziuddin, S., Siegelman, H. W., and Tornabene, T. G.** 1983. Lipopolysaccharides of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Eur. J. Biochem.* **137**: 333-336.
- Reynolds, C.** 1984. The ecology of the freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 384 p.
- Rhinehart, K. L., Harada, K-I., Namikoshi, M., Chen, C., Harvis, C. A., Munro, M. H. G., Blunt, J., Mulligan, P.E., Beasley, V. R., Dahlem, A. M., and Carmichael, W. W.** 1988. Nodularin, microcystin, and the configuration of Adda. *J. Am. Chem. Soc.* **110**: 8557-8558.
- Rosén, G.** 1981. Tusen sjöar, Växtplanktons miljökrav. Statens Naturvårdsverk, Rapporter. LiberFörlag. ISBN 91-38-05625-9. ISSN 0347-8173.
- Runnegar, M. T. C., and Falconer, I. R.** 1981. Isolation, characterization and pathology of the toxin from the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. In: W. W. Carmichael (Ed). *The Water Environment; Algal Toxins and Health.* pp 325-342. Plenum Press, New York.
- Runnegar, M. T. C and Jackson, A. R. B.** 1986. Palm Island Mystery disease. *Med. J. Aust.* **145**: 486.
- Rylander, R., Bake, B., Fischer, J. J., Helander, I. M.** 1989. Pulmonary function and symptoms after inhalation of endotoxin. *American Review of Respiratory Disease.* **140**: 981-986.
- Sasner, J. J. Jr., Ikawa, M., and Foxall, T. L.** 1984. Studies on *Aphanizomenon* and *Microcystis* toxins. In: E. P. Ragelis (Ed). *Seafodd Toxins.* pp. 391-406 ACS Symposium series, No. 262. American Chemical Society.
- Sawyer, P. J., Gentile, J. H., and Sasner, J.J., Jr.** 1968. Demonstration of a toxin from *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. *Ca. J. Microbiol.* **14**: 1199-1204.
- Schwimmer, M., and Schwimmer, D.** 1964. Algae and medicine. In: *Algae and man.* D. J. Jackson (Ed). Plenum Press, New York.

- Schwimmer, M., and Schwimmer, D.** 1968. Medical aspects of phycology. In: D.J.Jackson (Ed). *Algae, Man and the Environment*. pp.278-358. Syracuse University Press, Syracuse, NY.
- Shapiro, J.** 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**: 38-54.
- Skulberg, O. M., Codd, G. A., and Carmichael, W. W.** 1984. Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. *Ambio* **13**: 244-247.
- Spiers, E. M.** 1986. *Chemical Warfare*. The Macmillan Press LTD.
- Stainer, R. Y., and Cohen-Bazire, G. G.** 1977. Phototrophic prokaryotes: the cyanobacteria. *Ann. Rev. Microbiol.* **31**: 225-274.
- Steyn, D. G.** 1945. Poisoning of animals and human beings by algae. *S. Afr. J. Sci.* **41**: 243-244.
- Sveriges nationalatlas. Miljön.** 1991. Bokförlaget Bra Böcker.
- Tideström, H och Rennerfelt, J.** 1989. Giftiga blågrönalger - rening av algtoxinfekterat dricksvatten. Naturvårdsverkets rapport 3590.
- Turner, P. C., Gammie, A. J., Hollinrake, K and Codd, G. A.** 1990. Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *Br. Med. J.* **300**: 1440-1441.
- Watanabe, M. F., Oishi, S.** 1985. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* **40** (5): 1342-1344.
- Watanabe, M. F., Oishi, S., and Nakao, T.** 1981. Toxic characteristics of *Microcystis aeruginosa*. *Verh. Inst. Verein. Limnol.* **21**: 1441-1443.
- Weckesser, J., Drews, G., and Mayer, H.** 1979. Lipopolysaccharides of photosynthetic prokaryotes. *Ann. Rev. Microbiol.* **33**: 215-239.
- Wheeler, R. E., Lackey, J. B., and Scott, S.** 1942. A contribution on the toxicity of algae. *Public Health Reports* **57**: 1695-1701.
- Wiederholm, T.** 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets rapport 3627. ISBN 91-620-3627-0, ISBN 0282-7298.
- Wiederholm, T., Welch, E., Persson, G., Karlgren, L och von Brömssen, U.** 1983. Bedömningar och riktvärden för fosfor i sjöar och vattendrag. Underlag för försöksverksamhet. Statens naturvårdsverk Meddelande 1983, PM 1705. ISBN 91-7590-132-3.
- Willén, E.** 1981. Vattenblomning. *Sv. Bot. Tidskr.* **75**: 345-355.
- Willén, T.** 1989. Alger till besvär. Forska på tvären. Naturvetenskapliga forskningsrådets årsbok 88/89: 55-64.
- Willén, T and Mattsson, R.** 1986. Toxin-producing blue-green algae in Swedish lakes, 1985 and 1986. In: Report of the Nordic Workshop on Toxic Cyanophytes, Åbo Akademi, Finland.
- Yoshizawa, S. R., Matsushima, M. F., Watanabe, K. I., Harada, K. I., Carmichael, W. W., Fujiki, H.** 1992. Inhibition of protein phosphatases by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology.* **116**: 609-614.
- Zilberg, B.** 1966. Gastroenteritis in Salisbury European children - a five year old study. *Centr. Afr. J. Med.* **12**:164-168.

