SAMMENHÆNGE MELLEM NÆRINGSSTOFINDHOLD OG BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER I DANSKE SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 136 2015

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

SAMMENHÆNGE MELLEM NÆRINGSSTOFINDHOLD OG BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER I DANSKE SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 136 2015

Martin Søndergaard
Dennis Trolle
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. 136
Titel:	Sammenhænge mellem næringsstofindhold og biologiske kvalitetselementer i danske søer
Forfattere:	Martin Søndergaard, Dennis Trolle & 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:	Marts 2014
Faglig kommentering:	Naturstyrelsen og internt i forfattergruppen
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Trolle, D. & Bjerring, R. 2015. Sammenhænge mellem næringsstofindhold og biologiske kvalitetselementer i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 136 http://dce2.au.dk/pub/SR136.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning:	Rapporten opdaterer de empiriske sammenhænge mellem søers næringsstofindhold (fosfor og kvælstof) og to biologiske kvalitetselementer (fytoplankton og makrofytter) og de tilhørende indices, der begge indgår i den økologiske klassificering af søer. Sammenhængene etableres for alle de 9 danske søtyper, hvorfra der findes data, men for nogle søtyper og indices er der ingen eller kun få data. For de fleste søtyper og indices kan der etableres relativt stærke sammenhæng til indholdet af totalfosfor.

Emneord:	Søer, vandrammedirektiv, økologisk klassificering, fytoplankton, undervandsplanter, næringsstofindhold.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-122-7
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	36
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR136.pdf

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

1 Indledning **7**
1.1 Baggrund 7
1.2 Formål 8

2 Metoder **9**

3 Fytoplankton **10**
3.1 Baggrund og tidligere analyser 10
3.2 Data 11
3.3 Analyser af sammenhænge mellem klorofyl *a* og TP og TN 12
3.4 Analyser af sammenhænge mellem DSPI og TP og TN 15
3.5 Konklusioner 20

4 Makrofytter **21**
4.1 Baggrund og tidligere analyser 21
4.2 Data 22
4.3 Analyser af sammenhænge mellem DSVI og TP og TN 23
4.4 Konklusioner 28

5 Referencer **29**

Bilag 6. Beregning af fytoplanktonindeks **30**

Bilag 6.2 Beregning af makrofytindeks **31**

Bilag 6.3 Usikkerhedsvurdering ved anvendelse fytoplankton- og makrofytindekset **32**

Bilag 6.4. Relationer med TP og fytoplanktonindekset for søtype 9 ved anvendelse af forskellige TP-værdier **34**

Bilag 6.5. Relationer med TP og klorofyl *a* for søtype 9 ved anvendelse af forskellige TP-værdier **36**

[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 tilstandsvurdering 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.

Denne rapport beskriver de empiriske sammenhænge, der kan etableres mellem søers indhold af næringsstoffer og de biologiske indices og indikatorer (her er analyseret de to interkalibrerede kvalitetselementer fytoplankton og makrofytter), der anvendes til at fastsætte den økologiske kvalitet i danske søer. Formålet er at kunne anvende disse sammenhænge til at afgøre hvilken indsats, der eventuel skal iværksættes over for den eksterne næringsstoftilførsel for at opnå mindst en god økologisk tilstand.

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 skal jf. EU's vandrammedirektiv blandt andet klassificeres på baggrund af de fire biologiske kvalitetselementer: fytoplankton, makrofytter (inkl. fytobenthos), fisk og bentiske makroinvertebrater. Klassificeringen skal danne baggrund for at vurdere om, der eventuel skal gøres en indsats for at mindske næringsstoftilførslen, så søen bringes i mindst god økologisk tilstand.

I denne rapport er der gennemført beregninger af de empiriske sammenhænge mellem indicene for fytoplankton (herunder indholdet af klorofyl *a*) og makrofytter og koncentrationer af fosfor og kvælstof for de forskellige, danske søtyper, herunder de to almindeligste: dybe eller lavvandede, kalkrige, ikke-brunvandede ferskvandssøer (type 9 og 10 jf. dansk terminologi og LCB1 og LCB2 jf. EU terminologi). Analyserne er baseret på data fra NOVANA-overvågningen og omfatter data fra 144 søer (807 søår) vedr. fytoplankton og fra 341 søer og 714 søår vedr. makrofytter. For nogle af de undersøgte søtyper findes dog kun meget få data.

For fytoplankton er der undersøgt for sammenhænge mellem TP og klorofyl *a* i ni søtyper (1, 2, 3, 5, 6, 9, 10, 11, 13), hvor antallet af data fra søtype 3 og 6 dog er for beskedent til at analysere nærmere. Som vist i andre sammenhænge er der en tæt korrelation mellem indholdet af klorofyl *a* og totalfosfor i alle de syv analyserede søtyper. Højeste forklaringsværdi opnås i de dybe, klare og ferske søer (søtype 2 og 10). Kun for søtype 11 (brakvandssøer) er relationen stærkere til TN end til TP, mens forklaringsværdien af TN i de øvrige søtyper generelt er beskeden. Det giver ikke megen ekstra forklaringsværdi at inddrage TN i en multipel analyse. Kun for tre søtyper (søtype 1, 9 og 10) er der tilstrækkelige data til, at der med rimelighed kan etableres empiriske sammenhænge mellem næringsstofindhold og fytoplanktonindekset.

For makrofytindekset kan der etableres rimeligt stærke sammenhænge til indhold af TP. Sammenhængen er mindre stærk relateret til TN, og det giver ikke megen ekstra forklaringsværdi at inddrage TN i en multipel analyse. Kun for tre søtyper (type 1, 9 og 10) er der tilstrækkelige data til, at der med rimelighed kan etableres empiriske sammenhænge mellem næringsstofindhold og makrofytindekset.

De empiriske relationer mellem biologiske kvalitetselementer og indholdet af næringsstoffer kan aldrig forventes at blive specielt stærke uanset kvaliteten og mængden af data. Dette skyldes, at en række forhold ud over indholdet af fosfor og kvælstof påvirker de biologiske kvalitetselementer, samt at de biologiske forhold vil spille sammen på en række områder og derved omfatte hele økosystemets struktur. Det vil derfor give større usikkerhed i forbindelse med udarbejdelsen af handleplaner, hvis kvalitetselementerne alene relateres til den eksterne næringsstoftilførsel.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Søers økologiske tilstand skal jf. EU's vandrammedirektiv vurderes på baggrund af de fire biologiske kvalitetselementer: fytoplankton, makrofytter (inkl. fytobenthos), fisk og bentiske makroinvertebrater. På baggrund af disse henføres søerne, som er omfattet af vandplanerne, til enten at have en høj, god, moderat, ringe eller dårlig økologisk tilstand. Klassificeringen skal udtrykke graden af antropogen påvirkning, hvilket i Danmark i de fleste tilfælde er et spørgsmål om graden af forhøjet næringsstoftilførsel i forhold til et naturligt niveau. Det er denne klassificering, der danner baggrund for eventuelle handleplaner, så søen bringes i mindst god økologisk tilstand. I det første hold vandplaner blev søernes økologiske tilstand alene vurderet på baggrund af indholdet af klorofyl *a*.

For to af de fire kvalitetselementer, fytoplankton og makrofytter (excl. fytobenthos), er der allerede udviklet indices, som for Danmarks vedkommende er interkalibrerede med EU-lande fra det central-baltiske område. Disse indices er indmeldt til EU og endelig godkendt i januar 2013. For fisk er der også angivet forslag til beregning af et indeks, men dette er ikke interkalibreret og derfor ikke afsluttet. For makroinvertebrater er udviklet indices i andre EU-lande, og en vurdering af hvorvidt der kan udvikles et indeks, der dækker danske forhold er undervejs. I Søndergaard et al. (2013a) er der givet en nærmere beskrivelse af indeksberegninger og baggrunden for anvendelsen af de forskellige kvalitetselementer og tilhørende indikatorer. I denne rapport er der også lavet beregninger på empiriske sammenhænge mellem indicene for fytoplankton (herunder indholdet af klorofyl *a*) og makrofytter og koncentrationer af fosfor og kvælstof for de to almindeligste danske søtyper, dvs. dybe eller lavvandede, kalkrige, ikke-brunvandede ferskvandssøer (type 9 og 10 jf. dansk terminologi og LCB1 og LCB2 jf. EU terminologi).

Sammenhængene mellem indicene og indholdet af næringsstoffer kan anvendes til at vurdere indsatsbehovet over for mindsket næringsstoftilførsel, så der kan opnås mindst en god økologisk tilstand. Dette har også været fremgangsmåden i det første hold vandplaner. Her blev søernes indhold af klorofyl *a* relateret til fosforindhold og efterfølgende til fosfortilførsel. Som det fremgår blandt andet af Søndergaard et al. (2013a) er denne tilgang dog ikke uproblematisk, idet disse former for simple, empiriske sammenhænge er forbundet med store usikkerheder, hvilket betyder, at kravet til en eventuel næringsstofreduktion bliver tilsvarende usikkert bestemt.

Årsagen til den store variation i sammenhængen mellem for eksempel fosforkoncentration og indhold af klorofyl *a* skyldes, at indholdet af klorofyl *a* ikke alene afhænger af fosforindhold. Andre næringsstoffer, eksempelvis kvælstof og silikat er også betydende i større eller mindre grad. Derudover er der en række biologiske forhold, eksempelvis græsningen fra dyreplanktonet eller den bentiske-pelagiske kobling, som i høj grad også påvirker fytoplanktonet og indholdet af klorofyl *a*. Dertil kommer utallige interaktioner mellem fysiske, vandkemiske og biologiske forhold, som alle i sidste ende påvirker økosystemets overordnede tilstand og de biologiske komponenter. Ingen indikator eller biologisk kvalitetselement er derfor alene afhængig af en faktor, som eksempelvis indholdet af fosfor.

En stor usikkerhed og begrænset forklaringsværdi i de empiriske sammenhænge kan også skyldes, at de anvendte data omfatter et bredt spektrum af søer, og for nogle søtypers vedkommende er baseret på ret få data. Usikkerheden på relationerne mellem indhold af næringsstoffer og de biologiske kvalitetselementer kan derfor i nogen grad eventuelt mindskes ved at inddrage flere data og ved en øget opsplitning, så relationerne etableres for specifikke søtyper. I hvor høj grad dette kan lade sig gøre vil dog afhænge af mængden og kvaliteten af tilgængelige data fra de mere sjældne søtyper. Denne opdeling kan også belyse, om det giver mening at anvende indicene på andre søtyper end de to, de er interkalibreret på.

1.2 Formål

Formålet med dette notat er at opdatere de empiriske sammenhænge mellem indicene, der skal anvendes for henholdsvis fytoplankton og makrofytter og søernes indhold af fosfor og kvælstof. Det er ligeledes formålet at søge at inddrage flere søtyper (også de mere sjældne) for nærmere at afgøre i hvilket omfang, det er nødvendigt at arbejde med adskilte søtyper ved indicene for henholdsvis fytoplankton og makrofytter.

2 Metoder

Der anvendes data fra NOVANA-overvågningen, som i denne sammenhæng omfatter data indsamlet i perioden 1989-2012. Empiriske modelsammenhænge udvikles / revurderes til brug for beskrivelsen af den fosfor- eller kvælstofkoncentration, som gennemsnitligt skal opnås i søen for at sikre en bestemt økologisk klasse vurderet ud fra fytoplankton (herunder indhold af klorofyl *a*) og undervandsplanter. Der er anvendt empiriske modeller på logaritme transformerede data. Analyserne er gennemført med SAS (Statistical Analysis System). Usikkerheder ved disse typer relationer er blandt andet beskrevet i Søndergaard et al. (2013b). Se også bilag 6.3.

Der etableres empiriske modelsammenhænge mellem sommermiddelkoncentration af hhv. fosfor (og evt. kvælstof) og planteplankton og bundvegetation på opdaterede data. Sammenhænge etableres for alle søtyper (med data), dvs. også på de mere sjældne søtyper såsom brakvandssøer og brunvandede søer. Her kan indikatorer udviklet til de interkalibrerede søtyper ikke nødvendigvis anvendes (eksempelvis undervandsplanters dybdegrænse i brunvandede søer), men analysen er gennemført for at vurdere i hvilket omfang, det evt. giver mening.

3 Fytoplankton

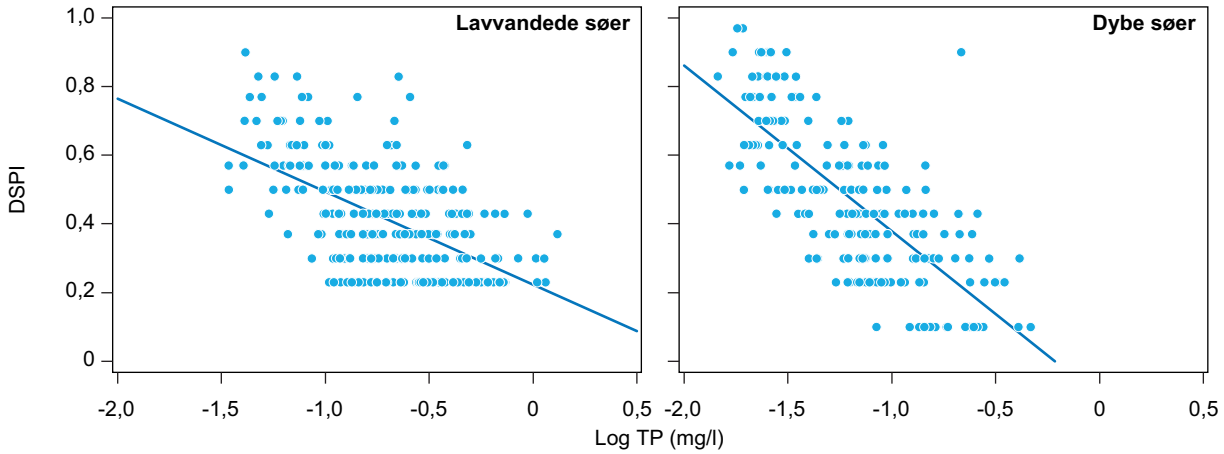
3.1 Baggrund og tidligere analyser

Det danske indeks til vurdering af søers økologiske tilstand på baggrund af fytoplankton benævnes dansk søplanteplanktonindeks (DSPI), og beregnes på grundlag af fire indikatorer: indholdet af klorofyl *a*, andelen af blågrønalger, andelen af gulalger og forekomsten af arter, som findes primært i henholdsvis næringsfattige og næringsrige søer. Se Søndergaard et al. (2013a) for de nærmere detaljer og baggrunde. Indekset er interkalibreret i EU.

