



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 636, 2007

# Sørestaurering i Danmark

Del II: Eksempelsamling

*[Tom side]*



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Aarhus Universitet

---

Faglig rapport fra DMU nr. 636, 2007

# Sørestaurering i Danmark

Del II: Eksempelsamling

**Redaktører**

Lone Liboriussen

Martin Søndergaard

Erik Jeppesen

## Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 636
Titel:	Sørestaurering i Danmark
Undertitel:	Del II: Eksempelsamling
Redaktører:	Lone Liboriussen, Martin Søndergaard & Erik Jeppesen Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
Forfattere:	Lone Liboriussen <sup>1)</sup> , Martin Søndergaard <sup>1)</sup> , Erik Jeppesen <sup>1)</sup> , Asger Roer Pedersen <sup>1)</sup> , Christian Skov <sup>2)</sup> , Henrik Skovgaard <sup>3)</sup> , Inge Christensen <sup>4)</sup> , Mette Bramm <sup>5)</sup> , Simon Marsbøl <sup>6)</sup> & Lise-Lotte Pedersen <sup>7)</sup>
Institutioner, afdelinger:	<sup>1)</sup> Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet <sup>2)</sup> Danmarks Fiskeriundersøgelser, Danmarks Tekniske Universitet <sup>3)</sup> Miljøcenter Århus <sup>4)</sup> Miljøcenter Ålborg <sup>5)</sup> Mariager Fjord Kommune <sup>6)</sup> Miljøcenter Ringkøbing <sup>7)</sup> Miljøcenter Ribe
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsesår:	November 2007
Redaktion afsluttet:	Juni 2007
Finansiel støtte:	Villum Kann Rasmussen Fonden, Skov- og Naturstyrelsen, Frederiksborg Amt, Vejle Amt, Storstrøms Amt, Århus Amt, Ribe Amt, Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Sønderjyllands Amt, Fyns Amt og Roskilde Amt
Bedes citeret:	Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007: Sørestaurering i Danmark. Del II: Eksempelsamling. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 312 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I denne del II af rapporten om sørestaurering i Danmark er der gennemgået 26 eksempler på restaureringer. De fleste eksempler omhandler opfiskning og udsætning af geddeyngel, men der er også eksempler, der beskriver iltning af bundvand og tilsætning af aluminium. Eksemplerne er beskrevet af personer, som direkte har været involveret i de enkelte projekter, dvs. især tidligere amtsmedarbejdere.
Emneord:	Næringsstoffer, fosfor, søer, restaurering, opfiskning, geddeudsætning, sediment, aluminium, iltning, undervandsplanter, plankton, fugle, bunddyr.
Layout og illustrationer:	Tinna Christensen, Grafisk Værksted, DMU Silkeborg
Sproglig redigering:	Anne-Mette Poulsen
ISBN:	978-87-7073-008-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	312
Internetversion:	Rapporten er kun tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <a href="http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del2.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del2.pdf</a>
Supplerende oplysninger:	Del I: Tværgående analyser findes både som trykt og elektronisk version. Den elektroniske version kan findes på DMU's hjemmeside <a href="http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del1.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del1.pdf</a>

# Indhold

## Indledning 7

### 1 Arreskov Sø 9

- 1.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 9
- 1.2 Beskrivelse af indgrebet 10
- 1.3 Effekter af indgrebet 11
- 1.4 Konklusioner 21
- 1.5 Opfølgning 22
- 1.6 Referencer 23

### 2 Bastrup Sø 24

- 2.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 24
- 2.2 Beskrivelse af indgrebet 26
- 2.3 Effekter af indgrebet 27
- 2.4 Konklusioner 30
- 2.5 Opfølgning og forventet udvikling 30
- 2.6 Referencer 30

### 3 Borbjerg Møllesø 31

- 3.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 31
- 3.2 Beskrivelse af indgrebet 33
- 3.3 Effekter af indgrebet 35
- 3.4 Konklusioner 40
- 3.5 Opfølgning og fremtidig udvikling 41

### 4 Borup Sø 43

- 4.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 43
- 4.2 Beskrivelse af indgrebet 45
- 4.3 Effekter af indgrebet 47
- 4.4 Konklusioner 50
- 4.5 Opfølgning og forventet udvikling 51
- 4.6 Referencer 51

### 5 Ejstrup Sø 52

- 5.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 52
- 5.2 Beskrivelse af Indgrebet 54
- 5.3 Effekter af indgrebet 55
- 5.4 Konklusioner 58

### 6 Engelsholm Sø 59

- 6.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 59
- 6.2 Beskrivelse af indgrebet 61
- 6.3 Effekter af indgrebet 62
- 6.4 Konklusioner 69
- 6.5 Opfølgning 70
- 6.6 Referencer 70

### 7 Frederiksborg Slotssø 71

- 7.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 71
- 7.2 Beskrivelse af indgrebet 74
- 7.3 Effekter af indgrebet 77
- 7.4 Konklusioner 83
- 7.5 Opfølgning 84
- 7.6 Referencer 84

## **8 Furesø 85**

- 8.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 85
- 8.2 Beskrivelse af indgrebet 88
- 8.3 Effekter af indgrebet 91
- 8.4 Konklusioner 99
- 8.5 Opfølgning 99
- 8.6 Referencer 100

## **9 Hald Sø 101**

- 9.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 101
- 9.2 Beskrivelse af indgrebet 102
- 9.3 Effekter af indgrebet 103
- 9.4 Konklusioner 109
- 9.5 Opfølgning og forventet udvikling 109
- 9.6 Referencer 110

## **10 Hale Sø 112**

- 10.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 112
- 10.2 Beskrivelse af indgrebet 113
- 10.3 Effekter af indgrebet 114
- 10.4 Konklusioner 115
- 10.5 Opfølgning og forventet udvikling 116
- 10.6 Referencer 117

## **11 De Indre Søer – Skt. Jørgens Sø, Peblinge Sø og Sortedams Sø 118**

- 11.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 118
- 11.2 Beskrivelse af indgrebet 123
- 11.3 Effekter af indgrebet 124
- 11.4 Konklusioner 131
- 11.5 Opfølgning 133
- 11.6 Udvalgte referencer 133

## **12 Klejtrup Sø 141**

- 12.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 141
- 12.2 Beskrivelse af indgrebet 149
- 12.3 Effekter af indgrebet 149
- 12.4 Konklusioner 152
- 12.5 Opfølgning og forventet udvikling 153
- 12.6 Referencer 153

## **13 Klokkerholm Møllesø 154**

- 13.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 154
- 13.2 Beskrivelse af indgrebet 157
- 13.3 Effekter af indgrebet 158
- 13.4 Konklusioner 161
- 13.5 Opfølgning og forventet udvikling 162
- 13.6 Referencer 162

## **14 Kollelev Mose 164**

- 14.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 164
- 14.2 Beskrivelse af indgrebet 165
- 14.3 Effekter af indgrebet 167
- 14.4 Konklusioner 173
- 14.5 Opfølgning og forventet udvikling 174

## **15 Maribo Sønderlø 175**

- 15.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 175
- 15.2 Beskrivelse af indgrebet 176
- 15.3 Effekter af indgrebet 182
- 15.4 Konklusioner 194
- 15.5 Referencer 195

## **16 Nydam 197**

- 16.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 197
- 16.2 Beskrivelse af indgrebet 199
- 16.3 Effekter af indgrebet 200
- 16.4 Konklusioner 202
- 16.5 Opfølgning og forventet udvikling 202
- 16.6 Referencer 203

## **17 Ramten og Dystrup Sø 204**

- 17.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 204
- 17.2 Beskrivelse af indgrebet 206
- 17.3 Effekter af indgrebet 208
- 17.4 Konklusioner 213
- 17.5 Opfølgning og forventet udvikling 214
- 17.6 Referencer 215

## **18 Rugård Nørresø 216**

- 18.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 216
- 18.2 Beskrivelse af indgrebet 218
- 18.3 Effekter af indgrebet 220
- 18.4 Konklusioner 223
- 18.5 Opfølgning og forventet udvikling 224
- 18.6 Referencer 224

## **19 Rørbæk Sø 225**

- 19.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 225
- 19.2 Beskrivelse af indgrebet 227
- 19.3 Effekter af indgrebet 229
- 19.4 Konklusioner 236
- 19.5 Opfølgning og forventet udvikling 237

## **20 Skærsø 238**

- 20.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 238
- 20.2 Beskrivelse af indgrebet 243
- 20.3 Effekter af indgrebet 245
- 20.4 Konklusioner 246
- 20.5 Opfølgning 247
- 20.6 Referencer 247

## **21 Stubbe Sø 249**

- 21.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 249
- 21.2 Beskrivelse af indgrebet 251
- 21.3 Effekter af indgrebet 253
- 21.4 Konklusioner 257
- 21.5 Opfølgning og forventet udvikling 258
- 21.6 Referencer 258

## **22 Søbo Sø 260**

- 22.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 260
- 22.2 Beskrivelse af indgrebet 261
- 22.3 Effekter af indgrebet 261

- 22.4 Konklusioner 266
- 22.5 Opfølgning 266

### **23 Sønderby Sø 267**

- 23.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 267
- 23.2 Beskrivelse af indgrebet 268
- 23.3 Effekter af indgrebet 269
- 23.4 Konklusioner 275
- 23.5 Opfølgning 275
- 23.6 Referencer 276

### **24 Torup Sø - Iltning af bundvand 277**

- 24.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 277
- 24.2 Beskrivelse af indgrebet 280
- 24.3 Effekter af indgrebet 283
- 24.4 Konklusioner 290
- 24.5 Opfølgning 292
- 24.6 Referencer 293

### **25 Vedsted Sø 294**

- 25.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 294
- 25.2 Beskrivelse af indgrebet 295
- 25.3 Effekter af indgrebet 296
- 25.4 Konklusioner 299
- 25.5 Opfølgning og forventet udvikling 300
- 25.6 Referencer 301

### **26 Væng Sø 303**

- 26.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet 303
- 26.2 Beskrivelse af indgrebet 305
- 26.3 Effekter af indgrebet 306
- 26.4 Konklusioner 311
- 26.5 Opfølgning og forventet udvikling 312
- 26.6 Referencer 312



## Indledning

I denne 2. del af rapporten: Sørestaurering i Danmark, er der samlet i alt 26 eksempler på såvel succesfulde som mindre succesfulde restaureringsindgreb foretaget i Danmark mellem 1985 og 2006. Eksemplerne omfatter både søer, hvor der kun er foretaget en enkelt indgrebstype, og søer, hvor flere indgrebstyper har været kombineret. I 22 søer er der foretaget opfiskning af fredfisk, 14 søer har fået udsat geddeyngel, fem søer er blevet iltet, og tre søer er behandlet med aluminium (tabel 1).

