

Rapport 2008:28



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Utvärdering av vattenväxt- samhället i Dalälvens sjöar

Vad säger Bedömningsgrunder för miljö kvalitet?

Miljövårdsenheten

Omslagsbild: Sjön Fatburen i Hedemora kommun

Foto: Stöt Ulrika Andersson

Tryck: Länsstyrelsen Dalarnas tryckeri, januari 2009

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 vattenväxtsamhället i Dalälvens sjöar

Vad säger Bedömningsgrunder för miljö kvalitet?

**Daniel Larson
Therese Carlsson**

Miljöårdsenheten Länsstyrelsen Dalarna

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	3
INLEDNING	4
BESKRIVNING AV DE INVENTERADE SJÖARNA	6
VÄXTSAMHÄLLETS STRUKTUR – SJÖARNAS NÄRINGSSTATUS.....	7
Nationella bedömningsgrunder	7
Förändring av vegetationssamhället sedan 1930-talet	8
BEDÖMNINGSGRUNDER SOM VERKTYG	10
Varför fungerar inte bedömningsgrunder?	12
Indikatorarter	12
Viktfaktor	13
DISKUSSION	15
REFERENSER.....	17
BILAGOR	

Bilaga 1. Ekologisk status utifrån förekomst av vattenväxter i sjöar i Dalälvens avrinningsområde

Rapporten är del av en tematisk utvärdering av ekologin i Dalälvens sjöar som genomförs av Länsstyrelsen Dalarna och Dalälvens vattenvårdsförening.

SAMMANFATTNING

Vattenväxtsamhället i 25 sjöar i Dalälvens avrinningsområde har utvärderas utifrån Naturvårdsverkets nyligen reviderade bedömningsgrunder. Samtidigt har bedömningsgrundernas funktionalitet inom regionen testats. Bedömningar av den ekologiska statusen utifrån vattenväxtsamhället gav i flera fall tvivelaktiga resultat. Bland annat erhöles likartade bedömningar för flera sjöar med vitt skild näringspåverkansgrad; såväl två av de mest övergödda sjöarna i regionen som en näringsfattig klarvattensjö bedömdes vara av måttlig ekologisk status. Granskning av funktionen hos det trofiindex som bedömningsgrunderna använder sig av – TMI – visade på låg samstämmighet mellan näringshalt bedömd utifrån vattenväxtsamhället och faktisk (uppmätt) näringshalt, varför indexets uppbyggnad granskades i detalj.

Indexet TMI beräknas utifrån förekomst av vattenväxtarter med olika krav på näringshalt (indikertal) där även hänsyn tas till hur väl de olika arterna representerar ett visst näringshaltsintervall (viktfaktor). Granskning av enskilda arters indikertal och viktfaktorer visade att indexets uppbyggnad har allvarliga brister. Många av de arter som ska användas för att beräkna TMI saknar synbara krav på näringshalt. Dessutom är viktfaktorn konstruerad på ett sådant sätt att alltför stor vikt läggs vid indikatorarter som förekommer inom ett stort spann av näringsgradienten. Sammantaget ger de reviderade bedömningsgrunderna för vattenväxter ingen tillförlitlig bild över sjöars ekologiska status.

INLEDNING

Vattenväxterna i Dalälvens sjöar har undersökts vid olika tillfällen men de data som samlats in har inte tidigare utvärderats. Här utvärderas insamlade vattenväxtdata utifrån Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder, samtidigt som de nya bedömningsgrundernas funktionalitet inom regionen testas. Utvärderingen försöker beskriva såväl förhållanden som variation för att få en jämförelsegrund till när nya data ska analyseras. Dessutom diskuteras den informativa nyttan av vattenväxtinventeringar vid olika typer av miljöövervakning.

För att underlätta miljöövervakningen har Naturvårdsverket gett ut ett antal bedömningsgrunder som ska ligga till grund för hur miljötilståndet i sjöar och vattendrag beskrivs (Naturvårdsverket 2008). Naturvårdsverkets bedömningsgrunder innehåller såväl kemiska som biologiska parametrar som bedömts utgöra viktiga mått på vattenkvaliteten. Kemiska parametrar kan ge en bild av den påverkan organismsamhället utsätts för, men kunskapen om samband mellan påverkansgrad och effekt hos organismsamhället är ofta bristfällig. Därför är det i många fall mer tilltalande att direkt undersöka om organismsamhället lidit någon skada genom att använda biologiska parametrar. Det finns dessutom ett pedagogiskt värde i att använda biologiska parametrar; det är lättare att förstå allvaret i att örningen minskat i antal än att pH-värdet sjunkit. En nackdel med biologiska parametrar är dock att de ofta är mycket mer kostsamma att undersöka. Men samtidigt kan en biologisk undersökning, till skillnad från ett kemiprov, återspegla den påverkan organismsamhället varit utsatt för under en längre tid. Ett enstaka provfiske kan indikera försurning men det krävs mycket täta kemiska mätningar för att upptäcka en s.k. surstöt.

Vattenväxter har flera av de egenskaper som förväntas av en bra biologisk parameter. Exempelvis är de tillräckligt stora för att ses med blotta ögat och relativt enkla att bestämma till art, många har också stora utbredningsområden. Att de är de långlivade och därmed reagerar långsammare på miljöförändringar än många andra akvatiska organismer gör att de torde vara särskilt lämpade för att beskriva en längre tidsperiod även när den temporala variationen är stor. Ytterligare en omständighet som talar till vattenväxternas fördel är att de flesta arterna är stationära, vilket medför att den historia de kan berätta också är historien för den plats där de påträffas.

