

Utvärdering av de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar

Trendsjöar och Sjömdrev

Jens Fölster, Simon Hallstan, Richard K. Johnson

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:3

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Fölster, J., Hallstan, S. och Johnson, R.K. 2014. Utvärdering av de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar. Trendsjöar och Sjöomdrev. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:3

Tryck: Endast digital

Kontakt

Jens.folster@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Innehåll.....	2
Förord.....	3
Sammanfattning	3
Summary	5
1 Introduktion.....	7
1.1 Den kontrollerande övervakningen enligt EU:s ramdirektiv för vatten	7
1.1.1 Kritik mot den nuvarande miljöövervakningen.....	9
1.1.2 Sjötypologi.....	9
1.2 Rapportens upplägg.....	11
2 Trendsjöprogrammet	12
2.1 Introduktion.....	12
2.2 Bakgrund.....	12
2.3 Mål med dagens program.....	12
2.4 Uppdrag, mål och frågeställningar	13
2.5 Metoder	13
2.5.1 Data.....	13
2.5.2 Typning.....	14
2.5.3 Statistiska analyser.....	15
2.6 Resultat.....	16
2.6.1 Fördelning inom EU-typologin och mellan vattendistrikt.....	16
2.6.2 Vattenkemisk och biologisk variation inom och mellan typer	23
2.7 Markanvändning i trendsjöarnas avrinningsområden.....	28
2.8 Diskussion.....	29
2.8.1 Nya mål enligt vattendirektivet och vattenförvaltningen	30
2.8.2 Särskilda förorenande ämnen	31
2.8.3 Nya preciseringar för miljö kvalitetsmålen	31
2.9 Slutsatser och förslag till revidering av Trendsjöprogrammet	32
3 Sjöomdrevet.....	34
3.1 Introduktion.....	34
3.1.1 Programmets upplägg	34
3.1.2 Metoder för dataanalysen	37
3.2 Resultat.....	38
3.2.1 Beskrivning av dagens program.....	38
3.2.2 Fördelning av Sveriges sjöar på olika typer	42
3.2.3 Statusklassningar	44
3.2.4 Förslag på förändringar	53
4 Diskussion	56
4.1.1 Har programmet uppfyllt sina syften?.....	56
4.1.2 Kan programmet förändras för att bättre uppfylla vattenförvaltningens krav på rapportering?	57
5 Sammanfattande slutdiskussion.....	58
6 Referenser.....	60

Förord

Följande rapport utgör redovisning för projekten ”Utvärdering av det nationella delprogrammet omdrevssjöar” och ”Utvärdering av det nationella delprogrammet trendsjöar”. Projekten har utförts av Institutionen för vatten och miljö, SLU på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten med diarienummer 3424-2013 och 3426-2013. Syftet med projekten har i första hand varit att leverera underlag för myndigheten att revidera de nationella miljöövervakningsprogrammen för att bättre uppfylla vattendirektivets syften med miljöövervakningen.

Sammanfattning

Sveriges nästan 100 000 sjöar är en viktig resurs för både människor och natur. En viktig del av förvaltningen av våra sjöar är den nationella miljöövervakningen, som ska upptäcka förändringar i vattenmiljön och som förser miljövårdsarbetet med underlag för åtgärder och uppföljning.

I den här rapporten utvärderas programmen *Trendstationer sjöar* och *Omdrevstationer sjöar*. Målet har varit att ge underlag för eventuella förändringar i programmen med syfte att de ännu bättre än tidigare ska uppfylla kraven på övervakning i EU:s vattendirektiv, och att de ska bli till större nytta för vattenförvaltningen.

Den nationella miljöövervakningen av sjöar har byggts upp under flera decennier och svarar mot ett flertal behov av att beskriva naturlig variation och påverkansgrad i tid och rum. Vi har visat att de två programmen idag väl uppfyller flera av huvudsyftena med den kontrollerande övervakningen enligt vattendirektivet. Framförallt kraven i Annex 5 att bedöma långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden och långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig påverkan.

Trendsjöprogrammet uppfyller även delvis kravet från vattendirektivet på att omfatta ”ett nät av referensstationer för varje typ av ytvattenförekomst”, men några vanliga typer är underrepresenterade.

Styrkan med programmet *Trendstationer sjöar* är de långa tidsserierna, och övervakningen i relativt opåverkade sjöar, vilket är ovärderligt för utveckling av bedömningsgrunder och andra metoder för statusklassning. Tidsserierna av både opåverkade och påverkade sjöar är också viktiga i den kontrollerande övervakningen, både för att skapa referensvärden och för att övervaka förändringar i påverkade system.

Programmet *Omdrevsstationer sjöar* bygger på ett slumpvis urval av alla Sveriges sjöar och ger därför en representativ beskrivning av det vattenkemiska tillståndet i alla Sveriges sjöar > 0,01 km². Resultaten från det första omdrevet har använts till

statusklassningar med avseende på försurning, metallpåverkan och totalfosfor i ett stort antal sjöar som saknar andra mätdata. Genom destratifieringen av datat har andelen påverkade sjöar kunnat uppskattas, för hela Sverige och för enskilda landsdelar och vattendistrikt. Programmet kan också ligga till grund för utvärderingen av trendsjöarnas representativitet och till att utveckla kostnadseffektiva miljöövervakningsprogram i framtiden.

Trendstationer sjöar skulle kunna förbättras genom tillägg av sjötyper som inte finns representerade i tillräckligt stor grad, bland annat klara högalkalina sjöar i södra Sverige. Vill man i högre grad ta fasta på direktivets krav på att följa långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig påverkan kan man till exempel öka antalet jordbrukspåverkade sjöar.

En utökad metallanalys i *Trendstationer sjöar* skulle bidra till en ökad förståelse av vad som styr mellan- och inomårsvariationen av metallhalter i sötvatten. Inom *Om-drevstationer sjöar* skulle en möjlig besparing kunna vara att minska metallanalyserna i norra Sverige där halterna i många fall är väldigt låga.

Det stora antalet vattenförekomster i Sverige gör det rimligt att tänka sig en kontrollerande övervakning i två nivåer. En översiktlig nivå där man utifrån det slumpvisa *Sjömdrevet* beskriver fördelningen av påverkan i storskaliga regioner. För varje region kan man beskriva andelen vattenförekomster som uppnår god status och vilken typ av påverkan som har betydelse. Med den översiktliga övervakningen och en påverkansanalys kan sedan en mer riktad kontrollerande övervakning utformas med syfte att identifiera enskilda vattenförekomster som inte uppfyller god status. Det kan till exempel motivera att man i Norrlands inland begränsar den kontrollerande övervakningen till vattenförekomster med känd lokal påverkan och de trendstationer som uppfyller syftet att bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden, men att man inte mäter ”allt överallt”. Istället kan man fokusera övriga miljöövervakningsinstanser till regioner där påverkan är stor.

Vår slutsats är att de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar redan i sin nuvarande form kan få betydligt större betydelse inom vattenförvaltningen och i rapporteringen till EU-kommissionen. Med föreslagna revideringar kan programmets nytta ytterligare öka i det avseendet. Dessutom skulle utökade och förtydligade målbeskrivningar och bättre kommunikation innebära att programmets resultat kan komma till större nytta.

Summary

Sweden's some 100 000 lakes are an important resource for both people and the environment. National environmental monitoring programs supply important information for the planning, implementation and evaluation of River Basin Management Plans (RBMP) and Programs of Measures (PoM) to ensure that these resources continue to be a valued resource.

In this report, we evaluate two of Sweden's national monitoring programs, Trend Lakes and Lake Surveys. The main objective was to recommend changes to be considered to better fulfil requirements of European monitoring directives (e.g. WFD), as well as to increase the importance of national monitoring programs for management of regional objectives.

The national lake monitoring programs developed and implemented during several decades are used to describe natural variability as well as deviations from reference in both space and time. Here we show that both monitoring programs meet a number of main objectives of surveillance monitoring as prescribed by the WFD. In particular the national lake monitoring programs fulfil two requirements listed in Annex V of the WFD, namely to "provide information for use in the assessment of long term trends both as a result of changes in natural conditions and through anthropogenic activity".

The Trend Lake monitoring program also complies with the WFD requirement of establishing a network of sites "The surface water monitoring network shall be established in accordance with the requirements of Article 8. The monitoring network shall be designed so as to provide a coherent and comprehensive overview of ecological and chemical status within each river basin and shall permit classification of water bodies into five classes consistent with the normative definitions in section 1.2.", although some lake types are underrepresented.

One of the main strengths of the Trend Lake monitoring program is the length of the time-series data and the focus on relatively unimpaired lakes, both of which are valuable for validation and calibration of methods and developing ecological classification systems. Time-series data of minimally disturbed and perturbed lakes are also important in operative monitoring, to establish reference conditions and for monitoring of temporal changes in perturbed sites.

The Lake Survey program is comprised of a probability sample of Sweden's lakes and therefore provides a representative characterization of the chemical status of surface waters $> 0.01 \text{ km}^2$. Results from this program have been used to classify the status of waters in regards to acidification, metal pollution and total phosphorus

in many lakes often lacking any other monitoring data. Following destratification the data have been used to estimate the number of perturbed lakes for national and regional assessments. The program has also been used to assess the representativity of trend lakes and for developing cost-effective monitoring.

The Trend Lake program could be improved by including lake types that are lacking or by increasing the number of lakes in types that are currently underrepresented (e.g. highly alkaline lakes in southern Sweden). Furthermore, to show that long-term, human-generated changes in areas strongly influenced by anthropogenic stressors, lakes affected by agricultural activities might be included.

Increased measurements of metals in the Trend Lake program would allow for better understanding of factors controlling within- and among-year variability. Conversely, for Lake Surveys, decreasing measurements of metals in northern Sweden where concentrations are very low would lower costs.

The large number of water bodies in Sweden prohibits operative monitoring of all lakes. Instead a two-tier approach is recommended, where tier one consisting of probability sampling (the Lake Survey program) addresses the distribution of status classification across regions. For each designated lake group the percentage of water bodies that are classified as good or higher status can be estimated as well as the type of stressors affecting lakes classified as less than good status. Using this information, a more focused operative monitoring program of sites deemed not to fulfill the WFD objectives can be designed and implemented (tier two). For example, this approach could be used to show that many lakes in the northern parts of the country are classified as good or high status, allowing greater focus on sites where local factors are resulting in poorer water quality and assessment of long-term trends in relatively unperturbed systems.

Our main conclusion is that the two lake monitoring programs constitute a vital backbone of the monitoring of ecological status of inland surface waters, but that these two programs can be used to a greater extent in regional management of aquatic resources and in reporting to the EU Commission. With the proposed revisions the value of the programs in regional and European monitoring should increase even more. Furthermore, expanding and clarifying objectives of the individual programs should increase awareness and use of data from these programs.

1 Introduktion

Den nationella miljöövervakningen av sjöar har under decennier försett miljö-
vårdsarbetet med underlag för åtgärder och uppföljning samt bidragit till att öka
kunskapen om den stora naturresurs som våra sjöar utgör. Inriktningen har med
tiden vidgats från att främst vara inriktad på försurning mot ett mer allmänt syfte. I
den senaste revideringen av sötvattensprogrammen 2007 gjordes en anpassning till
EU:s ramdirektiv för vatten som bland annat innebar en utökad biologisk provtag-
ning i trendstationerna. Det nystartade programmet ”Sjöar, Omdrevsstationer” er-
satte de tidigare riksinventeringarna av sjöar som genomförts vart femte år sedan
1970-talet.

Avslutandet av den första förvaltningscykeln i ramdirektivet för vatten har föranlett
en översyn av miljöövervakningsprogrammen för att ännu bättre än tidigare upp-
fylla direktivets krav på övervakning. I samband med den första rapporteringen till
EU-kommissionen fick Sverige kritik för att rapporteringen inte visade hur den
svenska miljöövervakningen följer direktivets krav. Den nationella miljöövervak-
ningen syftar främst till att ingå i den kontrollerade övervakningen enligt direktivet.

1.1 Den kontrollerande övervakningen enligt EU:s ramdirektiv för vatten

Syftet med den kontrollerande övervakningen enligt vattendirektivet (EC 2000) är
enligt Appendix 5 (1.3.1) i direktivet att:

- komplettera och bekräfta det förfarande för bedömning av miljöpåverkan
som anges i bilaga II (karaktärisering),
- ge underlag för utformande av effektiva miljöövervakningsprogram i
framtiden,
- bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden,
- bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig
påverkan.

Vidare ska kontrollerande övervakning omfatta:

... ett så stort antal ytvattenförekomster att en bedömning kan göras av den allmänna ytvattenstatusen i varje avrinningsområde eller delavrinningsområde...

Det senare skulle för sjöar kunna tolkas som att tillståndet i sjöarna inom ett avrinningsområde kan beskrivas genom ett slumpvis urval av sjöar.

I direktivet (Appendix 5, 1.3.1) anges vidare att man ska mäta:

parametrar som indikerar samtliga biologiska kvalitetsfaktorer

Detta brukar tolkas som att vattendirektivet kräver att vi ska mäta alla biologiska parametrar i samtliga vattenförekomster. I implementeringsarbetet både i Sverige och i andra medlemsländer har man dock begränsat provtagningen till endast ett mindre urval av kvalitetsfaktorer. Detta har motiverats både av ekonomiska skäl och av vetenskapliga, då olika parametrar fungerar olika bra beroende på typ av vattenförekomst och grad av påverkan (EEA 2010). I Sverige har denna begränsning varit särskilt stor, på grund av den rika förekomsten på ytvatten i förhållande till befolkning och därmed både påverkanstryck och skatteunderlag. Det sker för närvarande en stor övervikt mot kemiska kvalitetsfaktorer på bekostnad av de biologiska.

En oklarhet vid tillämpningen av vattendirektivet för sjöarna är avgränsningen neråt i storlek. Direktivet gäller å ena sidan alla vatten. Samtidigt räknas bara sjöar $> 0,5 \text{ km}^2$ som vattenförekomst i direktivets typologi (System A). Av de olika vattenmyndigheterna har detta tolkats något olika. En del har bara rapporterat sjöar $> 1 \text{ km}^2$ för att följa SMHI:s klassificering av sjöstorlekar, medan andra har rapporterat sjöar ner till $0,5 \text{ km}^2$. Ett vattendistrikt har rapporterat ett stort antal sjöar $< 0,5 \text{ km}^2$.

För den kontrollerande övervakningen gäller även:

När det gäller volymbaserade typspecifika biologiska referensförhållanden skall medlemsstaterna upprätta ett nät av referensstationer för varje typ av ytvattenförekomst. Nätet skall innehålla ett så stort antal stationer med hög status att en tillräcklig konfidensnivå för värdena för referensförhållandena kan uppnås med hänsyn till variationen hos värdena för de kvalitetsfaktorer som svarar mot hög ekologisk status för den aktuella typen av ytvattenförekomst och den teknik för modellberäkning som tillämpas enligt punkt v. (Appendix 2 1.3).

1.1.1 Kritik mot den nuvarande miljöövervakningen

Efter den senaste rapporteringen av miljötillståndet till EU-kommissionen svarade den med en omfattande kritik av den svenska miljöövervakningen. Viktiga punkter i kritiken med avseende på ytvatten var:

- den nedre gränsen för vilka sjöar som ska rapporteras måste sänkas,
- alltför många vattenförekomster är klassade utan tillgång till mätdata,
- alltför få vattenförekomster övervakas med avseende på biologiska parametrar,
- bristfällig övervakning av organiska miljögifter,
- bristfällig övervakning av hydromorfologiska parametrar.

I Havs och vattenmyndighetens utredning om representativiteten av den kontrollerande miljöövervakningen framfördes det begränsade värdet av Sjömdrevet för statusklassning på grund av den glesa provtagningsfrekvensen och avsaknaden av biologiska parametrar (Sonesten 2013). I Vattenmyndigheternas utredning av anpassning av miljöövervakningen till ramdirektivet för vatten pekas också bristen på mätdata, framför allt vad gäller biologiska och hydromorfologiska parametrar (Kronholm, Johansson et al. 2013). Man påpekar också att huvuddelen av de provtagna sjöarna är mindre än gällande gränser för vattenförekomst. Vidare visar man på att det saknas en fungerande typologi som kan ligga till grund för en gruppering av vattenförekomsterna. Grupperingen är nödvändig för att kunna reducera provtagningen till ett representativt urval i varje grupp efter typ och påverkan. När det gäller Sjömdrevet påpekar man att det främst omfattar sjöar som är för små för att räknas som vattenförekomster, men att småsjöarna är nödvändiga att övervaka både för miljömålsuppföljningen och för att vi enligt ramdirektiv för vatten är skyldiga att övervaka alla vatten.

I ett PM av Nicklas Ricklund på Naturvårdsverket 2011 föreslogs bland annat följande åtgärder för utveckling av omdrevsprogrammet:

- att utnyttja Sjömdrevets infrastruktur för provtagning av fler sjöar och parametrar mer inriktade mot kontroll av övergödning och miljögifter,
- att utnyttja Sjömdrevet som underlag för riktade provtagningar för biologiska parametrar,
- att samanalysera Sjömdrevet statistiskt med Trendsjöprogrammet.

1.1.2 Sjötypologi

1.1.2.1 Typindelning enligt vattendirektivet

I detta projekt användes typologin som anges i vattendirektivet. I princip användes System A, men med en typ även för sjöar större än 0,01 km² och mindre än 0,5 km² (Tabell 1). Vattenkemi användes istället för geologi på samma sätt som Poikane

(2009). För analys av biologiska övervakningen i trendsjöar användes också de sju typer som interkalibrerades i den så kallade nordiska gruppen (Poikane 2009). Här-efter kallas de interkalibrerade sjötyperna för CIT-typer (*Common Intercalibration Types*) och vattendirektivssjötyperna för WFD-typer (*Water Framework Directive*). Namnkoder och beskrivning av sjötyperna finns i Tabell 1.

Tabell 1. Typindelning enligt en tolkning av system A enligt de nordiska interkalibrering-ringstyperna. Bokstavskoderna följer om möjligt de interkalibrerade strata-beteckningarna och är därför på engelska.

	Strata	Definition	kod
Ekoregion	Centralslätten	Illies 1978	14
	Boreala höglandet		20
	Fennoskandiska skölden		22
Storlek (yta)	Tiny	$0,01\text{km}^2 < \text{area} \leq 0,5\text{km}^2$	T
	Very small	$0,5\text{km}^2 < \text{area} \leq 1\text{km}^2$	V
	Small	$1\text{km}^2 < \text{area} \leq 10\text{km}^2$	S
	Intermediate	$10\text{km}^2 < \text{area} \leq 100\text{km}^2$	I
	Large	$> 100\text{km}^2$	L
Höjd över havet	High	$> 800 \text{ m}$	H
	Mid-altitude	$200\text{--}800 \text{ m}$	M
	Lowland	$< 200 \text{ m}$	L
Medeldjup	Very shallow	$< 3\text{m}$	V
	Shallow	$3\text{--}15\text{m}$	S
	Deep	$> 15\text{m}$	D
Alkalinitet	Low	$< 0,2 \text{ mekv/L}$	L
	Moderate	$0,2\text{--}1 \text{ mekv/L}$	M
	Calcareous	$> 1 \text{ mekv/L}$	C
Vattenfärg	Clear	$< 30 \text{ mg Pt/L}$	C
	Humic	$30\text{--}90 \text{ mg Pt/L}$	H
	Very humic	$> 90 \text{ mg Pt/L}$	V

1.1.2.2 Typning enligt föreskriften

I Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten, NFS 2006:1, finns en typologi framtagen (Tabell 2). Typologin överensstämmer inte med den som används i det internationella interkalibreringsarbetet och utgör ingen grund för bedömningsgrunder. Den har därför fått begränsad användning.

Tabell 2. Typindelning enligt NFS 2006:1.

Ekoregion	Medeldjup	Maxdjup	Yta	Humus	Kalk
1-7	> 4 m (D)	> 5 m (D)	> 10 km ² (L)	> 50 mg Pt/l (Y)	> 1,0 mekv alk (Y)
	≤ 4 m (S)	≤ 5 m (S)	≤ 10 km ² (S)	≤ 50 mg Pt/l (N)	≤ 1,0 mekv alk (N)

1.2 Rapportens upplägg

Denna rapport omfattar utvärderingar av de två miljöövervakningsprogrammen ”Sjöar, Trendstationer” (hädanefter kallat Trendsjöprogrammet) och ”Sjöar, Omdrevsstationer” (hädanefter kallat Sjöomdrevet). Utvärderingarna omfattar beskrivningar av programmen, resultat samt en utvärdering av hur väl programmen uppfyller sina syften – särskilt med avseende på vattendirektivets krav. Efter utvärderingarna av de två programmen följer en gemensam diskussion om hur programmen bättre kan användas för vattenförvaltningen samt förslag på eventuella förändringar av programmen.

2 Trendsjöprogrammet

2.1 Introduktion

Det övergripande målet med Trendsjöprogrammet är att beskriva tillståndet och eventuella storskaliga förändringar i vattenmiljön med hjälp av vattenkemi och biologi. Sjöarna som provtas (härefter trendsjöar) ska vara relativt opåverkade av lokala källor, och används bland annat som referensvärden vid bedömning av förändringar i mer påverkade områden och vid utveckling av bedömningsgrunder. Trendsjöprogrammet är också värdefullt för att analysera effekter av klimatförändringar och återhämtningen från försurning.

2.2 Bakgrund

Huvuddelen av de ingående sjöarna ingick i programmet för referenssjöar som startade 1984. Sjöarna valdes då ut att representera små okalkade försurningskänsliga (låg buffertkapacitet) skogssjöar fördelade över hela landet, men med en tydlig tonvikt på södra Sverige. Vid en revidering 1995–1996 breddades syftet med programmet till att utgöra referensmaterial för alla svenska sjöar opåverkade av punktutsläpp och annan markanvändning än skogsbruk. Programmet utökades med fler sjöar i norra Sverige, samt bruna sjöar och sjöar i slättlandskapet. År 2007 skedde den senaste revideringen, som innebar att ytterligare sjöar tillkom för att programmet skulle representera samtliga limniska typer för rapporteringen enligt Vattenförvaltningsförordningen 2004:660 (VFF).

Nuvarande program inkluderar 107 sjöar (Figur 1) där både vattenkemi och biologi provtas. Sjöarna kan karaktäriseras som små till mellanstora och har areor mellan 0,03 och 52 km². Växtplankton, bottenfauna (litoral och profundal) och makrofyter provtas i alla sjöar; fisk provtas i 45 sjöar och zooplankton samt sublitoral bottenfauna i 10 sjöar. Makrofyter provtas i ungefär 20 sjöar per år vilket resulterar i att sjöarna inventeras ungefär var femte till sjätte år. Nittiosju av sjöarna provtas fyra gånger per år, och i övriga tio provtas vattenkemi upp till åtta gånger per år. I de tio sjöarna provtas också fler kemiska parametrar. För detaljer, se Bilaga 1.

2.3 Mål med dagens program

De primära målen med programmet är att:

- beskriva tillstånd och storskaliga förändringar i vattenmiljön,
- bedöma hotbilder och ge underlag för åtgärder,

- beskriva mellanårsvariation och förändringar över tiden i ett för landet representativt urval av sjöar som inte är påverkade av lokala eller regionala utsläpp eller intensiv markanvändning.

