



VÄXTPLANKTON I SJÖAR

Bedömningsgrunder

Eva Willén

VÄXTPLANKTON I SJÖAR

Bedömningsgrunder

ISSN 1403-977X

Innehållsförteckning	Sid.
Sammanfattning	1
Summary	2
Bakgrund	3
Ekologisk relevans	5
Parametrar som ingår i bedömningen	9
Dataunderlag	9
Separering av sjöar med avseende på region och vattenfärg	14
Metodik för beräkning av referensvärden, klassgränser, ekologiska avvikelsekvoter och osäkerheter	17
Metodik för beräkning av trofiindex	18
Regionsspecifika referensvärden och klassificering av ekologisk status	27
Kommentarer till val av parametrar	31
Bedömningsaspekter	34
Rekommenderad provtagning och analys	35
Referenser	36

Sammanfattning

Här presenteras en mall för bedömning av sjöars ekologiska status med hjälp av planktiska alger (växtplankton). Bedömningen avser prov tagna under perioden 15 juli–31 augusti d.v.s. ett sent och relativt stabilt successionsstadium i den årliga planktonutvecklingen. Provet rekommenderas representera det övre vattenskiktet (ca 75% av epilimnion). Analyserna skall vara utförda i enlighet med Utermöhlmetoden och den teknik som beskrivs i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se med länk till miljöövervakning). Klassificering görs av följande parametrar i en 5-gradig skala från hög status till otillfredsställande och dålig status:

1. Växtplanktons totalbiomassa ($\mu\text{g/l}$)
2. Andel (%) cyanobakterier
3. Trofiskt planktonindex (TPI)
4. Antal taxa (skall bara användas om påverkan av försurande ämnen misstänks)

Dessutom anges ett värde för referenstillstånd vilket är den 50:e percentilen av data för aktuell parameter i sjöar som karakteriseras som referenssjöar d.v.s. sådana som kan betraktas som opåverkade eller med mycket liten påverkan som inte återspeglas i biota.

Parametrarna 1–3 avser en trofigradient, parameter 4 en surhetsgradient. Det nykonstruerade trofiska planktonindexet presenteras utförligt i arbetet där också indikatortal ges för 57 näringstoleranta och 34 sensitiva taxa ”oligotrofiindikatorer”.

Underlaget till arbetet har utgjorts av 480 sjöar med juli- (senare delen) och augusti-provtagningar. Något mer än hälften av sjöarna har betraktats som referenser enligt en utsållningsprincip som beskrivs i tabell 2. Klassifikationer av sjöar presenteras för tre regioner: fjällan ovan trädgränsen samt Sverige norr och söder om *limes norrlandicus*. Därtill har klara och humösa sjöar separerats med en färggräns av 30 mg Pt/l eller $\text{AbsF}_{420/5} \leq 0,06$. Sist i arbetet presenteras tabeller över parametrar och gränsvärden för status- och ekologiska kvalitetsklasser, tabell 8–11. Parametrarna totalbiomassa (totalvolym), TPI och andel cyanobakterier sammanvägs på ett sätt som presenteras på sid. 34–35 och skall vara vägledande vid bedömning av en sjös vattenkvalitet med avseende på näringsstatus. I vissa fall kan totalbiomassan komma att missgynna sjöar med större mängder av nålflagellaten *Gonyostomum semen* – gubbslem, en art som inte kan sägas sänka kvalitetsklassen trots att stora biomassor föreligger. Om stora biomassor registreras i sjöar av humös karaktär, där man med avseende på näringsstatus inte skulle förvänta sig det, skall värdering med TPI vara vägledande sedan man skaffat sig information om *Gonyostomum*-dominans.

När det gäller bedömningar med TPI kan inte heller det indexet användas i alla sjöar eftersom endast ett nittiotal arter finns indexerade och då får istället totalbiomassan utgöra bas för klassningen tillsammans med andelen cyanobakterier. TPI bör nämligen inte användas om mindre än 4 arter i en sjö har ett indikatortal.

Andelen cyanobakterier har medtagits som en indikator i kraft av vattenblomningars negativa värde för vattenanvändning både i råvattentäkter och för rekreation och friluftsliv. Tabell 12 illustrerar taxa som är knutna till särskilda problem ur hälsosynpunkt.

Summary

Classification of the ecological status of Swedish lakes based on total biomass and composition of phytoplankton is presented. The period of evaluation refers to the late summer succession stage (July 15–August 31) and a mixed sample of a lake's epilimnion layer. The Utermöhl analysis method has to be used and preferably with the counting technique published in the Swedish EPA's Handbook of Environmental Assessment, at present only in a Swedish version (www.naturvardsverket.se). That counting technique is especially important to use when evaluating acid conditions in a lake because species richness is then the recommended parameter.

Classifications are made of the following parameters in a 5-degree scale from high status to poor/bad status and an additional reference condition where the reference is the 50th percentile of values obtained in unimpacted lakes while high status values is the 75th percentile (concerning total biomass, proportion of cyanobacteria and trophic plankton index. For species richness which is decreasing in a gradient of acidity is the 25th percentile used as high status value):

1. total biomass (total volume) of phytoplankton
2. proportion (%) of cyanobacteria
3. trophic plankton index (TPI)
4. species richness

Parameters 1–3 refer to a trophic gradient and no. 4 to a gradient of acidity.

The basis of the assessment work is late summer samples from 480 lakes with thorough taxonomic resolution and countings. Slightly more than 50% of these lakes were considered as references according to an elaborated manual common for a broad range of Swedish assessment work in freshwater environments including both chemical and biological parameters. The manual is presented in table 2 in the present work. The assessments comprise three regions in Sweden each separated between clear and humic lakes (borderline value 30 mg Pt/l): alpine lakes above the tree-limit and the rest of Sweden north and south of *limes norrlandicus* which is a climatic borderland dividing the country at an approximate latitude of 61°N. A special section of these assessment criteria describes the construction of a new trophic plankton index which includes indicator scores given to 57 taxa with prevalence in nutrient-rich lakes and 34 taxa which mainly occur in nutrient-poor lakes. The index is scored in a \pm range of 3 meaning 6 different indicator classes from –3 to 3 where indifferent species or species with insufficient data are scored 0. The species scored are listed in tables 5 and 6. The parameters total phytoplankton biomass, TPI and proportion of cyanobacteria are weighted together to assess one single ecological quality ratio and the principles for that are given in the text. Table 12 summarizes cyanobacterial species connected to problems in Swedish lakes both considering taste or odour and toxicity. Special recommendations for assessment of lakes invaded by the slime-producing alga *Gonyostomum semen* are given.

Species richness is elaborated for a gradient of decreasing pH and ought to be used only when species depauperization due to acidity is suspected. This indicator is treated separately and will not be weighted together with indicators used for trophic assessments.

Finally a recommendation of getting a mean value of at least three summers is given for a more reliable assessment, due to the inter-annual weather-induced variations of plankton abundances and community structures. Three is the least number of seasons to get some idea of variations even if classifications are possible based on data from just one sample and summer period.

Bakgrund

I de svenska bedömningsgrunder för miljökvälitet som utarbetades 1999 ingick bland de biologiska faktorerna planktiska alger (växtplankton) med följande parametrar: totalvolymen (=totalbiomassan) alger, klorofyll-*a* koncentration, biomassan av vårutvecklande kiselalger och i augusti vattenblommande cyanobakterier, potentiellt toxinproducerande släkten av cyanobakterier och biomassan av den slemproducerande invasiva nålflagellaten *Gonyostomum semen* - gubbslem. 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 ursprungstillstånd antogs för dagens eutrofa-/hypertrofa sjöar och växtplanktons referensvolymerna räknades fram i regressionsanalyser mot ett expertbedömt totalfosforvärde. Djupa och oskiktade sjöar särskiljdes. För skogssjöar användes typvärden från valda referenssjöar där resultat från sedimentproppar antytt opåverkat tillstånd under århundraden (Naturvårdsverket 1999a). För fjällsjöar antogs ett maximumvärde av förekommande totalvolymerna efter studier av publicerade svenska material. Jämförvärdena arbetades 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 björkskogsregionen fanns också med. I underlagsmaterialet saknades data från större delen av inre norrland 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 här presenterad om- och nybearbetning har antalet parametrar begränsats och bedömningsperioden avgränsats till juli-augusti som är den enda period där ett mer riksomfattande material kunnat hopsamlas, vilket möjliggjort en mer omfattande statistisk behandling med underlag för en regional indelning av sjöar och sjötyper, fig. 1. De valda parametrarna är i en gradient av stigande näringskoncentrationer totalbiomassan växtplankton, ett nykonstruerat trofiskt planktonindex samt andelen cyanobakterier. För surhet föreslås tills vidare antal arter där analysansträngningen skall följa ambitionsnivån som anges i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se). När det gäller andelar av cyanobakterier bör särskilt beaktas om arter som förknippas med dålig vattenkvalitet i form av toxinproduktion eller som producenter av lukt- och smakämnen förekommer, jmf. tabell 12 i anslutning till bedömningsmallen.

Cyanobakterier och toxiner

För närvarande pågår intensiv forskning internationellt om vilka arter som har gener som kodar för toxinproduktion. Främst har intresse knutits till microcystiner, som finns i ett 70-tal strukturella former och är ett levergift med påtagliga hälsoproblem genom sin långsiktigt negativa påverkan på levern. Dessutom verkar gifterna som promotorer till levercancer dock utan att såvitt känt initiera en sådan. Microcystiner finns hos våra vanliga vattenblommande släkten som *Anabaena*, *Planktothrix* och *Microcystis* men inte i alla förekommande arter. Som exempel kan anges att bland släktet *Microcystis* som omfattar ett antal vanliga vattenblommande arter i eutrofa – hypertrofa sjöar är *Microcystis wesenbergii* – ärgvattenblom inte giftig (Via-Ordorika m.fl. 2004). Generellt för microcystin-LR (den vanligaste formen av microcystin) har WHO förslagit ett gränsvärde på 1 µg/l i dricksvatten vilket verkar ha bred användning internationellt (Chorus & Bartram 1999). För nervtoxiner som också utvecklas av cyanobakterier (t.ex. hos släktena *Anabaena* och *Aphanizomenon*) och åstadkommer årliga och snabba dödsfall bland hundar och kreatur finns inga gränsvärden ännu och analysmetoderna är något mer krävande. I sjöar som används som vattentäkter är det av särskild vikt att skaffa sig kunskap om mängder och artsammansättningar av cyanobakteriefloran. En tredje grupp toxiner som kallas lipopolysackarider (LPS) och vanligen finns i cellväggar hos cyanobakterier kan skapa hud- och allergireaktioner men har inte samma toxiska potential som de övriga gifterna.

En annan art som åtminstone i massutveckling uppfattas som besvärsvärdande vid friluftsbad är nålflagellaten *Gonyostomum semen* – gubbslem, jmf. faktaruta sid. 27. Arten som är jämförelsevis stor kan ge upphov till mycket stora biomassor vilket placerar en sjö i statusklasser sämre än god status utan att vattenkvaliteten kan anses undermålig. Här skall kontroll göras om det är frågan om en *Gonyostomum*-sjö och i så fall är klassning med det trofiska planktonindexet lämpligare i kombination med andelar cyanobakterier. Den sistnämnda gruppen brukar vara liten i *Gonyostomum*-sjöar.

En teknik för sammanvägning av statusvärden för bedömning av kvalitetskvoter med avseende på totalbiomassa, trofiskt planktonindex och andel cyanobakterier presenteras på sid. 34–35.

I föreliggande uppdrag har ingått att arbeta fram bedömningsgrunder för kvalitetsfaktorn växtplankton i sjöar vilka skall uppfylla kraven i EGs ramdirektiv för vatten (2000/60/EG), det s.k. Vattendirektivet. I en första version till nedan presenterade bedömningsgrunder framlades ett system för användning i en trofigradient med användande av totalbiomassa, andelar av indikativa alggrupper (cyanobakterier och guldalger) och ett trofiskt planktonindex. För en surhetsgradient föreslogs artantal. Efter bearbetning av erhållna remissvar från länsstyrelser och enskilda experter har vissa skalor omarbetats, andelar av guldalger uteslutits liksom särskilda bedömningar baserade på totalbiomassan i *Gonyostomum*-sjöar. Även mycket höga biomassor av *Gonyostomum* behöver inte vara ett tecken på sämre vattenkvalitet. Arten är att betrakta som invasionsart i den bemärkelsen att den visserligen inte är ny för landet men väl för vissa regioner, då den långsamt sprider sig norrut i takt med stigande vattentemperaturer och ökande mängder av organisk substans.

Inför utarbetandet av föreliggande bedömningsgrunder testades växtplanktonsamhällen i förhållande till de regionala och morfologiska variabler som föreslagits inför Vattendirektivets sjöklassificeringar, variabler som kunde anses mer oberoende av växtplankton och dess artsammansättningar. Sjöstorlek och vattendjup visade sig inte ha signifikant betydelse för artsammansättningar och arternas biomassor medan däremot höjd över havet och vattnets humushalt var särskilt betydelsefulla. Efter åtskilliga tester och jämförelser har därför en slutlig regionindelning använts som separerar Sverige i tre stora regioner: fjällen, norra Sverige (utom fjällen) och södra Sverige. I norra och södra Sverige har sedan en indelning skett i klara och humösa sjöar där ett färgtal av 30 mg Pt l^{-1} (AbsF 420/5 >0,06) satts som gräns i analogi med det gränsvärde som föreslagits i Vattendirektivet.

Här presenteras klassindelningar från hög/god vattenkvalitet till otillfredsställande/dålig. I vissa fall har brist på data i underlagsmaterialet gjort att värden för klassen dålig status inte kunnat sättas. Efter en bred användning i olika regioner och sjötyper är det av största vikt att en återrapportering sker av erfarenheter vid klassningar. Antalet eutrofierade sjöar har i underlagsmaterialet inte varit så stort.



Fig. 1. Valda regioner för bedömning av kvalitetsfaktorn växtplankton.

Ekologisk relevans

I vårt land har den ursprungliga klassifikationen av sjöar främst knutits till deras innehåll av planktiska alger samt till den produktion som dessa alger ger upphov till (Naumann 1921). I omfattande engelska studier jämfördes på 1920-30 talen vattnets planktonsammansättning med kemiska omvärldsfaktorer (Pearsall 1932). På så sätt belystes enskilda arters näringspreferenser och förklaringar gavs till planktonalgers säsongsmässiga variationsmönster. Senare tiders forskning har mer i detalj preciserat de huvudsakliga faktorer som påverkar successioner av taxa och livsformer (Margalef 1978, Reynolds m.fl. 2002). Förändringar i vattnets näringsstatus återspeglas snabbt i växtplanktons biomassa och taxastrukturer och det är i sådana sammanhang som användningen av växtplankton som indikator har varit särskilt framgångsrik t.ex för att följa ett återhämtningsförlopp efter narsaltreduktion, att följa ett försurningsförlopp eller som ett tidigt tecken på tilltagande näringsbelastningar (Hörnström 2002, Willén 2001, Jeppesen m.fl. 2005). Växtplankton reagerar alltså snabbt på miljöförändringar och är bra som en ”tidig varningsindikator” men har påtagliga dynamik i sin populationsutveckling, fig. 2.