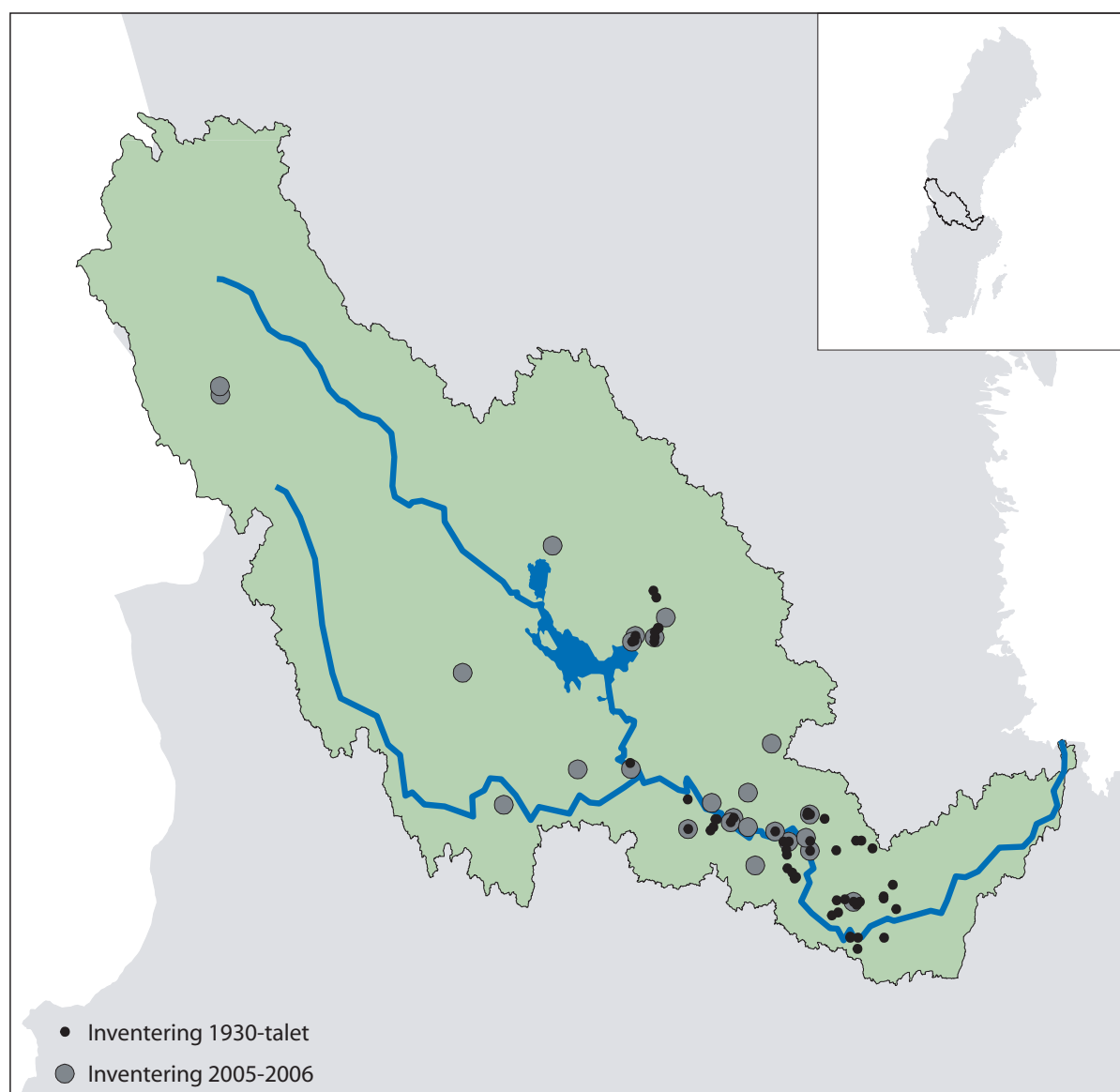
Reaktionstid och känslighet beror dock inte bara på vilken typ av organism som övervakas utan påverkas även av vad som faktiskt mäts. Till exempel kan man välja att enbart övervaka det totala *antalet* arter. Ett sådant mått har en låg känslighet eftersom det dels tar lång tid innan en art helt försvunnit efter det att miljön förändrats, och dels att förändringar som leder till att en art ersätts av en annan inte alls upptäcks. Känsligheten ökar om man övervakar *vilka* arter som påträffas, men även detta mått är ganska okänsligt då enstaka exemplar av en art kan fortleva lång tid efter en miljöförändring. Önskas maximal känslighet bör man stället övervaka *hur mycket* det finns av varje art.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för vattenväxter är framtagna för att kunna bedöma näringspåverkan. Till detta används ett s.k. trofiskt makrofytindex (TMI). Indexet bygger på förhållandet mellan påträffade arter och deras fosforpreferens, och ger därmed ett mått på sjöns fosforhalt (se Palmer m.fl. 1992). Som komplement till detta index kan även karaktärsarter användas som stöd vid bedömningen.

Syftet med denna rapport är att utvärdera resultaten från 25 nyligen vattenväxtinventerade sjöar i Dalälvens avrinningsområde. Denna utvärdering görs med hjälp av de reviderade bedömningsgrunderna för miljö kvalitet som nyligen fastställts, samtidigt som bedömningsgrundernas funktionalitet inom regionen utvärderas. Som stöd i utvärderingsarbetet används även data från vattenväxtinventeringar från 1930-talet. Genom slutsatser ur detta samlade material är det efterföljande syftet att lägga upp en plan för inventering och utvärdering av vattenvegetation i regionen framöver.

BESKRIVNING AV DE INVENTERADE SJÖARNA

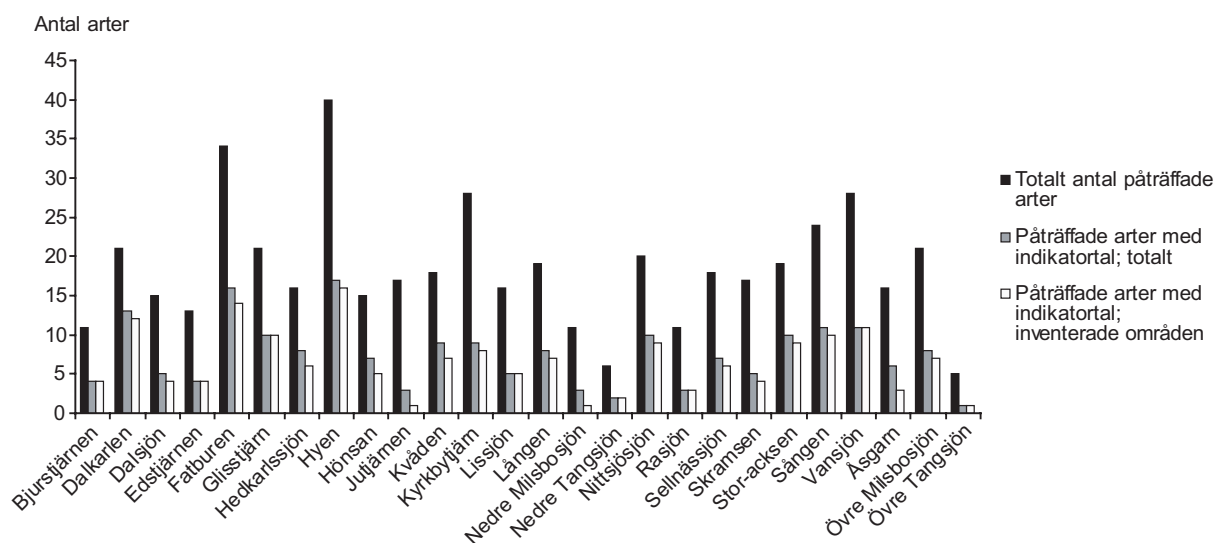
Under åren 2005 och 2006 inventerades totalt 25 sjöar inom Dalälvens avrinningsområde med avseende på vattenväxter (Carlsson & Andersson 2008). Inventeringen utfördes till stor del i jordbrukssjöar i slättlandskapet i södra delen av länet, men även övriga sjötyper som skogs- och fjällsjöar i länets norra del finns representerade (Figur 1). Av sjöarna är 16 näringsrika (varav en dessutom kraftigt metallpåverkad), 1 måttligt näringsrik samt 8 näringsfattiga (varav tre bruna skogssjöar, och två klara fjällsjöar). Elva av sjöarna har tidigare inventerats på 1930-talet (Lohammar 1938) och resultaten från dessa inventeringar används här för att bedöma hur vattenväxtsamhällen och miljötillstånd förändrats.