BILAGOR

1. Finjasjön. Mätresultat.

1.1. Algtoxicitet, klorofyll a, förekommande blågrönalger, pH och temperatur

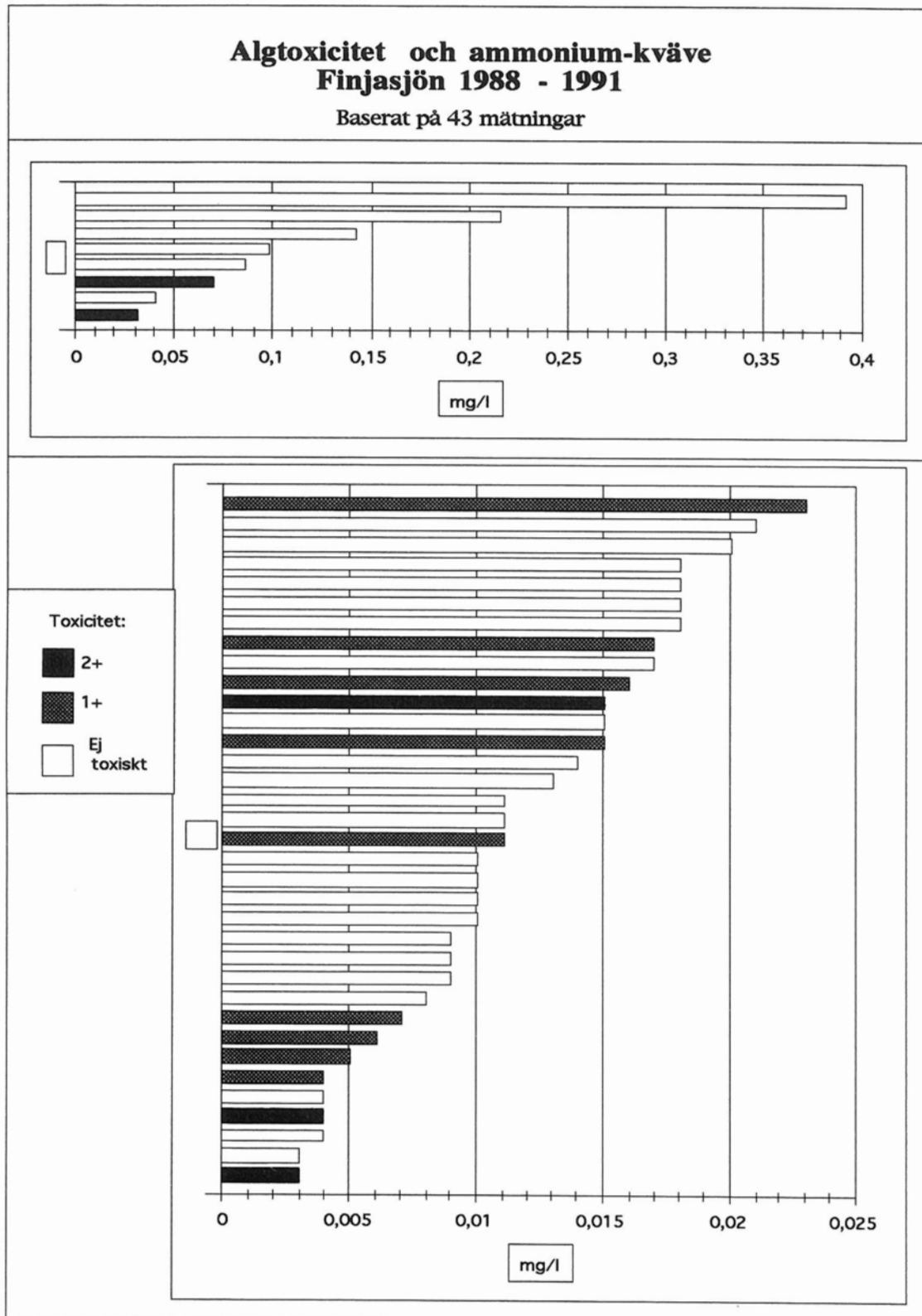
Datum	Klorofyll a (µg/l)	Temperatur (°C)	pH	Procentuell fördelning av blågrönalger Microcystis aeruginosa =Ma Microcystis viridis =Mv Microcystis wesenbergii = Mw Aphanizomenon flos-aquae = Af Oscillatoria agardhii = Oa	Toxicitet
870716	Ej mätt	17,0	Ej mätt	Ma 20%, Mv 50 %, Mw 30%	2+
870827	Ej mätt	Ej mätt	Ej mätt	Ma 20%, Mv 10%, Mw 70%	1+
870921	Ej mätt	Ej mätt	Ej mätt	Ma 25%, Mv 5%, Mw 70%	1+
880519	Ej mätt	16,0	Ej mätt	Ma 90%, Af 10%	2+
880611	Ej mätt	18,4	7,7	Ma 60%, Mw 40%	2+
880715	200	20,3	10,0	Mv 70%, Ma 25%, Mv 5%	Ej toxiskt
880823	123	19,0	9,2	Mw 60%, Ma 35%, Mv 5%	Ej toxiskt
890531	32	15,4	8,0	Mw 65%, Ma 5%, Mv 10%, Af 20%	Ej toxiskt
890608	23	14,9	7,6	Mw 65%, Ma 10%, Mv 5%, Af 20%	Ej toxiskt
890616	65	20,0	9,7	Mw 60%, Ma 25%, Mv 15%	2+
890622	99	23,3	10,1	Mw 80%, Ma 10%, Af 10%	1+
890628	110	20,9	9,5	Mw 85%, Ma 10%, Af 5%	Ej toxiskt
890705	420	22,5	10,4	Mw 80%, Ma 5%, Af 15%	Ej toxiskt
890712	60	20,5	9,5	Mw 90%, Ma 8%, Mv 2%	Ej toxiskt
890721	76	17,3	9,4	Mw 100%	Ej toxiskt
890727	78	20,8	10,0	Mw 96%, Mv 3%, Ma 1%	Ej toxiskt
890803	78	17,1	9,3	Mw 100%	Ej toxiskt
890810	88	17,7	10,0	Mw 85%, Ma 10%, Mv 5%	Ej toxiskt
890818	45	18,3	9,1	Mw 85%, Ma 5%, Mv 10%	Ej toxiskt
890822	74	18,0	9,0	Mw 85%, Ma/Mv 5%, Af 10%	Ej toxiskt
890825	74	18,0	9,0	Mw 70%, Ma 5%, Mv 25%	Ej toxiskt
890831	70	16,3	9,0	Mw 75%, Ma 5%, Mv 10%, Af 10%	1+
890907	25	15,5	8,9	Mw 65%, Ma 5%, Mv 25%, Af 5%	2+
890913	98	15,4	9,1	Mw 60%, Ma 5%, Mv 35%,	1+
890921	120	15,4	9,5	Mw 80%, Ma 5%, Mv 15%	Ej toxiskt
890925	74	15,0	9,1	Mw 65%, Ma 5%, Mv 25%, Af 5%	1+
891006	85	11,4	9,2	Mw 80%, Ma 10%, Ma 10%	Ej toxiskt
891013	72	9,7	8,8	Mw 90%, Ma 10%	Ej toxiskt
891019	72	9,9	8,2	Mw 75%, Ma 5%, Mv 15%	Ej toxiskt
900508	13	17,2	9,1	Oa 80%, Ma 10%, Mv 5%, Mw 5%	Ej toxiskt
900518	49	14,4	8,1	Oa 80%, Mw 15%, Mv 5%	Ej toxiskt
900713	120	16,9	9,1	Oa 30%, Mw 45%, Mv 5%, Ma 5%, Af 15%	Ej toxiskt
900727	106	19,1	9,4	Oa 60%, Mw 65%, Mv 5%	Ej toxiskt
900803	49	21,6	9,3	Ej analyserat	Ej toxiskt
900821	140	17,5	9,5	Ej analyserat	Ej toxiskt
900907	83	16,6	9,4	Mw 85%, Mv 10%, Ma 5%	Ej toxiskt
900910	Ej mätt	15,4	Ej mätt	Mw 80%, Mv 15%, Ma 5%	Ej toxiskt
900917	58	14,4	9,3	Mw 90%, Mv 10%	Ej toxiskt

Datum	Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Procentuell fördelning av blågrönalger Microcystis aeruginosa =Ma Microcystis viridis =Mv Microcystis wesenbergii = Mw Aphanizomenon flos-aquae = Af Oscillatoria agardhii = Oa	Toxicitet
910703	120	15,6	9,2	Mw 60%, Af 40%	Ej toxiskt
910719	30	18,2	7,7	Oa 80%, Mw 5%, Af 15%	Ej toxiskt
910724	30	17,6	7,6	Oa 75%, Mw 15%, Af 10%	Ej toxiskt
910807	84	21,4	9,4	Mw 50%, Ma 30%, Mv 10%, Oa 5%, Af 5%	1+
910814	78	18,4	8,6	Mw 55%, Ma 30%, Mv 10%, Oa 5%	Ej toxiskt
910821	65	17,4	8,8	Mw 75%, Ma 20%, Mv 5%	1+
910904	66	17,7	9,2	Mw 65%, Mv 15%, Ma 20%	1+
910912	83	14,8	8,9	Mw 70%, Mv 20%, Ma 10%	2+
910923	113	14,1	8,6	Mw 80%, Mv 10%, Ma 10%	1+
911016	67	11,6	7,7	Mw 85%, Ma 10%, Mv 5%	2+
911028	110	7,4	7,5	Mw 80%, Ma 15%, Mv 5%	Ej toxiskt
911104	45	6,2	7,5	Mw 85%, Ma 10%, Mw 5%	1+
911111	22	4,6	7,5	Mw 60%, Mv 30%, Ma 10%	Ej toxiskt
911120	Ej mätt	4,0	7,6	Mw 60%, Mw 30%, Ma 10%	Ej toxiskt