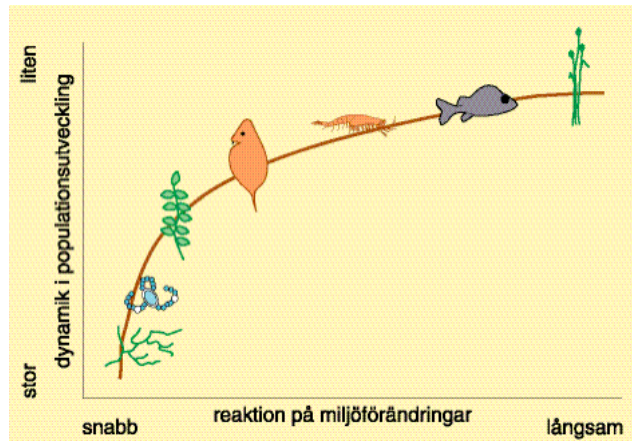


Fig. 2. Reaktionen hos olika organismgrupper i vatten på miljöförändringar.

Särskilt är andelen cyanobakterier en god indikator på tilltagande näringsnivåer även om vissa enskilda arter utgör undantag, fig. 3. Sådana undantag är arter som vanligen inte har gasvakuoler och således inte flyter upp till ytan. En lika tydlig utveckling av cyanobakterier gäller dock inte i sjöar med nålflagellaten *Gonyostomum semen* – gubbslem – sjöar som till stor del är belägna i södra Sverige och är av humös karaktär. För att *Gonyostomum* ska sägas prägla en sjö kan en gräns föreslås där dess andel av totalbiomassan är 5% eller mer.

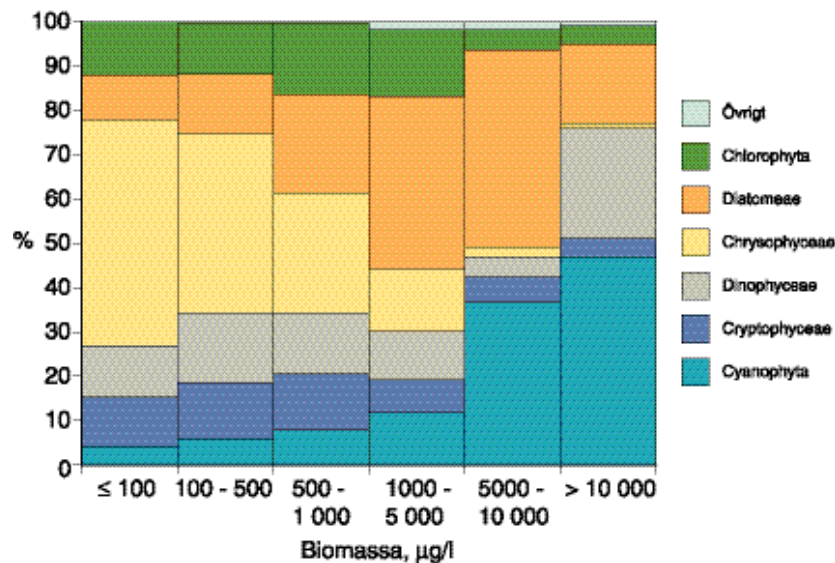


Fig. 3. Procentuell fördelning av alggrupper i juli-augusti i en gradient med tilltagande biomassa som i sin tur följer ökande totalfosforhalter (Antal sjöar som underlag för diagrammet 409). Andelen cyanobakterier ökar och andelen chrysophyceae (guldalger) minskar.

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 µm maskvidd) vanligen från en sjös ytskikt. 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 Järnefelts klassificering av arter vanliga i näringsrika respektive näringsfattiga sjöar i Finland där trofigraden skalats efter totalvolymen växtplankton (Järnefelt 1952). En lista av dessa arter som omfattar ett hundratal eutrofiindikatorer och ett tjugotal oligotrofiindikatorer finns 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. I en mycket omfattande sammanställning av växtplanktonindikatorer framtagna för norska förhållanden har uppdelningar gjorts på fyra olika trofinivåer och för varje behandlad art finns sannolikhetsberäkningar för förekomst i relation till tre olika omgivningsvariabler (Brettum & Andersen 2005). En sammanställning av olika nordiska index ges i Willén (2000).

När det gäller växtplanktons reaktioner på försurning är entydigheten inte lika stor på artnivå men tydligt är att vissa alggrupper så gott som helt försvinner i de allra suraste miljöerna. Sådana exempel är planktiska cyanobakterier och kiselalger vilka båda fordrar något mer näring än vad som ofta finns t.ex. vid pH <5,5 (Almer m.fl.1974). En drastisk nedgång av antalet arter är därför den tydligaste indikationen på ett surt vatten, fig 4.

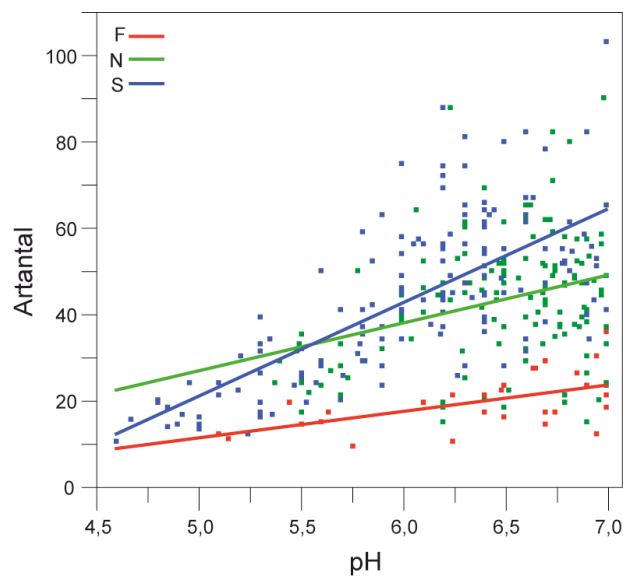


Fig. 4. Artantal i surhetsgradient pH 4,5-7 i de tre regionerna fjällen, norra respektive södra Sverige.

Linjeekvationerna för de tre regionerna illustrerade i figuren är

Fjällen: $\text{Artantal} = -20,61 + 6,3 \times \text{pH}$; $n=28$

Norra Sverige: $\text{Artantal} = -28,98 + 11,1 \times \text{pH}$; $n=130$.

Södra Sverige: $\text{Artantal} = -87,53 + 21,7 \times \text{pH}$; $n=151$

Underlagsmaterialets brist på mycket sura sjöar i fjällen och norra Sverige gör regressionslinjen "flack".

Generellt för hela landet utom fjällen är artantalet 20 i sjöar med pH <5, 5 medan motsvarande antal i fjällen är ett tiotal. I pH-neutral miljö är antalet 45-50 respektive 25 i motsvarande områden. Då ett erhållt artantal är knutet till analysansträngning måste påpekas att den räknemetod som avses är den som anges i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se med länk till miljöövervakning) eller mycket likvärdig metod samt god taxonomisk kompetens vid analysarbetet.

Indikatorer på artnivå i sura/försurade sjöar är således inte så tydliga även om arter finns som har beskrivits som surhetstoleranta, fig. 5. Emellertid uppträder många av dessa arter också i andra mycket näringsfattiga vatten, däremot kanske med ändrade proportioner av totalbiomassan. Endast arten *Dinobryon pediforme* tycks obligat vara knuten till mycket sura vatten (pH $\leq 5,5$) medan andra arter uppträder också i andra pH-intervall bara fosforvärdena är tillräckligt låga (ofta $\leq 5 \mu\text{g/l}$).

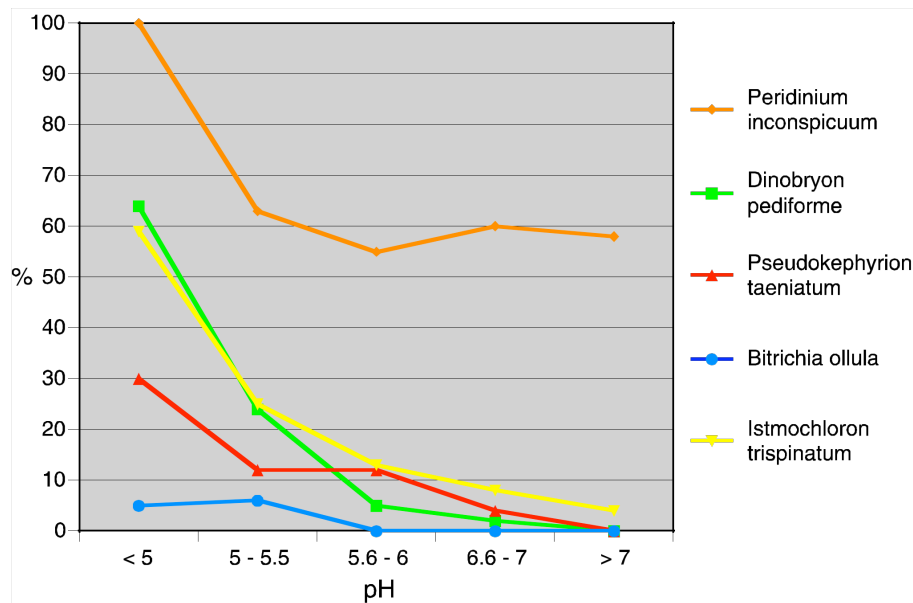


Fig. 5. Exempel på arter som finns i sura sjöar. På y-axeln anges den andel sjöar där indikerade arter förekommer i ett underlagsmaterial av 500 sjöar. Så förekommer t.ex. dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum* i alla sjöar med pH < 5 medan guldgalden *Dinobryon pediforme* och gulgrönalgen *Istmochloron 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.

Det är således ofta inte det låga pH-värdet som arterna är toleranta mot utan den låga näringskoncentrationen, vilken ju också följer med en försurning. Med utgångspunkt från det använda materialet av 480-talet sjöar som har ingått i arbetet med att utforma föreliggande bedömningsgrunder är det bara tre arter som har liten eller enstaka spridning över pH 6 och dessa är förutom ovannämnda *Dinobryon*, *Pseudokephyrion taeniatum* och *Closterium kuetzingii*. De första två tillhör guldgalderna och den sistnämnda är en konjugat d.v.s. en grupp bland grönalgen. Men dessa arter uppträder inte med säkerhet i alla försurade/sura sjöar sommartid.

Den totala växtplanktonbiomassan i försurade/sura sjöar är liten då sjöarna är näringsutarmade av fosfor. Det gäller framför allt de sjöar som har ett mycket klart vatten medan näringskoncentrationerna ökar något i bruna vatten. Särskilt höga totalbiomassor har de sjöar som invaderats av *Gonyostomum* på grund av artens storlek, fig. 6.

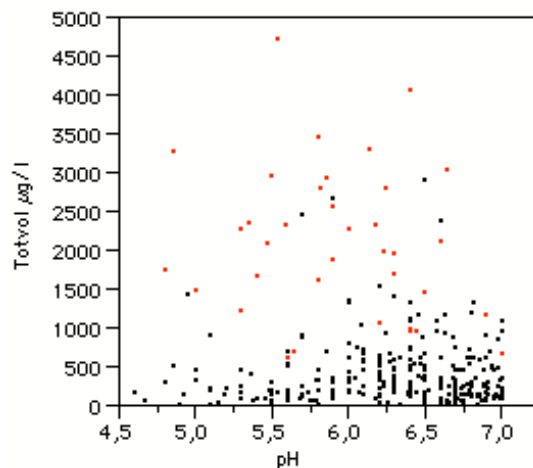


Fig. 6. Totalvolymen växtplankton i en pH gradient 4,5–7. Sjöar med *Gonyostomum* är rödmarkerade.

Den totala växtplanktonbiomassan varierar en hel del i en pH-gradient även om variationerna minskar påtagligt när pH når $\leq 5,5$.

Med hänsyn till ovanstående diskussion om planktonkaraktistika i sura miljöer kommer en parameter för surhet inte att presenteras i dessa bedömningsgrunder annat än som antal arter som även den så småningom behöver knytas till en rekommenderad total taxalista att utgå ifrån.

Parametrar som ingår i bedömningen

För bedömning i en trofigradient ges följande parametrar för kvalitetsfaktorn växtplankton:

- ∞ Totalbiomassa växtplankton*
- ∞ Procentandel cyanobakterier av totalbiomassan
- ∞ Trofiskt planktonindex (TPI) baserat på indikatorarter som värderats i en skala från -3 till 3. Arternas skalning följer huvudsaklig förekomst i en totalfosforgradient.

För bedömning i en surhetsgradient

- ∞ Artantal

*Totalbiomassan av växtplankton likställs med totalvolymen då planktons densitet jämföras med vattnets d.v.s. g cm^3 . $\text{Mg l}^{-1} = \text{mm}^3 \text{l}^{-1}$, d.v.s. som exempel $0,6 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1} = 600 \mu\text{g l}^{-1}$.

Dataunderlag

Utgångspunkten för analysarbetet har varit ett växtplanktonmaterial från olika källor som omfattar 480 sjöar där totalbiomassor och alggruppsbiomassor funnits beräknade. I ca hälften av materialet har däremot räkning av enskilda arter inte redovisats. Dessa har istället abundansskattats i en skala 1–5 (Hörnström 1981, Hörnström m.fl. 1993). För att kunna utgå från ett så stort material, vilket också krävt avsevärd tid att datalägga, och göra enhetligt, har bara juli-augustiperioden använts eftersom 75% av sjöarna bara undersökts någon av dessa månader. Det är emellertid den period som bäst lämpar sig för jämförelse mellan alla klimatzoner. Naturligtvis hade det varit en styrka att också ha värden från flera olika årstider för alla sjöar men då hade ingen bred regional spridning kunnat erhållas. Våren är annars den

period som tidigast ger indikation på en vattenkvalitetsförändring med förhöjda produktions-
toppar och artförändringar, men den är vädermässigt svår att pricka in och mycket kan hända
från vecka till vecka. Sensommaren är den säsong då strukturen i planktonsamhället är
stabilast och biomassans omsättningstid vanligen långsam, och störningar i form av yttre
påverkan som tillrinnande vatten och kraftig vattenomblandning liten, fig.7. I eutrofa vatten
har ofta denna period årets största biomassor med dominans av vattenblommande
cyanobakterier. Växtplanktons successionsmönster behandlas utförligt i bakgrundsrapporten
till 1999 års bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999b).

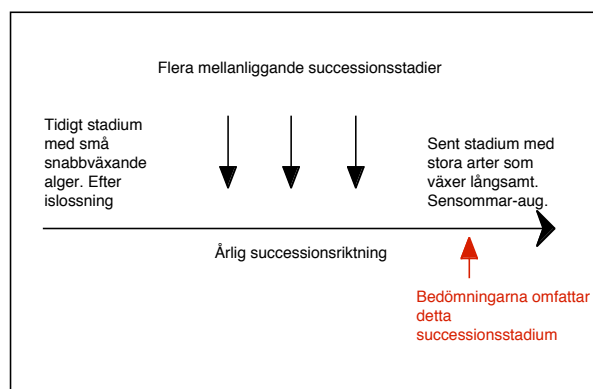


Fig. 7. Schematisk skiss över växtplanktons successionsutveckling under en period som sträcker sig från tidig vår till sensommar.