Relationer mellem DSPI for dybe og lavvandede søer og indhold af totalfosfor (TP) er tidligere vist i Søndergaard et al. (2013a), se tabel 3.1 og den tilhørende figur (fig. 3.1). Analyserne blev gennemført på 23 dybe søer (211 søår) og 46 lavvandede søer (286 søår) på NOVANA-data til og med 2007. I analysen indgik kun ferskvandssøer (ledningsevne under 100 mS/m) med et areal over 1 ha og alkalinitet (TA) over 1 meq/l. Relationerne mellem DSPI og TP havde korrelationskoefficienter (R^2-værdier) i dybe og lavvandede søer på henholdsvis 0,56 og 0,31 (tabel 3.1).

Tabel 3.1. Regressionsanalyser mellem fytoplankton-bestemt EQR (DSPI, se også Søndergaard et al. (2013a) og TP og klorofyl *a* (Chla) på baggrund af indekset angivet i box 2.1.1 (bilag 6.1). Analyserne er gennemført for dybe og lavvandede søer, men kun søer > 1 ha, TA > 1 meq/l og ledningsevne < 100 mS/m. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søår med TP<0,5 mg P/l og ved regressioner med klorofyl *a* er der kun anvendt søår med klorofyl *a*< 100 µg/l. P<0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på de to parameterestimater er angivet i parentes. Fra Søndergaard et al., (2013a).

Regressionstype	TP (mg P/l)		Klorofyl *a* (µg/l)	
	Dybe søer (n=211)			
	DSPI=	R^2	DSPI=	R^2
Lineær	0,62– 1,67*TP, (±0,036; ±0,30)	0,38	0,55 -0,0018*Chl, (±0,033; ±0,0004)	0,24
Lineær log transf.	-0,10-0,48*logTP, (±0,072;±0,060)	0,56	1,06 -0,42*logChl, (±0,069; ±0,046)	0,60
	Lavvandede søer (n=286)			
	DSPI=	R^2	DSPI=	R^2
Lineær	0,49 – 0,32*TP, (±0,027; ±0,080)	0,18	0,48-0,00068*Chl, (±0,028; ±0,00021)	0,39
Lineær log transf.	0,22–0,27*logTP, (±0,036;±0,048)	0,31	0,87 -0,24*logChl, (±0,077; ±0,040)	0,34



Figur 3.1. Sammenhænge mellem DSPI og TP i henholdsvis lavvandede og dybe søer. Baseret på analyserne i Søndergaard et al. (2013a) og omfatter kun ferskvandssøer over 1 hektar med alkalinitet over 1 meq/l.

3.2 Data

I den nye og opdaterede analyse indgår data fra 144 søer og 807 søår, dvs. ca. dobbelt så mange søer og ca. 60 % flere søår end analyserne i Søndergaard et al. (2013a). I analyserne er fortsat anvendt søår for at maksimere mængden af data, der kan anvendes. De enkelte år kan dog ikke helt betragtes som uafhængige, og anvendelsen af søår betyder også at især de intensivt overvågede søer, hvorfra der er lange tidsserier, vægter forholdsvis meget. Analysen omfatter data fra 1989 til og med 2011.

For alle de 807 søår er der data, som kan anvendes til at beskrive fytoplanktonindekset, dvs. data om indhold af klorofyl *a*, andel af blågrønalger, andel af gulalger og forekomsten af indikatorarter.

Kun søer med TP-målinger er taget med. Der er kun anvendt data fra søer, hvor der er flere prøvetagninger hen over sommeren (mindst 5 i perioden 1. maj – 31. september), så der kan beregnes et rimeligt sommergennemsnit, dvs. enkeltmålinger af fytoplankton indgår ikke i analysen.

Der er ikke informationer om areal, konduktivitet, alkalinitet og dybde for alle søer (tabel 3.2). Især mangler der information om farvetal og til dels konduktiviteten i en del søer.

Lavvandede søer er defineret som søer med middeldybde <= 3 m, og dybe søer med middeldybde > 3 m. Der er således ikke taget højde for, om nogle af de lavvandede søer evt. lagdeles i perioder om sommeren.

Grænsen mellem høj og lav konduktivitet (brakvand – ferskvand) er sat ved 100 mS/m, svarende til ca. 0,5 ‰ i salinitet. Søer, hvor der ikke er oplysninger om konduktiviteten er antaget at have en lav konduktivitet.

Grænsen mellem høj og lav alkalinitet er sat ved 1 meq/l, svarende til den, der er anvendt i EU-sammenhæng. Søer med alkalinitet under 1 meq/l dækker dog over varierende søtyper, eksempelvis både søer med plantesamfund typisk domineret af vandaks og andre langskudsplanter (TA> ca. 0,2 meq/l) og søer domineret af grundskudsplanter (TA< ca. 0,2 meq/l). Disse sammenhænge er blandt andet tidligere beskrevet i Søndergaard et al. (2003).

Grænsen mellem højt og lavt farvetal (brunvandet – ikke brunvandet) er sat ved 60 mg Pt/l. Søer, hvor der ikke er oplysninger om farvetal, er antaget at have et lavt farvetal. Højeste farvetal er på 129 mg Pt/l, dvs. der indgår ikke kraftigt brunvandede søer i denne analyse (tabel 3.2).

Tabel 3.2. Oversigt over typerne af søer, der indgår i analysen af fytoplankton. I alt indgår data fra 144 søer. De angivne vandkemiske værdier er sommergennemsnit. Hvis der indgår data fra flere år er disse midlet.

Variabel	Antal søer	Middel	min	25 %	Median	75 %	Max
Areal (km^2)	137	1,85	0,02	0,13	0,35	1,95	39,87
Middeldybde (m)	135	2,68	0,23	1,00	1,58	3,00	16,5
Konduktivitet (mS/m)	106	222	8	28	41	71	2081
Alkalinitet (meq/l)	131	2,12	-0,04	1,47	2,13	2,83	4,90
Farvetal (mg Pt/l)	66	35	6	18	29	47	129

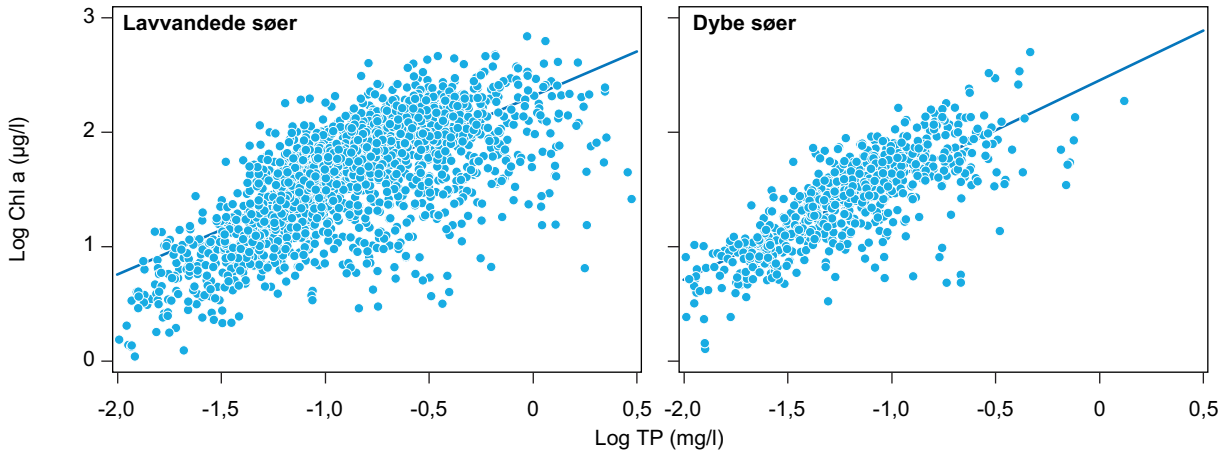
3.3 Analyser af sammenhænge mellem klorofyl *a* og TP og TN

Der er tidligere etableret sammenhænge mellem indhold af klorofyl *a* og indholdet af næringsstoffer i danske søer (se fx Søndergaard et al., 2013a). I dette afsnit opdateres disse analyser på baggrund af data indtil 2012 for de relevante søtyper. Klorofyl *a* indholdet relateres til indhold af TP og TN.

Dybe og lavvandede søer

Sammenhængen mellem klorofyl *a* og TP, hvis man kun inddeler søerne i henholdsvis dybe og lavvandede søer baseret på det opdaterede datasæt, er vist i fig. 3.2. Der er her således i denne figur ikke skelnet imellem forskelle i alkalinitet, brunfarvning eller salinitet. Sammenhængen viser som tidligere en klar respons i indekset langs en TP gradient, omend der er stor variation.

De tilhørende regressionsligninger samt relationen til TN og både TP og TN i en multipel analyse er vist i tabel 3.3. Relationerne opnår højeste R^2-værdi i de dybe søer og til TP. I den multiple regression øges R^2-værdien kun i ringe grad ved at inkludere TN.



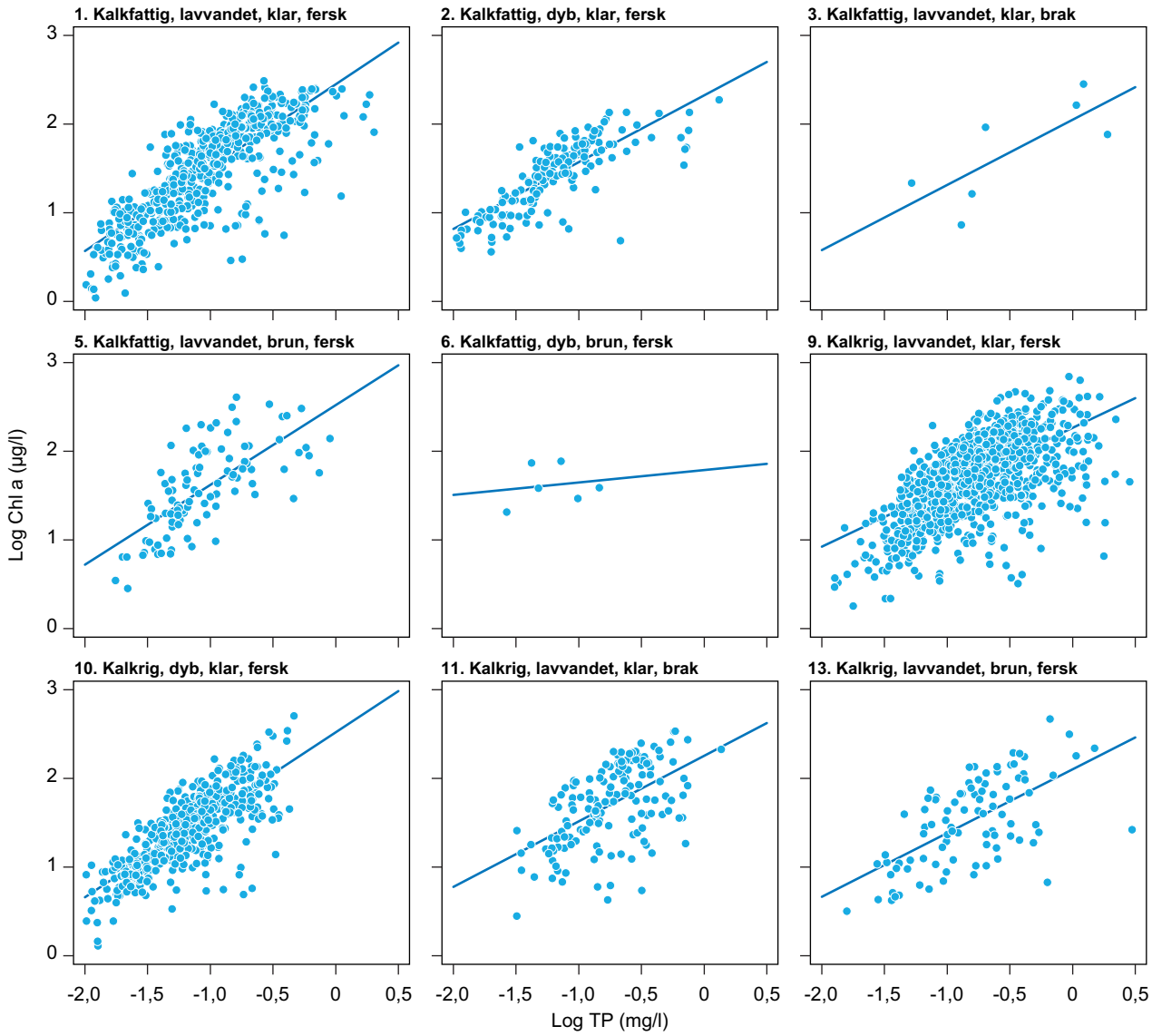
Figur 3.2. Sammenhæng mellem klorofyl *a* (log chla) og TP (log 10) i henholdsvis dybe og lavvandede søer. De tilhørende regressionsligninger (ved TP<0,5 mg/l) er vist i tabel 3.3.