Figur 1. Vattenväxtinventerade sjöar i Dalälvens avrinningsområde på 1930- och 2000-talet.

VÄXTSAMHÄLLET S STRUKTUR – SJÖARNAS NÄRINGSSTATUS

I medeltal påträffades 18 arter per sjö, men variationen i antalet arter mellan olika sjöar var stor (Figur 2). Totalt påträffades 92 olika arter, av dessa representerades 35 av fynd i en enskilda sjö. En liten grupp arter förekom i ett stort antal sjöar, och allra vanligast var Gul näckros och Gäddnate som påträffades i 23 sjöar vardera. Bland de mer ovanliga arterna ingick några som är kända för att vara sällsynta, t.ex. den utrotningshotade natearten Bandnate. En kransalgart (Mellansträse) som i den nationella rödlistan anges som missgynnad påträffades också. För att kunna utvärdera informationen om vilka arter som påträffats på ett jämförbart sätt mellan sjöar måste dock komplexiteten minskas. Här görs detta genom att nyttja det index som ingår i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.



Figur 2. Antal påträffade arter i respektive inventerad sjö 2005-2006. Antalet arter med indikatorantal i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder som påträffats totalt inom sjöarna eller inom kvantitativt inventerade områden anges också.

Nationella bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder beräknas ett trofiindex för respektive sjö utifrån indikatorantal för påträffade arter (Tabell 1). För att kunna beräkna trofiindexet behövs inga kvantitativa data, utan det räcker med en artlista. Tillsammans med ett indikatorantal för varje art används en viktfaktor, som gör att indikatorantalet väger tyngre eller lättare beroende av hur smalt spann i totalfosforgradienten arten 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 ekologiska status (d.v.s. näringspåverkansgrad).

Tabell 1. Samband mellan indikatorantal och näringshalt i de nya bedömningsgrunderna för vattenväxter (Naturvårdsverket 2008)

Indikatorantal	Näringshalt ($\mu\text{g/l}$)
1	> 50
2	45 - \leq 50
3	40 - \leq 45
4	35 - \leq 40
5	30 - \leq 35
6	25 - \leq 30
7	20 - \leq 25
8	15 - \leq 20
9	10 - \leq 15
10	\leq 10

Trofiindex har här beräknats för de 25 inventerade sjöarna (Bilaga 1). Totalt uppnådde elva sjöar gränsen för en god ekologisk status. Av dessa elva sjöar visade åtta på hög status, utifrån index i tre fall och förekomsten av karaktärsarter i fem fall. I 14 sjöar bedöms den ekologiska statusen som måttlig eller sämre. Vid en granskning av de sjöar som ingår i denna grupp visar det sig att den ekologiska statusen klassificeras som måttlig för två av de sjöar som brukar räknas till de mest övergödda i länet (Nedre Milsbosjön och Rasjön).

För dessa två sjöar finns det mycket data som talar för att bedömningsgrunderna ger en felaktig bild. Tolv syrgasmätningar gjorda i Nedre Milsbosjön sedan 1970-talet visar att sjön länge haft dåliga syrgasförhållanden, med mer eller mindre syrgasfria förhållanden från två meters djup och nedåt vid både vinter- och sommarstagnation. Vid tre tillfällen har även mycket låga syrgashalter uppmätts i ytvattnet. Även det provfiske som utfördes i Nedre Milsbosjön 2007 ger en bild av kraftig näringspåverkan och syrebrist; i de fem näten som lades på större djup än sex meter fastnade endast 2% av fångsten. Analyser av fosforhalten i Nedre Milsbosjön vid ett tjugotal tillfällen från 1930-talet till nutid visar också tydligt att halten ökat kraftigt under tidsperioden. De första mätningarna visade på en fosfornivå runt 30 $\mu\text{g/l}$, medan 2000-talets mätningar visar på betydligt högre nivåer (200-1000 $\mu\text{g/l}$). I Rasjön är situationen möjligtvis något mindre allvarlig, men såväl analyser av fosforhalten som syrgasmätningar visar att sjön är kraftigt näringspåverkad. Exempelvis har syrgasfria förhållanden från tre meters djup och nedåt uppmätts vid fem tillfällen på 2000-talet.

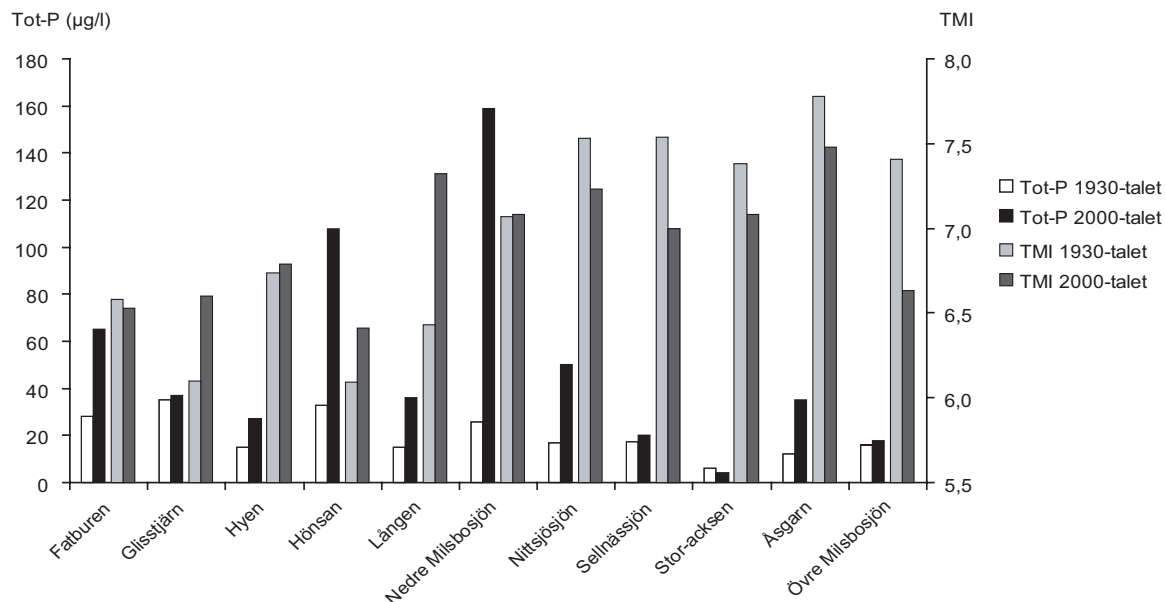
Det är lika anmärkningsvärt att den näringsfattiga klarvattensjön Stor-Acksens ekologiska status klassificeras som måttlig; här har ett siktdjup på mer än elva meter mätts upp, syrgasförhållandena är goda och fosforhalten som analyserats vid fem olika tillfällen på 2000-talet har i regel varit mycket låg (< 7 $\mu\text{g/l}$). Det finns med andra ord anledning att gå vidare och granska hur indexet fungerar, d.v.s. hur det varierar med varierande totalfosforhalter, men först görs en ansats till att utvärdera de sjöar som inventerats vid två vitt skilda tillfällen.