Den regionala fördelningen av det sjömaterial som använts som underlag i här presenterade bedömningsgrunder illustreras i fig. 8. Datamaterialet härrör från provtagningar från 1980-talet och fram till 2003. Endast för några regioner har data från 1970-talet använts. Ett krav har varit att vattenkemiska data skall ha insamlats samtidigt. Ett annat krav har varit att artanalyserna skall ha haft god kvalitet och varit utförda av kompetenta taxonomer. Materialet har från början varit mycket större men nödvändiga reduktioner har skett för att uppnå kvalitetskravet. Antal sjöar per storskalig region anges i tabell 1.

Tabell 1. Total datatillgång sorterat per region från fjällen mot södra Sverige

Region	Totalantal sjöar	Därav påverkade sjöar	Antal av påverkade sjöar som är försurade
Fjällen ovan trädgränsen	51	9	7
Norrland totalt	235	72	17
klara sjöar	122	24	8
humösa sjöar	113	48	9
Södra Sverige (gräns <i>limes norrlandicus</i>) totalt	194	126	58
klara sjöar	81	49	25
humösa sjöar	113	77	33

Mellanårsvariationer har inte bedömts för att större delen av datamaterialet härrör bara från ett år. Där flera augustisäsonger funnits som för sjöar i den nationella miljöövervakningen, har ett medelvärde för perioden 1997–2002 använts. För övriga sjöar med data från några år har också medelvärden beräknats. För att välja ut referenssjöar användes ett filter med avgränsningar som anges i tabell 2.

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

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 17,5	< 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 landet	Punktkällor		< 0,1 % tätortsyta bedömd efter röda kartan

I tabell 3 karakteriseras några för växtplankton betydelsefulla omvärldsfaktor i de separerade regionerna med inriktning på referenssjöar.

Tabell 3. Medelvärden och standardavvikelse (SD) av omvärldsvariabler som är särskilt betydelsefulla för växtplankton i referenssjöar i fyra olika regioner.

	Konduk-tivitet mS/m	pH	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	Absorbans Filtrerad 420/5
Fjällsjöar över trädgränsen n=42					
Medelvärde	2,2	7	111	5,0	0,007
SD	1,5	0,4	65	1,2	0,006
Norrland klara sjöar n=98					
Medelvärde	3,5	7,2	260	5,6	0,03
SD	2,0	0,5	156	2,5	0,02
Norrland humösa sjöar (absF ≥0,06) n=65					
Medelvärde	2,9	6,7	354	7,8	0,12
SD	1,2	0,4	139	2,9	0,05
Södra Sverige klara sjöar (söder om limes norrlandicus) n=32					
Medelvärde	7,4	6,6	372	6,5	0,04
SD	3,4	0,5	99	2,7	0,01
Södra Sverige sjöar humösa sjöar (absF ≥0,06) n=36					
Medelvärde	6,2	6,5	461	8,6	0,12
SD	2,2	0,4	108	3,3	0,06

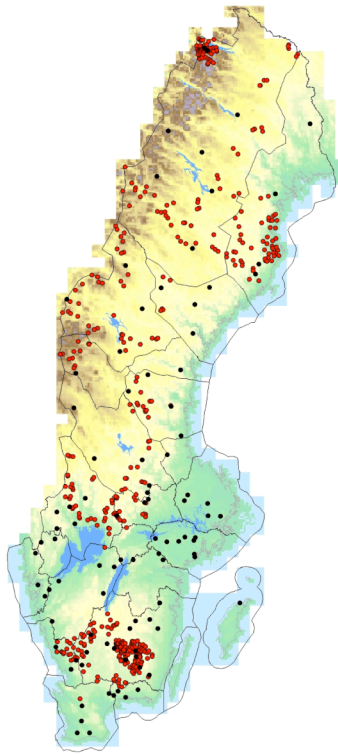


Fig. 8. Regional fördelning av sjöar som använts i bedömningsgrundsarbetet. En utglesning av det stora sjömaterialet från Kronobergs län har skett. Svart=sjöar ingående i den nationella miljöövervakningen. Rött=externa material.

En granskning av vattendirektivets variabler för typklassning av sjöar har i ett tidigare arbete testats på ett sextiotal referenssjöar med växtplanktondata från augustiperioden 1997-2002. Framst gällde det då en samlad artsammansättning med arternas respektive biomassor samt den totala växtplanktonbiomassan. För artsammansättningar var särskilt sjöarnas höjdlägen och grad av brunhet i vattnet särskiljande medan totalbiomassan 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). I Norge där motsvarande tester gjorts har inte heller kunnat konstateras signifikanta skillnader i växtplanktons biomassa och artsammansättningar som beror av sjöarea eller medeldjup (Lyche Solheim m.fl. 2004).

En separering av utsållade referenssjöar och eutrofieringspåverkade sjöar i underlagsmaterialet till föreliggande arbete, när det gäller totalbiomassan växtplankton, visar tydliga skillnader utom i ca 10 % av fallen med mycket låga totalvolym, fig. 9. I figurerna 10 och 11 redovisas skillnaderna mellan referenssjöar och eutrofieringspåverkade sjöar när det gäller andelar av cyanobakterier respektive guldalger. På gruppnivå används inte guldalger för bedömning. Däremot utgör enskilda arter/artgrupper bland guldalgerna en dominerande andel av de "oligotrofiindikatorer" som värderas i det trofiska planktonindexet (jmf. tab. 6).

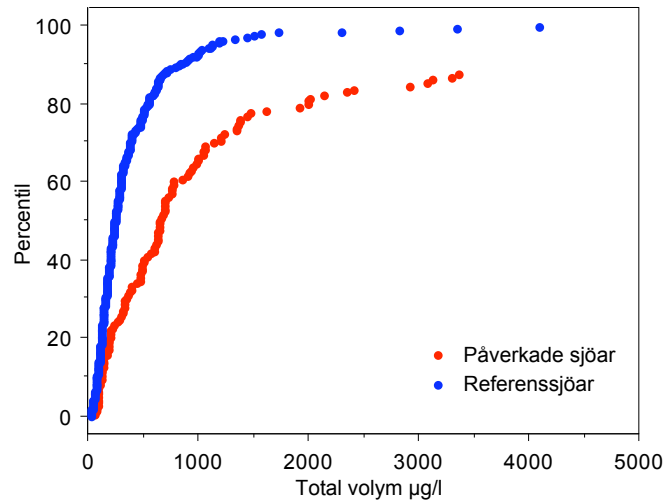


Fig. 9. Kumulativ frekvensfördelning av totalbiomassor i referenssjöar respektive eutrofieringspåverkade sjöar. Då biomassan av tydlighetskäl maximerats till 5000 $\mu\text{g/l}$ i figuren illustreras bara 85% av de påverkade sjöarna. Maximumbiomassan för påverkade sjöar uppgick till 15 000 $\mu\text{g/l}$. Medianvärdet för referenser är 248 och för påverkade sjöar 650 $\mu\text{g/l}$ (totalvolym 0,248 resp. 0,65 mm^3/l).

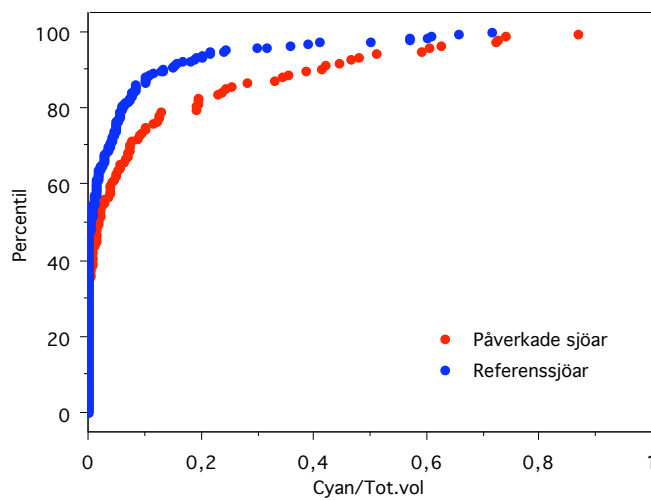


Fig. 10. Kumulativ frekvensfördelning av kvoten mellan cyanobakterier och total växtplanktonbiomassa i referenssjöar respektive eutrofierade sjöar. Mediankvoten för referenssjöar är 0,004 och för påverkade sjöar 0,018. 90-percentilen är för referenser 0,13 och för påverkade sjöar 0,4.

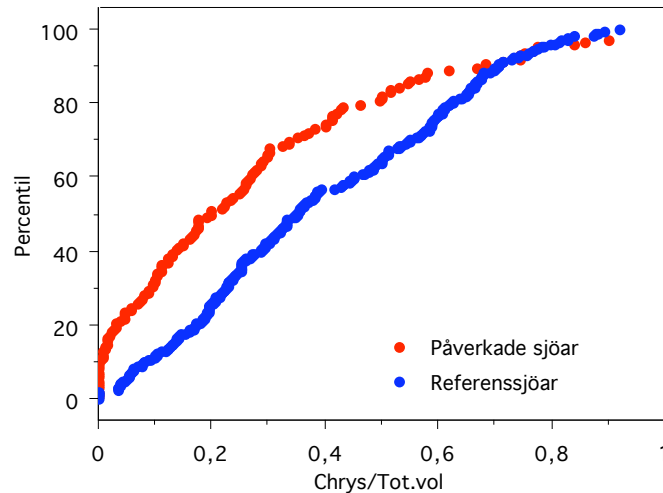


Fig. 11. Kumulativ frekvensfördelning av kvoten mellan guldalger (chrysophyceae) och total växtplanktonbiomassa i referenssjöar respektive eutrofierade sjöar. Mediankvoten för referenssjöar är 0,4 och för påverkade sjöar 0,2. 90-percentilen för både referenser och påverkade sjöar är 0,7. Andelen guldalger har inte utvecklats vidare i bedömningsgrunderna men 60% av taxa i det trofiska planktonindexet tillhör gruppen guldalger.

Separering av sjöar med avseende på region och vattenfärg

Ett antal korstester har gjorts för att bedöma om det finns anledning att särskilja sjöar över och under högsta kustlinjen (HK) och i förhållande till vattenfärg samt mellan norra och södra Sverige. För testen användes en Tukey-Kramer HSD test med en signifikansnivå av 0,05 och följande parametrar testades: totalvolym, andel cyanobakterier, andel guldalger, artantal. Testet för bedömning av färggräns (t-test, signifikansnivå 0,5) gjordes på referenssjöar som klassades in efter färgtalet ≤ 30 mg Pt/l ($AbsF_{420/5} \leq 0,06$) för klara vatten och > 30 mg Pt/l ($AbsF_{420/5} > 0,06$) för humösa vatten, fig. 12. Gränsen utgår från värden som föreslagits dels av Fölster m.fl. (2003) för svenska sjöar, dels inom ett europeiskt nätverk för interkalibrering av sjötyper och sjökaraktistika (Nordic Geographical Intercalibration Group). Växtplankton har också testats mot ett gränsvärde för vattenfärgen 50 mg Pt/l, men det gav inga signifikanta skillnader från resultaten med gränsvärdet 30. För en starkt humös sjötyp har i nämnda nordiska nätverk föreslagits ett gränsvärde av 90 mgPt/l. Resultatet av tester av biomasseskilnader mellan sjöar i färgtalsgruppen 30-90 och >90 blir inte utslagsgivande då antalet sjöar i den senare gruppen i detta material är så liten och variationerna i biomassor i den förra gruppen så stor att de täcker in den mörkare klassens sjöar.

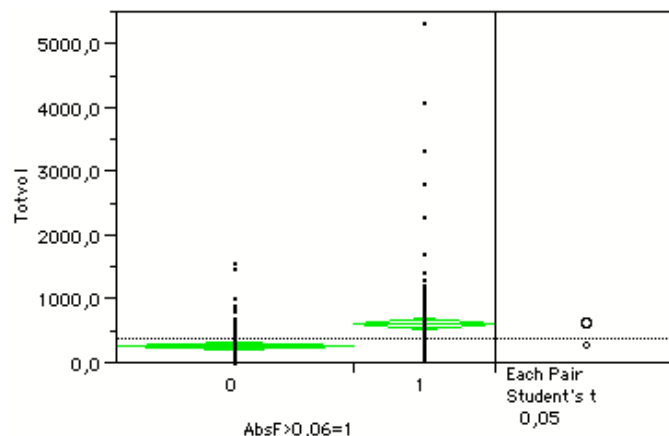


Fig. 12. Test av totalbiomassor i 273 referenssjöar separerade på klara (0) och humösa (1) sjöar med ett gränsvärde på vattenfärg av $AbsF_{420/5}$ 0,06 d.v.s. 30 mgPt/l. 172 sjöar har vattenfärg $AbsF_{420/5} \leq 0,06$ och 101 sjöar hade $AbsF_{420/5} > 0,06$. Skillnaden är signifikant (p 0,05).

Resultat av regionstester visar att det är stora och överlappande variationer mellan referenssjöar som ligger över och under HK även om medelvärden visar skillnader, fig. 13 och tabell 4. Här har därför sjöarna över och under HK förts samman med en separeringen på klara och humösa sjöar. Det är också stora överlappningar av totalbiomassor i skogslandskapets sjöar både inom enskilda regioner och i Sverige som helhet. Detta framgår också när man testar artsammansättningar sommartid i skogssjöar från norr till söder i landet, fig. 14. Det finns ändå en del som talar för att man skall göra en separering mellan norra och södra Sverige åtminstone initialt i dessa bedömningsgrunder och skaffa sig noggrannare underlag för eventuell framtida justering. När det gäller cyanobakterier är det mer entydigt att norra Sverige har lägre andelar. Hittills har inte heller *Gonyostomum* hunnit invadera så många norrlandssjöar medan däremot antalet sjöar i södra Sveriges är i växande. Artantalet är en annan särskiljande variabel. Det tilltar med ökande temperaturer d.v.s. från norr till söder i landet. Många arters överlevnadsorgan behöver en viss temperatur för att starta sin tillväxt och kunna dela sig fortlöpande.

Följande gruppering av sjöar har använts för bedömningar vad avser totalbiomassor och andelar av cyanobakterier i en trofigradient samt för artantal i en surhetsgradient:

1. Fjällen ovan trädgränsen
2. Norrland klara sjöar (färgtal ≤ 30 mgPt/l, $AbsF_{420/5} \leq 0,06$)
3. Norrland humösa sjöar
4. Södra Sverige klara sjöar
5. Södra Sverige humösa sjöar (färgtal ≤ 30 mgPt/l, $AbsF_{420/5} \leq 0,06$)

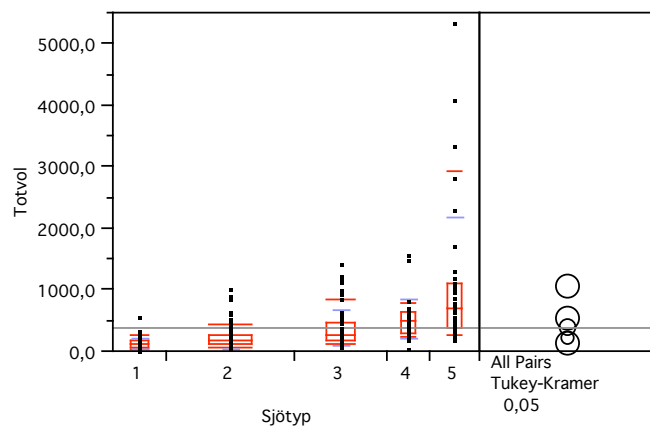


Fig. 13. Test av skillnader för totalbiomassor i 3 olika regioner i Sverige fördelat på humösa och klara sjöar. 1=fjällsjöar, 2=klara norrlandssjöar, 3=humösa norrlandssjöar, 4= klara sjöar södra SE, 5=humösa sjöar södra SE. Här demonstreras de påtagliga överlappningar som råder mellan de olika regionerna där egentligen bara södra Sveriges humösa sjöar avviker, sjöar som till stor del präglas av *Gonyostomum*.

