

# Klassificering av sjöar och vattendrag

– nordisk jämförelse utifrån svenska bedömningsgrunder



KUNGL. SKOGS- OCH LANTBRUKSAKADEMIENS  
TIDSKRIFT

Nummer 3 • 2009  
Årgång 148

*Ansvarig utgivare* Åke Barklund, sekreterare och VD, KSLA  
*Redaktör/grafisk form* Kerstin Hideborn Alm  
*Text* Stefan Löfgren, Sonja Stendera, Maria Kahlert och Eva Willen  
*Omslagsfoto* Stefan Löfgren  
*Tryckeri* Ågerups Offset i Eskilstuna  
*Tryckår/månad* 2009/10  
*Upplaga* 1100 ex.  
*ISSN* 0023-5350  
*ISBN* 978-91-85205-86-8

Samtliga av de senaste årens utgivna nummer finns tillgängliga som nedladdningsbara filer på akademiens hemsida [www.ksla.se](http://www.ksla.se).

# Klassificering av sjöar och vattendrag

– nordisk jämförelse utifrån svenska bedömningsgrunder

Dokumentation från Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens  
seminarium den 11 mars 2009



## Innehåll

Bakgrund.....	7
Syfte .....	7
Statusklassificering – en kort sammanfattning.....	7
Underlag och statusklassningar från Danmark och Finland.....	10
Bedömning av fysikalisk – kemisk status.....	11
Bedömning av växtplanktonstatus .....	17
Bedömning av kiselalgstatus .....	22
Bedömning av bottenfaunastatus .....	25
Klassificering av danska och finska ytvatten - syntes .....	30
Erkännanden .....	32
Litteratur .....	32

**EU's vattendirektiv** inbjuder till många olika diskussioner om till exempel miljömålskonflikter, principer för betalningsansvar, praktiska åtgärder och mycket annat. En av de vanligaste frågorna i anslutning till införandet av vattendirektivet, såväl från tjänstemän och praktiker som från skogs- och lantbrukare, är "Hur gör man i andra länder?" De flesta är mer eller mindre osäkra och söker hämta goda idéer från andra länder inom EU.

Hur vi bedömer våra vatten är en av de faktorer som vi kan jämföra länderna emellan. SLU har genomfört en nordisk jämförelse som visar att det inte alltid är så lätt att jämföra flora och fauna i olika länders vatten. Under 2009 kommer det att fattas ett formellt beslut om bedömningen av de svenska vattnen, som kommer att rapporteras till EU. Det styr i sin tur vilken ambition de kommande åtgärdsprogrammen ska ha och också vilka kostnader som kommer att uppstå.

I denna dokumentation från seminariet den 11 mars 2009 på KSLA redovisar forskare från SLU resultaten då de svenska bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag använts på danska och finska vatten.



## Bakgrund

EUs medlemsländer har enats om att utforma en likartad förvaltning av sina vatten genom att besluta om ett ramdirektiv för vatten (2000/60/EG). Syftet är att upprätta en ram för skyddet av inlandsvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten för att ”hindra ytterligare försämringar och skydda och förbättra statusen hos akvatiska ekosystem och, såvitt avser deras vattenbehov, även terrestra ekosystem och våtmarker som är direkt beroende av akvatiska ekosystem.”. Visionen är att alla vatten i Europa år 2015 ska ha uppnått god ekologisk status. Sjöar och vattendrag bedöms ha god ekologisk status då vattenkvaliteten marginellt avviker från ett opåverkat tillstånd. Vatten som inte har godtagbar status ska åtgärdas och åtgärdsprogram och förvaltningsplaner tas fram.

Ramdirektivet för vatten anger ramen, målet och den tidsgräns som gäller för att uppnå målet. Det är sedan upp till varje medlemsland att själva besluta om de nationella lagar och regler som behövs för att klara direktivets bestämmelser. I Sverige har ramdirektivet för vatten införlivats i den nationella lagstiftningen främst i *Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön* (SFS 2004:660), *Länsstyrelsernas instruktion* (SFS 2002:864) och *Miljöbalken*. Naturvårdsverket är dessutom bemyndigat att ta fram ytterligare föreskrifter samt att ge ut allmänna råd och handböcker.

Naturvårdsverket gav 2007 ut en handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp (NV handbok 2007:4) och i februari 2008 fastställdes föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (NFS 2008:1). Dessa föreskrifter ska tillämpas då vattenmyndigheten klassificerar ekologisk status eller potential och kemisk ytvattenstatus för ytvattenförekomster och fastställer miljö kvalitetsnormer för dessa.

Utformningen av bedömningsgrunderna i NFS 2008:1 för att klassificera miljö kvaliteten i sjöar och vattendrag kommer att ha stort inflytande på det framtida vattenvårdsarbetet och det är därmed av stort intresse att undersöka om olika EU-länder, men med likartade vatten, har samma ambitionsnivå vad gäller att definiera referensstatus och gränsen för ’god-måttlig’ ekologisk status det vill säga den gräns som medför att åtgärder ska sättas in.

## Syfte

Syftet med detta projekt har varit att analysera om sjöar och vattendrag lite påverkade av näringstillförsel respektive med tämligen höga näringshalter klassificeras likvärdigt i Danmark, Finland och Sverige. Om klassificeringen utfaller olika ska orsakerna analyseras.

## Statusklassificering – en kort sammanfattning

Sverige är indelat i fem vattendistrikt och inom varje distrikt ansvarar en särskild vattenmyndighet för förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön. Vattenmyndigheterna har under 2009 presenterat förslag till förvaltningsplaner, vilket bland annat innebär att de har redovisat vattnens biologiska, kemiska och hydromorfologiska status samt lämnat förslag till de miljö kvalitetsnormer (nivåer som inte bör överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt) som ska gälla inom vattendistriktet. Bedömningen av vattenkvalitet kommer följaktligen i slutet av året att förändras från att vara vägledande, som den är idag, till att vara juridiskt bindande. Utgående från vattnens status har vattenmyndigheterna även utformat förslag till åtgärdsprogram där de åtgärder som behövs för att uppnå eller för att bevara en viss miljö kvalitetsnorm ska faststäl-



las. Naturvårdsverkets handbok 2007:4 och föreskrifter NFS 2008:1 har varit vägledande för detta arbete. Ytterligare information om vattenmyndigheternas arbete återfinns på [www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se). I det följande ges en mycket kortfattad och översiktlig sammanfattning av grundprinciperna för klassificeringen.

Figur 1 visar Naturvårdsverkets checklista för statusklassificering från handboken (2007:4). Landets sjöar och vattendrag ska indelas i kategorier, typer och vattenförekomster (ruta 1-2, figur 1). En vattenförekomst kan till exempel vara en sjö eller skogsbäck i ett större vattensystem. Utgående från resultaten av biologisk och kemisk övervakning samt hydromorfologisk kartering i vattenförekomsten ska statusen för olika kvalitetsfaktorer bedömas i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (ruta 3-7, figur 1). I detta ingår även att göra en bedömning av om statusklassificeringen är rimlig samt att utnyttja expertbedömningar då mätdata saknas. För till exempel vattendrag ska statusen bestämmas med biologiska (kiselalger, bottenlevande djur och fisk), kemiska (försurning eller övergödning) samt hydromorfologiska (morfologi, kontinuitet och hydrologi) kvalitetsfaktorer. Varje kvalitetsfaktor kan bestå av flera olika parametrar. För bottenlevande djur finns till exempel flera olika index (parametrar), som belyser hur vattendragen reagerar på försurning, övergödning etc. De biologiska kvalitetsfaktorerna måste alltid bedömas. Är statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna god eller hög bedöms även de kemiska kvalitetsfaktorerna. Vid hög biologisk status bedöms förutom kemisk status även de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna (figur 2). Vattenkemin ska även användas som stöd för att bedöma utfallet av den biologiska klassificeringen, vilket innebär att den alltid bör analyseras.

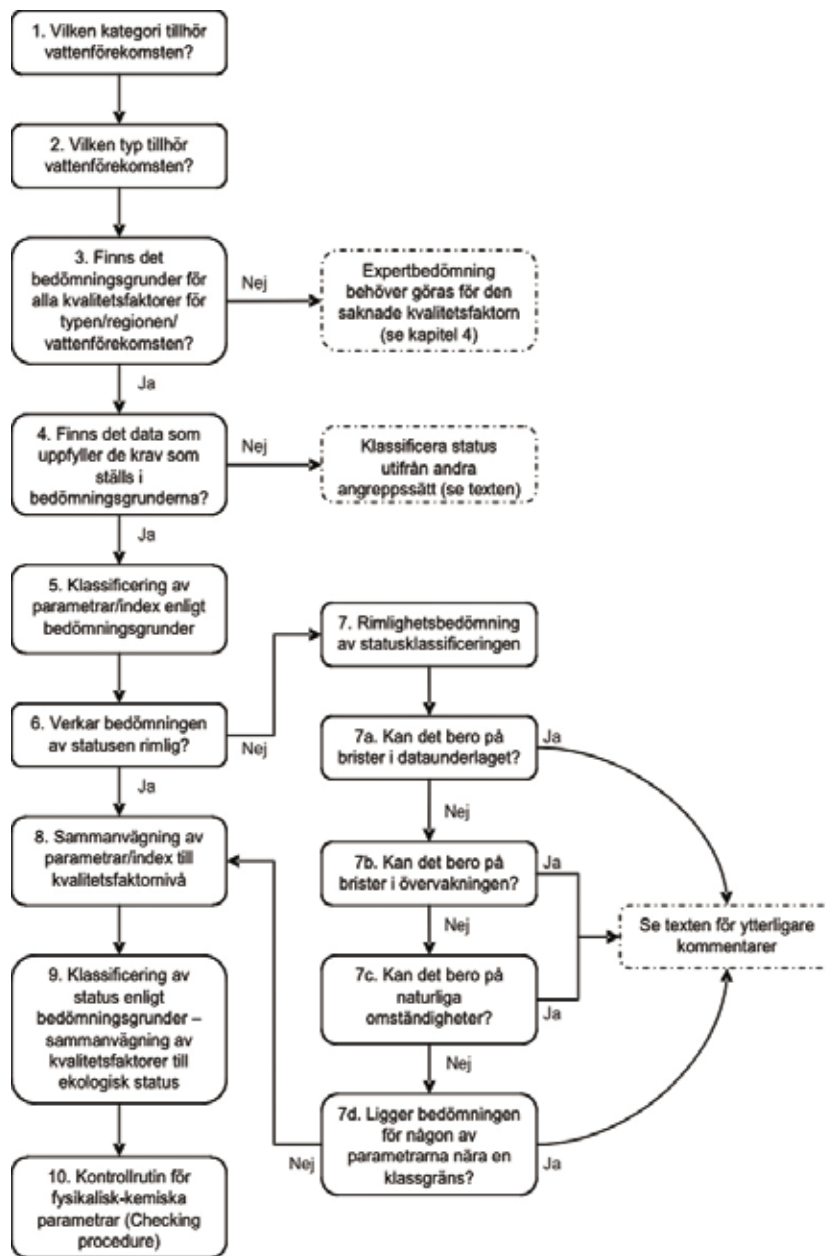
För varje kvalitetsfaktor kan en eller flera parametrar bedömas och för varje parameter

finns en bedömningsskala. Skalorna baseras på ekologiska kvalitetskvoter (EK-värden), vilka beskriver avvikelsen från referensförhållandena och uttrycks som en kvot mellan observerat värde och ett referensvärde för parametern (EK-värde = uppmätt värde/referensvärde alternativt referensvärde/uppmätt värde). EK-värdena varierar därför mellan 0 och 1, där 1 motsvarar referensvärdet och den högsta status som kan uppnås. Värdet 0 motsvarar den största avvikelsen från referensvärdet och därmed den sämsta status som kan uppnås. Intervallet 1 och 0 har delats in i de fem klasserna hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig ekologisk status. Varje parameter har sin egen EK-klassindelning och den kan variera beroende på var i landet vattenförekomsterna ligger.