Förändring av vegetationssamhället sedan 1930-talet

För de elva sjöar som även inventerats på 1930-talet har förändringar i vegetationssamhället studerats. I några av sjöarna är förändringen påtaglig vad gäller artantal och förekomst. I Fatburen och Nittsjösjön har artantalet ökat med ungefär det dubbla. I Nedre Milsbosjön samt Åsgarn är förhållandet tvärtom, med artantal som minskat till hälften. I dessa två sjöar är det också tydligt att näringshalten ökat så pass mycket att ett fåtal arter tagit överhanden.

Förändringar kan även ses i förekomsten av enskilda arter; i Nedre Milsbosjön påträffades både Nålsäv och Vekt braxengräs på 1930-talet (båda är arter som ofta finns i näringsfattiga vatten). Ingen av dessa arter påträffades 2005 i denna numera kraftigt näringspåverkade sjö. I Åsgarn som också haft en ökad fosforhalt, påträffades Notblomster på 1930-talet, men inte 2006. I Glisstjärn fanns på 1930-talet den sällsynta natearten Uddnate, vilken ej återfanns 2006. Uddnate är konkurrenssvag, och tål inte igenväxning av storvuxna arter som till exempel Bredkaveldun och Vass, vilka påträffades på stora ytor i Glisstjärn vid inventeringen 2006.

Bedömningsgrunders trofiindex ger dock en helt annan beskrivning av de förändringar som skett jämfört med de uppmätta totalfosforhalterna. Endast i två av de sju sjöar där totalfosforhalten ökat visar även indexet på ökad näringshalt genom att indexet minskat (Nittsjösjön och Åsgarn; Figur 3). I resterande fem sjöar syns ingen påtaglig förändring i index för en sjö, medan index för fyra sjöar indikerar minskad näringshalt. Även för de sjöar där ingen egentlig förändring av totalfosforhalten uppmätts ger indexet en missvisande bild; i en sjö visar indexet på minskad näringshalt (Gliststjärn) medan indexet i övriga tre sjöar tyder på ökad näringshalt (Sellnässjön, Stor-acksen och Övre Milsbosjön).

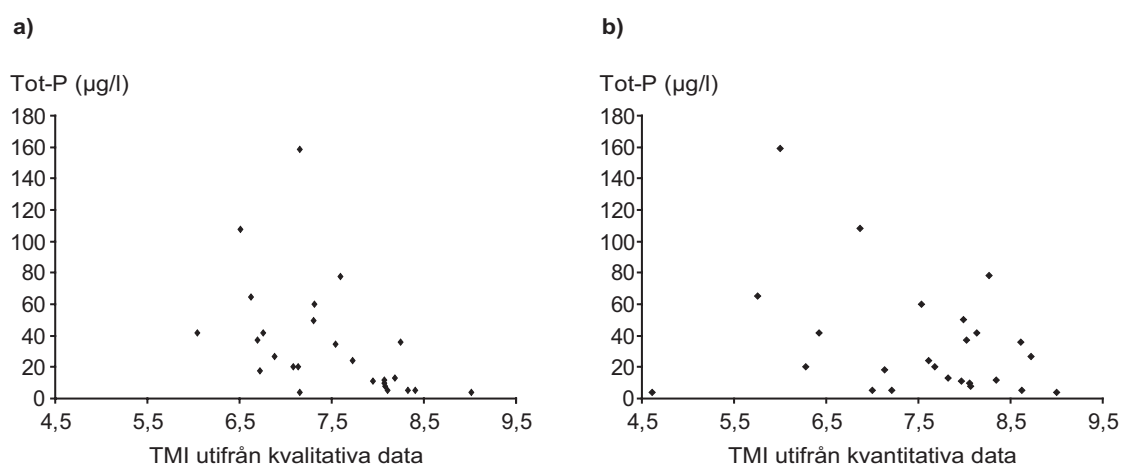


Figur 3. Förändringar i totalfosforhalt samt trofiindex i elva vegetationsinventerade sjöar. En ökad fosforhalt bör resultera i ett minskat trofiindex.

Skillnaderna mellan de förändringar som kan utläsas av uppmätta totalfosforhalter och de som kan utläsas ur trofiindex kan ha flera förklaringar. En förklaring är att datamaterialet från 1930-talet inte inkluderar mossor, vilket skulle kunna ha betydelse i sjöar där mossor med indikatorhalt påträffats vid det senare undersökningstillfället. Kransalger finns inte heller angivna noggrannare än till släkte för 1930-talet, vilket gör att de inte kunnat inkluderas i indexberäkningen. Artbestämningen av kransalger vid det senare undersökningstillfället förklarar förändringen av index i Stor-acksen. Metodiskillnaden mellan undersökningstillfällena utgör dock bara en del av förklaringen, och kan t.ex. inte användas för att förklara skillnader i sjöar där varken mossor eller kransalger påträffats vid den senare undersökningen. Skillnaderna mellan vad som kan utläsas av uppmätta totalfosforhalter och trofiindex tyder i stället på att de reviderade bedömningsgrunderna för vattenväxter inte ger en tillförlitlig bild över sjöars ekologiska status.

BEDÖMNINGSGRUNDER SOM VERKTYG

En grundförutsättning för att bedömningsgrunderna ska ge en rättvisande bild av näringsstatusen är att indexet TMI ger ett korrekt mått på sjöns fosforhalt. Sambandet mellan TMI och totalfosforhalten ska vara linjärt vid totalfosforhalter under 50 µg/l (Tabell 1). Indexet ska visa värdet 10 när fosforhalten är 0-10 µg/l, och därefter minska med ökande fosforhalt upp till totalfosforhalten 50 µg/l då indexet ska visa värdet 1. 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 4a).



Figur 4. Samband mellan näringshalt och trofiindex för 25 sjöar inventerade 2005-2006.

- Kvalitativa data (oviktat index); $r=0,47$
- Kvantitativa data (viktat för täckningsgrad); $r=0,27$

Sambandet mellan TMI och totalfosforhalt kan även utvärderas med kvantitativa data. Om en sjö tidigare varit näringsfattig men under den senaste 50-årsperioden genomgått en kraftig näringsberikning finns kanske enstaka exemplar av arter som trivs i näringsfattiga vatten kvar. Sådana arter får en lika stor inverkan på trofiindexet som arter i massförekomst. För att motverka detta kan arterna viktas mot varandra vid beräkning av TMI. Då indexet viktas genom att täckningsgraden för respektive art tas med i beräkningen blir dock sambandet minst lika svagt ($r=0,27$; Figur 4b). Bedömningen av näringshalten verkar alltså inte bli säkrare när kvantitativa data används.