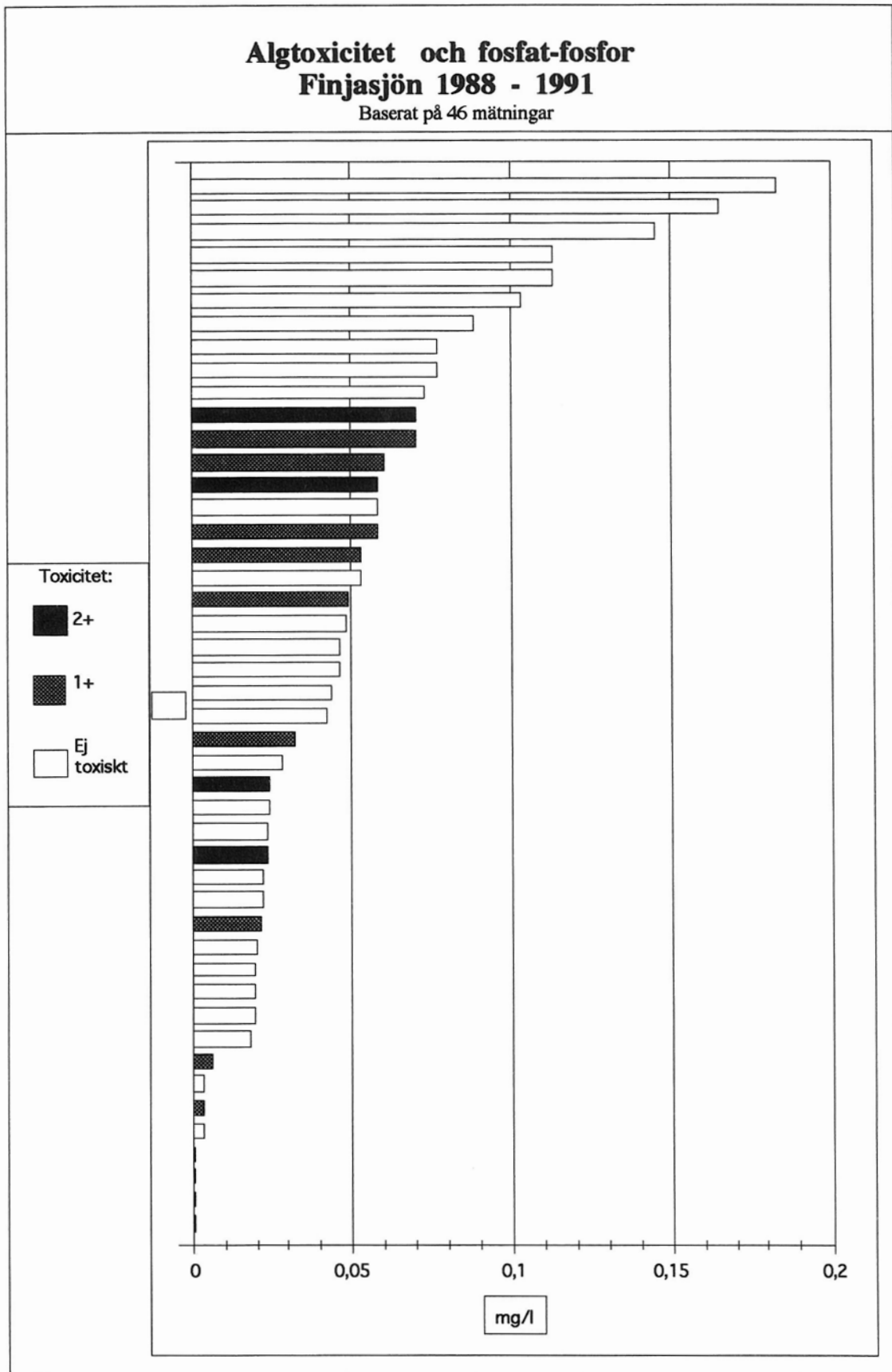
1.2. Vattenkemi 1987-1991

Datum	Totalfosfor (mg/l)	Fosfatfosfor (mg/l)	Totalkväve (mg/l)	Nitratkväve (mg/l)	Ammoniumkväve (mg/l)	Totaljärn (mg/l)	Toxicitet
880611	0,062	0,023	1,6	1,1	0,070	0,36	2+
880715	0,263	0,073	1,4	0,1	Ej mätt	1,1	Ej toxiskt
880823	0,376	0,103	1,3	0,0	0,010	2,10	Ej toxiskt
890531	0,069	0,020	1,7	0,9	0,020	0,66	Ej toxiskt
890608	0,051	0,022	1,5	0,9	0,040	0,43	Ej toxiskt
890616	0,065	0,001	1,6	0,6	0,003	0,15	2+
890622	0,053	0,006	1,5	0,3	0,015	0,26	1+
890628	0,110	0,001	1,3	0,1	0,018	0,61	Ej toxiskt
890705	0,467	0,003	3,3	0,1	0,013	0,54	Ej toxiskt
890712	0,148	0,023	1,1	0,0	0,010	0,58	Ej toxiskt
890721	0,220	0,043	1,4	0,1	0,017	1,40	Ej toxiskt
890727	0,180	0,048	1,1	0,2	0,004	0,71	Ej toxiskt
890803	0,242	0,113	1,1	Ej mätt	Ej mätt	1,10	Ej toxiskt
890810	0,231	0,113	1,5	Ej mätt	Ej mätt	Ej mätt	Ej toxiskt
890818	0,217	Ej mätt	1,0	Ej mätt	Ej mätt	Ej mätt	Ej toxiskt
890822	0,239	0,077	1,1	0,1	0,018	1,20	Ej toxiskt
890831	0,233	0,070	1,1	0,2	0,011	Ej mätt	1+
890907	0,225	0,070	1,1	0,2	0,004	1,30	2+
890913	0,241	0,058	1,2	0,2	0,006	1,10	1+
890921	0,268	0,058	1,4	0,2	0,008	1,12	Ej toxiskt
890925	0,240	0,049	1,2	0,1	0,005	1,09	1+
891006	0,243	0,046	1,2	0,2	0,009	1,15	Ej toxiskt
891013	0,232	0,046	1,2	0,1	0,014	1,20	Ej toxiskt
891019	0,189	0,042	1,1	0,2	0,009	1,09	Ej toxiskt
900508	0,043	0,001	1,9	1,3	0,003	0,17	Ej toxiskt
900518	0,070	0,001	1,8	1,1	0,004	0,47	Ej toxiskt
900713	0,210	0,024	1,5	0,1	0,009	0,90	Ej toxiskt
900727	0,242	0,053	1,5	0,1	0,018	0,75	Ej toxiskt
900803	0,203	0,088	1,2	0,2	0,011	0,60	Ej toxiskt
900821	0,407	0,145	1,6	0,2	0,010	1,50	Ej toxiskt
900907	0,383	0,165	1,5	0,2	0,010	1,30	Ej toxiskt
900917	0,364	0,183	1,5	0,1	0,011	1,40	Ej toxiskt
910703	0,159	0,003	2,4	1,0	0,021	0,35	Ej toxiskt
910719	0,113	0,018	1,8	0,6	0,215	0,72	Ej toxiskt
910724	0,091	0,028	1,9	0,6	0,392	0,56	Ej toxiskt
910807	0,094	0,003	1,4	0,3	0,023	0,40	1+
910814	0,168	0,019	1,6	0,2	0,015	1,03	Ej toxiskt
910821	0,193	0,032	1,5	0,1	0,016	0,92	1+
910904	0,185	0,060	1,3	0,1	0,004	0,83	1+
910912	0,271	0,058	1,6	0,0	0,031	1,43	2+
910923	0,314	0,053	1,7	0,0	0,007	1,80	1+
911016	0,261	0,024	1,8	0,2	0,015	1,23	2+
911028	0,275	0,019	2,0	0,4	0,085	0,64	Ej toxiskt
911104	0,142	0,021	1,4	0,3	0,017	0,82	1+
911111	0,116	0,019	1,5	0,6	0,097	0,78	Ej toxiskt
911120	0,070	0,022	1,4	0,7	0,141	0,57	Ej toxiskt

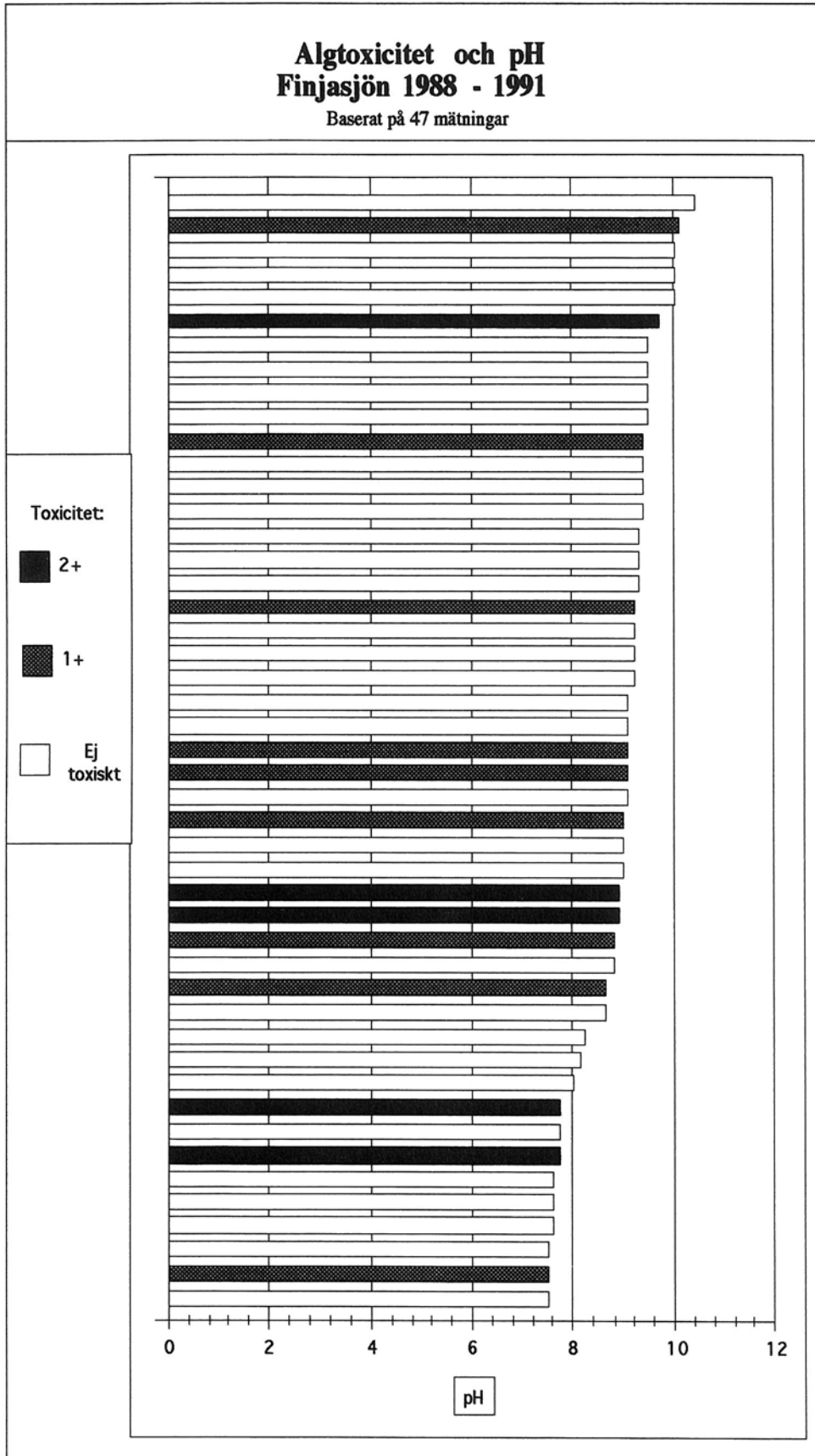
1.3. Algtoxicitet och ammoniumkväve 1988-1991



