



Växtplankton i sjöar

Revidering av bedömningsgrunder

av

Eva Willén

Institutionen för Miljöanalys
SLU
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

Växtplankton i sjöar.
Revidering av bedömningsgrunder.

av
Eva Willén

Innehållsförteckning	Sid
Sammanfattning	1
Bakgrund	2
Växtplankton i näringsgradient	3
Växtplankton i surhetsgradient	4
Indikatorer för nya bedömningsgrunder	7
Använt underlagsmaterial	8
Referenssjöar och påverkade sjöar	9
Förslag till nya klassningar och gränsvärden	12
Kommentarer	16
Referenser	18

Sammanfattning

Denna rapport skall ses som ett första bidrag till nya bedömningsgrunder för kvalitetsfaktorn växtplankton i sjöar, där anpassningar görs i enlighet med EUs Ramdirektiv för Vatten. En viktig målsättning har varit att arbeta fram förslag till referensvärden för sjöar men hög ekologisk status. För utsållning av sjöar med ingen eller obetydlig avvikelse från ett naturligt tillstånd har ett relativt strikt schema utarbetats som särskiljer landet i fyra stora regioner: fjällen (ovan trädgränsen), norrland mellan högsta kustlinjen (HK) och trädgränsen, norrlands kustland under HK och södra Sverige med *limes norrlandicus* som gräns. För norrlands del har bearbetningen av växtplanktons biomassor visat en signifikant skillnad mellan tre regioner: fjällen ovan trädgränsen, norrlands högland mellan högsta kustlinjen (HK) och trädgränsen samt norrlands lågland under HK. En ytterligare separering av jonstarka och jonsvaga sjöar (alkalinitetsgräns 0,2 mekv/l) har inte kunnat utvecklas vidare på grund av ett för svagt statistiskt underlag av jonstarka sjöar. Utsållningsprincipen för referenssjöar ges i tabell 3 sid. 11. I kommentarsdelen ges synpunkter på växtplankton i relation till vattenfärg. Främst har växtplanktons indikatorer bearbetats i en trofigradient där man har långvariga erfarenheter på tydliga svar i biomassor och samhällsstrukturer. Då har indikatorerna totalbiomassa (totalvolym), andelar av cyanobakterier och andelar av guldalger (chrysophyceae) använts. Som indikator på förurning har artantal föreslagits. Referensvärden har utarbetats regionsvis genom att de valda indikatorerna frekvensfördelas för referensobjekten per separerad region. I en gradient där tilltagande värde på indikatorn (totalbiomassa, andel cyanobakterier) uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet skall 75:e percentilen för testad indikator vara vägledande som ett referenstillstånd. I en gradient där avtagande värde på indikatorn (artantal, andel guldalger) uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet skall 25:e percentilen vara vägledande som ett referenstillstånd. Följande referensvärden föreslås för de fyra regionerna. I södra Sverige har dessutom en grupp av organiskt rika sjöar med nålflagellaten *Gonyostomum semen* särskiljts. Som *Gonyostomum*-sjö betraktas här en sjö där andelen av arten $\geq 5\%$ av totalbiomassan.

Indikator	Fjällen ovan trädgränsen	Norrland ovan HK ej fjällen	Norrland under HK	Södra Sverige
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	200	300	500	700
Totalbiomassa $\mu\text{g/l}$, i sjöar med <i>Gonyostomum</i> $\geq 5\%$ av totalbiomassan				1500
Cyanobakterier/totalvolym	0	0,05	0,05	0,1
Cyanobakterier/Totalvolym i <i>Gonyostomum</i> -sjöar				0,05
Chrysophyceae/Totalvolym	0,6	0,2	0,2	0,2
Chrysophyceae/Totalvolym i <i>Gonyostomum</i> -sjöar				0,05
Antal taxa (artnivå möjlig med konserverat material. Metod miljöhandbok)	15	35	40	45

I arbetet påpekas att stora inom och mellanregionsvariationer förekommer i referenssjöaterialet (jmf. tab.8). På medelnivå erhålles emellertid en gradient av växtplanktons totalbiomassor, andelar av indikatoralgrupper, artantal och näringshalter från fjällregionen till södra Sverige.

Bakgrund

Växtplankton har använts för bedömning av vattenkvalitet främst när det gäller att särskilja sjöar i en näringsgradient från ultraoligotrofi till hypertrofi. På 1940-talet introducerades i Skandinavien relationer mellan empiriskt funna så kallade eutrofa och oligotrofa alggrupper i olika index där växtplankton främst var insamlat med relativt grovmaskig håv (>60 μ m maskvidd). Redan tidigt riktades kritik mot dessa index för att de var alltför heterogena med inslag av arter som var vanliga i alla sjötyper samt att de endast omfattade stora arter som fastnade i håven. Särskilt ansågs de "oligotrofa" arterna vara spridda i flera miljöer medan de "eutrofa" var lättare att karakterisera. Heinonen (1980) har arbetat vidare med klassificering av arter vanliga i näringsrika respektive näringsfattiga sjöar i Finland där trofigraden skalats efter totalvolymen växtplankton. En lista av dessa arter finns också publicerad i Tikkanen & Willén (1992). En annan ansats till index baserat på frekvensskattning av arter vanliga i en trofigradient och analyserade med Utermöhlmetoden gjordes av Hörnström (1981) där arterna frekvensskattades i en 5-gradig skala, en metod som senare ytterligare har bearbetats av Brettum (1989) för kvantitativa data och norska förhållanden. En sammanställning av använda nordiska index ges i Willén (2000). Inom ramen för vissa EU projekt (t.ex. REBECCA) arbetar man nu vidare med olika indikatorer för växtplankton att använda i EUs Vattendirektiv. I detta senare projekt har i Norden främst Norge och Finland deltagit hittills med underlagsdata för växtplankton. Räkningar och/eller frekvensskattningar av arter i stora regionala inventeringar är relaterade till lite olika årstider i Norden. För Finland gäller midsommarperioden, för Sverige vanligen augusti och för Norge hela tillväxtsäsongen vår till höst. I Sverige är ytterligare utvecklingsarbeten önskvärda för att ta fram index användbara i en gradient av tilltagande näring och i en surhetsgradient relaterade till sjökaraktär och/eller region.

I de svenska bedömningsgrunder för miljö kvalitet som utarbetades 1999 ingick planktiska alger med följande indikatorer: totalvolymen alger, klorofyll-*a* koncentration, vårutvecklande kiselalger, vattenblommande cyanobakterier, potentiellt toxinproducerande cyanobakterier och bedömning av den slemproducerande invasiva nålflagellaten *Gonyostomum semen*. Materialet då omfattade bara sjöar som ingick i den nationella miljöövervakningen och något filter för att särskilja opåverkade referenssjöar användes inte utan ett totalfosforvärde för ursprungshalter bedömdes efter ett resonemang där ett mesotroft tillstånd antogs för dagens eutrofa-/hypertrofa sjöar och växtplanktons referensvolymen räknades fram i regressionsanalyser med ett expertbedömt totalfosforvärde. Djupa och oskiktade sjöar särskiljdes. För skogssjöar användes typvärden från valda referenssjöar där resultat från sedimentproppar antytt opåverkat tillstånd under århundranden (Wiederholm 1999). För fjällsjöar antogs ett maximumvärde av förekommande totalvolymen efter litteraturstudier. Jämförvärden arbetades på så sätt fram med relativt vaga sjötypsdefinitioner särskilt för slättsjön och skogssjön. För fjällsjöar var inte heller distinktionen så skarp och trädgränsen var ingen tydligt åtskiljande gräns utan sjöar från fjällbjörkskogsregionen fanns också med. I underlagsmaterialet saknades data från större delen av inre norrland räknat från

Limes Norrlandicus och endast ett fåtal sjöar från rena fjällområden fanns med. Alla underliggande beräkningar av tillstånd och jämförvärden hade sin grund i hela växtsäsongsvärden där enskilda månader kunde brytas ut (t.ex. vår och sommar) och värderas för sig med egna jämförvärden som togs fram med regressionsberäkningar. I denna ombearbetning av bedömningsgrunderna har vårutvecklande kiselalger naturligt nog uteslutits då dataunderlaget för att nå tillräcklig bredd har begränsats till sommarperioden. Som indikation på vattenblomning och allmänt på en gradient av näringsrikedom används här andelen cyanobakterier av den totala biomassan. Fördjupad kännedom behövs om cyanotoxiner och halter i svenska vatten innan en indikator på toxinproduktion utvecklas. För dricksvatten och levergiftet microcystin-LR har WHO förslagit ett gränsvärde på $1\mu\text{g/l}$ vilket verkar ha bred användning internationellt (Chorus & Bartram 1999). För nervtoxiner som också utvecklas av cyanobakterier och åstadkommer årliga dödsfall bland t.ex. hundar är också bakgrundskunskapen för dålig. Klorofyllkoncentrationer har inte ingått i föreliggande uppdrag.

Växtplankton i näringsgradient

Växtplanktons tilltagande biomassor i en näringsgradient, främst styrd av fosfor och dess snabba svar på näringsförändringar har varit en av anledningarna till att indikatorn har bred användning för att separera olika steg i eutrofieringssammanhang och för att kontrollera effekter av rehabiliteringsåtgärder, tabell. 1. Särskilt är andelen cyanobakterier en god indikator på tilltagande näringsnivåer även om vissa enskilda arter utgör ett undantag, fig. 1. Det förhållandet gäller dock inte för sjöar med nålflagellaten *Gonyostomum semen* i andelar som $\geq 5\%$ av totalbiomassan växtplankton, fig. 2. Dessa sjöar som vanligen är svagt sura (medel-pH: 6,2, SD 0,7), med måttligt höga totalfosforkoncentrationer ($16\mu\text{g/l}$, SD 11) och med brunfärgat vatten (AbsF: 0,18; SD 65) är framför allt belägna i södra Sverige. För avtagande näringsnivåer används ökande andel av guldalger samtidigt som totalvolymen växtplankton avtar. Även bland guldalgerna följer några taxa inte det mönstret helt och hållet.

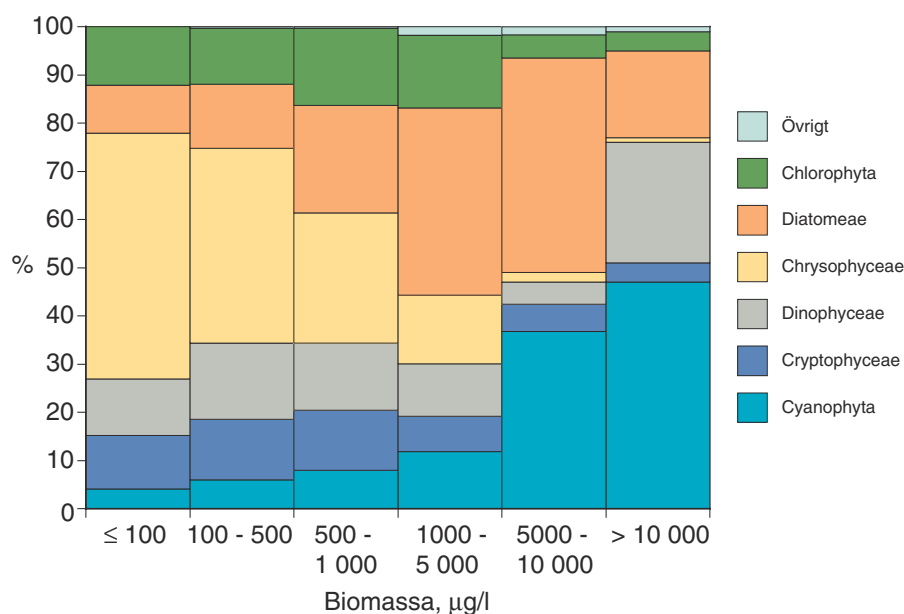


Fig. 1. Procentuell fördelning av viktiga alggrupper i juli-augusti med ökande biomassor ($\mu\text{g/l}$) som följer en gradient av tilltagande fosforhalter. Diagrammet visar den stigande andel som cyanobakterier utgör och den avtagande andel som chrysophyceae (guldalger) utgör när biomassorna ökar. Antal sjöar 409.

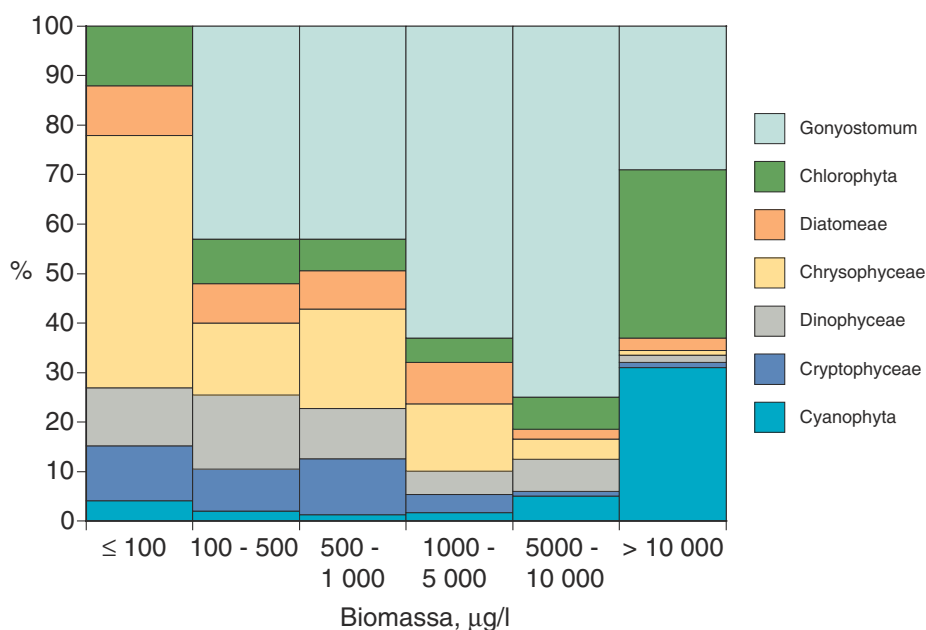


Fig. 2. Procentuell fördelning av alggrupper i sjöar som präglas av nålflagellaten *Gonyostomum semen* ($\geq 5\%$ av totalbiomassan alger). I de biomasseklasser där *Gonyostomum* är helt dominerande ($>50\%$) är ofta många andra arter utkonkurrerade. Antal sjöar 78.