Restaureringseksemplerne er skrevet af de medarbejdere ved de nu nedlagte amter/Københavns kommune, som har haft specielt viden om de restaurerede søer, eller af konsulenter, der sammen med amterne har stået for gennemførelsen af de enkelte projekter.

Der er ikke på nogen måde foretaget en udvælgelse af specielt vellykkede og interessante projekter eller en bortcensurering af mindre succesfulde eller decideret mislykkede indgreb. Udvælgelsen af eksemplerne er alene baseret på, hvilke amter der havde tid og ressourcer til at bidrage med materiale til rapporten.

Alle eksemplerne er skrevet efter en fælles skabelon, som ud over at beskrive selve søen og indgrebet også beskriver tilstanden før og efter indgrebet, og der er på ingen måde redigeret i de fortolkninger og konklusioner, som amterne og konsulenterne har draget.

**Tabel 1** Oversigt over de 26 eksempler på sørestaurering og hvilke metoder der har været anvendt i de forskellige søer.

Eksempel	Sø	Opfiskning	Rovfisk	Iltning	Aluminium/Jern
1	Arreskov Sø	x	x		
2	Bastrup Sø	x	x		
3	Borbjerg Møllesø	x	x		
4	Borup Sø	x	x		
5	Ejstrup Sø	x			
6	Engelsholm Sø	x			
7	Frederiksborg Slotssø	x	x		Alu
8	Furesø	x	x	x	
9	Hald Sø			x	
10	Hale Sø	x			
11	De Indre Søer	x	x		
12	Klejtrup Sø	x	x		
13	Klokkerholm Møllesø	x			
14	Kollelev Mose	x		(x)	Alu / Jern
15	Maribo Søndersø	x	x		
16	Nydam	x			
17	Ramten Sø	x	x		
18	Rugård Nørresø	x	x		
19	Rørbæk Sø	x			
20	Skærsø	x	x		
21	Stubbe Sø	x	x		
22	Søbo Sø	x	x		
23	Sønderby Sø				Alu
24	Torup Sø	x	x	x	
25	Vedsted Sø			x	
26	Væng Sø	x			

# 1 Arreskov Sø

af Kjeld Sandby Hansen og Jonas Hansen, Fyns Amt

## 1.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Arreskov Sø er Fyns største sø og ligger i Faaborg Kommune på Sydfyn ved Svanninge Bakker. Oplandet er på i alt 24,9 km<sup>2</sup> med stor andel af skov (29 %), men hovedparten (56 %) består af landbrugsområder. Jordbunden består overvejende af lerblandet sand.

De morfometriske data fremgår af tabel 1.1. Beliggenhed og dybdeforhold fremgår af figur 1.1.

**Tabel 1.1** Morfometriske data for Arreskov Sø.

Arreskov Sø	
Overfladeareal	317 ha
Middeldybde	1,9 m
Maksimumsdybde	3,7 m
Volumen	5.880.000 m <sup>3</sup>
Hydraulisk opholdstid	1,1 år

En tilførsel af mekanisk rensset spildevand fra Korinth (970 PE) blev afskåret i 1983. Herved blev fosfortilførslen til søen reduceret med 70 % og kvælstoftilførslen med 10 %. Søen tilføres stadig spildevand fra spredt bebyggelse, men denne tilførsel er på retur i takt med, at der gennemføres videregående rensning/nedsivning/kloakering ved ejendommene. Husdyrtætheden i oplandet er forholdsvis lav.

I 2003 etableredes et Vandmiljøplan II vådområde i det største tilløb til søen. Vådområdet forventes at reducere kvælstoftilførslen med op til 5 tons pr. år, hvorimod der kun kan forventes en svag reduktion i fosfortilførslen.

Søen havde allerede i 1920 uklart vand, og undervandsplanter manglede. Fra 1930'erne og frem blev der jævnligt konstateret dårlige miljøforhold i søen, og i 1966 blev det vurderet, at spildevandstilførslen fra Korinth havde påvirket søens miljøtilstand.

Efter afskæringen af spildevand i 1983 skete der ikke umiddelbart en forbedring af søens tilstand. Der optrådte snarere en forværring op gennem 1980'erne, hvor søen havde meget uklart vand og en stor algemængde.



Figur 1.1 Beliggenhed og dybdekort for Arreskov Sø.

## 1.2 Beskrivelse af indgrebet

Indgrebet som helhed bestod af dels en menneskeskabt, dels en naturbettinget reduktion af fiskebestanden. Der har siden 1963 været erhvervsfiskeri efter ål i søen. I forbindelse med dette er de fredfisk, der gik i garnene, blevet fjernet fra søen. Mængden af opfiskede fisk har svinget fra år til år, og fra 1983 til 1988 var opfiskningen meget ringe.

I 1989-1991 gik mange fredfisk i erhvervsfiskerens bundgarn. Gennem disse tre år fjernedes herved 56 tons skaller og især brasen fra søen. Der til kom, at erhvervsfiskeren i vinteren 1991-92 fjernede 5-10 tons småskaller og småbrasen, der havde samlet sig i afløbet. I 1992 klarede vandet op, hvilket betød, at skarver begyndte at fiske i søen. Disse anslås at have fjernet 5-10 tons fisk dette år. I alt blev der således i årene 1989-1992 fjernet 70-80 tons skaller og brasener fra søen.

Derudover har dårlige miljøforhold i den varme juli måned 1992 tilsyneladende dræbt en betydelig, om end ukendt, fiskemængde. Der blev ikke fundet døde fisk, men en fiskeundersøgelse i august 1992 viste - sammen med udviklingen i søens økologiske forhold - at en betydelig ændring i fiskebestanden havde fundet sted på dette tidspunkt.

I 1995-1997 iværksatte Fyns Amt et bekæmpelsesfiskeri efter brasen i gydeperioden, og opfiskede herved i alt 8,7 tons brasener, fordelt med 4,0, 4,1 og 0,6 tons på de enkelte år. Desuden udsatte amtet geddeyngel i årene 1993 og 1995-97, hhv. 15.000, 30.000 og 2 gange 50.000 stk.

Den samlede indsats fremgår af tabel 1.2.

**Tabel 1.2** Fiskefjernelse og geddeudsætning i Arreskov Sø 1989-1997

Årstal	Opfiskning, tons	Fjernet med Skarver, tons	Udsat geddeyngel, stk.
1989	18		
1990	16		
1991	22		
1992	5-10	5-10	
1993			15.000
1994			
1995	4,0		30.000
1996	4,1		50.000
1997	0,6		50.000

Indgrebet har således strakt sig over en længere periode, begyndende i 1989 og afsluttet i 1997. Den største enkeltbegivenhed og den, der gav den tydeligste ændring af søens økologiske forhold, var dog den "naturlige" fiskedød i 1992. Den indsats, som Fyns Amt gennemførte i 1993-1997, var således en form for vedligeholdelse af de ændringer, der var sket i 1992.

Desuden er der siden 2002 gennemført en regulering af vandstanden i søen, så der sikres afløb fra søen gennem hele sommerperioden. Tidligere kunne der være flere måneder gennem sommeren, hvor der ikke var afløb fra søen. Det betød, at den fosfor, der om sommeren frigives fra sedimentet, ikke kunne løbe ud af søen. Med den nye "afløbspolitik" øges aflastningen af specielt fosfor, således at en ny ligevægtstilstand forventes at indstille sig hurtigere.