En test av regionernas artsammansättning understryker de påtagliga överlappningar som finns, fig. 14. Endast fjällen avviker tydligt.

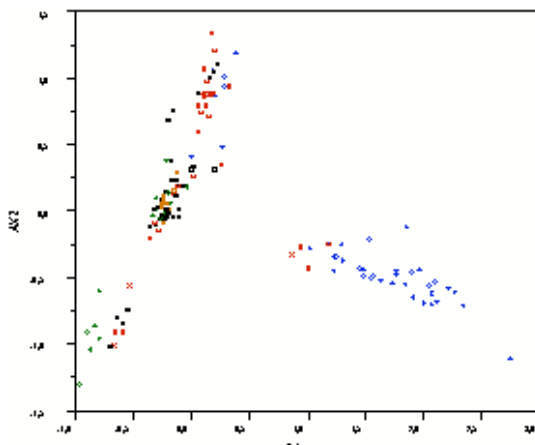


Fig. 14. Resultat av korrespondensanalys (CA) av 130 referenssjöar och deras artsammansättningar i augusti. Testet skall illustrera hur väl arter och deras biomassor separerar sjöar i olika regioner. Blå=fjällsj., röd=klarvattensjöar norrland, svart=brunvattensjöar norrland, orange=klarvattensjöar södra Sverige, grönt=brunvattensjöar södra Sverige i stort sett sammanfallande med *Gonyostomum*-sjöar. 142 referenssjöar med abundansskattade artsammansättningar ej med i figuren.

Tabell 4. Medelvärden och standardavvikelser i referenssjöar i fyra regioner för växtplanktons totalbiomassa, kvoterna av av cyanobakterier mot totalbiomassan, TPI-värden samt artantal.

	Fjällen	Norrland klars sjöar	Norrland humösa sjöar	Södra Sverige klara sjöar	Södra Sverige humösa sjöar utan Gon.sem.	Södra Sverige humösa sjöar med Gon.sem.
Totalbiomassa, $\mu\text{g/l}$	149 \pm 99	233 \pm 187	386 \pm 303	530 \pm 321	481 \pm 223	1916 \pm 1397
Cyan/Tot.biom.	0,003 \pm 0,01	0,04 \pm 0,1	0,07 \pm 0,1	0,05 \pm 0,08	0,15 \pm 0,19	0,01 \pm 0,02
Artantal	25 \pm 9	42 \pm 14	45 \pm 10	53 \pm 15	52 \pm 17	50 \pm 14
TPI (trofiindex)	-2,1 \pm 0,45	-1,6 \pm 0,54	-1,55 \pm 0,40	-1,28 \pm 0,52	-0,98 \pm 0,85	-0,95 \pm 0,60
Antal referenssjöar	42	98	65	32	21	15

Metodik för beräkning av referensvärden, klassgränser, ekologiska avvikelsekvoter och osäkerheter.

För att arbeta fram referensvärden av totalvolym, andelar av cyanobakterier, artantal och trofiindex användes följande metodik

- ∞ 273 referenssjöar plockades ut med ”sållet”, tab. 2.
- ∞ Värden från senare delen av juli och hela augusti användes. Om data från flera år fanns beräknades ett medelvärde.
- ∞ Indikatorerna frekvensfördelades per separerad region och vattenfärg. I en gradient där tilltagande värde på parametern uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet har 50_{perc} för testad parameter varit vägledande som ett referenstillstånd (totalbiomassa, andel cyanobakterier, trofiindex) och 75_{perc} för högstatusklassen. I en gradient där avtagande värde på parametern uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet har 25_{perc} vara vägledande för högstatusklassen medan referenstillståndet bedömts på samma sätt som anges ovan (artantalet i en surhetsgradient).
- ∞ De erhållna percentilvärdena har granskats, avrundats och avvägts med hänsyn till expertkunskaper om totalbiomassor och cyanobakteriers uppträdande i en trofigradient liksom erfarenheter av artutarmning i sura system.
- ∞ För att få en uppfattning om spridningen av de olika parametrarna vid ett referenstillstånd har medelvärden och standardavvikelse av faktiska värden angivits i särskild tabell för de sjötypsindelningar som använts (tabell 4). Variationer i värden för olika statusklasser och indikatorer anges i tabell 13 i kapitlet ”Kommentarer till val av parametrar” och där har fördelning skett sedan 2–3 statusklasser slagits samman, nämligen referens och högstatusklasserna respektive klasserna god till dålig status. Spridningsmått per statusklass har inte kunnat anges då klassgränserna (god–dålig) är satta efter en fördelningsprincip. I tabell 14 i samma kapitel ges dock en fingervisning om hur ekologiska kvalitetskvoter varierar mellan olika år i referenssjöar, värden som sedan är presenterade som medianen av standardavvikelse per parameter. Med stigande trofiklass bör man räkna med tilltagande spridningar (jmf. kommentarer till tabell 14, sid. 35).
- ∞ De ekologiska avvikelsekvoterna har beräknats enligt rekommendation i ”Refcond guidance document 2003-03-21” när det gäller totalbiomassa och artantal. För cyanobakterieandelar beräknades kvoten som:

$$\frac{100 - \text{erhållen cyanoandel}}{100 - \text{referensens cyanoandel}}$$

När det gäller de ekologiska avvikelsekvoterna för TPI som innehåller både negativa och positiva värden har en beräkning skett som normerar kvoten för hög ekologisk status till 0,5 i samtliga fall och på så sätt tas viss hänsyn till variationer i referensdatamaterialet.

Följande beräkning har använts:
$$\frac{1}{1 + \left(\frac{x - r_{50}}{r_{75} - r_{50}} \right)}$$

där r_{75} =TPI-värdet för hög statusklassen (75perc.)

r_{50} =TPI-värdet för referensförhållanden (50perc.)

x =TPI-värdet för objektet

Ekvationen kan förenklas enligt följande:
$$\frac{r_{75} - r_{50}}{x + r_{75} - (2 \times r_{50})}$$

Om en ekologisk kvot räknas fram som är högre än vad som erhålls för referensförhållanden sätts kvoten givetvis till 1.

Metodik för beräkning av trofiindex

För att tillskapa ett trofiskt index d.v.s. ett index med vars hjälp en taxasammansättning ska kunna användas för att placera en sjö i en gradient från oligotrofi till eutrofi eller från opåverkad mot påverkad vatten med avseende på näring, plottades andelar (av totalbiomassan) av enskilda taxa mot stigande totalfosforkoncentrationer. Den lägre fosforkoncentrationen bestämdes när den ackumulerade summan av ett taxons andelar nådde 25% av totalsumman och den högre fosforkoncentrationen när motsvarande andelar utgjorde 75%, fig. 15. Det kan också uttryckas som att 25e respektive 75e percentilen av totalfosfor bestämts med avseende på ackumulerade andelssummor. Totalfosfor valdes som enda styrvariabel att testa utbredning mot enskilda taxa, då det ämnet står i särklass när det gäller samvariation med biomasseutvecklingar av planktiska alger.

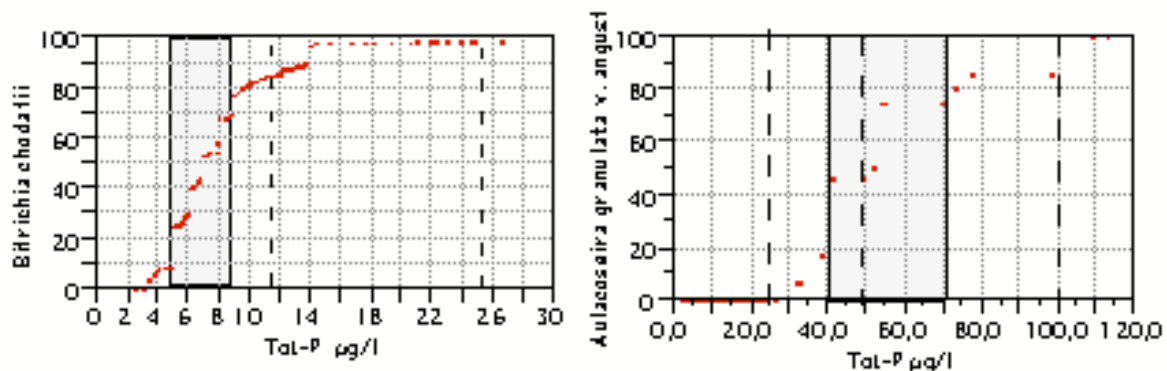


Fig. 15. Exempel på hur ett "fosforfönster" räknats fram per taxon. Skillnaden mellan 25-75% av artens till 100 normerade andelssumma mot fosforkoncentrationer är markerad. De lodräta streckade markeringarna i figuren indikerar olika fosfornivåer: 12,5; 25; 50 respektive 100 $\mu\text{g/l}$ som använts i tidigare bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a) samt också föreslagits i Wilander (2004). *Bitrichia chodatii* är exempel på en art med huvudsaklig förekomst i näringsfattiga vatten d.v.s. TP < 12,5 μg . *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* är däremot exempel på en art som karakteriserar många näringsrika sjöar med aktuellt andelsfönster mellan TP 40-70 $\mu\text{g/l}$.

Av en total taxalista från 479 sjöar (en avvikande sjö uteslöts) som omfattade 418 taxa efter hopslagningar och reduktioner av en totallista som omfattande >1000 taxonomiska enheter komprimerades dessa 418 till ett slutligt antal av 300 sedan taxa som förekom i ≤ 3 sjöar sorterats bort. Eftersom använda artanalyser härrör från ett tiotal olika experter krävdes en omsorgsfull genomgång av listorna där en del okonventionella sammanslagningar av arter blev nödvändiga. Därför kom för vissa arter större taxakomplex att användas. Som exempel på ett sådant kan anges *Aphanizomenon* "bunt" som innefattar följande arter: *A. flos-aquae* och *A. klebahnii* där det finns misstankar att alla analyserare inte har kunnat särskilja dessa två vanliga arter. Dessutom var vissa analyser från en tid när inte aktuella arter hade separerats ut. Liknande taxagrupperingar gjordes för arter inom släktena *Anabaena*, *Kephyrion*, *Cyclotella* m.fl.

Olika taxa sorterades efter sin utbredning i totalfosforgradienten med avseende på 25 respektive 75% gränserna, samt att avståndet bedömdes till trofigränser som satts för totalfosforkoncentrationer i Wilander (2004). För vissa taxa var förekomst i ett visst sjöantal så begränsat eller snett fördelat att det avvek från en allmän kunskap om taxons huvudsakliga utbredning. Då användes expertkunskaper vilket också skedde för vissa taxa som fanns i de sjöar som sällats bort men där en välkänd indikator ändå fanns med. Indikatorartaxa plockades så fram dels i en gradient av oligotrofa sjöar dels i en gradient av eutrofa sjöar. Det övre gränsvädet för oligotrofi sattes till 12,5 $\mu\text{g/l}$ och det nedre för eutrofi till 25 $\mu\text{g/l}$. Slutligen erhöles ett antal av 57 eutrofiindikatorer som gavs ett indikatorantal från 1 till 3 där 3 betecknar arter som är särskilt toleranta mot höga totalfosforhalter, tabell 5. Generellt är det större

spridning mellan 25–75% gränserna för de eutrofitoleranta arter och här har bedömningar varit ett viktigt inslag. Därför kan det synas föreliggande vissa inkonsekvenser i satta indikatortals i denna grupp och med ett bredare material av näringsrika sjöar kan vissa justeringar kanske komma att behövas.

Tabell 5. Toleranta arter med indikatortals i en skala 1-3 där 3 anger arter som bedömts som särskilt toleranta och förekommande i de mest näringsrika miljöerna ”eutrofiindikatorer”. Indikatortalen grundar sig dels på ”totalfosforförestret” 25-75% dels på expertbedömningar efter diskussion med kollegor, särskilt där testmaterialet varit fåtaligt eller bedömts som avvikande.

Taxon	Indikatortals	25% TP µg/l	75% TP µg/l	Anmärkning
<i>Actinastrum spp.</i>	2	39	39	
<i>Actinocyclus normanii f. subsalsa</i>	3	-	-	få prov. Expertbedömning
<i>Anabaena lemmermannii</i>	1	8	39	
<i>Anabaena nystan</i>	2	8	54	<i>circinalis, flos-aquae, mendotae</i>
<i>Anabaena rak</i>	2	26	70	<i>planctonica, solitaria, macrospora</i>
<i>Anabaena spiral</i>	3	54	55	<i>spiroides, crassa</i>
<i>Aphanizomenon bunt</i>	3	55	78	<i>flos-aquae, yezoense, klebahnii</i>
<i>Aphanizomenon enskild</i>	3	25	78	<i>issatschenkoi, gracile, flexuosum</i>
<i>Aulacoseira ambigua</i>	1	18	55	
<i>Aulacoseira granulata</i>	2	25	55	
<i>Aulacoseira granulata v. angustissima</i>	3	42	70	
<i>Aulacoseira subarctica</i>	1	14	55	
<i>Ceratium furcoides</i>	2	52	78	
<i>Chodatella spp.</i>	2	37	68	
<i>Closterium acutum v. variable</i>	1	14	70	
<i>Closterium limneticum</i>	1	21	35	
<i>Coelastrum spp.</i>	3	13	55	
<i>Cryptomonas stor</i>	2	-	-	längd >40 µm. Expertbedömning
<i>Cyanodictyon spp.</i>	3	25	33	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1	14	33	här ingår också <i>tetrachotolum</i>
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	1	28	32	
<i>Diplopsalis acuta</i>	3	70	99	
<i>Euglena spp.</i>	3	-	-	alla Euglenophyter klassade 3
<i>Fragilaria berlinensis</i>	3	70	73	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	2	12	54	
<i>Fragilaria ulna</i>	2	-	-	avvägning mot Brettum & Andersen 2005
<i>Lagerheimia spp.</i>	2	39	55	
<i>Lepocinclis spp.</i>	3	30	33	alla Euglenophyter klassade 3
<i>Limnithrix planctonica</i>	3	32	109	
<i>Limnithrix redekei</i>	3	-	-	få i materialet. Expertbedömning
<i>Micractinium</i>	2	39	73	

<i>pusillum</i>				
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3	39	70	här ingår också <i>botrys</i>
<i>Microcystis flos-aquae</i>	3	4	48	få prov. Expertbedömning
<i>Microcystis wesenbergii</i>	3	21	73	
<i>Microcystis viridis</i>	3	25	55	
<i>Monoraphidium minutum</i>	2	21	33	
<i>Pediastrum boryanum</i>	3	4	33	avstämning mot Brettum & Andersen 2005
<i>Pediastrum duplex</i>	3	21	70	
<i>Pediastrum privum</i>	2	11	21	
<i>Pediastrum tetras</i>	2	13	27	
<i>Phacus spp.</i>	3	7	29	alla Euglenophyter klassade 3
<i>Planktolyngbya spp.</i>	3	42	50	<i>limnetica, contorta, bipunctata</i>
<i>Planktothrix agardhii</i>	2	6	54	
<i>Planktothrix mougeotii</i>	1	-	-	få data i materialet. Expertbedömning
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2	70	73	
<i>Quadricoccus ellipticus</i>	3	78	99	
<i>Scenedesmus gr. acutodesmus</i>	3	39	73	t.ex. <i>acutus, acuminatus</i> Gruppering enl. Binnengewässer 7:1
<i>Scenedesmus gr. spinosi</i>	2	-	-	t.ex. <i>spinosis</i> . Få data. Expertbedömning. Gruppering enl. Binnengewässer 7:1
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	2	39	73	
<i>Staurastrum smithii</i>	2	21	28	
<i>Staurastrum tetracerum</i>	1	15	30	avstämning mot Brettum & Andersen 2005
<i>Stephanodiscus spp.</i>	2	5	73	expertbedömning
<i>Tetraedriella spinigera</i>	1	22	28	
<i>Tetraedron incus</i>	1	18	22	
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	2	25	55	
<i>Trachelomonas spp.</i>	3	-	-	expertbedömning och ej med i testmaterialet. Alla Euglenophyter klassade 3
<i>Treubaria triappendiculata</i>	3	42	70	

Av oligotrofiindikatorer d.v.s. taxa som är känsliga för högre totalfosforhalter erhöles 34 stycken, tabell 6. Dessa taxa erhöles negativa värden på sina indikatorer fortfarande i en gradient från -1 till -3 där mest sensitiva taxa fick värdet -3.