Resultaten från övervakningen ska:

- kunna användas som referensvärden,
- ge underlag för vidareutveckling och utvärdering av bedömningsgrunder och miljökvalitetsmål (*Levande sjöar och vattendrag, Bara naturlig försurning, Giffri miljö, Ingen övergödning och Ett rikt växt- och djurliv*)
- ge en representativ bild av tillstånd och storskaliga förändringar i sjöar, både per vattendistrikt och för hela Sverige sammanvägt
- användas i internationell rapportering enligt krav i EU-direktiv och andra internationella överenskommelser, samt
- ge underlag till EU-harmoniseringar, interkalibreringar, och metodutveckling.

Ett uttalat mål är att programmet ska vara långsiktigt och pågå tills vidare (Naturvårdsverket u.å.).

2.4 Uppdrag, mål och frågeställningar

Det övergripande målet med det här utvecklingsprojektet är att undersöka möjligheterna för att förbättra Trendsjöprogrammet inom befintlig budget för att det ska ge bättre nytta för vattenförvaltningen samt bättre motsvara miljökvalitetsmålen nya preciseringar. Den här rapporten ska också ge svar på om Trendsjöprogrammet uppfyller sina syften, och hur det kan användas vid uppföljning av ekologisk status.

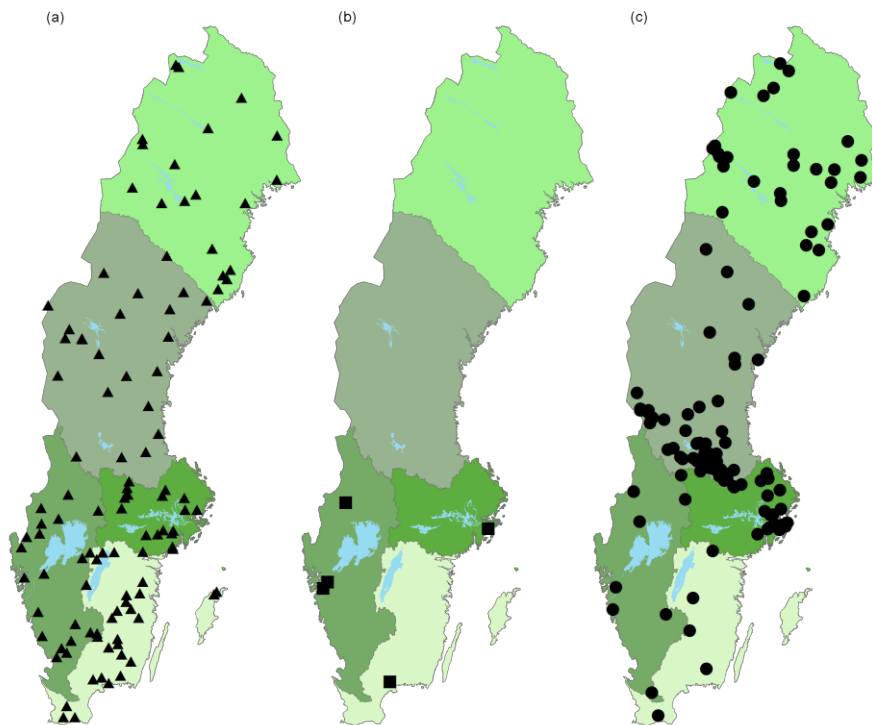
Eftersom indelning i sjöar i olika typer är centralt i vattendirektivet har en stor del av arbetet fokuserats på att undersöka hur trendsjöarna fördelas i olika sjötyper enligt vattendirektivets typologi.

2.5 Metoder

2.5.1 Data

På grund av att all data inte är tillgänglig för alla sjöar har olika dataset använts för olika analyser. Huvuddelen av analyserna har gjorts på 108 trendsjöar (inklusive Älgsjön som tidigare ingått i Trendsjöprogrammet men nu provtas inom IKEU). Sex sjöar som ingår i programmet IKEU-referenser, samt 120 sjöar som provtas eller har provtagits som regionala referenser, eller tidigare provtagits som nationella referenser eller kalkreferenser har också använts för att undersöka fördelningen av sjötyper.

De biologiska undersökningarna har fokuserats på växtplankton och bottenfauna i litoralzonen. Sensommarprover har använts för växtplankton och höstprover för bottenfauna. Detaljer om dataseten i de olika analyserna beskrivs under respektive metoddel.



Figur 1. Geografisk fördelning av (a) trendsjöar (108 sjöar), (b) IKEU-referenser (5 sjöar) och (c) övriga referenssjöar (121 sjöar). Älgsjön ingår numer i IKEU-referenser, men redovisas här som trendsjö De fem vattendistrikten är markerade med olika färg.

Tabell 3. Storleksfördelning av sjöar i programmen Trendsjöar, IKEU-referenser och övriga referenser.

program	antal	<0,5km ²	0,5-1km ²	>1km ²
Trendsjöprogrammet**	108	49	21	38
IKEU-referenser*	6	5	1	0
Övriga	120	55	13	52

* Övre Särnansjön inkluderas fast den ej ingår i IKEU-referenser from 2014.

** Älgsjön ingår numer i IKEU-referenser, men redovisas här som trendsjö.

2.5.2 Typning

Typningen enligt vattendirektivet (system A med en extra storleksklass, se Tabell 1) och Poikane (2009) kräver uppgifter om alkalinitet, vattenfärg, sjöstorlek (yta) och medeldjup. Datakällor beskrivs i Tabell 4. Totalt fanns tillräckliga data för att typa 161 av 234 sjöar.

Tabell 4. Källor för data för typning.

faktor	källa	kommentar
alkalinitet	Ytvattenprov.	I första hand medelvärden 2007–2012 (1–8 prover per år). För nio regionala referenser användes i stället medelvärden för tillgängliga prover (1–6 år per sjö; 1–4 prover per år; tidigaste år 1986).
färg	Ytvattenprov. Filtrerad absorbans (420nm/5cm) × 500.	I första hand medelvärden 2007–2012 (1–8 prover per år). För nio regionala referenser användes i stället medelvärden för tillgängliga prover (1–6 år per sjö; 1–4 prover per år; tidigaste år 1986).
medeldjup	134 sjöar från SMHI:s sjöregister (2012) eller Provfiskedatabasen NORS. För 41 sjöar modellerat.	Regressionsmodell utifrån maxdjup vid provtagning av profundalfauna i 271 sjöar där även uppgifter om medeldjup fanns tillgängliga från sjöregister (regressionsmodell, $r^2=0.79$).
Yta	SMHI:s sjöregister och GIS-lager med vattenförekomster (Vy_y_2012_2), samt från Lantmäteriverkets terrängkarta eller vägmarta.	

2.5.3 Statistiska analyser

2.5.3.1 Rumslig variation inom och mellan typer

Rumslig variation mellan och inom typer undersöktes för växtplankton och bottenfauna från år 2012. För litoral bottenfauna användes data från trendsjöarna, tagna på hösten (endast provtagningar med 5 delprov). För växtplankton användes prover tagna i juli, augusti eller september. För analyser av WFD-typer användes endast typer med minst 4 sjöar, vilket resulterade i ett dataset med 27 sjöar för biologi och 28 sjöar för kemi. För analyser av de interkalibrerade sjötyperna användes 49 sjöar; antalet sjöar per sjötyp varierande från 2 till 16.

Ordinationer användes för att grafiskt åskådliggöra skillnader och likheter mellan sjöars artsammansättning i de olika sjötyperna. *Non-metric multidimensional scaling* (NMDS) med Bray-Curtis likhetsindex användes. ANOSIM användes för att testa skillnader i artsammansättning (litoral bottenfauna och växtplankton) mellan typer. Testet är icke-parametriskt och baseras på likhetsindex (här användes Bray-Curtis). Om skillnader fanns utfördes post-hoc test för att se vilka typer som är signifikant olika. Ordinationer och ANOSIM-analyserna utfördes med programmet PAST 2.17 (Hammer 2001).

Skillnader mellan sjötyper med avseende på vattenkemi och biologiska index, som exempelvis antal arter, antal individer, ASPT och biomassa, testades med ANOVA och Kruskal-Wallis test. Variabler som inte var normalfördelade logtransformerades. Om de fortfarande inte var normalfördelade användes Kruskal-Wallis test istället för ANOVA.

2.5.3.2 Variation över tid

Skillnader i mellanårsvariationen (normaliserad standardavvikelse, *coefficient of variation*) 2007–2012 för kemiska och biologiska variabler testades mellan typerna med ANOVA och Kruskal-Wallis test på samma sätt som den rumsliga variationen. För vattenkemi användes augustiprover 2007–2012.

2.6 Resultat

2.6.1 Fördelning inom EU-typologin och mellan vattendistrikt

De 108 trendsjöarna kan kategoriseras som 61 olika WFD-typer. Endast 21 typer innehåller fler än 1 sjö, och endast 4 typer fler än 3 sjöar (Figur 2). De 53 övriga sjöarna (IKEU-referenser och övriga referenser) representerar 34 olika typer.

Sex av de sju interkalibrerade typerna är representerade av trendsjöarna (Figur 2 och Tabell 7). Den som saknas är LN2b, det vill säga djupa låglandssjöar med låg alkalinitet och klart vatten. Den typen finns inte heller representerade bland de 53 IKEU-referenser och övriga referenssjöar som kunde typas (Tabell 8).

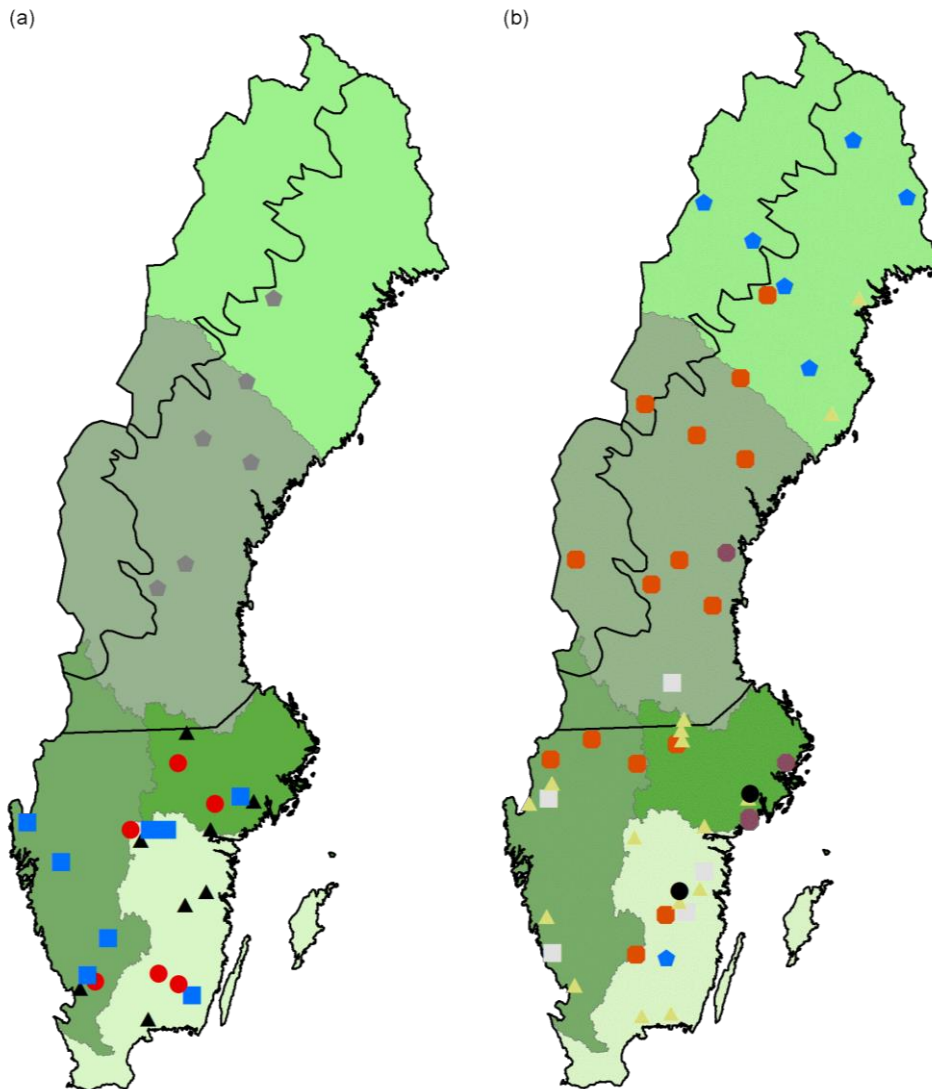
Fördelningen av trendsjöarna i olika sjötyper jämfördes med den för alla Sveriges sjöar, som den beskrivs genom en destratifiering av data för Sjöområdet (se avsnittet om sjöområdet nedan). Jämförelsen gjordes med en förenklad typning med endast alkalinitet, vattenfärg, höjd över havet och ekoregion, bland annat eftersom djupdata saknas för många omdrevssjöar. Resultatet visar att vissa sjötyper är överrepresenterade i Trendsjöprogrammet, medan andra sjötyper som är vanliga nationellt är ovanliga eller saknas bland trendsjöarna.

De två vanligaste sjötyperna i Trendsjöprogrammet var 14LLV och 14LLH – låglandssjöar i södra Sverige med låg alkalinitet och humöst (30–90 mg Pt/L) respektive väldigt humöst (<90 mg Pt/L) vatten. Båda sjötyperna är försurningskänsliga och viktiga för övervakningen av försurade vatten. De är också relativt jämnt fördelade mellan de tre vattendistrikten i södra Sverige och sjöarna av den här typen i Trendsjöprogrammet täcker flera klasser för storlek (T, V och för 14LLH även S) och två för djup (S och V).

Sjöar av typen 20MLC – sjöar i *Borela höglandet* med låg alkalinitet, klart vatten och belägna mellan 200 och 800 meter över havet – är vanliga bland Sveriges sjöar men underrepresenterade bland trendsjöarna. Även sjötypen 14LMV är underrepresenterad i trendsjöprogrammet, endast en trendsjö ingår, samtidigt som det är den sjunde vanligaste sjötypen i sjöområdet. Sjötypen består av sjöar i södra Sverige på låg höjd med medelhög alkalinitet och brunt vatten. Sjöar med denna vattenkemi och höjd över havet i Fennoskandiska skölden (22MLV) är den näst vanligaste sjötypen i området och den vanligaste i Sverige totalt, och är representerad av fem trendsjöar.

Sjötypen 14LCH är också representerad av endast en trendsjö. Sjötypen består av sjöar med hög alkalinitet och klart vatten på låg höjd i södra Sverige. Kran-salgssjöar, som skyddas inom habitatdirektivet (Naturtyp 3140), är av denna typ.

Trendsjöarnas representativitet beskrivs också som fördelning av några vattenkemiska parametrar i förhållande till alla Sveriges sjöar i avsnittet om Sjöomdrevet nedan.



Figur 2. Geografisk spridning av (a) de fyra vanligaste typerna enligt WFD-typologin, och (b) de interkalibrerade typerna (CIT-typologin).

Tabell 5. De vanligaste sjötyperna bland trendsjöarna, och gränsvärden för typindelning (WFD-typologin). Ekoregion 14= Centralslätten; 20= Boreala höglandet och 22= Fenoskandiska skölden.

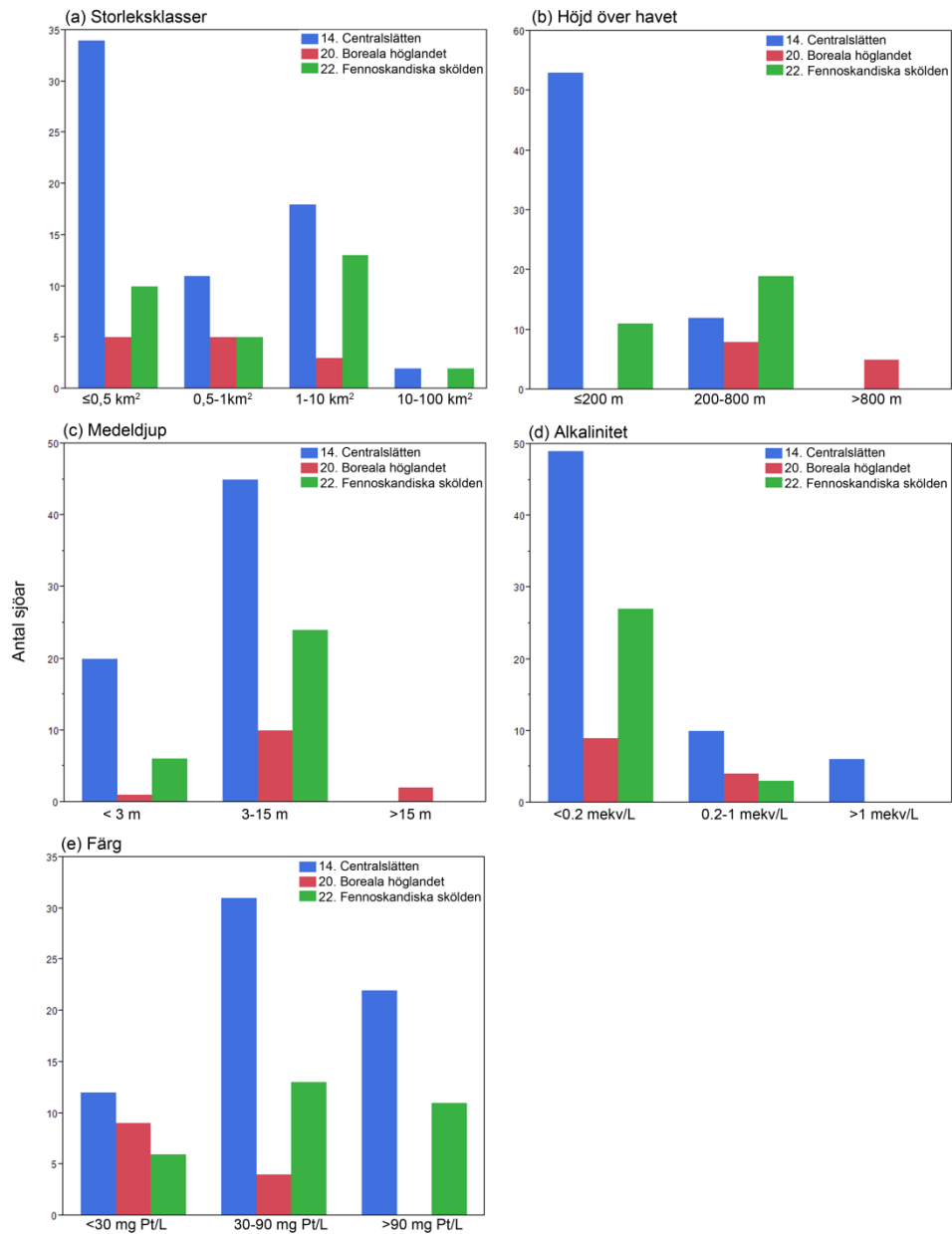
Ekoregion	Storlek	Höjd	Medeldjup	Alkalinitet	Färg	Antal
14	<0,1km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	8
14	<0,1km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	8
14	<0,1km ²	<200m	<3m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	6
22	<10km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	6
20	<0,1km ²	>800m	3-15m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L	3
14	<0,1km ²	<200m	<3m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	3
14	<10km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	3
14	<10km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L	3
14	<10km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	3
22	<0,1km ²	<200m	<3m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	3
20	<0,5km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L	2
14	<0,1km ²	200-800m	<3m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	2
14	<0,1km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	2
14	<0,1km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	2
14	<0,5km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	2
14	<0,5km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L	2
14	<10km ²	<200m	3-15m	<1,0mekv/L	<30 mg Pt/L	2
14	<10km ²	<200m	3-15m	0,2–1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L	2
22	<0,1km ²	<200m	3-15m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L	2
22	<0,5km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L	2
22	<10km ²	200-800m	3-15m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L	2

Ytterligare 40 typer finns representerade bland trendsjöarna, med en sjö per typ.

Institutionen för vatten och miljö

Tabell 6. Fördelning av trendsjöarnas WFD-typer efter vattendistrikt.

Västerhavet	Södra Östersjön	Norra Östersjön	Bottenhavet	Bottenviken
14SMSLH 1	14SMSLH 1	14SMSLH 1	22TSLV 1	22TSLV 1
14TSLV 4	14TSLV 3	14TSLV 1	22TLV 1	22TLV 2
14TLV 2	14TLV 2	14TLV 2	20THSLC 2	20THSLC 1
14TSLH 1	14TSLH 5	14TSLH 2	22SMSLH 4	22SMSLH 2
14SLSLH 2	14VLSL 1	14VLSL 1	20TMSMH 1	20SMDMC 1
14TMSLH 1	14TMSLH 1	14SLSLH 1	20TMVMH 1	20SMSMC 1
14TMV 1	14TMV 1	14ILSMC 1	20SMSLH 1	20VHDL 1
14VLSLH 1	14VLSLH 1	14TLSMV 1	20VHSLC 1	22IMSMC 1
14SLSLC 2	14SLSLC 1	14TLVMH 1	20VMSLH 1	22TMSL 1
14TLVLH 1	14TLVLH 2	14SLVCC 1	22IMSMH 1	22SLSLH 1
		14VLSMH 1	22TSLC 1	22SMVLH 1
		14VLVMH 1	22TSMH 1	22VLSLH 1
		22TSLH 1	22TMV 1	20VMSLC 2
		14SLSMH 2	22SLSL 1	22SMSLC 2
			22SMSL 1	22VMSLC 2
			22SMV 1	
			22VMSLH 1	



Figur 3. Antal trendsjöar inom de olika kategorierna som används för WFD-typningen.

Tabell 7. Antal sjöar i de interkalibrerade typerna i de olika vattendistrikten. Antalet trend-sjöar inom parantes.

	Totalt	Bottenviken	Bottenhavet	Norra Östersjön	Södra Östersjön	Västerhavet
LN1	2	0	0	1 (1)	1 (1)	0
LN2a	9	0	1 (1)	0	3 (2)	5 (2)
LN2b	0	0	0	0	0	0
LN3a	18	2 (2)	0	5 (4)	6 (6)	5 (4)
LN5a	9	6 (6)	1 (0)	0	1 (1)	1 (0)
LN6a	21	3 (2)	10 (7)	1 (1)	4 (2)	3 (3)
LN8a	6	0	1 (1)	5 (3)	0	0

Tabell 8. Fördelning av de sjöar som klassas som någon av de interkalibrerade sjötyperna.

Typ	Totalt	Trendsjöar	IKEU-referenser	Övriga referenser
LN1	2	2	0	0
LN2a	9	5	2	2
LN2b	0	0	0	0
LN3a	18	16	1	1
LN5a	9	7	1	1
LN6a	21	15	0	6
LN8a	6	4	0	2
N sjöar CIT-typer	65	49	4	12
N sjöar typade ¹	161	108	4	49
N sjöar totalt	234	108	5	121

¹Antal sjöar där data fanns tillgängligt för typning (CIT-typologin).