Korrelationerna mellan TMI och totalfosforhalterna ovan riskerar dock att ge en något för pessimistisk bild mot vad som egentligen är fallet. Detta eftersom korrelationen 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 µg/l. Ett annat sätt att utvärdera funktionen hos TMI är därför att översätta uppmätta totalfosforhalter till indexvärden. På så vis erhålls det index man kan förvänta sig utifrån den rådande näringshalten. Det förväntade indexet 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 i bedömningsgrunderna (Tabell 2). Trofiindexet visade i medeltal 2,7 i fel, vilket kan sägas motsvara ett fel i totalfosforhalt på 13,5 µg/l. I de sex näringsrikaste sjöarna var dock felet 5,0 eller större, vilket är särskilt allvarligt eftersom det ofta är dessa sjöar som behöver åtgärdas.

Tabell 2. Skillnad mellan förväntat och beräknat TMI. Det förväntade indexet baseras på uppmätt totalfosforhalt, medan beräknat TMI baseras på vattenväxter. För det oviktade indexet har något fler arter använts (även de som påträffats utanför kvantitativt inventerade områden)

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

Skillnaden mellan förväntat och beräknat index kan även nyttjas till att bedöma om kvantitativa vegetationsdata tillför något till bedömningen. Felet då TMI viktades mot arternas täckningsgrad blev dock 3,2 i medeltal, vilket alltså är större än felet för kvalitativa data. Således ger inte heller detta test stöd åt att kvantitativa data skulle ge ett bättre mått på TMI som det ser ut idag. Därmed är det inte sagt att kvantitativa data inte kan användas för att ta fram ett bättre fosforindex.

En sjö som särskilt utmärker sig vid jämförelser mellan oviktat och viktat trofiindex är klarvattensjön Stor-Acksen (7,1 respektive 4,6). Förklaringen till detta är två arter av kransalger med lågt indikatorttal. Eftersom de tillsammans utgör 86 % av täckningen får de väldigt stort genomslag i den viktade beräkningen. Att dessa arter trivs så bra i denna relativt näringsfattiga sjö talar för att kransalgernas indikatorttal är felaktiga. Detta kan bero på att de grunddata som indikatortalen bygger på har samlats in med olika metoder. Det tillhör ovanligheterna att kransalger bestäms till art (de bestäms oftast bara till släkte; Chara sp). Troligen har dock bestämning av kransalger till art gjorts i ett fåtal av de studier som indikatortalen bygger på (här ingår bl.a. en studie av skånska näringsrika sjöar; Sandsten 2003). Om urvalet av sjöar är skevt där kransalger bestämts till art, finns en överhängande

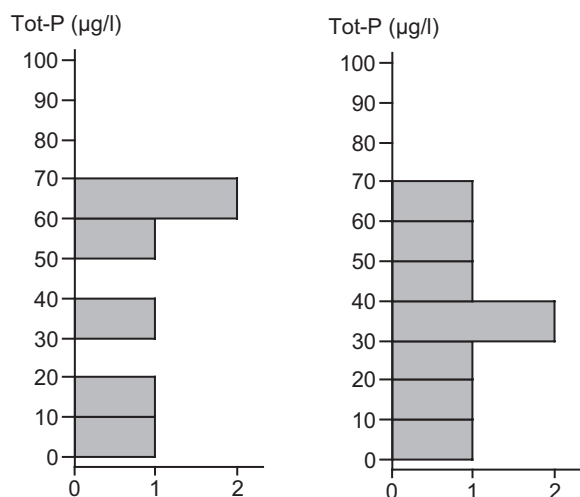
risk att indikatoralen också blir felaktiga (noteras arter bara i näringsrika sjöar får de låga indikatoralen).

Varför fungerar inte bedömningsgrunder?

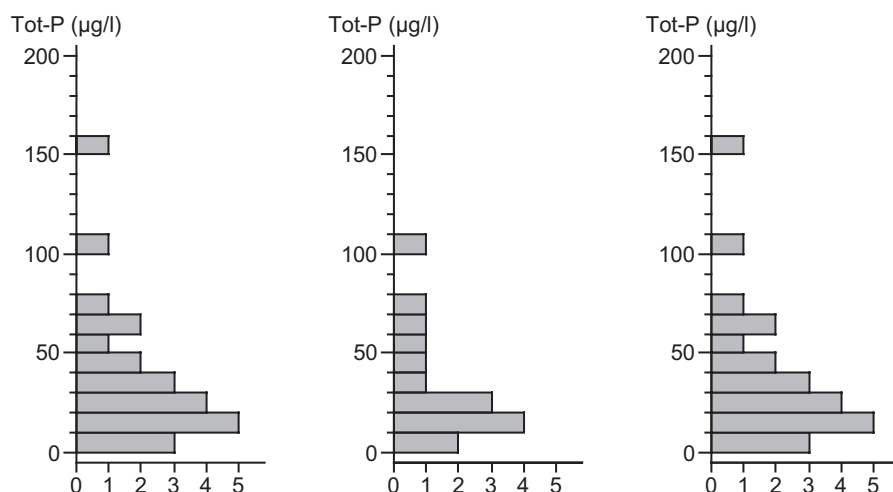
Metoden med indikatoralen och viktfaktor som används i bedömningsgrunder har några svagheter som kan bidra till den dåliga samstämmigheten mellan TMI och totalfosforhalt. Metoden förutsätter att sannolikheten att vissa arter vattenväxter ska förekomma styrs av vattnets fosforhalt. Utifrån de s.k. indikatorarter 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 den s.k. vikt faktorn, tryggas att de bästa indikatorarterna får störst inflytande i den slutliga bedömningen. Nedan belyses de brister i val av indikatorarter och utformning av vikt faktor som framkommit då vattenväxtdata för Dalälvens avrinningsområde utvärderats.

Indikatorarter

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 följden att arten påverkar indexet åt ett visst håll trots att arten förekommer inom hela det spektrum som TMI arbetar inom (t.ex. Långnate eller Hästsvans; Figur 5). 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 vikt faktorn 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 i mer eller mindre alla lokaler, ger ett liknande fel (t.ex. Gul näckros, Vit näckros och Gäddnate; Figur 6). Här blir dock indikatoralen 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 5. Förekomst av två olämpliga och mindre vanliga indikatorarter utmed en totalfosforgradient: Långnate (t.v; n=6) och Hästsvans (t.h; n=8).



Figur 6. Förekomst 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).