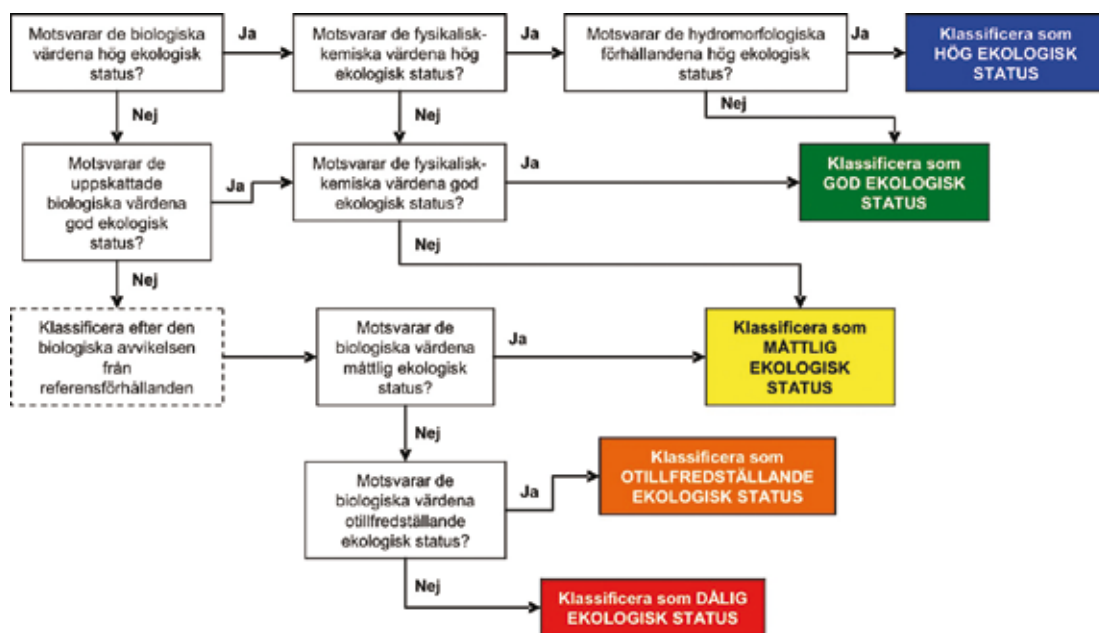
Sammanvägningen (ruta 8-10, figur 1) av de olika biologiska kvalitetsfaktorerna ska göras enligt principen ”one out - all out”. Denna princip innebär att den kvalitetsfaktor som indikerar störst mänsklig påverkan (störst avvikelse från referensförhållandet) ska definiera vattenförekomstens biologiska status. Om till exempel fisk indikerar otillfredsställande status medan bottenfauna och kiselalger indikerar god status ska den sammanvägda biologiska statusen klassas som otillfredsställande. Om den biologiska statusen är god eller hög måste hänsyn även tas till de kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna när den slutliga klassificeringen görs. Även i detta fall gäller principen ”one out - all out”. Även för parametrar som indikerar olika påverkanstryck, till exempel försurning eller eutrofiering (övergödning), kan principen ”one out - all out” användas när de ska vägas samman till kvalitetsfaktornivå.

Expertbedömningar är tillåtliga och nödvändiga i många situationer, till exempel när biologin indikerar god status medan den kända mänskliga påverkan antyder något helt annat. Expertbedömningen tar då över regeln om ”one





Figur 1. Översikt över checklisten för statusklassificering (figur från Naturvårdsverkets handbok 2007:4).



Figur 2. Översiktligt schema för hur man ska bedöma ekologisk status. De biologiska kvalitetsfaktorerna väger tyngst medan de kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna är stödjande. (figur från Naturvårdsverkets handbok 2007:4).

out – all out”. Expertbedömningar kan göras på många olika sätt, bland annat beroende på kunskap och erfarenhet hos den som ska bedöma och vilken bakgrundsinformation som finns att tillgå.

### Underlag och statusklassningar från Danmark och Finland

De danska och finska sjöarna och vattendragen har klassificerats i enlighet med NFS 2008:1 och Naturvårdsverket handbok 2007:4. Den data som använts för detta arbete har vänligen ställts till vårt förfogande från Danmarks miljøundersøgelse (DMU, <http://www.dmu.dk/>) och Finlands miljöcentral (SYKE, <http://www.miljo.fi/default.asp?contentid=317088&lan=SV>). Vi har inte på-

verkat deras val av sjöar och vattendrag på annat sätt än att vi bett om data från tämligen opåverkade vatten respektive från vatten med förhöjda närsaltnivåer. Under arbetets gång har DMU och SYKE så långt möjligt kompletterat med information som vi efterfrågat. Tyvärr saknas ibland fullständig information eftersom de danska och finska undersökningarna inte är anpassade till de svenska bedömningsgrunderna. Vi har därför gjort en del antaganden för att kunna följa NFS 2008:1. Vilka dessa antaganden är framgår under respektive bedömd kvalitetsfaktor i nedanstående kapitel.

Utöver data har vi även erhållit information om sjöarnas och vattendragens status i enlighet med de danska och finska bedömningssystemen. I Danmark härstammar be-

SJÖAR			VATTENDRAG		
DK	FI	SE	DK	FI	SE
Klorofyll a	Växtplankton	Växtplankton	Bottenfauna	Kiselalger	Kiselalger
	Bottenfauna	Bottenfauna		Bottenfauna	Bottenfauna
	Vattenkemi	Vattenkemi		Vattenkemi	Vattenkemi

dömningarna från ett provisoriskt klassificeringssystem baserat på klorofyllhalten i sjöar och sammansättningen av bottenlevande djur i vattendrag (DSFI, Danish Stream Fauna Index). Det pågår en politisk diskussion om vilket bedömningssystem som ska användas i framtiden och alternativa klassificeringssystem finns framtagna (DMU 2003 & 2004). I Finland har sjöarna och vattendragen bedömts i enlighet med Miljöministeriets beslut från den 17 december 2007 (Dnr. YM3/401/2006). Av ovanstående sammanställning framgår vilka kvalitetsfaktorer som använts för klassificeringen i de tre länderna.

#### Bedömning av fysikalisk – kemisk status

Den fysikalisk-kemiska klassningen baseras på totalfosfor (P-tot) och siktdjup (SD). Det har inte bedömts relevant att bedöma surhetsstatusen eftersom samtliga vatten har tämligen hög buffertkapacitet och höga pH-värden (pH>6). Enligt NSF 2008:1 ska bedömningen av fosforstatus i sjöar och vattendrag baseras på minst 6 provtagningstillfällen under ett år alternativt månadsvis mätning under tre år. Referensvärdet för fosfor (P-ref) beräknas för sjöar från vattenfärg, höjden över havet och medeldjupet medan P-ref i vattendragen skattas utgående från vattenfärg, baskatjonhalt och stationshöjd. Om det föreligger mer än 10 % jordbruksmark i vattendragets avrinningsområde används ett särskilt referensvärde för åkermarken (P-agri) baserat på jordart och produktionsområde. Därefter beräknas ett korrigerat referensvärde (P-ref korr) baserat på P-ref, P-agri och andelen jordbruks-

mark. Värdena för P-agri framgår varken av NFS 2008:1 eller Naturvårdsverkets handbok 2007:4. Vi har erhållit en matris över P-agri värden från Martin Larsson vid vattenmyndigheten för norra Östersjön. Bedömningen av siktdjup ska baseras på månadsvis mätning under ett år eller på augustivärden från 3 år. Referensvärdet för siktdjup (SD-ref) beräknas utgående från vattenfärg och ett referensvärde för klorofyll.

#### Danmark

Från fyra av de danska sjöarna finns vattenkemiska data från cirka 55 provtagningstillfällen under tidsperioden 2000-2002, medan det från tre av sjöarna (Lading sjö, Schousbye sjö och Sunds sjö) finns mätdata från 6 provtagningstillfällen under perioden april-oktober 2004. För de 6 vattendragen finns vattenkemisk data endast från augusti 2002 och april 2003. Klassificeringen har utförts på medelvärdet för respektive vattenförekomst. Vi har följaktligen antagit att mätdata är representativa för respektive vattenförekomst trots att antalet provtagningar vanligtvis är för lågt enligt de svenska bedömningsgrunderna. I dataunderlaget saknades mätvärden för vattenfärg och sjöarnas altitud. För beräkning av P-ref har vi därför antagit att vattenfärg och altitud återfinns i intervallen 25-100 mg Pt/l respektive 25-100 m över havet. Dessa antaganden innebär ett intervall för statusklassningen av de danska sjöarna och vattendragen. För att uppskatta P-agri har vi antagit att förhållandena motsvarar de som återfinns i Skåne och Hallands slättbygder. Referensvärdet för klorofyll har satts till 2,5

µg/l, vilket motsvarar värdet för södra Sveriges klara sjöar (≤30 mg Pt/l).

De danska sjöarna är grunda (medeldjup ≤3,6 m) och tämligen små. Endast Sunds sjö och Nors sjö är större än 100 ha (tabell 1). Enligt den svenska typologin (NFS 2006:1, Naturvårdsverket handbok 2007:3) är Nors sjö och Søby sjö små (<10 km<sup>2</sup>), djupa (maxdjup>5m) och kalkrika (alkalinitet>1 mekv/l) medan övriga sjöar klassas som små, grunda och kalkrika. Avrinningsområdet till Schousbye sjö domi-

neras av skogsmark (88 %) och Damhus sjö av urban mark (66 %), vilket gör dem speciella jämfört med övriga sjöar där jordbruksmark utgör en stor andel (24-93 %). Den urbant påverkade Damhus sjö håller på att återhämta sig från eutrofiering (Søndergaard et al. 2005). Medelhalterna P-tot varierade mellan 8 µg/l (Schousbye sjö) och 155 µg/l (Lading sjö). Även siktdjupet uppvisade stor spännvidd (0,7-3,8m) och begränsades sannolikt av vattendjupet i Schousbye sjö och Sunds sjö.

	DAMHUS SØ	HINGE SØ	NORS SØ	SØBY SØ	LADING SØ	SCHOUSBYE SØ	SUNDS SØ
SJÖAREA (ha)	50	90	350	70	45	3,2	124
MEDELDJUP (m)	1,6	1,2	3,6	2,8	1,0	1,0	1,6
MAXDJUP (m)	2,4	2,6	19,5	6,5	1,6	2,3	3,3
ALTITUD (m.ö.h.)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
JORDBRUKSMARK	9%	80%	49%	24%	61%	0%	82%
VATTENFÄRG (mg Pt/l)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P-tot (µg/l)	50	138	25	24	155	8	14
P-ref (µg/l)	10-17	10-18	8-14	9-15	11-18	11-18	10-17
EK P-tot	0,20-0,33	0,07-0,13	0,33-0,56	0,37-0,63	0,07-0,12	1,34-2,28	0,7-1,19
STATUS P-Min	Otillfreds.	Dålig	Måttlig	Måttlig	Dålig	Hög	God
STATUS P-Max	Måttlig	Dålig	God	God	Dålig	Hög	God
SIKTDJUP (m)	1,7	0,8	3,8	3,2	0,7	>2	>2,5
SIKTDJUP-ref	3,7-4,4	3,7-4,4	3,7-4,4	3,7-4,4	3,7-4,4	3,7-4,4	3,7-4,4
EK SIKTDJUP	0,39-0,45	0,18-0,21	0,87-1,02	0,73-0,86	0,16-0,19	0,46-0,54	0,57-0,68
STATUS SD-Max	Måttlig	Otillfreds.	Hög	Hög	Dålig	God	God
STATUS SD-Min	Måttlig	Dålig	Hög	Hög	Dålig	Måttlig	God

Tabell 1. Sjöegenskaper, avrinningsområdeskaraktär och vattenkemiskt underlag för fysikalisk-kemisk klassificering av danska sjöar, nd=data saknas.

Enligt den svenska typologin (NFS 2006:1, Naturvårdsverket handbok 2007:3) är samtliga danska vattendrag stora (tillrinningsområde >15 km<sup>2</sup>) och kalkrika (alkalinitet >1 mekv/l). Jordbruksmark dominerar i samtliga tillrinningsområden (61-81%) förutom Lindenberg å där andelen är 45 %. Jordbruksmarken varierar från lätta sanddominerade jordar till tätare jordar med inblandning av lera (sandy clay respektive sandy clay loam). Det innebär att P-agri återfanns i intervallet 23-90 µg/l. Vattendragens medelhalter för P-tot, baserat på endast två provtagningstillfällen, varierade mellan 19-70 µg/l med högst halter i Lindenberg å och Kastbjerg å.

