SIKKERHED PÅ TILSTANDSVURDERINGEN I DANSKE SØER

År-til-år variationer i biologiske kvalitetselementer

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 137 2015

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

SIKKERHED PÅ TILSTANDSVURDERINGEN I DANSKE SØER

År-til-år variationer i biologiske kvalitetselementer

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 137 2015

Martin Søndergaard
Dennis Trolle
Søren Erik Larsen
Rikke Bjerring

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 137
Titel:	Sikkerhed på tilstandsvurderingen i danske søer
Undertitel:	År-til-år variationer i biologiske kvalitetselementer
Forfattere:	Martin Søndergaard, Dennis Trolle, Søren Erik Larsen & Rikke Bjerring
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2015
Redaktion afsluttet:	April 2014
Faglig kommentering:	Naturstyrelsen og internt i forfattergruppen
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Trolle, D., Larsen, S.E. & Bjerring, R. 2015. Sikkerhed på tilstandsvurderingen i danske søer. År-til-år variationer i biologiske kvalitetselementer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 137 http://dce2.au.dk/pub/SR137.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning:	Rapporten vurderer sikkerheden ved at anvende de to biologiske kvalitetselementer fytoplankton og undervandsplanter til den økologiske klassificering søer på baggrund af år-til-år variationer. Begge kvalitetselementer udviser betydelige variationer, især ved middelhøje næringsstofkoncentrationer, hvor de lavvandede søer kan svinge mellem en uklar og klarvandet tilstand. Anvendelsen af flere års målinger kan reducere risikoen for fejlklassificering.

Emneord:	Søer, vandrammedirektiv, økologisk klassificering, fytoplankton, undervandsplanter, år-til-år variationer.
Layout:	Grafisk Værksted, AU-Silkeborg
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-123-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	40
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR137.pdf

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

1 Indledning **8**
1.1 Baggrund 8
1.2 Formål 8

2 Metoder **9**

3 Fytoplankton **10**
3.1 Metoder og data 10
3.2 Variation i klorofyl – TP relationer 10
3.3 Eksempler 12
3.4 Analyse af variation 12
3.5 Analyse af sammenhæng i år til år variationer 15
3.6 Usikkerheder og antal prøvetagningsår 18
3.7 Konklusioner og sammenfatning 20

4 Makrofytter **22**
4.1 Metoder og data 22
4.2 Eksempler på ændringer i makrofytindikatorer og -indeks 22
4.3 Analyse af CV (coefficient of variation) 23
4.4 Analyse af sammenhæng i år til år variationer 26
4.5 Usikkerheder og antal prøvetagningsår 28
4.6 Konklusioner og sammenfatning 29

5 Sikkerhed på klassifikation **31**

6 Konklusioner **33**

7 Referencer **34**

8 Bilag **35**

[Tom side]

Forord

Denne rapport er en af 5 rapporter vedrørende søer, som er udarbejdet i forbindelse med Naturstyrelsens projekt: implementering af modeller til brug for vandforvaltningen.

Rapporterne er:

- Sikkerhed på tilstandsvurderingen i danske søer – År- til år variationer i biologiske kvalitetselementer. Rapport fra DCE, Aarhus Universitet.

- Sammenhæng mellem næringsstofindhold og biologiske kvalitetselementer i danske søer. Rapport fra DCE, Aarhus Universitet.

- Sammenhænge mellem næringsstoftilførsel og søkoncentration i danske søer. Rapport fra DCE, Aarhus Universitet.

- Den interne fosforbelastning i danske søer og indsvingningstid efter reduktion af ekstern fosfortilførsel. Notat fra Syddansk Universitet.

- Erfaringer med anvendelse af dynamiske sømodeller. Notat fra DHI.

Rapporten beskriver og analyserer de år-til-år variationer, der ses i de to interkalibrerede kvalitetselementer fytoplankton og undervandsplanter, som anvendes til den økologiske klassificering af søer. Formålet har været at beskrive usikkerheden ved tilstandsvurderingen ved anvendelsen af forskelligt antal prøvetagningsår.

Sømodelprojektet har været fulgt af en projektgruppe bestående af Kjeld Sandby Hansen, Gudrun Frandsen Krog, Bodil Aavad Jacobsen og Harley Bundgaard Madsen (alle Naturstyrelsen), Martin Søndergaard (Aarhus Universitet), Dennis Trolle (Aarhus Universitet) Henning Jensen (Syddansk Universitet), Mogens Flindt (Syddansk Universitet), Jørgen Krogsgaard Jensen (DHI) og Flemming Gertz (Videncenter for Landbrug). Medlemmerne i projektgruppen takkes for bidrag og kommentarer undervejs.

Sammenfatning

Søers økologiske tilstand vurderes ofte på baggrund af enkelte eller få års målinger vel vidende at alle vandkemiske og biologiske variable varierer fra år til år. Denne variation betyder, at sikkerheden hvormed den økologiske tilstand kan fastsættes på baggrund af forskellige indikatorer også vil variere, og at den bl.a. vil afhænge af prøvetagningshyppigheden (både pr år og antal år). Formålet med denne rapport er at vurdere år-til-år variationer i de biologiske kvalitetselementer anvendt i de danske søer med henblik på at vurdere, hvordan dette påvirker sikkerheden, hvormed den økologiske kvalitet kan fastsættes på baggrund af et givent antal års målinger.

Analyserne er foretaget på data fra NOVANA-overvågningen, hvor der kun er anvendt data fra søer, hvor der ikke er kendskab til væsentlige ændringer i næringsstoftilførslen fra oplandet, og hvor der ikke er gennemført restaureringsindgreb, som kan have påvirket år-til-år variationen i de analyserede kvalitetselementer. Analyserne er gennemført på de to interkalibrerede kvalitetselementer, fytoplankton og makrofytter (ekskl. fytobenthos) og på de indikatorer, som indgår i disse indices. Til fytoplanktonanalyserne er der anvendt data fra 29 søer (206 søår), dog flere for analyser vedr. klorofyl *a*, og til makrofytanalyserne er der anvendt data fra 15 søer (100 søår).

Fytoplanktonindekset og de indikatorer, som indgår i indekset varierer betydeligt fra år til år – også i søer, hvor der ikke er registreret signifikante ændringer i næringsstofindholdet. Det samlede indeks varierer væsentligt mindre end de enkelte indikatorer. 95%-sikkerhedsintervallet for den beregnede økologiske kvalitet på baggrund af fytoplanktonindekset halveres cirka, hvis der anvendes 3-4 års målinger i stedet for kun et års målinger.

Samme billede tegner sig for analysen af år-til-år variationer i makrofytindekset og i de indikatorer, som indgår i det. Dvs. ser ses betydelige år-til-år variationer. Største relative variationer ses i det relative plantedækkede areal og forekomsten af indikatorarter, mens det samlede indeks er mindst variabel. 95%-sikkerhedsintervallet for makrofytindekset varierer afhængig af søtype og næringsstofniveau og halveres ca. hvis der anvendes fire års målinger frem for kun et år målinger.

Især når den økologiske tilstand er tæt på en grænse mellem to økologiske klasser, som eksempelvis god-moderat grænsen, vil det være vanskeligere med et eller få års målinger sikkert at klassificere en sø til den rigtige økologiske klasse, herunder også mindst god økologisk tilstand. I lavvandede søer, som næringsstofmæssigt ligger i det område, hvor de både kan være i en klarvandet makrofytdomineret tilstand og i en uklar fytoplanktondomineret tilstand kan der være meget store variationer fra år til år i alle biologiske indikatorer, herunder også indholdet af klorofyl *a*.

Der kan ikke identificeres klimatiske variationer i det nuværende datasæt, som forklarer de variationer, der ses fra år til år i indikatorerne, der indgår i fytoplankton- eller makrofytindekset. Det betyder også, at der ikke er grundlag for at kunne ”normalisere” et års data i forhold til klimatiske forhold på baggrund af den nuværende overvågning.

1 Indledning

1.1 Baggrund

I de fleste tilfælde vurderes søers økologiske tilstand på baggrund af enkelte eller få års målinger vel vidende at alle vandkemiske og biologiske variable varierer fra år til år. Denne variation kan skyldes måleusikkerheder eller at ydre påvirkningsfaktorer (herunder næringsstoftilførslen) er under ændring, men i mange tilfælde er der også en betydelig stokastisk variation, som ikke umiddelbart kan forklares ud fra andre observationer. Denne variation betyder, at sikkerheden hvormed den økologiske tilstand kan fastsættes på baggrund af forskellige indikatorer også vil variere, og at den bl.a. vil afhænge af prøvetagningshyppigheden (både pr år og antal år). I relation til søernes forvaltning er dette især relevant omkring grænsen mellem god og moderat tilstand, der samtidigt afgør, om der skal iværksættes en indsats.

Man må også forvente, at variationen fra år til år vil afhænge af både søtype, næringsstofniveau og eventuelt udefra kommende påvirkninger. Eksempelvis er det veldokumenteret, at lavvandede søer ved middelhøje næringsstofniveauer kan være både i en klarvandet tilstand med lavt indhold af klorofyl og god muligheder for vækst af undervandsplanter og i en uklar tilstand, hvor klorofylindholdet er højt og primærproduktionen er domineret af fytoplankton. Når disse søer skifter fra den ene til den anden tilstand sker der markante ændringer i de vandkemiske og biologiske variable og dermed også i den økologiske klassificering. Et andet eksempel er klimaet, hvor en lang isvinter med udbredt fiskedød kan skabe gode vækstbetingelser for dyreplanktonet den efterfølgende sommer, så der kan forventes relativt klarvandede forhold i forhold til normalt.

Variationer i næringsstofindhold og biologiske forhold kan være svære at adskille som årsag eller virkning. Det er velkendt at ændret næringsstoftilførsel og søkoncentration vil føre til ændringer i mange af de biologiske forhold (se fx Jensen et al., 1997; Søndergaard et al., 2003), dvs. ændret TP og TN -> ændret biologisk variabel/økologisk tilstand. Det modsatte gælder imidlertid også, dvs. ændret biologisk variabel/økologisk tilstand -> ændret TP og TN koncentration. Dette er blandt andet illustreret i en række biomanipulationsforsøg, hvor klarvandede forhold skabt via opfiskningen af fredsfisk, fører til øget tilbageholdelse af både fosfor og kvælstof og dermed også reducerede næringsstofindhold (Liboriussen et al., 2007). Årsag og virkning ved disse ændringer kan ikke afgøres ved empiriske analyser.

1.2 Formål

Formålet med denne rapport er at vurdere år-til-år variationer i de biologiske kvalitetselementer anvendt i de danske søer med henblik på at vurdere, hvordan dette påvirker sikkerheden, hvormed den økologiske kvalitet kan fastsættes på baggrund af et givent antal års målinger. Variationen vurderes i forskellige søtyper, som har været intensivt overvåget i en årrække, under forskellige næringsstofniveauer (for eksempel klarvandede/uklare lavvandede søer) og forskellige klimatiske forhold. Det vurderes, om der for eksempel kan korrigeres for varierende klimatiske forhold.

2 Metoder

Der anvendes data fra NOVANA overvågningen, dvs. data indsamlet i perioden 1989-2012. Disse data domineres af de intensivt overvågede søer og dermed de typer af undersøgelser, der er gennemført i disse søer. Dette kan have betydning, hvis analysernes resultater overføres til andre typer af data, fx data, hvor et sommergennemsnit er beregnet ud fra færre prøvetagninger.

Der er kun anvendt data fra søer, hvor der ikke er kendskab til væsentlige ændringer i næringsstoftilførslen fra oplandet, og hvor der ikke er gennemført restaureringsindgreb, som kan have påvirket år-til-år variationen i de analyserede kvalitetselementer. Sidstnævnte udelukker også nogle af de intensivt overvågede søer med lange tidsserier, blandt andet Arreskov Sø, Engelsholm Sø og Furesøen.

Analyserne gennemføres på de to interkalibrerede kvalitetselementer, fytoplankton og makrofytter (ekskl. fytobenthos) og på de indikatorer, som indgår i disse indices. For at opnå flere data at arbejde med er indholdet af klorofyl *a* desuden analyseret særskilt, dvs. også for søer, hvor der ikke er oplysninger om de øvrige fytoplanktonindikatorer. Analyserne er gennemført med SAS (Statistical Analysis System).

Både ved analyserne af fytoplankton og makrofytter er der i bilaget givet eksempler på, hvordan indeks og indikatorer varierer fra år til år på baggrund af eksempler fra overvågningssøer med lange tidsserier. For eksempler på år-til-år variationer i indhold af næringsstoffer, klorofyl *a* og sigtdybde henvises der desuden også til Bjerring et al. (2013), hvor sommergennemsnitlige værdier er vist gennem de sidste 23 år for de 15 intensivt overvågede søer.

3 Fytoplankton

Anvendelsen af fytoplankton til beregning af et fytoplanktonindeks og til vurdering af den økologiske klassificering af søer er interkalibreret med en række øvrige central-baltiske lande. I det danske fytoplanktonindeks (DSPI) anvendes indholdet af klorofyl *a* (med samme grænser som anvendt ved udarbejdelsen af de første vandplaner), andelen af blågrønalger, andelen af gulalger samt forekomsten af arter, som indikerer næringsfattige eller næringsrige forhold. Se Søndergaard et al. (2009 og 2013a) for en nærmere beskrivelse af de anvendte indikatorer og deres respons på øget næringsstofpåvirkning.

3.1 Metoder og data

Der findes klorofyl *a* data fra næsten 800 danske søer, men kvantitative fytoplanktondata baseret på algetællinger og med oplysninger om eksempelvis mængden af blågrønalger findes kun fra i alt 165 danske søer, dækkende perioden fra 1989 til 2012. De fleste søer er kun undersøgt et enkelt eller få år og kan derfor ikke anvendes til at vurdere år-til-år variationer. I analysen her er der kun anvendt data fra søer, som har været undersøgt i mindst 4 år. Dette omfatter i alt 52 søer. Heraf er halvdelen undersøgt gennem 14-22 år, 14 søer i 8-11 år og 12 søer 4-7 gange.