Tabell 9. Antal sjöar inom varje typ från Trendsjöprogrammet och för alla Sverige sjöar (N Sverige). Sjötypen är en förenklad variant med endast ekoregion, höjd över havet, alkalinitet och färg. N Sverige är en destratifiering från Sjöomdrevet och osäkerheten är högre för typer där få sjöar provtagits. Endast typer med fler än 10 provtagna sjöar i sjöomdrevet redovisas. Ekoregion 14 = Centralslätten; 20 = Boreala höglandet och 22 = Fennoskandiska skölden. Koderna för sjötyp förklaras i Tabell 1.N

Sjötyp	N trend-sjöar	N omdrevs-sjöar	N Sverige	Ekoregion	Höjd över havet	Alkalinitet	Färg
14LLV	17	967	7726	14	<200m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L
22MLV	5	524	12951	22	200-800m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L
20MLC	2	335	11102	20	200-800m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L
14LLH	17	311	1963	14	<200m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L
22MLH	8	286	8125	22	200-800m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L
22LLV	6	274	4507	22	<200m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L
14LMV	1	255	2111	14	<200m	0,2-1,0mekv/L	>90 mg Pt/L
20MLH	2	254	9711	20	200-800m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L
14LMH	6	213	1406	14	<200m	0,2-1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L
20MMC	2	188	5037	20	200-800m	0,2-1,0mekv/L	<30 mg Pt/L
20HLC	5	133	5391	20	>800m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L
22LLH	3	131	1971	22	<200m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L
14MLV	4	130	1120	14	200-800m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L
22MLC	4	110	3355	22	200-800m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L
14LCH	1	91	700	14	<200m	>1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L
14LLC	4	85	459	14	<200m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L
14LMC	2	84	386	14	<200m	0,2-1,0mekv/L	<30 mg Pt/L
22MMH	1	72	2458	22	200-800m	0,2-1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L
20MMH	2	69	2513	20	200-800m	0,2-1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L
14LCC	5	64	372	14	<200m	>1,0mekv/L	<30 mg Pt/L
20MLV		64	3180	20	200-800m	<0,2mekv/L	>90 mg Pt/L
22MMC	1	51	1219	22	200-800m	0,2-1,0mekv/L	<30 mg Pt/L
22LMH	1	44	982	22	<200m	0,2-1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L
20HMC		41	1589	20	>800m	0,2-1,0mekv/L	<30 mg Pt/L
22LMV		41	866	22	<200m	0,2-1,0mekv/L	>90 mg Pt/L
14LCV		40	319	14	<200m	>1,0mekv/L	>90 mg Pt/L
14MMV		36	289	14	200-800m	0,2-1,0mekv/L	>90 mg Pt/L
14MLH	6	33	210	14	200-800m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L
14MMH	1	29	174	14	200-800m	0,2-1,0mekv/L	30-90 mg Pt/L
22MMV		20	933	22	200-800m	0,2-1,0mekv/L	>90 mg Pt/L
22LLC	1	16	167	22	<200m	<0,2mekv/L	<30 mg Pt/L
22LMC		16	252	22	<200m	0,2-1,0mekv/L	<30 mg Pt/L
20HLH		12	495	20	>800m	<0,2mekv/L	30-90 mg Pt/L

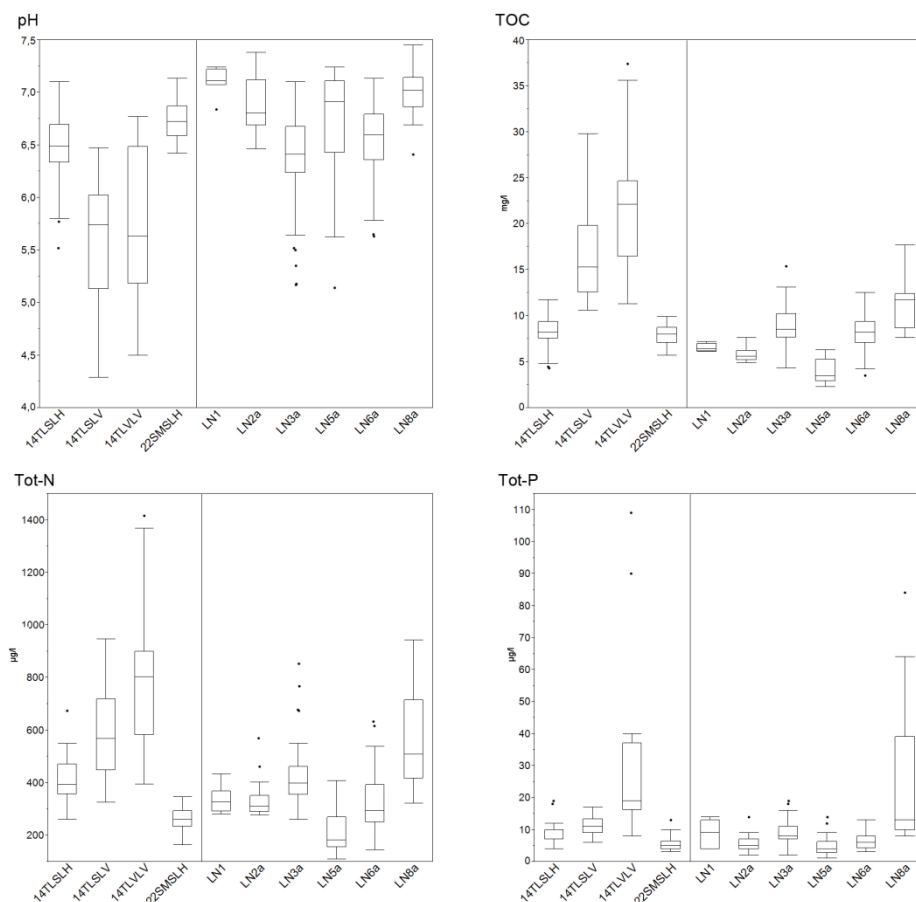
2.6.2 Vattenkemisk och biologisk variation inom och mellan typer

Målet med indelningen av sjöar i olika sjötyper är att minska den naturliga variationen, vilket skulle kunna vara till grund för ett stratifierat urval av miljöövervakningsstationer, och ge en grund för utvecklandet av referensvärden för biologiska index (typologin används också till rapportering till EU). Vi har därför undersökt hur biologin varierar mellan olika typer, både över tid och rumsligt.

Resultatet visar att sjöar inom vissa typer har liknande artsammansättning, men att många av typerna överlappar varandra och att biologin i en given sjö ofta liknar den i en sjö av annan typ lika mycket eller mer än en sjö av samma typ (Figur 5 & Figur 6). Statistiska tester (ANOSIM) visar att det finns skillnader i artsammansättning av både litoral bottenfauna och växtplankton mellan WFD-typerna ($p=0,0415$ för bottenfauna, $p=0,0005$ för växtplankton), men inte mellan CIT-typerna ($p=0,1303$ för bottenfauna, $p=0,1783$ för växtplankton). Parvisa jämförelser (Tabell 10) visar att det är sjötypen i fjällregionen som skiljer sig från de tre sjötyperna i södra Sverige för bottenfauna.

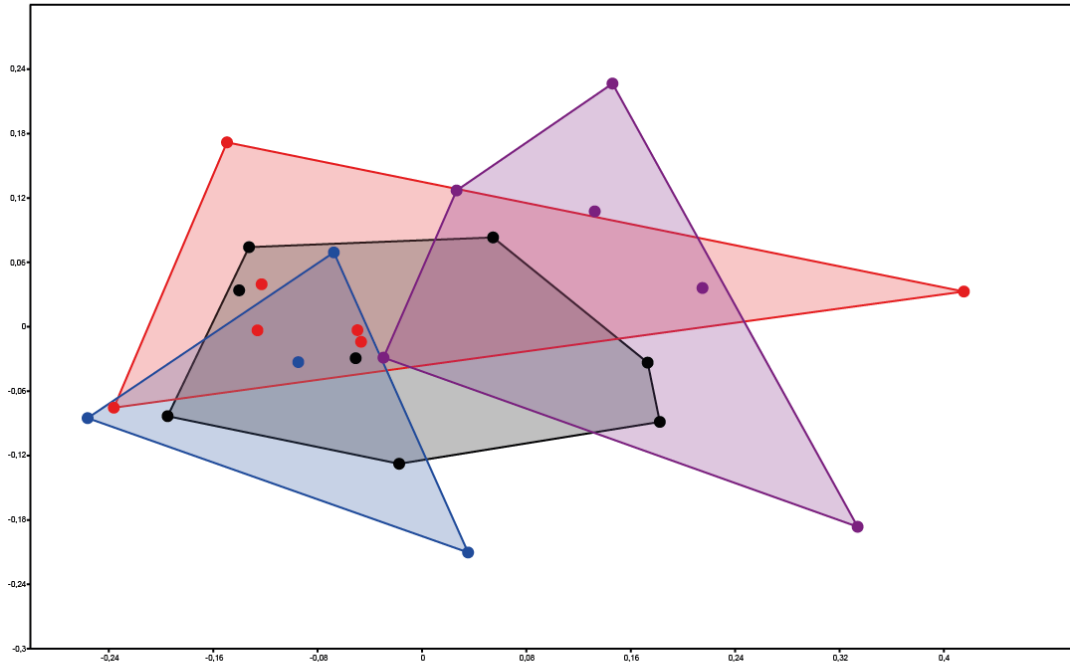
Inga skillnader påträffades mellan sjötyperna för olika bottenfaunaindex. TPI-index, totalbiovolymen växtplankton och biovolymen för ett par olika växtplanktongrupper skilde sig signifikant mellan sjötyper (Tabell 10 och Tabell 11).

Variationen inom typerna var stor för de flesta vattenkemiska variablerna som undersöktes (Figur 4).

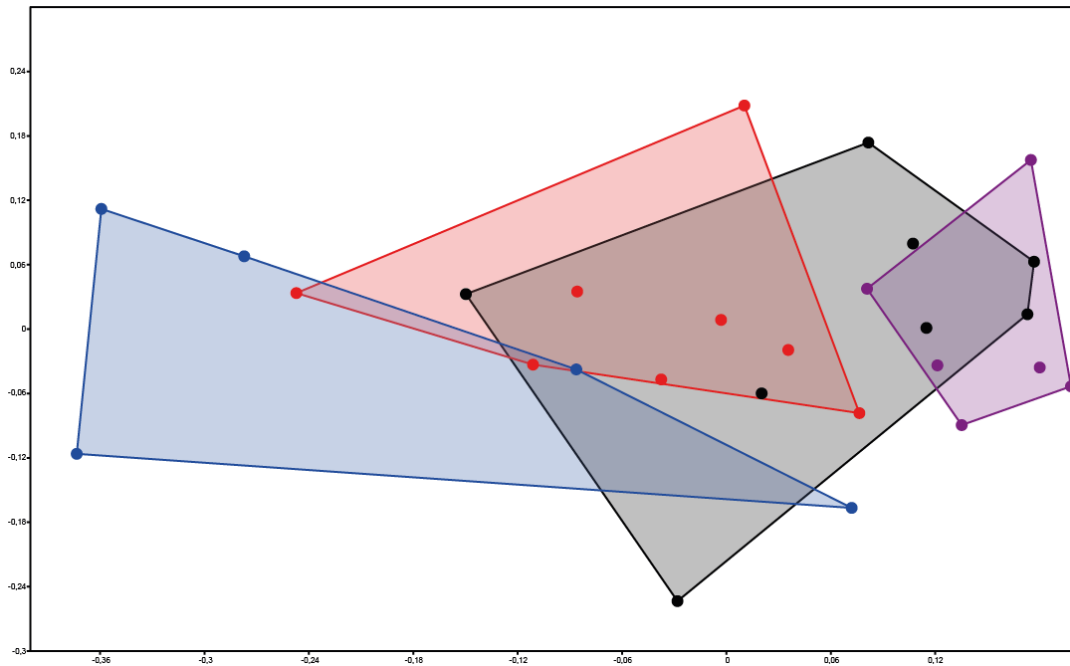


Figur 4. Boxplot med pH, TOC, Tot-N och Tot-P för 4 olika WFD-typer och 6 olika CIT-typer. Ytvattenprover från 2012, 2–4 vattenprover per sjö.

(a) Bottenfauna

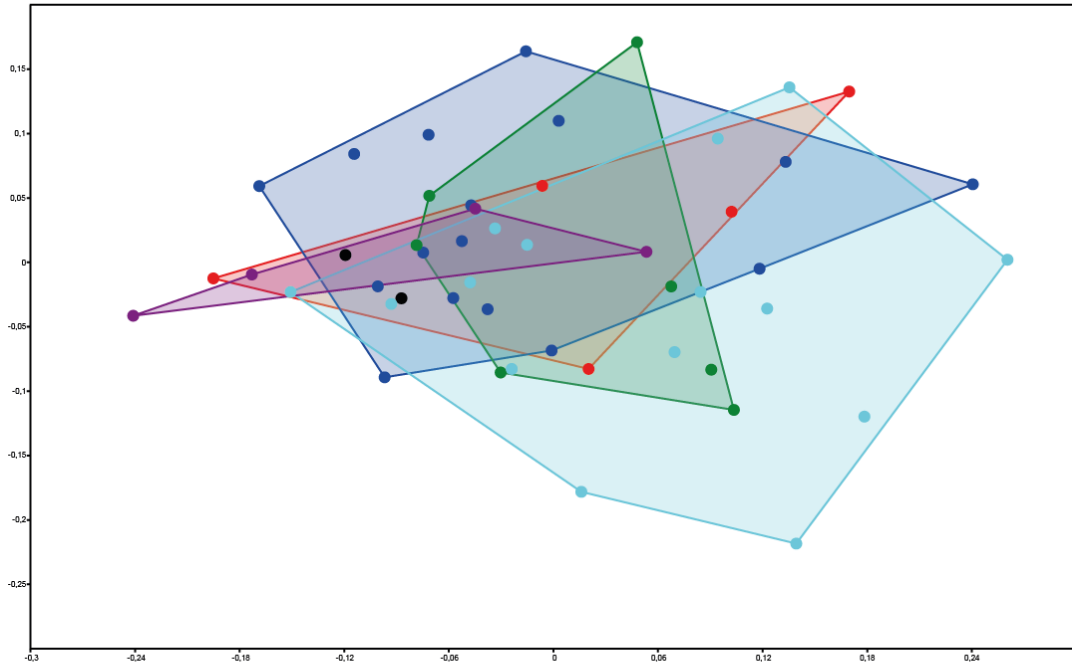


(b) Växtplankton

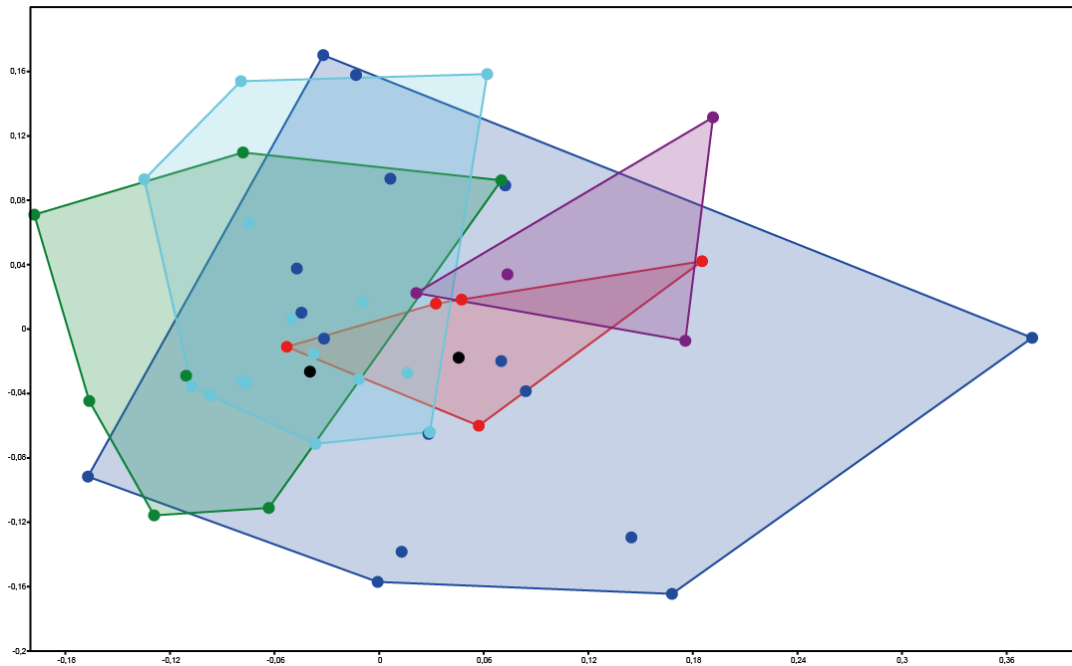


Figur 5. Ordinationsdiagram (NMDS) med CIT-typer. Varje symbol representerar en sjö, och avståndet mellan punkterna likheten i artsammansättning. Linjerna omsluter sjöar av samma typ. Sex interkalibrerade grupper fanns representerade. (a) baserad på den litorala bottenfaunasammansättningen i 49 trendsjöar provtagna hösten 2012. (b) baserad på växtplanktonartsammansättningen i 49 trendsjöar provtagna sensommaren 2012.

(a) Bottenfauna



(b) Växtplankton



Figur 6. Ordinationsdiagram (NMDS) med WFD-typer. Varje symbol representerar en sjö, och avståndet mellan punkterna likheten i artsammansättning. Linjerna omsluter sjöar av samma typ. Endast typer med fler än 4 sjöar är med. (a) baserad på den litorala bottenfaunasammansättningen i 27 trendsjöar provtagna hösten 2012. (b) baserad på växtplanktonartsammansättningen i 27 sjöar provtagna sensommaren 2012.

Tabell 10. Parvis jämförelse mellan artsammansättningen i fyra WFD-sjötyper. P-värden från ANOSIM.

	Bottenfauna			Växtplankton		
	14MLSLH	14MLSLV	14MLVLV	14MLSLH	14MLSLV	14MLVLV
14MLSLV	0,5961			0,1302		
14MLVLV	0,3195	0,6388		0,0086	0,0254	
22SMSLH	0,0226	0,0214	0,0236	0,3488	0,0009	0,0024

Tabell 11. Skillnader i medelvärden mellan sjötyper. P-värden från ANOVA/ Kruskal-Wallis.

		CIT	WFD
bottenfauna	Antal taxa	0,0668	0,5272
	Antal individer	0,244	0,3042
	ASPT	0,1253	0,7984
	Simpson Dom	0,1371	0,4605
	Simpson Div	0,1451	0,6235
växtplankton	Antal taxa	0,6742	0,1158
	Totalvolym mm ³ /l	0,0046	0,0007
	Blågrönalger mm ³ /l	0,0188	0,0707
	Kiselalger mm ³ /l	0,3655	0,8973
	Cryptophyceae mm ³ /l	0,0013	0,6429
	Chrysophyceae mm ³ /l	0,0673	0,0098
	Grönalger mm ³ /l	0,0635	0,0528
	Dinoflagellater mm ³ /l	0,7639	0,4386
	Övrigt mm ³ /l	0,1027	0,1213
	TPI-index	0,0171	0,0005

Mellanårsvariation för en del växtplanktonindex var signifikant annorlunda mellan olika sjötyper (Tabell 12). Exempelvis skiljde sig mellanårsvariationen i antal växtplanktonarter åt mellan CIT-typerna. Inga skillnader i mellanårsvariation mellan sjötyper påträffades bland bottenfaunaindexen. Av de testade kemivariablerna fanns skillnader i mellanårsvariation mellan WFD-typerna för pH och Tot-N (Tabell 12).

Tabell 12. Skillnaderna i biologiska och kemiska variablers mellanårsvariation mellan sjötyper i trendsjöar. P-värden från ANOVA/Kruska-Wallis.

		CIT	WFD
kemi	pH	0,0504	0,0390
	Tot-N	0,1943	0,0118
	Tot-P	0,0602	0,7344
	AbsF	0,0053	0,0306
	TOC	0,5781	0,0124
bottenfauna	Antal taxa	0,5636	0,4239
	Antal individer	0,9985	0,5544
	ASPT	0,9811	0,1356
	Simpson Dom	0,1062	0,1036
	Simpson Div	0,9240	0,2204
växtplankton	Antal taxa	0,0270	0,4659
	Totalvolym mm ³ /l	0,1444	0,0442
	Blågrönalger mm ³ /l	0,6809	0,0093
	TPI-index	0,3879	0,0024
	Kiselalger mm ³ /l	0,5196	0,1649
	Cryptophyceae mm ³ /l	0,0905	0,0534
	Chrysophyceae mm ³ /l	0,0364	0,0409
	Grönalger mm ³ /l	0,3116	0,0080
	Dinoflagellater mm ³ /l	0,1336	0,0002
	Övrigt mm ³ /l	0,2249	0,6532

2.7 Markanvändning i trendsjöarnas avrinningsområden

I målbeskrivningen för Trendsjöprogrammet står att ingående sjöar ska vara opåverkade av punktutsläpp och annan markanvändning än skogsbruk. Eftersom resultatet från programmet ska användas som relativt opåverkade referenser (bl a för utvecklings av bedömningsgrunder) är det viktigt att det finns sjöar som är opåverkade av även skogsbruk (se också diskussionen om vikten av tidsserier för påverkade sjöar nedan).

I en nypublicerad rapport av Ecke & Segersten (2013) redovisas markanvändningen i trendsjöar och Trendvattendrags avrinningsområden, främst med avseende på dikning, kalhyggen och jordbruk. Rapporten visar att två av trendsjöarna har avrinningsområden med mer än 10 % kalhyggen, samt att fem sjöar har avrinningsområden med mer än 10 % intensivt jordbruk (Tabell 13).

Även om andelen för de olika markanvändningstyperna hamnar under den traditionella 10 %-gränsen för referenser (Johnson 2003) för de flesta sjöar, påvisades en påverkan av markanvändning på vattenkemin. Både TOC och Tot-N var signifikant och positivt korrelerade med variablerna *dikeslängd per area avrinningsområde*, *area intensivt jordbruk per avrinningsområde*, *dikeslängd per sjöarea* och *area intensivt jordbruk per sjöarea*.

De sjöar med högst andel intensivt jordbruk i avrinningsområden är Havgårdssjön och Krageholmssjön (47,7 % respektive 51 %).

Tabell 13. Trendsjöar med avrinningsområden med mer än 10 % kalhygge eller mer än 10 % intensivt jordbruk. Diken är inte digitaliserade i avrinningsområden där högupplöst höjddata (LIDAR) saknas. Data från Ecke och Segersten (2013).

Namn	Sjöid	Kalhygge	Jordbruk	Diken/aro (km/km ²)	Diken/sjöarea (km/km ²)
Fysingen	660749-161885	1%	24,80%	ej digital.	ej digital.
Gosjön	677506-156174	10,20%	0%	0,1	0,3
Havgårdssjön	615365-134524	0%	47,70%	0	0
Krageholmssjön	615375-137087	0%	51%	0,6	3,5
Krankesjön	617797-135339	0,30%	32,40%	ej digital.	ej digital.
Spjutsjön	672467-148031	11,60%	0%	ej digital.	ej digital.
Ymsen	650398-139136	2,40%	16,30%	1,7	5,7

2.8 Diskussion

Trendsjöprogrammet har tre primära mål: (i) att beskriva tillstånd och storskaliga förändringar, (ii) att bedöma hotbilder och ge underlag för åtgärder samt (iii) att beskriva mellanårsvariation och förändringar över tiden i ett för landet representativt urval av sjöar som inte är påverkade av lokala eller regionala utsläpp eller intensiv markanvändning. För att uppnå målen är det viktigt att sjöarna representerar Sveriges sjöar och de inte är påverkade av punktkällor och intensiv markanvändning.