Antagandena vad avser vattenfärg och altitud inverkar på statusklassningen med avseende på totalfosfor och siktdjup i tre respektive två av de sju danska sjöarna. I Nors sjö och Søby sjö (totalfosfor) har antagandena stor betydelse eftersom det påverkar gränsen 'god-måttlig' status (tabell 1) det vill säga gränsen för åtgärder eller ej. Även Schousbye sjö drabbas av detta fenomen med avseende på siktdjup, men det är troligtvis en artefakt orsakad av att siktdjupet överskrider sjöns maxdjup. Vår bedömning är därför att siktdjupsbedömningen är irrelevant i Schousbye sjö. För Damhus sjö (totalfosfor) och Hinge sjö (siktdjup) har osäkerheten mindre betydelse eftersom statusen bedöms som 'måttlig' eller sämre, det vill säga vattenförekomsterna klassas som åtgärdsobjekt oavsett vilket antagande som görs. Väger man ihop klassningen för totalfosfor och siktdjup finner man att Nors sjö, Søby sjö, Schousbye sjö och Sunds sjö har 'god-hög' status, Damhus sjö 'måttlig-otillfredsställande' och Hinge sjö och Lading sjö 'dålig' status.

För vattendragen har antagandet vad avser vattenfärg ingen betydelse. Statusen i Karstoft å klassificeras som 'måttlig', medan övrigas status klassificeras som 'god'. Intressant att notera är

att i Karstoft å blir P-ref korr (12-14 µg/l) lägre än P-ref (13-20 µg/l, tabell 2). Orsaken är att det är en stor andel jordbruksmark (69 %) dominerat av sandjord i avrinningsområdet och därmed ett lågt värde för P-agri (23 µg/l). Eftersom jordbruksarealens bidrag till P-ref korr viktas ned med 50 % (NFS 2008:1) blir slutresultatet att P-ref korr blir lägre än P-ref. Vilket av dessa båda värden som ska användas för att beräkna EK-värdet framgår inte av föreskriften eller de allmänna räden. Vi har valt att använda P-ref korr i paritet med de övriga områdena.

#### Finland

Från de finska sjöarna och vattendragen finns vattenkemisk data från 33-88 respektive 16-233 provtagningstillfällen under tidsperioden 2000-2008. Klassificeringen har utförts på medelvärdet för respektive vattenförekomst. Vi har följaktligen antagit att mätdata är representativa för respektive vattenförekomst trots att antalet provtagningar i några fall är för lågt enligt de svenska bedömningsgrunderna. För att uppskatta P-agri har vi antagit att förhållandena motsvarar de som återfinns i nordsvensk mellanbygd. Referensvärdet för klorofyll har satts till 2,5 µg/l, vilket motsvarar värdet för Norrlands, humösa sjöar (>30 mg Pt/l).

De finska sjöarna är betydligt större (165-552 ha) än de danska, men enligt den svenska typologin (NFS 2006:1, Naturvårdsverket handbok 2007:3) är sjöarna små (<10 km<sup>2</sup>), djupa (maxdjup >5 m), kalkfattiga (alkalinitet <1 mekv/l) och humösa (>50 mg Pt/l). Avrinningsområdena domineras av skogsmark (49-66%) och med en betydande andel sjöyta (4-13 %). Medelhalterna P-tot varierade mellan 10 µg/l (Kajoonhärvi) och 64 µg/l (Viitaanjärvi). Medelhalterna totalkväve och nitrat varierade i intervallen 410-1120 µg N-tot/l respektive 18-338 µg NO<sub>3</sub>-N/l med högst halter i Kannusjärvi respektive Viitaanjärvi. Siktdjupet uppvisade en

	KARSTOFT Å	LINDENBORG Å	SUNDS Å	KASTBJERG Å	FJEDERHOLT Å	SKIBSTED Å
AVRINNINGSOMRÅDE (km <sup>2</sup> )	175	50	64	87	100	60
JORDBRUKSMARK	69%	45%	81%	75%	61%	68%
JORDART	Sand	Sandy clay loam	Sand	Sandy clay loam	Sand	Sandy loam
STATIONSHÖJD (m)	19	12	37	7	45	6
VATTENFÄRG (mg Pt/l)	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BC* (mekv/l)	1,2	2,7	2,0	3,6	1,4	2,0
P-tot (µg/l)	32	53	19	70	21	22
P-ref (µg/l)	13-20	16-24	14-21	17-27	12-19	15-23
P-agri (µg/l)	23	90	23	90	23	32
P-ref korr (µg/l)	12-14	29-34	12-13	38-40	12-14	16-18
EK P-tot	0,38-0,45	0,55-0,64	0,65-0,72	0,55-0,58	0,57-0,69	0,72-0,83
STATUS Min	Måttlig	God	God	God	God	God
STATUS Max	Måttlig	God	God	God	God	God

Tabell 2. Avrinningsområdeskaraktär och vattenkemiskt underlag för fysikalisk-kemisk klassificering av danska vattendrag. BC\*= icke-marina baskatjoner, nd=data saknas.

betydligt mindre spännvidd (1,0-2,8m) än de danska vattnen sannolikt som en konsekvens av de höga humushalterna.

Enligt den svenska typologin (NFS 2006:1, Naturvårdsverket handbok 2007:3) är samtliga finska vattendrag förutom Soonanjoki stora (tillrinningsområde >15 km<sup>2</sup>), kalkfattiga (alkalinitet <1 mekv/l) och humösa (>50 mg Pt/l). Andelen jordbruksmark varierar i tillrinningsområdena med 1-3% i Sonnanjoki och Lestijoki respektive 20-29% i de övriga två områdena. Jordbruksmarken antas utgöras av täta mjäla- och lerjordar (silty clay). Det innebär att P-agri återfanns i intervallet 78-81 µg/l. Vattendragens medelhalter för P-tot varierade mellan 4-121 µg/l med halter över 100 µg/l i Malisjoki och Yläneenjoki. De båda senare uppvisade även

höga halter totalkväve och nitrat, 1500-2100 µg N-tot/l respektive 550-1300 µg NO<sub>3</sub>-N/l. I Lestijoki och Sonnanjoki var medelhalterna totalkväve 490 respektive 410 µg/l.

De svenska och finska bedömningarna av den fysikalisk-kemiska statusen överensstämde väl för den minst näringsrika sjön Kajoonjärvi ('hög') och den svagt eutrofa Kannusjärvi ('måttlig-otillfredsställande', tabell 3). De finska bedömningsgrunderna gav även den mesotrofa sjön Hattujärvi 'hög' status medan den svenska metoden ger statusen 'god' med avseende på fosfor och 'måttlig' med avseende på siktdjup. Det låga siktdjupet (1,5m) beror sannolikt på den mycket höga humushalten (156 mg Pt/l), vilket indikerar att klassningen av siktdjup är osäker. Även för den eutrofa sjön Viitaanjärvi skiljer sig

	KAJOONJÄRVI	HATTUJÄRVI	VIITAJÄRVI	KANNUSJÄRVI
SJÖAREA (ha)	552	604	265	165
MEDELDJUP (m)	11	3	4	nd
MAXDJUP (m)	50	9,0	14	nd
ALTITUD (m.ö.h.)	167	169	86	19
SKOGSMARK	49%	66%	53%	52%
VATTENFÄRG (mg Pt/l)	72	156	197	77
P-tot (µg/l)	10	23	64	47
P-ref (µg/l)	8	14	13	11
EK P-tot	0,83	0,61	0,20	0,22
STATUS, P-tot	Hög	God	Dålig	Otillfreds.
SIKTDJUP (m)	2,8	1,5	1,0	1,1
SIKTDJUP-REF (m)	3,9	3,5	3,4	3,8
EK SIKTDJUP	0,72	0,42	0,29	0,29
STATUS, SIKTDJUP	Hög	Måttlig	Otillfreds.	Otillfreds.
FINSK P-REF (µg/l)	13	30	22	8
FINSK STATUS (P-tot, N-tot)	Hög	Hög	God	Måttlig

Tabell 3. Sjögenskaper, avrinningsområdeskaraktär och vattenkemiskt underlag för fysikalisk-kemisk klassificering av finska sjöar.

de svenska och finska bedömningarna påtagligt. Enligt det svenska systemet klassas statusen som 'dålig' och 'otillfredsställande' med avseende på fosfor respektive siktdjup medan den finska bedömningen ger statusen 'god'.

Med undantag av den oligotrofa (med ringa näringstillgång) Kajoonjärvi förefaller det som om den finska klassningen av sjöar ger ungefär en klass högre fysikalisk-kemisk status än den svenska. Några av orsakerna till detta kan vara att den finska bedömningen baseras på en annan tidsperiod och även inkluderar totalkväve. En annan förklaring kan vara att med undantag

av Kannusjärvi så har Finland högre halter P-ref (5-16 µg/l) än Sverige. Det senare påverkar klassgränserna till förmån för högre status i det finska bedömningssystemet.

Även med avseende på vattendragen Lestijoki och Yläneenjoki gav de svenska och finska bedömningarna avvikande fysikalisk-kemisk status (tabell 4). Enligt det svenska systemet gavs den näringsfattiga Lestijoki statusen 'hög' att jämföra med 'måttlig' enligt det finska systemet. För den näringsrika Yläneenjoki gav det finska klassningen 'måttlig' status jämfört med den svenska 'otillfredsställande'. Även i detta fall



kan skillnaderna orsakas av att olika tidsperioder använts, att de finska bedömningarna även inkluderar N-tot och pH (Lestijoki) samt att P-ref är högre (Yläneenjoki). Både de finska och svenska bedömningsgrunderna klassade statusen i den näringsrika Malisjoki som 'dålig' och i den näringsfattiga Sonnanjoki som 'hög'.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att om regeln "one out - all out" tillämpas på den fysikalisk-kemiska statusen i finska vatten så kommer sjön Viitaanjärvi inte att klara gränsen 'god-måttlig' enligt de svenska bedömningarna och vattendraget 'Lestijoki' enligt de finska bedömningarna. För övriga sex vattenförekomster har konstaterade skillnader i klassning ingen betydelse för om de ska definieras som åtgärdsobjekt eller ej.

#### Slutsatser – fysikalisk – kemisk status

Det förefaller som om den finska klassningen av mesotrofa (med måttlig näringstillgång) och eutrofa (näringsrika) sjöar ger ungefär en klass högre fysikalisk-kemisk status än den svenska. Några av orsakerna till detta kan vara att den finska bedömningen baseras på en annan tidsperiod och även inkluderar totalkväve. En annan förklaring kan vara att Finland i tre fall av fyra hade högre halter P-ref än Sverige. Det senare påverkar klassgränserna till förmån för högre status i det finska bedömningssystemet. Även för vattendragen kan skillnader i klassning orsakas av att olika tidsperioder använts, att de finska bedömningarna även inkluderar N-tot och pH samt att P-ref är olika. Om regeln "one out - all out" tillämpas på den fysikalisk-kemiska statusen

	LESTIJOKI	MALISJOKI	SONNANJOKI	YLÄNEENJOKI
AVRINNINGSOMRÅDE (km <sup>2</sup> )	499	377	11	197
JORDBRUKSMARK	3%	20%	1%	29%
JORDART	silty clay	silty clay	silty clay	silty clay
STATIONSHÖJD (m)	125	75	61	47
VATTENFÄRG (mg Pt/l)	76	247	20	182
BC* (mekv/l)	0,2	0,6	0,3	0,6
P-tot (µg/l)	14	121	4	111
P-ref (µg/l)	10	19	8	18
P-agri (µg/l)	78	78	81	81
P-ref korr (µg/l)	11	23	8	25
EK P-tot	0,77	0,19	1,87	0,22
STATUS P-tot	Hög	Dålig	Hög	Otillfreds.
FINSK P-REF (µg/l)	<20	<20	<15	<40
FINSK STATUS	Måttlig (P-tot, N-tot, pH)	Dålig (P-tot, N-tot, pH)	Hög (P-tot, N-tot)	Måttlig (P-tot)

Tabell 4. Avrinningsområdeskaraktär och vattenkemiskt underlag för fysikalisk-kemisk klassificering av finska vattendrag.

i finska vatten så kommer sjön Viitaanjärvi inte att klara gränsen 'god-måttlig' enligt de svenska bedömningarna och vattendraget 'Lestijoki' enligt de finska bedömningarna. För övriga sex vattenförekomster har konstaterade skillnader i klassning ingen betydelse för om de ska definieras som åtgärdsobjekt eller ej.