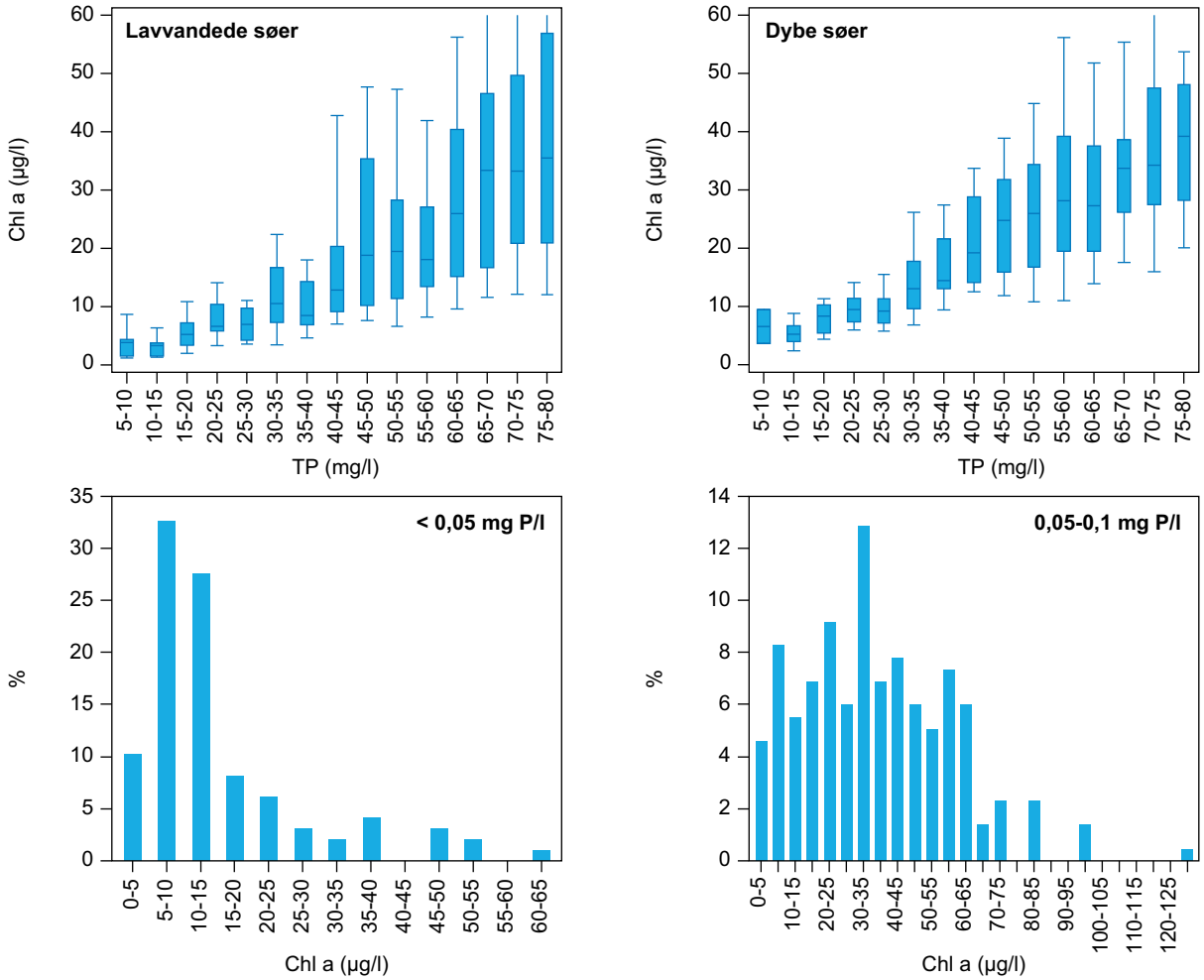
For at vurdere år-til-år variationer er fytoplanktondata analyseret på forskellig vis. Først er der givet en oversigt over indholdet og variationen i indholdet af klorofyl *a* i dybe og lavvandede søer set langs en TP-gradient. Dernæst er der for at illustrere år-til-år variationer på specifikke søer præsenteret 6 eksempler på tidsserier fra søer, som har været undersøgt gennem mange år. Derefter er der foretaget en variansanalyse (coefficient of variance) af fytoplanktonindikatorerne fra perioder i søer med mange års observationer, og hvor TN og TP samtidigt ikke er ændret signifikant. År med uændrede N og P indhold anvendes for at undgå næringsstofbetingede variationer. De samme søer er også anvendt til at analysere for eventuelle sammenhænge i de biologiske indikatorers variationer i de enkelte søer fra år til år. Hvis der er en fælles ydre påvirkning som eksempelvis klimaet, som påvirker indikatorerne i samme retning, kunne man forvente et fælles variationsmønster. Til sidst er data anvendt til at vurdere med hvilken statistisk sikkerhed de biologiske indikatorer og fytoplanktonindekset kan fastsættes på baggrund af et varierende antal års målinger i forskellige søtyper.

3.2 Variation i klorofyl – TP relationer

I Fig. 3.1 øverst er vist sammenhængen mellem danske søers indhold af totalfosfor og klorofyl *a*. Ud over den velkendte positive sammenhæng illustrerer figuren også den variation, der er i indholdet af klorofyl *a* ved forskelligt fosforindhold. Ved lavt fosforindhold er variationen lille, men fra omkring 40-50 µg/l øges klorofyl *a* variationen i de lavvandede søer betydeligt og fra omkring 30-40 µg/l i de dybe søer. I de lavvandede søer har eksempelvis 50% af alle observationer (25-75% fraktil) et klorofyl *a* indhold

mellem 5,0 og 9,7 µg/l ved 20-30 µg P/l, mens den tilsvarende bredde i klorofylindholdet går fra 11,9 til 27,2 µg/l ved et fosforindhold på 50-60 µg/l.

Denne øgede variation over et vist TP-indhold skyldes formentlig, at de lavvandede søer skifter fra en altid klarvandet tilstand, hvor indholdet af klorofyl er lavt, til en tilstand, hvor der både vil være søer med klarvandede og uklare forhold. Ved middelhøje fosforkoncentrationer kan der derfor forventes større variationer i de biologiske forhold. På tilsvarende vis ses i Fig. 3.1 nederst en forholdsvis snæver fordeling af klorofylkoncentrationer ved TP-koncentrationer under 50 µg/l, hvor hovedparten af observationerne har klorofylindhold mellem 5 og 15 µg/l, mens spredningen i klorofylindhold er meget større ved TP-koncentrationer mellem 50 og 100 µg/l uden noget markant midtpunkt i fordelingen.



Figur 3.1. Øverst: Indholdet af klorofyl *a* (Chl a) i dybe (z>3 m) og lavvandede (z<=3 m) søer i forhold til indhold af totalfosfor (TP). TP er inddelt i bokse med 5 µg intervaller fra 5 til 80 µg P/l. Nederst: Fordelingen af klorofyl *a* koncentrationer i lavvandede søer med TP-koncentrationer < 0,05 mg/l (venstre) og ved TP koncentrationer mellem 0,050 og 0,1 mg/l (højre). Både klorofyl *a* og TP er sommermiddelværdier i alle figurer.

3.3 Eksempler

I bilag 8.1 er der vist år til år ændringer i næringsstofindhold, fytoplanktonindikatorer og fytoplanktonindeks fra 6 af de intensivt overvågede danske søer, hvor der findes gode lange tidsserier. I flere af søerne er der siden overvågningsprogrammets start i 1989 sket en reduktion af den eksterne og evt. også interne næringsstoftilførsel, hvilket giver sig udslag i et faldende næringsstofindhold især i overvågningsperiodens start. Dette gælder dog ikke næringsfattige søer som Nors Sø og Søby Sø, der i hele perioden har været næringsfattige og må formodes at have haft stort set uændrede belastningsforhold.

De 6 eksempler illustrerer, at der for alle søers vedkommende er betydelige variationer fra år til år i alle de viste variable. Nogle af disse ændringer kan relateres til et generelt faldende TP og TN niveau i flere af søerne, men selv i perioder med uændret TP- og TN-indhold varierer såvel fytoplanktonindikatorer som fytoplanktonindeks betydeligt. Det betyder at det beregnede fytoplanktonindeks ofte svinger mellem 2 eller 3 økologiske klasser gennem måleperioden, dog mest i de næringsrige søer og i mindre grad i de mest næringsfattige søer. I de fleste tilfælde varierer fytoplanktonindekset dog mindre end indikatorerne, der anvendes til at beregne indekset, svarende til at indekset har en mere dæmpet udvikling.

Et af eksemplerne er Nors Sø, hvor fytoplanktonindekset på trods af relativt næringsfattige forhold de fleste år "kun" indikerer en god økologisk tilstand og nogle år også kun moderat tilstand. Hovedårsagen er at blågrønalgerne i Nors Sø i flere år udgør en stor del af den samlede biomasse, hvilket er medvirkende til, at fytoplanktonindekset bliver forholdsvis lav. Den store andel af blågrønalger i 1989 blev dannet af et sensommer-maksimum domineret af *Aphanothece clathrata* og *Microcystis*. Begge arter / slægter findes under ret varierende næringsstofindhold og også under næringsrige forhold. Variationer i forekomsten af blågrønalger i danske søer og hvordan forekomsten kan relateres til forskellige kårfaktorer er tidligere analyseret i Bjerring et al. (2012). Disse analyser viste stor kompleksitet i årsagerne til høje vækstrater hos blågrønalger, men at den generelle næringsstatus for søen var den vigtigste parameter for potentiel blågrønalgeopblomstring, og at de klimatiske variable først kom ind som afgørende faktorer efter effekten af næringsstofniveauet.

3.4 Analyse af variation

I dette afsnit analyseres variationen over flere års målinger af de enkelte fytoplanktontindikatorer (klorofyl *a* (chla), andelen af blågrønalger (Cyan%), andelen af gulalger (%Gul)) og fytoplanktonindekset (DSPI) på baggrund af variationskoefficienten (CV, coefficient of variation, =standardafgivelsen / middelværdi). I CV-analysen er der kun anvendt de 52 søer med mindst er 4 års observationer. CV-analyser baseret på få års målinger er usikre.

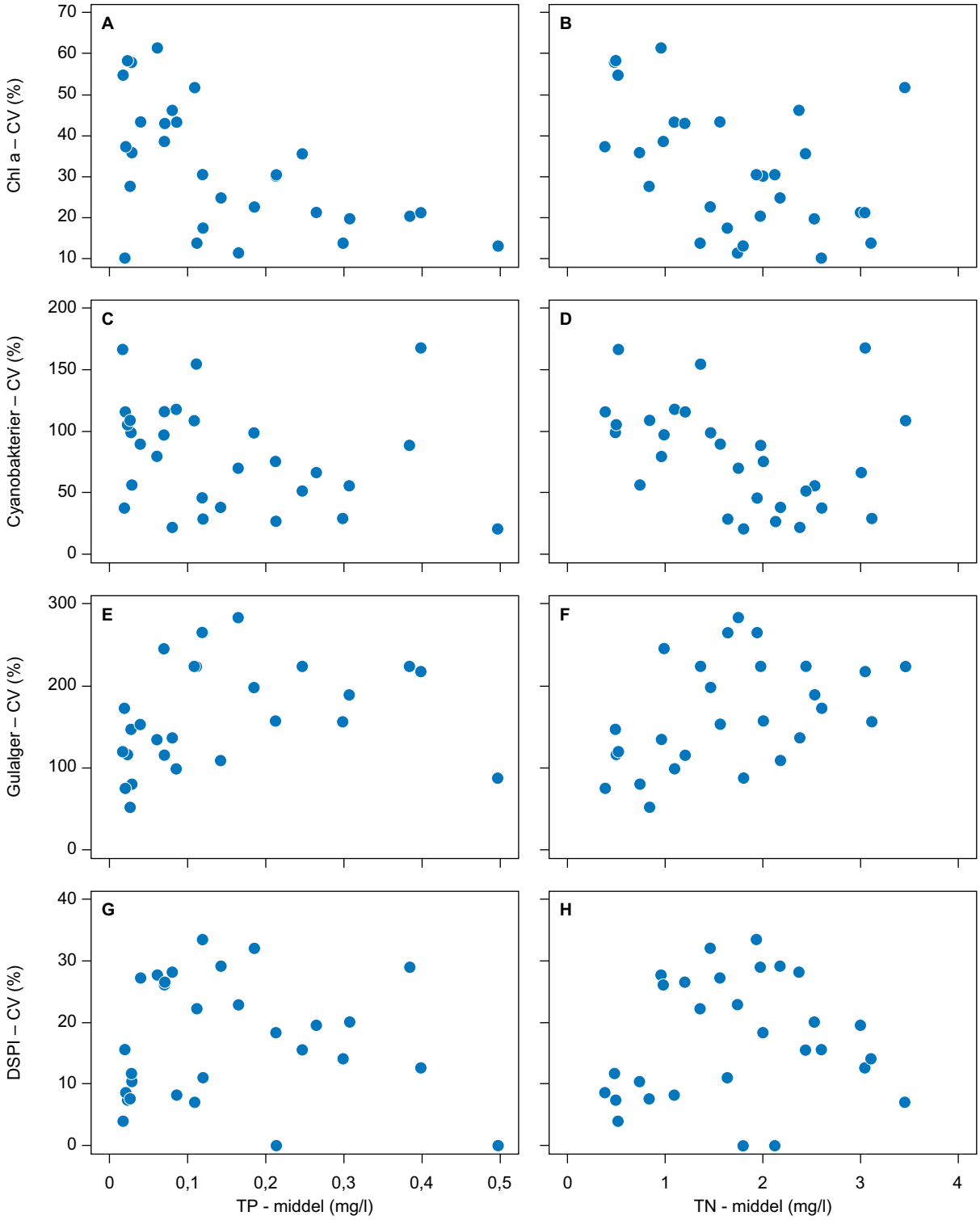
Ved analysen er der endvidere kun anvendt en periode af år fra de enkelte søer, hvor der ikke har været signifikante ($p>0,05$) ændringer i hverken TP eller TN og perioder, hvor der ikke har været gennemført restaureringsindgreb. Dette reducerer antallet af søer fra 52 til 29 (se liste med søer og anvendte perioder i tabel 3.1) omfattende i alt 206 søår. Det bemærkes, at selvom der ikke er signifikante ændringer i næringsstofindholdet over en perio-

de vil der dog stadigvæk være betydelige år-til-år variationer i indholdet af TP og TN (se eksempler i bilag 8.1). Perioder med signifikante ændringer i næringsstofindhold udelukkes for ikke at få en næringsstofrespons, men for udelukkende at vurdere den stokastiske variation ved relativ konstante næringsstofkoncentrationer. Ved præsentationen af CV i forhold til TP er der vist den gennemsnitlige TP i den analyserede periode. Der er ikke vist nogen CV for antallet af indikatorarter, fordi denne kan antage en negativ værdi.

Tabel 3.1. De 29 søer anvendt til CV-analyse vedr. fytoplankton. TP og TN værdier er baseret på sommermiddel. De 8 søer markeret med * er også anvendt til analyse af sammenhæng mellem år til år variationer (se næste afsnit).