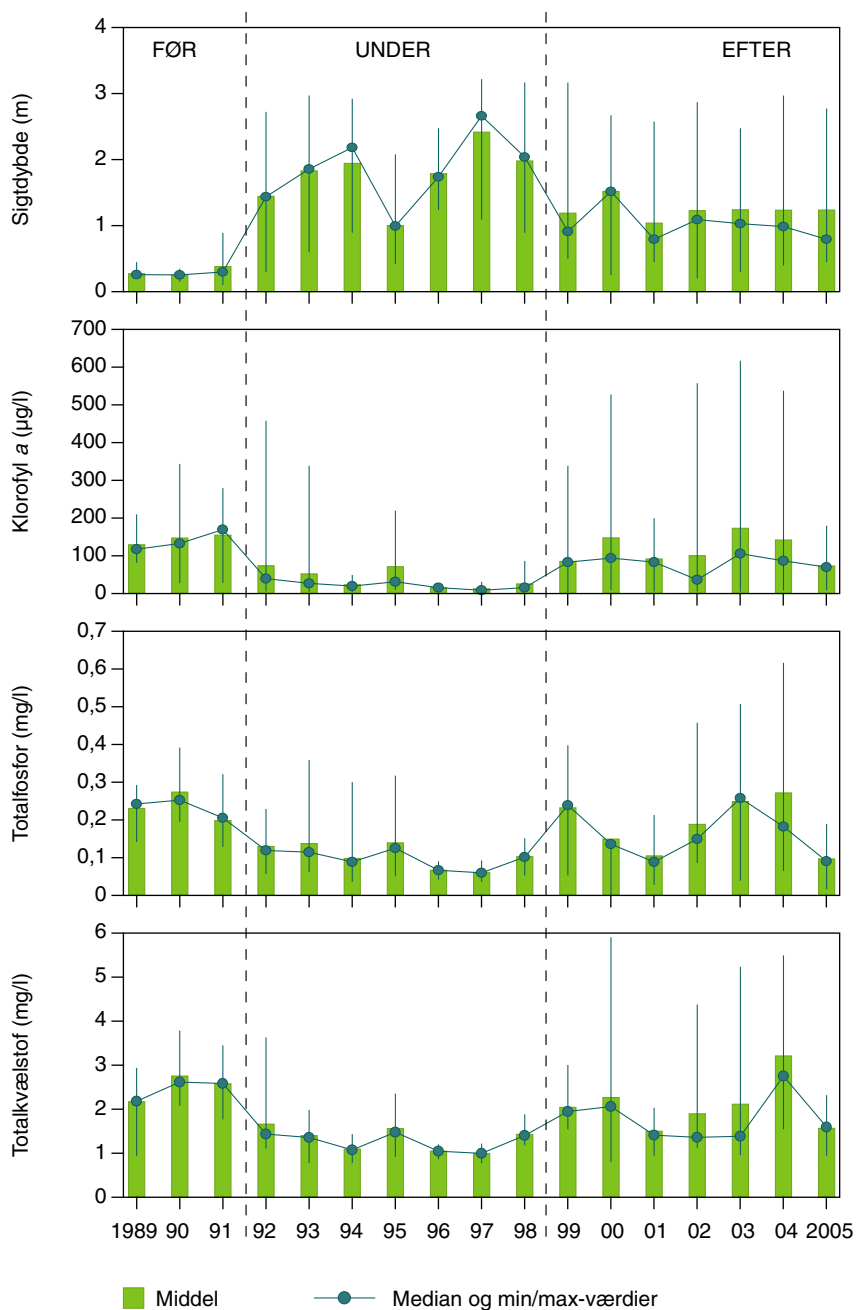
### 1.3 Effekter af indgrebet

Når vi i det følgende skal se på effekter af fiskedød/biomanipulation, deles søens udvikling op i tre faser: før (1989-1991) under (1992-1998) og efter (1999-2005). I før-fasen var fiskebestanden antagelig stor (hvor stor vides dog ikke), og der var en massiv intern belastning med fosfor. I "under"-fasen var fiskebestanden meget lav som følge af den kombinerede effekt af fiskedød, opfiskning/geddeudsætning og overdødelighed hos fiskeyngel. Desuden var den interne belastning ringe, bl.a. som følge af klart vand og en undervandsvegetation under udbredelse. I efterfasen skete der en vis øgning i fiskebiomassen, men først og fremmest tiltog den interne belastning med forøget fosforindhold og massive opblomstringer af blågrønalger til følge.

#### Vandkemi

Udviklingen i Arreskov Sø's sigtddybde og indhold af klorofyl, fosfor og kvælstof fremgår af figur 1.2.

**Figur 1.2** Overfladevandets sigtddybde og indhold af klorofyl a, totalfosfor og totalkvælstof i sommerperioden for Arreskov Sø, 1989-2005.



Som følge af indgrebet steg middelsigtddybden i sommerperioden fra 0,25-0,38 m før indgrebet til 1,0-2,4 m under indgrebet. Der var således tale om en tydelig klarvandsfase. Efter indgrebet har sigtddybden ligget på 1,0-1,5 m.

**Tabel 1.3** Middelværdi af sommergennemsnit før, under og efter fiskedød/biomanipulation i Arreskov Sø.

Parameter	Før (1989-1991)	Under (1992-1998)	Efter (1999-2005)
Sigt dybde, m	0,30	1,79	1,25
Klorofyl a, µg/l	144	39	116
Total-N, mg/l	2,91	1,53	2,43
Nitrat-N, mg/l	0,14	0,10	0,08
Total-P, mg/l	0,24	0,11	0,19
PO <sub>4</sub> -P, mg/l	0,03	0,02	0,06

Sigt dybden i sommerperioden steg signifikant (med næsten 1,5 m) under indgrebet og har også efter indgrebet ligget signifikant næsten 1 m højere end før. Desuden har specielt forårs- og forsommerperioden (marts-medio juni) været klarvandet næsten alle årene under og efter indgrebet med sigt dybder på 1,5-2,3 m. Klorofyl, totalkvælstof og totalfosfor faldt signifikant under indgrebet, men har efter 1999 været meget svingende, således at der ikke er nogen signifikant ændring i forhold til før indgrebet. Gennemsnittet efter indgrebet er dog lavere end før.

### Massebalance

Massebalancen for kvælstof og fosfor udviser betydelig variation før, under og efter perioden med fiskedød/biomanipulation, se tabel 1.4.

**Tabel 1.4** Massebalance for N og P i Arreskov Sø før (1989-1991) under (1992-1998) og efter (1999-2005) fiskedød/biomanipulation i Arreskov Sø.

	Før	Under	Efter
N-indløbskoncentration, mg/l	4,46	4,20	3,57
N-til, kg	31643	34194	28914
N-fra, kg	24331	14418	16636
Tab, kg	7311	19776	12278
Tab, %	23	58	42
P-indløbskoncentration, mg/l	0,078	0,071	0,072
P-til, kg	548	577	583
P-fra, kg	877	471	695
Tab, kg	-329	105	-112
Tab, %	-60	18	-19

Indløbskoncentrationen for kvælstof har været faldende igennem perioden 1989-2005. Ser man på omsætningen i søen var der i før-situationen et forholdsvis lille nettotab i søen på 23 %. Under den klarvandede fase steg tilbageholdelsen til 58 % og faldt siden til 42 %, hvilket er tæt på det niveau, man ville vente ud fra søens morfometri og opholdstid.

Tilsvarende var der for fosfor en kraftig frigivelse af ophobet fosfor i sedimentet før indgrebet, idet der netto blev frigivet 329 kg/år svarende til 60 % af den tilførte mængde. I klarvandsfasen skete der derimod en tilbageholdelse på 18 %, og herefter er der igen sket en netto frigivelse i perioden 1999-2005. Indløbskoncentrationen er faldet svagt gennem hele perioden.

Ovenstående kan først og fremmest forklares ved, at klarvandsfasen har forårsaget en mindsket frigivelse af fosfor ophobet i sedimentet. Dette hænger sammen med, at de forbedrede lysforhold giver mulighed for vækst af kiselalger og undervandsplanter på bunden, hvilket dels stabiliserer bunden, dels forbedrer iltforholdene i det øverste sediment, hvor-

ved fosfor bindes bedre til jern. Endvidere har den store reduktion af brasenbestanden mindsket den oprodning af bunden, der finder sted, når brasen under fødesøgning pumper sedimentet op fra bunden for at fange myggelarver m.m. For kvælstofs vedkommende skyldes den øgede omsætning i klarvandsfasen, at de udbredte vandplanter optager kvælstof fra vandet. Men selv uden undervandsplanter vil den mindskede algemængde give denitrificerende bakterier mere nitrat til rådighed. Herved øges denitrifikationen (Jeppesen et al., 1998).

## Biologiske forhold

### Plankton

Før indgrebet var planktonmængden høj og bestod overvejende af blågrønalger (68 %), især slægterne *Microcystis* og *Anabaena*. Under indgrebet reduceredes planktonmængden til en fjerdedel (tabel 1.5). Det var stadig blågrønalger, der dominerede, men nu var det slægterne *Aphanizomenon* (især *flos-aquae*) og de første par år *Gloeotrichia echinulata*. Efter indgrebet er planktonmængden igen steget, og nogle år til meget høje værdier, således at gennemsnitsværdien (46 mm<sup>3</sup>/l) faktisk er højere end før indgrebet. Det er nu i endnu højere grad blågrønalger – især *Aphanizomenon flos-aquae*, der dominerer.

**Tabel 1.5** Gennemsnit af plante- og dyreplankton data i sommerperioderne før (1989-1991), under (1992-1998) og efter (1999-2005) fiskedød/biomanipulation.

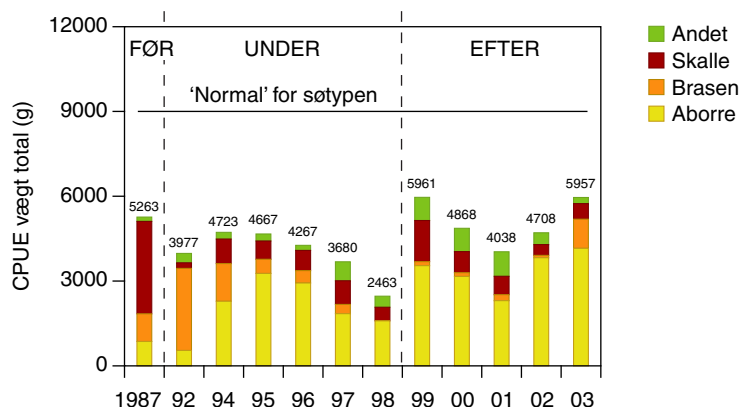
	Før	Under	Efter
Total planteplankton, mm <sup>3</sup> /l	33	8,5	46
Blågrønalger, % af biomasse	68	67	94
Total dyreplankton, mg TV/l	1,05	0,62	0,91
Dyre-/planteplankton-forhold (tørvægt)	0,11	0,25	0,07
Cladoceer, % af biomasse	67	76	77
Cladoceer middellængde, µm	415	922	1065

Mængden af dyreplankton har været høj gennem hele perioden og ikke varieret så meget. Biomassen gik dog ned i forbindelse med den lave planteplanktonmængde under indgrebet. Forholdet mellem dyre- og planteplankton blev således væsentligt forøget, hvilket indikerer, at dyreplanktonet spillede en langt større rolle for regulering af planteplanktonmængden i denne periode. Yderligere skete der under indgrebet en kraftig forøgelse af andelen af store cladoceer, som er effektive algespisere (andelen af cladoceer steg fra 67 til 76 % og deres middellængde mere end fordobledes fra 415 µm til 922 µm). Dette viser dels, at prædationen fra fisk har været meget begrænset, dels at dyreplanktonet har bestået af arter, der har en stor kapacitet for at græsse alger.

