

# Evaluering af de økologiske kaskadeeffekter i DYRESM-CAEDYM

i relation til biomanipulationsindgreb i den  
danske lavandede Engelsholm Sø

Ditte M. Forsmann  
Anders Nielsen

1 0 . s e m e s t e r **2008**





# Titelblad

**Titel** Evaluering af de økologiske kaskadeeffekter i DYRESM-CAEDYM i relation til biomanipulationsindgreb i den danske lavvandede Engelsholm Sø

**Tema** Søers økologiske tilstand – behov for fokus og handling

**Semester** 10. semester, speciale

**Projektperiode** Februar 2008 – juni 2008

**Forfattere** Ditte M. Forsmann<sup>1</sup>  
Anders Nielsen<sup>1</sup>

**Vejledere** Kaj Henriksen<sup>2</sup>  
Erik Jeppsen<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Stud. polyt. ved Institut for Bioteknologi, Kemi og Miljøteknik ved Aalborg Universitet

<sup>2</sup> Lektor ved Institut for Bioteknologi, Kemi og Miljøteknik ved Aalborg Universitet

<sup>3</sup> Forskningsprofessor ved Afdelingen for Ferskvandsøkologi ved Danmarks Miljøundersøgelser

**Emneord** Økologisk sømodellering, DYRESM-CAEDYM, Forward Cascade Simulation, Backward Cascade Simulation, restaurering, biomanipulation, lavvandet sø, Engelsholm Sø.

**Oplag** 5

**Sider** 88

**Antal bilag** 10

**Bilags cd-rom** 1







## Forord

Projektet *"Evaluering af de økologiske kaskadeeffekter i DYRESM-CAEDYM i relation til biomanipulationsindgreb i den danske lavvandede Engelsholm Sø"* er udarbejdet som afgangspjekt inden for retningen Civilingeniør i Miljøteknik under K-studienævnet ved Institut for Bioteknologi, Kemi og Miljøteknik på Aalborg Universitet i perioden februar 2008 – juni 2008. Projektet er udført som et samarbejde mellem Aalborg Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser.

Projektet er skrevet under temaet " Søers økologiske tilstand – behov for fokus og handling", og omhandler evalueringen af den endimensionale koblede hydrologiske og økologiske model DYRESM-CAEDYM. DYRESM-CAEDYM er et gratis software, som er udviklet ved Centre for Water Research på University of Western Australia. Den anvendte modelversion, modelfiler samt manualer kan findes på den vedlagte cd-rom. Modeller 2 og Modeller 3, som anvendes til at lave konturplot samt eksportere data, er ligeledes at finde på cd-rom'en i udgaver til både Mac og PC. Desuden indeholder cd-rom'en alle elektroniske bilag.

Evalueringen af DYRESM-CAEDYM bygger på modellering af effekterne ved biomanipulationsindgrebet foretaget i Engelsholm Sø i 1992 – 1996. Modellens inputfiler er opsat på baggrund af data for Engelsholm Sø stillet til rådighed af DMU.

Rapporten henvender sig til personer med naturvidenskabelig baggrund og interesse i modellering af den økologiske tilstand i søer samt vejledere fra Aalborg Universitet og DMU

Stor tak til Dennis Trolle ph.d.-studerende ved The University of Waikato i Hamilton, New Zealand, som har været en uundværlig støtte og givet vejledning i forhold til arbejdet med DYRESM-CAEDYM gennem hele projektperioden.



# Indholdsfortegnelse

	<b>Sammenfatning</b>	<b>7</b>
	<b>Executive summary</b>	<b>9</b>
<b>1</b>	<b>Udviklingen i de danske søers økologiske tilstand</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>Engelsholm Sø - systemanalyse</b>	<b>17</b>
	2.1 Morfometri og opland	17
	2.2 Vand- og næringsstofbalance	19
	2.3 Forbedring af søens økologiske tilstand	21
	2.4 Effekten af biomanipulationen	23
	2.4.1 Ilt	24
	2.4.2 Total fosfor og total kvælstof	25
	2.4.3 Fytoplankton	26
	2.4.4 Zooplankton	28
	2.4.5 Bundvegetation	29
	2.4.6 Fisk	29
	2.4.7 Bundfauna	30
<b>3</b>	<b>Implementering af DYRESM-CAEDYM for Engelsholm Sø</b>	<b>33</b>
	3.1 DYRESM-CAEDYM	33
	3.2 Konceptuel model	34
	3.2.1 DYRESM	34
	3.2.2 CAEDYM	37
<b>4</b>	<b>Kalibrering og test</b>	<b>43</b>
	4.1 Temperatur og ilt	44
	4.1.1 Fosfor, kvælstof og silicium	47
	4.1.2 Fytoplankton	51
	4.1.3 Zooplankton	53
	4.1.4 Fisk	54
<b>5</b>	<b>Evaluering af DYRESM-CAEDYM i relation til biomanipulation</b>	<b>57</b>
	5.1 Kaskadeeffekterne i DYRESM-CAEDYM	59
	5.1.1 Fiske-dynamikken og implementering af biomanipulation i DYRESM-CAEDYM	60
	5.1.2 Zooplankton-dynamikken i DYRESM-CAEDYM	61
	5.1.3 Fytoplankton-dynamikken i DYRESM-CAEDYM	62
	5.1.4 Næringssalt-dynamikken i DYRESM-CAEDYM	63
	5.1.5 Ilt- og temperatur-dynamikken i DYRESM-CAEDYM	64
	5.2 Forbedring af DYRESM-CAEDYM	65
<b>6</b>	<b>Konklusion</b>	<b>67</b>
	<b>Referenceliste</b>	<b>69</b>
	Bilag 1 – Målsætning for danske søer	75
	Bilag 2 – Restaureringsmetoder	77
	Bilag 3 – Meteorologisk data	79
	Bilag 4 – Simuleret og målt data	83



## Sammenfatning

Stigende urbanisering og intensiveret landbrugsdrift har siden 1950'erne bidraget væsentligt med næringsstoffer til vandmiljøet, hvilket har ført til eutrofiering og forringelse af søernes økologiske tilstand. For at forbedre søernes økologiske tilstand, blev der i 1980'erne fastsat specifikke målsætninger for cirka 700 danske søer, hvilket førte til krav om reduktion af den eksterne fosfor- og kvælstofbelastning. Reduktion af den eksterne belastning fører imidlertid ikke altid til en umiddelbar klarvandet tilstand i søerne, grundet kemisk og/eller biologisk træghed, som kan have signifikant betydning flere år efter reduktionen.

I 2000 vedtog den Europæiske Union Vandrammedirektivet. Ifølge dette direktiv skal alle søer i Europa have "en god økologisk" tilstand inden 2015. Dette betyder, at søerne skal have en tilstand, som kun har "mindre afvigelse" fra den upåvirkede tilstand, hvilket mindst 2/3 af de danske søer får svært ved at leve op til.

Reduktion af den eksterne belastning af fosfor og kvælstof til de danske søer i et sådant omfang, at dette alene kan føre til "god økologisk tilstand" inden 2015, er imidlertid ikke realistisk. Dette skyldes blandt andet, at 67 % af Danmarks areal anvendes til landbrugsdrift, der ikke umiddelbart kan omlægges til mere miljøvenlige driftsformer med effekt på vandmiljøet inden 2015. Der er således behov for at iværksætte strategier, som aktivt restaurerer og dermed forbedrer den økologiske tilstand i flere danske søer for, at kravet fra Vandrammedirektivet kan overholdes. Opsætning af økologiske sømodeller kan i den forbindelse inddrages og supplere i beslutningsprocessen, da forskellige belastningsscenerier og restaureringsmetoder kan testes og dermed danne grundlaget for valget af metode hos myndigheder og andre aktører.

I årenes løb er der udviklet adskillige modeller til håndtering af både hydrologi og økologi i lavvandede såvel som dybe søer. Det store antal af økologiske modeller stiller imidlertid krav om test samt en kritisk tilgang til differentieringen mellem de forskellige modellers kunnen i forhold til at repræsentere det virkelige økosystem i søen på fornuftig vis.

I dette projekt testes DYRESM-CAEDYM, en endimensional koblet hydrologisk og økologisk model udviklet på Centre for Water Research på The University of Western Australia, i forhold til gengivelse af de økologiske kaskadeeffekter, som finder sted mellem fisk, zooplankton, fytoplankton og næringsstoffer ved biomanipulation udført i den danske lavvandede Engesholm Sø.

Efter biomanipulation ændres egenskaberne for en række af de komponenter, der til sammen definerer økosystemet i søen, og det pointeres i projektet, at radikale ændringer af økosystemets egenskaber ikke kan modelleres og gengives tilfredsstillende blot ved ændring af begyndelsesbetingelserne for biomassen af fisk. Økosystemet udtrykt i DYRESM-CAEDYM bør tilsvarende ændre egenskaber og derved tilpasses ændringerne i blandt andet prædation fra fisk, græsning fra zooplankton og sammensætning af fytoplankton. DYRESM-CAEDYM udtrykker således ikke på tilfredsstillende vis ændringen i de kemiske og biologiske nøgleparametres dynamik, som kan observeres via de faktiske målinger foretaget i Engesholm Sø før og efter biomanipulation, og der er behov for uddybende parameterjustering for at opnå en bedre overensstemmelse mellem målinger og simuleret modeloutput.

Endvidere påpeges det, at der er behov for flere modelleringsstudier af biomanipulerede søer. Studier, som kan generere erfaringer og tilvejebringe vigtig dokumentation, som giver indblik i, hvilke modelmæssige parameterjusteringer, der er nødvendige for at forbedre modellernes forudsigelser. Dette vil bidrage med viden, som på sigt kan gøre det muligt, at modeller som DYRESM-CAEDYM kan forudsige effekterne ved biomanipulation inden restaureringsindgreb iværksættes.

## Executive summary

Since the 1950s increased urbanisation and intensified agriculture in Denmark has contributed significantly with nutrients to the aquatic environment, leading to eutrophication and deterioration of the ecological quality of lakes. In order to improve the ecological condition of the lakes, targets for approximately 700 Danish lakes was specified in the 1980s, leading to demand for reduction of the external loading of phosphorus and nitrogen. Reduction of the external loading does not always result in an immediate clear water state in the lakes, due to chemical and/or biological inertia, which may have a significant impact several years after the reduction.

In 2000 the European Union passed the Water Framework Directive. The directive requires that all lakes in Europe must fulfill the criteria "a good ecological condition" before 2015, which means that the lakes must have an ecological condition with only "small deviation" from the unaffected condition. At this time at least 2/3 of the Danish lakes cannot fulfill this criteria. However, reduction of the external loading of phosphorus and nitrogen to the Danish lakes to such an extent that this approach solely can lead to "good ecological condition" by 2015 is not realistic. Among other things this is due to the current land use in Denmark, which is dominated by agriculture (67%). Such land use is not easily to be transformed into more environmentally friendly use with effect on the aquatic environment by 2015. Thus, there is a need to implement strategies for restoration that improve the ecological condition in the Danish lakes in order to fulfill the requirement of the Water Framework Directive. In relation to this set up of ecological models for lakes can be used complementary in the decision-making process by authorities and other participants, since different loading scenarios and restoration methods can be tested.

Several models for simulation of hydrology and ecology in shallow and deep lakes have been developed over the past year. However, the large number of ecological models has given rise to the requirement for test as well as critical approach to the quality of their representation of the real ecosystem in the lake in order to differentiate between the models.

In this project the one-dimensional coupled hydrological and ecological DYRESM-CAEDYM, developed at the Centre for Water Research at The University of Western Australia, is tested in relation to simulate the ecological cascade effects between fish, zooplankton, phytoplankton and nutrients after biomanipulation conducted in the Danish shallow Lake Engelsholm.

The properties of a number of the components defining the ecosystem of the lake change after the biomanipulation. It is emphasized that radical changes of the ecosystem cannot be reproduced satisfactory only by changing the initial conditions for the biomass of fish. Among other things, the components in the ecosystem expressed in DYRESM-CAEDYM should similarly change properties and thereby adjust to the changes in predation on fish, grazing by zooplankton and composition of phytoplankton. DYRESM-CAEDYM does not express the changes in the dynamics of chemical and biological key parameters observed through the actual measurements from Lake Engelsholm before and after biomanipulation. Thus, there is a need for additional parameter adjustment to achieve a better agreement between measurements and simulated model output.

Furthermore, it is pointed out that there is a need for further modeling studies of biomanipulated lakes. Studies that can generate knowledge and provide important documentation gaining insight into the necessary model parameter adjustment needed to improve the models predictions of the cascade effects. This will contribute with knowledge, which in the future could make it possible for models such as DYRESM-CEDYM to predict the effects of biomanipulation before the restoration procedure is initiated.





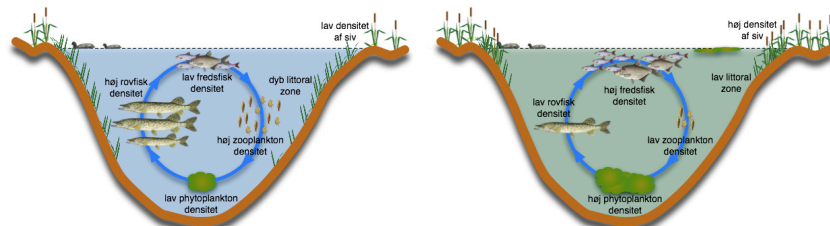


# 1

## Udviklingen i de danske søers økologiske tilstand

I Danmark findes omkring 120.000 søer større end 0,01 ha. Hovedparten af disse søer er damme og småsøer og kun 2 % er større end 1 ha. Søerne fungerede tidligere som føderesource, men er med tiden gået over til udelukkende at være af rekreativ værdi (Søndergaard, 2007). Stigende urbanisering samt intensiveret landbrugsdrift siden 1950'erne har imidlertid bidraget væsentligt med fosfor og kvælstof til vandmiljøet, hvilket har ført til en forringelse af søernes økologiske kvalitet og dermed deres rekreative værdi (Böcher, 1975; Miljøstyrelsen, 1979; Miljøstyrelsen, 1984; Jensen & Andersen, 1990; Kronvang *et al.*, 2001; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Plantedirektoratet, 2005; Bramm & Christensen, 2006; Søndergaard, 2007).

Forøget tilførsel af fosfor og kvælstof til søerne resulterer i eutrofiering, som favoriserer vækstvilkårene for fytoplankton (figur 1.1). En øget vækst af fytoplankton giver øget turbiditet og dermed lavere lysgennemtrængning, hvilket udkonkurrerer undervandsplanterne (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Liboriussen *et al.*, 2007a).



**Figur 1.1.** Venstre: Den gode cyklus med positiv kobling mellem de trofiske niveauer, som styrker og bibeholder en klarvandet sø. Højre: Den dårlige cyklus med negativ kobling mellem de trofiske niveauer, som fastholder søens uklare tilstand. Efter Søndergaard (1998), Skovgaard (2002) og Liboriussen *et al.* (2007a).

Primærproduktionen skifter dermed fra at være domineret af bundvegetation til at være styret af fytoplankton i vandfasen. Samtidig ændres fiskebestanden fra i den klarvandede sø at være domineret af piskivore fisk som gedde og større aborrer til at være domineret af de planktivore fisk skalle og brasen, hvilket er forårsaget af ufavorable forhold for de piskivore

fisk, der jager via synet (Böcher, 1975; Wetzel, 2001; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Liboriussen *et al.*, 2007a). Dette katalyserer en ond cirkel, som yderligere dikterer forringet vandkvalitet på grund af de planktivore fisks fouragering på bunden og græsningstryk på zooplankton (figur 1.1).

For at få søerne tilbage til den ønskelige klarvandet tilstand, blev der i 1980'erne fastsat specifikke målsætninger for cirka 700 danske søer omfattende alle søer større end 30 ha samt halvdelen af søerne mellem 3 og 30 ha, hvilket medførte krav om reduktion af den eksterne fosfor- og kvælstofbelastning til søerne (bilag 1). Arbejdet med at reducere næringsstofbelastningen har stået på siden midten af 1980'erne, hvor Vandmiljøplanerne så dagens lys og har gradvist ført til en forbedring af søernes vandkvalitet (Christensen *et al.*, 2004; Liboriussen *et al.*, 2007a; Søndergaard, 2007).

Reduktion af den eksterne belastning fører imidlertid ikke altid til en umiddelbar klarvandet tilstand i søerne (Lauridsen *et al.*, 2003a; Søndergaard, 2007). Dette er særligt gældende for lavvandede søer, hvor den interne fosforbelastning fra sedimentet kan have en signifikant betydning mere end 10 år efter reduktion af den eksterne belastning (Lauridsen *et al.*, 2003a; Jeppesen *et al.*, 2005). Vedvarende uklart vand kan også være forårsaget af en biologisk træghed, hvor planktivore fisk stadig dominerer i søen (Søndergaard *et al.*, 1999; Lauridsen *et al.*, 2003a; Bramm & Christensen, 2006; Liboriussen *et al.*, 2007a). Kun 1/3 af søerne i Danmark opfylder således deres nuværende målsætning (Nielsen *et al.*, 2005; Liboriussen *et al.*, 2007a; Søndergaard, 2007).

I 2000 vedtog den Europæiske Union Vandrammedirektivet. Ifølge dette direktiv skal alle søer i Europa have "en god økologisk" tilstand inden 2015, hvilket betyder, at søerne skal have en tilstand, som kun har "mindre afvigelse" fra den antropogent upåvirkede tilstand. Mindst 2/3 af de danske søer får svært ved at leve op til de nye målsætninger (Nielsen *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, 2005). Det er imidlertid ikke realistisk at reducere den eksterne belastning af fosfor og kvælstof til de danske søer i et sådant omfang, at dette alene kan føre til "god økologisk tilstand" inden 2015. Dette skyldes blandt andet, at 67 % Danmarks areal anven-

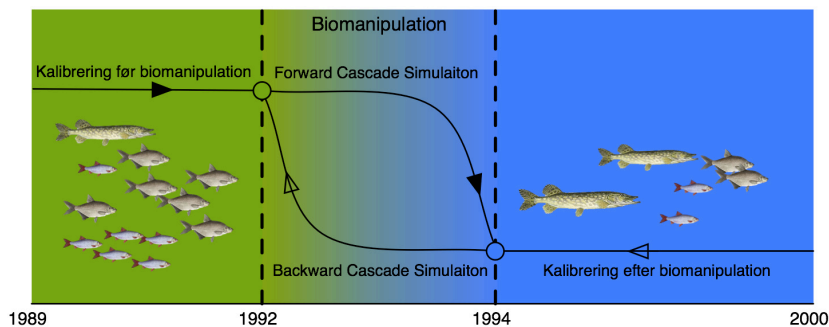
des til landbrugsdrift, som ikke umiddelbart kan omlægges til mere miljøvenlige driftsformer med effekt på vandmiljøet inden 2015 (Lauridsen *et al.*, 2003a; Nielsen *et al.*, 2005). Der er således et behov for at iværksætte strategier, som aktivt restaurerer og dermed forbedrer den økologiske tilstand i de danske søer for, at kravet fra Vandrammedirektivet kan overholdes. Restaurering skal derfor fremover ses som et værktøj til at fremskynde en god økologisk tilstand, som dermed muliggør opfyldelse af de politiske målsætninger, der stilles til søernes økologiske tilstand (Liboriussen *et al.*, 2007a; Kronvang *et al.*, 2007).

I Danmark blev den første sørestaurering foretaget allerede i 1970'erne, og udførelsen af restaureringer toppede i 1990'erne med 25 søer årligt. 80 danske søer er indtil nu blevet restaureret, hvoraf 60 er udført i form af biomanipulation (bilag 2) (Liboriussen *et al.*, 2007a). Ved biomanipulation opfiskes størstedelen af søens planktivore fisk, hvorved græsningstryk- ket på zooplankton mindskes. Hermed øges zooplanktons potentielle prædation på fytoplankton, hvilket resulterer i en klarvandet tilstand (figur 1.1) (Shapiro *et al.*, 1975; Jeppesen *et al.*, 1990; Meijer *et al.*, 1999; Wetzel, 2001; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Liboriussen *et al.*, 2007a; Søndergaard, 2007). En klarvandet tilstand vil i de fleste tilfælde samtidig føre til gen- vækst af undervandsplanter, hvilket er særligt vigtigt i lavvandede søer for at bibeholde den klarvandede tilstand (Jeppesen *et al.*, 1999; Lauridsen *et al.*, 2003a). At lave et biologisk ind- greb i søen for at opnå en klarvandet tilstand er dog kun relevant, hvis den eksterne tilførsel af fosfor er reduceret til omkring 50 - 100 µg P I-1 (Søndergaard *et al.*, 2000). Bramm & Chri- stensen (2006) har i den forbindelse anslået, at 40 % af de danske søer allerede er i så god en tilstand, hvad angår den eksterne belastning, at de vil være egnede til en restaurering.

I forhold til forbedring af søernes økologiske tilstand via restaurering kan det være svært at forudsige, hvilke tiltag der skal iværksættes for at opnå den mest succesfulde restaurering for den enkelte sø med de midler, der er til rådighed. Opsætning af en økologisk model for den enkelte sø kan derfor med stor fordel inddrages og supplere i beslutningsprocessen, da forskellige belastningsscenarier og restaureringsmetoder kan testes og dermed danne grund- laget for valget af metode hos myndigheder og andre aktører. I årenes løb er der udviklet adskillige forskellige modeller til håndtering af både hydrologi og økologi i lavvandede såvel

som dybe søer (Orlob, 1983; Jørgensen, 1999). Det store antal af økologiske modeller stiller imidlertid krav om en kritisk tilgang og test fra brugerens side, som kan medvirke til en differentiering mellem de forskellige modellers kunnen i forhold til at repræsentere det virkelige økosystem i søen på tilfredsstillende vis.

Nærværende projekt tager udgangspunkt i DYRESM-CAEDYM, en endimensional koblet hydrologisk og økologisk sømodel udviklet ved Centre for Water Research på The University of Western Australia (Hipsey *et al.*, 2006; Imerito, 2007). DYRESM-CAEDYM har tidligere været anvendt af blandt andet Hamilton & Schladow (1996), Bruce *et al.* (2006); Trolle *et al.* (2006), Spillman *et al.* (2007), Burger *et al.* (2007) samt Forsmann & Nielsen (2008). Formålet med dette projekt er at teste modellens evne til at udtrykke kaskadeeffekterne mellem de forskellige økologiske niveauer ved biomanipulation udført i den danske lavvandede Engesholm Sø. Proceduren valgt til test af DYRESM-CAEDYM bygger på henholdsvis Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation (figur 1.2).