### Bedömning av växtplanktonstatus

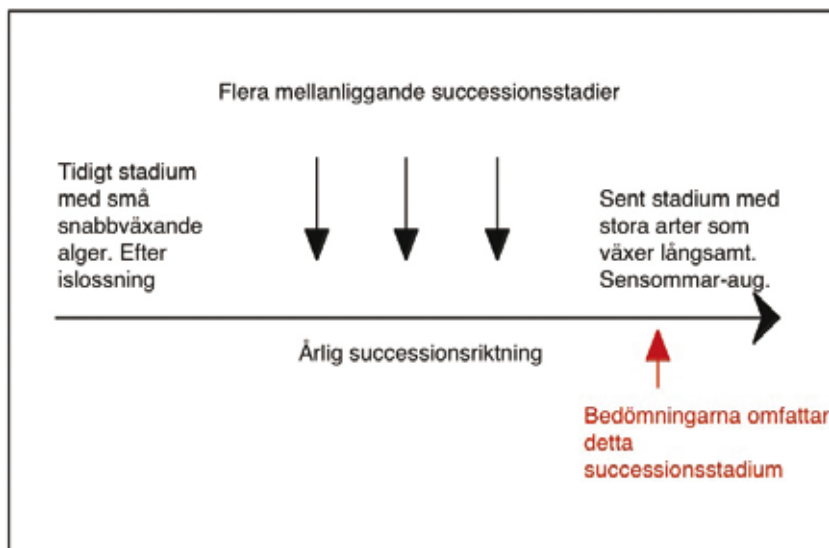
I Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG för vatten är växtplankton en av fyra prioriterade biologiska kvalitetselement för bedömning och klassificering av vattenkvalitet i sjöar. Växtplankton är sedan början av förra seklet en mycket använd parameter både för klassifikation av sjöar och för vattenkvalitetsbedömningar, särskilt i en trofigradient (närlingsgradient). I början användes endast artsammansättningar men så fort metoder utvecklats för att insamla och analysera vatten för kvantitativ bedömning blev mängden alger uttryckt som vätvikt (volym) eller biomassa (mm<sup>3</sup>/l alternat

tivt mg/l) ett användbart och jämförbart mått mellan sjöar och med olika omvärldsfaktorer. Under 1960-talet blev koncentrationen klorofyll *a* en rutinmässigt använd analysmetod för bestämning av växtplanktons biomassa men den säger ingenting om organismsammansättningar eller förekomst av problembildande alger. Både växtplanktons totalvolym och mängden klorofyll har mycket stor samvariation med vattnets fosforkoncentration.

De svenska bedömningsgrunderna för växtplankton är utarbetade för att gälla högsommarsensommarperioden juli-augusti då tillflödande vatten är som minst och inre biotiska konkurrensförhållanden vanligen präglar organismsamhällena (figur 3; Willén 2007). Bedömningarna omfattar

- totalvolymen alger
- andel (%) cyanobakterier (blågröna alger)
- indikatorarter sammanvägda i ett trofiskt planktonindex (TPI) som i huvudsak bygger på arters förekomst efter en fosforgradient.

En fullödig bedömning omfattar dessa tre parametrar där slutlig klassning görs med ett



Figur 3. Växtplanktons successionsutveckling under året med fokus (röd pil) på den period som omfattas av de svenska bedömningsgrunderna för växtplankton.

sammanvägningsförfarande (se [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se), sökord: bedömningsgrunder växtplankton). Bedömningsgrunderna för växtplankton är utarbetade från ett bakgrundsmaterial omfattande 480 sjöar från söder till norr i riket, inklusive fjällvärlden, och omfattar ett brett register av sjötyper. Även om det går att göra en bedömning på enstaka parametrar och enstaka sommarsånger blir bedömningen dock mer osäker än om man som rekommenderas använder ett medelvärde av 3 sommarsånger beroende på att plankton kan fluktuera starkt i relation till rådande väderförhållanden. Varma vindstilla sommarperioder innebär ofta konkurrensfördelar för vattenblommande cyanobakterier (blågröna alger) i måttligt näringsrika eller näringsrika sjöar medan blåsiga år med kraftig vattenomrörning ger sämre ljusklimat vilket gynnar andra planktongrupper. Med växtplankton bedöms sjöar efter hela skalan av statusklasser från 'hög' till 'dålig'. Med klorofyll *a* bedöms endast klasserna 'hög' eller 'god' status. Om sämre status föreligger rekommenderas en kompletterande växtplanktonanalys för att artsammansättningen ska kunna ge indikation om orsakerna till den oacceptabla statusen. Vid bedömningarna tas hänsyn till naturgeografisk region och vattenfärg (humushalt).

#### Danmark

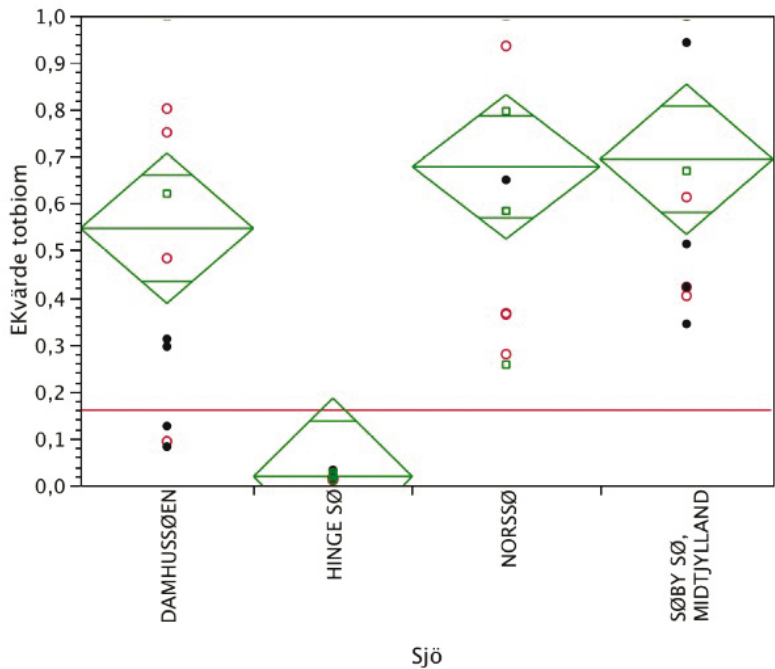
De danska sjöarna av referenskaraktär var Nors sjö och Søby sjö medan de med sämre vattenkvalitet var Damhus sjö och Hinge sjö. Det danska dataunderlaget var inte tillräckligt för att fullt ut klara en klassificering enligt de kriterier som finns angivna i de svenska bedömningsgrunderna för växtplankton (tre års data, NFS 2008:1). Antalet år och säsonger var tillräckliga men biomassa uppdelad per art saknades som underlag för indexberäkningarna. Resultaten för klorofyll *a* uppfyllde däremot föreskrivna förutsättningar det vill säga en beräkning av status på basis av tre års data. Det förelåg resultat från flera provtagningsillfällen varje sommarsåsong, vilket underlättade tolkningen av data (tabell 5).

De danska sjöarna har bedömts i likhet med klarvattensjöar från södra Sverige. För samtliga sjöar beräknades EK-värdet per prov varefter ett medelvärde för varje sjö och kvalitetsfaktor beräknades. Sammanvägningen av data för de olika växtplanktonparametrarna har gjorts enligt de principer som redogjorts för ovan. Klassningar baserat på andelen cyanobakterier har för vissa sjöar uteslutits då parametern inte är användbar för vissa sjötyper (se nedan).

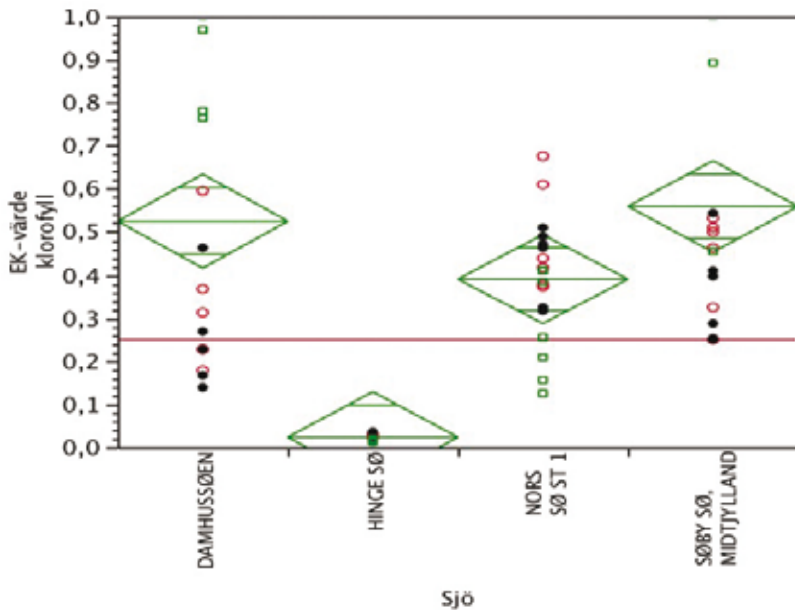
I figur 4 och 5 illustreras mellan- och in-

	DANMARK		FINLAND	
	Klorofyll <i>a</i>	Växtplankton (biomassa+%cyano)	Klorofyll <i>a</i>	Växtplankton (biomassa+%cyano+TPI)
ANTAL SJÖAR	4	4	4	3
ANTAL UNDERSÖKTA ÅR	3	3	2-7	1 (en sjö 2)
PROVTAGNA MÅN/SÅSONG	3	3	2-3	1
ANTAL PROV PER SÅSONG	5-7	5-7	2-3	1
UNDERSÖKT VATTENSKIKT	epilimnion	epilimnion	epilimnion	epilimnion
ANM. OM UNDERLAGSDATA		artdata saknas		artdata finns

Tabell 5. Underlagsdata för bedömning och klassning av danska och finska sjöar med de svenska bedömningsgrunderna för växtplankton och klorofyll-*a*. TPI=trofiskt planktonindex. Epilimnion – ytvattensskikt).



Figur 4. Mellan- och inomårsvariationer i EK-värde för fyra danska sjöar baserat på totalbiomassan av växtplankton. Enskilda år betecknade med samma symbol. Röd linje = gräns mellan 'god' och 'måttlig' status.



Figur 5. Mellan- och inomårsvariationer av ekologiska klassbedömningar i fyra danska sjöar baserat på klorofyll a. Enskilda år betecknade med samma symbol. Röd linje = gräns mellan 'god' och 'måttlig' status.

omårsvariationen för EK-värdena baserade på totalvolym växtplankton och klorofyll a. Resultaten visar att en sjö kan variera i klass-

ning från 'måttlig' status eller sämre upp till de 'hög' status. Stora svängningar i EK-klasser mellan år är inte ovanligt (tabell 6), vilket visar

	Totalbiomassa Växtplankton	Andel cyanobakterier	Klorofyll <i>a</i>
NORS SØ	Hög-God	Hög-Dålig	Hög-Måttlig
SØBY SØ	Hög-God	Hög-Hög	Hög-Måttlig
HINGE SØ	Dålig-Dålig	Hög-Hög	<God alla månader och år
DAMHUS SØ	Hög-Måttlig	Hög-Otillfredsställande	Hög-Måttlig

Tabell 6. Variation i status för de danska sjöarna mellan månaderna juli-sept under 3 år. Medelantal provtagningar per sjö=18.

på vikten av att flera säsonger bör ingå i bedömningen. Damhus sjös stora variationskoefficient (standardavvikelse/medelvärde=66% för totalvolym och 62 % för klorofyll) var särskilt påtaglig.

I tabell 6 illustreras hur enskilda års klassningar av de danska sjöarna kan variera och i tabell 7 ges den slutliga klassningen baserat på medelvärden för växtplanktonparametrarna och klorofyll. Andelen cyanobakterier indikerar 'hög' status i Hinge sjö, vilket går på tvärs mot klassningar med totalvolym och klorofyll. Cyanobakterier är inte alltid konkurrenskraftiga i grunda näringsrika sjöar där en kontinuerlig tillförsel av näring från sedimenten kan gynna andra mer snabbväxande alggrupper. Om den grunda sjön dessutom är utsatt för stor vindpåverkan och därmed omrörning av vattenmassan är detta ytterligare en faktor som missgynnar cyanobakterierna.

#### Finland

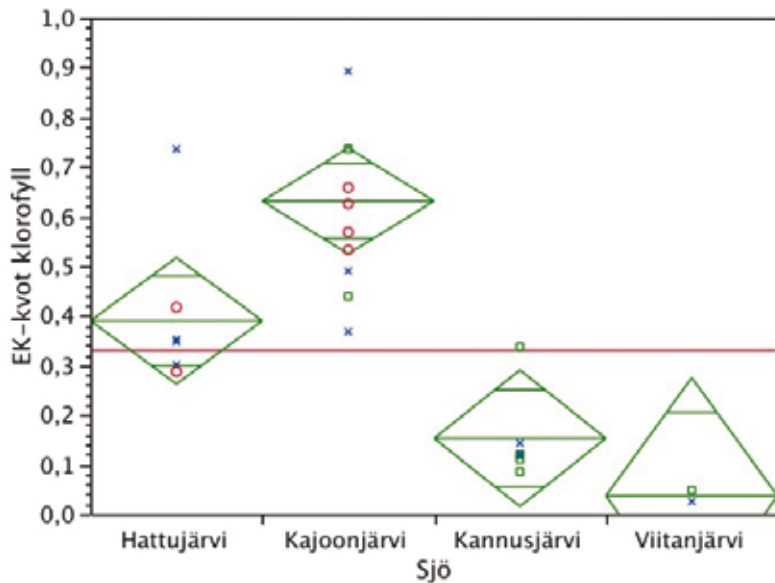
De finska sjöarna av referenskaraktär var Kajoonjärvi och Hattujärvi medan Viitanjärvi och Kannusjärvi angavs som eutrofa. De finska sjöarna var i motsats till de danska humusrika

och i de två mörkaste Hattujärvi och Viitanjärvi dominerades växtplanktonsamhället av nålflagellaten *Gonystomum semen* (gubbslem). Arten, som är av invasionskaraktär, ger ofta en särskild prägel åt de sjöar där den massutvecklas i form av ensidighet i planktonutvecklingen i övrigt. Den typ av massutveckling som denna art ger upphov till klassas vanligtvis inte som en vattenkvalitetsförsämring. Även det finska dataunderlaget var otillräckligt för att fullt ut klara de kriterier som finns angivna i NFS 2008:1. Växtplanktondata fanns enbart från en säsong och månad förutom för Kajoonjärvi där 2 års data presenterats. Resultaten för klorofyll *a* uppfyllde däremot föreskrivna förutsättningar det vill säga en beräkning av status på basis av tre års data. Det förelåg resultat från flera provtagningstillfällen varje sommarsäsong, vilket underlättade tolkningen av data (tabell 5).

De finska sjöarna har bedömts i likhet med humösa nordsvenska sjöar med undantag av Kannusjärvi, som på grund av sitt sydligare läge, bedömts i likhet med humösa sjöar i södra Sverige. För samtliga sjöar beräknades EK-värdet per prov varefter ett medelvärde för varje sjö och kvalitetsfaktor beräknades.

Tabell 7. Klassificering av danska sjöar med avseende på växtplankton och klorofyll *a* samt den danska klassificeringen baserad på klorofyll *a*. För Hinge sjö har andelen cyanobakterier inte vägt in i bedömningen.

	Växtplankton		Klorofyll <i>a</i>
	SE	SE	DK
NORS SØ	God	God	≥God
SØBY SØ	Hög	Hög	≥God
HINGE SØ	Dålig	Dålig	≤Måttlig
DAMHUS SØ	God	Hög	≤Måttlig



Figur 6. Mellan- och inomårsvariationer av ekologiska klassbedömningar i fyra finska sjöar baserat på klorofyll *a*. Enskilda år betecknade med samma symbol.

Mellanårsvariationen med avseende på kvalitetsfaktorn trofiskt planktonindex (TPI) kan enbart beräknas för Kajoonjärvi. Indexet visade samma värde båda åren. Sammanvägningen av data för de olika växtplanktonparametrarna har gjorts enligt de principer som redogjorts för ovan. Klassningar baserat på andelen cyanobakterier har för vissa sjöar uteslutits då parametern inte är användbar för vissa sjötyper (se nedan). För beräkning av TPI visade de finska artanalyserna god kvalitet och harmonisering med de svenska artbenämningarna.

I figur 6 illustreras mellan- och inomårsvariationen för EK-värdena baserade på klorofyll *a*. Även de finska sjöarna uppvisade stor mellanårsvariation i EK-värden baserat på klorofyll *a*. Statusbedömningarna baserade på andelen cyanobakterier särskiljer ingen av de finska sjöarna som alla, oberoende av näringspåverkan, når en hög status när det gäller denna parameter. De finska sjöarna med sin mycket bruna färg och ett pH som ligger mellan 6 och 7 är inte heller en optimal miljö för vattenblommande cyano-

bakterier som har konkurrensfördelar i basisk miljö. Cyanobakterier kan förvisso utvecklas i svagt sura sjöar, men de arter som då uppträder har inte de egenskaper som präglar de massutvecklande formerna som till exempel god flytförmåga, kapacitet för kvävefixering och möjlighet till inlagring av stora fosforförråd i cellerna (polyfosfat kroppar). Dessa egenskaper bidrar till att underhålla massutvecklingar.

Utslaget av EK-klassningen av de finska sjöarna framgår av tabell 8. Här visar klassningen med det trofiska planktonindexet att detta, som är skapat med svenska sjöar som underlag, är väl tillämpligt på det testade materialet. Data från Kajoonjärvi, varifrån resultat från två års provtagningar fanns tillgängligt, visade samma TPI-värde båda åren.

#### Slutsatser - växtplankton

De svenska bedömningsgrunderna för att värdera näringsnivån (trofistatusen) med stöd av växtplankton fungerade tämligen väl på de testade danska och finska sjöarna. För de fin-

	Klorofyll <i>a</i>		Växtplankton	
	SE	SE	FI	FI
KAJOONJÄRAVI	Hög	God	≥God	
HATTUJÄRVI	God	Hög	≥God	
VIITANJÄRVI	≤Måttlig	Måttlig	≤Måttlig	
KANNUSJÄRVI	≤Måttlig	nd	≤Måttlig	

Tabell 8. Klassificering av finska sjöar med avseende på växtplankton och klorofyll *a* samt den finska expertbedömningen. Andelen cyanobakterier har inte vägts in i den svenska bedömningen.

ska sjöarna gav den svenska metoden i stort sett samma resultat som den mer omfattande expertbedömningen utförd i Finland. Även för tre av de danska sjöarna överensstämde statusbedömningen väl, men för Damhus sjö erhöles olika resultat. Statusen bedömdes som 'god-hög' med den svenska metoden medan den danska gav sjön en lägre status. Algbiomassan i Damhus sjö varierade kraftigt (figur 4 och 5) sannolikt kopplat till restaureringsåtgärder. Här hade det varit intressant att kunna testa TPI-indexet, som borde vara den känsligaste växtplanktonparametern.

Andelen cyanobakterier, ett mått på vattenblomning, var olämplig att använda vid statusbedömningen av de finska sjöarna och den grunda danska Hinge sjö. Anledningen är att cyanobakterier inte är konkurrenskraftiga i påtagligt humösa sjöar och i vissa grunda näringsrika sjöar. Vattenblomning och de risker och statusförsämringar som följer med sådana (giftproduktion, nedsatt badvattenkvalitet och estetiska värden) har uppmärksammats inom ramen för en internationell arbetsgrupp underställd EU:s Ecostat (Ecological status). Ett arbete pågår för att förbättra bedömningsgrunderna för nordiska sjöar. Om en lämpligare parameter än andelen cyanobakterier utvecklas kommer den sannolikt att omvärderas också i de svenska bedömningarna.

Även om det testade materialet var litet och i alla delar inte fullständigt som underlag för att analysera användbarheten av de svenska bedömningsgrunderna för växtplankton på finska

och danska sjöar pekar ändå resultaten på att bedömningarna blir tämligen likartade som de testade ländernas egna värderingar med undantag för en av de danska sjöarna.

### Bedömning av kiselalgstatus

Fastsittande kiselalger reflekterar vattenkvalitet väl och rekommenderas som bioindikator i de flesta typer av europeiska vattendrag (Hering et al. 2006). Metoden baseras på det faktum att alla kiselalger har optima med avseende på tolerans eller preferens för olika miljöförhållanden (näringsrikedom, lättnedbrytbar organisk förorening, surhet med mera). Under de senaste åren har kiselalgsmetoden och kiselalgsindex uppdaterats, utvecklats och verifierats för vattendrag i Sverige (Kahlert et al. 2007, Naturvårdsverket 2007).

I Sverige grundar sig bedömningen av vattenkvaliteten med hjälp av fastsittande kiselalger på två olika index, samt två stödparametrar (Naturvårdsverket 2007). Huvudindex är IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982), som visar påverkan av näringsämnen och lättnedbrytbar organisk förorening, och ACID (ACidity Index for Diatoms, André & Jarlman 2008), som visar surheten. Det är IPS som används för att ta fram vattenkvalitetsklassen, medan stödparametrarna %PT (% Pollution Tolerant valves; indikerar lättnedbrytbar organisk förorening, Kelly 1998) och TDI (Trophic Diatom Index; indikerar eutrofiering, Kelly 1998) används för att få en



säkrare bedömning. ACID skall inte användas för att förändra en klassning. Indexet grupperar endast vattendraget i pH-regimer och surheten kan vara naturlig. Ett försurningsindex är under utveckling.

Alla kiselalgsindex speglar i princip hela kiselalgssamhällets sammansättning. Varje kiselalgstaxon, med några få undantag, är klassat utifrån sitt optimum och sin tolerans för näring, föroreningar och surhet. Metoden innebär att minst 400 kiselalgsskal räknas och att indexen, utifrån den relativa abundansen (individtäthet) och indexvärdet för varje kiselalgstaxal, beräknas. Än finns metoden bara för vattendrag (Jarlman & Kahlert 2009), men den är under utredning för sjöar.

IPS sträcker sig mellan 1 och 20. Osäkerhetsintervallen för  $IPS \geq 13$  är  $\pm 0,5$  och för  $IPS < 13$  är  $\pm 1$ . När gränsen för  $IPS \pm$  osäkerhetsintervallet överskrider värdet för nästa klassgräns är klassningen osäker och vattendraget ligger mellan två klasser. I detta fall kan stödparametrarna vara till hjälp för klassningen. Osäkerhetsintervallet för surheten beräknas som  $ACID \pm 10\%$ . Bedömningarna med IPS och ACID fungerar i hela Sverige. Referensvärden och klassgränser är samma i hela landet. Det IPS-värde som markerar övergången från ett kiselalgssamhälle dominerat av känsliga taxa till ett dominerat av toleranta taxa har definierats som gränsen mellan god och måttlig status.

Även i Finland används fastsittande kiselalger som miljöindikatorer. Även i Finland används IPS-indexet med ungefär samma klassgränser som i Sverige. I Danmark bedöms inte vattendragen med hjälp av kiselalger, men metoden är under utredning.

#### Danmark

Fem danska vattendrag klassificerades med den svenska kiselalgsmetoden (tabell 9). Proverna

insamlades och analyserades 2002. Mjukvaran OMNIDIA 4.2 användes för beräkning av kiselalgsindexen (IPS, TDI, %PT, ACID) från den danska taxalistan. Eftersom originalprov inte stod till vårt förfogande användes preparat från samma lokal insamlade 2008 för att försöka verifiera taxalistan. En rimlighetskontroll av klassningen gjordes mot den teoretiska bakgrundshalten av P-tot och pH enligt Kahlert et al. (2007). Observera att IPS-resultatet speglar mycket mera än endast bakgrundshalten av P-tot. P-tot har bara valts ut för att den var den enda parameter som kunde enkelt jämföras mellan de tre länder. IPS är konstruerad i syfte att spegla den allmänna vattenkvalitetsstatusen i ett vattendrag enligt ramdirektivet för vatten.

Statusen i Karstoft å och Lindenberg å klassades med IPS som 'god', och deras bakgrundsvärden för P-tot var jämförbara med de svenska i samma statusklass. Statusen i Kastbjerg å klassades som 'otillfredsställande', vilket också var rimligt med tanke på de höga halterna P-tot och den höga andelen taxa som är toleranta mot organiska föroreningar. Statusen i Sunds å och Skibsted å klassades som 'måttlig', vilket överensstämde sämre med bakgrundsvärdena för P-tot. De beräknade IPS värdena var låga jämfört med de uppmätta halterna P-tot. Det är sannolikt två olika förklaringar till detta fenomen. För Skibsted å, som troligen är rätt klassad, tyder den stora andelen näringskrävande (TDI) och föroreningstoleranta (%PT) taxa på att den uppmätta fosforhalten vanligtvis är högre än i det enda vårprovet som fosfordata härstammar från. I alla andra vattendrag analyserades P-tot även på sommaren, vilket alltid gav högre halter P-tot än på våren. För Sunds å skulle det ha varit önskvärt att se originalpreparatet från 2002 eftersom taxalistan från detta år innehåller många skal av *Gomphonema parvulum*, Kützing, medan den dominerande *Gomphonema* arten i

	IPS	TDI	%PT	Klass SE	ACID	Surhetsgrupp
KARSTOFT Å	16,7	40,7	12,1	God	8,1	alkaliskt
LINDENBORG Å	16,0	61,0	6,4	God	8,2	alkaliskt
SUNDS Å	13,8	59,3	31,2	Måttlig	8,7	alkaliskt
KASTBJERG Å	9,7	70,4	41,4	Otillfredsställande	8,6	alkaliskt
SKIBSTED Å	13,7	76,1	39,7	Måttlig	8,7	alkaliskt

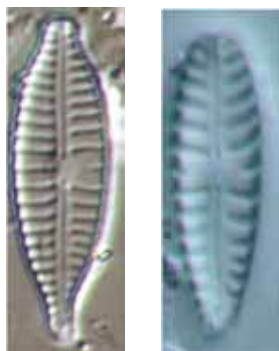
Tabell 9. Kiselalginde och klassning av vattenkvalitetsstatus av danska vattendrag.

provet från 2008 var *G. olivaceum* var. *olivaceoides* (Hustedt) Lange-Bertalot (figur 7). Av *G. parvulum* hittades bara ett enda skal med standardmetoden (minst 400 skal räknade). Istället dominerade en oligotrof art: *G. olivaceum* var. *olivaceoides* (Hustedt) Lange-Bertalot, *G. parvulum* är en näringskrävande art som ger låga IPS-värden medan *G. olivaceum* var. *olivaceoides* inte är lika näringskrävande. Provet från 2008 indikerar därför att Sunds å snarare hade 'god' istället för 'måttlig' status.

Alla danska vattendrag klassades som alkaliska med ACID, vilket stämmer väl överens med de uppmätta pH värdena (tabell 9).

#### Finland

Klassificeringen av kiselalger utfördes på taxalistor från prover insamlade 2007/2008 från fyra finska vattendrag (tabell 10). Taxalistorna jämfördes med kiselalgssammansättningen i originalpreparat som skickades till oss från Finland.



Figur 7. *Gomphonema parvulum* Kützing och *G. olivaceum* var. *olivaceoides* (Hustedt) Lange-Bertalot.

Statusen i vattendragen Sonnanjoki och Lestijoki klassades som 'hög' med IPS och stödparametrarna TDI och %PT, vilket stämmer väl överens med typiska fosforvärden i svenska vattendrag med 'hög' status samt med de finska klassningarna. Det svenska IPS-värdet för Lestijoki var inte samma som IPS-värdet från Finland troligtvis på grund av att Finland har något annorlunda indexvärden för några taxa.

Statusen i vattendragen Malisjoki och Yläneenjoki klassades som 'god', vilket också stämmer tämligen väl med de finska klassningarna. Finland klassar visserligen statusen i Yläneenjoki som 'måttlig' men klassgränsen mellan 'god' och 'måttlig' ligger i Sverige vid 14,5 och i Finland vid 15, vilket innebär att det finska IPS-värdet 14,8 hamnar mitt emellan. IPS-värdena var högre än förväntat utgående från P-tot, som var ganska höga. Orsaken är sannolikt att de finska vattendragen hade en kombination av höga humus- och fosforhalter och troligen var fosfor i hög grad bunden till humusämnen och därmed mindre tillgänglig för kiselalgerna. Detta innebär att statusklassningen 'god' utgående från IPS-värdena bör vara riktig.

De finska vattendragen klassades som neutrala eller alkaliska, vilket stämmer väl med de uppmätta pH-värdena.

#### Slutsatser – kiselalger

De svenska bedömningsgrunderna för kiselalger (NFS 2008:1) var i princip tillämpbara även på vattendrag i Danmark och Finland med några undantag. Kiselalgssamhällena i de humusrika

	IPS SE	TDI SE	%PT SE	Klass SE	IPS FI	Klass FI	ACID	Surhetsgrupp
SONNANJOKI	18,5	19,1	2,1	Hög	18,5	Hög	7,2	nära neutralt
LESTIJOKI	19,3	23	0,5	Hög	18,0	Hög	6,4	nära neutralt
MALISJOKI	15,8	55,4	8,2	God	15,9	God	8,2	alkaliskt
YLÄNEENJOKI	15,8	53	3,8	God	14,8	Måttlig	6,0	nära neutralt

Tabell 10.  
Kiselalginde  
och klassning av  
vattenkvalitets-  
status av finska  
vattendrag.

vattendragen i Finland motsvarade inte de höga halterna av P-tot troligtvis på grund av att en betydande del av fosfor var bunden till humusämnen och därmed inte tillgänglig för algerna. Kiselalgerna, och därmed kiselalgsindexet, visar den växttillgängliga delen av fosfor, vilket inte de vattenkemiska analyserna kan göra. Även i Skibsted å i Danmark avvek klassningen något från vad fosforhalten visade, vilket bör bero på att kiselalgsindexet återspeglar det vattenkemiska tillståndet under en längre tidsperiod än vad enstaka vattenkemiska prov kan visa.

De nordiska ländernas möjlighet att bedöma kiselalgsstatusen likvärdigt begränsas av att varken identifieringen av kiselalger eller indexvärdena för olika taxa var harmoniserade mellan länderna vid tidpunkten då kiselalgalyserna utfördes. Detta visade sig bland annat i en osäker identifiering av artsammansättningen i Sunds å och olika IPS indexvärden mellan Sverige och Finland. En harmonisering har precis startat på nordisk-baltisk och europeisk nivå (ECOSTAT), vilket förhoppningsvis kommer att förbättra utgångsläget för likvärdiga bedömningar i framtiden. Det vore önskvärt att även Danmark deltog i detta arbete.

### Bedömning av bottenfaunastatus

Olika typer och grader av påverkan som till exempel eutrofiering och försurning ger upphov till en förskjutning i den taxonomiska sammansättningen hos bottenfauna (botten-

levande, ryggradslösa djur) i sjöar och vattendrag. Bedömningen av vattnet grundar sig därmed på kunskaper om olika arters försurnings- och föroreningskänslighet. Bottenfauna har traditionellt använts i Europa för att upptäcka förändringar i vattenmiljön och många länder har utvecklat egna bottenfaunaindex för att bedöma och klassificera ytvatten. Ett index sammanväger information från flera så kallade indikatorer (eller arter) och förenklar därigenom klassificeringen. På senare år har så kallade multimetriska index utvecklats, vilka kan förenkla klassificeringen. Ett multimetriskt index är uppbyggt av flera enkla index eller parametrar. Dessa enkla index är korrelerat med en specifik påverkan och vart och ett speglar olika aspekter av bottenfaunasamhällena (till exempel artrikedom, diversitet, funktion, tolerans mot föroreningar).

För att underlätta och systematisera bedömningar har Naturvårdsverket utvecklat fem olika multimetriska index (Johnson & Goedkoop 2007), varav två index används för bedömningen av vattnets surhet (MILA för sjöar och MILA för vattendrag) och tre används för bedömningen av eutrofiering respektive allmän förorening. Indexet ASPT (Average Score Per Taxon; Armitage m. fl. 1983) används i både sjöars litoral (strandzon) och vattendrag och karakteriseras som allmänna föroreningsindex. Detta index kan beskrivas som 'renvattenindex' och fungerar bäst vid bedömning av graden av påverkan från näringsämnen (organiskt mate-

rial). De två andra bottenfaunaindexen är mer specialiserade. DJ-indexet (Dahl-Johnson index; Dahl & Johnson 2004) består av fem enkla index och beskriver övergödningssituationen i rinnande vatten medan BQI-index (Benthic Quality Index; Wiederholm 1980) utnyttjar kunskapen om olika fjädermygglarvers känslighet mot låga syrgashalter i sjöars profundal. Fjädermyggorna har en lång generationstid (upp till ett år), och därmed kan BQI visa hur förhållandena i sjön har varit under en längre period. I BQI indexet bidrar renvattentaxa med högre indikatorvärde än tolerantere arter med lägre indikatorvärde. Till följd därav indikerar höga BQI värden ostörda förhållanden, medan ett lågt värde ( $\leq 1$ ) indikerar mycket starka effekter av störning (det vill säga enbart ett fåtal toleranta arter förekommer).

Referensvärden för olika ekoregioner (Illies 1966) har utvecklats genom att först definiera regionspecifika referenskriterier för att skilja sjöar och vattendrag som kan betraktas som opåverkade (referens) från sådana som kan anses som påverkade i olika grad (Johnson & Goedkoop 2007). Därefter togs regionspecifika referensvärden fram genom att använda medianen av olika bottenfaunaindexvärden för sjöar och vattendrag som klassades som referenser.

Index- och kvalitetskvotberäkningar gjordes med programvaran ASTERICS (<http://www.aqem.de>), som är fritt tillgängligt, och i Excel.

SJÖ	ASPT index SE	EK <sub>ASPT</sub> SE	
Hinge	3,77	0,64	Måttlig
Lading	4,95	0,85	God
Schoubyes	5,62	0,96	Hög
Sunds	4,78	0,82	God

Tabell 11. ASPT-index, ekologiska kvalitetskvoter (EK) och statusklassning för 4 danska sjöar. Danmark klassificerar ej sjöar med avseende på bottenfauna.

## Danmark

Bottenfaunadata från sex olika vattendrag och fyra olika sjöar användes för att klassificera de danska vattnen (tabell 11 & 12). För sjöar användes litoralfauna insamlad sommaren 2000 för bedömningen medan provtagningstidpunkten är okänd för vattendragen. Abundansen (antalet individer/taxa) har varit angiven i så kallade abundansintervaller och medelvärdet för dessa abundansintervall har använts för beräkningarna. Tester visade att min- och maxvärdet för intervallen gav samma resultat som medelvärdet vid indexberäkningen. Sjöarna bedömdes med ASPT-indexet, vilket visar skillnader i tolerans hos olika bottenfaunafamiljer (taxa). Familjer med hög känslighet får höga indikatorvärden, medan sådana med hög tolerans bidrar med låga indikatorvärden. Indexvärdet för ASPT är ett medelvärde för alla ingående taxa och beräknas genom summering av indikatorvärdena för alla familjer efter division med antalet ingående taxa. Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas genom division av beräknat ASPT-värde genom referensvärdet. Regionspecifika referensvärden för Illies region 14 har använts för beräkningen av ekologiska kvalitetskvoter i Danmark,

ASPT-indexet för de fyra danska sjöarna varierade från 3,77 till 5,62 (tabell 11). Hinge sjö visade det lägsta indexet och statusen klassificerades som "måttlig" med en låg ekologisk kvalitetskvot på 0,64. Två sjöar (Lading och Sunds sjö) visade ekologiska kvalitetskvoter högre än 0,80 och statusen klassificerades som 'god', medan statusen i Schoubyes sjö klassificerades som 'hög'. En jämförelse mellan den svenska och danska bedömningen kan inte utföras eftersom de danska sjöarna inte klassificeras med avseende på bottenfauna.

För de danska vattendragen användes både ASPT-indexet och DJ-indexet. DJ-indexet byggs upp av fem olika enkla index. Dessa är

VATTENDRAG	ASPT SE	EK <sub>ASPT</sub> SE	ASPT DK	DJ SE	EK <sub>DJ</sub> SE	DSFI SE	DSFI DK	KLASSNING DK		
Fjederholt	6,27	1,17	Hög	6,27	9	0,8	Hög	6	6	God
Karstoft	6,36	1,18	Hög	6,34	13	1,6	Hög	7	7	Hög
Kastbjerg	4,95	0,92	Hög	4,89	10	1,0	Hög	4	4	Måttlig
Lindborg	6,13	1,14	Hög	6,08	11	1,2	Hög	7	7	Hög
Skibsted	5,00	0,93	Hög	4,91	10	1,0	Hög	5	5	God
Sunds	6,27	1,17	Hög	6,27	12	1,4	Hög	7	7	Hög

Tabell 12. ASPT-, DJ-, och DSFI-index samt ekologiska kvalitetskvoter (EK) och statusklassning av sex danska vattendrag. Notera att varken ASPT- eller DJ-indexen ingår i den danska bedömningen. DSFI, som används i Danmark, ingår inte i de svenska bedömningsgrunderna, men har beräknats ändå.

i) antal taxa av dag-, bäck- och nattsländor (Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera, EPT-taxa), ii) den relativa abundansen (%) av kräftdjur (Crustacea), iii) den relativa abundansen (%) av EPT-taxa, iv) ASPT, samt v) Saprobie-indexet enligt Zelinka & Marvan (1961). Värderna för dessa fem enkla index ska normaliseras så att var och en får ett värde 1, 2 eller 3 enligt kriterierna som finns i Bedömningsgrunder (Johnson & Goedkoop 2007). DJ-indexet beräknas genom summering av de normaliserade värdena och kan anta ett minimumvärde på 5 och ett maximumvärde på 15. Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:  $EK = (\text{beräknat DJ-index} - 5) / (\text{referensvärde} - 5)$ .

Alla danska vattendrag visade relativt höga värden för både ASPT- och DJ-indexen (tabell 12). ASPT-indexet varierade från 4,95 i Kastbjerg å till 6,36 i Karstoft å och DJ-indexet varierade från 9 i Fjederholt å till 13 i Karstoft å. Enligt indexvärdena och de svenska bedömningsgrunderna klassificerades statusen i alla vattendragen som 'hög'. Danskarnas egen klassificering med hjälp av DSFI-indexet (Danish Stream Fauna Index), gav en något lägre bedömning av statusen. I bara tre vattendrag (Karstoft å, Lindborg å och Sunds å) klassificerades statusen som 'hög', medan två

andra (Fjederholt å och Skibsted å) klassificerades som 'god'. I Kastbjerg å, vilket hade det lägsta ASPT-värdet klassificerades statusen enligt de danska bedömningar som 'måttlig'. Skillnaderna mellan de svenska och danska klassningarna orsakas av att olika index använts för bedömningen av vattendragen.

#### Finland

Bottenfaunadata från fyra olika vattendrag och fyra olika sjöar användes för att klassificera de finska vattnen (tabell 13 & 14). Vattendragen var av olika påverkanstyp, två av vattendragen (Sonnanjoki och Lestijoki) inventerades hösten 2006 och bedömdes som referensvattendrag av Finland. De två resterande vattendragen (Malisjoki och Yläneenjoki) provtogs hösten 2007 och klassificerades som eutrofa av Finland. Även sjöarna var av olika påverkanstyp: två sjöar bedömdes som referenssjöar (Kajoonjärvi och Hattujärvi) och två sjöar (Viraanjärvi och Kannusjärvi) som eutrofa. I alla sjöarna har profundalfauna samlats in hösten 2007.

Även i de finska vattendragen har både ASPT- och DJ-indexen används för bedömningen, medan BQI användes för klassificeringen av finska sjöar. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatorer av fjädermygglarver (chironomider)

SJÖ	BQI SE	EK <sub>BQI</sub> SE	EK FI
Kajoonjärvi	2,75	0,92	Hög
Hattujärvi	2,78	0,93	God
Viitaanjärvi	1,00	0,33	Måttlig
Kannusjärvi	1,00	0,33	Dålig

Tabell 13. BQI-index, ekologiska kvalitetskvoter (EK) och statusklassning av fyra finska sjöar.

i proverna. Olika arter av fjädermygglarver tilldelas poäng utifrån deras känslighet mot låga syrgashalter i profundalen (bottenområdet). Det finns ett tiotal arter och släkten. Ett högre värde indikerar bättre vattenkvalitet. Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas genom division av beräknat BQI-värde genom referensvärdet för Illies region 20.

Klassificeringen av de finska sjöarna gjordes med hjälp av BQI-indexet (tabell 13) och resultaten stämde tämligen väl överens med den finska bedömningen för Kajoonjärvi och Hattujärvi, vilka har bra vattenkvalitet och betecknas som referenssjöar. Referenssjöarna visade höga BQI-värden (> 2,70) och därmed höga EK-värden och statusen klassificerades som 'hög' enligt den svenska bedömningen. De eutrofa sjöarna Viitaanjärvi och Kannusjärvi visade däremot låga BQI-värden och statusen klassificerades som 'otillfredsställande'. Jämfört med den finska klassificeringen överensstämde klassificeringen för Kajoonjärvi. De resterande sjöarna klassificerades lägre i två fall (Hattujärvi och Viitaanjärvi) och högre i ett fall (Kannusjärvi). I

inget av fallen har dock skillnaderna i klassning någon betydelse för gränsen 'god-måttlig' status, vilket är gränsen för när åtgärder ska sättas in. Det är oklart hur Finland har kommit fram till klassificeringen det vill säga vilka index och/eller referensvärden som använts.

Även de finska vattendragen uppvisade relativt höga värden både för ASPT-indexen och för DJ-indexen (tabell 14). ASPT-indexet varierade från 5,45 (Yläneenjoki) till 6,89 (Lestijoki) och DJ-indexet från 11 (tre vattendrag) till 14 (Lestijoki). Enligt ASPT-indexet och EK-kvoten klassificerades statusen i alla de fyra vattendragen till 'hög', medan statusen enligt DJ-indexet var 'hög' endast i Lestijoki och de resterande vattendragen klassificerades som 'god'. Resultaten stämmer bra överens med de finska klassificeringarna för de tre vattendrag som de klassificerat. Malisjoki och Yläneenjoki betecknas dock av Finland som eutrofa, vilket indikerar att både den svenska och finska bottenfaunaklassningen borde ge lägre status. Det är oklart hur den finska klassificeringen utförts med avseende på bottenfauna.

VATTENDRAG	DJ-INDEX SE	EK <sub>DJ</sub> SE	ASPT SE	EK <sub>ASPT</sub> SE	KLASSNING FI		
Sonnanjoki	11	0,67	God	6,21	0,95	Hög	Hög
Lestijoki	14	1,0	Hög	6,89	1,05	Hög	Hög
Malisjoki	11	0,67	God	6,00	0,92	Hög	Hög
Yläneenjoki	11	0,67	God	5,45	0,84	Hög	nd

Tabell 14. ASPT-, och DJ-index, ekologiska kvalitetskvoter (EK) och statusklassning av fyra finska vattendrag.

SJÖ	VÄXTPLANKTON		KLOROFYLLA		BOTTENFAUNA		KEMI		SIKTDJUP	
	SE	FI	SE	FI	SE	FI	SE	FI	SE	DK
Dammhus	God		Hög		nd		≤Måttlig		Måttlig	≤Måttlig
Hinge	Dålig		≤Måttlig		Måttlig		Dålig		≤Otillfreds.	≤Måttlig
Nors	God		God		nd		≤God		Hög	≥God
Söby	Hög		Hög		nd		≤God		Hög	≥God
Lading	nd		nd		God		Dålig		Dålig	≤Måttlig
Schousbye	nd		nd		Hög		Hög		God	≥God
Sunds	nd		nd		God		God		God	≥God

Tabell 15. Klassificeringsresultaten för växtplankton, klorofyll a, bottenfauna, kemi (P-toP) och siktdjup baserat på de svenska bedömningsgrunderna (NFS 2008:1). Slutlig klassning enligt regeln 'one out – all out', vår expertbedömning och den danska klassificeringen av de danska sjöarna. SE=Sverige, DK = Danmark

SJÖ	VÄXTPLANKTON		KLOROFYLLA		BOTTENFAUNA		KEMI		SIKTDJUP		ONE OUT ALL OUT		EXPERTBEDÖMNING	
	SE	FI	SE	FI	SE	FI	SE	FI	SE	SE	SE	SE	DK	
Kajoonjärvi	God	≥God	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	God	God	God	
Hattujärvi	Hög	≥God	God	God	Hög	God	God	Hög	Måttlig	Måttlig	Måttlig	God	God	
Viitaanjärvi	Måttlig	≤Måttlig	≤Måttlig	Otillfr.	Otillfr.	Måttlig	Dålig	Dålig	God	Otillfr.	Dålig.	Otillfr.	Måttlig	
Kannusjärvi	nd	nd	≤Måttlig	Otillfr.	Otillfr.	Dålig	Otillfr.	Måttlig	Otillfr.	Otillfr.	Otillfr.	Otillfr.	Måttlig	

Tabell 16. Klassificeringsresultaten för växtplankton, klorofyll a, bottenfauna, kemi (P-toP) och siktdjup baserat på de svenska bedömningsgrunderna (NFS 2008:1). Slutlig klassning enligt regeln 'one out – all out', vår expertbedömning och den finska klassificeringen av de finska sjöarna. SE=Sverige, FI = Finland



### Slutsatser - bottenfauna

I huvudsak gav de svenska bedömningsgrunderna för bottenfauna jämförbar status med de finska bedömningarna både för sjöar och för vattendrag. Även om resultaten för de finska vattnen överensstämmer tämligen väl är det intressant att notera att båda ländernas bedömningssystem ger eutrofa vattendrag 'hög status'. Det är svårare att dra slutsatser när det gäller de danska sjöarna eftersom Danmark inte klassificerar dem med avseende på bottenfauna. Klassificeringen av de danska vattnen med svenska bedömningsgrunder har gett höga EK-värden det vill säga både sjöar och vattendrag har bedömts ha hög status, vilket förefaller vara en betydligt bättre vattenkvalitet än vad övriga biologiska och kemiska bedömningar indikerar.

### Klassificering av danska och finska ytvatten - syntes

Resultaten från detta projekt är baserade på ett litet material som ej insamlats för att uppfylla de krav som ställs i föreskriften NFS 2008:1 och Naturvårdsverkets handbok 2007:4. Vattenförekomsterna är subjektivt valda av respektive land efter egenskaper önskade av oss, övervakningsmetodikerna avviker i flera avseenden från

den svenska och vi har ibland fått ge avkall på till exempel provtagningsfrekvens, data för vissa vattenkemiska parametrar, taxonomiska data för växtplankton, precisionen i abundansskattningar för bottenfauna etc. Resultat och slutsatser är därför osäkra och ger inte en generaliserbar bild av hur det svenska klassificeringssystemet fungerar för olika vattenförekomster i Danmark och Finland. Det finns dock ändå ett antal slutsatser som vi vill lyfta fram:

- Brist på nödvändig och tillräcklig data för att vattenmyndigheterna ska kunna klassificera Sveriges vattenförekomster i enlighet med NFS 2008:1 och Naturvårdsverkets handbok 2007:4 är mycket vanligt. Metoden att använda antaganden och expertbedömningar för att värdera dataunderlaget är därför regel snarare än undantag. Detta skapar en subjektivitet i bedömningen som bland annat återspeglar kunskapsnivån och pragmatismen hos den som utför klassificeringen. Våra personliga kunskaper/gränser har ibland satts på prov inom ramen för detta projekt, vilket givetvis påverkat hur vi använt data.

- Resultaten visar att andelen cyanobakterier ibland kan vara en olämplig indikator för näringsrika sjöar. Orsaken är att de inte alltid präglas av sådana vattenblomningar. Detta gällde till exempel för den humösa sjön Viitaanjärvi och

VATTENDRAG	KISELALGER	BOTTENFAUNA	KEMI		ONE OUT ALL OUT	EXPERT	
	SE	SE	SE	DK	SE	SE	DK
Karstoft å	God	Hög	Måttlig	Hög	Måttlig	God	Hög
Lindborg å	God	Hög	God	Hög	God	God	Hög
Sunds Nørre å	Måttlig	Hög	God	Hög	Måttlig	God	Hög
Kastbjerg å	Otillfr.	Hög	God	Måttlig	Otillfr.	Måttlig	Måttlig
Fjederholt å	nd	Hög	God	God	God	God	God
Skibsted å	Måttlig	Hög	God	God	Måttlig	God	God

Tabell 17. Klassificeringsresultaten för kiselalger, bottenfauna och kemi (P-tot) baserat på de svenska bedömningsgrunderna (NFS 2008:1). Slutlig klassning enligt regeln 'one out - all out', vår expertbedömning och den danska klassificeringen av de danska vattendragen. SE=Sverige, DK = Danmark.

den mycket grunda slättsjön Hinge sjö där så kallat gubbslem (*Gonyostomum semen*) respektive kiselalger och grönalger dominerade. Vi har därför valt att inte ta med denna kvalitetsfaktor vid klassificeringen av dessa sjöar.

- Förutom i Sonnanjoki ('hög' status, tabell 18) gav de svenska kvalitetsfaktorerna olika resultat, vilket resulterade i minst två olika klasser vid bedömningen. I knappt hälften av vattenförekomsterna där alla kvalitetsfaktorer funnits tillgängliga (6 av 13, tabell 15-18) påverkade det inte bedömningen av gränsen 'god-måttlig' det vill säga gränsen för åtgärder. Ser man till alla vattenförekomsterna var förhållandet drygt hälften (12 av 21). I ett fall varierade bedömningarna över hela skalan det vill säga mellan 'hög' och 'dålig' (Malisjoki).

- Bottenfauna var vanligtvis den kvalitetsfaktor som indikerade högst status.

- Klassificeringen påverkas följaktligen av vilka kvalitetsfaktorer som ingår i bedömningen och ju fler som används desto större är sannolikheten att någon kommer att resultera i lägre status än 'god'. Å andra sidan är det alltid problematiskt att bedöma den ekologiska statusen i ett vatten utgående från en enstaka biologisk kvalitetsfaktor uppmätt vid ett enstaka tillfälle. Bottenfauna är till exempel habitatsbunden medan växtplankton har en utpräglad säsongsdynamik. Provtagningslokalens egenskaper

respektive när under året provet insamlas har påtaglig inverkan på organismsamhällena. Kiselalgerna är sannolikt minst känsliga i detta avseende förutsatt att de taxonomiska bestämningarna kan utföras med hög precision.

- Baserat på regeln "one out – all out" uppfyllde knappt hälften av vattenförekomsterna 'god' ekologisk status (10 av 21, tabell 15-18). Efter expertbedömning har vi dock valt att klassa upp Hattujärvi (endast siktdjup '<god'), Sunds Nørre å och Skibsted å (endast kiselalger '<god') från 'måttlig' till 'god' ekologisk status. Med avseende på Skibsted å var vi inte eniga (en av oss ville behålla klassen 'måttlig') i denna expertbedömning. Detta visar att även den slutgiltiga klassningen påverkas av personliga kunskaper/gränser.

- Utgår vi från våra expertbedömningar och jämför med de danska och finska klassificeringarna finner man att vi inte i något fall gör en avvikande bedömning vad avser gränsen 'god-måttlig'. *Observera att denna slutsats endast hänför sig till de studerade vattenförekomsterna och att slutsatsen inte är generell.* De åtta vatten som klassats som åtgärdsobjekt utgående från NFS 2008:1 är det även enligt klassificeringen i Danmark och Finland. Däremot gör vi olika bedömning med avseende på gränsen 'hög-god' för tre danska sjöar (dansk klass högre än svensk) och ett finskt vattendrag (svensk klass

VATTENDRAG	KISELALGER		BOTTENFAUNA		KEMI		ONE OUT ALL OUT		EXPERT	
	SE	FI	SE	FI	SE	FI	SE	SE	FI	
Lestijoki	Hög	Hög	Hög	Hög	God	Måttlig	God	God	God	
Malisjoki	God	God	Hög	Hög	Dålig	Dålig	Dålig	Dålig	Dålig	
Sonnanjoki	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	
Yläneenjoki	God	Måttlig	Hög	nd	Otillfr.	Måttlig	Otillfr.	Måttlig	Måttlig	

Tabell 18. Klassificeringsresultaten för kiselalger, bottenfauna och kemi (P-tot) baserat på de svenska bedömningsgrunderna (NFS 2008:1). Slutlig klassning enligt regeln 'one out – all out', vår expertbedömning och den finska klassificeringen av de finska vattendragen. SE=Sverige, FI = Finland.

högre än finsk). Även med avseende på klasserna sämre än 'god' gör vi likartade bedömningar (tabell 15-18).

- För att kunna generalisera om hur jämförbara olika länders bedömningssystem är bör betydligt fler vattenförekomster och av olika karaktärer (gradienter med avseende på till exempel humus, närsalter och pH) studeras.

- Det internationella interkalibreringsarbetet har hittills baserats på kvalitetsfaktorerna klorofyll a i sjöar samt bottenfauna och kiselalger i vattendrag ([http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc\\_eewai/library](http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library)). Resultaten från detta projekt indikerar att det föreligger behov av att interkalibrera även växtplankton samt mellan kvalitetsfaktorerna inklusive vattenkemin så att gränserna så långt möjligt harmoniseras. Det senare gäller även nationellt med tanke på att alla kvalitetsfaktorer endast gav samma klassning i en vattenförekomst.

## Erkännanden

Detta projekt har initierats av KSLAs vattengrupp och finansierats av KSLA och LRF. Vi vill rikta ett stort tack till Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) och Finlands Miljöcentral (SYKE) för att de bistått oss med data. Vi vill särskilt tacka Annette Baatrup-Pedersen och Torben Lauridsen vid DMU och Marko Järvinen och Satu Maaria Karjalaine vid SYKE, som haft huvudansvar för dataleveranserna och som haft stort tålamod med våra frågor och begäran om kompletteringar.

## Litteratur

Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.

Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F. & M.T. Furse. 1983. The performance of a new



Sjöar och vattendrag har bedömts utifrån biologiska (kiselalger, bottenlevande djur och fisk), kemiska (försurning eller övergödning) samt hydromorfologiska (morfologi, kontinuitet och hydrologi) kvalitetsfaktorer.

biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Wat Res.*, 17: 333-347.

Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux., Rapport Q.E. Lyon-A.F.Bassion Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p.

Dahl, J. & R.K. Johnson. 2004. A multimeric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Arch. Hydrobiol.*, 160: 487-513.

Hering, D., Johnson, R. K. & Buffagni, A. (2006). Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566:109-113.

Ilies J. (1966) Verbreitung der Suesswasserfauna Europas. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 16 , 287-296.

Jarlman A & Kahlert M. (2009). Påväxt i rinnande vatten - kiselalgsanalys. I:Handledning för miljöövervakning. Metoder. Programområde: Sötvatten. Version 3:1. Naturvårdsverket On-line document.

Johnson, R.K. och Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2007:4.

Kahlert, M., Andrén, C. & Jarlman, A. (2007). Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag, Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2007:23.

Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32: 236-242.

Naturvårdsverket (2007). Kiselalger i vattendrag. I: Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten över-

gångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Naturvårdsverket, Handbok 2007:4, 1st Edition. Bilaga A: 45-50, ISSN 1650-2361.

Naturvårdsverket (2008). Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. 2008:1, 22-24 ISSN 1403-8234.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Lildal Amsinch, S. 2005. Water framework directive: ecological classification of Danish lakes. *J. Appl. Ecol.* 42:616-629.

Wiederholm, T. 1980. The use of benthos in lake monitoring. – *J. Wat. Poll. Con. Fed.* 52, s 537-547.

Willén, E. 2007. Växtplankton i sjöar. Bedömningsgrunder. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2007:6.

Zelinka, M & P. Marvan. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. - *Arch. Hydrobiol.* 57:389-407.



## Utgivna nummer av Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens TIDSKRIFT (KSLAT)

(Titlar markerade med \* publiceras endast elektroniskt på KSLAs hemsida [www.ksla.se](http://www.ksla.se))

### 2006

- Nr 1 Jakten på den gröna marknadskraften\*
- Nr 2 Turismen - en grön framtidsnäring\*
- Nr 3 När är det kokta fläsket stekt? – om risker och nytta med upphettning av mat
- Nr 4 Verksamhetsberättelse 2005 Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien
- Nr 5 Ädellövskog för framtiden
- Nr 6 Situationen i Sveriges hav och arbetet mot övergödning\*
- Nr 7 Det ekologiska valet – påverkar det nästa generations hälsa?
- Nr 8 Water Framework Directive – WFD Implementation in a European Perspective\*
- Nr 9 Klimatet och skogen – underlag för nationell forskning
- Nr 10 Avian Influenza\*
- Nr 11 Socker i global handel, jordbruk och folkhälsa\*

### 2007

- Nr 1 Water and Agriculture
- Nr 2 How to estimate N and P losses from forestry in northern Sweden
- Nr 3 Certifierad kvalitet från jord till bord\*
- Nr 4 Skogsskötsel för en framtid\*
- Nr 5 Valuable Agricultural Landscapes – the Importance of Romania and Scandinavia for Europe
- Nr 6 Verksamhetsberättelse 2006 Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien
- Nr 7 Future Challenges for Reindeer Herding Societies\*
- Nr 8 Klimat och miljö i förändring – varifrån ska vi ta vår mat?\*
- Nr 9 Success Stories of Agricultural Long-term Experiments
- Nr 10 Den beresta maten – matens kvalitet i ett globalt perspektiv

### 2008

- Nr 1 Verksamhetsberättelse 2007 Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien
- Nr 2 Fiskets kollaps utanför Nordamerika – vad kan Sverige och Europa lära?
- Nr 3 Edens lustgård tur och retur – framtidsvägar till ett hållbart naturbruk
- Nr 4 Utveckling av den svenska resursbasen för internationellt skogligt arbete
- Nr 5 Skogens roll i ett framtida globalt klimatavtal
- Nr 6 Jakten på den gröna marknadskraften – del 2\*
- Nr 7 Golden Rice and other biofortified food crops for developing countries – challenges and potential

### 2009

- Nr 1 Does forestry contribute to mercury in Swedish fish?\*
- Nr 2 Verksamhetsberättelse 2008 Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien
- Nr 3 Klassificering av sjöar och vattendrag - nordisk jämförelse utifrån svenska bedömningsgrunder

EUs vattendirektiv inbjuder till många olika diskussioner om till exempel miljömålskonflikter, principer för betalningsansvar, praktiska åtgärder och mycket annat. En av de vanligaste frågorna i anslutning till införandet av vattendirektivet, såväl från tjänstemän och praktiker som skogs- och lantbrukare, är "Hur gör man i andra länder?"

Hur vi bedömer våra vatten är en av de faktorer som vi kan jämföra länderna emellan. SLU har genomfört en så kallad interkalibrering länderna emellan, som visar att det inte alltid är så lätt att jämföra flora och fauna i olika länders vatten.

I denna skrift redovisar forskare från SLU resultaten från en nordisk jämförelse av bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.



**Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien**  
Drottninggatan 95 B  
Box 6806, 113 86 Stockholm  
tel 08-54 54 77 00, fax 08-54 54 77 10  
[www.ksla.se](http://www.ksla.se), [akademien@ksla.se](mailto:akademien@ksla.se)

Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien (KSLA) är en mötesplats för den gröna sektorn. Akademien är en fri och oberoende nätverksorganisation som arbetar med frågor om jordbruk, trädgårdsbruk, livsmedel, skog och skogsprodukter, fiske, jakt och vattenbruk, miljö och naturresurser samt skogs- och lantbrukshistoria. Vi arbetar med frågor som berör alla och som intresserar många!