Efter indgrebet er det fortsat store cladoceer, der dominerer dyreplanktonet, og deres biomasse er høj. Dette viser, at det ikke er en nedgang i græsning, der er årsag til de høje algemængder, men snarere at de tilstedeværende alger – især *Aphanizomenon* – er i stand til at undgå græsningen. Samtidig viser det, at prædationen fra fisk fortsat er lille. Resultaterne fra 2005 og tyder dog på, at prædationen fra fisk er stigende.



**Figur 1.3** Fangst pr. net (CPUE) i Arreskov Sø 1987-2003. Desuden er middelfangsten i søer, som mht. gennemsnitsdybde og fosforniveau er sammenlignelige med Arreskov Sø, angivet som "normal" for søtypen.



## Fisk

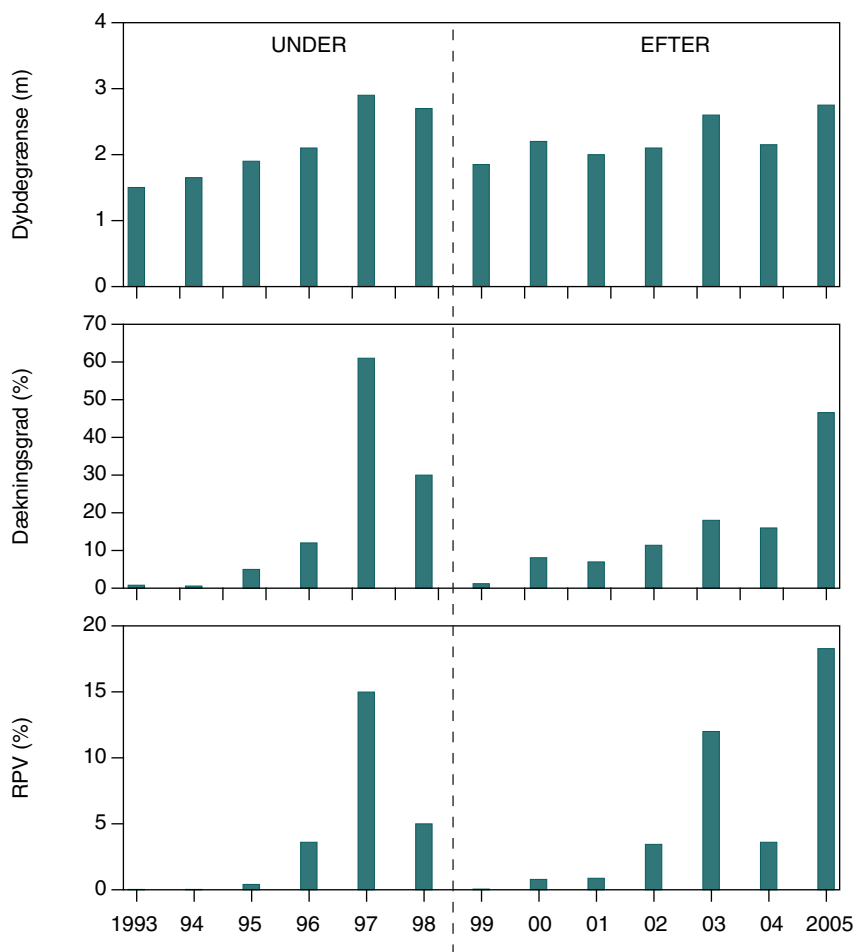
Udviklingen i fiskebestanden fremgår af figur 1.3. Fiskebestanden har gennem hele perioden været lav i forhold til søer med sammenlignelige gennemsnitsdybde og fosforniveau. Der er ikke nogen undersøgelse i "før"-perioden, bortset fra en undersøgelse i 1987, hvor fiskebestanden heller ikke var særlig stor. Det må dog antages, at den planktivore fiskebestand imellem 1987 og 1992 - og dermed i før-perioden - har været væsentlig højere, hvilket bl.a. indikeres af den ringe middellængde af cladoccer i 1989-1991. I 1987 var fiskebestanden domineret af store skaller, men i 1992 umiddelbart efter fiskedøden udgjorde brasen størsteparten af fangsten. Med det efterfølgende målrettede bekæmpelsesfiskeri efter brasen udgjorde disse en stærkt faldende andel af bestanden, og fra 1994 har aborren været den dominerende art. Den samlede fangst er steget lidt efter indgrebet, men var i 1993 stadig forholdsvis lav. Observationer af plankton i 2005 tyder imidlertid på, at bestanden af planktivore fisk igen er stigende.

## Undervandsplanter

Undervandsplanternes dybdegrænse, dækningsgrad og det relative plantefyldte volumen fremgår af figur 1.4.

Før fiskedøden/biomanipulationen var der så godt som ingen undervandsvegetation i søen. Da vandet klarede op, bredte vegetationen sig og toppede i 1997 med en dækningsgrad på 61 %. Herefter aftog vegetationsens udbredelse betydeligt i forbindelse med massive opblomstringer af

**Figur 1.4** Dybdegrænse, dækningsgrad og relativt plantefyldt volumen (RPV) for undervandsvegetationen i Arreskov Sø, 1993-2005.



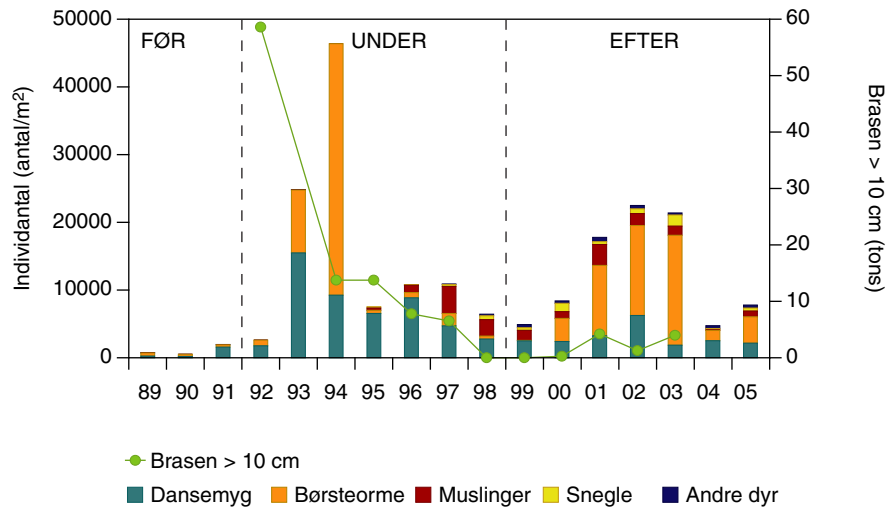
blågrøn alger, men i 2005 (og 2006) har udbredelsen igen været stor, med en dækningsgrad på 47 % i 2005. De indvandrede arter er velkendte fra eutrofe fynske søer: Børstebladet -, Spinkel - og Kruket Vandaks, Stilket Vandkrans, Tornfrøet Hornblad og Kransnålalger. Vegetationsundersøgelserne er alle årene udført midt i juli før de massive opblomstringer af blågrøn alger, der typisk har medført en kraftig tilbagegang for undervandsvegetationen i august. Derved er både dybdegrænse og udbredelse i mange af årene større end det resultat, man ville have fået, hvis undersøgelsen var lavet f.eks. i slutningen af august.

### Bundfauna

Der er foretaget undersøgelser af bundfaunaen siden 1989. Generelt er bunddyrssamfundet i søen relativt ensartet og domineret af børsteorm og dansemyg (figur 1.5), hvilket er kendetegnende for profundalfaunaen i eutrofe søer.

Før fiskedød og biomanipulation var bunddyrspopulationen fåtallig og bestod næsten udelukkende af børsteorme og dansemyg. Under/efter fiskedød og biomanipulation, hvor særligt brasen, skalle og ål blev reduceret, eksploderede individantallet af bunddyr i 1993-94 til ca. 46.000 individer/m<sup>2</sup> (figur 1.5), hvilket antagelig skyldes et markant fald i prædationstrykket fra voksne brasen. Voksne brasen lever således oftest af bundlevende smådyr, og myggelarver foretrækkes. Yngel og ungfisk af brasen æder derimod primært dyreplankton.