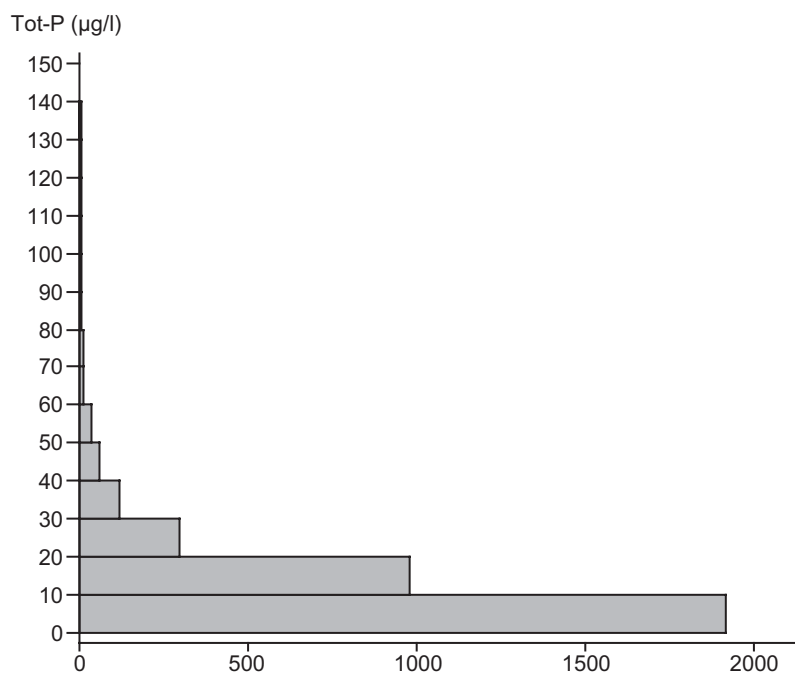
Viktfaktor

Som viktfaktorn i de nya bedömningsgrunderna är konstruerad så får även indikatorarter som förekommer inom ett stort spann av totalfosforgradienten en alltför stor vikt. Ur Tabell 3 så framgår det t.ex. att en art som har hälften av sina förekomster (25:e till 75:e percentilen) i sjöar med ett spann i totalfosforhalt på 30 µg/l endast får en nedviktning med 20% (viktfaktor 0,8 jämfört med 1,0). Ett så pass stort spann mellan dessa percentiler indikerar dock att artens totala nisch är än mycket vidare. Om medianvärdet för totalfosfor i de sjöar där arten förekommer är 20 µg/l så skulle då hälften av artförekomsterna härstamma från sjöar med en totalfosforhalt mellan 5-35 µg/l, medan resterande hälft härstammar från sjöar där totalfosforhalten är än lägre eller högre. Därför kan lämpligheten diskuteras med valet av just 25:e och 75:e percentilen.

Tabell 3. Viktning av indikatorantal utifrån spann i totalfosforhalt i de sjöar där arten påträffats enligt Ecke (2007). Spannet utgörs av differensen mellan den 75:e och den 25:e percentilen

Viktfaktor	Totalfosforspann ($\mu\text{g/l}$)
1,0	≤ 10
0,9	$> 10 - \leq 20$
0,8	$> 20 - \leq 30$
0,7	$> 30 - \leq 40$
0,6	$> 40 - \leq 50$
0,5	$> 50 - \leq 60$
0,4	$> 60 - \leq 70$
0,3	$> 70 - \leq 80$
0,2	$> 80 - \leq 90$
0,1	> 90

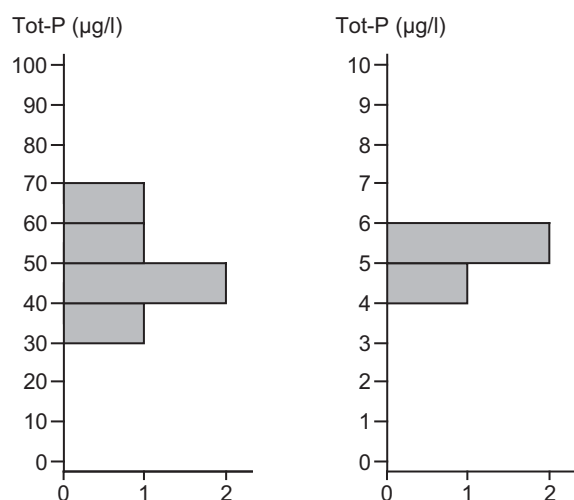
Problemet med att för stor vikt läggs vid sämre indikatorarter skulle till viss del kunna rättas till genom att viktfaktorn justeras. Detta bör dels göras genom att använda andra percentiler än den 25:e och den 75:e då dessa enbart rymmer 50% av observationerna. Nuvarande system innebär även att en art som förekommer i många sjöar per automatik får en hög viktfaktor. Om en art t.ex. påträffas i alla sjöar som ingick i Riksinventeringen 2000 så hade spannet mellan den 25:e och den 75:e percentilen blivit exakt 10 $\mu\text{g/l}$ och arten hade därmed kvalificerat sig till den tyngsta vikten (Figur 7). 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 $\mu\text{g/l}$ representeras av viktfaktorn 1,0 så är det naturligt att låta en dubbelt så stor osäkerhet (upp till 20 $\mu\text{g/l}$) ge en hälften så tung vikt (0,5). Ökas osäkerheten ytterligare med det dubbla (upp till 40 $\mu\text{g/l}$) 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 7. Fördelningsfunktion över totalfosforhalter i de 3464 sjöar som ingick i Riksinventeringen år 2000 (Wilander m.fl. 2003). Median=9 $\mu\text{g/l}$; 25:e percentil=5 $\mu\text{g/l}$; 75:e percentil=15 $\mu\text{g/l}$; de få värden som är större än 150 $\mu\text{g/l}$ visas ej i figuren. En art som förekom i alla 3464 sjöar skulle enligt nuvarande bedömningsgrunder få indikatorantalet 10 (alltså indikera en totalfosforhalt av 0-10 $\mu\text{g/l}$) med viktfaktorn 1,0.

DISKUSSION

Vid utvärderingen av de nya bedömningsgrunderna ovan framgår att många av de vattenväxter som används som indikatorarter inte uppvisar något tydligt optimum utmed fosforgradienten. Ska näringsstatusen bedömas utifrån förekomst av vattenväxter så måste därför högre krav ställas på indikatorarterna. Frågan är dock om tillräckligt många arter skulle klara hårdare krav. I materialet från Dalälvens avrinningsområde sticker endast ett fåtal arter ut som potentiella indikatorarter (t.ex. Andmat och Styvt braxengräs; Figur 8). Underlaget är dock alldeles för litet för att med säkerhet kunna säga att förekomsten av dessa arter är förknippade med näringsrika (Andmat) respektive näringsfattiga (Styvt braxengräs) förhållanden.



Figur 8. Förekomst av två potentiella indikatorarter utmed en totalfosforgradient. Andmat (t.v.; n=5) och Styvt braxengräs (t.h.; n=3). Observera de olika skalorna

Resultaten från den utvärdering som här gjorts av bedömningsgrundens funktion inom Dalälvens avrinningsområde föranleder en granskning på nationell nivå. Skulle även en utvärdering på nationell nivå visa att bara ett fåtal arter har ett tydligt fosforoptimum så betyder det 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 varierar kraftigt 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 strätäthet 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.

Inför en eventuell revidering av bedömningsgrunderna bör även nyttan av att kunna bedöma sjöars näringsstatus utifrån biologiska data diskuteras. För vissa typer av miljöproblem ger biologiska mått en klar fördel; vi ser effekten på ekosystemet. Som bedömningsgrunder nu är utformat kan informationen från det biologiska måttet dock endast användas till att bedöma den kemiska miljön, d.v.s. näringshalt. 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 till att använda mätningar av vattenväxtsamhället för att bedöma sjöars näringsstatus.

