



DYNAMISKE, PROCESBASEREDE MODELLER SOM FORVALTNINGSVÆRKTØJ FOR DANSKE SØER

Forsknings- og udviklingsprojekt vedr. muligheden for anvendelse af dynamiske modeller i forvaltningen af søer i Vandområdeplaner

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 402

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

DYNAMISKE, PROCESBASEREDE MODELLER SOM FORVALTNINGSVÆRKTØJ FOR DANSKE SØER

Forsknings- og udviklingsprojekt vedr. muligheden for anvendelse af
dynamiske modeller i forvaltningen af søer i Vandområdeplaner

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 402

2020

Anders Nielsen
Tobias K. Andersen
Martin Søndergaard
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. 402
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Dynamiske, procesbaserede modeller som forvaltningsværktøj for danske søer
Undertitel:	Forsknings- og udviklingsprojekt vedr. muligheden for anvendelse af dynamiske modeller i forvaltningen af søer i Vandområdeplaner
Forfattere:	Anders Nielsen, Tobias K. Andersen, Martin Søndergaard & Dennis Trolle
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2020
Redaktion afsluttet:	November 2020
Faglig kommentering:	Torben L. Lauridsen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR402_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Nielsen, A., Andersen, T.K., Søndergaard, M. & Trolle, D. 2020. Dynamiske, procesbaserede modeller som forvaltningsværktøj for danske søer. Forsknings- og udviklingsprojekt vedr. muligheden for anvendelse af dynamiske modeller i forvaltningen af søer i Vandområdeplaner. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 56 s. - Videnskabelig rapport nr. 402 http://dce2.au.dk/pub/SR402.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I dette projekt er der udviklet værktøjer, som standardiserer og delvis automatiserer arbejdsgangene til opsætning af sø-specifikke dynamiske, procesbaserede modeller. Modellerne er i projektet opsat og tilpasset fem forskellige danske søer (Ravnø, Bryrup Langsø, Søholm Sø, Arreskov Sø og Hinge Sø). Modellernes evne til at simulere tilstanden i disse søer sammenlignes med erfaringer fra andre dynamiske modelstudier og også med den empiriske modeltilgang, der anvendes i den nuværende vandområdeplanlægning. Når de dynamiske, procesbaserede modeller sammenlignes med andre forskningsbaserede modelstudier, er resultaterne for de fem danske søer særdeles gode og ofte bedre end resultaterne fra andre sammenlignelige studier. Resultaterne viser desuden, at usikkerheden, med enkelte undtagelser, generelt reduceres, når de dynamiske, procesbaserede modeller evne til at beskrive den aktuelle tilstand sammenlignes med simple empiriske modeller. Projektet illustrerer og redegør for, at der er potentiale for i højere grad at anvende disse dynamiske, procesbaserede modeller i forvaltningen af søer i Danmark.
Emneord:	Dynamiske, procesbaserede sømodeller, Vandområdeplaner, fosfor, kvælstof, klorofyl
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Hinge Sø, Tobias K. Andersen
ISBN:	978-87-7156-530-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	56
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR402.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1. Baggrund og formål	8
1.1 Baggrund	8
1.2 Formål	9
2. Modellering af søer	10
2.1 Dynamiske, procesbaserede modeller	10
2.2 GOTM-FABM-PCLake	10
2.3 Randbetingelser og forceringsdata	12
2.4 Observationsdata	14
2.5 Tidslig modelkonfiguration	14
2.6 Udviklede værktøjer	15
2.7 Kalibreringsstrategi	16
2.8 Kvantificering af modelperformance	17
3. De enkelte modelopsætninger	20
3.1 Ravnsø	21
3.2 Bryrup Langsø	25
3.3 Søholm Sø	29
3.4 Hinge sø	33
3.5 Arreskov Sø	37
4. Performance	41
4.1 Vandtemperatur og ilt	41
4.2 Næringsstoffer	42
4.3 Klorofyl	42
4.4 Ensembletilgang for Arreskov Sø	42
5. Sammenligning med empiriske modeller	44
6. Opsummering og perspektiver	47
7. Anbefalinger	50
8. Referencer	51
9. Appendiks 1 – hysteres	55
9.1 Simulering af hysteres i lavvandede søer	55
9.2 Referencer	56

[Tom side]

Forord

Dette forsknings- og udviklingsprojekt omhandler og belyser muligheden for at anvende dynamiske modeller i forvaltningen af søer. Projektet har baggrund i udarbejdelsen af Vandområdeplan 2021-2027 og sammenligner specifikt udviklede dynamiske modeller med generelle empiriske modeludtryk ift. deres evne til at beskrive tilstanden af en række udvalgte søer.

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer fra Miljøstyrelsen: Harley Bundgaard Madsen, kontorchef, Gudrun Frandsen Krog, sekretær, Charlotte Adam Jørgensen, projektleder. Medlemmerne takkes for konstruktive kommentarer undervejs.

Endvidere takkes fra Institut for Bioscience, Aarhus Universitet: Liselotte Sander Johansson for dataudtræk samt Tinna Christensen for grafisk arbejde og Anne Mette Poulsen for sproglig kvalitetssikring.

I regi af forsknings- og udviklingsprojektet har Aarhus Universitet via egenfinansiering udarbejdet nedenstående videnskabelige publikationer, som på flere punkter uddyber aspekter af nærværende rapport i et forskningsmæssigt perspektiv. For læsere med særlig interesse i fagfeltet henvises der således til:

- Nielsen, A., Hu, F., Schnedler-Meyer, N. A., Bolding, K., Andersen, T. K., & Trolle, D. 2021. Introducing QWET – a QGIS-plugin for application, evaluation and experimentation with the WET model. *Environmental Modelling & Software* 135, 104886.
- Chen, W., Nielsen, A., Andersen, T., Hu, F., Chou, Q., Søndergaard, M., Jeppesen, W. & Trolle, D. 2020. Modelling the ecological response of a temporarily summer-stratified lake to extreme heatwaves. *Water* 12(1), 94.
- Kuhlmann Andersen, T., Nielsen, A., Jeppesen, E., Hu, F., Bolding, K., Liu, Z., Søndergaard, M., Johansson, L.S. & Trolle, D. 2020. Predicting ecosystem state changes with an aquatic ecosystem model in shallow lakes: Lake Hinge, Denmark as an example. *Ecological Applications* 30 (7).

Sammenfatning

I dette projekt er der blevet udviklet værktøjer, som standardiserer og delvis automatiserer arbejdsgangene i forhold til opsætning af sø-specifikke dynamiske modeller. Modeller, baseret på den endimensionelle GOTM-FABM-PCLake model, er i projektet opsat og tilpasset fem forskellige danske søer (Ravn Sø, Bryrup Langsø, Søholm Sø, Arreskov Sø og Hinge Sø). Modellernes evne til at simulere tilstanden i disse søer sammenlignes med erfaringer fra andre dynamiske modelstudier og også med den empiriske modeltilgang, der anvendes i vandområdeplanlægningen.

Når de dynamiske, procesbaserede modeller sammenlignes med både danske og internationale eksempler fra forskningsartikler, er resultaterne for de fem danske søer særdeles gode. De kalibrerede modeller repræsenterer fysiske-, kemiske- og biologiske elementer (sidstnævnte i form af klorofyl-a, der anvendes til at vurdere den økologiske tilstand) i søerne på et niveau, der som minimum tangerer andre studiers resultater, men i de fleste tilfælde opnås der en bedre overensstemmelse med observationer.

Projektets resultater viser desuden, at usikkerheden (i form af den absolutte procent bias) på tilstandsbeskrivelsen for henholdsvis total fosfor og klorofyl-a gennemsnitligt går fra 40 % og 54 % baseret på de empiriske modeller, som nu anvendes i vandområdeplanerne, til 15 % og 22 % baseret på de dynamiske modeller. Dette er ikke overraskende, da de dynamiske, procesbaserede modeller er tilpasset de specifikke søer, hvorimod de empiriske modeller er baseret på data fra en lang række forskellige søer. Det skal dog nævnes, at enkelte af de empiriske modeller i nogle tilfælde kan ramme middelværdien af observationer særdeles godt og endda bedre end den dynamiske model, hvilket eksempelvis var tilfældet med den empiriske Vollenweider-model for Ravn Sø.

Dynamiske, procesbaserede modeller kan også anvendes til at simulere højere trofiske niveauer (algegrupper, dyreplankton, undervandsvegetation og fisk), der på nær dyreplankton har direkte relevans i forhold til de biologiske kvalitetselementer, som anvendes i vandområdeplanarbejdet. Modeloutputtet er imidlertid ikke altid direkte sammenlignelig med måden, hvorpå de biologiske kvalitetselementer er observeret og kvantificeret i overvågningsprogrammet. Derfor anbefales det, at der udvikles empiriske modeller mellem de biologiske indeks, der bruges i vandområdeplaner og elementer fra den dynamiske model (eksempelvis output for klorofyl-a og næringsstofniveauer). Dette er også den nuværende praksis i forvaltningen af marine områder, hvor både dynamiske og empiriske modeller anvendes integreret.

Der findes en lang række danske søer, hvor datagrundlaget allerede nu er tilstrækkeligt til anvendelsen af dynamiske, procesbaserede modeller. Når det endvidere tages i betragtning, at disse modeller, i modsætning til de simple empiriske relationer, også kan give indsigt i interaktioner i økosystemet, den tidlige udvikling i tilstand efter et indgreb i oplandet eller i søen (restauration) samt effekten af klimaændringer, har dette projekt vist, at der er potentiale for i højere grad at anvende disse modeller i forvaltningen i Danmark.

Summary

Within the framework of this project, tools have been developed that standardise and partially automate the workflows in relation to setting up lake-specific dynamic models. Thus, models based on the one-dimensional GOTM-FABM-PCLake model have been set up and adapted to five different Danish lakes (Ravnø, Bryrup Langsø, Søholm Sø, Arreskov Sø and Hinge Sø). The ability of the models to simulate the ecological state of these lakes is compared with results from other dynamic model studies and also with the empirical model approach used in the Danish water management plans.

When the dynamic, process-based models are compared with both Danish and international examples from research articles, the results for the five Danish lakes are very good. The calibrated models represent physical, chemical and biological elements (the latter in the form of chlorophyll a, which is used as proxy to assess the ecological state) in the lakes at a level that, as a minimum, reflects the results of other studies, but in most cases a better correlation with observations is achieved.

The results of the project also show that the uncertainty (in the form of the absolute percentage bias) regarding the description of the state of, respectively, total phosphorus and chlorophyll ranges, on average, from 40% and 54% based on the empirical models presently used in the water management plans to 15% and 22% based on the dynamic models. This is not surprising since the dynamic, process-based models are adapted to specific lakes, whereas the empirical models are built on data from a wide range of different lakes. It should be noted, however, that some of the empirical models may in some cases reflect the average of observations well and even better than the dynamic model, which, for example, was the case with the empirical Vollenweider model for Ravnø.

Dynamic, process-based models can also be used to simulate higher trophic levels (algae groups, zooplankton, submerged vegetation and fish), which, with the exception of zooplankton, have direct relevance for the biological quality elements used in the water management plans. However, the model output is not always directly comparable with the way in which the biological quality elements have been observed and quantified in the monitoring programme. Therefore, it is recommended that empirical models are developed that combine the biological indices used in water management plans and elements from the dynamic model (e.g. output for chlorophyll a and nutrient levels). This is also the current practice in the management of marine areas, where both dynamic and empirical models are used in an integrated manner.

For a number of Danish lakes, the available data suffice for the use of dynamic, process-based models. When taking into account that these models, in contrast to the simple empirical relationships, can also provide insight into interactions in the ecosystem, the temporal development in ecological state after an intervention in the catchment or lake (restoration) as well as the effect of climate change, this project has shown that there is a potential for using these models to a greater extent in Danish water management.

1. Baggrund og formål

1.1 Baggrund

Fastlæggelse af eventuelle indsatsbehov for søer er baseret på empiriske modeller. I første omgang etableres empiriske sammenhænge mellem næringsstofindhold (typisk total fosfor) i søvandet og de biologiske kvalitetselementer (herunder også klorofyl *a*), der anvendes til at beskrive den økologiske tilstand. Dernæst anvendes empiriske modeller til at beskrive sammenhænge mellem søvandets koncentration af næringsstoffer og den eksterne tilførsel af næringsstoffer. I den seneste generation af vandområdeplanerne 2015-2021 er der eksempelvis anvendt en modificeret udgave af den såkaldte OECD-model eller den originale Vollenweider-model afhængig af disse modellers performance for den enkelte sø (MST 2016). Begge empiriske modeller relaterer opholdstid og gennemsnitlig årlig indløbskoncentration af total fosfor til en koncentration af total fosfor i selve søen. Disse empiriske sammenhænge er udviklet på tværs af en gruppe af søer (se f.eks. Trolle et al. (2015), Søndergaard et al. (2020) og Vollenweider (1976)). Ved at kæde de empiriske modeller sammen, kan det estimeres, hvor høj indløbskoncentrationen højest må være for at leve op til en given målsætning og dermed i sidste ende hvilket indsatsbehov, der eventuelt er nødvendigt, for at nedbringe den eksterne tilførsel af næringsstoffer.

Fordelen ved anvendelsen af de empiriske modeller er, at modellerne er udviklet på simple og gennemskuelige sammenhænge ud fra faktiske målinger, som er enkle at forholde sig til (Trolle & Søndergaard 2010). Samtidig kræves der kun relativt få informationer (dvs. inputdata) om en sø for at anvende modellerne.

Ulempen ved anvendelsen af empiriske modeller er imidlertid en betydelig forsimpning af den enkelte søs komplekse økosystem og historik, hvor der ikke opnås nogen forståelse af årsagssammenhænge. Der opnås således en gennemsnitlig værdi for empiriske sammenhænge beregnet på baggrund af et større antal søer. Det vil sige, at resultatet for den enkelte sø vil indeholde en usikkerhed på baggrund af de mange søer, som ligger til grund for den anvendte model. I regi af vandområdeplanerne beror eventuelle krav om indsatsbehov (dvs. reduktion i ekstern næringsstofftilførsel) på netop modellerne evne til at estimere tilstanden i den enkelte sø.

Et alternativ til empiriske modeller er dynamiske, procesbaserede modeller, dvs. modeller, der har indbygget et mere komplekst ligningsapparat, hvor ligninger bygger på kendte, naturvidenskabelige sammenhænge og beskrivelser af processer og årsagssammenhænge, som udgør de betydende elementer af det naturlige økosystem i søer. Dynamiske, procesbaserede sømodeller er således at sammenligne med de procesbaserede modeller, der anvendes inden for andre fagfelter til f.eks. modellering af det marine havmiljø, grundvand eller klima. For netop det kystnære havmiljø, hvor vandrammedirektivet også dikterer udarbejdelse af vandområdeplaner, har der allerede i en årrække været tradition for at anvende dynamiske økosystemmodeller i forvaltningsøjemed.

Med en dynamisk, procesbaseret model har studier vist (f.eks. Trolle & Søndergaard 2010), at der kan opnås meget retvisende beskrivelser af søers tilstande, hvilket vil sige, at der er god overensstemmelse mellem modellernes

simuleringer og søernes observationsdata. Opsætningen af dynamiske, procesbaserede modeller er imidlertid mere ressourcekrævende, og kravet til data er væsentligt større sammenlignet med empiriske modeller - og der eksisterer derfor kun et fåtal af modelopsætninger for danske søer.

1.2 Formål

Med henblik på at øge sikkerheden omkring indsatsbehovet frem mod kommende generationer af vandområdeplaner er det Miljøstyrelsens ønske at undersøge muligheden for at anvende dynamiske, procesbaserede modeller i forvaltningen af søer. Formålet med dette projekt er at vurdere denne mulighed.

I projektet er der foretaget videreudvikling af værktøjer og tilgange, der understøtter og effektiviserer arbejdsgangen med modelopsætning, kalibrering og validering. Endvidere er der opsat dynamiske, procesbaserede modeller for fem danske søer (Ravn Sø, Hinge Sø, Søholm Sø, Bryrup Langsø og Arreskov Sø) for at belyse modellernes sikkerhed / usikkerhed for både dybe og lavvandede søer for udvalgte vandkvalitetsparametre. Disse modelleres evne til at beskrive miljøtilstanden i en given sø er sammenlignet med de tilsvarende empiriske tilgange, der hidtil har været anvendt i vandområdeplan-regi. På den baggrund er det muligt at vurdere, hvorledes erfaringerne fra de opsatte dynamiske, procesbaserede modelcases kan inddrages i det fremadrettede vandområdeplanarbejde.

2. Modellering af søer

2.1 Dynamiske, procesbaserede modeller

Der eksisterer en lang række, mere eller mindre anvendte, publicerede, dynamiske, procesbaserede sømodeller i verden (Trolle et al., 2012). Heraf har en håndfuld været de primært anvendte modeller – hovedsagligt i regi af forskning. Med reference til det historiske overblik i Trolle og Søndergaard (2010) og DHI (2014) har der i Danmark været anvendt flere forskellige modelkomplekser som f.eks. Glumsø-modellen (Jørgensen 1976), økologi-modulerne (Ecolab) i MIKE-modellerne (DHI 2019), DYRESM-CAEDYM-modellen (Trolle et al. 2008; Trolle et al. 2010), PCLake (Nielsen et al. 2014, Rolighed et al. 2016) samt GOTM-FABM-PCLake (Bruggeman & Bolding 2014; Hu et al. 2016; Umlauf et al. 2005), som nu eksisterer i en opdateret og modulopbygget version GOTM-FABM-WET (Schnedler-Meyer et al. 2020).

Fælles for dynamiske, procesbaserede modeller er som nævnt i indledningen, at de stiller krav om væsentligt mere information og flere data for den enkelte sø i forhold til de empiriske modeller. Men med opsætningen af en dynamisk, procesbaseret model fås til gengæld et betragteligt større indblik i de sammenhænge, som styrer søens økologiske tilstand, herunder også de vandkvalitetsparametre, der har relevans i forvaltningsøjemed. Overordnet set beskriver dynamiske, procesbaserede modeller (med varierende detaljeringsgrad) de kausalsammenhænge, der kendes fra naturen; f.eks. hvorledes øget næringsstofftilførsel stimulerer algevækst, hvordan dyreplankton græsser på alger, hvordan fisk spiser dyreplankton, og hvordan rovfisk spiser fredfisk, hvordan kraftig algevækst kan udskygge undervandsvegetation, og hvordan lagdeling i søen begrænser tilførsel af ilt til søens bundvand og dermed øger den interne fosforbelastning. Derudover udtrykkes også det omgivende miljøes temperaturpåvirkning på f.eks. omsætnings- og vækstrater i søen. Dynamiske, procesbaserede modeller giver således muligheden for at undersøge og kvantificere konsekvensen af en række spørgsmål vedrørende selve økosystemet (og vandkvalitetsparametre) som eksempelvis effekten af restaureringsindgreb (opfiskning, sedimentfjernelse eller fosforfældning), ændret fosfortilførsel eller temperaturstigninger som følge af klimaændringer.

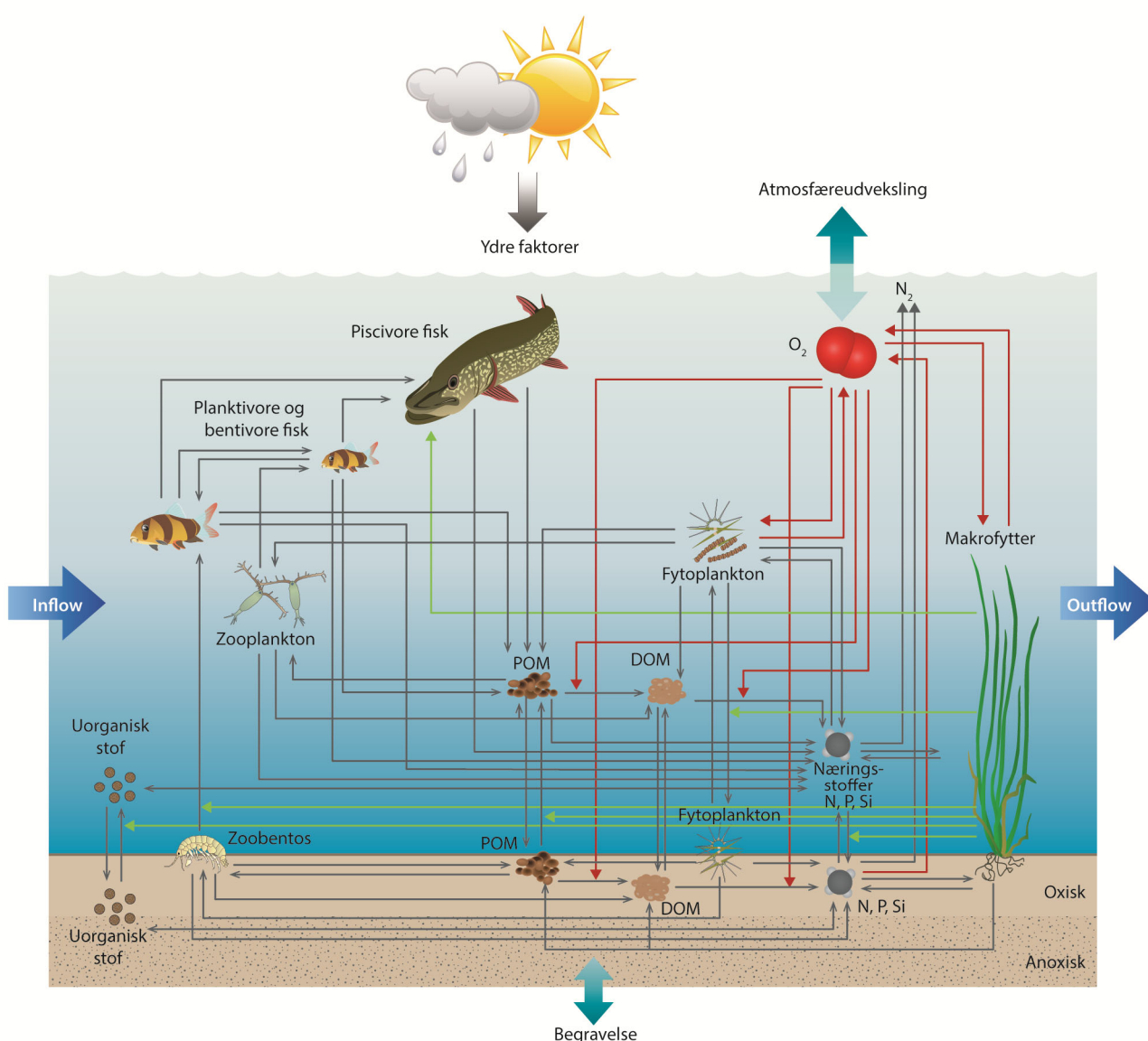
Ikke alle tilgængelige dynamiske, procesbaserede modeller har samme kompleksitet i den konceptuelle (og ligningsmæssige) afbildning af økosystemet. For eksempel er fisk ikke nødvendigvis eksplicit med, ligesom andre aspekter kan være mere eller mindre omfattet i de enkelte modeller. Eventuel tilpasning eller videreudvikling af ligningsapparatet kan her være besværligt/umuligt, hvis modellens kode ikke er open source og frit tilgængelig.