**Figur 1.5** Udviklingen i antallet af bunddyr i relation til brasenbiomassen > 10 cm. Se i øvrigt tekst til tabel 1.6.



Under og efter fiskedød og biomanipulation er der sket en markant stigning i antallet af både arter/taxa og i antallet af individer (figur 1.5 og tabel 1.6). Dette kan skyldes en kombination af flere faktorer:

- Mere udbredt undervandsvegetation. Der er større prædation fra fisk på bunddyr i vegetationsløse søer.
- Mindsket resuspension ved øget plantedække, hvilket stabiliserer miljøforholdene for bunddyrene i sedimentet.
- Klarere vand giver et mere varieret fødeudbud af forskellige alger/makrofyter.
- Bedre iltforhold i og ved bunden.
- Ringere prædationstryk fra en reduceret fiskebestand.

**Tabel 1.6** Bundfauna i Arreskov Sø, før (1989-1991), under (1992-1998) og efter (1999-2005) fiskedød og biomanipulation. Gennemsnitligt individantal pr. m<sup>2</sup> af 10 enkeltprøver på én station i dybdeintervallet 2,8-3,1 m i perioden 1989-2003, mens perioden 2004-2005 er gennemsnit af 12 enkeltprøver i dybdeintervallet 2,2-2,6 m.

	Før (1989-1991)	Under (1992-1998)	Efter (1999-2005)
Individantal pr. m <sup>2</sup>	1079	15.640	12.485
Antal taxa	5	9	12

### Fugle

Ynglende og rastende fugle er talt op regelmæssigt i 1980-2004, og ændringerne i søens miljøtilstand som følge af fiskedød og biomanipulation afspejles i høj grad også i de observerede fugle ved søen.

**Table 1.7** Gennemsnitligt antal af ynglende par af vandfugle ved Arreskov Sø før (1989-1991), under (1992-1998) og efter (1999-2004) fiskedød og biomanipulation i søen. Der er tale om minimumstal.

Ynglefugle	Ynglepar			Par pr. 10 ha		
	Før	Under	Efter	Før	Under	Efter
Lille Lappedykker			0-1			
Toppet Lappedykker	9	17	15	0,3	0,5	0,5
Rørdrum	0	0	0-1			
Knopsvane	2	5	10	0,0	0,2	0,3
Grågås	32	20	27			
Gravand	4	3	2			
Gråand	5	7	10			
Skeand	3	2	2			
Taffeland	2	3	3			
Troldand	7	7	10			
Vandrikse	4	1	3			
Grønbenet rørhøne	3	1	0			
Blishøne	5	31	27	0,1	1,0	0,9
Samlet	71	96	109			

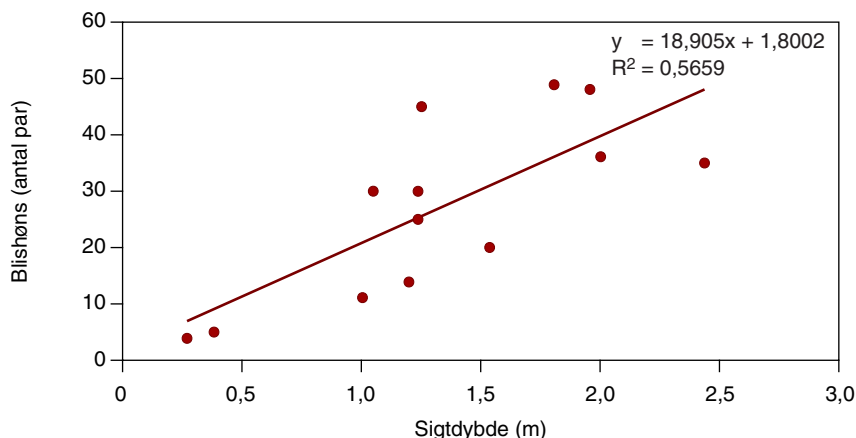
### Ynglefugle

Det samlede antal ynglefugle ved søen er steget under og efter fiskedød og biomanipulation. Således har der været i gennemsnit 109 ynglepar efter indgrebet mod 71 før. Det maksimale antal ynglepar (140) fandtes i 2003. Ændringen er især sket for de planteædende fugle Knopsvane og Blishøne, som har hhv. fem- og seksdoblet deres antal i forhold til førperioden. På grund af vegetationens henfald i sensommeren, som følge af store blågrønalgoplomstringer i "efter-perioden", er svaneungerne dog flere år døde af sult.

Sammenstilles antallet af ynglende Blishøns med sommersigtedybden det pågældende år ses en overraskende tæt lineær sammenhæng ( $R^2 = 0,57$ ), se figur 1.6. Sammenstillingen viser, at en øgning af sommersigtedybden på 0,5 m har "givet plads" til omkring ni ekstra ynglepar af Blishøns. Blishønsene reagerede meget hurtigt på opklaringen af vandet, da blishøns også kan leve af de trådgrønner, som kom med det samme efter opklaringen. Desuden spiser de smådyr. I modsætning hertil skal Knopsvanerne afvente, at en egentlig undervandsvegetation etablerer sig. For Knopsvane er der ligeledes en sammenhæng mellem sigtddybde og antal ynglepar, om end knap så pæn. Udelades perioden 1992-1997, hvor både vegetation og svanebestand skulle etablere sig, er der stadig 9 observationer tilbage, og en regressionslinie på  $y = 7,98 - 0,35x$  ( $R^2 = 0,53$ ) viser, at antallet af ynglepar kan øges med ca. 4, når sommersigtedybden stiger 0,5 m.

For især blishøns er bestanden dog stadig lav i forhold til stabilt klarvandede søer med udbredt undervandsvegetation, som Røgbølle Sø på Lolland, hvor tætheden i mange år i perioden 1985-2000 har været omkring 4,9 par pr. 10 ha (Storstrøms Amt, 2001) imod omkring 1 i Arreskov Sø. Tilsvarende var antallet af knopsvane i Røgbølle Sø 0,59-0,74 par pr. 10 ha i samme periode mod 0,2-0,3 i Arreskov Sø.

**Figur 1.6** Antallet af ynglepar af Blishøne i Arreskov Sø 1989-2004 sammenstillet med sommersigtdybden det pågældende år. Årene 1992-1993 er udeladt, da den forbedrede sigtdybde i disse år endnu ikke havde givet anledning til øget undervandsvegetation.



Det klare vand synes også at have forbedret forholdene for Toppet Lappedykker, der har flere ynglepar efter indgrebet. Dette kan hænge sammen med, at der efter opklaringen har været mange år med stor produktion af fiskeyngel, dels at småfiskene er nemmere at fange i det klare vand.

### Samlet antal fugle

Arreskov Sø har også stor betydning for ikke-ynglende fugle, der bruger søen som raste- og fourageringsplads. Også for disse fugle har ændringerne haft stor betydning, hvilket kan dokumenteres på baggrund af et stort antal tællinger hvert år i perioden 1980-2004. Tabel 1.8 viser årsgennemsnittet af fugle ved søen og indeholder derfor både ynglende og rastende fugle. Ændringen er også her særlig udtalt for de planteædende fugle Knopsvane og Blishøne, hvis antal steg markant i årene under/efter fiskedød og biomanipulation (tabel 1.8 og figur 1.7). Især i årene 1996-98, hvor vegetationen bredte sig voldsomt i søen, steg populationen af Knopsvane og Blishøne markant, med op til 190 knopsvaner og 6000 blishøns om efteråret. Herefter faldt populationen, samtidig med at undervandsvegetationen stort set forsvandt i 1999. Herefter har antallet af Knopsvane ligget nogenlunde konstant, mens antallet af Blishøns har været mere varierende, men dog stigende siden 2001.

Bestandsudviklingen for de fiskeædende fugle Toppet Lappedykker og Stor Skallesluger har vist modsatrettede tendenser, idet antallet af lappedykkere er fordoblet, mens skallesluger er reduceret under/efter perioden med fiskedød/biomanipulation (tabel 1.8).

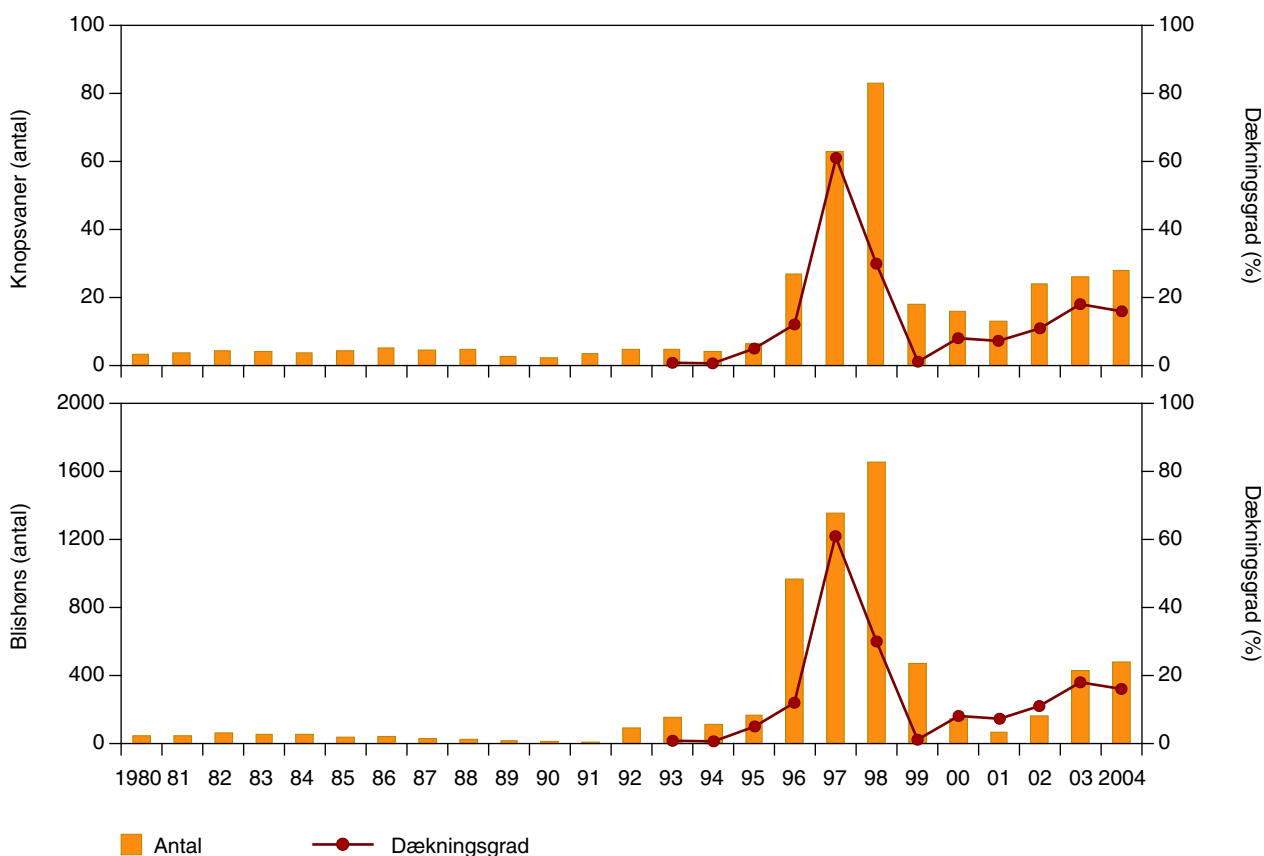
Toppet Lappedykker æder hovedsageligt småfisk fra søen i størrelsen 3-20 cm. Bestanden er steget i søen trods en generel nedgang i bestanden på landsplan siden 1970'erne-80'erne. Umiddelbart kan dette tyde på, at der generelt er blevet flere småfisk efter fiskedød/biomanipulation, og de fiskeundersøgelser, der er blevet foretaget, har også vist generelt pæne og tidvist meget store bestande af småfisk.