Tabell 6. Sensitiva taxa ”oligotrofiindikatorer” med indikatortal i en skala från -1 till -3 där -3 anger taxa som bedömts som särskilt konkurrenskraftiga under låga näringskoncentrationer. Indikatortalen grundar sig dels på ”totalfosforfönstret” 25-75% dels på expertbedömningar efter diskussion med kollegor särskilt där testmaterialet varit fåtaligt eller bedömts som avvikande.

Taxon	Indikatortal	TP ($\mu\text{g/l}$) vid 25 %	TP ($\mu\text{g/l}$) vid 75 %	Anmärkning
<i>Aulacoseira alpigena</i>	-2	5	11	
<i>Bitrichia chodatii</i>	-2	5	9	
<i>Bitrichia phaseolus</i>	-3	5	6	inkluderar också <i>ollula</i> och <i>longispina</i>
<i>Chlamydocapsa</i> spp.	-2	5	10	inkluderar också <i>Gloeocystis</i> och <i>Coenocystis</i>
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	-2	5	11	
<i>Chrysochromulina</i> spp.	-2	6	11	
<i>Chrysococcus</i> spp.	-2	6	10	
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	-2	3	9	
<i>Chrysolykos skujae</i>	-3	4	5	
<i>Cyclotella</i> spp. liten	-2	5	8	diameter <10 μm
<i>Dinobryon borgei</i>	-2	6	11	
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-2	5	6	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-3	5	6	särskilt v. <i>alpinum</i> . I underlagsmaterialet hade varieteter tyvärr sällan urskiljts
<i>Dinobryon njakajaurens</i>	-3	-	-	få data. Expertbedömning
<i>Dinobryon pediforme</i>	-3	2	7	
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	-3	5	7	
<i>Gymnodinium</i> spp. liten	-3	5	6	längd <10 μm
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-1	4	11	
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	-3	2	10	
<i>Kephyrion</i> spp.	-3	2	9	alla arter har fått samma indikatortal efter test av 7 enskilda arter i släktet
<i>Mallomonas akrokomos</i> .	-2	6	12	
<i>Mallomonas hamata</i>	-3	5	10	
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-1	5	8	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-2	5	12	
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-2	6	8	
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	-2	4	12	
<i>Peridinium inconspicuum</i>	-1	4	12	
<i>Pseudokephyrion</i> spp.	-3	4	6	alla arter har fått samma indikatortal efter test av 7 enskilda arter i släktet
<i>Rhodomonas lacustris</i>	-1	5	11	inkluderar också <i>Rhodomonas minuta</i> o. <i>Plagioselmis nannoplanctica</i>
<i>Spiniferomonas</i> spp.	-2	4	11	ingen artseparering i underlagsmaterialet
<i>Staurastrum lunatum</i>	-2	5	7	inkluderar också v. <i>planctonicum</i>
<i>Staurodesmus</i>	-2	5	11	

<i>sellatus</i>				
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-2	6	11	inkluderar också <i>olivacea</i>
<i>Tabellaria flocculosa v. teilingii</i>	-3	3	4	

Det trofiska planktonidexet (TPI) är konstruerat enligt:

$$TPI_{sjö} = \frac{\sum_{i=1}^n (I_{arti} \times B_{arti})}{\sum_{i=1}^n B_{arti}}$$

n=antal arter med indikatortal i en sjö

I=indikatortal för art_i

B=biomassa per liter för art_i

art i=art med indikatortal

I figurerna 16 och 17 visas utfallet av erhållna TPI-värden för 479 sjöar med 95% konfidensintervall. Indexvärdena anges både mot totalfosforkoncentrationer (₁₀log), fig. 16 och mot totalvolymmer (₁₀log), fig. 17 där spridningar framgår.

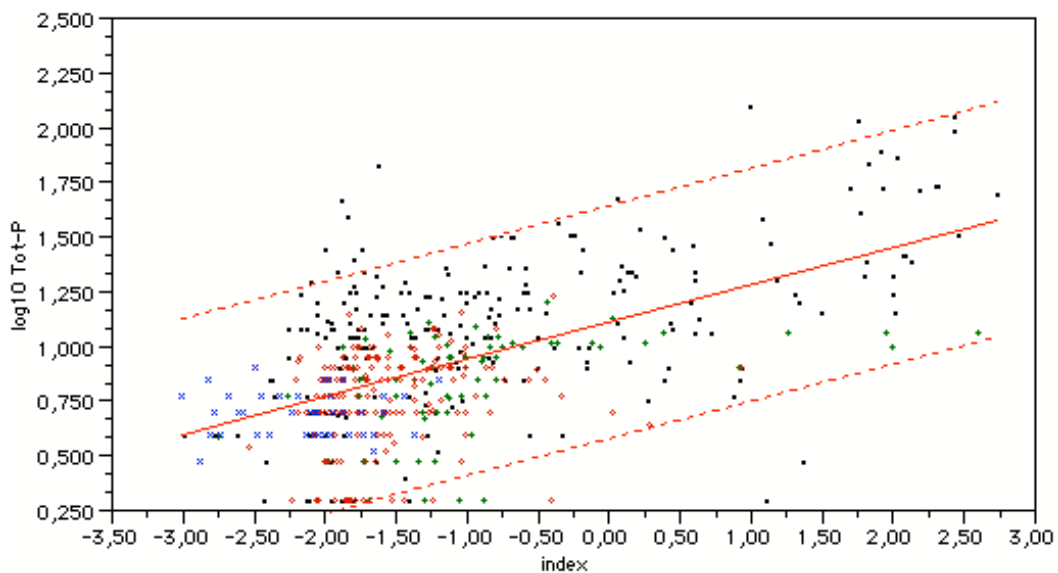


Fig. 16. Förhållandet mellan TPI värden (index) och \log_{10} totalfosforkoncentrationer i 479 sjöar med angivet 95% konfidensintervall. Färgade sjömarkeringar betecknar referenser, svarta olika grader av påverkan inklusive försurning. Blått=fjällen, rött=norrland, grönt=södra Sverige. Linjens ekvation $\log_{10}\text{Tot-P}=1,12+0,17 \times \text{index}$. SD= 0,27. Samtliga försurade sjöar ligger på minussidan av indexvärdena.

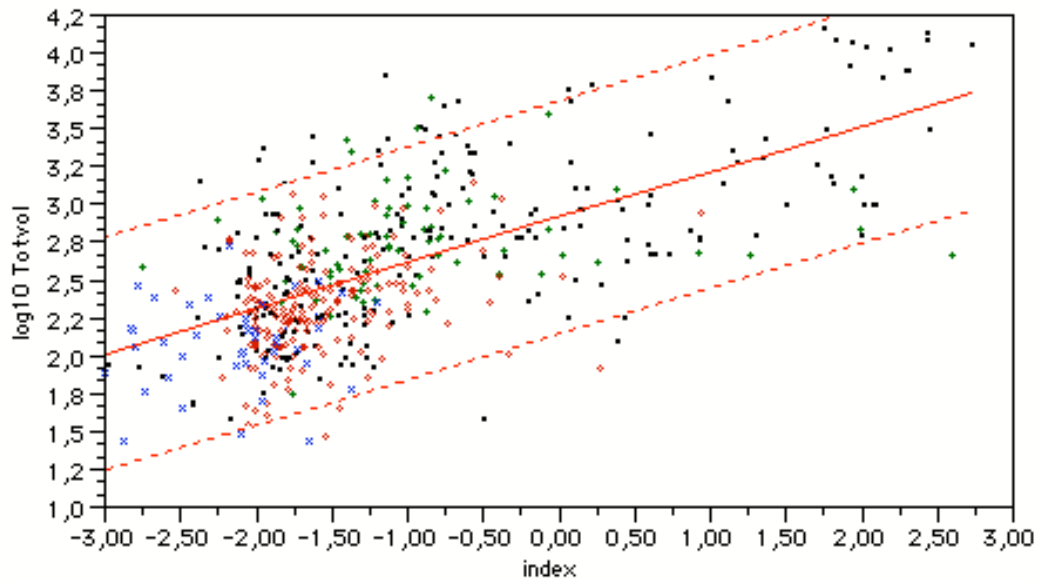


Fig. 17. Förhållandet mellan TPI värden (index) och \log_{10} totalbiomassor i 479 sjöar med angivet 95% konfidensintervall. Färgade sjömarkeringar betecknar referenser, svarta olika grader av påverkan inklusive försurning. Blått= fjällen, rött=norrländ, grönt=södra Sverige. Linjens ekvation \log_{10} Totvol=2,92+0,3 x index. SD= 0,4. Samtliga försurade sjöar ligger på minussidan av indexvärdena.

Referenssjöar har med några få undantag indexvärden som ligger på minussidan medan påverkade sjöar visar tydligaste utslag om de har totalfosforvärden som överstiger 20, fig. 18. Vid utvärderingen av indexets känslighet bör man också ta med i beräkningen att vissa sjöar kan vara felklassade när det gäller sin placering som referens eller ej. Särskilt gäller det vatten från det stora externa material som insamlats på 1970–1980-talen. En annan betydelsefull faktor som kan innebära felklassningar är att alltför få arter i vissa sjöar varit med i indexberäkningarna. Sådana exempel finns registrerade särskilt från södra Sverige.

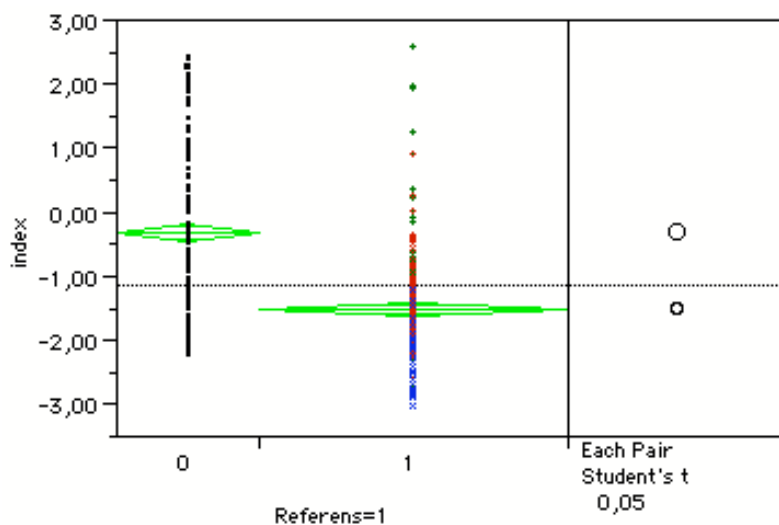


Fig. 18. Skillnader i indexvärden mellan påverkade sjöar (0) och referenssjöar (1). Medelvärdet för näringspåverkade sjöar är $-0,3$ och för referenssjöar $-1,5$. Färgskalan på referenssjöarna speglar en gradient från fjällen mot södra Sverige.

En fördelning av indexvärden för referenssjöar i olika regioner visas i figur 19 där fjällens låga värden och södra Sveriges högre värden är statistiskt säkerställda.

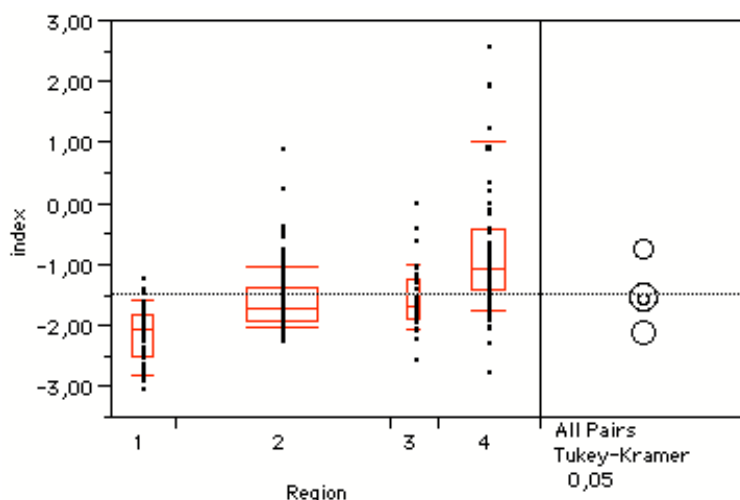


Fig. 19. Skillnad i indexvärden mellan referenser i en gradient från fjällen över två regioner i norrland (över och under HK) och södra Sverige, visar att bara enstaka sjöar ligger >0 . Särskilt i region 4 kan vissa felklassningar misstänkas när det gäller referenstillhörighet åtminstone av de tre högsta punkterna som ligger i Emåsystemet och som med sina fosforvärden indikerar mesotrofi och viss grad av näringspåverkan.

Statistiskt signifikant skillnad finns också av indexvärden mellan klara och humösa referenssjöar om hela Sverige beaktas, fig. 20, där medelvärdet för den klara sjötypen är -1,6 och för den humösa -1,2. En uppdelning på regionerna norra och södra Sverige visar emellertid att statistiskt signifikant separering av dessa sjötyper i norra Sverige inte föreligger för index, fig. 21. Däremot finns en säkerställd skillnad (t-test $p < 0,05$) i södra Sverige mellan klara och humösa sjöar om både humösa sjöar med och utan *Gonyostomum* räknas tillsammans, fig. 22.