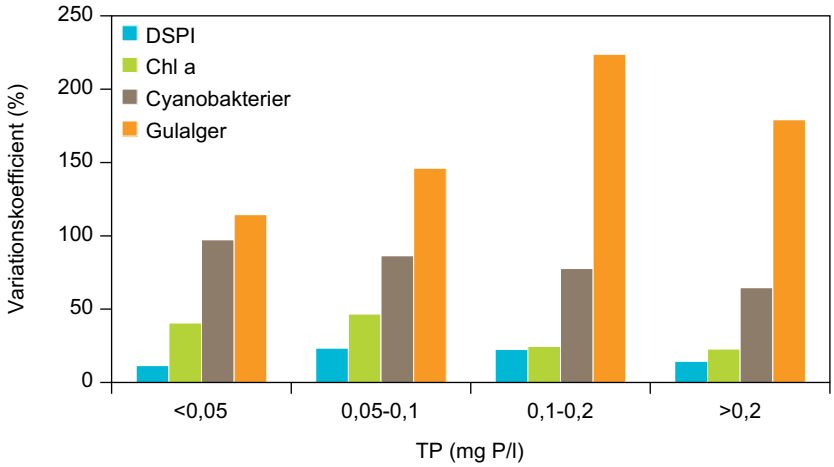
Sø	Periode anvendt	Antal år med fytoplanktondata	Middel DSPI (min-max)	Middel-TN (min-max)	Middel-TP (min-max)
Nors Sø*	1996-2006	11	0,62 (0,50-0,70)	0,74 (0,7-0,9)	0,029 (0,02-0,04)
Hornum	2003-2007	5	0,49 (0,37-0,70)	1,0 (0,6-1,5)	0,061 (0,04-0,07)
Madum	1993-1997	5	0,70 (0,63-0,83)	0,49 (0,4-0,6)	0,028 (0,02-0,03)
Kilen	1992-1997	6	0,42 (0,30-0,50)	2,0 (1,8-2,2)	0,213 (0,18-0,23)
Lemvig Sø	1989-1993	5	0,37 (0,23-0,50)	2,0 (1,4-3,1)	0,384 (0,29-0,45)
Skør Sø	2004-2011	4	0,85 (0,77-0,90)	0,50 (0,3-0,7)	0,023 (0,01-0,03)
Hinge	1996-2003	8	0,29 (0,23-0,43)	1,7 (1,4-2,1)	0,165 (0,15-0,19)
Ørnsø	1989-1993	5	0,46 (0,30-0,57)	1,4 (1,3-1,5)	0,111 (0,10-0,13)
Ravn Sø	2001-2007	7	0,68 (0,57-0,83)	2,6 (2,4-2,8)	0,019 (0,01-0,02)
Bryrup Langsø	2003-2007	5	0,31 (0,23-0,43)	2,4 (1,8-2,9)	0,080 (0,07-0,10)
Søby Sø*	1989-2007	19	0,88 (0,70-0,97)	0,40 (0,3-0,5)	0,021 (0,01-0,03)
Holm Sø*	1999-2007	9	0,93 (0,90-0,97)	0,52 (0,3-0,9)	0,017 (0,01-0,03)
Kvie Sø	1993-1997	5	0,71 (0,63-0,77)	1,1 (1,1-1,1)	0,086 (0,07-0,10)
Fårup Sø	1997-2002	6	0,38 (0,23-0,50)	0,98 (0,9-1,0)	0,070 (0,06-0,08)
Søgård Sø	1996-2001	6	0,34 (0,30-0,43)	3,0 (2,3-4,0)	0,265 (0,24-0,29)
Jels Oversø	1989-1994	6	0,45 (0,43-0,57)	3,0 (2,6-3,4)	0,399 (0,30-0,49)
St. Søgård Sø	1997-2004	8	0,39 (0,30-0,50)	2,5 (2,0-3,1)	0,307 (0,23-0,37)
Langesø	1991-1995	5	0,35 (0,30-0,43)	2,4 (2,1-2,7)	0,247 (0,21-0,31)
Søholm Sø*	1997-2007	11	0,46 (0,30-0,70)	1,6 (1,1-2,3)	0,040 (0,03-0,05)
Arresø*	1997-2005	9	0,10 (0,10-0,10)	2,1 (1,6-2,7)	0,213 (0,15-0,28)
Bagsværd Sø	1996-2002	7	0,24 (0,23-0,30)	1,6 (1,5-2,1)	0,120 (0,10-0,13)
Maglesø*	1999-2004	6	0,77 (0,70-0,83)	0,84 (0,6-1,1)	0,026 (0,02-0,03)
Fuglesø	1992-1996	5	0,27 (0,23-0,30)	3,1 (2,6-3,6)	0,299 (0,21-0,37)
Utterslev Mose	1998-2002	5	0,23 (0,23-0,23)	1,8 (1,4-2,4)	0,497 (0,40-0,61)
Tissø*	1997-2006	10	0,29 (0,23-0,50)	1,9 (1,3-2,4)	0,119 (0,05-0,21)
Tystrup Sø	1999-2003	5	0,44 (0,43-0,50)	3,4 (3,3-3,6)	0,109 (0,08-0,15)
Vesterborg Sø*	1998-2009	11	0,39 (0,23-0,57)	1,5 (1,0-2,1)	0,185 (0,14-0,24)
Hejrede Sø	1989-1994	6	0,31 (0,23-0,43)	2,2 (1,9-2,6)	0,142 (0,12-0,18)
Røgbøllesø	1991-1996	6	0,63 (0,43-0,83)	1,2 (1,1-1,4)	0,071 (0,06-0,09)

Variationskoefficienten for fytoplanktonindekset (DSPI_CV) opnår generelt højeste værdier omkring 0,05-0,15 mg P/l og 1-2 mg N/l svarende til det næringsstofniveau, hvor der eksempelvis i de lavvandede søer ofte ses skifte mellem klarvandede og uklare tilstande (Fig. 3.2, 3.3). For Chla-CV og Cyan%-CV kan der ikke registreres noget minimum ved lavt TP- eller TN-koncentration, men CV-værdien falder ved øgede koncentrationer svarende til at klorofyl-indholdet og andelen af blågrønalger er mere konstant (højt) ved højt næringsstofindhold.



Figur 3.2. Variansanalyser (CV, variationskoefficient i %) baseret på de 34 søer nævnt i tabel 3.1 Hvert punkt repræsenterer én sø. TP- og TN-middel er den gennemsnitlige værdi (sommermiddel) af de år, som indgår i beregningen af CV, dvs. de år, hvor der ikke har været signifikante ændringer i TP eller TN.

CV-værdien er højest for %gulalger (Fig. 3.3), som et udtryk for at andelen af gulalger varierer meget fra år til år (se også bilag 8.1). Andelen af gulalger udgør ofte kun en meget lille andel, så derfor vil der let være store procentuelle forskelle fra år til år. Også CV-værdien for andelen af blågrønalger varierer meget med CV-værdier op til 170%. Mindst variation ses for DSPI, hvor den gennemsnitlige CV ligger mellem 12 og 23%, mens den gennemsnitlige CV for klorofyl *a* er på 23 til 46% afhængig af fosforkategori (Fig. 3.3).



Figur 3.3. Gennemsnitlig CV (variationskoefficient i %) for indikatorer, der indgår i fytoplanktonindekset og for selve fytoplanktonindekset (DSPI) ved forskelligt TP-indhold (mg P/l). Baseret på data vist i Fig. 3.2.

3.5 Analyse af sammenhæng i år til år variationer

I dette afsnit undersøges om det, hvorvidt der er en sammenhæng mellem variationer i indikatorernes relative værdier fra år til år mellem de enkelte søer. Hvis søerne og indikatorerne påvirkes af en fælles ydre faktor, - eksempelvis klimaet, kunne man forvente at variationerne i søerne ville have en tendens til at svinge i takt.

For fytoplankton er der undersøgt de tre indikatorer: klorofyl *a* koncentration (chl), andel blågrønalger som % total biovolumen (cya) og andel gulalger som % af total biovolumen (gul). De enkelte års værdier af chl, cya og gul er for hver sø gjort relativ før sammenligningen (chl_rel = chl / middel-chl for måleperioden, cya_rel = cya / middel cya for måleperioden og gul_rel = gul / middel gul for måleperioden).

Der er som udgangspunkt anvendt de samme 29 søer som i afsnittet ovenover, men kun søer med mindst 6 års data og med stort sammenfald i prøvetagningsår samt søer uden kendte ændringer i fiskebestanden (sidstnævnte udelukker Arreskov Sø, Furesøen, Engelsholm Sø). De 8 anvendte søer er markeret med stjerne i tabel 3.1.

I tabel 3.2 er vist korrelationsmatricen, der opnås for indholdet af klorofyl *a* i de 8 søer. Kun én af 28 klorofylrelationerne mellem de 8 søer er signifikante og denne er negativ, hvilket man ikke ville forvente, hvis de varierede på baggrund af samme påvirkning.

I tabel 3.3 og tabel 3.4 er vist de tilsvarende korrelationsmatricer, der opnås for andelen af blågrønalger og andelen af gulalger mellem de 8 søer. Også for disse to indikatorer opnås der kun sjældent signifikante (p<0,05) sammenhænge. Ved sammenligningen af blågrønalger kun i et tilfælde (med negativ sammenhæng) og for forekomsten af gulalger er der ingen signifikante relationer mellem søerne.

Den ringe grad af signifikante sammenhænge mellem alle tre indikatorer i de 8 søer antyder, at variationen ikke kan tilskrives en fælles ydre påvirkning som eksempelvis klimaet. Variationerne, der ses i de enkelte søers indikatorer (eksempelvis andelen af blågrønalger eller gulalger) fra år til år, må derfor tillægges andre og evt. lokale forhold. Klimatiske forhold, der varierer nogenlunde på samme måde fra år til år over hele landet, kan således ikke umiddelbart tillægges betydning for de målte variationer. Det er dog muligt at mere dynamiske og sæsonorienterede analyser ville kunne afdække en større påvirkning fra klimaet, men det ligger uden for rammerne af dette notat og ville formentligt også kræve data med en højere målefrekvens. Det betyder samtidigt, at der ikke er noget grundlag for at korrigere eller justere et års målinger af fytoplankton i en sø til årets klimatiske variationer på baggrund af de nuværende data.

Tabel 3.2. Korrelationen mellem chl_rel i de 8 søer (min-max angivet): tis: Tissø (0,51-1,57), soh: Søholm (0,52-2,16), mag: Maglesø (0,71-1,39), sob: Søby Sø (0,47-1,73), ves: Vesterborg Sø (0,71-1,41), hol: Holm Sø (0,35-1,70), nor: Nors Sø (0,55-1,68) arr: Arresø (0,69-1,63). Der anvendt SAS procedure: Proc corr. Øverste tal angiver Pearsons korrelationskoefficient, midterste tal angiver signifikansværdien for sammenhæng (Prob > |r| under H0: Rho=0) og nederste tal antallet af sammenlignelige (år) observationer.

	chl_tis	chl_soh	chl_mag	chl_sob	chl_ves	chl_hol	chl_nor	chl_arr
chl_tis	1.00000							
	10							
chl_soh	0.47038	1.00000						
	0.1701							
	10	11						
chl_mag	0.20886	-0.12488	1.00000					
	0.6913	0.8136						
	6	6	6					
chl_sob	-0.38335	0.29721	-0.69535	1.00000				
	0.2742	0.3748	0.1251					
	10	11	6	19				
chl_ves	0.25055	-0.31653	0.19779	-0.44472	1.00000			
	0.5155	0.3729	0.7072	0.1978				
	9	10	6	10	11			
chl_hol	-0.07688	-0.43585	0.56337	0.02510	0.25704	1.00000		
	0.8564	0.2409	0.2443	0.9489	0.5043			
	8	9	6	9	9	9		
chl_nor	-0.42106	-0.72608	-0.40452	-0.33030	0.18165	-0.40839	1.00000	
	0.2256	0.0174	0.4263	0.3212	0.6400	0.3151		
	10	10	6	11	9	8	11	
chl_arr	-0.17658	-0.12327	-0.65199	0.35404	-0.25900	-0.40791	0.08005	1.00000
	0.6495	0.7520	0.1606	0.3499	0.5357	0.3636	0.8378	
	9	9	6	9	8	7	9	9

Tabel 3.3. Korrelationen mellem cya_rel i de 8 søer (min-max angivet): tis: Tissø (0,07-1,60), soh: Søholm (0,01-2,38), mag: Maglesø (0-1,14), sob: Søby Sø (0-3,72), ves: Vesterborg Sø (0,01-2,64), hol: Holm Sø (0-4,21), nor: Nors Sø (0,33-2,03) arr: Arresø (0,64-1,59). Der anvendt SAS procedure: Proc corr. Øverste tal angiver Pearsons korellationskoefficient, midterste tal angiver signifikansværdien for sammenhæng (Prob > |r| under H0: Rho=0) og nederste tal antallet af sammenlignelige (år) observationer.

	cya_tis	**cya_soh**	**cya_mag**	**cya_sob**	**cya_ves**	**cya_hol**	**cya_nor**	**cya_arr**
cya_tis	1.00000							
	10							
cya_soh	0.15599	1.00000						
	0.6670							
	10	11						
cya_mag	-0.41656	-0.25065	1.00000					
	0.4113	0.6319						
	6	6	6					
cya_sob	0.20062	-0.13752	0.54623	1.00000				
	0.5784	0.6868	0.2621					
	10	11	6	19				
cya_ves	-0.52885	0.20633	0.60446	-0.15360	1.00000			
	0.1432	0.5674	0.2037	0.6718				
	9	10	6	10	11			
cya_hol	0.27318	-0.05671	-0.50183	0.50833	-0.44794	1.00000		
	0.5127	0.8848	0.3104	0.1623	0.2266			
	8	9	6	9	9	9		
cya_nor	-0.69409	-0.31025	0.23884	0.29683	0.25198	0.18706	1.00000	
	0.0260	0.3830	0.6486	0.3754	0.5131	0.6574		
	10	10	6	11	9	8	11	
cya_arr	-0.01667	0.06507	-0.20465	0.05770	-0.27981	-0.44169	0.05091	1.00000
	0.9660	0.8679	0.6973	0.8828	0.5021	0.3211	0.8965	
	9	9	6	9	8	7	9	9