Att sjöarna ska vara opåverkade av lokala källor och annan markanvändning än skogsbruk är också formulerat i målen för Trendsjöprogrammet. Ett par sjöar har mer än 10 % intensivt jordbruk, samt betydande dikning. Flera av trendsjöarna är också påverkade av försurning och övergödning. För utveckling av bedömningsgrunder och referensvärden är det önskvärt att sjöarna inte är påverkade av skogsbruk, dikning, försurning och annan mänsklig aktivitet. Det är däremot viktigt för övervakning och åtgärder att ha tidsserier för påverkade objekt som lägsta referens vid utvärdering av åtgärder, bland annat för att kunna se hur försurade eller övergödda sjöar påverkas av naturliga variationer. Att inkludera påverkade sjöar i Trendsjöprogrammet är också en del i att uppnå vattendirektivets krav på att den kontrollerande övervakningen ska *bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig påverkan*.

Enligt målen ska Trendsjöprogrammet beskriva mellanårsvariation och förändringar över tiden *i ett för landet representativt urval av sjöar som inte är påverkade av lokal/regionala utsläpp eller intensiv markanvändning*. Programmet har också kritiserats för att sjöarna inte i tillräckligt stor grad är representativa för alla Sveriges sjöar. För utveckling av bedömningsgrunder och referensvärden är det viktigare att naturliga gradienter i exempelvis näring och pH täcks in. För möjligheten att extrapolera statusklassningar och dra slutsatser om hela Sveriges sjöpopulation krävs fler än de 107 sjöar som ingår i programmet, beroende på krav på noggrannhet. Frågan diskuteras mer i avsnitt *Nya mål enligt vattendirektivet och vattenförvaltningen*.

I uppdraget ingick också att beskriva hur Trendsjöprogrammet används vid uppföljning av ekologisk status. Trendsjöprogrammet är av störst betydelse för utvecklingen av bedömningsgrunder och referensvärden, samt för kontrollerande övervakning av naturlig variation enligt vattendirektivets specifikationer (se nedan). Dessutom innebär provtagningarna också att det finns ett väldigt starkt dataunderlag för att bedöma statusen i de sjöar som provtas.

2.8.1 Nya mål enligt vattendirektivet och vattenförvaltningen

Enligt EU:s vattendirektiv ska alla ytvattenförekomster statusklassas med avseende på ekologisk status. På grund av den stora mängden sjöar och vattendrag i Sverige är det omöjligt att provta alla landets ytvattenförekomster. Det är därför önskvärt att kunna bedöma statusen i ytvattenförekomster som inte provtas med hjälp av typologi och gruppering av sjöar efter påverkan. Möjligheterna att göra en sådan extrapolering med tillräcklig noggrannhet behöver utredas, men det är inte realistiskt att kunna göra den med enbart data från Trendsjöprogrammet. Trendsjöarna kan dock vara viktiga i ett sådant arbete eftersom den naturliga variationen är en viktig faktor att ta hänsyn till vid modellering av ekologisk status.

Ett av målen med det här projektet har varit att utreda hur den biologiska variationen i trendsjöarna kan redovisas med hjälp av existerande typologier. På grund av det stora antalet sjötyper (relativt till antalet trendsjöar) har det därför varit svårt att analysera variationen inom typer, hela 40 sjötyper representeras av endast 1 trendsjö var, vilket gör analyser av variationen inom de typerna omöjlig.

I dagsläget existerar flera olika typologier för svenska sötvatten. Ett projekt pågår för att utreda vilken eller vilka typologier som ska användas inom svensk miljöövervakning och vattenförvaltning i framtiden. I detta projekt har de interkalibrerade EU-typerna samt en variant av System A enligt vattendirektivet använts. Om alla sjötyper ska representeras i programmet trendsjöar kan en ny utvärdering bli nödvändig om en ny typologi införs. Det är dock inte troligt att det går att uppfylla vattendirektivets krav på ett referensnät med tillräcklig storlek inom varje typ (enligt System A) med de 108 sjöar som används idag.

Det bör också nämnas att dataunderlaget för att typa sjöar enligt EU-typologin är bristfälligt, främst på grund av avsaknaden av uppgifter om medeldjup. Vidare är

det inte specificerat vilka värden för vattenkemi (ett prov eller medelvärde för ett eller flera år) som ska användas. Bättre dataunderlag och riktlinjer för vilka värden för vattenkemi som ska användas är önskvärt för en säkrare typning.

Att alla interkalibrerade sjötyper övervakas (med biologiska kvalitetselement) är önskvärt, men det behöver inte ske inom Trendsjöprogrammet. För de sjöar som kunde typas tillhörde ingen typen LN2b. Sjötypen är ovanlig i Sverige och endast 7 av 4 978 klassade omdrevssjöar klassades som LN2b. Nitton sjöar som saknar fullständiga data för klassning tillhör LN2b för de faktorer där data finns tillgängligt. Rogsjön (Dalarnas län, sjöid 673287-148825) klassades som LN2b med avseende på djup och höjd över havet och Långsjön (Norrbottens län, sjöid 732566-176330) med avseende på höjd över havet, alkalinitet och färg. Resterande sjutton klassas dock som LN2b enbart med avseende på höjd över havet (data saknades för alkalinitet, färg och djup).

2.8.2 Särskilda förorenande ämnen

I Trendsjöprogrammet ingår metallmätningar i de 10 intensiva sjöarna två gånger per år samt i de övriga stationerna 1 gång per år. En utökning av metallanalyserna till samtliga vattenkemiprover skulle öka kunskapen om metallernas variation i sjöar. Resultaten från Sjöomdrevet (se Metaller) visar på att metallhalterna i många fall är i närheten av befintliga gränsvärden. Det föreslagna tillägget av metallanalyser skulle kosta cirka 200 000 kronor per år.

2.8.3 Nya preciseringar för miljökvalitetsmålen

Ett av målen för Trendsjöprogrammet är att ”följa upp de nationella miljö-kvalitetsmålen *Levande sjöar och vattendrag*, *Bara naturlig försurning*, *Gifrfri miljö*, *Ingen övergödning* och *Ett rikt växt- och djurliv*. Regeringen beslutade 2012 om preciseringar av de olika miljökvalitetsmålen, och ett av målen med det här projektet är att utvärdera Trendsjöprogrammets värde för uppföljning av preciseringarna.

Trendsjöprogrammet är av nytta för uppföljning av en del av de preciseringar som angetts för relevanta miljökvalitetsmål, speciellt för statusbedömningar för *Levande sjöar och vattendrag*, *Bara naturlig försurning* och *Ingen övergödning* (Tabell 14). Preciseringarna för *Gifrfri miljö* rör främst produktion, exponering och information och kunskap, men sammanfaller även med övervakningen av prioriterade ämnen (se Särskilda förorenande ämnen).

Med nuvarande upplägg kan resultatet användas för övervakning av hotade och främmande arter, men följande förslag på förändringar skulle kunna stärka övervakningen. Kvalitativa prover för bottenfauna och makrofyter skulle öka sannolikheten för att hotade och främmande arter hittades, eftersom de ofta är ovanliga och lättare missas med nuvarande upplägg (vars syfte främst är jämförbara och kvalitativa data). Det skulle också vara möjligt att upprätta en lista för ett fåtal prioriterade och lättidentifierade främmande arter (exempelvis arter ”som (sannolikt) innebär en stor eller allvarlig risk för påverkan på ekologisk status” enligt Enberg et al.

2013), som provtagarna skulle kunna vara uppmärksamma på och anteckna i protokoll om de påträffades.

Tabell 14 Exempel på miljömålets preciseringar som är relevanta för Trendsjöprogrammet.

Sjöar och vattendrags viktiga ekosystemtjänster är vidmakthållna.
Naturtyper och naturligt förekommande arter knutna till sjöar och vattendrag har gynnsam bevarandestatus och tillräcklig genetisk variation inom och mellan populationer
Hotade arter har återhämtat sig och livsmiljöer har återställts i värdefulla sjöar och vattendrag.
Främmande arter och genotyper hotar inte den biologiska mångfalden.
Genetiskt modifierade organismer som kan hota den biologiska mångfalden är inte introducerade.
Bevarandestatusen för i Sverige naturligt förekommande naturtyper och arter är gynnsam och för hotade arter har statusen förbättrats samt att tillräcklig genetisk variation är bibehållen inom och mellan populationer.
Den av klimatscenarier utpekade förhöjda risken för utdöende har minskat för de arter och naturtyper som löper störst risk att påverkas negativt av klimatförändringar.
Ekosystemen har förmåga att klara av störningar samt anpassa sig till förändringar, som ett ändrat klimat, så att de kan fortsätta leverera ekosystemtjänster och bidra till att motverka klimatförändringen och dess effekter.
Det finns en fungerande grön infrastruktur, som upprätthålls genom en kombination av skydd, återställande och hållbart nyttjande inom sektorer, så att fragmentering av populationer och livsmiljöer inte sker och den biologiska mångfalden i landskapet bevaras.

2.9 Slutsatser och förslag till revidering av Trendsjöprogrammet

Uppdraget var att ta fram förslag för förbättringar inom befintlig budget. Det innebär i princip att om ett tillägg görs måste en annan del av programmen minska, exempelvis att sjöar byts ut mot andra, eller att frekvensen av en del provtagningar minskar. Alla biologiska kvalitetselement måste givetvis vara kvar. Vinster med att byta ut sjöar måste vägas mot förlusten av tidsserier. Tidigare utvärderingar har också betonat vikten av att bevara tidsserier (Ricklund 2011).

Trendsjöprogrammet har kritiserats för bristande representativitet av Sveriges sjöpopulation. Det är dock inte nödvändigt för många av målen att trendsjöarna avspeglar hela sjöpopulationen, däremot att de vanligaste sjötyperna finns representerade för att kunna täcka viktiga gradienter av styrande faktorer. Jämförelsen med vilka sjöar som är vanligt förekommande enligt Sjöomdrevet visar att vissa sjötyper är underrepresenterade i Trendsjöprogrammet, bland annat sjöar av typen 20MLC, och att öka antalet sjöar inom dessa typer kan övervägas. Fler kraftigt eutrofa sjöar som bara påverkas av jordbruk men inte av punktutsläpp skulle också ge värdefull information om den naturliga väderstyrda variationen vilket är värdefullt som jämförelse med andra sjöar med förändrad belastning.

En utökning för att bättre följa vattendirektivet och öka representationen bör ske samordnad med övrig miljöövervakning. Ett bättre underlag, exempelvis data för bedömning av övergödning och försurning, markanvändning, hydromorfologisk påverkan, samt djupdata, alkalinitet och vattenfärg (för typning) behövs för att välja ut eventuella nya sjöar som skulle kunna införas i Trendsjöprogrammet.

Resultaten från sjöomdrevet visar att metallhalterna i många sjöar är i närheten av befintliga gränsvärden vilket motiverar en utökad analys av metaller även i trendsjöarna. Om metallanalyserna skulle genomföras i samtliga vattenkemiprover skulle kunskapen om metallernas variation i sjöar ökas. Kostnaden uppskattas till cirka 200 000 kronor per år.

För att bättre kunna kommunicera mål och resultat för programmet bör målbeskrivningen utökas och förtydligas. Det bör bland annat förtydligas att påverkade sjöar ska ingå och varför. Styrkorna med Trendsjöprogrammet, bland annat tidsserierna och övervakningen av opåverkade sjöar bör bättre framgå. Nyttan med tidsserier och behovet av opåverkade sjöar för metodutveckling skulle kunna lyftas till egna mål, istället för som nu vara något som resultaten ska användas till.

Förutom förändringar i själva programmet kan användbarheten för exempelvis vattenförvaltningen och utveckling av bedömningsgrunder ökas genom förbättring av tillgängliga kringdata, vilket kan antas vara ett kostnadseffektivt sätt att förbättra nyttan av programmet. Som tidigare nämnts är uppgifter om medeldjup samt alkalinitet och vattenfärg nödvändiga för typning enligt vattendirektivet (och antagligen för reviderad typologi). Bättre uppgifter om lokal påverkan går att ta fram, exempelvis visar rapporten om markanvändning (Ecke & Segersten 2013) att information om dikning och avverkning kan tas fram förhållandevis enkelt.

Det är viktigt att betona att trendsjöarna bara är en del av övervakningen av svenska sjöar, och att olika regionala och nationella program bör samverka för att nå de övergripande målen med miljöövervakningen. Styrkan med trendprogrammet är det långa tidsserierna, och övervakningen i relativt opåverkade sjöar, vilket är ovärderligt för metodutveckling av bedömningsgrunder och andra metoder för statusklassning. Tidsserierna av både opåverkade och påverkade sjöar är också viktiga i den kontrollerande övervakningen, både för att skapa referensvärden och för att övervaka förändringar i påverkade system.

3 Sjöömdrevet

3.1 Introduktion

Syftet med utvärderingen är att redovisa resultat från första omgången av omdrevsundersökningarna av sjöar 2007–2012 samt utvärdera om programmet har uppfyllt sina syften. Vidare ska rapporten ge underlag för en eventuell revidering av programmet för att om möjligt i högre grad uppfylla kraven från vattenförvaltningsförordningen.

3.1.1 Programmets upplägg

3.1.1.1 Från Tusen sjöar till Omdrevsprogrammet

Riksomfattande sjöinventeringar har genomförts i Sverige sedan 1972 (Tabell 15). Den första inventeringen, ”Tusen sjöar”, var inriktad på näringsstatus och urvalet gjordes av länsstyrelsen med syfte att ge så bra geografisk täckning som möjligt. Senare inventeringar kom att inriktas mer mot försurning. Från och med riksinventeringen 1985 har sjöarna valts ut genom ett slumpvis urval ur SMHI:s sjöregister. Inventeringarna 1995 och 2000 begränsades till sjöar större än 4 ha. Anledningen var en anpassning till de nordiska sjöregistren eftersom inventeringarna gjordes gemensamt med de övriga nordiska länderna. Tidpunkten på året för provtagningen har varierat, men sedan 1995 tas provet under höstomblandningen. Det är den tidpunkt då ett enskilt ytprov bäst representerar vattenkemin i hela sjön. Sedan 2007 görs sjöinventeringen i form av så kallade omdrev, det vill säga ett slumpat urval av alla sjöar som ingår i programmet provtas varje år i en sexårscykel varefter man återkommer till samma sjöar. Anledningarna till att man bytte från stora inventeringar vart femte år till omdrev var dels för att det blev lättare att ha en finansiering och infrastruktur för provtagningen, och dels för att undvika att resultaten skulle påverkas av väderförhållandena under ett enskilt år.

Tabell 15. Tidigare sjöinventeringar. För referenser till undersökningarna hänvisas till (Wilder and Fölster 2007).

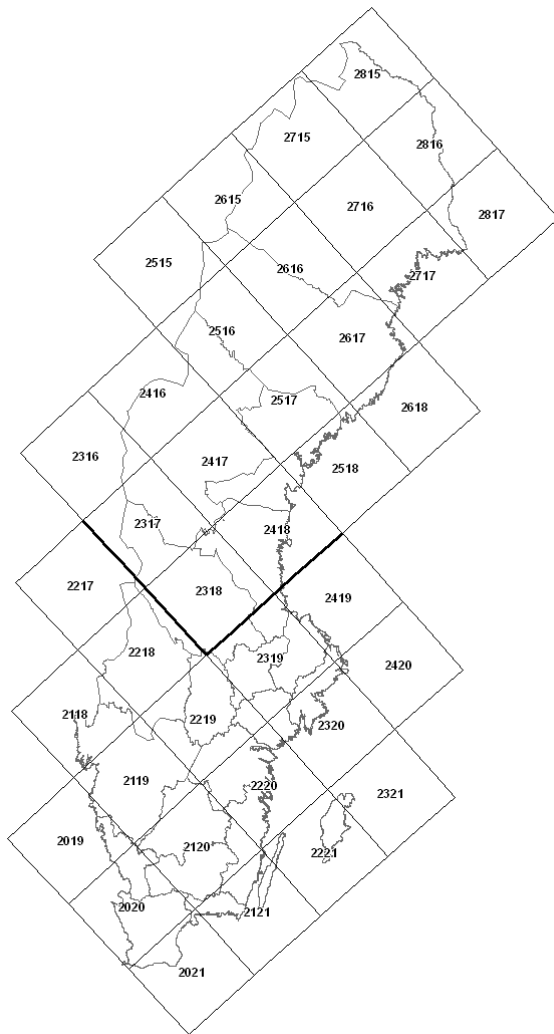
Tid	Antal sjöar	Namn på undersökningen
Augusti 1972	1250	Tusen sjöar
Våren 1975	1000	Sjöinventeringen våren 1975
1977-1980	8000	Sjöinventering
Vintern 1985	6900	Riksinventering 1985
Vintern 1990	4018	Riksinventering 1990
Hösten 1995	4113	Riksinventering 1995
Hösten 2000	3465	Riksinventering 2000
Hösten 2005	2782	Sjöinventeringen 2005

3.1.1.2 Dagens program

Det nationella miljöövervakningsprogrammet Sjöar, Omdrevsstationer (i fortsättningen kallat Sjöomdrevet), omfattar idag 4 824 sjöar och har i pågått i nuvarande upplägg sedan 2007. Sjöarna har valts ut genom ett stratifierat slumpat urval ur SMHI:s sjöregister (omfattande samtliga Sveriges sjöar > 0,01 km²; Grandin 2007). Stratifieringen gjordes dels geografiskt och del med avseende på storlek. Den geografiska stratifieringen baserar sig sedan 2007 på det rutnät som används internationellt inom luftvårdskonventionen med 150×150-km rutor (Figur 7; härafter kallade EMEP-rutor) till skillnad från tidigare länsbaserad stratifiering. Orsaken till att man bytte underlag för geografisk stratifiering var att det vid tiden för programmets upplägg förekom planer om att göra om länsindelningen. Den geografiska stratifieringen är gjord så att landet delats upp i en nordlig och en sydlig del med 60 % av de provtagna sjöarna i den södra delen och 40 % i den norra. Den tätare provtagningen i den södra delen motiverades av större befolkningstäthet och större påverkanegrad där. Därefter fördelades sjöarna så att lika många sjöar provtogs inom varje EMEP-ruta i respektive landsdel. För rutor som delades med grannländer eller delvis låg i havet, beräknades antal sjöar proportionellt mot ytan för den del av rutan som låg inom Sverige. Inom rutorna fördelades slutligen sjöarna i förhållande 1:5:10:15 på storleksklasserna B:C:D:E (Tabell 16). För storleksklass A ingick samtliga 23 sjöar utom Vätern. Vättern och Mälaren som har egna provtagningsprogram. Fördelningen på storleksklasserna B – E i alla Sveriges sjöar enligt sjöregistret var 1:10:55:200. Stratifieringen mot fler större sjöar gjordes för att ett rent slumpmässigt urval skulle lett till att 96 % av sjöarna skulle vara mindre än 1 km². Stratifieringen innebär att en betydligt större andel av de större sjöarna provtas (43 % för klass B) jämfört med de mindre (3 % av klass E) även om programmet i absoluta termer omfattar fler små sjöar.

Tabell 16. Storleksklasser för sjöarea enligt SMHI och fördelningen av sjöar på de olika storleksklasserna för alla Sveriges sjöar respektive Sjöomdrevet.

Klass	A	B	C	D	E
Storlek (km ²)	> 100	10 - 100	1 - 10	0,1 - 1	0,01 - 0,1
Antal i Sverige	23	362	3588	20075	71798
Antal i Sjöomdrev	20	158	771	1549	2326



Figur 7. EMEP-rutornas placering över Sverige. Den gräns som använts för uppdelning av landet i en nordlig och sydlig del är markerad med en kraftigare linje. (från Grandin, 2007)

Vid urvalet valdes i första hand sjöar som ingått i tidigare slumpade Riksinventeringar (sedan 1990) för att bättre kunna följa förändringen i tiden. Ett mindre antal sjöar har även ingått i flera av sjöinventeringarna gjorda före 1990.

En sjättedel av sjöarna, ungefär 800, provtas varje år. Dessa sjöar är jämnt fördelade över landet så att varje omgång ger en heltäckande bild av tillståndet i Sverige, men för varje år som läggs till blir beskrivningen mer pålitlig och den regionala upplösningen bättre. Genom att upprepa omdrevet flera gånger kommer man kunna beskriva hur den geografiska fördelningen av sjökemi förändras med tiden.

Några län har valt att komplettera det nationella programmet med ytterligare sjöar som valts ut enligt samma slumpningsstrategi. Dessa har kunnat tillfogas det nationella programmet och därmed har upplösningen ökat i dessa län.

3.1.2 Metoder för dataanalysen

3.1.2.1 Destratifiering av resultaten

Stratifieringen är gjord så att resultaten från undersökningen kan användas till att beskriva det representativa tillståndet i alla Sveriges sjöar. Detta görs genom att beräkna en vikt ($v_{i,j}$) för varje strata (kombination av ruta och storleksklass) enligt kvoten mellan antal provtagna sjöar och det totala antalet sjöar per ruta i och storleksklass j (ekvation 1).

$$V_{i,j} = \frac{N_{sjöreg,i,j}}{N_{omdrev,i,j}} \quad \text{Ekvation (1)}$$

Andelen av till exempel försurade sjöar i Sverige kan därefter beräknas som kvoten mellan summan av vikterna för de försurade sjöarna och summan av alla vikter.

3.1.2.2 Gränsvärden för tungmetaller

Av de metaller som ingick bland analysparametrarna har det satts upp miljökvalitetsnormer för kadmium (Cd), bly (Pb) och nickel (Ni) (Tabell 17). För koppar (Cu), zink (Zn) och krom (Cr) har Naturvårdsverket gett förslag till gränsvärden. Metallhalterna i Sjöomdrevets sjöar utvärderades som kvoter mellan uppmätta halter och dessa gränsvärden.

Tabell 17. Gränsvärden för tungmetaller

Metall	Hårdhet mgCaCO ₃ /l	Typ av gränsvärde	Gränsvärde µg/l
Cd	< 50	MKN	0,08
Cd	50 < 100	MKN	0,9
Cd	100 < 200	MKN	0,15
Cd	> 200	MKN	0,25
Pb		MKN	7,2
Ni		MKN	20
Cu		NV	4
Zn*	> 24	NV	4
Zn*	< 24	NV	9
Cr		NV	3

*beräknat med antagande av en bakgrund på 1 µg/l enligt Handboken 2007:4

3.2 Resultat

3.2.1 Beskrivning av dagens program

3.2.1.1 Antal provtagna sjöar

Det första sexåriga omdrevet av sjöar genomfördes 2007–2012. Av de ursprungligen utvalda 4 824 sjöarna i det nationella programmet provtogs 4 766. Bortfallet beror dels på att en del av sjöarna som valts ur sjöregistret visade sig vara myrar, igenvuxna sjöar eller havsvikar. Dessa kommer att ersättas av nya slumpade sjöar när omgången som sjön ingick i provtas sex år senare. Ytterligare sjöar kunde inte provtas på grund av dåligt väder, för att de låg inom skjutfält med pågående verksamhet eller av andra orsaker. Dessa kommer om möjligt att provtas vid senare undersökningar. Tillsammans med 318 slumpvis utvalda regionala tillägg utgör datamaterialet för att beskriva tillståndet i alla Sveriges sjöar nu 5 084 sjöar. Det stora antalet och det faktum att provtagningen skett under sex år (2007–2012) gör att detta ger den bästa beskrivningen av tillståndet i Sveriges sjöar hittills.