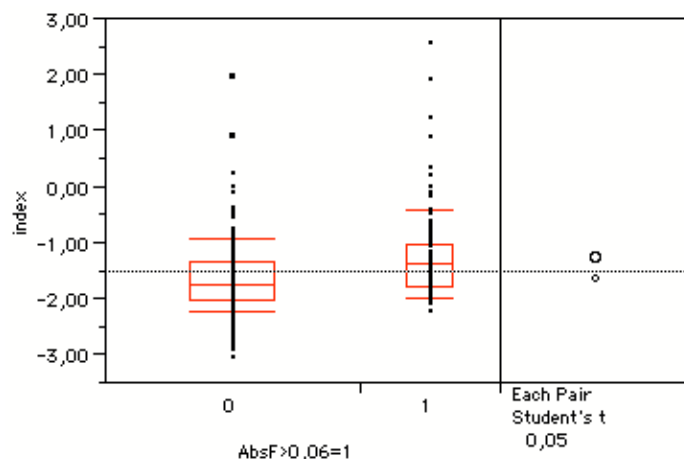


Fig. 20. Skillnad i indexvärden mellan "klara" och humösa sjöar bland referenserna. Humösa sjöar har ett högre indexvärde vilket är i överensstämmelse med deras ofta högre näringsnivåer. Antal klara (0)=171, humösa (1)=101.

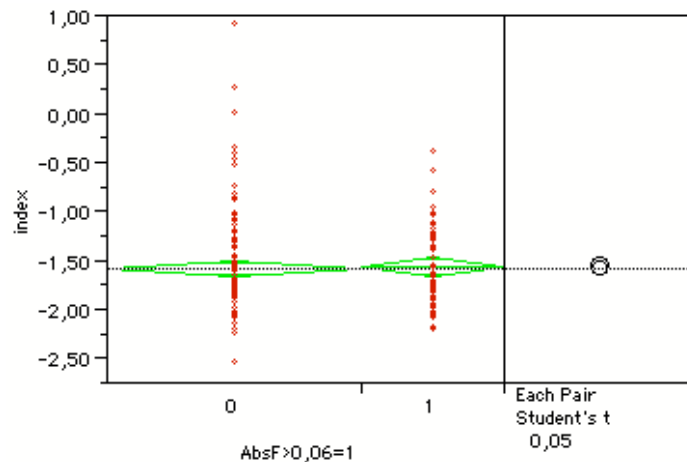


Fig. 21. Skillnad i indexvärden mellan "klara" och humösa referenssjöar i Norrland. Antal klara (0)=98, antal humösa (1)=65.

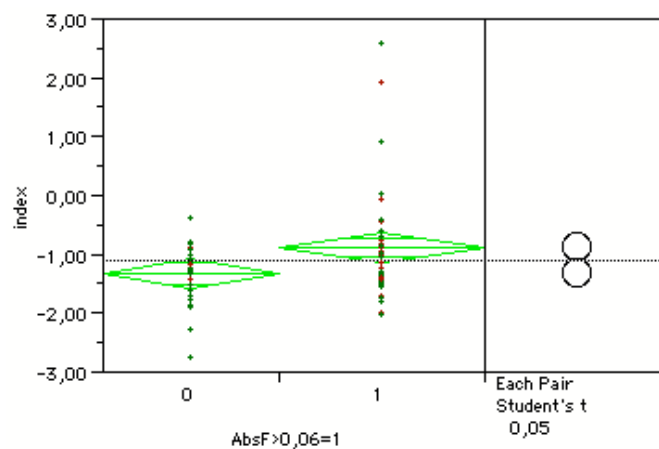


Fig. 22. Skillnad i indexvärden mellan "klara" och humösa referenssjöar i södra Sverige. Gruppen humösa sjöar inkluderar här också humösa *Gonyostomum*-sjöar (rödfärgade). Ingen signifikant skillnad i indexvärden mellan *Gonyostomum*-sjöar och övriga humösa sjöar. Två *Gonyostomum*-sjöar fanns bland de klara typerna. Antal klara (0)=32, antal humösa inkl. *Gonyostomum*-sjöar=36.

Vid konstruktionen av indexet föreslås en glidande 6-gradig skala. Det förelåg vissa svårigheter att väga samman "totalfosforfönstren" (25–75%) mellan det abundansskattade och det räknade växtplanktonmaterialet. Om fönstren avvek mycket mellan de två materialen prioriterades det som erhöles då taxa biomasseberäknats. En hel del arter var dock unika bara i abundansmaterialet. Att använda en mer förfinad indelning av indikatortal föreföll svårt med tanke på stora spridningar i förekomst i olika fosforintervall där också analysmetoder för fosfor avvikit något. För att ytterligare kontrollera utfallet av TPI mot ett externt material testades indexet därför på 300 sjöar i det stora 1000-sjömaterialet som insamlades av Naturvårdsverket i augusti 1972 (Rosén 1981). Där förekom bara räkning av ett begränsat antal taxa och därför sorterades ett stort antal sjöar bort med räkning av ≤ 3 indexvärderade taxa. Vid en regression av TPI per sjö mot $_{10}\log$ totalfosfor erhöles ekvationen $_{10}\log \text{Tot-P} = 1,14 + 0,14 \times \text{TPI}$; standardavvikelse = 0,29 vilket får betraktas som i linje med resultatet redovisat i figur 16.

I tabell 7 nedan redovisas taxa där underlaget bedömts för osäkert för att skapa indikatortal med den här använda metoden.

Tabell 7. Nedanstående taxa har **inte** givits indikatortal. De kan ha registrerats från ett fåtal sjöar, haft ett brett /svårtolkat trofiintervall eller tillhört sådana som bedömts osäkra vid bestämningen och därför förts till släktesnivå.

<i>Acanthoceras zachariasii</i>	<i>Acanthosphaera zachariasii</i>	<i>Anabaena böjd</i>
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Ankyra/Schroederia</i>
<i>Aphanocapsa</i> spp.	<i>Aphanothece</i> spp.	<i>Arthrodesmus incus</i>
<i>Arthrodesmus octocornis</i>	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Asterionella ralfsii</i>
<i>Aulacoseira</i> spp.	<i>Aulacoseira distans</i> v. <i>tenella</i>	<i>Aulacoseira islandica</i>
<i>Aulacoseira italica</i>	<i>Aulomonas purdyi</i>	<i>Bicosoeca</i> spp.
<i>Botryococcus</i> spp.	<i>Botryococcus protuberans</i>	<i>Carteria/Chlamydomonas</i> spp.
<i>Centrtractus belonophorus</i>	<i>Ceratium carolinianum</i>	<i>Ceratium cornutum</i>
<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Ceratoneis arcus</i>	<i>Chlorella</i> spp.
<i>Chlorococcales</i> (gröna kulkolonier)	<i>Chlorogonium</i> spp.	<i>Choricystis</i> spp.
<i>Chromulina</i> spp.	<i>Chroococcales</i>	<i>Chroococcus aphanocapsoides</i>
<i>Chroococcus distans/planct.</i>	<i>Chroococcus limneticus</i>	<i>Chroococcus minimus</i>
<i>Chroococcus minutus</i>	<i>Chroococcus turgidus</i>	<i>Chroomonas</i> spp.
<i>Chrysolykos calceatus</i>	<i>Chrysophaerella longispina</i>	<i>Chrysostephanosphaera globulifera</i>
<i>Closteriopsis longissima</i>	<i>Closterium</i> spp.	<i>Closterium aciculare</i>
<i>Closterium gracile</i>	<i>Closterium jenneri/venus</i>	<i>Closterium kuetzingii</i>
<i>Closterium pronum</i>	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	<i>Coelosphaerium minutissimum</i>
<i>Cosmarium liten</i>	<i>Cosmarium medel</i>	<i>Cosmarium stor</i>
<i>Cosmocladium</i> spp.	<i>Crucigenia</i> spp.	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	<i>Cryptaulax</i> spp.	<i>Cryptomonas liten</i>
<i>Cryptomonas medel</i>	<i>Cyanonephron</i>	<i>Cyathomonas truncata</i>
<i>Cyclostephanos dubius</i>	<i>Cyclotella medel</i>	<i>Cyclotella stor</i>
<i>Diatoma tenuis</i>	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	<i>Dictyosphaerium elegans</i>
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	<i>Dinobryon attenuatum</i>	<i>Dinobryon bavaricum</i>
<i>Dinobryon crenulatum</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Dinobryon sertularia</i>
<i>Dinobryon sociale</i>	<i>Dinobryon suecicum</i>	<i>Dinobryon tubaeforme</i>
<i>Elakatothrix</i> spp.	<i>Euastrum medel</i>	<i>Euastrum stor</i>
<i>Eudorina elegans</i>	<i>Fragilaria capucina</i>	<i>Fragilaria zasuminensis</i>
<i>Gloeocystis minuta</i>	<i>Gloeotila</i> spp.	<i>Golenkinia</i> spp.
<i>Gomphosphaeria aponina</i>	<i>Gonium pectorale</i>	<i>Gonyostomum semen</i>
<i>Gymnodinium fuscum</i>	<i>Gymnodinium helveticum</i>	<i>Gymnodinium medel</i>
<i>Gymnodinium stor</i>	<i>Haematococcus pluvialis</i>	<i>Isthmochloron lobulatum</i>
<i>Katablepharis ovalis</i>	<i>Kirchneriella contorta</i>	<i>Kirchneriella lunaris</i>
<i>Kirchneriella obesa</i>	<i>Koliella</i> spp.	<i>Komarekia rotundata</i>
<i>Lepochromulina calyx</i>	<i>Mallomonas</i> spp.	<i>Mallomonas allorgei/lychenensis</i>
<i>Mallomonas caudata</i>	<i>Mallomonas crassisquama</i>	<i>Mallomonas punctifera</i>
<i>Melosira varians</i>	<i>Merismopedia elegans</i>	<i>Merismopedia glauca</i>
<i>Merismopedia minima</i>	<i>Merismopedia punctata</i>	<i>Merismopedia smithii</i>
<i>Microcystis</i> spp.	<i>Microcystis natans</i>	<i>Monader medel</i>
<i>Monader små</i>	<i>Monader stora</i>	<i>Monomastix</i> spp.
<i>Monoraphidium capricornutum</i>	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Monoraphidium dybowskii</i>
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	<i>Mougeotia/Zygnema</i> spp.	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>
<i>Nephrochlamys willeana</i>	<i>Nephrocytium</i> spp.	<i>Oocystis</i> spp.
<i>Ophiocytium capitatum</i>	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Paraphysomonas</i> spp.
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	<i>Paulschulzia tenera</i>	<i>Pediastrum biradiatum</i>
<i>Pediastrum simplex</i>	<i>Peridiniopsis</i> spp.	<i>Peridinium aciculiferum</i>
<i>Peridinium bipes</i>	<i>Peridinium cinctum</i>	<i>Peridinium willei</i>
<i>Phacotus</i> spp.	<i>Picoplankton chlor.</i>	<i>Picoplankton cyan.</i>
<i>Planctonema lauterbornii</i>	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	<i>Polytoma</i> spp.
<i>Protoblepharidineae</i>	<i>Pseudogoniochloris tripus</i>	<i>Pseudopedinella</i> spp.
<i>Pseudosphaerocystis neglecta</i>	<i>Pseudostaurastrum</i> spp.	<i>Pteromonas</i> spp.
<i>Quadrigula closterioides</i>	<i>Quadrigula korsikovii</i>	<i>Radiocystis geminata</i>
<i>Rhabdogloea smithii</i>	<i>Rhizochrysis</i> spp.	<i>Rhizosolenia eriensis</i>
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	<i>Rhodomonas</i> spp.	<i>Rhodomonas lens</i>
<i>Scenedesmus</i> gr. <i>abundantes</i>	<i>Scenedesmus</i> gr. <i>armati</i>	<i>Scenedesmus</i> gr. <i>desmodesmus</i>
<i>Scenedesmus</i> gr. <i>scenedesmus</i>	<i>Snowella atomus</i>	<i>Snowella fennica</i>
<i>Snowella lacustris</i>	<i>Snowella litoral</i>	<i>Snowella septentrionalis</i>

<i>Sphaerellopsis</i> spp.	<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	<i>Sphaerozosma</i> spp.
<i>Spondylosium planum</i>	<i>Staurastrum anatinum</i>	<i>Staurastrum brachiatum</i>
<i>Staurastrum cingulum</i>	<i>Staurastrum longipes</i>	<i>Staurastrum manfeldtii</i>
<i>Staurastrum paradoxum</i>	<i>Staurastrum petsamoense</i>	<i>Staurastrum pingue</i>
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i>	<i>Stauroidesmus convergens</i>	<i>Stauroidesmus crassus</i>
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	<i>Stauroidesmus dejectus</i>	<i>Stauroidesmus extensus</i>
<i>Stauroidesmus glaber</i>	<i>Stauroidesmus incus</i>	<i>Stauroidesmus indentatus</i>
<i>Stauroidesmus leptodermus</i>	<i>Stauroidesmus triangularis</i>	<i>Stauroidesmus triangularis</i> v. <i>limnet.</i>
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	<i>Stichococcus</i> spp.	<i>Synedra acus</i>
<i>Synedra nana</i>	<i>Synedra tenera</i>	<i>Synura</i> spp.
<i>Tabellaria fenestrata</i>	<i>Tabellaria flocculosa</i>	<i>Tabellaria flocculosa</i> v. <i>ast.</i>
<i>Teilingia granulata</i>	<i>Telonema</i> sp.	<i>Tetraedriella jovetii</i>
<i>Tetraedron caudatum</i>	<i>Tetraedron minimum</i>	<i>Tetraedron triangulare</i>
<i>Tetraplektron</i> spp.	<i>Tetrastrum</i> spp.	<i>Tetrastrum komarekii</i>
<i>Treubaria setigera</i>	<i>Trochiscia planctonica</i>	<i>Ulothrix</i> spp.
<i>Uroglena</i> spp.	<i>Volvox aureus</i>	<i>Willea irregularis</i>
<i>Woronichinia compacta</i>	<i>Woronichinia karelica</i>	<i>Woronichinia naegeliana</i>
<i>Xanthidium</i> spp.		

Regionspecifika referensvärden och klassificering av ekologisk status.

I tabell 8 presenteras för parametern totalbiomassa ($\mu\text{g/l}$) referensvärden och klassgränser av ekologisk status för de tre regionerna fjällen, norrland och södra Sverige där separeringar gjorts i norrland och södra Sverige på klara och humösa vatten. Många humösa vatten i södra Sverige innehåller nålflagellaten *Gonyostomum semen* och dessa sjöar har ofta mycket höga totalbiomassor (Faktaruta nedan). Totalbiomassor som indikerar en måttlig–dålig vattenkvalitet (särskilt i humösa sjöar) skall alltid kontrolleras vad gäller förekomst av *Gonyostomum* för där kan en bedömning på basis av totalbiomassan bli missvisande.

Förslag till gränser för olika kvalitetsklasser med användande av det trofiska planktonindexet ges i tabell 9. Indexet är tänkt för bedömningar i en näringsgradient och har en särskilt nära koppling till totalfosforkoncentrationer, jmf. fig. 16.

Klassgränserna för andel cyanobakterier har omarbetats något från ett första förslag (remissutgåvan) och anpassats efter en gemensam nordisk mall. Med undantag av fjällregionen gör då ingen regional skillnad men separering i klara och humösa sjöar behålls.