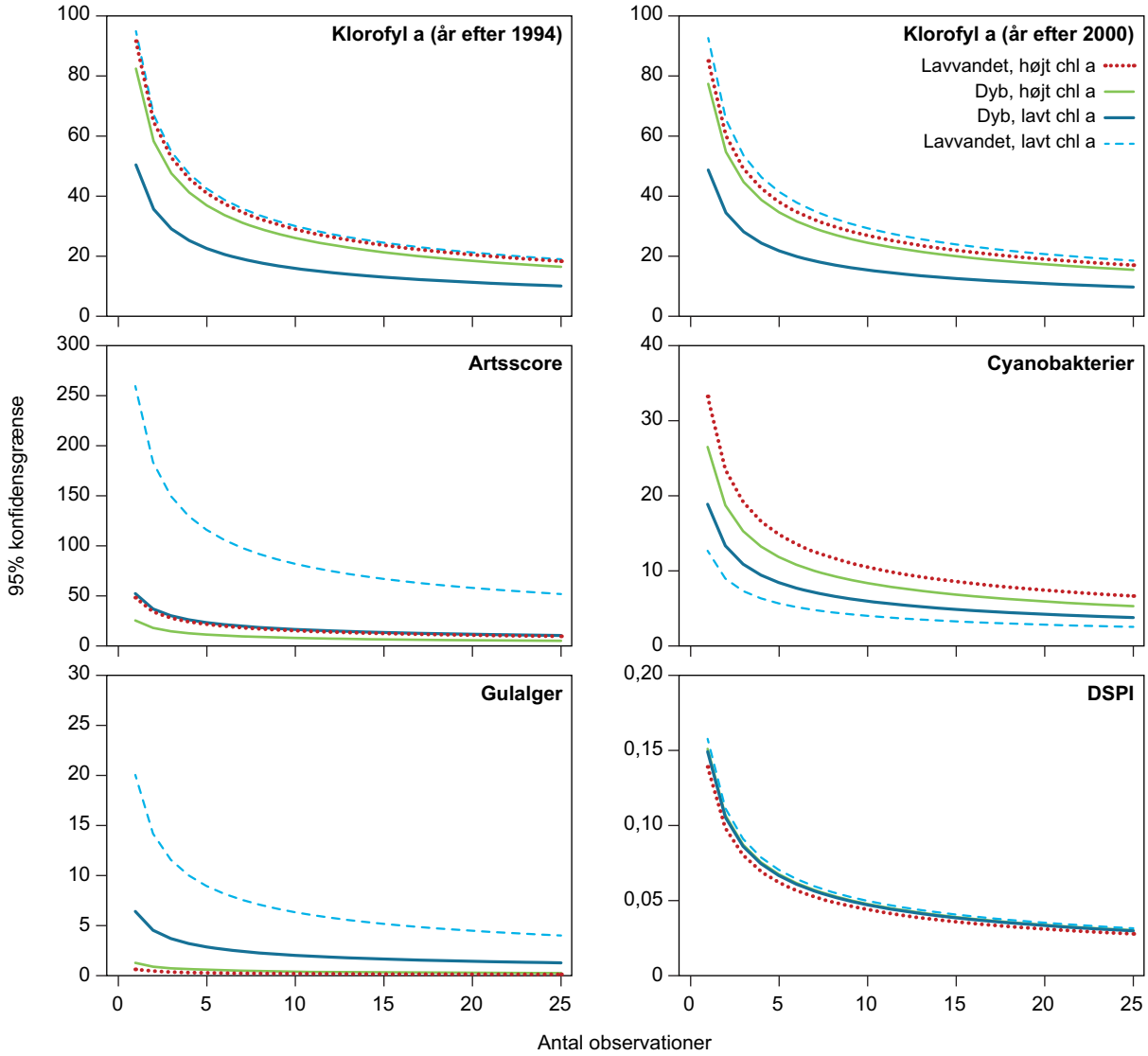
Tabel 3.4. Korrelationen mellem gul_rel i de 7 søer (min-max angivet): tis: Tissø (0-8,53), soh: Søholm (0-5,04), mag: Maglesø (0,33-2,64), sob: Søby Sø (0,06-2,67), ves: Vesterborg Sø (0-7,00), hol: Holm Sø (0,19-3,87), nor: Nors Sø (0,03-2,70). Der anvendt SAS procedure: Proc corr. Øverste tal angiver Pearsons korellationskoefficient, midterste tal angiver signifikansværdien for sammenhæng (Prob > |r| under H0: Rho=0) og nederste tal antallet af sammenlignelige (år) observationer. Arresø er ikke med i denne analyse, fordi der ikke er observeret gulalger.

	gul_tis	gul_soh	gul_mag	gul_sob	gul_ves	gul_hol	gul_nor
gul_tis	1.00000						
	10						
gul_soh	0.05380	1.00000					
	0.8826						
	10	11					
gul_mag	0.24757	-0.60272	1.00000				
	0.6362	0.2054					
	6	6	6				
gul_sob	-0.10156	-0.11388	-0.66221	1.00000			
	0.7801	0.7388	0.1519				
	10	11	6	19			
gul_ves	0.14511	-0.03447	-0.03595	0.11889	1.00000		
	0.7095	0.9247	0.9461	0.7436			
	9	10	6	10	11		
gul_hol	-0.23426	-0.42201	0.33652	-0.12363	0.14751	1.00000	
	0.5766	0.2579	0.5143	0.7513	0.7049		
	8	9	6	9	9	9	
gul_nor	0.26760	-0.08577	-0.08154	-0.30564	-0.39224	-0.48025	1.00000
	0.4548	0.8138	0.8780	0.3607	0.2964	0.2284	
	10	10	6	11	9	8	11

3.6 Usikkerheder og antal prøvetagningsår

I den statistiske analyse gennemført i dette afsnit er der anvendt to datasæt: dels et datasæt med data fra mange søer, som kun omfatter klorofyl *a* målinger og dels et datasæt med færre data, som kun omfatter søer, hvor der er data for alle fytoplanktonindikatorer. I det første datasæt (klorofyl) er der kun medtaget data fra søer, hvor der er mindst 4 års målinger og kun data efter 1994 eller efter 2000 (for at undgå de fleste eller næsten alle påvirkninger fra ændringer i eksterne næringsstofbelastning). Analysen på data både efter 1994 og efter 2000 er gennemført for at vurdere, hvor meget dette påvirker resultaterne. Klorofyldatasættet omfatter i alt 1203 søår (155 søer). Det bemærkes, at det for dette datasæt ikke er vurderet, om der har været signifikante ændringer i næringsstofindholdet. I det andet datasæt (med alle indikatorer) er der data fra 206 søår (29 søer). Se også tabel 3.5.

Figur 3.4 viser, hvor sikkert man på baggrund af analyser af søerne med lange tidsserier og uden væsentlige ændringer i TP og TN kan fastlægge fytoplanktonindekset eller indikatorerne anvendt i indekset. I figuren vises 95%-sikkerhedsintervallet som % for indholdet af klorofyl *a* og antal indikatorarter, der begge kan antage meget varierende værdier, og som absolutte værdier for %cyanobakterier, %gulalger og DSPI, der kun kan antage værdier mellem 0 og 1 (100%).



Figur 3.4. Sikkerheden hvorved gennemsnittet af de forskellige fytoplanktonindikatorer og fytoplanktonindekset (DSPI) kan bestemmes i forhold til antal prøvetagningsår (antal observationer). Sikkerheden er angivet som 95% sikkerhedsinterval (angivet som % for klorofyl *a* og for antal arter og som absolutte værdier for %cyanobakterier, %gulalger og DSPI). Dette sikkerhedsinterval betyder, at 95% af observationerne vil ligge inden for +/- den værdi, som y-aksen angiver, eksempelvis kan man i figuren øverst aflæse at, 95% af alle gennemsnitlige klorofyl *a* observationer vil ligge indenfor +/- 40%, hvis der anvendes et gennemsnit af 4 års målinger i dybe søer med klorofyl *a* indhold over 12 µg/l. Der er skelnet mellem dybe og lavvandede søer (grænse ved middeldybde på 3 m) og mellem høj og lavt indhold af klorofyl *a* (grænse ved 25 µg/l i lavvandede søer og 12 µg/l i dybe søer). Analysen af klorofyl *a* er baseret på et større datasæt end de fire øvrige figurer (se også tekst).

Som det ses, er der for alle indikatorer en betydelig usikkerhed med hvor sikkert en gennemsnitlig værdi kan bestemmes. Usikkerheden reduceres dog væsentlig i takt med at flere års observationer inddrages. I de fleste tilfælde halveres 95%-sikkerhedsintervallet cirka, når antallet af undersøgelsesår øges fra 1 til 3-4 år. Sikkerheden hvormed gennemsnittet kan fastsættes afhænger i nogle tilfælde af søtype og næringsstof-niveau, men for DSPI er der ikke store forskelle. Sikkerheden på fastlæggelsen af klorofylindholdet i lavvandede søer adskiller sig ikke om klorofyl er over eller under 25 µg/l, hvorimod de dybe søer med lavt indhold af klorofyl ser ud til at kunne be-

stemmes mere præcist end i de dybe søer med højt indhold af klorofyl. Om klorofylanalysen baserer sig på data efter 1994 eller efter 2000 synes ikke at påvirke udfaldet væsentligt. 95%- sikkerhedsintervallet for artsscoren er forholdsvis lav i flere søtyper, men det kan skyldes, at der kun indgår data fra meget få søer.

Klassificeringen af søer (DSPI) ligger med et 95%-sikkerhedsinterval omkring 0,15, hvis der kun anvendes et års målinger. Det betyder, at man med et års målinger skal nå op på en DSPI på 0,75 for med stor sandsynlighed korrekt at kunne klassificere søen til mindst god økologisk tilstand (DSPI>0,6). Hvis man kan basere DSPI beregningen på 3 års målinger kan man nøjes med en DSPI på ca. 0,68 for med 97,5%-sikkerhed at klassificere søen korrekt til mindst god økologisk tilstand. Ud fra disse eksempler er det så også klart, at jo tættere man er på god-moderat grænsen, jo flere års målinger skal der til, for at man mere sikkert kan fastsætte søen værende i mindst god økologisk tilstand. Hvis man på den anden side med 1 års målinger kan bestemme en høj DSPI (> fx 0,75) er dette tilstrækkeligt til at fastlægge at søen, at søen med stor sandsynlighed er i mindst en god økologisk tilstand. Se også afsnit 5.

Tabel 3.5. Søer og søtyper anvendt ved de statistiske analyser af usikkerheden ved beregning af gennemsnittet på baggrund af 1 eller flere års målinger. De to øverste linjer viser antal søer/søår, som kun omfatter søer, hvor der er data fra alle fytoplanktonindikatorer, mens de to nederste linjer viser, hvor der er data fra klorofyl *a* (se også teksten).

Antal søer/Søtype	Lavvandet, klorofyl< 25 µg/l	Lavvandet, klorofyl> 25 µg/l	Dyb, klorofyl < 12 µg/l	Dyb, klorofyl > 12 µg/l
Antal søår, DSPI	47	75	21	54
Antal søer, DSPI	6	12	3	7
Antal søår, klorofyl	185	433	68	185
Antal søer, klorofyl	91	176	25	53

3.7 Konklusioner og sammenfatning

Der er betydelige år-til-år variationer i fytoplanktonindekset og de indikatorer, som indgår i indekset – også når analyserne begrænses til søer, hvor der ikke er registeret signifikante ændringer i næringsstofindholdet. 95%-sikkerhedsintervallet for DSPI er på ca. 0,15, hvis der kun anvendes et års målinger, svarende til at det beregnede indeks skal over 0,75 for med høj sandsynlighed at fastsætte en sø til mindst god økologisk tilstand på basis af et års målinger. Hvis der anvendes tre års målinger er det tilstrækkeligt med en DSPI på 0,68 for at opnå en tilsvarende sikkerhed.

Især når den økologiske tilstand er tæt på en grænse, som eksempelvis DSPI=0,6 ved god-moderat grænsen, vil det være vanskeligere med et eller få års målinger sikkert at klassificere en sø til mindst god økologisk tilstand. I lavvandede søer, som næringsstofmæssigt ligger i det område, hvor de både kan være i en klarvandet makrofytdomineret tilstand og i en uklar fytoplanktondomineret tilstand kan der være meget store variationer fra år til år i alle biologiske indikatorer, herunder også indholdet af klorofyl *a*.

I det nuværende datasæt kan der ikke identificeres klimatiske variationer, som forklarer variationerne fra år til år i indikatorer og fytoplanktonindeks. Det betyder også, at der ikke er grundlag for at kunne ”normalisere” et års data i forhold til klimatiske forhold på baggrund af den nuværende overvågning.

4 Makrofytter

Anvendelsen af makrofytter (undervandsplanter) til den økologiske klassificering af søer er ligesom fytoplankton interkalibreret. Der mangler dog at blive taget stilling til hvordan phytobenthos evt. skal indgå sammen med undervandsplanterne. I det danske makrofytindeks (dansk søvandplanteindeks, DSVI) anvendes planternes dækningsgrad (lavvandede søer), planternes maksimale dybdegrænse (dybe søer) og forekomsten af arter, som indikerer næringsfattige forhold. Se Søndergaard et al. (2009 og 2013a) for en nærmere beskrivelse af indekset, de anvendte indikatorer og deres relationer til næringsstofpåvirkning.

4.1 Metoder og data

Makrofytdata omfatter data fra 365 søer, dækkende perioden fra 1993, hvor de første standardiserede makrofytundersøgelser blev gennemført i overvågningssammenhæng, og indtil 2012. Disse data omfatter 14 intensivt undersøgte søer, som er fulgt gennem 12-17 år (dog ikke hvert år siden 2005), og som giver det bedste grundlag for at vurdere år til år variationer. Derudover findes der 11 søer, som er undersøgt 4-8 gange og 37 søer, som undersøgt 3 gange.

Data fra makrofytundersøgelser er analyseret på forskellig vis, men følger samme fremgangsmåde som for fytoplankton. Først er der præsenteret 6 eksempler på tidsserier fra søer, som har været undersøgt gennem mange år. Dernæst er der foretaget en variansanalyse (coefficient of variance) fra perioder i de 15 søer, hvor der er mindst 4 års observationer, og hvor TN og TP samtidigt ikke er ændret signifikant ($p>0,05$) og hvor der heller ikke er gennemført restaureringsindgreb. De samme 15 søer er også anvendt til at analysere for eventuelle sammenhænge i søernes variationer. Til sidst er data anvendt til at vurdere med hvilken sikkerhed de biologiske indikatorer og makrofytindekset kan fastsættes på baggrund af et eller flere års måling. I denne analyse er alle indikatorer anvendt i alle søtyper, dvs. også dækningsgraden i dybe søer og dybdegrænsen i de lavvandede søer, selvom, selvom disse to indikatorer ikke indgår i makrofytindekset i disse to søtyper. Ved beregning af artscore på baggrund af artsforekomst er der kun anvendt arter, som er registreret på de undersøgte transekter (det er også den artsliste, som har dannet grundlag for beregningen og interkalibreringen af makrofytindekset).

4.2 Eksempler på ændringer i makrofytindikatorer og -indeks

I bilag 8.1 er der vist år til år ændringer i næringsstofindhold, makrofytindikatorer og makrofytindeks fra 6 af de intensivt overvågede danske søer, hvor der findes gode lange tidsserier. I flere af søerne er der siden overvågningsprogrammets start i 1989 sket en reduktion af den eksterne og evt. også interne næringsstoftilførsel, hvilket giver sig udslag i et faldende næringsstofindhold især i overvågningsperiodens start. Dette gælder dog ikke næringsfattige søer som Nors Sø og Søby Sø, der i hele perioden har været næringsfattige og må formodes at have uændrede belastningsforhold.

De 6 eksempler illustrerer, at der for alle søers vedkommende er betydelige variationer fra år til år i alle de viste variable. Nogle af disse ændringer kan relateres til et generelt faldende TP og TN niveau i flere af søerne, men selv i perioder med uændret TP og TN indhold varierer såvel makrofytindikatorer som makrofytindeks betydeligt. Det betyder, at makrofytindekset ofte svinger mellem 2 eller 3 økologiske klasser gennem måleperioden, dog i mindre grad i de mest næringsfattige søer, som Nors Sø og Søby Sø, hvor indekset altid er højt. I de fleste tilfælde varierer makrofytindekset dog mindre end indikatorerne, der indgår i indekset, svarende til at indekset har en mere dæmpet udvikling.

Selv i ret næringsfattige søer som Nors sø varierer makrofytternes dybdegrænse mellem 6 og 10 m på trods af kun små ændringer i TP og klorofyl *a*. I dette tilfælde får variationerne i dybdegrænsen dog ikke væsentlig betydning for den samlede DSVI, fordi dybdegrænsen stadigvæk er forholdsvis stor. Artscoren (antallet af arter, som indikerer næringsfattige forhold) varierer også meget fra år til år, mellem 3 og 8 arter. Dette kan skyldes naturlige variationer, men evt. også metodiske usikkerheder, hvor nogle af de sjældent forekommende arter ikke registreres hvert år ved makrofytundersøgelsen. På samme måde er makrofytindekset stabilt i den ligeledes ret næringsfattige Søby Sø, hvilket formentlig skyldes, at indekset de fleste år "rammer" toppen af skalaen.

4.3 Analyse af CV (coefficient of variation)

I dette afsnit analyseres variationen over flere års målinger af de enkelte makrofytindikatorer og makrofytindekset. I alt er der makrofytobservationer fra 365 søer, men i langt de fleste søer er der kun undersøgelser fra et eller få år. I CV-analysen er der kun anvendt søer, hvorfra der mindst er 4 års observationer, hvilket reducerer antallet af brugbare søer til 25. Fire år er et meget lavt antal observationer til beregning af CV, men hvis antallet sættes højere, bliver antallet af brugbare søer endnu mindre (kun 20 søer hvis mindst 5 års observationer og kun 14 søer hvis mindst 10 års observationer).

Ved analysen er der endvidere kun anvendt en periode af år fra de enkelte søer, hvor der ikke har været signifikante ($p>0,05$) ændringer i hverken TP eller TN, og hvor der heller ikke er gennemført sørestaurering. Dette reducerer antallet af søer fra 25 til 15 (se tabel 4.1) omfattende i alt 100 søår. Det bemærkes, at selvom der ikke er signifikante ændringer i næringsstofindholdet over en periode kan der dog godt være betydelige år-til-år variationer i indholdet af TP og TN (se også bilag 8.1). Perioder med signifikante ændringer i næringsstofindhold udelukkes for ikke at få en næringsstofrespons, men for udelukkende at vurdere den naturlige variation ved relativ uændret næringsstofindhold. Ved præsentationen af CV i forhold til TP er der vist den gennemsnitlige TP i den analyserede periode. Analysen tager ikke højde for, at der kan være en forsinket makrofytrespons (for eksempel på planternes dybdegrænse og forekomsten af arter), der strækker sig ud over det aktuelle års målinger af næringsstofindhold. I analyserne må der også tages forbehold for det beskedne datamateriale, hvilket gør konklusionerne usikre.

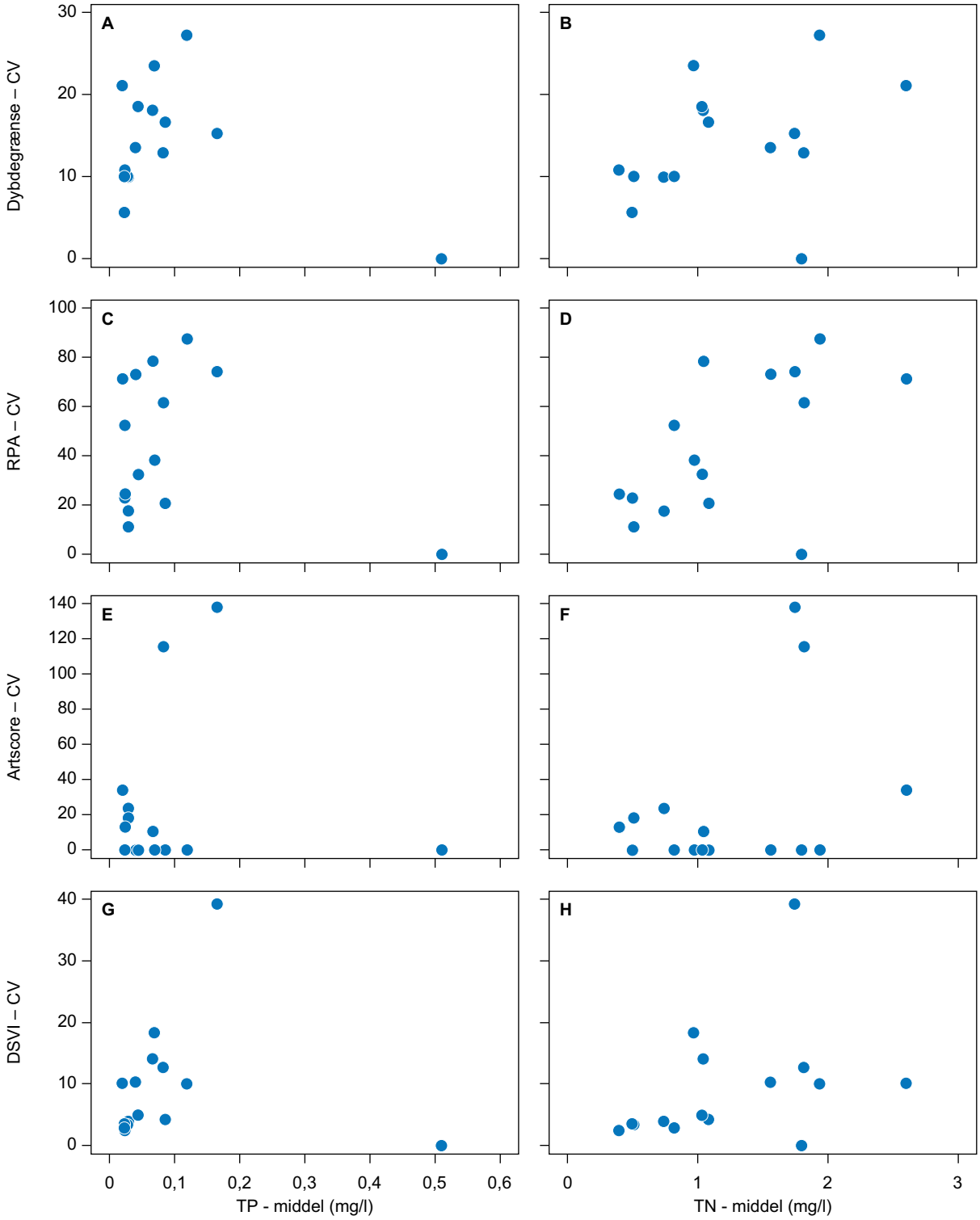
Tabel 4.1. De 15 søer anvendt til CV-analyse vedr. makrofytter. TP og TN værdier er baseret på sommermiddel. De 8 søer markeret med * er også anvendt til analyse af sammenhæng mellem år til år variationer (se næste afsnit).

Sø	Periode anvendt	Antal år med makrofyt-observationer	Middel DSVI (min-max)	Middel-TN (min-max)	Middel-TP (min-max)
Nors Sø*	1996-2006	11	0,93 (0,90-0,97)	0,74 (0,7-0,9)	0,029 (0,02-0,04)
Hornum*	2003-2007	4	0,82 (0,70-0,97)	1,0 (0,8-1,5)	0,066 (0,06-0,07)
Madum	1993-1997	4	0,89 (0,84-0,90)	0,49 (0,4-0,6)	0,028 (0,02-0,03)
Skør Sø	2005-2011	4	0,86 (0,84-0,90)	0,50 (0,3-0,7)	0,023 (0,01-0,03)
Hinge*	1996-2003	8	0,27 (0,14-0,44)	1,7 (1,4-2,1)	0,165 (0,15-0,19)
Ravn Sø*	2001-2007	7	0,90 (0,84-0,97)	2,6 (2,4-2,8)	0,019 (0,01-0,02)
Bryrup Langsø	2004-2012	4	0,47 (0,44-0,57)	1,8 (1,5-2,3)	0,082 (0,06-0,10)
Søby Sø*	1996-2004	9	0,96 (0,90-0,97)	0,40 (0,3-0,5)	0,023 (0,02-0,03)
Kvie Sø	1993-1997	4	0,81 (0,77-0,84)	1,1 (1,1-1,1)	0,086 (0,07-0,10)
Fårup Sø	1997-2002	5	0,41 (0,30-0,50)	0,98 (0,9-1,0)	0,069 (0,06-0,08)
Søholm Sø*	1997-2007	11	0,44 (0,37-0,50)	1,6 (1,1-2,3)	0,040 (0,03-0,05)
Maglesø*	1999-2010	10	0,89 (0,84-0,90)	0,82 (0,6-1,1)	0,023 (0,01-0,03)
Utterslev Mose	1998-2002	4	0,07 (0,07-0,07)	1,8 (1,4-2,4)	0,497 (0,04-0,61)
Damhussøen	2001-2009	5	0,66 (0,64-0,70)	1,0 (0,9-1,2)	0,044 (0,04-0,05)
Tissø*	1997-2006	10	0,57 (0,50-0,64)	1,9 (1,3-2,4)	0,119 (0,05-0,21)

Det lille antal søer, som kunne anvendes til CV-analysen, gør det vanskeligere at drage entydige konklusioner. CV-analysen viser dog at, at CV generelt øges med øget næringsstofindhold, svarende til mere variable indikatorer ved højt fosforindhold (Fig. 4.1). CV reduceres igen ved meget højt P-indhold, hvis der slet ingen planter findes (eksempelvis i Utterslev Mose).

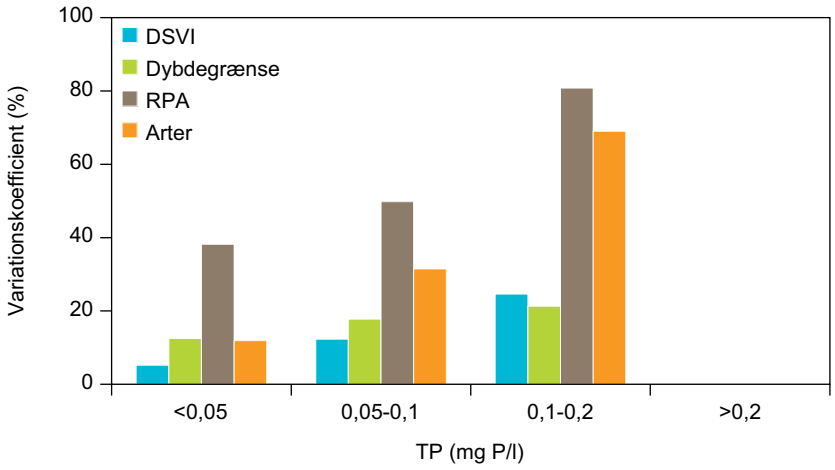
Dermed synes CV-analysen at understøtte det forventede unimodale forløb, hvor der (i lavvandede søer) forventes størst CV omkring skiftet mellem klarvandede og uklare søer, fordi søerne her varierer meget i tilstand fra år til år.

Den største procentuelle variation fra år-til-år ses i antallet af indikatorarter, ikke mindst i de mest næringsrige søer (Fig. 4.2). Den mindste variation ses for DSVI, der gennemsnitlig varierer fra 5 til 25% afhængig af fosforindhold. Også den gennemsnitlige variation i dybdegrænsen er forholdsvis ringe og varierer mellem 12 og 21%. Variationen øges for alle indikatorer ved øget næringsstofindhold. Dette gælder især artsscoren og planternes dækningsgrad (RPA, relativ plantedækket areal), som i de næringsrige søer er meget variable.



Figur 4.1. CV-analyser baseret på de 17 søer nævnt i tabel 4.1 Hvert punkt repræsenterer én sø. TP- og TN-middel er den gennemsnitlige værdi (sommermiddel) af de år, som indgår i beregningen af CV, dvs. de år, hvor der ikke har været signifikante ændringer i TP eller TN. Punktet ved TP-middel 0,5 og DSVI-cv (CV på makrofytindekset) på 0 er Utterslev Mose, hvor der ingen undervandsplanter blev registreret og DSVI derfor er med konstant lav værdi. Dette punkt findes i princippet på alle figurerne over indikatorer, men CV kan ikke udregnes, hvis værdien, som i Utterslev Mose, konstant er 0.

Figur 4.2. Gennemsnitlig CV (variationskoefficient i %) for indikatorer, der indgår i makrofytindekset og for selve makrofytindekset ved forskelligt TP-indhold (mg P/l). I kategorien > 0,2 mg P/l indgår kun én sø, hvor der ingen planter blev registreret, så her er CV=0. Figuren er baseret på data vist i Fig. 4.1.



4.4 Analyse af sammenhæng i år til år variationer

I dette afsnit undersøges om det, om der er en sammenhæng mellem variationer i indikatorernes relative værdier fra år til år mellem de enkelte søer. Hvis søerne og indikatorerne påvirkes af en fælles ydre faktor, eksempelvis klimaet, kunne man forvente at variationerne i søerne ville have en tendens til at svinge i takt.

For makrofytterne er undersøgt de to indikatorer: relativt plantedækket areal (RPA) og dybdegrænse (DYB). De enkelte års værdier af RPA og DYB er for hver sø gjort relativ før sammenligningen (RPA_rel = RPA / middel-RPA for måleperioden, og DYB_rel = DYB / DYB for måleperioden).

Der er som udgangspunkt anvendt de samme 15 søer som i afsnittet ovenover, men kun søer med lange tidsserier og med stort sammenfald i prøvetagningsår samt søer uden kendte ændringer i fiskebestanden (sidstnævnte udelukker Arreskov Sø og Furesøen). De 7 anvendte søer er markeret i tabel 4.1.

I tabel 4.2 er vist korrelationsmatricen, der opnås for RPA mellem de 7 søer. Eneste signifikante sammenhæng (p=0,035) er mellem Nors Sø og Søholm Sø. I tabel 4.3 er vist korrelationsmatricen, der opnås for DYB. Også for dybdegrænsen er der kun en enkelt sammenstilling, hvor der opnås en signifikant sammenhæng (p=0,042 for Ravn Sø – Nors Sø relationen).

Tabel 4.2. Korrelationen mellem RPA_rel i de 7 søer (min-max angivet): tis: Tissø (0,25-3,32), soh: Søholm (0,10-2,45), mag: Maglesø (0,28-1,95), sob: Søby Sø (0,66-1,28), rav: Ravn Sø (0,35-2,35), hin: Hinge Sø (0,19-2,11), nor: Nors Sø (0,74-1,19). Der anvendt SAS procedure: Proc corr. Øverste tal angiver Pearsons korrelationskoefficient, midterste tal angiver signifikansværdien for sammenhæng (Prob > |r| under H0: Rho=0) og nederste tal antallet af sammenlignelige (år) observationer.

	rpa_tis	rpa_soh	rpa_mag	rpa_sob	rpa_rav	rpa_hin	rpa_nor
rpa_tis	1.00000						
	10						
rpa_soh	0.44724	1.00000					
	0.1950						
	10	11					
rpa_mag	-0.16215	0.07472	1.00000				
	0.7013	0.8604					
	8	8	10				
rpa_sob	-0.34520	0.12974	0.28392	1.00000			
	0.4023	0.7595	0.5856				
		8	6	9			
rpa_rav	-0.42528	-0.2761	-0.70731	0.48082	1.00000		
	0.4005	0.9531	0.1160	0.5192			
	6	7	6	4	7		
rpa_hin	0.37726	-0.32448	-0.66774	0.62386	0.55572	1.00000	
	0.4041	0.4777	0.2181	0.0983	0.6249		
	7	7	5	8	3	8	
rpa_nor	-0.07886	0.66717	0.58109	-0.09481	0.13369	-0.48176	1.00000
	0.8286	0.0351	0.1309	0.8083	0.8007	0.2267	
	10	10	8	9	6	8	11

Med forbehold for det beskedne datamateriale synes der hverken for RPA eller planternes dybdegrænse at være noget mønster i den måde disse to indikatorer varierer i søerne fra år til år. Det tyder på, at variationerne skyldes lokale forhold i den enkelte sø (herunder metodiske usikkerheder), og at overordnede klimatiske variationer fra år til år indenfor de klimatiske variationer, der ses i dette datasæt, ikke spiller ind på en sådan måde, så der nogle år (med for eksempel en kold vinter) kan registreres en generel ændring i søernes indikatorer for makrofytforekomsten. Hvis det antages, at klimaet varierer fra år til år på nogenlunde samme måde over hele landet, betyder det så også samtidigt, at der ikke er noget grundlag for at korrigere eller justere et års målinger af makrofytter i en sø til årets klimatiske variationer.

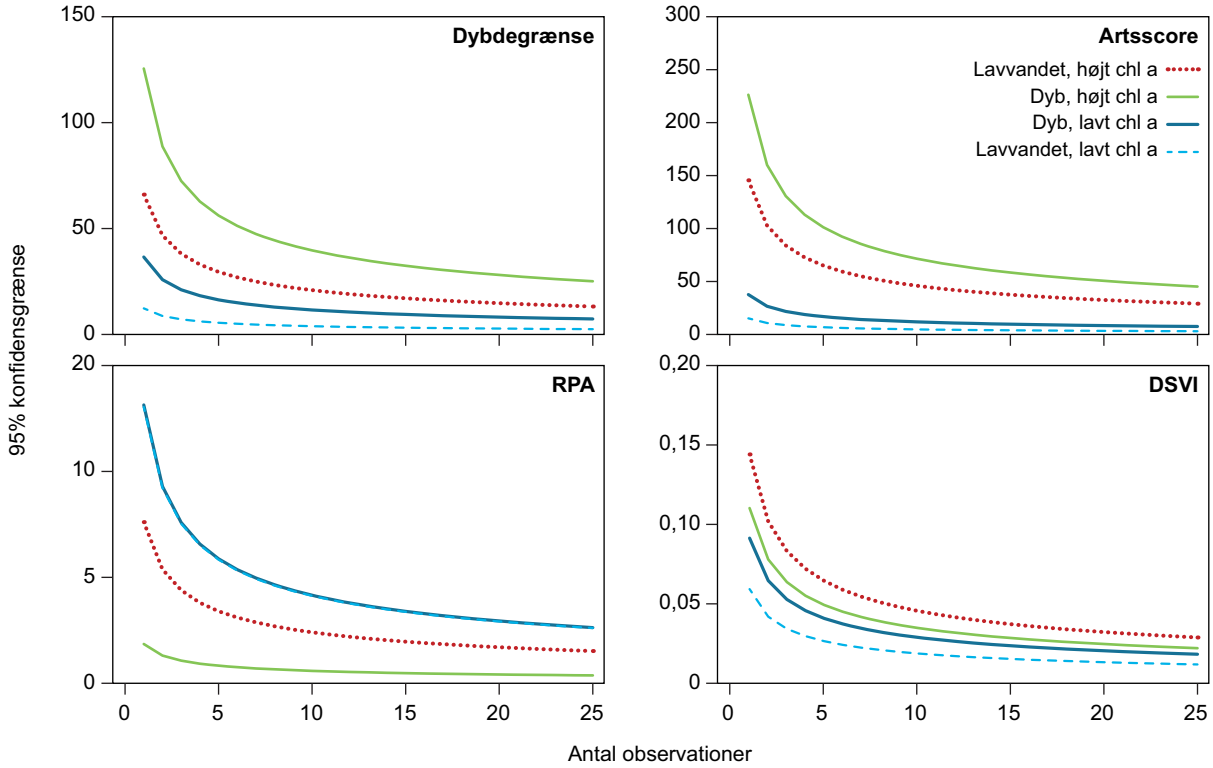
Tabel 4.3. Korrelationen mellem DYB_rel i de 7 søer (min-max angivet): tis: Tissø (0,71-1,43), soh: Søholm (0,86-1,37), mag: Maglesø (0,83-1,18), sob: Søby Sø (0,86-1,13), rav: Ravn Sø (0,70-1,40), hin: Hinge Sø (0,71-1,18), nor: Nors Sø (0,89-1,19). Der anvendt SAS procedure: Proc corr. Øverste tal angiver Pearsons korellationskoefficient, midterste tal angiver signifikansværdien for sammenhæng (Prob > |r| under H0: Rho=0) og nederste tal antallet af observationer.

	dyb_tis	dyb_soh	dyb_mag	dyb_sob	dyb_rav	dyb_hin	dyb_nor
dyb_tis	1.00000						
	10						
dyb_soh	-0.07881	1.00000					
	0.8287						
	10	11					
dyb_mag	0.30616	0.08021	1.00000				
	0.4608	0.8503					
	8	8	10				
dyb_sob	-0.10757	0.59274	0.74040	1.00000			
	0.7999	0.1215	0.0923				
	8	8	6	9			
dyb_rav	-0.11389	0.08329	0.84211	0.93045	1.00000		
	0.8299	0.8591	0.0354	0.0695			
	6	7	6	4	7		
dyb_hin	-0.51605	0.38188	0.55902	0.59628	0.86603	1.00000	
	0.2358	0.3979	0.3273	0.1187	0.3333		
	7	7	5	8	3	8	
dyb_nor	0.43876	-0.40839	-0.07893	-0.21805	-0.05689	-0.68313	1.00000
	0.2046	0.2413	0.8526	0.5730	0.9148	0.0618	
	10	10	8	9	6	8	11

4.5 Usikkerheder og antal prøvetagningsår

I den statistiske analyse gennemført i dette afsnit er der kun medtaget søer, hvor der er data for alle makrofytindikatorer. Dette giver et datasæt med i alt 132 søår (17 søer). Se også tabel 4.4. Det beskedne datamateriale gør disse beregninger usikre og de få søer fra hver søtype gør de søtypespecifikke beregninger følsomme overfor enkelte søers tilstande (se også fig. 4.3).

Figur 4.3 viser resultaterne af denne analyse, og hvor sikkert man på baggrund af analyser af søerne med lange tidsserier og uden væsentlige ændringer i TP og TN kan fastlægge makrofytindekset eller indikatorerne anvendt i indekset. Som det ses, er der for alle indikatorer en betydelig usikkerhed med hvor sikkert en gennemsnitlig værdi kan bestemmes. Usikkerheden reduceres dog væsentlig i takt med at flere års observationer inddrages. I de fleste tilfælde halveres 95 % -sikkerhedsintervallet cirka, når antallet af undersøgelsesår øges fra 1 til 3-4 år. Sikkerheden hvormed gennemsnittet kan fastsættes afhænger i nogle tilfælde af søtype og næringsstofniveau. Højeste sikkerhed på DSVI på baggrund af gennemsnitlige værdier opnås i lavvandede søer med lavt indhold af klorofyl *a*, og den laveste sikkerhed i lavvandede søer med højt indhold af klorofyl *a*.



Figur 4.3. Sikkerheden hvorved gennemsnittet af de forskellige makrofytindikatorer og makrofytindekset (DSVI) kan bestemmes i forhold til antal prøvetagningsår (antal observationer). Sikkerheden er angivet som 95% -sikkerhedsinterval (angivet som % for dybdegrænse og for antal arter og som absolutte værdier for RPA og DVSI). Dette sikkerhedsinterval betyder, at 95% af observationerne vil ligge inden for +/- den værdi, som y-aksen angiver, eksempelvis kan man i figuren øverst til venstre aflæse at, 95% af alle gennemsnitlige dybdegrænse- observationer vil ligge indenfor +/- ca. 20%, hvis der anvendes et gennemsnit af 4 års målinger i dybe søer med klorofyl *a* indhold over 12 µg/l. Der er skelnet mellem dybe og lavvandede søer (grænse ved middeldybde på 3 m) og mellem høj og lavt indhold af klorofyl *a* (grænse ved 25 µg/l i lavvandede søer og 12 µg/l i dybe søer), For fuldstændighedens skyld er konfidensintervallet også vist for dybdegrænsen i de lavvandede søer og for RPA i de dybe søer, selvom disse indikatorer ikke indgår i makrofytindekset for disse søtyper.

Tabel 4.4. Antal søer/søår i de forskellige søtyper anvendt ved de statistiske analyser af usikkerheden ved beregning af gennemsnittet på baggrund af et eller flere års målinger vedr. makrofytindikatorer. Se også fig. 4.3.

Antal søer/Søtype	**Lavvandet, Klorofyl< 25 µg/l**	**Lavvandet, Klorofyl> 25 µg/l**	**Dyb, Klorofyl < 12 µg/l**	**Dyb, Klorofyl > 12 µg/l**
Antal søår, DSVI	26	16	25	33
Antal søer, DSVI	5	3	3	4

4.6 Konklusioner og sammenfatning

Analysen af år-til-år variationer i makrofytindekset og i de indikatorer, som indgår i det, viser samme billede som fytoplanktonindekset. Dvs. betydelige år-til-år variationer, også når analyserne begrænses til søer, hvor der ikke er registeret signifikante ændringer i næringsstofindholdet. Største relative variationer ses i det relative plantedækkede areal og forekomsten af indikatorarter. 95%-sikkerhedsintervallet for makrofytindekset varierer mellem 0,06 og 0,14 afhængig af søtype og næringsstofniveau, hvis der kun anvendes et års målinger, mens det halveres ca. hvis der anvendes fire års målinger.

Heller ikke i makrofytdatasættet kan der ikke identificeres klimatiske variationer, som forklarer variationerne fra år til år i indikatorer og makrofytindeks. Det betyder også, at der ikke er grundlag for at kunne ”normalisere” et års data vedr. makrofytter i forhold til klimatiske forhold på baggrund af den nuværende overvågning. Analyserne tager dog ikke højde for, at der eventuelt kan være tale om ændringer i indikatorer og indeks ud over det år, hvor målingerne er foretaget, fordi der kan være en forsinkelse i makrofytters respons på ændrede vækstbetingelser.

5 Sikkerhed på klassifikation

I dette afsnit vurderes sikkerheden på klassifikationen af mindst god økologisk tilstand ved anvendelsen af henholdsvis klorofyl *a*, fytoplankton og makrofytter. Ligesom i de foregående analyser er der kun anvendt data fra søer, hvor der er mindst 4 års observationer. Dette reducerer antallet af søer betydeligt, især hvad angår fytoplankton (29 søer) og makrofytter (15 søer), og det gør resultaterne af disse analyser usikre. I figur 5.1 er det vist data fra klorofyl *a*, fytoplanktonindekset og makrofytindekset fra de søer, der indgår i analyserne.

I tabel 5.1 er vist den statistiske sikkerhed, hvormed mindst god økologisk klasse kan fastsættes afhængig af antal prøvetagningsår, hvis klassificeringen baseres på henholdsvis indhold af klorofyl *a*, makrofytindekset eller fytoplanktonindekset. Indholdet af klorofyl *a* kan variere meget fra år til år, og det er begrænset, hvor sikker fastsættelsen på baggrund af klorofyl *a* kan foretages. Analysen forholder sig ikke til om målopfyldelsen for et element eventuelt påvirker sikkerheden hvormed andre kvalitetselementer vil være opfyldt.

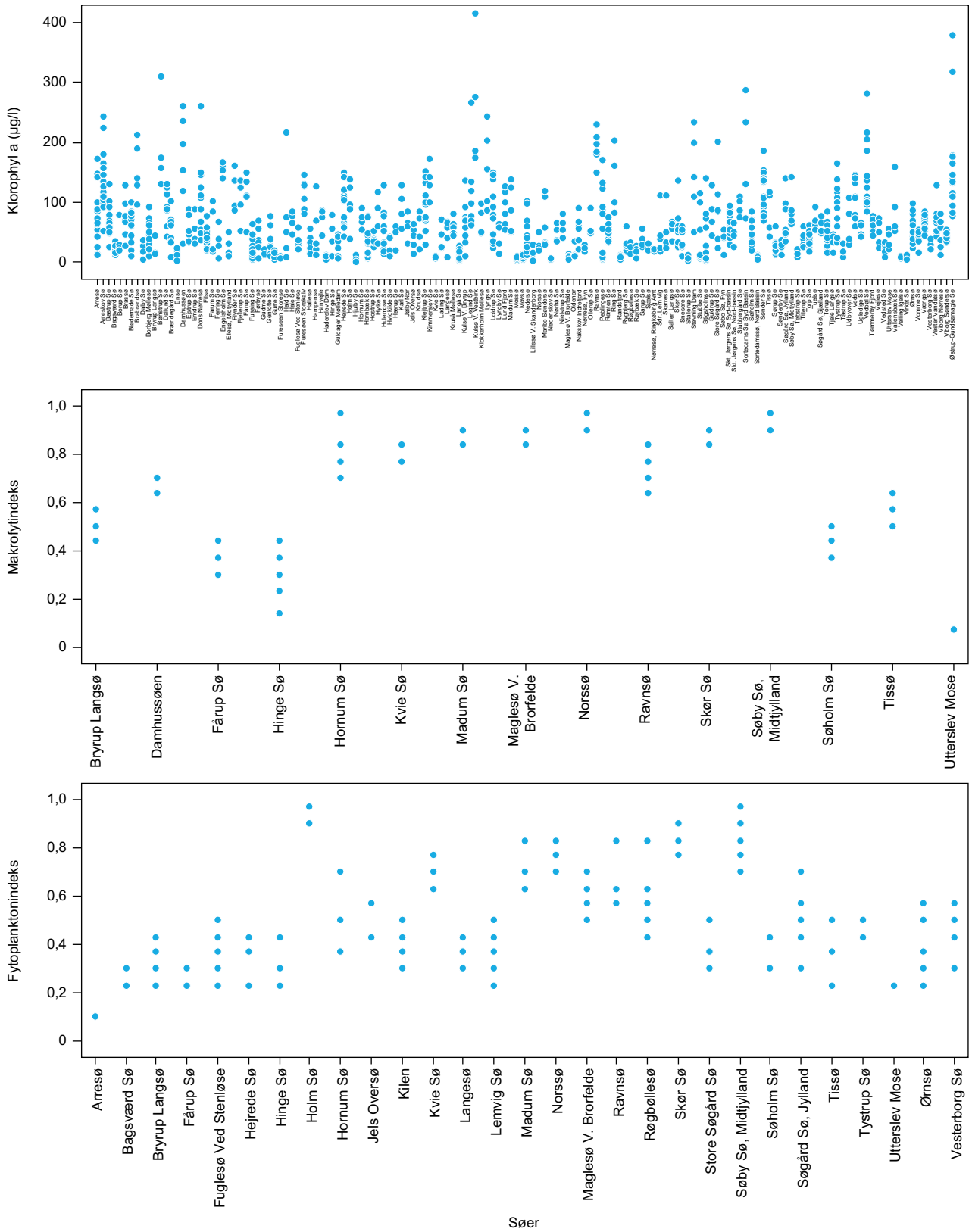
Tabel 5.1. Indhold af klorofyl *a* (chla) eller beregnet DSVI eller DSPI ved et givent antal måleår, som er nødvendigt i dybe eller lavvandede søer, hvis der med 50%, 60%, 70%, 80% eller 90% sandsynlighed skal være mindst god økologisk tilstand. For klorofyl *a* er der kun anvendt den høje klorofyl-værdi i det interval (21-25 µg/l i lavvandede søer og 8-12 µg/l i dybe søer), der er anvendt i det første hold vandplaner. ”-” angiver at variationen er så stor, at den angivne sikkerhed ikke kan nås.

Lavvandede søer:

Antal måleår	**Chla (µg/l)**					**DSPI**					**DSVI**				
	50	60	70	80	90	50	60	70	80	90	50	60	70	80	90
1	25	0	-	-	-	0,6	0,66	0,68	0,69	0,72	0,6	0,64	0,65	0,66	0,68
2	25	7,3	3,2	-	-	0,6	0,64	0,65	0,67	0,69	0,6	0,63	0,63	0,64	0,65
3	25	10,6	7,2	3,0	-	0,6	0,64	0,64	0,65	0,67	0,6	0,62	0,63	0,63	0,64
4	25	12,5	9,6	6,0	0,6	0,6	0,63	0,64	0,65	0,66	0,6	0,62	0,62	0,63	0,64
5	25	13,8	11,2	8,0	3,1	0,6	0,63	0,63	0,64	0,65	0,6	0,62	0,62	0,63	0,63

Dybe søer:

Antal måleår	**Chla (µg/l)**					**DSPI**					**DSVI**				
	50	60	70	80	90	50	60	70	80	90	50	60	70	80	90
1	12	-	-	-	-	0,6	0,66	0,68	0,70	0,73	0,6	0,64	0,65	0,67	0,69
2	12	3,0	0,9	-	-	0,6	0,65	0,66	0,67	0,69	0,6	0,63	0,64	0,65	0,66
3	12	4,7	2,9	0,8	-	0,6	0,64	0,65	0,66	0,67	0,6	0,63	0,63	0,64	0,65
4	12	5,6	4,1	2,3	-	0,6	0,63	0,64	0,65	0,66	0,6	0,62	0,63	0,63	0,64
5	12	6,3	5,0	3,3	0,9	0,6	0,63	0,64	0,64	0,66	0,6	0,62	0,62	0,63	0,64



Figur 5.1. Oversigt over de data, der indgår i analyserne af år-til-år variationer i indhold af klorofyl *a*, fytoplanktonindekset og makrofytindekset.

6 Konklusioner

Alle de undersøgte indikatorer og indices for både fytoplankton og makrofytter viser betydelige år-til-år variationer, også i søer, hvor næringsstofindholdet ikke ændres signifikant.

De største variationer ses generelt ved middelhøjt næringsstofindhold, herunder ved det næringsstofniveau, hvor lavvandede søer ofte skifter mellem en klarvandet tilstand domineret af undervandsplanter og en uklar tilstand, hvor primærproduktionen domineres af fytoplankton.

Hvis søers tilstandsvurdering fastsættes på baggrund af et enkelt års målinger, er der større risiko for fejlklassificering, end hvis flere års målinger anvendes. Dette gælder især hvis det beregnede indeks ligger tæt på grænsen mellem to økologiske klasser, herunder grænsen mellem god og moderat tilstand. I forhold til Vandrammedirektivets implementering og udarbejdelsen af vandplaner er det derfor specielt vigtigt at basere klassificeringen på flere års målinger, hvis indekset ligger tæt på grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand. 95%-sikkerhedsintervallet ved fastlæggelsen af den økologiske klasse halveres typisk, hvis der anvendes 3-4 års målinger fremfor kun et års målinger.

De variationer, der ses i de forskellige søers indikatorer, synes ikke at følge et fælles mønster. Det tyder dermed på, at der med det nuværende datasæt ikke kan findes nogen fælles overordnede faktorer, herunder klimaet, som kan forklare de registrerede år-til-år variationer. Med den nuværende databaggrund er derfor ikke nogen baggrund for at korrigere et års målinger til et ”normalt år”.

7 Referencer

Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. 2012: Søer 2011. NOVANA Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 100 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 33. http://www2.dmu.dk/Pub/SR33.pdf.

Bjerring. R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. 2013. Søer 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 76. http://dce2.au.dk/pub/SR76.pdf

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. & Sortkjær, L. (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Denmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.

Liboriussen L., Søndergaard M. & Jeppesen E. (redaktører) 2007. Sørestaurering i Danmark, del II: eksempelsamling. Faglig rapport fra DMU nr. 636.

Poikane S. 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report: part 2: lakes. JRC Scientific and Technical Reports.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. 2003: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 475. http://fagligerapporter.dmu.dk.

Søndergaard, M. Johansson L. S., Jørgensen T.B., Lauridsen T. 2009. Undervandsplanter som indikator for vandkvalitet i søer. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 50 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 734.

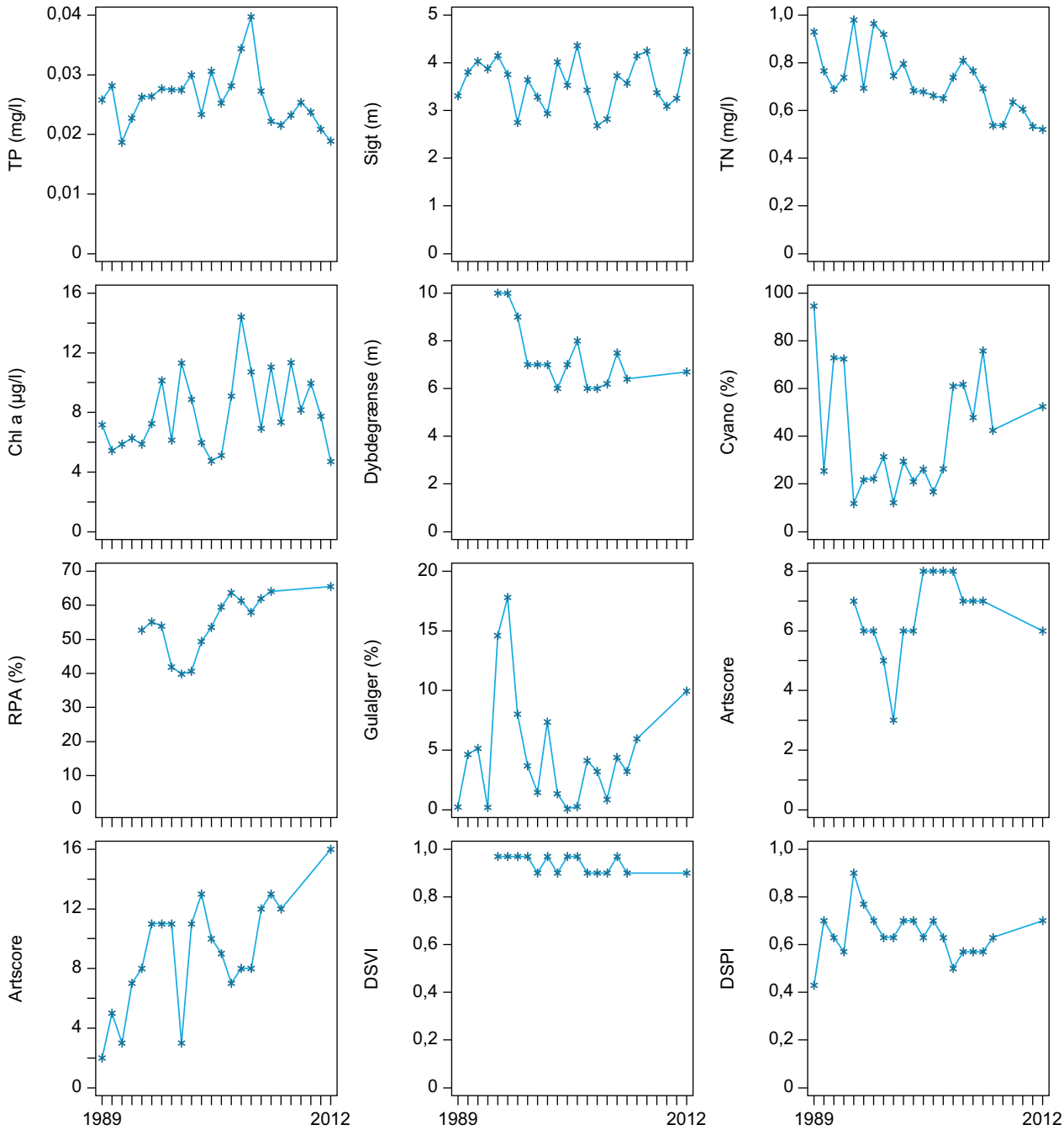
Søndergaard, M., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L. & Jeppesen E. (2012). Planer for de danske søer. Vand og Jord 3: 90-93.

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Hansen, R. B. & Friberg, N. 2013a. Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb: Vurdering af økologisk kvalitet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 78 s. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 59).

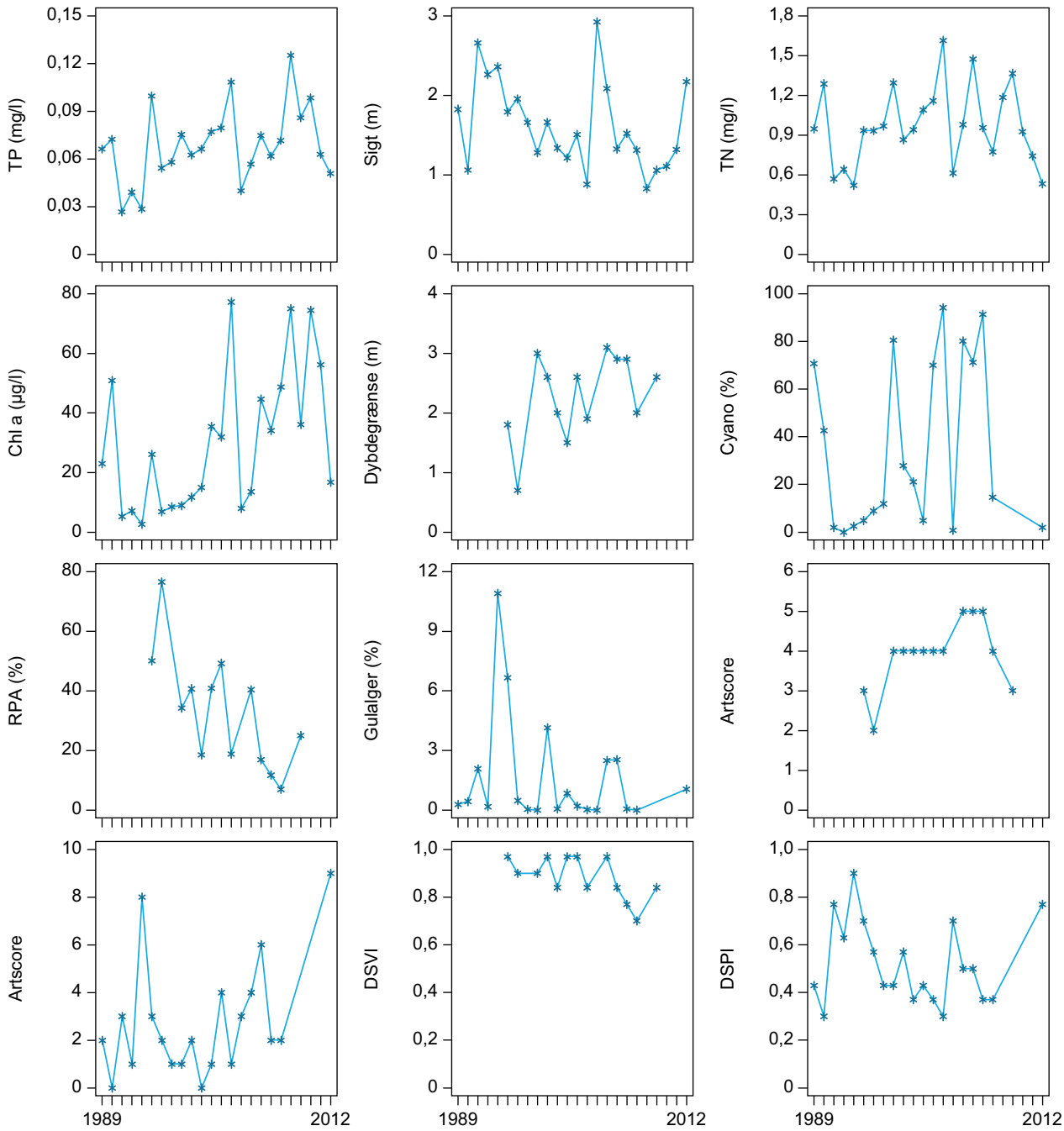
Søndergaard, M., Larsen, S. E. & Hansen, R. B. 2013b. Konsekvensanalyse vedrørende vurdering af økologisk tilstand ved anvendelse af kvalitetselementerne fytoplankton og makrofytter i søer. Notat fra DCE, 21 s.

8 Bilag

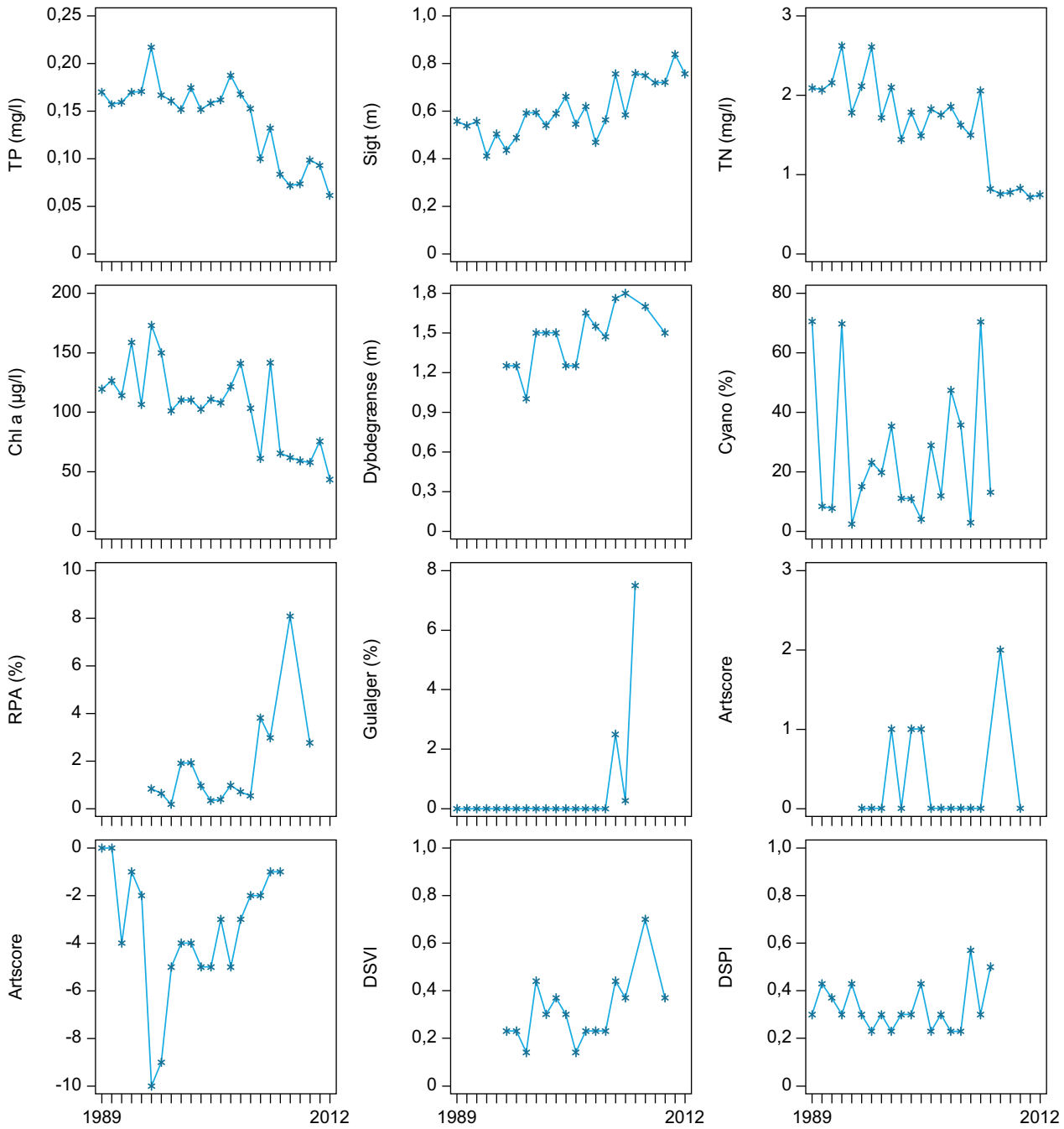
Bilag 8.1. Søeksempler på år til år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplankton-indikatorer



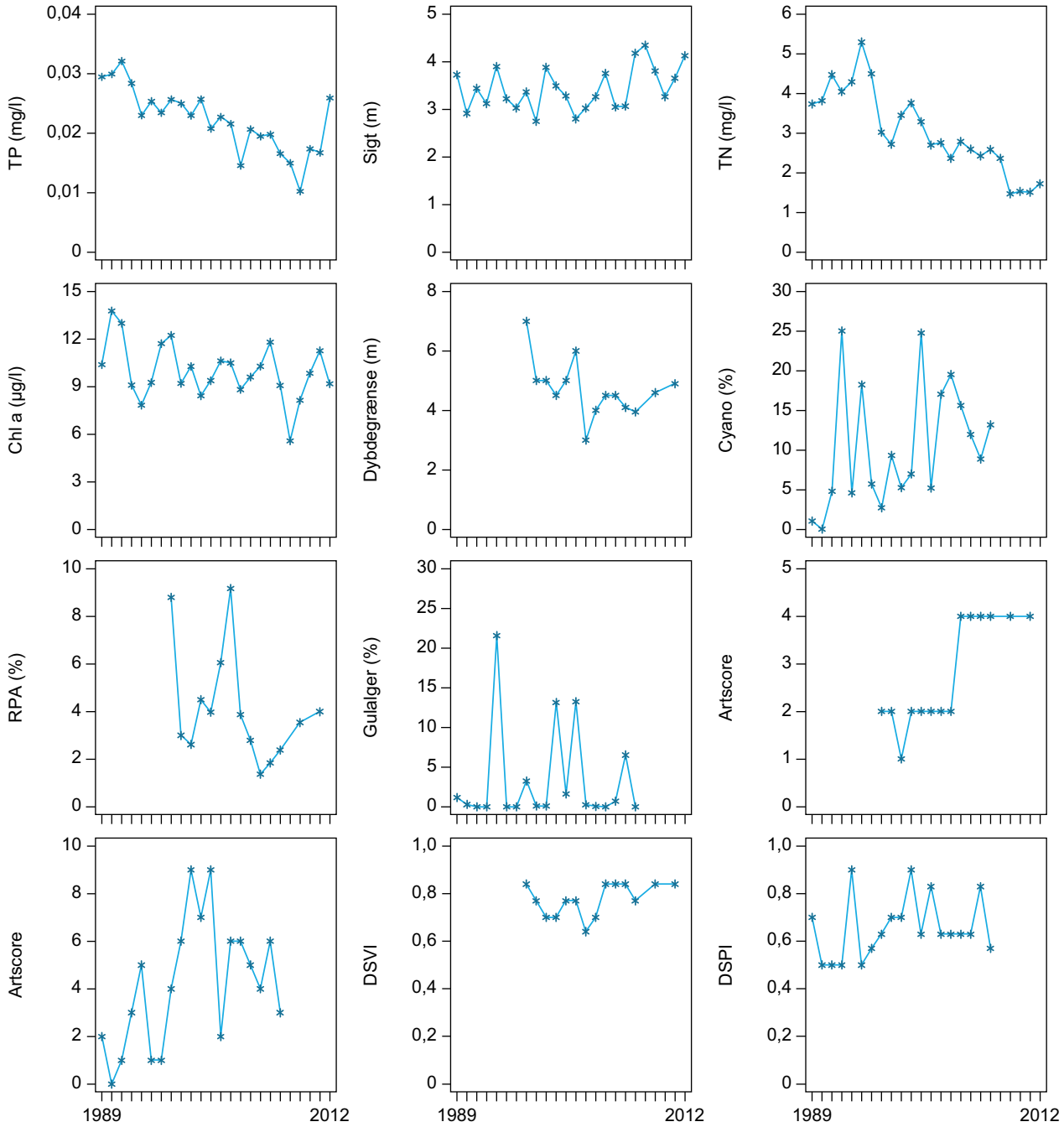
Figur 8.1. Nors Sø. År-til-år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplanktonindikatorer. Artscoren for fytoplankton er vist i 1. kolonne og for makrofytter i 3. kolonne.



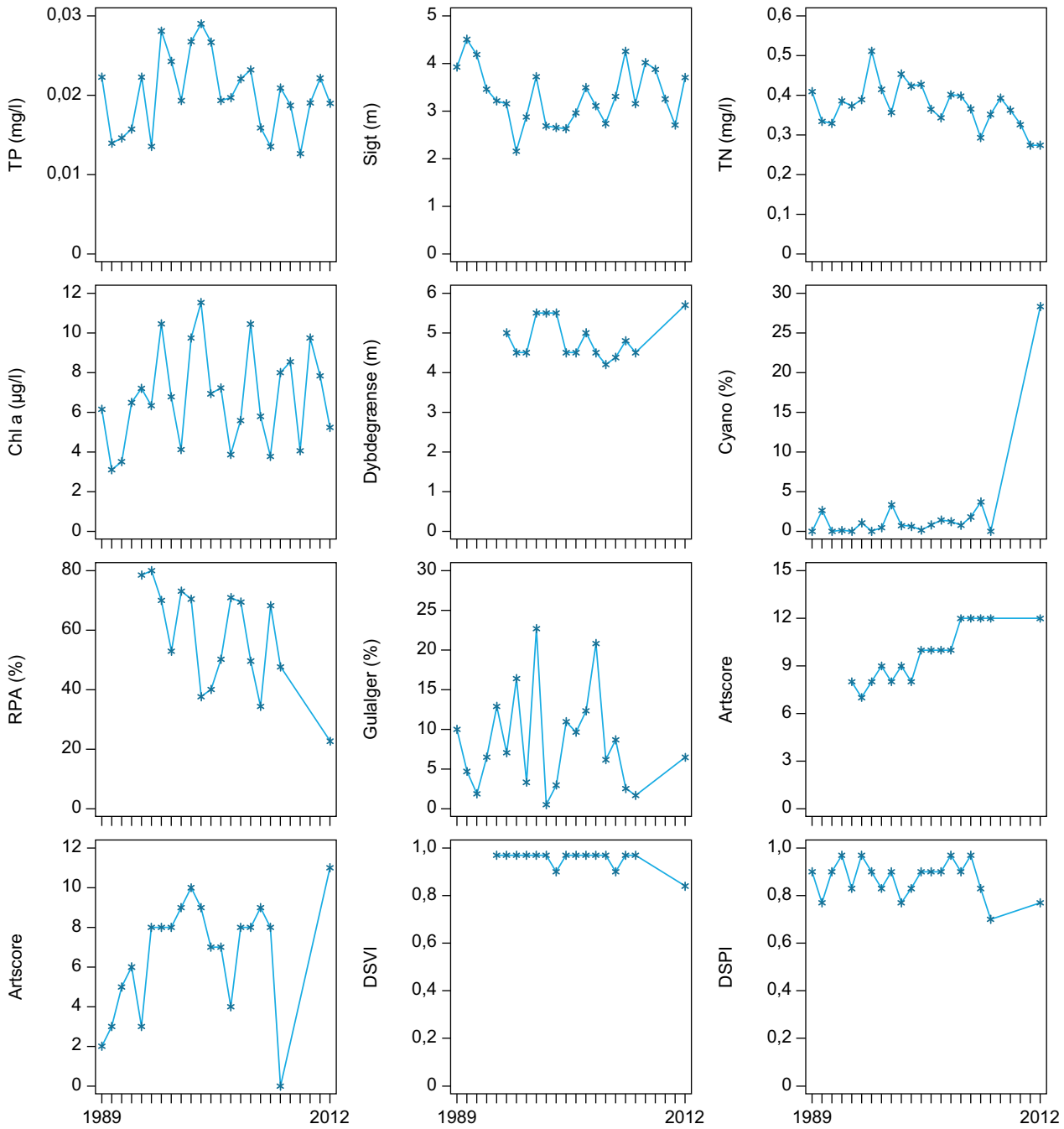
Figur 8.2. Hornum Sø. År-til-år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplanktonindikatorer. Artscoren for fytoplankton er vist i 1. kolonne og for makrofytter i 3. kolonne.



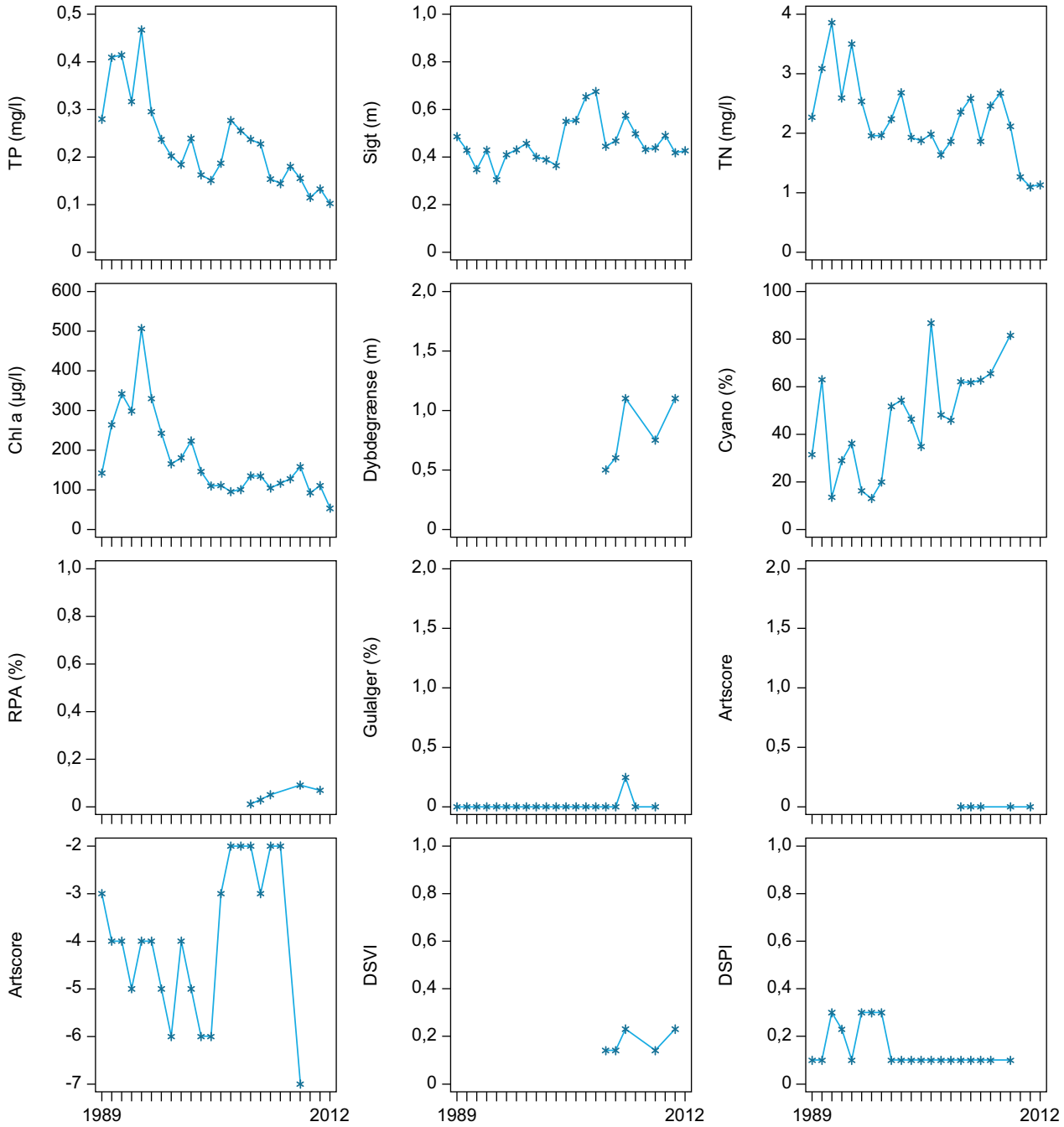
Figur 8.3. Hinge Sø. År-til-år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplanktonindikatorer. Artscoren for fytoplankton er vist i 1. kolonne og for makrofytter i 3. kolonne.



Figur 8.4. Ravn Sø. År-til-år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplanktonindikatorer. Artscoren for fytoplankton er vist i 1. kolonne og for makrofytter i 3. kolonne.



Figur 8.5. Søby Sø. År-til-år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplanktonindikatorer. Artscoren for fytoplankton er vist i 1. kolonne og for makrofytter i 3. kolonne.



Figur 8.6. Arresø. År-til-år variationer i vandkemi samt makrofyt- og fytoplanktonindikatorer. Artscoren for fytoplankton er vist i 1. kolonne og for makrofytter i 3. kolonne.

[Tom side]

SIKKERHED PÅ DANSKE SØERS TILSTANDSVURDERING

År-til-år variationer i biologiske kvalitetselementer

Rapporten vurderer sikkerheden ved at anvende de to biologiske kvalitetselementer fytoplankton og undervandsplanter til den økologiske klassificering søer på baggrund af år-til-år variationer. Begge kvalitetselementer udviser betydelige variationer, især ved middelhøje næringsstofkoncentrationer, hvor de lavvandede søer kan svinge mellem en uklar og klarvandet tilstand. Anvendelsen af flere års målinger kan reducere risikoen for fejlklassificering.

ISBN: 978-87-7156-123-4
ISSN: 2244-9981