3.2.1.2 Sjöar som ingått i tidigare sjöinventeringar

Av de 5 084 sjöarna som provtagits inom Sjöomdrevet har 3 901 provtagits minst en gång i tidigare inventeringar (Tabell 18). 2 486 sjöar har provtagits 4 gånger eller fler. Dessa utgör värdefulla tidsserier som kan användas för att beskriva sjökemins förändring över tid.

Tabell 18. Antal sjöar i Sjöomdrevet som provtagits i tidigare sjöinventeringar.

Antal prov	Antal sjöar
1 eller fler	5084
2 eller fler	3901
3 eller fler	3337
4 eller fler	2486
5 eller fler	1540
6 eller fler	766
7 eller fler	215
8	106

3.2.1.3 Fördelningen av sjöarna

Fördelning av antalet sjöar är ett resultat av urvalet med fler sjöar per ytarea i södra Sverige än i norra Sverige (Tabell 19).

Tabell 19. Antal sjöar i Sjömdrevet per län och storleksklass. I D, N och BD län har det nationella programmet kompletterats med ytterligare sjöar som valts ut slumpvis enligt samma metodik som i Sjömdrevet.

Län	Storleksklass					Totalt	Varav regionala
	A	B	C	D	E		
AB	0	3	28	43	62	136	
C	0	1	17	24	25	67	
D*	1	7	20	31	37	96	10
E	1	9	44	82	129	265	
F	1	10	54	64	90	219	
G	1	10	37	64	95	207	
H	0	2	26	65	80	173	
I	0	0	2	4	6	12	
K	0	0	4	39	69	112	
M	0	5	11	35	43	94	
N*	0	1	31	107	155	294	183
O	1	13	79	174	275	542	
S	1	12	43	110	192	358	
T	0	7	28	49	82	166	
U	0	1	15	39	73	128	
W	1	10	58	95	107	271	
X	0	4	19	29	64	116	
Y	0	5	24	44	51	124	
Z	5	11	38	115	158	327	
AC	1	18	70	152	221	462	
BD*	6	34	153	282	440	915	125
Hela Sverige	19	163	801	1647	2454	5084	318

För samtliga sjöar togs avrinningsområdena fram för att kunna beskriva markanvändningen. De flesta sjöarna har mindre än 1 % jordbruksmark i avrinningsområde (73 %) och bara 7 % av sjöarna mer än 10 % (Tabell 20).

Tabell 20. Antal sjöar i Sjöomdrevet för sjöar uppdelat på län och andel jordbruksmark.

Län	Andel jordbruksmark		
	< 1 %	1 - 10 %	> 10 %
AB	66	32	38
C	37	15	15
D	36	20	40
E	149	79	37
F	72	111	36
G	97	102	8
H	77	81	15
I	1	5	6
K	68	35	9
M	24	40	30
N	141	124	29
O	327	154	61
S	307	41	10
T	130	28	8
U	90	27	11
W	254	13	4
X	101	12	3
Y	88	28	8
Z	318	7	2
AC	430	25	7
BD	900	15	0
Hela Sverige	3713	994	377

3.2.1.4 Fördelningen av vattenkemiska parametrar i Sveriges sjöar och i Trendsjöprogrammet

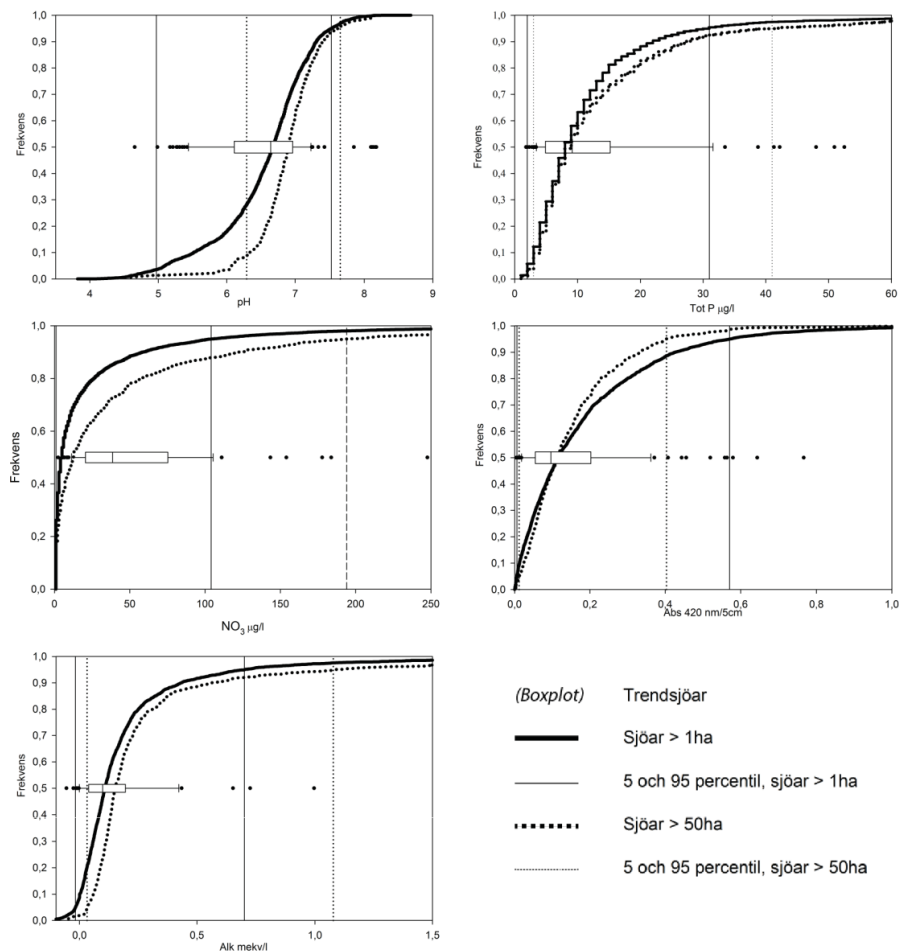
Genom destratifiering av resultaten från Sjöomdrevet kan fördelningen av de fysikalisk/kemiska parametrarna i Sveriges sjöar större än 0,01 km² beskrivas. Det visar sig då att hälften av Sveriges sjöar har ett pH-värde över 6,7, att 75 % av sjöarna har en Tot-P-halt på 13 µg/l eller lägre och att nitrathalterna i 95 % av sjöarna är 104 µg/l eller mindre (Tabell 21).

Tabell 21. Percentiler av vattenkemiska variabler i Sveriges sjöar > 0,01 km² uppskattade från 5 084 omdrevssjöar.

Percentil	pH	Alk mekv/l	Abs F 420/5	Tot-P µg/l	NO ₂ +3-N µg/l
5	5,1	-0,017	0,006	2	1
25	6,2	0,045	0,044	5	1
50	6,7	0,108	0,116	8	5
75	7,0	0,211	0,252	13	19
95	7,5	0,702	0,571	31	104

En motsvarande beskrivning kan göras för sjöar större än 0,5 km² som är de som ska betraktas som vattenförekomster enligt vattendirektivet. En grafisk jämförelse mellan fördelningarna kan visa på om de olika sjöpopulationerna skiljer sig åt (Figur 8). Jämförelsen visar att de större sjöarna har högre alkalinitet, pH och nitrithalt jämfört med hela populationen.

Vidare kan fördelningen av Trendsjöar jämföras med den för Sveriges sjöar för att se om dessa täcker gradienten av Sveriges sjöar (Figur 8). Det är viktigt att påpeka att det inte är önskvärt att trendsjöarna har samma fördelning som hela populationen utan att de snarare ska ha en jämn fördelning längs hela gradienten framför allt för de parametrar som ingår i typningen av sjöarna (se avsnittet om trendsjöar). En jämförelse av trendsjöarna med den Svenska sjöpopulationen visar att de täcker stora delar av gradienten för viktiga parametrar, men att det är en övervikt mot klara sura sjöar med relativt höga nitrathalter.



Figur 8. Fördelning av fysikalisk och kemiska parametrar för alla Sveriges sjöar, sjöar > 0,5 km² samt boxplottar för trendsjöarna.

3.2.2 Fördelning av Sveriges sjöar på olika typer

Två olika typologier tillämpades på Sjöomdrevet och genom destratifiering uppskattades antal sjöar i varje typ som man kan förvänta sig i hela sjöpopulationen. För typer med få sjöar är det uppskattade antalet sjöar mycket osäkert och resultaten ska då främst ses som en indikation på att sjötyperna förekommer, men är ovanlig.

3.2.2.1 Typindelning enligt vattendirektivet

Den föreslagna typologin enligt system A omfattar 1 215 typer om man kombinerar alla strata (Tabell 1). En viss del av typerna kan inte finnas ens teoretiskt som till exempel sjöar under 200 m i fjällen. Ytterligare andra typer är inte sannolika att finna, som till exempel mycket små, mycket djupa sjöar i södra Sverige. I om-drevsundersökningen återfanns bara 319 av typerna, varav 108 typer bara representerades av en sjö och 36 av två sjöar. Den vanligaste sjötypen var ”mycket mycket liten” (*tiny*), låglänt, mycket grund, lågalkalin, mycket brun sjö i södra Sverige (14TLVLV) som det återfanns 554 av i Sjöomdrevet. Om man skalar om resultaten till alla Sveriges sjöar är den vanligaste sjötypen samma typ med avseende på storlek, djup och vattenkemi, men i Norrlands inland över 200 m (22TMVLV). Den vanligaste sjötypen i Sverige som är $> 0,5 \text{ km}^2$ är en mycket liten, grund, lågalkalin humös sjö i Norrlands inland (22VMSLH).

Generellt sett dominerar den minsta storleksklassen ($< 0,5 \text{ km}^2$) som utgör ungefär 90 % av alla Sveriges sjöar (Tabell 22). De två nordliga ekoregionerna omfattar var och en för sig mer än dubbelt så många sjöar som den sydliga ekoregionen. Den vanligaste altitudklassen i norra Sverige är den mellan 200 och 800 m, medan den lägre klassen dominerar i den sydliga regionen (Tabell 23). Den vanligaste djupklassen är ”mycket grunda sjöar”, det vill säga sjöar som troligen inte har permanent skiktning under sommaren (Tabell 24). De allra flesta sjöarna är lågalkalina ($< 0,2 \text{ mekv/l}$) oavsett ekoregion (Tabell 25). Den klaraste färgklassen dominerade inte oväntat sjöarna i fjällen medan den brunaste klassen var dominerade i resten av Sverige.

Det vattendistrikt som hade flest vattentyper representerade i Sjöomdrevet var Bottnhavet (147 typer) följt av Västerhavet (137 typer). Minst antal typer hade Norra Östersjön med 92 typer. Fördelningen på sjöarna på de olika typerna för varje vattendistrikt presenteras i Bilaga 2.

I avsnittet om trendsjöar presenteras även fördelningen på typer enligt en reducerad typologi (Tabell 9).

Tabell 22. Fördelningen av Sveriges sjöar efter ekoregion och storleksklass baserat på Sjömdrevet.

Storleksstrata			Ekoregion		
			Centralslätten (14)	Fennosk. skölden (22)	Fjällen (20)
0,01 km ² < area ≤ 0,5 km ²	Tiny	T	14 910	33 591	37 683
0,5 km ² < area ≤ 1 km ²	Very small	V	1 182	2 342	1 224
1 km ² < area ≤ 10 km ²	Small	S	1 020	2 351	845
10 km ² < area ≤ 100 km ²	Intermediate	I	175	189	176
> 100 km ²	Large	L	28	93	9
Alla sjöar			17 315	38 566	39 937

Tabell 23. Fördelningen av Sveriges sjöar efter ekoregion och altitud baserat på Sjömdrevet.

Altitudstrata			Ekoregion		
			Centralslätten (14)	Fennosk. skölden (22)	Fjällen (20)
>800 m	High	H			7731
200–800 m	Mid	M	1 875	29 730	32 206
<200 m	Low	L	15 440	8 836	

Tabell 24. Fördelningen av Sveriges sjöar efter ekoregion och djup baserat på Sjömdrevet.

Djupstrata			Ekoregion		
			Centralslätten (14)	Fennosk. skölden (22)	Fjällen (20)
<3m	Very shallow	V	9 788	24 219	25 783
3–15m	Shallow	S	7 213	13 378	12 655
>15m	Deep	D	47	25	35

Tabell 25. Fördelningen av Sveriges sjöar efter ekoregion och alkalinitet baserat på Sjömdrevet.

Alkalinitetsstrata			Ekoregion		
			Centralslätten (14)	Fennosk. skölden (22)	Fjällen (20)
<0,2 mekv/L	Low	L	11 496	31 077	29 943
0,2–1 mekv/L	Moderate	M	4 398	6 710	9 558
>1 mekv/L	Calcareous	C	1 420	769	436

Tabell 26. Fördelningen av Sveriges sjöar efter ekoregion och färg baserat på Sjömdrevet.

Färgstrata			Ekoregion		
			Centralslätten (14)	Fennosk. skölden (22)	Fjällen (20)
<30 mg Pt/L	Clear	C	1 288	5 335	23 490
30–90 mg Pt/L	Humic	H	4 452	13 898	12 909
>90 mg Pt/L	Very humic	V	11 574	19 323	3 538

3.2.2.2 Typindelning enligt föreskriften

För typerna enligt föreskriften gjordes en uppskattning av hur många sjöar det finns inom varje typ i respektive vattendistrikt. Antal typer som återfanns i Sjömdrevet varierade mellan 19 i distrikt 3 och 29 i distrikt 5 (Tabell 27).

Tabell 27. Uppskattat antal sjöar i varje vattentyp i varje vattendistrikt enligt NFS 2006:1. Sjöar < 0,5 km² ingår inte i typningen.

V. Distrikt 1		V. Distrikt 2		V. Distrikt 3		V. Distrikt 4		V. Distrikt 5	
Typ	Antal	Typ	Antal	Typ	Antal	Typ	Antal	Typ	Antal
L2DSNN	740	L2SSYN	847	L4SSYN	183	L4SSYN	284	L6DSYN	211
L2SSNN	543	L2DSNN	679	L4SSYY	99	L4DSYN	232	L6SSYN	178
L2SSYN	327	L3DSYN	488	L4DSYN	88	L4DSNN	119	L2DSYN	150
L3SSYN	264	L2DSYN	475	L4DSNN	79	L7DSYN	50	L6DSNN	126
L1DSNN	210	L2SSNN	427	L4DSNY	73	L7SSYN	48	L3DSYN	100
L3DSYN	176	L3DSNN	249	L4SSNY	71	L7DSNN	38	L3SSYN	44
L2DLNN	99	L3SSYN	184	L3DSYN	70	L4DLNN	27	L6SLYN	41
L2DSYN	94	L2SSNY	67	L3SSYN	68	L5SSYN	24	L2SSYN	40
L3DSNN	84	L2SLYN	65	L4SSNN	64	L4SSNN	23	L2DSNN	30
L1SSNN	72	L3SLYN	60	L4DSYY	38	L4SLYN	20	L7DSYN	30
L3SSNN	21	L2DLNN	56	L2DSYN	25	L4DSYY	17	L6DLYN	28
L1DLNN	16	L1DSNN	54	L3DSNN	22	L7SSNN	14	L7SSYN	28
L.DSNN	9	L2DSNY	48	L4DLNN	16	L4SSNY	14	L3DSNN	27
L1SSYN	8	L3DSYY	32	L3SLYN	9	L4DSNY	12	L3SLYN	22
L3DLNN	7	L2DSYY	27	L2SSYN	8	L4SSYY	11	L6DLNN	19
L3DLYN	4	L3SLNN	27	L3DLYN	6	L4DLYN	11	L6SSNN	18
L2DSNY	4	L4SSYN	23	L4SLYY	3	L7SSNY	7	L3DLNN	13
L2SSNY	3	L3DLNN	14	L4DLNY	1	L5DSYN	6	L6SLNN	11
L2SLNN	3	L2SLNN	13	L4SLNN	1	L5SLYN	6	L3DLYN	11
L2DLYN	2	L3DLYN	11			L5SSNN	4	L2SLYN	11
		L3SSNN	9			L5SSNY	3	L2DLYN	10
		L2DLYN	7			L5DSNY	2	L6SSNY	7
		L4DLYN	6			L7DLNN	2	L7DSNN	7
		L4DSYN	4			L7DLYN	2	L2SSNN	7
		L2DLNY	4			L5DLNY	1	L5SSYN	6
						L5SLNY	1	L5DSYN	4
								L5SLNY	3
								L7DLYN	2
								L7DLNN	2

3.2.3 Statusklassningar

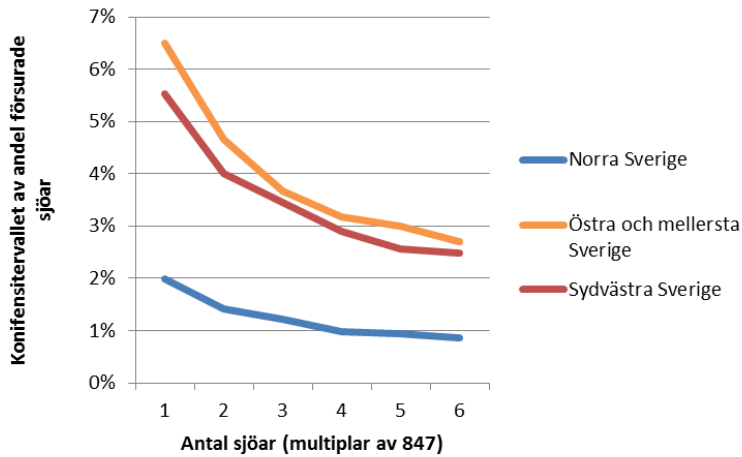
3.2.3.1 Försurning

Liksom i de tidigare riksinventeringarna har ett av de viktigaste resultaten från Sjöomdrevet varit möjligheten att uppskatta andelen försurade sjöar i Sverige samt större regioner. Resultatet har varit en viktig del i uppföljningen av försurningsmålet. Försurningspåverkan bedöms med verktyget MAGIC_{bibliotek} och kalkade sjöar korrigeras för kalkningspåverkan. Enligt första Sjöomdrevet 2007–2012 var 10,4 % av Sveriges sjöar försurade under perioden, med 47 % i sydvästra Sverige och 3 % i norra Sverige (Tabell 28; Figur 10). Osäkerheten i andel försurade sjöar som beror på det slumpvisa urvalet kan beräknas genom Monte-Carlo-simulering och är beroende av hur många omgångar av Sjöomdrevet som tagits med i beräkningarna. För till exempel sydvästra Sverige har osäkerheten i andelen försurade sjöar

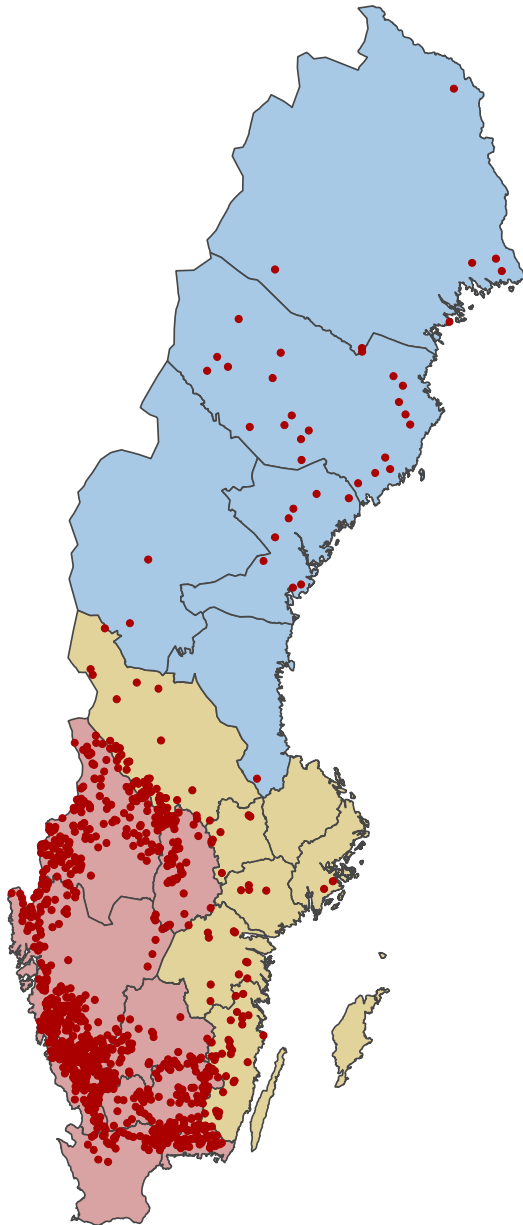
minskat från 5,5 % efter första omgången 2007 till 2,5 % efter hela omdrevet 2012
 Figur 9 Konfidensintervallet för andelen försurade sjöar i tre regioner beroende på antalet sjöar i undersökningen (Figur 9).

Tabell 28. Andel försurade sjöar i Sverige enligt klassning med bedömningsgrunder baserat på data från Omdrevsprogrammet 2007–2012, fördelat på regioner som motsvarar försurningstrycket (Figur 10). Försurningspåverkan är bedömd med verktyget MAGIC_{bibliotek}. Kalkade sjöar har bedömts efter att vattenkemin korrigerats för kalkningspåverkan.

Region	Andel försurade sjöar %	
	Sjöar > 0,01 km ²	Sjöar > 0,5 km ²
Norra	2,8	1,8
Östra och mellersta	9,6	4,6
Sydvästra	46,8	47,5
Hela Sverige	10,4	10,5



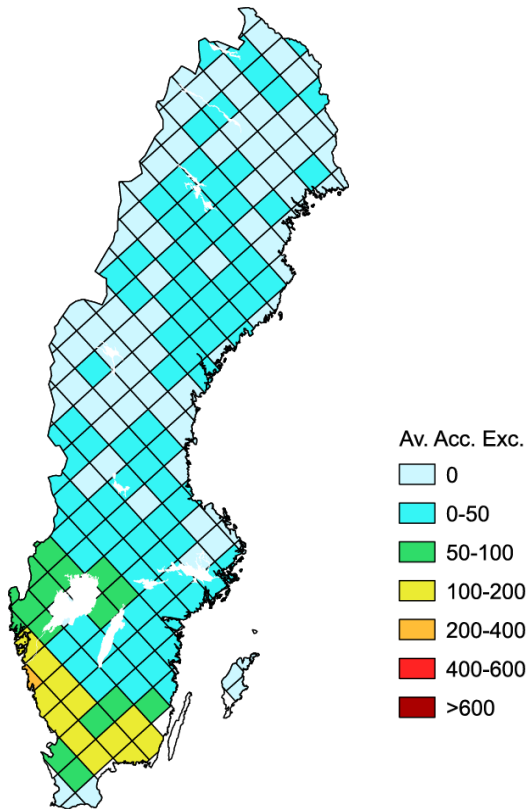
Figur 9 Konfidensintervallet för andelen försurade sjöar i tre regioner beroende på antalet sjöar i undersökningen



Figur 10. De 1 098 sjöar, av de 5 084 sjöarna inom Sjöomdrevet 2007–2012, som klassas som försurade enligt bedömningsgrunderna. Regionsindelningen baseras på länsgränser och avspeglar försurningstrycket.

Kritisk belastning av försurande ämnen

Ett viktigt syfte med Sjöomdrevet är att ge underlag för Sveriges rapportering av kritisk belastning för försurande ämnen enligt luftvårskonventionen. Resultaten från det första Sjöomdrevets 5 084 sjöar ger ett bättre underlag än vi levererat tidigare och rapporterades i mars 2014. Beräkningen av kritisk belastning utgör också en av preciseringarna av miljömålet *Bara naturlig försurning*. Enligt det senaste underlaget överskreds den kritiska belastningen på 17,4 % av Sveriges yta 2010. Överskridandet var störst i sydvästra Sverige (Figur 11). I övriga Sverige var överskridandet mycket litet.



Figur 11. Överskridandet av kritisk belastning för försurning av sjöar i Sverige. Varje ruta anger det genomsnittliga ackumulerade överskridandet.

3.2.3.2 Övergödning

Resultaten från Sjömdrevet klassades med avseende på ekologisk status för Tot-P enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007). Enligt bedömningsgrunderna ska klassningen helst baseras på mätningar från tre år med flera prover per år. För enstaka värden ger en klassning baserat på ett enda höstprov en stor osäkerhet, men för att beskriva tillståndet i Sveriges sjöar som en population kan det ha ett visst värde. Tillämpningen av bedömningsgrunder på sjömdrevet visar att 7,7 % av Sveriges sjöar klassas om övergödda om man bortser från sjöar med > 10 % jordbruksmark (3,1 % av Sveriges sjöar). För sjöar med mer än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet har referensvärdet enligt bedömningsgrunderna mindre relevans. En förvånansvärt stor andel av sjöar i Norra Sverige klassas som övergödda även i områden där det saknas kända påverkanskällor för fosfor. En tidigare studie visar att dessa till del kan utgöras av grunda sjöar som är naturligt grumliga och därför felklassas (Huser och Fölster 2013). Naturlig grumling kan bero på partiklar av till exempel humus, järn eller lera. Det kan också finnas naturligt förekommande fosformineraler i marken i avrinningsområdet som ger en naturligt högre fosforhalt än vad som förväntas. En annan orsak till eventuella felklassningar kan vara att värdena av både Tot-P-halter och absorbans som referensvärdet baserar sig på är mycket låga. Mätosäkerheten kan då vara tillräckligt för att ge stora relativa avvikelser mellan beräknat referensvärde och uppmätt värde.

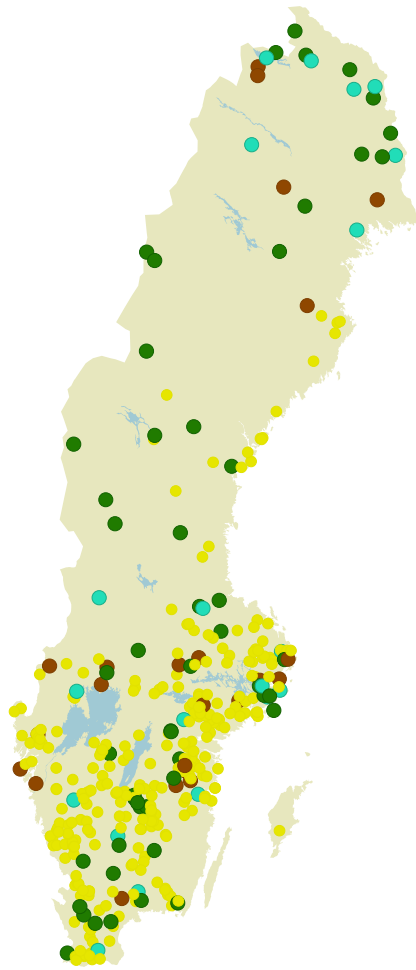
Tabell 29. Andel av Sveriges sjöar med > 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet samt klassning av status med avseende på Tot-P enligt bedömningsgrunder.

Landsdel	>10% jordbruk	God status	Ej god status
Norra Sverige	0,9	91	8,3
Östra och mellersta Sverige	8,5	85	6,8
Sydvästra Sverige	8,4	86	5,7
Hela Sverige	3,1	89	7,7

För att klassa enskilda sjöar har ett enstaka vattenkemiprov begränsat värde eftersom osäkerheten i klassningen blir stor. Värdet av data ökar dock om man kan uppskatta osäkerheten i klassningen. Med verktyget OSIS-PS bedömdes om sjöarna uppfyllde god status samt hur säker klassningen var (Fölster and von Brömssen 2012). För grumliga sjöar som klassades som övergödda gjordes en alternativ klassning med en formel som tar hänsyn till grumligheten. Beräkningarna visar att för 43 % av sjöarna är osäkerheten för stor för att en klassning ska kunna göras och för bara 38 % av sjöarna kan en säker klassning göras (Tabell 30). Fördelningen över landet av sjöarna som klassats som övergödda visar att det bland säkert klassade sjöar finns ett flertal i Norrlands inland, troligen på grund av några av de ovan nämnda orsakerna (Figur 12).

Tabell 30. Bedömning av övergödningspåverkan utifrån Tot-P enligt bedömningsgrunder med uppskattning av osäkerheten med verktyget OSIS-PS. Grumliga sjöar som klassades som övergödda bedömdes med alternativ beräkningsformel. Klassningen avser 3 572 omdrevssjöar med mätning av grumlighet som skillnad mellan filtrerad och ofiltrerad absorban.

Klass	% av Sveriges sjöar
> 10 % jordbruksmark	3,4
Säkert god status	37
Troligen god status	15
Osäker klassning	43
Troligen inte god status	0,4
Säkert inte god status	1,3
Naturligt grumlig	0,4



Figur 12. Eutrofieringspåverkan enligt bedömningsgrunder för Tot-P i 3 572 sjöar med mätning av grumlighet. Gult anger > 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet, mörkgrönt säkert övergödda, ljusgrönt troligen övergödda och brunt sjöar som klassas som övergödda enligt bedömningsgrunderna, men inte med alternativ formel som tar hänsyn till grumligheten.

Sjöomdrevet, som bara omfattar ett vattenkemiskt prov per sjö, har ett begränsat värde för klassning av status med avseende på övergödning, särskilt för enskilda sjöar. Däremot kan resultaten användas för att beskriva hela populationen sjöar i Sverige genom en kombination av bedömningsgrunder med en påverkansanalys och en fördjupad analys av de sjöar som trots att de saknar känd påverkan, klassas som påverkade. Man kan då hävda att övergödning i sjöar utan känd påverkan och utanför jordbrukslandskapet är försumbart. Detta kan användas i rapporteringen till EU för att visa att alla sjöar klassas baserat på data genom ett slumpmässigt urval och motivera att vi fokuserar miljöövervakningsresurserna till områden där vi har påverkan.

3.2.3.3 Metaller

Metallanalyserna omfattade kadmium (Cd), bly (Pb) och nickel (Ni) som är prioriterade ämnen och har uppsatta miljökvalitetsnormer. Dessutom analyserades kop-

par (Cu), zink (Zn) och krom (Cr) för vilka det finns föreslagna gränsvärden från Naturvårdsverket samt kobolt (Co), arsenik (As) och vanadin (V) för vilka det saknas gränsvärden. Resultaten kan dels användas för att klassa sjöarna med avseende på kemisk status samt för att beskriva fördelningen av metallhalter i Sverige och vilka faktorer som påverkar fördelningen. Analyserna gjordes i samtliga sjöar, men under de första tre åren kontaminerades huvuddelen av proverna av avgaser från helikoptern vid provtagningen. Därefter infördes krav på renare motor och säker provtagningsteknik. Metallhalterna från 2007–2009 har därför begränsad användning. Ett värde klart under ett uppsatt gränsvärde trots kontamineringen kan användas för att klassa statusen med avseende på metallpåverkan, men resultaten kan inte användas för att beskriva fördelningen av metallhalter i Sveriges sjöar. I följande redovisning presenteras därför bara data från 2010–2012 och någon omräkning till fördelning i alla Sveriges sjöar görs inte. Resultaten presenteras vidare bara för de sex metaller för vilka det finns miljökvalitetsnormer eller föreslagna gränsvärden och inte som halter utan hur halterna förhåller sig till gränsvärdena.

Halterna var relativt sett lägst för Pb, Ni och Cr för vilka 85 %, 98 % respektive 74 % av sjöarna hade halter < 10 % av gränsvärdena (Tabell 31). För Cd och Cu hade bara cirka en tredjedel av sjöarna halter under 10 % av gränsvärdena och för Zn bara 17 %. Zn var den metall för vilken flest sjöar överskred gränsvärdet, 4,7 %, men även för Cd hade en betydande andel sjöar (1,4 %) halter över gränsvärdet. I 5,9 % av de provtagna sjöarna överskreds gränsvärdena för någon av de sex metallerna och i 27 % av sjöarna låg halterna över halva gränsvärdet för åtminstone en av metallerna.

Tabell 31. Andel sjöar med olika metallhalter, i förhållande till uppsatta eller föreslagna gränsvärden i provtagna sjöarna i Sjöomdrevet 2010–2012. "Högsta värde" avser den metall som har det högsta värdet i förhållande till gränsvärdena för alla metaller i varje sjö. Gränsvärdena redovisas i *Tabell 17*.

Andel av gränsvärde	Andel av Sjöomdrevet 2010–2012 i procent						
	Cd	Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Högsta värde
< 10 %	36	85	98	37	19	74	9
10 - 50 %	55	15	2,4	59	57	25	64
50 - 100 %	7,6	0,0	0,0	2,6	20	0,7	22
≥ gränsvärdet	1,4	0,1	0,0	0,7	4,2	0,1	5,4

Med nya gränsvärden för Pb och Ni som föreslås från 2015 blir en betydligt större andel av halterna nära gränsvärdet och hela 6,2 % av sjöarna har ett värde som är högre (Tabell 32). De nya gränsvärdena gäller dock för biotillgängliga halter och särskilt för bly kan en stor del förekomma bundet till partiklar och är därmed inte biotillgängligt.

Fördelningen över landet av metallhalterna i förhållande till uppsatta gränsvärden visar för Cd, Cu och Zn på tydligt högre halter i södra Sverige och enstaka sjöar med halter över gränsvärdena i norra Sverige (Figur 13). För Pb och Ni visas även

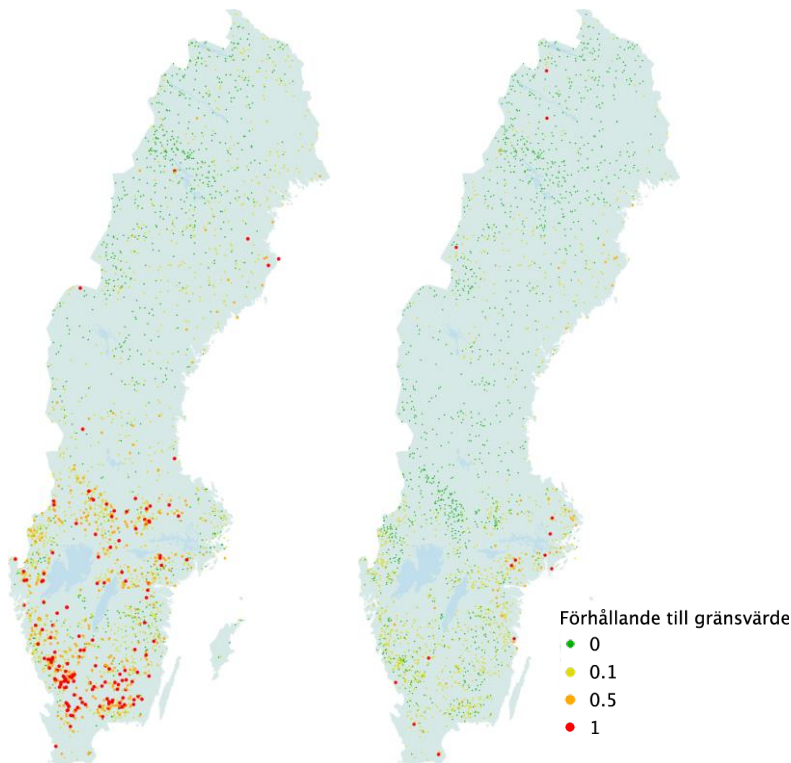
motsvarande tabell och figurer för nya förslag till gränsvärden (Tabell 32, Figur 14)

Tabell 32. Andel sjöar med olika metallhalter, i förhållande till förslag till nya gränsvärden i provtagna sjöarna i Sjöområdet 2010–2012. Gränsvärdena förväntas gälla från 2015 och är 1,2 µg/l för Pb och 4 för Ni.

Andel av gränsvärde	Andel av Sjöområdet i procent	
	Pb	Ni
< 10 %	31	55
10 - 50 %	48	42,6
50 - 100 %	14,1	1,9
≥ gränsvärdet	6,2	0,6



Figur 13. Metallhalter i sjöar 2010-2012 i förhållande till uppsatta gränsvärden.



Figur 14. Halter av bly och nickel i sjöar 2010-2012 i förhållande till uppsatta nya förslag till gränsvärden.

3.2.4 Förslag på förändringar

3.2.4.1 Ändra fördelningen mellan små och stora sjöar

Provta alla sjöar > 0,5 km²

En möjlig ändring av inriktningen på omdrevsinventeringen är att den bara ska omfatta sjöar större än 0,5 km² som anges som nedre gränsen för vattenförekomster i vattendirektivet. Antalet sjöar större än 0,5 km² uppskattade till 6 775 med hjälp av areaklassningen i sjöregistret och för storleksklass D, kopplingen till topografiska kartans hydrografi som gjorts inom ramen för arbetet med en virtuell nätverksbildad hydrografi (VIVAN; Nisell 2007). Om alla dessa sjöar ska provtas under en sexårscykel innebär det en kostnadsökning med ungefär 40 % med bibehållet analysprogram. Samtidigt innebär det att man helt saknar data för en stokastisk beskrivning av tillståndet i alla Sveriges sjöar > 0,01 km².

Alla klass A, B och C sjöar

Om man begränsar provtagningen till sjöar > 1 km² blir antalet istället 3 897. Vill man behålla samma budget och analysprogram finns bara utrymme för ungefär

1 000 sjöar $< 1 \text{ km}^2$, vilket knappast räcker för en beskrivning av tillståndet i Sveriges sjöar med tillräcklig noggrannhet, särskilt inte om man vill beskriva den regionala fördelningen av exempelvis andelen försurade sjöar.

Alla klass A och B sjöar

Idag provtas samtliga 23 sjöar i storleksklass A ($> 100 \text{ km}^2$). Om programmet utökas med de 395 sjöarna i klass B ($10\text{--}100 \text{ km}^2$) ökar kostnaden med ungefär 8 %.

3.2.4.2 Nytt urval baserat på typologin

En starkare koppling av Sjöomdrevet till typologin är önskvärd ur vattendirektivets synvinkel. Redan idag görs en stratifiering av sjöarna utifrån sjöstorlek även om en av klassgränserna är annorlunda ($0,1$ och 1 km^2 i stället för $0,5 \text{ km}^2$). Det görs också en regional stratifiering baserat på EMEP-rutor, med ett större antal provtagna sjöar i de rutor som motsvarar ekoregionen Centralslätten (motsvarande större generell påverkan). För de övriga parametrarna som ingår i typologin (djup, alkalinitet och färg) saknas det data för de flesta sjöar i Sverige så det är inte möjligt att baserat på dessa parametrar göra ett nytt slumpat urval

Det är svårt att se nyttan med en mindre justering av stratifieringsurvalet baserat på storlek och region som skulle ge en bättre anpassning till typologin. Däremot skulle det försämra möjligheten till jämförelser med tidigare Sjöomdrev och Riksinventeringar som baserats på samma stratifieringsprincip.

3.2.4.3 Färre metallmätningar

Metallanalyserna omfattar cirka en fjärdedel av den totala kostnaden för programmet. Det är därför motiverat att diskutera om en minskning av analyserna är motiverat för att spara kostnader. Det första omdrevet har gett en objektiv beskrivning av fördelningen av metallhalter i Sveriges sjöar och gett underlag för statusklassning med avseende på kemisk status. De första två årens bortfall på grund av kontaminering kommer att kunna ersättas av andra omrevets första två år 2013–2014 som följer samma analyschema som första omdrevet. Resultaten från 2010–2012 visar på relativt höga halter i förhållande till uppsatta gränsvärden med halter på halva gränsvärdet eller högre för åtminstone en av Cd, Cu och Zn i nära en tredjedel av sjöarna. De flesta av dessa sjöar ligger i södra Sverige. Det geografiska mönstret visar på att de högre metallhalterna är kopplat till deposition, antingen direkt eller sekundärt genom försurningspåverkan. En möjlig besparing skulle kunna vara att upphöra med metallanalyser i norra Sverige där halterna i de allra flesta fall är under en tiondel av referensvärdena. Eftersom provtagningen är glesare i norra Sverige skulle besparingen bara bli 10 % av kostnaden för hela programmet.

Forskningsresultat baserat från miljöövervakningen i vattendrag har visat på både positiva och negativa trender i metallhalter och med motsatta trender i norra och södra Sverige för till exempel Cu (Huser, Kohler et al. 2011). Dynamiken i metallhalterna i vattendrag och skillnaderna mellan norra och södra Sverige visar på vikt av fortsatt analys av spårmetaller.

3.2.4.4 *Biologiska parametrar*

I Riksinventeringarna 1995 och 2000 provtog man litoralfauna i 700 av de cirka 3 000 sjöarna som ingick. Resultaten har varit värdefulla för att beskriva den svenska litoralfaunan i ett slumpmässigt urval av sjöar (Wilander, Johnson et al. 1998, Wilander, Johnson et al. 2003). Att provta litoralfauna i samtliga omdrev-sjöar skulle kosta ungefär 4,4 miljoner per år bara i analyskostnader, vilket skulle innebära att provtagningskostnaden för hela programmet skulle öka kraftigt. Värdet av vad en sådan undersökning skulle ge, utöver den kunskap som de tidigare riksinventeringarna redan gett, är begränsat.

Provtagning av profundalfauna lämpar sig för helikopterprovtagningen, men möjligheterna att utföra den begränsas av avsaknaden av lodkartor för de flesta sjöarna vilket är en nödvändighet för att identifiera profundalen.

Påväxtalger kan precis som litoralfauna provtas om man kan landa med helikoptern vid stranden på sjön. Påväxtalger från sjöstränder är en ny parameter i Sverige och ett nytt stort material med sådana data skulle ha ett värde. Det är dock risk för att det är för sent att provta påväxtalger när Sjöomdrevet går och det skulle behöva undersökas hur användbara höstdata med påväxtalger i sjöar är.

Även för makrofyter och växtplankton är det för sent att provta i oktober–november.

På sikt skulle helikopterprovtagningen kunna utnyttjas för provtagning av miljö-DNA, det vill säga en analys av den DNA som finns löst i vattnet och som avspeglar sjöns artsammansättning. Metodiken är dock inte färdigutvecklad och kan medföra vissa provtagnings tekniska problem, som att en stor mängd vatten troligen måste provtas från varje sjö.

3.2.4.5 *Provtagning under sommarstagnationen*

En provtagning under sommarstagnationen i augusti i stället för under höstomblandningen skulle öppna för möjligheten att kombinera den vattenkemiska provtagningen med provtagning av växtplankton, makrofyter eller påväxtalger. Samtidigt skulle det kraftigt minska värdet av den vattenkemiska provtagningen. Dels bryter det tidsserierna med höstprovtagning (som infördes 1995), dels är variationen i tid och rum inom sjön större under sommaren då sjön är skiktad och det kan förekomma algblomningar på ytan. Detta exemplifieras bland annat av att variationskoefficienten för Tot-P och kvoten mellan Tot-P och absorbans är något högre under sommaren jämfört med andra säsonger (Tabell 33).

Tabell 33. Variationskoefficienten för Tot-P och Tot-P/AbsF under olika årstider för 170 sjöar 1997–2010.

Årstid	Median CV% Tot-P	Median CV% Tot-P/AbsF
Vinter	35	41
Vår	34	40
Sommar	36	43
Höst	31	41

4 Diskussion

4.1.1 Har programmet uppfyllt sina syften?

4.1.1.1 Miljömålsuppföljning

Programmet med Sjömdrev har gett en representativ beskrivning av det vattenkemiska tillståndet i alla Sveriges sjöar > 0,01 km². Det har även bidragit till att följa upp miljömålen *Bara naturlig försurning*, *Giftfri miljö* och *Ingen övergödning* genom att leverera statusklassningar med avseende på försurning, metallpåverkan och totalfosfor. Genom destratifieringen av data har andelen påverkade sjöar kunnat uppskattas för Sverige och uppdelat på landsdelar och vattendistrikt. Programmet med Sjömdrev har gett en beskrivning av fördelningen av samtliga uppmätta vattenkemiska parametrar för Sveriges sjöar vilket är till nytta för tolkningen av vattenkemiska data från andra undersökningar genom att ge underlag för vad som kan betraktas som låga och höga halter. Det kan därmed även ses vara till nytta för miljömålet *Levande sjöar och vattendrag*.

Störst nytta har programmet haft för uppföljning och rapportering av försurningspåverkan. Till miljömålsuppföljningen har underlag levererats för överskridandet av kritisk belastning samt andelen försurade sjöar (Fölster and Valinia 2012). Överskridandet av kritisk belastning har också vid ett flertal tillfällen rapporterats till luftvårskonventionen (LRTAP). Ett stort antal av sjöarna har modellerats med försurningsmodellen MAGIC och ingår i bedömningsverktyget MAGIC_{bibliotek} (Moldan, Cosby et al. 2013).

För metallpåverkan har provtagningen gett ett mycket bra underlag för att beskriva bakgrundshalterna för Sverige. För några av metallerna visar dessa på höga halter i södra Sverige vilket kan indikera påverkan från luftdeposition. För de enskilda provtagna sjöarna kan resultaten användas för att klassa dem med avseende på kemisk status. Även om värdet av ett enskilt prov är begränsat är metallmätningarna mycket värdefulla mot bakgrund av det i övrigt ofta begränsade dataunderlaget för att klassa kemisk status. Ett värde klart under uppsatta gränsvärden kan användas för att klassa en sjö som åtminstone god status enligt en expertbedömning.

För övergödning har bedömningsgrunderna för Tot-P tillämpats på sjömdrevet. Det kunde då påvisats en risk för överskattning av övergödningspåverkan framför allt i grunda naturligt grumliga sjöar (Fölster and Futter 2011). Omdrevssjöarna kunde då användas till att ta fram en alternativ modell för beräkning av referensvärden som tar hänsyn till förekomst av naturligt partikelbundet fosfor (Huser och Fölster 2013). Sjömdrevet har också använts för Sveriges rapportering till nitratdirektivet 2012.

4.1.1.2 Kontrollerande övervakning

Programmet har levererat underlag för statusklassning med avseende på försurning, övergödning och metallpåverkan för 5 084 sjöar, varav 1 379 är större än 0,5 km². Det är naturligtvis ett mycket magert underlag med bara ett vattenkemiskt prov i förhållandet till vattendirektivets krav att alla kvalitetsfaktorer ska provtas och att vattenkemisk provtagning ska ske minst 4 gånger per år. Samtidigt är det för många sjöar det enda underlaget med mätdata som finns för statusklassning.

Det slumpvisa urvalet av sjöregistret gör det möjligt att beskriva alla Sveriges sjöar vilket kan ligga till grund för utvärderingen av trendsjöarnas representativitet. På detta sätt kan sjömdrevet bidra till kostnadseffektiva miljöövervakningsprogram i framtiden.