2.2 GOTM-FABM-PCLake

I nærværende projekt er anvendt den endimensionelle, koblede, hydrodynamiske økosystemmodel GOTM-FABM-PCLake, som repræsenterer state-of-the-art inden for økologisk modellering af søer. Udviklingen af de økologiske komponenter i modellen er drevet af Aarhus Universitet (den økologiske model er beskrevet nærmere i Hu et al. 2016). Modellen anvendes aktivt i flere lande, og videreudvikles løbende i en række forskningsprojekter i samarbejde med internationale partnere (eksempelvis EU-projekterne PROGNOS (www.prognoswater.org) og WATExR (<https://watexr.eu>)).

Siden igangsættelsen af nærværende projekt er modelkomplekset videreudviklet til en ny version (GOTM-FABM-WET), hvor den økologiske del af modellen er redesignet til en fleksibel modulstruktur, som muliggør brugerstyret kompleksitet – f.eks. antallet af trofiske niveauer i fødekæden eller antallet af algegrupper. Modelomskrivningen er foretaget af Schnedler-Meyer et al. (2020) med en tilhørende opdateret brugergrænseflade af Nielsen et al. (2021). Det ligger uden for dette projekt at transformere modelopsætningerne for de fem danske søer til den nye modelversion, men dette vil være muligt.

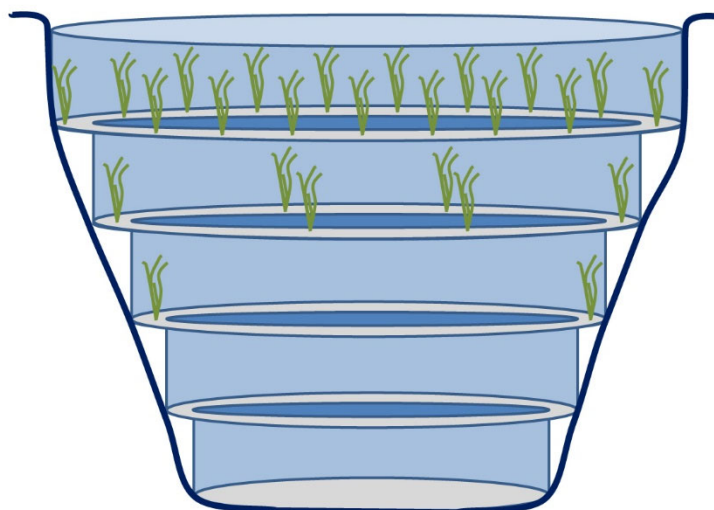
Den koblede hydrodynamiske, økologiske model beskriver som udgangspunkt den tidslige og vertikale udvikling i temperatur, iltodynamik, organiske og uorganiske former for kvælstof, fosfor og silicium, tre forskellige grupper af alger (der som udgangspunkt repræsenterer blågrønalger, kiselalger og grønalger, dog kan alge-egenskaber tilpasses til at repræsentere andre grupper), dyreplankton, bunddyr, fredfisk (repræsenteret af hhv. yngel og voksne fisk), rovfisk samt undervandsvegetation (Figur 1).



Figur 1. Konceptuel figur af økosystemmodellen FABM-PCLake efter Hu et al. (2016). Modellens tilstandsvariable er vist, hvor deres respektive interaktioner er repræsenteret med grå pile. Processer, som medvirker til dynamikken i opløst ilt, er repræsenteret med røde pile, og processer, som påvirkes af undervandsvegetation, er indikeret med grønne pile.

Modellen tager afsæt i et endimensionelt modeldomæne (Figur 2), hvor koncentrationen af de forskellige variable varierer med dybden, afhængig af lagdeling og opblandingsforhold. Denne egenskab er relevant for dybe søer, der lagdeles om sommeren, men også i forhold til mindre dybe danske søer, der i stille og varme perioder kan opleve kortvarig lagdeling hen over sommeren, som kan have betydning for eksempelvis udvikling af algeopblomstringer.

Figur 2. Illustration af den dynamiske, procesbaserede models repræsentation af det endimensionelle modeldomæne. Det fysiske domæne beskrives via søens hypsograf (sammenhæng mellem horisontalt tværsnitsareal og dybde). Volumen og bundarealet af de enkelte lag varierer således med dybden og vil også variere fra sø til sø. Antallet og dermed tykkelsen af vertikale lag kan tilpasses efter behov i modelopsætningen.



Selve økosystemkomponenten af modellen (FABM-PCLake, Figur 1) kan også afvikles i et tredimensionelt modeldomæne (eksempelvis ved brug af GETM (<https://getm.eu>), en tredimensionel fysisk model). Til projektet er det dog vurderet mere relevant at anvende den endimensionelle modelrepræsentation (GOTM), da denne modeltype tidligere har vist sig i stand til at give en tilstrækkelig god beskrivelse af sæsonvariationer i temperatur og lagdeling for danske søer, samtidig med at modellen er væsentligt mindre beregningstung og ikke nær så datakrævende som en tredimensionel model. Dette betyder også, at den endimensionelle model i praksis kan anvendes i semiautomatiserede kalibreringsprocesser, hvor modellen afvikles et stort antal gang, mens modellens parametre optimeres.

Modelkomplekset er open source og kan frit downloades af alle interesserede og anvendes på en standard desktopcomputer. Instrukser vedr. download og anvendelse af modelkomplekset kan findes på www.wet.au.dk.

2.3 Randbetingelser og forceringsdata

I modelopsætningerne for de fem søer tager randbetingelser og forceringsdata afsæt i de basismodelopsætninger, der er beskrevet i Trolle et al. (2016). Randbetingelser og forceringer er de betingelser, som modellen simulerer ud fra f.eks. en given søs dybdeforhold og tidsserier for klima, vand og næringsstofinput. De specifikke randbetingelser og forceringsdata, som indgår i opsætningerne, er beskrevet i de følgende afsnit.

2.3.1 Hypsograf

Hypsografen angiver sammenhængen mellem vandybder og det horisontale tværsnitsareal i en sø og er baseret på DCE-arkivdata fra det nationale overvågningsprogram (NOVANA).

2.3.2 Vandtilførsel og næringsstofkoncentrationer

Vandtilførsel og stofkoncentrationer beror på NOVANA-data (afrapporteret i hhv. Johansson et al. (2015) og Johansson et al. (2019)) i form af månedsgennemsnit (henholdsvis m^3/s for vand og mg/l for næringsstoffer). Data bag vand- og stoftransport er typisk baseret på hhv. dagsmiddelværdier fra automatiske stationer i feltet samt vandprøver indsamlet med en måneds mellemrum. Den samlede belastningsopgørelse til søerne beror på metodikken beskrevet i Bjerring et al. (2014), hvor belastningen fra det umålte opland også estimeres; dog med enkelte justeringer, så opgørelser af næringsstofkilder og -balancer er compatible med DK-QNP version 2, som giver vand og næringsstof på ID15-oplandsniveau (Thodsen et al. 2019). I sømodelskonfigurationen er alle målte og umålte tilløb inkluderet og aggregeret til en samlet tilførsel af vand og stof.

Da modellen inkluderer flere fraktioner af næringsstof, er det også nødvendigt at opdele den eksterne belastning i hhv. uorganiske og organiske fraktioner. I nærværende projekt blev det i første omgang forsøgt at lave en generel fraktionering baseret på et nationalt datasæt fra danske vandløb. Testkørsler med modellerne viste imidlertid, at der kunne opnås en betydelig forbedring af modellernes performance, såfremt der anvendes en søspecifik fraktionering, eksempelvis baseret på næringsstofdata fra det største tilløb til en given sø.

2.3.3 Meteorologi

Til meteorologisk forcering er der anvendt data fra European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). Specifikt er anvendt Interim-datasættet fra ECMWF (Dee et al. 2011), som har den fordel, at det er kvalitetssikret og reanalyseret tilbage i tid baseret på observationer. Meteorologiske parametre, der anvendes som forcering til modellen, er:

- Lufttemperatur ($^{\circ}\text{C}$)
- Lufttryk (hPa)
- Dugpunktstemperatur ($^{\circ}\text{C}$)
- Skydække (%)
- Vindhastighedskomponenter i nord-syd og vest-øst retning (m/s).

ECMWF-tidsserien (tre timers data) er konsistent og sammenhængende i tid og sted og kan frit tilvejebringes for alle sølokaliteter i Danmark.

2.3.4 Øvrig parameterisering

Begyndelsesbetingelser for næringsstofpuljerne i sedimentet kan estimeres ud fra overvågningsdata, som hvert 6. år også omfatter sedimentanalyser. Disse analyser omfatter imidlertid typisk kun nogle få stationer (ofte tre), og data indsamles typisk kun for bunden fra de dybere områder i en given sø, hvorimod modellen beskriver næringsstofpuljerne i sedimentet for alle de individuelle vertikale lag. Begyndelsesbetingelser for næringsstofpuljerne, baseret på overvågningsdata, kan derfor ses som et første bud på puljernes størrelse, hvorefter modellerne indledningsvis kan køres i en årrække, således at der indstiller sig en ligevægt mellem modellens vertikale fordeling af sedimentets næringsstofpuljer og den eksterne belastning (se også afsnit 2.5).

2.4 Observationsdata

Til kalibrering og validering af modellen er anvendt følgende observationsdata målt i søerne i forbindelse med NOVANA-programmet (Johansson et al. 2019):

- Vandtemperatur (°C)
- Opløst ilt (mg/l)
- Klorofyl-a (µg/l)
- Total fosfor (mg/l)
- Fosfat (mg/l)
- Total kvælstof (mg/l)
- Nitrat (mg/l)
- Ammonium (mg/l).

2.5 Tidslig modelkonfiguration

I forbindelse med kalibreringen af modellerne blev der konstateret antydning af et skifte i koncentrationsniveauer på baggrund af data målt i søerne fra 2007 og frem. Efterfølgende har der i andet regi været foretaget en udredning af koncentrationsmålingerne for totalt kvælstof og totalt fosfor, hvor laboratorieanalyserne er vurderet til at være fejlbehæftede. Denne problematik er også konstateret for næringsstofkoncentrationerne i vandløb, der repræsenterer belastningen til den enkelte sø. En redegørelse for forslag til tilgang til korrektion af observationer i søer findes i Larsen et al. (2020), men der er endnu ikke vedtaget en generel praksis. Følgelig er der ikke foretaget en korrektion af data målt i søerne, mens der for vandløbsdata er foretaget en foreløbig korrektion (jf. Thodsen et al. 2019b).

Med udgangspunkt i de mulige fejlbehæftede laboratorieanalyser blev det i dette projekt besluttet at begrænse simuleringsperioden tidsligt for at kunne gennemføre modelopsætningerne. Den tilgængelige simuleringsperiode for hver sø er inddelt i følgende perioder:

- Modelindkøring: 1990-1995
- Kalibrering: 1996-2003
- Validering: 2004-2005.

Modelindkøring (også kaldet warmup- eller spinup-periode) er et velkendt begreb inden for hydrologisk modellering, hvor begyndelsesbetingelser (eksempelvis geografisk varierende grundvandsstand) kan være usikkert bestemt og have negativ (og urealistisk) indflydelse på modeloutputtet i de første år af en simulering. Inden for sømodellering er det især estimeret på begyndelsesbetingelserne for sedimentets næringsstofpuljer (der skal angives for hele dybdeprofilen i en sø), som kan introducere usikkerhed i de første simuleringsår. Derfor anvendes der en indkøringsperiode, som muliggør en vis modelstabilisering i forhold til randbetingelserne. Modeloutput for denne periode udelades automatisk, når objektivfunktioner skal beregnes (objektivfunktioner udtrykker graden af overensstemmelse mellem modeloutput og måldata).

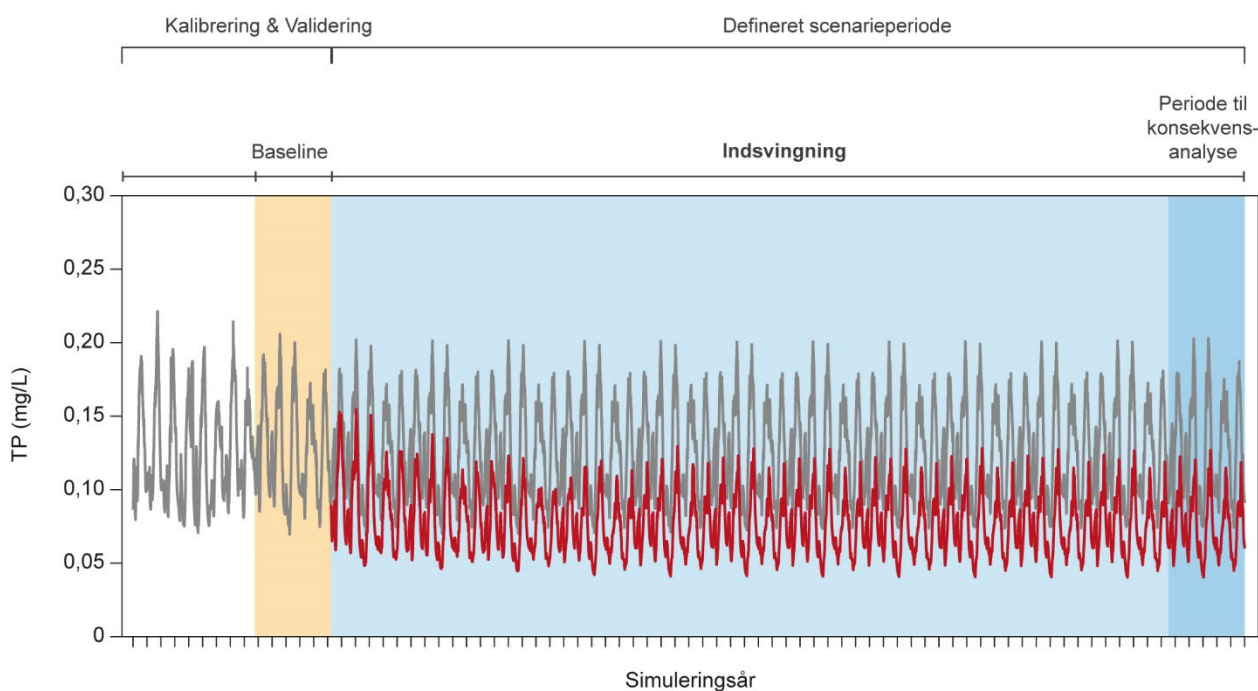
For Arreskov Sø er der foretaget en modifikation af den tidslige modelkonfiguration for at lade de abrupte tilstandsskift, der er observeret i søen, indgå i modelkalibreringen. Indkøringsperioden er derfor kun fra 1990 til 1992. Derudover har tidsperioden ikke været opdelt i en kalibrerings- og valideringsperiode, men alle data efter modelindkøring har været anvendt i kalibreringen for at inkludere det observerede tilstandsskift i søen i fastsættelsen af modelparameterværdierne. Ydermere har der specifikt for Arreskov sø været anvendt vandstandsdata, som ikke findes konsistent efter 2004. Derfor er modellen kun kørt til og med 2004.

2.6 Udviklede værktøjer

I projektet er der udviklet en række arbejdsgange og værktøjer relateret til anvendelsen af den dynamiske, procesbaserede sømodel. Det har konkret ud-møntet sig i en række Python-baserede scripts (værktøjer) med tilhørende .xml-baserede konfigurationsfiler, der strømliner arbejdsrutiner og muliggør en mere omkostningseffektiv opsætning af sømodeller. For en del af udviklingen er der taget afsæt i et eksisterende Python-modul (SALib, se: <https://github.com/SALib/SALib>), og der er udviklet et Python-link, som gør, at parameteriseringen af sømodellen kan drage nytte af forskellige metoder i forbindelse med sensitivitetsanalyser. Denne udvikling har været foretaget af firmaet Bolding & Bruggeman ApS, der ligeledes har forestået en videreudvikling af et open source-automatiseringsværktøj til kalibrering (ParSAC, se: <https://github.com/BoldingBruggeman/parsac>). De producerede scripts og værktøjer er tilgængelige efter open source-princippet.

2.6.1 Scenariegenerator

I relation til anvendelsen af dynamiske, procesbaserede modeller i vandområdeplan-regi er der udviklet Python-baserede arbejdsgange, som udgør første generation af en (for nuværende script-baseret) scenariegenerator. Ideen med scenariegeneratoren er at effektivisere afviklingen af modelscenarier og på sigt (ikke en del af nærværende projekt) at muliggøre en standardiseret estimering af indsatsbehov; her specifikt reduktion i ekstern næringsstofbelastning og belysning af indsvingningstid (den tid, hvormed søens system indstiller sig på en ny belastning og kommer i ligevægt) samt usikkerhed i forhold til modelparametre og næringsstofbelastning. I første generation af scenariegeneratoren kan en given modelopsætnings randbetingelser ændres i forhold til basissimuleringen. Specifikt kan klimaforceringen og/eller næringsstofftilførslen ændres og danne udgangspunkt for den egentlige scenarieafvikling (Figur 3).



Figur 3. Illustration af kørsel med den udviklede scenariegeneratorscript, hvor der er lavet en kørsel for Hinge Sø med en defineret baselineperiode fra 2001-2005, der er loopet frem i tid og dermed danner baggrunden for scenarieanalysen. Der er anvendt en reduktion på 40 % i næringsstofftilførslen, hvilket producerer den viste reduktion i simuleret total fosforkoncentration i søen (rød linje). Grå linje illustrerer simuleringen ved uændrede forhold.

2.6.2 Ensembletilgang

En del af nærværende projekt er at belyse den usikkerhed, der uundgåeligt er associeret med brugen af modeller, hvad enten det er empiriske eller dynamiske modeller. En af kilderne til en models usikkerhed kan associeres til, at flere forskellige kombinationer af modelparameterverdier, som kan opnås via en kalibreringsproces, kan resultere i nogenlunde lige acceptable modelperformances (en modelegenskab, der også betegnes som "equifinalitet"). Derfor kan én eksakt værdi for en given modelparameter i princippet ikke identificeres. For at imødekomme denne egenskab kan der etableres et modelensemble, hvilket i praksis betyder, at der anvendes flere forskellige modelparameteriseringer til at repræsentere en given sø. Dermed opnås der en variation i modeloutput, som kan kvantificeres både ift. modelperformance, og ift. scenariekørsler. Det er endnu ikke normal praksis at betragte modelsimuleringer relateret til vandkvalitet i søer som ensembles, men det er en tilgang, der ofte anvendes i meteorologiske studier, når projektioner for fremtidens klima skal visualiseres.

I nærværende projekt er det valgt at eksemplificere mulighederne for ensemblevisualisering via modelopsætningen for Arreskov Sø, hvor tidligere forskning har vist, at det har været nødvendigt med netop en ensembletilgang for at kunne omfatte den store variation i tilstand, der er observeret i søen (Nielsen et al. 2014). Der introduceres således mulighed for en ny tilgang til vandkvalitetsmodellering i forvaltningsøjemed, hvor modellen repræsenteres ved en række modelkørsler, der er udvalgt på baggrund af performancekriterier. Modelensemblet kan bestå af eksempelvis 100 modelkørsler, hvor alle de parametre, der er kalibreret på, har forskellige kombinationer modelkørslerne imellem.

2.6.3 Kodetilgængelighed fra projektet

Al udvikling af værktøjer i dette projekt er sket efter open source-princippet, og værktøjernes computerkode er frit tilgængeligt. For yderligere information om selve den dynamiske models kildekode henvises som tidligere nævnt til www.wet.au.dk, hvor der ligger instruktionsvideoer til download og kompilering af modellen.

2.7 Kalibreringsstrategi

I projektet er der udviklet og testet en kalibreringsstrategi, som har haft til formål at effektivisere ellers tidskrævende, manuelle kalibreringsiterationer. Kalibreringsstrategien indbefatter, at kalibreringsprocessen forsøges opdelt og udført trinvist, hvor hvert enkelt trin er målrettet en række udvalgte modelparametre og dermed processer, som antages at have stærk indflydelse på den tidslige og vertikale fordeling af en eller flere specifikke modelvariable. Dermed opnås det, at objektivfunktionen styrkes mest muligt for den enkelte modelvariabel, der målrettes i det enkelte trin. En objektivfunktion er en matematisk funktion, der sammenligner modellens simulerede værdier med de tilhørende observerede værdier, og som på forskellig vis kvantificerer, hvor stor forskel der er på model og observationer.

Kalibreringsstrategien indeholder følgende fem trin:

1. Kalibrering af fysisk dynamik, hvor observerede temperaturprofiler anvendes til beregning af objektivfunktion.

2. Kalibrering af mineraliseringsrater og begyndelsespulje af sedimentets organiske stof, hvor måledata for bundvandets ilt (hvor det giver mening) anvendes til beregning af objektivfunktion (indsnævrede parameterintervaller fra trin 1 inkluderes også i trin 2).
3. Kalibrering af nitrifikations- og denitrifikationsparametre, hvor måledata for bundvandets nitrat og ammonium anvendes til beregning af objektivfunktion (indsnævrede parameterintervaller fra trin 1 og 2 inkluderes også i trin 3).
4. Kalibrering af fosfor sorptions-/desorptionsparametre, hvor måledata for bundvandets fosfat og totalfosfor anvendes til beregning af objektivfunktion (indsnævrede parameterintervaller fra trin 1, 2 og 3 inkluderes også i trin 4).
5. Kalibrering af planteplankton- (klorofyl a) dynamik, hvor måledata for hele profiler med ilt, fosfor (alle fraktioner) og kvælstof (alle fraktioner) anvendes til beregning af objektivfunktion (indsnævrede parameterintervaller fra trin 1, 2, 3 og 4 inkluderes også i trin 5).

Ovenstående procedure viste sig især anvendelig for de dybe, sommerlagdelte søer, hvorimod det var mere vanskeligt at nedbryde kalibreringsprocessen i flere trin for de lavvandede søer (Hinge Sø og Arreskov Sø). For de højere trofiske niveauer, som den anvendte dynamiske, procesbaserede model også inkluderer, vil det for langt de fleste søer (inklusive søer i dette projekt) ikke være muligt at gennemføre en traditionel kalibreringsproces. Dette skyldes dels, at observationsgrundlaget er yderst sparsomt, dels at nogle af de relevante biologiske elementer i forhold til observationsmetodik ikke er direkte sammenlignelige med output fra den dynamiske, procesbaserede model. De højere trofiske niveauer er dog stadig aktive i modellen og har stadig indflydelse på eksempelvis klorofyl- og næringsstofniveauer.

Til selve kalibreringen er anvendt et automatisk kalibreringsværktøj (ParSAC), der er videreudviklet i projektet af Bolding & Bruggemann ApS. For hvert trin tillades modelparametre gennem værktøjet at variere inden for et brugerdefineret interval, som søges begrænset til værdier, der er kendt fra litteraturen (f.eks. fra laboratorieforsøg, feltforsøg eller modelstudier). Dette interval bliver så mindsket i trinspecifikke iterationer og analyseret for hvert trin ved at inspicere og processere (grafiske) sammenhænge mellem parameter-værdier og objektivfunktionens værdi. De indsnævrede parameterintervaller fra ét trin bliver overført og anvendt i de følgende trin (dvs. de trin, der er listet oven for).

2.8 Kvantificering af modelperformance

Modellens performance, dvs. sammenligning af observationer og modeloutput, er kvantificeret via *procent BIAS*, *Spearman Rank* samt R^2 . I forbindelse med anvendelsen af dynamiske modeller for de marine havområder har Erichsen et al. (2018) og Kaas et al. (2017) udarbejdet en oversigt over kriterier for enkelte statistikker, som definerer deres ”godhed” (Tabel 1). Tærskelværdien for hvert enkelt statistiks’ kriterium for at være f.eks. ”god” eller ”meget god” afhænger af, hvilken variabel der betragtes. Eksempelvis vil der kunne opnås et væsentligt bedre fit for vandtemperaturen end for den biologisk afledte klorofyl-a. Den generalisering, som Tabel 1 afspejler, skal derfor betragtes med forbehold, om end den kan anvendes som et udgangspunkt for en klassifikation. Med refe-

rence til oplandsmodellering (Moriassi et al. 2015) viser erfaringerne, at modeller, hvor R^2 er $> 0,4$ for fosfor og $> 0,3$ for kvælstof, betragtes som acceptable. I Tabel 1 klassificeres performances (R^2) som ”god” i intervallet 0,2-0,1. Det er lavere end i andre studier – f.eks. inden for oplandsmodellering, men også ift. europæiske guides for interkalibrering, der klassificerer acceptable regressioner som værende over 0,25 (EU 2011).

Tabel 1. Kriterier for statistiske indeks i forhold til deres ”godhed” (efter Erichsen et al. (2018) og Kaas et al. (2017)). Procent BIAS kan være både positiv (+) og negativ (-).

Index	Excellent	Meget god	God	Ringe
Procent BIAS	<10	10-20	20-40	>40
R^2	>0,4 Excellent	0,4 – 0,2 Meget god	0,2 – 0,1	<0,1 Moderat
Spearman Rank	>0,9	0,9-0,6		<0,6

Procent BIAS angiver afvigelsen mellem modellen og observationer, hvor en negativ BIAS repræsenterer en modelmæssig underestimering og en positiv BIAS en overestimering.

Spearman Rank er et korrelationsindeks, som – jf. Erichsen et al. (2018) – i et vist omfang tager højde for, at observationspeaks og modelestimater kan være lidt forskudt i tid, hvilket der ikke tages højde for i den traditionelle determineringskoefficient (R^2).

R^2 er medtaget, da den er en typisk performance-statistik, som afrapporteres i modelstudier, og derfor er tilgængelig ift. sammenligning af, hvor godt modelopsætningerne i nærværende projekt gengiver søernes observerede dynamik. R^2 -værdien kan efter gængs praksis variere mellem 0 og 1, hvor en værdi på 1 repræsenterer en model, hvor variationen i modeloutput er i fuldstændig overensstemmelse med variationen i observationer. Tabel 2 præsenterer erfaringsværdierne for en række modelstudiers R^2 -performances, hvor (1) og (2) er danske studier for hhv. Ravnsø, med modellen DYRESM-CAEDYM, og Søbygård sø, med modellen PClake; begge er dynamiske, procesbaserede modeller. Der er også medtaget et studie (3), som præsenterer gennemsnittet i modelperformances for et danskbaseret marint modelstudie. At det marine også inddrages, er for at sætte den potentielle forvaltning af ferskvandssøer vha. procesbaserede modeller i perspektiv til den praksis, der allerede anvendes for det marine miljø, hvor en kombination af empiriske modeller og procesbaserede modeller understøtter forvaltningen.

Tabel 2. R^2 -værdier fra en række modelstudier i Danmark. (1) et tidligere modelstudie for Ravnsø, (2) et nyere modelstudie for Søbygård sø samt (3) et marint modelstudie. Der henvises til de enkelte studier for en nærmere beskrivelse af den anvendte model samt simuleringsperiode. Epi: epilimnion, hypo: hypolimnion. Udregnet gennemsnit er foretaget på tværs af studierne.

Model-variable	(1)		(2)	(3)	Gennemsnit
	Trolle et al. 2008a,b (epi)	Trolle et al. 2008a,b (hypo)	Rolighed et al. 2016	Maar et al. 2011 (epi)	
Vandtemperatur	0,98	0,63		0,92	0,84
Opløst ilt	0,32	0,86		0,86	0,68
Total fosfor	0,23	0,14	0,30		0,22
Total kvælstof	0,72	0,39	0,61		0,57
Klorofyl a	0,12		0,21	0,38	0,24

I Tabel 2 er der angivet en gennemsnitlig R^2 -værdi for hver variabel på tværs af de eksisterende studier, som kan bruges indikativt til en overordnet sammenligning af projektets modelperformances, dog med forbehold for de enkelte studiers karakteristika. Heraf fremgår det, at totalfosfor (0,22) og klorofyl a (0,24) er de vandkvalitetsvariable, som erfaringsmæssigt er vanskeligst at simulere med modeller.

Ovenstående statistiske kvantificering af modellernes performance kan som udgangspunkt kun foretages for model- og observationsdata, som er direkte sammenlignelige, hvilket ikke er tilfældet for nogle biologiske kvalitetselementer. For modelresultater ift. til biologiske kvalitetselementer, som også er relevante for vandområdeplaner, perspektiveres der i projektet over tilgange, hvormed modellerne i kombination med empiri kan bringes i anvendelse til bestemmelse af biologiske kvalitetselementer.

3. De enkelte modelopsætninger

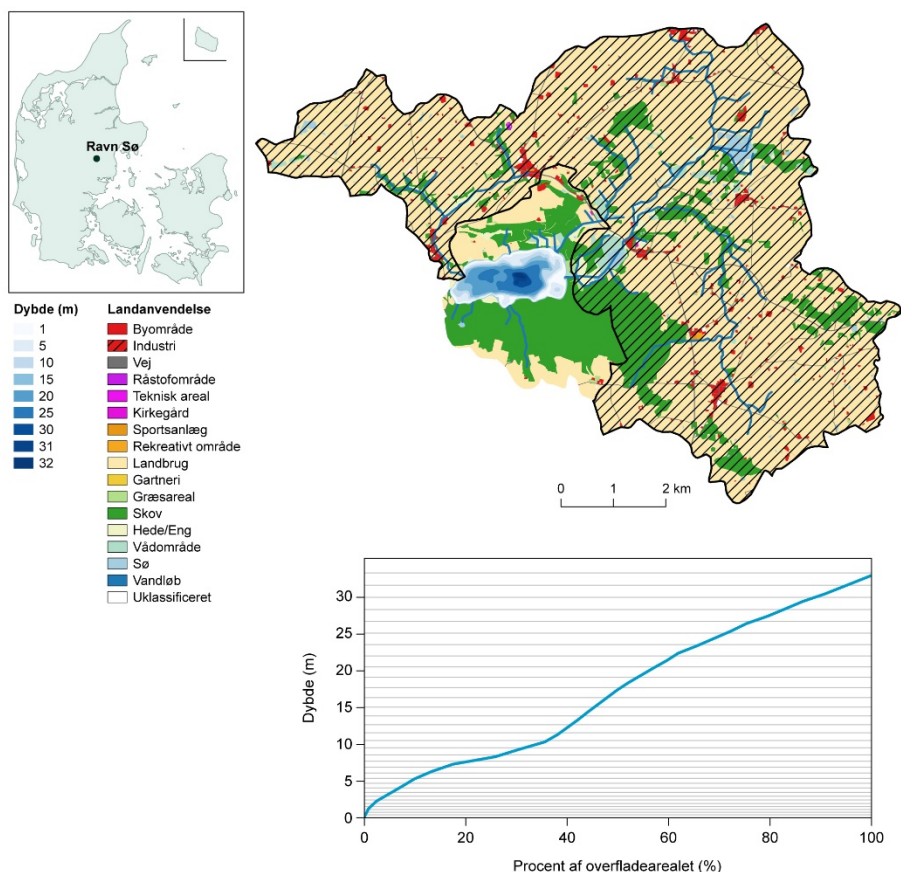
I projektet er der sat modeller op for Ravnsø, Hinge Sø, Søholm Sø, Bryrup Langsø og Arreskov Sø. Disse søer dækker tre dybe søer, som lagdeles årligt med store vertikale koncentrationsgradienter i bl.a. ilt og næringsstof til følge, og to lavvandede søer, der som udgangspunkt ikke lagdeles. Blandt de dybe søer er der også en sø, som lagdeles temporært med flere opbrud i lagdelingen over sommerperioden. Med så diverse systemer "udfordres" modellen betydeligt, hvilket giver et godt billede af modellens potentiale i forhold til at repræsentere mange forskellige danske søer i vandområdeplan-regi. I dette afsnit præsenteres resultater for hver modelopsætning for de fem søer, der indgår i projektet. I de tilfælde, hvor modellen er afbilledet med et gråt bånd (f.eks. Søholm Sø – klorofyl *a*, Figur 21), betyder det, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Hvis observationerne er indeholdt i båndet, fanger modellen således de målte gradienter. For Arreskov Sø præsenteres modelsimuleringerne som ensembles bestående af et antal model-parameteriseringer fra kalibreringen.

3.1 Ravnsø

Tabel 3. Sø- og modelkarakteristik for Ravnsø.

Karakteristik	Værdi
Maksdybde (m)	32,6
Middeldybde (m)	14,9
Overfladeareal (km ²)	1,8
Antal lag i modellen	33

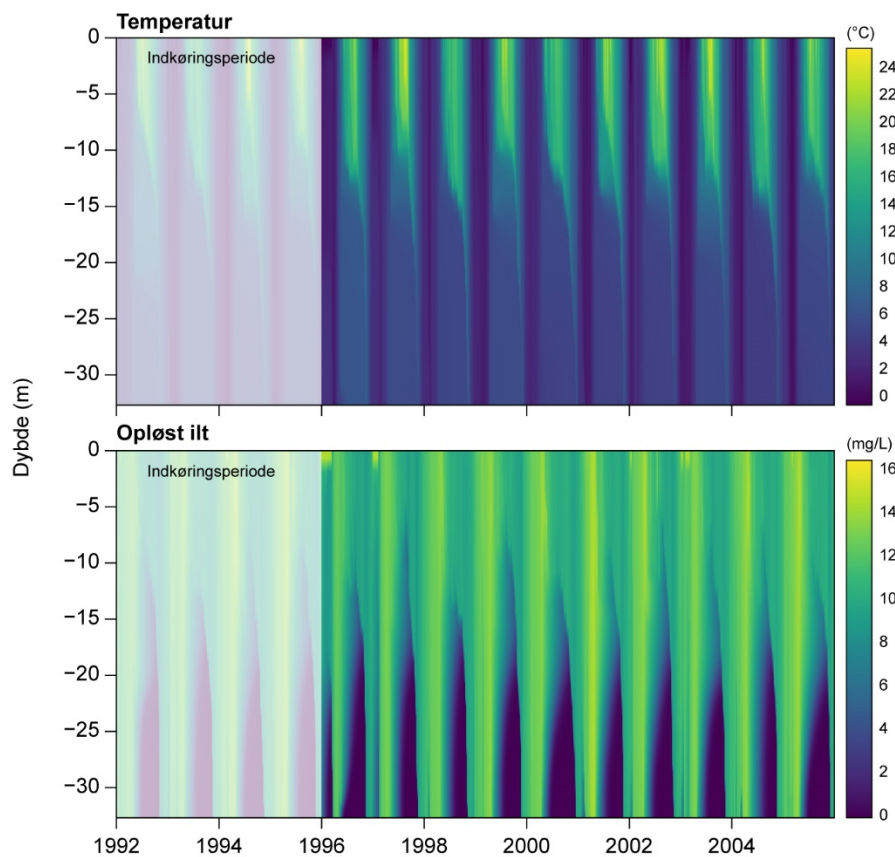
Figur 4. Øverst: Ravnsø og opland med arealanvendelsesklasser (efter Nielsen et al. (2000)) samt dybdekarateristik for søen. Skraveret område indikerer den del af oplandet, der afvander til målestationer. **Nederst:** Hypsograf, som angiver relationen mellem vanddyben og det tilhørende horisontale areal kombineret med modellens definerede lagstruktur som vandrette linjer.



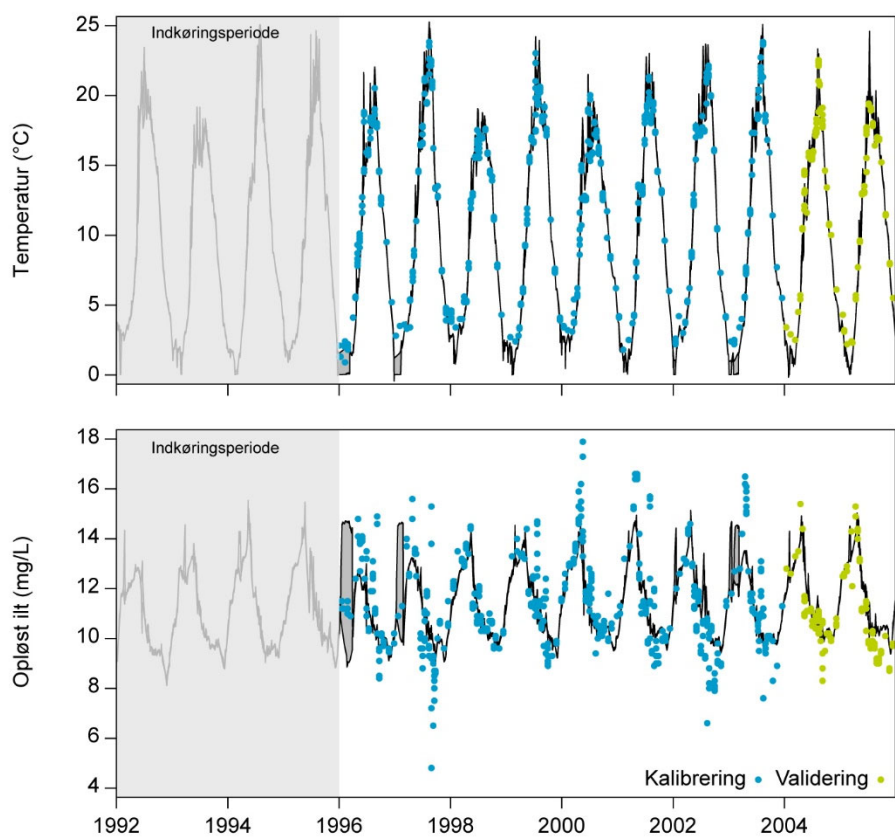
Tabel 4. Modelperformance for Ravnsø udtrykt ved en række statistikker for dagligt output fra modellen sammenlignet med observationer. Data repræsenterer søen fra 0 til 5,2 meters dybde som repræsentation for epilimnion. n: antal observationer; BIAS: procent bias; SR: Spearman Rank; R²: Determinationskoefficient. Val: valideringsperiode (1996-2003), Kal: kalibreringsperiode (2004-2005). Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	n		BIAS		SR		R ²	
	kal	val	kal	val	kal	val	kal	val
Fosfat	157	40	-41,40	-19,40	0,67	0,74	0,46	0,77
Klorofyl a	156	40	-17,10	-37,10	0,74	0,59	0,34	0,30
Nitrat	158	40	-2,30	-10,60	0,91	0,94	0,85	0,85
Opløst ilt	677	203	-1,10	3,60	0,80	0,90	0,57	0,82
Temperatur	685	208	-1,10	-1,80	0,99	0,99	0,99	0,99
Total fosfor	157	40	18,00	25,50	0,53	0,61	0,29	0,47
Total kvælstof	158	40	-10,60	-19,10	0,89	0,95	0,81	0,91

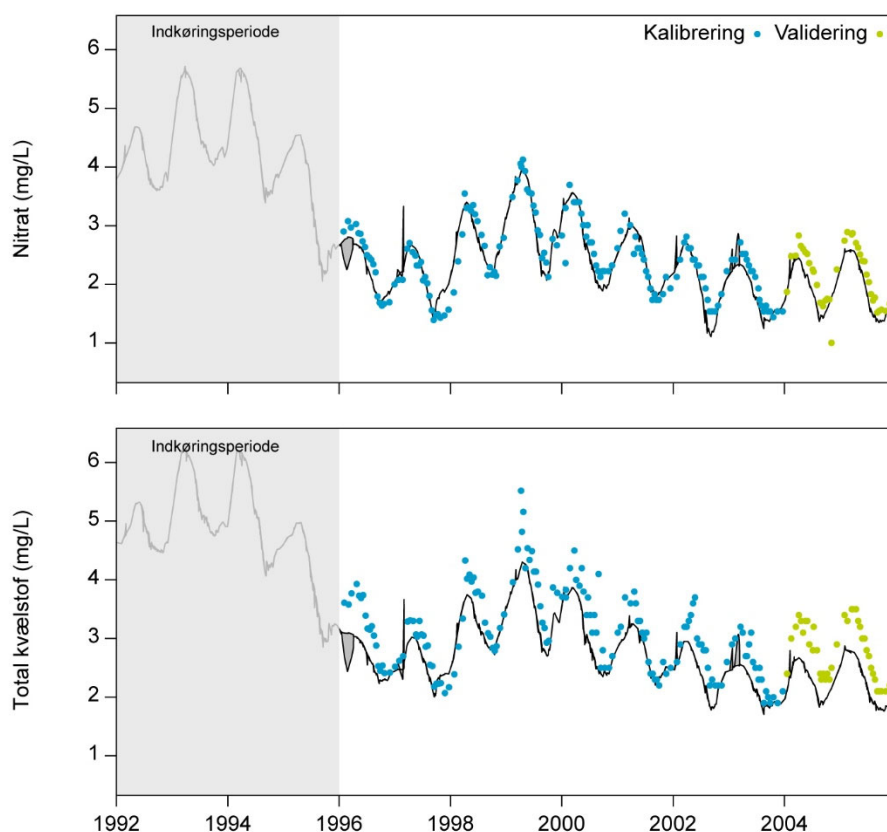
Figur 5. Simuleret dynamik i vandtemperatur og opløst ilt for Ravnsø repræsenteret ved konturplot for hele vandsøjlen.



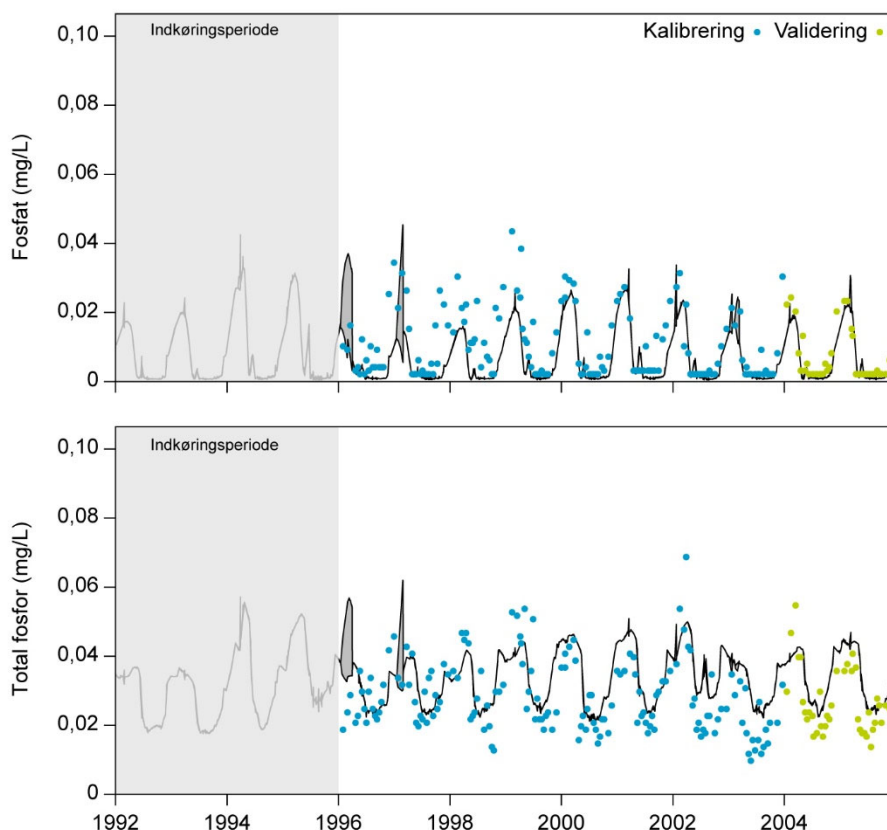
Figur 6. Sammenligning af simuleret output med observationer for Ravnsø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 5,2 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** vandtemperatur. **Nederst:** opløst ilt.



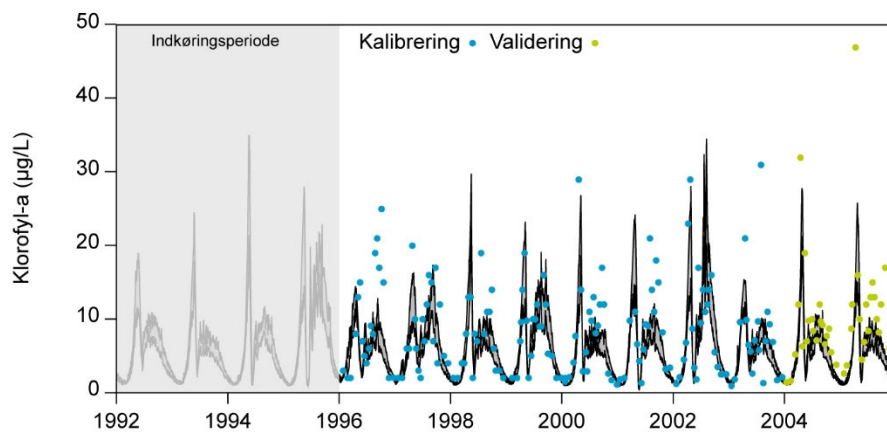
Figur 7. Sammenligning af simuleret output med observationer for Ravnø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 5,2 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** nitrat. **Nederst:** total kvælstof.



Figur 8. Sammenligning af simuleret output med observationer for Ravnø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 5,2 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** fosfat. **Nederst:** total fosfor.



Figur 9. Sammenligning af simuleret output med observationer for Ravnsø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 5,2 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). Plottet viser klorofyl a.

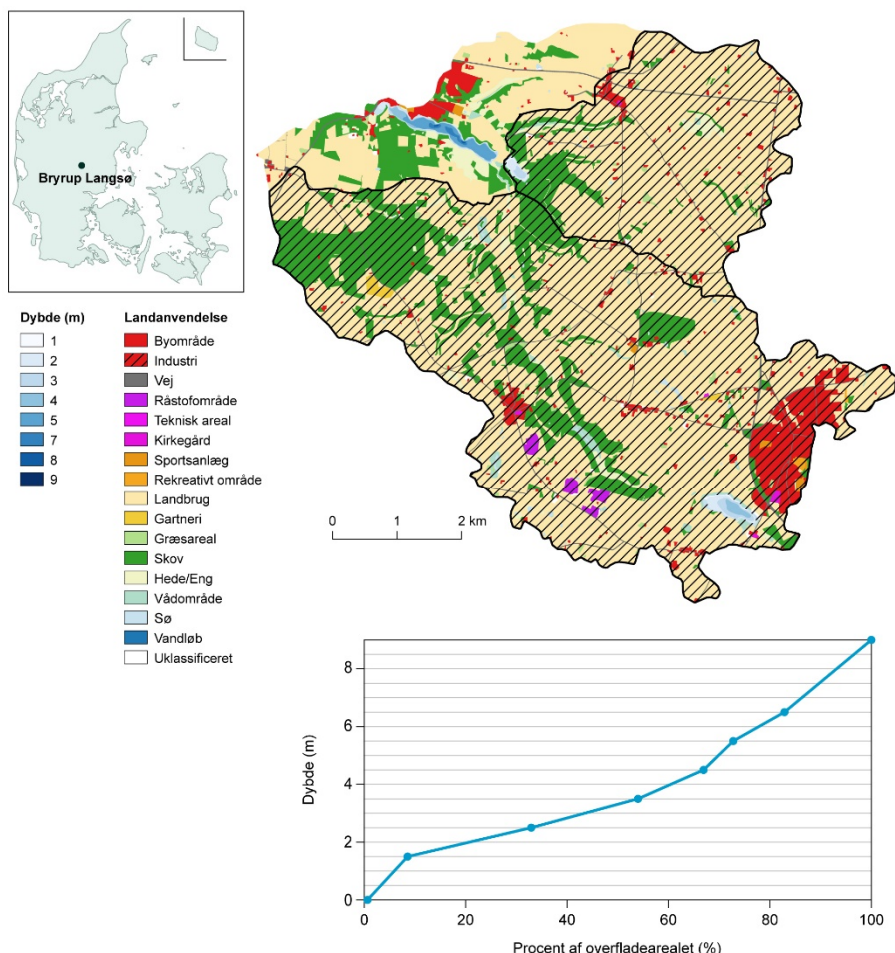


3.2 Bryrup Langsø

Tabel 5. Sø- og modelkarakteristik for Bryrup Langsø.

Karakteristik	Værdi
Maksdybde (m)	9
Middeldybde (m)	4,6
Overfladeareal (km ²)	0,37
Antal lag i modellen	18

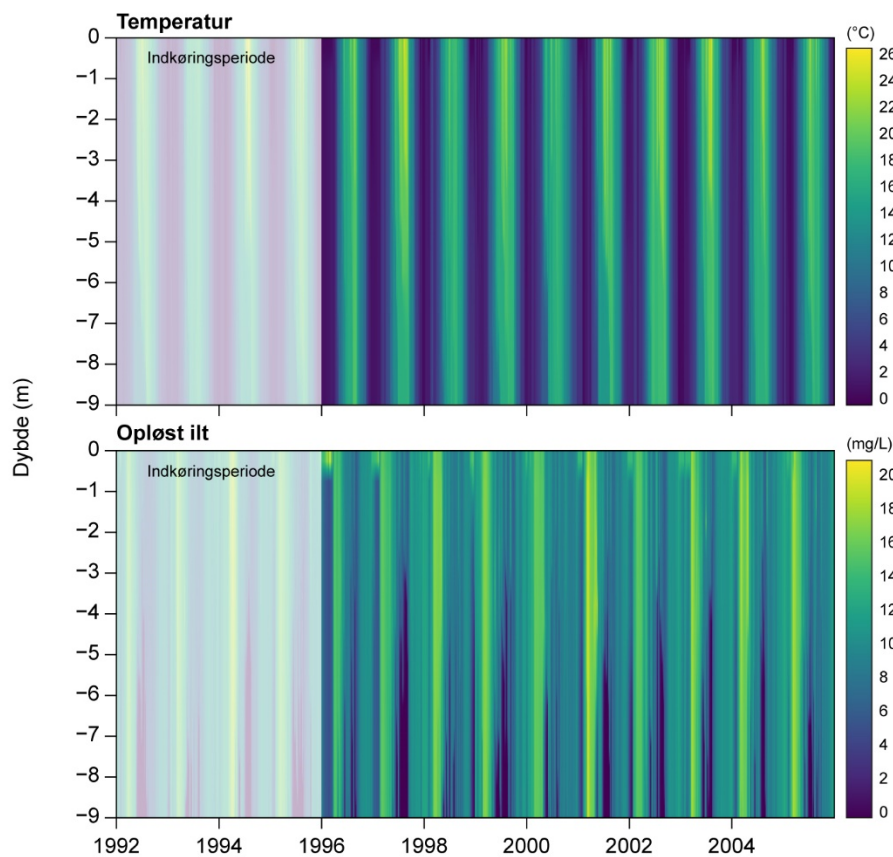
Figur 10. Øverst: Bryrup Langsø og opland med arealanvendelsesklasser (efter Nielsen et al. (2000)) samt dybdekarakteristik for søen. Skraveret område indikerer den del af oplandet, der afvander til målestationer. Nederst: Hypsograf, som angiver relationen mellem vanddyben og det tilhørende horisontale areal kombineret med modellens definerede lagstruktur som vandrette linjer.



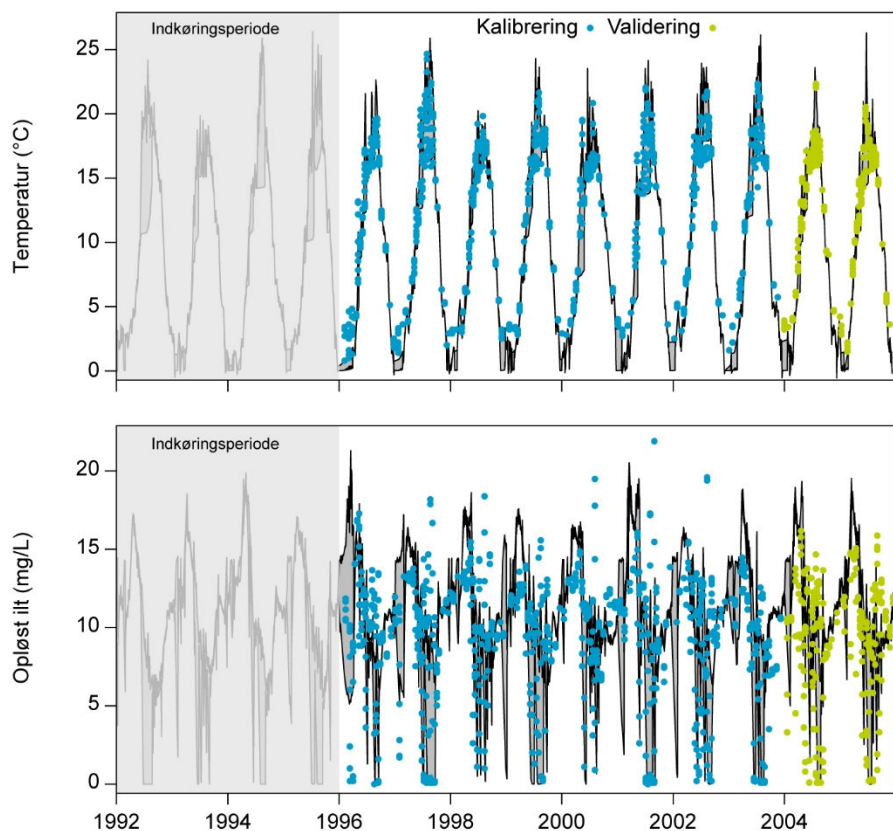
Tabel 6. Modelperformance for Bryrup Langsø udtrykt ved en række statistikker for dagligt output fra modellen sammenlignet med observationer. Data repræsenterer data for hele vandsøjlen. n: antal observationer; BIAS: procent bias; SR: Spearman Rank; R²: Determinationskoefficient. Val: valideringsperiode (1996-2003), Kal: kalibreringsperiode (2004-2005). Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	n		BIAS		SR		R ²	
	kal	val	kal	val	kal	Val	kal	val
Fosfat	277	66	3,50	-24,20	0,57	0,61	0,51	0,21
Klorofyl a	162	36	-17,10	-55,00	0,61	0,68	0,30	0,39
Nitrat	276	66	18,60	40,70	0,93	0,94	0,83	0,87
Opløst ilt	1184	310	4,60	9,50	0,68	0,56	0,52	0,41
Temperatur	1184	320	-3,10	-4,00	0,98	0,98	0,98	0,98
Total fosfor	277	66	2,60	-21,40	0,71	0,77	0,64	0,32
Total kvælstof	277	66	8,10	19,60	0,87	0,87	0,77	0,85

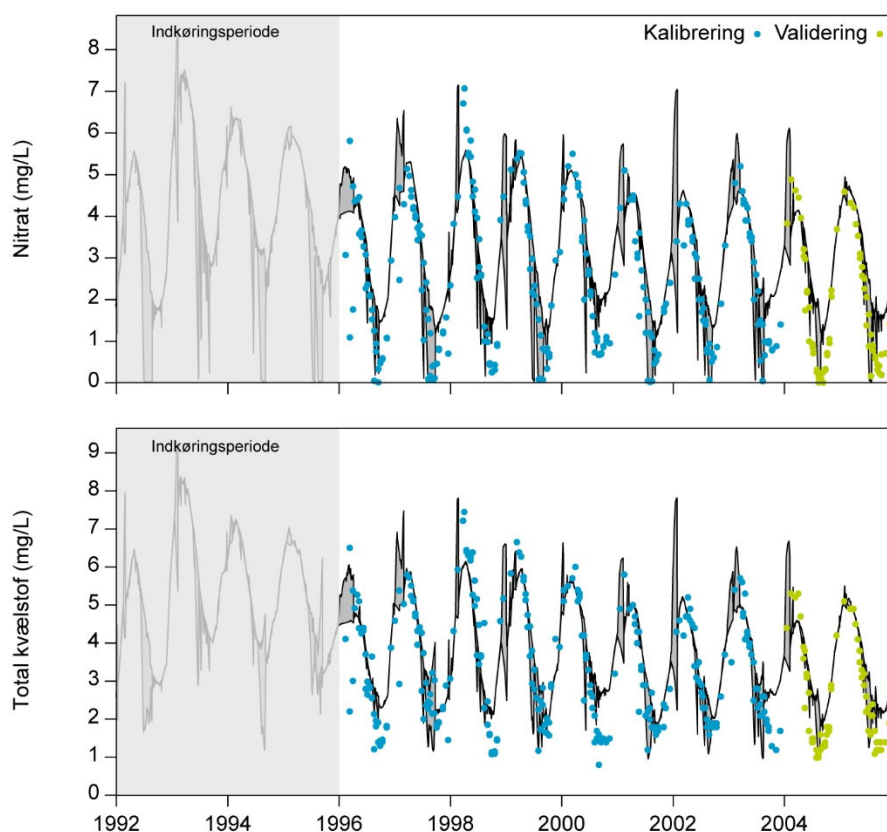
Figur 11. Simuleret dynamik i vandtemperatur og opløst ilt for Bryrup Langsø repræsenteret ved konturplot for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens opvarmingsperiode.



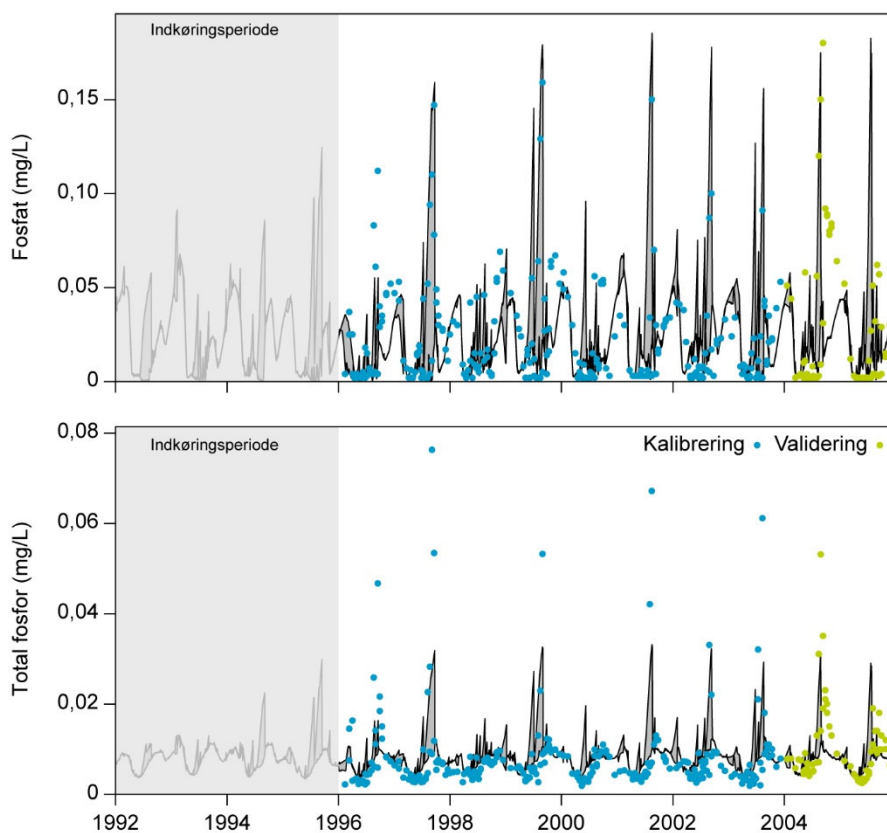
Figur 12. Sammenligning af simuleret output med observationer for Bryrup Langsø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** vandtemperatur. **Nederst:** opløst ilt.



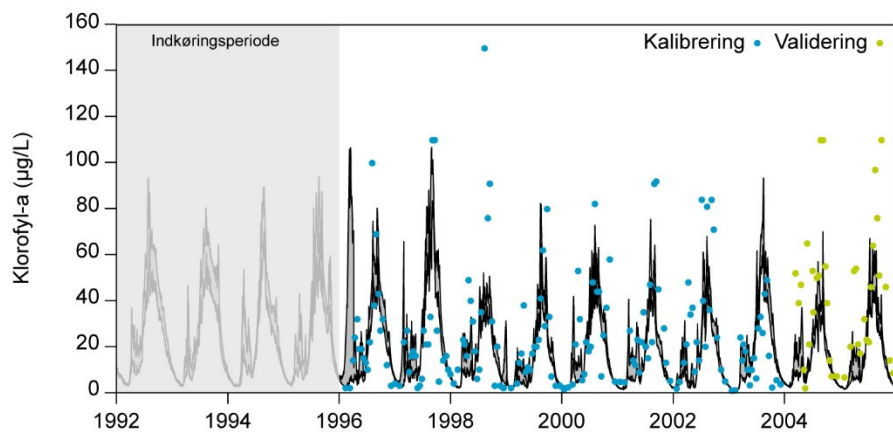
Figur 13. Sammenligning af simuleret output med observationer for Bryrup Langsø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** nitrat. **Nederst:** total kvælstof.



Figur 14. Sammenligning af simuleret output med observationer for Bryrup Langsø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** fosfat. **Nederst:** total fosfor.



Figur 15. Sammenligning af simuleret output med observationer for Bryrup Langsø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). Plottet viser klorofyl a.

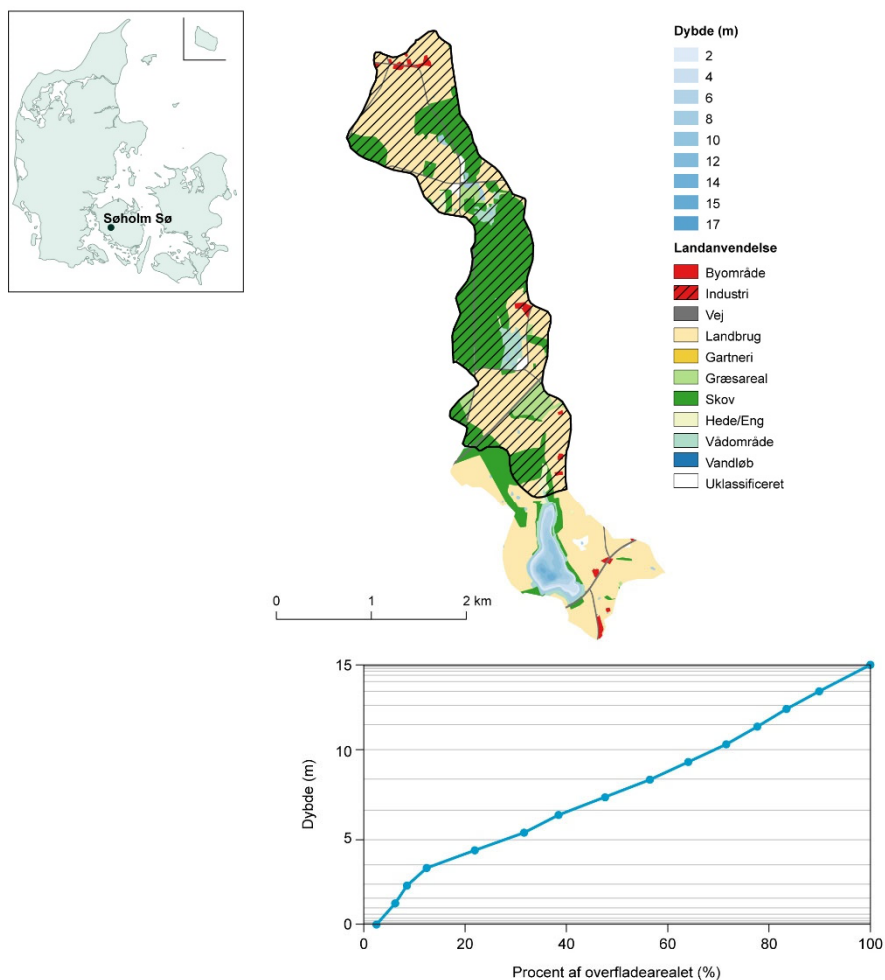


3.3 Søholm Sø

Tabel 7. Sø- og modelkarakteristik for Søholm Sø.

Karakteristik	Værdi
Maksdybde (m)	14,7
Middeldybde (m)	6,5
Overfladeareal (km ²)	0,26
Antal lag i modellen	25

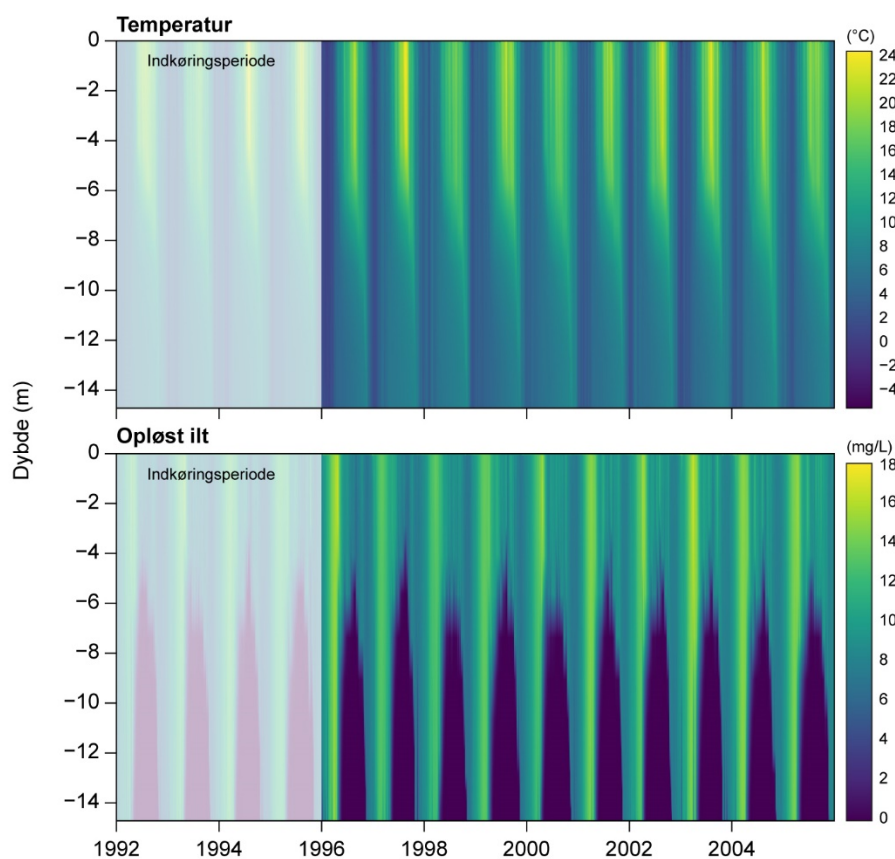
Figur 16. Øverst: Søholm Sø og opland med arealanvendelsesklasser (efter Nielsen et al. (2000)) samt dybdekarakteristik for søen. Skraveret område indikerer den del af oplandet, der afvander til målestationer. **Nederst:** Hypsograf, som angiver relationen mellem vanddyben og det tilhørende horisontale areal kombineret med modellens definerede lagstruktur som vandrette linjer.



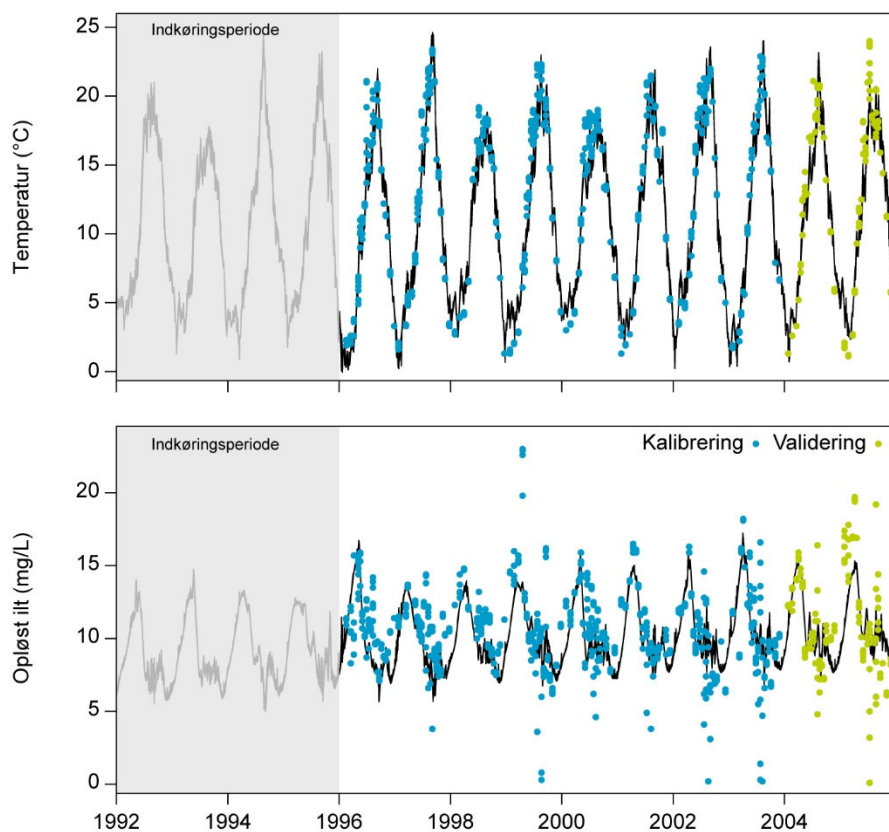
Tabel 8. Modelperformance for Søholm Sø udtrykt ved en række statistikker for dagligt output fra modellen sammenlignet med observationer. Data repræsenterer data fra 0 til 4,0 meters dybde som repræsentation for epilimnion. n: antal observationer; BIAS: procent bias; SR: Spearman Rank; R²: Determinationskoefficient. Val: valideringsperiode (1996-2003), Kal: kalibreringsperiode (2004-2005). Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	n		BIAS		SR		R ²	
	kal	val	kal	val	kal	val	kal	val
Fosfat	162	38	2,10	10,00	0,60	0,62	0,76	0,73
Klorofyl a	155	38	-16,10	-37,20	0,46	0,45	0,21	0,32
Nitrat	161	38	6,10	-5,80	0,95	0,95	0,91	0,92
Opløst ilt	949	225	-7,00	-3,80	0,62	0,70	0,46	0,55
Temperatur	974	237	-1,90	-2,00	0,96	0,93	0,94	0,93
Total fosfor	161	38	2,50	-0,70	0,67	0,71	0,65	0,71
Total kvælstof	162	37	6,90	-3,80	0,94	0,96	0,88	0,90

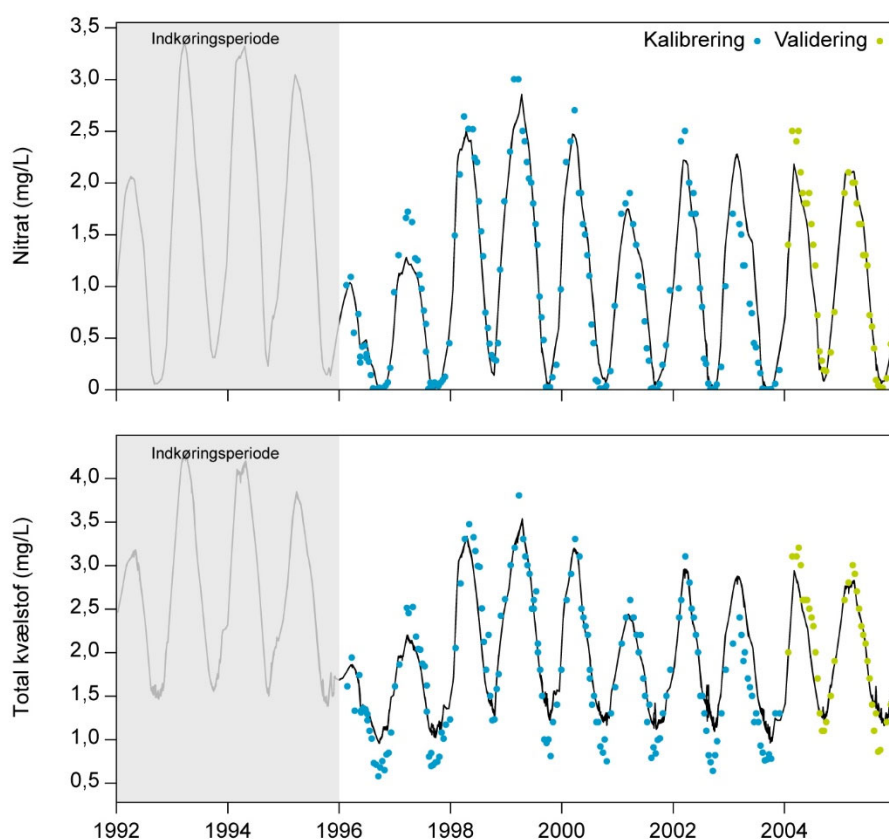
Figur 17. Simuleret dynamik i vandtemperatur og opløst ilt for Søholm Sø repræsenteret ved konturplot for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode.



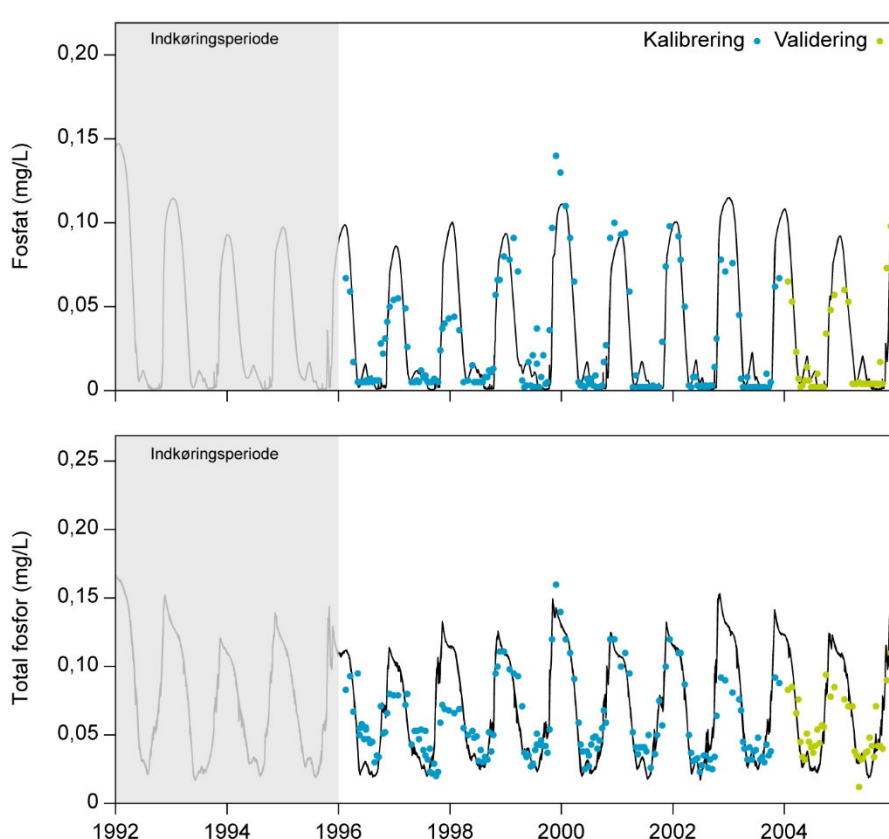
Figur 18. Sammenligning af simuleret output med observationer for Søholm Sø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 4,0 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** vandtemperatur. **Nederst:** opløst ilt.



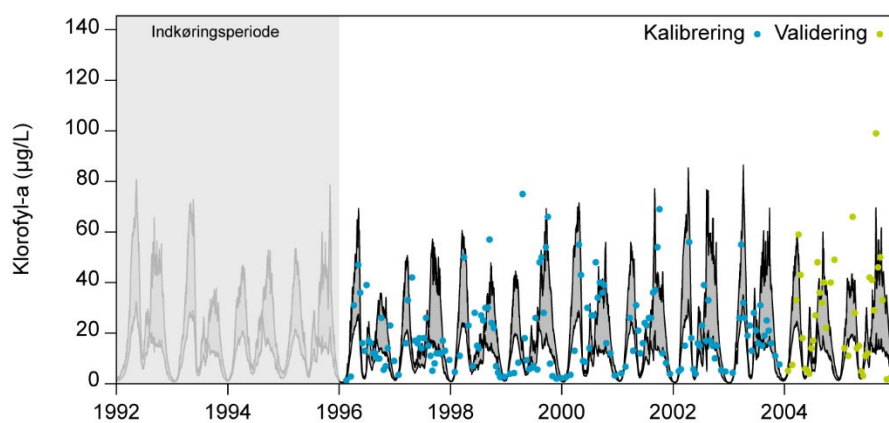
Figur 19. Sammenligning af simuleret output med observationer for Søholm Sø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 4,0 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** nitrat. **Nederst:** total kvælstof.



Figur 20. Sammenligning af simuleret output med observationer for Søholm Sø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 4,0 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** fosfat. **Nederst:** total fosfor.



Figur 21. Sammenligning af simuleret output med observationer for Søholm Sø for den øverste del af vandsøjlen (0,0 m til 4,0 m's dybde). Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). Plottet viser klorofyl a.

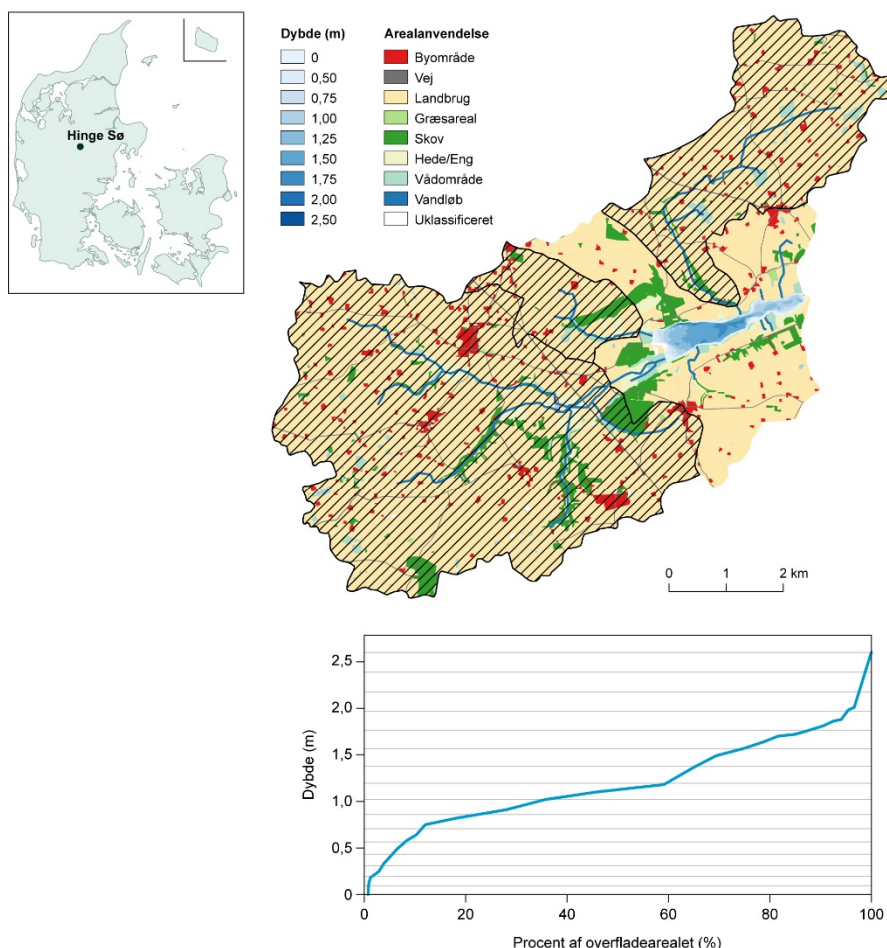


3.4 Hinge sø

Tabel 9. Sø- og modelkarakteristik for Hinge Sø.

Karakteristik	Værdi
Maksdybde (m)	2,6
Middeldybde (m)	1,2
Overfladeareal (km ²)	0,93
Antal lag i modellen	16

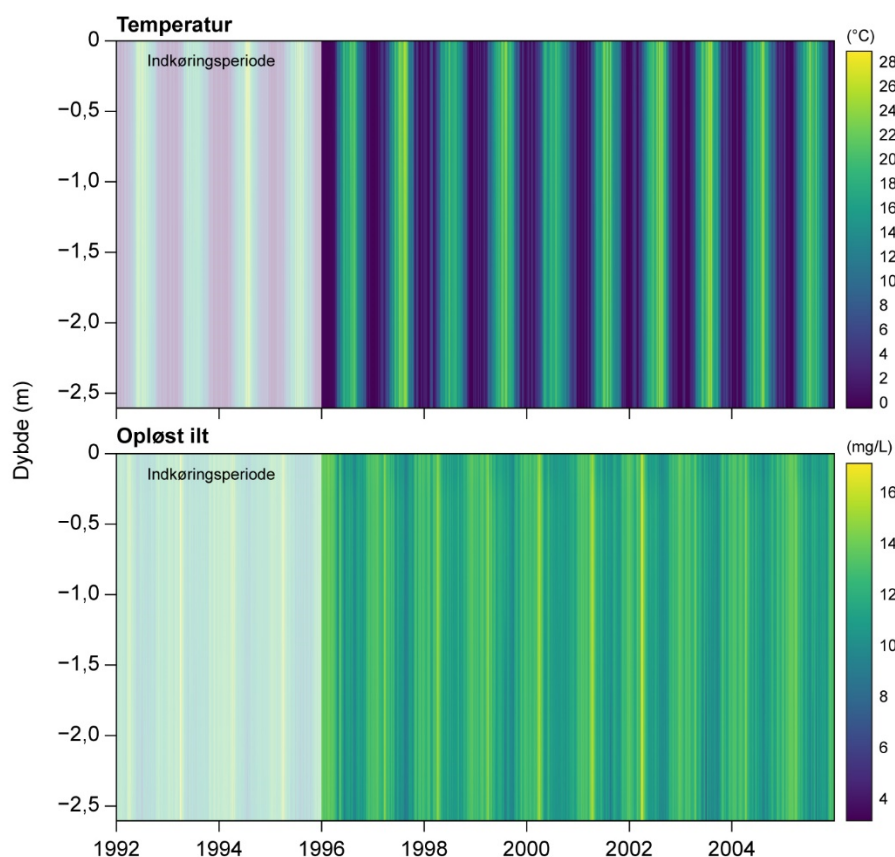
Figur 22. Øverst: Hinge Sø og opland med arealanvendelsesklasser (efter Nielsen et al. (2000)) samt dybdekarateristik for søen. Skraveret område indikerer den del af oplandet, der afvander til målestationer. **Nederst:** Hypsograf, som angiver relationen mellem vanddyben og det tilhørende horisontale areal kombineret med modellens definerede lagstruktur som vandrette linjer.



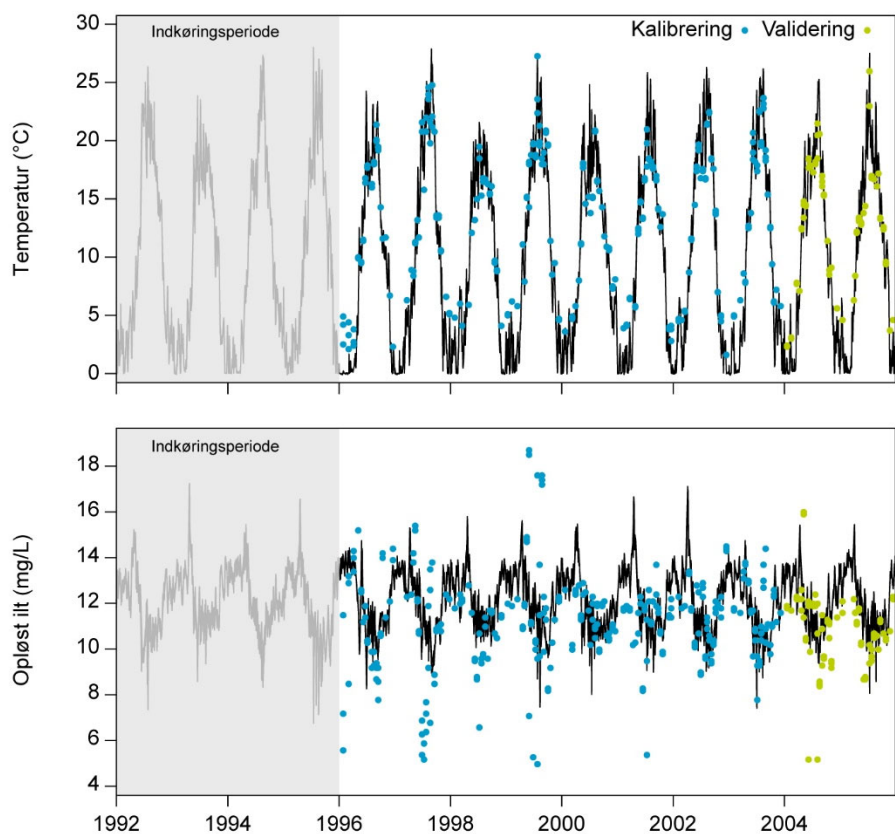
Tabel 10. Modelperformance for Hinge Sø udtrykt ved en række statistikker for dagligt output fra modellen sammenlignet med observationer. Data repræsenterer hele vandsøjlen. n: antal observationer; BIAS: procent bias; SR: Spearman Rank; R²: Determinationskoefficient. Val: valideringsperiode (1996-2003), Kal: kalibreringsperiode (2004-2005). Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	n		BIAS		SR		R ²	
	cal	val	cal	val	cal	val	cal	val
Fosfat	147	36	5,9	32	0,4	0,59	0,15	0,41
Klorofyl a	148	36	2	38,1	0,63	0,64	0,43	0,39
Nitrat	147	37	22,1	21	0,86	0,87	0,87	0,86
Opløst ilt	385	110	5,3	9,6	0,44	0,65	0,11	0,3
Temperatur	386	110	-0,7	2,8	0,98	0,99	0,96	0,99
Total fosfor	148	37	-0,3	20,1	0,52	0,49	0,22	0,1
Total kvælstof	147	37	13,6	12,9	0,78	0,9	0,86	0,85

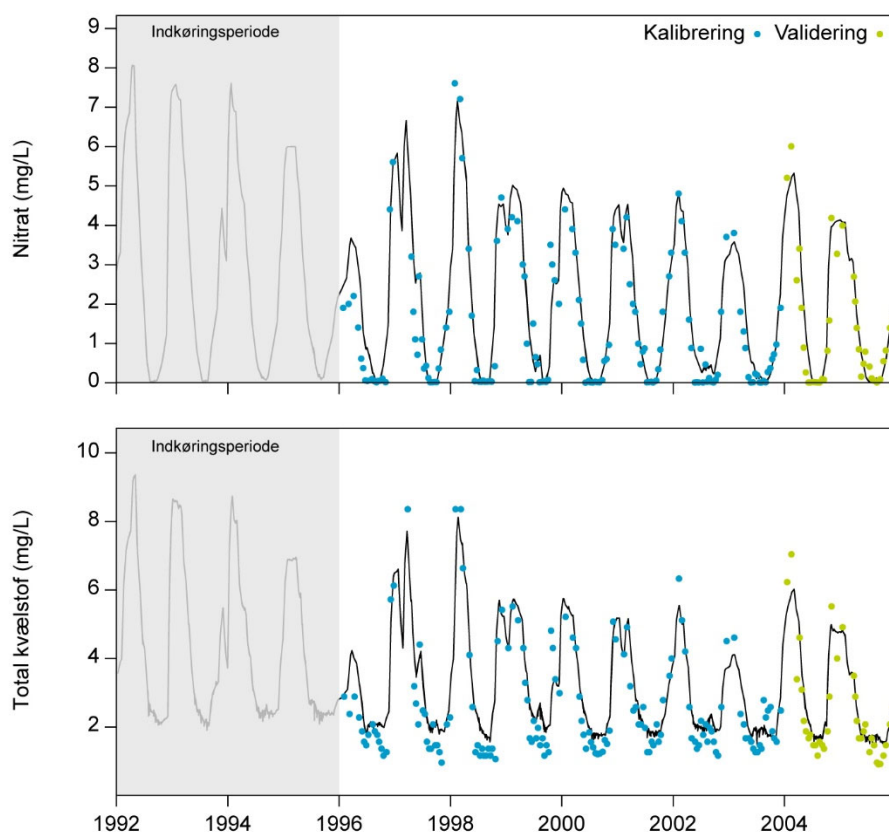
Figur 23. Simuleret dynamik i vandtemperatur og opløst ilt for Hinge Sø repræsenteret ved konturplot for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode.



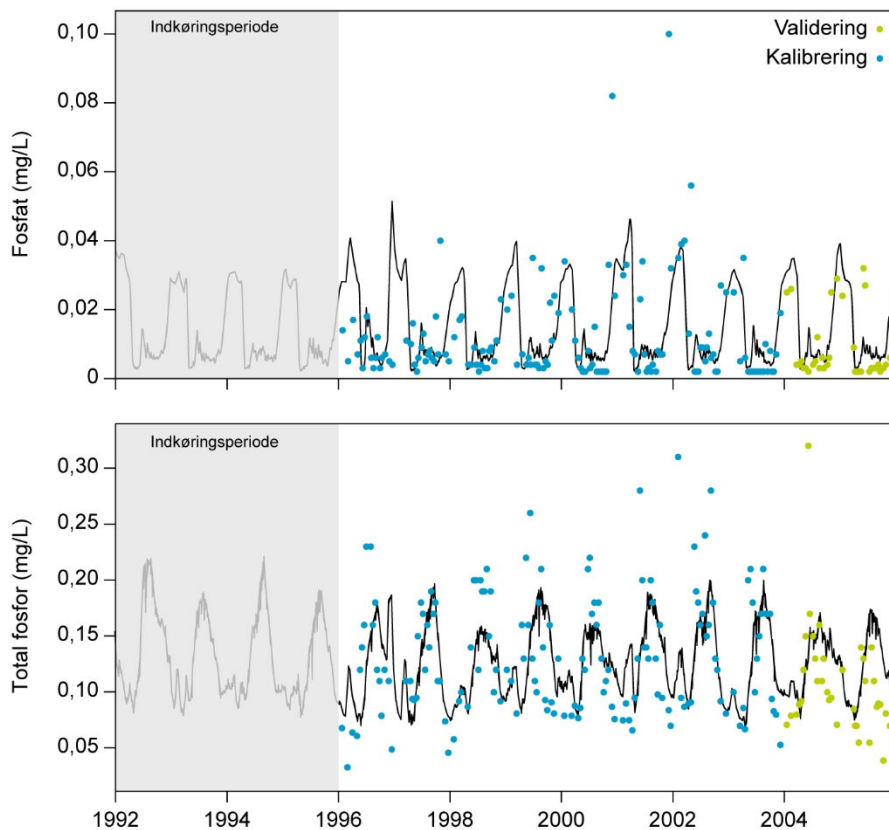
Figur 24. Sammenligning af simuleret output med observationer for Hinge Sø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** vandtemperatur. **Nederst:** opløst ilt.



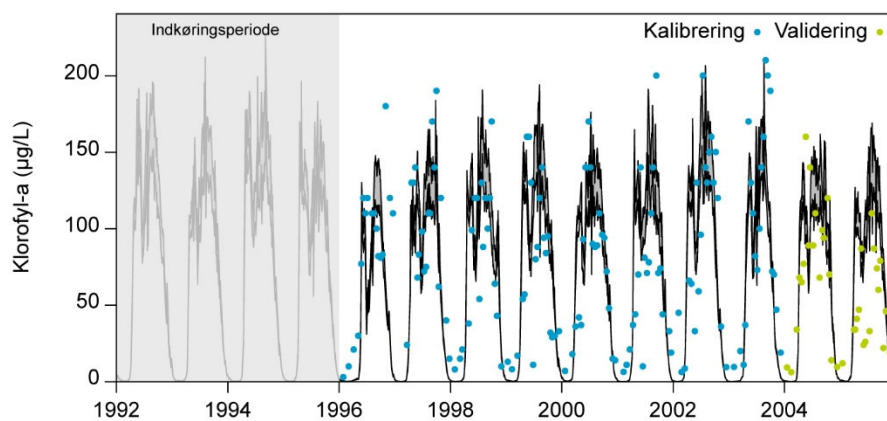
Figur 25. Sammenligning af simuleret output med observationer for Hinge Sø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer, efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** nitrat. **Nederst:** total kvælstof.



Figur 26. Sammenligning af simuleret output med observationer for Hinge Sø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringssperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer, efter indkøringssperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). **Øverst:** fosfat. **Nederst:** total fosfor.



Figur 27. Sammenligning af simuleret output med observationer for Hinge Sø for hele vandsøjlen. Lys grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Sort linje er modellens simulering. Gråt bånd mellem sorte linjer, efter indkøringsperioden betyder, at der for et givet tidspunkt på x-aksen er vertikale gradienter i vandsøjlen. Punkterne er observationer, der er inddelt i henholdsvis kalibrering (blå) og validering (grøn). Plottet viser klorofyl a.

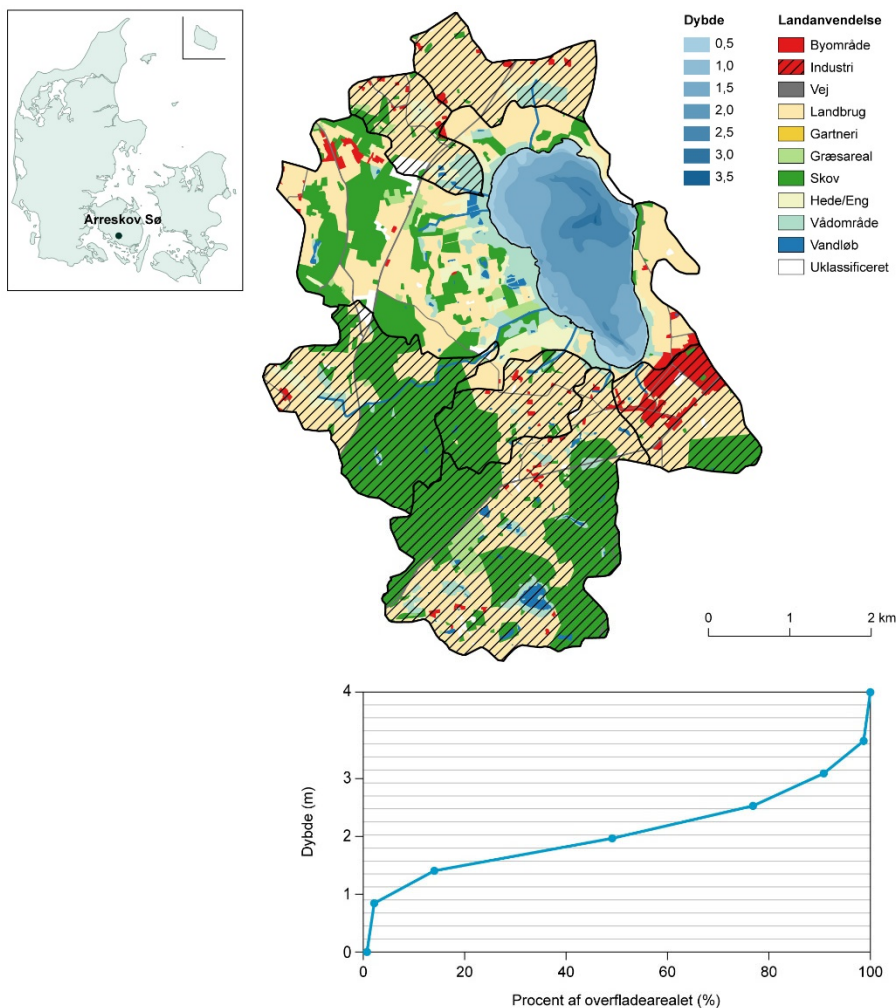


3.5 Arreskov Sø

Tabel 11. Sø- og modelkarakteristik for Arreskov Sø.

Karakteristik	Værdi
Maksdybde (m)	3,6
Middeldybde (m)	1,9
Overfladeareal (km ²)	3,2
Antal lag i modellen	20

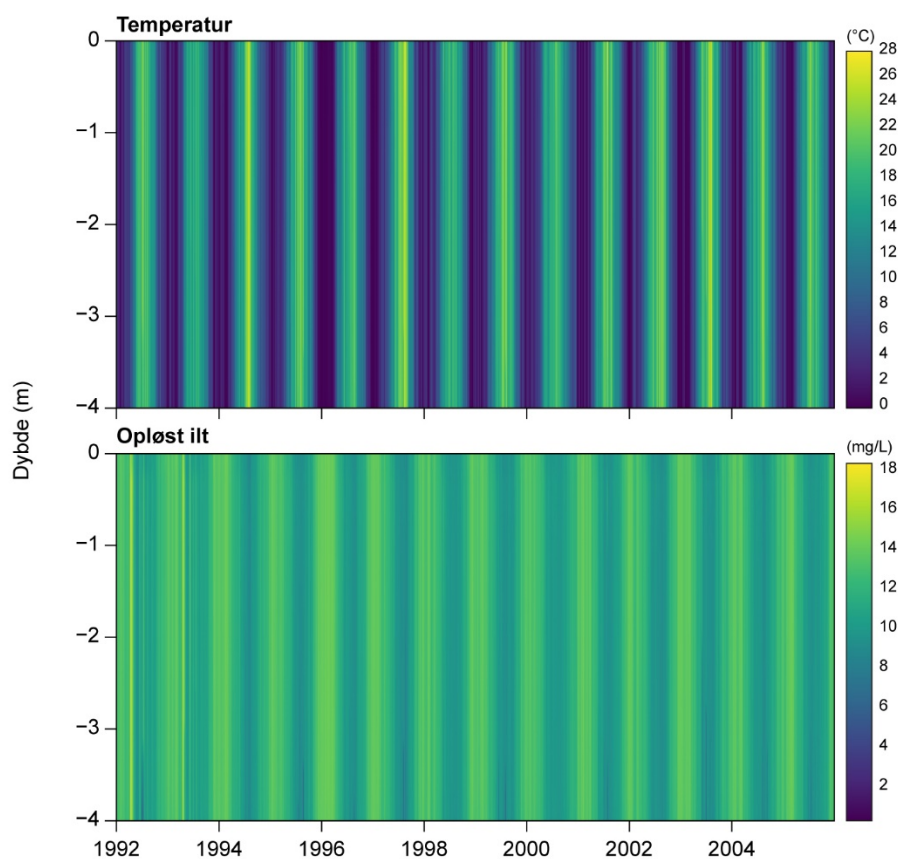
Figur 28. Øverst: Arreskov Sø og opland med arealanvendelsesklasser (efter Nielsen et al. (2000)) samt dybdekarakteristik for søen. Skraveret område indikerer den del af oplandet, der afvander til målestationer. **Nederst:** Hypsograf, som angiver relationen mellem vanddyben og det tilhørende horisontale areal kombineret med modellens definerede lagstruktur som vandrette linjer.



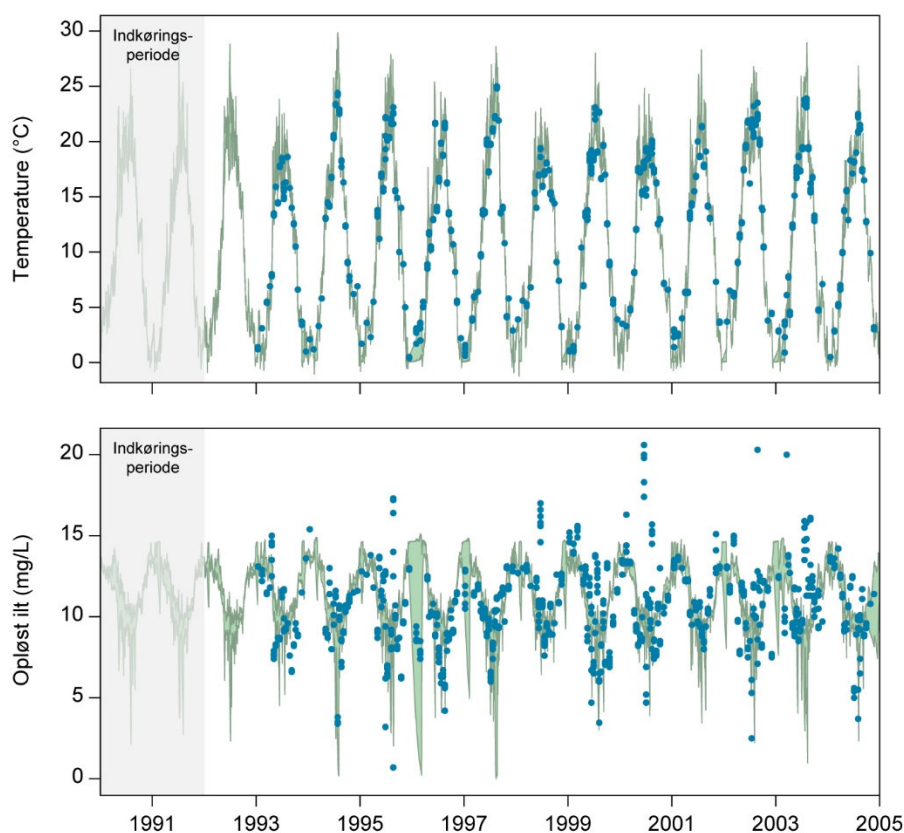
Tabel 12. Modelperformance udtrykt ved en række statistikker for dagligt output fra modellen sammenlignet med observationer. Data repræsenterer hele vandsøjlen og et modelensemble med 100 forskellige parameterkombinationer fra kalibreringen af modellen. Q05: 5 %-percentilen af performances inden for ensemblet; Q95: 95 %-percentilen af performances inden for ensemblet. BIAS: procent bias; R²: Determinationskoefficient.

	n	R ²		BIAS	
		Q05	Q95	Q05	Q95
Fosfat	233	<0,01	0,04	-91,39	-75,77
Klorofyl a	231	0,07	0,11	-51,86	21,27
Nitrat	233	0,23	0,78	16,23	575,04
Opløst ilt	1143	0,21	0,27	-0,32	2,56
Temperatur	1173	0,98	0,99	0,63	3,2
Total fosfor	233	0,06	0,13	-16,59	28,01
Total kvælstof	233	0,05	0,11	11,97	77,24

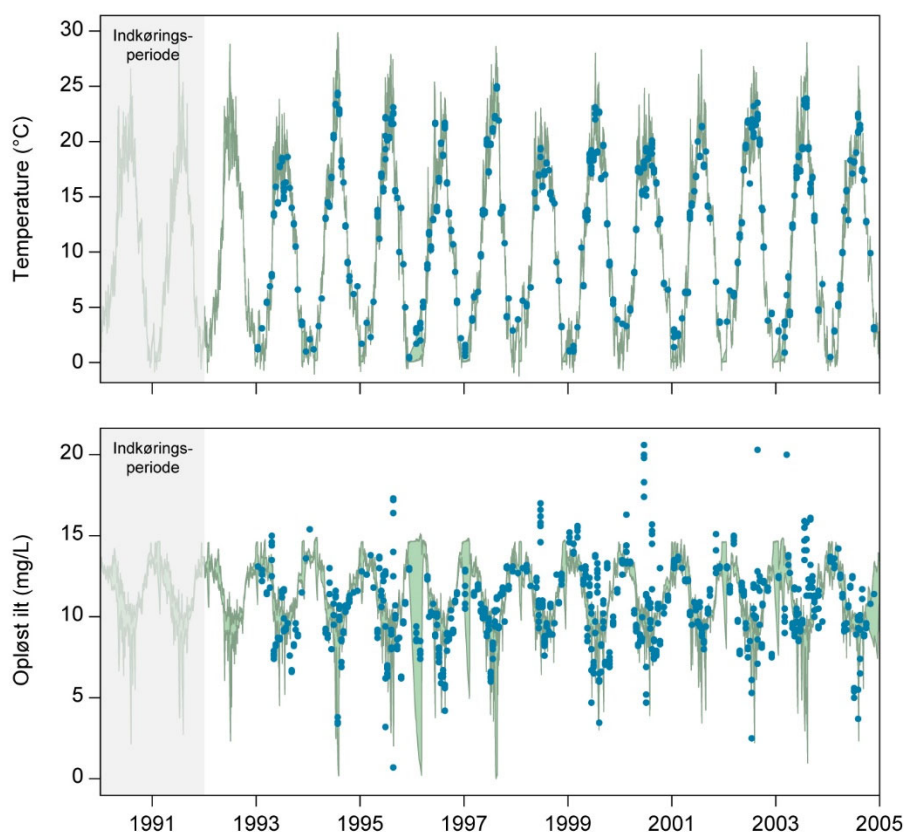
Figur 29. Simuleret dynamik i vandtemperatur og opløst ilt for Arreskov Sø repræsenteret ved konturplot for hele vandsøjlen. Modellens indkøringsperiode ligger fra 1990 til 1992.



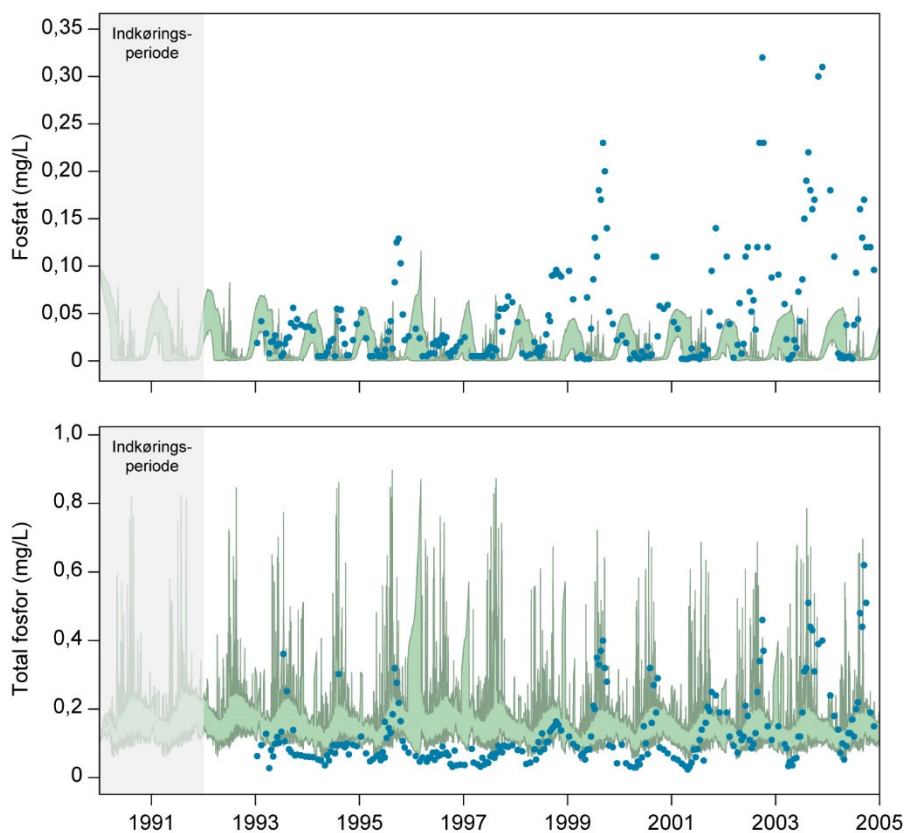
Figur 30. Sammenligning af simuleret output med observationer for Arreskov Sø for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Modellen er repræsenteret ved et ensemble på 100 modelkørsler. For hvert lag i hver modelkørsel er 5 %- og 95 %-percentilen udregnet, og det grønne bånd visualiserer det maksimale spænd for hvert tidsskridt på tværs af modellens lag. Observationer for hele vandsøjlen er repræsenteret ved blå punkter. **Øverst:** vandtemperatur. **Nederst:** opløst ilt.



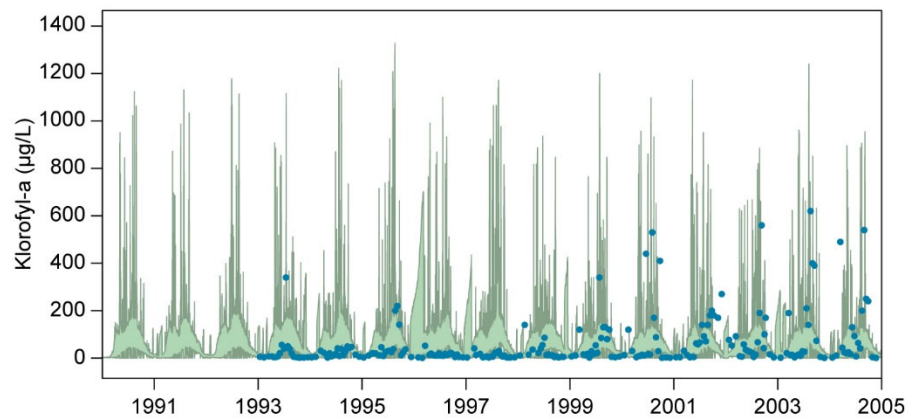
Figur 31. Sammenligning af simuleret output med observationer for Arreskov Sø for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Modellen er repræsenteret ved et ensemble på 100 modelkørsler. For hvert lag i hver modelkørsel er 5 %- og 95 %-percentilen udregnet, og det grønne bånd visualiserer det maksimale spænd for hvert tidsskridt på tværs af modellens lag. Observationer for hele vandsøjlen er repræsenteret ved blå punkter. **Øverst:** nitrat. **Nederst:** total kvælstof.



Figur 32. Sammenligning af simuleret output med observationer for Arreskov Sø for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Modellen er repræsenteret ved et ensemble på 100 modelkørsler. For hvert lag i hver modelkørsel er 5 %- og 95 %-percentilen udregnet, og det grønne bånd visualiserer det maksimale spænd for hvert tidsskridt på tværs af modellens lag. Observationer for hele vandsøjlen er repræsenteret ved blå punkter. **Øverst:** fosfat. **Nederst:** total fosfor.



Figur 33. Sammenligning af simuleret output med observationer for Arreskov Sø for hele vandsøjlen. Grå baggrund indikerer modellens indkøringsperiode. Modellen er repræsenteret ved et ensemble på 100 modelkørsler. For hvert lag i hver modelkørsel er 5 %- og 95 %-percentilen udregnet, og det grønne bånd visualiserer det maksimale spænd for hvert tidsskridt på tværs af modellens lag. Observationer for hele vandsøjlen er repræsenteret ved blå punkter. Plottet viser klorofyl a.



4. Performance

I kvantificering af modellens performance er det vigtigt at anerkende, at observationerne i både den statistiske og visuelle fremstilling ikke er tillagt nogen form for usikkerhed, dvs. de antages principielt at være 100 % korrekte. Observationerne kan dog reelt tilskrives usikkerhed fra flere kilder (f.eks. prøvetagning, håndtering, målemetode, analysetilgang, dybderepræsentation mv.), hvilket bør holdes for øje, når observationspunkterne betragtes i relation til modeloutput.

Sammenlignes søernes modelopsætninger med kriterier (Tabel 1) og erfaringsværdierne fra tidligere danske studier (Tabel 2), repræsenteret som gennemsnit for hver variabel på tværs af de eksisterende studier, er kvaliteten af nærværende projekts modeller yderst tilfredsstillende. Tabel 13 og 14 opsummerer statistikkerne fra søernes individuelle performances i afsnit 3. Evalueringen af performance i de følgende afsnit betragter gennemsnittet for kalibrering og validering.

4.1 Vandtemperatur og ilt

Vandtemperaturen simuleres, ikke overraskende, særdeles godt (Tabel 3) i alle søerne. Opløst ilt er den variabel, der ifølge R^2 har ringeste performance for Hinge Sø, Bryrup Langsø, Søholm Sø og Arreskov Sø. Dog illustrerer de respektive plots (afsnit 3), at modellerne generelt er gode til at gengive de overordnede signaler, som observationerne giver, hvilket underbygges af de beregnede procent BIAS (Tabel 11), der er lave i forhold til andre studier. At R^2 -værdien er lavere for ilt, kan være influeret af den meget dynamiske karakter, som iltniveauerne har i forbindelse med opbrydninger af lagdelingen i søen. Her ændrer iltniveauet sig f.eks. dramatisk inden for kort tid og flere gange over somrene (som i f.eks. Bryrup Langsø). Er modellen blot det mindste asynkron med disse ændringer (dvs. simulerer koncentrationsændringer en dag for sent eller en dag for tidligt – eller endda asynkront over den enkelte dag), vil R^2 falde markant. Spearman Rank-statistikken er ikke så følsom over for den præcise timing og her indikerer performances for opløst ilt, at modellerne opnår klassifikation som ”meget god” for tre af søerne, mens Hinge Sø med en værdi på 0,55 (Tabel 10, gennemsnit af kalibrering og validering) klassificeres som ”moderat”. For Hinge sø simulerer modellen et meget dynamisk iltniveau, som ændrer sig markant mellem de enkelte målinger. En mere højfrekvent målekampagne ville således være interessant for at verificere den simulerede dynamik.

Tabel 13. R^2 -statistik for projektets søer, hvor modelsimuleringsoutputs er sammenlignet med observationsdata. Model- og observationsdata for de enkelte variable (temperatur, ilt, nitrat, total kvælstof, fosfat, total fosfor og klorofyl a.) repræsenterer enten hele vandsøjlen eller den øverste del af vandsøjlen (se individuelle plots i afsnit 3). Val: valideringsperiode, Kal: kalibreringsperiode. Specifikt for Arreskov Sø: Q05: 5 %-percentilen og Q95: 95 %-percentilen.

	Total kvælstof		Total fosfor		Temperatur		Opløst ilt		Klorofyl a	
	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val
Bryrup Langsø	0,77	0,85	0,64	0,32	0,98	0,98	0,52	0,41	0,30	0,39
Hinge Sø	0,86	0,85	0,22	0,10	0,96	0,99	0,11	0,30	0,43	0,39
Ravn Sø	0,81	0,91	0,29	0,47	0,99	0,99	0,57	0,82	0,34	0,30
Søholm Sø	0,88	0,90	0,65	0,71	0,94	0,93	0,46	0,55	0,21	0,32
	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>
Arreskov Sø	0,05	0,11	0,06	0,13	0,98	0,99	0,21	0,27	0,07	0,11

Tabel 114. Procent BIAS-statistik for projektets søer, hvor modelsimuleringsoutputs er sammenlignet med observationsdata. Model- og observationsdata for de enkelte variable (temperatur, ilt, total kvælstof, total fosfor og klorofyl a.) repræsenterer enten hele vandsøjlen eller den øverste del af vandsøjlen (se individuelle plots i afsnit 3). Val: valideringsperiode, Kal: kalibreringsperiode. Specifikt for Arreskov Sø: Q05: 5 %-percentilen og Q95: 95 %-percentilen. Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	Total kvælstof		Total fosfor		Temperatur		Opløst ilt		Klorofyl a	
	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val
Bryrup Langsø	8,1	19,6	2,6	-21,4	-3,1	-4,0	4,6	9,5	-17,1	-55,0
Hinge Sø	13,6	12,9	-0,3	20,1	-0,7	2,8	5,3	9,6	2,0	38,1
Ravn Sø	-10,6	-19,1	18,0	25,5	-1,1	-1,8	-1,1	3,6	-17,1	-37,1
Søholm Sø	6,9	-3,8	2,5	-0,7	-1,9	-2,0	-7,0	-3,8	-16,1	-37,2
	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>	<u>Q05</u>	<u>Q95</u>
Arreskov Sø	11,9	77,2	-16,6	28,0	0,6	3,2	-0,3	2,6	-51,7	21,3

4.2 Næringsstoffer

For total fosfor opnår tre ud af fem opsætninger en R^2 -værdi, som er over erfaringsgennemsnittet (0,22), og for f.eks. Søholm Sø opnås der en R^2 -værdi (0,68), som endda er højere end erfaringsgennemsnittet for total kvælstof (0,57). Total kvælstof i Søholm Sø er tættere koblet til den eksterne belastning end fosfor, og modelsimuleringer opnår derfor generelt bedre performance på kvælstof end fosfor. Derfor er det bemærkelsesværdigt, at modellens performance for Søholm Sø er så god for fosfor. For Hinge Sø er performance (R^2) for total fosfor på 0,16 (Tabel 10, gennemsnit af kalibrering og validering) og dermed lidt under erfaringsgennemsnittet. Modellen kan ud fra Tabel 1 klassificeres som ”god” baseret på R^2 og ”moderat” ud fra Spearman Rank. BIAS er imidlertid fornuftig og opnår en klassifikation som ”meget god”.

4.3 Klorofyl

For klorofyl a er alle søer på nær Arreskov Sø over erfaringsgennemsnittet (0,24) for R^2 på tværs af kalibrering og validering, og den dynamiske, procesbaserede model demonstrerer samlet set en yderst tilfredsstillende performance på en parameter, der integrerer adskillige strukturelle niveauer i en søs økosystem. Modellen opnår en performance (R^2), der for Hinge Sø og Bryrup Langsø (i valideringsperioden) er højere end den højst opnåede værdi i erfaringsstudierne. Generelt giver modellen således et tilfredsstillende billede af klorofyl a-dynamikken, om end BIAS for Bryrup Langsø i valideringsperioden (-55) klassificeres som ”ringe”.

4.4 Ensembletilgang for Arreskov Sø

For Arreskov Sø repræsenteres modellen af et ensemble, og de angivne R^2 og BIAS definerer ensembles spænd i performance. For alle variable på nær temperatur ligger spændet væsentligt under de øvrige modellers performance og også under erfaringsgennemsnittet og falder inden for klassifikationen ”god” og ”ringe”. Det er vigtigt at pointere, at en betydelig del af observationerne for visse variable ligger helt uden for modellens spænd. Dette indikerer, at modellen øjensynligt mangler konceptuelle beskrivelser af systemet, eller at den viden i form af forceringsdata, der danner rammen for simuleringerne, er mangelfuld. Dog ligger R^2 for tilstandsvariablene over et tidligere modelstudie af søen (Nielsen et al. 2014). Den eksakte timing i søens observerede dy-

namik fanger modellen således kun i begrænset omfang. For BIAS er modelensemblet imidlertid i stand til at opnå fornuftige performances, som for vandtemperatur og opløst ilt kan klassificeres som ”excellent”. For total fosfor repræsenterer ensemblet både modelsimuleringer, der kan klassificeres som ”meget god” og ”god”, mens der for total kvælstof og klorofyl a opnås klassifikationer som både ”god” og ”ringe”. Når modellens simuleringer inspiceres visuelt i sammenligning med de observerede værdier (se afsnit 3), fremgår det, at modellen ikke formår at gengive de abrupte tilstandsskift, der er observeret, hvor søen skifter fra et algedomineret system (se Figur 33) til at være domineret af undervandsvegetation og et skift tilbage igen (Nielsen et al. 2014). Modelteknisk har der været forsøgt adskillige tiltag, og modelopsætningen omfatter både fjernelse af fredfisk for at simulere naturlig fiskedød og biomanipulation i årene 1990-1997, inklusion af to dyreplanktongrupper for at simulere skift i størrelse og græsnings effektivitet, inklusion af yngel og voksne rovfisk for at simulere en større dominans af aborre samt forkortet vækstperiode for undervandsvegetationen for at simulere dårligere vækstbetingelser (Hilt et al. 2018). Disse tiltag har forbedret modellens gengivelse af Arreskov Sø, men der er fortsat mulighed for forbedringer. En af flere mulige årsager til modellens udfordringer med at simulere næringsstof- og algedynamik kan være, at der i nogle år med højere sommersigtdybder er observeret algeopblomstringer af blågrønalgerne *Gloeotrichia echinulata* og *Aphanizomenon flos-aquae*. Disse to algearter spirer fra og vokser på sedimentet. Når vandet bliver varmere i sensommeren, migrerer algerne op i højere vandlag, hvormed koncentrationen af total fosfor og kvælstof stiger (Aavad 1994). Selvom modellen for nærværende kan simulere algers evne til vertikal migration, er denne migration ikke styret af vandtemperaturen. Andre og formentlig meget væsentlige årsager er også de ydre påvirkninger på undervandsvegetationen i en etableringsfase, hvor vegetationens dynamik er meget vanskelig at estimere præcist.

5. Sammenligning med empiriske modeller

Den nuværende tilgang til fastsættelse af indsatsbehov for søer beror på empiriske sammenhænge mellem næringsstofindhold (typisk total fosfor) i søvandet og biologiske kvalitetselementer (herunder klorofyl a), der anvendes til at beskrive den økologiske tilstand. Dernæst beror den på empiriske sammenhænge mellem søvandets koncentration af næringsstoffer og den eksterne tilførsel af næringsstoffer, hvor årsmiddelkoncentrationen af fosfor estimeres ud fra opholdstid og koncentrationen af fosfor i indløbet, som derefter omregnes til en sommermiddelkoncentration. Valget af empirisk model til fastsættelse af eventuelt indsatskrav varierer fra sø til sø og har i seneste generation af vandområdeplanerne enten været "Vollenweider" eller "modificeret OECD", hvor sidstnævnte er efter Trolle et al. (2015) (OECD 2015). Der er sideløbende med nuværende projekt udviklet nye empiriske relationer af Søndergaard et al. (2020), som har justeret den modificerede OECD (OECD 2020). Hvor Trolle et al. (2015) anvendte data fra 2000-2011 til et "empirisk fit", har Søndergaard et al. (2020), ud over blandt andet ændrede beregninger af de umålte oplande, anvendt data fra 2000-2018 (samt testet perioden 2005-2018). I den forbindelse kan det nævnes, at Ravnsø er en af de søer, hvor f.eks. den modificerede OECD giver et ringe estimat af fosforkoncentrationen. For andre søer (søer uden for dette projekt) kan de empiriske modeller passe betydeligt bedre (NST 2014).

Sammenligningen mellem de nuværende empiriske modeller (dvs. Vollenweider og modificeret OECD 2015 og modificeret OECD 2020) og den dynamiske, procesbaserede model sker ud fra de respektive modellers evne til at estimere sommermiddelkoncentrationen af hhv. total fosfor og klorofyl a, der kan anvendes som indikator for søernes tilstand. De empiriske modeller og den procesbaseret model er herefter holdt op imod de observerede sommermiddelkoncentrationer (Figur 34) og BIAS er udregnet (Tabel 15 og 16).

Betragtes de empiriske udtryks estimering af fosforkoncentrationen i søerne (Figur 34 og Tabel 15), ses det, at BIAS på tværs af udtrykkene og søerne varierer fra at underestimere koncentrationen med -72 % til at overestimere den med 105 %. Her varierer den dynamiske model fra -27 til 20 %. Dog præsterer hhv. OECD 2020 for Hinge Sø og Vollenweider for Ravnsø lave BIAS, og for Ravnsø udmærker Vollenweider sig ved at give et bedre estimat end den dynamiske procesbaserede model.

Tabel 15. Procent BIAS for total fosfor sommermiddelkoncentrationen i perioden 1996-2005 (2004 for Arreskov Sø) ved sammenstilling af observationer og modelleringer med hhv. den dynamiske, procesbaserede model og de empiriske modeller Vollenweider, OECD 2015 og OECD 2020. Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	Empirisk			Dynamisk, procesbaseret model
	OECD 2015	OECD 2020	Vollenweider	
Bryrup Langsø	-23	-30	-43	11
Hinge Sø	-17	-5	-29	-4
Ravnsø	105	53	6	20
Søholm Sø	50	27	-21	-13
Arreskov Sø	-53	-63	-72	-27*

* For Arreskov Sø, hvor modellen repræsenteres af et ensemble, varierer spændet mellem 5 % og 95 %-percentilen i modellerne fra -32 til 10 i BIAS. Tallet, der repræsenterer den dynamiske model for Arreskov Sø, er modellen i ensemblet med den højeste R^2 for total fosfor og klorofyl a.

Tabel 16. Procent BIAS for klorofyl a sommermiddelkoncentrationen i perioden 1996-2005 (2004 for Arreskov Sø) ved sammenstilling af observationer og modelleringer med hhv. den dynamiske, procesbaserede model og de empiriske modeller Vollenweider, OECD 2015 og OECD 2020. Negativ BIAS betyder, at modellen underestimerer observationer, mens positiv BIAS betyder overestimering.

	Empirisk			Dynamisk procesbaseret model
	OECD 2015	OECD 2020	Vollenweider	
Bryrup Langsø	-46	-33	-59	-23
Hinge Sø	-64	-60	-63	12
Ravnsø	86	105	2	-21
Søholm Sø	4	20	-43	-20
Arreskov Sø	-73	-78	-81	-38*

* For Arreskov Sø, hvor modellen repræsenteres som ensemble, er varierer spændet mellem 5 %-og 95 %-percentilen i modellerne fra -58 til 22 i BIAS.

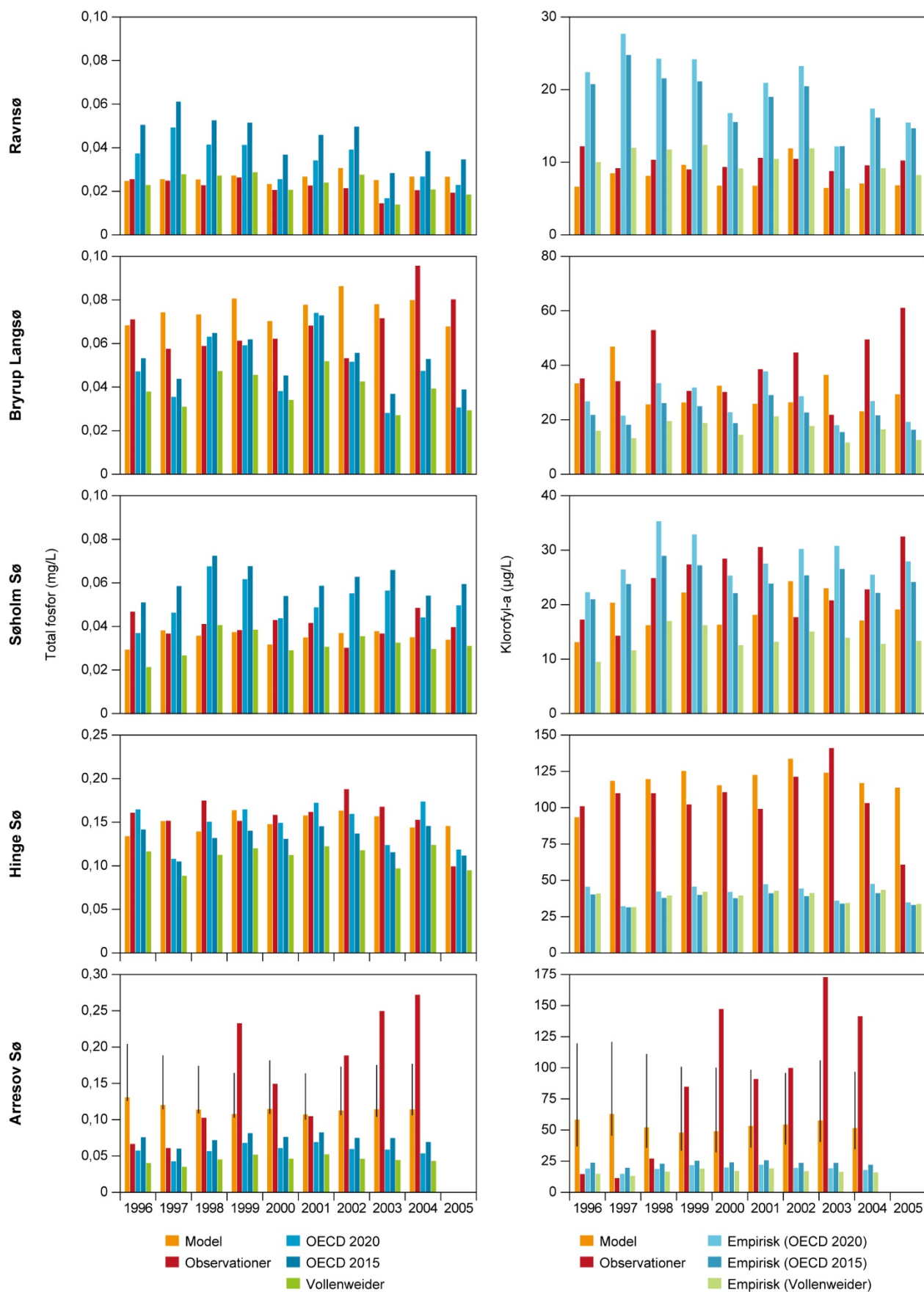
Tallet, der repræsenterer den dynamiske model for Arreskov Sø, er modellen i ensemblet med den højeste R² for total fosfor og klorofyl a.

Estimering af klorofyl a-koncentrationen (Figur 34 og Tabel 16) på tværs af de empiriske udtryk varierer fra en underestimering på -81 % til en overestimering på 105 %, mens den dynamiske, procesbaserede model varierer fra -38 til 12 %.

Skulle der på tværs af alle modeller (empirisk og procesbaseret) vælges én model pr. sø alene baseret på laveste BIAS, ville der for *en* ud af *fem* søer kunne vælges et empirisk udtryk for fosfor og for *to* ud af *fem* et udtryk for klorofyl a, mens den dynamiske, procesbaserede model har laveste BIAS for de resterende søer (Bryrup Langsø, Hinge Sø og Arreskov Sø). Variationen i sikkerhed (udtrykt ved BIAS) er større for de empiriske udtryk. Betragtes den gennemsnitlige absolutte BIAS, vil de empiriske modeller samlet set give en tilstandsbeskrivelse for henholdsvis total fosfor og klorofyl a, der som gennemsnit er 40 % og 54 % fra den målte tilstand, mens den dynamiske model er hhv. 15 % og 22 % fra den målte tilstand.

Om denne forskel i sikkerheden på tilstandsbeskrivelsen mellem empiriske og dynamiske, procesbaserede modeller vurderes betydelig, kan afhænge af, hvor store potentielle indsatskrav (reduktioner i en eksterne belastning) der associeres til en given sø. Generelt vil modellernes fejl direkte influere på fastsættelsen af evt. indsatskrav i forhold til den maksimalt tilladelige fosfortilførsel til søerne, hvilket vil have konsekvenser for det beregnede indsatsbehov. Her er det også væsentlig at betragte fortegnet på de udregnede BIAS, der beskriver, hvorvidt modellerne underestimerer (-) eller overestimerer (+) fosfor og klorofyl a-koncentrationen og dermed tilstanden i søerne. Fortegnet indikerer dermed, om en model vil føre til estimering af et potentielt lavere eller højere indsatsbehov end det reelt nødvendige.

Et interessant aspekt ville være at omsætte tilstandsbeskrivelsen til indsatskrav for en række søer og derudfra kvalificere den økonomiske konsekvens af modelvalg, men en sådan omsætning af den angivne modelpræcision / usikkerhed på det egentlige indsatskrav er ikke omfattet af nærværende projekt.



Figur 34. Sammenligning af sommermiddelmålkoncentrationer mellem simulerede værdier fra den procesbaserede model (Model), observationer samt empirisk estimerede værdier repræsenteret ved hhv. Vollenweider og OECD modificeret 2015 samt OECD modificeret 2020. For Arreskov Sø repræsenterer de angivne "error bars" spændet i ensemblet udtrykt ved 5 %- og 95 %-percentilerne. Error bar'en for Arreskov Sø repræsenterer modellen i ensemblet med den højeste R^2 for total fosfor og klorofyl a.

6. Opsummering og perspektiver

I projektet er der blevet udviklet værktøjer, som standardiserer og delvist automatiserer arbejdsgangene i forhold til opsætning af søspecifikke dynamiske modeller. Det har nedbragt andelen af manuelt arbejde og således også omkostningerne, som er forbundet med dynamisk modellering af danske søer. Disse arbejdsgange er afprøvet og har resulteret i modelopsætninger for fem søer, hvor der er anvendt belastningsdata fra NOVANA-overvågningen og klimadata fra European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) til forcering af modellerne. Derudover er der anvendt observationsdata fra NOVANA-overvågningen i selve søerne til kalibrering og validering.

Den dynamiske, procesbaserede model er generelt i stand til at simulere temperatur, ilt, næringsstof og klorofyl *a* dynamik og deres respektive niveauer med større nøjagtighed, end hvad der er erfaring med fra den gængse praksis i vandkvalitetsmodellering. Modellen er i stand til både at repræsentere lavvandede og dybe søer og har derfor potentiale til at blive opsat for flere danske søer. Når performanceresultaterne sammenlignes med både danske og internationale eksempler fra forskningsartikler, er resultaterne generelt særdeles gode. De kalibrerede modeller repræsenterer den fysiske, kemiske og biologiske del (i form af klorofyl *a* der udtrykker et aggregeret biologisk element) af søerne med performances, der som minimum tangerer andre studiers, men i de fleste tilfælde opnås der en væsentligt bedre overensstemmelse med observationerne. I forhold til klorofyl *a* blev der eksempelvis i kalibreringen for Hinge Sø opnået en R^2 værdi på 0,43, og for flere af de andre søer er der også opnået en særdeles god performance. Modellen er under stadig udvikling, og visse aspekter af de kodemæssige forbedringer, der er i pipeline (men som ligger uden for projektet), vil kunne kvalificere modellens performance, hvor der i nærværende projekt har været konstateret mindre god overensstemmelse mellem målinger og simulering. Den dynamik, som Arreskov Sø har udvist historisk set, har været en udfordring modelmæssigt, og der er potentiale for forbedring i forhold til at fange de abrupte dynamikker, hvor primærproduktionen skifter mellem alger og undervandsvegetation.

Modellen simulerer også højere trofiske niveauer (algegrupper, zooplankton, vegetation og fisk), der har direkte relevans i forhold til de biologiske kvalitetselementer, som anvendes i vandplanarbejdet. For de højere trofiske niveauer er modellens enheder og repræsentation imidlertid ikke altid direkte sammenlignelige med måden, hvorpå de biologiske kvalitetselementer er observeret og kvantificeret i overvågningsprogrammet. Én tilgang, der bør undersøges, men som har ligget uden for omfanget af dette projekt, er udbygning af den procesbaserede model med "on-top"-prædiktions via empiriske relationer; en tilgang, der også er anbefalet i Trolle & Søndergaard (2010). Dermed kan enten delkomponenter eller direkte økologiske kvalitetsindeks estimeres, som f.eks. demonstreret i Søndergaard et al. (2013). Når først de empiriske relationer kendes, er det en forholdsvis simpel opgave at bygge disse oven på den dynamiske, procesbaserede model. Denne tilgang vil sikre, at det procesbaserede modelværktøj samlet set ikke bliver unødigt datakrævende. Dermed vil modellen også kunne anvendes for større del af de danske søer.

I forhold til den nuværende Vollenweider-/OECD-tilgang til fastsættelse af potentielle indsatsbehov vil der, jf. resultaterne i denne rapport, kunne opnås mere præcise beregninger af fosfor- og klorofylkoncentrationen gennem en

procesbaseret og sø-specifik model. Dermed kan der opnås et bedre udgangspunkt for brugen af diverse "on-top" empiriske relationer.

Dog viser Vollenweider og OECD 2015 individuelt for to forskellige søer en bedre repræsentation end den dynamiske, procesbaserede model, og det er væsentligt at bemærke, at de empiriske udtryk kræver få data til estimering af fosfor- og klorofylkoncentrationen sammenlignet med den dynamiske, procesbaserede model. Derfor er det ikke givet, at forvaltningen af alle danske søer kan understøttes af individuelle dynamiske modeller. Men for væsentligt flere søer end de fem, der indgår i nærværende projekt, er datagrundlaget på plads. En forvaltningsmæssig vej frem kunne være *ikke* at vælge enten empiriske udtryk eller dynamiske modeller, men at anvende begge typer afhængig af tilgængeligt datagrundlag, modelsikkerhed mv. for den enkelte sø.

Det skal bemærkes, at i takt med at opsætningen af dynamiske, procesbaserede modeller gennemføres for stadig flere søer (ud over de fem søer i nærværende projekt), vil der gradvist opnås større indsigt i, hvorledes modellens parametre relaterer sig til f.eks. forskellige søtyper og deres karakteristika. Perspektiverne i projektet er således, at modelparametre potentielt kan udbredes til andre søer - også søer med mindre datamængde til rådighed. Dette kunne også indebære en ensembletilgang, hvor den enkelte sø repræsenteres af en række forskellige modelparameteriseringer. Med det udgangspunkt og forvaltningsmæssig prioritering er det i princippet muligt, at en stor andel af de målsatte søer på sigt kan have en dynamisk model opsat (med forskellig grad af kompleksitet), som løbende kan optimeres og forbedres for at opnå et bedre forvaltningsmæssigt grundlag.

Projektet her viser, at usikkerheden på tilstandsbeskrivelsen for henholdsvis total fosfor og klorofyl a gennemsnitligt går fra mellem 40 % og 54 % baseret på de empiriske udtryk på tværs af søerne til mellem 15 % og 22 % baseret på den dynamiske model. Det er ikke nyt, at en procesbaseret og sø-tilpasset model generelt præsterer bedre end en generel empirisk model; det er bl.a. blevet præsenteret for MST i Trolle & Søndergaard (2010). Det nye er, at de præsenterede modelperformances er opnået med en betydelig mindre ressource på grund af automatiseringer og nyudviklede kalibreringsrutiner. At en enkelt sømodels-opsætning ikke længere behøver en indsats på flere måneder til kalibreringsarbejdet, gør det procesbaserede sø-modelværktøj særdeles anvendeligt.

Det er forvaltningsmæssig praksis på det marine område at anvende dynamiske modeller med argumentation om, at det øger sikkerheden i vurderingerne af kystvandenes indsatsbehov, og at det med modellerne i højere grad er muligt at tage højde for særlige lokale forhold. Med de udviklede værktøjer og arbejdsgange, som bl.a. er udsprunget af det nærværende projekt, er det ikke alene muligt at opnå en effektiv modelopsætning, men også en modelopsætning, der performer væsentligt bedre sammenlignet med tidligere studier. Det må således forventes, at den dynamiske model vil danne et langt stærkere grundlag for forvaltning af de danske søer end hidtil.

En dynamisk model giver også direkte mulighed for at estimere eksempelvis den tidlige effekt af en reduceret ekstern næringsstofførsel, herunder intern belastning og indsvingningstid – her er de empiriske udtryk forsimplede og begrænsede. Muligheden for at konsekvensregne belastningsreduktioner med økosysteminteraktion via den dynamiske, procesbaserede model er illustreret i Appendiks 1. En anden væsentlig forskel mellem anvendelsen af empiriske udtryk og dynamiske, procesbaserede modeller er muligheden for at

inddrage effekter af klimaforandringer i de dynamiske modeller, når indsatsbehov skal fastsættes. Det kan de empiriske udtryk ikke.

I forhold til vandområdeplanarbejdet og inddragelsen af erfaringerne fra nærværende projekt er det vurderingen, at den dynamiske, procesbaserede model giver en bedre og mere repræsentativ beskrivelse af tilstanden for den enkelte sø sammenlignet med den nuværende tilgang.

7. anbefalinger

Projektets anbefalinger i forhold til anvendelse af dynamiske, procesbaserede modelopsætninger i vandområdeplan-regi er:

- at anvende dynamiske, procesbaserede modeller til at opnå en væsentligt bedre beskrivelse af især næringsstof- og klorofyl a-niveauer for en række danske søer, hvor inputdata gør det muligt. Dette vil give større sikkerhed på et evt. estimeret indsatsbehov.
- at anvende dynamiske modeller for at omfatte eksempelvis effekten af reducerede eksterne næringsstofførsler under hensynstagen til klimaforandringer (hvilket ikke er muligt med de nuværende empiriske udtryk).
- at anvende modellens output af f.eks. totalfosfor, temperaturlagdeling og klorofyl til at opnå informationer om de biologiske kvalitetselementer, der anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet i søer (f.eks. andelen af blågrønalger, dækningsgraden/dybdegrænsen for undervandsvandsplanter og den procentvise andel af rovfisk og fredfisk). Det kan ske ved at kombinere den dynamiske, procesbaserede model med eksisterende eller nye målrettede empiriske kvalitetsindeks-relationer. En sådan tilgang er tilsvarende den metodik, der p.t. anvendes inden for vandområdeplanlægning for det marine område.
- at indsamle data løbende og opsætte modeller for flere søer, som med tiden kan give mulighed for at afdække, hvorvidt der kan etableres mere generelle modeller (og parameteriseringer baseret på søtype), der kan dække de danske søtyper (potentielt for alle søerne omfattet af vandrammedirektivet).
- at foretage en løbende revurdering af modellens formåen i forhold til procesbeskrivelsen af højere trofiske niveauer. Grundet modellens løbende udvikling kan den potentielt på sigt bidrage til en større forståelse af dynamikken af de biologiske kvalitetselementer.

8. Referencer

- Aavad, J.B. 1994. Bloom formation of *Gloeotrichia echinulata* and *Aphanizomenon flos-aquae* in a shallow, eutrophic, Danish lake. *Hydrobiologia* 289: 193-197. <https://doi.org/10.1007/BF00007420>
- Bjerring, R., Windolf, J., Kronvang, B., Sørensen, P. B., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Larsen, S. E., Thodsen & H., Bøgestrand, J. 2014. Belastningsopgørelser til søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 102 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 36. <http://dce2.au.dk/pub/TR36.pdf>.
- Bruggeman, J. & Bolding, K. 2014. A general framework for aquatic biogeochemical models. *Environ. Model. Soft.* 61: 249-265.
- Dee, D.P. et al. 2011. The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. Wiley Blackwell, 137(656), pp. 553–597. doi: 10.1002/qj.828.
- DHI (Dansk Hydraulisk Institut). 2019. DHI's hjemmeside, december 2019, <http://mikebydhi.com/Products/ECOLab.aspx>.
- DHI. 2014. Erfaringer med anvendelse af dynamiske sømodeller. Notat til Naturstyrelsen. DHI, Agern Alle 5, 2970 Hørsholm.
- Erichsen C.A., Closter, R., Hansen, J.W., Carstensen, J., Timmermann, K., Christensen, J.H. & Tornbjerg, H. 2018. Modelanalyser og hydrografisk rapportering. Afsluttende Rapport DHI/DCE. Udarbejdet for Miljøstyrelsen.
- EU. Common implementation strategy for the Waterframe Directive (2000/60/EC). Technical Report 2011-045. European Commision.
- Hilt, S., Alirangues Nuñez, M.M., Bakker, E.S., Blindow, I., Davidson, T.A., Gillefalk, M., Hansson, L.-A., Janse, J.H., Janssen, A.B.G., Jeppesen, E., Kabus, T., Kelly, A., Köhler, J., Lauridsen, T.L., Mooij, W.M., Noordhuis, R., Phillips, G., Rücker, J., Schuster, H.-H., Søndergaard, M., Teurlincx, S., van de Weyer, K., van Donk, E., Waterstraat, A., Willby, N. & Sayer, C.D. 2018. Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes. *Front. Plant Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00194>
- Hu, F., Bolding, K., Bruggeman J., Jeppesen, E., Flindt, M.R., Gerven, L. V., Janse, J.H., Janssen, A.B.G., Kuiper, J.J., Mooij, W.M. & Trolle, D. 2016. FABM-PCLake – linking aquatic ecology with hydrodynamics *Geosci. Model Dev.* 9: 2271-2278.
- Johansson, L.S., Søndergaard, M., Nielsen, A., Landkildehus, F., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L. Windolf, J. & Bøgestrand, J. 2015. Søer 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 166 <http://dce2.au.dk/pub/SR166.pdf>.

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>

Jørgensen, S.E. 1976. A eutrophication model for a lake. *Ecol. Modell.* 2: 147-165.

Kaas, H., Birkeland, M. & Møhlenberg, F. 2017. Modellering af lokaliteter til havbrug. Vurdering af miljøeffekter. Udarbejdet for Erhvervsstyrelsen.

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Søndergaard, M., Thodsen, H. & Blicher-Mathiesen, G. 2020. Forskelle i målt koncentration af totalkvælstof og totalfosfor i ferskvand ved at anvende de to oplukningsmetoder til organisk stof; auto-klave- og UV-metode. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 53 s. – Fagligt notat nr. 2020|38 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_38.pdf

Maar, M., Møller, E.F., Larsen, J., Madsen, K.S., Wan, Z., She, J., Jonasson, L. & Neumann, T. 2011. Ecosystem modelling across a salinity gradient from the North Sea to the Baltic Sea. *Ecol. Model.* 222: 1696-1711.

Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R. & Veith, T. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Am. Soc. Agri. Bio. Eng.* 50: 3: 885-900.

Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N. & Daggupati, P. 2015. Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Am. Soc. Agri. Bio. Eng.* 58 6: 1763-1785.

MST. 2016. Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. Styrelsen for Vand-og Naturforvaltning. ISBN: 978-87-92256-43-0.

Nielsen, K., Stjernholm, M., Olsen, B.Ø., Müller-Wholfeil, D.I., Madsen, I-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S. Rovel, A.M. & Hermansen, B. 2000. Areal Informations Systemet – AIS.

Nielsen, A., Trolle D. & Andersen, T.K. 2017. Statusnotat 1 - Opfølgning på Fase 1. Forsknings- og udviklingsprojekt vedr. muligheden for anvendelse af dynamiske modeller i forvaltningen af søer i Vandområdeplan 3. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Nielsen, A., Trolle, D., Bjerring, R., Søndergaard, M., Olesen, J. E. & Jeppesen, E. 2014. Effects of changes in climate and nutrient loading on the water quality of shallow lakes assessed by ensemble PCLake model runs. *Ecol. Appl.* 24(8): 1926-1944.

Nielsen, A., Hu, F., Schnedler-Meyer, N.A., Bolding, K., Andersen, T.K. & Trolle, D. 2021. Introducing QWET – a QGIS-plugin for application, evaluation and experimentation with the WET model. *Environ. Model. Soft.* 135: 104886.

Rolighed, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Bjerring, R., Janse, J.H., Mooij, W.M. & Trolle, D. 2016. Climate change will make recovery from eutrophication more difficult in shallow Danish Lake Søbygaard. *Water* 8, no. 10, 459.

Schnedler-Meyer, N.A., Hu, F., Bolding, K., Andersen, T.K., Nielsen, A. & Trolle, D. Water Ecosystems Tool (WET) – a new generation of flexible aquatic ecosystem modelling software. Submitted to *Environ. Model. Soft.*

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Wi-berg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59.

<http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf>.

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>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Troldborg, L., Windolf, J., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Højbjerg, A.L. 2019. Udvikling af vanddelen af DK-QNP til havbelastningsberegninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. 2019b. Vandløb 2018. NOVANA. Undertitel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. -Videnskabelig rapport nr. 353.

Trolle D., Nielsen, A. & Andersen, T.K. 2018. Perspektiver vedr. Scenariefremskrivning af søers vandkvalitet via dynamisk modellering. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Trolle, D., Søndergaard, M. og 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.

Trolle, D., Bolding, K., Nielsen, A., Hu, F. (2016) Basis-opsætning af procesbaserede, dynamiske sømodeller for danske søer. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Notat udarbejdet for DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Trolle D, et al. (2012). A community-based framework for aquatic ecosystem models. *Hydrobiologia*, 683, 25-34.

Trolle, D. & Søndergaard, M. 2010. Udvikling og anvendelse af empiriske og dynamiske sømodeller. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. ISBN: 978-87-7279-165-4

Trolle D., Skovgaard H. & Jeppesen E. 2008a. The water framework directive: setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM-CAEDYM. *Ecol. Modell.* 219: 138-152.

Trolle D., Jørgensen T.B. & Jeppesen E. 2008b. Predicting the effects of reduced external nitrogen loading on the nitrogen dynamics and ecological state of deep Lake Ravn, Denmark, using the DYRESM-CAEDYM model. *Limnologia* 38: 220-232.

Vollenweider R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

Umlauf, L., Bolding, K. & Burchard, H. 2005. GOTM Scientific Documentation Version 3.2. *Marine Science Reports* 63. Baltic Sea Research Institute, Warnemünde, Germany.

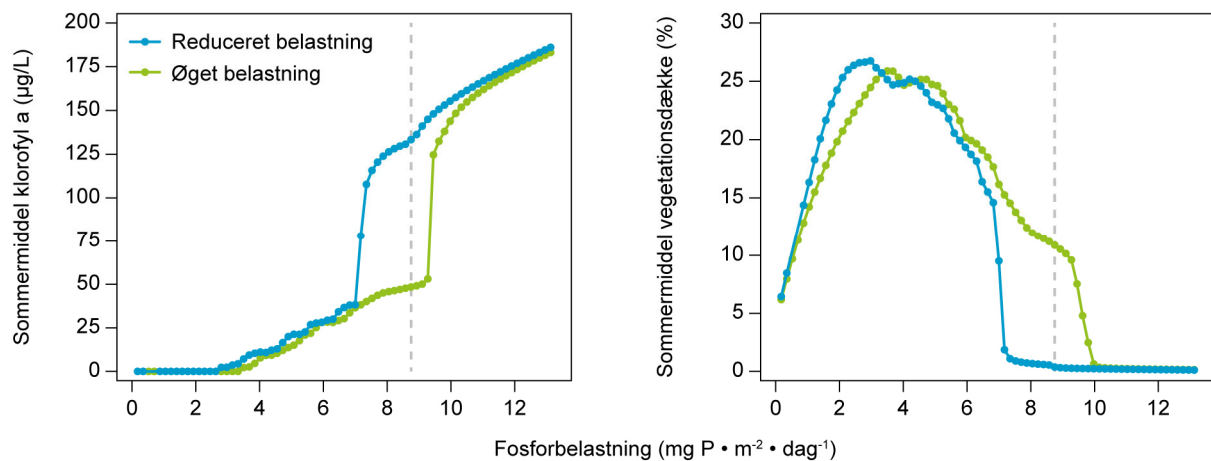
9. Appendiks 1 – hysteresse

9.1 Simulering af hysteresse i lavvandede søer

Lavvandede søer kan oftest kategoriseres i to overordnede økologiske tilstande: en "klarvandet" tilstand med god sigtddybde, lav forekomst af algebiomasse og udbredt undervandsvegetation samt en "uklar" tilstand med ringe sigtddybde, høj forekomst af algebiomasse og mangel på undervandsvegetation. Ved anvendelse af dynamiske sømodeller er det muligt at forudsige effekter af ændret næringsstofftilførsel på længere sigt og dermed estimere det niveau af næringsstofftilførsel, som kan lede til et tilstandsskift. Dynamiske modelstudier har vist, at næringsstofftilførslen, der forårsager et skift fra "uklar" til "klarvandet", er lavere end den næringsstofftilførsel, der forårsager et skift fra "klarvandet" til "uklar" tilstand (Andersen et al. 2020; Hilt et al. 2018; Janse et al. 2010). Denne effekt kan tilskrives modellernes evne til i nogen grad at simulere hysteresse, som betyder, at den enkelte søs respons på ændret næringsstofftilførsel afhænger af dens historik og biologi.

Dynamiske sømodeller kan indeholde flere feedbackmekanismer, der til dels kan tilskrives simulering af hysteresse. Vigtigst er simuleringen af konkurrencen mellem alger og undervandsvegetation og næringsstofpuljen i sedimentet. I en "klarvandet" tilstand har undervandsvegetation en stabiliserende effekt på tilstanden på grund af feedbackmekanismer som for eksempel mindsket resuspension af organisk materiale, herunder alger, optagelse af næringsstoffer, der hindrer algevækst og har en positiv effekt på rovfisk, hvilket resulterer i øget græsning af alger gennem den trofiske kaskade. Den "uklare" tilstand er også stabiliserende, da algebiomassen er høj, hvorved undervandsvegetationen udskygges. Dette øger resuspensionen af organisk materiale, favoriserer fredfisk og medfører lavere græsning af alger. Størrelsen af næringsstofpuljen i søens sediment er afhængig af næringsstofftilførselens historik, og sedimentet påvirker tilstanden bl.a. gennem optagelse eller frigivelse af næringsstoffer.

I Figur 35 ses et eksempel på hysteresse simuleret for den lavvandede Hinge Sø under ændret ekstern fosforbelastning. Under scenariet 'reduceret ekstern fosforbelastning' (*blå linje*) blev der først simuleret en "uklar" tilstand med den dynamiske, procesbaserede model, og derefter blev fosforbelastningen reduceret i intervaller på 2 %. Under scenariet 'øget ekstern fosforbelastning' (*grøn linje*) blev der først simuleret en "klarvandet" tilstand med lav fosforbelastning, hvorefter fosforbelastningen blev øget i intervaller på 2 %. Alle scenarie-simuleringerne blev kørt for en 50-årig periode for at sikre, at Hinge Sømodellen var i ligevægt. Grænseværdien for skiftet fra "klarvandet" til "uklar" var omkring 10 mg P / m² / dag og fra "uklar" til "klarvandet" omkring 7 mg P / m² / dag, hvilket påviser hysteresse. Det skal bemærkes, at tilstandsskiftene omkring grænseværdierne var under antagelse af, at modellen var i ligevægt. Ved simulering af forskellige fosforbelastninger over en årrække forekommer et eventuel tilstandsskift mere gradvist. Simuleringen af hysteresse i Hinge Sø er nærmere beskrevet i Andersen et al. (2020).



Figur 35. Simulering af ændret ekstern fosforbelastning i Hinge Sø for scenarierne øget (grøn linje) og reduceret (blå linje) ekstern fosforbelastning. Den eksterne fosforbelastning i modellens kalibrerede periode er vist med lysegrøn stiplede linje. Efter Andersen et al. (2020).

9.2 Referencer

Andersen, T.K., Nielsen, A., Jeppesen, E., Hu, F., Bolding, K., Liu, Z., Søndergaard, M., Johansson, L.S. & Trolle, D. 2020. Predicting ecosystem state changes in shallow lakes using an aquatic ecosystem model: Lake Hinge, Denmark, an example. *Ecol. Appl.* 30. <https://doi.org/10.1002/eap.2160>

Hilt, S., Alirangues Nuñez, M.M., Bakker, E.S., Blindow, I., Davidson, T.A., Gillefalk, M., Hansson, L.-A., Janse, J.H., Janssen, A.B.G., Jeppesen, E., Kabus, T., Kelly, A., Köhler, J., Lauridsen, T.L., Mooij, W.M., Noordhuis, R., Phillips, G., Rücker, J., Schuster, H.-H., Søndergaard, M., Teurlincx, S., van de Weyer, K., van Donk, E., Waterstraat, A., Willby, N. & Sayer, C.D. 2018. Response of submerged macrophyte communities to external and internal restoration measures in north temperate shallow lakes. *Front. Plant Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00194>

Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloom, J.S. & Mooij, W.M. 2010. Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecol. Modell.* 221: 654–665. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.07.023>

[Tom side]

DYNAMISKE, PROCESBASEREDE MODELLER SOM FORVALTNINGSVÆRKTØJ FOR DANSKE SØER

I dette projekt er der udviklet værktøjer, som standardiserer og delvis automatiserer arbejdsgangene til opsætning af sø-specifikke dynamiske, procesbaserede modeller. Modellerne er i projektet opsat og tilpasset fem forskellige danske søer (Ravn Sø, Bryrup Langsø, Søholm Sø, Arreskov Sø og Hinge Sø). Modellernes evne til at simulere tilstanden i disse søer sammenlignes med erfaringer fra andre dynamiske modelstudier og også med den empiriske modeltilgang, der anvendes i den nuværende vandområdeplanlægning. Når de dynamiske, procesbaserede modeller sammenlignes med andre forskningsbaserede modelstudier, er resultaterne for de fem danske søer særdeles gode og ofte bedre end resultaterne fra andre sammenlignelige studier. Resultaterne viser desuden, at usikkerheden, med enkelte undtagelser, generelt reduceres, når de dynamiske, procesbaserede modellers evne til at beskrive den aktuelle tilstand sammenlignes med simple empiriske modeller. Projektet illustrerer og redegør for, at der er potentiale for i højere grad at anvende disse dynamiske, procesbaserede modeller i forvaltningen af søer i Danmark.