Tabel 3.3. Regressionsanalyser mellem klorofyl *a* (chla, µg/l) og TP (mg P/l) og TN (mg N/l), alle log-10 transformerede. Der er anvendt Proc REG (SAS). Analyserne er gennemført for dybe og lavvandede søer, og der er ikke taget højde for forskelle i salinitet, farvetal eller alkalinitet. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søår med TP<0,5 mg P/l. P<0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimaterne (skæring og hældning) er angivet i parentes. N er antallet af søår. Total antal søer = 713. Ved den multiple regression er den partielle R^2 ved inddragelse af TP og TN angivet i parentes.

variabel	**Log chla=**		
	Dybe søer		
		N	R^2
TP	2,51 + 0,92*logTP, (±0,066;±0,054)	708	0,62
TN	1,35 + 0,78*logTN, (±0,028;±0,105)	707	0,24
TP, TN	2,37 + 0,82*logTP + 0,32*logTN, (±0,072;±0,056;±0,077)	707	0,65 (0,62; 0,03)
	Lavvandede søer		
TP	2,49 + 0,94*logTP, (±0,045;±0,022)	1917	0,48
TN	1,42 + 1,18*logTN, (±0,021;±0,075)	1903	0,34
TP, TN	2,20 + 0,73*logTP + 0,53*logTN, (±0,060;±0,055;±0,080)	1903	0,53 (0,48; 0,05)

Alle søtyper

I fig. 3.3 er vist sammenhængen mellem indholdet af klorofyl *a* og total fosfor i de 9 søtyper, hvorfra der findes data. For søtype 3 og 6 er der så få data, at det ikke giver mening at tolke på disse, mens alle de 7 øvrige søtyper viser en mere eller mindre stærk sammenhæng, hvor indholdet af klorofyl *a* stiger med øget fosforindhold. Ved et givent fosforindhold kan indholdet af klorofyl i nogle søtyper dog variere med op til en faktor 10.



Figur 3.3. Sammenhænge mellem klorofyl *a* og indholdet af TP (sommergennemsnit) i de 9 søtyper, hvorfra der findes data. Klar = ikke brunvandet. De indtegnede regressionslinjer svarer ikke altid helt til tabel 3.4, fordi der i figurerne er taget alle TP-værdier med og ikke kun dem under 0,5 mg P/l. Søtype med nummerering anvendt jf. vandplanerne er nævnt øverst i figurerne (dog er søtype 3 ikke identificeret i vandplanerne og grænsen for de kalkfattige søer følger EU-terminologien, dvs TA<1 meq/l).

Regressionsanalyserne for de 7 søtyper (1, 2, 5, 9, 10, 11 og 13) jf. fig. 3.3 er vist i tabel 3.4. Der er gode sammenhænge til TP især i søtype 2 og 10 (R^2: 0,62-0,66), mens den er svagere (0,43) for den mest almindelige søtype (9), de lavvandede, kalkrige, klare og ferske søer. Regressionerne til TN er signifikante for alle tre søtyper, men er i de fleste tilfælde væsentlig svagere end til TP. I den multiple regression, hvor både TP og TN indgår, øges R^2-værdien i de fleste tilfælde kun lidt ved at inddrage TN. En udtagelse er de lavvandede, kalkrige, klare brakvandssøer (søtype 11) hvor TN som i den eneste sø-

type opnår højere forklaringsværdi end TP ved regressionen til klorofyl *a*. Forklaringsværdien er dog for begge næringsstoffer forholdsvis beskeden (R^2: 0,30-0,32). Også i den multiple regression opnår TN højere forklaringsværdi end TP, og det kunne måske antyde at TN i denne søtype (som en overgangstype til de mere marine områder) spiller en vigtigere rolle end i de øvrige søtyper. Den samlede forklaringsværdi er dog stadigvæk kun på 0,43.

Tabel 3.4. Regressionsanalyser mellem klorofyl *a* (Chla, µg/l) og TP (mg P/l) og TN (mg N/l) for de 7 søtyper med flest data (se fig. 3.3), alle log-10 transformerede. Der er anvendt Proc REG (SAS). Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søår med TP<0,5 mg P/l. P<0,0001 ved alle viste regressioner. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimaterne (skæring og hældning) er angivet i parentes. N er antallet af søår. Ved den multiple regression er den partielle R^2-værdi ved inddragelse af TP og TN angivet i parentes. I tabellen er vist regressionen. For de lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, er der vist regressioner både for TA<1 meq/l (EU terminologi), og hvis TA<0,2, svarende til den danske søtype 1.

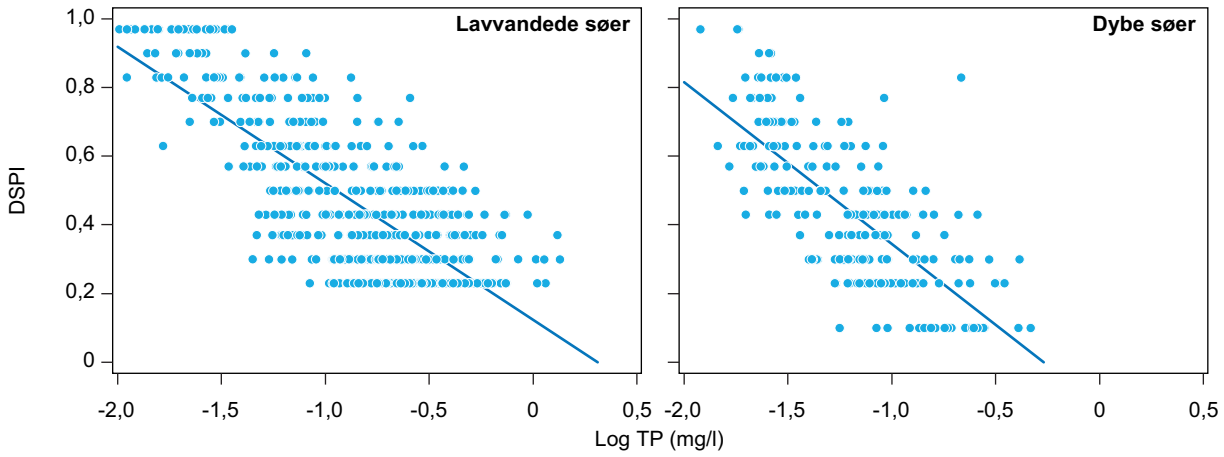
variabel	**Log Chla =**		
	1 (EU) Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer		
		N	R^2
TP	2,52 + 1,01*logTP, (±0,100;±0,085)	525	0,52
TN	1,34 + 1,26*logTN, (±0,040;±0,142)	521	0,38
TP, TN	2,24 + 0,78*logTP + 0,52*logTN, (±0,129;±0,108;±0,158)	521	0,55 (0,52; 0,04)
	1 (DK) Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, TA<0,2		
TP	2,55 + 1,06*logTP, (±0,109;±0,108)	401	0,49
TN	1,33 + 1,61*logTN, (±0,047;±0,178)	397	0,45
TP, TN	2,09 + 0,68*logTP + 0,82*logTN, (±0,175;±0,151;±0,238)	397	0,55 (0,49; 0,06)
	2 Dybe, kalkfattige, klare, ferske søer		
TP	2,52 + 0,90*logTP, (±0,132;±0,103)	159	0,66
TN	1,41 + 1,12*logTN, (±0,046;±0,208)	159	0,43
TP, TN	2,39 + 0,80*logTP + 0,23*logTN, (±0,186;±0,148;±0,219)	159	0,67 (0,66; 0,01)
	5 Lavvandede, kalkfattige, brune, ferske søer		
TP	2,73 + 1,07*logTP, (±0,263;±0,230)	94	0,48
TN	1,41 + 1,53*logTN, (±0,092;±0,471)	94	0,32
TP, TN	2,44 + 0,86*logTP + 0,64*logTN, (±0,335;±0,274;±0,485)	94	0,52 (0,49; 0,04)
	9 Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer		
TP	2,45 + 0,87*logTP, (±0,057;±0,062)	1051	0,43
TN	1,50 + 1,03*logTN, (±0,029;±0,101)	1051	0,28
TP, TN	2,20 + 0,69*logTP + 0,51*logTN, (±0,074;±0,069;±0,100)	1051	0,48 (0,43; 0,05)
	10 Dybe, kalkrige, klare, ferske søer		
TP	2,51 + 0,92*logTP, (±0,077;±0,062)	528	0,62
TN	1,34 + 0,74*logTN, (±0,034;±0,123)	527	0,22
TP, TN	2,36 + 0,83*logTP + 0,37*logTN, (±0,079;±0,062;±0,084)	527	0,67 (0,62; 0,05)
	11 Lave, kalkrige, klare, brakke søer		
TP	2,35 + 0,85*logTP, (±0,190;±0,223)	138	0,30
TN	1,45 + 1,03*logTN, (±0,082;±0,256)	138	0,32
TP, TN	1,97 + 0,57*logTP + 0,74*logTN, (±0,217;±0,223;±0,261)	138	0,43 (0,11; 0,32)
	13 Lave, kalkrige, brune, brakke søer		
TP	2,26 + 0,88*logTP, (±0,212;±0,220)	83	0,44
TN	1,26 + 1,12*logTN, (±0,149;±0,601)	83	0,15
TP, TN	TN ikke signifikant i en multipel regression	83	-

3.4 Analyser af sammenhænge mellem DSPI og TP og TN

Dybe og lavvandede søer

Sammenhængen mellem DSPI og TP, hvis man kun inddeler søerne i henholdsvis dybe og lavvandede søer baseret på det opdaterede datasæt, er vist i fig. 3.4. Der er her således i denne figur ikke skelnet imellem forskelle i alkalinitet, brunfarvning eller salinitet. Sammenhængen viser som tidligere en klar respons i indekset langs en TP gradient, omend der er stor variation.

De tilhørende regressionsligninger samt relation til TN og både TP og TN i en multipel analyse er vist i tabel 3.7. For de dybe søer er regressionsligningerne og R^2-værdierne mellem DSPI og TP stort set uændrede i forhold til de tidligere analyser. For de lavvandede søer er der en stærkere sammenhæng end tidligere (R^2-værdien øget fra 0,34 til 0,56), men dette hænger også sammen med at sammenhængen vist fig. 3.4 i modsætning til fig. 3.1 også medtager kalkfattige søer og dækker over en større TP-gradient. Relationerne til TN er svagere end til TP (især i de dybe søer) og i den multiple regression øger det stort set ikke R^2-værdien at inkludere TN.



Figur 3.4. Sammenhæng mellem DSPI og TP (log 10) i henholdsvis dybe og lavvandede søer. De tilhørende regressionsligninger er vist i tabel 3.7.

Tabel 3.7. Regressionsanalyser mellem DSPI og TP (mg P/l) og TN (mg N/l), begge log-10 transformerede på baggrund af indekset angivet i box 2.1.1 i bilag 6.1. Der er anvendt Proc REG (SAS). Analyserne er gennemført for dybe og lavvandede søer, og der er ikke taget højde for forskelle i salinitet, farvetal eller alkalinitet. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søår med TP<0,5 mg P/l (reducerer antallet af lavvandede søer med 57 søår). P<0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimaterne (skæring og hældning) er angivet i parentes. N er antallet af søår. Ved den multiple regression er den partielle R^2 ved inddragelse af TP og TN angivet i parentes.[¤]) I en foreløbig version af denne rapport, er der angivet en lidt anden skæring: DSPI=-0,13 – 0,47*logTP .

variabel	DSPI=		
	Dybe søer		
		N	R^2
TP	-0,11 - 0,47*logTP[¤], (±0,064;±0,053)	272	0,54
TN	0,49 - 0,30*logTN, (±0,030;±0,096)	272	0,13
TP, TN	-0,06 – 0,45*logTP – 0,11*logTN, (±0,071;±0,058;±0,072)	272	0,56 (0,54; 0,02)
	Lavvandede søer		
TP	0,10 - 0,39*logTP, (±0,033;±0,032)	497	0,55
TN	0,55 - 0,50*logTN, (±0,017;±0,054)	497	0,41
TP, TN	0,18 – 0,33*logTP – 0,11*logTN, (±0,060;±0,052;±0,077)	497	0,56 (0,55; 0,01)

Alle søtyper

Kun to søtyper er EU-interkalibreret, nemlig LCB1, der er de relative dybe og lagdelte søer (middeldybde 3-15 m) og LCB2, der er de lavvandede søer (middeldybde under 3 m). For begge søtyper omfattes kun de ferske, klare og kalkrige søer med en alkalinitet over 1 meq/l. En tredje søtype, LCB3, der er de dybe (middeldybde 3-15 m) og relativt kalkfattige (alkalinitet 0,2 - 1 meq/l) søer, blev også vurderet i interkalibreringsprocessen, men ikke interkalibreret pga. af for få data. Se evt. Poikane (2009) for en nærmere beskrivelse af forudsætninger og søtyper for de lande, som Danmark er interkalibreret sammen med.

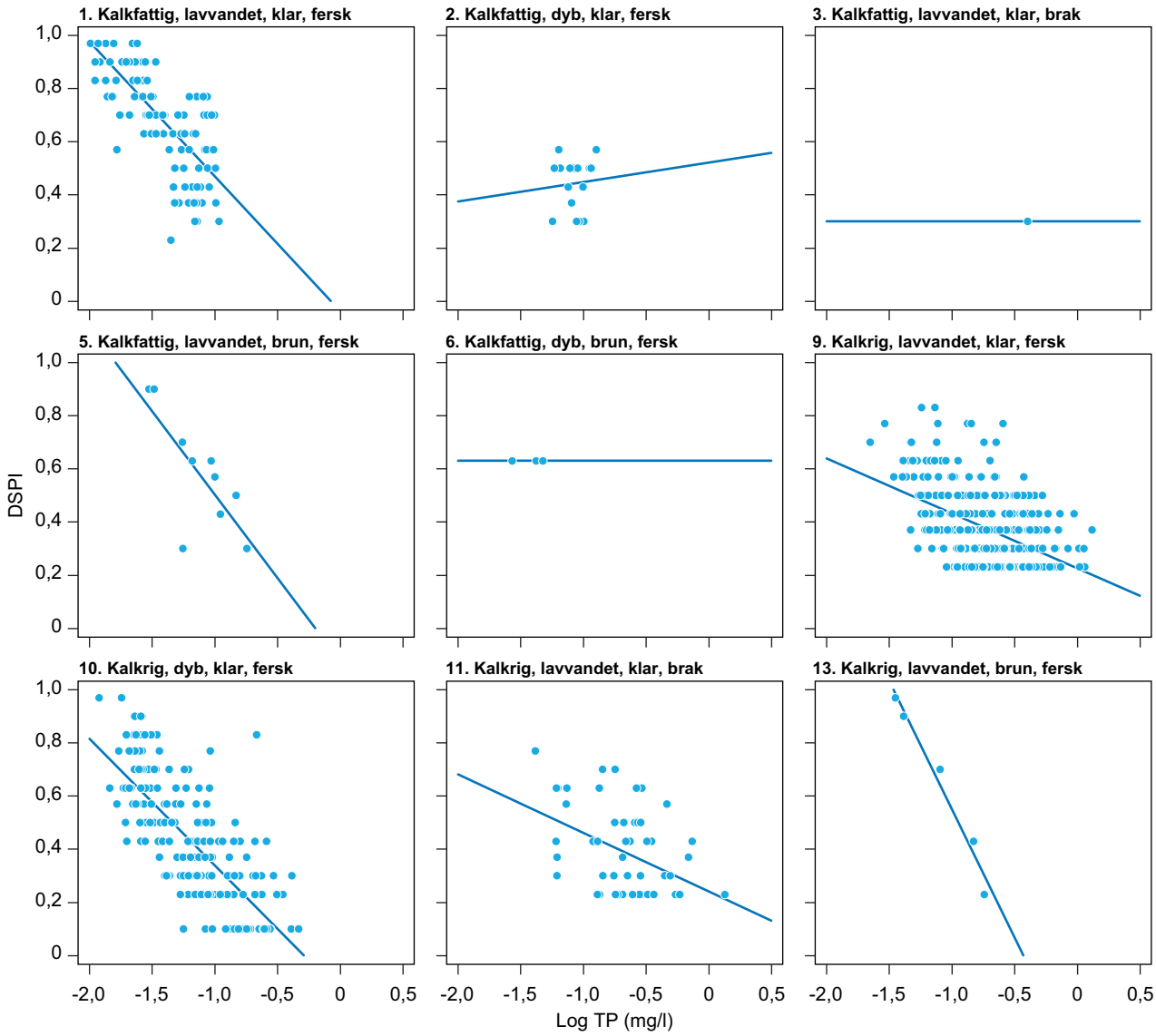
I dansk sammenhæng og ved udarbejdelsen af vandplanerne er der arbejdet med i alt 11 forskellige søtyper, repræsenterende dybe og lavvandede, kalkrige og kalkfattige, brunvandede og klarvandede samt brakke og ferske søtyper. Se f.eks. Søndergaard et al. 2003 for en nærmere baggrund for de enkelte søtyper. De to almindeligste typer (søtype 9 og søtype 10), der svarer til henholdsvis LCB2 og LCB1 udgør tilsammen ca. 2/3 af de danske søer omfattet af vandplanerne (Søndergaard et al., 2012). LCB3-søtypen udgør omkring 3 % af de danske søer omfattet af vandplanerne. Denne søtype svarer til søtype 2 og søtype 6 jf. de danske vandplaner, bortset fra at den danske typologi også inkluderer søer med alkalinitet under 0,2 meq/l.

Sammenhængen mellem DSPI og TP for 9 forskellige søtyper, hvorfra der findes data er vist i fig. 3.5. I figurerne er DSPI beregnet på baggrund af Søndergaard et al. 2013a (box 2.1.1, bilag 6.1), dvs. der skelnes mellem dybe og lavvandede, kalkrige søer (LCB1 og LCB2) og kalkfattige søer ved beregningen. For de kalkfattige søer er her anvendt alle søer med en alkalinitet under 1 meq/l og altså ikke grænsen for LCB3 på 0,2 – 1 meq/l. 25 ud af de 131 søer med kendt alkalinitet i dette datasæt har en alkalinitet under 1 meq/l og heraf har 11 en alkalinitet under 0,2 meq/l. Ved en alkalinitet under 0,2 meq/l vil der typisk ses plantesamfund domineret af grundskudsplanter, mens langskudsplanter vil dominere ved højere alkalinitet (se Søndergaard et al., 2003, for nærmere beskrivelser af ændringer i søtyper ved ændret alkalinitet). Det må vurderes senere, om det vil være nødvendigt med en yderligere inddeling i den fremtidige klassificering.

For mange af typerne er der kun meget få data, og det giver ikke mening at tolke nærmere på disse søtyper. Dette gælder søtyperne 3 og 6. For søtyperne 2, 5, 11 og 13 er der lidt flere datapunkter, men selv om nogle af søtyperne umiddelbart har gode DSPI – TP sammenhænge, er antallet af søår for lavt til at gøre resultatet sikkert.

Umiddelbart er der kun tre typer, som har en rimelig databaggrund, og som derfor er omfattet af regressionsanalysen, nemlig søtype 1, 9 og 10 (tabel 3.8). Disse tre typer svarer til LCB1, LCB2 og til dels LCB3 jf. EU-typologien. For de lavvandede, kalkrige, klare brakvandssøer (søtype 11) er der også en del datapunkter, men sammenhængen til TP er svag og ser samtidigt ikke ud til at adskille sig fra den tilsvarende ferskvandssøtype. På tilsvarende vis ser de kalkfattige, dybe, klare, ferske søer (søtype 2) ikke umiddelbart ud til at adskille sig fra de tilsvarende kalkrige søer (søtype 10). Hvis der under søtype 10 kun anvendes sødata med TA<0,2 meq/l øges R^2-værdien lidt til både TP og TN, men i den multiple regression giver TN stadigvæk ikke nogen øget forklaringsværdi (tabel 3.8).

Regressionsanalyserne for de tre almindeligste søtyper (1, 9 og 10) jf. fig. 3.5 er vist i tabel 3.8. Der er gode sammenhænge til TP især i søtype 1 og 10 (R^2: 0,47-0,56), mens den er noget svagere for den mest almindelige søtype (9), de lavvandede, kalkrige, klare og ferske søer. Regressionerne til TN er signifikante for alle tre søtyper, men væsentlig svagere end til TP. I den multiple regression, hvor både TP og TN indgår, øges R^2-værdien kun ubetydeligt ved at inddrage TN.



Figur 3.5. Sammenhænge mellem DSPI og indholdet af TP (sommergennemsnit) i de 9 søtyper, hvorfra der findes data. Klar = ikke brunvandet. De indtegnede regressionslinjer svarer ikke altid helt til tabel 3.4, fordi der i figurerne er taget alle TP-værdier med og ikke kun dem under 0,5 mg P/l. Søtype med nummerering anvendt jf. vandplanerne er nævnt øverst i figurerne (dog er søtype 3 ikke identificeret i vandplanerne og grænsen for de kalkfattige søer følger EU-terminologien, dvs. TA<1 meq/l).

Sammenlignet med fig. 3.4, så giver adskillelsen af de lavvandede, klare, ferske og kalkrige søer fra de tilsvarende kalkfattige søer en væsentlig ringere sammenhæng (lavere R^2-værdier). Dette skyldes primært at størsteparten af de kalkrige søer er næringsrige og derved bliver de fleste punkter klumpet sammen på midten, så der opnås en ringere R^2-værdi.

Den svagere respons mellem DSPI og TP (lavere hældning af linjen) for de lavvandede, kalkrige søer betyder, at der skal være relative større ændringer

i TP før DSPI ændres. Grænsen mellem god-moderat tilstand (skæring af linjen ved DSPI) ligger forholdsvis langt til venstre på figuren, svarende til en forholdsvis lav TP. Det vil derfor ved anvendelsen af regressionsligningen være vanskeligt at opnå DSPI>0,6, men, som det også ses af figuren, så har en del søer ikke desto mindre en DSPI over 0,6.

I tabel 3.9 er der vist, hvordan TP koncentrationerne fordeler sig inden for de 5 økologiske klasser (bestemt ud fra DSPI) for de tre almindeligste søtyper. For nogle af de laveste og højeste DSPI-klasser er der ingen eller kun få data til at beskrive fordelingen.

Sammenhængene mellem DSPI og TP i de ikke-interkalibrerede søtyper (eksempelvis brakvandssøer og kalkrige dybe søer) er ringe eller ikke signifikant, og det kunne tyde på, at fytoplanktonindekset ikke er anvendelig i sin nuværende form i disse søtyper. Der må dog tages forbehold for det beskedne antal data i disse søtyper.

I regressionsanalysen (tabel 3.8) er data med TP-værdier over 0,5 mg P/l udeladt, for at søer/søår med meget høje fosforkoncentrationer, og hvor DSPI næsten altid vil være lav, ikke skal vægte for meget. Hvis fokus i forbindelse med klassificeringen af søer primært er rettet omkring god-moderat grænsen og i mindre grad mod grænser mellem de ringere økologiske klasser kunne man argumentere for, at grænsen for hvilke TP-værdier, der medtages i regressionsanalyserne, skulle sættes lavere endnu. Dette ville også påvirke regressionslinjens hældning og derved skæringsværdien for DSPI=0,6 (god-moderat grænsen).

Tabel 3.8. Regressionsanalyser mellem DSPI og TP (mg P/l) og TN (mg N/l), begge log-10 transformerede på baggrund af indekset angivet i box 2.1.1 i bilag 6.1. Der er anvendt Proc REG (SAS). Analyserne er gennemført for tre mest almindelige søtyper vist i fig. 3.3. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søår med TP<0,5 mg P/l. P<0,0001 ved alle viste regressioner. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimaterne (skæring og hældning) er angivet i parentes. N er antallet af søår. Ved den multiple regression er den partielle R^2 ved inddragelse af TP og TN angivet i parentes. Nederst i tabellen er vist regressionen for de lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, hvis TA<0,2, svarende til den danske søtype 1.

variabel	**DSPI=**		
	10 Dybe, kalkrige, klare, ferske søer		
		N	R²
TP	-0,14 - 0,48*logTP, (±0,068;±0,055)	233	0,57
TN	0,48 - 0,28*logTN, (±0,032;±0,101)	233	0,12
TP, TN	-0,09 – 0,45*logTP – 0,10*logTN, (±0,075;±0,057;±0,073)	233	0,58 (0,57; 0,02)
	9 Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer		
TP	0,20 - 0,23*logTP, (±0,040;±0,050)	321	0,21
TN	0,44 - 0,25*logTN, (±0,024;±0,076)	319	0,13
TP, TN	0,24 – 0,20*logTP – 0,07*logTN, (±0,071;±0,067;±0,095)	319	0,22 (0,21; 0,00)
	1 (EU) Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer		
TP	-0,02 - 0,49*logTP, (±0,125;±0,084)	110	0,56
TN	0,64 - 0,40*logTN, (±0,035;±0,121)	110	0,28
TP, TN	TN ikke signifikant i en multiple regression	110	-
	1 (DK) Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, TA<0,2		
TP	0,06 - 0,44*logTP, (±0,124;±0,091)	70	0,58
TN	0,62 - 0,53*logTN, (±0,042;±0,175)	70	0,34
TP, TN	TN ikke signifikant i en multiple regression	70	-

Tabel 3.9. Fordelingen af TP koncentrationer i de tre almindeligste søtyper (se også fig. 3.3) inden for de enkelte DSPI-klasser.

Søtype	DSPI-klasse	N	Middel	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %
1	0-0,2	0	-	-	-	-	-	-
	0,2-0,4	12	70	48	57	69	76	102
	0,4-0,6	22	71	47	57	75	86	91
	0,6-0,8	38	45	15	27	36	63	87
	0,8-1	38	20	11	15	20	24	28
9	0-0,2	0	-	-	-	-	-	-
	0,2-0,4	228	289	109	154	227	367	563
	0,4-0,6	101	214	61	98	165	292	421
	0,6-0,8	23	94	41	48	73	133	202
	0,8-1	2	-	-	-	-	-	-
10	0-0,2	26	211	122	154	191	249	409
	0,2-0,4	89	107	50	62	79	126	213
	0,4-0,6	58	68	24	32	51	86	142
	0,6-0,8	45	33	21	23	26	33	59
	0,8-1	15	37	18	20	26	30	35

Hvis grænsen sættes lavere og kun TP-værdier under for eksempel 0,2 eller 0,3 mg P/l tages med, nærmer TP-DSPI sammenhængen sig dog en punktsværm, hvor skæringsværdien ved DSPI=0,6 nok er anderledes, men hvor usikkerheden (standard error) på parameterestimaterne (skæring og hældning) også øges, fordi det meste af TP-gradienten fjernes. Anvendelsen af disse empiriske sammenhænge til at afgrænse de højeste økologiske klasser (høj-god og god-moderat) kompliceres yderligere af, at datasættet kun omfatter meget få søer med lave TP-koncentrationer, eksempelvis er kun 4 % af de data, der indgår i analysen for søtype 9 med TP-værdier under 0,050 mg P/l. Det betyder, at datagrundlaget for den empiriske model er bedre til at beskrive sammenhængene for de lavere økologiske klasser end for de højere.

I bilag 6.4 er der vist eksempler på regressioner (inkl. standard error på parameterestimaterne) med andre TP-afgrænsninger fra søtype 9, hvorfra der er flest data. Ved kun at medtage lavere og lavere TP-værdier bliver hældningskoefficienten mere negativ og skæringen ved DSPI=0,6 ændres derved også. I takt med at kun lavere værdier af TP tages med øges R^2-værdien fra 0,23 (ved alle TP-værdier) til 0,29 (kun TP-værdier under 0,2 mg P/l). Samtidigt øges dog også usikkerheden (standard error) på parameterestimaterne, for skæringspunktet fra 0,016 til 0,046 og for hældningskoefficienten fra 0,020 til 0,047. Det betyder, at de empiriske sammenhænge er mere usikre. I bilag 6.5 er der givet eksempler på hvordan relationerne mellem indhold af klorofyl *a* og indhold af TP påvirkes afhængigt af hvilke TP-værdier, der medtages.

Multiple regressioner

I tabel 3.10 er en række andre vandkemiske variable medtaget i regressionsanalyserne med DSPI. Der er kun ret få søer med i disse multiple analyser, så ligninger skal tages med store forbehold. Mange variable er også med ringe forklaringsværdi, og det tyder på, at disse øvrige variable ikke spiller den store rolle for fytoplanktonindekset.

Tabel 3.10. Regressionsanalyser mellem DSPI og sommermiddel TP (TP, mg P/l), sommermiddel TN (TN, mg N/l), sommermiddel alkalinitet (TA), sommermiddel temperatur (Temp), sommermiddel farvetal (Farve), middeldybde (dybde), alle log-10 transformerede på baggrund af indekset angivet i box 2.1.1. Der er anvendt Proc REG (SAS). Analyserne er gennemført for de tre mest almindelige søtyper vist i fig. 3.3 og med alle TP-værdier. N er antallet af søår. Den partielle R^2 er angivet i parentes. Kun variable, som indgår signifikante, er medtaget.

	Dybe, kalkrige, klare, ferske søer (N=46)	R^2 (total)
DSPI =	0,10 - 0,42*logTP (0,64) – 0,00*log*TN (0,02) -0,28*logFarve (0,01) + 0,39*logTA (0,01)	0,68
	Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer (N=50)	
DSPI =	0,99 - 0,24*logTP (0,30) - 0,12*logTN (0,01) + 0,10*lodDybde(0,01) + 0,19*logFarve (0,02) - 0,87*logTemp (0,02)	0,36
	Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer (N=38)	
DSPI =	3,05 - 0,12*logTP (0,39) -0,24*logTN(0,03) -0,48*logDybde (0,16) – 0,21*logFarve(0,02) – 1,82*logTemp (0,06)	0,66

3.5 Konklusioner

Sammenhænge mellem TP og klorofyl *a* er undersøgt i ni søtyper (1, 2, 3, 5, 6, 9, 10, 11, 13), hvor antallet af data fra søtype 3 og 6 dog er for beskedent til at analysere nærmere. Som vist i andre sammenhænge er der en tæt korrelation mellem indholdet af klorofyl *a* og totalfosfor i alle de syv analyserede søtyper. Højeste forklaringsværdi opnås i de dybe, klare og ferske søer (søtype 2 og 10). Kun for søtype 11 (brakvandssøer) er relationen stærkere til TN end til TP, mens forklaringsværdien af TN i de øvrige søtyper er beskeden.

Generelt kan der etableres stærke sammenhænge mellem DSPI og TP, men der er ikke væsentlige ændringer i forhold til tidligere etablerede sammenhænge mellem DSPI og TP. Sammenhængen er mindre stærk relateret til TN. Det giver ikke megen ekstra forklaringsværdi at inddrage TN i en multipel analyse. Dette kan til dels skyldes at indekset netop er udviklet med udgangspunkt søers fosforindhold.

Kun for tre søtyper (søtype 1, 9 og 10) er der tilstrækkelige data til, at der med rimelighed kan etableres empiriske sammenhænge mellem næringsstofindhold og DSPI. For de brunvandede søer omfatter datamaterialet kun få søer, men her må blandt andet artssammensætningen forventes at være væsentlig anderledes (se feks. Maileht et al. 2013), og det er usikkert i hvilket omfang DSPI i sin nuværende form kan anvendes til at beskrive den økologiske tilstand i disse søer. Også i brakvandssøerne (søtype 11) er relationerne mellem DSPI og TP med ringe forklaringsværdi og antyder, at indekset her ikke er optimalt til at beskrive en eutrofieringspåvirkning med fosfor, hvilket kunne skyldes en større indflydelse af kvælstof, som også antydet ved klorofyl *a* – TN regressionerne.

Relationerne mellem de biologiske kvalitetselementer og indholdet af næringsstoffer kan aldrig forventes at blive specielt stærke uanset kvaliteten og mængden af data, fordi de biologiske forhold vil spille sammen på en række områder og derved omfatte hele økosystemets struktur. Det vil derfor give større usikkerhed i forbindelse med udarbejdelsen af handleplaner, hvis kvalitetselementerne alene relateres til den eksterne næringsstoftilførsel.

4 Makrofytter

4.1 Baggrund og tidligere analyser

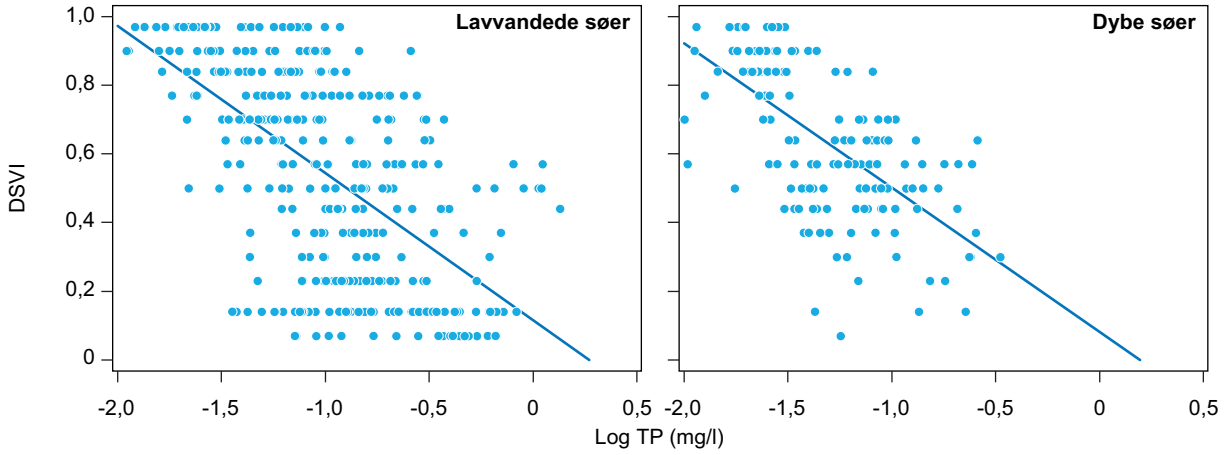
Det danske indeks til vurdering søers økologiske tilstand på baggrund af makrofytter, benævnes dansk søvandplanteindeks (DSVI), og beregnes på grundlag af tre indikatorer: planternes dybdegrænse (dybe søer), planternes dækningsgrad (lavvandede søer) og forekomsten af arter, som primært findes i næringsfattige søer. Se Søndergaard et al. (2013a) for de nærmere detaljer og baggrunde. Indekset er interkalibreret i EU for LCB1 og LCB2 søtyperne. Makrofytkvalitetselementet skal jf. Vandrammedirektivet også inkludere forekomsten af fytobenthos, men p.t. er der ikke udviklet et færdigt indeks for denne indikator, og det er ikke afklaret hvorledes et fytobenthosindeks skal indgå i den samlede økologiske bedømmelse.

Relationer mellem DSVI for dybe og lavvandede søer og indhold af totalfosfor (TP) er tidligere vist i Søndergaard et al. (2013a), se tabel 4.1 og den tilhørende figur (fig. 4.1). Analyserne blev gennemført på 56 dybe søer (161 søår) og 198 lavvandede søer (341 søår) på NOVANA-data til og med 2007. Korrelationsanalyserne mellem DSVI og TP blev gennemført både på datasæt, hvor alle søår blev anvendt, og nogle søer dermed indgik flere gange og på datasæt, hvor hver sø kun indgik én gang (i tilfælde af flere års data fra samme sø blev der lavet et gennemsnit). Anvendelsen af alle søår giver flere data at arbejde med, men selvom for eksempel planternes dybdegrænse må forventes at reagere forholdsvis hurtigt på ændringer i lysforholdene fra år til år, kan de enkelte år fra den samme sø ikke betragtes som helt uafhængige.

Tabel 4.1. Regressionsanalyser mellem DSVI og TP og klorofyl *a* (Chl). Analyserne er gennemført i dybe og lavvandede søer, både hvor alle søår inkluderes, og hvor alle søer kun er med én gang. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søer og søår med TP<0,5 mg P/l. Ved regressioner med klorofyl *a* er der kun anvendt søer og søår med klorofyl *a* <100 µg/l. P<0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på de to parameterestimater er angivet i parentes. Fra Søndergaard et al. (2013a).

Regressionstype	**TP (mg P/l)**		**Klorofyl *a* (µg/l)**	
	Dybe søer, alle søår (n=157 (chl) - 161 (TP))			
	DSVI=	R^2	DSVI=	R^2
Lineær	0,77 – 1,99*TP, (±0,045; ±0,52)	0,27	0,81 -0,0073*Chl, (±0,045; ±0,0016)	0,36
Lineær log transf.	0,083-0,42*logTP, (±0,011;±0,084)	0,38	1,15 -0,41*logChl, (±0,098; ±0,077)	0,43
	Dybe søer, alle søer (n=54 (chl) - 56 (TP))			
	DSVI=	R^2	DSVI=	R^2
Lineær	0,72 -1,83*TP, (±0,072; ±0,74)	0,31	0,76-0,0070*Chl, (±0,080; ±0,0027)	0,34
Lineær log transf.	0,121 -0,36*logTP, (±0,017; ±0,13)	0,37	1,00 -0,33*logChl, (±0,16; ±0,13)	0,34
	Lavvandede søer, alle søår (n=291 (chl) – 341 (TP))			
	DSVI=	R^2	DSVI=	R^2
Lineær	0,76 – 1,56*TP, (±0,041; ±0,26)	0,30	0,83-0,0068*Chl, (±0,042; ±0,0010)	0,39
Lineær log transf.	0,052–0,48*logTP, (±0,076;±0,068)	0,37	1,14 -0,41*logChl, (±0,084; ±0,060)	0,38
	Lavvandede søer, alle søer (n=181 (chl) - 198 (TP))			
	DSVI=	R^2	DSVI=	R^2
Lineær	0,67 – 1,10*TP, (±0,058; ±0,35)	0,17	0,76–0,0060*Chl, (±0,057; ±0,0013)	0,33
Lineær log transf.	0,148 – 0,37*logTP, (±0,105; ±0,096)	0,23	1,10 -0,40*logChl, (±0,12; ±0,080)	0,35

Relationerne mellem DSVI og log10-TP var alle signifikante, men havde i alle tilfælde korrelationskoefficienter (R^2-værdier) under 0,4 (tabel 4.1). Som det også fremgår af fig. 4.1 og tab. 4.1, er det sammenhænge med store variationer.



Figur 4.1. Sammenhænge mellem DSVI og TP i henholdsvis lavvandede og dybe søer (anvender alle søår). Baseret på analyserne i Søndergaard et al. (2013a) og omfatter kun søer over 1 hektar.

4.2 Data

I den nye og opdaterede analyse indgår data fra 341 søer og 714 søår, dvs. 34 % flere søer og 42 % flere søår end analyserne i Søndergaard et al. (2013a). Analyserne er fortsat gennemført både på alle søår, og hvor hver sø kun indgår én gang. Hvis alle søår anvendes, giver det som omtalt et større datasæt, men de enkelte år kan ikke betragtes som helt uafhængige. Anvendelsen af alle søår betyder også, at især de intensivt overvågede søer, hvorfra der er lange tidsserier, vægter forholdsvis meget. I analyser, hvor hver sø kun er med én gang, er der anvendt gennemsnitlige værdier for alle de undersøgte år. Analysen omfatter data fra 1993 til og med 2012.

Ved anvendelse af artsforekomst er der anvendt artlisten dannet ud fra transektundersøgelser, dvs. der kan godt være sjældnere forekommende arter i søen. Samme fremgangsmåde er anvendt ved forekomsten ved analysen af plantearters forekomst langs en næringsstofgradient (Søndergaard et al., 2009). Det må formodes at arter fundet langs transekter i de fleste tilfælde vil være hyppigere forekommende end arter, der kun er registreret på den fulde artsliste. Dybdegrænse og RPA (relativ plantedækket areal) omfatter ikke forekomsten af trådalger.

For de vandkemiske variable er der anvendt sommergennemsnitlige værdier.

Tabel 4.2. Oversigt over typerne af søer, der indgår i analysen af makrofytter. I alt indgår data fra 350 søer. De angivne vandkemiske værdier er sommergennemsnit. Hvis der indgår data fra flere år i den samme sø er disse midlet.

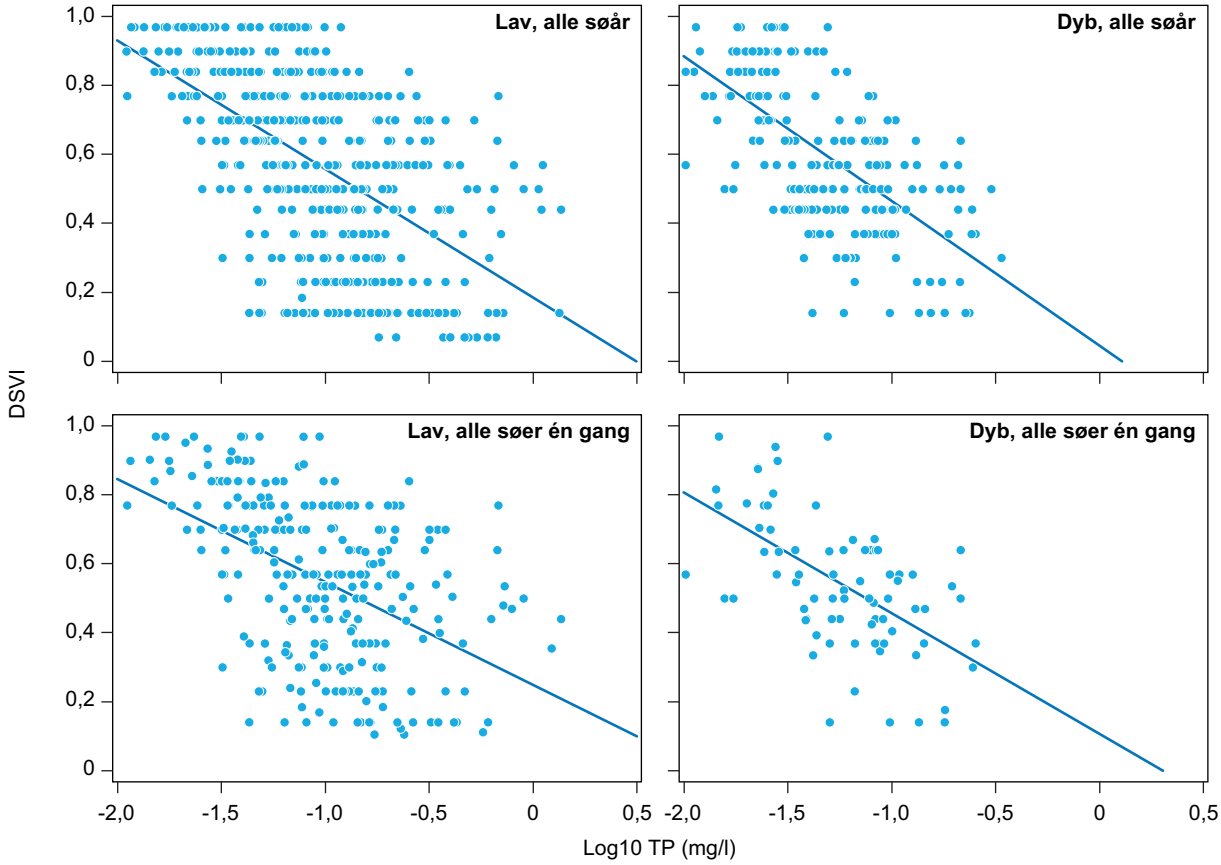
Variabel	Antal søer	Middel	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Areal (km^2)	341	0,88	0,01	0,06	0,14	0,53	39,87
Middeldybde (m)	326	2,38	0,10	1,00	1,60	3,00	16,5
Konduktivitet (mS/m)	324	138	2	28	40	57	4381
Alkalinitet (meq/l)	338	2,18	-0,06	1,35	2,20	3,06	5,64
Farvetal (mg Pt/l)	313	42	5	17	27	47	489

4.3 Analyser af sammenhænge mellem DSVI og TP og TN

Dybe og lavvandede søer

Sammenhængen mellem DSVI og TP, hvis man kun inddeler søerne i henholdsvis dybe og lavvandede søer baseret på det opdaterede datasæt, er vist i fig. 4.2. Der er her således ikke skelnet imellem forskelle i alkalinitet, brunfarvning eller salinitet. Sammenhængen viser som tidligere en klar respons i indekset langs en TP gradient, omend der er stor variation. Der er vist figurer, hvor både alle søår anvendes, og hvor hver sø kun er med én gang.

De tilhørende regressionsligninger samt relation til TN og både TP og TN i en multipel analyse er vist i tabel 4.3.



Figur 4.2. Sammenhæng mellem DSVI og TP (log 10) i henholdsvis dybe og lavvandede søer og hvis henholdsvis alle søår anvendes, og hvis hver sø kun medtages én gang. De tilhørende regressionsligninger er vist i tabel 4.3.

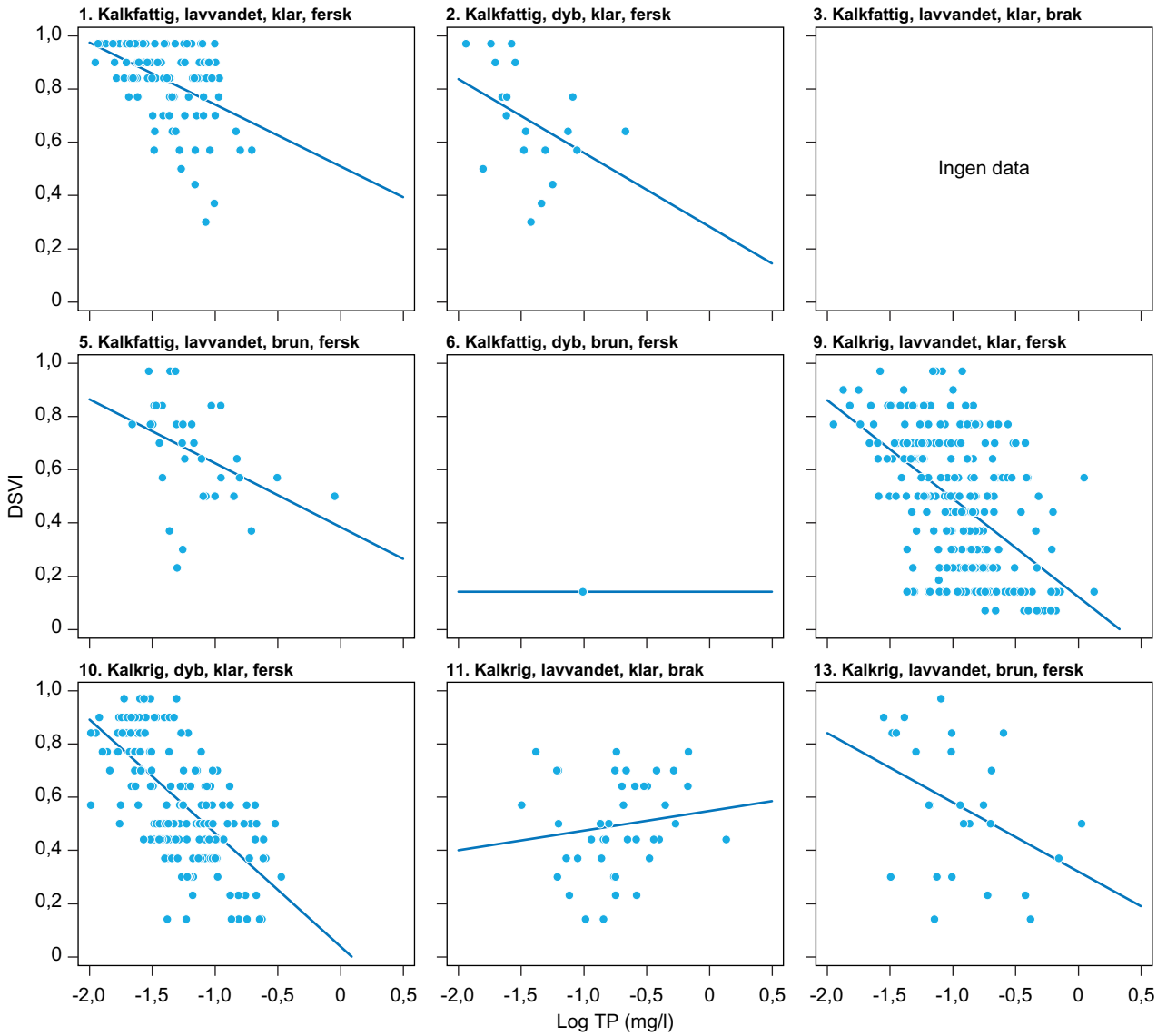
Tabel 4.3. Regressionsanalyser mellem DSVI og TP (mg P/l) og TN (mg N/l), begge log-10 transformerede på baggrund af indekset angivet i box 2.2.1, bilag 6.2. Der er anvendt Proc REG (SAS). Analyserne er gennemført for dybe og lavvandede søer, og der er ikke taget højde for forskelle i salinitet, farvetal eller alkalinitet. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søår/søer med TP<0,5 mg P/l. P<0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameter-estimaterne (skæring og hældning) er angivet i parentes. N er antallet af søår. Ved den multiple regression er den partielle R^2 ved inddragelse af TP og TN angivet i parentes.

variabel	DSVI=		
	Dybe søer, alle søår		
		N	R^2
TP	0,07 - 0,40*logTP, (±0,092;±0,068)	223	0,38
TN	0,59 - 0,23*logTN, (±0,028;±0,118)	223	0,07
TP, TN	0,10 – 0,38*logTP – 0,15*logTN, (±0,091;±0,068;±0,095)	223	0,41 (0,38; 0,03)
	Dybe søer, alle søer én gang		
TP	0,13 - 0,33*logTP, (±0,141;±0,110)	79	0,32
TN	0,54 - 0,34*logTN, (±0,041;±0,181)	79	0,16
TP, TN	0,18 – 0,28*logTP – 0,23*logTN, (±0,140;±0,109;±0,162)	79	0,38 (0,32; 0,06)
	Lavvandede søer, alle søår		
TP	0,13 - 0,42*logTP, (±0,062;±0,054)	470	0,34
TN	0,61 - 0,51*logTN, (±0,022;±0,093)	470	0,20
TP, TN	0,20 – 0,36*logTP – 0,14*logTN, (±0,085;±0,072;±0,113)	489	0,34 (0,34; 0,01)
	Lavvandede søer, alle søer én gang		
TP	0,19 - 0,35*logTP, (±0,085;±0,073)	254	0,26
TN	0,59 - 0,40*logTN, (±0,030;±0,132)	254	0,12
TP, TN	0,33 – 0,31*logTP – 0,10*logTN, (±0,105;±0,090;±0,149)	254	0,26 (0,26; 0,01)

Alle søtyper

På samme måde som med fytoplankton er også kun to søtyper EU-interkalibreret mht. makrofytter, nemlig LCB1, der er de relativt dybe og lagdelte søer (middeldybde 3-15 m) og LCB2, der er de lavvandede søer (middeldybde under 3 m). For begge søtyper omfattes kun de ferske, klare og kalkrige søer med en alkalinitet over 1 meq/l. En tredje søtype, LCB3, der er de dybe (middeldybde 3-15 m) og relativt kalkfattige (alkalinitet 0,2 - 1 meq/l) søer, blev også vurderet i interkalibreringsprocessen, men ikke interkalibreret pga. for få data. Se også afsnit 3.3 om fytoplankton vedr. danske søtyper og EU-søtyper.

I figur 4.3 er vist sammenhængen mellem DSVI og de forskellige relevante søtyper. Der er anvendt alle søår. Regressionsligningerne for de tre mest almindelige søtyper er vist i tabel 4.4.



Figur 4.3. Sammenhænge mellem DSVI og indholdet af TP (sommergennemsnit) i de 9 søtyper, hvorfra der findes data. Der er vist data fra alle søår, dvs. nogle søer er med flere gange. Klar = ikke brunvandet. De indtegnede regressionslinjer svarer ikke altid helt til tabel 4.4, fordi der i figurerne er taget alle TP-værdier med og ikke kun dem med TP under 0,5 mg P/l. Søtype med nummerering anvendt jf. vandplanerne er nævnt øverst i figurerne (søtype 3 er ikke identificeret i vandplanerne og grænsen for de kalkfattige søer følger EU-terminologien, dvs. TA<1 meq/l).

For den kalkfattige og lavvandede søtype 1 findes der ikke mange søer med meget høj TP eller lav DSVI, så regressionslinjen er usikker, især vil det være usikkert at fastsætte grænserne mellem de lavere økologiske klasser, herunder til dels også god-moderat grænsen, på grund af få målinger. Hvis skæringen mellem god-moderat tilstand sættes ved DSVI= 0,6 giver det ret høje TP-værdier (omkring 100 µg P/l), og det kunne tyde på, at de interkalibrerede værdier fra LCB1 og LCB2 ikke direkte kan overføres til LCB3-søtypen.

I de kalkrige og lavvandede søer (søtype 9) er der meget stor variation i DSVI langs TP-gradienten, og ved TP-værdier mellem 50 og 200 µg P/l kan eqr opnå alle værdier. De kalkrige og dybe søer (søtype 10) synes at gruppere sig i to grupper. Én med DSVI over 0,7, hvor TP typisk er mellem 20 og 40 µg P/l og en anden gruppe med DSVI mellem 0,4 og 0,7, hvor TP varierer fra 30 til 200 µg P/l.

Den signifikante, men relativt svage sammenhæng mellem DSVI og indholdet af næringsstoffer er vist i tabel 4.4. De bedste relationer opnås for de dybe, kalkrige, klare, ferske søer, men selv her når R^2-værdien kun op på omkring 0,4. For alle søtyper – med udtagelse af de lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer er sammenhængen tættest koblet til P-indholdet - og inddragelsen af N i den multiple regression øger ikke forklaringsværdien væsentligt. For de lavvandede søer med TA<0,2 meq/l er der kun få data og ingen signifikant sammenhæng til TP.

Tabel 4.4. Regressionsanalyser mellem DSVI og TP (mg P/l) og TN (mg N/l), begge log-10 transformerede på baggrund af indekset angivet i box 2.2.1. Der er anvendt Prog REG (SAS). Analyserne er gennemført for tre mest almindelige søtyper vist i fig. 4.3. Regressionsanalyserne er gennemført på både alle søer, og hvor hver sø kun er medtaget én gang. Analyserne er gennemført ved TP<0,5 mg P/l. P<0,05 ved alle viste regressioner. 95 % sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimaterne (skæring og hældning) er angivet i parentes. N er antallet af søår/søer. Ved den multiple regression er den partielle R^2 ved inddragelse af TP og TN angivet i parentes. Nederst i tabellen er vist regressionen for de lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, hvis TA<0,2, svarende til den danske søtype 1.

variabel	DSVI=		
	Dybe, kalkrige, klare, ferske søer (type 10), alle søår		
		N	R^2
TP	0,07 - 0,40*logTP, (±0,096;±0,071)	194	0,39
TN	0,60 - 0,21*logTN, (±0,031;±0,123)	194	0,05
TP, TN	0,09 – 0,39*logTP – 0,15*logTN, (±0,095;±0,071;±0,104)	194	0,42 (0,39; 0,03)
	Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer (type 9), alle søår		
TP	0,10 - 0,39*logTP, (±0,084;±0,040)	270	0,26
TN	0,53 - 0,42*logTN, (±0,031;±0,143)	270	0,11
TP, TN	0,15 – 0,35*logTP – 0,10*logTN, (±0,109;±0,097;±0,157)	270	0,26 (0,26; 0,00)
	Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer (type 1, EU), alle søår		
TP	0,56 - 0,19*logTP, (±0,129;±0,091)	102	0,15
TN	0,80 - 0,28*logTN, (±0,030;±0,119)	102	0,19
TP, TN	0,68 – 0,09*logTP – 0,20*logTN, (±0,156;±0,159;±0,258)	102	0,20 (0,02; 0,19)
	Dybe, kalkrige, klare, ferske søer (type 10), alle søer én gang		
TP	0,13 - 0,32*logTP, (±0,148;±0,117)	61	0,34
TN	0,53 - 0,30*logTN, (±0,047;±0,214)	61	0,12
TP, TN	0,16 – 0,30*logTP – 0,21*logTN, (±0,147;±0,115;±0,182)	61	0,40 (0,34; 0,05)
	Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer (type 9), alle søer én gang		
TP	0,16 - 0,35*logTP, (±0,111;±0,105)	150	0,23
TN	0,54 - 0,38*logTN, (±0,044;±0,198)	150	0,09
TP, TN	0,19 – 0,32*logTP – 0,10*logTN, (±0,158;±0,122;±0,213)	150	0,23 (0,23; 0,00)
	Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer (type 1, EU), alle søer én gang		
TP	0,38 - 0,27*logTP, (±0,255;±0,179)	37	0,21
TN	0,73 - 0,32*logTN, (±0,053;±0,216)	37	0,20
TP, TN	0,48 – 0,19*logTP – 0,20*logTN, (±0,279;±0,202;±0,242)	37	0,27 (0,21; 0,06)
	Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer (type 1, DK), alle søår, TA<0,2		
TP	Ikke signifikant	54	.
TN	0,82 - 0,28*logTN, (±0,032;±0,176)	54	0,19
TP, TN	Kun TN signifikant	54	.
	Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer (type 1, DK), alle søer én gang, TA<0,2		
TP	Ikke signifikant	16	.
TN	0,77 - 0,46*logTN, (±0,057;±0,245)	16	0,50
TP, TN	Kun TN signifikant	16	.

I forhold til tidligere sammenhænge etableret mellem DSVI og fosforindhold (Søndergaard et al., 2013a) er der kun tale om mindre ændringer. De største ændringer er sket for de lavvandede, kalkrige søer (alle søår). R^2-værdien er uændret eller svagt forbedret i de nye analyser.

For de mere sjældne og ikke-interkalibrerede søtyper (eksempelvis brakvandssøer og kalkfattige, dybe søer) er der ingen signifikant sammenhæng, og med forbehold i det beskedne datamateriale indikerer dette, at det interkalibrerede makrofytindeks ikke nødvendigvis kan anvendes på disse søtyper.

Fordelingen af TP koncentrationer i de 3 almindeligste søtyper inden for de enkelte DSVI-klasser er vist i tabel 4.5. Medianværdien af TP ved DSVI mellem 0,6 og 0,8 (svarende til god økologisk klasse) ligger mellem 38 (søtype 10), 47 (søtype 1) og 60 (søtype 9) µg/l.

Tabel 4.5. Fordelingen TP koncentrationer (µg/l) i de almindeligste søtyper (se også fig. 4.3) inden for de enkelte DSVI-klasser.

Søtype	DSVI-klasse	N	Middel	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %
1	0-0,2	0	-	-	-	-	-	-
	0,2-0,4	2	-	-	-	-	-	-
	0,4-0,6	8	-	-	-	-	-	-
	0,6-0,8	23	55	24	33	47	72	101
	0,8-1	69	43	15	22	32	63	88
9	0-0,2	53	271	78	117	182	352	608
	0,2-0,4	56	159	79	106	140	172	227
	0,4-0,6	66	159	53	73	105	189	297
	0,6-0,8	79	92	33	47	60	118	201
	0,8-1	26	56	15	30	46	73	120
10	0-0,2	7	-	-	-	-	-	-
	0,2-0,4	32	107	45	61	80	133	214
	0,4-0,6	70	82	32	40	71	95	175
	0,6-0,8	42	49	17	23	38	72	89
	0,8-1	43	27	17	20	25	28	44

Multiple regressioner

I tabel 4.5 er en række andre vandkemiske variable medtaget i regressionsanalyserne med DSVI (kun foretaget hvis alle søår medtages. TP er stadigvæk den mest forklarende variabel, men i de dybe og lavvandede, kalkrige søer har dybden en større forklaringsværdi end TN. Den samlede forklaringsværdi er dog stadigvæk forholdsvis lav.

Tabel 4.5. Regressionsanalyser mellem DSVI og sommermiddel TP (TP, mg P/l), sommermiddel TN (TN, mg N/l), sommermiddel alkalinitet (TA), sommermiddel temperatur (Temp), sommermiddel farvetal (Farve), middeldybde (dybde), alle log-10 transformerede på baggrund af indekset angivet i box 2.2.1, bilag 6.2. Der er anvendt Prog REG (SAS). Analyserne er gennemført for tre mest almindelige søtyper vist i fig. 4.3. Regressionsanalyserne er kun gennemført på alle søår, N er antallet af søår. Den partielle R^2 er angivet i parentes. Kun variable, som indgår signifikante, er medtaget.

	Dybe, kalkrige, klare, ferske søer (Type 10, N=124)	R^2 (total)
DSVI=	0,14 - 0,24*logTP (0,37) + 0,32*logDyb (0,08) - 0,16*logTN (0,04) -0,11*logFarve (0,01)	0,51
	Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer (Type 9, N=243)	
DSVI=	0,03 - 0,29*logTP (0,19) - 0,23*logDyb (0,06) - 0,19*logTN (0,02) + 0,24*logFarve (0,02) - 0,35 logTA (0,04)	0,33
	Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer (Type 1, EU, N=65)	
DSVI=	0,35 - 0,16*logTP (0,03) +0,12*logFarve (0,04) - 0,07*logTA (0,16)	0,23

4.4 Konklusioner

Generelt kan der etableres rimeligt stærke sammenhænge mellem makrofytindekset (DSVI) og TP, men der er ikke væsentlige ændringer i forhold til tidligere etablerede sammenhænge. Sammenhængen er mindre stærkt relateret til TN, og det giver ikke megen ekstra forklaringsværdi at inddrage TN i en multipel analyse. Dette kan til dels skyldes, at indekset netop er udviklet med udgangspunkt søers fosforindhold.

Kun for tre søtyper (type 1, 9 og 10) er der tilstrækkelige data til, at der med rimelighed kan etableres empiriske sammenhænge mellem næringsstofindhold og DSVI. Det er uafklaret i hvilket omfang DSVI kan anvendes til at beskrive den økologiske tilstand i de ikke-interkalibrerede søtyper.

Som for fytoplankton kan relationerne mellem de biologiske kvalitetselementer og indholdet af næringsstoffer ikke forventes at blive specielt stærke uanset kvaliteten og mængden af data, fordi de biologiske forhold vil spille sammen på en række områder og derved omfatte hele økosystemets struktur. Det vil derfor give større usikkerhed i forbindelse med udarbejdelsen af handleplaner, hvis kvalitetselementerne alene relateres til den eksterne næringsstoftilførsel.

5 Referencer

Maileht K., Nõges T., Nõges P., Ott I., Mischke U., Carvalho L., Dudley B. 2013. Water colour, phosphorus and alkalinity are the major determinants of the dominant phytoplankton species in European lakes. Hydrobiologia 704: 115-126.

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, 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.

Bilag 6.1 Beregning af fytoplanktonindeks

Box 2.1.1 fra Søndergaard et al. (2013a)

Box 2.1.1 Indikatorer og indeks vedr. fytoplankton i søer

Indikatorer:

- Klorofyl *a*
- % blågrønalger (andel af totalbiomasse)
- % gulalger (andel af totalbiomasse)
- Indikatorarter for næringsrige og næringsfattige forhold

Fytoplanktonindeks:

Fytoplanktonindekset beregnes på grundlag af en samlet score opnået via de enkelte indikatorer, som angivet i tabel 2.1.1. Den samlede score fra de fire indikatorer omregnes til økologisk klasse (se Søndergaard et al., 2013a).

Tabel 2.1.1. Forslag til fytoplanktonvariable og et scoringssystem, der kan anvendes til at afgrænse de økologiske grænser i forskellige søtyper. Der er ikke vist forslag for søer med totalalkalinitet (TA) under 1 meq/l og middeldybde (z) større end 3 m (LCB3) på grund af for få data. EU-søtype er den benævnelse, som søtyperne er givet jf. EU´s interkalibrering. Indikatorarter er summen af næringsfattige arter minus summen af næringsrige arter jf. tabel 2.1.3

Søtype/indikator	**3 Points**			**2 Points**			**1 Point**		
Alkalinitet	TA<1	TA>1	TA>1	TA<1	TA>1	TA>1	TA<1	TA>1	TA>1
Middeldybde	Z < 3	Z < 3	Z > 3	Z < 3	Z < 3	Z > 3	Z < 3	Z < 3	Z > 3
EU-søtype		LCB2	LCB1		LCB2	LCB1		LCB2	LCB1
Klorofyl *a* (ug/l)*	< 6.5	< 11.7	<6.5	[6.5,12]	[11.7,25]	[6.5,12]	]12,27]	]25,56]	]12,27]
%blågrønalger (biomasse)	< 2	< 5	< 10	[2,5]	[5,10]	[10,20]	]5,10]	]10,20]	]20,30]
% gulalger (biomasse)	> 5	> 1	> 10	[1-5]	[0,5-1]	[5,10]	[0,1[	[0,0.5[	[0.5,5[
Indikatorarter	> 4	> 4	> 4	[2-4]	[2-4]	[2-4]	[-1,1]	[-1,1]	[-1,1]

Bilag 6.2 Beregning af makrofytindeks

Box 2.2.1 fra Søndergaard et al. (2013a)

Box 2.2.1 Indikatorer og indeks vedr. undervandsplanter i søer

Indikatorer:

- Dybdegrænse (søer med middeldybde over 3 m), LCB1- og LCB3- søtyper
- Plantedækket areal (søer med middeldybde under 3 m), LCB2-søtyper
- Forekomst af indikatorarter

Makrofytindeks: Udregnes som summen af antal point opnået ved antal observerede indikatorarter (afhængig af søareal, 1-4 points) og mængden (abundance, 1-9 points) af planter. Mængdescoren fastlægges i dybe søer (LCB1) på baggrund af undervandsplanternes maksimale dybdegrænse og i lavvandede søer (LCB2) på baggrund af det plantedækkede areal. Den samlede score fra de tre indikatorer omregnes til økologisk klasse (se Søndergaard et al., 2013a).

Antal af indikatorarter for at opnå 1-4 points

4 point	3 point	2 point	1 point
>100 ha: ≥ 4	>100 ha: 3	> 100 ha: 2	> 100 ha: 1
10-100 ha: ≥3	10-100 ha: 2	10 -100 ha:1	10-100 ha: 0
< 10 ha: ≥3	< 10 ha: 2	< 10 ha: 1	< 10 ha: 0

For dybe søer: dybdegrænse (m) for at opnå 1-9 point:

9 point	8 point	7 point	6 point	5 point	4 point	3 point	2 point	1 point	0 poi
> 7	5-7	4-5	3-4	2,5-3	2-2,5	1,5-2	1-1,5	0-1	0*

*) = ingen undervandsplanter fundet

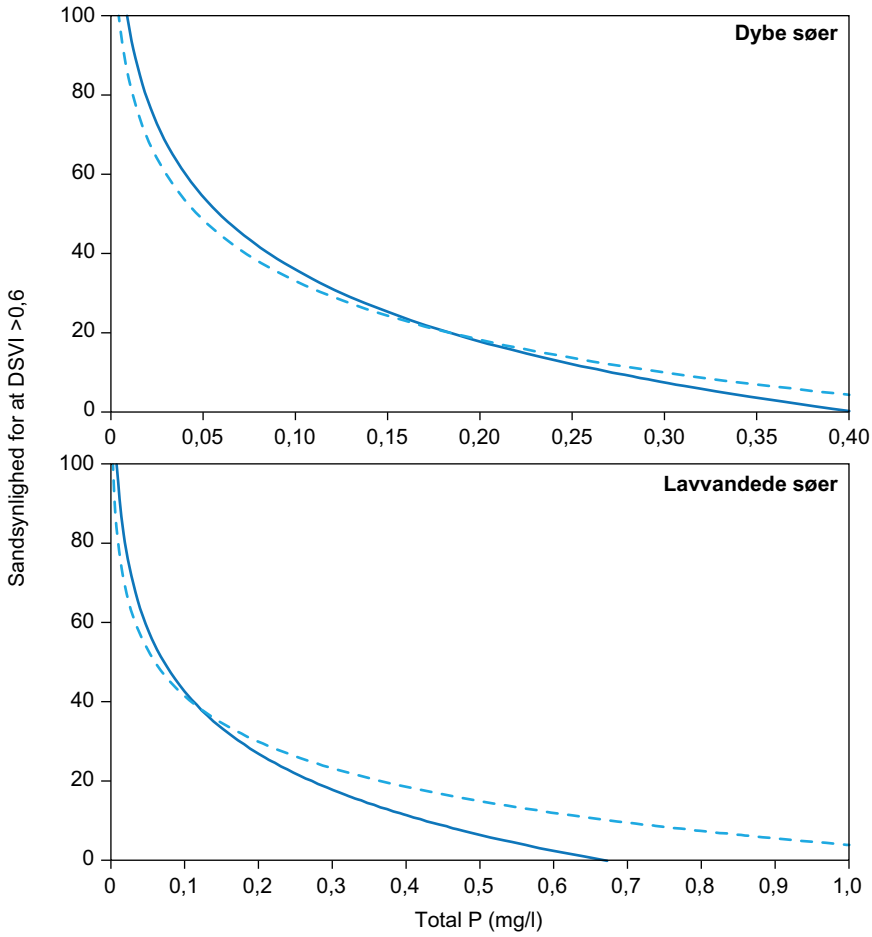
For lavvandede søer: plantedækket areal (% af total søareal) for at opnå 1-9 point

9 point	8 point	7 point	6 point	5 point	4 point	3 point	2 point	1 point	0 poi
> 40	30-40	15-30	7,5-15	3,5-7,5	2-3,5	1-2	0.5-1	0-0,5	0

Bilag 6.3 Usikkerhedsvurdering ved anvendelse fytoplankton- og makrofytindekset

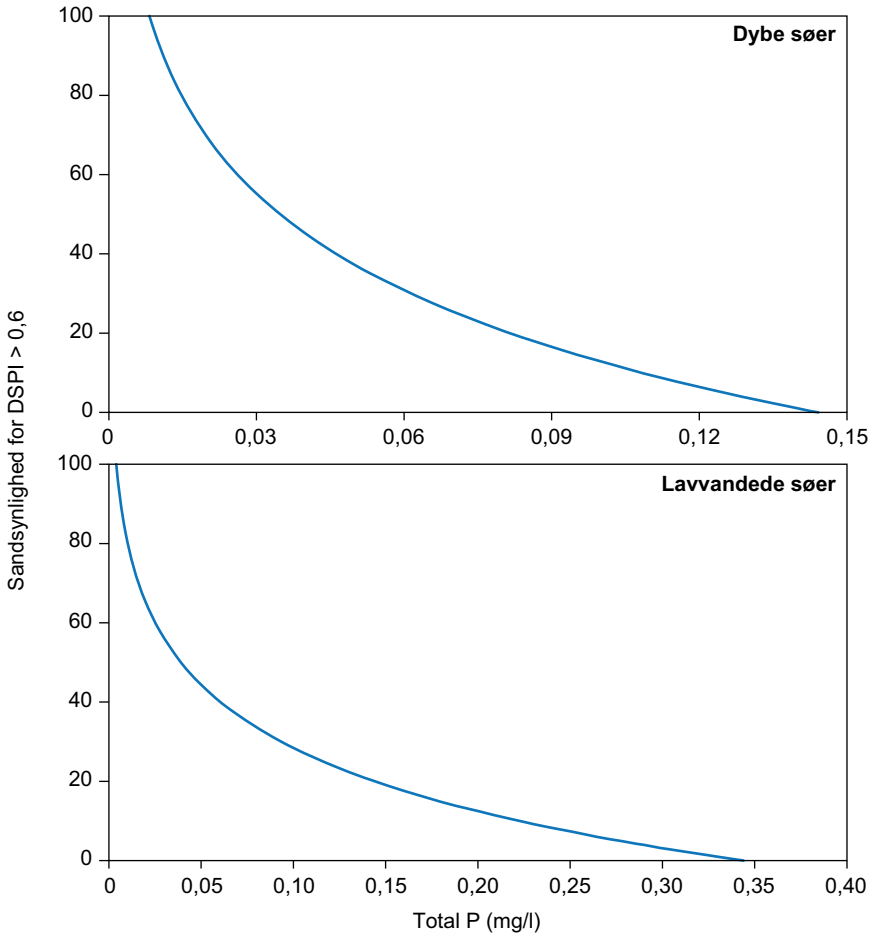
Figurerne er fra Søndergaard et. al (2013b).

Makrofytter



Figur 6.1. Sandsynligheden for målopfyldelse (makrofytindeks >0,6) ved anvendelse af makrofytindekset ved forskelligt indhold af TP i søvandet. Den fuldt optrukne kurve er beregningen, hvis makrofytkrav_1 anvendes, og den stiplede kurve er beregningen, hvis makrofytkrav_2 anvendes (alle søår, se også Bilag 3).

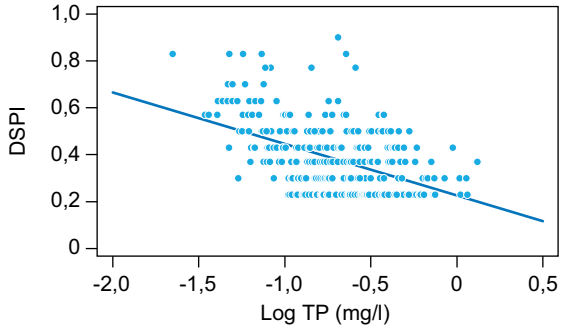
Figur 6.2. Sandsynligheden for målopfyldelse (fytoplanktonindeks>0,6) ved anvendelse af fytoplanktonindekset ved forskelligt indhold af TP i søvandet.



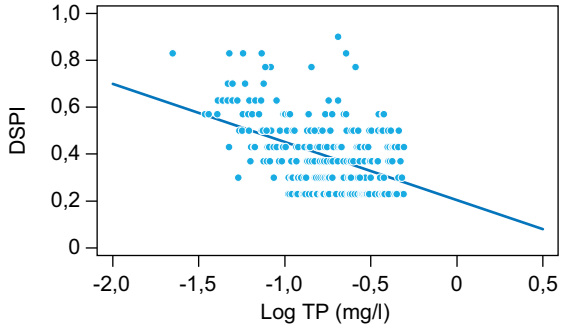
Bilag 6.4. Relationer med TP og fytoplanktonindekset for søtype 9 ved anvendelse af forskellige TP-værdier

Relationerne, der opstilles mellem TP og eqr-værdierne afhænger af det datasæt, der indgår i analyserne. I den sammenhæng kan det også diskuteres, hvorvidt hele datasættet skal indgå i relationerne og om man eksempelvis skal udelukke meget høje TP-værdier, som måske er mindre relevante i forhold til at vurdere god-moderat grænsen. Der kan dog også argumenteres for at bruge hele datamaterialet for at opnå den største gradient og dermed den stærkeste sammenhæng. I afsnit 3.4 er afgrænsningen sat ved 0,5 mg P/l. I dette bilag beskrives relationerne mellem DSPI og TP-indhold ved andre afgrænsninger af TP. Eksemplerne er beskrevet for søtype 9 (lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer), hvorfra der er flest data, men samme problemstilling er gældende for alle søtyper og også for andre indices, herunder makrofytindeksets relationer til TP.

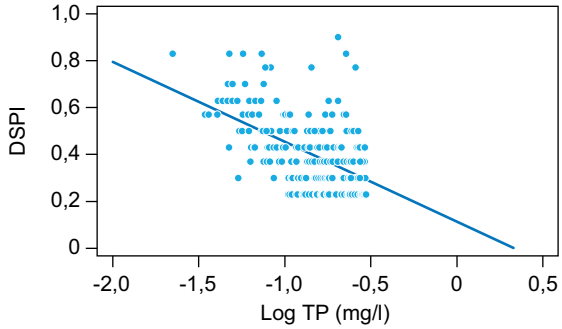
Figur 6.3. Relationer med fytoplanktonindekset DSPI og TP, hvis de største TP-værdier i forskellig grad fravælges.



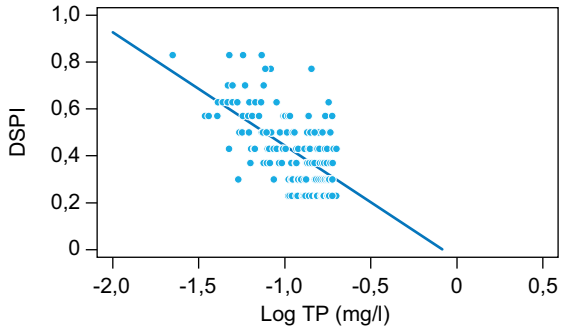
Alle TP
DSPI = 0,23 - 0,22*logTP,
n = 310, R^2 = 0,23
Root MSE: 0,129
Standard error intercept: 0,018
Standard error hældning: 0,023



Hvis TP <0,5
DSPI = 0,20 - 0,25*logTP,
n = 280, R^2 = 0,21
Root MSE: 0,133
Standard error intercept: 0,024
Standard error hældning: 0,029



Hvis TP <0,3
DSPI = 0,11 - 0,34*logTP,
n = 225, R^2 = 0,26
Root MSE: 0,133
Standard error intercept: 0,034
Standard error hældning: 0,039

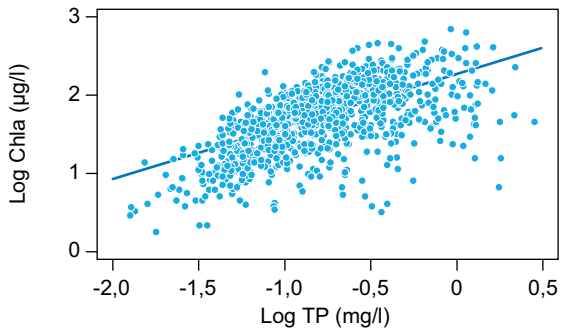


Hvis TP <0,2
DSPI = -0,04 - 0,48*logTP,
n = 160, R^2 = 0,37
Root MSE: 0,123
Standard error intercept: 0,049
Standard error hældning: 0,050

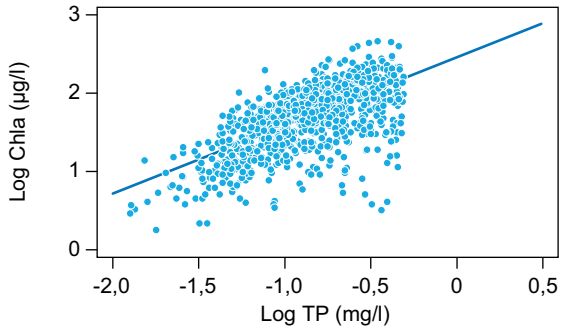
Bilag 6.5. Relationer med TP og klorofyl *a* for søtype 9 ved anvendelse af forskellige TP-værdier

Relationerne, der opstilles mellem TP og klorofyl *a* afhænger af det datasæt, der indgår i analyserne. I afsnit 3.3 er afgrænsningen sat ved 0,5 mg P/l. I dette bilag beskrives relationerne mellem klorofyl *a* og TP-indhold ved andre afgrænsninger af TP. Eksemplerne er beskrevet for søtype 9 (lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer), hvorfra der er flest data, men samme problemstilling er gældende for alle søtyper og også for andre indices, herunder makrofytindeksets relationer til TP. Se også bilag 6.4.

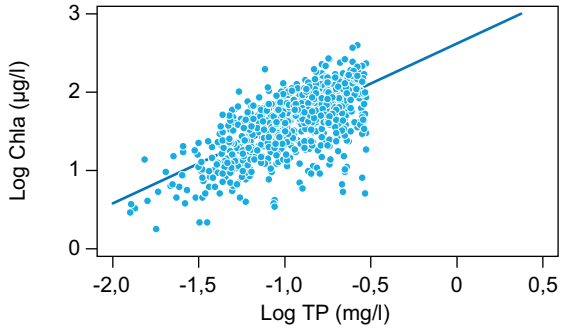
Figur 6.4. Relationer mellem klorofyl *a* (Chla) og TP, hvis de største TP-værdier i forskellig grad fravælges.



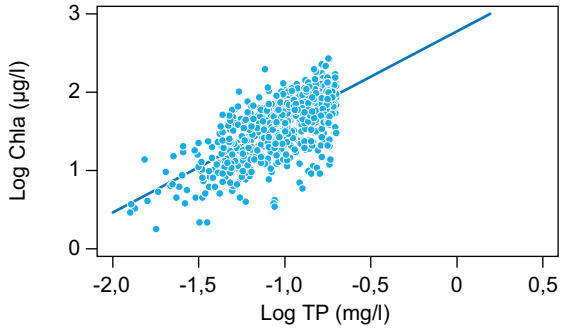
Alle TP
log Chla = 2,26 + 0,675*logTP,
n = 1150, R^2 = 0,36
Root MSE: 0,335
Standard error intercept: 0,023
Standard error hældning: 0,026



Hvis TP <0,5
log Chla = 2,45 + 0,872*logTP,
n = 1051, R^2 = 0,43
Root MSE: 0,311
Standard error intercept: 0,029
Standard error hældning: 0,031



Hvis TP <0,3
Log Chla = 2,61 + 1,020*logTP,
n = 903, R^2 = 0,47
Root MSE: 0,291
Standard error intercept: 0,035
Standard error hældning: 0,036



Hvis TP <0,2
Log Chla = 2,76 + 1,148*logTP,
n = 710, R^2 = 0,48
Root MSE: 0,277
Standard error intercept: 0,047
Standard error hældning: 0,045

[Tom side]

SAMMENHÆNGE MELLEM NÆRINGSSTOFINDHOLD OG BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER I DANSKE SØER

Rapporten opdaterer de empiriske sammenhænge mellem søers næringsstofindhold (fosfor og kvælstof) og to biologiske kvalitetselementer (fytoplankton og makrofytter) og de tilhørende indices, der begge indgår i den økologiske klassificering af søer.

Sammenhængene etableres for alle de 9 danske søtyper, hvorfra der findes data, men for nogle søtyper og indices er der ingen eller kun få data. For de fleste søtyper og indices kan der etableres relativt stærke sammenhæng til indholdet af totalfosfor.

ISBN: 978-87-7156-122-7
ISSN: 2244-9981