**Tabel 1.8** Årsgennemsnit (middel for perioden) af det registrerede antal af udvalgte fugle før (1989-1991), under (1992-1998) og efter (1999-2004) fiskedød/biomanipulation. Da der findes data tilbage fra 1980, er også en udvidet før-periode (1980-1991) angivet.

	Før (1980-91)	Før (1989-91)	Under (1992-98)	Efter (1999-2004)
Toppet Lappedykker	35	32	70	75
Skarv	6	8	18	34
Knopsvane	4	3	28	21
Grågås	395	342	200	263
Gråand	433	392	311	256
Skeand	39	16	28	54
Troldand	908	1147	1426	946
Stor Skallesluger	78	143	54	20
Blishøne	36	13	643	293

Stor Skallesluger forekommer kun i vintermånederne november til marts og æder fortrinsvis fisk i størrelsen 10-20 cm. Bestanden var meget stor umiddelbart før fiskedød/biomanipulation, og er siden blevet meget mindre. Der er ikke umiddelbart nogen god forklaring på dette forhold, men forekomsten i søen er også afhængig af andre forhold, så som isdække eller om fuglene fouragerer i søen eller blot raster. Desuden har der på landsplan været en generel nedgang i antallet af trækkende Stor Skallesluger de seneste år, hvor Østersøen har været isfri.

Antallet af Skarv har ligeledes været større under og især efter fiskedød og biomanipulation. Det tyder på, at skarverne ved Brændegård Sø i højere grad er begyndt at bruge Arreskov Sø som fourageringsplads. Dette kan hænge sammen med en generelt stor bestand af småfisk og bedre muligheder for at fange fiskene i det klare vand.



**Figur 1.7** Årsgennemsnit af antallet af hhv. knopsvaner og blishøns i Arreskov Sø sammenholdt med dækningsgraden af undervandsplanter i søen.

## 1.4 Konklusioner

De mest markante effekter af fiskedød og biomanipulation i perioden 1992-1998 har været, at vandet klarede op, algemængde og næringsindhold faldt, dyreplanktonets græsningseffekt øgedes, og undervandsplanterne bredte sig på søbunden. Gennem hele denne periode var fiskebestanden lav. Især var bestanden af skalle og brasen lille, mens aborrer dominerede.

Den lave fiskebiomasse og dermed forøgede græsningseffekt fra dyreplankton var dog ikke tilstrækkelig til at holde søen i en klarvandet tilstand, og fra 1999 og frem er der forekommet massive opblomstringer af blågrønalger, som var resistente over for dyreplanktonets græsning. Blågrønalgerne har været begunstiget af – og medvirket til – massive fosforfrigivelser fra søbunden i sommerperioden. Ændringen i fiskebestanden har altså ikke været tilstrækkelig til at fastholde søen i den klarvandede fase.

Ud over fiskedød og biomanipulation er der sket yderligere tiltag for at forbedre miljøtilstanden i søen. Dels sker der en styring af vandstanden, således at der løber vand fra søen gennem hele sommerperioden, hvor fosforkoncentrationen i søvandet – og dermed også i afløbsvandet – er forhøjet. Denne praksis startede i 2002, og før dette tidspunkt kunne der mangle afløb fra søen i flere måneder. Med den nye praksis øgedes aflastningen af fosfor fra søen. Dette var især udtalt i 2004, hvor der løb næsten dobbelt så meget fosfor fra søen, som der løb til.

Desuden er der i 2003 etableret et Vandmiljøplan II-vådområde som en forsøg på det mest kvælstofførende tilløb til søen. Herved forventes det at kvælstoftilførslen reduceres med 4-5 tons svarende til 12-15 % af den samlede tilførsel. Om der sker en reduktion i fosfortilførselen er usikkert på nuværende tidspunkt, men de foreløbige målinger tyder dog på en vis tilbageholdelse.

Efter nogle år med ovennævnte massive fosforfrigivelser og algeopblomstringer, ser disse nu ud til at være aftagende – og det på trods af, at fiskebestanden tilsyneladende er stigende.

På figur 1.8 er vist sammenhæng mellem den målte fosfor- og kvælstofkoncentration i søen og den koncentration, der kan beregnes ud fra modeller for sammenhængen mellem tilførsler og koncentration i søen. For både fosfor og kvælstof er der tale om, at der i perioden med biomanipulation er en god overensstemmelse mellem observerede og beregnede værdier. Både før og efter denne periode var de observerede værdier markant højere end de beregnede. Dette skyldes, at der frigives fosfor fra sedimentet. I 2005 var den interne belastning igen mindsket, så der var overensstemmelse mellem tilførsel og koncentration i søen.

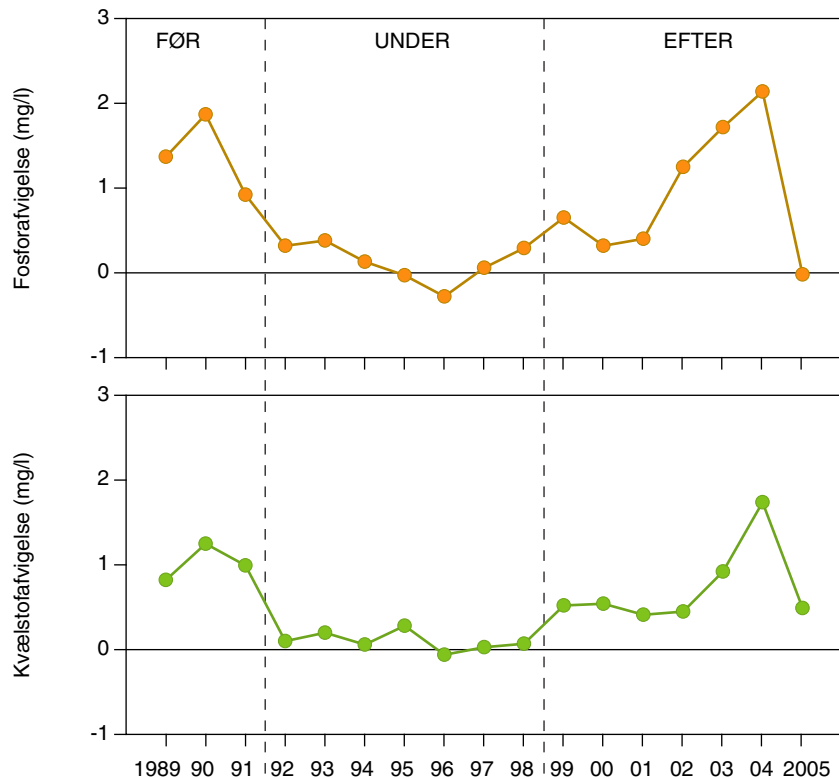
**Figur 1.8** Den målte sommer-middelmiddelkoncentration af kvælstof og fosfor sammenlignet med den koncentration, der beregnes ud fra modeller for sammenhæng mellem tilførsel og koncentration i søen. Ved positive værdier er den målte koncentration højere end den beregnede. De anvendte modeller er:

$$P_{sø} = P_{ind}(1-R_p), \text{ hvor } R_p = (0,11+0,18 Tw)/(1+0,18 Tw)$$

(Prairie, 1988 i Kristensen m.fl., 1990).

$$N_{sø} = 0,23 N_{ind} Tw^{-0,27} z^{0,27}$$

(Jensen m.fl., 1994).



Det ser altså ud til, at biomanipulation/fiskedød i en periode kunne bringe søen over i en "kunstig" ligevægtstilstand med tilførslerne ved i denne periode at undertrykke frigivelse af fosfor - og antagelig også kvælstof - fra sedimentet. Puljen af frigivelige næringsstoffer i sedimentet var imidlertid for stor, og tilstanden var derfor ikke permanent. Den efterfølgende fosforfrigivelse og algeopblomstring har derefter - sammen med sikring af, at der er afløb fra søen gennem hele sommerperioden - givet mulighed for en nødvendig aflastning af fosfor fra søen. Herved har søen igen bevæget sig tættere på en permanent ligevægtstilstand.

Det beskrevne forløb for søen understreger betydningen af de biologiske forhold for den øjeblikkelige miljøtilstand. Og biomanipulation kan anskueliggøre, hvilket potentiale for naturværdier der er i søen. En stabil og langsigtet god miljøtilstand fordrer imidlertid, at tilførslerne er tilstrækkeligt lave, og at der ikke længere er ophobet betydelige mængder frigiveligt fosfor i sedimentet. Er dette tilfældet, kan en biomanipulation ligefrem forsinke en stabil forbedring i søtilstanden, eftersom den nødvendige aflastning af søbundens fosfor bremses.

## 1.5 Opfølgning

Det er planen fortsat at mindske tilførslen af fosfor og kvælstof til søen gennem indgreb over for spildevand fra den spredte bebyggelse. Desuden er der etableret endnu et Vandmiljøplan II vådområde i oplandet, som forventes at reducere fosfor- og kvælstoftilførslen med hhv. 13 kg P (2 %) og 1500 kg N (5 %). Vandstandsstyringen fortsætter i et forsøg på at optimere fosforaflastningen fra søen. Derimod er der ikke planer om biomanipulation eller andre indgreb i søen. Overvågningen af søens ud-



vikling fortsætter, da den er en del af det nationale overvågningsprogram, NOVANA. Netop den kontinuerede overvågning over mange år har vist sig uvurderlig for forståelsen af søens dynamiske udvikling.

## 1.6 Referencer

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Bøgestrand, J., Petersen, A.R., Søndergaard, M., Windolf, J. & Sortkjær, L. 1994: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Ferske vandområder - søer. Faglig rapport fra DMU nr. 121, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 93 s.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Møller, P.H. & Sandby, K. 1998: Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. *Archiv für Hydrobiologie* 142: 129-151.

Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 1990: Eutrofieringsmodeller for søer. - NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C9. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen, 120 s.

Storstrøms Amt 2001: Ynglefugle ved Maribosøerne 1985-2000, 72 s.

## 2 Bastrup Sø

af Bodil Aavad Jacobsen og Peter B. Jørgensen, Frederiksborg Amt



### 2.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Bastrup Sø ligger i en tunneldal i morænelandskabet syd for Lyngø, ca. 5 km vest for Farum. Søen ligger opstrøms i Mølleå-systemet og har som følge heraf kun overfladeafstrømning fra to små, sommerudtørrende vandløb.

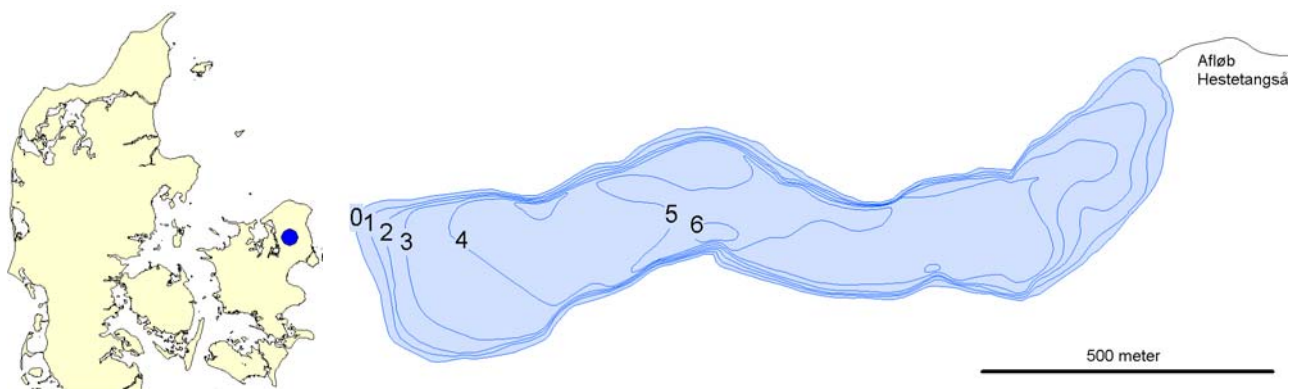
Oplandet til søen er opgjort til 385 hektar, hvoraf 57 % udnyttes til landbrug, og knapt 18 % er skov og natur. Den resterende del er udnyttet til golfbane og bebyggelse.

Bastrup Sø er i Regionplan 2005 (Hovedstadens Udviklingsråd, 2005) målsat med skærpet målsætning, A2 - Badevand, og der er stillet krav om en sigtdybde på over 2 m som sommergennemsnit, en koncentration af totalfosfor på under 50 µg/l både som års- og sommergennemsnit samt en dybdegrænse for undervandsvegetation på mindst 2,5 m.

Bastrup Sø hører til de middeldybe danske søer med en største dybde på 7 m og en gennemsnitsdybde på 3,5 m. Søens bassin er præget af stejle bundflader mod nord og syd og områder med en mere flad hældning mod øst og vest (tabel 2.1 og figur 2.1).

**Tabel 2.1** Morfometriske data for Bastrup Sø.

Areal	hektar	32,25
Middeldybde	m	3,5
Største dybde	m	7,0
Volumen	mill. m <sup>3</sup>	1,14
Oplandsareal (ekskl. søen)	hektar	385



**Figur 2.1** Kort over Bastrup Sø's geografiske placering samt dybdekort med koter angivet i meter.

Beregninger af næringsstofbelastningen til Bastrup Sø er svækket af, at der ikke foreligger målinger af tilførslerne til søen, idet tilløbene er små og sommerudtørrende. Belastningen til søen er som følge heraf beregnet på baggrund af målinger i sammenlignelige oplande og afspejler ikke nødvendigvis de faktiske forhold. Ud fra resultaterne fra de nationale overvågningsprogrammer i perioden 1989-2003 vurderes det, at næringsstofftilførslen til søen i høj grad er korreleret til vandtilførslen. På trods af den usikre beregningsmetode er der god grund til at antage, at landbrugsbidraget er en væsentlig kilde til søens belastning med især kvælstof og i mindre omfang med fosfor, hvor bidraget fra spredt bebyggelse er af omtrent samme størrelsesorden som dyrkningsbidraget.

Den gennemsnitlige sigtdybde samt den gennemsnitlige koncentration af totalfosfor i sommerperioden i Bastrup Sø i årene 1987-2003 er illustreret i figur 2.2 sammen med kravene. Før opfiskningen af skidtfisk, der blev påbegyndt i 1995, var sigtdybdeforholdene dårlige og opfyldte ikke kravet på 2 m. Fosforkoncentrationen var relativt beskedent med et sommergennemsnit på under 100 µg/l, hvilket var en væsentlig forudsættelse for, at en biomanipulation i søen kunne forventes at have en længerevarende effekt. Kravet om en fosforkoncentration på højst 50 µg/l som sommergennemsnit var ikke opfyldt på noget tidspunkt før indgrebet. Baggrundsværdier for figur 2.2 samt værdier for øvrige relevante vandkemiske parametre er præsenteret i tabel 2.2.

**Table 2.2** Sommergennemsnit for udvalgte parametre i Bastrup Sø 1987-2005.

År	Sigt dybde (m)	NHx-N (mg l <sup>-1</sup> )	NOx-N (mg l <sup>-1</sup> )	Tot-N (mg l <sup>-1</sup> )	Orto-P (mg l <sup>-1</sup> )	Tot-P (mg l <sup>-1</sup> )	Klorofyl (µg l <sup>-1</sup> )	Susp. stof (mg l <sup>-1</sup> )	pH
1987	1,40	0,010	0,010	0,870	0,030	0,100	25		
1988	1,67	0,050	0,100	0,910	0,040	0,090	31		8,35
1989	1,42	0,020	0,010	1,170	0,010	0,090	40	10,26	8,62
1990	1,79	0,030	0,010	1,020	0,010	0,070	32	7,01	8,49
1992	1,21	0,020	0,030	0,970	0,010	0,070	38	10,79	8,51
1993	1,21	0,030	0,040	0,940	0,010	0,080	35	11,08	8,46
1994	1,24	0,020	0,080	1,130	0,010	0,070	42	11,31	8,50
1995	1,40	0,030	0,080	1,040	0,010	0,070	25	7,68	8,58
1996	1,99	0,020	0,020	0,830	0,010	0,050	15	5,14	8,45
1997	2,11	0,020	0,010	0,760	0,010	0,060	24	4,69	8,45
1998	3,11	0,020	0,013	0,683	0,007	0,035	13	2,14	8,08
1999	3,18	0,015	0,027	0,683	0,028	0,058	16	3,37	8,17
2000	2,90	0,010	0,005	0,671	0,011	0,043	19	3,41	8,27
2001	2,54	0,010	0,005	0,773	0,044	0,098	35	4,86	8,45
2002	2,58	0,045	0,036	0,762	0,016	0,075	28	6,25	8,2
2003	2,75	0,023	0,019	0,827	0,017	0,073	28	4,56	8,37
2005	2,81	0,054	0,022	0,726	0,047	0,120	17	6,26	8,18

Planktonsamfundet har været undersøgt 15 gange i perioden 1989-2005 og har udvist stor variation, både hvad angår den gennemsnitlige biomasse og de dominerende algegrupper (Frederiksborg Amt, 2004). Blågrønalger havde dog en klart større betydning i årene før opfiskningen fandt sted og var helt dominerende i 1992-94, hvor sigt dybden i søen samtidig var lavest.