1.4. Algtoxicitet och fosfat-fosfor 1988-1991



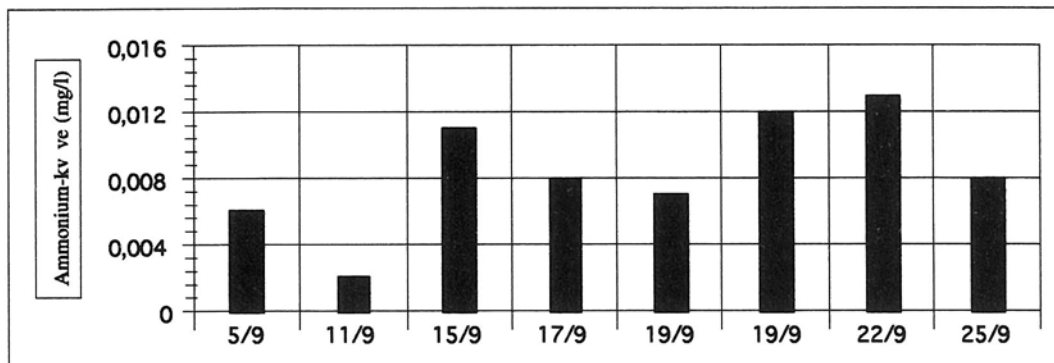
1.5. Algtoxicitet och pH 1988-1991



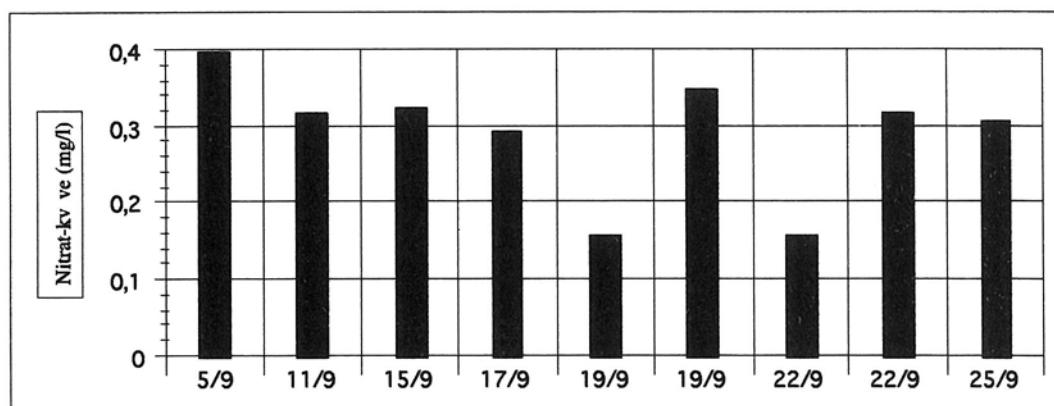
2. Galgbackens infiltrationsdammar 1989. Vattenkemi.

Ammoniumkväve, nitratkväve och fosfatfosfor Infiltrationsdammarna vid Galgbackens vattenverk, september 1989

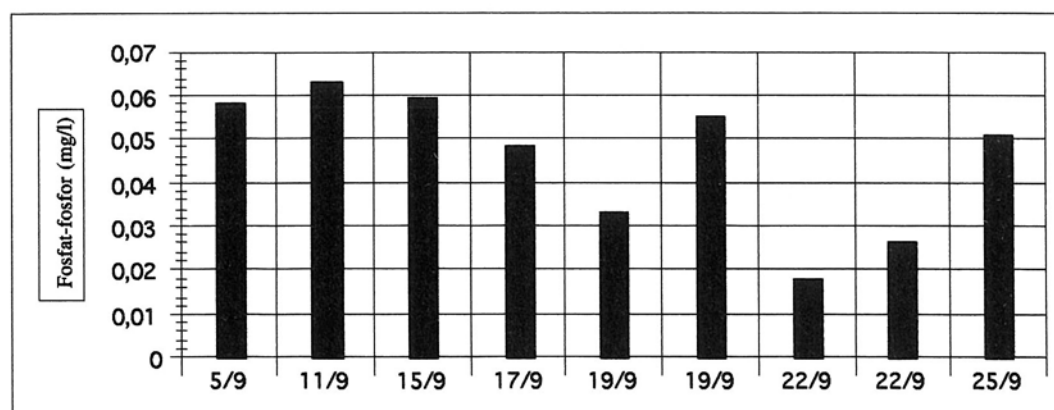
Infiltrationsdammarna vid Galgbackens vattenverk. Ammonium-kväve. September 1989