Tillsammans med tidigare riksinventeringar kan programmet användas för att beskriva den långsiktiga återhämtningen från försurning och med en fortsättning av Omdrevsprogrammet i sin nuvarande form kommer det kunna ge underlag för att visa på långsiktiga förändringar i naturliga förhållanden.

4.1.2 Kan programmet förändras för att bättre uppfylla vattenförvaltningens krav på rapportering?

Sjömdrevet kan redan i sin nuvarande utformning få ett större värde för rapporteringen till EU genom att ta fasta på formuleringen ”...ett så stort antal ytvattenförekomster att en bedömning kan göras av den allmänna ytvattenstatusen i varje avrinningsområde eller delavrinningsområde...” och att vattendirektivet omfattar allt ytvatten, även sjöar < 0,5 km². Det är då möjligt att rapportera en uppskattning av andelen sjöar som uppfyller god status enligt några kemiska kvalitetsfaktorer. Det kan göras efter en indelning av sjöarna i grupper utifrån till exempel vattendistrikt, ekoregion eller någon annan faktor, förutsatt att antalet grupper inte är för stort. Det går även att tolka formuleringen att den kontrollerande övervakningen ska omfatta ”parametrar som *indikerar* samtliga biologiska kvalitetsfaktorer” så att vattenkemiska parametrar som pH och Tot-P indikerar vilken förekomst av de biologiska parametrarna växtplankton, bottenfauna och fisk man kan förvänta sig och därmed om man kan uppnå god ekologisk status. Man kan därmed visa på de stora grupper av sjöar som med största sannolikhet uppnår god status och därmed motivera att man fokuserar den mer kostsamma provtagningen av biologiska parametrar till de sjöar där risken för påverkan är störst.

Förslaget att lyfta fram Sjömdrevet i rapporteringen motsätter inte att man samtidigt satsar på till exempel en utökad provtagning av biologiska parametrar och organiska miljögifter, men genom att ta med den kunskap som Sjömdrevet ger oss i vattenförvaltningen kan vi bättre än tidigare visa på hur vi uppfyller vattendirektivets krav. Resultaten kan också få en större användning i arbetet med vattenförvaltningen.

5 Sammanfattande slutdiskussion

Den nationella miljöövervakningen av sjöar har byggts upp under flera decennier och svarar mot ett flertal behov av att beskriva naturlig variation och påverkansgrad i tid och rum. Vi har här visat att programmen väl uppfyller flera av huvudsyftena med den kontrollerande övervakningen enligt vattendirektivet. Både Trendsjöprogrammet och Omdrevsprogrammet är nödvändiga för vattendirektivets krav att (Annex 5 1.3.1):

- bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden
- bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig påverkan

Trendsjöprogrammet uppfyller även delvis kravet från vattendirektivet på att omfatta: ”ett nät av referensstationer för varje typ av ytvattenförekomst”, men några vanliga typer är underrepresenterade.

Det stora antalet sjötyper i Sverige gör att det inte är rimligt att ha ett sådant stationsnät för alla typer, men att man måste begränsa sig till de vanligaste typerna som utifrån påverkansanalys och modellresultat visar på störst risk för påverkan. I utvärderingen av Trendsjöprogrammet framgick det att programmet kan behöva utökas med bland annat sjöar i ekoregionen *Boreala höglandet* med klart vatten och låg alkalinitet och sjöar med hög alkalinitet och klart vatten i södra Sverige.

Sjöomdrevets slumpvisa urval av sjöar ur sjöregistret gör det möjligt att beskriva alla Sveriges sjöar, vilket kan ligga till grund för utvärderingen av trendsjöarnas representativitet. På detta sätt kan sjöomdrevet bidra till kostnadseffektiva miljöövervakningsprogram i framtiden.

Det stora antalet vattenförekomster i Sverige gör det rimligt att tänka sig en kontrollerande övervakning i två nivåer. En översiktlig nivå där man bara beskriver fördelningen av påverkan i ett fåtal grupper av sjöar. Gruppindelningen kan basera sig på regioner eller storlek som sammanfaller med typologins kategorier, men antalet grupper måste hållas lågt eftersom det krävs ett visst antal sjöar i varje grupp för att beskriva fördelningen av tillståndet inom gruppen. För varje grupp kan man beskriva andelen vattenförekomster som uppnår god status och vilken typ av påverkan som har betydelse. Här kan Sjöömdrevet spela en stor roll. Med den översiktliga övervakningen och en påverkansanalys kan sedan en mer fördjupad

kontrollerande övervakning utformas med syfte att identifiera enskilda vattenförekomster som inte uppfyller god status. Det kan till exempel motivera att man i Norrlands inland begränsar den kontrollerande övervakningen till vattenförekomster med känd lokal påverkan och de trendstationer som uppfyller syftet att *bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden* men att man inte behöver mäta ”allt överallt”. Istället kan man fokusera miljöövervakningsinstanserna till regioner där påverkan är stor.

Metallanalyserna i Sjöomdrevet visar på halter som i många fall är i närheten av uppsatta gränsvärden. Det motiverar att utöka metallanalyserna i trendsjöarna för att få mer kunskap om eventuella förändringar i metallhalterna och vilka processer som styr dessa.

Vår slutsats är att redan i sin nuvarande form kan de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar få betydligt större betydelse inom vattenförvaltning och i rapporteringen till EU-kommissionen. Därmed kan övervakningen bidra till att Sverige bättre uppfyller vattendirektivets krav än vid tidigare rapporteringar. Med föreslagna revideringar kan programmets nytta ytterligare öka i det avseendet. Dessutom skulle utökade och förtydligade målbeskrivningar och bättre kommunikation innebära att programmets resultat kan komma till större nytta.

6 Referenser

- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143
- EC (2000). "EC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and on the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy." *Official journal of the European Communities* 327: 1-73.
- Ecke, F. & Segersten, J. 2013. Digitalisering av markanvändning kring trend-sjöar och -vattendrag. Institutionen för Vatten och miljö SLU.
- EEA 2010. The European environment – state and outlook 2010. <http://www.eea.europa.eu/soer/countries>
- Enberg, J., Gunnarsson F, Johansson, L., Kronholm, M., Nandorf, E, Petersson J., Salonsaari, J. & Vartia, K. 2013. Kokbok för kartläggning och analys 2013-2014 - Hjälpredda för bedömning av påverkan och miljöproblem i ytvatten. Version II – utgiven 2013-10-10. Vattenmyndigheterna i samverkan.
- Fölster, J., Andrén, C., Bishop, K., Buffam, I., Cory, N., Goedkoop, W., Holmgren, K., Johnson, R., Laudon, H & Wilander, A. (2007). "A Novel Environmental Quality Criterion for Acidification in Swedish Lakes – An Application of Studies on the Relationship Between Biota and Water Chemistry." *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 7(1): 331-338.
- Fölster, J. & Futter, M. N. (2011). Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige. Rapport 2011:17. Uppsala, Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J. & S. Köhler (2011). Försurningsläget i Sveriges ytvatten 2010 – Trender i vattenkemi samt bedömning av försurning och överskridande av kritisk belastning av försurande ämnen för ytvatten i Sverige. Underlag till utvärdering av miljömålet ”Bara naturlig försurning. Rapport 2011:24, Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J. & Rönnback, P. (2010). Sjöinventering i omdrev. Resultat från de två första åren 2007 – 2008. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2010:17.
- Fölster, J. & Valinia, S. (2012). Försurningsläget i Sveriges ytvatten 2010 Komplettering till rapport 2011:24. Underlag till utvärdering av miljömålet ”Bara naturlig försurning. Rapport 2012:5, Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J. & von Brömssen, C. (2012). Osäkerhet i statusklassning. Näringsämnen i sötvatten i skogslandskapet. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:6.

- Grandin, U. (2007). "Strategier för urval av sjöar som ska ingå i den sexåriga omdrevsinventeringen av vattenkvalitet i svenska sjöar. Rapport 2007:10. Institutionen för Miljöanalys, SLU."
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1).
- Huser, B. J., S. J. Kohler, A. Wilander, K. Johansson & J. Fölster (2011). "Temporal and spatial trends for trace metals in streams and rivers across Sweden (1996-2009)." *Biogeosciences* 8(7): 1813-1823.
- Huser, B. J. & J. Fölster (2013). "Prediction of Reference Phosphorus Concentrations in Swedish Lakes." *Environmental Science & Technology* 47(4): 1809-1815.
- Johnson, R.K., Goedkoop, W., Willén, E. & Larsson, D. (2003) Typanpassning av referenssjöar och vattendrag: Kritisk granskning av biologiska kvalitetsfaktorer med bedömningsgrunder. Department of Environmental Assessment, Uppsala.
- Kronholm, M., L. Johansson, M. Denward, P. Öhrström, R. Lagergren, E. Nandorf, A. Lindblad & M. Gyllström (2013). Anpassning av övervakningen till ramdirektivet för vatten. Vattenmyndigheternas förslag till strategi, Vattenmyndigheterna i samverkan.
- Moldan, F., B. J. Cosby & R. F. Wright (2013). "Modeling Past and Future Acidification of Swedish Lakes." *Ambio* 42(5): 577-586.
- Naturvårdsverket u.å. Beskrivning av delprogrammet Trendsjöar.
<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800028035/1348912811255/Beskrivning+av+delprogrammet+trendsjo%C3%B6ar.pdf>
- Nisell, J., A. Linsjö & J. Temnerud (2007). Rikstäckande virtuellt vattendrags nätverk för flödesbaserad modellering VIVAN. Rapport 2007:17. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Poikane, S. (ed). (2009). Water Framework Directive intercalibration Part 2: Lakes technical report. EUR 23838 EN/2 – 2009.
- Ricklund, N. 2011. Utvecklingspotential inom miljöövervakningens delprogram Omdrevsstationer Sjöar och Trendstationer sjöar. Naturvårdsverket. Dnr rev 2011-05-06.
- Sonesten, L. (2013). Miljöövervakningen av Sveriges sjöar och vattendrag. Representativiteten av den kontrollerande miljöövervakningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:9., Havs och vattenmyndigheten.
- Wilander, A. & J. Fölster (2007). Sjöinventeringen 2005 - En synoptisk vattenkemisk undersökning av Sveriges sjöar. Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:16.
- Wilander, A., R. K. Johnson & W. Goedkoop (2003). Riksinventering 2000, Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2003:1.
- Wilander, A., R. K. Johnson, W. Goedkoop & L. Lundin (1998). Riksinventering 1995. Rapport 4813. Stockholm, Swedish Environmental Protection Agency.

Institutionen för vatten och miljö

Bilaga 1. Sjöar som ingår i miljöövervakningsprogrammet Trendstationer sjöar.

Sjönamn	X-SMHI	Y-SMHI	EU_CD	yta (km2)	Kemi	Växplankton, Zooplankton, Bottenfauna	Provbankning	Provfiske	Makrofyter	Län	Sjötyp (NFS 2008:1)	VF	Vattendistrikt	Sjötyp (EU)	Sjötyp (GIT)	Startår								
																Kemi	Växplankton	Profundal bottefauna	Litoral bottefauna	Makrofyter	Fisk	Nmö	Totalt Bnord12 i NORS	
																nPFår	StartårPF	nPFår	StartårPF					
Latnajaure	758677	161050	SE758677-161050	0,74	K	B		2011		25	S1DSNN	ja	Bottenviken	20VHDL	LN5a	1981	1995	1997	1997	2011				
Abiskojaure	758208	161749	SE758208-161749	2,79	K2 ; M2	B2	P	2014	2008	25	S2DSNN	ja	Bottenviken	20SMSMC	LN5a	1981	1983	1983	1988	2008	20	1994	20	1994
Valkeajärvi	751252	175433	SE751252-175433	0,62	K	B			2008	25	S2SSNN	ja	Bottenviken	22VMSLC	LN5a	1983	2004	2007	2007					
Jutsajaure	744629	167999	SE744629-167999	1,11	K	B		2014	2009	25	S2SSNN	ja	Bottenviken	22SMVLH	LN5a	1984	1988	1988	1988	2009	20	1994	20	1994
Pahajärvi	742829	183168	SE742829-183168	1,21	K	B		2013	2009	25	S2SSNN	ja	Bottenviken	22SMSLC	LN5a	1984	1986	1996	1996	2009	4	2001	4	2001
Båtkåjaure	742442	153530	NW742442-153530	0,63	K	B		2008		25	S2DSNN	nej	Bottenviken	20VMSLC	LN5a	1997	2004	2007	2007	2008				
Njalakjaure	741340	153576	SE741357-153540	0,33	K	B		2013	2011	25	S1DSNN	ja	Bottenviken	20THSLC	LN5a	1983	1996	1996	1996	2011	6	1996	6	1996
Louvvaure	736804	160569	SE736804-160569	0,82	K	B		2008		25	S2DSNN	ja	Bottenviken	20VMSLC	LN5a	1984	1996	1996	1996	2008				
Bergträsket	733110	182955	SE733110-182955	0,17	K	B		2007, 2013		25	S3SSYN	ja	Bottenviken	22TLSLV	LN5a	1983	2004	2007	2007	2007				
Stor-Tjulträsket	731799	151196	SE731799-151196	5,24	K	B	P	2009		24	S2DSNN	ja	Bottenviken	20SMDMC	LN5a	1983	1983	1983	1988	2009				
Norra Reivo	730091	165102	SE730091-165102	0,82	K	B		2011		25	S2SSNN	ja	Bottenviken	22VMSLC	LN5a	2007	2007	2007	2007	2011				
Vuolgamjaure	728744	162653	SE728744-162653	2,03	K	B		2011	2010	25	S2DSNN	ja	Bottenviken	22SMSLH	LN6a	1983	1995	1996	1996	2010	4	1996	4	1996
Storvindeln	728271	157578	SE728271-157578	52,14	K	B	P	2009		24	S2DLNN	ja	Bottenviken	22IMSMC	LN5a	1997	2007	2007	2007	2009				
Bränträsket	728095	175926	NW728095-175926	0,81	K	B	P	2007-2013		25	S3SSYN	nej	Bottenviken	22VLSLH	LN3a	1983	1986	1988	1988	2007				
Vitrträsket	718150	168580	SE718150-168580	1,98	K	B		2009		24	S2DSYN	ja	Bottenviken	22SMSLC	LN5a	2007	2007	2007	2007	2009				
Stor-Arasjön	716717	158596	SE716717-158596	7,13	K	B		2009	2008	24	S2DSNN	ja	Bottenviken	22SMSLH	LN6a	1983	1995	1995	1995	2008	3	2001	3	2001
Bjännsjön	713404	172465	SE713452-172410	0,41	K	B		2010	2011	24	S3SSYN	ja	Bottenviken	22TLVLV	LN5a	1986	1995	1986	1986	2011	5	1996	5	1996
Dunnervattnet	713131	144608	SE713131-144608	2,67	K	B		2008		23	S2DSNN	ja	Bottenhavet	20SMSLH	LN6a	1995	1995	1996	1996	2008				

Institutionen för vatten och miljö

Ögerträsket	712246	170866	SE712246-170866	0,08	K	B			2012	24	S3SSYN	ja	Bottenviken	22TMSLV		1996	2004	2007	2007	2012				
Täfteträsket	711365	171748	SE711365-171748	2,22	K	B			2007, 2013	24	S3SSYN	ja	Bottenviken	22SLSLH	LN3a	1983	1995	1995	1995	2007				
Sidensjön	709218	169710	SE709218-169710	0,09	K	B			2012	24	S3SSYN	ja	Bottenviken	22TLVLV		1984	2004	2007	2007	2012				
Remmarsjön	708619	162132	SE708619-162132	1,29	K2 ; M2	B2	P		2014 2011	22	S3DSYN	ja	Bottenhavet	22SMSLV		1983	1986	1986	1986	2011	20	1994	20	1994
Degervattnet	708512	152086	SE708512-152086	1,6	K	B	P		2014 2010	23	S3DSYN	ja	Bottenhavet	22SMSLH	LN6a	1983	1996	1996	1996	2010	12	1996	12	1996
Svartvattnet	706672	167201	SE706672-167201	0,05	K	B			2008	24	S3SSYN	ja	Bottenhavet	22TSLSV		1997	2004	2007	2007	2008				
Stor-Björnsjön	706083	132287	SE706083-132287	0,43	K	B			2014 2012	23	S2DSYN	ja	Bottenhavet	20TMVMH		1983	1986	1996	1996	2012	9	2002	9	2002
Hällvattnet	704955	159090	SE704955-159090	6,58	K	B			2012 2010	22	S3DSYN	ja	Bottenhavet	22SMSLH	LN6a	1983	1995	1995	1995	2010	1	2012	1	2012
Fyrsjön	704082	148125	SE704082-148125	13,19	K	B			2012	23	S2DLNN	ja	Bottenhavet	22IMSMH		1983	1986	1986	1986	2012				
Östra Helgtjärnen	700791	136901	NW700778-136836	0,31	K	B			2010	23	S2DSNN	nej	Bottenhavet	20TMSMH		2006	2007	2007	2007	2010				
Valasjön	698918	158665	SE698918-158665	1,98	K	B			2009 2009	22	S3DSYN	ja	Bottenhavet	22SLSLV		1983	1995	1995	1995	2009	1	2009	1	2009
Tronntjärnarna	698860	135949		0,031	K	B			2012	23	S1DSNN	nej	Bottenhavet	20THSLC		2006	2007	2007	2007	2012				
Gåtejaure	698735	139620	SE698735-139620	0,55	K	B			2011	23	S1DSNN	ja	Bottenhavet	20VHSLC		2006	2007	2007	2007	2011				
Vuolejaure	698561	139682	SE698561-139682	0,44	K	B			2011	23	S1SSNN	ja	Bottenhavet	20THSLC		2006	2007	2007	2007	2011				
Stor-Backsjön	695220	143383	SE695220-143383	2,09	K	B	P		2014 2009	23	S2DSYN	ja	Bottenhavet	22SMVLV		1983	1996	1996	1996	2009	2	1996	2	1996
V. Rännöbodsjön	691365	156127	SE691365-156127	0,46	K	B			2014 2012	22	S3SSYN	ja	Bottenhavet	22TLSMH	LN8a	1985	1995	1995	1995	2012	1	2008	1	2008
Övre Fjätsjön	690617	134197	SE690617-134197	0,91	K	B			2012 2008	23	S2SSNN	ja	Bottenhavet	20VMSLH	LN6a	1984	1996	1996	1996	2008	5	1996	5	1996
Tvåringen	690345	149315	SE690345-149315	1,61	K	B			2011	21	S2DSNN	ja	Bottenhavet	22SMSLH	LN6a	1984	1988	1988	1988	2011				
Sangen	686849	145214	SE686849-145214	1,44	K	B			2010	23	S2DSYN	ja	Bottenhavet	22SMSLH	LN6a	1983	1996	1995	1995	2010				
Stensjön	683673	154083	SE683673-154083	0,53	K2 ; M2	B2	P		2014 2008	21	S2DSNN	ja	Bottenhavet	22VMSLH	LN6a	1985	1986	1986	1986	2008	20	1994	20	1994
Gosjön	677506	156174	SE677506-156174	0,39	K	B			2009	21	S3SSYN	ja	Bottenhavet	22TLVLV		1985	1995	1995	1995	2009				
Långsjön	673534	153381	SE673534-153381	0,07	K	B			2010	21	S2SSYN	ja	Bottenhavet	22TMVLV		1984	1995	1995	1995	2010				
Gipsjön	672729	138082	NW672796-138059	0,74	K	B	P		2010 2008	20	S2DSYN	nej	Västerhavet	22VMSLV		1983	1995	1995	1995	2008	6	1996	6	1996
Spjutsjön	672467	148031	SE672467-148031	0,4	K	B			2009	20	S3DSNN	ja	Bottenhavet	22TSLC	LN2a	1983	1986	1986	1986	2009				
Hällsjön	667151	149602	NW667125-149622	0,21	K	B			2012	20	S3DSYN	nej	Norra Östersjön	22TSLH	LN3a	1983	1995	1995	1996	2012				
Mäsen	665654	149206	NW665690-149282	0,42	K	B			2011	20	S3DSNN	nej	Norra Östersjön	14TSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2011				
Siggeforasjön	665175	157559	NW665165-157486	0,7	K	B			2009 2008	3	S4DSYN	nej	Norra Östersjön	14VLSLV		1969	1969	1996	1996	2008	1	2009	1	2009
Översjön	664410	136192	NW664419-136146	0,37	K	B			2013	17	S2DSNN	nej	Västerhavet	14TMSLH	LN6a	1983	1995	1995	1995	2013				
Dagarn	664197	149337	SE664197-149337	1,67	K	B			2014 2010	19	S3DSNN	ja	Norra Östersjön	14SLSLH	LN3a	1983	1995	1995	1995	2010	12	1996	12	1996
Ekholmssjön	663907	156927	NW663928-156989	0,57	K	B			2012	3	S4DSNN	nej	Norra Östersjön	14VLVMH		1995	1995	1995	1995	2012				
Övre Skårsjön	663532	148571	SE663532-148571	1,7	K2 ; M2	B2	P		2014 2012	19	S2DSYN	ja	Norra Östersjön	14SMSLH	LN6a	1983	1986	1986	1986	2012	20	1994	20	1994
Edasjön	663365	161779	NW663322-161755	0,19	K	B			2012	3	S4SSYN	nej	Norra Östersjön	14TLVMH		1983	1986	1986	1986	2012				
Ulvsjön	661521	130182	NW661547-130220	0,55	K	B			2011 2010	17	S2DSYN	nej	Västerhavet	14VMSLH	LN6a	1983	1986	1986	1986	2010	6	1996	6	1996
Ämten	661206	147901	NW661167-147922	0,16	K	B			2009	18	S3SSYN	nej	Norra Östersjön	14TLVLV		1981	1983	1983	2007	2009				
Limningsjön	660804	142742	SE660804-142742	1,08	K	B	P		2010	18	S2DSNN	ja	Västerhavet	14SMSLH	LN6a	1983	1995	1995	1995	2010				
Fysingen	660749	161885	SE660749-161885	4,76	K	B	P		2007-2013	1	S4SSNY	ja	Norra Östersjön	14SLVCC		1969	1969	1995	1995	2007				
Tärnan	660688	164478	SE660688-164478	1,06	K	B	P		2014 2009	1	S4DSNN	ja	Norra Östersjön	14SLSMH	LN8a	1984	1995	1995	1995	2009	5	1996	5	1996