Faktaruta *Gonyostomum*

Gonyostomum semen – gubbslem, är en nålflagellat som vanligen uppträder i små (<0,5 km²) humösa sjöar med måttligt höga totalfosforkoncentrationer. Mestadels finns den i svagt sura miljöer (median pH 6,4 - max. 7,1 min. 5,3 av 70 undersökta sjöar). Hittills har den sin huvudsakliga utbredning söder om *limes norrlandicus* men förutsättningar finns att den invaderar även norrländska skogssjöar, dit den också börjat komma. Arten har stavformiga kroppar som den kastar ut vid attack från betare eller vid kontakt med badande människa. När man stiger upp efter bad i en sjö med massutveckling av *Gonyostomum* känns huden hal och när vattnet torkat erhålles en svag brunfärgning på kroppen. Färgen är lätt att torka bort eller skölja av. En viss klåda kan drabba känsliga personer. Arten betraktas som besvärssbildande. *Gonyostomum* konkurrerar effektivt med många andra arter och dominerar biomassan över större delen av den varma årstiden. Ofta sker förändringar i taxastrukturer i *Gonyostomum*-sjöar. Biomassan i dessa sjöar är ofta hög och av samma storleksordning som i eutfierade sjöar p.g.a. att arten är förhållandevis stor (50–100 μm) och att den ofta massutvecklas. *Gonyostomum* är en mixotrof art som kan livnära sig på färdigbildat organiskt material (bakterier, picoplankton) förutom att den har fotosyntesförmåga. *Gonyostomum*-dominerade sjöar är inte lämpliga att statusklassa med totalbiomassan utan där är TPI-värdet ett bättre mått.

Tabell 8. Referensvärde och klassgränser för klassificering av parametern **totalbiomassa** (BM) i $\mu\text{g/l}$ och som ekologiska kvalitetskvoter (EK). Totalbiomassa=totalvolym. Planktons densitet beräknad som vattnets densitet d.v.s. g cm^{-3} . $\text{Mg l}^{-1}=\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$. EK-värdet =uppmätt totalbiomassa/referensvärdet för sjötypen.

Typ	Status	Totalbiomassa ($\mu\text{g/l}$)	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	120	1
	Hög	$120 < \text{BM} \leq 200$	$1 > \text{EK} \geq 0,6$
	God	$200 < \text{BM} \leq 350$	$0,6 > \text{EK} \geq 0,34$
	Måttlig	$350 < \text{BM} \leq 500$	$0,34 > \text{EK} \geq 0,24$
	Otillfredställande	$500 < \text{BM} \leq 650$	$0,24 > \text{EK} \geq 0,18$
	Dålig	$\text{BM} > 650$	$0,18 > \text{EK} \geq 0$
Norrländ, klara sjöar, färg $\leq 30 \text{ mg Pt}^{-1}$. Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	200	1
	Hög	$200 < \text{BM} \leq 300$	$1 > \text{EK} \geq 0,67$
	God	$300 < \text{BM} \leq 650$	$0,67 > \text{EK} \geq 0,31$
	Måttlig	$650 < \text{BM} \leq 1000$	$0,31 > \text{EK} \geq 0,2$
	Otillfredställande	$1000 < \text{BM} \leq 1350$	$0,2 > \text{EK} \geq 0,15$
	Dålig	$\text{BM} > 1350$	$0,15 > \text{EK} \geq 0$
Norrländ, humösa sjöar, färg $> 30 \text{ mg Pt}^{-1}$. Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	300	1
	Hög	$300 < \text{BM} \leq 400$	$1 > \text{EK} \geq 0,75$
	God	$400 < \text{BM} \leq 1000$	$0,75 > \text{EK} \geq 0,3$
	Måttlig	$1000 < \text{BM} \leq 1500$	$0,3 > \text{EK} \geq 0,2$
	Otillfredställande	$1500 < \text{BM} \leq 2000$	$0,2 > \text{EK} \geq 0,15$
	Dålig	$\text{BM} > 2000$	$0,15 > \text{EK} \geq 0$
Södra Sveriges, klara sjöar, färg $\leq 30 \text{ mg Pt}^{-1}$. Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	400	1
	Hög	$400 < \text{BM} \leq 600$	$1 > \text{EK} \geq 0,67$
	God	$600 < \text{BM} \leq 2500$	$0,67 > \text{EK} \geq 0,16$
	Måttlig	$2500 < \text{BM} \leq 5000$	$0,16 > \text{EK} \geq 0,08$
	Otillfredställande	$5000 < \text{BM} \leq 10\ 000$	$0,08 > \text{EK} \geq 0,04$
	Dålig	$\text{BM} > 10\ 000$	$0,04 > \text{EK} \geq 0$
Södra Sverige, humösa sjöar, färg $> 30 \text{ mg Pt}^{-1}$. Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	400	1
	Hög	$400 < \text{BM} \leq 600$	$1 > \text{EK} \geq 0,67$
	God	$600 < \text{BM} \leq 2500$	$0,67 > \text{EK} \geq 0,16$
	Måttlig	$2500 < \text{BM} \leq 5000$	$0,16 > \text{EK} \geq 0,08$
	Otillfredställande	$5000 < \text{BM} \leq 10\ 000$	$0,08 > \text{EK} \geq 0,04$
	Dålig	$\text{BM} > 10\ 000$	$0,04 > \text{EK} \geq 0$

Tabell 9. Referensvärde och klassgränser för klassificering av parametern **trofiskt planktonindex** (TPI) i indexvärden och som ekologiska kvalitetskvoter (EK). EK-värdet beräknas enligt formel sid. 17.

Om $TPI \leq$ referensvärdet sätts EK till 1.

Typ	Status	Trofiskt planktonindex (TPI)	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	-2	1
	Hög	$-2 < TPI \leq -1,8$	$1 > EK \geq 0,5$
	God	$-1,8 < TPI \leq -1,5$	$0,5 > EK \geq 0,29$
	Måttlig	$-1,5 < TPI \leq -1,25$	$0,29 > EK \geq 0,21$
	Otillfredställande	$-1,25 < TPI \leq 3$	$0,21 > EK \geq 0$
	Dålig	-	-
Norrländ, klara sjöar, färg ≤ 30 mg Pt ¹ . Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	-1,5	1
	Hög	$-1,5 < TPI \leq -1$	$1 > EK \geq 0,5$
	God	$-1 < TPI \leq -0,5$	$0,5 > EK \geq 0,33$
	Måttlig	$-0,5 < TPI \leq 0,5$	$0,33 > EK \geq 0,2$
	Otillfredställande	$0,5 < TPI \leq 3$	$0,2 > EK \geq 0$
	Dålig	-	-
Norrländ, humösa sjöar, färg > 30 mg Pt ¹ . Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	-1,5	1
	Hög	$-1,5 < TPI \leq -1$	$1 > EK \geq 0,5$
	God	$-1 < TPI \leq -0,5$	$0,5 > EK \geq 0,33$
	Måttlig	$-0,5 < TPI \leq 0,5$	$0,33 > EK \geq 0,2$
	Otillfredställande	$0,5 < TPI \leq 3$	$0,2 > EK \geq 0$
	Dålig	-	-
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤ 30 mg Pt ¹ . Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	-1,25	1
	Hög	$-1,25 < TPI \leq -0,9$	$1 > EK \geq 0,5$
	God	$-0,9 < TPI \leq 1$	$0,5 > EK \geq 0,13$
	Måttlig	$1 < TPI \leq 2$	$0,13 > EK \geq 0,1$
	Otillfredställande	$2 < TPI \leq 3$	$0,1 > EK \geq 0$
	Dålig	-	-
Södra Sverige, humösa sjöar, färg > 30 mg Pt ¹ . Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	-1	1
	Hög	$-1 < TPI \leq -0,5$	$1 > EK \geq 0,5$
	God	$-0,5 < TPI \leq 1$	$0,5 > EK \geq 0,2$
	Måttlig	$1 < TPI \leq 2$	$0,2 > EK \geq 0,14$
	Otillfredställande	$2 < TPI \leq 3$	$0,14 > EK \geq 0$
	Dålig	-	-

Tabell 10. Referensvärden och klassgränser för klassificering av **procentuell andel cyanobakterier (C)**, och motsvarande ekologiska kvalitetskvoter. EK-värdet= 100 - erhållen %-andel/100 - ref.värde.

Typ	Status	Andel cyanobakterier (C) i procent	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	0	1
	Hög	$0 < C \leq 1$	$1 > EK \geq 0,99$
	God	$1 < C \leq 5$	$0,99 > EK \geq 0,95$
	Måttlig	$5 < C \leq 10$	$0,95 > EK \geq 0,90$
	Otillfredställande	$10 < C \leq 20$	$0,90 > EK \geq 0,80$
	Dålig	$20 < C \leq 100$	$0,80 > EK \geq 0$
Norrland, klara sjöar, färg ≤ 30 mg Pt ¹ . Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	5	1
	Hög	$5 < C \leq 10$	$1 > EK \geq 0,95$
	God	$10 < C \leq 24$	$0,95 > EK \geq 0,80$
	Måttlig	$24 < C \leq 43$	$0,80 > EK \geq 0,60$
	Otillfredställande	$43 < C \leq 81$	$0,60 > EK \geq 0,20$
	Dålig	$81 < C \leq 100$	$0,20 > EK \geq 0$
Norrland, humösa sjöar, färg > 30 mg Pt ¹ . Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	7	1
	Hög	$7 < C \leq 14$	$1 > EK \geq 0,92$
	God	$14 < C \leq 30$	$0,92 > EK \geq 0,75$
	Måttlig	$30 > C \leq 46$	$0,75 > EK \geq 0,60$
	Otillfredställande	$46 > C \leq 81$	$0,60 > EK \geq 0,20$
	Dålig	$81 > C \leq 100$	$0,20 > EK \geq 0$
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤ 30 mg Pt ¹ . Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	5	1
	Hög	$5 < C \leq 10$	$1 > EK \geq 0,95$
	God	$10 < C \leq 24$	$0,95 > EK \geq 0,80$
	Måttlig	$24 < C \leq 43$	$0,80 > EK \geq 0,60$
	Otillfredställande	$43 < C \leq 81$	$0,60 > EK \geq 0,20$
	Dålig	$81 < C \leq 100$	$0,20 > EK \geq 0$
Södra Sverige, humösa sjöar, färg > 30 mg Pt ¹ . Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	7	1
	Hög	$7 < C \leq 14$	$1 > EK \geq 0,92$
	God	$14 < C \leq 30$	$0,92 > EK \geq 0,75$
	Måttlig	$30 > C \leq 46$	$0,75 > EK \geq 0,60$
	Otillfredställande	$46 > C \leq 81$	$0,60 > EK \geq 0,20$
	Dålig	$81 > C \leq 100$	$0,20 > EK \geq 0$

I tabell 11 visas klassgränser mellan surhetsklasserna. Artantal visar alltså hur sur sjön är men det framgår inte om det beror på naturlig surhet eller antropogent orsakad försurning.

Tabell 11. Referensvärde och klassgränser förklassificering av parametern artantal (SPP), även angivet som ekologiska kvalitetskvoter (EK). Surhetsklasserna motsvarar ungefär följande pH-intervall: nära neutralt 6–7, surt 5,5–6, mycket surt 5–5,5, extremt surt <5. EK-värdet = uppmätt artantal/referensvärdet för sjötypen.

Typ	Status	Artantal	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	25	1
	Nära neutralt	$25 > SPP \geq 20$	$1 > EK \geq 0,8$
	Surt	$20 > SPP \geq 15$	$0,8 > EK \geq 0,6$
	Mycket surt	$15 > SPP \geq 10$	$0,6 > EK \geq 0,4$
	Extremt surt	$SPP < 10$	$EK < 0,4$
Norrländ, klara sjöar, färg ≤ 30 mg Pt ¹ . Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	45	1
	Nära neutralt	$45 > SPP \geq 30$	$1 > EK \geq 0,67$
	Surt	$30 > SPP \geq 25$	$0,67 > EK \geq 0,56$
	Mycket surt	$25 > SPP \geq 20$	$0,56 > EK \geq 0,44$
	Extremt surt	$SPP < 20$	$EK < 0,44$
Norrländ, humösa sjöar, färg > 30 mg Pt ¹ . Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	45	1
	Nära neutralt	$45 > SPP \geq 40$	$1 > EK \geq 0,89$
	Surt	$40 > SPP \geq 30$	$0,89 > EK \geq 0,67$
	Mycket surt	$30 > SPP \geq 20$	$0,67 > EK \geq 0,44$
	Extremt surt	$SPP < 20$	$EK < 0,44$
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤ 30 mg Pt ¹ . Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	50	1
	Nära neutralt	$50 > SPP \geq 45$	$1 > EK \geq 0,9$
	Surt	$45 > SPP \geq 35$	$0,9 > EK \geq 0,7$
	Mycket surt	$35 > SPP \geq 20$	$0,7 > EK \geq 0,4$
	Extremt surt	$SPP < 20$	$EK < 0,4$
Södra Sverige, humösa sjöar, färg > 30 mg Pt ¹ . Nordgräns <i>limes norrlandicus</i>	Referensvärde	45	1
	Nära neutralt	$45 > SPP \geq 40$	$1 > EK \geq 0,88$
	Surt	$40 > SPP \geq 30$	$0,88 > EK \geq 0,67$
	Mycket surt	$30 > SPP \geq 15$	$0,67 > EK \geq 0,33$
	Extremt surt	$SPP < 15$	$EK < 0,33$

Kommentarer till val av parametrar

Parametrarna växtplanktons totalbiomassa, det trofiska planktonindexet och andelar cyanobakterier (blågrönalger) skall sammanvägas vid bedömning av en sjös biologiska vattenkvalitet med avseende på näringsstatus. Att alla parametrarna tas med beror på att totalbiomassan kommer att missgynna sjöar med större mängder *Gonyostomum semen*, en art som inte kan sägas sänka kvalitetsklassen på sjön i en näringsgradient trots att mycket stora biomassor förekommer (jmf medelbiomassor från referenssjöar i tabell 4, sid. 16). För *Gonyostomum*-sjöar rekommenderas användning av TPI-värdet, jmf. faktaruta sid. 27. TPI kommer inte att kunna användas i alla sjöar för att indexet baseras bara på ett nittio-tal arter totalt och sjöar utan dessa arter kommer också att behöva statusklassas och då är parametern totalbiomassa lämplig.

Om andelen cyanobakterier är hög är det en välkänd indikator på god näringstillgång och den används i hela Norden för vattenkvalitetsbedömningar. Därför har cyanobakterier bedömts viktiga också i Sverige där andelar som överstiger vad som anses som god status skall vara en väckarklocka om någon av i tabell 12 angivna taxa finns. Dessa är kända för att vara besvärsbildande (lukt och smak) eller potentiellt toxiska och därför är det skäl att följa sjöns utveckling noga.

Tabell 12. Cyanobakterietaxa som ofta förknippas med lukt-/smakproblem då de massutvecklas eller är potentiella toxinproducenter.