Information om vattenväxtsamhällets struktur kan dock användas till mycket annat än bedömningar av sjöars näringsstatus. Det kan exempelvis vara av intresse att kartlägga förekomsten av vissa typer av speciellt intressanta arter (t.ex. rödlistade kransalger) eller beskriva artsamhället i särskilt intressanta sjöar (t.ex. de s.k. värdefulla vattnen). Även vid miljöövervakning finns många andra användningsområden; förändring i mängden av olika arter skulle exempelvis kunna nyttjas för att bedöma förändringar i näringshalt, klimat eller någon annan miljöfaktor. Detta kräver dock att kvantitativa data samlas in på ett sådant sätt att återinventeringar och parvisa jämförelser möjliggörs. Utformas vattenväxtinventeringar så att rätt typ av biologiska data och omvärldsdata samlas in, kan materialet även nyttjas vid framtida forskning, som t.ex. utveckling av nya bedömningsgrunder.

REFERENSER

Carlsson T., Andersson Stöt U. 2008. Vattenvegetation i Dalarnas sjöar. Inventeringar år 2005 och 2006 samt sammanställning av äldre undersökningar. Länsstyrelsen Dalarna, Rapport 2008:15.

Ecke F. 2007. Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar – Bakgrundsrapport. Luleå tekniska universitet. Forskningsrapport 2007:17.

Lohammar G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation Schwedischer Seen. Doktorsavhandling. Uppsala universitet, Uppsala.

Naturvårdsverket 2008. Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Handbok 2007:4.

Palmer, M.A., Bell, S.L., Butterfield I. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2:125-143.

Sandsten H. 2003. Vattenväxter i skånska sjöar. En jämförelse mellan 1970-talet och 2002. Länsstyrelsen i Skåne län. *Skåne i utveckling* 2003:31.

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

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

Bilaga 1. Ekologisk status utifrån förekomst av vattenväxter i sjöar i Dalälvens avrinningsområde

Sjönamn	X	Y	Ekologisk status
Bjurstjärnen	1436770	6784400	God
Dalkarlen	6689110	1497330	Hög
Dalsjön	6707730	1484340	Måttlig
Edstjärnen	1460110	6717890	Måttlig
Fatburen	1513700	6693500	Otillfredsställande/Dålig
Glisstjärn	6757580	1461460	Otillfredsställande/Dålig
Hedkarlsjön	6725430	1502320	Hög
Hyen	6699260	1503270	Otillfredsställande/Dålig
Hönsan	6696160	1507320	Otillfredsställande/Dålig
Jutjärnen	6763060	1470640	Hög
Kvåden	1409780	6746540	Hög
Kyrkbytjärn	6710828	1495203	Otillfredsställande/Dålig
Lissjön	1512550	6697330	Otillfredsställande/Dålig
Lången	6704360	1513670	Hög
Nedre Milsbosjön	1490060	6702020	Måttlig
Nedre Tangsjön	1337220	6829520	Hög
Nittsjösjön	1460480	6755830	Måttlig
Rasjön	1495160	6700470	Måttlig
Sellnässjön	6699970	1477300	Otillfredsställande/Dålig
Skramsen	6707140	1422160	God
Stor-acksen	6757120	1467250	Måttlig
Sången	6717690	1444290	Hög
Vansjön	6662580	1522560	God
Åsgarn	6678250	1526840	Måttlig
Övre Milsbosjön	6703240	1490850	Otillfredsställande/Dålig
Övre Tangsjön	1337160	6830220	Hög