Infiltrationsdammarna vid Galgbackens vattenverk. Nitrat-kväve. September 1989

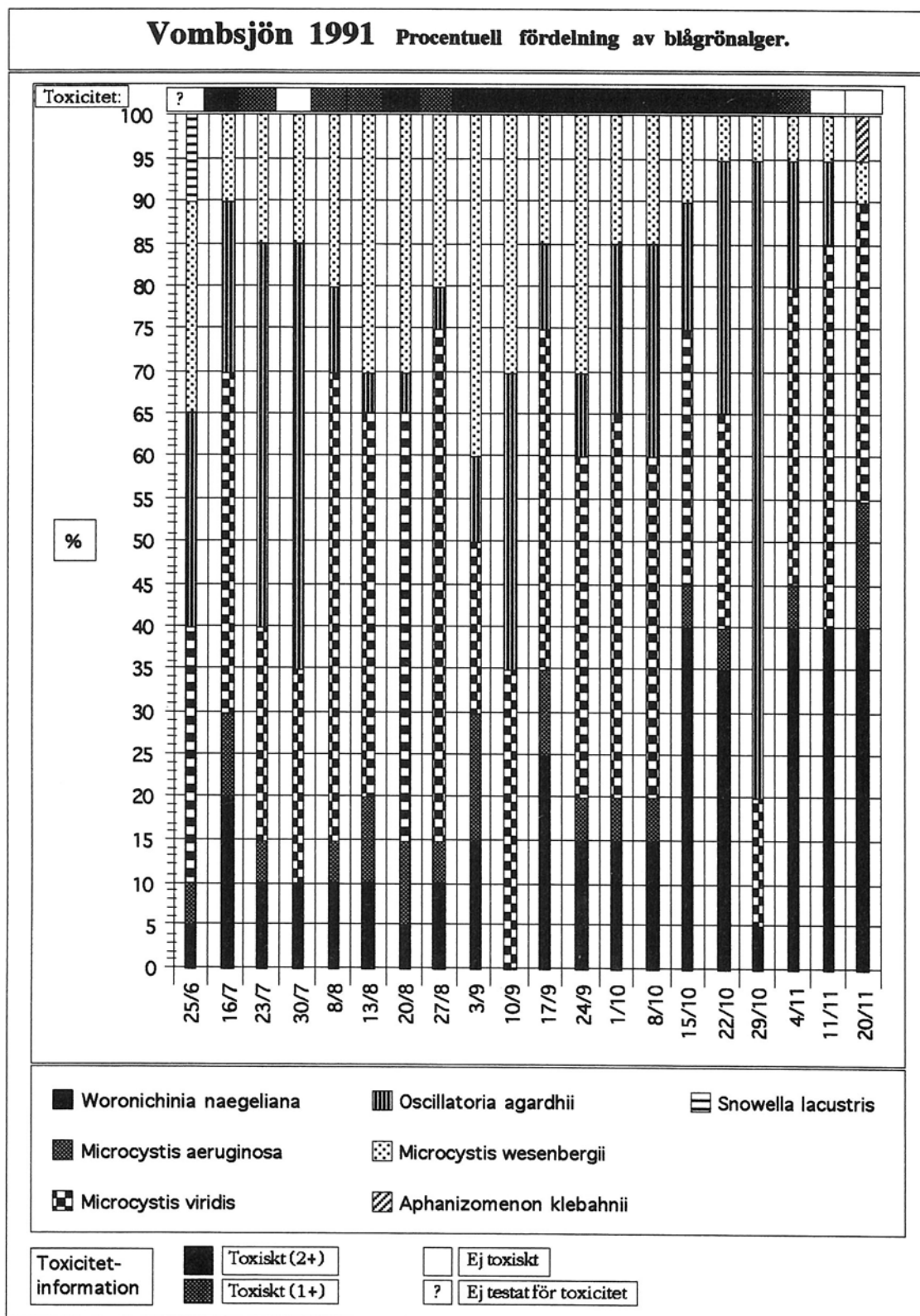


Infiltrationsdammarna vid Galgbackens vattenverk. Fosfat-fosfor. September 1989

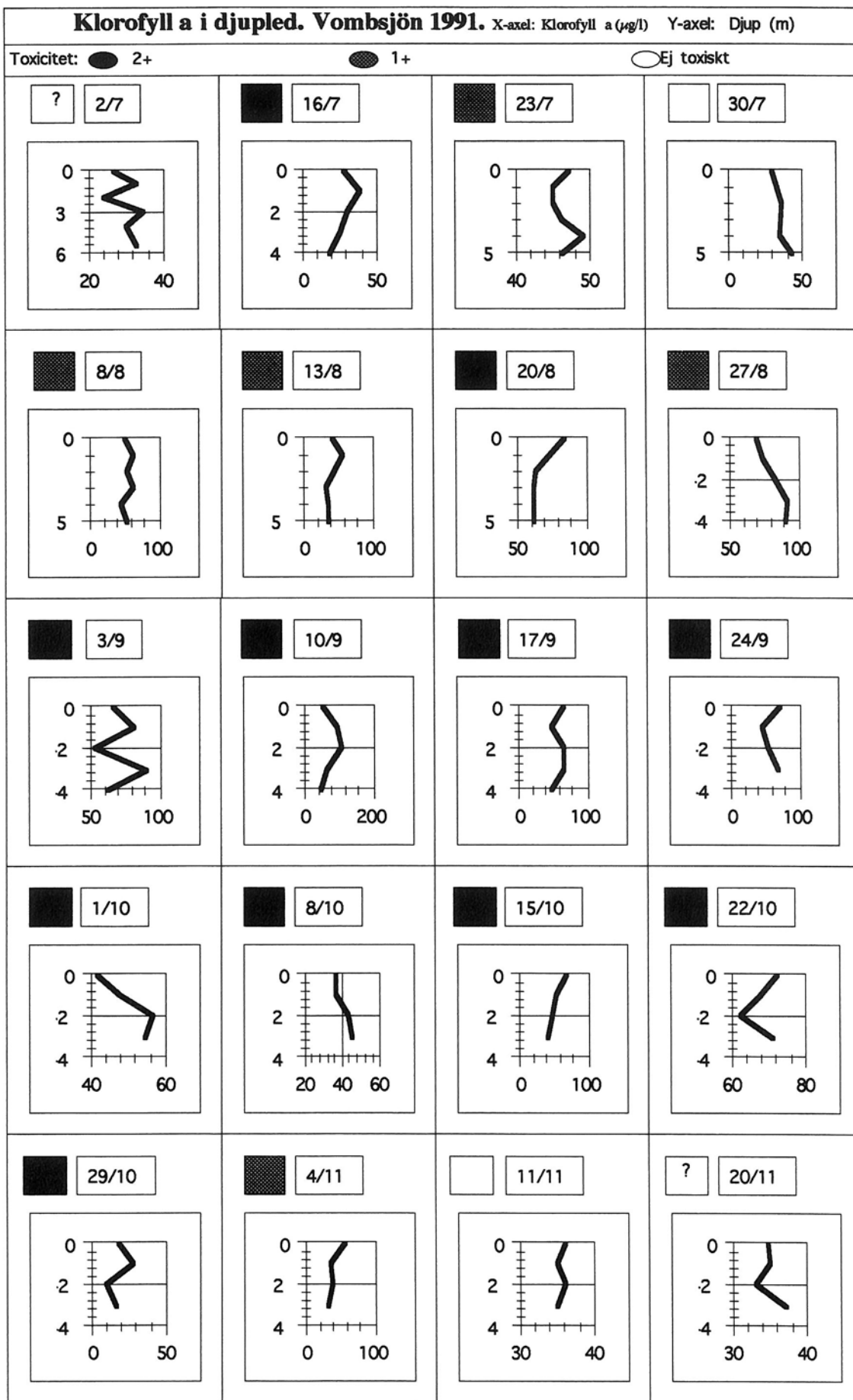


3. Vombsjön. Mätresultat.

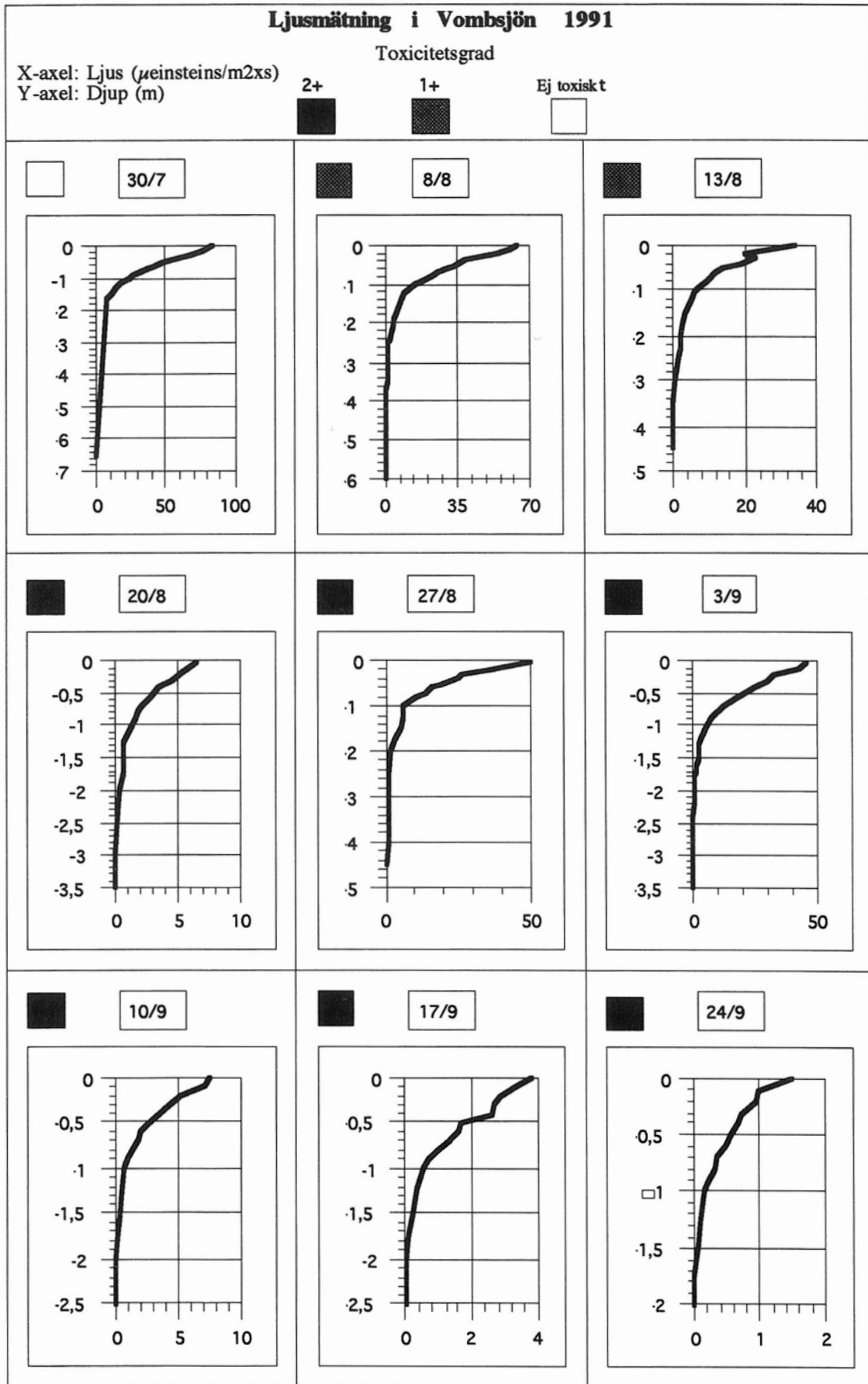
3.1. Procentuell fördelning av blågrönalger



3.2. Klorofyll a i djupled

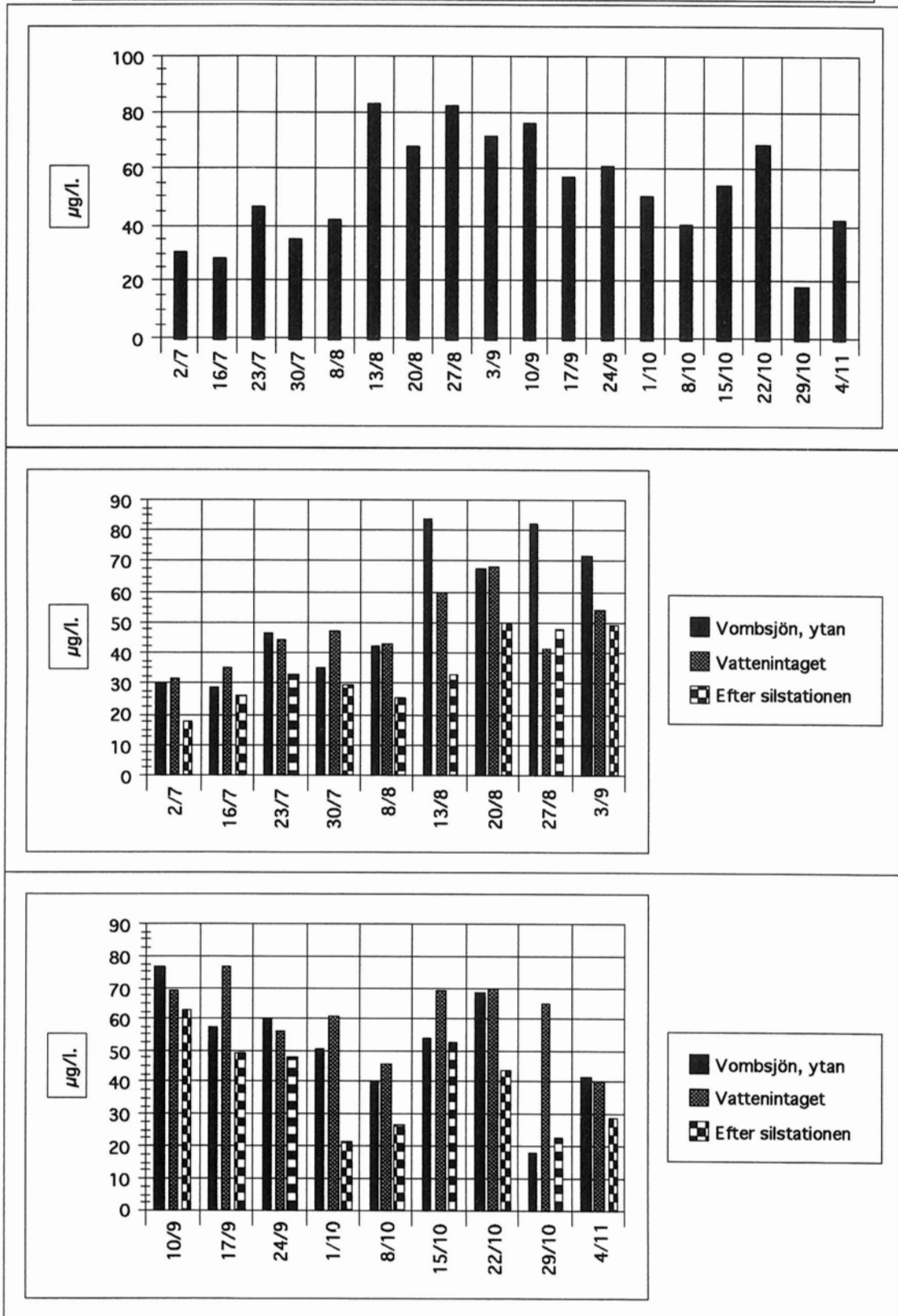


3.3. Ljumsätning

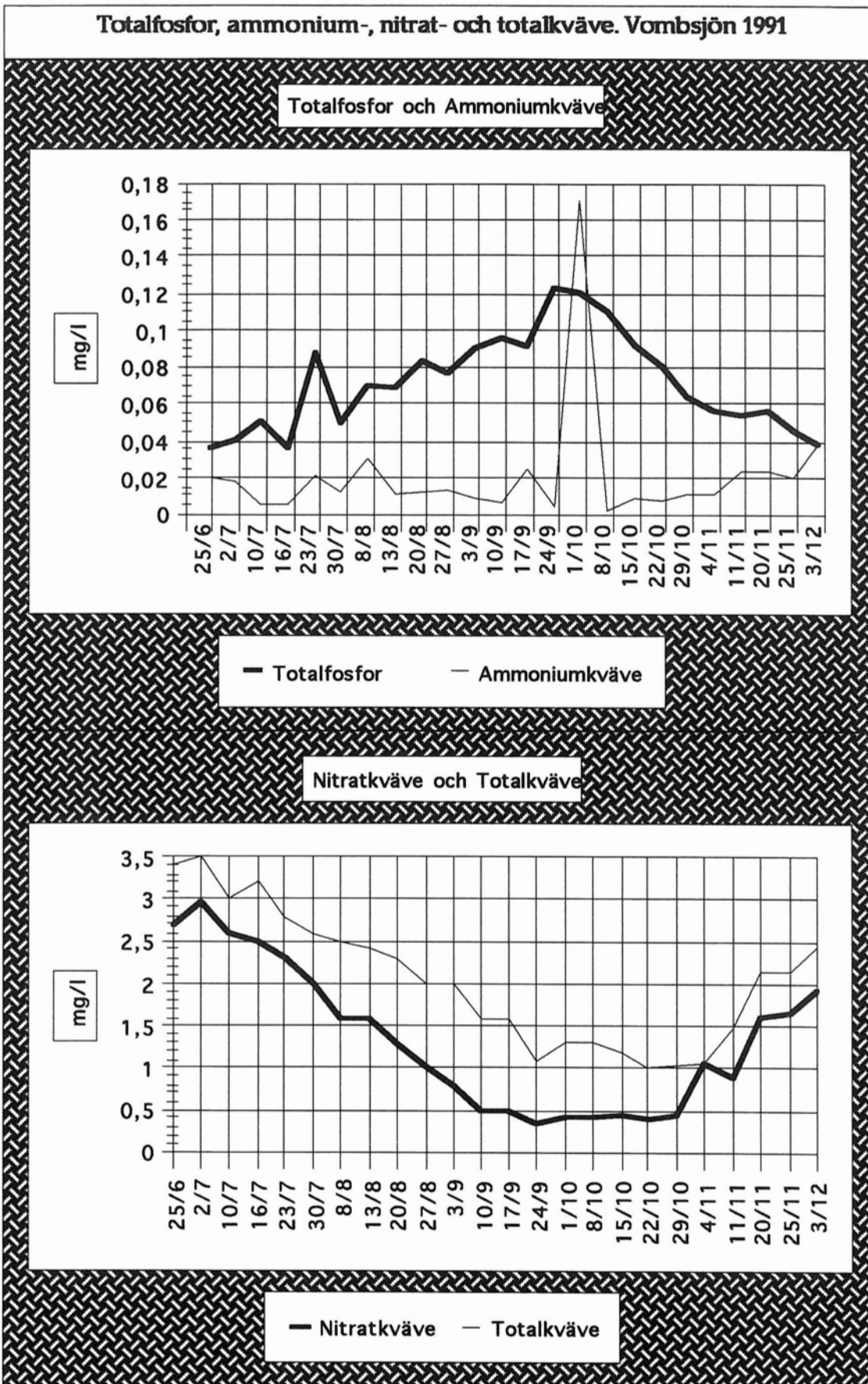


3.4. Klorofyll a

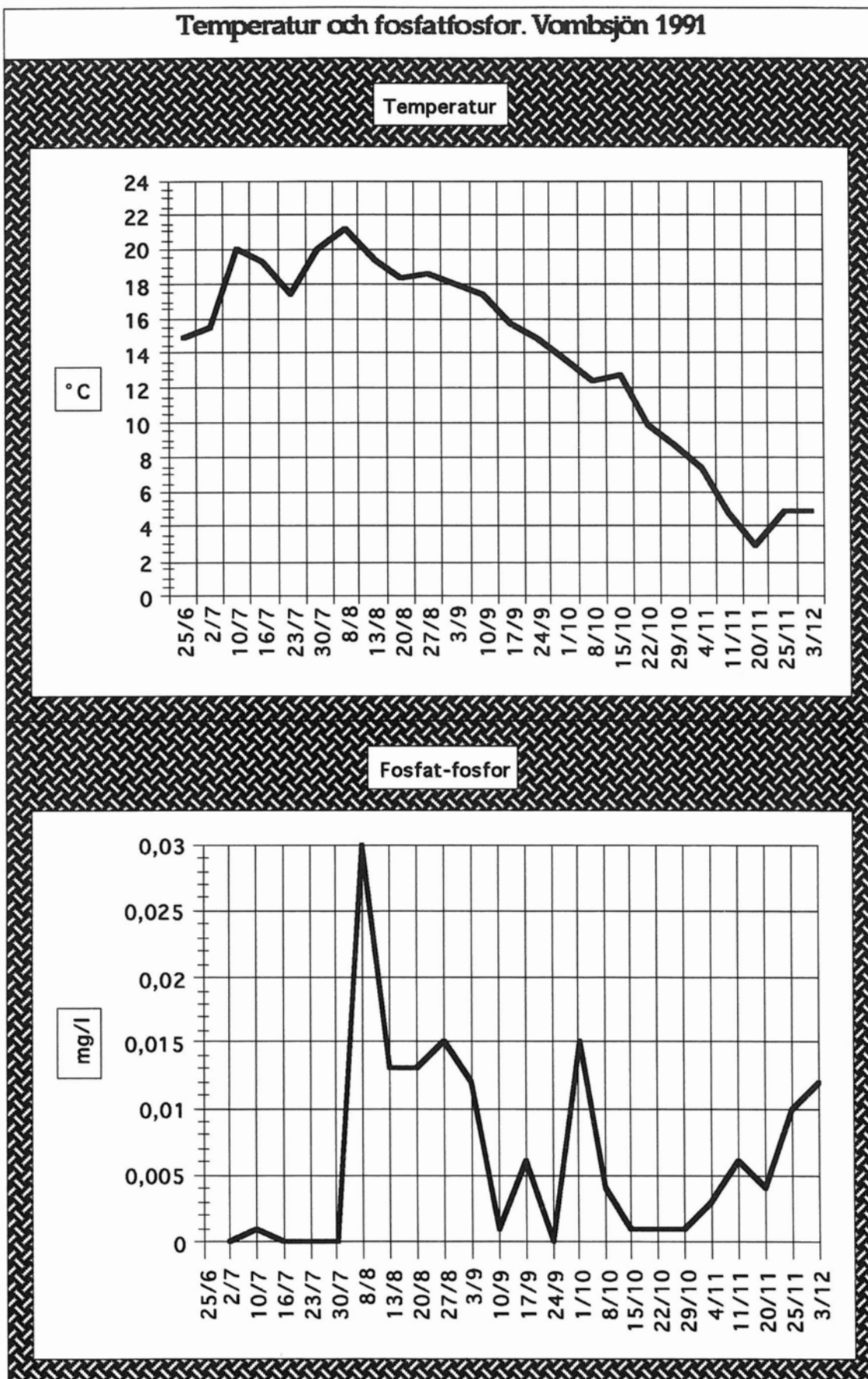
Klorofyll a. Vombsjön och Vombverket 1991



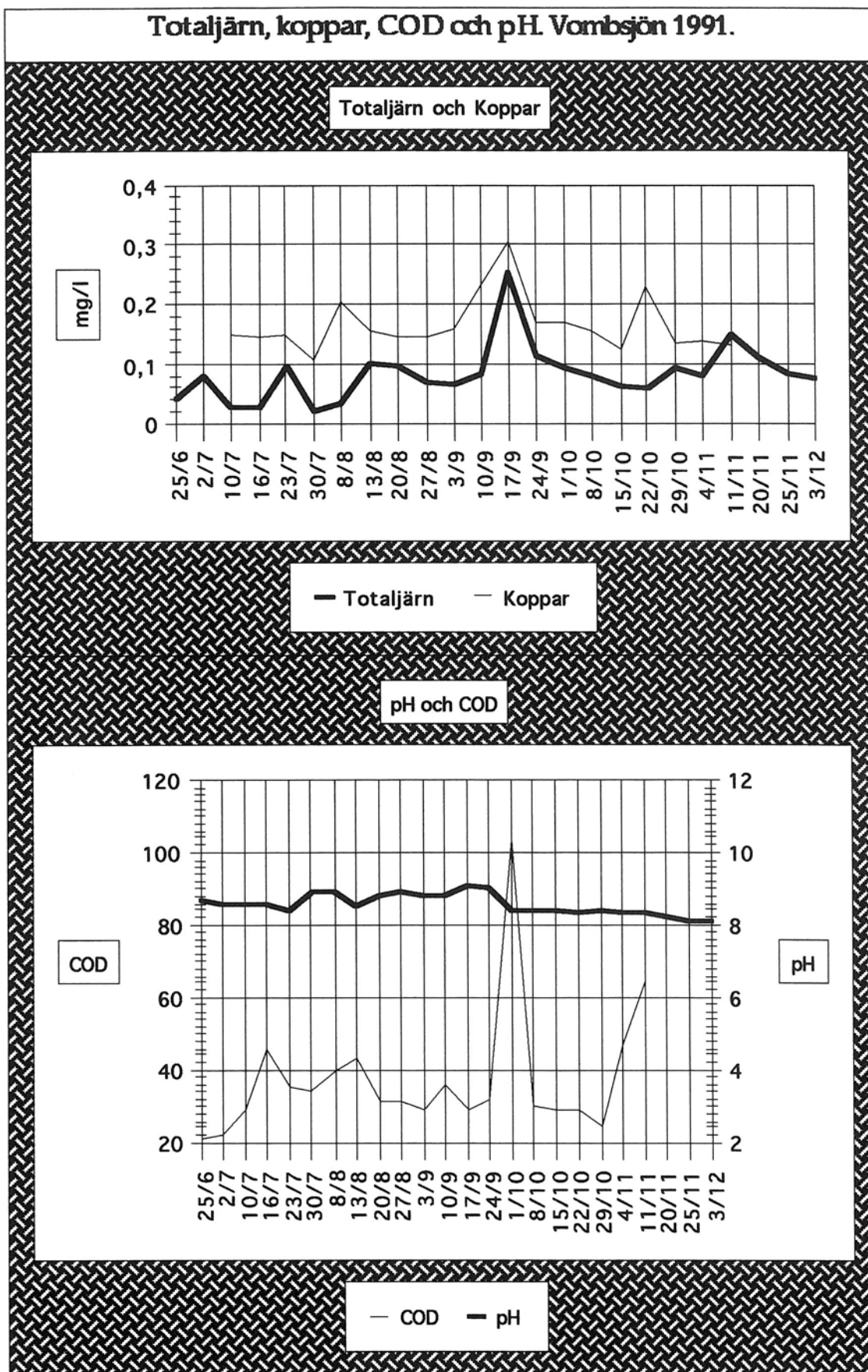
3.5. Totalfosfor, ammonium-, nitrat- och totalkväve



3.6. Temperatur och fosfatfosfor



3.7. Totaljärn, koppar, pH och COD



4. Ordförklaringar

algblooming - planktonblom, vattenblom, massförekomst av mikroskopiska alger.

alkaloider - organiska, kvävehaltiga ämnen som förekommer hos olika växter, bundna till syror i rötter, frukter, blad och frön.

avrinningsområde - tillrinningsområde, den omgivande terräng från vilken en sjö får sitt vatten.

antikropp - skyddsämne som bildas i organism.

bolmört - en mycket giftig, 0,5 - 1 m hög, tvåårig ört av familjen potatisväxter med obehaglig lukt. Den innehåller bland annat hyoscyamin, ett i större doser dödande gift.

cyanobakterier - blågrönalger.

enzym - ett protein som påskyndar och styr en viss reaktion i cellmetabolismen

eutrof - näringsrik, högproduktiv.

fosfatas - enzymer vilka katalyserar hydrolys av organiska monofosfatestrar frigörande oorganiskt fosfat. Fosfataser finns i levande celler.

flockning - hoppyttring av små partiklar till aggregat eller flockar av partiklar. Flockning kan utnyttjas vid separation av små partiklar från en vattensuspension och används vid vissa vattenverk som en del av vattenreningsprocessen.

fotosyntes - biokemisk process varvid kolsyra och vatten genom ljusets inverkan omvandlas till kolhydrater och fritt syre i de gröna växterna. Även blågrönalgerna är fotosyntetiserande organismer.

gallsyror - typ av syror som ingår i gallan och spelar en aktiv roll i nedbrytandet av fett.

HPLC - högtrycksvätskekromatografi. Analysmetod, speciellt inom biovetenskaper.

humösa syror - organiska, vanligen gulbruna substanser. Dessa kommer i stor utsträckning från myrar och skogsmarker.

hösnuva - ett allergiskt sjukdomstillstånd med rinnande snuva, nysningar och ögonbesvär. Hösnuvan orsakas vanligen av damm eller frömjöl.

inhibitor - är i kemin beteckning för ett ämne som verkar som negativ katalysator det vill säga hämmar eller förhindrar kemiska reaktioner. I biokemin betecknar inhibitor ett ämne som stör enzyms normala funktion.

intravenös - injektion i blodåder.

klorering - klor tillsats i bakteriedödande syfte. Förekommer vid en del vattenverk.

klorofyll - växternas gröna färgämne som spelar en central roll i fotosyntesen.

kontaminerad - förorenad, smittad.

LD50 - den dos av ett ämne då 50% av försöksdjuren dör. Exempelvis är LD50 för alggiftet saxitoxin 9 µg per kilo kroppsvikt vid injektion i mus.

molekylvikt - summan av alla atomers atomvikt i en molekyl.

mutation - förändring i en cells arvs massa som leder till att förändrade egenskaper överförs ("ärvs av) dottercellerna. Begreppet används för ärftliga förändringar oavsett om de via könsceller överförs till senare generationer eller om de överförs till dottercellerna vid delning av en kroppscell.

neurotoxin - nervgift.

oligotrof - näringsfattig, lågproduktiv.

odört - en giftig, vanlig, meterhög ört med ihålig, rödfläckig stam och vita blommor i flock. Som medicinalväxt har den använts till smärtstillande medel och av munkar och nunnor för att dämpa könsdrifter.

peptider - föreningar mellan två eller flera aminosyror.

potent - kraftigt verkande.

pyrogener - ämnen som framkallar feber hos varmblodiga djur, oftast utsöndrade av bakterier eller virus.

Sokrates - grekisk filosof i Athen, cirka 470-399 f. Kr.

termofil - föredrar värme.

toxikologi - läran om gifter och dess verkningar.

toxin - giftämne producerat av mikroorganism.

tumör-promotor - agens som gynnar utvecklingen av en initierad cell till en tumör. Initiering betecknar den förändring i en cells arvs massa som kan leda till cancerutveckling och som anses framkallad genom en mutation eller mutationsliknande händelse.

5. Blågröna alger nämnda i rapporten

Anabaena circinalis Rabh.
Anabaena cylindrica Lemm.
Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Bréb.
Anabaena heterospora Nyg.
Anabaena cf. *lemmermannii* P. Richt.
Anabaena spiroides var. *crassa* Lemm.
Anabaena solitaria Kleb.
Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs
Aphanizomenon klebahnii (Elenk.) Pechar & Kalina
Aphanizomenon yezoensis M. Watanabe
Cylindrospermopsis raciborskii (Wolosz.) Sennanaya et Subba Raja
Microcystis aeruginosa (Kütz.) Kütz.
Microcystis botrys Teil.
Microcystis viridis (A. Br.) Lemm.
Microcystis wesenbergii (Kom.) Kom. in Kondr.
Nodularia spumigena Mert.
Oscillatoria agardhii Gom. = *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. (nytt namn)
Oscillatoria brevis (Kütz.) Gom.
Oscillatoria tenuis Ag.
Schizothrix calciola (Ag.) Gom.
Snowella lacustris (Chod.) Kom. et Hind.
Woronichinia naegeliana (Unger) Elenk

Grönköpings Veckoblad

Utkommer en gång i månaden

87 Årg. Nr 7

Organ för Grönköping med omnejd

September 1988

ALGJAKTEN REDAN NY TRADITION?

Efter den yppiga uppblomstringen av algstammen i de svenska haven ha nu Grönköpings myndigheter och naturintresserade organisationer börjat efterse, huruvida även i våra våtmarker förekomme blomning av ovan antytt slag.

Och ser man å! Efter blott några dagars forskande i vattenbryn och diken har vår främste expert å algstammen, hr grundrektor Ludvig Hagwald, funnit flera exempel å vad, som icke kan tydas som annat än blomning. En viss reservation anser sig emellertid hr H. vilja behöva inskjuta, den, nämligen, att hans algfynd till äventyrs vore något helt annat, varför icke förslagsvis pollen, frön eller mera generellt s.k. skräp.

Jakten i gång!

Utgående från, att fynden, alla reservationer till trots, skola visa sig vara genuina representanter för algstammen, ha nu stadsfullm. anförstaltat om jakttid å samma, allt i avsikt att förhindra för stor minskningskoncentration i Bergska sjöns hittills så rika djurflora. Redan nu visa olycksbådande tecken bland doppingar, rudor och amfibier (grodor), att något är å färde, fr.a. i badviken utanför kommunens reningsverk, och varför då icke algskador?, undra sig de ansvariga.

Jaktplanen för neddecimering av algstammen utgår i korthet å, att drevlag med håvar, plastpåsar och annan lämplig fångstmateriel ströva längs Bergska sjöns stränder, Grönköpingsån, Brylunda dike m.fl. vattendrag och därstädes inhäva allt, vilket kan tolkas såsom en blommande alg.

I fysiklaboratoriesalen å Läspeskolan komma sedan alla inlämnade fångster att examineras och klassificeras såsom algblomning, därest fakta icke skulle tyda å annat, varefter det hela kommer att destrueras i skolans värmepanna.

Algskadefond planeras!

En algskadefond, avsedd att ekonomiskt ersätta dem, vilka lidit av blom, planeras inrättad, vilken fond säkerligen kommer att hälsas välkommen av dem, som önska sig kontant kompensation för allt, vad algfamiljen kan ha åstadkommit å deras strandtomter, i brunnar eller andra vattentäkter belägna å officiell tomtmark, m.m. likn.

Algjaktentusiasterna hr reservlöjtnant Napoleon (Nappe) Johnson uttrycker förhoppningen, att årets algjakt måtte bli en tradition av samma mått som den årliga kräftfiskningen, med vilken den även skulle kunna tänkas komma att kombineras.

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien – 1993-03-31

- 1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
- 1992-02 Samverkan mellan avlopps nät och reningsverk, *Claes Hernebring*
- 1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävenhed*
- 1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
- 1992-05 Analysmetod för kloridoxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1992-06 Undersökning av förfilter för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
- 1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
- 1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreason, Johan Larsson*
- 1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effektredovisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
- 1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
- 1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
- 1992-14 Trädrötter och ledningar, *Örjan Ståhl*
- 1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
- 1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-17 Vattenboken – Lärarboken, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
- 1992-19 Hårdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
- 1993-02 Luft- och sedimentansamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
- 1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
- 1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*

Övrig Publicering

Video Vatten och Avlopp för låg- och mellanstadiet

Påverkan på vattenkvaliteten i Stångån för utsläpp inom Linköpings tätort, Stadsb 2, 1991

Plats för regn. VA-FORSK och MOVIUM, 1990

Klororganiska föreningar från disk- och blekmedel. Naturvårdsverket Rapport 4009, 1992