Figur 1.2. Skitseringen af problemstillingen, og de to forskellige modelopsætninger.

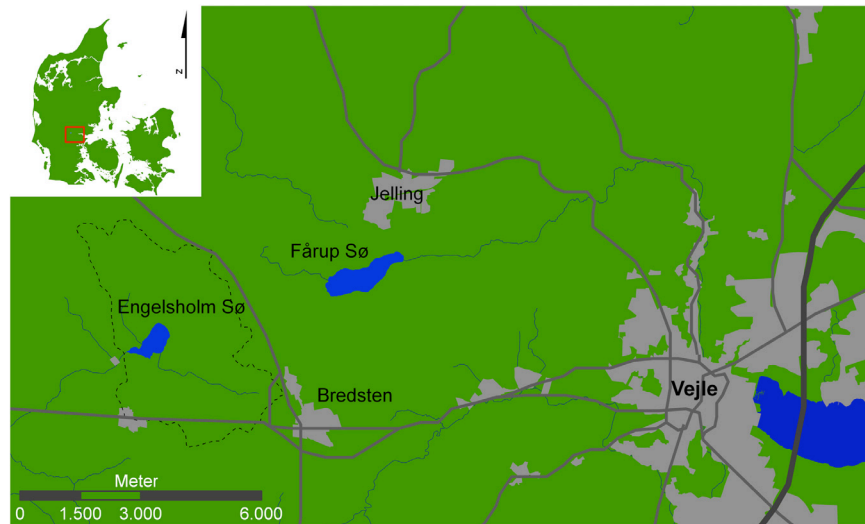
Ved Forward Cascade Simulation kalibreres på perioden før biomanipulationen (1989 – 1992) og testes med reduktion i biomassen af fisk på perioden efter (1995 – 2000). Ved Backward Cascade Simulation kalibreres på perioden efter biomanipulationen (1995 – 2000) og testes med øget biomasse af fisk på perioden før (1989 – 1992). Dette giver potentielt et godt indblik i modellens evne til at håndtere kaskadeeffekterne ved biomanipulation.

## 2 Engelsholm Sø - systemanalyse

Implementering og opsætning af en kompleks økologisk model kræver indsigt og forståelse for det system, som ønskes simuleret, idet forståelse og indsigt gør det muligt at udpege de for systemet betydende processer og fokusere på disse i modellens konceptuelle beskrivelse af søen som system. Følgende redegør for Engelsholm Sø som system omfattende morfometri og oplandsbeskrivelse, vand- og næringsstofbudget samt en kortfattet præsentation af de monitorerede biologiske og kemiske responseffekter ved biomanipulation.

### 2.1 Morfometri og opland

Engelsholm Sø er beliggende i Vejle Kommune cirka 20 km vest for Vejle by (figur 2.1). Søen har et areal på 0,443 km<sup>2</sup>, et opland på 15,2 km<sup>2</sup> og udløbet danner udspringet til Vejle Å.



Figur 2.1. Geografisk placering af Engelsholm Sø samt markering af det hydrologiske opland.

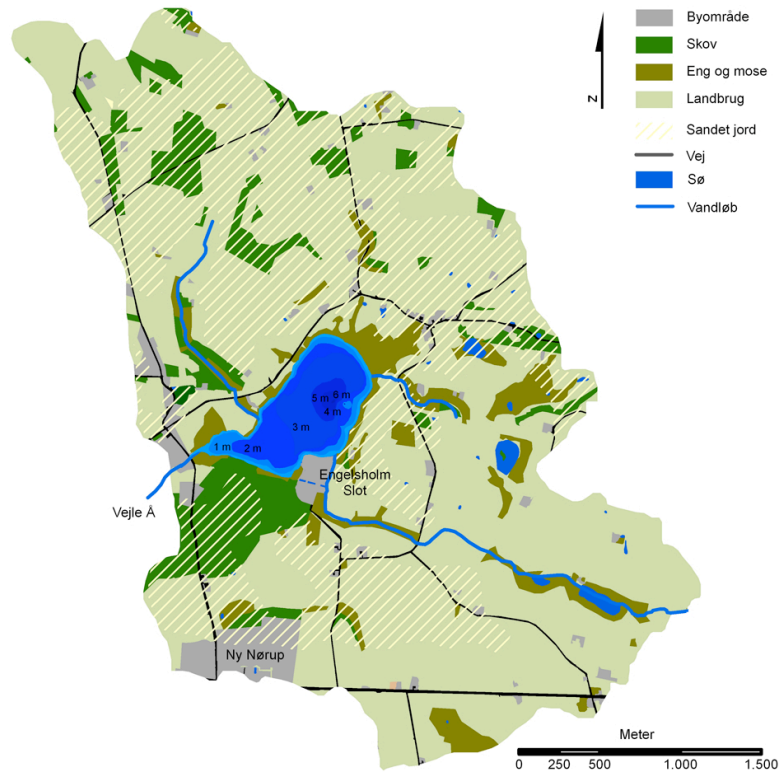
Søen har en middeldybde på 2,6 meter og en maksimumdybde på 6,1 meter, og er derfor kendetegnet som en lavvandet sø, der årligt periodisk lagdeles, hvor søen er dybest (Marsbøll, 2005). Oplandet til Engelsholm Sø udgøres af cirka 78 % landbrugsdrift, 6 % befæstede arealer og 16 % skov (figur 2.2). Morfometrisk data for Engelsholm Sø samt arealanvendelse for oplandet angivet i procent er præsenteret i tabel 4.1.

**Tabel 2.1.** Morfometri for Engelsholm Sø (Liboriussen *et al.*, 2007b).

Morfometri	Værdi	Enhed
Areal	0,443	[km <sup>2</sup> ]
Middeldybde	2,6	[m]
Maxdybde	6,1	[m]
Volumen	1,14 · 10 <sup>6</sup>	[m <sup>3</sup> ]
Omkreds	3,1	[km]
Hydraulisk opholdstid (årsrgns.)	61 – 104	[døgn]
Hydraulisk opholdstid (sommernrgns.)	177 – 292	[døgn]
Opland	15,2	[km <sup>2</sup> ]
Dyrket opland	78	[%]
Natur	16	[%]
Befæstet areal	6	[%]

Jordbundstypen i oplandet til Engelsholm Sø varierer fra lerblandet sand til groft sand (Søndergaard *et al.*, 2003; Liboriussen *et al.*, 2007b). Jordbundstypen er afgørende for fosfortilbageholdelsen i oplandet til søen, da leret jord har større fosforbindingskapacitet end sandet jord. Dette er relevant for Engelsholm Sø, hvor der er risiko for stor fosforudvaskning i områder med sandede jorde, da 78 % af oplandet er landbrugsarealer (figur 2.2).

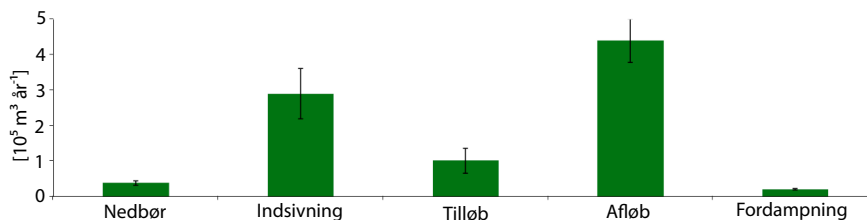




Figur 2.2. Arealanvendelse i det hydrologiske opland til Engelsholm Sø samt dybdeforhold i søen. Yderligere er områder med sandede jordforhold markeret.

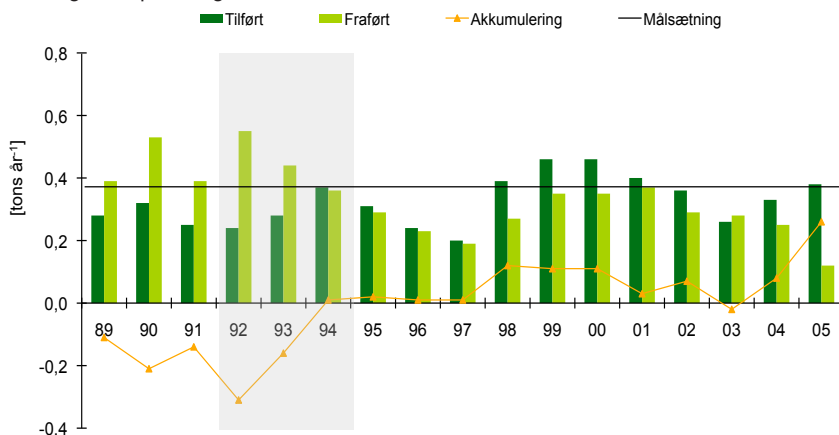
## 2.2 Vand- og næringsstofbalance

Engelsholm Sø modtager beskedne mængder af overfladeafstrømning via de små tilløbende vandløb, og den primære tilførsel af vand er indsviining, som bidrager med omtrent 60 % af den totale vandtilførsel (figur 2.3) (Marsbøll, 2005). I den forbindelse skal det nævnes, at grundvandsindsviiningen er baseret på residualberegninger og ikke direkte målinger, som de øvrige tilløb.



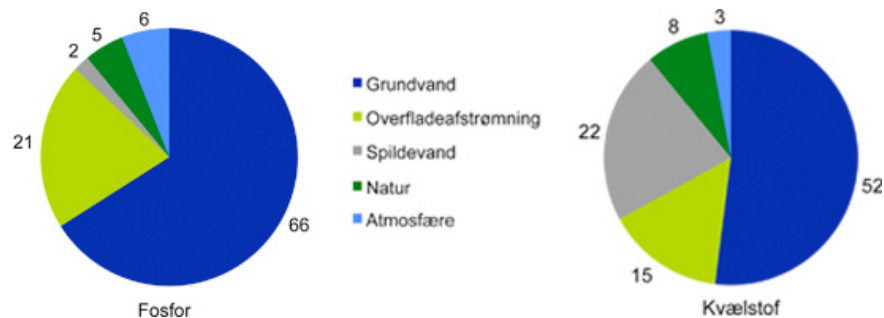
**Figur 2.3.** Årsmiddelttilførsel samt -fraførsel for Engelsholm Sø i perioden 1989 – 2004, samt standardafvigelse for tilsvarende periode. Indsivning dækker over umålt tilløb samt grundvandsindsivning. Grundvandsindsivningen er estimeret som residualt mellem summen af tilløb og nedbør og summen af udløb og potentiel fordampning. Baseret på data fra DMU, 2008.

Engelsholm Sø har tidligere modtaget spildevand fra Engelsholm Slot, hvilket ophørte i 1971, og tilførslen af spildevand fra den øvrige spredte bebyggelse blev kraftigt reduceret i 2005. Den primære kilde til fosfor- og kvælstofbelastningen af søen er dog landbruget, som udgør den største procentvise andel af oplandet (Marsbøll, 2005). Endvidere har et andet nær søen i en årrække belastet søen. Denne punktkilde ophørte imidlertid i 2001 (Liboriussen *et al.*, 2007b). Den samlede fosfortilførsel til Engelsholm Sø har svinget mellem 187 – 464 kg P  $\text{år}^{-1}$  i perioden 1987 – 2005, uden generelle tendenser (figur 2.4) (Liboriussen *et al.*, 2007b). I løbet af denne periode er der sket et skift fra frigivelse til akkumulering af fosfor i sedimentet forårsaget af opfiskningen.



**Figur 2.4.** Fosforbalance for Engelsholm Sø i perioden 1989 – 2005. Målsætningen er Vejle Amts målsætning for tilførslen af fosfor til Engelsholm Sø. Baseret på Liboriussen *et al.* (2007b). Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

Tilførslen af kvælstof har i tilsvarende periode svinget mellem 15 - 20 tons N år<sup>-1</sup> (Marsbøll, 2005). Som et eksempel er kildefordelingen for tilførslen af fosfor og kvælstof til Engelsholm Sø i 1996 præsenteret i figur 2.5.



Figur 2.5. Kildefordeling af den relative tilførsel af fosfor og kvælstof til Engelsholm Sø i 1996. Baseret på Søndergaard *et al.* (1998).

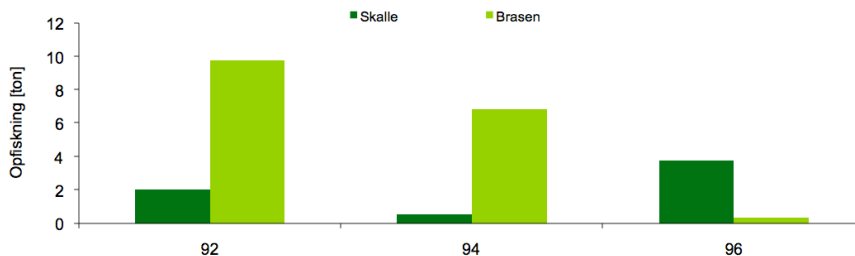
## 2.3 Forbedring af søens økologiske tilstand

I forbindelse med iværksættelsen af NOVANA-programmet (Det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen) i 1989 blev Engelsholm Sø målsat til at have en sommer-sigtdybde på mindst 1,5 meter samt en sommermiddelkoncentration af total fosfor på under 0,085 mg P l<sup>-1</sup> svarende til en årlig tilførsel på 370 kg P år<sup>-1</sup> (Søndergaard *et al.*, 2003; Marsbøll, 2005). Beregninger udført i forbindelse med overvågningsprogrammet fra Vandmiljøplan I viste ud fra den daværende belastning, at søen burde have en sommermiddelsigtdybde på omkring 1,3 meter, mens den aktuelle sigtdybde var omkring 0,7 meter (Tabel 2.2) (Søndergaard *et al.*, 1998; Liboriussen *et al.*, 2007b). I forhold til grænseværdierne for lavvandede søer, foreslået af Søndergaard *et al.*, 2005 for klassificeringen "god økologisk tilstand" i henhold til Vandrammedirektivet (tabel 2.2; bilag 1) ses, at den økologiske tilstand i Engelsholm Sø skal forbedres i forhold til overholdelse af de foreslåede grænseværdier for total fosfor.

**Tabel 2.2.** Centrale fysisk/kemiske parametre for Engelsholm Sø i perioden (1996 - 2004) (Liborussen *et al.*, 2007b). Yderligere er grænseværdier for lavvandede søer foreslået af Søndergaard *et al.*, (2005) i forhold til Vandrammedirektivets tilstand "god" angivet. Sommermiddelkoncentration er gennemsnittet af målingerne foretaget fra maj – oktober.

Parameter	Sommermiddel-koncentration	God økologisk tilstand	Enhed
Total fosfor	0,077	< 0,05	[mg P l <sup>-1</sup> ]
Total kvælstof	0,928	< 1,0	[mg N l <sup>-1</sup> ]
PO <sub>4</sub> - P	0,012	-	[mg P l <sup>-1</sup> ]
NO <sub>3</sub> - N	0,161	-	[mg N l <sup>-1</sup> ]
Chlorophyll-a	9,2	-	[mg VV l <sup>-1</sup> ]
Sigtdybde	1,77	> 1,7	[m]
Total-P, sediment 0 – 2 cm	0,67	-	[g P (kg tørstof) <sup>-1</sup> ]

En undersøgelse i 1990 afslørede, at fiskebestanden i Engelsholm Sø var domineret af planktivore fisk og det blev på den baggrund besluttet at opfiske mindst 90 % af de planktivore fisk, for at forbedre den økologiske tilstand i søen (Søndergaard *et al.*, 1998; Liboriussen *et al.*, 2007b). Opfiskningen forløb i perioden 1992 – 1996, hvor i alt 23 ton skalle og brasen blev fjernet fra søen (figur 2.6) (Søndergaard *et al.*, 1998; Liboriussen *et al.*, 2007b). I løbet af 1992 til 1994 blev der således fjernet mere end 200 kg biomasse ha<sup>-1</sup>, hvilket anbefales for, at biomanipulationen skal få den ønskede effekt (Liboriussen *et al.*, 2007a).



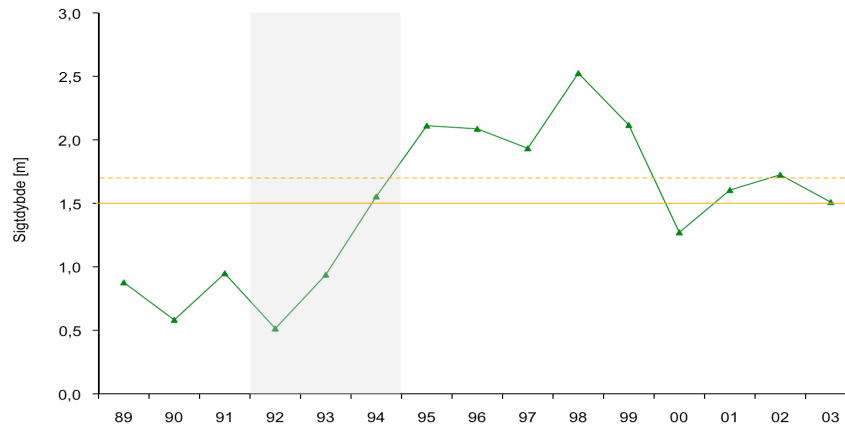
**Figur 2.6.** Opfiskning af skalle og brasen i forbindelse med biomanipulationen i Engelsholm Sø i perioden 1992 – 1996. Baseret på data fra Søndergaard *et al.* (1998).

Yderligere blev store abborer (> 15 cm) forsøgt udsat i søen i 1994. Et stort antal døde imidlertid under transporten, og der blev ikke lavet flere forsøg med udsætning af fisk i Engelsholm Sø. I 2005 blev det besluttet at supplere den tidligere biomanipulation med opfiskning af yderligere 11,5 tons fisk; primært store skaller. Den samlede udgift til opfiskning i 1992, 1994,

1996 samt 2005 er opgjort til ca. 900.000 kr (svarende til cirka 21.000 kr ha<sup>-1</sup>) (Liboriussen *et al.*, 2007b).

## 2.4 Effekten af biomanipulationen

Indgrebet i fiskebestanden havde en umiddelbar effekt på sommermiddelsigtdybden, som blev forøget fra 0,5 meter i 1992 til 2,0 meter i 1996 (figur 2.7), hvilket førte til en overholdelse af amtets målsætning. Der var dog tendens til tilbagefald i søens økologiske tilstand, da sigt- dybden i 1998 blev forringet. Dette skyldtes formodentlig, manglende belastningsreduktion af den eksterne næringsstofflørsel sideløbende med opfiskningen og dermed potentiale for øget produktivitet og turbiditet i vandsøjlen. Sigt dybden skal forbedres før Vandrammedirekti- vets foreslåede krav på minimum 1,7 meter for "god økologisk tilstand" kan overholdes.

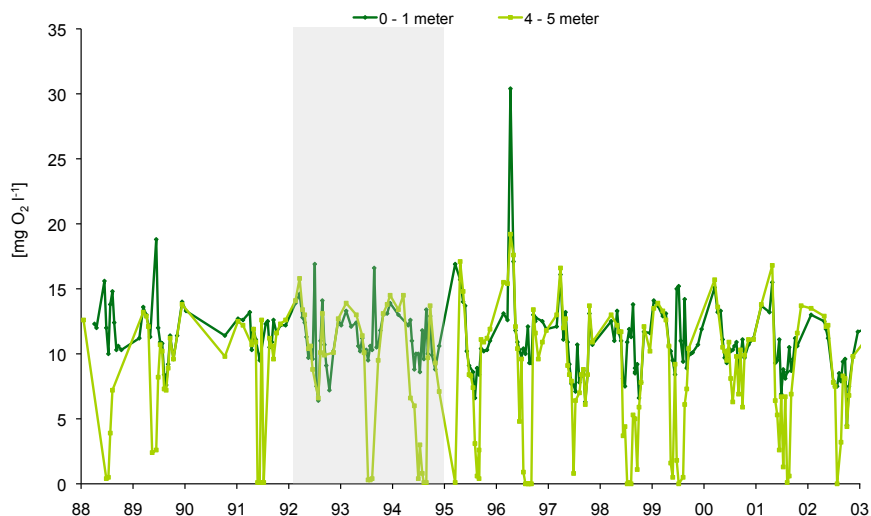


**Figur 2.7.** Udviklingen i sigt dybden i Engelsholm Sø i perioden 1989 – 2003. Baseret på data fra DMU (2008). Den orange linie markerer amtets målsætning for sigt dybden i Engelsholm Sø på 1,5 meter (Søndergaard *et al.*, 2003). Den stiplede orange linie indikerer den foreslåede grænseværdi for "god økologisk tilstand" jævnfør Vandrammedirektivet for lavvandede søer på 1,7 meter (Søndergaard *et al.*, 2005). Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

I relation til effekten af biomanipulationen er det relevant at se nærmere på indholdet af næringsstoffer i vandfasen samt effekterne på livet i søen, herunder vækst og arter af fyto- plankton, zooplankton, fisk og bundplanter.

## 2.4.1 Ilt

Iltkoncentrationen i Engelsholm Sø er interessant særligt i forhold til den interne belastning af fosfor, idet fosfor frigives fra sedimentet under anoxiske forhold (Nürnberg, 1984; Wetzel, 2001). Samtidig er iltkoncentrationen i bundvandet betydende for tilstedeværelsen af bunddyr. Iltkoncentrationen i Engelsholm Sø er næsten årligt kritisk lav i bundvandet (figur 2.8), og forholdene ved bunden bliver i perioder iltfrie. Den periodiske sænkning af iltniveauet indikerer således springlagsdannelse i vandsøjlen idet, lagdeling begrænser udvekslingen af ilt mellem atmosfæren og hypolimnion, hvor iltten forbruges i forbindelse med biologisk omsætning af organisk materiale på bunden.