Tabell 1. Exempel på växtplanktons totalvolym i en trofigradient separerade på maxvärden under tillväxtsäsongen samt säsongsmedelvärden. Vid totalfosforhalter $>15\text{--}25 \mu\text{g/l}$ ligger vanligen maxutvecklingen under sommaren, i näringsfattiga vatten på våren. Dataunderlag från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder 1999.

	TP $\mu\text{g/l} \leq 7,5$	7,5–15	15–25	25–50	50–100	100–500
Max.volym $\mu\text{g/l}$	200	600	4000	4600	7900	26000
SD	100	800	2400	3500	8400	23800
Säsongsmedel $\mu\text{g/l}$	100	200	1200	1900	2900	10400
SD	50	200	900	1200	2500	8000
Antal prov	30	96	27	90	63	21

Växtplankton i surhetsgradient

När det gäller indikatorer bland växtplankton i en surhetsgradient är entydigheten inte så stor varken på alggruppsnivå eller för totalmängder. Här bör en utveckling med index på taxanivå undersökas. Växtplanktons reaktion på surhet har i många tidigare arbeten visat sig vara tydlig för såväl dominerande taxa som livsformer, fig. 3 (Almer et al. 1974, Brettum 1989, Hörnström 2002, Willén et al. 1990).

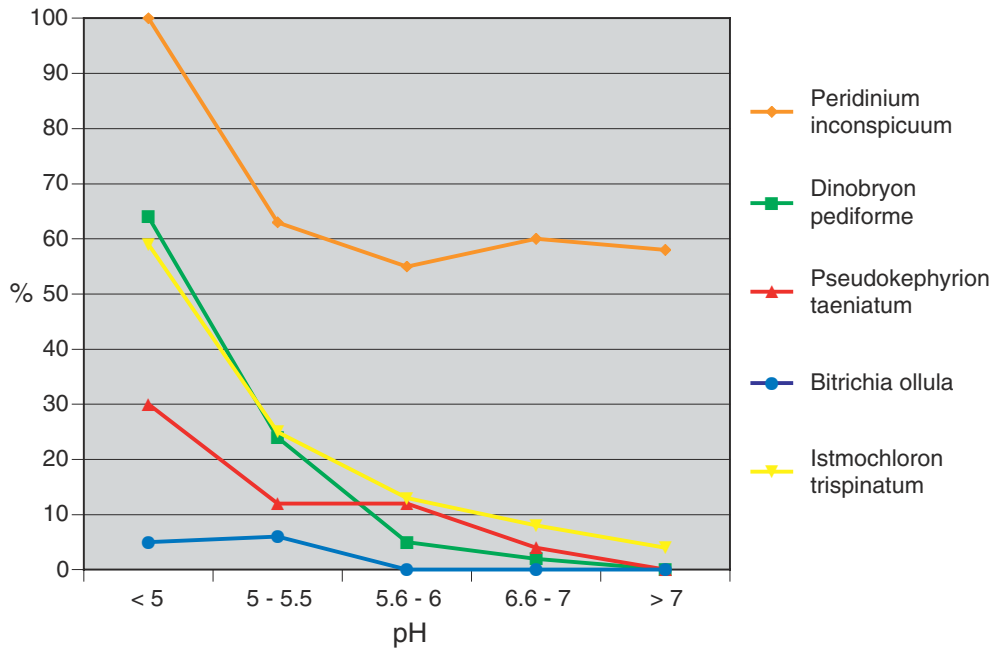


Fig. 3. Exempel på arter som huvudsakligast uppträder i sura sjöar. På y-axeln anges den andel sjöar där indikerade arter förekommer i ett underlagsmaterial av 500 sjöar. Så förekommer t.ex. dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum* i alla sjöar med $\text{pH} < 5$ medan guldalgen *Dinobryon pediforme* och gulgrönalgen *Istmochloron trispinatum* finns i ca 60% av mycket sura sjöar för att sedan successivt avta och bara undantagsvis uppträda i sjöar med neutralt pH. Data från Hörnström 2002. Underlaget omfattar >500 sjöar.

Försurade/sura sjöar är fosforfattiga och i särskilt hög grad sjöar med mycket transparent vatten, medan näringskoncentrationerna tilltar något i humös miljö. Därför är också den totala växtplanktonmängden liten i sura vatten, med undantag för det stigande antal sjöar, främst av humös karaktär, som invaderas av *Gonyostomum* som kan ha mycket stor biovolym beroende på att den arten är påtagligt stor i förhållande till många andra encelliga arter, fig. 4.

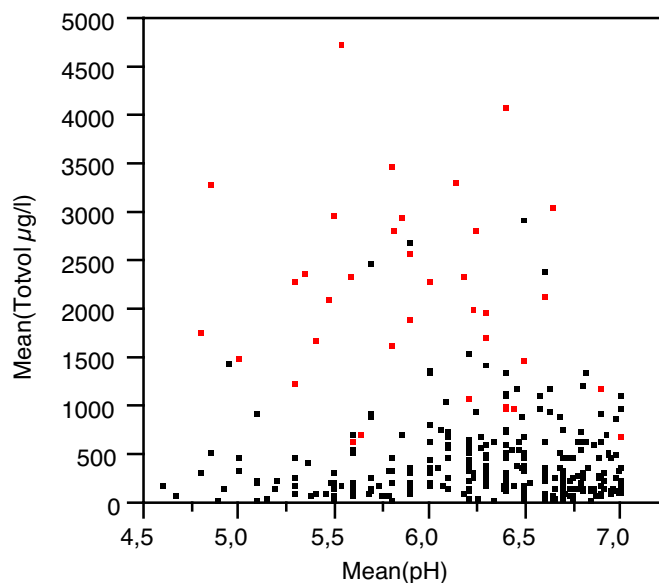


Fig. 4. Totalvolymen växtplankton i en pH-gradient. Sjöar med *Gonyostomum* är rödmarkerade.

Det finns flera typer av störningar som ger upphov till utveckling av små biomassor och spridningen av sjöar med sådana utefter ett pH spektrum är inte entydig, möjligen framgår av figur 4 att variationen i totalbiomassa ökar i materialet när pH stiger till >5,6–5,7 för sjöar utan *Gonyostomum*. Totalbiomassan är således inte den bästa indikatorn när det gäller en surhetsgradient.

Vad gäller dominerande alggrupper i försurade/sura sjöar så har dessa vanligen en större andel dinoflagellater än många andra skogssjöar men med betydande spridning, fig. 5. Andelen dinoflagellater är ingen tydlig indikator i nuläget men vissa enskilda arters andel kan testas ytterligare.

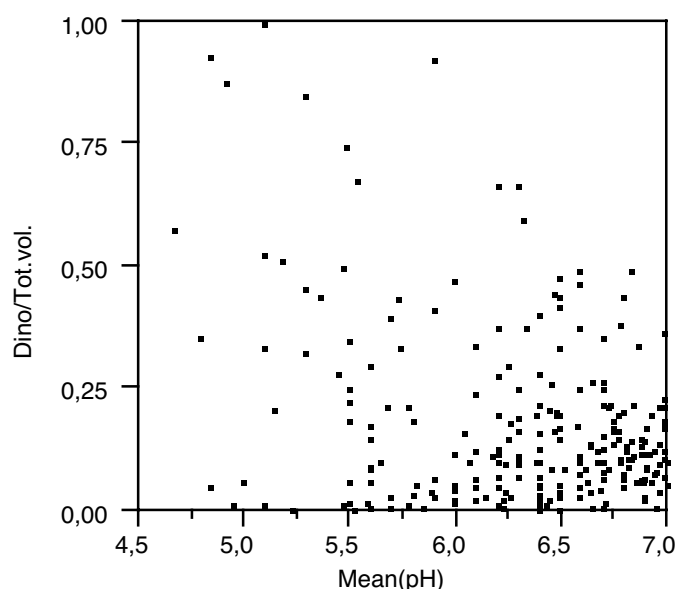


Fig. 5. Andelen dinoflagellater i en surhetsgradient. Särskilt stor spridning föreligger vid pH <5,6–5,7. Det är sällsynt att andelen dinoflagellater av totalbiomassan i neutrala sjöar överstiger 50%, vilket däremot inte är ovanligt i sura sjöar.

Ett litet artantal är ytterligare en karaktär som präglar den försurade/sura sjön, fig. 6, Artfattigdom är också karakteristiskt för fjällens sjöar som, förutom låga näringskoncentrationer, är påtagligt hämmade av låga temperaturer och korta vegetationsperioder. I medeltal för hela landet är artantalet 20 i sjöar med pH <5,5 medan ett medeltal för sjöar med pH >6 är 45. Här avviker givetvis fjällens sjöar med ett medeltal på 24 i pH-neutral miljö.

Eftersom ett erhållet artantal är knutet till analysansträngning måste dock påpekas att den räknemetod som avses är knuten till vad som anges i Miljöhandboken eller mycket likvärdig metod samt god taxonomisk kompetens vid analysarbetet.

I figur 6 illustreras artantal i juli–augusti i 480 sjöar efter en pH gradient. Fjällsjöar belägna ovan trädgränsen är blåmarkerade.

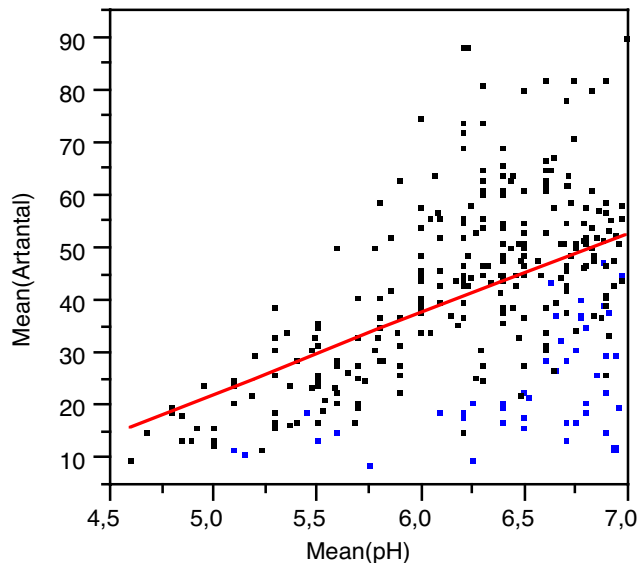


Fig. 6. Artantal i en surhetsgradient. Fjällens sjöar ovan trädgränsen är blåmarkerade.

Indikatorer för nya bedömningsgrunder

Nedan angivet förslag till bedömning av sjöar med kvalitetsfaktorn växtplankton gäller för en trofigradient från ett referensförhållande till stadier av tilltagande näringspåverkan.

Indikatorerna omfattar totalbiomassan (totalvolymen) växtplankton ($\mu\text{g/l} = 10^{-3} \text{ mm}^3/\text{l}$) och andelar av alggrupperna cyanobakterier och guldalger. Med guldalger avses här klasserna Haptophyceae och Chrysophyceae (Christensen, 1980, Kristiansen & Preisig 2001).

För försurning/surhet ges förslag till användning av artantal. Den indikatorn bör dock utvärderas ytterligare och justeras efter en total artlista som i nuläget inte finns utarbetad. I figur 7 presenteras totalfosforhalter i referenssjöar och påverkade sjöar då fosfor är en för växtplanktons biomassa särskilt styrande variabel.

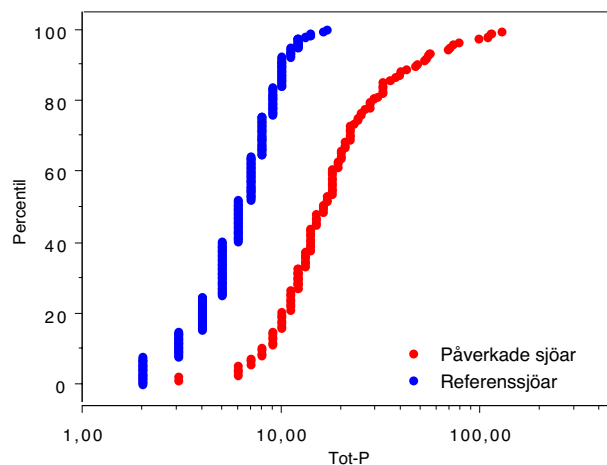


Fig. 7. Kumulativ frekvensfördelning av totalfosforkoncentrationer ($\mu\text{g/l}$) i referenssjöar och näringspåverkade sjöar. Medianvärdet för referenssjöar är 6 och för påverkade sjöar 16 $\mu\text{g/l}$. Motsvarande 90-percentilvärden är 10 respektive 47 $\mu\text{g/l}$.

Använt underlagsmaterial

Utgångspunkten för analysarbetet har varit ett slutligt växtplanktonmaterial av 487 sjöar från ett ursprungligt antal som översteg 500. Majoriteten av analyserna omfattar augustisäsongen eller sen juliperiod och data härrör från flera olika undersökningar med kompetent utförda analyser. Materialet (växtplankton - kvantitativt för alggrupper och totalvolym samt basvattenkemi representerar följande områden och undersökta år, tabell 2.

Tabell 2. Total datatillgång sorterat per landskap/region från juli/augusti som bas för bedömningsgrundsarbetet vad avser totalbiomassor och alggrupper.

REGION	PERIOD	ANTAL SJÖAR
Abisko	1981	49
Dalarna	1990–1999	17
Jämtland	1974	29
Inre Norrland och kustlandet utom nationella program	1979–1988	139
Bergslagen och SV Sverige utom nationella program	1975–1977	101
Emåns övervakningssjöar	2000–2001	19
Kronobergs länsundersökning	1977	57
Intensivsjöar - nationella	1997–2002	15
Tidsseriesjöar - nationella	1997–2002	80

En nödvändig reducering av informationen från sjöarna, på grund av brister i korreponderande vattenkemiska data eller annan omvärldsstatistik av betydelse för val av referenssjöar har resulterat i ett tillgängligt material av 487 sjöar där 49 representerar fjällen över trädgränsen, 243 hela Norrland under trädgränsen och 195 landskapen söder om *Limes Norrlandicus*.

För att välja ut referenssjöar användes ett filter med avgränsningar som anges i tabell 3. För växtplankton har ett digitaliserat kartmaterial från 1990 och framåt används för markanvändningskartering vilket inte är helt analogt med undersökta årtal i en stor del av det externa material som funnits att tillgå. Äldre digitaliserat kartmaterial saknas. Andelen jordbruksmark kan t.ex. ha förändrats något. I stort sett bedöms att utsällningen av referenssjöar gjorts på ett seriöst sätt. Vid minsta tveksamhet eller då underlagsdata saknats för beräkning av t.ex. F-faktorn har sjön uteslutits ur materialet. (F-faktorn ger ett mått på neutralisering av antropogent svavelnedfall genom jonbytesprocesser i marken, jmf. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet 1999).

Tabell 3. Referenskriterier för sjöar. Digitalt underlag har saknats för bedömning av varaktig skogsbrukspåverkan, metallpåverkan och påverkan av introducerade arter. För avskiljande av metallpåverkade sjöar i Rönnskärsområdet har gränsen för metaller mellan tillståndsklass 2/3 i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder 1999 använts. Hydromorfologisk påverkan har ansetts spela mindre roll för växtplankton och har inte heller varit möjligt att bedöma hittills.

Region	Påverkanstyp	Referens kriterier	
Fjällen ovan trädgränsen	N och P från jordbruk	Tot-P <8 µg/l För sjöar med TP >8 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-Tot-P µg/l) = 3,7+ medelAbsF x 59,3	< 10% jordbruksmark i ARO
Norrland utom fjällen	N och P från jordbruk	Tot-P <10 µg/l För sjöar med TP >10 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-Tot-P µg/l) = 5,9+ medelAbsF x 39	< 10% jordbruksmark i ARO
Sverige söder om limes norrlandicus	N och P från jordbruk	Tot-P <10 µg/l För sjöar med TP >10 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-Tot-P µg/l) = 10,9+ medelAbsF x 17,5B	< 10% jordbruksmark i ARO
Hela landet	Försurning	Årsmedel pH ≥ 6,0 För sjöar med årsmedelvärde pH <6,0 används F-faktorn enligt Bedömningsgrunderna 1999	
Hela länderna	Punktkällor		< 0,1 % tätortsyta bedömd efter röda kartan

Referenssjöar och påverkade sjöar

En översiktlig karakteristik av de 487 sjöarna fördelade på 4 olika regioner ges i tabell 4 för sjöar som sållats fram som referenser och i tabell 5 för sjöar påverkade av försurning och eutrofiering. Där framgår att sjöarean i medeltal är mycket variabel med variationskoefficienter (standardavvikelse i procent av medelvärdet) som med råge överstiger 100 %. Sjöarean är inte heller en styrande variabel för växtplankton vilket testats och diskuterats i ett tidigare arbete (Willén & Larson 2004). Som väntat tilltar konduktivitet, kväve- och fosforhalter i en gradient från fjällen till södra Sverige medan pH minskar i samma gradient i referenssjöarna. Absorbansen/vattenfärgen är högst i norrlands kustland och södra Sverige. I samtliga regioner är emellertid variationskoefficienten stor (≥75%) för vattenfärg. Bland referenssjöarna finns endast åtta som är starkt färgade (Abs.F > 0,2, ~ färgtal mg PT/l >100) och medelvärdet för absorbansen är där 0,23. Dessa sjöar är med något undantag knutna till norrlands kustområden och södra Sverige. I materialet med påverkade sjöar finns 30 starkt färgade och där är medelabsorbansen 0,3 vilket ger en ungefärlig vattenfärg av 150 mgPt/l. De brunaste sjöarna ligger i det materialet i södra Sverige.

Tabell 4. Medelvärden och standardavvikelse (SD) av omvärldsvariabler som är särskilt betydelsefulla för växtplankton (dock ej area) i referenssjöar i fyra olika regioner i södra Sverige har *Gonyostomum*-sjöar skiljts ut.

Fjällsjöar över trädgränsen n=40						
	Area, km ²	Konduktivitet mS/m	pH	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	Absorbans filtrerad 420/5
Medelvärde	0,7	2,2	7	113	5	0,007
SD	1	1,6	0,4	66	1	0,006
Norrland över högsta kustlinjen till trädgränsen n=127						
Medelvärde	4,8	3,2	7,1	287	6	0,058
SD	10,8	1,9	0,5	154	3	0,047
Norrland under högsta kustlinjen n=38						
Medelvärde	3,9	3,4	6,8	320	7	0,085
SD	8,9	1,2	0,4	168	3	0,064
Regionerna söder om Limes Norrlandicus (Södra Sverige) utan <i>Gonyostomum</i>-sjöar n=51						
Medelvärde	2,1	7,2	6,6	403	7	0,07
SD	5,3	3,1	0,5	116	3	0,05
Regionerna söder om Limes Norrlandicus med <i>Gonyostomum</i> ≥ 5% av totalbiomassa n=18						
Medelvärde	0,8	6,2	6,5	454	9	0,12
SD	1,3	1,8	0,3	104	3	0,07

Tabell 5. Medelvärden och standardavvikelse (SD) av omvärldsvariabler som är särskilt betydelsefulla för växtplankton (dock ej area) i påverkade sjöar (eutrofiering resp. försurning) i fyra olika regioner .

Fjällsjöar över trädgränsen: försurade n=7						
	Area, km ²	Konduktivitet mS/m	pH	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	Absorbans filtrerad 420/5
Medelvärde	0,2	1,1	5,4	125	4	0,002
SD	0,13	0,7	0,2	63	1	0,004
Eutrofierade n=2						
Medelvärde	4,2	3,0	7,4	86	10	0,009
SD	5,6	1,8	0,3	4	1	0,002
Norrland över högsta kustlinjen till trädgränsen: försurade n=15						
Medelvärde	0,6	2,8	5,6	388	9	0,067
SD	0,5	1,1	0,1	115	6	0,073
Eutrofierade n= 39						
Medelvärde	2,2	4	7,2	454	17	0,087
SD	4,9	4,4	0,6	288	8	0,054
Norrland under högsta kustlinjen: försurade n=9						
Medelvärde	0,4	3,3	5,5	511	9	0,17
SD	0,7	1,5	0,2	213	6	0,14
Eutrofierade n= 16						
Medelvärde	23,7	4,1	6,8	414	16	0,12
SD	78,1	1,7	0,3	134	9	0,078
Regionerna söder om Limes Norrlandicus (Södra Sverige): försurade n=61						
Medelvärde	1,6	6,4	5,4	449	11	0,146
SD	4,5	2,0	0,4	166	9	0,16
Eutrofierade n=65						
Medelvärde	3,4	12,4	7,1	686	34	0,1
SD	5,3	8,5	0,7	260	29	0,08

En granskning av vattendirektivets variabler för typklassning av sjöar har i ett tidigare arbete testats på ett sextotal referenssjöar med växtplanktondata framför allt från augustiperioden 1997–2002. Främst gällde det då en samlad artsammansättning och arternas respektive biovolymerna samt den totala växtplanktonbiomassan. För artsammansättningar var särskilt sjöarnas höjdlägen och grad av brunhet i vattnet särskiljande medan totalvolymerna separerades bäst av andra variabler som näringsämnen vilka indirekt kunde tolkas med hjälp av höjddata; näringsfattiga sjöar ligger vanligen högt och näringsrika i låglandet. Sjöarea och medeldjup hade ingen signifikant betydelse för växtplankton (Willén & Larson 2004).

En separering av utsållade referenssjöar och eutrofieringspåverkade sjöar i underlagsmaterialet till föreliggande arbete, när det gäller totalvolymen växtplankton, visar tydliga skillnader utom i ca 10 % av fallen med mycket låga totalvolymerna, fig. 8.

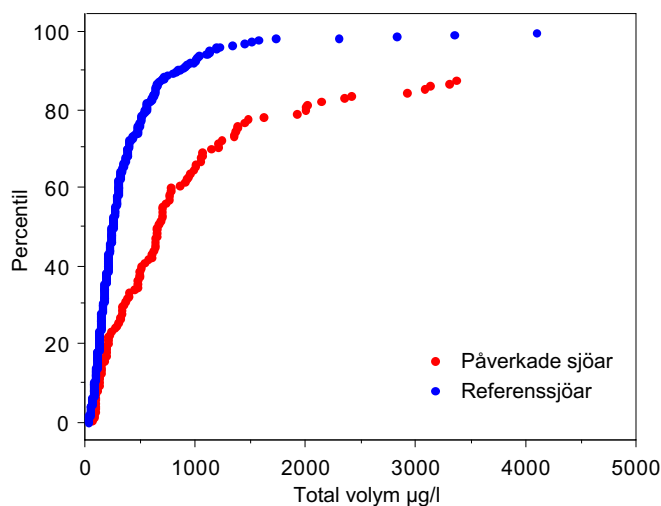


Fig. 8. Kumulativ frekvensfördelning av totalbiomassa i referenssjöar respektive eutrofieringspåverkade sjöar. Då biomassan av tydlighetsskäl maximerats till 5000 $\mu\text{g/l}$ i figuren illustreras bara 85% av de påverkade sjöarna. Maximumbiomassan för påverkade sjöar uppgick till 15 000 $\mu\text{g/l}$. Medianvärdet för referenser är 248 och för påverkade sjöar 650 $\mu\text{g/l}$ (totalvolym 0,248 resp. 0,65 mm^3/l).

En motsvarande separering med indikatorer som kvoten mellan cyanobakterier (blågrönalger) och totalvolymen växtplankton separerar också referenssjöar från påverkade sjöar dock inte lika tydligt, fig. 9.

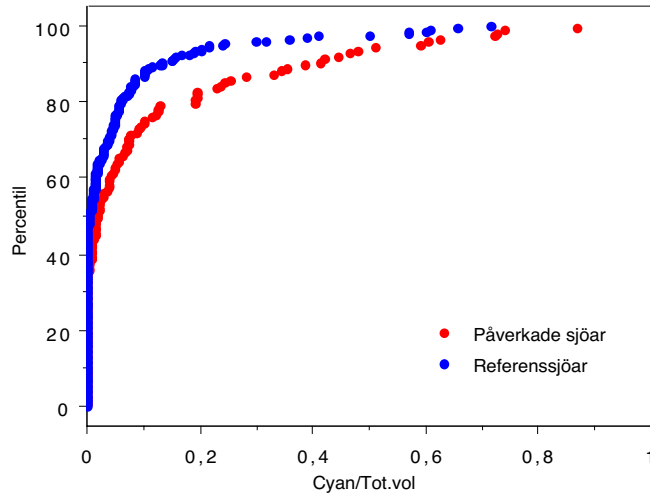


Fig. 9. Kumulativ frekvensfördelning av kvoten mellan cyanobakterier och total växtplanktonbiomassa i referenssjöar respektive eutrofierade sjöar. Mediankvoten för referenssjöar är 0,004 och för påverkade sjöar 0,018. 90-percentilen är för referenser 0,13 och för påverkade sjöar 0,4.

En illustration av fördelningen av kvoten mellan guldalger och totalbiomassan växtplankton ges i figur 10, där en tilltagande andel guldalger med avtagande näringsinnehåll skall vara att förvänta, jmf. fig. 1.

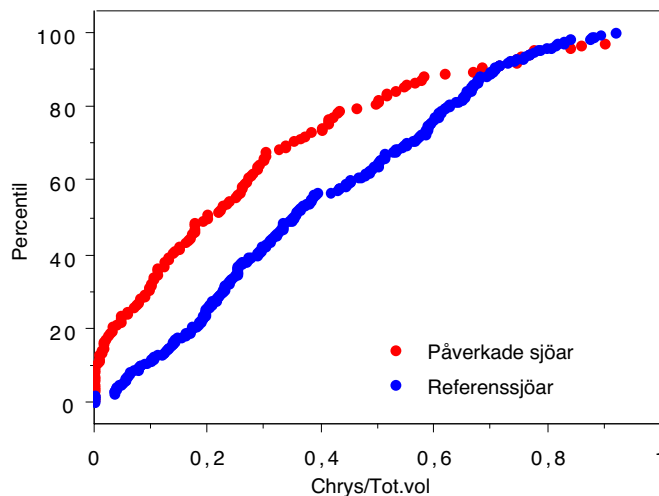


Fig. 10. Kumulativ frekvensfördelning av kvoten mellan guldalger (chrysophyceae) och total växtplanktonbiomassa i referenssjöar respektive eutrofierade sjöar. Mediankvoten för referenssjöar är 0,4 och för påverkade sjöar 0,2. Nittionde percentilen för både referenser och påverkade sjöar är 0,7.

Förslag till klassningar och gränsvärden

För arbetet med klassningar har följande teknik överenskommit inom den samlade arbetsgrupp av som verkat med biologiska bedömningsgrunder i sjöar och vattendrag:

- Lämpliga separeringar och avgränsningar av material bedöms för varje kvalitetsfaktor.

- Referenssjöar filtreras fram på ett så långt möjligt gemensamt sätt för biologiska variabler, jmf. tabell 3
- Indikatorer för vattenkvalitetsbedömning skiljer sig för de olika kvalitetsfaktorerna plankton, påväxtalger, bottenfauna och fisk.
- Valda indikatorer frekvensfördelas för referensobjekten per separerad region eller annan separationsvariabel. I en gradient där tilltagande värde på indikatorn uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet skall 75:e percentilen för testad indikator vara vägledande som ett referenstillstånd. I en gradient där avtagande värde på indikatorn uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet skall 25:e percentilen vara vägledande som ett referenstillstånd.
- Skillnaden mellan värdet för percentilen och maximum eller minimivärdet i hela materialet d.v.s. inkluderat de påverkade objekten räknas fram. Extrema maximum-/minimivärden som endast förekommer i enstaka fall kan om de inte undantas ge alltför stora gränsvärden mellan de olika kvalitetsklasserna från hög till otillfredsställande status. Skillnaden mellan referensvärdet och högsta eller i tillämpliga fall lägsta värdet i ett totalmaterial fördelas sedan mellan de tre klassgränserna god/måttlig, måttlig/dålig, dålig otillfredsställande.

Med ovanstående skisserade tillvägagångssätt har alltså klassgränserna satts efter fördelningar i materialet, ett tillvägagångssätt som delvis avviker från det som tillämpades för växtplankton i bedömningsgrunderna 1999.

I tabell 6 presenteras referenstillståndet för de för kvalitetsfaktorn växtplankton valda indikatorerna fördelat över fyra regioner i Sverige: Fjällen ovan trädgränsen, norrland från HK till trädgränsen, norrland under HK och södra Sverige.. I tabell 7 ges förslag till avgränsningar mot andra statusklasser.

Tabell 6 . Värdet för referenstillstånd (gränsen hög/god) av indikatorer för kvalitetsfaktorn växtplankton i tre regioner i Sverige. Som *Gonyostomum*-sjö betraktas här en sjö där andelen av den arten $\geq 5\%$ av totalbiomassan.

Indikator	Fjällen ovan trädgränsen	Norrland ovan HK ej fjällen	Norrland under HK	Södra Sverige
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	200	300	500	700
Totalbiomassa $\mu\text{g/l}$, i sjöar med <i>Gonyostomum</i> $\geq 5\%$ av totalbiomassan				1500
Cyanobakterier/ totalvolym	0	0,05	0,05	0,1
Cyanobakterier/Totalvolym i <i>Gonyostomum</i> -sjöar				0,05
Chrysophyceae/ Totalvolym	0,6	0,2	0,2	0,2
Chrysophyceae/ Totalvolym i <i>Gonyostomum</i> -sjöar				0,05
Antal taxa (artnivå möjlig med konserverat material. Metod miljöhandbok)	15	35	40	45

Tabell 7. Gränsvärden för tre statusklasser under referenstillståndet för kvalitetsfaktorn växtplankton i fyra regioner i Sverige. Alla indikatorer utom artantal skall indikera en gradient med tilltagande näring.

Indikator	God/Måttlig status	Måttlig/Otillfredsställande status	Otillfredsställande/ Dålig status
Fjällen ovan trädgränsen			
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	350	500	650
Chrysophyceae/ Totalbiomassa	0,45	0,3	0,15
Artantal i surhetsgradient	13	12	10
Norrland ovan HK, ej fjällen			
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	600	900	1200
Cyanobakterier/ Totalbiomassa	0,2	0,35	0,5
Chrysophyceae/ Totalbiomassa	0,15	0,1	0,05
Artantal i surhetsgradient	30	25	20
Norrland under HK			
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	1000	1500	2000
Cyanobakterier/ Totalbiomassa	0,2	0,35	0,5
Chrysophyceae/ Totalbiomassa	0,15	0,1	0,05
Artantal i surhetsgradient	35	25	20
Södra Sverige			
Totalbiomassa i sjöar utan <i>Gonyostomum</i> , $\mu\text{g/l}$	2500	5000	7500
Cyanobakterier/ Totalbiomassa i sjöar utan <i>Gonyostomum</i>	0,3	0,5	0,75
Chrysophyceae/ Totalbiomassa i sjöar utan <i>Gonyostomum</i> , $\mu\text{g/l}$	0,15	0,07	0,01
Totalbiomassa i sjöar med <i>Gonyostomum</i> , $\mu\text{g/l}$	3650	5800	8000
Cyanobakterier/ Totalbiomassa i <i>Gonyostomum</i> -sjöar	0,2	0,35	0,5
Chrysophyceae/ Totalbiomassa i <i>Gonyostomum</i> -sjöar	0,04	0,03	0,01
Artantal i surhetsgradient	35	30	20

Som en jämförelse med ovan angivna referensvärden ges i tabell 8 medelvärden och standardavvikelsen för de valda indikatorerna i fyra regioner samt totalfosforvärdet som en viktig omgivningsvariabel för biomasseutvecklingen. Här framgår de överlappningar som föreligger i norrlandsregionerna med stora spridningar för särskilt totalvolymen. I södra Sverige där sjöar som präglas av *Gonyostomum* urskiljs från de övriga referenssjöarna avviker följande variabler signifikant (t-test signifikansnivå 0,05) mellan de två grupperna: totalbiomassa, andelar cyanobakterier, andelar guldalger och totalfosforhalter.

Tabell 8. Medelvärden och standardavvikelse i referenssjöar i fyra regioner för totalbiomassan växtplankton, artantal, andelar av cyanobakterier och guldalger samt totalfosforkoncentrationer. *Gonyostomum*-sjöar separerade i södra Sverige.

	Fjällen	Norrland över HK, utom fjällen	Norrland under HK	Södra Sverige sjöar utan Gonyostomum (<5% av tot.biom.)	Södra Sverige sjöar med ≥ 5% Gonyostomum av tot.biom.
Totalbiomassa, $\mu\text{g/l}$	144 ± 99	256 ± 194	418 ± 358	482 ± 255	1749 ± 1337
Cyan/Tot.biom.	0,001 ± 0,003	0,047 ± 0,1	0,047 ± 0,1	0,094 ± 0,14	0,01 ± 0,02
Chrys/Tot.biom.	0,67 ± 0,16	0,39 ± 0,22	0,29 ± 0,2	0,31 ± 0,17	0,18 ± 0,17
Artantal	24 ± 8	44 ± 13	44 ± 13	53 ± 15	54 ± 17
Totalfosfor $\mu\text{g/l}$	5 ± 1	6 ± 2,9	6 ± 2,9	7 ± 3	9 ± 3
Antal referenssjöar	40	126	38	51	18

Avslutningsvis illustreras i tabellerna 9 och 10 hur många eutrofierings- och försurningspåverkade sjöar, ut sorterade enligt tabell 3, som med här presenterade referens- och övriga gränsvärden hamnar i klasserna hög och god ekologisk status. Det råder således en stor variation när det gäller biomassor inom och mellan regioner vilket också framgår för referenssjöar i tabell 8. Detta får till följd att så mycket som 75–80% av näringspåverkade sjöar trots allt kommer att klassas av hög–god status. För försurningspåverkade sjöar sållar artantalet tydligare ut sjöar utefter hela skalan av statusklasser.

Tabell 9. Fördelning av eutrofieringspåverkade sjöar över olika ekologiska kvalitetsklasser med tre olika växtplanktonindikatorer. *Eutrofierade fjällsjöar enligt ”sålet” dock inte enligt expertbedömning BD – länsstyrelse.

	Hög status	God status	Måttlig status	Otillfredsställande status	Dålig status
Fjällregionen. Eutrofieringspåverkade sjöar = 2*					
Totalbiomassa	1	1			
Cyan/totbiom.	2				
Chrys/tot.biom.		1			1
Norrland ovan HK, ej fjällen. Eutrofieringspåverkade = 39					
Totalbiomassa	19	11	6	1	2
Cyan/totbiom.	27	8	0	2	2
Chrys/tot.biom.	27	3	4	1	1
Norrland under HK, Eutrofieringspåverkade = 16					
Totalbiomassa	6	6	1	0	3
Cyan/totbiom.	13	3	0	0	2
Chrys/tot.biom.	8	1	0	1	6
Södra Sverige, sjöar utan <i>Gonyostomum</i>. Eutrofieringspåverkade = 50					
Totalbiomassa	18	22	1	1	8
Cyan/totbiom.	31	10	4	4	1
Chrys/tot.biom.	18	5	8	10	9
Södra Sverige, sjöar med <i>Gonyostomum</i>. Eutrofieringspåverkade = 18					
Totalbiomassa	8	6	1	3	0
Cyan/totbiom.	13	2	1	1	1
Chrys/tot.biom.	13	1	0	1	3

Tabell 10. Fördelning av försurningspåverkade sjöar över olika ekologiska kvalitetsklasser med indikatorn artantal.

	Hög status	God status	Måttlig status	Otillfredsställande status	Dålig status
Fjällregionen. Försurningspåverkade sjöar = 7					
Artantal	2	1	1	2	1
Norrland ovan HK, ej fjällen. Försurningspåverkade = 10					
Artantal	1	1	3	4	1
Norrland under HK. Försurningspåverkade = 7					
Artantal	1	2	12	9	0
Södra Sverige, sjöar utan <i>Gonyostomum</i>. Försurningspåverkade = 32					
Artantal	3	5	6	8	10
Södra Sverige, sjöar med <i>Gonyostomum</i>. Försurningspåverkade = 26					
Artantal	1	3	4	12	6

Kommentarer

Stora mellansjövariationer i totalbiomassor (totalvolymen växtplankton) förekommer i varje region. I medeltal är variationskoefficienten ca 70%, jmf. tabell 8. När det gäller andelar av enskilda alggrupper som cyanobakterier och guldalger är variationen störst för cyanobakterier

där variationskoefficienten med råge överstiger 100 %.. Cyanobakteriernas andelar av den totala biomassan är givetvis låg i opåverkade referenssjöar vilket också framgår av figur 8 om man beaktar att referenssjöarna ligger inom de tre första staplarna i histogrammet. Ett regionmedelvärde av deras biomassa för var och en av de två norrlandsregionerna samt för södra Sveriges *Gonyostomum*-sjöar är 15 $\mu\text{g/l}$ med ett maximum av 60 $\mu\text{g/l}$. I fjällsjöarna finns vanligen inga eller få cyanobakterier och maximumvärdet i det bearbetade materialet är 3 $\mu\text{g/l}$. I södra Sveriges sjöar utan *Gonyostomum* är medelvärdet 40 $\mu\text{g/l}$ och maximum 400 $\mu\text{g/l}$. Maximivärdena för norrlandsregionerna överstiger inte 250. Det är värt att påpeka att alla cyanobakterier inte indikerar näringsrika förhållanden. Artsammansättningar är med andra ord viktiga att beakta och bör inlemmas i kommande arbeten med bedömningsgrunder. När det gäller andelar av guldalger är variationskoefficienten inom varje regions inte så stor som för cyanobakterier utan håller sig kring 50–60% och under 25% i fjällen. Maximibiomassorna för fjällen och norrland är inte så variabla (270–370 $\mu\text{g/l}$) och inte heller är medelvärdesbiomassan särskiljande mellan dessa regioner men eftersom den totala biomassan stegras från fjällen mot kusten blir andelen guldalger mindre i den riktningen. I södra Sverige ökar biomassan guldalger p.g.a något bättre näringstillgång.

Sjöarna inom varje region är således mer variabla med avseende på sina biomassor än på sin näringskoncentration som ju ändå kan variera med 50%. Det som dock skiljer sjöarna betydligt i alla regioner utom fjällen är vattenfärgen (AbsF) som i genomsnitt har en variationskoefficient på 75 %. Eftersom den i en tidigare studie kunde redovisas som statistiskt särskiljande för sjöars artsammansättning (Willén & Larson 2004) har en tilläggsbearbetning gjorts till ovanstående presentation utöver uppdraget, där sjöar med vattenfärg över resp. under 50 mg Pt/l (AbsF 0,1) separerats.

Tabell 11 . Värden för referenstillstånd (gränsen hög/god) av indikatorer för kvalitetsfaktorn växtplankton i tre regioner i Sverige. Rödmärkning stor statistisk osäkerhet p.g.a. få sjöar. 1 = 11 *Gonyostomum*-sjöar. 2 = 7 *Gonyostomum*-sjöar

Indikator	Fjällen ovan trädgränsen	Norrland ovan HK ej fjällen	Norrland under HK		Södra Sverige		
Antal sjöar	40	23	103	13	25	20 ¹	49 ²
AbsF	< 0,1	≥ 0,1	< 0,1	≥ 0,1	< 0,1	≥ 0,1	< 0,1
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	200	600	300	800	400	700	600
Totalbiomassa $\mu\text{g/l}$, i sjöar med <i>Gonyostomum</i> ≥ 5% av totalbiomassan						1600	1400
Cyanobakterier/totalvolym	0	0,1	0,05	0,05	0,05	0,2	0,1
Cyanobakterier/Totalvolym i <i>Gonyostomum</i> -sjöar						0,05	0,05
Chrysophyceae/Totalvolym	0,6	0,1	0,25	0,1	0,2	0,1	0,2
Chrysophyceae/Totalvolym i <i>Gonyostomum</i> -sjöar						0,05	0,05

Jämförs resultaten i tabellerna 6 och 11 framgår följande:

- Fjällregionen är inte påverkad p.g.a. att sjöarna inte är bruna.
- Region norrland över HK till trädgränsen som har rätt stort antal sjöar i respektive absorptionsgrupp får dubbelt så stor biomassa totalt och för andel cyanobakterier i sjöar med $AbsF \geq 0,1$ än gruppen sjöar med lägre absorptions. I denna senare grupp är däremot andelen guldalger betydligt större än i de mörkare vattnen.
- Region norrlands kustland visar också att totalbiomassan i bruna vatten är dubbelt så stor som i ljusare, samt att andelen guldalger ökar om vattenfärgen avtar.
- I södra Sverige är det statistiska underlaget för bedömning av *Gonyostomum*-sjöar separerade efter vattenfärg samt övriga sjöar med $absF \geq 0,1$ inte så starkt. *Gonyostomum*-sjöarnas totalvolym är ungefär densamma som angivits i tabell 6 och biomassorna för sjöar utan *Gonyostomum* varierar inte särskilt mycket heller från tabell 6. Vissa variationer finns mellan andelar av cyanobakterier och guldalger men med tanke på ett lågt antal sjöar med $AbsF \geq 0,1$ och för *Gonyostomum*-grupperna är färgsepareringen inte lika tydlig i denna region även om indikation finns om avtagande andelar av guldalger i en gradient från bruna till klara sjöar.

•

Referenser

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström E. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3(1): 30–36.
- Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. 1999. *Naturvårdsverket rapport 4913*. Naturvårdsverket förlag. Stockholm.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norska innsjøer. Planteplankton. *NIVA-rapport 2344*. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.
- Chorus, I. & Bartram, J. (red.) 1999. *Toxic cyanobacteria in water*. WHO, E. & FN Spon. London.
- Christensen, T. 1980. *Algae. A taxonomic review*. Fasc. I. Odense.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publications of the Water Research Institute 37*. Helsinki.
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative plankton analysis. *Limnologia (Berlin) 13*: 249–261.
- Hörnström, E. 2002. Phytoplankton in 63 limed lakes in comparison with the distribution in 500 untreated lakes with varying pH. *Hydrobiologia* 470: 115–126.
- Kristiansen, J. & Preisig, H.R. 2001. Encyclopedia of chrysophyte genera. *Bibliotheca phycologica 110*.
- Naturvårdsverket 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. *Allmänna Råd 90:4*
- Tikkanen, T. & Willén, T. *Växtplanktonflora*. Naturvårdsverket. Tunatryck AB. Eskilstuna.
- Wiederholm, T. (red.) 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar. *Naturvårdsverket rapport 4921*. Naturvårdsverket förlag. Stockholm.

- Willén, E., Hajdu, S. & Pejler, Y. 1990. Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes. Classification, ordination and choice of long-term monitoring objects. *Limnologica (Berlin)* 20: 217–227.
- Willén, E. & Larson, D. 2004. Typanpassning av sjöar och vattendrag. En granskning av den föreslagna svenska typologin med avseende på växtplankton och makrofyter. *Institutionen för Miljöanalys, SLU, rapport 2004:3*. Uppsala.
- Willén, E. 2000. Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. I *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring (red. Heinonen, P. m.fl.)*, ss. 58–80.