Miljövårdshetens 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 urkalksområden 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 Städdjan-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 Rommed, 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 Hällaoområdet, 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 Tandövalområdet, Malungs kommun.
- 1979:07 Försurning av sjöar del II (del I - 1977:7).
- 1980:01 Avloppsforhållanden i Kopparbergs län.
- 1980:02 Översiktlig naturinventering av Smedjebäckens kommun.
- 1980:03 Inventering av Skattungbyfältet, en israndsbildning kring högsta kustlinjen, Orsa kommun.
- 1980:04 Gårans framtida utnyttjande som receptier 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 Bonäsfältet 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 Våmådalen 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 Tytbo och Jugansboforsen.
- 1985:04 Nedre Dalälvsområdet - en inventering av fem objekt i W-län, delen Oxholmen, Storgundet och Mestaön.
- 1985:05 Morafältet - Skandinavien 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 naturvårdsinventering 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.	1999:03	Svaveladsorbition i morän på Gyllbergen.	2002:16	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2001. DVVVF.
1991:02	Försurningsutvecklingen i Kopparbergs län. En jämförande studie av bottenfaunamaterial insamlat 1975 - 81 och 1990.	1999:05	Förorenad mark i Dalarnas län.	2002:17	Närsalter i Dalälven 1990-2000. Temarapport, DVVVF.
1993:01	Dalarnas ångar och betesmarker.	1999:09	Rapport om jaktfalken i W Z AC och BD län.	2002:18	Fjällförvaltningen. Ansvarig Hasse Ericsson.
1993:02	Inventering av grus och krossberg i Vansbro och Malungs kommuner.	1999:13	1998 års provfisken inom naturreservaten i norra Dalarna. Delrapport II.	2002:20	Fulufjällets omland. Etapp III. Slutrapport.
1994:01	Värdefulla odlingslandskap i Dalarna.	1999:14	Fulufjällsringen. En vision och framtidsstrategi.	2003:05	Inventering av näringsläckage från små vattendrag i Dalarnas jordbruksområden.
1994:02	Hovran. En utredning om CW-området	1999:16	Metaller i Dalälven – förekomst & ursprung, trender & samband, naturligt & antropogent. Dalälvens vattenvårdsförening.	2003:09	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Massa- och pappersindustri, träimpregnering och sågverk.
1994:03	Mossor och lavar vid Jätturn	1999:17	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 1998. Dalälvens vattenvårdsförening.	2003:10	Dalarnas miljömål, remissupplaga.
1994:04	Skyddsvärd naturskog i Mora. En inventering 1991-1992.	2000:07	Gyllbergens sjöar och vattendrag.	2003:15	Kemiska och biologiska effekter vid sodabehandling av försurade ytvatten i Dalarnas län.
1994:05	Kalkningseffekter i Hävlingens vattensystem.	2000:09	Årsrapport för samordnad recipientkontroll i Dalälven 1999. DVVVF.	2003:18	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2002.
1994:06	Valuable nature in the Loodi area, Viljandi county.	2000:10	1999 års provfisken inom naturreservaten i Norra Dalarna. Delrapport III.	2003:19	Dalarnas miljömål.
1995:01	Koppången En inventering av de skogliga naturvärdena inom Koppångenområdet.	2000:11	Fredriksbergs pappersbruk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:22	Beslut om och yttranden över Dalarnas miljömål.
1995:02	Skyddsvärd naturskog i Orsa.	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.
1995:03	Inventering av grus och krossberg inom Siljansregionen.	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.
1996:01	Tjåberget. En inventering av de skogliga naturvärdena inom Tjåbergsområdet.	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.
1996:02	Kallbolsfloten. En inventering av de skogliga naturvärdena på Kallbolsfloten.	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.
1996:03	Markens och det ytliga grundvattnets försurningskänslighet i W-län.	2000:16	Månsbo kloratfabrik – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2003:27	Utvärdering av metod för övervakning av skogsbiotoper.
1996:04	Inventering av glacialrelikta kräftdjur i Dalarna.	2000:17	Gruvavfallsundersökningar i Stollbergsområdet.	2004:07	Surstötter i norra Dalarna 1994-2002.
1996:05	Järv, lodjur och varg i renkötselområdet. Inventeringsresultat 1996.	2000:18	Vattenundersökningar i Nyängsån.	2004:08	Inventering av sandödlor i Dalarnas län.
1997:01	Tillståndet i Dalarnas sjöar i oktober 1995.	2000:19	Vattenundersökningar i Stollbergsområdet.	2004:20	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Industriområden längs Runns norra strand.
1997:02	Regional övervakning av skogsområden i Dalarna.	2000:20	1997 års regnkatastrof i Fulufjällsområdet.	2004:21	Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2003. DVVVF.
1997:03	Övervakning av faunan i fjällen, programförslag.	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.
1997:04	Dalarnas urskogar.	2001:03	Grunnflot. En skoglig naturvärdesinventering av ett myrområde i Orsa kommun.	2004:23	Avloppsreningsverk i Dalarnas län.
1997:05	Dalälvens vattenkvalitet 1990 – 1995.	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.
1997:06	Smådjuren i Dalarnas vattendrag.	2001:08	Vattentäkter i Dalarnas län.	2005:01	Brand i Fulufjällets nationalpark.
1997:07	Karaktärisering av tre sjöar i Dalarna med hjälp av System Aqua - inventering av makrofyter.	2001:14	Dalarnas landmollusker.	2005:05	Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Kemiindustriestorn – kemtvättar.
1997:08	Exploatering och miljöpåverkan i ett fjällområde - historik och utveckling i Transtrandsfjällen.	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 renkötselområdet, resultat från 1997 års inventering.	2001:17	Järv, lodjur och varg i renkötselområdet. 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 Skidbågbäcken.	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 vatten 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 borrhållar i Dalarnas län.
1998:06	Årsredovisning för "Typområde på jordbruksmark" (JRK), Dalarnas län.	2002:10	Skalbaggfaunan 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.	2002:12	Falu gruva och tillhörande industrier - industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.	2005:23a	Efterbehandling av gruvavfall i Falun.
1998:11	Fulufjällets omland.	2002:13	Fågelfaunan på Fulufjället.	2005:23b1	Efterbehandling av gruvavfall i Falun. Delrapport 1 Kartläggning av metalläckage och miljöriskbedömning.
1998:12	Nätverksaktion färgkemikalier.			2005:23b2	Delrapport 1. Bilagor
1998:14	Samordnad vattendragskontroll 1997. Dalälvens vattenvårdsförening.			2005:23b3	Delrapport 1. Ritningar
1998:17	Järv, lodjur och varg i renkötselområdet, rapport från 1998.				
1999:02	Årsredovisning för "typområde på jordbruksmark" (JRK) – Mässingsboån och observationsfältet Haganäs, 1997-98.				

- 2005:23c Efterbehandling av gruvavfall i Falun. Kompletterande åtgärder för att minska metalläckaget till Falunån-Dalälven-Östersjön.
Delrapport 2. Beskrivning av åtgärdsalternativ.
Delrapport 3. Ansvarsutredning
- 2005:24 EnergiIntelligent Dalarna, regionalt energiprogram.
- 2006:02 Strategi för formellt skydd av skog i Dalarnas län.
- 2006:12 EnergiIntelligent Dalarna.
- 2006:13 Samrådsredogörelse och beslut, EnergiIntelligent Dalarna.
- 2006:22 Naturminnen i Dalarnas län.
- 2006:23 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2005.
- 2006:26 Dokumentation 2006 års regionala energiseminarium.
- 2006:27 Grundvatten och dricksvattenförsörjning. En beskrivning av förhållanden i Dalarnas län 2006.
- 2006:28 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län.
- 2006:31 Åtgärder vid slitage på vandringsleder i fjällterräng.
- 2006:34 Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena.
- 2006:35 Vedskalbaggar i Gåsbergets och Trollmosseskogens naturreservat.
- 2006:36 Bottenfauna i Dalarna juni 2005.
- 2006:37 Dalarnas miljömål 2007-2010, remissversion.
- 2006:38 Satellitdata för övervakning av våtmarker.
- 2006:39 Inventering av vattensalamandrar i Dalarnas län 2006.
- 2007:01 Miljömålen i skolan – handledning för lärare i Dalarna.
- 2007:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. Gruvindustri – etapp 2.
- 2007:06 Luftkvalitet i Dalarnas större tätorter perioden 2001-2006.
- 2007:07 Dalarnas miljömål 2007-2010.
- 2007:08 Dalarnas miljömål 2007-2010, samrådsredogörelse och beslut.
- 2007:11 Vattenkemiska effekter av tio års våtmarkskalkning i Skidbågsbäcken.
- 2007:13 Kartläggning av farliga kemikalier.
- 2007:14 Metaller, uran och radon i vatten från dricksvattenbrunnar.
- 2007:15 Fäbodbeta och rovdjur i Dalarna.
- 2007:17 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – metallverk, metallgjutier och ytbehandling av metall.
- 2007:20 Vindområden i Dalarnas län – Redovisning inför Energimyndighetens ställningstagande om riksintresseområden för vindkraft 2007.
- 2007:21 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2006.
- 2007:22 Bioenergipotential i Dalarnas län.
- 2007:23 Dokumentation av 2007 års energiseminarium.
- 2007:24 Inventering av förorenade områden – kemiindustri sektorn.
- 2007:28 Regionala landskapsstrategier i Dalarnas län.
- 2008:04 Milsbosjöarna - ett pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogram inom EU:s Ramdirektiv för vatten.
- 2008:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – verkstadsindustri.
- 2008:11 Stormusselinventering.
- 2008:13 Organiska miljögifter i grundvatten.
- 2008:14 Inventering av förorenade områden i Dalarna län – Nedlagda kommunala deponier.
- 2008:15 Vattenvegetation i Dalarnas sjöar; Inventeringar år 2005 och 2006 samt sammanställning av äldre undersökningar.
- 2008:17 Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna.
- 2008:18 Inventering av vildbin i Dalarna
- 2008:19 Inventering av steklar i sandtallskog
- 2008:20 Inventeringsmetodik för klipplavar
- 2008:22 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2007.

Länsstyrelsen Dalarna
791 84 Falun
Tfn (vx) 023-810 00, Fax 023-813 86
lansstyrelsen@w.lst.se
www.w.lst.se



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN