

Utvärdering av biologiska
bedömningsgrunder för sjöar
erfarenheter från Dalarna

Miljöenheten
Dalälvens Vattenvårdsförening

Omslagsbild: Bakgrundskarta © Lantmäteriet ärende 106-2004/188W.

Tryck: Länsstyrelsen Dalarnas tryckeri, maj 2010.

ISSN: 1654-7691

Rapporten kan beställas från Länsstyrelsen Dalarna, infofunktionen

E-post: dalarna@lansstyrelsen.se

Rapporten kan också laddas ned från Länsstyrelsen Dalarnas webbplats:

www.lansstyrelsen.se/dalarna

Ingår i serien Rapporter från Länsstyrelsen i Dalarnas län

Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar erfarenheter från Dalarna

Rapport 2010:16

Ann-Louise Haglund
Therese Carlsson
Daniel Larson
David Lundvall
Hans Olofsson



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN



FÖRORD

Länsstyrelsen Dalarna genomför varje år ett stort antal kemiska och biologiska undersökningar av Dalarnas sjöar och rinnande vatten inom främst miljöövervakningen och den samordnade vattenförvaltningen. Undersökningarna kan både ha specifika syften som uppföljning av kalkningseffekter, inventering av miljögifter och kartläggning av övergödning eller vara av mer allmän karaktär för att beskriva vattnens status. Huvuddelen av undersökningarna har redovisats som underlagsmaterial till rapporter, men vissa data har endast lagrats hos nationella datavärdar eller länsstyrelsen.

Dalälvens vattenvårdsförening (DVVF) genomför sedan 1990 samordnad recipientkontroll i ett 30-tal sjöar och lika många rinnande vatten i framför allt Dalälvens huvudflöde och större biflöden där de största punktutsläppen finns. Undersökningarna omfattar både vattenkemi och biologiska parametrar. Alla undersökningar redovisas i en årsrapport. Därutöver har flera tematiska sammanställningar genomförts. De vattenkemiska undersökningarna har fortlöpande lagrats hos nationell datavärd (SLU-IMA).

Länsstyrelsen och DVVF beslutade 2006 att inleda ett samarbete för att sammanställa alla Dalarnas biologiska undersökningar av sjöar och rinnande vatten, lagra dessa hos aktuella datavärdar samt presentera och analysera dessa undersökningar i ett antal temarapporter för sjöar respektive rinnande vatten. Arbetet har försenats på grund av att vattenförvaltningens statusbedömning och åtgärdsprogram tagit länsstyrelsens personella resurser i anspråk under 2008 – 2009.

De tematiska utvärderingarna av sjöar omfattar följande rapporter:

Utvärdering av vattenväxtsamhället i Dalälvens sjöar, Rapport 2008:28

Metallhalter i fisk i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar och förändringar över tid, Rapport 2010:12

Växtplanktonsamhällen i ett urval av Dalälvens sjöar – sammanställning av undersökningar under perioden 1990 - 2006, Rapport 2010:13

Fiskbestånden i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar och förändringar över tid, Rapport 2010:14

Mjukbottenfaunan i Dalälvens sjöar – struktur och funktion, Rapport 2010:15

Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar – erfarenheter från Dalarna, Rapport 2010:16

Motsvarande temarapporter för rinnande vatten beräknas publiceras under 2011.

Falun i maj 2010

Per-Erik Sandberg
Länsstyrelsen Dalarna

Kenneth Collander
Dalälvens Vattenvårdsförening



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN



INNEHÅLL

INTRODUKTION	4
VÄXTPLANKTON	6
Nationella bedömningsgrunder.....	6
Jämförelse mellan växtplankton och vattenkemi	6
Variation i bedömningar mellan provtagningstillfällena.....	8
Hur kan bedömningsgrunden för växtplankton förbättras?.....	8
Slutsatser	10
HÖGRE VATTENVÄXTER	11
Nationella bedömningsgrunder.....	11
Utfall av bedömningsgrunder i Dalarnas sjöar	11
Jämförelse mellan trofiindex för vattenväxter och vattenkemi	11
Hur kan bedömningsgrunden för vattenväxter förbättras?.....	12
Slutsatser	14
BOTTENFAUNA	15
Nationella bedömningsgrunder.....	15
Utfall av bedömningsgrunder i Dalarnas sjöar	16
Jämförelse mellan index för bottenfauna och vattenkemi.....	17
Hur kan bedömningsgrunden för bottenfauna förbättras?	20
Slutsatser	21
FISK	22
Nationella bedömningsgrunder.....	22
Utfall av bedömningsgrunder i Dalälvens sjöar	22
Mellanårsvariation i bedömningar av EQR8 samt ingående parametrar	29
Hur kan bedömningsgrunden för fisksamhället förbättras?	29
Slutsatser	32
AVSLUTANDE DISKUSSION	33
REFERENSER	36

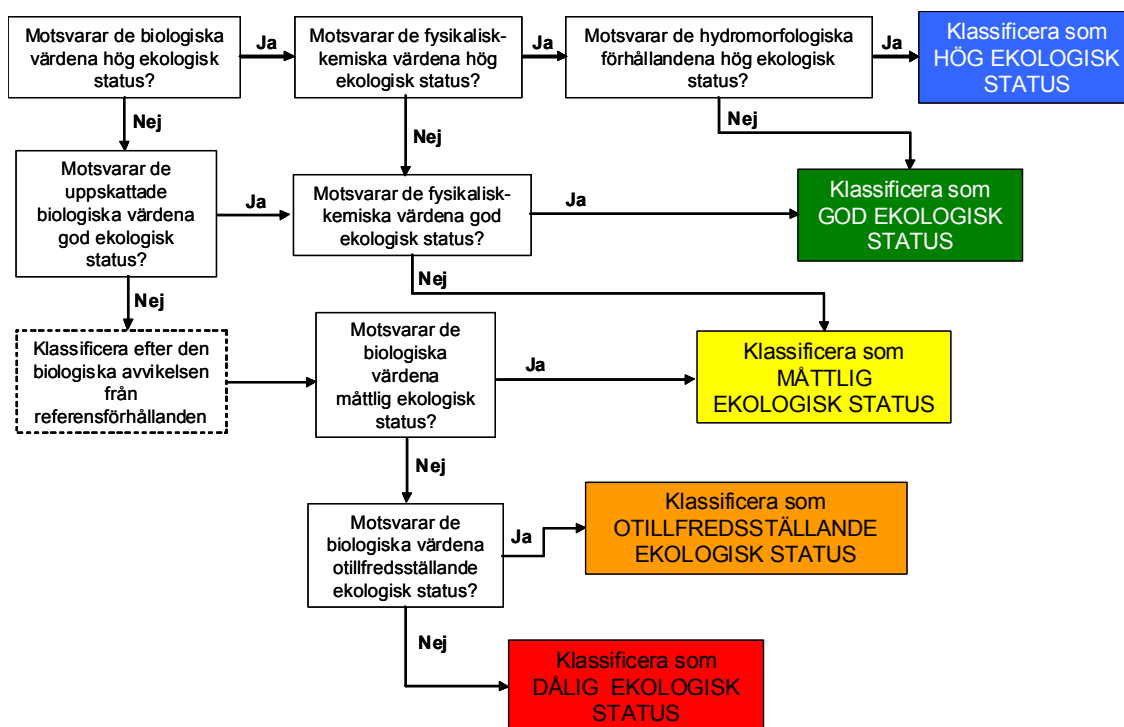
BILAGA 1. Redovisning av utfall vid bedömning av Dalälvens sjöar utifrån flera biologiska kvalitetsfaktorer.

INTRODUKTION

Genom implementeringen av det s.k. Vattendirektivet (2000/60/EG) i svensk lagstiftning (Vattenförvaltningsförordningen, SFS 2004:660) har Sverige förbundit sig till att alla vatten ska ha god status senast år 2015. Vatten som inte uppfyller kraven på god status ska åtgärdas och åtgärdsplaner ska upprättas. För att detta ska uppnås ska kvalitetskrav tas fram, miljökvalitetsnormer, som beskriver den kvalitet som våra vatten ska ha. Vattendirektivet eller vattenförvaltningsförordningen ställer vissa krav på hur bedömningarna av våra vatten ska gå till och vad som ska ingå i bedömningen.

För att utvärdera både vattenkemiska och biologiska prover på ett tillförlitligt sätt krävs en hel del kunskap om sjöarnas funktion och dess växter och djur. Som ett hjälpmedel i arbetet har Naturvårdsverket utarbetat bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag som under de senaste decennierna publicerats i ett antal versioner. Den senaste versionen av bedömningsgrunder kom 2007. Den nya versionen av bedömningsgrunder har även krav på sig att uppfylla vattenförvaltningens kriterier och ingår i "Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten" (NFS 2008:1). Den ingår även som Bilaga A i Naturvårdsverkets handbok 2007:4 "Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon" som utvecklats bl. a för att förtydliga föreskriften (NFS 2008:1).

För att bedöma om en sjö eller ett vattendrag uppnår god status ska enligt vattenförvaltningen den ekologiska och den kemiska statusen för vattnet bedömas. För den kemiska statusen finns två klasser "god" och "uppnår ej god" och statusen klassificeras utifrån givna gränsvärden. Den kemiska statusen kommer inte att utredas närmare i denna rapport. Den ekologiska statusen delas in i fem klasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande, och dålig.



Figur 1. Bedömningsschema för klassificeringen av ekologisk status utifrån Naturvårdsverkets rapport 2007:4.

Det är gränsen mellan god och måttlig som är viktigast eftersom vattnen som hamnar i klasserna måttlig eller sämre kan behöva åtgärdas. Även för vatten som idag har god status kan dock åtgärder behövas enligt vattenförvaltningen för att vattnet inte ska riskera att försämrats. För att bedöma den ekologiska statusen finns ett antal kvalitetsfaktorer till hjälp och de som det läggs störst vikt vid är de biologiska. De biologiska kvalitetsfaktorerna som ska bedömas för sjöar är: växtplankton, högre vattenväxter, bottenfauna (bottenlevande djur) och fisk.

De nya bedömningsgrunderna är alltså de bedömningsgrundsskalor som finns till hjälp för att bedöma vilken klass kvalitetsfaktorn hamnar i. Genom att väga samman bedömningarna av de olika kvalitetsfaktorerna erhålls den ekologiska statusen för vattnet. Sammanvägningen görs enligt principen ”sämst bestämmer”. Det innebär att den ekologiska statusen blir samma som den biologiska kvalitetsfaktorn som visar sämst oavsett om alla andra kvalitetsfaktorer har god eller hög status. Även de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kan påverka den slutliga ekologiska statusen men det är de biologiska som väger tyngst vid sammanvägningen (Figur 1). Eftersom det är de biologiska kvalitetsfaktorerna som väger tyngst i bedömningen av ekologisk status, och därför ligger till grund för de kvalitetskraven som ställs på vatten i form av kvalitetsnormer, är det mycket viktigt att bedömningsgrunderna fungerar på ett tillförlitligt sätt.

Inom Dalarnas län och Dalälvens avrinningsområde finns enligt Sjöregistret drygt 6500 st sjöar. I drygt 500 st (ca 8 %) av dessa har någon form av biologisk provtagning utförts. I ett tiotal av sjöarna har både fisk, bottenfauna och växtplankton provtagits men i de flesta finns endast prover från en eller två av de biologiska s.k. kvalitetsfaktorerna. Så kallade fullkemianalyser på vatten har gjorts i ca 1000 sjöar inom länet. Vattenkemianalyser ger en ögonblicksbild av tillståndet i sjön medan de biologiska analyserna kan belysa om växt- eller djursamhället har påverkats under en längre tidsperiod. Genom att titta på förhållandet mellan olika grupper av växter och djur kan man få information om sjö-ekosystemets funktion på ett annat sätt än man får genom vattenkemianalyser. Vattenkemianalyserna är dock relativt billiga att utföra medan de biologiska proverna kostar mer att analysera och utvärdera, både då det gäller tid och pengar.

Dalälvens avrinningsområde utgör ca 10 % av Sveriges yta och sträcker sig från fjällen i väst till kusten i öst. Det omfattar mycket varierande vattenmiljöer, från klara fjällsjöar, via bruna skogsvatten till typiska slättlandssjöar. Akvatiska ekosystem är komplexa och varje sjö är unik. Ekosystemet är dessutom ständigt i förändring på grund av att många av dess växter och djur har relativt korta livscyklar och olika arter avlöser varandra under året. Detta leder till att det är svårt att utvärdera biologiska data och att skilja den naturliga variationen hos de vattenlevande djur- och växtsamhällena från förändringar till följd av mänsklig påverkan. Det finns alltså höga krav på bedömningsgrunders precision vid bedömningen av biologin som kan vara svåra att infria. Länsstyrelsen Dalarna har därför varit mycket restriktiva med att använda sig av ”sämst bestämmer” principen utifrån bedömningar av biologin. Har bedömningsgrunder för någon av kvalitetsfaktorerna använts (både de biologiska och fysikalisk-kemiska) görs alltid en granskning av rimligheten av utfallet. För att en sjös status ska bedömas som sämre än god krävs dessutom en tydlig koppling till en påverkanskälla.

Syftet med denna rapport är att utreda: Hur väl fungerar de biologiska bedömningsgrunderna växtplankton, högre vattenväxter, bottenfauna och fisk för sjöarna inom Dalälvens avrinningsområde och Dalarnas län? Vilka brister och osäkerheter finns vid användandet? Hur står sig biologiska bedömningar mot de kemiska? Målsättningen är att utredningen leder vidare till att vi kan bedöma Dalälvens/Dalarnas vatten på ett rättvisande sätt samt ge information om vilken typ av analyser/insatser som bör prioriteras i framtiden då det gäller provtagningar och utvärderingar.

VÄXTPLANKTON

Nationella bedömningsgrunder

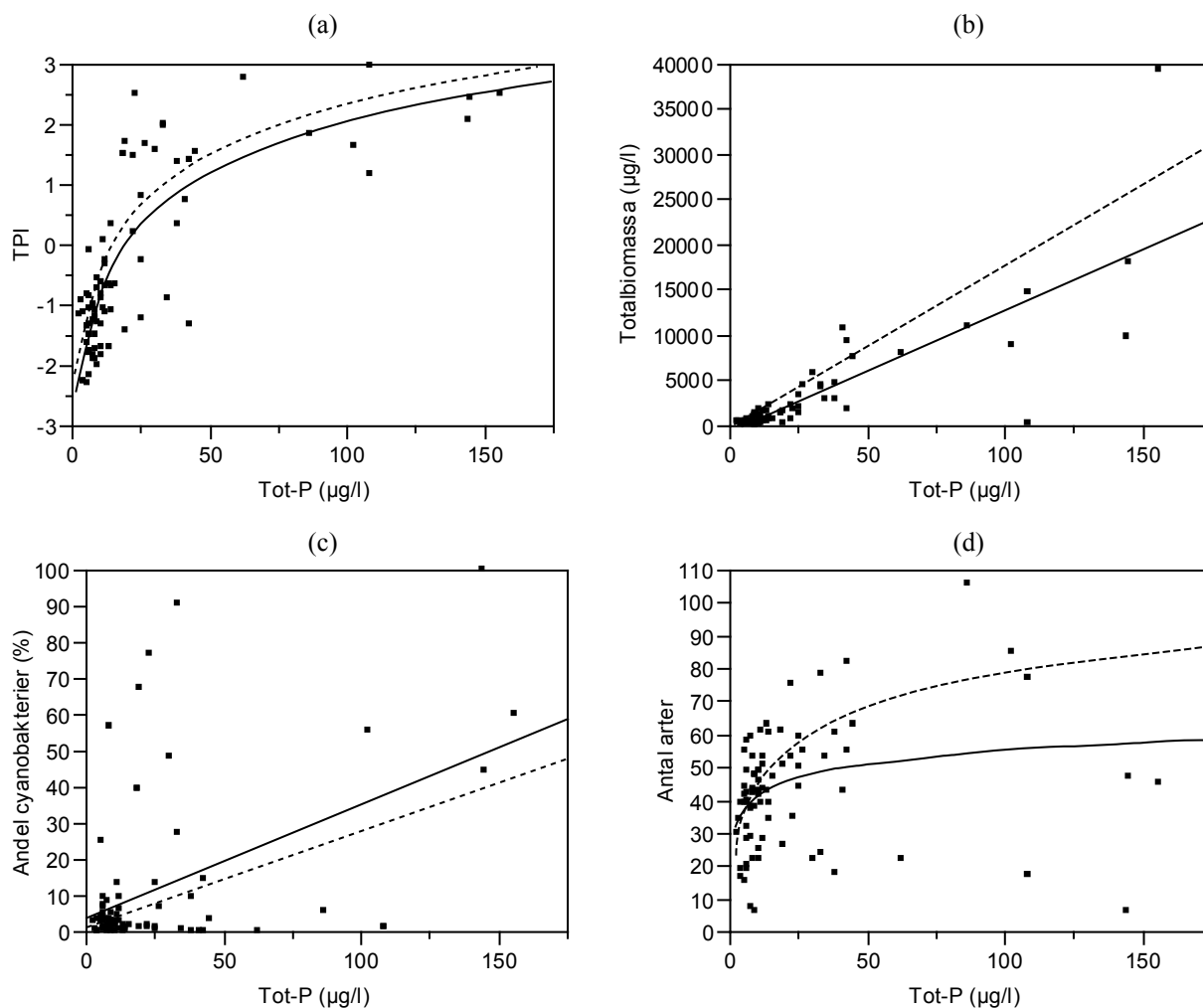
Växtplanktonsamhället kan fungera som en tidig miljöindikator då det snabbt reagerar på förändringar i miljön. Förändringar i växtplanktonsamhället kan i sin tur ge upphov till effekter på andra delar av det akvatiska ekosystemet. Vid höga näringshalter finns en uppenbar risk att vissa arter alger utvecklar massbestånd, vilket brukar benämnas algblooming. En del alger kan vid blomning producera toxiner som är giftiga för både djur och människor, men även blomningar av icke giftproducerande alger kan vara mycket problematiska. Detta eftersom massförekomst av alger påverkar syrgas- och ljusförhållanden för andra organismer, vilket bland annat kan leda till massdöd av fisk. Vattnet får dessutom ett utseende, och ibland även lukt, som vare sig inbjuder till bad eller annan rekreation under den tid på året som många människor har semester.

Bedömningsgrunden för växtplankton innehåller fyra olika parametrar. Tre av dessa viktas samman och används för att bedöma näringspåverkan; trofiskt planktonindex (TPI), algsamhällets totalbiomassa samt andel cyanobakterier i algsamhället, medan den fjärde – antal planktonarter – används vid bedömning av surhet. TPI beräknas utifrån förekommande arters fosforpreferens. För ett stort antal arter har fosforpreferensen poängsatts utifrån näringshalt i de sjöar där arten förekommer (Willén 2007). Genom att beräkna medelvärdet av påträffade arters poäng fås ett mått på sjöns näringsrikedom. En sjös näringsstatus (hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) eller surhetsstatus (nära neutralt, surt, mycket surt eller extremt surt) bedöms sedan genom att uppmätta parametrar jämförs med typspecifika gränsvärden. Om parametrarna som mäts i en sjö tydligt avviker från vad som anses normalt för sjötypen är det troligt att sjön är utsatt för miljöpåverkan.

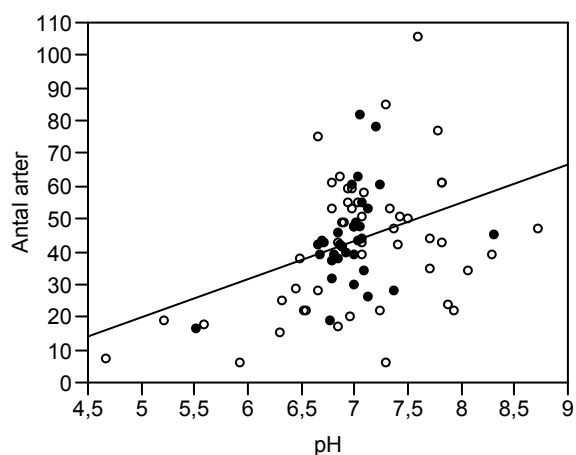
Jämförelse mellan växtplankton och vattenkemi

I detta avsnitt bedöms funktionen hos bedömningsgrunderna utifrån växtplanktondata från de 83 sjöar i Dalälvens avrinningsområde där mätningar av såväl växtplankton som vattenkemi gjorts. I Hajdu & Tröjbom (Rapport 2010:13) beskrivs Dalälvens växtplanktonsamhällen mer i detalj. Det är dock endast en del av dessa data som lämpar sig för att bedöma näringsstatus och surhetsstatus. För att bedömningsgrunderna ska ge ett tillförlitligt resultat krävs nämligen att underlagsdata uppfyller särskilda kvalitetskrav. Dessa krav innebär bland annat att provtagning ska vara utförd enligt gällande standard (SS-EN 15204:2006) och att data från minst tre år finns tillgängligt. När dessa kriterier tillämpas återstår 34 sjöar, men för bedömning av parametern TPI ställs ytterligare krav. Här måste minst fyra arter med indikatortal ha påvisats i sjön vilket medför att ytterligare två sjöar faller bort.

Indexet TPI har ett tydligt samband med fosforhalten vilket också kan förväntas med tanke på indexets uppbyggnad (Figur 2a). Även sambandet mellan algsamhällets totala biomassa och fosforhalten är tydligt (Figur 2b). Parametern andel cyanobakterier uppvisar inget tydligt samband med fosforhalten (Figur 2c). Detta är dock ett resultat av parametrarnas natur snarare än ett tecken på brister i bedömningsgrunderna. Sambandet mellan dessa faktorer är inte linjärt utan det är *sannolikheten* att algbloomingar uppstår som ökar med ökande näringshalter. Ur Figur 2c kan det också utläsas att *andelen* sjöar med algbloomingar ökar med ökande näringshalt. Sätts till exempel gränsen för algblooming vid 25% cyanobakterier så förekommer algbloomingar i endast 10% av de sjöar där fosforhalten understiger 25 µg/l. I något näringsrikare sjöar (fosforhalt 25-50 µg/l) är motsvarande siffra 21%, medan det i de näringsrikaste sjöarna (fosforhalter högre än 50 µg/l) förekommer algbloomingar i hela 50% av sjöarna.



Figur 2. Samband mellan bedömningsgrunders parametrar, som ingår i bedömningen av växtplanktonsamhället, och näringshalt i samtliga sjöar med plankton- och vattenkemiska data inom Dalälvens avrinningsområde ($n=83$; heldragen regressionslinje). Förklaringsgraden (r^2) för analyserna är 0,66 (TPI), 0,68 (totalbiomassa), 0,23 (andel cyanobakterier) och 0,10 (antal arter). Som referens visas även regressionslinjen för de sjöar där planktondata uppfyller kvalitetsgraven i bedömningsgrunder ($n=34$; streckad linje).

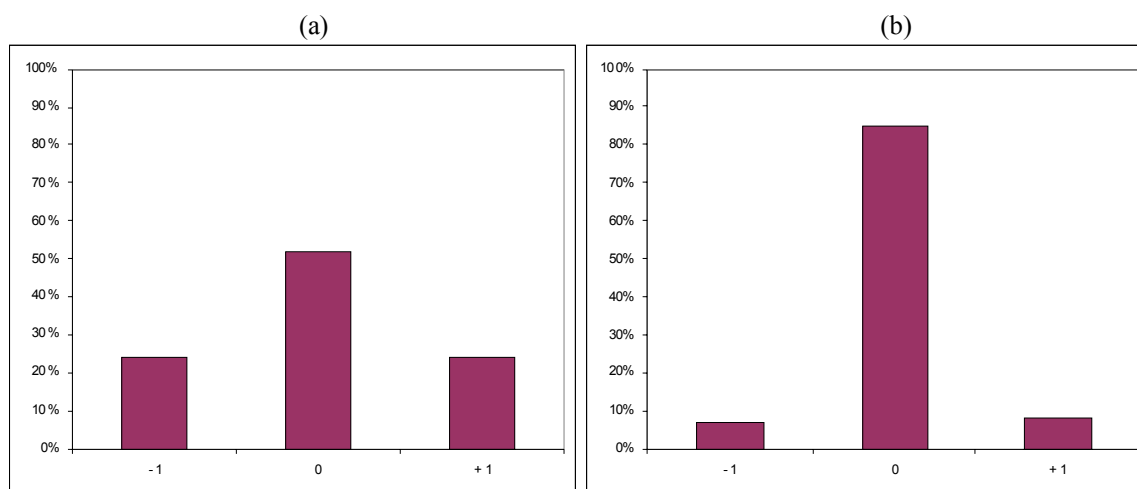


Figur 3. Samband mellan artantal och surhet i samtliga sjöar med plankton- och vattenkemiska data inom Dalälvens avrinningsområde ($n=83$; fyllda och ofyllda cirklar; $r^2=0,15$). Notera bristen på sura sjöar bland de sjöar där planktondata uppfyller kvalitetsgraven i bedömningsgrunder ($n=34$; fyllda cirklar; $r^2=0,13$).

Antalet växtplanktonarter ger ingen tydlig bild av surhetsstatus. Surhetsindikatorn visar i och för sig ett samband med pH (Figur 3), men detta samband är mycket svagt och framgår endast när de sjöar som ej uppfyller kvalitetskraven inkluderas (de sjöar som uppfyller kvalitetskraven har nästintill uteslutande neutralt pH). Orsakerna till att surhetsindikatorn brister kan vara flera. Dels påverkas antalet växtplanktonarter av andra variationer i miljön än surhet, till exempel ökar antalet arter med ökad näringshalt (Figur 2d). Dels är antalet arter ofta ett för grovt mått med inbyggda felkällor. Till exempel beror antalet arter på analysens taxonomiska upplösning; bestäms arter till just art blir antalet större än om bestämningen görs på släktesnivå.

Variation i bedömningar mellan provtagningstillfällena

Eftersom växtplanktonsamhället reagerar snabbt på förändringar i miljön kan de statusbedömningar som görs utifrån växtplanktondata förväntas variera över tiden. Genom sammanvägningen av tre olika parametrar vid bedömning av näringsstatus minskar en del av denna variation. För att exemplifiera nyttan med data från fler än ett provtagningstillfälle används här data från centrala Runn där den sammanvägda näringsstatusbedömningen varierar mellan måttlig och hög. I centrala Runn avviker hela 48 % av bedömningarna för enstaka år från en bedömning utifrån samtliga 25 provtagningstillfällen (Figur 4a). Bedöms istället näringsstatus utifrån tre slumpvis valda tillfällen blir avvikelserna betydligt mindre; endast 15 % av bedömningarna för treårsdata ger ett annat utfall än bedömningen för samtliga 25 provtagningstillfällen (Figur 4b).



Figur 4. Avvikelse i sammanvägd näringsstatusbedömning för enstaka provtillfällen (a) och för tre slumpvis valda provtillfällen (b) från bedömning av samtliga provtillfällen (n=25) i centrala Runn. Avvikelsens storlek anger antal statusklasser; en avvikelse på -1 statusklass kan t.ex. innebära att data från ett enstaka år eller från tre slumpvis valda år visar på måttlig status medan data från samtliga år visar på god status. De slumpvisa urvalen i (b) har repeterats 100 gånger.

Hur kan bedömningsgrunden för växtplankton förbättras?

Bedömningsgrunder har tagits fram utifrån planktondata från 480 sjöar fördelade över hela Sverige (Willén 2007). För att ta hänsyn till skillnader mellan olika delar av landet har en indelning i tre regioner gjorts; södra Sverige, Norrland, och Fjällen. Dalälvens avrinningsområde sträcker sig över samtliga dessa regioner, vilket illustrerar den stora mångfald av miljöer som avrinningsområdet hyser; från kustnära och näringsrika miljöer i söder till karga fjäll i norr. Det råder alltså inget tvivel om att algsamhället borde uppvisa en stor variation inom avrinningsområdet. Variationen inom avrinningsområdet borde dock vara betydligt mindre än

variationen inom hela riket; exempelvis så skiljer sig typiska sjöar i de södra delarna av Dalälvens avrinningsområde (som tillhör regionen södra Sverige) säkerligen en hel del från typiska skånska sjöar. De typs specifika jämförelsevärdena för kvalitetsfaktorn växtplankton blir därför alltför generella vilket leder till osäkrare bedömningar.

För att kunna göra mer noggranna bedömningar av miljötillståndet vore det önskvärt med en mer högupplöst typindelning. Ett sätt att öka precisionen i bedömningarna vore att beräkna nya typs specifika förhållandena men endast använda planktondata från Dalälvens avrinningsområde. På detta sätt skulle man kunna få fram hur ett ostört algsamhälle ser ut i södra Dalarna, i Dalarna ovan limes norrlandicus, samt i Dalafjällen. I dagsläget kan sådana beräkningar dock inte göras eftersom antalet undersökta referenssjöar inom regionen är alldeles för litet (Tabell 1).

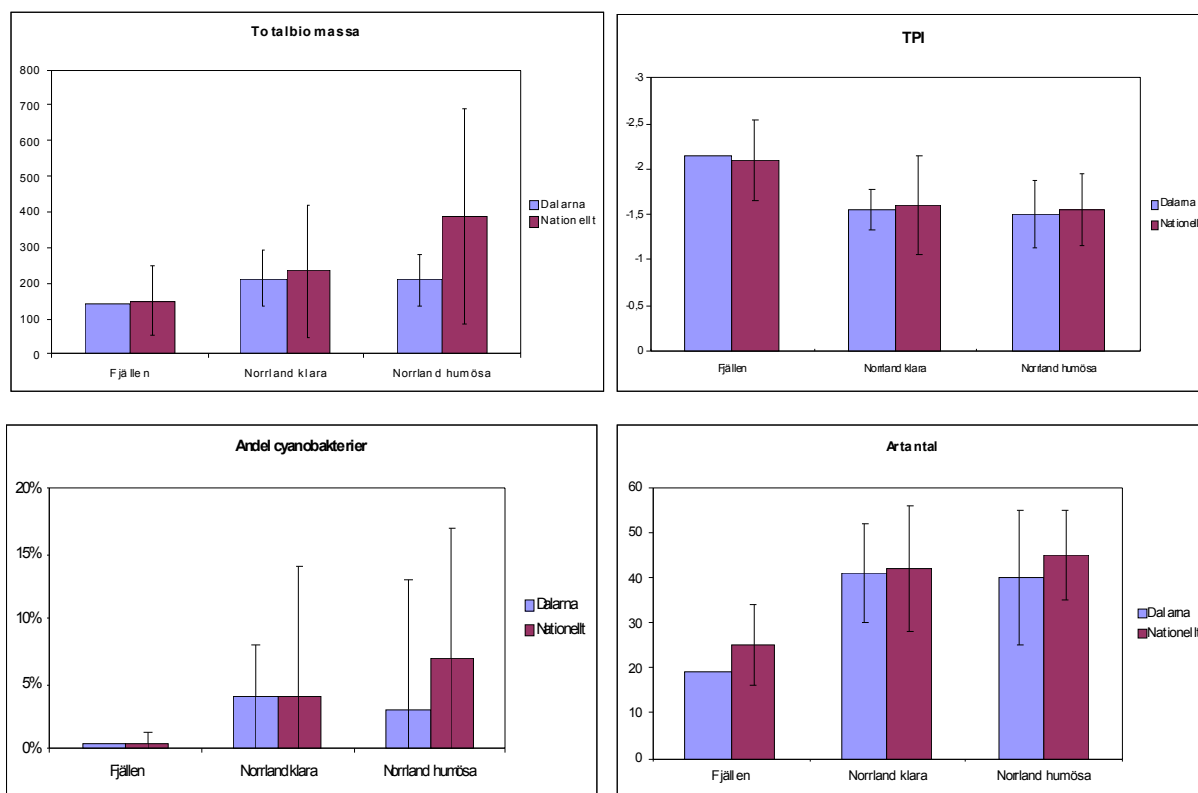
Tabell 1. Antal sjöar med planktondata inom Dalälvens avrinningsområde fördelade på olika sjötyper. Inom parentes anges antalet sjöar som uppfyller kvalitetskraven i bedömningsgrunder (d.v.s. tillräckligt antal provtagningsstillfällen och tillräckligt antal arter med indikatorvärde)

Typ	Totalt antal sjöar	Referenssjöar
Fjällen ovan trädgränsen	3 (2)	1 (1)
Norrland mellan trädgränsen och limes norrlandicus		
- klara	24 (11)	4 (2)
- humösa	55 (21)	8 (2)
Södra Sverige - söder om limes norrlandicus		
- klara	0	0
- humösa	4 (1)	0

En jämförelse mellan referensförhållandena i länet (på det tunna material som idag finns, inklusive de sjöar som ej uppfyller kvalitetskraven) och på en nationell nivå visar i och för sig på något sånär samstämmighet när det gäller parametrarnas medelvärden (Figur 5). Det låga antalet referenssjöar inom Dalälvens avrinningsområde gör dock jämförelsen mycket osäker (stor standardavvikelse). Även på en nationell nivå blir standardavvikelsen stor, men detta beror inte på ett litet antal sjöar utan visar snarare på problemet med en alltför grov indelning i nationella sjötyper. I jämförelsen saknas grupperna från Sydsverige. Detta eftersom den enda undersökta sydsvenska sjön som uppfyller kvalitetskraven inom Dalälvens avrinningsområde inte uppfyller referenskriterierna.



Algblomning i Brunnsjön i södra Dalarna (foto: Stöt Ulrika Andersson)



Figur 5. Referensförhållanden för de olika parametrarna som ingår i bedömningsgrunden för växtplankton. I diagrammen visas medelvärden och standardavvikelser för referenssjöar inom Dalälvens avrinningsområde (endast typer där referenssjöar undersökts visas; även icke sjöar som ej uppfyller kvalitetskraven har inkluderats). Som jämförelse visas medelvärden och standardavvikelser för riket som helhet (Willén 2007).

Slutsatser

Bedömningsgrunden för växtplankton ger en relativt god bild av en sjös näringsstatus. Innan växtplanktonsamhället undersöks måste man dock fråga sig huruvida detta mått är bättre än direkta mätningar av vattnets näringshalt. I många fall ger vattenkemiska mätningar en fullgod bild. Det som talar för att studera växtplankton är att dess samhälle utgör en viktig del av sjöekosystemet och förändringar i växtplanktonsamhället kan få dramatiska effekter. En bedömning av kvalitetsfaktorn växtplankton kan därför ge annan värdefull information än enbart sjöns näringsstatus. Till exempel ger växtplanktonsamhällets biomassa ett mått på risken för att andra akvatiska organismer ska påverkas negativt när stora växtplanktonbiomassor bryts ner och syrebrist uppstår. Från andelen cyanobakterier kan en kanske ännu viktigare information utläsas; nämligen risken för att giftiga algblomningar ska uppstå.

Som surhetsindikator fungerar bedömningsgrunden för växtplankton tämligen dåligt. Antalet växtplanktonarter utgör ett alldeles för grovt mått på en sjös surhet, dels på grund av att det påverkas av andra variationer i miljön än surhet, och dels för att det påverkas av analysens taxonomiska upplösning. Här finns istället andra mer lämpliga mått att ta till, både kemiska och biologiska.

Bedömningsgrunden för växtplankton kan förbättras på flera punkter. Exempelvis skulle näringsstatusbedömningen bli ännu bättre med en mer högupplöst typindelning medan surhetsindikatorn kanske helt borde exkluderas ur kvalitetsfaktorn. Om möjligt så skulle bedömningsgrunden istället utökas med parametrar som indikerar andra miljöproblem än övergödning och försurning, till exempel metallpåverkan.

HÖGRE VATTENVÄXTER

Nationella bedömningsgrunder

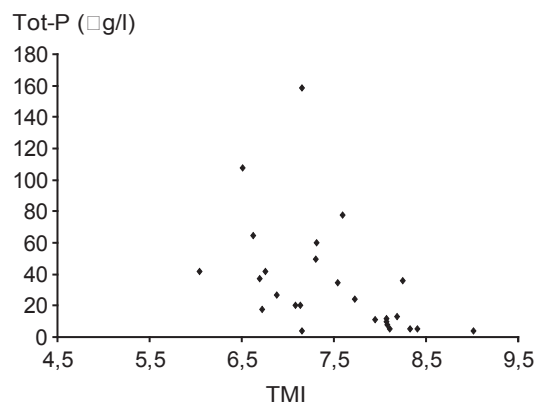
Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för högre vattenväxter (makrofyter) är framtagna för att kunna bedöma näringspåverkan. Till detta används ett så kallat trofiskt makrofytindex (TMI). Indexet bygger på förhållandet mellan påträffade arter och deras fosforpreferens, och ger därmed ett mått på sjöns fosforhalt. Tillsammans med ett indikatortal (mellan 1 och 10) för varje art används en viktfaktor, som gör att arten väger tyngre eller lättare beroende av hur smalt spann i totalfosforgradienten som den förekommer. Trofiindexet är framtaget för att korrelera med vattnets totalfosforhalt och ger därför näringsstatus, inte ekologisk status. Genom att sätta det beräknade trofiindexet i relation till ett jämförelsevärde fås ett mått på sjöns status (d.v.s. näringspåverkansgrad). Utöver TMI kan förekomst av speciella karaktärsarter nyttjas vid statusbedömning.

Utfall av bedömningsgrunder i Dalarnas sjöar

Status har bedömts för 25 inventerade sjöar i Dalarna. Bedömningarna beskrivs mer ingående i Larson & Carlsson (Rapport 2008:28). Totalt uppnår elva sjöar god status. Av dessa elva sjöar visar åtta på hög status, utifrån TMI i tre fall och utifrån förekomst av karaktärsarter i fem fall. I 14 sjöar bedöms statusen som måttlig eller sämre. Vid en granskning av de sjöar som ingår i denna grupp visar det sig att statusen bedöms som måttlig för två av de sjöar som brukar räknas till de mest övergödda i länet (Nedre Milsbosjön och Rasjön). Det är lika anmärkningsvärt att den näringsfattiga klarvattensjön Stor-Acksens status bedöms som måttlig; här har ett siktdjup på mer än elva meter mätts upp och fosforhalten som analyserats vid fem olika tillfällen på 2000-talet har i regel varit mycket låg ($< 7 \mu\text{g/l}$). Det finns med andra ord anledning att gå vidare och granska hur bedömningsgrunden för högre vattenväxter fungerar, det vill säga hur TMI varierar med varierande totalfosforhalter.

Jämförelse mellan trofiindex för vattenväxter och vattenkemi

En grundförutsättning för att bedömningsgrunderna ska ge en rättvisande bild av näringsstatusen är att TMI ger ett korrekt mått på sjöns fosforhalt. Sambandet mellan TMI och totalfosforhalten ska vara linjärt vid totalfosforhalter under $50 \mu\text{g/l}$. Indexet ska visa värdet 10 när fosforhalten är $0-10 \mu\text{g/l}$, och därefter minska med ökande fosforhalt upp till totalfosforhalten $50 \mu\text{g/l}$ då indexet ska visa värdet 1.



Figur 6. Samband mellan näringshalt och trofiindex för 25 sjöar i Dalarna inventerade 2005-2006 ($r=0,47$).

Ett visst samband mellan totalfosforhalter och TMI kan också utläsas för de undersökta sjöarna, men såväl korrelationen ($r=0,47$), som var sjöarna placerar sig utmed fosforgradienten tyder på vissa brister i bedömningsgrunderna (Figur 6). Korrelationen mellan TMI och totalfosforhalterna ovan riskerar dock att ge en något för pessimistisk bild mot vad som egentligen är fallet. Detta eftersom korrelationen som bygger på ett linjärt samband medan indexet ska visa ett och samma värde för alla sjöar med en totalfosforhalt större än eller lika med $50 \mu\text{g/l}$. Ett annat sätt att utvärdera funktionen hos TMI är därför att översätta uppmätta totalfosforhalter till indexvärden. På så vis erhålls det indexvärde man kan förvänta sig utifrån den rådande näringshalten. Det förväntade indexvärdet kan sedan jämföras med vad som beräknats utifrån påträffade arter, varvid det genomsnittliga felet kan bestämmas. Även denna test av TMI visar dock på ganska stora brister (Tabell 2). Trofiindexet visade i medeltal 2,7 i fel, vilket kan sägas motsvara ett fel i totalfosforhalt på $13,5 \mu\text{g/l}$. I de sex näringsrikaste sjöarna var dock felet 5,0 eller större, vilket är särskilt allvarligt eftersom det ofta är dessa sjöar som är i behov av åtgärder.

Tabell 2. Skillnad mellan förväntat och beräknat TMI. Det förväntade indexet baseras på uppmätt totalfosforhalt, medan beräknat TMI baseras på vattenväxter.

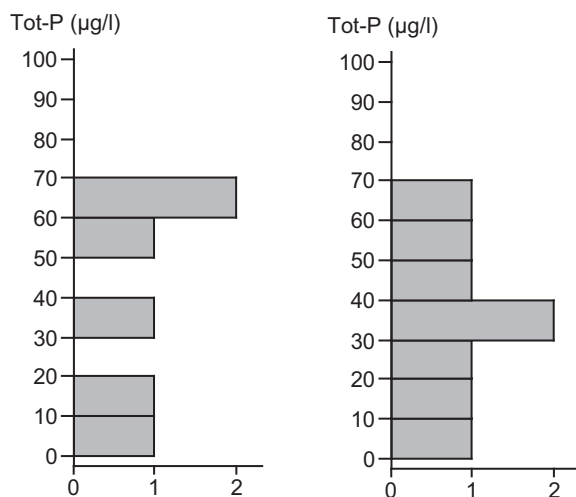
Sjönamn	Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	TMI förväntat	TMI beräknat	
			Beräknat	Differens
Stor-acksen	4	10	7,1	3,0
Övre Tangsjön	4	10	9,0	1,0
Jutjärnen	5	10	8,4	3,0
Nedre Tangsjön	5	10	8,1	1,9
Sången	5	10	8,3	1,7
Bjurstjärnen	8	10	8,0	2,0
Skramsen	10	9	8,0	0,8
Kvåden	11	9	7,9	0,7
Dalkarlen	12	9	8,0	1,0
Hedkarlsjön	13	9	8,1	0,7
Övre Milsbosjön	18	8	6,6	1,6
Edstjärnen	20	8	7,1	0,9
Sellnässjön	20	8	7,0	1,4
Vansjön	24	7	7,7	0,7
Hyen	27	6	6,8	0,9
Åsgarn	35	5	7,5	3,0
Lången	36	4	8,2	3,2
Glisstjärn	37	4	6,6	2,6
Kyrkbytjärn	42	3	5,9	2,9
Lissjön	42	3	6,7	3,7
Nittsjösjön	50	2	7,2	5,1
Dalsjön	60	1	7,2	6,3
Fatburen	65	1	6,5	5,6
Rasjön	78	1	7,5	6,7
Hönsan	108	1	6,4	5,7
Nedre Milsbosjön	159	1	7,1	5,0

Hur kan bedömningsgrunden för vattenväxter förbättras?

Metoden med indikatortal och viktfaktor som används i bedömningsgrunden har några svagheter som kan bidra till den dåliga samstämmigheten mellan TMI och totalfosforhalt. Metoden förutsätter att sannolikheten att vissa arter vattenväxter ska förekomma styrs av vattnets fosforhalt. Utifrån indikatorarter som påträffas ska man således kunna få en bild av sjöns

näringsstatus. En riktigt bra indikatorart ska därför helst förekomma under ett så smalt spann av fosforhalter som möjligt. Om antalet riktigt tydliga indikatorarter är för lågt kan det dock vara motiverat att även använda sig av arter som förekommer inom ett relativt brett spann av miljögradienten, men arterna måste uppvisa ett tydligt optimum. Detta eftersom ett tillräckligt antal halvdana indikatorer tillsammans kan ge en bra bild. Genom att även ange hur bra olika indikatorarter är, vilket görs med viktfaaktorn, tryggas att de bästa indikatorarterna får störst inflytande i den slutliga bedömningen. Nedan belyses de brister i val av indikatorarter och utformning av viktfaaktor som framkommit då vattenväxtdata för Dalälvens avrinningsområde utvärderats.

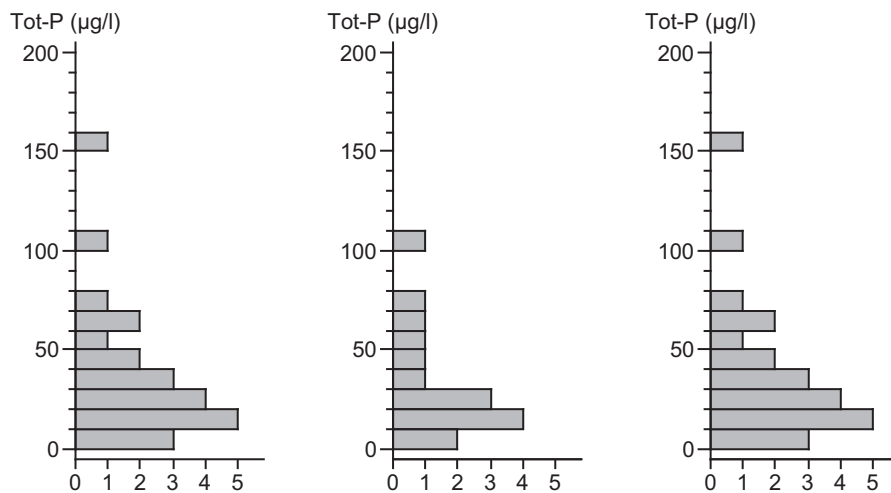
Vissa arter bör aldrig användas som indikatorer då de riskerar ge en helt felaktig bild av miljöförhållandet. Hit kvalificerar sig de arter som är okänsliga för den miljöparameter man vill undersöka. Det kan både röra sig om mindre vanliga arter som uppträder tillsynes slumpvis utmed en miljögradient, men också arter som förekommer vid mer eller mindre samtliga undersökta lokaler. I det första fallet blir följderna att arten påverkar indexet åt ett visst håll trots att arten förekommer inom hela det spektrum som TMI är funktionellt för (t.ex. Långnate eller Hästsvans; Figur 7). Arten kanske finns i sju extremt näringsfattiga, tre näringsrika och tre extremt näringsrika sjöar. Medianvärdet hamnar således på den näringsfattiga delen av skalan, trots att detta skulle påverka indexet åt helt fel håll i nästan hälften av fallen. Här skulle i och för sig viktfaaktorn kunna vara till viss hjälp om den vore annorlunda konstruerad, men eftersom arten inte uppvisar något optimum kring näringsgradienten finns det inget skäl till att den ska användas som indikator. Det andra fallet, där arten förekommer vid mer eller mindre alla lokaler, ger ett liknande fel (t.ex. Gul näckros, Vit näckros och Gäddnate; Figur 8). Här blir dock indikatorvärdet väldigt likt medianvärdet för samtliga undersökta sjöar. Artens vanlighet gör också att dess inkluderande i index blir särskilt allvarligt eftersom felet tenderar att smyga sig in i så gott som alla undersökta lokaler.



Figur 7. Förekomst (antal sjöar) av två olämpliga och mindre vanliga indikatorarter utmed en totalfosforgradient: Långnate (t.v; n=6) och Hästsvans (t.h; n=8).

Så som viktfaaktorn i bedömningsgrunden är konstruerad så får även indikatorarter som förekommer inom ett stort spann av totalfosforgradienten en alltför stor vikt. Nuvarande system innebär även att en art som förekommer i många sjöar per automatik får en hög viktfaaktor. Om en art till exempel påträffas i alla sjöar som ingick i Riksinventeringen 2000 (n=3464; Wilander m fl 2003) så hade spannet mellan den 25:e och den 75:e percentilen blivit exakt 10 µg/l och arten hade därmed kvalificerat sig till den tyngsta vikten. Problemet med att för stor vikt läggs vid sämre indikatorarter skulle till viss del kunna rättas till genom att viktfaaktorn justeras. Detta bör

dels göras genom att använda andra percentiler än den 25:e och den 75:e då dessa enbart rymmer 50% av observationerna. Viktfaktorn bör i stället utformas så att den speglar storleken på osäkerheten på ett mer korrekt sätt. Om vi väljer att låta en osäkerhet på upp till 10 µg/l representeras av viktfaktorn 1,0 så är det naturligt att låta en dubbelt så stor osäkerhet (upp till 20 µg/l) ge en hälften så tung vikt (0,5). Ökas osäkerheten ytterligare med det dubbla (upp till 40 µg/l) sjunker vikten i motsvarande grad (0,25). Arter med större osäkerhet finns det ingen anledning att nyttja. Frågan är dock om tillräckligt många arter skulle klara ett sådant krav om även percentilerna ändras – om inte är det ett tecken på att data över vattenväxters förekomst inte är lämpliga för att bedöma näringsstatus.



Figur 8. Förekomst (antal sjöar) av tre olämpliga och vanliga indikatorarter utmed en totalfosforgradient: Gul näckros (t.v.; n=23), Vit näckros (mitten; n=16) och Gäddnate (t.h.; n=23).

Slutsatser

Resultaten från den utvärdering som här gjorts av bedömningsgrunden för högre vattenväxter visar på allvarliga brister i såväl bedömningsgrundens funktion som dess uppbyggnad. En trolig förklaring är att alltför få vattenväxter har ett tydligt fosforoptimum. Detta innebär att bedömningar av sjöars näringsstatus inte kan göras utifrån data över vattenväxters förekomst. Tidigare studier har också visat att många vattenväxter förekommer i allt från näringsfattiga till näringsrika miljöer, men att *mängden* av arten kraftigt varierar med varierande näringshalt (Wallsten & Solander 1988). Ett exempel är bladvass som ofta förekommer med små glesa bestånd i näringsfattiga sjöar men i näringsrika sjöar breder ut sig med mycket hög stråttäthet överallt där djupet tillåter. Ska nya bedömningsgrunder tas fram bör dessa inte bara utgå från *vilka* arter som påträffas utan ha tydligt fokus på *hur mycket* som påträffas av olika arter. Ytterligare en anledning till att fokusera på mängden av olika arter är att detta möjliggör upptäckt av förändringar.

Inför en eventuell revidering av bedömningsgrunderna bör dock nyttan av att kunna bedöma sjöars näringsstatus utifrån biologiska data diskuteras. För vissa typer av miljöproblem ger biologiska mått en klar fördel eftersom vi ser effekten på ekosystemet. Som bedömningsgrunden nu är utformad kan informationen från det biologiska måttet dock endast användas till att bedöma den kemiska miljön (näringshalten). Det finns betydligt enklare metoder för att bedöma näringshalten i sjöar – med några få kemiska mätningar fås ofta en fullgod bild. I dagsläget finns därför inget starkt motiv att studera vattenväxtsamhället med syfte att bedöma sjöars näringsstatus.

BOTTENFAUNA

Nationella bedömningsgrunder

En sjös skiftande morfologi ger upphov till många olika typer av bottenfaunabiotoper. Strandzonen i en sjö kan hysa olika vattenväxter, den kan vara stenig, brant eller flack. Dessa olika typer av livsmiljöer skapar förutsättningar för ett stort antal olika arter av bottenfauna, där varje art/artgrupp har sina speciella preferenser och sin speciella nisch. Djupbottnarna i en sjö kan också se väldigt olika ut. Vissa sjöar är så grunda att de inte har någon egentlig djupbotten medan andra har stora ytor som utgörs av djupbottnar. Det faktum att sjöar ser väldigt olika ut rent morfologiskt leder alltså till en stor naturlig variation mellan sjöar med avseende på vilka arter som påträffas.

Då ett sjösystem är påverkat, exempelvis av näring eller försurande ämnen, förväntar man sig en förskjutning av vilka arter som påträffas mot ett mer tolerant artsamhälle. I Europa finns en lång tradition av att använda sig av förändringar i bottenfaunan (bottenlevande djur) för att påvisa olika typer av påverkan i sjöekosystem. Många länder har utvecklat egna index för att påvisa sådana störningar och på senare tid har utvecklingen gått mot att använda sig av multimetriska bottenfaunaindex. Dessa index väger samman information från många olika enklare index eller parametrar som vart och ett för sig har en korrelation med en specifik typ av påverkan. På så sätt ska man med hjälp av ett multimetriskt index kunna spegla många olika aspekter av bottenfaunasamhället.

Bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar innehåller tre index, **MILA** (Multimetric Index for Lake Acidification), **ASPT** (Average Score Per Taxon) och **BQI** (Benthic Quality Index).

MILA är ett multimetriskt index och innehåller sex parametrar/index baserat på hur sjöars bottenfauna i strandzonen påverkas av surhet (Naturvårdsverket, Rapport 2007:4). De ingående del-indexen är;

- andelen (%) dagsländor av det totala antalet djur
- andelen (%) tvåvingar av det totala antalet djur
- antal snäckarter
- antal dagsländor
- AWIC-index (Acid Waters Indicator Community index)
- andelen (%) predatorer av det totala antalet djur

Vid bedömningen av surhet normaliseras och summeras sedan värdena för dessa index. För att beräkna MILA index divideras summan av de normaliserade indexen med antalet ingående index och multipliceras med 10.

ASPT visar på allmän ekologisk kvalitet i strandzonen och integrerar näringspåverkan, påverkan från förorening med syretärande ämnen samt habitatförstörande påverkan som rätning/remsning (inklusive grumling). I ASPT får olika familjer av bottenfaunaarter olika indikatorvärden beroende på skillnader i tolerans mot miljöpåverkan. Familjer med hög känslighet får ett högt indikatorvärde och toleranta ett lågt. Indexvärdet beräknas som ett medelvärde av indikatorvärdena genom att alla förekommande familjers indikatorvärden summeras och divideras med antal ingående familjer.

BQI visar på olika fjädermyggarters känslighet mot låga syrgashalter och används för att mäta tillståndet i sjöars profundal (djupbotten). Dåliga syrgasförhållanden indikerar i sin tur

näringspåverkan och trolig övergödning av sjön. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatorarter av fjädermygglarver i bottensedimentet.

Vilken statusklass (hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) indexvärdet för de tre indexen för bottenfauna resulterar i bedöms genom att värdet jämförs med typspecifika referensvärden. För att beräkna referensvärdena för de tre indexen har Sveriges sjöar delats in i tre ekoregioner och man har beräknat ett typspecifikt referensvärde för varje region (Johnson & Goedkoop 2006). För att bedöma den slutliga statusen hos bottenfaunasamhället utifrån alla tre index som ingår i bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar används det indexvärdet som har fått sämst statusklass enligt principen ”sämst bestämmer”. Det innebär i praktiken att om ett av indexen visar på dålig status spelar det ingen roll om de andra två indikerar bättre status, sammanlagd status sätts ändå till dålig.

Utfall av bedömningsgrunder i Dalarnas sjöar

Bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar ställer ganska höga krav på underlagsdata. För att tillämpa MILA och ASPT index ska provtagning och analys ha gjorts enligt standarden SS EN-27828 i strandzonen. Förutsättningarna för tillämpning av bedömningsgrunden är alltså att data är användning av sparkmetoden, höstprovtagning, sortering av hela provet, samt tillämpning av den operativa taxonomiska listan enligt Naturvårdsverkets föreskrift 2008:1 (bilaga 1, tabell 4.6).

Inom Dalarnas län har en annan metod använts vid provtagning av bottenfauna i sjöar och provtagningen har dessutom skett på våren för att försäkra sig om att arter som kläcks och lämnar vattnet under sommaren kommer med vid provtagningen. Istället för att använda sparkmetoden i strandzonen har provtagningen utförts med Ekmanhuggare på mjukbottnar varannan meter, längs tre djupgradienter i olika väderstreck från sjöns maxdjup upp till 1 meters djup i sjön, för att få ett kvantitativt prov. Detta begränsar användbarheten av bedömningsgrunden inom Dalarnas län eftersom de flesta indexen, inklusive ingående del-index, som används är framtagna för artförekomster i strandzonen.

Ett fåtal av länets sjöar är provtagna med både sparkmetoden och Ekmanhugg (dock inte samma år), och MILA har beräknats utifrån resultatet från de båda provtagningarna. Jämför man utfallet så är det uppenbart att man får olika värden, exempelvis med avseende på del-indexen andel dagsländor eller tvåvingar, för del-indexen beroende på vilken metod som använts (tabell 3). För Hällsjön ger den slutliga sammanvägningen av del-indexen (MILA) väldigt lika resultat oberoende av val av provtagningsmetod. Vid en noggrannare jämförelse av del-indexen ser man dock att de får olika värden beroende på metodval, och att det slutliga MILA resultatet är lika får betraktas som en tillfällighet.

Att de olika provtagningsmetodikerna i slutänden ger olika index resultat är inte speciellt förvånande eftersom man provtar olika typer av bottenfaunabiotoper med de olika metoderna. Sparkmetoden används i strandzonen där det kan finnas allt från finkornigt material, grus och vattenväxter. Ekmanhuggaren förutsätter att det är mjuka bottnar för att kunna tränga ner i sedimentet och man kan exempelvis inte ta något prov där botten består av en massa växtrötter. Valet av provplats skiljer sig alltså ofta betydligt beroende på vilken metod som används, och därmed skiljer sig alltså även biotoperna man provtar, och som en följd av det, vilka arter som samlas in. I sammanhanget ska man naturligtvis även komma ihåg att en viss del av skillnaderna mellan metoderna kan bero på mellanårsvariation eftersom strandsparkprovtagningen och Ekmanhuggen är tagna olika år.

Tabell 3. Jämförelse av utfallen från användning av olika provtagningsmetoder map MILA och dess ingående del-index i Dalarnas tre nationella referenssjöar. Provtagningen med ekmanhugg är utförd i juni 1995 och provtagningen med sparkmetoden är utförd av Riksinventeringen år 2000. Det är ekmanhuggen på 1 m djup (för Mäsen 2 m) som jämförs med strandsparkprovet. % dagsländor, tvåvingar och predatorer avser andelen av djurgruppen av den totala abundansen i provet. MILA region är MILA dividerat med ett typspecifikt MILA värde för den ekoregion som sjön tillhör.

Sjö	Hällsjön		Gipsjön		Mäsen	
	Spark	Ekman	Spark	Ekman	Spark	Ekman
Metod						
% dagsländor	2,1	0,51	9,6	0,24	9,1	2,8
% tvåvingar	2,8	6,0	5,8	1,3	6,9	1,8
Snäckor (antal taxa)	0,2	0	0	0	4,2	0
Dagsländor (antal taxa)	10	4	10	0	10	4
AWIC index	9,8	8,3	3,9	11,7	10	10
% predatorer	3,8	10	5,8	10	3,3	10
MILA	49	48	58	39	73	48
MILA region	0,97	0,97	1,2	0,78	1,5	0,97

Konsekvensen av kravet på provtagningsmetod i bedömningsgrunder är att av 115 sjöar i Dalarna med någon form av bottenfauna prov kan vi bedöma 67 enligt bedömningsgrunder eftersom i dessa har provtagning i strandzonen skett enligt standard metodik.

Provtagningen i profundalen (djupbotten) skall ske enligt standard SS-028190. Definitionen av profundal saknas i förordningen (SFS 2004:660), men enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp ”Bottenfauna i sjöars profundal och sublitoral” (version 2010-03-01), redovisas det att: ”Profundalen utgörs av bottenarna kring sjön djupaste punkt och att provtagningsdjupet inte bör avvika med mer än 20 % från denna punkt”. Eftersom provtagningen av profundalen (djupbotten) i Dalarnas sjöar är utförd med standard metodik enligt bedömningsgrunder kan BQI beräknas för 56 sjöar inom länet.

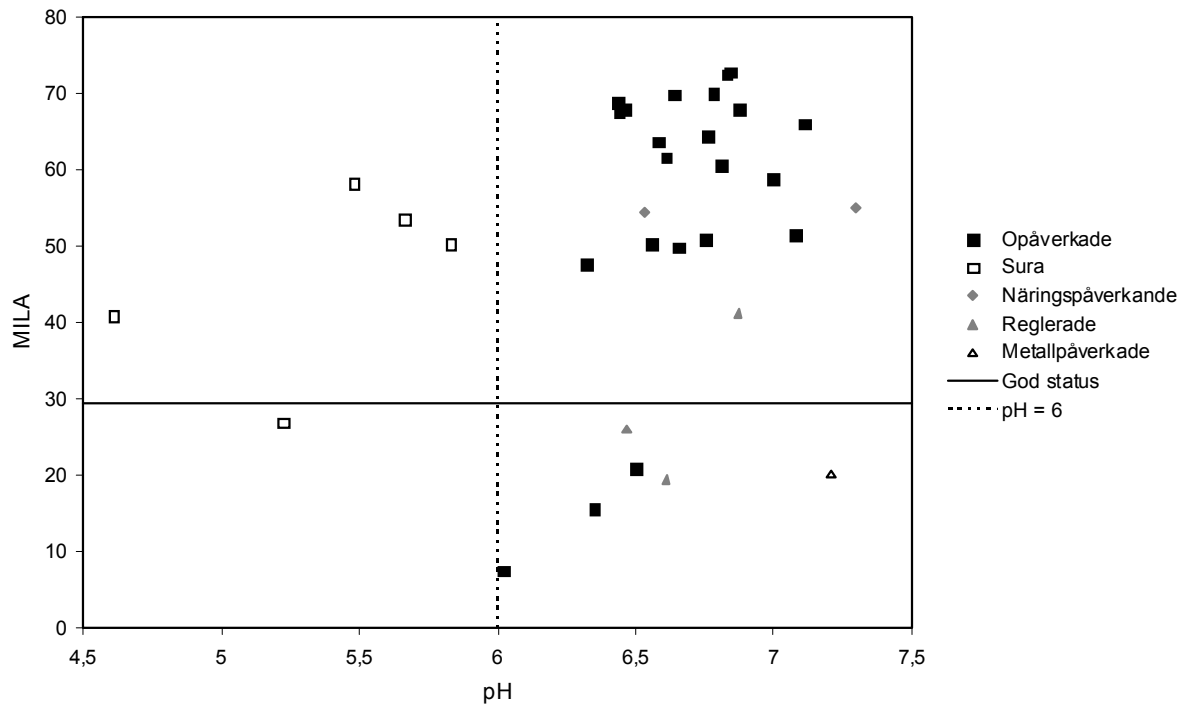
Jämförelse mellan index för bottenfauna och vattenkemi

I ett försök att bedöma träffsäkerheten hos bottenfaunaindexen MILA och ASPT för Dalarnas sjöar jämfördes indexen med vattenkemiska parametrar. Eftersom vissa av bottenfauna-sjöarna saknade vattenkemiska data begränsades urvalet av sjöar till 46 stycken. Trots det begränsade urvalet av sjöar i analysen har det ändå varit möjligt att dra vissa slutsatser.

MILA

Om man studerar MILA utfallet utefter en pH-gradient (figur 9, observera endast sjöar inom ekoregionen Boreala höglandet) och antar för enkelhetens skull att $pH < 6$ utgör villkoret för då en sjö anses sur, ser man att MILA prickar ”rätt” status i 70 % av fallen. Tendenser hos bottenfaunasamhällen som gör att sjön ska anses störd enligt MILA, och alltså inte klarar god status, är exempelvis artsamhällen med hög andel tvåvingar (ofta från familjen Chironomidae), låg andel dagsländor och/eller predatorer, få arter av dagslända samt avsaknad av snäckor. Dessa kan allihop vara tecken på surhet men kan även bero på någon annan typ av påverkan. De bottenfaunasamhällen som ej klarade gränsen god status (figur 9) har generellt låga värden för åtminstone fem av del-indexen. För att klara god status behövs ett MILA strax under 30 vilket innebär att man behöver snitta 3 för vart och ett av de sex del-index för att klara gränsen (man beräknar medelvärdet av del-indexen och multiplicerar med tio). Detta medelvärdesförfarande innebär i praktiken att om två av del-indexen visar runt tio och resten noll så klarar man gränsen för god status. Vid analysen av Dalarnas sjöar får, av den anledningen, sex av tio bottenfauna-sjöar med $pH < 6$ god status enligt MILA (fyra av dessa syns i figur 9, övriga finns inom ekoregion Fennoskandiska skölden) trots den uppenbarligen sura miljön. För dessa sjöar är det ofta del-

indexet andel dagsländor som får värdet tio plus något ytterligare av de andra del-indexen, medan resten av del-indexen ofta visar runt noll. I flera av dessa enligt vattenkemiska mätningar sura sjöarna (pH 4,6 till 5,8) finns en dominans av dagsländan *Leptophlebia vespertina*. Det är dock i de flesta fall endast den arten av dagslända som förekommer, så diversiteten hos dagsländor är mycket låg, men det spelar ingen roll eftersom de del-indexen som visar på höga poäng kompenserar för de som visar låga, och slutresultatet (MILA) indikerar god status.



Figur 9. Utfallet av MILA åskådliggörs utefter en pH-gradient för opåverkade sjöar och sjöar med olika typer av påverkan inom ekoregionen Boreala höglandet i Dalarnas län (n=33). Den heldragna linjen markerar klassgränsen mellan god och måttlig status enligt MILA utifrån det typspecifika referensvärdet för ekoregionen Boreala höglandet. Den streckade linjen anger pH = 6.

MILA är svagt korrelerat med pH ($r^2=0,09$) för de analyserade sjöarna i Dalarnas län. Sjöarna har ett pH spann som går från 4,6 till 7,3 vilket i stort sett överensstämmer med sjöarna som ingick i förstudien till bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar (Johnson & Goedkoop, 2006). I den nationella studien ingår 462 sjöar vilka var endera försurade eller referenser enligt författarnas definition. Johnson & Goedkoop (2006) får tillsynes en starkare korrelation med pH än i denna studie vilket kan bero på ett större dataunderlag (r^2 -värde saknas för den nationella studien).

En annan anledning till det svaga sambandet kan vara att de ingående del-indexen inte är tillräckligt specifika för försurningspåverkan. Studerar man del-indexen som ingår i MILA har de, med undantag för del-index "Antal snäckarter", generellt ingen eller en svag korrelation med pH. Del-index "Antal snäckarter" har en relativt stark korrelation med pH (Spearman rho, $r=0,44$, $p=0,002$). Antal snäckarter minskar generellt då pH sjunker, och det verkar som att snäckor inte förekommer i Dalarnas sjöar som har pH-värden lägre än 6.

MILA är bättre korrelerat med klimatparametrar som exempelvis höjd över havet ($r^2=0,57$, $p<0,0001$). Index blir lägre ju högre höjd sjön befinner sig på. Detta har antagligen flera anledningar. Vattnets näringshalt är generellt lägre i sjöar på hög höjd vilket gör att det inte finns utrymme för så många arter och de finns även totalt sett färre individer. Andra anledningar till att MILA index är korrelerat till höjd över havet kan vara skillnader i bottensubstrat samt i arternas naturliga utbredning på grund av klimatet. Generellt så klarar färre arter av det kallare klimatet på hög höjd. Att antalet arter naturligt är lägre på högre höjder har man försökt kompensera för i

bedömningsgrunder genom att räkna fram typspecifika referensvärden för olika ekoregioner. Alla del-indexen har, precis som det totala MILA, en negativ korrelation med höjd över havet.

ASPT

ASPT index pekar inte ut en enda av de 46 sjöar i Dalarna som ingår i analysen som påverkad, vilket är ganska anmärkningsvärt. De flesta sjöar får hög status med avseende på bottenfaunasamhället utom elva som får god status, enligt ASPT index. Av de sjöar som ingår i analysen anses åtminstone 15 påverkade av surhet, näring, metaller eller reglering. Indexet ska ju enligt författarna (Johnson & Goedkoop, 2006) peka ut habitatförstörande påverkan, men misslyckas detektera fyra reglerade sjöar med regleringsamplituder mellan 1,4 till över 3 m. Utifrån det underlag som finns i Dalarnas län verkar indexet vara okänsligt för påverkan. Till skillnad från MILA index så finns inga tydliga korrelationer mellan ASPT index och klimat eller vattenkemiska variabler.

BQI

BQI uppskattar syretolerans hos fjädermygglarver i sjöars djupbotten. Dåliga syrgasförhållanden indikerar i sin tur näringspåverkan. BQI har beräknats för drygt femtio av Dalarnas sjöar och för många finns resultat från två provtagningstillfällen. Genom att jämföra utfallet av BQI med bedömningar av näringspåverkan utifrån fosforhalter kan man få en uppfattning om funktionaliteten hos BQI (tabell 4). Bedömningsgrunderna för BQI och totalfosfor bör rimligtvis resultera i samma statusklass.

Statusklassningen för BQI och totalfosfor sammanfaller i drygt 50 % av fallen för Dalarnas sjöar (n=102 provtagningstillfällen). BQI klassningen resulterar i 51 % åtgärdsobjekt medan klassningen utifrån totalfosfor resulterar i 22 %. Hela 30 % av sjöarna som med hjälp av bedömningen av totalfosfor motsvarar god status uppnår inte denna nivå enligt BQI (skuggade celler i tabell 4). Av dessa 23 provtagningstillfällen finns mätningar av syrgasförhållanden i åtta av sjöarna (dock ej vid provtagningstillfället för bottenfauna) som visar att det periodvis i sjön förekommer sämre syrgasförhållanden. Man ska dock i sammanhanget komma ihåg att syrgasmätningarna utförs vid vinterstagnation och sammanfaller inte med bottenfaunaprovtagningarna som utförts i maj. Bottendjuret kan på den tiden hunnit återkolonisera eventuellt syrefria bottnar igen. Övriga sjöar har bra eller okända syrgasförhållanden. Bland de sjöar med känt goda syrgas- och näringsförhållanden men som ändå utföll med dålig status enligt BQI finns flera av Dalarnas djupaste sjöar som Siljan, Orsasjön och Skattungen. För dessa sjöar kan de låga tätheterna av bottendjur bero av helt naturliga skäl eller att man tagit för få prov för att få en representativ bild av djursamhället.

Andra sjöar som utföll med dålig status enligt BQI trots bra syrgasförhållanden (enligt bedömningsgrunden syrgas i sjöar) är relativt grunda slättlandssjöar. En anledning till detta kan vara att flera av fjädermygglarverna som enligt metoden ger höga BQI värden finns endast i kallare vatten. Dessa förekommer alltså inte i grunda sjöar med relativt varmt vatten i djupbotten sommartid. Detta leder till att dessa sjöar sällan får god eller hög status utifrån BQI, vilket skulle kunna förklara att de faller ut som måttliga eller sämre trots bra syrgasförhållanden.

Studerar man BQI resultaten är det uppenbart att variationen mellan provtagningstillfällena för samma sjö ofta är mycket stor. Det är inte ovanligt att BQI varierar mellan utfallen hög och dålig status för samma sjö (bilaga 1) vilket gör den samlade bedömningen av bottenfaunan för den specifika sjön problematisk. Detta beror sannolikt på svårigheten att genomföra en bottenfaunaprovtagning som ger ett representativt resultat för sjön. Enligt standard krävs fem ekmanhugg (delprov) i profundalen för att få en representativ bild av en sjö. I en liten sjö erhålls kanske ett representativt prov med fem hugg men i en stor sjö där djupbottnarna utgör en stor andel av sjöytan krävs kanske fler hugg. Är dessutom sjön näringsfattig kan det hända att man

endast får ett par djur per ekmanhugg och då är risken stor att missa exempelvis en art som leder till ett högre BQI vilket i sin tur leder till att sjön bedöms ha sämre status än vad den egentligen har.

Tabell 4. Statusklassning (hög, god, måttlig, otillfredsstillande eller dålig) av sjöar med avseende på BQI samt näringsförhållanden (totalfosfor). De fyllda rutorna markerar sjöar som får status sämre än god enligt BQI trots att sjön inte konstaterats vara näringspåverkad. I sjöarna efter plustecknet har måttliga eller sämre syrgasförhållanden konstaterats sommartid. Det är dock inte klarlagt om det beror på naturliga förhållanden eller någon form av påverkan.

Status					
BQI					
Hög					38
God				6	6
Måttlig			1	5 + 3	
Otillfreds.	3	8	5	2 + 2	
Dålig	2		3	15 + 3	
	Dålig	Otillfreds.	Måttlig	God	Hög

Status fosfor

Hur kan bedömningsgrunden för bottenfauna förbättras?

Bedömningsgrunden för bottenfauna ställer ganska höga krav på provtagningen och framför allt på metoden för insamlandet av bottendjuret vilket begränsar användbarheten av indexen. Det vore önskvärt att en bedömningsgrund inte är så känslig för just val av provtagningsmetod. Risken är då att bedömningsgrunden som metod blir ändå trubbigare, men man bör ändå överväga för och nackdelar noggrant vid en eventuell omarbetning av bedömningsgrunden.

Det borde finnas potential för att bedöma även andra miljöproblem är försurning och näringspåverkan utifrån bottenfaunasamhället. ASPT index ska enligt Johnson & Goedkoop (2006) påvisa habitatförstörande påverkan men verkar i dagsläget inte reagera på det. Som ett exempel kan nämnas en analys av bottenfaunasamhället i Siljan där strandzonen provtogs på nio platser runt sjön med M42 metoden. Enligt bedömningsgrunder visade ASPT index god till hög status med avseende på bottenfaunan på alla platser. Vid en noggrannare analys av den procentuella fördelningen mellan olika funktionella grupper/arter kunde man på flera av lokalerna konstatera en för hög andel av arter som tål temporär uttorkning jämfört med normala förhållanden (expertbedömning av Per-Erik Lingdell, muntlig referens). På grund av reglering är Siljans strandzoner torrlagda under en del av året t ex under senvintern fram till midsommar. Förekomsten av en stor andel uttorkningsökänsliga arter är därför inte förvånande. Denna störning av bottenfaunasamhället kunde dock inte påvisas av ASPT index som enligt bedömningsgrunden ska reagera då bottenfaunasamhället förändras mot ett samhälle med mer toleranta arter. Möjligen kan en del av problemet avhjälpas genom att kalibrera statusklassgränserna för ASPT index.

En annan förbättring skulle kunna vara att vid den fortsatta utvecklingen av bedömningsgrunden noggrannare definiera referenskriterierna för opåverkade sjöar (Johnson & Goedkoop 2006). I dagsläget så ingår sjöar med fysisk påverkan, som exempelvis reglering, i klassen opåverkade sjöar, vilket gör att man redan där bygger in ett fel i bedömningsgrunden.

Slutsatser

Efter att de olika indexen från bedömningsgrunden för bottenfauna applicerats på Dalarnas sjöar kan man konstatera att inget av indexen som ingår i bedömningsgrunden för bottenfauna fungerar med tillräcklig precision.

MILA indikerar endast sämre status för de sjöar med bottenfaunasamhällen där alla ingående del-index visar på störda samhällen. Genom att indexet är multimetriskt och man använder sig av ett medelvärdesförfarande då man lägger ihop resultaten från de ingående del-indexen, kompenserar ibland höga poäng från vissa del-index låga poäng från andra del-index vilket resulterar i att vissa sjöar felaktigt bedöms ha god status. För några av Dalarnas sjöar som enligt vattenkemiska mätningar är klart sura och som har en dominans av dagsländan *Leptophlebia vespertina* resulterade medelvärdesförfarandet till att sjön bedömdes ha god status, till följd av dominans av få tåliga arter.

MILA och alla ingående del-index har generellt ett svagt samband med pH. Det är inte tillräckligt tydligt i bedömningsgrunden varför just dessa index är speciellt bra på att indikera surhetsstress. Resultaten från Dalarnas sjöar tyder inte heller på att indexet fungerar bra för att indikera surhetsstress. Däremot kan störningar i bottenfaunasamhället generellt i vissa fall påvisas men de kan lika gärna bero av någon annan påverkansform.

Enligt ASPT index bedöms samtliga riksinventerings-sjöar i Dalarna klara god status trots att flera av dessa är påverkade av metaller, näring, reglering mm. Indexet är till synes okänsligt för att påvisa påverkan åtminstone för det materialet som Dalarnas sjöar utgör.

BQI ger mycket varierande resultat både beroende på val av provtagningsplats och mellan olika år. Att den rumsliga variationen av fjädermyggor i bottensedimentet är stor då det gäller både arter och täthet av djur är inget nytt. På grund av svårigheten att få representativa resultat för en sjö är det tveksamt om BQI skall kunna avgöra en sjös ekologiska status som det faktiskt teoretiskt kan göra idag om principen ”sämst bestämmer” tillämpas. BQI kan möjligen användas som en indikation om att något kan vara fel, men bör inte vara utslagsgivande för att sänka en sjös ekologiska status till sämre än god.

Bottenfauna kan påvisa många olika miljöproblem men man kan inte förvänta sig att göra en korrekt bedömning genom att endast använda sig av index. Efter utvärderingen av hur bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar fungerar för Dalälvens/Dalarnas sjöar så är det tydligt att det behövs kunskap om olika arters förutsättningar och preferenser för att göra säkra bedömningar. Man behöver kunskap om vad som utgör ett naturligt bottenfaunasamhälle, helst på regional nivå, för att upptäcka avvikelser från detta och för att kunna undvika de fallgropar som kan finnas vid användandet av bedömningsgrunden. Som några exempel från Dalarnas sjöar kan tas massförekomsten av den surhetståliga dagsländan *Leptophlebia vespertina* som ledde till felaktiga bedömningar av försurningspåverkan genom surhetsindexet MILA eller att ASPT index inte påvisar regleringspåverkade strandzoner i Siljan som har högre andelar arter som är toleranta mot uttorkning än vad som påträffas normalt. Bedömningsgrunder för bottenfauna har inte tillräckligt god upplösning idag då det gäller referensförhållanden för att kunna reagera på alla avvikelser från dessa.

FISK

Nationella bedömningsgrunder

Ett fiskesamhälles struktur beror till stor del på regionala och lokala naturgivna förutsättningar men även andra mänskliga faktorer som inplantering av fisk eller fiske. Den naturliga variationen hos fiskesamhällen är stor och det är därför svårt att särskilja den naturliga variationen från effekter av mänsklig påverkan som näringsbelastning eller försurning. I Lundvall (Rapport 2010:14) beskrivs Dalälvens fiskesamhällen mer i detalj.

I bedömningsgrunden för fisk i sjöar jämför man olika parametrar som räknas ut utifrån den information som fås vid ett standardiserat provfiske, med ett förväntat normaltillstånd som beräknas utifrån omgivningsfaktorer för varje enskild sjö. De omgivningsfaktorer som visat sig ha störst betydelse för respektive bedömningsparameter är; sjöstorlek, sjöns höjd över havet, maxdjup, årsmedeltemperatur i luft samt sjöns läge i förhållande till högsta kustlinjen. Parametrarna sammanvägs sedan till ett EQR8-värde som alltså är ett multimetriskt index. Syftet med indexet är enligt författarna att få ett mått på ekosystemets förmåga att upprätthålla ett balanserat, integrerat och anpassat organismsamhälle med en artsammansättning, diversitet och funktionell organisation som är typisk för naturliga habitat i regionen (Naturvårdsverket, Rapport 2007:4). EQR8-index ska kunna påvisa generell påverkan, alltså alla typer av påverkan som gör att någon/några parametrar avviker från förväntat normaltillstånd. Bedömningsgrunder för fisk i sjöar bygger på följande åtta parametrar;

- Antal inhemska fiskarter som fångats (Niart)
- Artdiversitet med avseende på antal individer av de fångade arterna (Dn)
- Artdiversitet med avseende på vikt av de fångade arterna (Dw)
- Mängd fångad fisk per nät med avseende på totalvikt (W_{art})
- Mängd fångad fisk per nät med avseende på antal individer (N_{iind})
- Medelvikt på fångade fiskar (MeanW)
- Andel potentiellt fiskätande abborre av fångade abborrar (And_{pis})
- Förhållande (kvot) abborrfiskar/karpfiskar (AbC_yW)

Den slutliga bedömningen av fiskesamhället bygger sedan på ett medelvärde av p-värden för alla ingående parametrar. P-värdena baseras på standardiserade residualer (Z-värden) som beräknas utifrån skillnaden mellan uppmätta och beräknade förväntade värden.

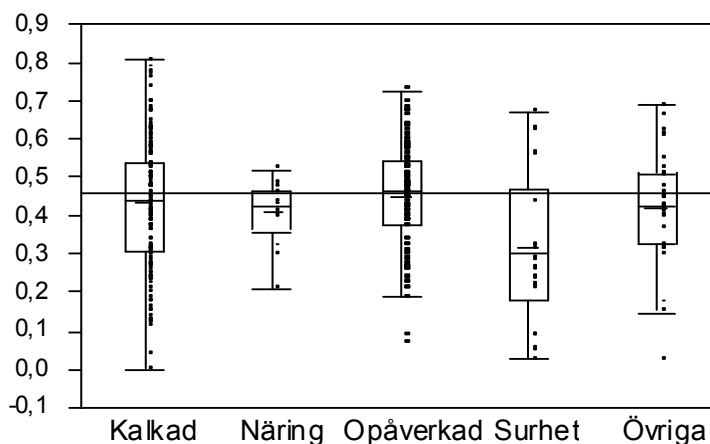
Vid valideringen av bedömningsgrunderna användes provfiskeresultat från sjöar som utsatts för surhets- och näringsstress samt kalkning som påverkansfaktorer för att se hur provfiskeresultaten från dessa förhöll sig till beräknade förväntade referensvärden.

Utfall av bedömningsgrunder i Dalälvens sjöar

I denna utvärdering ingår provfiskeresultat från 325 sjöar i huvudsak inom Dalälvens vattensystem. Några av sjöarna ligger dock utanför Dalälvens avrinningsområde men inom Dalarnas län. Fortsättningsvis bedöms denna sjöpopulation som Dalälvens sjöar. Sjöarna är fiskade vid sammanlagt 472 tillfällen. Provfisketillfällena uppfyller bl a de krav på nätkvalitet

(Norden 12, Drottningholm 14), vattentemperatur (yttemperatur >15°C, utom fjällen) och säsong (efter 15:e juni), som satts upp för att få så jämförbara resultat som möjligt.

Genom att dela in sjöarna i olika kategorier utifrån påverkan kan man åskådliggöra hur bedömningsgrunder för fisk i sjöar fungerar för bedömning av Dalälvens sjöar. Sjöarna har delats in i kategorierna kalkade, näringspåverkade (näring), sura (surhet), opåverkade och övriga. För enkelhetens skull bedöms sjöar med fosforhalter högre än 20 µg P/L som näringspåverkade och sjöar med pH-värde under 6 som sura, vilket är samma tillvägagångssätt som Holmgren m fl (2007) använde vid utarbetandet av bedömningsgrunden. Opåverkade sjöar avser de sjöar som enligt studier av påverkan och vattenkemiska analyser inte har någon känd påverkan. ”Övriga” sjöar är påverkade av annat än näringsämnen och försurande ämnen, exempelvis reglering, metaller eller vandringshinder. Dessa sjöar är bedömda som påverkade utifrån påverkans- och/eller vattenkemiska analyser. Underlagsmaterialet är för litet för att dra några slutsatser utifrån sjöar med dessa påverkansformer. Nästan hälften av alla provfiskade sjöar finns inom kategorin ”Kalkad”. Kategorierna har alltså en väldigt skev fördelning då det gäller antalet provfiskade sjöar (se respektive figurtext). De kalkade sjöarna har fått en egen kategori för att belysa svårigheterna att bedöma dessa sjöar som är i olika faser av återhämtning från försurningspåverkan. Figur 10 visar utfallet av EQR8-index för Dalälvens sjöar utifrån ovanstående kategorier.



Figur 10. Utfallet av EQR8-index (y-axel) för 325 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=157), näringspåverkade (näring) (n=13), opåverkade (n=110), sura (surhet) (n=18) samt övriga (n=27). Om resultat från fler provfisketillfällen i samma sjö finns har medianvärdet av de enskilda EQR8-värdena använts. Den svarta linjen avser gränsen för att fisksamhället bedöms ha god status enligt bedömningsgrunden för fisk i sjöar. Sjöar med ett EQR8-värde som är 0,46 eller högre bedöms ha god eller hög status enligt bedömningsgrunden.

Av de sjöar som ingår i kategorin näringspåverkade bedöms 9 av 13, alltså ca 70 % av dessa, ha sämre status än god utifrån EQR8-index (figur 10). En anledning till att statusbedömningen av näringspåverkade sjöar varierar förhållandevis lite jämfört med övriga sjöar är att det finns några parametrar som ger entydigt låga värden vid höga näringshalter och bidrar till att stabilisera bedömningarna. Inom kategorin sura sjöar bedöms 14 av 18, eller knappt 80 % av sjöarna, inte klara god status enligt EQR8-index. Här är dock variationen inom kategorin betydligt större än för de näringspåverkade sjöarna. Anmärkningsvärt är att inom kategorin opåverkade sjöar varierar EQR8-index mellan 0,07 och 0,73. Av de sjöar som anses opåverkade bedöms alltså ca 45 % ha sämre än god status (EQR8-värde < 0,46). Detta belyser svårigheterna med att använda sig av EQR8-index för bedömning av fisksamhällen i sjöar.

EQR8-index är uppbyggt av åtta parametrar som är utvalda utifrån hur de reagerar på surhets- och näringspåverkan. I bedömningsgrunden för fisk i sjöar beskrivs avvikelser hos dessa

parametrar vid surhets- och näringspåverkan. Tabell 5 återger resultaten från den nationella studien (Holmgren m fl (2007) samt även avvikelser hos parametrarna vid bedömningen av Dalarnas sjöar. För de flesta av parametrarna ser man en liknande avvikelse vid bedömningen av Dalarnas sjöar som i den nationella studien även om den inte alltid är enhetlig eller statistiskt säkerställd. En anledning till det kan vara att underlagsmaterialet inte är lika omfattande som i den nationella studien.

Tabell 5. Sammanfattning av avvikelser hos parametrarna som ingår i EQR8-index vid surhets- och näringspåverkan i den nationella studien av Holmgren m fl (2007) samt för sjöarna inom Dalarna/Dalälven (se figur 11-16). Minus anger negativ avvikelse och plus positiv avvikelse från ett förväntat normaltillstånd. 0 anger att det inte finns någon tydlig avvikelse för parametern. Parenteserna anger att avvikelserna inte är entydiga för alla sjöar inom kategorin "Näring" eller "Surhet". De nationella resultaten återges från tabell 8.4 i Bedömningsgrunden för fisk (Naturvårdsverket, rapport 2007:4).

Parameter	Surhet		Näring	
	Nationellt	Dalarna	Nationellt	Dalarna
Antal arter*	-	-	+	+
Diversitet – antal	-	(-)	0	0
Diversitet - biomassa	-	(-)	+	(+)
Biomassa/nät*	-	(-)	+	+
Antal/nät*	-	(-)	+	+
Medelvikt i fångst	0	0	+	0
Andel fiskätande abborre	+	+	0	-
Kvot abborre/karpfisk	0	0	-	-

* Avser antal eller biomassa av alla inhemska arter

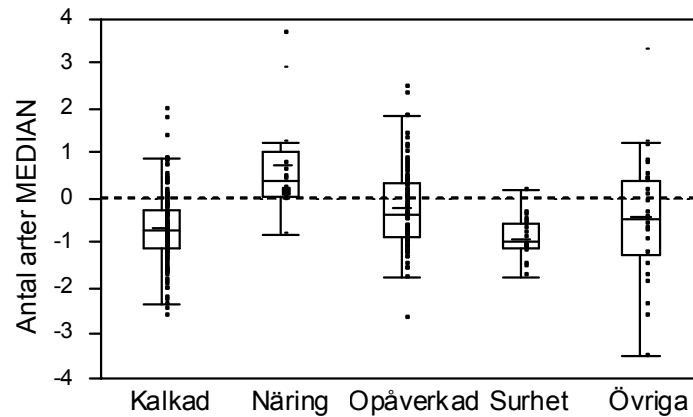
Utifrån studierna av var parameter för sig kan man dra slutsatsen att för sjöar inom kategorierna närings- och surhetspåverkade avviker de olika parametrarna oftast från förväntat normaltillstånd vilket helt korrekt tyder på påverkan. Det förväntade normaltillståndet beräknas i bedömningsgrunden individuellt för varje sjö och motsvaras i nedanstående figurer av den streckade linjen ($y = 0$). Påverkade sjöar förväntas alltså för flera av de ingående parametrarna avvika från förväntat normaltillstånd (negativt eller positivt) medan opåverkade förväntas vara centrerade runt den streckade linjen (förväntat normaltillstånd, $y = 0$). Dessvärre återfinns för kategorin opåverkade sjöar samma stora spridning runt förväntat normaltillstånd för varje enskild parameter, som vid sammanvägningen till EQR8-index. I praktiken betyder det att avvikelser från förväntat normaltillstånd för någon av parametrarna som ingår i EQR8-index kan indikera påverkan, men kan lika gärna vara ett utslag av den naturliga variationen som finns hos opåverkade sjöar.

Nedan beskrivs avvikelserna från förväntat normaltillstånd hos varje ingående parameter för olika typer av påverkan för Dalälvens sjöar. Dessutom beskrivs fall där avvikelser förekommer naturligt som kan leda till en missvisande bedömning.

Antal inhemska fiskarter som fångats (Niart):

Holmgren m fl (2007) uppger att surhetsstress/försurning har en betydelse för artantal. Ett lågt artantal kan vara en följd av påverkan, eftersom surhetsstress hindrar kolonisation och slår ut bestånd av känsliga arter, såsom bl a mört och andra karpfiskarter. I näringsstressade/näringsrika sjöar fann de motsvarande avvikande högt artantal.

Även för sjöar inom Dalälvens avrinningsområde tenderar näringspåverkade sjöar hysa fler arter än förväntat. Motsvarande samband med färre antal fångade arter vid surhetsstress återfinns även det för sjöarna inom Dalälvens avrinningsområde (figur 11).



Figur 11. Avvikelsen från det förväntade normaltillståndet för parametern Antal inhemska fiskarter som fångats i 325 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=157), näringspåverkade (näring) (n=13), opåverkad (n=110), sura (surhet) (n=18) samt övriga (n=27). Om resultat från fler nätfisken finns har medianvärdet av de enskilda parametervärdena använts. Den streckade linjen avser förväntat normaltillstånd för sjöarna.

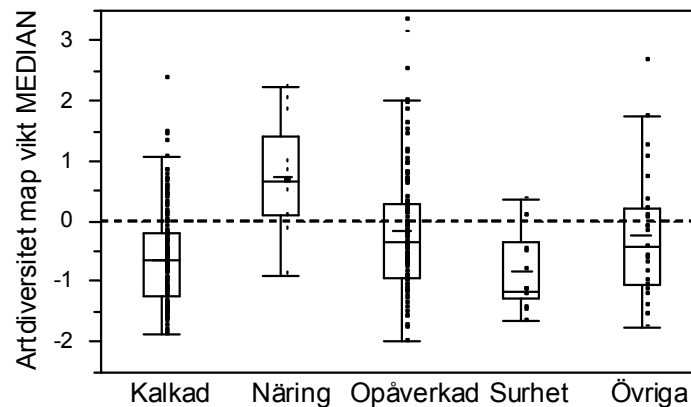
Förekomst av få arter är dock inget säkert belegg för att surhetsstress har förekommit utan det kan istället röra sig om naturligt artfattiga sjöar. I många fall är antalet förekommande arter sannolikt ett resultat av kolonisations- och utplanteringshistoria (Lundvall & Fuchs, in prep.). Bedömningsgrunderna överskattar förväntat artantal grovt i en majoritet av fallen i artfattiga sjöar i Dalarna. I några av sjöarna har dock påverkan sannolikt orsakat utdöende eller kraftig decimering av vissa arter, och bedömningsgrunderna indikerar där en sann eller verklig påverkan. Efter att manuellt ha granskat samtliga provfisken bedöms dock att detta berör endast ett fåtal sjöar. I intervallet 1 – 3 fångade arter överskattade bedömningsgrunderna fångat antal fångade arter vid 245 provfisketillfällen och underskattade vid 81 st.

Sambandet mellan artantal i sura respektive näringsrika sjöar bedöms likaväl kunna vara ett uttryck för sjöarnas läge i vattensystemen. Sura sjöar ligger oftast högt upp (relativt läge) i vattensystemen och är därmed svårast att kolonisera. Sjöarna ligger ofta långt från vägar och bebyggelse, och har därmed också utsatts i mindre omfattning för mänskliga introduktioner av fisk. Observera att en sjös relativa läge i ett vattensystem inte nödvändigtvis har med dess höjdbelägenhet (möh) att göra. Följaktligen är det vanligare med färre fiskarter i dessa sjöar än i sjöar som ligger längre ned i ett vattensystem. På liknande sätt ligger näringsrika sjöar i större utsträckning långt ner (relativt läge) i vattensystemen eller i direktanslutning till huvudvattendragets dalgång. Dessa delar av systemen är de som varit lättast att kolonisera samt ligger närmast mänsklig bebyggelse och därmed utsatts i störst omfattning för mänskliga introduktioner.

Artdiversitet med avseende på antal individer (D_n) eller vikt (D_w) av de fångade arterna
 Avvikande låg diversitet kan förväntas indikera en förskjutning av fisksamhällets sammansättning mot en eller ett par dominerande arter, till följd av någon sorts påverkan. Avvikande hög diversitet är inte lika lätt att bedöma. I naturligt artfattiga eller medelartrika sjöar skulle avvikande hög diversitet kunna indikera att arter som normalt är undertryckta i näringsfattiga sjöar (t ex mört) är på väg att öka till följd av exempelvis näringspåverkan. Avvikande hög diversitet i naturligt artrika sjöar skulle kunna vara uttryck för någon störning, men skulle också kunna vara ett uttryck för ett sunt sammansatt artrikt fiskbestånd.

I Dalälvens sjöar tenderar sura sjöar ha en lägre diversitet både med avseende på antal individer och vikt medan de näringspåverkade har avvikande hög diversitet, åtminstone med avseende på vikt (figur 12). Den avvikande låga diversiteten i de sura sjöarna kan dock precis som i

resonemanget ovan angående parametern ”antal fångade arter” vara ett resultat av svårigheter att kolonisera dessa vatten och att de därför naturligt har lägre diversitet.



Figur 12. Avvikelsen från det förväntade normaltillståndet för parametern Artdiversitet med avseende på vikt av de fångade arterna i 320 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=156), näringspåverkade (näring) (n=13), opåverkad (n=110), sura (surhet) (n=14) samt övriga (n=27). Om resultat från fler nätfisken finns har medianvärdet av de enskilda parametervärdena använts. Den streckade linjen avser förväntat normaltillstånd för sjöarna.

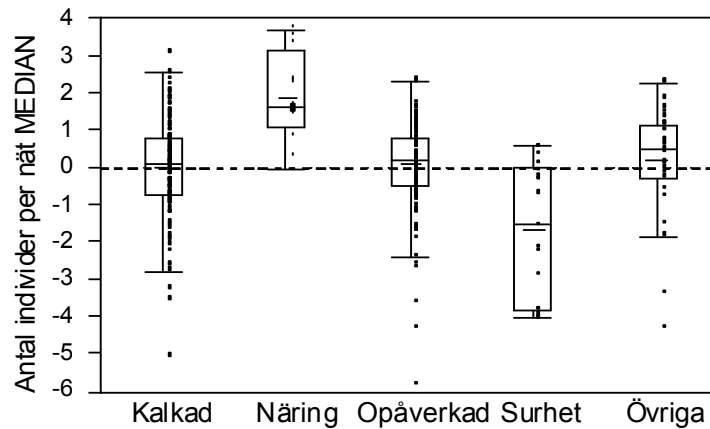
Diversitetsmåttan tar inte hänsyn till vilka arter som förekommer och hur de bidrar till indexvärdet vilket kan ge missvisande bedömningar som i fallet Brunnsjön. Sjön har en medianhalt av fosfor som ligger på 60 µg/l och är tydlig näringspåverkad. I provfisket från Brunnsjön var de tre dominerande arterna, både antals- och viktligt, i fallande ordning; mört, braxen och gers. Provfisket i Brunnsjön har ett fisksamhälle där de dominerande arterna uppvisar, enligt diversitetsmåttan Dn och Dw, ”bra fördelningar” i antal, vikt sinsemellan de dominerande arterna (diversitet), samtidigt som fångade fiskar hade en normal medelvikt. Bedömningarna av övriga parametrar som exempelvis kvoten mellan abborr- och karpfiskar visar på tydlig påverkan men lyckas inte kompensera de positiva värdena för diversitet utan sjön får den sammanlagda bedömningen ”god status”, trots en stor dominans av karpfiskar som är en tydlig indikation på hög näringshalt.

Om diversitetsmåttan ska användas så bör de relateras till ett faktiskt fisksamhälle och inte ett ”förväntat”. Även detta kan dock vara tveksamt då enbart artantal inte ger någon information om vilka fiskarter fisksamhället är uppbyggt av, och detta har betydelse för vilken diversitet som förekommer och kan förväntas.

Antal individer och biomassa (Niind, Wiart)

Antal- och biomassa fångade fiskar (fångst per ansträngning) är mått som vid avvikelser mot höga värden, kan indikera t ex näringspåverkan. Avvikande litet antal eller biomassa kan indikera störning eller påverkan, men kan också förekomma naturligt t ex i ovanligt näringsfattiga sjöar.

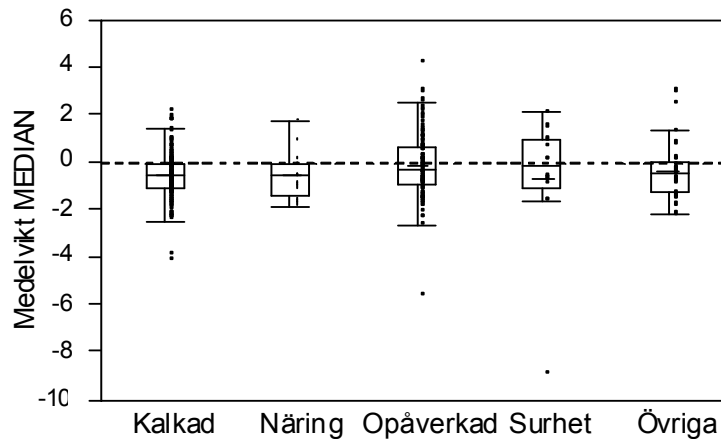
I näringspåverkade sjöar inom Dalälvens avrinningsområde ger parametrarna antal och biomassa fångade fiskar tydliga utslag. Mängden, både antal och vikt, ökar och ger avvikande värden vid högre näringsförhållanden (Figur 13). För sura sjöar finns inga tydliga mönster utefter en surhetsgradient men i de flesta fall tenderar dessa sjöar att ha avvikande litet antal arter eller biomassa.



Figur 13. Avvikelsen från det förväntade normaltillståndet för parametern Mängd fångad fisk per nät med avseende på antal individer i 319 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=156), näringspåverkade (näring) (n=12), opåverkad (n=107), sura (surhet) (n=17) samt övriga (n=27). Om resultat från fler nätfisken finns har medianvärdet av de enskilda parametervärdena använts. Den streckade linjen avser förväntat normaltillstånd för sjöarna.

Det finns dock opåverkade miljöer där stort antal individer förekommer naturligt. I artfattiga sjöar med få predatorer kan s k tusenbrödrabestånd uppstå. Dessa består av många, ofta små individer och uppträder vanligast i bestånd av abborre, röding, ruda, sutare.

Stor biomassa kan förekomma naturligt i mycket kalla vatten (fjällvatten) med lågt predations- eller fisketryck. På grund av att fiskarnas metabolism är styrd av vattentemperaturen, kan en hög biomassa försörjas trots att produktionen kan vara mycket låg. I denna typ av sjöar, beroende på fiskartsammansättningen, kan individantalet vara allt ifrån litet till stort.

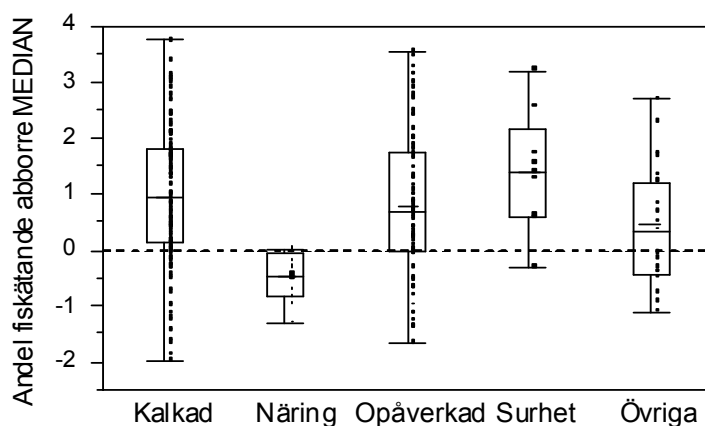


Figur 14. Avvikelsen från det förväntade normaltillståndet för parametern Medelvikt på fångade fiskar i 320 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=156), näringspåverkade (näring) (n=13), opåverkad (n=110), sura (surhet) (n=14) samt övriga (n=27). Om resultat från fler nätfisken finns har medianvärdet av de enskilda parametervärdena använts. Den streckade linjen avser förväntat normaltillstånd för sjöarna.

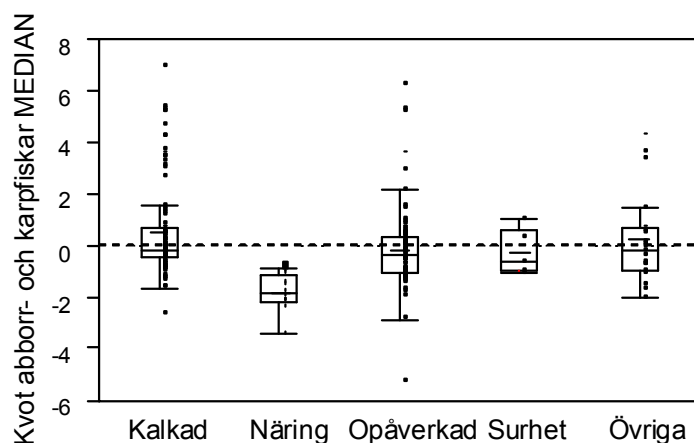
Medelvikt (MeanW)

Enligt bedömningsgrunder kan avvikande hög medelvikt indikera näringsrika förhållanden. I Dalälvens sjöar har övervägande näringspåverkade sjöar snarare avvikande låg medelvikt men även det motsatta förekommer i flera fall beroende på förekommande arter och andra lokala förhållanden (Figur 14). Avvikelser i medelvikt är alltså svårt att knyta till en specifik påverkan

vilket även är tydligt då man studerar de sura sjöarna. Fiskarternas sammansättning är av stor betydelse för fiskbeståndets uppbyggnad och därmed medelvikt.



Figur 15. Avvikelsen från det förväntade normaltillståndet för parametern Andel fiskätande abborre i 273 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=138), näringspåverkade (näring) (n=11), opåverkad (n=92), sura (surhet) (n=9) samt övriga (n=23). Om resultat från fler nätfisken finns har medianvärdet av de enskilda parametervärdena använts. Den streckade linjen avser förväntat normaltillstånd för sjöarna.



Figur 16. Avvikelsen från det förväntade normaltillståndet för parametern Kvot mellan abborr- och karpfiskar i 203 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde eller Dalarnas län. Sjöarna är indelade i kategorierna kalkad (n=90), näringspåverkade (näring) (n=12), opåverkad (n=76), sura (surhet) (n=5) samt övriga (n=20). Om resultat från fler nätfisken finns har medianvärdet av de enskilda parametervärdena använts. Den streckade linjen avser förväntat normaltillstånd för sjöarna.

Andel fiskätande abborre och Kvot mellan abborr- och karpfiskar samt (Andpis & AbCyW)

Förhållandet mellan biomassan abborr- och karpfiskar samt andel fiskätande abborre är mått som vid avvikelser mot låga värden ofta indikerar näringsrika tillstånd och avvikelser mot höga värden kan indikera sura tillstånd med liten eller minskande andel mört (t ex Mörttjärnen år 2001, Fiskeriverket 2009).

För sjöar inom Dalälvens avrinningsområde ser man att parametrarna andelen fiskätande abborre (Figur 15) och kvoten mellan mängden abborre och mängden karpfisk (figur 16) påverkas tydligt av förhöjda näringshalter. Kvoten mellan mängden (biomassa) abborre och karpfiskar är dock kanske den parameter som ger störst och tydligast utslag vid ökande näringshalter. Vid ca

20 µgP/l tycks det finnas en distinkt brytpunkt. Vid näringsförhållanden över detta gränsvärde tycks karpfiskarna ta över och dominera över abborre.

I den nationella studien var andelen fiskätande abborre inte avvikande låg i näringspåverkade sjöar. För Dalälvens näringspåverkade sjöar bedöms dock ett sjunkande värde med ökande näringshalt vara entydigt avvikande.

I Dalälvens sura sjöar syns inte lika tydliga mönster för parametrarna andelen fiskätande abborre och kvoten mellan mängden abborre och mängden karpfisk. Andelen fiskätande abborre uppvisar dock tendenser att vara högre i sura sjöar (figur 15). Tendensen verkar gälla även i lätt sura sjöar (pH 6 – 6,5). Kvoten mellan mängden abborre och mängden karpfisk ger dock inte alltid en avvikelse mot höga värden vid försurningspåverkan utan kan även ge avvikelser mot låga värden i näringsfattiga sjöar där ett fåtal stora, oftast mörtar, utgör en större andel av biomassan jämfört med abborre. Detta förekommer i ett flertal mindre provfiskade sjöar i Dalarna som är försurningspåverkade (t ex Stentjärnen 1995 & 1998, Fiskeriverket 2009).

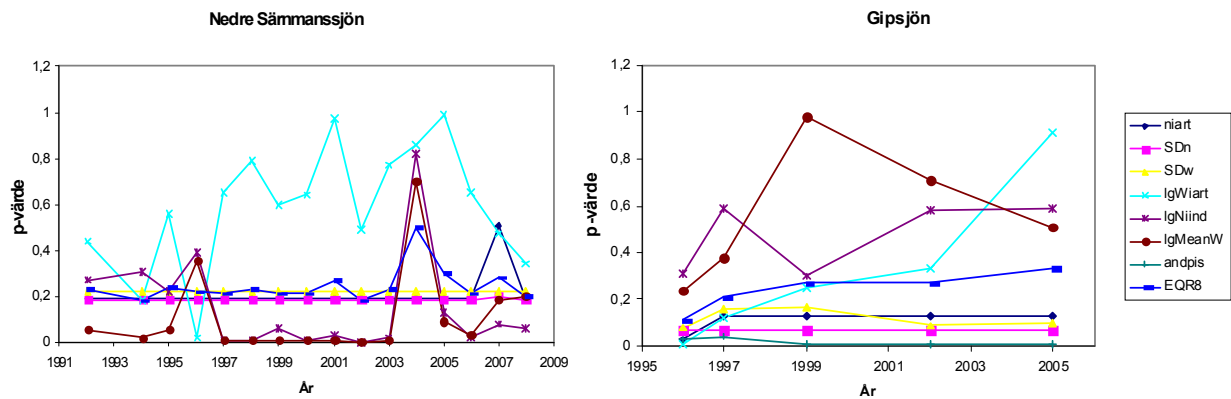
I låglänta sjöar utan naturlig förekomst av mört, men med abborre och elritsa kan parametern abborre-/karpfiskkvot ge missvisande bedömning. Elritsa utgör ofta inte så stor andel av den totala fiskbiomassan som mört vanligtvis gör. Det leder till att kvoten abborre-/karpfisk naturligt blir högre då någon annan karpfisk (ex elritsa) än mört förekommer. Eftersom bedömningsgrunden tycks utgå från att förekomst av mört är obligatoriskt i en sjö blir därmed avvikelser stor (t ex Norra Gussjön år 1986, Fiskeriverket 2009).

Mellanårsvariation i bedömningar av EQR8 samt ingående parametrar

För att kunna bedöma naturlig mellanårsvariation i bedömningsgrundernas bedömningar krävs flera upprepade provfisker i samma sjö, helst långa tidsserier från flera opåverkade referenssjöar. I Dalarna och Dalälvens avrinningsområde finns sådana tidsserier endast för ett mycket begränsat antal sjöar och dessa är inte representativa för den totala sjöpopulationen. I de flesta fall rör det sig om sura/försurade referenssjöar eller kalkade referenssjöar inom det s.k. IKEU-programmet. Bristen på tidsserier från opåverkade sjöar i Dalälven gör det svårt att bedöma och utvärdera hur naturlig mellanårsvariation utfaller i bedömningarna. Figur 17 visar exempel från en kalkad fjällsjö och en sur skogssjö i Dalarna. Samtliga figurerna visar på en betydande mellanårsvariation och för vissa parametrar är det en mycket stor skillnad i bedömningarna mellan olika år. Trots en avsevärd mellanårsvariation så är den sammanvägda bedömningen relativt stabil för Nedre Särnanssjön och Gipsjön (figur 17). Detta är till stor del beroende på att tre av parametrarna är mycket stabila (Dw, Dn samt Niart).

Hur kan bedömningsgrunden för fisksamhället förbättras?

Bedömningsgrunder för fisk i sjöar fungerar i sin nuvarande utformning för närvarande inte tillfredsställande när det gäller säkerheten att utifrån provfisker bedöma ekologisk status. Angreppssättet att bedöma statusen utifrån avvikelser från förväntade värden är dock tilltalade. I bedömningsgrunderna (Holmgren m fl 2007) konstateras att sannolikheten att göra en riktig bedömning, dvs placera bedömningen på rätt sida om skiljelinjen god/måttlig status, endast är strax över 60 %. Detta är en tillförlitlighet som är alldeles för låg för att det ska kunna gå att lita på en bedömning från ett provfiske. Frågan är om de går förbättra och för att uppnå bättre säkerhet i bedömningarna.



Figur 17. Exempel på tidsserier och mellanårsvariation hos de åtta parametrar som ingår i bedömningsgrunderna från två sjöar med en (två) respektive två förekommande arter. Det vänstra diagrammet visar utfallet i Nedre Sämmanssjön, en kalkad referenssjö (IKEU-sjö) där endast röding (och elritsa) förekommer. Observera elritsa fångades för första gången i sjön år 2007. Elritsa har varit helt främmande till detta vattensystem tills helt nyligen. Det högra diagrammet visar utfallet i Gipsjön, en sur referenssjö där bara gädda och abborre förekommer. Ett p-värde på $\geq 0,46$ motsvarar bedömningen \geq god fiskstatus.

Bedömningsgrunderna bedömer avvikelser i egenskaper hos fiskbestånd jämfört med ”normala opåverkade sjöar”, anpassat till naturgivna egenskaper som sjöarnas djup-, storleks-, och lokalegenskaper (höjd över havet, förhållande till högsta kustlinjen och klimat/temperatur). Eftersom man bara tagit hänsyn till närings- och surhetsstress vid definitionen av opåverkade sjöar så inryms i en sådan bedömning förutom naturlig variation även avvikelser orsakade av andra påverkanstyper. Vi vet inte om parametrarna som ingår i EQR8 är de mest relevanta för andra typer av påverkan än näring- och surhetsstress, dvs. det är oklart om nuvarande bedömningsgrundens sammanvägning av bedömda parametrar lämpar sig för andra typer av påverkan. Den stora spridningen av sjöarna runt sk förväntat normaltillstånd för varje parameter inom kategorin ”Övriga” (sjöar påverkade av reglering, metaller och vandringshinder), tyder på att nuvarande parametrar inte lämpar sig för andra typer av påverkan (se figurer inom kapitlet om Utfall av bedömningsgrunder i Dalarnas sjöar).

De två diversitetsmått (Simpson’s D-index) som ingår i bedömningsgrunderna förhåller sig mycket likartat till varandra, liksom gentemot parametern ”antal fångade arter”. En korrelationsanalys mellan förväntade värden för dessa tre delparametrar för de provfiskade sjöarna i Dalarna, visade på en mycket hög korrelation mellan dem ($r = 0,94 - 0,99$). Det innebär att parametrarna beskriver i princip samma egenskap hos ett fiskbestånd. Lite grovt skulle man kunna uttrycka det som att förväntad diversitet, vikt- eller antalsbaserad, beror av antalet arter som förväntas fångas.

Eftersom ”antalet fångade arter” inte bedöms vara en lämplig delparameter att ingå i bedömningsgrunder, så borde det även utredas om diversitetsmått i nuvarande utformning är lämpliga att ingå i bedömningsgrunder. Det faktum att de tre delparametrarna är så starkt korrelerade med varandra gör att parametrarna får stor vikt i den samlade bedömningen. Eftersom delparametern ”antal fångade arter” dessutom oftast överskattar förväntat artantal i artfattiga sjöar i Dalarna, så innebär det även att förväntad diversitet också är överskattad och att bedömningar med bedömningsgrunderna i Dalälvens artfattiga sjöar ofta kommer att utfalla med en sämre status än den sanna.

Anledningen till att bedömningsgrunderna inte träffar bättre än drygt 60 % beror på en stor variation inom de ingående parametrarna. Den naturliga variationen i struktur och utseende på fiskbestånden i våra sjöar är stor och styrs av många fler variabler än de som används i

bedömningsgrundernas bedömning. Frågan är om det är meningsfullt att blanda in fler variabler som skulle kunna bidra till att förklara de åtta parametrar som i bedömningsgrunderna representerar fiskbeståndens utseende. Artantal (Niart) samt de båda diversitetsmåttan bör dock utgå som bedömningsparameter i sin nuvarande form. Den naturliga variationen i antalet förekommande arter utmed de gradienter av naturgivna förutsättningar som bedömningsgrunder baseras på torde överstiga parametrarnas förmåga att indikera påverkan. Vid en revidering av bedömningsgrunderna bör ändå möjligheterna ses över att införa nya mått utöver de åtta parametrar som nu ingår.

För att om möjligt uppnå en bättre tillförlitlighet i bedömningsgrunderna bör de kanske dessutom delas upp i flera delar som var och en specifikt bedömer status med avseende på olika typer av påverkan, liknande bedömningsgrunderna för bottenfauna. Förändringar som är knutna till en viss påverkan och inte till förhållanden som kan förekomma naturligt borde göra det lättare att upptäcka mindre förändringar i fisksamhället, och även att följa en förändring över tid. Detta kräver utökade kunskaper om fisksamhällets specifika respons till olika påverkansformer, som kanske inte tillfredsställande finns idag. Man bör dock undersöka möjligheterna att utveckla påverkansspecifika index.

Förändringar i proportioner av mängd pelagisk- respektive littoralt orienterad fisk, är exempelvis ett förhållande som kan förväntas förändras vid hydrologisk påverkan. För att kunna använda sig av detta mått för att bedöma påverkan och/eller status måste provfiskemetodiken kompletteras med metoder för ett standardutförande av fiske med pelagiska nät. I nuvarande metodbeskrivning för sjöprovfiske är pelagiska nät ett valfritt tillägg där antalet pelagiska nät inte relateras till sjöns hydrografiska egenskaper (storlek, djup, etc) eller antalet bentiska nät som används.

Utvecklingen av påverkansspecifika och situationsanpassade index skulle kunna förbättras med kemiska- eller andra stödparametrar som, efter ett definierat schema, används för att inkludera- eller exkludera bedömningsparametrar till den slutliga sammanvägningen. Det svåra med ett sådant system blir kanske att med en statistik metod ange säkerhet och tillförlitlighet för metoden. I vissa extrema fall kanske någon form av "sämst styr"- förfarande kunde tillämpas, där det räcker med att en eller ett par avgörande parameter visar dålig status. Holmgren m fl (2007) argumenterar mot att uppskatta klassgränser för enskilda parametrar med motiveringen att mätosäkerheten för ett standardiserat provfiske är för stor. Det kan dock finnas situationer där detta förfarande skulle kunna vara lämpligt, om inte annat så för att identifiera vissa påverkanssituationer som inte framkommer med medelvärdesförfarandet.

Om bedömningsgrunderna ska kunna tillämpas praktiskt och användas i hela landet är det ett måste att de hålls så enkla som möjligt, med avseende på förklarande omgivningsvariabler. Troligen är möjligheterna till förbättringar av bedömningsgrunder begränsade, men med ett bättre urval av referenssjöar respektive påverkade sjöar går det kanske att åstadkomma något bättre bedömningar.

Slutsatser

Bedömningsgrunden för fisk i sjöar ger vid surhets- och näringspåverkan i vissa fall relevant utslag, men det finns också många situationer t ex vid identifiering av opåverkade miljöer, då de inte utfaller med tillfredsställande säkerhet eller tillförlitlighet. Ett minimikrav man måste kunna ställa på bedömningsgrunderna är att de inte ska kunna ge fel utslag i så kraftigt påverkade sjöar som t ex Brunnsjön. I det kommande åtgärdsarbetet kommer de sjöar med störst påverkan/behov troligtvis att prioriteras först. I situationer med mindre påverkan som trots detta orsakar ett oönskat tillstånd eller status, blir detta ännu svårare att upptäcka eller bedöma rätt med nuvarande utformning av bedömningsgrunder.

Bedömningsgrunderna utvecklades med hjälp av provfisken från opåverkade referenssjöar sjöar och testades mot påverkade sjöar. De påverkansformer som de påverkade sjöarna representerade var närhalts- och surhetsstress respektive kalkning. Det finns många fler påverkansformer och vilka uttryck dessa ger upphov till i bedömningsgrundernas parametrar har inte undersökts. En svaghet med bedömningsgrunderna är att de inte klarar att identifiera vilken typ av påverkan som orsakar en statussänkning. Detta påpekas också av författarna till bedömningsgrunderna (Holmgren m fl 2007).

Det finns påverkanssituationer/-typer där vissa av bedömningsgrundernas parametrar är irrelevanta och därmed riskerar att felaktigt förbättra den slutliga bedömningen, som enligt resterande bedömningsparametrar indikerar ett sämre tillstånd. Diversitet, medelvikt och artantal kan, som visats med exemplet Brunnsjön, vara parametrar som på grund av irrelevans för just den situationen eller av slumpmässiga skäl, orsakade en mycket felaktig bedömning av det faktiska tillståndet.

Sammanfattningsvis kan EQR8-index inte användas för att med tillräcklig säkerhet fastslå en sjös status. Det kan användas för att indikera att någon typ av påverkan kan finnas men då krävs vidare utredning eller vattenkemiska provtagningar för att säkerställa påverkan. Alternativt kan indexet användas för att utreda om en redan känd påverkan har någon effekt på fisksamhället.

AVSLUTANDE DISKUSSION

Dalarnas län och Dalälvens avrinningsområde sträcker sig från fjällen i nordväst till slättlandet i sydost och det stora utbudet av naturtyper gör att sjöekosystemen omfattar en stor naturlig variation både med avseende på vattenkemiska och biologiska parametrar. Att påvisa störningar på det biologiska livet på grund av mänsklig aktivitet i alla dessa olika sjötyper ställer höga krav på bedömningsgrunder.

Då bedömningsgrunderna för växtplankton, högre vattenväxter, bottenfauna och fisk appliceras på Dalälvens sjöar ser man att säkerheten i bedömningarna varierar mellan de olika bedömningsgrunderna. Bedömningsgrunden för växtplankton för att påvisa näringspåverkan verkar vara den som fyller sitt syfte bäst medan övriga omfattas av olika grad av osäkerhet. I bilaga 1 redovisas bedömningarna med avseende på olika index för de sjöar där två eller flera kvalitetsfaktorer undersökts. Av sammanlagt 58 sjöar är det 34 sjöar (nästan 60%) där en eller flera kvalitetsfaktorer visar på vad som bedöms vara felaktig påverkan (expertbedömning utifrån påverkansanalys samt vattenkemi) av näring eller surhet. Resten av sjöarna (24 stycken) har fått de bedömningar som kan förväntas utifrån den påverkan som förekommer i respektive fall. I flera av fallen där resultatet från någon bedömningsgrund resulterat i felaktig slutbedömning av sjön handlar det ofta om stor variation mellan bedömningarna vid olika provtagningstillfällen. Det är speciellt tydligt vid bedömningen av BQI (bottenfauna) som kan variera från hög till dålig status i samma sjö. På grund av denna osäkerhet avråds därför från att använda detta index för en avgörande bedömning av samlad sjöstatus.

Bedömningsgrunden för växtplankton med avseende på surhet pekar ut de vatten som kalkas som måttliga eller sämre (bilaga 1). Även sjöar utan försurningsproblem pekas dock ut på ett till synes slumpartat sätt som inte heller känns tillförlitligt. Bedömningsgrunden för högre vattenväxter hamnar för det mesta på rätt sida om gränsen mellan god och måttlig status. Det finns dock allvarliga brister i bedömningsgrunden då de mest näringspåverkade av Dalälvens sjöar hamnar i klassen måttlig medan de som är lätt näringspåverkade kan hamna i klassen otillfredsställande/dålig status. ASPT index (bottenfauna) verkar helt okänsligt mot påverkan utifrån analyserna av Dalälvens sjöar. Möjligen kan detta avhjälpas genom att kalibrera statusklassgränserna bättre.

Både MILA för bedömning av försurningspåverkan på bottenfauna i sjöar och EQR8-index för bedömning av generell påverkan på fisk i sjöar är multimetrisk index. I båda fallen använder man sig av ett medelvärdesförfarande då man lägger ihop resultaten för de ingående indexen/parametrarna. Vid bedömningen av Dalälvens sjöar uppkommer därför flera fall då sjöar blir felbedömda pga. att de ingående index-/parametervärdena tar ut varandra. Det känns därför mycket tveksamt att använda sig av multimetrisk index eftersom det endast är fall där de flesta del-index/parametrar pekar åt samma håll som man kan vara något så när säker att bedömningen är korrekt. Däremot kan man få en hel del information av varje del-index/parameter för sig även om kopplingen till påverkan sällan är speciellt tydlig.

En anledning till den stora osäkerheten vid användandet av flera av bedömningsgrunderna är sannolikt att indexen inte är tillräckligt tillförlitliga för att särskilja mänsklig påverkan från den stora naturliga variation som finns i våra sjöekosystem. Detta gäller kanske speciellt index där parametrar som antal arter eller diversitet ingår. Vid analys av utfallet av bedömningsgrunder på Dalarnas sjöar hittade vi brister i träffsäkerhet både i bedömningsgrunden för växtplankton (surhet), bottenfauna och fisk, som alla innehåller index/parametrar där antal arter och/eller diversitet ingår. Parametrar som antal arter och diversitet är inte bara beroende av olika typer av

mänsklig påverkan utan varierar även naturligt bland annat på grund av klimat och koloniseringsmöjlighet. Dessutom är utfallet mycket beroende av val av provtagningsmetod och taxonomisk skicklighet. Dessa parametrar känns därför olämpliga att använda som index eller delparametrar i index åtminstone med den begränsade upplösning på referensmiljöer som finns i bedömningsgrunder idag.

Dagens bedömningsgrunder för växtplankton delar in Sveriges sjöar i fem olika typer med tillhörande referensvärden. För högre vattenväxter och bottenfauna kompenseras den naturliga variationen genom att landets sjöar delats in i tre olika typer med tillhörande referensvärden. Detta är naturligtvis inte en tillräcklig upplösning för att täcka upp den naturliga biologiska variation som finns inom landet och inte heller inom Dalälven. En förbättringspotential för att höja träffsäkerheten för en korrekt bedömning är alltså att satsa på att höja upplösningen av referensmiljöer. I dagsläget så finns det antagligen inte tillräckligt med biologiska undersökningar från opåverkade vatten för att få en högre upplösning av referenstillstånd. Det behövs alltså en stor satsning för att utöka underlagsmaterialet. Tyvärr är det säkerligen inte ens möjligt att hitta representativa referenser för alla typer av sjöar, speciellt då det gäller stora sjöar i befolkningstäta slättlandsbygder.

En stor brist i bedömningsgrunder är att de inte omfattar alla typer av påverkan. Flera av indexen är i princip endast utformade för att påvisa närings- och försurningspåverkan men för flera av dessa är dock inte indexen tillräckligt tydligt kopplade till närings- eller surhetspåverkan. Man kan inte med tillräcklig precision fastslå att det är just den påverkan indexet är utvecklat för som ger utslag vid användandet av ett index. Detta innebär i praktiken att man inte utifrån bedömningsgrunder kan bedöma vilka åtgärder som är lämpliga att genomföra för att förbättra en sjös status. Bedömningsgrunden för fisk ska påvisa generell påverkan men är endast testad för närings- och surhetspåverkan. Hur ingående parametrar reagerar på andra typer av påverkan är okänt.

Vid framtagandet av flera av bedömningsgrunderna har man tagit fram indexen så att de ska korrelera så bra som möjligt med uppmätta halter av fosfor eller pH. Detta fyller kanske en viss funktion men med den analysen av biologin får man inte mer information än man får från ett vattenkemiskt prov. Analysen bekräftar i bästa fall det som den vattenkemiska analysen redan gett svar på, om vattnet är näringspåverkat eller försurat. Det är i sammanhanget viktigt att komma ihåg att bara för att en parameter/omgivningsfaktor samvarierar med en typ av påverkan betyder inte att den kontrollerar hur strukturen hos djur- eller växtsamhället blir. Detta angreppssätt begränsar användbarheten av bedömningsgrunder betydligt, och man utnyttjar inte heller fullt ut all den information man kan få av ett biologiskt prov, jämfört med ett vattenkemiskt.

För att förbättra användbarheten av bedömningsgrunder och göra det till ett mer tillförlitligt verktyg borde man kanske istället satsa mer på att genom att analysera biologin påvisa tydliga störningar, som exempelvis utebliven reproduktion, i ekosystem funktion. Detta skulle kunna göras genom att titta på olika funktionella grupper och deras förhållande till varandra, både med avseende på antal och mängd. Detta utnyttjas till viss del i dagens bedömningsgrunder (andel cyanobakterier för växtplankton och kvoten mellan abborr- och karpfiskar mm i fisk). Avvikelser i dessa parametrar ger ofta tydliga signaler att biologin är störd av någon anledning. För att sedan reda ut vilken typ av påverkan som är anledningen till störningen måste man ha en större kunskap om olika arters förutsättningar och preferenser, det kommer aldrig att finnas ett index som kan ersätta den kunskapen. Det finns förstås dessutom opåverkade sjöar som faller utanför ramen av vad som anses normalt enligt något specifikt index. För att höja säkerheten vid statusbedömningar vid användandet av bedömningsgrunder krävs alltså att resultaten granskas av

någon med stor kompetens med avseende på olika arters ekologi samt hur växt- och djurgrupperna förväntas reagera på olika typer av påverkan.

Sammanfattningsvis kan konstateras att de biologiska bedömningsgrunderna för sjöar har i sin nuvarande utformning inte tillräckligt bra precision för att säkerställa en sjös status. Om någon av de biologiska bedömningsgrunderna indikerar sämre status än god måste ytterligare provtagningar samt påverkansanalyser till för att utreda om avvikelsen omfattas av den naturliga variationen i djur- eller växtsamhället eller beror på någon typ av reell påverkan. Det känns därför inte heller lämpligt att utifrån användandet av de biologiska bedömningsgrunderna bedöma att en sjö har sämre än god status enligt "sämst styr" eller "one out - all out" principen som rekommenderas Naturvårdsverket (Handbok 2007:3) och EU-vägledningen (CIS N0. 13). Den principen förutsätter bedömningsgrunder med betydligt bättre träffsäkerhet än dagens bedömningsgrunder. Sjöar är komplexa ekosystem och det behövs mer än en pusselbit för att ge en fullgod bild av dess status.

REFERENSER

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Fiskeriverket. 2009. Fiskeriverkets provfiskedatabas. www.fiskeriverket.se . 2009-10-01.

Hajdu L. & M. Tröjbom. 2010. Växtplanktonsamhällen i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar, förändring i tiden. Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2010:13.

Holmgren K., Kinnerbäck A., Pakkasmaa S., Bergquist B. & U. Beier. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar. Utveckling och tillämpning av EQR8. Fiskeriverket informerar 2007:3. Fiskeriverket, Sötvattenlaboratoriet Drottningholm.

Johnson R. & Goedkoop W. 2006. Revidering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Projekt 502 0510. Institutionen för Miljöanalys. Rapport 2006:5.

Larson D. & Carlsson C. 2008. Utvärdering av vattenväxtsamhället i Dalälvens sjöar: Vad säger Bedömningsgrunder för miljökvalitet? Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2008:28.

Lundvall D. 2010. Fisk i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar, förändring i tiden. Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2010:14.

Lundvall D. & Fuchs J. 2010. Fiskar i Dalarna – Förekomst och utbredning hos Dalarnas fiskarter. Länsstyrelsen Dalarnas län. *In prep.*

Naturvårdsverket 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszonen. Handbok 2007:4.

NFS 2008:1. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

SFS 2004:660. Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Wallsten M. & Solander D. 1988. Vattenväxter och miljön. Naturvårdsverket. Rapport 3495.

Wilander A., Johnson R. & W. Goedkoop. 2003. Riksinventering 2000 - En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för miljöanalys. Rapport 2003:1.

Willén E. 2007. Växtplankton i sjöar. Bedömningsgrunder. Institutionen för Miljöanalys. Rapport 2007:5.

Bilaga 1. Redovisning av utfallet vid bedömningen av olika kvalitetsfaktorer/index enligt bedömningsgrunder för de av Dalälvens sjöar som har två eller flera provtagningar av kvalitetsfaktorer. Kommentarer är gjorda utifrån påverkansanalyser och har i de flesta fall belägg utifrån kemiska provtagningar. Statusklassningar av parametern växtplankton med fet stil anger att bedömningen omfattar minst tre provtagningstillfällen (enligt bedömningsgrunder). Övriga bedömningar av växtplankton är alltså gjorda med en lägre säkerhet. H = hög, G = god, M = måttlig, O = otillfredsställande och D = dålig status. Status i VISS avser den ekologiska statusen. Statusen i VISS kan vara god för en sjö trots konstaterad metallpåverkan på grund av att Vattenmyndigheterna inte tagit med påverkan av metaller vid bedömningen av ekologisk status.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Amungen (Hedemora)	6700070-1508660	M	G		O				M	Sjön är näringspåverkad. Har dåliga syrgas- och siktdjupförhållanden på sommaren.
Amungen (Rättvik)	6770970-1494580	H	G		H/D				M	Sjön regleras och det finns vandringshinder. Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Björkljustern	6689070-1486360	H	O		H			G	G	Sjön är påverkad av metaller. Sjön är inte sur vilket växtplankton indikerar.
Bollsjön	6671540-1528610	O	G		D				M	Sjön är påverkad av näring samt metaller. Har dåliga syrgas- och siktdjupförhållanden.
Brunnsjön	6683740-1509120	D	G		O			G	M	Sjön är näringspåverkad. Den sammanlagda statusen för fisk blir god trots att den totala fiskmängden och kvoten mellan abborr- och karpfiskar är kraftigt förhöjda.
Bäsingen	6672580-1534920	H	G		M/O				M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Sjön har måttliga syrgasförhållanden under sommaren, kan dock vara av naturliga orsaker.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Bösjön	6802350-1417990	H	G					G/M	G	Mängden fisk och fiskarter är naturligt låga i sjön vilket gör att bedömningen av vissa provfisken felaktigt visar på måttlig status. Vattnet omfattas av kalkningsverksamheten.
Dalsjön	6707730-1484340	O	G	M				M	M	Sjön är kraftigt näringspåverkad. Vattenväxterna indikerar måttlig näringspåverkan.
Dyversjön	6810390-1418200	H	D		H/D			O	G	Sjön är naturligt artfattig vilket kan förklara att fiskstatusen bedömts till otillfredställande. Den är dock inte sur vilket växtplanktonsamhället indikerar. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Finnhytte-Dammsjön	6688760-1522190	H	O		H	M	G		G	Sjön är kraftigt påverkad av metaller. Växtplankton och bottenfaunan pekar felaktigt på försurningspåverkan. Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden.
Forssjön	6675720-1528070	M	G		O				M	Sjön är påverkad av näring samt metaller. Har dock bra syrgasförhållanden, men lite sämre siktdjup.
Gimmen	6718170-1470200	H	G		H				G	
Gopen	6733090-1476220	G	G		G				G	Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden.
Gruvsjön (Silvberg)	6692650-1487790	H			D				M	Sjön är kraftigt metallpåverkad.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Gruvssjön (Garpenberg)	6685610-1521920	H	M		H/D				M	Sjön är kraftigt metallpåverkad. Växtplankton indikerar dock surhet. Sjön har dåliga syrgasförhållanden under vintern. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Grycken (Falun)	6727270-1485940	G	G		D				G	Sjön har dåliga syrgasförhållanden under sommaren. Det är oklart om det är av naturliga skäl eller tidigare påverkan på sjön.
Grycken (Hedemora)	6701800-1522350	G	G		G/M				G	Sjön har dåliga syrgasförhållanden under sommaren. Det är oklart om det är av naturliga skäl. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Holmsjön	6856350-1310760					G	G	M	G	Det finns vandringshinder som hindrar fisk från att vandra in i sjön. Effekten av vandringshindren och regleringen på sjön är oklar.
Hormunden	6802670-1358290	G	G					G	M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Effekten av regleringen på sjön är oklar. Sjön har goda syrgasförhållanden.
Hyen	6699260-1503270	G	G	O/D	M				M	Sjön är något näringspåverkad. Den är även påverkad av metaller. Dåliga syrgasförhållanden förekommer på sommaren.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Hönsan (Ansta)	6696160-1507320	M	G	O/D	O				M	Sjön är kraftigt näringspåverkad och har dåliga syrgasförhållanden på vintern.
Idresjön	6861250-1343150	H	M		H/M				G	Sjön är inte sur vilket växtplankton indikerar. Har måttliga syrgasförhållanden. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Klutsjön	6891770-1345400	O	O		G/O			G/M	G	Sjön är relativt näringsrik av okänd anledning.
Ljustern	6691710-1496550	H	G		H				G	Sjön är påverkad av metaller. Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden.
Långsjön (Romme)	6699530-1483920	G	G		G/H				G	Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index. Syreförhållandena i sjön är goda.
Molnbyggen	6727270-1453990				H			G/M	G	Svårt att bedöma fiskbeståndet.
Nedre Milsbosjön	6702020-1490060	O	G	M	O			M	M	Sjön är kraftigt näringspåverkad och har dåliga syrgasförhållanden. Vattenväxterna indikerar måttlig näringspåverkan.
Nedre Rottensjön	6846150-1386700	H	O		H				G	Sjön är inte sur trots att växtplankton indikerar det.
Nedre Särnmanssjön	6834210-1337420	H	M		H			G/O	G	Sjön kalkas. Fiskbeståndet har naturligt få arter (fjällsjö). Svårt att göra en bedömning utifrån fiskbeståndet.
Norra Viggen	6692230-1506840	O	M					G	M	Sjön är något näringspåverkad och har tidvis dåliga syrgasförhållanden. Att växtplankton visar på surhet är inte rimligt.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Orsasjön	6767210-1433640	H	M		H/D				M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Sjön är väldigt djup. Sjön är inte sur som växtplankton indikerar. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Rafshytte-Dammsjön	6686150-1523860	H	G		M/O				G	Sjön har bra syrgasförhållanden. Oklart varför BQI index visar på status sämre än god.
Rasjön	6700470-1495160	D	O	M	D				M	Sjön är kraftigt näringspåverkad och har dåliga syrgas- och siktdjupförhållanden. Vattenväxterna indikerar måttlig näringspåverkan. Sjön är inte sur som växtplankton indikerar.
Rogsjön	6732870-1488250	H	G		H				G	Sjön har goda syrgasförhållanden.
Rossen	6686450-1534410	H	G		H				M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Sjön har dåliga syrgasförhållanden under sommaren.
Runn	6705630-1488140	H	G		H				G	Sjön är kraftigt metallpåverkad. Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden.
Rällsjön	6738890-1471750	G	G		H/D			G	G	Sjön har goda syrgasförhållanden. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Siljan	6734900-1455970	H	M		H/D				M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index. Sjön är väldigt djup. Sjön är inte sur som växtplankton indikerar.
Skattungen	6786510-1452600	H	G		D				M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Effekten av regleringen på sjön är oklar. Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden. BQI index visar på dålig status. Sjön är relativt djup.
Spjutsjön	6724670-1480310	H	G		H	H	H	M	M	Fiskbeståndet tydligt stort. Sjön har tidigare kalkats.
Stora Ulvsjön	6692570-1482620	H	G		H				G	Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden.
Stora Älgsjön	6700760-1462260	H	D		G/M			M/O	G	Sjön kalkas. Abborrhbeståndet i sjön har karaktären av ett sk tusenbrödraskap vilket ger status sämre än god. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Storacksen	6757120-1467250	H	G	M	H/D			M	G	Sjön är opåverkad, mycket kalkrik och har naturligt en stor andel syrefria bottnar. Oklart varför fiskbeståndet visar på måttlig status. Vattenväxterna indikerar felaktigt näringspåverkan.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Storgåsen	6796360-1474880	H	O		H	H	H	G	G	Sjön är inte sur som växtplankton indikerar.
Storuppljusen	6783830-1390640	H	M		H			O	M	Sjön kalkas. Både växtplankton och fisksamhället indikerar surhetspåverkan.
Svärdsjön	6736270-1506360	H	G		G/O			G	M	Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk. Sjön har dåliga syrgasförhållanden under sommaren. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.
Särnsjön	6841250-1364140	H	G		H				G	Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden.
Tenningsjön	6796310-1454990					M	H	G/O	G	Sjön kalkas. Sjön uppvisar ett naturligt artfattigt fiskbestånd vilket gör bedömningen mha bedömningsgrunder svår.
Tryssjön	6702750-1460520	H	G					G/O	G	Sjön kalkas. Sjön uppvisar ett naturligt artfattigt fiskbestånd vilket gör bedömningen mha bedömningsgrunder svår.
Töfsingen	6900490-1326830					M	H	G	G	Sjön är inte sur vilket indikeras av MILA indexet.
Venjansjön	6747740-1408320	G	G		H/M				M	Sjön regleras. Det finns vandringshinder som begränsar vandringsmöjligheterna för fisk Sjön har goda syrgas- och siktdjupförhållanden. Svårt att göra en bedömning utifrån BQI index.

Sjönamn	Sjö-ID (SMHI)	Växtpl. näring	Växtpl. surhet	Vatten växter	Botten f. BQI	Botten f. MILA	Botten f. ASPT	Fisk	Status i VISS	Kommentar
Vikasjön	6709670-1494250	M	G					G	M	Sjön är näringspåverkad och har måttliga siktdjupsförhållanden. Sjön har dåliga syrgasförhållanden under sommaren. Sjön är även påverkad av metaller.
Åsgarn	6678250-1526840	M	G	M	O				M	Sjön är påverkad av metaller. Sjön är något näringspåverkad och har tidvis dåliga syrgas- och siktdjupförhållanden.
Öjsjön	6824660-1355500	H	G					M	G	Sjön är opåverkad. Oklart varför fiskbeståndet visar på måttlig status, ligger på gränsen till god.
Övre Milsbosjön	6703240-1490850	O	G	O/D	O/D			M	M	Sjön är näringspåverkad och har dåliga syrgasförhållanden.
Övre Rottensjön	6846810-1383660	G	O		H				G	Sjön är inte sur som växtplankton indikerar.
Övre Särnmanssjön	6833370-1337850	H	M		H			G/D	M	Sjön är kraftigt försurningspåverkad. Fiskbeståndet är sakta på väg att återhämta sig.
Övre Ärtsjön	6734240-1478810	G	G					M	M	Sjön är något näringspåverkad vilket även indikeras av fiskbeståndet.

Miljöenheten och Naturvårdsenhetens rapportserie

- 1969:01 Naturinventering av fyra domänreservat i Älvdalens kommun.
- 1970:01 Dalälven, den preglaciala älvfåran från Mora till Avesta.
- 1971:01 Översiktlig naturinventering av Nedre dalälvsområdet.
- 1971:02 Naturvårdsinventering av Sugnet, Rödberg, och Norra Trollegrav i Älvdalens kn.
- 1971:03 Naturvårdsinventering av Gyllbergsområdet i Borlänge kommun.
- 1972:01 Allmän översiktlig naturvårdsinventering av Falu kommun.
- 1972:02 Inventering av Fulufjällsområdet. Älvdalens kn.
- 1972:03 Översiktlig naturvårdsinventering av faunan vid Hovran och Trollbosjön, Hedemora kn.
- 1972:04 Inventering av Säterdalen, del 1.
- 1972:04 Inventering av Säterdalen, del 2.
- 1973:01 Inventering av naturreservatet Lugnet-Sjulsarvet, Falu kommun.
- 1973:02 Inventering av Stora Rensjön, Långsjöblecket och Södra Trollegrav i Älvdalens kommun.
- 1973:03 Fågelinventering av Fulufjället, Älvdalens kn.
- 1974:01 Bäverförekomsten i Kopparbergs län.
- 1974:02 Frostbrunnsdalen, inventering och planering, Borlänge kommun.
- 1974:03 Botanisk inventering av urkalksområdena i Kopparbergs län.
- 1974:04 Dalälven: rapport över 1972-73 års vattenundersökning.
- 1974:05 Grustillgångar och grusförbrukning i Kopparbergs län.
- 1974:06 Naturvårdsinventering av Tvärstupet, Borlänge kommun.
- 1974:07 Naturvårdsinventering av Realsbohage, Hedemora kommun.
- 1974:08 Fågelsjöar i Kopparbergs län.
- 1975:01 Blocksänkorna i Hytting, Borlänge kommun.
- 1975:02 Siljansbygden runt, planering av vandrings-, rid- och cykelled i siljansbygden, Mora, Leksand, Rättviks och Orsa kommuner.
- 1975:03 Översiktlig naturvårdsinventering av Hedemora kommun.
- 1975:04 Inventering av idrotts- och fritidsanläggningar i W län.
- 1975:05 Geomorfologisk utredning av Kungsgårdsholmarna, Avesta kn.
- 1975:06 Inventering av Byåsen, Avesta kn.
- 1975:07 Inventering av Trolldalen, Gagnefs kommun.
- 1975:08 Murbodäljorna, Borlänge kommun.
- 1975:09 Kopparbergs läns sjöar.
- 1975:10 Skattlösbergs by och dess slätterängar, Ludvika kommun.
- 1976:01 Inventering och planering av sjön Ärtan "ametistsjön", Vansbro kommun.
- 1976:02 Bysjöholmarna, Avesta kommun.
- 1976:03 Översiktlig natur- och landskapsvårdsinventering av Österdalälvens dalgång från Idre till Mora, Älvdalens och Mora kommuner.
- 1976:04 Översiktlig naturinventering av Ludvika kn.
- 1976:05 Inventering och analys av den odlade bygden runt Siljan. Leksands, Rättviks, Mora och Orsa kommuner, del 1.
- 1976:05 Inventering och analys av den odlade bygden runt Siljan. Leksands, Rättviks, Mora och Orsa kommuner, del 2.
- 1976:06 Avfallsanläggningar i Kopparbergs län.
- 1976:07 Inventering samt förslag till skötselplan för naturreservatet Stadjan-Nipfjället, Älvdalens kn.
- 1976:08 Alderängarna, inventering samt förslag till skötselplan, Mora kn.
- 1976:09 Naturinventering av Styggforsen, Rättviks kn.
- 1976:10 Översiktlig naturinventering av Borlänge kn.
- 1977:01 Rommehed, naturinventering med förslag till dispositions- och skötselplan, Borlänge kn.
- 1977:02 Dokumentation av Furudalsdeltat i Ore, Rättviks kommun.
- 1977:03 Sälenfjällen, inventering av natur och friluftsliv, Malungs kommun.
- 1977:04 Inventering av naturreservatet Långfjället - geologi, geomorfologi, friluftsliv, Älvdalens kn.
- 1977:05 Skyddsområden för grundvattentäkt inom Kopparbergs län.
- 1977:06 Eggarna, Näset, Öjarna, geovetenskapliga naturvårdsobjekt vid Yttermalung, Malungs kn.
- 1977:07 Försurning av sjöar i Kopparbergs län.
- 1978:01 Holmsjöarna - en naturinventering, Borlänge och Sätters kommuner.
- 1978:02 Inventering av grottor i Kopparbergs län.
- 1978:03 Inventering av Vedungsfjällen - geomorfologi, zoologi och rörligt friluftsliv, Älvdalens kn.
- 1978:04 Harmsarvet, inventering av naturförhållanden, jämte förslag till dispositions- och skötselplan, Falu kommun.
- 1978:05 Naturinventering av Hållaområdet, Malungs kn.
- 1978:06 Översiktlig naturinventering av Sätters kommun.
- 1978:07 Inventering av naturreservatet Hartjärn, Gagnefs kn.
- 1978:08 Inventering av naturreservatet Bösjön, Mora kn.
- 1978:09 Skyddsområden för grundvattentäkt inom Kopparbergs län.
- 1979:01 Översiktlig naturinventering av Avesta kommun.
- 1979:02 Översiktlig naturinventering av Gagnefs kn.
- 1979:03 Vattentäkt i Kopparbergs län.
- 1979:04 Kalkningsresultat i Trysjön, St. Låsen och N Almsjön, Gagnefs, Ludvika och Malungs kommuner.
- 1979:05 Naturinventering av Grövelsdalen, Älvdalens kn.
- 1979:06 Naturinventering av Tandövalaområdet, Malungs kommun.
- 1979:07 Försurning av sjöar del II (del I - 1977:7).
- 1980:01 Avloppsförhållanden i Kopparbergs län.
- 1980:02 Översiktlig naturinventering av Smedjebackens kommun.
- 1980:03 Inventering av Skattungbyfältet, en israndbildning kring högsta kustlinjen, Orsa kommun.
- 1980:04 Gårans framtida utnyttjande som recipient för avloppsvatten, Hedemora kommun.
- 1980:05 Entomologisk inventering av Birtjärnsberget, Vansbro kommun
- 1981:01 Dalälven. Den preglaciala älvfåran från Mora till Avesta.
- 1981:02 Naturvårdsinventering av Hykjeberget, Älvdalens kommun.
- 1981:03 Naturvårdsinventering av Lybergsgnupen, Malung och Mora kommuner.
- 1981:04 Översiktlig naturvårdsinventering av Långfjället - Rogenområdet, Älvdalens och Härjedalens kommuner.
- 1982:01 Bonäsåfältet en inventering av insektslivet, Mora kommun.
- 1982:02 Flodpärlmusslan *Margaritifera margaritifera* - en litteraturstudie.
- 1982:03 Översiktlig naturinventering av Rättviks kommun.
- 1982:04 Skyddsvärda fågelmyrar i Kopparbergs län.
- 1982:05 Inventering av skjutbanor i Kopparbergs län.
- 1982:06 Naturinventering av Juttulslätten, Älvdalens kn.
- 1982:07 Skyddsområden för grundvattentäkt inom Kopparbergs län.
- 1982:08 Inventering och planering av Finnbo-Kårarvsbrotten i Falu kommun.
- 1983:01 Översiktlig naturinventering för Dalafjällen, Malungs- och Älvdalens kommun.
- 1983:02 Naturinventering av Nybrännberget - Styggberget - Råklacken, Ludvika kommun.
- 1983:03 Översiktlig naturinventering för Leksands kommun.
- 1983:04 Inventering av Limsjön, Leksands kommun.
- 1984:01 Översiktlig naturinventering för Malungs kn.
- 1984:02 Översiktlig naturinventering för Orsa kommun.
- 1984:03 Geovetenskapliga naturvärden inom Dalälvsområdet mellan älvsammanflödet och Avesta.
- 1984:04 Dokumentation av istida landformer, isavsmältning och högsta kustlinje i Vämådalen och Orsasjöns randområden.
- 1985:01 Översiktlig naturinventering för Älvdalens kn.
- 1985:02 Översiktlig naturinventering för Mora kommun.
- 1985:03 Nedre Dalälvsområdet - en inventering av fem objekt i W-län, delen Tyttbo och Jugansboforsen.
- 1985:04 Nedre Dalälvsområdet - en inventering av fem objekt i W-län, delen Oxholmen, Storgundet och Mestaön.
- 1985:05 Morafältet - Skandinavians största fossila flygsandfält - en sammanställning av geologiska litteraturuppgifter.
- 1986:01 Översiktlig naturinventering för Vansbro kn.
- 1986:02 Inventering av grus och alternativa material i södra W-län.
- 1986:03 Värdefull natur i W-län - sammanställning inför naturvårdsprogram.
- 1986:04 Gåsberget - en skogsbiologisk inventering i W-län.
- 1988:01 Naturvårdsprogram för Kopparbergs län.
- 1988:02 Dalälvens vatten 1965 - 86.
- 1989:01 Kalkningseffekter i Hävlingens vattensystem.
- 1989:02 Kalkningseffekter i Foskan och Brunnan.
- 1989:03 Regional miljöanalys för Kopparbergs län.
- 1990:01 Transtrandfjällens skogar - en naturvärdesinventering av vårt sydligaste fjällområde.
- 1990:02 Våtmarker i Kopparbergs län.

1991:01	Försurningsituationen i några sjöar och vattendrag i Kopparbergs län. En studie av bottenfauna 1969 till 1989.	1999:02	Årsredovisning för "typområde på jordbruksmark" (JRK) – Mässingsboån och observationsfältet Haganäs, 1997-98.	2002:12	Falu gruva och tillhörande industrier - industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
1991:02	Försurningsutvecklingen i Kopparbergs län. En jämförande studie av bottenfaunamaterial insamlat 1975 - 81 och 1990.	1999:03	Svaveladsorbition i morän på Gyllbergen.	2002:13	Fågelfaunan på Fulufjället.
1993:01	Dalarnas ångar och betesmarker.	1999:05	Förorenad mark i Dalarnas län.	2002:16	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2001. DVVVF.
1993:02	Inventering av grus och krossberg i Vansbro och Malungs kommuner.	1999:09	Rapport om jaktfalken i W Z AC och BD län.	2002:17	Närslalter i Dalälven 1990-2000. Temarapport, DVVVF.
1994:01	Värdefulla odlingslandskap i Dalarna.	1999:13	1998 års provfisken inom naturreservaten i norra Dalarna. Delrapport II.	2002:18	Fjällförvaltningen. Ansvarig Hasse Ericsson.
1994:02	Hovran. En utredning om CW-området	1999:14	Fulufjällsringen. En vision och framtidsstrategi.	2002:20	Fulufjällets omland. Etapp III. Slutrapport.
1994:03	Mossor och lavar vid Jättum	1999:16	Metaller i Dalälven – förekomst & ursprung, trender & samband, naturligt & antropogent. Dalälvens vattenvårdsförening.	2003:05	Inventering av näringsläckage från små vattendrag i Dalarnas jordbruksområden.
1994:04	Skyddsvärd naturskog i Mora. En inventering 1991-1992.	1999:17	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 1998. Dalälvens vattenvårdsförening.	2003:09	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Massa- och pappersindustri, träimpregnering och sågverk. Dalarnas miljömål, remissupplaga.
1994:05	Kalkningseffekter i Hävlingens vattensystem.	2000:07	Gyllbergens sjöar och vattendrag.	2003:15	Kemiska och biologiska effekter vid sodabehandling av försurade ytvatten i Dalarnas län.
1994:06	Valuable nature in the Loodi area, Viljandi county.	2000:09	Årsrapport för samordnad recipientkontroll i Dalälven 1999. DVVVF.	2003:18	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2002.
1995:01	Koppången. En inventering av de skogliga naturvärdena inom Koppångenområdet.	2000:10	1999 års provfisken inom naturreservaten i Norra Dalarna. Delrapport III.	2003:19	Dalarnas miljömål.
1995:02	Skyddsvärd naturskog i Orsa.	2000:11	Fredriksbergs pappersbruk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:22	Beslut om och yttranden över Dalarnas miljömål.
1995:03	Inventering av grus och krossberg inom Siljansregionen.	2000:12	Falu gasverk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:23	Användning av fjärranalys och GIS vid tillämpning av EU:s ramdirektiv för vatten i Dalälvens avrinningsområde.
1996:01	Tjäberget. En inventering av de skogliga naturvärdena inom Tjäbergsområdet.	2000:13	Turbo pappersbruk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:24	Provfiskade sjöar i Dalarnas län 2000 – 2002 – Biologisk uppföljning av kalkade vatten.
1996:02	Kallbolsfloten. En inventering av de skogliga naturvärdena på Kallbolsfloten.	2000:14	Pappersindustrin i Dalarna – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:25	Provfiskade vattendrag i Dalarnas län 2000 – 2002 – Biologisk uppföljning av kalkade vatten.
1996:03	Markens och det yliga grundvattnets försurningskänslighet i W-län.	2000:15	Aluminiumfabriken i Månsbo – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:26	Analys av skogarna i Dalarnas och Gävleborgs län. - Prioriteringsstöd inför områdesskydd.
1996:04	Inventering av glacialrelikta kräftdjur i Dalarna.	2000:16	Månsbo kloratfabrik – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:27	Utvärdering av metod för övervakning av skogsbiotoper.
1996:05	Järv, lodjur och varg i renskötselområdet. Inventeringsresultat 1996.	2000:17	Gruvavfallsundersökningar i Stollbergsområdet.	2004:07	Surstötår i norra Dalarna 1994-2002.
1997:01	Tillståndet i Dalarnas sjöar i oktober 1995.	2000:18	Vattenundersökningar i Nyängsån.	2004:08	Inventering av sandödlor i Dalarnas län.
1997:02	Regional övervakning av skogsområden i Dalarna.	2000:19	Vattenundersökningar i Stollbergsområdet.	2004:20	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Industriområden längs Runns norra strand.
1997:03	Övervakning av faunan i fjällen, programförslag.	2000:20	1997 års regnkatastrof i Fulufjällsområdet.	2004:21	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2003. DVVVF.
1997:04	Dalarnas urskogar.	2001:01	De mest värdefulla och skyddsvärda naturskogarna i Mora och Orsa. En prioritering och värdering.	2004:22	Ämnestransporter i Dalälven 1990-2003. Temarapport, DVVVF.
1997:05	Dalälvens vattenkvalitet 1990 – 1995.	2001:03	Grunufflot. En skoglig naturvärdesinventering av ett myrområde i Orsa kommun.	2004:23	Avloppsreningsverk i Dalarnas län.
1997:06	Smådjuren i Dalarnas vattendrag.	2001:04	Vattenkemiska förändringar i ett 40-tal sjöar i Dalarna mellan 1934, 1974 och 1996.	2004:24	Program för regional uppföljning av miljömål och åtgärder i Dalarna 2004-2006.
1997:07	Karaktärisering av tre sjöar i Dalarna med hjälp av System Aqua - inventering av makrofyter.	2001:08	Vattentäkter i Dalarnas län.	2005:01	Brand i Fulufjällets nationalpark.
1997:08	Exploatering och miljöpåverkan i ett fjällområde - historik och utveckling i Transtrandsfjällen.	2001:14	Dalarnas landmollusker.	2005:05	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Kemiindustriestorn – kemtvättar.
1997:09	Dalälvens Vattenvårdsförening. Samordnad vattendragskontroll 1996. Vattenkemi, sedimentkemi, växtplankton, bottenfauna, fisk.	2001:15	Bedömningsgrunder för fysisk påverkan – Pilotprojekt med Dalälvens avrinningsområde som exempel.	2005:07	Rättvisksheden Inventering av naturvärden inom Enån - Gärdssjöfältet – Ockran-dalgången, förslag till skydd och skötsel.
1997:10	Järv, lodjur och varg i renskötselområdet, resultat från 1997 års inventering.	2001:17	Järv, lodjur och varg i renskötselområdet. Inventeringsresultat 2001.	2005:10	Trädgränsen i Dalafjällen, del 1 o 2.
1997:11	Censusing spring population of willow grouse and rock ptarmigan.	2001:18	Vattenkemiska effekter av våtmarkskalkning i Skidåbäckens	2005:13	Regional förvaltningsplan för stora rovdjur i Dalarnas län.
1998:03	The environmental status of the river Dalälven drainage basin.	2001:19	Årsrapport för samordnad recipientkontroll i Dalälven 2000. Dalälvens vattenvårdsförening.	2005:14	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – Gruvindustri.
1998:04	1997 års provfisken inom naturreservaten i norra Dalarna.	2002:03	De rinnande vattnen på Fulufjäll - fiskbestånd, bottenfauna, och lavar i vattendrag på Fulufjället. Inventeringar 2000-2001.	2005:16	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2004.
1998:05	Miljön i Dalarna – strategi för regional miljö (STRAM), ca 150 sidor. Miljön i Dalarna – kortversion, 17 sidor.	2002:04	Fulufjällets omland, reserapport Abruzzo	2005:19	Metallhalter i dricksvatten från borrhållare i Dalarnas län.
1998:06	Årsredovisning för "Typområde på jordbruksmark" (JRK), Dalarnas län.	2002:10	Skalbagsfaunan på Fulufjället.	2005:21	Fisk- och kräftodlingsverksamhet i Dalarnas län – nulägesbeskrivning 2004.
1998:07	Försurat eller naturligt surt? En undersökning av den historiska pH-utvecklingen i tre sjöar i Gyllbergen.			2005:23a	Efterbehandling av gruvavfall i Falun.
1998:11	Fulufjällets omland.			2005:23b1	Efterbehandling av gruvavfall i Falun.
1998:12	Nätverksaktion färgkemikalier.				Delrapport 1 Kartläggning av metalläckage och miljöriskbedömning.
1998:14	Samordnad vattendragskontroll 1997. Dalälvens vattenvårdsförening.			2005:23b2	Delrapport 1. Bilagor
1998:17	Järv, lodjur och varg i renskötselområdet, rapport från 1998.			2005:23b3	Delrapport 1. Ritningar

Länsstyrelsen Dalarna
791 84 Falun
Tfn (vx) 023-81000, Fax 023-813 86
dalarna@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/dalarna



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN