



EMPIRISKE SØMODELLER FOR SAMMENHÆNGE MELLEM INDLØBS- OG SØKONCENTRATIONER AF FOSFOR OG KVÆLSTOF

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 376

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

EMPIRISKE SØMODELLER FOR SAMMENHÆNGE MELLEM INDLØBS- OG SØKONCENTRATIONER AF FOSFOR OG KVÆLSTOF

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 376

2020

Martin Søndergaard
Anders Nielsen
Eti E. Levi
Liselotte S. Johansson
Peter Borgen Sørensen
Dennis Trolle

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. 376
Titel:	Empiriske sømodeller for sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af fosfor og kvælstof
Forfattere:	Martin Søndergaard, Anders Nielsen, Eti E. Levi, Liselotte S. Johansson, Peter Borgen Sørensen & Dennis Trolle
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	December 2020
Redaktion afsluttet:	April 2020
Faglig kommentering:	Torben L. Lauridsen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR376_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Nielsen, A., Levi, E.E., Johansson, L.S., Sørensen, P.B. & Trolle, D. 2020. Empiriske sømodeller for sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af fosfor og kvælstof. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport nr. 376 http://dce2.au.dk/pub/SR376.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten etablerer empiriske sammenhænge mellem søers næringstilførsel (fosfor og kvælstof), vandets opholdstid og de resulterende søkoncentrationer. Analyser er gennemført med udgangspunkt i tidligere anvendte modeller, der har været anvendt i forbindelse med det nuværende vandplanarbejde (2015-2021). For fosfors vedkommende opnås der generelt en rimelig og lidt forbedret forklaringsværdi (R^2) for de empiriske sammenhænge end de tidligere modeller. Modellerne forbedres ved kun at anvende data, hvor andelen af umålt tilførsel er mindre end 50%. For kvælstofs vedkommende kan der etableres stærkere empiriske sammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer end for fosfor, og forklaringsværdierne (R^2) ligger her typisk omkring 0,75.
Emneord:	Søer, empiriske modeller, næringsstofftilførsel, søkoncentration, fosfor, kvælstof
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-488-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	32
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR376.pdf
Supplerende oplysninger:	Version December 2020. Første version: Maj 2020. Teksten i første kolonne i tabel 4.2 er ændret, tallene i tabellen er ikke ændret.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Indledning	10
1.1 Baggrund	10
1.2 Formål	11
2 Metoder	12
2.1 Databaggrund og kriterier for udvælgelse	12
2.2 Dataanalyser	14
2.3 Datasættet anvendt til analyser	15
3 Fosfortilførsel og søkoncentration	17
3.1 Empiriske modeller til beregning af søkoncentration	17
3.2 Estimering af koefficienter	18
3.3 Sammenhænge mellem observeret totalfosfor og modelberegnet totalfosfor	19
3.4 Prædiktionsintervaller	20
3.5 Empiriske modeller for søer med lange tidsserier	21
3.6 Sammenligning med tidligere OECD-model	22
3.7 Konklusioner vedr. empiriske modeller for fosfor	22
4 Kvælstoftilførsel og søkoncentration	24
4.1 Empiriske modeller til beregning af søkoncentration	24
4.2 Estimering af koefficienter	24
4.3 Sammenhænge mellem observeret totalkvælstof og modelberegnet totalkvælstof	26
4.4 Empiriske modeller for søer med lange tidsserier	26
4.5 Sammenligning med tidligere OECD-model	27
4.6 Konklusioner vedr. empiriske modeller for kvælstof	28
5 Konklusioner, anbefalinger og usikkerheder	29
5.1 Hovedresultater	29
5.2 Usikkerheder	30
6 Referencer	32

Forord

Denne rapport beskriver empiriske sammenhænge, som kan etableres mellem tilførslen af fosfor og kvælstof til danske søer og den koncentration, der ses i søerne. Disse sammenhænge kan anvendes til at vurdere, hvilken indsats der eventuelt skal iværksættes over for den eksterne næringsstofftilførsel for at opnå et givent næringsstofindhold og eksempelvis mindst en god økologisk tilstand. Rapporten er udarbejdet på foranledning af Miljøstyrelsen, der også har haft mulighed for at kommentere et udkast til rapporten.

Rapporten er en opdatering af en tidligere rapport udgivet i 2015 (Trolle m.fl., 2015).

Sammenfatning

Indholdet af næringsstoffer – især fosfor og kvælstof – sætter de overordnede rammer for søers vandkvalitet og den økologiske tilstand. For at kunne vurdere, hvilken indsats der eventuelt er nødvendig for at opnå mindst en god økologisk tilstand, er det derfor vigtigt med et godt kendskab til søernes næringsstofftilførsel, og hvilken søkoncentration denne kan forventes at resultere i.

Formålet med denne rapport er at anvende et større og opdateret datamateriale samt foretage genberegninger af næringsstoffbidraget fra det umålte opland til at vurdere, om de nuværende anvendte empiriske modeller for sammenhænge mellem kvælstof- og fosfortilførsel til søer og den resulterende søkoncentration skal revideres. Den hydrauliske opholdstid inddrages til at opstille simple empiriske modeller for sammenhæng mellem tilførsel og søkoncentration af fosfor og kvælstof.

Modellerne er etableret på baggrund af opdaterede og længere tidsserier end tidligere af målinger af stofftilførsel og søkoncentrationer. Der er taget udgangspunkt i Vollenweider-modellen, der også blev anvendt ved udarbejdelsen af de første vandplaner (2009-2015), samt den modificerede OECD-model, der er anvendt i de nuværende vandområdeplaner (2015-2021). Det anvendte datasæt omfatter en bruttoliste med 50 søer, som i den endelige analyse blev reduceret til at omfatte data fra 20 søer (189 søår). Dette skete for blandt andet at frasortere søer, som ikke antages at være i ligevægt med den eksterne belastning, og derfor ikke opfylder kriterierne for disse empiriske analyser. I forhold til tidligere analyser, hvor data fra 2000 og frem blev anvendt, er der endvidere gennemført separate analyser, hvor kun data fra 2005 og frem er anvendt. Endelig er der også gennemført analyser, hvor der kun anvendes data fra søer og år, hvis mindst halvdelen af den beregnede fosfor- eller kvælstofftilførsel stammer fra målte deloplande. Det vil sige, at belastningsdata, hvor størstedelen udgøres af bidrag fra det umålte opland, som formentlig indebærer mere usikre beregninger, udelades fra analyserne.

Det beskedne antal på 20 søer gør analyseresultaterne usikre, ikke mindst hvis der ønskes en underinddeling i specifikke søtyper. Usikkerheden i de etablerede sammenhænge øges også, ved at det ikke med sikkerhed kan afgøres om de søer, som er anvendt i analyserne, helt er i ligevægt med den eksterne næringsstofftilførsel. Endvidere udgøres det tilgængelige datasæt næsten udelukkende af næringsrige søer, hvilket betyder, at modellerne er bedst til at udtale sig om sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentrationer i uklare søer, som må forventes at være i moderat, ringe eller dårlig økologisk tilstand. Samtidigt er det dog også disse søer, hvor det især er nødvendigt at reducere næringsstofftilførsel og anvende empiriske modeller.

For fosfor viser de nye analyser, at der kan etableres empiriske sammenhænge, hvor forklaringsværdien (R^2) øges noget i forhold til de nuværende anvendte modeller. Således kan der opnås en forklaringsværdi af variationen af data på 59 % ved anvendelsen af den modificerede OECD-model med tre koefficienter, hvis alle år fra 2000-2018 anvendes, og hvis kun søer, hvor mindst halvdelen af fosfortilførsel stammer fra målinger, indgår. Det anbefales at anvende disse empiriske modeller til fremtidige beregninger af sammenhænge mellem tilførte fosforkoncentrationer og søkoncentrationer. I de tidligere anvendte modeller (data fra 2000-2011) var forklaringsværdien på 45 %. Forklaringsværdier og

MSE-værdier (Mean Squared Error) for de nye modeller ændres ikke væsentligt af, om der anvendes data fra 2000-2018 eller fra 2005-2018, og det tyder dermed ikke på, at evt. manglende ligevægtsforhold i perioden 2000-2005 har stor indflydelse på de empiriske sammenhænge. Derimod betyder fravalget af data fra søer, hvor det umålte opland udgør størstedelen af den samlede fosfortilførsel, en øget forklaringsværdi. Hermed indikeres, at selve beregningerne af fosfortilførsel fra et umålt opland udgør en væsentlig usikkerhedsfaktor for de empiriske sammenhænge mellem fosfortilførsel og fosforkoncentrationer i søer. En sammenligning mellem de empirisk modelberegnedes fosforkoncentrationer baseret på det "gamle" og det "nye" modeludtryk grupperer sig fortrinsvis omkring 1:1-linjen. For en del søers (søårs) vedkommende er der betydelige forskelle, og der er søer og år, hvor forskellen mellem "gammel" og "ny" modeleret TP er mere end en faktor to.

For kvælstof kan der etableres noget stærkere empiriske sammenhænge mellem den eksterne kvælstoftilførsel og den målte søkoncentration end for fosfor. Forklaringsværdien ligger omkring 75 %. Hverken forklaringsværdi eller spredningen (repræsenteret ved MSE) adskiller sig væsentligt fra modeltyperne anvendt i de nuværende vandområdeplaner. I modsætning til fosfor, så øges forklaringsværdien ikke ved at udelade målinger, hvor de målte værdier for kvælstoftilførsel udgør mere end halvdelen af den samlede kvælstoftilførsel.

Summary

The level of nutrients – especially phosphorus and nitrogen – sets the overall framework for the water quality of lakes and their ecological status. In order to be able to assess the extent to which efforts are needed to obtain at least good ecological status, it is therefore important to have a good understanding of the nutrient supply to the lakes and the expected resulting lake concentrations.

The purpose of this report is to use a larger and up-to-date data set, as well as to carry out re-calculations of the nutrient contribution from the unmonitored catchment, in order to assess whether the existing empirical models for the relations between the inputs of nitrogen and phosphorus to lakes and the resulting lake concentrations need to be revised. The hydraulic retention time is included to create simple empirical models for the relations between the inputs and lake concentrations of phosphorus and nitrogen.

The models are founded on up-to-date and longer time series than earlier measurements of nutrient inputs and lake concentrations. The basis of the models is that of Vollenweider, which was also used for the preparation of the first water plans (2009-2015), and the modified OECD model used in the current river basin management plans (2015-2021). The dataset used includes a gross list of 50 lakes whose number was reduced in the final analysis to include data from 20 lakes (189 lake years). This was done to exclude lakes that are not considered to be in equilibrium with the external loading and which therefore do not meet the criteria for these empirical analyses. Compared with previous analyses, where data from 2000 and onwards were used, separate analyses have been conducted including only data from 2005 and onwards. Finally, analyses have been undertaken where data from lakes and years are only used if at least half of the calculated phosphorus or nitrogen input comes from monitored sub-catchments. In this way data where unmonitored catchments contribute the major part of the loading – which probably entails more uncertain calculations – are omitted from the analyses.

The modest number of 20 lakes makes the analysis results uncertain, not least if a subdivision into specific lake types is requested. Uncertainty also increases due to the fact that it is not possible to ascertain whether the lakes used in the analyses are in complete equilibrium with the external nutrient input. In addition, the available dataset consists almost exclusively of nutrient-rich lakes, which means that the models are best at elucidating relations between nutrient inputs and lake concentrations in turbid lakes, which expectedly have moderate, poor or bad ecological status. At the same time, however, these are the lakes for which a reduction of nutrient inputs and application of empirical models are particularly important.

For phosphorus, the new analyses show that it is possible to establish empirical relations where the explanatory value (R^2) increases compared with the currently applied models. Thus, by using the modified OECD model with three coefficients, the explained variation of the data is 59% if all years from 2000-2018 are used and if only lakes where at least half of the phosphorus input is derived from measurements are included. It is recommended to apply these empirical models in future calculations of the relationship between phosphorus inputs and lake concentrations. In the previously used models

(data from 2000-2011), the explanatory value was 45%. The explanatory values and MSE values (Mean Squared Error) of the new models do not change significantly whether data from 2000-2018 or from 2005-2018 are used, indicating that the possible lack of equilibrium conditions in the period 2000-2005 had no major influence on the empirical relations. On the other hand, exclusion of data from lakes where unmonitored catchments constitute the majority of the total phosphorus contribution gives an increased explanatory value. This suggests that the actual calculation of the phosphorus input from an unmonitored-catchment constitutes a significant factor of uncertainty for the empirical relations between the input and the in-lake concentration of phosphorus. A comparison of the empirically modelled phosphorus concentrations based on the 'old' and the 'new' model expression is primarily distributed around the 1:1 line. For quite a few of the lakes (lake years), there are significant differences and for lakes and years the difference between the 'old' and 'new' modelled TP varies more than a factor two.

For nitrogen, it is possible to establish somewhat stronger empirical relations between the external nitrogen input and the measured lake concentration than for phosphorus. The explanatory value is approx. 75%. Neither the explanatory value nor the dispersion (represented by MSE) are significantly different from those of the models applied in the current river basin management plans. In contrast to phosphorus, the explanatory value does not increase when excluding measurements in which the nitrogen input constitutes more than half of the total nitrogen input.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Søers indhold af næringsstoffer – især fosfor og kvælstof – sætter de overordnede rammer for søernes vandkvalitet og de biologiske forhold. Dermed er indholdet af næringsstoffer også afgørende for den økologiske tilstand, som søerne har. For at forbedre tilstanden i søer vil det derfor ofte være nødvendigt at mindske deres indhold af næringsstoffer. Dette gælder også søer, som ikke opfylder vandrammedirektivets krav om mindst en god økologisk tilstand.

Indholdet af næringsstoffer i søer er først og fremmest styret af den eksterne næringsstofftilførsel, jo større tilførsel, jo højere søkoncentrationer. For at kunne vurdere, hvilken indsats der eventuelt er nødvendig for at opnå mindst en god økologisk tilstand i en given sø, er det ud over et godt kendskab til søens næringsstofftilførsel også vigtigt at vide, hvilken søkoncentration denne tilførsel kan forventes at resultere i. Her er det vigtigt og et centralt element i udarbejdelsen af planer for de enkelte søer at kunne vurdere, hvilken indsats der skal til for at nedbringe næringsstofindholdet og dermed forbedre tilstanden.

Søers næringsstofindhold påvirkes imidlertid også af en række andre forhold, som betyder, at der ikke nødvendigvis er simple sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentration. Eksempelvis vil søer med lang hydraulisk opholdstid ved en given fosfortilførsel under ligevægtsforhold generelt have en lavere søkoncentration end søer med en kort opholdstid, fordi en relativ større mængde fosfor tilbageholdes i søernes sediment. Et andet eksempel er de biologiske forhold, som har stor indflydelse på næringsstofindholdet og søernes evne til at tilbageholde både fosfor og kvælstof. Ændringer i de biologiske forhold kan derfor også påvirke den interne næringsstoffdynamik. Dette er eksempelvis påvist i biomanipulerede søer, hvor etableringen af mere klarvandede forhold reducerer søvandets indhold af både fosfor og kvælstof (Søndergaard m.fl., 2016).

Et tidligere projekt beskriver nærmere baggrunden og forudsætningerne for anvendelsen af empiriske modeller for sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentration samt de forskellige typer af modeller, der har været anvendt (Trolle m.fl., 2015). En vigtig forudsætning for opstillingen af disse empiriske modeller mellem tilførsel og søkoncentration er eksempelvis, at søerne er i ligevægt med den eksterne næringsstofftilførsel, så interaktionerne mellem sediment og vandfase har haft tid til at indstille sig. Eftersom belastningen til mange danske søer er reduceret eller ændret markant gennem de sidste årtier, repræsenterer de tilgængelige data fra disse søer ikke nødvendigvis søer i ligevægt (se også afsnit 2.2). Dette kommer til udtryk i, at der er en væsentlig højere fosforkoncentration i søvandet end forventet, fordi der frigives fosfor fra en pulje ophobet i sedimentet fra dengang, hvor belastningen var større. På baggrund af en international undersøgelse af 35 søers respons efter reduceret ekstern fosfortilførsel er det blevet konkluderet, at søer ofte er 10-15 år om at indstille sig efter en reduceret ekstern fosforbelastning (Jeppesen m.fl., 2005), men der er store forskelle afhængig af søtype og belastningshistorie (se eksempelvis Søndergaard m.fl., 2019a, b).

I Trolle m.fl. (2015) blev det også analyseret, hvordan der på baggrund af eksisterende modeltyper og på baggrund af danske data kunne etableres empiriske sammenhænge mellem den estimerede næringsstofftilførsel (fosfor og kvælstof) og søkoncentrationer. Modellerne blev etableret på baggrund af beregninger af stoftilførsel og målte søkoncentrationer og med udgangspunkt i eksisterende modeltyper, hvor der dog blev inkluderet en række yderligere modelkoefficienter i et forsøg på at forbedre modellens nøjagtighed i forhold til et dansk datasæt. Disse modeller anvender som input den estimerede vandføringsvægtede årsgennemsnitlige indløbskoncentration sammen med vandets opholdstid i søen til at beregne den årsgennemsnitlige søkoncentration. Analyserne resulterede i flere typer af empiriske modeller, der dog alle gav forholdsvis lave forklaringsværdier (R^2 -værdier). Lav forklaringsværdi betyder, at beregningen af et eventuelt indsatsbehov bliver mere usikker.

Siden analyserne af Trolle m.fl. (2015) er et større datagrundlag blevet tilgængeligt via længere tidsserier, og samtidigt er der også gennemført justeringer af, hvordan næringsstofbelastningen fra det umålte opland kan kvantificeres yderligere i forhold til tidligere. Endvidere er der de seneste år og også i øjeblikket projekter i gang, som etablerer mekanistiske (dynamiske) modeller for flere søer, og det har givet et større erfaringsgrundlag i forhold til at forstå og vurdere, hvilke sammenhænge der er de vigtigste.

1.2 Formål

Formålet med dette projekt er at vurdere om de empiriske modeller, der blev anvendt i forbindelse med det nuværende vandplanarbejde (2015-2021) til at beregne sammenhænge mellem kvælstof- og fosfortilførsel til søer og den resulterende søkoncentration, stadig repræsenterer det mest valide grundlag for beregninger af indsatsbehov for søer med manglende målopfyldelse. Der etableres nye sammenhænge, og det vurderes, om der findes alternative modeller, som kan dække de forskellige søtyper.

2 Metoder

2.1 Databaggrund og kriterier for udvælgelse

Modeller for sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentration er etableret på baggrund af opdaterede estimater af stoftilførsel og målte søkoncentrationer. Der er indledningsvis anvendt data indsamlet siden overvågningsprogrammets start. Dette omfatter estimater af stoftilførsel og næringsstofkoncentrationer: totalkvælstof (TN) og totalfosfor (TP) i søer samt morfologiske data (opholdstid, vanddybde m.m.). Som inputdata i de empiriske modelberegninger er anvendt en omregnet stoftilførsel repræsenteret ved den vandføringsvægtede, årsgennemsnitlige indløbskoncentration (mg/l) og den årsgennemsnitlige søkoncentration (mg/l).

I forhold til den tidligere rapport af Trolle m.fl. (2015) er bidraget fra blandt andet det umålte opland genberegnet via standardiserede principper (se evt. Johansson m.fl., 2019, bilag 1). Disse genberegninger er gennemført efter principperne skitseret i box 1. Selv med opdaterede beregninger vil estimater af bidraget fra det umålte opland alt andet lige forventes at være behæftet med større usikkerhed end målte værdier. Den samlede belastning, som estimeres, må derfor forventelig være mere usikkert bestemt, desto større andel den umålte tilførsel udgør af den samlede tilførsel. Dette er baggrunden for, at der også er gennemført analyser for sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer, hvis der kun medtages data, hvor den målte tilførsel af fosfor eller kvælstof udgør mindst halvdelen.

Box 1. Anvendte principper ved beregning af stoftilførsler

I de opgjorte vand- og stoftilførsler (TP og TN) til en given sø indgår tilførsler fra målte tilløb samt et modelleret diffust bidrag fra søens umålte deloplande. Endvidere er der medtaget oplandsspecifikke punktkilder. Andelen af umålt opland til en given sø kan variere over tid, da målestationer kan være flyttet, nedlagt eller oprettet, og dette er medtaget i opgørelsen, så alle væsentlige monitoringsdata kontinuert og i videst muligt omfang inddrages. Fra umålte oplande estimeres tilført vandvolumen og TP/TN-koncentration ud fra søspecifik statistisk modellering og under successiv inddragelse af alle tilgængelige monitoringsdata i overvågningsårene 2000-2018. For vand opstilles massebalancen over søen i en generel lineær model, der forudsætter lineær sammenhæng på månedsværdier mellem det samlede målte tilløb og det målte udløb. Herudfra bestemmes andelen af umålt vand, der opdeles i hhv. umålt baseflow/grundvandsudveksling og overfladeflow. I de særtilfælde, hvor der er manglende data for udløbet, estimeres udløbet med brug af Q/Q-relationer til lokale målestationer ved brug af DK-QNP-modellen.

TP og TN-tilførslen til søen er opgjort som summen af TP og TN fra søens målte oplandsdel og TP/TN fra den umålte del. Målt TP/TN indgår dermed direkte, mens de umålte kilder findes via modelestimater for den umålte vandmængde og en associeret, modelleret umålt koncentration for hhv. baseflow/grundvandsudveksling og overfladetilstrømning. TP og TN-koncentrationen for umålt vand bestemmes ved brug af det målte tilløb, som er korrigeret for den oplandsspecifikke punktkildebelastning, så der opnås et estimat for det diffuse bidrag. For at overføre estimater til det umålte vand foretages yderligere en skalering, hvor næringsstofkoncentrationer, der repræsenterer det umålte opland, justeres på baggrund af DK-QNP-modelens fosforkoncentrationer for søernes individuelle deloplande. Det betyder, at estimaterne på bidraget fra søernes umålte deloplande er et produkt af karakteristikken fra søens målte oplande under hensyntagen til de oplandsspecifikke forskelle, som DK-QNP-modellen udtrykker; dvs. forskelle i jordtype, dyrkningsgrad, afvandsingsgrad, nedbør, temperatur samt årligt overskud fra landbruget.

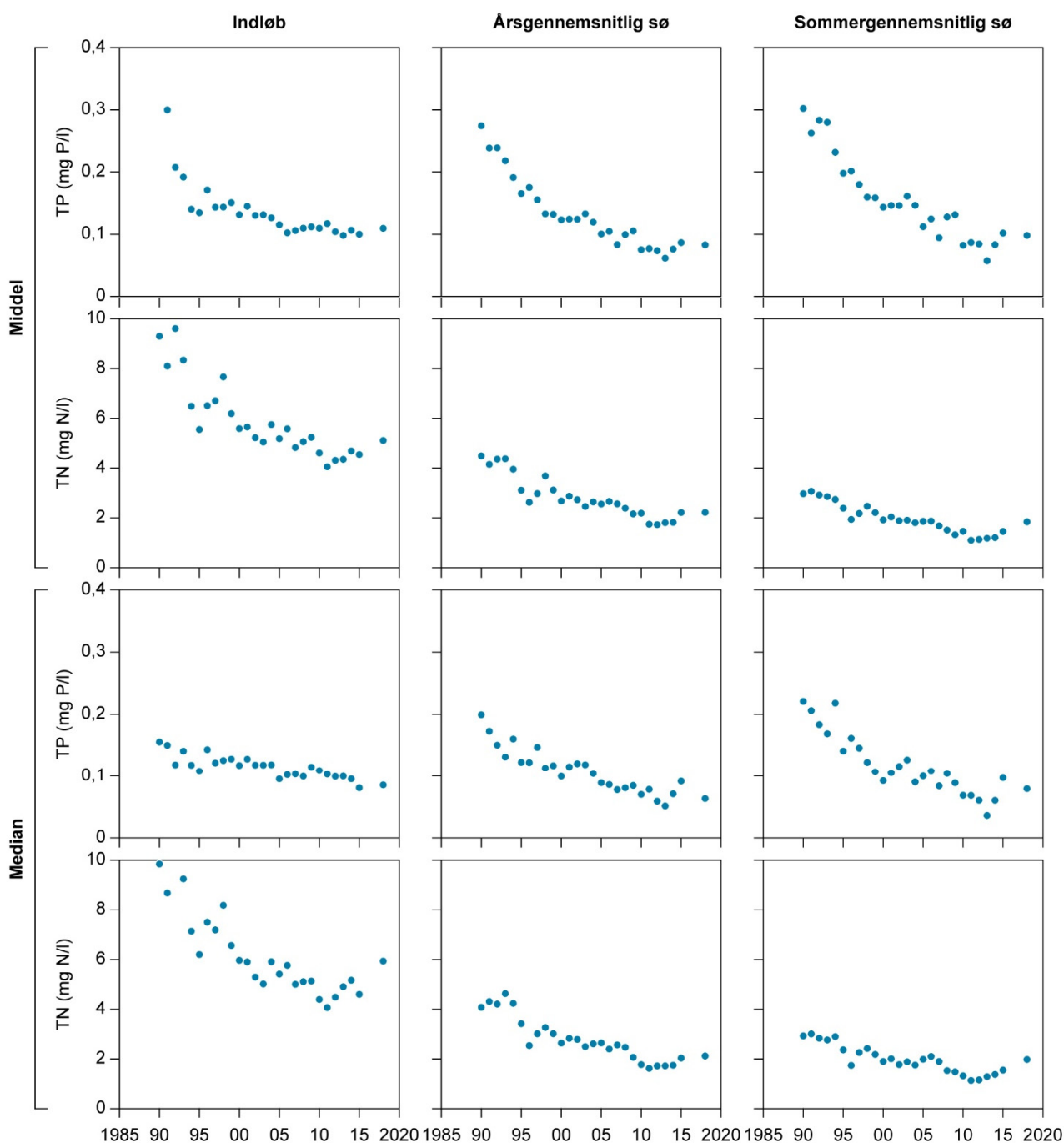
Første skridt i dataforberedelsen har været at udarbejde en bruttoliste over søer med anvendelige data. Denne liste kvalitetsvurderes på baggrund af en række kriterier (se Trolle m.fl., 2015) før de endelige analyser. I den tidligere rapport (Trolle m.fl., 2015) blev der tilvejebragt en bruttoliste på 50 søer, som blandt andet blev vurderet i forhold til, om søerne kunne antages at være i ligevægt med den eksterne næringsstofftilførsel. Bruttolisten omfatter blandt andet intensivt overvågede søer fra NOVANA-programmet, som er fulgt gennem mange år og derfor vil dominere analyserne, når alle måleår anvendes.

Før den endelige dataanalyse er bruttolisten med de 50 søer yderligere kvalitetsvurderet på baggrund af en række kriterier:

1. Sø- og indløbsdata skal være tilgængelige.
2. Det skal være muligt at beregne årsgennemsnit, dvs. som minimum én måling i hver af de tre vinterperioder: oktober-november, december-februar og marts-april, samt minimum fire målinger i sommerperioden maj-september.
3. Der skal være en form for afløbs- eller indløbsdata / -estimat til estimering af opholdstid.
4. Årene, hvor søer antages ikke at være i ligevægt med den eksterne belastning, frasorteres. Her er valgt og anvendt to strategier:
 - 4a. Alle år i perioden før 2000 frasorteres, eller
 - 4b. Alle år i perioden før 2005 frasorteres.

Frasorteringen af data fra før 2000 eller 2005 er foretaget, som omtalt i indledningen, for at sikre, at de anvendte data stammer fra søer, som er i ligevægt med den eksterne næringsstofftilførsel. Det betyder, at den eksterne tilførsel af næringsstoffer har været nogenlunde stabil i en årrække, så søkoncentrationen ikke påvirkes for meget af en næringsstoffpulje, som frigives fra sedimentet. Dette er især relevant ved etableringen af empiriske modeller for indhold af fosfor, fordi store mængder af fosfor kan ophobes i sedimentet, når belastningen er høj, hvoraf en del så efterfølgende frigives igen, når belastningen reduceres.

Udviklingen i næringsstofindhold i de analyserede søer siden 1989 er vist i Figur 2.1. Her fremgår det tydeligt, at de største ændringer i indløbskoncentrationen af både fosfor og kvælstof er sket i løbet af 1990'erne. Det er også her, at de største ændringer i søkoncentrationerne ses. Figuren viser imidlertid også, at der i løbet af 00'erne er en faldende koncentration af både totalfosfor og totalkvælstof, dog således at der efter ca. 2005 kun er tale om mindre ændringer. Det antyder, at søerne som helhed betragtet i en vis grad stadigvæk er under indsvingning og dermed ikke kan antages at være helt i ligevægt. Dette er baggrunden for, at der i analyserne kun er anvendt data fra henholdsvis 2000 eller 2005 og frem i de empiriske analyser. Frasorteringen af data, som ikke anvendes, er en balancegang i forhold til stadigvæk at kunne gennemføre analyserne på et så stort datasæt som muligt.



Figur 2.1. Vandføringsvægtede indløbskoncentrationer, årgennemsnitlige søkoncentrationer og sommergennemsnitlige søkoncentrationer af totalfosfor og totalkvælstof siden 1989 i de 20 søer, der er anvendt i analyserne. Øverst er vist gennemsnitlige værdier, og nederst er vist medianværdier.

2.2 Dataanalyser

Analyserne er gennemført med baggrund i modellerne beskrevet i Trolle m.fl. (2015). Disse omfatter Vollenweider-modellen, der er anvendt ved udarbejdelsen af de første vandplaner fra 2009-2015 (Vollenweider, 1976), samt en modificeret OECD-model, der er anvendt til de seneste vandområdeplaner fra 2015-2021. I den modificerede OECD-model er der anvendt en, to eller tre koefficienter ved opsætning af de empiriske sammenhænge. For den modificerede OECD-model er der endvidere gennemført analyser på grupper af søer:

dybe/lavvandede (afgrænset ved en middeldybde på 3 m) og lang/kort opholdstid (afgrænset ved en opholdstid på en måned), samt hvis der kun anvendes data fra søer med et TP-indhold under 0,2 mg/l. Analyserne med gruppering af søer er gennemført for at vurdere, om disse fører til væsentligt andre empiriske sammenhænge og forbedringer i forklaringsværdien. Alle grupperinger og afgrænsninger betyder et mindre datasæt og dermed mere usikre analyser.

Analyserne er gennemført på flere måder, først og fremmest som beskrevet i Trolle m.fl. (2015), hvilket vil sige, at alle års data anvendes for hver sø. Dette betyder et relativt stort datasæt, men samtidig også, at søer med mange års data får størst indflydelse på analyseresultaterne. Alternativt er der også gennemført analyser, hvor der kun er anvendt data fra det sidste års målinger i hver sø. Dette betyder et væsentligt mindre datasæt, men på den anden side vægtes data fra alle søer ligeligt. Endvidere er der også gennemført sø-specifikke analyser for de 10 søer med lange tidsserier for at vurdere, hvordan sammenhængen er i enkelte søer, og for at få et indtryk af den variation, som analyserne af det samlede datasæt dækker over. Endelig er der, som omtalt, også gennemført separate analyser, som kun inddrager data, hvor mindst halvdelen af næringsstofftilførslen stammer fra målte værdier. Dette indebærer, at data, hvor størstedelen af den estimerede fosfor- eller kvælstofftilførsel stammer fra umålt opland, ikke er anvendt.

Der anvendes to statistiske parametre til at vurdere, hvor godt modellerne udviklet på de anvendte data stemmer overens med de reelle observationer. Dette inkluderer R^2 -værdier, som udtrykker styrken i en lineær sammenhæng mellem modeldata og observationer (men angiver alene ikke noget om, hvorvidt sammenhængen er i nærheden af en 1:1-linje), og Mean Squared Error (MSE eller kvadratroden af MSE, RMSE), som giver et udtryk for den generelle spredning, der findes omkring 1:1-linjen mellem modeldata og observationer. Ved fastlæggelsen af koefficienter for de forskellige modeltyper har vi optimeret koefficienterne i forhold til RMSE. Se Trolle m.fl. (2015) for en nærmere vurdering af de to statistiske metoder.

2.3 Datasættet anvendt til analyser

Ved anvendelse af de fire punkter til afgrænsning af data, som er beskrevet under 2.1, er det totale antal søer nede på 20, omfattende 189 sø-år (2000-2018). Det beskedne antal søer gør analyseresultaterne mere usikre, især hvis der ønskes en underopdeling i specifikke søtyper. En oversigt over søerne og deres data er givet i Tabel 2.1. Det bemærkes, at TN- og TP-koncentrationer helt tilbage til 2007 kan være fejlbehæftede pga. fejlagtige analysemetoder (se Larsen m.fl., 2018; Johansson m.fl. 2019).

Hvis der kun anvendes data, hvor mindst halvdelen af den estimerede tilførsel af fosfor og kvælstof stammer fra målte data, reduceres det samlede antal søår til henholdsvis 149 søår (for TP) og 165 søår (for TN) (Tabel 2.2). De følgende analyser, tabeller og figurer baserer sig på sidstnævnte datasæt, så med mindre andet er indikeret, præsenteres kun beregninger og figurer fra søer, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfor- eller kvælstofftilførsel stammer fra målte værdier.

Tabel 2.1. Centrale data for de 20 søer anvendt til etablering af modeller for sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og sø-koncentration. Årsgennemsnit og minimum-maksimumværdier dækker perioden 2000-2018.

Sø	Antal år med data	Sø-areal (km ²)	Middeldybde (m)	Opholdstid (år)	TP	TN
					Årsgennemsnit (min-maks)	Årsgennemsnit (min-maks)
					[mg P/L]	[mg N/L]
Arreskov Sø	15	3,17	1,9	1,06	0,10 (0,04-0,23)	1,96 (1,18-3,71)
Arresø	16	39,9	3,1	2,69	0,15 (0,09-0,23)	2,11 (1,40-2,71)
Bryrup Langsø	16	0,37	4,6	0,23	0,07 (0,04-0,09)	2,82 (2,14-3,49)
Engelsholm Sø	16	0,44	2,6	0,21	0,05 (0,04-0,09)	1,17 (0,93-1,44)
Furesøen, Storesø	16	9,41	13,5	10,0	0,08 (0,06-0,10)	0,74 (0,65-0,88)
Hinge Sø	16	0,93	1,2	0,05	0,09 (0,06-0,15)	2,28 (1,48-3,35)
Hostrup Sø	4	2,02	2,2	1,81	0,05 (0,03-0,06)	1,37 (1,27-1,55)
Jels Midtsø	1	0,24	4,3	0,11	0,09 (0,09-0,09)	3,80 (3,80-3,80)
Klejtrup Sø	2	1,33	2,9	0,58	0,10 (0,07-0,13)	2,39 (2,17-2,60)
Ravn Sø	16	1,81	15,1	1,63	0,03 (0,02-0,04)	2,35 (1,65-3,41)
Salten Langsø	1	2,92	4,5	0,18	0,06 (0,06-0,06)	0,96 (0,96-0,96)
Store Søgård Sø	16	0,61	2,7	0,19	0,19 (0,11-0,32)	3,34 (2,67-4,48)
Stubbe Sø	1	3,79	2,8	0,64	0,07 (0,07-0,07)	1,29 (1,29-1,29)
Søgård Sø, Jylland	10	0,27	1,6	0,05	0,14 (0,09-0,19)	4,25 (2,85-5,14)
Søholm Sø	16	0,26	6,7	1,15	0,05 (0,03-0,08)	1,70 (1,33-2,15)
Tissø	10	12,3	8,2	1,34	0,13 (0,05-0,22)	2,14 (1,69-2,51)
Tystrup Sø	4	6,62	9,9	0,43	0,13 (0,12-0,16)	4,15 (4,00-4,38)
Vesterborg Sø	16	0,21	1,4	0,06	0,12 (0,09-0,17)	3,95 (2,45-5,21)
Ørnsø	4	0,42	4,0	0,05	0,07 (0,06-0,08)	1,18 (1,10-1,21)
Gundsømagle Sø	10	0,32	1,3	0,06	0,21 (0,12-0,29)	3,46 (2,21-4,23)

Tabel 2.2. Årsgennemsnitlig TP og TN samt minimum og maksimum for de 20 søer anvendt til etablering af modeller for sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentration, hvis der kun anvendes data, hvor mindst 50 % af den beregnede fosfor- og kvælstofbelastning er baseret på målte værdier. Årsgennemsnit og minimum-maksimumværdier dækker perioden 2000-2018.

Sø	Antal år med TP data	TP	Antal år med TN data	TN
		Årsgennemsnit (min-maks) [mg P/L]		Årsgennemsnit (min-maks) [mg P/L]
Arreskov Sø	-	-	1	1,79 (1,79-,79)
Arresø	16	0,15 (0,09-0,23)	15	2,15 (1,40-2,71)
Bryrup Langsø	16	0,07 (0,04-0,09)	16	2,82 (2,14-3,49)
Engelsholm Sø	1	0,06 (0,06-0,06)	10	1,20 (0,93-1,44)
Furesøen, Storesø	-	-	-	-
Hinge Sø	16	0,09 (0,06-0,15)	16	2,28 (1,48-3,35)
Hostrup Sø	3	0,05 (0,03-0,06)	4	1,37 (1,27-1,55)
Jels Midtsø	1	0,09 (0,09-0,09)	1	3,80 (3,80-3,80)
Klejtrup Sø	2	0,10 (0,07-0,13)	2	2,39 (2,17-2,60)
Ravn Sø	15	0,03 (0,02-0,04)	16	2,35 (1,65-3,41)
Salten Langsø	1	0,06 (0,06-0,06)	1	0,96 (0,96-0,96)
Store Søgård Sø	16	0,19 (0,11-0,32)	16	3,34 (2,67-4,48)
Stubbe Sø	1	0,07 (0,07-0,07)	1	1,29 (1,29-1,29)
Søgård Sø, Jylland	6	0,16 (0,10-0,19)	6	4,52 (4,06-5,14)
Søholm Sø	15	0,05 (0,03-0,08)	16	1,70 (1,33-2,15)
Tissø	10	0,13 (0,05-0,22)	10	2,14 (1,69-2,51)
Tystrup Sø	-	-	4	4,15 (4,00-4,38)
Vesterborg Sø	16	0,12 (0,09-0,17)	16	3,95 (2,45-5,21)
Ørnsø	4	0,07 (0,06-0,08)	4	1,18 (1,10-1,21)
Gundsømagle Sø	10	0,21 (0,12-0,29)	10	3,46 (2,21-4,23)

3 Fosfortilførsel og søkoncentration

3.1 Empiriske modeller til beregning af søkoncentration

Modelberegningerne af sammenhænge mellem fosfortilførsel og søkoncentration er foretaget som beskrevet i Trolle m.fl. (2015). Disse beregninger tager udgangspunkt i Vollenweider-modeltypen (Vollenweider, 1976), hvor søens årsmiddelkoncentration ($P_{sø}$) bestemmes ud fra den vandføringsvægtede årlige indløbskoncentration ($P_{indløb}$) og søens opholdstid (t_w , år): $P_{sø} = P_{indløb} / (1 + \sqrt{t_w})$. Den oprindelige Vollenweider-model er anvendt som udgangspunkt for modificerede OECD-modeltyper, hvor der introduceres en, to eller tre yderligere koefficienter (Tabel 3.1). OECD-modellen med én koefficient (a), hvor denne koefficient sættes lig 1, svarer således til Vollenweider-modellen. De tre koefficienter kan optimeres automatisk i forhold til R^2 - og MSE-værdier (Mean squared error) ved brug af Generalized Reduced Gradient-algoritmen (via programmeringssproget Python) og efterfølgende anvendes i de empiriske modeludtryk.

I nærværende rapport er der fokuseret på den oprindelige Vollenweider-model samt de modificerede OECD-modeller med én-tre koefficienter, der så mest lovende ud (med lavest bias) i de tidligere analyser (Trolle m.fl., 2015). Hvor ikke andet er nævnt for OECD-modellen, er der vist analyser for modellen med tre koefficienter.

Tabel 3.1. Oversigt over de anvendte modeltyper til beregning af sammenhænge mellem årgennemsnitlige søkoncentrationer (mg/l) og årgennemsnitlige, vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af fosfor (mg/l). T_w er den hydrauliske opholdstid (år). Se også Trolle m.fl. (2015). Der optimeres på de tre koefficienter a , b og c , hvor a sættes til højst at kunne være 5, for at sikre at modellen holder sig inden for realistiske værdier.

Modeltype	$TP_{sø} =$
Vollenweider	$P_{indløb} / (1 + \sqrt{t_w})$
Modificeret OECD (1 koefficient)	$a * P_{indløb} / (1 + \sqrt{t_w})$
Modificeret OECD (2 koefficienter)	$a * P_{indløb}^b / (1 + \sqrt{t_w})$
Modificeret OECD (3 koefficienter)	$a * P_{indløb}^b / (1 + \sqrt{t_w})^c$

Beregninger er gennemført som i Trolle m.fl. (2015), hvilket vi sige, at analyser først er gennemført for alle søer og søår i datasættet. Data fra forskellige år fra samme sø kan dog ikke betragtes som uafhængige – især ikke hvis opholdstiden er lang, men alle søår er her anvendt i de fleste tilfælde for at øge mængden af data, der kan indgå i beregningerne. Efterfølgende er data inddelt i lavvandede/ dybe søer og i hurtigt/langsomt gennemstrømmede søer for at vurdere, om der er basis for at opstille og anvende forskellige modeller for forskellige søtyper samt en inddeling i to fosforkategorier (adskilt ved 0,2 mg/l).

Ud over analyserne gennemført i Trolle m.fl. (2015) er der også lavet en række supplerende analyser og underinddelinger af det anvendte datasæt. Disse omfatter empiriske analyser, hvor:

- de enkelte søer kun medtages én gang.
- kun data fra og med 2005 anvendes.
- kun data fra det sidste års data (2018 eller tidligere) i hver sø anvendes.
- sammenhænge etableres for enkelte søer med lange tidsserier.
- parameterestimer sammenlignes med estimer fra Trolle m.fl. (2015).

3.2 Estimering af koefficienter

I Tabel 3.2 er koefficientestimererne vist for den modificerede OECD-model ved anvendelsen af tre koefficienter. Det var den model, der er lavet beregninger for i Trolle m.fl. (2015). Der er vist estimer, både hvis data fra 2000-2018 anvendes, og hvis kun data fra 2005-2018 anvendes. Som det ses af Tabel 3.2, så varierer de enkelte koefficientestimer temmelig meget, afhængig af hvilke typer af søer der er taget med i beregningerne. Dette får dog ikke nødvendigvis stor betydning for en beregnet søkoncentration, fordi der kan være tilsvarende store ændringer i de to andre koefficienter.

Tabel 3.2 Estimer for de tre koefficienter, der indgår i den modificerede OECD-model med tre koefficienter, hvis data fra 2005-2018 eller 2000-2018 anvendes (se også Tabel 3.1). Lavvandede/dybe søer er søer med middeldybde over eller under 3 m, mens grænsen mellem søer med kort eller lang/længere opholdstid er sat ved 1 måned. I den sidste række er der kun anvendt målingerne fra det sidste års målinger. Bortset fra den øverste linje (inkl. umålt belastning >50%) er der kun anvendt data, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel er baseret på målte værdier. Se også Tabel 3.3.

Typeinddeling af søer	Data 2005-2018			Data 2000-2018		
	a	b	c	a	b	c
Alle søer (inkl. umålt belastning >50 %)	1,482	1,088	0,700	0,920	0,848	0,646
Alle søer	2,469	1,352	0,606	3,428	1,483	0,596
Søer med TP < 0,2 mg P/L	1,531	1,168	0,543	1,738	1,215	0,536
Lavvandede søer	1,340	1,063	0,452	1,786	1,156	0,461
Dybe søer	5,000	1,734	0,533	5,000	1,794	0,326
Kort opholdstid søer	0,542	0,734	0,000	1,199	1,029	0,000
Lang opholdstid søer	5,000	1,591	0,913	5,000	1,662	0,646
Alle søer, kun sidste års data	1,272	1,055	0,590	1,272	1,055	0,590

I Tabel 3.3 er vist den statistiske performance for estimererne angivet i Tabel 3.2 samt for de øvrige modeltyper, der tidligere er vurderet (Trolle m.fl., 2015). Forklaringsværdien for de empiriske sammenhænge (R^2 -værdien) ligger i de fleste tilfælde mellem 0,4 og 0,6. Dette betyder, at en væsentlig del af fosforindholdet i søerne ikke alene kan forklares på baggrund af indløbskoncentrationen af fosfor og vandets opholdstid. Hvis der i modelsammenhængene kun anvendes data fra søer, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel stammer fra målte data, øges R^2 -værdien en del i forhold til, hvis alle data anvendes, dvs. når der medtages søer og søår, hvor andelen fra det umålte opland udgør mere end 50 %. Baseret på data fra 2000-2018 og fra alle søer øges R^2 -værdien således fra 0,40 til 0,59. Hvis der kun anvendes data fra 2005-2018, øges R^2 fra 0,43 til 0,55. Hvis data for alle søer (modificeret OECD-model med tre koefficienter) baseret på årene 2000-2018 (og med kriteriet i forhold til målt opland) anvendes, bliver modellen for sammenhænge mellem fosforkoncentrationer i tilløb og sø: $P_{sø} = 3,428 \cdot P_{indløb}^{1,483} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,596}$ ($R^2=0,59$, $MSE=0,002$).

Inddelingen af data efter søtype (dybe/lavvandede, kort/lang opholdstid og søer med $TP < 0,2$ mg/l) giver for den modificerede OECD-model med tre koefficienter i de fleste tilfælde en lidt højere R^2 -værdi, end hvis der ikke typeinddeles. Anvendelsen af data fra 2005-2018 eller fra 2000-2018 på søtyperne medfører ikke større forskelle og resulterer både i tilfælde, hvor R^2 øges, og hvor R^2 mindskes.

I forhold til de tidligere analyser fra Trolle m.fl. (2015) øges R^2 -værdien noget for alle modeltyperne (Tabel 3.4). For alle søer øges R^2 -værdien eksempelvis fra 0,45 til 0,59 (i de nye analyser er der dog anvendt andre kriterier for det umålte opland). MSE-værdierne er stort set uændrede.

Tabel 3.3. Statistiske parametre bag koefficientestimerne angivet i Tabel 3.2. Der er også vist estimer for nogle af de tidligere anvendte modeltyper (Vollenweider (1976) og Foy (1992), se også Trolle m.fl., 2015). OECD 1, 2 og 3 angiver, om den modificerede OECD-model er med en, to eller tre koefficienter. Bortset fra den øverste linje (inkl. umålt belastning >50 %) er der kun anvendt data, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel er baseret på målte værdier.

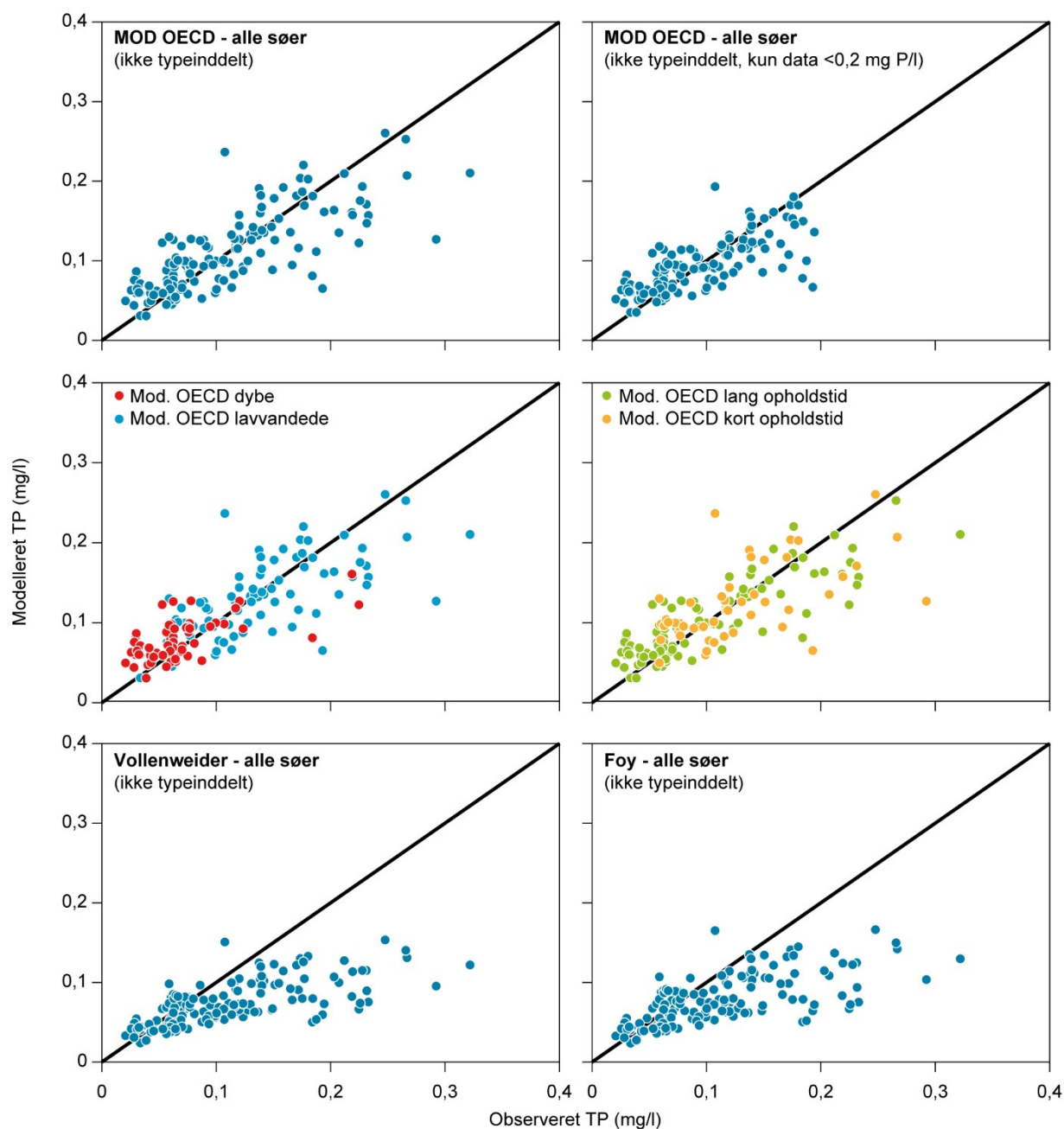
Model	Typeinddeling af søer	Data 2005-2018				Data 2000-2018			
		R ²	MSE	RMSE	N	R ²	MSE	RMSE	N
OECD - 3	Alle søer (inkl. umålt belastning >50 %)	0,430	0,001	0,037	126	0,403	0,002	0,046	206
	Alle søer	0,546	0,001	0,036	87	0,592	0,002	0,040	149
	Søer med TP < 0,2 mg P/l	0,553	0,001	0,029	83	0,514	0,001	0,032	133
	Inddelt efter dybde	0,574	0,001	0,035	87	0,629	0,001	0,039	149
	Inddelt efter opholdstid	0,631	0,001	0,032	87	0,625	0,002	0,039	149
	Kun sidste års data	-	-	-	-	0,639	0,001	0,023	17
Vollenweider	Alle søer	0,454	0,002	0,049	87	0,488	0,004	0,060	149
Foy	Alle søer	0,421	0,002	0,047	87	0,456	0,003	0,058	149
OECD - 2	Alle søer	0,509	0,001	0,038	87	0,558	0,002	0,042	149
	Søer med TP < 0,2 mg P/l	0,492	0,001	0,031	83	0,459	0,001	0,034	133
	Inddelt efter dybde	0,515	0,001	0,038	87	0,568	0,002	0,042	149
	Inddelt efter opholdstid	0,621	0,001	0,033	87	0,593	0,002	0,040	149
	Kun sidste års data	-	-	-	-	0,594	0,001	0,025	17
OECD - 1	Alle søer	0,454	0,002	0,039	87	0,488	0,002	0,045	149
	Søer med TP < 0,2 mg P/l	0,459	0,001	0,032	83	0,424	0,001	0,035	133
	Inddelt efter dybde	0,468	0,002	0,039	87	0,518	0,002	0,044	149
	Inddelt efter opholdstid	0,546	0,001	0,037	87	0,526	0,002	0,044	149
	Kun sidste års data	-	-	-	-	0,572	0,001	0,026	17

Tabel 3.4. Sammenligning mellem de statistiske parameterestimer for analyserne med forskellige modeltyper baseret på data fra 2000-2011 (fra Trolle m.fl., 2015) og analyserne i denne rapport (data fra 2000-2018). For analyserne i denne rapport (data 2000-2018) er der kun anvendt data, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel er baseret på målte værdier.

Model	Typeinddeling	Data 2000-2011 (Trolle m.fl., 2015)			Data 2000-2018			
		R ²	MSE	N	R ²	MSE	RMSE	N
OECD-3	Alle søer	0,450	0,002	165	0,592	0,002	0,040	149
	Søer med TP < 0,2 mg P/l	0,400	0,001	147	0,514	0,001	0,032	133
	Inddelt efter dybde	0,600	0,002	165	0,629	0,001	0,039	149
	Inddelt efter opholdstid	0,460	0,002	165	0,625	0,002	0,039	149
	Kun sidste års data	-	-	-	0,639	0,001	0,023	17
Vollenweider	Alle søer	0,370	0,004	165	0,488	0,004	0,060	149
Foy	Alle søer	0,360	0,003	165	0,456	0,003	0,058	149

3.3 Sammenhænge mellem observeret totalfosfor og modelberegnet totalfosfor

I Figur 3.1 er der vist en række sammenhænge mellem observeret totalfosforkoncentration og modelberegnet totalfosforkoncentration i søen ved anvendelsen af de forskellige modeltyper (se også Tabel 3.2 og 3.3). For alle de viste modeltyper – men især for Vollenweider og Foy – er der en tendens til, at den modelberegnete TP er lavere end den observerede TP ved høje værdier af observeret TP, mens den modelberegnete TP er højere end den observerede TP ved lave observerede værdier af TP. Inddelingen i dybe og lavvandede søer illustrerer, at data med de lave koncentrationer af TP især stammer fra de dybe søer, samt at disse primært udgøres af data fra søer med lang opholdstid.

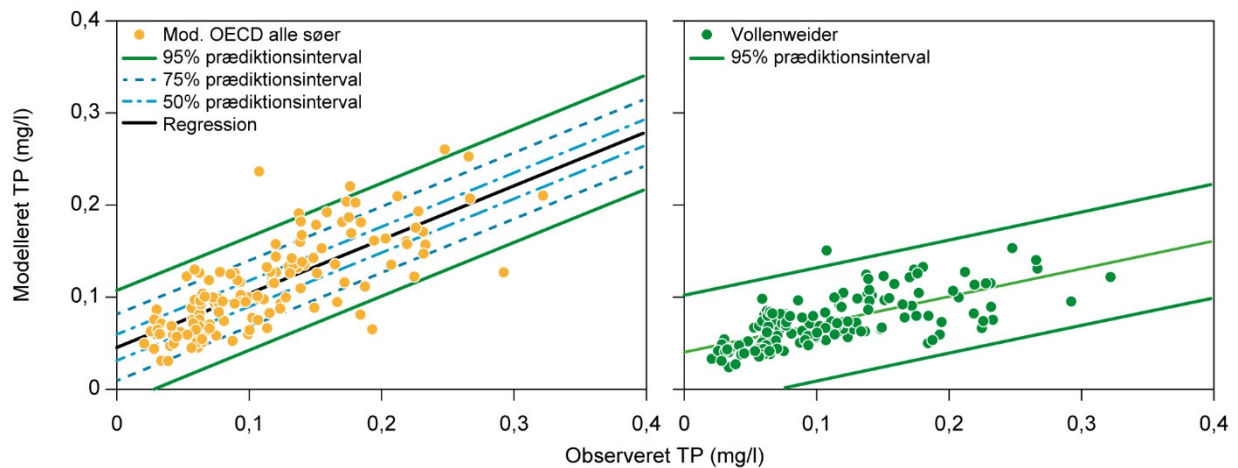


Figur 3.1. Sammenhænge mellem observeret og modelberegnet TP for de forskellige modeltyper og ved anvendelsen af forskellige delmængder af datasættet. Den indsatte linje er 1:1-linjen. Foy-modellen er også præsenteret i Trolle m.fl. (2015). I de fire øverste figurer er der anvendt den modificerede OECD-model med tre koefficienter.

3.4 Prædiktionsintervaller

For at give et estimat på usikkerheden, hvormed den modificerede OECD-model med tre koefficienter kan forudsige TP-koncentrationer i søer, er forskellige prædiktionsintervaller afbildet for regressionslinjen mellem modellede TP-koncentrationer og observationer (Figur 3.2). Prædiktionsintervallerne giver således et estimat på det interval, hvori en modelberegnet TP-koncentration med en given sandsynlighed vil ligge. Ved eksempelvis en TP-koncentration på omkring 0,1 mg/l ligger 75 %-prædiktionsintervallet således mellem ca. 0,07 og 0,13 mg/l og ved et 95 %-prædiktionsinterval mellem 0,04 og 0,16 mg/l. Disse brede intervaller er med til at illustrere den usikkerhed,

der er forbundet med at estimere en søkoncentration på baggrund af en indløbskoncentration. Den usikkerhed, hvormed de empiriske modeller estimerer søens koncentration, resulterer følgelig også i usikkerhed omkring fastsættelsen af eventuelle indsatsbehov.

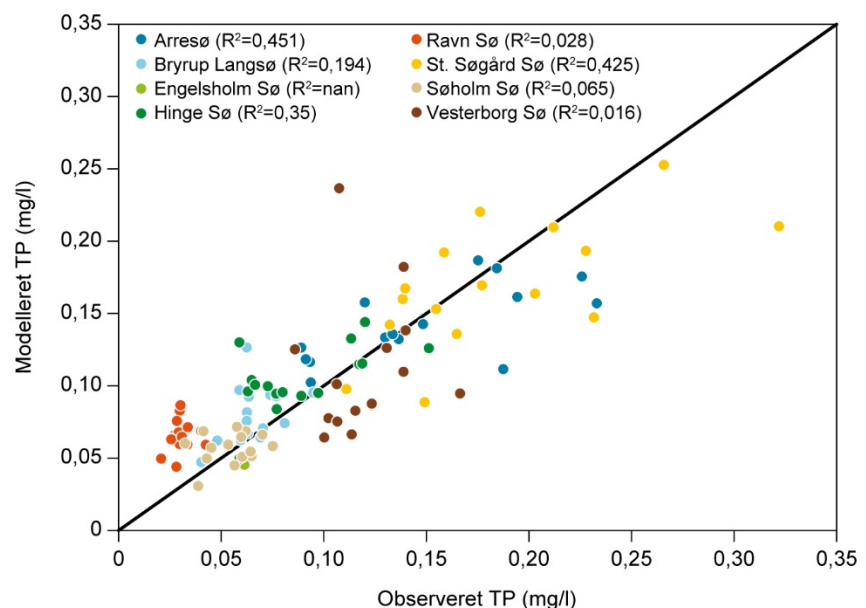


Figur 3.2. Illustration af 95 %- , 75 %- og 50 %-prædiktionsintervaller for regression mellem modificeret OECD-ligning (tre koefficienter) og TP-observationer vist til venstre. For illustrationens skyld er til højre også vist et 95 %-prædiktionsinterval mellem Vollenweider-modellen (alle søer) og observationer (hvor lysegrøn linje er regressionslinjen, og mørkegrønne linjer er 95% prædiktionsintervallet).

3.5 Empiriske modeller for søer med lange tidsserier

Blandt data anvendt i de empiriske analyser er der 10 søer, som omfatter 15 eller 16 års data siden 2000. Der er gennemført særskilte analyser på disse søer, hvor det også er muligt at se de enkelte søer. Sammenhængen mellem modelleret og observeret TP for de enkelte søer er samlet i Figur 3.3. Som forventelig ses den samme generelle sammenhæng som i Figur 3.1, hvor søer med lav observeret TP har en højere modelleret TP. Disse datapunkter stammer primært fra Ravn Sø. Flere søer med høj observeret TP har tilsvarende generelt en lav modelleret TP. Disse data stammer primært Arresø og St. Søgård Sø.

Figur 3.3. Modellerede og observerede TP-koncentrationer i de 10 søer med lange tidsserier ved anvendelse af OECD-modellen udviklet for alle data, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel er baseret på målte værdier. Der er anvendt data fra 2000-2018. For de enkelte søer er angivet R^2 -værdi, dog ikke for Engelsholm Sø, hvor der er få data (nan: not a number).

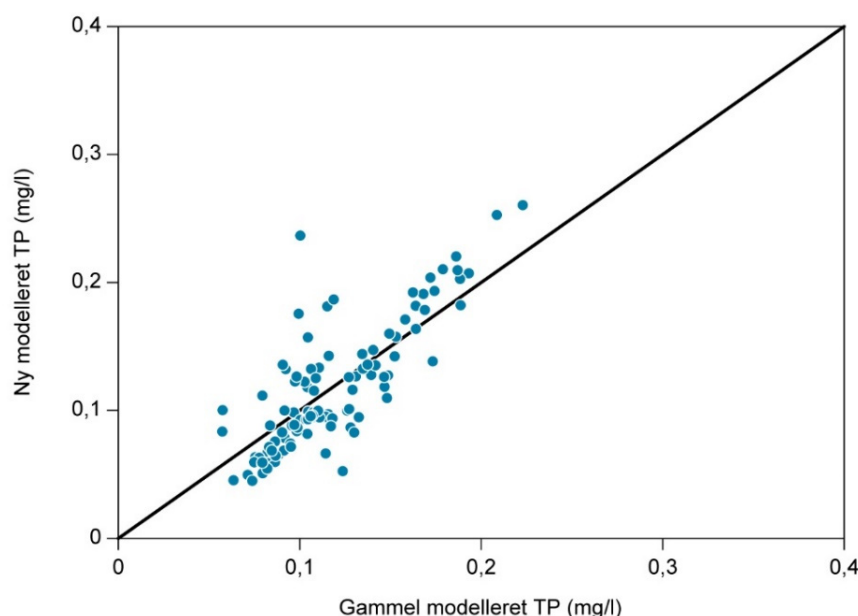


Forklaringsværdien (R^2) varierer meget imellem de enkelte søer, fra meget lav for Vesterborg Sø ($R^2=0,016$) og til forholdsvis høj som for Arresø ($R^2=0,45$). Når individuelle søer betragtes, kan der dog ikke forventes høje R^2 -værdier, fordi der i den enkelte sø ofte kun vil være en lille variation i data. Dette fører til, at punkterne klumper sig sammen og dermed til lave forklaringsværdier.

3.6 Sammenligning med tidligere OECD-model

OECD-modellen med tre koefficienter estimeret i denne rapport kan sammenlignes med den tidligere OECD-model som beskrevet i Trolle m.fl. (2015) (Figur 3.4). Som det ses, ligger "gammel" og "ny" model omkring 1:1-linjen, men i flere tilfælde adskiller de to modelberegne TP-koncentrationer sig betydeligt fra hinanden, nogle gange med mere end en faktor to. Det kan ikke afgøres, hvilken af de to modeller, der giver det bedste estimat, men med baggrund i en formentlig forbedret metode til at beregne bidraget fra det umålte opland kombineret med de forbedrede R^2 -værdier antages den nye model at estimere fosforindholdet i søen bedst.

Figur 3.4. Sammenligning mellem modelleret TP med anvendelse af henholdsvis den gamle OECD-model med tre koefficienter (Trolle m.fl., 2015) og den nye OECD-model præsenteret her (tre koefficienter, mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel er baseret på målte værdier). Som inputdata er anvendt data fra 2000-2011.



3.7 Konklusioner vedr. empiriske modeller for fosfor

De nyudviklede modeller til beskrivelse af empiriske sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af TP havde uændrede MSE-værdier, men opnåede øgede forklaringsværdier (R^2) i forhold til modellerne beskrevet i Trolle m.fl. (2015). Der var ikke væsentlige ændringer i de statistiske parametre, hvad enten analyserne blev gennemført på et datasæt omfattende 2000-2018 eller 2005-2018. De nye modeller beregner i flere tilfælde søkoncentrationer, som er noget forskellige fra den tidligere model.

På baggrund af de øgede R^2 -værdier anbefales det som udgangspunkt at anvende det nye udtryk (OECD-model med tre koefficienter, og med mindst halvdelen af estimeret tilførsel baseret på målte værdier) for empiriske sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af TP. Anvendelsen af typeopdelte modeludtryk (dybde, opholdstid, TP-indhold) anses for mere usikre på grund af det mere begrænsede datasæt på trods af, at der i nogle tilfælde opnås en lidt højere forklaringsværdi. Det nuværende begrænsede

datasæt gør det vanskeligt at afgøre, om visse modeltyper (eksempelvis Vollenweider) kan anbefales til visse søer og koncentrationsniveauer, men ved TP-koncentrationer over 0,1 mg/l giver Vollenweider-modellen generelt lavere beregnede end observerede værdier.

4 Kvælstoftilførsel og søkoncentration

Empiriske sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentrationer af kvælstof kan på samme måde som for fosfor anvendes til vurdering og planlægning af indsats for at forbedre søtilstanden. I dette afsnit er der gennemført en analyse af sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentration af kvælstof svarende til den, der blev gennemført for fosfor.

4.1 Empiriske modeller til beregning af søkoncentration

Der er anvendt samme datasæt, som blev anvendt til analyse af sammenhænge mellem fosfortilførsel og søkoncentration. Beregninger af kvælstoftilførsel følger den samme skabelon som for fosfor, hvilket vil sige, at forskellige modeltyper er afprøvet, også her med udgangspunkt i OECD-modellen, kombineret med en introduktion af en række nye koefficienter. Modeltyperne med forskelligt antal koefficienter er vist i Tabel 4.1.

Tabel 4.1. Oversigt over de anvendte modeltyper til beregning af sammenhænge mellem årgennemsnitlige søkoncentrationer og årgennemsnitlige, vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af totalkvælstof. T_w er den hydrauliske opholdstid (år). Se også Trolle m.fl. (2015).

Modeltype	$TN_{sø} =$
Vollenweider	$N_{indløb}/(1+\sqrt{t_w})$
Modificeret OECD (1 koefficient)	$a * N_{indløb}/(1+\sqrt{t_w})$
Modificeret OECD (2 koefficienter)	$a * N_{indløb}^b/(1+\sqrt{t_w})$
Modificeret OECD (3 koefficienter)	$a * N_{indløb}^b/(1+\sqrt{t_w})^c$

4.2 Estimering af koefficienter

Tabel 4.2 viser koefficientestimer for den modificerede OECD-model med tre koefficienter, hvilket er den model, der er lavet beregninger for i Trolle m.fl. (2015). Der er vist estimer med anvendelse af både data fra 2000-2018 og data fra kun 2005-2018. Som det ses af tabellen, så varierer de enkelte koefficientestimer temmelig meget i forhold til typen af søer, der er medtaget i beregningerne. Dette får dog ikke nødvendigvis stor betydning for den beregnede søkoncentration, fordi der kan være tilsvarende store ændringer i de to andre koefficienter.

Tabel 4.2. Estimer for de tre koefficienter, der indgår i den modificerede OECD-model, hvis data fra 2005-2018 eller data fra 2000-2018 anvendes (se også Tabel 4.1). Lavvandede/dybe søer er søer med middeldybde over eller under 3 m, mens grænsen mellem søer med kort eller lang/længere opholdstid er sat ved én måned. Bortset fra den øverste linje (inkl. umålt belastning >50 %) er der kun anvendt data, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel er baseret på målte værdier. Se også Tabel 4.3.

Typeinddeling af søer	Data 2005-2018			Data 2000-2018		
	a	b	c	a	b	c
Alle søer (inkl. umålt belastning >50 %)	1,324	0,617	0,848	1,377	0,613	0,822
Alle søer	1,148	0,661	0,639	1,282	0,628	0,671
Lavvandede søer	1,012	0,738	0,496	1,188	0,674	0,617
Dybe søer	2,205	0,178	0,513	1,421	0,484	0,489
Kort opholdstid søer	1,677	0,771	3,404	1,575	0,680	2,099
Lang opholdstid søer	1,218	0,587	0,543	1,316	0,586	0,600
Alle søer, kun sidste års data	-	-	-	1,178	0,658	0,612

I Tabel 4.3 er vist de statistiske koefficienter bag koefficientestimerne angivet i Tabel 4.2 samt for de øvrige modeltyper tidligere vurderet (Trolle m.fl., 2015). Forklaringsværdien for de empiriske sammenhænge (R^2 -værdien) ligger i de fleste tilfælde mellem 0,7 og 0,8, dvs. forholdsvis højt og højere end for de empiriske relationer for fosfor. I modsætning til fosfor øges forklaringsværdien ikke (men falder fra 0,77 til 0,74) ved kun at anvende data, hvor den samlede tilførsel fra det målte næringsstofbidrag udgør mindst halvdelen. Dette skyldes formentligt, at det er noget lettere at estimere tilførslen af kvælstof end af fosfor – også fra det umålte opland. MSE-værdien reduceres til gengæld lidt, hvis analyserne kun gennemføres for søer, hvor mindst halvdelen af TN-tilførslen er målt. Det gør i de fleste tilfælde heller ikke den store forskel, om datasættet fra 2000-2018 eller 2005-2018 anvendes. Anvendes OECD-3 for alle søer baseret på hele perioden 2000-2018 (alle data inkl. umålt belastning > 50%), fås følgende empirisk sammenhæng mellem tilførsel og søkoncentration: $N_{sø} = 1,377 \cdot N_{indløb}^{0,613} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,822}$ ($R^2=0,77$, $MSE=0,29$). I forhold til udtrykket angivet i Trolle m.fl. (2015): $N_{sø} = 1,340 \cdot TN_{indløb}^{0,612} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,632}$, er det kun c-parameteren, som har ændret sig væsentligt.

I forhold til de tidligere analyser fra Trolle m.fl. (2015) og de statistiske koefficienter er der ikke store ændringer. R^2 -værdien reduceres lidt, men det gør MSE-værdien også (Tabel 4.4).

Tabel 4.3. Statistiske koefficienter bag parameterestimerne angivet i Tabel 4.2. OECD 1, 2 og 3 henviser til, om den modificerede OECD-model er med en, to eller tre koefficienter. Bortset fra den øverste linje (inkl. umålt belastning > 50 %) er der kun anvendt data, hvor mindst halvdelen af den estimerede kvælstoftilførsel er baseret på målte værdier.

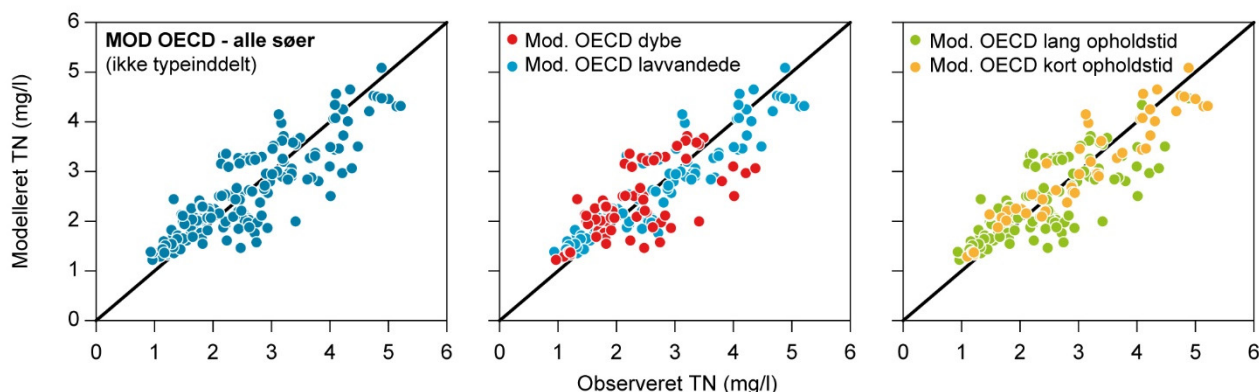
Model	Typeinddeling af søer	Data 2005-2018				Data 2000-2018			
		R2	MSE	RMSE	N	R2	MSE	RMSE	N
OECD - 3	Alle søer (inkl. umålt belastning >50 %)	0,773	0,241	0,491	126	0,767	0,290	0,538	206
	Alle søer	0,743	0,217	0,466	95	0,738	0,281	0,530	165
	Søer med TP < 0,2 mg P/L	0,832	0,142	0,376	95	0,757	0,260	0,510	165
	Inddelt efter dybde	0,769	0,195	0,441	95	0,746	0,272	0,521	165
	Inddelt efter opholdstid	-	-	-	-	0,704	0,311	0,558	19
OECD - 2	Alle søer	0,722	0,258	0,508	95	0,718	0,318	0,564	165
	Søer med TP < 0,2 mg P/L	0,783	0,198	0,445	95	0,723	0,310	0,557	165
	Inddelt efter dybde	0,731	0,238	0,488	95	0,723	0,303	0,550	165
	Inddelt efter opholdstid	-	-	-	-	0,667	0,366	0,605	19
OECD - 1	Alle søer	0,752	0,375	0,612	95	0,729	0,485	0,696	165
	søer med TP < 0,2 mg P/L	0,774	0,368	0,607	95	0,724	0,483	0,695	165
	Inddelt efter dybde	0,740	0,366	0,605	95	0,715	0,459	0,678	165
	Inddelt efter opholdstid	-	-	-	-	0,684	0,488	0,698	19

Tabel 4.4. Sammenligning mellem de statistiske parameterestimer for analyserne ved anvendelse af OECD-3-modellen på data fra 2000-2011 (fra Trolle m.fl., 2005) og analyserne i denne rapport (data fra 2000-2018).

Model	Typeinddeling	Data 2000-2011 (Trolle m.fl., 2015)			Data 2000-2018			
		R ²	MSE	N	R ²	MSE	RMSE	N
OECD-3	Alle søer	0,76	0,33	165	0,74	0,28	0,53	165
	Inddelt efter dybde	0,77	0,31	165	0,75	0,27	0,52	165
	Inddelt efter opholdstid	0,76	0,32	165	0,70	0,31	0,56	165

4.3 Sammenhænge mellem observeret totalkvælstof og modelberegnet totalkvælstof

I Figur 4.1 er der vist en række sammenhænge mellem observeret totalkvælstof-koncentration og modelberegnet totalkvælstofkoncentration i søer ved anvendelse af de forskellige modeltyper defineret i Tabel 4.2. For alle de viste modeltyper grupperer scatterplottet mellem observeret og modelleret TN sig omkring 1:1-linjen. Ved observerede TN-koncentrationer under ca. 2 mg/l er der en tendens til, at den modelberegnete TN er højere end den observerede TN.



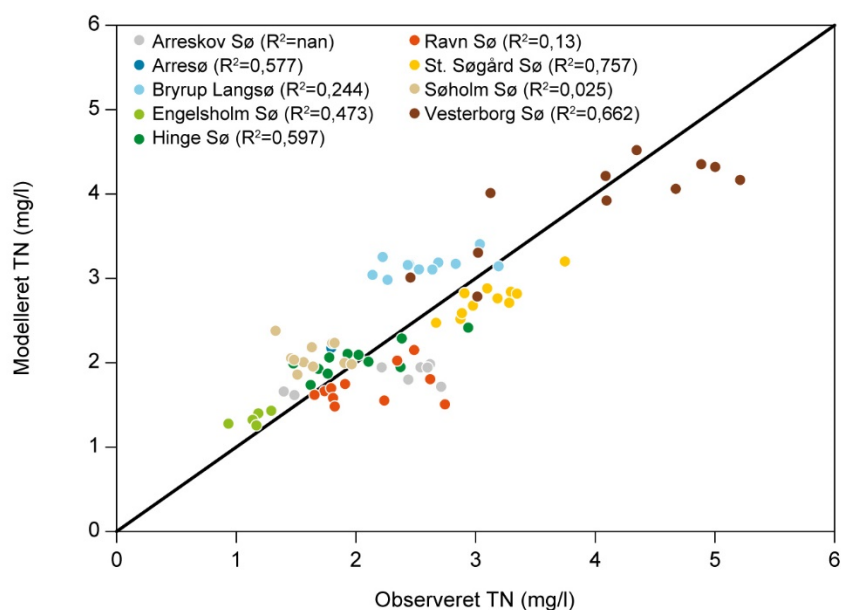
Figur 4.1. Sammenhænge mellem observeret og modelberegnet TN for de forskellige modeltyper defineret i Tabel 4.2 (data 2000-2018). De indsatte linjer er 1:1-linjer.

4.4 Empiriske modeller for søer med lange tidsserier

Iblandt de data, der er anvendt i de empiriske analyser, er der 10 søer, som omfatter 15 eller 16 års data ved anvendelse af data siden 2000. Dette muliggør særskilte analyser på disse søer. Sammenhængen mellem modellerede og observerede TN-koncentrationer for de enkelte søer med angivelse af R^2 -værdier for de enkelte søer er samlet i Figur 4.2. Som forventeligt ses den samme generelle sammenhæng som i Figur 4.1, hvor observerede og målte værdier grupperer sig omkring 1:1-linjen. Også for disse søer er der en tendens til, at den modellerede TN er højere end observeret TN ved lave TN-koncentrationer. Disse udgøres primært af Engelsholm Sø og Søholm Sø. Der er også en tendens til, at de enkelte søer grupperer sig; eksempelvis Bryrup Langsø har næsten altid højere modellerede end observerede TN-koncentrationer, mens St. Søgård Sø altid har lavere modellerede end observerede værdier.

Forklaringsværdien (R^2) varierer meget imellem de enkelte søer, fra meget lav som i Søholm Sø ($R^2=0,03$) til forholdsvis høj som i St. Søgård Sø ($R^2=0,76$). Modellens forklaringsværdi for de enkelte søer skal dog ikke tillægges for stor vægt, fordi den baserer sig på få data og med ringe variation (forskelle i TN fra år til år), så data vil have en tendens til at klumpe sig, hvilket vil give en ringe R^2 -værdi.

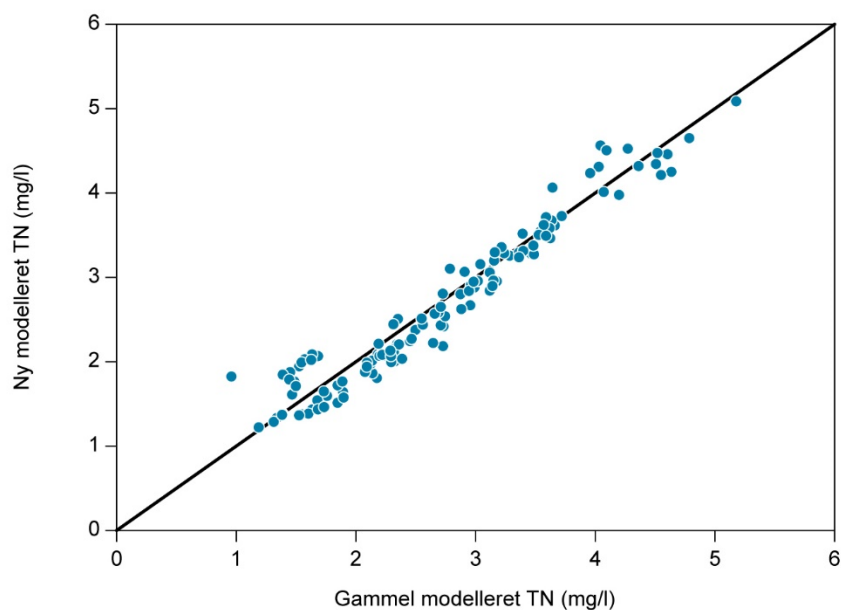
Figur 4.2. Modellerede og observerede TN-koncentrationer i de 10 søer med lange tidsserier ved anvendelsen OECD-modellen udviklet for alle data (se også Tabel 4.2). Der er anvendt data fra 2000-2018. For de enkelte søer er angivet R^2 -værdi.



4.5 Sammenligning med tidligere OECD-model

I Figur 4.3 er den tidligere (gamle) OECD-model med tre koefficienter, som er beskrevet i Trolle m.fl. (2015), sammenlignet med den genberegnete (nye) model, som er anvendt i denne rapport (Tabel 4.2. og 4.3). Plottet mellem de "nye" og "gamle" modelberegninger grupperer sig i de fleste tilfælde ret tæt omkring 1:1-linjen.

Figur 4.3. Sammenligning mellem modelleret TN med anvendelse af henholdsvis den gamle OECD-model med tre koefficienter (Trolle m.fl., 2015) og den nye OECD-model, hvor og mindst mindst halvdelen af kvælstoftilførslen er baseret på målte værdier. Som input-data er anvendt data fra 2000-2011.



4.6 Konklusioner vedr. empiriske modeller for kvælstof

Årsmiddelkoncentrationen af søvandets TN kan generelt estimeres noget mere sikkert på baggrund af indløbskoncentrationen og vandets opholdstid end TP. Samme resultat blev også fundet i de tidligere analyser (Trolle m.fl., 2015). Dette hænger formentlig sammen med, at fosfor indgår i flere uorganiske forbindelser, som bindes på forskellig vis, og som kan transformeres via en række biogeokemiske processer. For de empiriske modeller ligger forklaringsværdien (R^2) ved anvendelsen af den modificerede OECD-model med tre koefficienter mellem 0,74 og 0,83, afhængig af hvilken typeinddeling af søer der anvendes.

I forhold til de tidligere modeller angivet i Trolle m.fl. (2015) er der ikke større ændringer i hverken R^2 -værdier eller MSE-værdier. R^2 -værdierne reduceres lidt, men det gør MSE-værdierne også. Sammenligningen mellem ”ny” og ”gammel” empirisk model viser også, at de to modeller i de fleste tilfælde giver sammenlignelige resultater.

5 Konklusioner, anbefalinger og usikkerheder

5.1 Hovedresultater

Siden de forrige analyser af empiriske sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af fosfor og kvælstof, som beskrevet i Trolle m.fl. (2015), er der kommet flere data til, og samtidig er der gennemført nye beregninger af tilførslen af næringsstoffer fra det umålte opland. Dette er baggrunden for genberegningerne i denne rapport.

For fosfors vedkommende opnås der generelt en rimelig forklaringsværdi (R^2) for de empiriske sammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer ved inddragelse af den hydrauliske opholdstid. For OECD-modellen med tre koefficienter ligger R^2 -værdierne mellem 0,51 og 0,63 afhængig af de anvendte datatyper. Dette er en mindre forbedring i forhold til de tidligere modeller, hvor R^2 -værdierne lå mellem 0,40 og 0,60. MSE-værdierne (spredningen) er stort set uændrede. De ”nye” modellers øgede forklaringsværdi opnås primært ved kun at anvende data til beregning af de empiriske modeller, hvor mindst halvdelen af den beregnede fosfortilførsel stammer fra målte værdier, dvs. tilførslen fra det umålte opland udgør en mindre del. De generelle ligninger for de empiriske sammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer af fosfor, der dækker alle søtyper er vist i Tabel 5.1. Det anbefales at anvende disse ved fremtidige beregninger af sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentrationer af fosfor.

Tabel 5.1. Nøglesammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer af fosfor og kvælstof med de tilhørende ligninger. Ligningerne er generelle for alle søtyper og er baseret på Tabel 3.2 og 4.2.

Sammenhænge, der beskrives	Søtyper	Ligning
Fosfor		
1. Årsgennemsnitlig totalfosforkoncentration i søen ($TP_{sø}$) på baggrund af den gennemsnitlige indløbskoncentration ($TP_{indløb}$) og hydraulisk opholdstid (t_w , år). Her er angivet den modificerede OECD-model med tre koefficienter (ingen typeinddeling).	Alle	$TP_{sø} = 3,428 \cdot TP_{indløb}^{1,483} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,596}$
2. Samme ligningsudtryk som ovenfor (1), men nu årsgennemsnitlig indløbskoncentration af totalfosfor set i forhold til opnåelse af en given årsgennemsnitlig søkoncentration ved en given hydraulisk opholdstid.	Alle	$TP_{indløb} = (TP_{sø} \cdot (1 + \sqrt{t_w})^{0,596} / 3,428)^{1/1,483}$
3. Som 1), men hvor kun sødata med TP-koncentrationer under 0,2 mg/l er anvendt til modeludtrykket.	Alle (TP < 0,2 mg/l)	$TP_{sø} = 1,738 \cdot TP_{indløb}^{1,215} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,536}$
4. Som 2), men hvor kun sødata med TP-koncentrationer under 0,2 mg/l er anvendt til modeludtrykket.	Alle (TP < 0,2 mg/l)	$TP_{indløb} = (TP_{sø} \cdot (1 + \sqrt{t_w})^{0,536} / 1,738)^{1/1,215}$
Kvælstof		
5. Årsgennemsnitlig totalkvælstofkoncentration i søen ($TN_{sø}$) på baggrund af den gennemsnitlige indløbskoncentration ($TN_{indløb}$) og hydraulisk opholdstid (t_w , år). Her er angivet den modificerede OECD-model med tre koefficienter (ingen typeinddeling).	Alle	$TN_{sø} = 1,377 \cdot TN_{indløb}^{0,613} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,822}$
6. Samme ligningsudtryk som ovenfor (5), men nu årsgennemsnitlig indløbskoncentration af totalkvælstof set i forhold til opnåelse af en given årsgennemsnitlig søkoncentration ved en given hydraulisk opholdstid.	Alle	$TN_{indløb} = (TN_{sø} \cdot (1 + \sqrt{t_w})^{0,822} / 1,377)^{1/0,613}$

For kvælstofs vedkommende kan der etableres stærkere empiriske sammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer end for fosfor. Forklaringsværdierne (R^2) ligger her typisk omkring 0,75, mens MSE (spredningen) er omkring 0,2. Forklaringsværdien og spredningen er stort set de samme, som der blev fundet tidligere (Trolle m.fl., 2015). De generelle ligninger for de empiriske sammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer af kvælstof, der dækker alle søtyper, er vist i Tabel 5.1. Efter som disse nye ligninger bygger på et større datamateriale end tidligere, anbefales det at anvende disse fremover.

5.2 Usikkerheder

Analyseresultaterne og de empiriske modeller er behæftet med en betydelig usikkerhed, hvilket skyldes flere forhold, som kort omtales her.

Analyserne baserer sig på inputdata fra blot 20 søer, hvoraf der for ca. halvdelen er data fra 10 eller flere års målinger. Derved bliver analyseresultaterne afhængige og følsomme over for en ret begrænset mængde søer og søtyper. Blandt de 20 søer er der eksempelvis ingen brakvandssøer. Inddragelsen af flere data og flere typer af søer ville kunne forbedre sikkerheden. Dette kunne omfatte data fra de mobile søstationer, der anvendes til vurdering af massebalancer, men disse og tilhørende vurderinger af næringsstofftilførsel fra det umålte opland har ikke været til rådighed for analyserne i denne rapport.

Hovedparten af de data, som har været tilgængelige for analyserne og etableringen af de empiriske modeludtryk, stammer fra næringsrige søer. Kun én af de 20 søer anvendt til vurdering af sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentration har en gennemsnitlig årsmiddel TP-koncentrationer under 0,05 mg P/l, hvilket er det næringsstofområde, hvor fx lavvandede søer mere permanent vil være i en klarvandet tilstand. Dette betyder, at de udledte modeludtryk er bedst til at vise/påvise sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentrationer i uklare søer, som må forventes at være i moderat, ringe eller dårlig økologisk tilstand, og tilsvarende, at modeludtrykkene er mindre anvendelige i forhold til de mere næringsfattige og klarvandede søer. I takt med at flere danske søer fremover bliver mere næringsfattige, kan det anbefales at følge disse søer og gentage analyserne i denne rapport om nogle år for at afgøre, om det fører til andre og bedre beskrivelser af sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentration.

De empiriske modeller har desuden generelt vanskeligt ved at beskrive sammenhængene mellem tilførsel og søkoncentration, når søerne skifter mellem to tilstandstyper. Det betyder, at de empiriske modeller har svært ved at beskrive situationen, hvor fx de lavvandede søer skifter mellem en uklar tilstand, hvor primærproducenterne domineres af planteplankton, og en klarvandet tilstand, hvor primærproducenterne domineres af undervandsplanter. Dette skift, som kan finde sted inden for et ret snævert næringsstofinterval, vil typisk svare til skiftet mellem en ringe-moderat økologisk tilstand og en god-høj økologisk tilstand. Fra undersøgelser i lavvandede søer, som skifter mellem disse to tilstande – fx via biomanipulation, er det for flere søer dokumenteret, hvorledes dette skift fører til en væsentligt ændret tilbageholdelse af både fosfor og kvælstof og følgelig ændringer i sammenhængen mellem indløbs- og søkoncentration.

I forhold til de etablerede sammenhænge mellem tilførsel af fosfor og estimering af søkoncentrationer øges usikkerheden ved, at det ikke med sikkerhed kan afgøres, om de søer, som er anvendt i analyserne, helt er i ligevægt med den eksterne næringsstofftilførsel. Dette gælder også, når der kun anvendes data fra og med 2005. Hvis dataanalysen omfatter søer, som stadigvæk i en vis grad er under indsvingning i forhold til ændret ekstern fosfortilførsel, kan det give anledning til, at modellerne generelt beregner et højere fosforstofindhold, end hvis søerne var i en ligevægtstilstand.

Usikre analyseresultater kommer blandt andet til udtryk ved, at prædiktionsintervallerne mellem observeret og modelleret fosforkoncentration er brede, hvilket medfører en betydelig usikkerhed, hvis der skal tilbageregnes fra en søkoncentration til en indløbskoncentration. Eksempelvis ligger 75 %-prædiktionsintervallet for fosfor mellem 0,07 og 0,13 mg/l ved en observeret fosforkoncentration på 0,1 mg/l. Endvidere betyder det beskedne antal søer, at en underinddeling i typer af søer, hvor der eventuelt kunne etableres andre og mere målrettede sammenhænge, vil være usikker. For specifikke søer er opstilling af mekanistiske modeller formentlig den bedste vej til at øge sikkerheden for sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer.

6 Referencer

Foy, R.H. (1992). A phosphorus loading model for Northern Irish lakes. *Water Research* 26: 633-638.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Kangur, K., Köhler, J., Hilt, S., Lammens, E., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E., & Winder, M. (2005). Lakes' response to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary data from 35 European and North American long term studies. *Freshwater Biology* 50: 1647-1671.

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Sørensen, P.B., Nielsen, A., Jeppesen, E., Wiberg-Larsen, P. & Landkildehus, F. (2019). Søer 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 98 s. - Videnskabelig rapport nr. 354. <http://dce2.au.dk/pub/SR354.pdf>.

Larsen, S.E., Windolf, J., Tornbjerg, H., Hoffmann, C.C., Søndergaard, M. & Blicher Mathiesen, G. (2018). Genopretning af fejlbehæftede kvælstof- og fosforanalyser. Ferskvand. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 110.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Landkildehus, F. & Kidmose, J. (2016). Væng Sø – to biomanipulationer og 30 års overvågning. *Vand & Jord*, nr. 2.

Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (2019a). Understanding the drivers of internal phosphorus loading in lakes. In: *Internal phosphorus loading in lakes* (eds. Steinman & Spears). J. Ross Publishing.

Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (2019b). Lake Søbygaard, Denmark: Phosphorus dynamics during the first 35 years after an external loading reduction. In: *Internal phosphorus loading in lakes* (eds. Steinman & Spears). J. Ross Publishing.

Trolle, D., Søndergaard, M. & Bjerring, R. (2015). Sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentrationer i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 138. dce2.au.dk/pub/SR138.pdf

Vollenweider, R.A. (1976). Advances in defining critical loading Levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto italiano di idrobiologia* 33: 53-83.

EMPIRISKE SØMODELLER FOR SAMMENHÆNGE MELLEM INDLØBS- OG SØKONCENTRATIONER AF FOSFOR OG KVÆLSTOF

Rapporten etablerer empiriske sammenhænge mellem søers næringstilførsel (fosfor og kvælstof), vandets opholdstid og de resulterende søkoncentrationer. Analyser er gennemført med udgangspunkt i tidligere anvendte modeller, der har været anvendt i forbindelse med det nuværende vandplanarbejde (2015-2021). For fosfors vedkommende opnås der generelt en rimelig og lidt forbedret forklaringsværdi (R^2) for de empiriske sammenhænge end de tidligere modeller. Modellerne forbedres ved kun at anvende data, hvor andelen af umålt tilførsel er mindre end 50%. For kvælstofs vedkommende kan der etableres stærkere empiriske sammenhænge mellem indløbskoncentrationer og søkoncentrationer end for fosfor, og forklaringsværdierne (R^2) ligger her typisk omkring 0,75.