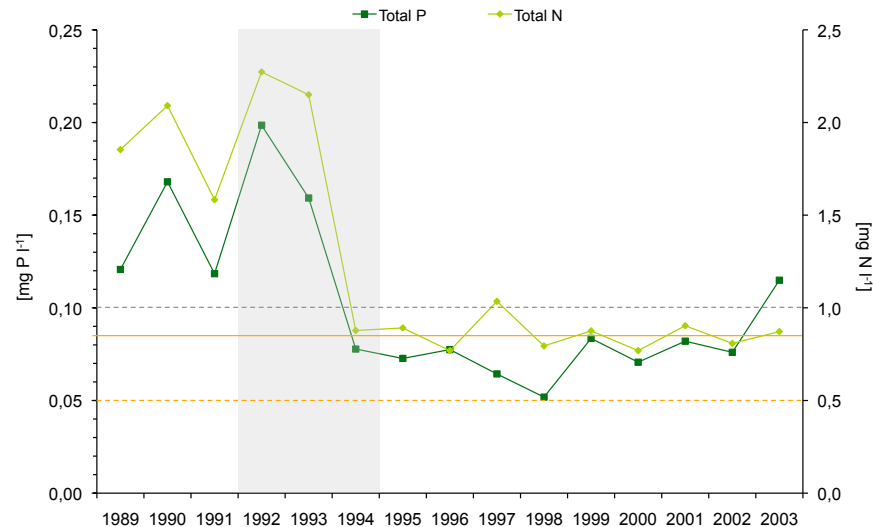


Figur 2.8. Opløst ilt i Engelsholm Sø i henholdsvis overfladen (0 – 1 meters dybde) og ved bunden (4-5 meters dybde). Baseret på data fra DMU (2008). Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

Der ses ingen mærkbar ændring i iltforholdene efter biomanipulationen i 1992 – 1996. Til trods for dette er der imidlertid registreret en reduktion i den interne fosforbelastning efter indgrebet, dog med svagt stigende tendens de sidste par år (figur 2.4). Det formodes, at faldet i den interne fosforbelastning primært skyldes reduktionen i antallet af brasen, som derfor ikke længere resuspenderer fosfor fra sedimentet til vandfasen under fødesøgning (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Marsbøll, 2005; Liboriussen *et al.*, 2007a).

## 2.4.2 Total fosfor og total kvælstof

Engelsholm Sø er målsat i forhold til sommermiddelkoncentrationen (maj – oktober) af total fosfor i vandfasen i henhold til NOVANA (Lauridsen *et al.*, 2005). I relation til implementering af Vandrammedirektivet vil søen endvidere skulle opfylde krav til koncentrationen af total kvælstof. Sommermiddelkoncentrationen af både total fosfor og total kvælstof er således præsenteret i figur 2.9.

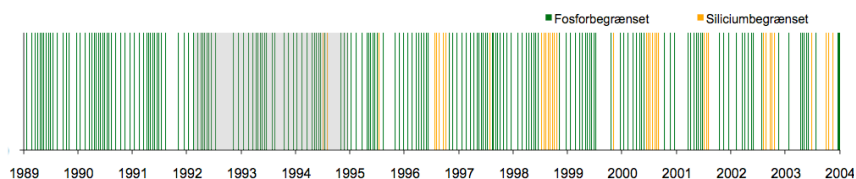


**Figur 2.9.** Udviklingen i sommermiddelkoncentrationen (maj – oktober) af total fosfor og total kvælstof i Engelsholm Sø fra 1989 til 2003. Total fosfor aflæses på venstre akse, mens total kvælstof skal aflæses på højre akse. Den orange linie indikerer amtets målsætning for total fosfor på 0,085 mg P l<sup>-1</sup> (Søndergaard *et al.*, 2003). Den stiplede orange linie indikerer den foreslåede grænseværdi for total fosfor i forhold til klassifikationen "god økologisk tilstand" i Vandrammedirektivet på 0,05 mg P l<sup>-1</sup> (Søndergaard *et al.*, 2005). Den stiplede grå linie indikerer den foreslåede grænseværdi for total kvælstof i forhold til klassifikationen "god økologisk tilstand" i Vandrammedirektivet på 1,0 mg N l<sup>-1</sup> (Søndergaard *et al.*, 2005). Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode. Plottet er baseret på data fra DMU (2008).

For både total fosfor og total kvælstof gælder det, at sommermiddelkoncentrationen faldt markant fra 1992 til 1994 som resultat af biomanipulationen, hvilket sandsynligvis skyldtes reduktionen i fytoplankton forårsaget af den øgede græsning fra zooplankton. Niveaue af både total fosfor og total kvælstof forblev herefter på et stabilt niveau. Sommermiddelkoncentrationen af total fosfor reduceredes til under målsætningen efter indgrebet i fiskebestanden i 1992 – 94, men steg igen i takt med genvækst af bestanden af plaktivore fisk (figur 2.13) (Li-

boriussen *et al.*, 2007b). Sommermiddelkoncentrationen af total fosfor ligger stadig væsentlig højere end den foreslåede grænseværdi for total fosfor i relation til Vandrammedirektivets klassificering "god økologisk tilstand". Sommermiddelkoncentrationen af total kvælstof har siden 1994 ligget på et stabilt niveau lavere end den foreslåede grænseværdi for total kvælstof i relation til Vandrammedirektivets klassificering "god økologisk tilstand".

I forhold til forståelse og forbedring af den økologiske tilstand i Engelsholm Sø er det centralt at være bevidst om, hvilke næringsstoffer, der er begrænsende for søens fytoplanktonvækst. I relation til dette er de mol-baserede forhold mellem henholdsvis total kvælstof og total fosfor samt silicium og total fosfor beregnet (figur 2.10) (Guilford *et al.*, 2000; Wetzel, 2001; Søndergaard, 2007). Beregninger fremgår af bilag 5 på cd-rom.



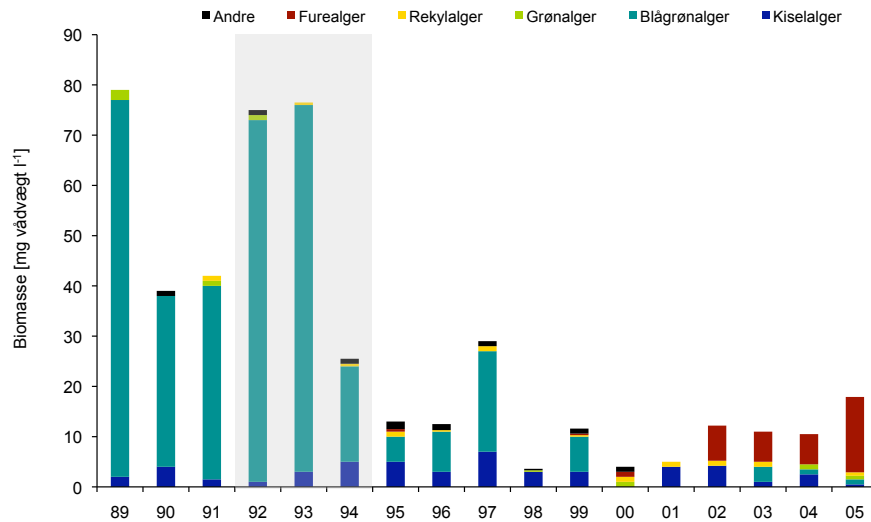
**Figur 2.10.** Næringsstofbegrænsning i Engelsholm Sø baseret på mol-ratioer mellem henholdsvis total kvælstof og total fosfor samt silicium og total fosfor. Ved fosforbegrænsning er ratioen mellem kvælstof og fosfor større end 23, mens siliciumbegrænsning indtræffer når ratioen mellem silicium og fosfor er større end 100 (Wetzel, 2001). Datagrundlaget for udregningerne er baseret på næringsstofmålinger stillet til rådighed af DMU. Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

Engelsholm Sø var i perioden 1989 til 1994 stærkt fosforbegrænset (figur 2.10), mens søen i de senere år har alterneret mellem både fosfor- og siliciumbegrænsning. Siliciumbegrænsningen gælder udelukkende kiselalger, og vækst af andre uafhængige arter som blågrønalg kan således godt finde sted trods lave koncentrationer af silicium.

### 2.4.3 Fytoplankton

Fytoplanktonvæksten var tidligere den primære årsag til, at Engelsholm Sø var karakteriseret som en uklar sø. Den totale mængde af fytoplankton faldt imidlertid markant efter indgrebet i bestanden af planktivore fisk, særligt fra 1993 til 1994 (figur 2.11). Siden 1998 har indholdet af fytoplankton i Engelsholm Sø ligget på et stabilt niveau, der er 3 – 7 gange lavere end niveauet før biomanipulationsindgrebet.



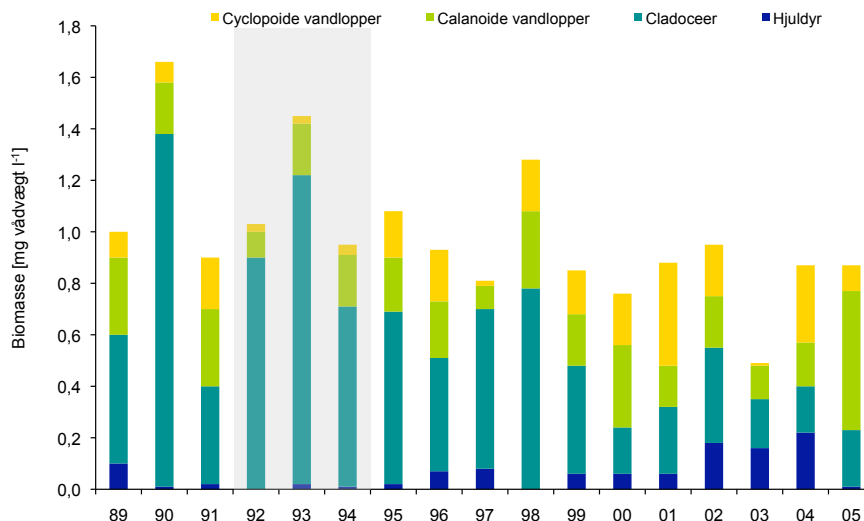


Figur 2.11. Udviklingen i fytoplanktonbiomasse samt artssammensætning i perioden 1989 – 2005. Baseret på data fra Liboriussen *et al.* (2007b). Det grå område indikerer den effektive opfisknings-periode.

Det er primært biomassen af blågrønalgler, som var dominerende inden indgrebet, der blev signifikant reduceret (figur 2.11). Endvidere er artssammensætningen i de senere år blevet mere kompleks, hvor furealger nu i højere grad dominerer. I lavvandede søer begynder blågrønalgler typisk at dominere når total fosforkoncentrationen kommer over  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  (Miljøstyrelsen, 1998). Det er tilfældet i Engelsholm Sø indtil 1994, hvor effekterne af indgrebet i fiskebestanden får betydning for total fosforkoncentrationen (figur 2.9). Furealger er en af de større algetyper, som er langsomtvoksende, og derfor kun dominerende i ikke eutrofe søer (Wetzel, 2001; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004), hvilket indikerer et skift i den trofiske tilstand for Engelsholm Sø som konsekvens af biomanipulationsindgrebet.

## 2.4.4 Zooplankton

Biomassen af zooplankton viste et signifikant fald omkring år 2000 (figur 2.12), hvor artssammensætningen samtidig kom til at minde mere om det, der ses i oligotrofe søer. Dette har gradvist ændret sig tilbage til en artssammensætning, hvor hjuldyr dominerer mere og mere på grund af fiskeyngelens prædation på dafnier. Blandt andet denne indikation på tilbageskift medførte den ekstra opfiskning i 2005 (Liboriussen *et al.*, 2007b).



Figur 2.12. Udviklingen i zooplanktonbiomasse samt artssammensætning i perioden 1989 – 2005. Baseret på data fra Liboriussen *et al.* (2007b). Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

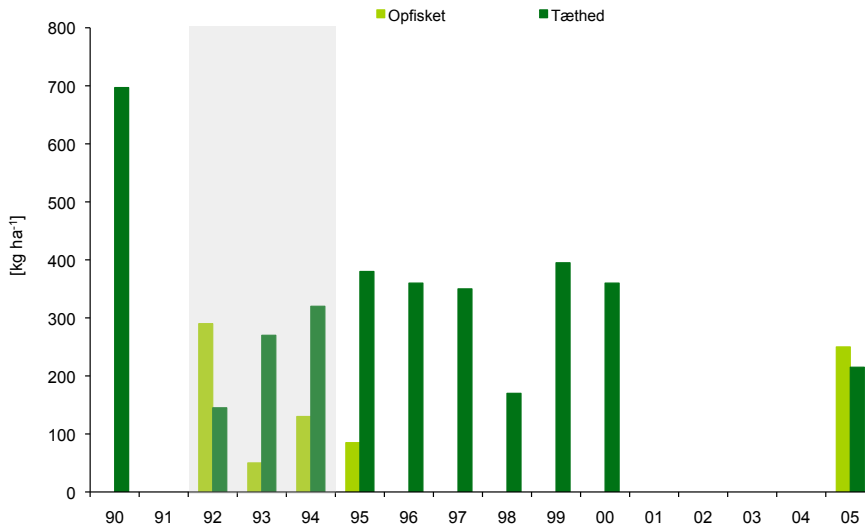
I et studie af lavvandede søers økologi af Jeppesen (1998) påpeges, at forholdet mellem biomassen af zooplankton og fytoplankton i en mesotrofile sø er omkring 0,5 – 0,8. Dette forhold falder til omkring 0,2, når fosforkoncentrationen er højere end 0,1 – 0,2 mg P l<sup>-1</sup> (Jeppesen, 1998). For Engelsholm Sø er forholdet mellem den gennemsnitlige biomasse af zooplankton og fytoplankton i årene 1989 – 93 på 0,2, hvilket stemmer overens med, at fosforkoncentrationen i denne periode er højere end 0,1 mg P l<sup>-1</sup> (figur 2.9). Forholdet stiger til 0,7 i årene 1994 – 2005, hvor koncentrationen af fosfor falder til under 0,1 mg P l<sup>-1</sup>. Beregningerne fremgår af bilag 6 på cd-rom.

### 2.4.5 Bundvegetation

Registreringer fra 1923 viste, at der på dette tidspunkt var seks forskellige arter af undervandsplanter i Engelsholm Sø. Antallet af arter faldt efterfølgende til to i 1952. I 1980'erne, da de kontinuerlige undersøgelser i søen indledtes, var undervandsplanter ikke længere tilstede i Engelsholm Sø (Søndergaard *et al.*, 1998; Liboriussen *et al.*, 2007b). Sommermiddelgenemsnittet for sigtdybden i Engelsholm Sø i perioden 1994 – 2003 var større end 1,5 meter med potentiale for udbredelse af bundvegetation i store dele af søen. Jævnfør Lauridsen *et al.* (2003), som udførte forsøg med udplantning af vandaks, *Potamogeton* ssp. i Engelsholm Sø i 1995, er der gode muligheder for vækst af bundplanter i Engelsholm Sø. Der er imidlertid ikke sket en spontan genvækst af bundvegetationen som konsekvens af biomanipulationen, hvilket formodentlig skyldes højt græsningstryk fra fugle (Lauridsen *et al.*, 2003b). Bundvegetationen må således antages at spille en relativ begrænset rolle for økosystemet i Engelsholm Sø.

### 2.4.6 Fisk

I forbindelse med en undersøgelse af fiskebestanden i 1990 blev det fastslået, at de større fisk var fuldstændigt domineret af skalle og brasen, og småfiskebestanden stort set kun bestod af skaller (Søndergaard *et al.*, 1998). Fiskebestanden blev som nævnt reguleret i 1992, hvilket medførte et fald i fisketætheden fra omkring 700 kg ha<sup>-1</sup> til 150 kg ha<sup>-1</sup> (figur 2.13). Fisketætheden var lavest i 1992, hvorefter den steg, hvilket førte til indgrebet i fiskebestanden i 2005.



Figur 2.13. Udviklingen i fiskebestanden i perioden 1989 – 2005. Baseret på data fra Liboriussen *et al.*, (2007b). For år med opfiskning, er den angivne tæthed registreret efter opfiskningen. Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

Effekten af biomanipulationsindgrebet i begyndelsen af 1990'erne var blandt andet forøgelse af aborrebestanden i søen, som i 1996 udgjorde 29 % af den totale fiskebiomasse. Bestanden af planktivore fisk var dog i denne periode domineret af store skaller. Sidst i 1990'erne blev det registreret, at aborrebestanden var reduceret samtidig med, at skallebestanden var forøget (Liboriussen *et al.*, 2007b), hvilket indikerede, at søen endnu ikke havde opnået den ønskede økologiske tilstand i balance.

### 2.4.7 Bundfauna

Tætheden og diversiteten af bundfaunaen i Engelsholm Sø er steget markant efter opfiskningen af brasen og skaller, hvilket yderligere har haft en positiv effekt på antallet af større bunddyr, grundet fald i prædationen. En undersøgelse af bundfaunaen i 2004 viste, at livet på bunden var domineret af småkrebs, samt dafnier, orme og dansemyg. Antallet samt arter af større bunddyr (> 500 µm) afspejler de til tider iltfrie forhold ved bunden, dog findes der også mere følsomme arter (Marsbøll, 2005; Liboriussen *et al.*, 2007b). Visse bunddyr kan have stor

indflydelse på prædationstrykket på zooplankton, hvis deres biomasse er tilpas stor. Efter et indgreb i fiskebestanden falder prædationen på bunddyrene potentielt, hvilket kan føre til forøgelse af biomassen af disse, og hermed forøgelse af prædationen på zooplankton. I nogle tilfælde bliver prædationen fra bunddyr i samme størrelsesorden, som den tidligere prædation fra fisk (Sand – Jensen, 2004). Dette betyder, at græsningstrykket på fytoplankton ikke højes selvom fiskene fjernes. Hvorvidt dette er tilfældet for Engelsholm Sø kan imidlertid ikke vurderes ud fra det tilgængelige data.



# 3

## Implementering af DYRESM-CAEDYM for Engelseholm Sø

Numeriske modeller er et godt værktøj som supplement til forståelsen af de komplekse dynamiske interaktioner, der finder sted i søer mellem fysiske, kemiske såvel som biologiske processer (Orlob, 1983). Nærværende projekt tager udgangspunkt i den endimensionale model DYRESM-CAEDYM, som gennem tiden er blevet opsat for mere end 100 søer og reservoirer verden over (Hamilton & Schladow, 1996; Hornung, 2002; Bruce *et al.*, 2006; Trolle *et al.*, 2006; Spillman *et al.*, 2007; Burger *et al.*, 2007; Forsmann & Nielsen, 2008). Modellen har typisk været anvendt til at simulere næringssaldynamikken samt lavere trofiske niveauer som fytoplankton og zooplankton (Hipsey *et al.*, 2006), mens fiskemodulet i DYRESM-CAEDYM jævnfør Vardit Markler-Pick ph.d.-studerende ved Centre for Water Research ved University of Western Australia ikke tidligere er blevet anvendt. Nærværende projekt har til formål at undersøge mulighederne og brugen af modellens fiskemodul med henblik på evaluering af modellens evne til at håndtere kaskadeinteraktionerne mellem de trofiske niveauer i forhold til simulering af det biologiske restaureringsindgreb foretaget i Engelseholm Sø i årene 1992 – 1994.

### 3.1 DYRESM-CAEDYM

DYRESM-CAEDYM er en koblet endimensional model, der kombinerer den hydrodynamiske model, DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) med vandkvalitetsmodulet, CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model). DYRESM anvendes til at beregne den vertikale distribution af temperatur, salinitet og densitet, mens CAEDYM anvendes til beskrivelse af interaktionerne mellem næringsstoffer, kulstof, opløst ilt og uorganiske partikler samt fytoplankton, zooplankton og fisk. Detaljeret beskrivelse af DYRESM-CAEDYM findes i Imerito (2007) og Hipsey *et al.* (2006). Yderligere beskrives anvendelsen af DYRESM-CAEDYM i Bruce *et al.* (2006) og Spillman *et al.* (2007).

DYRESM-CAEDYM er endimensional og simplificerer således kompleksiteten af det naturlige system under antagelse af at variationerne vertikalt har større betydning end variationerne horisontalt. Denne antagelse mindsker simuleringstiden betydeligt i forhold til eksempelvis tredimensionelle modeller og gør DYRESM-CAEDYM anvendelig til langtidssimuleringer (Orlob, 1983; Imerito, 2007). Hvorvidt Engelsholm Sø opfylder antagelsen om endimensionalitet forudsat i DYRESM-CAEDYM er undersøgt gennem beregning af Lake Number samt effekten fra Jordens rotation (Imerito, 2007) (bilag 7 på cd-rom). Ifølge disse beregninger opfylder Engelsholm Sø disse antagelser, og implementering af den endimensionale model for søen er således mulig.

## 3.2 Konceptuel model

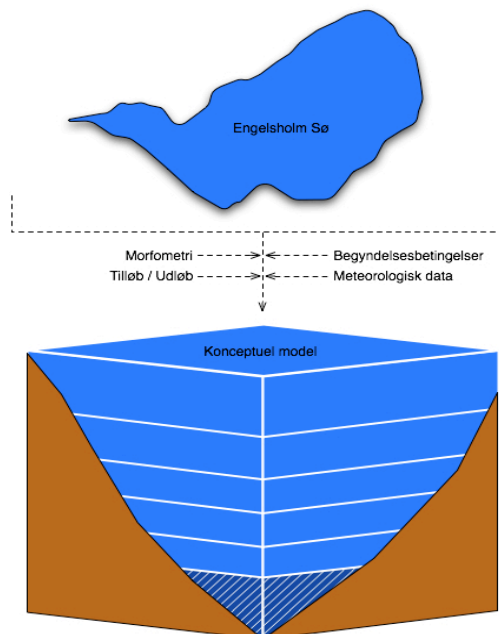
Søens økosystem er defineret ud fra mange interagerende komponenter, hvor hver enkelt komponent i princippet er lige vigtigt (Jørgensen, 1999; Wetzel, 2001). DYRESM-CAEDYM kan potentielt inkludere og simulere adskillige fysiske, kemiske og biologiske processer og parametre i en sø (Hipsey *et al.*, 2006), hvor det kun er brugerens tidsramme samt tilgængeligheden af data, der sætter begrænsningen. Der er imidlertid kun information og tilgængeligt data for et begrænset antal af de økologiske komponenter i Engelsholm Sø (præsenteret i kapitel 2). For at sikre en fornuftig og håndterlig grad af kompleksitet i modellen samt muligheden for at kalibrere i forhold til målt data, inkluderer den konceptuelle model for Engelsholm Sø derfor kun de komponenter, hvor målt data er tilgængeligt (perioden 1989 – 2000).

### 3.2.1 DYRESM

Som nævnt anvendes DYRESM til at bestemme distributionen af temperatur og densitet, hvilket sker ud fra beregninger af varme-, masse-, og impulsudveksling med vandoverfladen. Modellen foretager således en vertikal lagdeling af vandsøjlen, hvor hvert lag antages at være homogent. De enkelte lags tykkelser kan variere afhængig af den tilførsel og fraførsel, der finder sted som konsekvens af søens tilløb og udløb samt regn og fordampning fra overfladen. Eksempelvis vil tilførsel af vand føre til opsplitning af et lag såfremt dets højde efter tilførslen er større end den brugerdefinerede maksimumhøjde (Imerito, 2007). Lagtykkelsen i DYRESM-opsætningen for Engelsholm Sø kan variere mellem 30 og 70 cm.



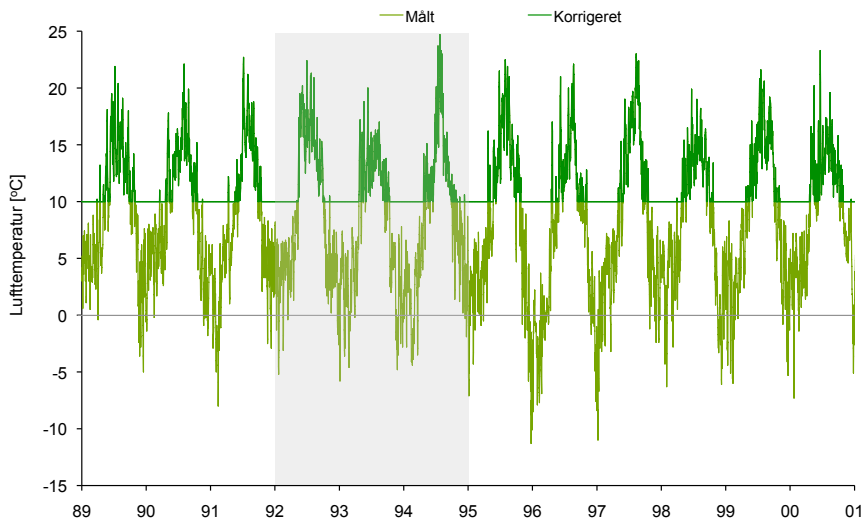
Opsætningen af den konceptuelle model for Engelsholm Sø i DYRESM til beregning af temperatur- og densitetsprofiler kræver inputdata vedrørende søens morfologi (.stg file), vandtilførsel (.inf file), og -fraførsel (.wdr file), meteorologisk data (.met file), omfattende daglige gennemsnitsværdier for kortbølget og langbølget indstråling, lufttemperatur, vanddamtryk, vindhastighed og nedbør, samt begyndelsesbetingelser (.pro file) for temperatur og salinitet (figur 3.1).



**Figur 3.1.** Oversigt over den konceptuelle modelopsætning for Engelsholm Sø i DYRESM.

Det meteorologiske data anvendt som input til DYRESM er hentet fra DMI's 10 km grid nr. 10199 (bilag 3). Volumener af til- og fraført vand samt beregning af grundvands indstrømning er stillet til rådighed af DMU.

DYRESM er endnu ikke udviklet til at regne med isdækkede søer, og det har derfor været nødvendigt at korrigere lufttemperaturen i den meteorologiske inputfil, således vandtemperaturen ikke bliver negativ i modellens beregninger. Temperaturkorrektionen er bestemt gennem en række simuleringer og er fastsat til ikke at tillade lufttemperaturer lavere end 10 °C (figur 3.2). DYRESM-CAEDYM har tidligere været opsat for den danske Ravn Sø (Trolle *et al.*, 2006), hvor temperaturkorrektionen blev fastsat til ikke at tillade temperaturer lavere end 5 °C. Differencen mellem den nødvendige temperaturkorrektion for de to søer er sandsynligvis forårsaget af faktorer som forskelle i søernes volumener og dybde samt modellagtykkelser, der dikterer forskelle i søernes energiudveksling (Engelsholm Sø: middeldybde 2,6; volumen  $1,14 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ; Ravn Sø: middeldybde 15 m; volumen  $27,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ )



**Figur 3.2.** Målt lufttemperatur samt den korrigerede lufttemperatur anvendt i DYRESM-CAEDYM for Engelsholm Sø i perioden 1989 – 2001. Baseret på data fra DMI's 10 km grid, grid nummer 10199. Det grå område indikerer den effektive opfiskningsperiode.

Vintrene 1995/1996 og 1996/1997 var ekstremt kolde (figur 3.2) og Engelsholm Sø var i disse år under isdække i en længere periode. Modellens manglende evne til at simulere isdække vil således potentielt resultere i en konceptuel fejl for disse år, fordi konsekvensen af isdække

for de fysiske, kemiske og biologiske parametre i søen ikke udtrykkes korrekt. Disse år er imidlertid af stor interesse i forhold til projektets formål på grund af tidspunktet for biomanipulationsindgrebet. Med forbehold for overstående er disse år således medtaget.

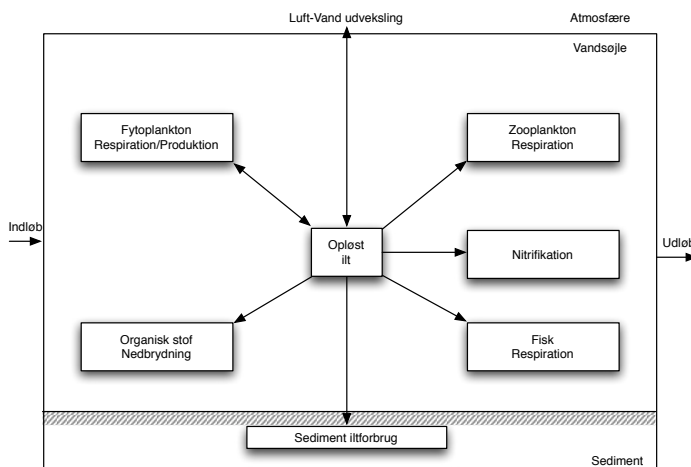
### 3.2.2 CAEDYM

CAEDYM er en detaljeret vandkvalitetsmodel udviklet som koblingsmodul til hydrodynamiske modeller som DYRESM. CAEDYM beskriver samspillet mellem et økosystems kemiske og biologiske komponenter og er af modeltypen N-P-Z (Næringsstoffer, Phytoplankton, Zooplankton). Yderligere inkluderer modellen blandt andet et fiskemodul samt muligheden for at differentiere mellem forskellige arter og grupper inden for både fytoplankton, zooplankton og fisk (Hipsey *et al.*, 2006).

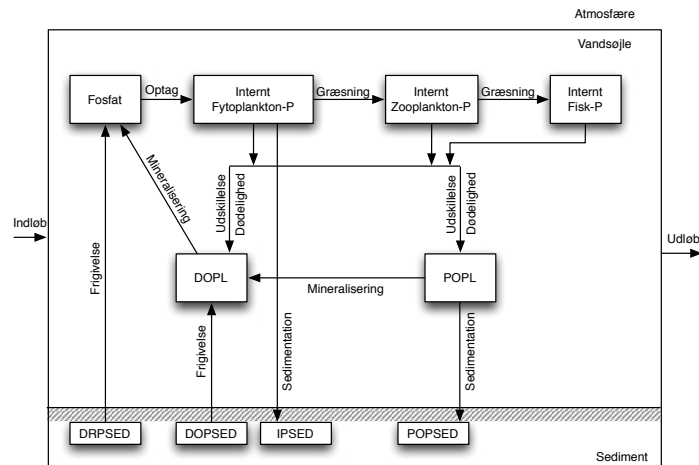
Den konceptuelle model for CAEDYM ønskes opsat således, at kaskadeeffekterne efter det biologiske restaureringsindgreb i Engelsholm Sø simuleringsmæssigt kan monitoreres og evalueres. På baggrund af det tilgængelige data for Engelsholm Sø (præsenteret i kapitel 2), betyder det, at modellens konceptuelle beskrivelse af søen inkluderer opløst ilt, kvælstof, fosfor og silicium såvel som de biologiske komponenter fytoplankton, zooplankton og fisk. CAEDYM opsættes i den forbindelse til at medtage to ud af de syv mulige specificerede fytoplanktongrupper, hvor det på baggrund af fytoplanktonmonitoring i søen (figur 2.11) er valgt at lade kiselalger og blågrønalger repræsentere fytoplankton-samfundet. Kiselalger og blågrønalger udgør i gennemsnit over 80 % af den samlede algebiomasse i årene 1989 - 2000. I samme periode dominerer Cladoceer og Calanoide copepoder zooplanktonsamfundet i søen (figur 2.12) og udgør i gennemsnit omtrent 80 % af den samlede zooplanktonbiomasse i årene 1989 - 2001. Det er derfor valgt at lade disse to grupper udtrykke zooplanktonsamfundet i Engelsholm Sø og således benytte to af de fem mulige zooplanktongrupper i modellen. Inkludering af fiskesamfundet i modellen er essentiel i forhold til projektets fokus. Datagrundlaget for fiskebiomassen i søen henover årene er imidlertid sparsomt, hvilket komplicerer muligheden for at kalibrere på tilfredsstillende vis. Det er derfor valgt at lade CAEDYM simulere en overordnet gruppe af fisk, som repræsenterer samtlige fisk (omfattende skalle, brasen, aborre, hork og gedde), og dermed inkludere én ud af de tre mulige fiskegrupper i model-

len. Datagrundlagt for den piskivore fiskedensitet er vurderet til at være for sparsomt til at inkludere disse eksplicit i modellen. I stedet udtrykkes prædation fra piskivore fisk via intern "kanibalisme" i fiskegruppen. De tre forskellige grupper af fisk, som modellen har mulighed for at simulere, har alle samme funktionalitet, hvilket gør det muligt at simulere eksempelvis forskellige størrelses- og aldersgrupper af fisk. Det tilgængelige data omfatter dog ikke en opsplitning af aborrebiomassen i størrelsesklasser, hvorfor det ikke er muligt at opdele biomassen af eksempelvis aborrrer i piskivore (> 10 - 15 cm) og planktivore (< 10 - 15 cm). Fiskegruppen, som inkluderes i modellen, tildeles udelukkende prædation på zooplankton.

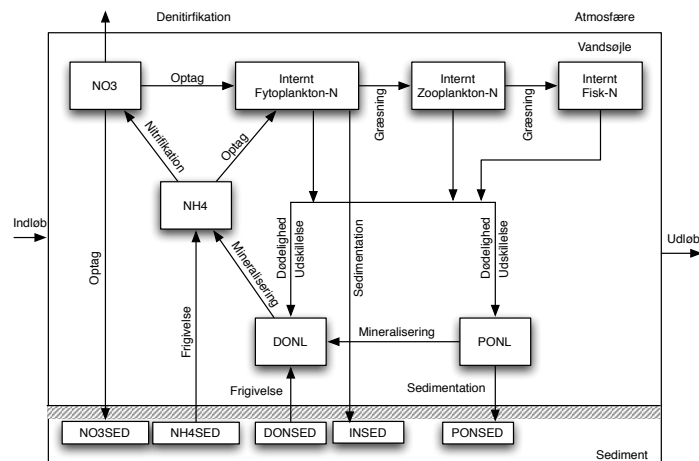
På grund af manglende datagrundlag for makroinvertebrater, bliver disse ikke inkluderet i opsætningen af CAEDYM for Engelsholm Sø. Yderligere inkluderes makrofytter ikke i modellen, da tilstedeværelsen af disse ikke kan bekræftes ud fra data. Endvidere kalibreres kulstofkredsløbet ikke, men medtages blot implicit i modellen. De konceptuelle modeller for de udvalgte parametre (opløst ilt, kvælstof, fosfor, silicium, pytoplankton, zooplankton og fisk) er præsenteret i figur 3.3 – figur 3.9. Begyndelsesbetingelserne (.int filen) for simuleringerne i CAEDYM tager udgangspunkt i målinger fra Engelsholm Sø.



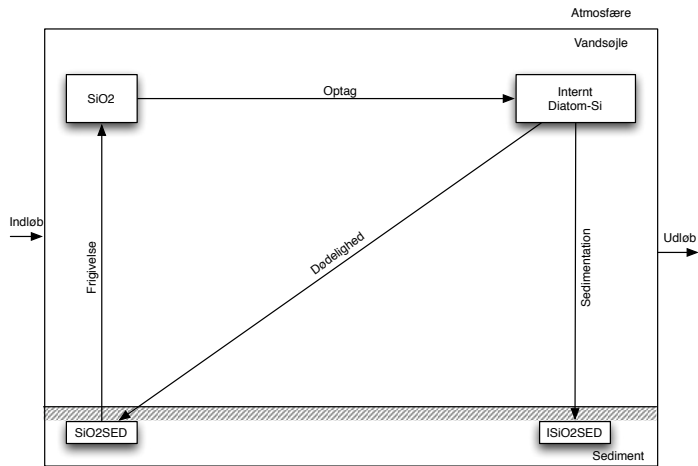
Figur 3.3. Konceptuel model for opløst ilt i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).



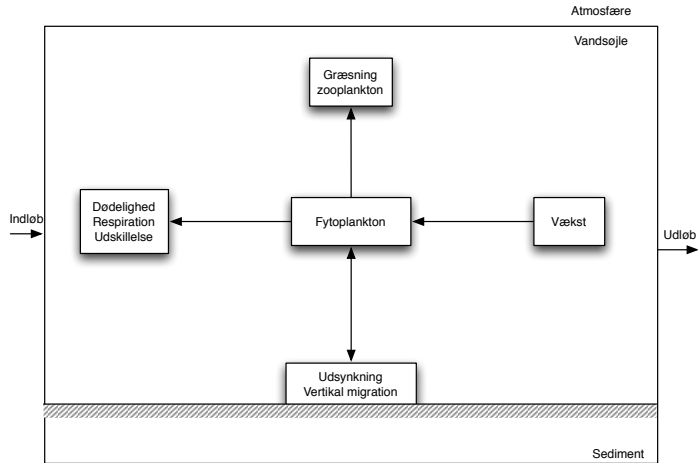
Figur 3.4. Konceptuel model for fosfor i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).



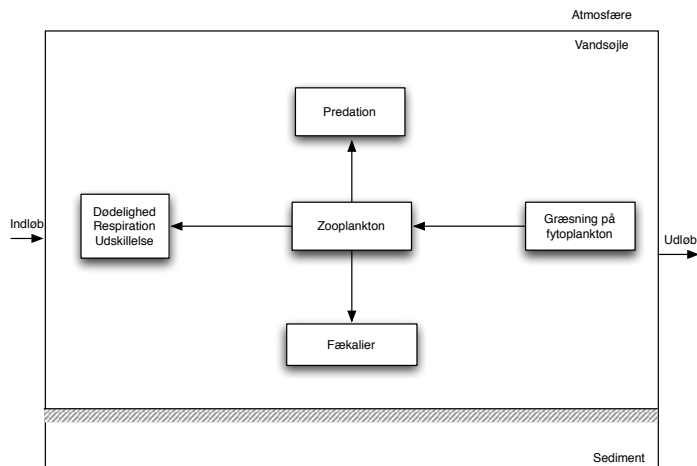
Figur 3.5. Konceptuel model kvælstof i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).



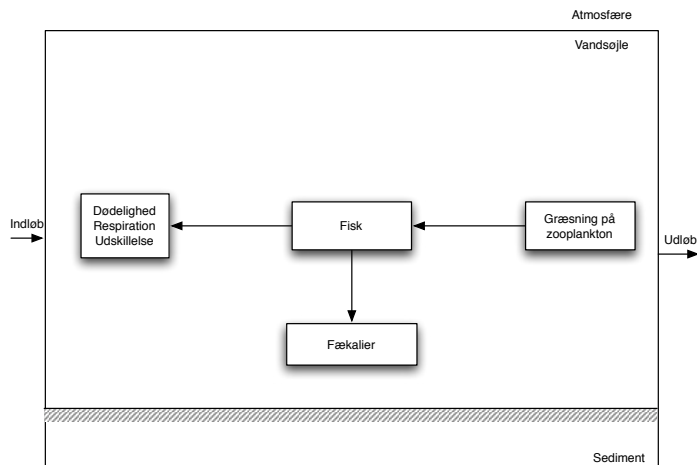
Figur 3.6. Konceptuel model for silicium i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).



Figur 3.7. Konceptuel model for fytoplankton i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).



Figur 3.8. Konceptuel model for zooplankton i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).



Figur 3.9. Konceptuel model for fisk i det økologiske modelmodul CAEDYM. Baseret på Hipsey *et al.* (2006).





# 4

## Kalibrering og test

DYRESM-CAEDYM indeholder endnu ikke en autokalibreringsfunktion, og det har således været nødvendigt at udføre en manuel kalibreringsprocedure baseret på trial and error i forbindelse med modelopsætningen for Engelsholm Sø. Kalibreringsproceduren bygger på bottom-up princippet (Trolle *et al.*, 2006) startende med vandbalancen, temperatur- og ilt-dynamikken efterfulgt af næringsstof-, fytoplankton- zooplankton- og fiskedynamikken.

Ifølge Hamilton & Schladow (1997) og Imerito (2007) er den hydrodynamiske DYRESM fri for kalibrering. Dette er dog ikke altid tilfældet, når modellen anvendes i praksis, og det har således været nødvendigt at kalibrere DYRESM for at opnå tilfredsstillende overensstemmelse mellem den målte og simulerede temperaturfordeling i Engelsholm Sø. Kalibrering af den økologiske vandkvalitetsmodel CAEDYM har dog krævet flest ressourcer. Kalibrering er i den sammenhæng udført via justeringer af adskillige økologiske parametre og har bygget på visuel evaluering af plot indeholdende simuleret og målt data samt en minimering af root-mean-square-error (RMSE) og maximering af Pearson korrelation mellem målt og simuleret data. Valget af værdier til justering af de økologiske parametre har taget udgangspunkt i en række litteraturværdier fremsat af henholdsvis Budyko (1974); Hamilton & Schladow (1997); Schladow & Hamilton (1997); Yeates & Imberger (2003); Romero *et al.* (2004); Bruce *et al.* (2006); Hipsey *et al.* (2006); Imerito (2007); Hamilton (2007) og Trolle (2008). Det er dog vigtigt at pointere, at den konceptuelle model simplificerer den sande kompleksitet af økosystemet i Engelsholm Sø. De specifikke parametre anvendt til kalibrering er derfor implicit påvirket af flere forskellige fysiske, kemiske og biologiske processer, der ikke er inkluderet i modellen. Parametrene med betydning for den fysiske gengivelse af søen (DYRESM) herunder opblanding og varmeflux er kalibreret, så lagdeling og temperatur i søen stemmer fornuftigt overens med målingerne i perioden før biomanipulationen (1989 – 1992). Denne parameter-fil (.par filen) er anvendt uden ændringer for perioden efter biomanipulationen (1995 – 2000). De fysiske parametre for Engelsholm Sø er således antaget at være uændret før og efter biomanipulationsindgrebet. Indgrebets indflydelse på søen ses derfor kun i relation til de kemiske og biologiske processer, og kalibrering af modellen er udelukkende baseret på justeringer af de biologiske parametre (.dat filen).

Proceduren valgt til test af DYRESM-CAEDYM bygger på henholdsvis Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation, hvilket giver potentielt et godt indblik i modellens evne til at håndtere kaskadeeffekterne ved biomanipulation. Ved Forward Cascade Simulation kalibreres på perioden før biomanipulationen (1989 – 1992) og testes på perioden efter (1995 – 2000). For at udtrykke biomanipulationen er begyndelsesbetingelsen for biomassen af fisk i testperioden reduceret med 50 % svarende til differencen mellem den målte fiskebiomasse i 1990 og 1995. Grundet måledataets udformning er modellens gengivelse af temperatur samt kemiske og biologiske parametre i søen for denne periode primært kalibreret mod målinger fra Engelsholm Sø foretaget i 1 meters dybde.

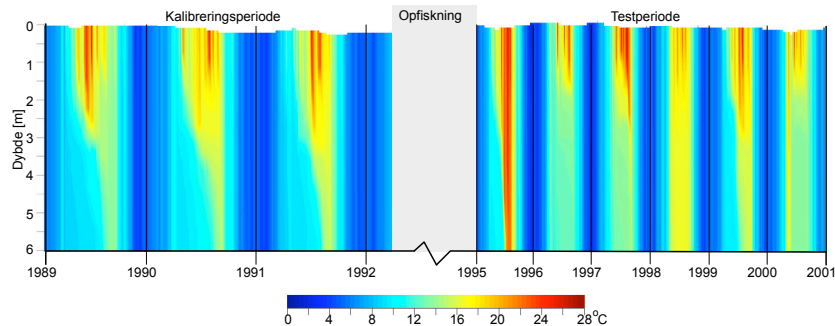
Ved Backward Cascade Simulation kalibreres på perioden efter biomanipulationen (1995 – 2000) og testes på perioden før (1989 – 1992). I dette tilfælde er begyndelsesbetingelsen for biomassen af fisk i testperioden forøget med 100 % i forhold til i kalibreringsperioden, svarende til differencen mellem den målte fiskebiomasse i 1995 og 1990. Grundet måledataets udformning er modellens gengivelse af temperatur samt kemiske og biologiske parametre i søen for denne periode kalibreret mod målinger fra Engelsholm Sø foretaget i 1 og 2 meters dybde, for ilt 1 og 4 meters dybde.

I det følgende præsenteres plot af målt og simuleret data for udvalgte parametre for Forward Cascade Simulation. Plot af målt og simuleret data for udvalgte parametre for Backward Cascade Simulation kan ses i bilag 4. Simuleret data kan ses i bilag 8 på cd-rom. RMSE og Pearson korrelationskoefficienter for før og efter kalibrering for både Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation fremgår af bilag 4.

## 4.1 Temperatur og ilt

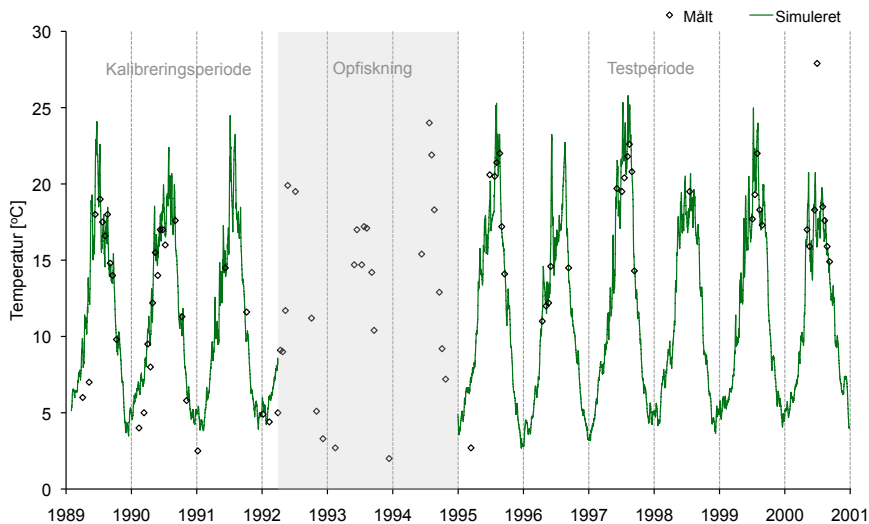
Modellens gengivelse af temperaturfordelingen i søen hen over året for Forward Cascade Simulation er præsenteret via konturplot (figur 4.1). Konturplottet er baseret på interpolation af simuleret data via programmet Modeller 2. I Modeller 2 er det ligeledes muligt at lave konturplot af måledata samt et differenceplot mellem simuleret og målt data, som kan anvendes i evalueringen af kalibreringen. Måledata fra Engelsholm Sø er imidlertid ikke tilstrækkelige

og mangler kontinuitet i forhold til prøvetagningsdybden. Det har derfor ikke været muligt at lave hverken konturplot af måledata for Engelsholm Sø eller differenceplot. Konturplot for Backward Cascade Simulation er præsenteret i figur 1 i bilag 4.



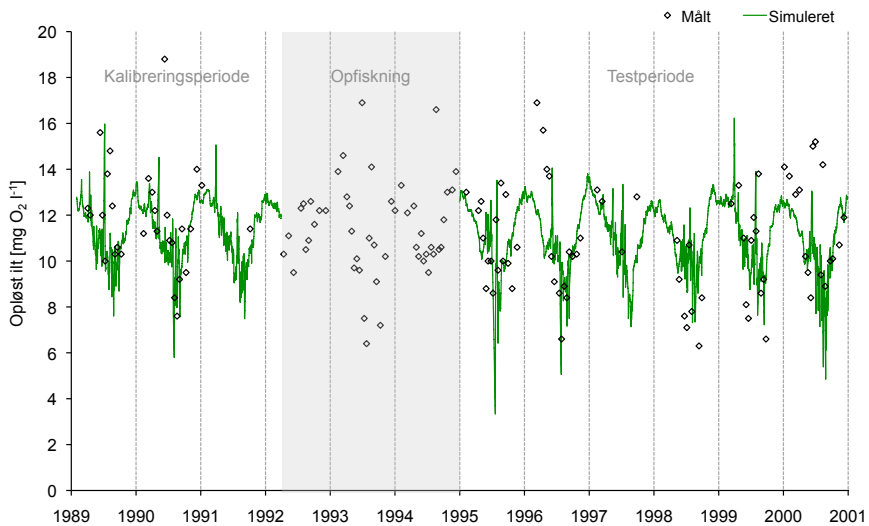
**Figur 4.1.** Konturplot af simuleret vandtemperatur for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) for Forward Cascade Simulation. Plottet er baseret på interpolation af simuleret data og fremstillet via Modeller 2.

Som det tydeligt fremgår af konturplottet for Forward Cascade Simulation (figur 4.1) gengiver modellen lagdeling i Engelsholm Sø både i kalibrerings- og testperioden. Lagdelingen er mest stabil i kalibreringsperioden, hvor temperaturgradienten mellem hypo- og epilimnion er større end i testperioden. Modellens placering af metalimnion samt lagdelingens varighed, dynamik og stabilitet kan dog ikke evalueres yderligere på grund af den manglende kontinuitet i prøvetagningsdybden. Ved Backward Cascade Simulation bliver søen ifølge modellen hverken lagdelt i kalibreringsperioden eller testperioden (bilag 4 figur 1). Dette kan ligeledes ikke be- eller afkræftes på grund af den manglende kontinuitet i målingerne fra Engelsholm Sø i forhold til prøvetagningsdybden. Kalibrering og test af modellens evne til at gengive temperaturen i Engelsholm Sø er derfor evalueret via linieplot, hvilket viser god overensstemmelse mellem simulerede og målte data i kalibrerings- samt testperioden for Forward Cascade Simulation (figur 4.2). Backward Cascade Simulation gengiver ligeledes temperaturen med god overensstemmelse i forhold til måledataet (bilag 4 figur 2).



Figur 4.2. Plot af målt temperatur i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.

Modellen gengiver i Forward Cascade Simulation (figur 4.3) og Backward Cascade Simulation (bilag 4 figur 3) den overordnede sæsonvariation af opløst ilt i Engelsholm Sø tilfredsstillende i forhold til det målte niveau. Begge simuleringer har dog i visse år tendens til for kraftig sænkning af iltniveauet i vandsøjlen over sommeren særligt i 1996 og 2000.

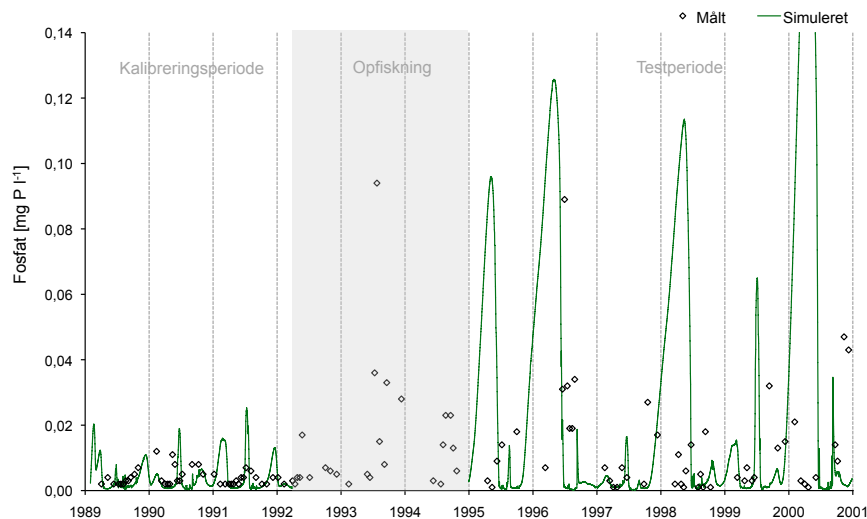


Figur 4.3. Plot af målt opløst ilt i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.

### 4.1.1 Fosfor, kvælstof og silicium

Fosfat er sammen med silicium begrænsende for kiselalgevæksten i Engelsholm Sø (figur 2.10), og modellens beskrivelse af den årlige dynamik af disse stoffer er derfor afgørende i forhold til den generelle gengivelse af økosystemets dynamikker. I forhold til vurderingen af søens økologiske tilstand er det desuden relevant, at modellen på fornuftigvis er i stand til at gengive den årlige dynamik i såvel total fosfor som total kvælstof.

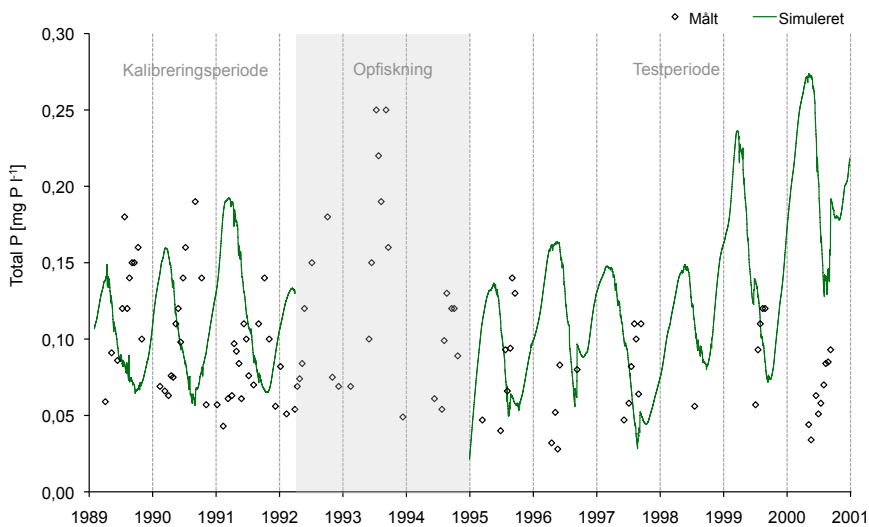
I kalibreringsperioden for Forward Cascade Simulation formår modellen til dels at beskrive sæsonvariationen for fosfat i Engelsholm Sø og overestimerer kun svagt de periodiske peaks i søens fosfatkoncentration (figur 4.4). Modellen formår ligeledes at udtrykke det forøgede fosfatniveau i testperioden, men overestimerer koncentrationen væsentlig vinter og forår, hvilket er problematisk.



**Figur 4.4.** Plot af målt fosfat i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Målinger og simulering i kalibreringsperioden er fra 1 meters dybde, mens målinger og simulering i testperioden er fra 2 meters dybde. Peaket i det simulerede data i 2000 toppe ved 0,22 mg P l<sup>-1</sup>. Målingerne i opfiskningsperioden er fra 1 meters dybde.

Modellens gengivelse af fosfatdynamikken i kalibreringsperioden (1995 – 2000) for Backward Cascade Simulation (bilag 4 figur 4) har, som i tilsvarende periode for Forward Cascade Simulation, overestimering af fosfat vinter og forår. For denne kalibrering ses dog tydeligere tendens til frigivelse af fosfor om sommeren, hvilket måledataet ligeledes indikerer. Modelens evne til at gengive fosfatdynamikken ved Backward Cascade Simulation i testperioden før opfiskningen er ikke tilfredsstillende, da det simulerede data i testperioden generelt er væsentligt overestimeret.

I en sø er total fosfor styret af den eksterne tilførsel samt algernes optag og frigivelse af fosfor hen over året. På baggrund af målingernes årstidsvariation med peak i total fosfor i sensommeren (figur 4.5) anses dynamikken af total fosfor i Engelsholm Sø primært at være styret af algedynamikken, særligt opblomstringen af blågrøn alger om sommeren.

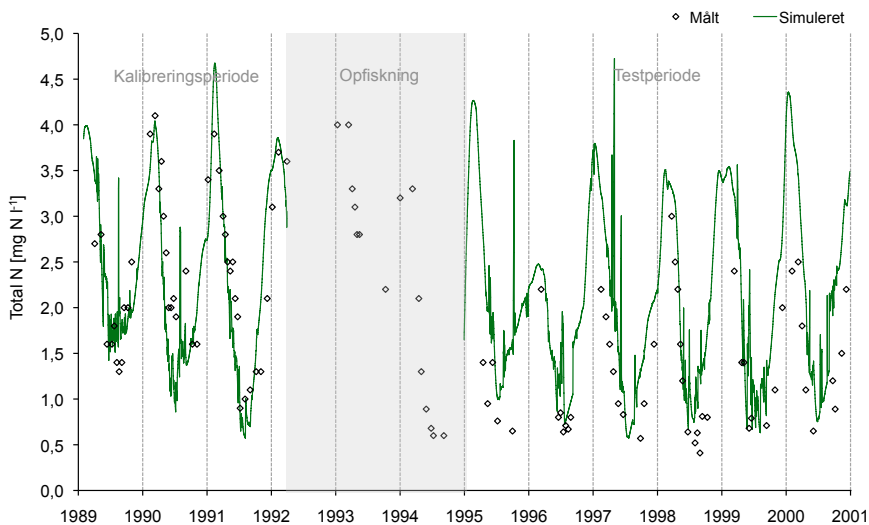


Figur 4.5. Plot af målt total fosfor i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.

I kalibreringsperioden for Forward Cascade Simulation gengiver modellen niveauet af total fosfor på fornuftig vis, mens timingen i den årlige variation afviger fra målingerne i Engelsholm Sø (figur 4.5). Gengivelsen af total fosfor i Forward Cascade Simulation anses i simuleringerne at være styret af den eksterne tilførsel og peakere i det tidlige forår på grund af større afstrømningsvolumener. I begyndelsen af testperioden ses samme tendens som for kalibreringsperioden, hvor niveauet gengives på fornuftig vis, mens timingen i den årlige variation afviger væsentligt fra målingerne. I testperiodens sidste del ses imidlertid en akkumulerende forøgelse af det totale fosforniveau, hvilket ikke er gældende for målingerne.

I modsætning til Forward Cascade Simulation er dynamikken af total fosfor i Backward Cascade Simulation (bilag 4 figur 5) sandsynligvis primært styret af fytoplanktondynamikken, og simuleringerne gengiver niveauet af total fosfor godt, mens dynamikken er mindre godt gengivet. Yderligere gengiver modellen niveauet af total fosfor i testperioden før opfiskningen højere end niveauet i kalibreringsperioden, hvilket stemmer overens med de målte data fra Engelsholm Sø.

Modellens evne til at gengive dynamikken for total kvælstof er yderst tilfredsstillende for både kalibrerings- og testperioden for Forward Cascade Simulation (figur 4.6). Modellen er dog ikke i stand til at gengive det reducerede niveau af total kvælstof i testperioden efter opfiskningen, hvor total kvælstof derfor generelt overestimeres svagt. Total kvælstof er primært styret af nitrat, mens ammonium er til stede i meget lavere koncentrationer (bilag 8 på cd-rom).

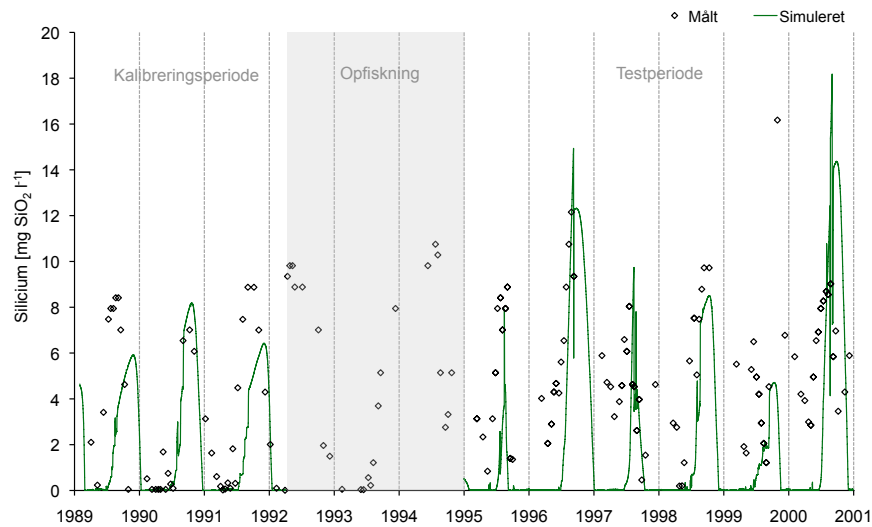


**Figur 4.6.** Plot af målt total kvælstof for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Målinger og simuleret data i kalibreringsperioden er fra 1 meters dybde, mens målinger og simuleret data fra testperioden er fra 2 meters dybde. Målingerne i opfiskningsperioden er ligeledes fra 2 meters dybde.

Dynamikken for total kvælstof i Backward Cascade Simulation (bilag 4 figur 6) er ligeledes yderst tilfredsstillende, særligt for kalibreringsperioden efter opfiskningen. Modellen formår dog ikke at gengive det forhøjede niveau af total kvælstof i testperioden før opfiskningen, og total kvælstof er derfor generelt underestimeret i denne periode.

Gengivelsen af siliciumdynamikken for Forward Cascade Simulation er tilfredsstillende for både kalibrerings- og testperioden, dog bliver peakniveauet til tider underestimeret i kalibreringsperioden (figur 4.7).





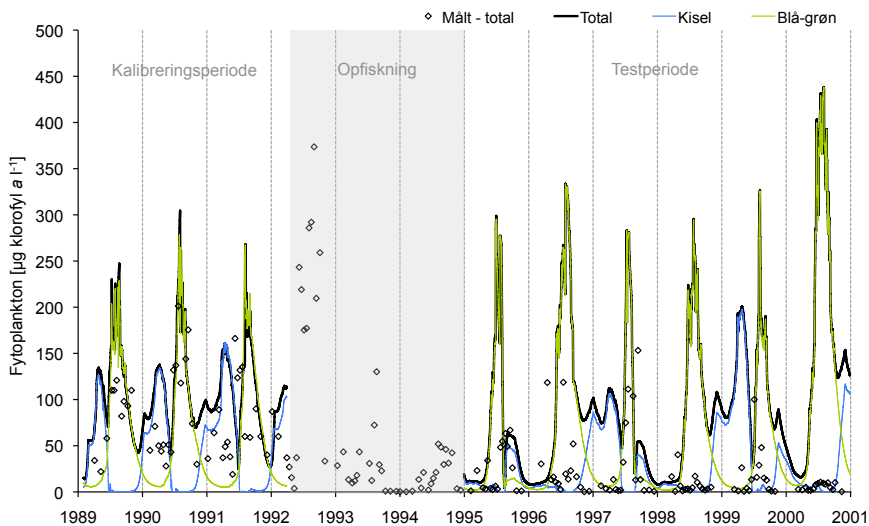
**Figur 4.7.** Plot af målt silicium i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Målinger og simuleret data i kalibreringsperioden er fra 1 meters dybde, mens målinger og simuleret data fra testperioden er fra 2 meters dybde. Målingerne i opfiskningsperioden er fra 1 meters dybde.

For Backward Cascade Simulation formår modellen ligeledes at gengive niveauet for silicium tilfredsstillende i både kalibrerings- og testperioden (bilag 4 figur 7). Den simulerede frigivelse af silicium efter oplomstringen af kiselalger er dog i begge perioder forsinket i forhold til timingen i målingerne. Dette er uden succes forsøgt justeret via halvmætningskonstanten for frigivelsen af silicium fra sedimentet.

### 4.1.2 Fytoplankton

Fytoplanktonbiomassen i Engelsholm Sø domineres af flere forskellige arter - blandt andet kiselalger, blågrønalger, grønalger og rekyalger. I modellen repræsenteres fytoplanktonbiomassen af kiselalger og blågrønalger. Den typiske fytoplanktondynamik i Engelsholm Sø er oplomstring af kiselalger i det tidlige forår efterfulgt af en klarvandsfase delvis grundet zooplanktongræsning. I løbet af sommeren sker oplomstring af blågrønalger. Ofte ses des-

uden en efterårsopblomstring af kiselalger, når næringsstofferne igen er tilgængelige efter blågrønalgerens henfald samt miksning af det næringsrige hypolimnion og epilimnion efter lagdeling. Denne dynamik gengiver modellen i Forward Cascade Simulation på fornuftigvis i kalibreringsperioden med forårspeak af kiselalger og efterfølgende opblomstring af blågrønalger hen over sommeren (figur 4.8). Niveauet samt dynamikken i fytoplankton er derimod mindre tilfredsstillende i testperioden efter biomanipulationen, hvor niveauet er væsentligt overestimeret og dynamikken domineret af blågrønalger i forår og sommer.

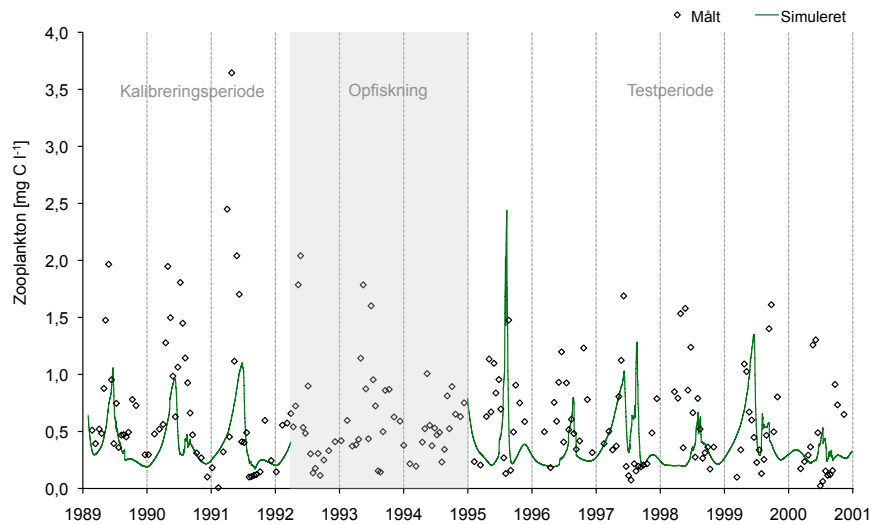


**Figur 4.8.** Plot af målt fytoplankton i Engelshom Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.

Backward Cascade Simulation gengiver ligeledes fytoplanktondynamikken i både kalibrerings- og testperiode tilfredsstillende med forårspeak af kiselalger og efterfølgende opblomstring af blågrønalger hen over sommeren (bilag 4 figur 8). Forøgelsen af fiskebiomassen som startbetingelse til testperioden i Backward Cascade Simulation resulterer imidlertid ikke i tilsvarende forøgelse af fytoplanktonvæksten, som ses af måledataet.

### 4.1.3 Zooplankton

Zooplanktonbiomassen i modellen repræsenteres af to grupper, som implicit udtrykker Cladoceer og Calanoide copepoder. Den typiske sæsondynamik for zooplankton i Engelsholm Sø er præget af et tidligt sommerpeak i Cladoceer umiddelbart efter kiselalgernes opblomstring. Derefter domineres zooplanktonbiomassen af flere forskellige arter - blandt andet Calanoide copepoder. Dette er forsøgt gengivet ved at justere parametrene for Cladoceer til primært at græsse på kiselalger, mens græsning på blågrønalger er minimal. Parametrene for Calanoide copepoder er sat til at græsse mindre på kiselalgerne og samtidigt svagt på blågrønalger. Timingen af zooplanktons vækst er god i kalibreringsperioden for Forward Cascade Simulation, mens timingen i testperioden efter opfiskningen rammes mindre korrekt (figur 4.9). Generelt er niveauet af zooplanktonbiomassen dog for lav i begge perioder. Yderligere viser målingerne tendens til reduceret zooplanktonbiomasse efter opfiskningen, hvilket modellen ikke formår at gengive.

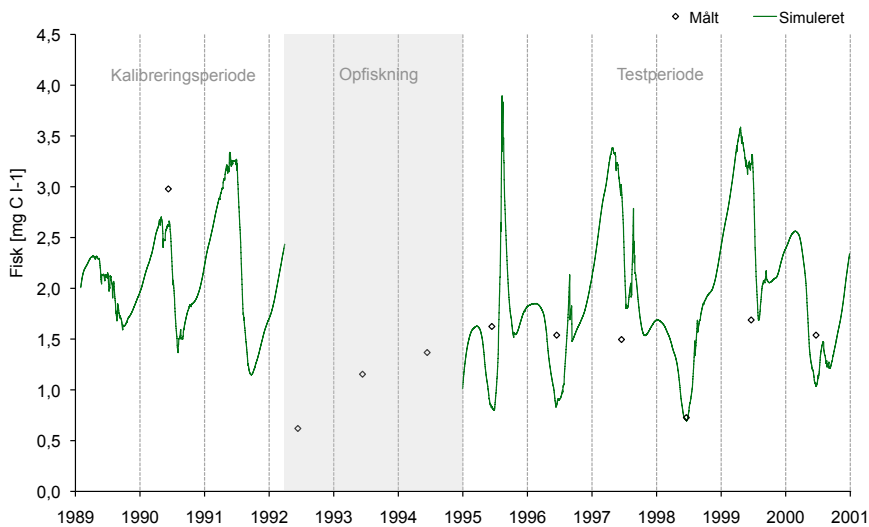


Figur 4.9. Plot af målt zooplankton i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Forward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.

I Backward Cascade Simulation gengiver modellen dynamikken af zooplanktons vækst godt både før og efter opfiskningen (bilag 4 figur 9). Modellens evne til at udtrykke den reversible opfiskning er i dette tilfælde yderst tilfredsstillende, da det simulerede niveau af zooplanktonbiomasse er højere i testperioden før opfiskningen end i kalibreringsperioden efter opfiskningen.

#### 4.1.4 Fisk

Fiskebiomassen i Engelsholm Sø er domineret af skalle og brasen, mens aborre og gedde kun udgør en mindre andel. Datagrundlaget for densitet og diversitet af fiskebiomassen er imidlertid sparsomt, og modellen er derfor opsat til kun at medtage en fiskegruppe, som repræsenterer planktivore så vel som piskivore fisk. Målingerne præsenteret i figur 4.10 repræsenterer et estimeret øjeblicsbillede af den totale fiskebiomasse. Halvering af begyndelsesbetingelsen fra kalibreringsperiode til testperiode i Forward Cascade Simulation har tilsyneladende relativt beskeden indflydelse på fiskebiomassen, da peakniveauet stort set er det samme i begge perioder (figur 4.10). Hvorvidt der er tendens til genvækst af fisk i årene efter opfiskningen, kan ikke umiddelbart vurderes.



**Figur 4.10.** Plot af registreret fiskebiomasse i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1989 – 1992) og testperioden (1995 – 2000) samt modeloutput for tilsvarende perioder. Alle data er fra 1 meters dybde.

Forøgelsen af begyndelsesbetingelsen for fiskebiomassen fra kalibrering til test i Backward Cascade Simulation har en effekt i det første år af testperioden, hvor fiskebiomassen er højere end i kalibreringsperioden efter opfiskningen (bilag 4 figur 10). Den simulerede fiskebiomasse falder dog kraftigt i de efterfølgende år, hvilket indikerer, at fødegrundlaget er for lavt. I kalibreringsperioden efter opfiskningen formår modellen at gengive den overordnede dynamik i kalibreringsperioden fornuftigt. Henfaldet af fisk gennem efterår samt den meget lave fiskebiomasse om vinteren hvert år i begge perioder virker dog urealistisk.



# 5

## Evaluering af DYRESM-CAEDYM i relation til biomanipulation

Modellers store force og anvendelighed er fremskrivning af scenarier til forudsigelse af fremtiden baseret på nuværende tidsseriers trends og variationer. Modelopsætning og kalibrering af modeller kompenserer imidlertid for virkelighedens kompleksitet og anvendelsen af modeller påkræver derfor, at de antagelser, som ligger bag, inddrages i vurderingen af modellens simulerede output. Samtidig er det vigtigt at holde for øje, at en model aldrig bliver bedre end det datasæt, der ligger til grund for kalibreringen og som input til modellen.

DYRESM-CAEDYM er en endimensional model, baseret på antagelsen om, at de vertikale variationer er af større betydning end de horisontale. I relation til vurdering af den økologiske tilstand i en sø er det forventeligt, at variationerne i de inkluderede parametre er større vertikalt end horisontalt, særligt når søen er lagdelt, hvilket retfærdiggør anvendelsen af en endimensional model. Hvorvidt søen opfylder endimensionaliteten antaget i DYRESM-CAEDYM er undersøgt ved udregning af Lake Number samt påvirkningen fra Jordens rotation. Disse betingelser er opfyldt for Engelsholm Sø (bilag 7 på cd-rom). Foruden at være endimensional er DYRESM-CAEDYM en eksplicit numerisk model, hvor beregningerne er baseret på værdierne fra det foregående tidsskridt. I forhold til numeriske beregninger skal det nævnes, at sådanne oftest er forbundet med fejl af større eller mindre betydning (Vestergaard, 1989). DYRESM-CAEDYM er ingen undtagelse, hvilket kommer til udtryk ved, at modellen afbrydes, hvis de anvendte kalibreringsparametre resulterer i akkumulerende numeriske fejl.

DYRESM er endnu ikke udviklet til at håndtere isdække, hvilket betyder, at modellen afbrydes så snart den simulerede vandtemperatur bliver negativ. Det har derfor været nødvendigt at korrigere lufttemperaturen i den meteorologiske fil med op til 20 °C for at undgå periodisk negative vandtemperaturer (figur 3.2). En sådan korrektion har indflydelse på økosystemets dynamik og betyder, at modellen ikke gengiver dynamikken i økosystemet i Engelsholm Sø korrekt vinteren over, hvor den lavvandede sø typisk bliver isdækket. Som det fremgår af figur 4.2 betyder korrektionen, at vandtemperaturen i vinter og forår overestimeres i forhold

til de i søen målte vandtemperaturer. Dette har potentielt betydning for frigivelse af næringsstoffer fra bunden, som er temperaturafhængig, samt vækst af fytoplankton, zooplankton og fisk. Temperaturkorrektionen vurderes imidlertid på baggrund af sammenligning mellem simulerede og målte data at have begrænset indflydelse på simuleringen af de økologiske parametre.

Korrektionen af meteorologifilens lufttemperatur har ligeledes betydning for fordampningsberegningen i DYRESM, som forøges, da beregningen er afhængig af både vand- og lufttemperatur. Det har derfor været nødvendigt at korrigere vandbalancen, da det simulerede vandspejl ellers faldt mere end 0,5 meter gennem simuleringsperioden (1995 - 2000). Korrektionen er foretaget ved at forøge grundvandsindsivningen til søen under hensyntagen til bibeholdelse af den total næringsstofmasse tilført søen. Beregningerne kan ses i henholdsvis bilag 10 på cd-rom. Research Engineer Daniel Bothelho fra Centre for Water Research ved University of Western Australia arbejder i skrivende stund på at implementere isdækkeregninger i DYRESM, hvilket vil forbedre anvendeligheden af DYRESM betydeligt i lande med periodisk isdækkede søer i vintermånederne, som i Danmark. Desuden arbejder blandt andet ph.d.-studerende Dennis Trolle fra Centre for Biodiversity and Ecology Research ved University of Waikato i New Zealand på udviklingen af et dynamisk sedimentmodul til CAEDYM, som på sigt skal erstatte det black box modul sedimentgengivelsen på nuværende tidspunkt er baseret på. Dette vil føre til en forbedret beskrivelse af særligt næringsstoffdynamikken i hypolimnion under lagdeling.

Foruden de anvendte moduler indeholder DYRESM-CAEDYM moduler for både resuspension, makrofytter, makroinvertebrater samt muslinger (Hipsey *et al.*, 2006). Disse betisk-pelagiske koblinger er dog sjældent anvendt i praksis, da datagrundlaget for disse parametre oftest ikke eksisterer eller er utilstrækkelige. Da DYRESM-CAEDYM er udviklet til dybe søer (Kronvang *et al.*, 2007), er det sandsynligt, at der er betydelige forskelle mellem de bentisk-pelagiske koblinger i DYRESM-CAEDYM og de reelle koblinger i Engelsholm. De bentisk-pelagiske koblinger er jævnfør Jeppesen *et al.* (1997), Jeppesen (1998) og Søndergaard *et al.* (2003) særlig vigtig i lavvandede søer, og spiller en større rolle i det samlede økosystem i



lavvandede søer end i dybe. Den bentisk-pelagiske kobling i DYRESM-CAEDYM er jævnfør Kronvang *et al.*, 2007 svag, hvilket sandsynliggør, at koblingerne ikke er repræsentative for en lavvandet sø som Engelsholm Sø. Påstanden om den svage bentisk-pelagiske kobling i DYRESM-CAEDYM er ikke belyst nærmere i dette projekt, da datagrundlaget sætter begrænsningen i forhold til kompleksiteten af den konceptuelle beskrivelsen af Engelsholm Sø i DYRESM-CAEDYM.

Indløbsfilen anvendt i modelopsætningen for Engelsholm Sø er baseret på en tidligere opsat massebalance for søen udarbejdet for DMU, hvor fosforbidraget til søen er opgivet som total fosfor. Da modellen kræver tilførslen af fosfor fraktioneret i fosfat, partikelbundet organisk fosfor samt opløst organisk fosfor, er den opgjorte koncentration af total fosfor opdelt i tre fraktioner på henholdsvis 40 %, 60 % og 0 %. Fraktioneringen er baseret på fordelingen i vandløb med dyrket opland jævnfør Kronvang *et al.* (2001), hvilket antages at være gældende for tilløbene til Engelsholm Sø (figur 2.2).

Ovenstående antagelser og korrektioner har alle været en nødvendighed for at kunne afvikle modelkørsler uden fejl og anses således som acceptable så længe konsekvenserne bag antagelserne holdes for øje. Ud over de nævnte grundlæggende antagelser er der ligeledes fortaget konceptuelle modelmæssige afgrænsninger på baggrund af det tilgængelige data fra Engelsholm Sø. Med udgangspunkt i de nævnte antagelser, korrektioner og afgrænsninger, evalueres DYRESM-CAEDYM modellens formåen til at gengive de koblede kaskadeeffekter, som er observeret ved biomanipulation af Engelsholm Sø.

## 5.1 Kaskadeffekterne i DYRESM-CAEDYM

DYRESM-CAEDYM er en yderst kompleks og omfattende model til beskrivelse af de økologiske dynamikker i søer. Kalibrering af modellen opsat for Engelsholm Sø er således udført ved finjustering af mere end 160 parameterkonstanter med konsekvens for alt fra algernes næringsstofoptag, dødelighed og udsynkningshastighed til sedimentets næringsstoffrigivelse og fiskenes tidspunkt for gydning.

Simuleringerne for kalibreringsperioden for både Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation udtrykker med få undtagelser på tilfredsstillende vis de generelle niveauer og dynamikker for de komponenter, der til sammen beskriver søens økosystem. Derimod har DYRESM-CAEDYM kun vist særdeles beskeden respons, som konsekvens af ændring i den initiale fiskebiomasse, der repræsenterer den modelmæssige biomanipulation. Interaktionen og kaskadeeffekterne mellem de trofiske niveauer i søen, der finder sted efter et biologisk restaureringsindgreb, udtrykkes således ikke på tilfredsstillende vis, og modellen giver med andre ord ikke samme respons som det virkelige økosystem i søen. Dette er både gældende for Forward Cascade Simulation, hvor fiskebiomassen reduceres og Backward Cascade Simulation, hvor fiskebiomassen øges. Årsagen til modellens minimale respons vurderes at være betinget af modellens reelle kunnen ud fra de interaktioner, der er mellem de matematiske udtryk modellen er baseret på, men også måden, hvorpå biomanipulationsindgrebet er forsøgt implementeret i modelopsætningen for Engelsholm Sø.

### 5.1.1 Fiske-dynamikken og implementering af biomanipulation i DYRESM-CAEDYM

Gengivelsen af fiskenes indflydelse på de øvrige trofiske niveauer er centralt i forhold til projektets formål. Kalibrering og testsimuleringer har imidlertid vist store problemer i relation til modellering af fiskedynamikken i Engelsholm Sø. I modelopsætningen er fiskegruppen i DYRESM-CAEDYM sat til udelukkende at græsse på de to inkluderede zooplanktongrupper, hvilket ikke er helt korrekt, da en betragtelig andel af den planktivore fiskebiomasse i Engelsholm Sø før biomanipulationen udgøres af brasen (figur 2.13). Brasenygel lever primært af zooplankton, mens større brasen dækker deres fødebehov via bundlevende dyr, hvilket ikke er inkluderet i modellen. Yderligere udgøres fiskebiomassen af både store og små skaller før biomanipulationen. Skaller lever primært af plantedele og bunddyr, men skifter til at være pelagiske stimefisk når fødegrundlaget på bunden er utilstrækkeligt (Böcher, 1975; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Liboriussen et al, 2007a). Da bunddyr og planter ikke er inkluderet eksplícit i modellen resulterer det i intensiv græsning på zooplankton. For at opretholde og gengive fødekæden i Engelsholm Sø trods de konceptuelle afgrænsninger, hvad angår fødegrundlaget for fisk, blev det besluttet at nedjustere fiskebiomassen. Desuden vil kortlægning samt forståelse af fiskedynamikken i Engelsholm Sø over året bidrage med vigtig information

i relation til såvel kalibrering som evaluering af modellens gengivelse af fiskedynamikken.

I begyndelsen af perioden efter biomanipulationen udgøres fiskebiomassen primært af større aborre og skaller. Aborre anses som planktivore fisk indtil den bliver omkring 15 cm, hvorefter de skifter til at være piskivore, og jager ved brug af synet (Böcher, 1975; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). I takt med sigtddybden falder, forringes forholdene for aborren ligeledes, hvilket anses at være en medvirkende årsag til, at fiskebestanden sidst i 1990'erne er domineret af store skaller i stedet for aborre. Aborrrens skift fra planktivor til piskivor er ikke medtaget i modellen, hvor aborren indgår i den inkluderede fiskegruppe på lige fod med de øvrige fisk. Desuden er synergieffekten mellem aborrrens jagtpotentiale og sigtbarheden ikke er beskrevet i fiskemodulet i DYRESM-CAEDYM.

I forhold til anvendelsen af fiskemodulet i DYRESM-CAEDYM er det yderst problematisk og helt centralt, at effekten af ændringen i begyndelsesbetingelsen til testperioden for både Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation ikke har større indflydelse på den simulerede fiskedynamik og deraf resulterende kaskadeffekter på de øvrige økologiske komponenter. At fiskemodulet i DYRESM-CAEDYM generelt har svært ved at udtrykke fiskenes regulerende rolle på fornuftig vis er ligeledes påpeget af Kronvang *et al.* (2007). Fiskedynamikken svinger for både Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation tilbage til niveauet i den respektive kalibreringsperiode (figur 4.10 og figur 10 i bilag 4). Betydningen af omtalte nedjustering af fiskebiomassen kan her spille ind, og mindske de øvrige trofiske niveaus sensitivitet over for ændringen af biomassen af fisk. Dette er dog ikke undersøgt nærmere.

### 5.1.2 Zooplankton-dynamikken i DYRESM-CAEDYM

I relation til effekten af biomanipulationsindgrebet i Engelshom Sø er en af søens økologiske respons reduceret zooplanktonbiomasse. Dette var ikke forventet, da formålet med et biomanipulationsindgreb er, at øge græsningen på fytoplankton via reduktion af fiskenes græsning på zooplankton. Til trods for den reducerede zooplanktonbiomasse reduceres fytoplanktonbiomassen efter biomanipulationen ligeledes. Dette formodes at være forårsaget af, at Dafnier udgør en større andel af den samlede zooplanktonbiomasse efter biomanipu-

lationsindgrebet (figur 2.12). Dafnier, som er fiskenes foretrukne zooplankton, er den mest effektive zooplanktongruppe med størst græsningspotentiale (Jeppesen *et al.*, 1996; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004).

Simuleringerne i DYRESM-CAEDYM for Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation har problemer med at gengive niveauet af zooplankton, som generelt er for lavt i forhold til det målte. Dette hænger som nævnt sammen med den øgede prædation fra fiskene, som i modellen kun har zooplankton som fødekilde. Den ifølge modellen intensiverede prædation på zooplankton forplanter sig i økosystemets kaskadeeffekter og kan således resultere i, at zooplankton i modellen er tilskrevet forøget græsning på fytoplankton for at opretholde et fornuftigt niveau. I perioder med begrænset pelagisk føde fouragerer visse zooplanktongrupper på bunden (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Denne benthiske kobling er imidlertid ikke inkluderet i den konceptuelle modelopsætning for Engelsholm Sø, hvilket formodentlig periodisk overestimerer zooplanktons græsning på fytoplankton. Sættning af zooplankton i Engelsholm Sø varierer desuden væsentligt fra år til år, særligt efter biomanipulationen, hvilket vanskeliggør modellens evne til at gengive zooplanktondynamikken.

### 5.1.3 Fytoplankton-dynamikken i DYRESM-CAEDYM

Fytoplanktonbiomassen varierer både i tid og sted i takt med ændringer i de fysiske, kemiske og biologiske forhold i vandsøjlen. Gennem tiden er der udført mange undersøgelser af fytoplanktons rolle i forhold til de mange komplekse mekanismer, som tilsammen beskriver søernes økosystem. Vidensniveauet på området er i dag højt, dog er der stadig områder, hvor den egentlige rolle af fytoplankton endnu ikke er kendt (Wetzel, 2001). I takt med det forhøjede vidensniveau bliver modeller som DYRESM-CAEDYM løbende forbedret i forhold til at kunne beskrive søens økosystem på bedst mulig vis.

I kalibreringsperioden formår DYRESM-CAEDYM at beskrive årstidsvariationerne i fytoplankton på fornuftigt vis for både Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation. Græsningen på fytoplankton er dog periodisk for intensiv, hvilket resulterer i underestimering af fytoplanktonbiomassen. Denne underestimering har konsekvenser for en række af de øvrige økologiske komponenter, særligt for fosfat.

Som konsekvens af det biologiske restaureringsindgreb skete der i perioden 1995 – 2000 et skift i artssammensætningen af fytoplankton (figur 2.11), og tilstedeværelsen af blågrønalger mindskes betragteligt. Konceptuelt er modellen sat op til at simulere henholdsvis blågrønalger samt kiselalger og skiftet i artssammensætningen af fytoplankton med dominans af flere algetyper kan således ikke repræsenteres i modellen. Det er med stor sandsynlighed en af årsagerne til, at modellen ikke gengiver koncentrationen af total klorofyl *a* helt nøjagtigt i perioden 1995 – 2000. Tilstedeværelsen af fytoplankton har desuden betydning for forplantningen af varme ned gennem vandsøjlen. Underestimering af fytoplanktonkoncentrationen i kalibreringsperioden og testperiode for Backward Cascade Simulation resulterer således i, at en mindre del af indstrålingsenergien fanges i den øverste del af vandsøjlen. Dette kan medføre en mere ustabil lagdeling og mulighed for fuld opblanding, hvilket tilsyneladende er tilfældet for Backward Cascade Simulation (bilag 4 figur 1).

#### 5.1.4 Nærings salt-dynamikken i DYRESM-CAEDYM

Den opsatte model for Engelsholm Sø har generelt problemer med at gengive fosfatdynamikken i søen og overestimerer periodisk koncentrationen betragteligt. I den forbindelse skal det næves, at den anvendte udgave af CAEDYM betragter sedimentet som en black box. Frigivelsen af fosfat fra sedimentet i modellen er således udelukkende betinget af iltkoncentrationen og temperaturen i bundvandet og er ikke fuldt redoxafhængig som i virkeligheden, hvor nitrat kan forsinke frigivelsen betydeligt. I Engelsholm Sø er nitratkoncentrationen relativ høj, hvilket potentielt kan give uoverensstemmelser mellem den målte og simulerede fosfatkoncentration. Den manglende redoxafhængige frigivelse er forsøgt kompenseret for via kalibrering af halvmætningskonstanten for fosfatfrigivelsen fra sedimentet. Det skal bemærkes, at vandsøjleens temperatur, som tidligere nævnt, ikke afkøles over vinteren i samme grad i modellen som reelt i Engelsholm Sø grundet korrektionen af lufttemperaturen. Sedimentets fosfatfrigivelse, som delvist er temperaturafhængig, vil derfor være påvirket som følge af temperaturkorrektionen. Fosfatdynamikken i modellen for Engelsholm Sø vurderes imidlertid i højere grad at være betinget af den eksterne tilførsel og fytoplanktons fosfatoptag, hvor den periodiske intensive græsning fra zooplankton, der helt eller delvist fjerner fytoplankton, resulterer momentant i en overestimering af fosfatkoncentrationen i søen (figur 4.4).

Brasen fouragerer ved at suge sediment ind i munden og derefter filtrere fødeemner fra, mens sedimentet pumpes ud gennem gællerne. Det betyder, at brasen kan være en medvirkende årsag til resuspension og frigivelse af næringssalte fra bunden til den overliggende vandfase, og dermed en forringelse af vandkvaliteten (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Liboriussen *et al.*, 2007a). I Engelsholm Sø ses efter biomanipulationen et fald i søens interne fosfatbelastning (figur 2.4), hvilket kan være en effekt af den mindskede brasensdensitet og dermed mindre fiskebetinget sedimentresuspension. Resuspension fra sedimentet forårsaget af brasens fouragering er imidlertid ikke udtrykt i DYRESM-CAEDYM, og der må derfor forventes afvigelser fra de virkelige kemiske og biologiske ændringer som konsekvens af biomanipulation. Fosfatkoncentrationen overestimeres for både Forward Cascade Simulation (figur 4.4) og Backward Cascade Simulation (bilag 4 figur 4) i perioden efter biomanipulationen. Dette kan således begrundes med, at der i modellen ikke differentieres mellem iltafhængig fosfatfrigivelse og frigivelse betinget af brasen. Eftersom den iltafhængige fosfatfrigivelse stadig finder sted i søen efter biomanipulationen som konsekvens af lagdeling (figur 2.8), kan modellen ikke regulere og mindske den interne belastning, som sker i virkeligheden, uden parameterjustering. Det skal bemærkes, at det er yderst problematisk, at dynamikken for total fosfor ikke gives bedre, da det er helt centralt for en sø, som er periodisk fosforbegrænset. Årsagen til denne fejl bør undersøges nærmere.

### 5.1.5 Ilt- og temperatur-dynamikken i DYRESM-CAEDYM

Iltkoncentrationen ved bunden i Engelsholm Sø bliver både før og efter biomanipulationen stort set årligt kritisk lav (figur 2.8). Det indikerer, at bundvandet ikke bliver tilført ilt, og søen i disse perioder er lagdelt. Denne lagdeling er vigtig at kunne gengive i den anvendte model, da iltfrit bundvand styrer den interne fosforbelastning.

Forward Cascade Simulation gengiver i relation til temperaturen Engelsholm Sø som værende periodisk lagdelt i både kalibrerings- og tesperioden (figur 4.1). Dette antages at være korrekt, da iltniveauet ved bunden er målt til at være kritisk lavt i begge perioder (figur 2.8). Derimod er gengivelsen i Backward Cascade Simulation ikke korrekt, da søen ikke lagdeles, hvilket formodentlig er forårsaget af det omtalte lave niveau af fytoplanktonbiomassen. Dette

sætter spørgsmålstegn ved antagelsen om, at de fysiske forhold er uændrede efter biomanipulationen.

## 5.2 Forbedring af DYRESM-CAEDYM

Ved biomanipulation ændres egenskaberne for en række af de komponenter, der til sammen definerer økosystemet i søen. Disse ændringer er alle katalyseret af reduktionen i fredfiskbestanden, der med kaskadeeffekt indvirker på de øvrige trofiske niveauer og næringsstofkoncentrationer gennem ændring i biomasse og artssammensætning for fisk, zooplankton og fytoplankton (figur 2.11; figur 2.12; figur 2.13). Radikale ændringer af økosystemet betyder imidlertid, at søens økologiske dynamik ikke kan modelleres og gengives tilfredsstillende blot ved justering af begyndelsesbetingelserne for biomassen af fisk. Såfremt DYRESM-CAEDYM på fornuftig vis skal kunne repræsentere de kaskadeeffekter, der følger en biomanipulation bør økosystemet i modellen ligeledes ændre egenskaber og tilpasse sig til blandt andet ændringerne i prædation fra fisk, græsning fra zooplankton og sammensætning af fytoplankton.

Opsætningen af en økologisk model, hvor både næringsalte, fytoplankton, zooplankton og fisk inkluderes, kræver et omfattende og kontinuerligt datasæt som grundlag for en fornuftig og dokumenterbar kalibrering. De påkrævede tidsmæssige ressourcer til kalibrering øges imidlertid betydeligt i takt med modellens kompleksitet. I forbindelse med valget af modellens kompleksitet udtrykt som det konceptuelle omfang af søens fysiske, kemiske og biologiske komponente, er det derfor yderst vigtig at opveje den kvalitative og kvantitative gevinst i en mere kompleks modelopsætning i forhold til de påkrævede ressourcer.

Ikke desto mindre er modellering af biomanipulation, som inkluderer flere trofiske niveauer særdeles interessant og relevant i forhold til modellers anvendelighed til forudsigelse af forskellige restaureringsstrategiers indflydelse på søers økologiske tilstand. Der foreligger efterhånden et fornuftigt datagrundlag for mange af de danske søer, som er restaureret via biomanipulation. Opsætning af økologiske modeller for en række af disse søer ville således kunne tilvejebringe vigtig dokumentation og give indblik i hvilke modelmæssige parameterjusteringer, der er nødvendige for at udtrykke effekten ved biomanipulation.

Implementering og modellering af biomanipulationsindgrebet i Engelsholm Sø via DYRESM-CAEDYM er som nævnt udelukkende sket ved ændring af de enkelte simuleringsperioders startbetingelse for biomassen af fisk. En videre undersøgelse af hvilke økologiske parametre, der skal justeres for at gengive biomanipulationen ved Forward Casade Simulation og Backward Casade Simulation vil således kunne bidrage med viden som på sigt kan gøre det muligt, at modeller som eksempelvis DYRESM-CEDYM i fremtiden kan forudsige effekterne ved biomanipulation inden restaureringsindgrebet iværksættes.



# 6

## Konklusion

Gennem implementering af den endimensionale hydrologiske og økologiske vandkvalitetsmodel DYRESM-CAEDYM for den lavvandede Engelsholm Sø har tests via Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation belyst modellens evne til at gengive de økologiske kaskadeeffekter, der katalyseres som følge af et biomanipulationsindgreb. Biomanipulationsindgrebet er i den forbindelse modelleret ved ændring af begyndelsesbetingelserne for biomassen af fisk svarende til den opfiskning der fandt sted i Engelsholm i perioden 1992 til 1994. På den baggrund kan det konkluderes, at DYRESM-CAEDYM ikke på tilfredsstillende vis udtrykker ændringen i de kemiske og biologiske nøgleparametres dynamik, som kan observeres via de faktiske målinger foretaget i Engelsholm Sø. Der er således behov for uddybende parameterjustering for at opnå en bedre overensstemmelse mellem målinger og simuleret modeloutput.

Ved biomanipulation ændres egenskaberne for en række af de komponenter, der til sammen definerer økosystemet i søen, og det kan konkluderes, at radikale ændringer af økosystemets egenskaber ikke kan modelleres og gengives tilfredsstillende blot ved justering af begyndelsesbetingelserne for biomassen af fisk. Økosystemet udtrykt i DYRESM-CAEDYM bør således også ændre egenskaber og tilpasses ændringerne i blandt andet prædation fra fisk, græsning fra zooplankton og artssammensætning af fytoplankton.

Muligheden for modellering af biomanipulation er særdeles interessant og relevant i forhold til modellers anvendelighed til forudsigelse af restaureringsstrategiers indflydelse på søers økologiske tilstand. Det må dog konkluderes, at der er behov for flere modelleringsstudier af biomanipulerede søer. Studier, som kan generere erfaringer og tilvejebringe vigtig dokumentation, der giver indblik i, hvilke modelmæssige parameterjusteringer, der er nødvendige for at forbedre modellernes forudsigelser. Dette vil bidrage med viden, som på sigt kan gøre det muligt, at modeller som DYRESM-CAEDYM kan forudsige effekterne ved biomanipulation før restaureringsindgreb projekteres og iværksættes.



## Referenceliste

- Bramm, M. & Christensen, I. (2006). Management og restaurering af søer i Danmark. Management og restaurering af søer i Danmark. LakePromo, Nordjyllands Amt, Vandmiljøkontoret
- Bruce, L. C., Hamilton, D., Imberger, J., Gal, G. (2006). A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling* (193), 412 - 436
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and Life*, Academic Press, New York.
- Burger, D. F., Hamilton, D., Pilditch, C. A., Gibbs, M. M. (2007). Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia* (584), 13 - 25
- Böcher, T. W., Nielsen, C. O., Schou, A. (1975). Danmarks natur, bind 5: De ferske vande, Politikens Forlag, 2. udgave
- Christensen, P. B., Hansen, O. S., Ærtebjerg, G. med flere (2004). *Iltsvind. Danmarks Miljøundersøgelser*. ISBN: 87-7739-734-7.
- DMU (2008). Måledata fra Engelsholms Sø. Se bilags cdrom.
- EU (2000). EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. *De Europæiske Fællesskabers Tidende*.
- Forsmann, D., Nielsen, A. (2008). Evaluation of Phoslock™ applications to mesotrophic Lake Okareka: a modelling study. The University of Waikato, New Zealand & Aalborg Universitet, Denmark.
- Guildford, S. J.; Bootsma, H. A.; Fee, E. J.; Hecky, R. E.; Patterson, G. (2000). Phytoplankton nutrient status and mean water column irradiance in Lakes Malawi and Superior. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 3 (1), 35 – 45.
- Hamilton, D. (2007). Personlige kommentarer i forbindelse med udarbejdelsen af Evaluation of Phoslock™ applications to mesotrophic Lake Okareka: a modelling study
- Hamilton, D., Schladow, S. G. (1996). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I - Model description. *Ecological modelling* (96), 91 – 110.
- Hipsey, M. R.; Romero, J. R.; Antenucci, J. P.; Hamilton, D. (2006). *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2 - v2.3 Science Manual*. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Hornung, R. (2002). Numerical Modelling of Stratification in Lake Constance with the 1-D hydrodynamic model DYRESM. Master's Thesis. Universität Stuttgart.

- Imerto, A. (2007). Dynamic Reservoir Simulation Model: DYRESM v4 - v4.0 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Jensen, H. S., Andersen, F. Ø. (1990). Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. Miljøstyrelsen. ISBN: 87-503-8372-8.
- Jeppesen, E. (1998). The Ecology of Shallow Lakes - Tropic Interactions in the Peligial. Doctor's Dissertation. NERI Technical Report No. 247. Ministry of environment and Energy National Environmental Research Institute. ISBN: 87-7772-414-3.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Convey, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E., Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* (50), 1747 – 1771.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J., Jensen L. (1997) Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth *Hydrobiologia*, (342-343), 151-164(14)
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Mortensen, E., Sortkjær, O. (1996). Fish-induced changes in zooplankton grazing on phytoplankton and bacterioplankton: a long-term study in shallow hypertrophic Lake Søbygaard. *Journal of Plankton Research* 18 (9), 1605 – 1625.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kronvang, B., Jensen, J. P., Svendsen, L., M., Lauridsen, T. L. (1999). Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* (395/396), 419 – 432.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Sortkjær, O., Mortensen, E., Kristensen, P. (1990). Interactions between phytoplankton, zooplankton and fish in a shallow hypertrophic lake: a study of phytoplankton collapses in Lake Søbygård, Denmark. *Hydrobiologia* (191), 149 – 164.
- Jørgensen, S. E. (1999). State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological modelling* (120), 75 – 96.
- Kronvang, B., Bøgestrand, J., Baatrup-Pedersen, A., Jørgensen, T., Jeppesen, E., Ovesen, N. B., Windolf, J. (2007). Synspunkter omkring anvendelse af modeller i overvågningen af vandløb og søer. Fagdatacenter for Ferskvand, DMU.

- Kronvang, B., Iversen, H. L.; Jørgensen, J. O., Paulsen, I., Jensen, J. P., Conley, D., Ellermann, T., Laursen, K. D., Wiggers, L., Jørgensen, L. F., Stockmarr, J. (2001). Fosfor i jord og vand - udvikling, status og perspektiver. Faglig rapport fra DMU nr. 380. Danmarks Miljøundersøgelser. ISBN: 87-7772-647-2.
- Lauridsen, T. L., Jensen, J. P., Jeppesen, E., Søndergaard, M. (2003a). Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reduction and biomanipulation. *Hydrobiologia* (506 – 509), 641 – 649.
- Lauridsen, T. L., Sandsten, H., Møller, P. H. (2003b). The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* ssp.: The impact of waterfowl grazing. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* (8), 177 – 187.
- Liboriussen, L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. (red.). (2007a). Sørestaurering i Danmark. Del I: Tværgående analyser. Faglig rapport fra DMU nr. 636. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. ISBN: 978-87-7073-008-2.
- Liboriussen, L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. (red.). (2007b). Sørestaurering i Danmark. Del II: Eksempelsamling. Faglig rapport fra DMU nr. 636. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Makler-Pick, V. (2008). Ph.d.-studerende ved Centre for Water Research, University of Western Australia. Emailkorrespondance.
- Marsbøll, S. (2005). Overvågning af Engelsholm Sø, 2004. Vejle Amt, Forvaltning for Teknik og Miljø.
- Mijler, M., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R., Hosper, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* (408/409), 13 – 30.
- Miljøstyrelsen (1979). Sørestaurering - Teknisk redegørelse med eksempler. Miljø – projekter. Miljøstyrelsen. ISBN: 87-503-2826-3.
- Miljøstyrelsen (1984). NPO-redegørelsen. Miljøstyrelsen. ISBN: 87-503-5102-8.
- Miljøstyrelsen (1998). Blågrønalg toksiner i bade- og drikevand. Miljøprojekt nr. 435. Miljøstyrelsen. ISBN: 87-7909-170-9.
- Nielsen, K., Søndergaard, M., Friberg, N. (2005). God miljøkvalitet i søer og vandløb. *Aktuel naturvidenskab* (1), 17 – 20.
- Nürnberg, G. K. (1984). The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnology and Oceanography* 29 (1), 111 – 124.
- Orlob, G. T. (1983). Mathematical modeling of water quality: Streams, Lakes and Reservoirs. International series on applied systems analysis. U. S. Wiley-Interscience publication. ISBN: 0 471 100315.

- Plantedirektoratet (2005). [www.pdir.dk/Default.aspx?ID=7432](http://www.pdir.dk/Default.aspx?ID=7432). Danmarks forbrug af handelsgødning 2004/2005
- Romero, J. R.; Antenucci, J. P.; Imberger, J. (2004). One- and three-dimensional biogeochemical simulations of differing reservoirs. *Ecological modelling* (174), 143 – 160.
- Sand-Jensen, K., Lindegaard, C. (2004). *Ferskvandsøkologi*. 1. udgave, 2. oplag. Gyldendal. ISBN: 9788702029215
- Schladow, S. G.; Hamilton, D. (1997). Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part II - Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecological modelling* (96), 111 – 123.
- Shapiro, J., Lamarra, V., Lynch, M. (1985). *Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restoration*. Water Quality Management thorough biological control. University of Florida.
- Skovgaard, H. (2002). Restaurering af 5 søer ved indgreb i fiskebestanden. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret. ISBN: 87-7906-219-9.
- Spillman, C. M.; Imberger, J.; Hamilton, D.; Hipsey, M. R.; Romero, J. R. (2007). Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Ecology* (68), 167 – 200.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P., Lauridsen T. (2000). Lake restoration in Denmark Lakes & Reservoirs: Research and Management (5), 3, 151-159(9)
- Søndergaard, M. (2007). *Næringsstoffdynamik i søer - med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer*. Doktordisputats. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. ISBN: 987-87-7772-987-4.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., Liboriussen, L., Nielsen, K. (2003). Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. Faglig rapport fra DMU, nr. 480. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P. (1999). Danske søer og deres restaurering. TEMA-rapport fra DMU. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Sø- og Fjordøkologi. ISBN: 87-7772-475-5.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P., Amsinck, S. L. (2005). Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* (42), 616 – 629.

- Søndergaard, M. (red.), Jeppesen, E. (red.), Jensen, J. P. (red.), Lauridsen, T. L., Müller, J. P., Jensen, H. J., Berg, S., Hvidt, C. (1998). Sørestaurering i Danmark. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen. ISBN: 87-7907-000-1.
- Trolle, D. (2008). Ph.d.-studerende ved Centre for Biodiversity and Ecology Research, University of Waiakto, New Zealand. Mailkorrespondance.
- Trolle, D.; Jeppesen, E.; Jørgensen, T. B. (2006). Modellering af scenarier for næringsstofflørsens påvirkning af den økologiske kvalitet i Ravn Sø. LAKE AGWAPLAN. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsøkologi.
- Vestergaard, K. (1989). Stream Modelling - Hydrodynamic model and models for transport and spreading of pollutants. Hydraulic & Coastal engineering Laboratory, Department of Civil Engineering, University of Aalborg.
- Wetzel, R. G. (2001). Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press. ISBN: 978-0-12-744760-5.
- Yeates, P. S.; Imberger, J. (2003). Pseudo two-dimensional simulations of internal and boundary fluxes in stratified lakes and reservoirs. International Journal of River Basin Management 1 (4), 297 - 319





## Bilag 1 – Målsætning for danske søer

Tidligere er de danske søer blevet målsat af amterne i forbindelse med udarbejdelse af regionsplanerne, som blev revideret og vedtaget hver fjerde år. Amterne kontrollerede efterfølgende om de vedtagne målsætninger blev opfyldt (Søndergaard *et al.*, 2003). De forskellige målsætninger er præsenteret i tabel 1.

**Tabel 1.** Målsætninger for de danske søer. Baseret på Søndergaard *et al.* (2003).

Målsætning		Beskrivelse
Skærpede krav	A1	Særligt naturvidenskabeligt interesseområde.
	A2	Anvendes til badevand.
	A3	Anvendes til drikkevand.
Basismålsætning	B	Naturligt og alsidigt dyre- og planteliv. Spildevandstilførsel og andre kulturbetingede påvirkninger må ikke eller kun svagt påvirke det naturlige dyre- og planteliv i forhold til basistilstanden.
	C1	Påvirkning af spildevand, vandindvinding eller andre fysiske indgreb tilladt.
Lempede krav		Dyrkningsbelastet sø, hvor det ikke ved rensning af spildevand eller afskæring af spildevandsudledninger i oplandet vil være muligt at nå basismålsætningen pga. næringssaltpåvirkning fra de dyrkede arealer i oplandet.
	C2	

I fremtiden skal de danske søer leve op til kravene i Vandrammedirektivet fra EU (tabel 2), som er baseret på en referencetilstand (Nilsen *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, 2005). Ifølge Vandrammedirektivet skal vandkvaliteten i søer mindst være "god" inden år 2015, med mulighed for udsættelse i højst to perioder på seks år; det vil sige senest i år 2027 (EU, 2000).

**Tablet 2.** De fem økologiske klasser i Vandrammedirektivet. EQR er forholdet mellem den nuværende tilstand og referencetilstanden i et område (Nielsen *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, 2005).

Målsætning	EQR	Beskrivelse
Høj	1	Ingen eller kun ringe afvigelser fra uforstyrret tilstand
God		Mindre afvigelse fra uforstyrret tilstand
Moderat		Moderate afvigelser fra uforstyrret tilstand
Ringede		
Dårlig	0	

I forhold til den løse definition af de fem økologiske klasser i Vandrammedirektivet, som er baseret på en referencetilstand, har Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) foreslået grænseværdier for udvalgte parametre, med koncentrationen af fosfor som hovedparameter. Grænserne er inddelt i henhold til søernes dybde (tabel 3). Dette er baseret på at fosfor ofte er det næringsstof, der begrænser væksten af fytoplankton i de danske søer (Nilsen *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, 2005).

**Tablet 3.** DMU's forslag til grænseværdier for udvalgte parametre i relation til klassifikation af søernes økologiske tilstand efter det EU's Vandrammedirektiv. Efter Søndergaard *et al.* (2005). Dybe søer er søer dybere end 3 meter, eller søer med lagdeling mere end 2 måneder om året.

		TP [µg P l <sup>-1</sup> ]	TN [mg N l <sup>-1</sup> ]	Secchi [m]	Tot. fytoplankton [mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> ]	Tot. zooplankton [µg DW l <sup>-1</sup> ]	Zoo : fyto [DW : DW]	Fish numbers [CPUE]	Fish weight [CPUE, kg]	Piskivore [%]	Makrofyter maks dybde
Høj	Dyb	< 12,5	-	> 5,1	-	-	-	-	-	-	-
	Lav	< 25	< 1,0	> 2,1	< 0,68	< 164	> 0,41	< 20	< 2,7	(100)	5
God	Dyb	< 25	< 1,0	> 3,9	< 2,3	< 227	> 0,48	< 62	< 3	> 61	> 5,0
	Lav	< 50	< 1,0	> 1,7	< 1,4	< 164	> 0,27	< 43	< 4,7	> 56	3,4
Moderat	Dyb	< 50	< 1,0	> 2,5	< 2,3	< 280	> 0,40	< 93	< 4,5	> 58	-
	Lav	< 100	< 1,4	> 1,0	< 3,3	< 342	> 0,19	< 96	< 4,7	> 46	1,3
Ringede	Dyb	< 100	< 1,4	> 1,8	< 6,7	< 436	> 0,21	< 134	< 5,4	> 57	-
	Lav	< 200	< 2,0	> 0,9	< 15,3	< 487	> 0,13	< 151	< 6,2	> 36	-
Dårlig	Dyb	> 100	< 2,2	> 1,3	< 9,1	< 615	> 0,16	< 149	< 7,2	> 45	-
	Lav	> 200	< 2,9	> 0,7	< 18,0	< 1024	> 0,11	< 201	< 10,3	> 10	-

Der er endnu ikke fastsatte specifikke krav til den fremtidige klassificering af de danske søer ud fra Vandrammedirektivet.

## Bilag 2 – Restaureringsmetoder

I tabel 1 er de forskellige restaureringsmetoder, som er anvendt i Danmark, præsenteret.

**Tabel 1.** Oversigt over restaureringsmetoder anvendt i Danmark. Antallet angiver, hvor mange søer de enkelte metoder er anvendt for pr. oktober 2005. Baseret på Bramm *et al.* (2006) og Liboriusen *et al.* (2007a).

Restaureringsmetoder	Beskrivelse, fordele og ulemper	Antal	
Biologiske	Udsætning af rovfiskeyngel	Reduktion af de yngre og små planktivore fisk ==> mindsket græsningstryk på zooplankton ==> øget græsningstryk på fytoplankton ==> forbedret vandkvalitet. Planktivore fisk som brasen kan blive gamle og opretholde et stort græsningstryk på zooplankton, da denne metode kun reducere antallet af de yngre og små planktivore fisk.	~65
	Opfiskning af planktivore fisk	Især skalle og brasen ==> mindsket græsningstryk på zooplankton ==> øget græsningstryk på fytoplankton ==> forbedret vandkvalitet.	~50
	Udplantning	For at fremme planternes indvandring og udvikling. Reducere resuspension, holder på næringsstoffer, forbedre levevilkår for zooplankton, muslinger samt små aborrer og gedder. Succesen afhænger af vækstbetingelserne i søen samt græsningstrykket fra fugle og fisk.	~7
Fysik - kemiske	Ittning af sediment/bundvand	Reducere fosforfrigivelsen fra sedimentet ved at "lægge låg" på fosforpuljen. Typisk en symptombehandling, som strækker sig over flere år. Forholdsvis billig. Succesen afhænger af sedimentets fosforbindingskapacitet.	~6
	Sedimentfjernelse	Kilden til den interne fosforbelastning fjernes ==> mindsket fosforfrigivelse. Engangsindgreb. Succes afhænger af den eksterne belastning. Meget dyr.	~2
	Tilsætning af aluminiumsalte	I lavvandede og lagdelte søer. Udfældning af fosfor fra søvandet og reduktion af fosforfrigivelsen fra sedimentet. Succesen afhænger af pH.	~6



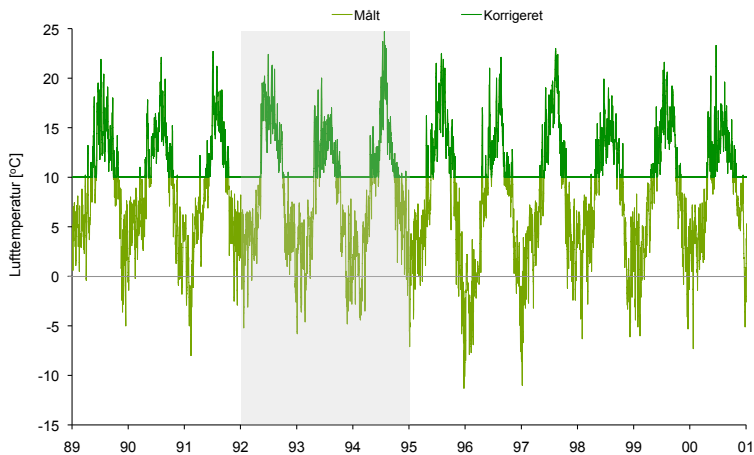
## Bilag 3 – Meteorologiske data

I forbindelse med opsætningen af DYRESM-CAEDYM for Engelsholm anvendes meteorologiske data fra DMI's 10 km grid nr. 10199 (figur 1).

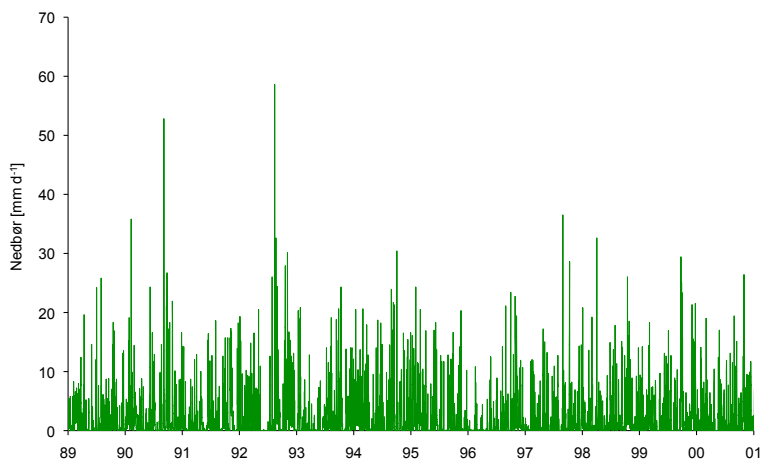


Figur 1. Placeringen af DMI grid nr. 10199 i forhold til Engelsholm Sø.

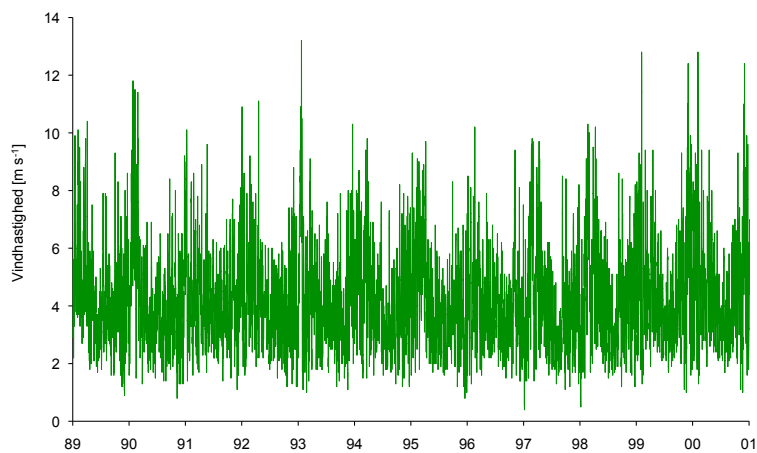
Det anvendte meteorologiske data er plottet i figur 2 – 8. Luft temperaturen (figur 1) indeholder både den målte og den korrigerede temperatur, som er anvendt i modellen. Temperaturen er korrigeret, da modellen ikke kan regne med isdækkede søer.



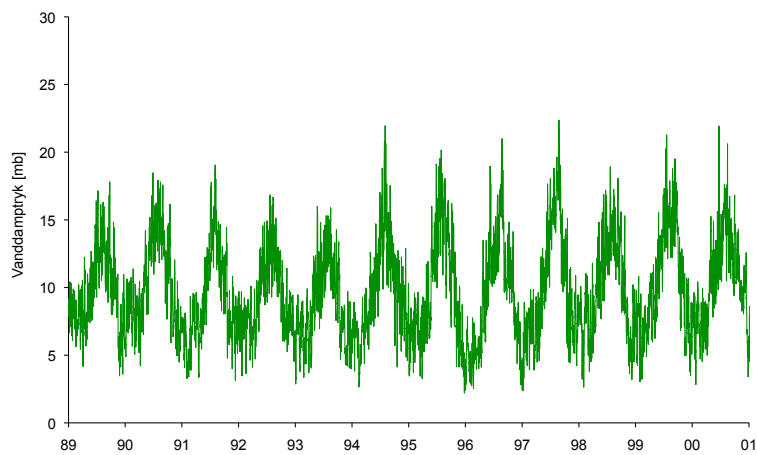
Figur 2. Lufttemperatur baseret på data fra DMI's 10 km metrologiske grid, grid nummer 10199 i perioden 1989 – 2001.



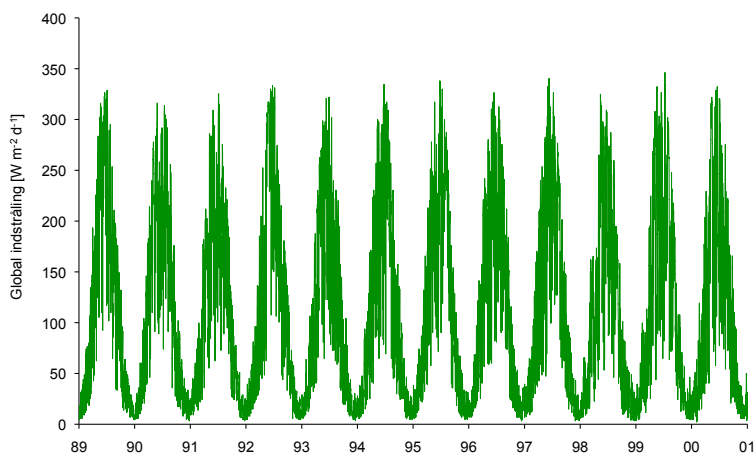
Figur 3. Nedbør baseret på data fra DMI's 10 km metrologiske grid, grid nummer 10199 i perioden 1989 – 2001.



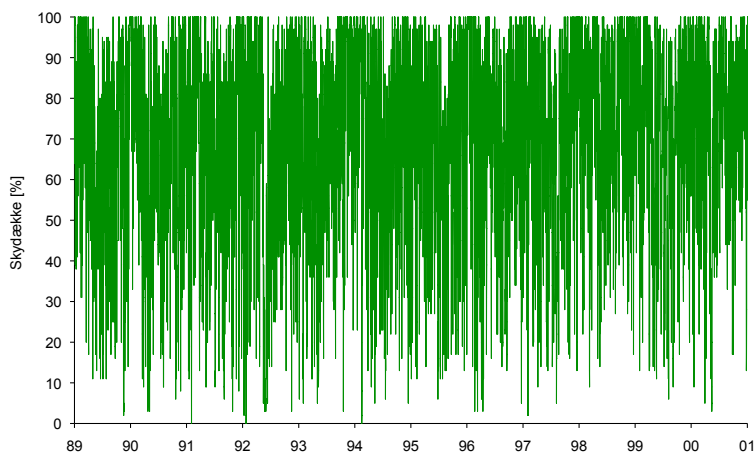
Figur 4. Vindhastighed baseret på data fra DMI's 10 km metrologiske grid, grid nummer 10199 i perioden 1989 – 2001.



Figur 5. Vanddamtryk baseret på data fra DMI's 10 km metrologiske grid, grid nummer 10199 i perioden 1989 – 2001.



Figur 6. Global indstråling baseret på data fra DMI's 10 km metrologiske grid, grid nummer 10199 i perioden 1989 – 2001.



Figur 7. Skydække baseret på data fra DMI's 10 km metrologiske grid, grid nummer 10199 i perioden 1989 – 2001.



## Bilag 4 – Simuleret og målt data

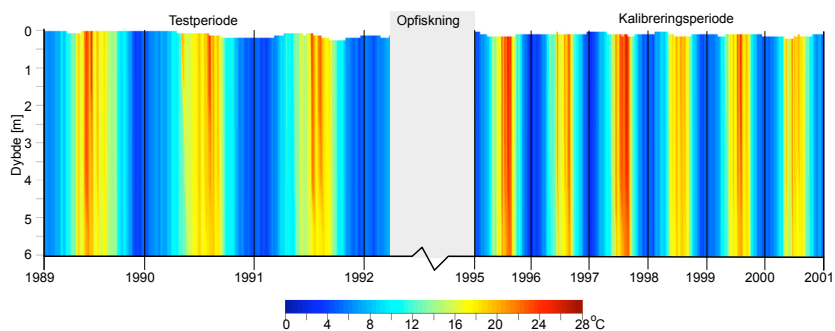
I dette bilag præsenteres plot af simuleret og målt data for Backward Cascade Simulation. (figur 1 - 10). Nogle plot er kombinerede plot, hvor data i kalibrerings- og testperioden er fra hver sin dybde. Alt simuleret data for Forward Cascade Simulation og Backward Cascade Simulation samt plot af simuleret og målt data fra udvalgte dybder kan ses i bilag 9 på cd-rom. I forbindelse med kalibreringen anvendes root-mean-square-error (RMSE) og Pearson korrelationskoefficienter samtidig med visuel vurdering ud fra plot af simuleret og målt data. For at illustrere forbedringerne i modellen fra anvendelsen af default værdierne til anvendelsen af de kalibrerede parametre er RMSE samt Pearson korrelationskoefficienter for Forward Cascade Simulation præsenteret i tabel 1 og for Backward Cascade Simulation i tabel 2. Disse koefficienter er dog ikke et udtryk for, hvorvidt dataet reelt følger måldataets forløb.

**Tabel 1.** RMSE og Pearson korrelationskoefficienter for Forward Cascade Simulation ved default værdier samt kalibrerede værdier.

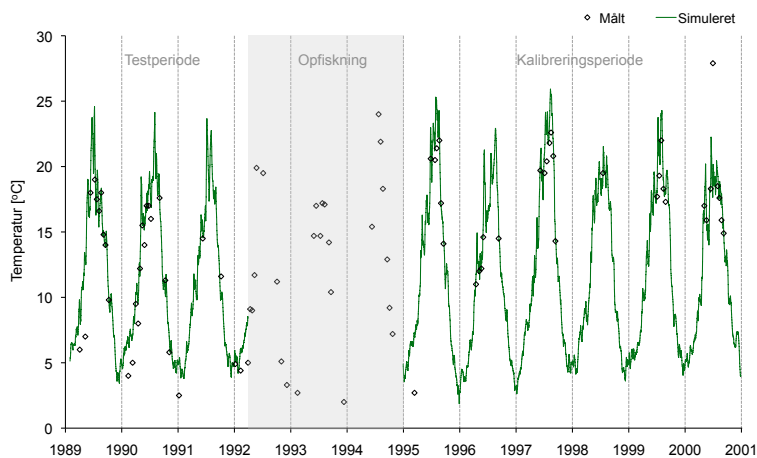
	Med default værdier			Med kalibrerede værdier		
	Dybde	RMSE	R	Dybde	RMSE	R
Temperatur	1	1,596	0,963	1	1,847	0,955
Fosfat	1	0,196	-0,170	1	0,005	0,072
Total fosfor	1	0,251	-0,458	1	0,071	-0,669
Total kvælstof	1	25,675	0,175	1	0,572	0,823
Silicium	1	10,755	-0,356	1	3,070	0,588
Fytoplankton	1	70,285	0,363	1	66,384	0,282
Zooplankton	1	1,008	0,003	1	0,925	-0,196

**Tabel 2.** RMSE og Pearson korrelationskoefficienter for Backward Cascade Simulation ved default værdier samt kalibrerede værdier.

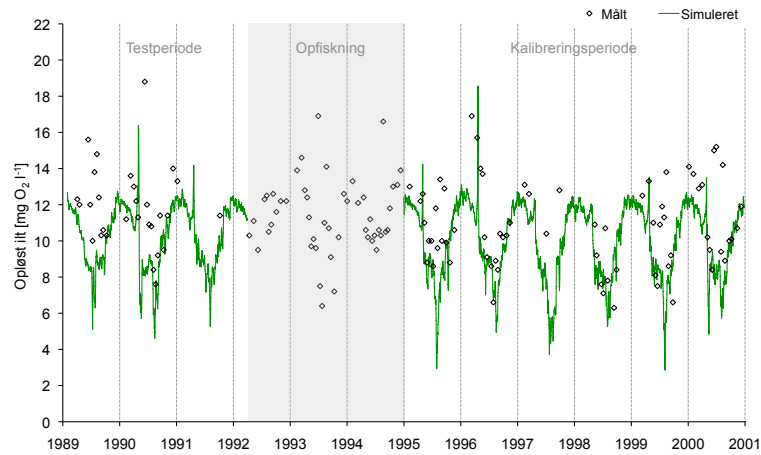
	Med default værdier			Med kalibrerede værdier		
	Dybde	RMSE	R	Dybde	RMSE	R
Temperatur	2	1,848	0,972	2	1,788	0,971
Fosfat	2	0,074	-0,174	2	0,024	-0,051
Total fosfor	2	0,182	-0,067	2	0,047	0,084
Total kvælstof	2	2,364	0,896	2	0,271	0,917
Silicium	2	5,022	0,227	2	4,510	0,044
Fytoplankton	1	59,838	0,028	1	45,800	0,149
Zooplankton	1	0,693	-0,198	1	0,623	-0,120



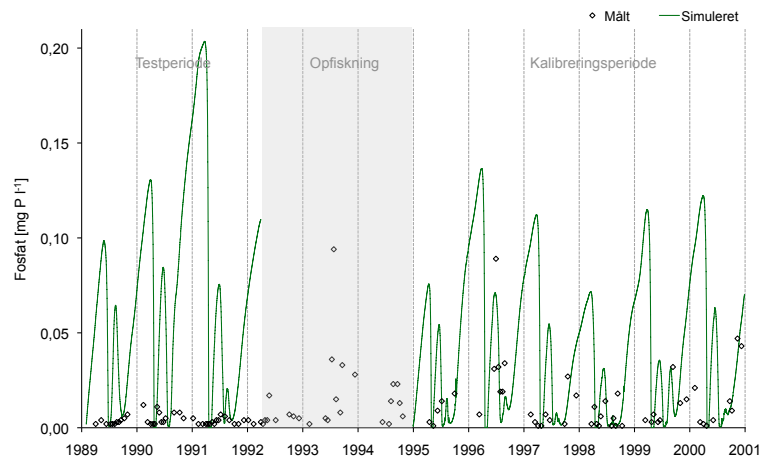
**Figur 1.** Konturplot af simuleret vandtemperatur for kalibreringsperioden (1995 – 2000) og testperioden (1989 – 1992) for Backward Cascade Simulation. Plottet er baseret på interpolation af simuleret data og fremstillet via Model 2.



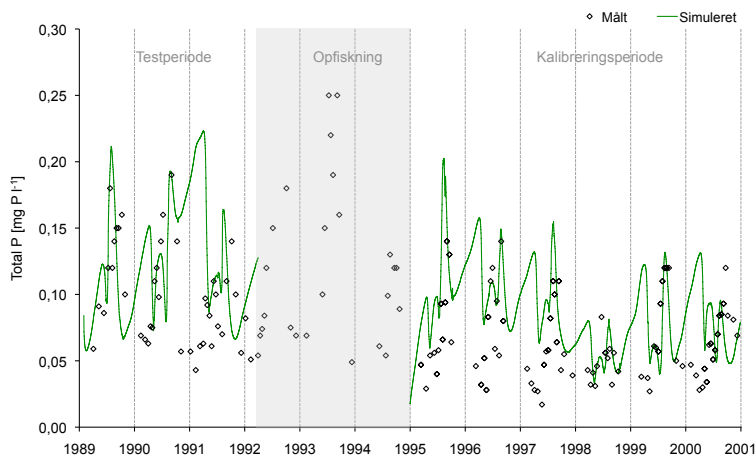
**Figur 2.** Plot af målt temperatur i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) kalibrerings- og testperioden samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.



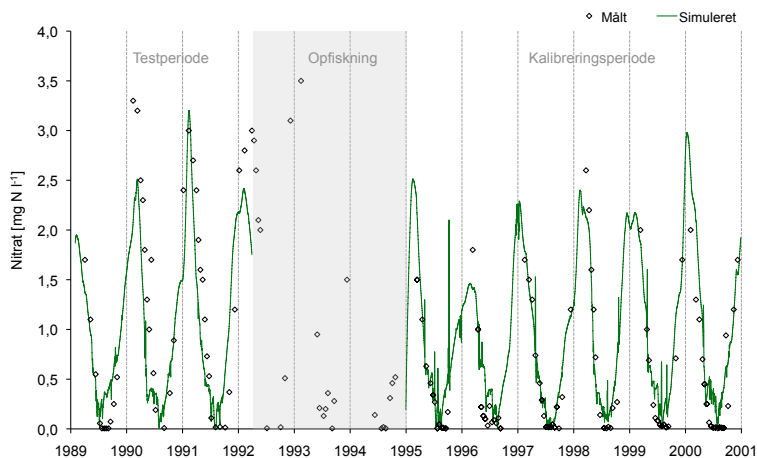
**Figur 3.** Plot af målt opløst ilt i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.



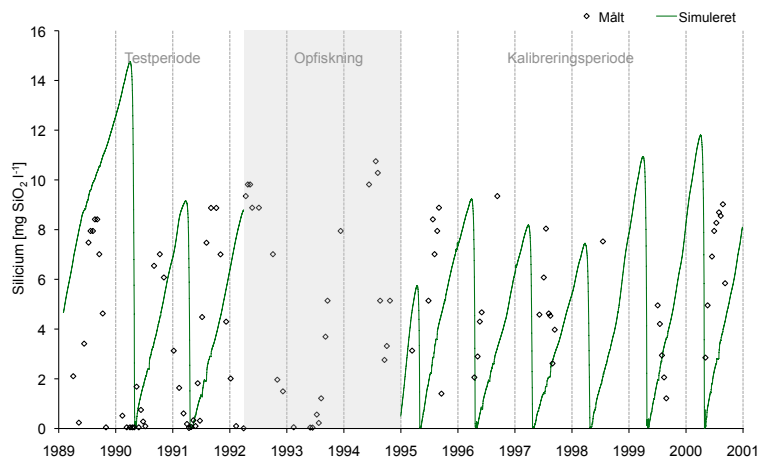
**Figur 4.** Plot af målt fosfat i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Målinger og simuleret data i kalibreringsperioden er fra 2 meters dybde, mens målinger og simuleret data fra testperioden er fra 1 meters dybde. Målingerne i opfiskningsperioden er fra 1 meters dybde.



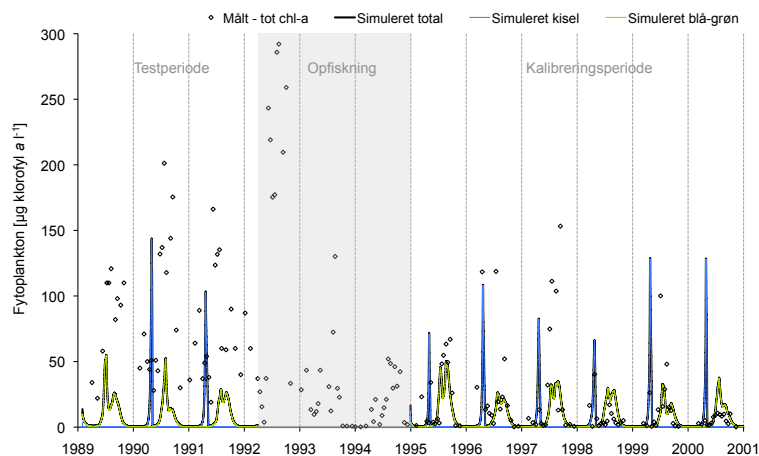
**Figur 5.** Plot af målt total fosfor i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Målinger og simuleret data i kalibreringsperioden er fra 1 meters dybde, mens målinger og simuleret data fra testperioden er fra 2 meters dybde. Målingerne i opfiskningsperioden er fra 1 meters dybde.



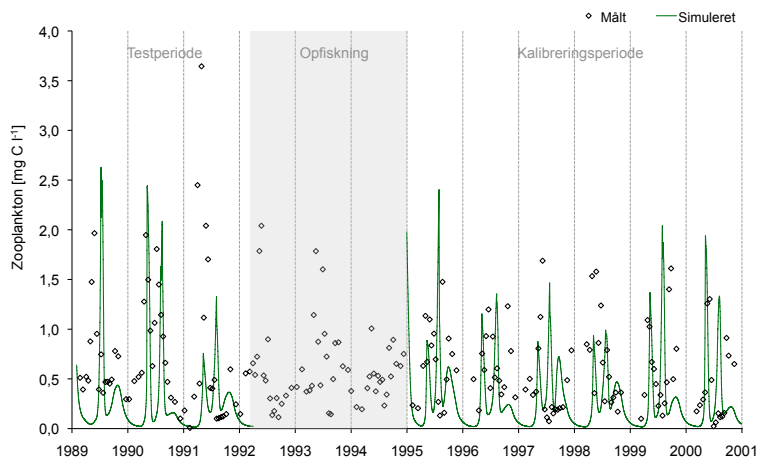
**Figur 6.** Plot af målt total kvælstof i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Målinger og simuleret data i kalibreringsperioden er fra 2 meters dybde, mens målinger og simuleret data fra testperioden er fra 1 meters dybde. Målingerne i opfiskningsperioden er fra 1 meters dybde.



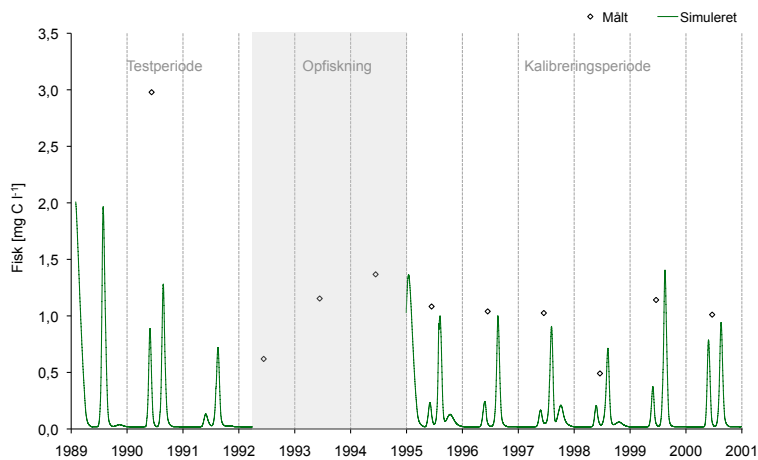
**Figur 7.** Plot af målt silicium i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Målinger og simuleret data i kalibreringsperioden er fra 2 meters dybde, mens målinger og simuleret data fra testperioden er fra 1 meters dybde. Målingerne i opfiskningsperioden er fra 1 meters dybde



**Figur 8.** Plot af målt fytoplankton i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder for Backward Cascade Simulation. Alle data er fra 1 meters dybde.



**Figur 9.** Plot af målt zooplankton for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder. Alle data er fra 1 meters dybde.



**Figur 10.** Plot af registreret fiskebiomasse i Engelsholm Sø for kalibreringsperioden (1995 - 2000) og testperioden (1989 – 1992) samt modeloutput for tilsvarende perioder. Alle data er fra 1 meter



# Søers økologiske tilstand

- et behov for fokus og handling