Taxon	Kommentar
<i>Anabaena</i>	producent av nerv och levergifter samt ämnen som ger upphov till lukt och smak. Förekommer i tester från Sverige.
<i>Aphanizomenon</i>	potentiellt toxisk, ej verifierat i Sverige med arten i odling men förekommer i cyanobakterie-samhällen där toxicitet uppmätts.
<i>Gloeotrichia</i>	arten <i>echinulata</i> . Toxinproduktion i Sverige ej verifierad
<i>Limnothrix</i>	potentiellt toxisk, ej verifierat i Sverige med arten i odling, men förekommer i cyanobakterie-samhällen där toxicitet uppmätts
<i>Microcystis</i>	producent av nerv och levergifter, verifierad från Sverige. Arten <i>wesenbergii</i> har inte konstaterats ha gen för toxinproduktion.
<i>Planktothrix</i>	främst arterna <i>agardhii</i> och <i>prolifica</i> båda producenter av levergifter verifierat från Sverige.
<i>Pseudanabaena</i>	potentiellt toxisk, ej verifierat i Sverige än med arten i odling
<i>Woronichinia</i>	främst arten <i>naegeliana</i> . Ger upphov till lukt och smak i massutveckling

Tabell 13. Kvantilavvikelser för indikatorer inom kvalitetselementet växtplankton. Sjöantalet i de olika statusklasserna har inte medgivit framräkning av spridningsmått på enskilda klasser. Jämför också vad som sägs om framtagning av klassgränser på sid. 17.

Typ	Indikator	Status	25 _{perc}	Median	75 _{perc}	Anmärkning
Fjällen ovan trädgränsen	Tot.biomassa $\mu\text{g/l}$	Ref-Hög	80	120	175	
		God-Dålig	85	155	225	n=2
	%Cyanobakterier	Ref-Hög	0	0	0	**
		God-Dålig	0	0	1	n=2
	TPI	Ref-Hög	-2,5	-2	-1,9	
		God-Otillfr.		-1,8		n=2
	Artantal	Ref-nära neutralt	18	23	30	
		Surt-extremt surt	9	15	18	
Norra Sveriges klara sjöar	Tot.biomassa $\mu\text{g/l}$	Ref-Hög	120	200	285	
		God-Dålig	190	350	670	Max 2000
	%Cyanobakterier	Ref-Hög	0	0	5	**
		God-Dålig	0	1	7	Max 45
	TPI	Ref-Hög	-1,7	-1,4	-1,2	
		God-Otillfr.	-1,8	-1,6	-0,9	
	Artantal	Ref-nära neutralt	35	45	53	

		Surt-extremt surt	21	25	31	
Norra Sveriges humösa sjöar	Tot.biomassa $\mu\text{g/l}$	Ref-Hög	200	310	520	
		God-Dålig	110	310	710	Max 5100
	%Cyanobakterier	Ref-Hög	0	5	10	**
		God-Dålig	0	0	5	Max 74
	TPI	Ref-Hög	-1,7	-1,4	-1,2	
		God-Otillfr.	-1,8	-1,6	-0,9	
	Artantal	Ref-nära neutralt	38	44	50	
		Surt-extremt surt	25	30	40	
Södra Sveriges klara sjöar	Tot.biomassa $\mu\text{g/l}$	Ref-Hög	300	400	600	
		God-Dålig	630	1000	11500	
	%Cyanobakterier	Ref-Hög	0	5	10	**
		God-Dålig	0	5	23	Max 90
	TPI	Ref-Hög	-1,4	-1,25	-0,9	
		God-Otillfr.	-0,2	0,6	2,3	
	Artantal	Ref-nära neutralt	43	50	60	
		Surt-extremt surt	17	24	31	
Södra Sveriges humösa sjöar	Tot.biomassa $\mu\text{g/l}$	Ref-Hög	370	480	940	
		God-Dålig	740	2000	9500	Max 14400
	%Cyanobakterier	Ref-Hög	0	3	6	**
		God-Dålig	0	4	16	Max 60
	TPI	Ref-Hög	-1,5	-1,2	-0,8	
		God-Otillfr.	-0,3	0,8	1,9	
	Artantal	Ref-nära neutralt	44	47	60	
		Surt-extremt surt	19	29	34	

** Andelen cyanobakterier är för alla typer av sjöar utom fjällsjöar anpassade till en nordisk mall vilket har resulterat i något generösare gränsvärden framför allt på referenser och högstatusklassen än vad som räknades fram från det svenska bakgrundsmaterialet.

Tabell 14. Medianvärden av standardavvikelsen av EK-kvoter för referenssjöar

Indikator	Fjällen	Norrl.klara	Norrl.humösa	Södra SE klara	Södra SE humösa
Totalbiomassa	0,05	0,09	0,13	0,19	0,12
Andel cyanobakterier	0	0,02	0,02	0,04	0
TPI	0,17	0,18	0,18	0,23	0,002
Artantal	0,14	0,05	0,03	0,07	0,07

Variationer i ekologiska kvalitetskvoter hos referenssjöar har använts som en översiktligt metod att belysa en spridning av värden. Spridningen är sedan presenterad som medianen av standardavvikelser för de olika parametrarna. Utgångspunkten för beräkningarna har varit mellanårsvariationer i ekologiska avvikelsekvoter från de sjöar där sådant material funnits (fjällen: 2 sjöar 12 augustimånader; norrlands klarvatten: 5 sjöar 26 säsonger; norrlands humösa sjöar: 18 sjöar 98 säsonger; södra Sveriges klarvatten: 9 sjöar 53 säsonger; södra Sveriges humösa sjöar: 5 sjöar 27 säsonger). Denna metod återspeglar dock inte spridningen i andra statusklasser. Med stigande trofinivåer borde man förvänta sig större variationer både inom en sjötyp och mellan olika år.

Bedömningspekter

Sammanvägning av indikatorerna totalbiomassa, trofiskt planktonindex (TPI) och andelen cyanobakterier (%).

Även om det går att göra en bedömning på endast en juli/augustisäsong så blir en sådan bedömning osäker med tanke på planktonalgens påtagliga och ofta väderstyrda mellanårsvariationer. Som ett minimum rekommenderas därför ett medelvärde av 3 års juli/augustisäsongers planktondata vilka sedan sammanvägs enligt nedanstående. Om mycket höga biomassor av *Gonyostomum* har erhållits bör dessa inte vara med i sammanvägningen då detta egentligen inte innebär att sjön är eutrofierad. Här finns plats för en klok expertbedömning.

Inför sammanvägningen indelas statusklasserna i numeriska klasser där

Hög status: $4 \leq \text{Hög status} < 5$.

God status: $3 \leq \text{God status} < 4$.

Måttlig status: $2 \leq \text{Måttlig status} < 3$.

Otillfredsställande status: $1 \leq \text{Otillfredsställande status} < 2$.

Dålig status: $0 \leq \text{Dålig status} < 1$.

Den lägre siffran i varje numerisk klass är den nedre numeriska gränsen på klassen (N_{nedre}).

För ett uträknat EK-värde ($EK_{\text{uppmätt}}$) beräknas för aktuellt EK-klassintervall ($EK_{\text{nedre}} - EK_{\text{övre}}$) den numeriska klassen (N_{klass}) enligt:

$$(N_{\text{klass}}) = (N_{\text{nedre}}) + [(EK_{\text{uppmätt}} - EK_{\text{nedre}}) / (EK_{\text{övre}} - EK_{\text{nedre}})]$$

N_{nedre} = nedre värdet för den numeriska klass som givits för motsvarande statusklass

EK_{nedre} och $EK_{\text{högre}}$ är lägsta och högsta EK-värdet för motsvarande klass.

EK_{nedre} för dålig status = 0 och $EK_{\text{övre}}$ för hög status = 1.

Statusklassen erhålls för indikatorerna var för sig i tabellerna 8, 9 och 10 liksom de övre och nedre värdena för motsvarande EK-klass.

Exempel:

En sydsvensk klarvattensjö har ett tre säsongers medelvärde av totalbiomassan på $500 \mu\text{g/l}$ ($= 0,5 \text{ mm}^3/\text{l} = 0,5 \text{ mg/l}$).

Motsvarande erhållna TPI-värde är -1 och andelen cyanobakterier 15%.

Totalbiomassa:

Totalbiomassan ger hög status enligt tabell 8 vilket är den numeriska klassen 4–4,99. N_{nedre} är således 4.

$EK_{\text{uppmätt}} = 400/500 = 0,8$ (beräknas för denna parameter som förhållandet mellan det uppmätta värdet och referensvärdet)

EK_{nedre} framgår av tabell 8 = 0,67

$EK_{\text{övre}}$ skall vara < 1, sätts dock i ekvationen som 1

$4 + [(0,8 - 0,67) / (1 - 0,67)] = 4,39$ som är N_{klass} för totalbiomassan

TPI:

TPI-värdet ger hög status enligt tabell 9

$EK_{\text{uppmätt}}$ som beräknas enligt ekvationen på sid 17 blir 0,58. (Variationen i TPI statusklassen som den uttrycks i tabellen d.v.s $-1,25 < TPI \leq 0,9$ är värdena som i det här fallet utgör 50_{perc} respektive 75_{perc}.)

EK_{nedre} är enligt tabellen 0,5

$EK_{\text{övre}}$ skall vara < 1 men sätts till 1

$4 + [(0,58 - 0,5) / (1 - 0,5)] = 4,16$ som är Nklass för värdering enligt det trofiska planktonindexet vilket ger hög status

Cyanobakterier %:

Andel cyanobakterier ger god status enligt tabell 10

$EK_{\text{uppmätt}}$ beräknas enligt uppgift i tabellhuvudet $(100 - 15) / (100 - 5) = 0,89$

EK_{nedre} är enligt tabellen 0,80

$EK_{\text{övre}}$ är 0,95

$3 + [(0,89 - 0,80) / (0,95 - 0,80)] = 3,6$ som ger god status med avseende på andel cyanobakterier

Medelvärdet av dessa beräkningar är $(4,39 + 4,16 + 3,6) / 3$ det vill säga 4,05. Detta skulle ge sjön en hög status.

Bedömning av surhet

Antalet arter/taxa skall inte bedömas annat än om man misstänker att en sjö är utsatt för förorening eftersom indikatorn är svårtolkad och mycket beroende av analysansträngning. Man bör också ha en känsla för hur artanalysen är utförd så att inte bara dominerande arter har räknats vilket ger avsevärt lägre artantal än om metoden i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning används. Vid standardiserad räkning av ett prov enligt den metoden hittar man i medeltal 40–50 taxa med undantag av fjällsjöar där ett tjugotal taxa förekommer, jmf. tabell 4 sid. 16.

Rekommenderad provtagning och analys

För bedömning av växtplankton med ovanstående mall skall provet vara taget under perioden 15 juli–31 augusti och representera vattnets övre skikt (epilimnion). Det går också att använda den eller de översta metrarna av detta skikt särskilt i humösa sjöar, då delar av det bearbetade underlagsmaterialet härrör från dessa nivåer. Eftersom plankton, åtminstone under dygnets ljusa timmar, simmar mot ytan i humösa vatten finns huvudparten av organismerna i de övre metrarna där, medan i klara vatten den största biomassan och diversiteten kan ligga några meter ner för att inte alger ska bli skadade av för kraftig ljusinstrålning. För likvärdig jämförelse är det således bäst om provet representerar ca 75% av epilimnionskiktet. Provet skall analyseras och taxa räknas enligt Utermöhl-metoden (Utermöhl 1958) helst med det tekniska förfaringssätt som finns beskriven i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se). Den analysmetoden är särskilt viktig att följa för bedömning av artantal i en surhetsgradient. En bedömning baserad på indexvärden bör också kunna göras då endast räkning av frekvent förekommande taxa gjorts eftersom ett antal sådana prov från 1000-sjö materialet 1972 visat god överensstämmelse med resultat från det material som utgjorde grunden för konstruktion av indexet. Dock bör inte bara 4-5 taxa räknas om inte en massutveckling föreligger utan åtminstone 20-talet taxa, undantag dock för fjällen. Framtida jämförelser behövs för att avgöra skillnader som beror av olika räknemetoder.

Dessa bedömningsgrunder är tänkta för användning på alla typer av sjöar men starkt metallpåverkade sjöar har inte varit med i underlagsmaterialet. Därför behöver tolkningar från sådana sjöar ges ytterligare utrymme förutom de allmänna återbärningar som förhoppningsvis erhålls på bedömningsgrundernas praktiska tillämpningar samt på gränsdragningar mellan olika klasser. När det gäller indexet är det bra om ytterligare analyser så småningom kan tillfogas den använda databasen så att fler taxa kan få indikatortal vilket ökar indexets användbarhet i så många sjötyper som möjligt. I underlagsmaterialet finns t.ex. inte så många kraftigt eutrofierade sjöar.

Det går att göra en preliminär bedömning på analyser från ett år men med tanke på planktiska algers ofta väderstyrda mellanårsvariationer är ett medelvärde av åtminstone 3 år att rekommendera. En test av mellanårsvariationer i 33 sjöar var och en provtagen minst 10 augustisäsonger visar en variationskoefficient (standardavvikelse i procent av medelvärde) för totalvolymen på i medeltal 70% medan motsvarande variationskoefficient för indexvärden är 25%.

Referenser

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3(1): 30–36.
- Binnengewässer von Huber-Pestalozzi 1983. Chlorophyceae. Ordnung: Chlorococcales. Teil 7:1. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Brettum, P. & Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. *NIVA-report SNO 4818-2004*. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norska innsjøer. Planteplankton. *NIVA-rapport 2344*. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.
- Chorus, I. & Bartram, J. 1999. *Toxic cyanobacteria in waters. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO. E. & FN. Spon, London.
- Fölster, J., Sandin, L. & Wallin, M. 2003. A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directiv. *Institutionen för Miljöanalys, SLU*. Rapport.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publications of the Water Research Institute* 37. Helsingfors
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative plankton analysis. *Limnologica* (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.
- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish west-coast lakes under acidic and limed conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 688–702.
- Jeppesen, E. m.fl. (30 författare) 2005. Lake responses to nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771.
- Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Annales academiæ scientiarum fennicæ*. Ser. A.IV. Biologia 18.
- Lyrche Solheim, A. (red.). Bioklass – klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster. *NIVA rapport LNR 4860-2004*.
- Margalef, R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* 1: 493–509.
- Naturvårdsverket, 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. *Rapport 4913*.

- Naturvårdsverket, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport biologiska parametrar. *Rapport 4921*.
- Naumann, E. 1921. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. *Binnengewässer* 11: 1–176.
- Pearsall, W.H. 1932. Phytoplankton in the English lakes. 2. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *Journal of Ecology* 20: 241–261.
- Reynolds, C, Huszar, V., Kruk, C. Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research* 24:417–428.
- Rosén, G. 1981. Tusen sjöar. Växtplanktons miljökrav. *Naturvårdsverket*. Liber distribution. Stockholm.
- Tikkanen, T. & Willén, T. 1992. Växtplanktonflora. *Naturvårdsverket*. Tunatryck AB. Eskilstuna.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9: 1–38.
- Via-Ordorika, L., Fastner, J. Kurmayer, R., Hisbergues, M., Dittmann, E., Komarek, J., Erhard, M. & Chorus, I. 2004. Distribution of microcystin-producing and non-producing *Microcystis* sp. in European freshwater bodies: detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies. *Systematic and applied Microbiology* 27: 592–602.
- Wilander, A. 2004. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. *Institutionen för Miljöanalys, SLU*. Rapport 2004:19.
- 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.
- Willén, E. 2000. Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. I Heinonen, P. m.fl. (red.) *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*. Sid. 57–80.
- Willén, E. 2001. Phytoplankton and water quality characterization: experiences from the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern. *Ambio* 30 (8): 529–537.