Institutionen för vatten och miljö

Överudssjön	659105	133982	SE659105-133982	2,24	K	B		2008	17	S6DSNN	ja	Västerhavet	14SLVLH		1983	1995	1995	1995	2008				
Bysjön	658086	130264	SE658086-130264	1,18	K	B		2014 2013	17	S6DSNN	ja	Västerhavet	14LSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2013	11	1997	11	1997
Djupa Holmsjön	656263	156963	NW656322-156971	0,14	K	B		2012	4	S4DSYN	nej	Norra Östersjön	14TSLV		1984	1995	1995	1995	2012				
Yngern	656206	159170	SE656206-159170	14,03	K	B		2013	1	S4DLNN	ja	Norra Östersjön	14ILSMC	LN1	1969	1969	1986	1986	2013				
Västra Solsjön	655863	129783	SE655863-129783	1,85	K	B		2009 2009	14	S6DSNN	ja	Västerhavet	14LSLH	LN2a	1983	1995	1995	1996	2009	5	1996	5	1996
Stora Envättern	655587	158869	SE655605-158820	0,38	K2 ; M2	B2	P	2014 2013	1	S4SSYN	ja	Norra Östersjön	14TSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2013	20	1994	20	1994
Lillsjön	655380	155738	NW655417-155748	0,32	K	B		2010	4	S4DSYN	nej	Norra Östersjön	14TSMV		1995	1995	1995	1995	2010				
Stora Tresticklan	655209	126937	SE655209-126937	1,29	K	B		2011	14	S6DSYN	ja	Västerhavet	14LSLH	LN3a	1983	1975	1995	1995	2011				
Rotehogstjärnen	652902	125783	NW652888-125811	0,16	K2 ; M2	B2		2014 2009	14	S6DSYN	nej	Västerhavet	14TSLV		1983	1986	1986	1986	2009	20	1994	20	1994
Björken	652707	159032	SE652707-159032	1,35	K	B		2013 2013	4	S4DSNN	ja	Norra Östersjön	14LSMH	LN8a	1983	1995	1995	1995	2013	6	1996	6	1996
Rundbosjön	652177	159038	SE652177-159038	0,91	K	B		2012	4	S4DSYN	ja	Norra Östersjön	14VLSMH	LN8a	1995	1995	1995	1995	2012				
Svartsjön	651609	140839	NW651618-140835	0,07	K	B	P	2012	14	S6SSYN	nej	Västerhavet	14TLVLV		1997	2007	2007	2007	2012				
Grissjön	651578	146163	NW651644-146156	0,24	K	B		2012	5	S4DSYN	nej	Södra Östersjön	14TSLV		1983	1986	1986	1986	2012				
Skärgölen	651573	152481	NW651558-152476	0,18	K	B		2012 2011	5	S4DSNN	nej	Södra Östersjön	14TSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2011	6	1996	6	1996
Fagertårn	651558	143620	SE651603-143607	0,19	K	B		2013	18	S4SSYN	ja	Södra Östersjön	14TSLV		1985	1986	1995	1995	2013				
Ymsen	650398	139136	SE650398-139136	13,1	K	B		2013	14	S6SLNN	ja	Västerhavet	14ILVMH		1995	1995	1995	1995	2013				
Humsjön	650061	142276	NW650033-142304	0,21	K	B		2011 2008	14	S4DSNN	nej	Södra Östersjön	14TSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2008	5	1997	5	1997
Alsjön	647050	130644	NW647037-130646	0,06	K	B		2010	14	S6DSYN	nej	Västerhavet	14TSLV		1983	1986	1986	1986	2010				
Granvattnet	646293	126302	NW646288-126346	0,2	K	B		2014 2012	14	S6SSYN	nej	Västerhavet	14TLVLH		1983	1995	1995	1995	2012	2	1996	2	1996
Öjsjön	644987	152393	SE644987-152393	1,97	K	B		2010	5	S4DSYN	ja	Södra Östersjön	14LSLH	LN2a	1983	2004	1995	1995	2010				
Stora Lummersjön	644463	139986	NW644467-139971	0,06	K	B		2013	14	S7DSYN	nej	Södra Östersjön	14TMSLV		1983	1995	1995	1995	2013				
Bäste Träsk	642555	168553	SE642555-168553	6,52	K	B	P	2009	9	S4SSNY	ja	Södra Östersjön	14LSLH		1995	1995	1995	1995	2009				
Allgjuttern	642489	151724	SE642489-151724	0,16	K2 ; M2	B2	P	2014 2011	8	S4DSNN	ja	Södra Östersjön	14TSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2011	20	1994	20	1994
Glimmingen	642122	148744	SE642122-148744	1,62	K	B		2010	5	S4DSYN	ja	Södra Östersjön	14LSLH	LN1	1996	2004	2001	1999	2010				
Horsan	642008	168013	NW642018-167979	0,56	K	B	P	2008	9	S4SSNY	nej	Södra Östersjön	14VLVCC		1997	2007	2007	2007	2008				
Skärgölen	640609	148673	NW640599-148678	0,07	K	B	P	2011	8	S4DSNN	nej	Södra Östersjön	14TSLH	LN3a	1981	2007	2007	2007	2011				
Hökesjön	639047	149701	NW639117-149719	0,51	K	B		2009	8	S4DSNN	nej	Södra Östersjön	14VLSLH	LN2a	1983	1995	1995	1995	2009				
Fjärsjö	638725	146677	SE638725-146677	0,32	K	B		2013	6	S7DSYN	ja	Södra Östersjön	14TMSLH	LN6a	1984	1986	1986	1986	2013				
Lilla Öresjön	638665	129243	NW638595-129158	0,64	K	B	P	2013	14	S6DSYN	nej	Västerhavet	14VLSLH	LN3a	1983	1995	1995	1995	2013				
Tängersjö	637121	151366	NW637090-151377	0,09	K	B		2010 2010	8	S4DSNN	nej	Södra Östersjön	14TLVLH		1984	1995	1995	1995	2010	3	2001	3	2001
Tängerdasjön	637120	145525	NW637100-145552	0,14	K	B		2008	6	S7SSYN	nej	Södra Östersjön	14TMMVMH		1995	1995	1995	1995	2008				
Hagasjön	635878	137392	NW635849-137394	0,11	K	B		2013 2010	6	S6DSYN	nej	Västerhavet	14TSLV		1985	1986	1986	1986	2010	2	2006	6	1998
Älgarydssjön	633989	140731	NW634041-140729	0,32	K	B		2011 2011	6	S7DSYN	nej	Västerhavet	14TMMVLV		1983	1986	1986	1986	2011	5	1997	6	1997
Stora skärsjön	633738	142203	NW633823-142163	0,28	K	B		2010	7	S7DSYN	nej	Södra Östersjön	14TMSLV		1983	2008	2007	2007	2010				
Skärsjön	633344	130068	SE633344-130068	2,97	K	B		2010 2008	13	S6DSNN	ja	Västerhavet	14LSLH	LN2a	1983	1983	1983	1985	2008	1	2010	1	2010
Fiolen	633025	142267	SE633025-142267	1,55	K2 ; M2	B2	P	2014 2009	7	S7DSNN	ja	Södra Östersjön	14SMSLH	LN6a	1983	1983	1983	1988	2009	20	1994	20	1994
Hjärtsjön	632515	146675	SE632515-146675	1,28	K	B	P	2009 2013	7	S7DSNN	ja	Södra Östersjön	14SMSLH	LN5a	1983	1995	1995	1995	2013	6	1996	6	1996

Institutionen för vatten och miljö

Harasjön	632231	136476	NW632301-136565	0,57	K	B		2012	2013	13	S6DSYN	nej	Västerhavet	14VLLVLV		1983	1986	1986	1986	2013	6	1996	6	1996
Storasjö	631360	146750	SE631360-146750	0,35	K	B			2013	7	S7SSYN	ja	Södra Östersjön	14TMVLV		1983	1986	1986	1986	2013				
Hinnasjön	630605	144655	NW630672-144624	0,26	K	B			2011	7	S4SSYN	nej	Södra Östersjön	14TLVLV		1983	1995	1995	1995	2011				
Svartesjön	630558	134327		0,03	K	B			2013	13	S6DSYN	nej	Västerhavet	14TLSLV		1983	1995	1995		2013				
Rammsjön	629570	135470	NW629600-135447	0,34	K	B			2011	7	S6SSYN	nej	Västerhavet	14TLVLV		1983	1986	1986	1986	2011				
Tomeshultagölen	629026	147562	SE629026-147562	0,09	K	B			2009	8	S4SSYN	ja	Södra Östersjön	14TLVLV		1983	1995	1995	1995	2009				
Stora Skärsjön	628606	133205	SE628606-133205	0,33	K2; M2	B2	P	2014	2010	13	S6DSNN	ja	Västerhavet	14TLSLH	LN3a	1983	1986	1986	1986	2010	20	1994	20	1994
Brunnsjön	627443	149526	NW627437-149509	0,11	K2; M2	B2		2014	2010	8	S4DSYN	nej	Södra Östersjön	14TLSLV		1983	1986	1986	1986	2010	20	1994	20	1994
Sännen	624421	147234	SE624373-147299	0,99	K	B	P		2009	10	S4DSNN	ja	Södra Östersjön	14VLSLH	LN3a	1983	1983	1983	1988	2009				
Örsjön	624038	143063	NW623984-143051	0,19	K	B		2013	2012	10	S5DSYN	nej	Södra Östersjön	14TLSLH	LN3a	1983	1995	1995	1995	2012	2	2007	3	2000
Bäen	623624	141149	NW623507-141145	0,53	K	B		2014	2008	12	S5DSYN	nej	Södra Östersjön	14VLSLV		1983	1995	1995	1995	2008	5	1997	5	1997
Svinarydsjön	622803	144609	SE622760-144629	0,18	K	B			2012	10	S5SSNN	ja	Södra Östersjön	14TLVLH		1983	1995	1995	1995	2012				
Krankesjön	617797	135339	SE617797-135339	3,3	K	B	P	2011	2009	12	S5SSNY	ja	Södra Östersjön	14SLVCH		1995	1995	1995	1995	2009	1	2011	3	1999
Krageholmssjön	615375	137087	SE615375-137087	2,05	K	B	P	2010	2011	12	S5DSNY	ja	Södra Östersjön	14SLSCC		1995	1996	1995	1995	2011	7	1994	8	1994
Havgårdssjön	615365	134524	NW615311-134527	0,5	K	B		2012	2007-2013	12	S5DSNY	nej	Södra Östersjön	14VLSCC		1995	1995	1995	1995	2007	3	2002	4	1998
Bolmen																								

Provtagningsfrekvens			
	K	B	B2
	K2 = 8 ggr/år K = 4 ggr/år	1 ggr/år	1-4 ggr/år
	Temperatur	Växtplankton	Växtplankton (4x)
	pH		Zooplankton (4x)
	konduktivitet	Bottenfauna:	
	NH4	litoral	Bottenfauna (1x):
	NO2-NO3	profundal	litoral
	Totalkväve		sublitoral
	Totalfosfor		profundal
	TOC		
	Si		
	Absorbans		
	Fe		
	Mn		
	M2		
	Al		
	Ca		
	Mg		
	K		
	N		
	Alkalinitet		
	Sulfat		
	Flurid		
	Klorid		
	Siktdjup		
	Klorofyll		

Institutionen för vatten och miljö

Bilaga 2. Vattendistriktvis fördelning av sjöar i Sjömdrevet på typer enligt förslag baserat på system A.

Bottenviken		Bottenhavet		Norra Östersjön		Södra Östersjön		Västerhavet	
Typ	N i Sjöom-drev	Typ	N i Sjöom-drev	Typ	N i Sjöom-drev	Typ	N i Sjöom-drev	Typ	N i Sjöom-drev
20TMVLC	111	22TMVLV	85	14TLVMV	52	14TLVLV	235	14TLVLV	267
20TMVLH	99	22TMSLV	45	14TLVLV	50	14TSLV	88	14TSLV	155
22TMVLH	79	20TMVLH	45	22TLVLV	49	14TLVMV	66	22TMVLV	110
22TMVLV	66	20TMVLV	35	22TSLV	21	14TMVLV	55	14TSLH	98
20TMSLC	54	22TMVLH	34	14TSLV	17	14TSMV	42	22TMSLV	93
20TMVMC	51	20TMSLH	33	14TLVCH	16	14TSMH	40	14TLVLH	48
20THSLC	50	20TMSLC	31	14TSMH	15	14TSLH	23	14SLSLH	37
20SMSLC	42	22TMSLH	25	14TSMV	15	14TLVLH	22	14TMVLV	34
20SMSMC	39	22TLVLV	21	14SLSMH	13	14SLSMH	22	22TLVLV	33
20TMSMC	39	20TMVLC	21	14TSLCH	13	14VLSMH	21	22TSLV	32
22TLVLV	37	20THSLC	21	22TMVLV	12	14SLSMC	19	14SLSLV	32
22TMVLC	33	22SMSLH	20	22TMSLV	11	14SLSLV	18	14TSLC	25
20THVLC	31	20SMSLH	19	14TLVCV	11	14SLVLV	18	14TLVMV	18
20TMVMH	25	22TMVMH	17	14TLVMH	10	14TLVMH	17	22SMSLV	18
22SMSLH	21	20SMSLC	14	14SLSCC	10	14TLVCH	15	14TSMH	17
22TMSLH	20	22SLSLH	14	14VLSMH	9	14TMVMV	13	22SLSLH	17
22TMSLV	18	20THVLC	14	22SLSLH	8	14TSLC	11	14SLSLH	17
20VMSLC	18	22SMSLV	14	14SLVCH	8	14TMSLV	11	14TMSLV	16
22TLVLH	16	20TMVMH	13	14SLSMH	8	14VLSLV	11	14TSMV	15
22TMSLC	16	22SMSMC	13	14SLSMC	7	14SLSLH	10	22TSLH	14
20THVMC	16	22TMSMH	12	14VLSCH	7	14TLVCC	10	14VLSLV	14
20IMSLC	16	22VMSLV	11	14TSLH	6	14TSMC	8	22TMSLH	13
22SLSLV	15	22TMVLC	10	22TSLH	6	14TSLCH	7	14VLSLH	13
22SMSLC	15	22TLVMH	10	14TLVCC	5	14VLVLV	7	22SMSLH	12
22TMVMH	14	22SMSLC	9	22TLVMV	5	14TMSMV	7	22SLSLV	12
22VMSLH	13	22TMVMV	9	22TSMH	5	14SLSMV	6	14SLVLV	12
20THSMC	13	22TMVMC	9	14SLSCH	5	14TLVMC	6	14TSMC	10
20VMSLH	11	20SMSMC	8	14VLSMH	5	14ILSLH	6	22TMVLH	9
20TMLC	11	20TMSMC	8	14VLMV	5	14ILSMC	6	14SLSMH	9
20TMVLV	10	20TMSMC	8	14SLVCC	5	14SLVLH	6	14TLVMH	8
20IMSMC	10	22TMSMH	8	14TLVLH	4	14TMSLH	5	14VLVLV	8
22TMVMV	9	22TSLMH	7	22SLSLH	4	14TLV	5	14ILSLV	8
20VMSMC	9	20THVLH	7	22TSLV	4	14TLVCV	4	14TLVCC	7
22TSLV	8	22TSLV	6	14ILSMC	4	14VLSLH	4	22VMSLV	7
22SLSLH	8	22TMSLC	6	14SLSMH	4	14SLSMH	4	14SLSMV	7
20SMSLH	8	20VMSLH	6	22SLSMH	4	14TSLCV	4	22VLSLH	7
22TMVMC	8	20TMSMH	6	14SLVCV	4	14VLSMV	4	14TLVLC	7
20SHSLC	7	22IMSLH	6	14VLSCH	4	14TMVLH	4	14TMVMH	7
22TSLH	6	22TMSLV	6	22TMSLH	3	14VMSMH	4	14TLVCH	6
20TMSMH	6	22TSLH	5	14SLSLH	3	14SMSLV	4	14TMVMV	6
20TMLH	6	20TMSLV	5	22SLSLV	3	14VLVLH	4	14ILSLH	6
22IMSLC	6	22SLSLV	4	22TLVLV	3	14SMSMC	4	14TLVMC	5
20SHSMC	6	20VMSLC	4	14SLSMH	3	14SLSCC	3	22TLVMV	4
22SMSLV	5	20THVMC	4	14TLVMC	3	14ILSMH	3	22VLSLV	4
22TLVMV	5	22VLSLH	4	14TLSCV	3	14TSLCC	3	14SMSMV	4
20VHSLC	5	22SLSMC	4	22TLV	3	14TLVLC	3	14VLSLH	4
22TMSMH	4	22TMSMC	4	14VLSCV	3	14TMVMH	3	14ILSLC	4
22VLSLV	4	22VMVLV	4	22VLMV	3	14SLSCH	3	14SLDLH	4
22SMSMH	4	20TMVMV	4	22TMVLH	2	14SMVLV	3	14TLH	4
20SMSMH	4	22TMVCC	4	14SLSLV	2	14SMSMH	3	14TLVCV	3
20IMDMC	4	22TMVCH	4	22SMSLV	2	14TMSMH	3	14ILSMH	3
22SMSMC	3	22VMSMH	4	14TSMC	2	14ILVLV	3	14SLSLH	3
20TMVCC	3	14TLVMV	3	14VLSLH	2	14VMSLH	3	22TMLV	3
20LMDMC	3	22TLVLH	3	22VLSLH	2	14SLSLH	2	14SMLV	3
20MNSLC	3	20VHSLC	3	14VLSMC	2	14ILSLV	2	22ILSLH	3
20TMSCC	3	22TMLV	3	14VLVMH	2	14SMSMV	2	22ILDLH	3
20VMVMH	3	22VLVLV	3	22TSMC	2	14VLSLH	2	14ILLV	3
22VMVLH	3	22IMSMC	3	22VLSMH	2	14VLSMC	2	14SLDLH	3
22VMSLV	2	20VMSMH	3	14SLSCV	2	14VLVMH	2	22TMVMH	2
20THVLH	2	22SMVLV	3	14VLLV	2	14ILSCC	2	14VLSMH	2
22TSMV	2	22IMSMH	3	14VLVCH	2	14VLVCC	2	14SLSMC	2
20TMSLV	2	14TLVLV	2	22TLVLC	2	14IMSMH	2	22TLVLH	2
22TMSMC	2	20TMVMC	2	22TMVLC	1	14SMSLH	2	22TMSLH	2
22VLVLV	2	22VLSLV	2	14TSLC	1	14TLMV	2	14TSLCH	2
22IMSMC	2	20VMSMC	2	14VLSLV	1	14TMVMC	2	22TMSMH	2
22VMSLV	2	20TMLH	2	22VMSLV	1	14VMVLV	2	22TMSLH	2
20SMMC	2	22IMSLC	2	14SLSLH	1	14SLVCH	1	14SLVMH	2
20TMMC	2	22SLSMH	2	14VLVLV	1	14VLSCH	1	14SLVLH	2
22ILSLC	2	20SMSMH	2	14SLVLH	1	14VLVMV	1	22IMSLH	2

Institutionen för vatten och miljö

22VMSMC	2	22TSLMC	2	22TLSMV	1	14SLVCC	1	14TLLV	2
20SMSGCC	2	22VLSMH	2	14VLSMV	1	14SLVCV	1	14VLSMV	2
20THSMH	2	20IMSMH	2	22ILSLH	1	14VLSCC	1	14TMVLH	2
20TMMH	2	20SMSLV	2	22VLVLV	1	14VLSCV	1	14VMSMH	2
20VMVLH	2	20LMDLC	2	14ILSCC	1	14SMVLH	1	14SMSMH	2
22TLSMH	1	20VMVMC	2	14VLVCC	1	14ILDMH	1	22TSLC	2
22VLSLH	1	22LMDMC	2	22ILSMH	1	14SLDMH	1	14SMVLH	2
22TLVMH	1	22SMLH	2	22SLSLC	1	14SLLV	1	22IMSLV	2
22IMSLH	1	22SMSCC	2	22SLSMV	1	14SLVMC	1	TMVLV	2
22SLSMH	1	22TLVCC	2	14VLVCV	1	14TMSLC	1	20TMVLV	1
22TMLV	1	22VMLV	2	22SLLV	1	14TMVCC	1	22VMSLH	1
22ILSLH	1	14TLVCH	1	14ILVCH	1	14VLVCV	1	22SMSLC	1
22SLSMC	1	14TLVCV	1	14ILVMC	1	14VMSMV	1	22TLVMH	1
22VMVLV	1	14SLSMV	1	14LLSMC	1	14ILDMC	1	14SLVCH	1
20TMVMV	1	20IMSLC	1	14SLMV	1	14ILLH	1	14SLVMV	1
22TLLV	1	20THSMC	1	14TLCH	1	14ILVLH	1	14VLSCH	1
22TSLMC	1	14ILSLH	1	14VLLC	1	14ILVMV	1	14TLSCV	1
20VMSMH	1	20TMLC	1	14VLVMC	1	14LLDMC	1	14TMSMV	1
22TSLC	1	20IMSMC	1	22ILMV	1	14LLSLH	1	22SLSMH	1
20IMSMH	1	20SHSLC	1	22SLVMH	1	14SMVMH	1	22SLSMC	1
20SMSLV	1	14VLVMV	1	22TLVCV	1	14TMSCV	1	22VMVLV	1
22ILSMH	1	22ILSLH	1	22VLSLC	1	14VMVCC	1	14SMSLV	1
22SLSLC	1	20IMDMC	1			14VMVMH	1	14VLSMC	1
22SLSMV	1	20TMVCC	1					14VLVLH	1
20IMDLC	1	22ILDLC	1					14VLVMH	1
20VMSLV	1	22TSLC	1					22TLLV	1
22ILSLV	1	22VMSLC	1					14ILSCC	1
22SLVLV	1	20SMMC	1					14TMSMH	1
20IMLC	1	20TMMC	1					22SMVLV	1
20IMVMC	1	22ILSMH	1					22VMSLC	1
20SMDMC	1	22IMSLV	1					22ILSLC	1
20SMLC	1	22SLSLC	1					14ILDMH	1
20SMVLC	1	22SLSMV	1					14SLDMH	1
20SMVLH	1	22VMSMC	1					14SLLV	1
20SMVMH	1	20IMDLC	1					14SLVMC	1
20THLC	1	20VMSLV	1					14TMSLC	1
20TMLV	1	22ILDLC	1					14TMVCC	1
20VHSMC	1	22SLLV	1					14VMSMV	1
20VMLH	1	22SMLV	1					22ILDLC	1
20VMVLC	1	20IMLV	1					22ILSLV	1
22LMMC	1	20IMSLH	1					22SLVLV	1
22LMSLC	1	20IMSLV	1					22SMLV	1
22SLVLH	1	20SMSMV	1					14ILDLC	1
22SMVLC	1	20SMVLV	1					14ILMH	1
22TMLH	1	20THLH	1					14ILVCC	1
22TMMC	1	20THSLH	1					14IMSLH	1
22TMSMV	1	20THVCH	1					14IMSMC	1
22VMVLC	1	20THVLV	1					14LLDLC	1
SHSLC	1	20TMSMV	1					14LLDLH	1
SMSLC	1	20VHSLH	1					14LLC	1
SMSMC	1	20VMLV	1					14LLSLV	1
TMMC	1	20VMMC	1					14SLDLV	1
		20VMVLV	1					14SMVMV	1
		22ILSMC	1					14TLLC	1
		22ILSMV	1					14TMLH	1
		22IMMH	1					14VLDLC	1
		22IMSCC	1					14VLDLH	1
		22LLDLH	1					14VMSLV	1
		22LLMH	1					22ILDLC	1
		22LMDLC	1					22ILLH	1
		22LMMH	1					22ILLV	1
		22SLDMC	1					22LLH	1
		22SLVMC	1					22TLLC	1
		22SLVMV	1					22TMS	1
		22SMCH	1					22VLSMV	1
		22SMSCH	1					22VLVLH	1
		22SMVLH	1					SLSLH	1
		22SMVMV	1						
		22TLVCH	1						
		22TLVMC	1						
		22TMLC	1						
		22TMSCC	1						
		22TMVCV	1						
		22VLSCH	1						
		22VLSMC	1						
		22VMSCC	1						
		22VMSCH	1						