I 1989 og 1994 var brasen og skalle de dominerende fiskearter i Bastrup Sø. Brasen udgjorde 35-40 % af den samlede fiskebiomasse og skalle 35-45 %. Den mest betydende rovfisk i de to år var aborre, der udgjorde 25 % i 1989 og kun 10 % i 1994. De øvrige fiskearter udgjorde til sammen under 5 % af den samlede fiskebiomasse.

Undervandsvegetationen blev undersøgt i 1993, hvor vegetationen blev beskrevet som yderst sparsomt udviklet. Der blev fundet Aks-Tusindblad, Børstebledet Vandaks, Glinsende Vandaks og Kildemos. Planterne blev fundet i 2 tilgrænsende delområder i søens sydøstlige del og havde en udbredelse til maksimalt 1,7 m. I resten af søen blev der ikke fundet undervandsvegetation.

## 2.2 Beskrivelse af indgrebet

Opfiskningen af fredfisk i Bastrup Sø fandt sted fra november 1995 til juli 1997. Der blev hovedsageligt fisket med vod og opfiskningen resulterede i fjernelse af i alt 6 tons fredfisk fra søen. En oversigt over resultatet af opfiskningen ses i tabel 2.3.

**Tabel 2.3** Vægt i kg af det samlede fiskeri i Bastrup Sø 1995-97.

Dato	Redskab	Brasen	Skalle	Aborre	Hork	Rudskalle	Karusse	Løje	Gedde	Regnløje	Sum
Nov. 95	Vod	3269	44	8	2			2	50		3375
Maj 96	Garn	3				1	8		40		52
Jun. 96	Vod		72								72
Sep. 96	Garn	3	56	43	1	1	1	1	3	1	110
Nov. 96	Vod	29	8	3					16		56
Nov. 96	Vod				2						2
Mar. 97	Vod	31	1140	7	0	0	0	10	54	1	1243
Jul. 97	Vod	359	925	383		75		17	117		1876
Sum		3694	2245	444	5	77	9	30	280	2	6786

Den valgte metode til regulering af fredfiskebestanden i Bastrup Sø har hovedsageligt baseret sig på vadfiskeri før gydesæsonen i marts-april samt i efteråret. Vadfiskeriet blev suppleret med fiskeri med nedgarn i gydeperioden og fulgt op med kontrolfiskeri i efteråret 1996 og 1997. I sommeren 1997 og 1999 blev der desuden udsat geddeyngel i den anbefalede tæthed på 1500 stk./hektar, i alt 50.000 stk. geddeyngel i hvert af de to år.

Fiskeriet i 1995 blev generet af tidlig isdækning i december samt af gentagne, men ikke uventede, bundbid under vadfiskeriet, som medførte tidskrævende arbejde med at bjærge voddet.

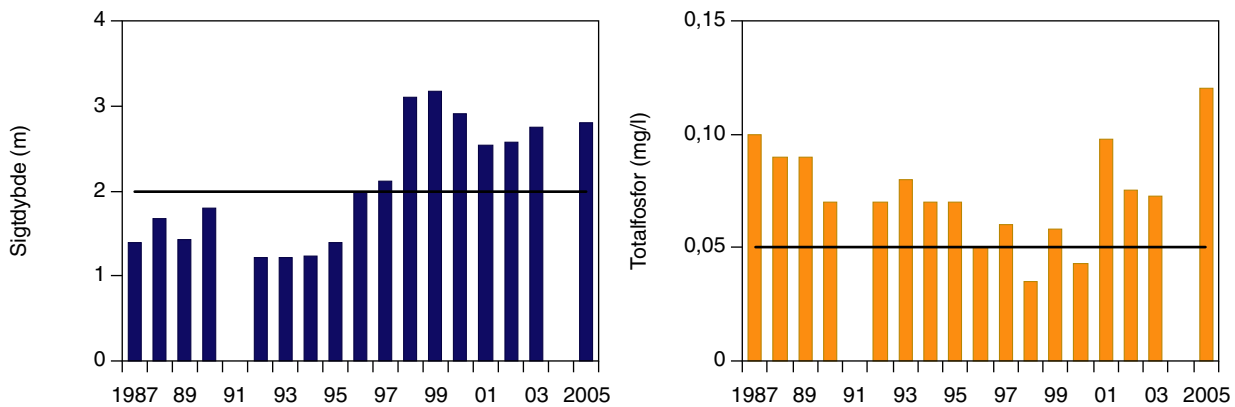
Udgifter til biomanipulationen omfatter dels rådgivning til projektering af opgaven dels selve udførelsen af opfiskningen. To gange 50.000 stk. geddeyngel til udsætning i 1997 og 1999 blev betalt af fiskeplejemidlerne, og selve udsætningen blev udført af amtets eget personale. En del af arbejdet med opfiskningen blev ligeledes udført af amtets eget personale. Denne ressource er ikke indregnet i økonomien.

**Tabel 2.4** Udgifter til biomanipulation i Bastrup Sø.

År	1995	1996	1997	1999	I alt
Projektering og opfiskning	45.800	146.500	128.900	0	321.200
Geddeudsætning			0	0	0
I alt	45.800	146.500	128.900	0	321.200

### 2.3 Effekter af indgrebet

Allerede i 1996, året efter at biomanipulationen blev påbegyndt, var sigtddybden forbedret og opfyldte målsætningen på 2 m som sommergennemsnit. De følgende år steg sigtddybden yderligere, og den har siden 1998 ligget stabilt over 2,5 m (figur 2.2). Biomanipulationen viste ingen entydig effekt på udviklingen i fosforkoncentrationen, der først og fremmest afhænger af vandtilførslen og graden af intern belastning. I modsætning til før indgrebet har søen dog opfyldt sin målsætning om en fosforkoncentration på højst 0,05 mg/l i sommerperioden flere gange. Dette var således tilfældet i 1996, 1998 og 2000. I 2005 måltet det højeste fosforgennemsnit siden 1987. De høje fosforværdier i både 2001 og 2005 falder sammen med høje værdier af opløst, uorganisk fosfat, hvilket indikerer, at der er tale om intern belastning.

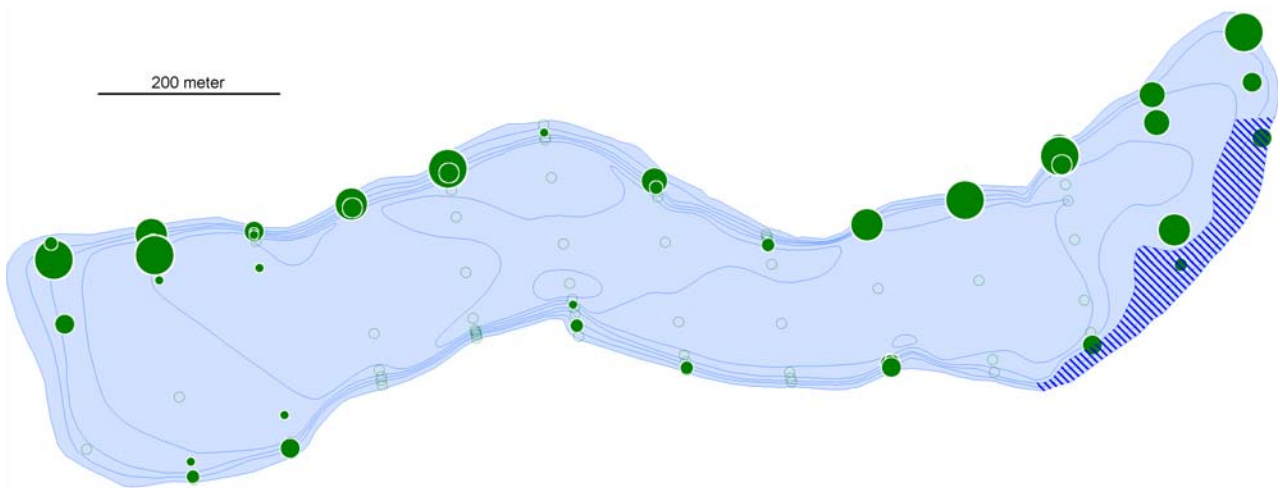


Figur 2.2 Sommergennemsnit for sigtdybde og totalfosfor samt indtegnede kravværdier for Bastrup Sø 1987-2005.

Den mest direkte effekt af fjernelse af opfiskningen, bortset fra en reduktion i fiskebestanden, må forventes at være et reduceret prædationstryk på dyreplanktonet. Der er imidlertid ikke konstateret nogen klar effekt af biomanipulationen på dyreplanktonets biomasse og artssammensætning. Der ser dog ud til at være en effekt på størrelsen af cladoceer udtrykt ved cladocér-indekset. Cladocér-indekset lå i 1993-1994 på ca. 40 og steg markant til ca. 65 i 1995-1997 og yderligere til 80-90 i 1998-2000. Udviklingen i indekset betyder, at cladocerne har øget deres størrelse siden indgrebet, hvilket givetvis er en følge af et lavere prædationstryk på dyreplanktonet. I de efterfølgende år 2001-2003 faldt indekset til 50-60. Hvorvidt dette er et tegn på, at der er ved at ske tilbagefald til den oprindelige tilstand, kan ikke vurderes på de foreliggende data.

Planteplanktonet viser et markant skift i artssammensætning og årstidsvariation efter indgrebet. I alle årene 1989-1995 var blågrønalger dominerende i Bastrup Sø i kortere eller længere perioder. Bortset fra enkelte, kortvarige opblomstringer af *Anabaena* i 2001 og 2003 har blågrønalger været uden betydning i søen siden 1995. Planktonsamfundet har skiftet karakter til at være domineret af kiselalger i foråret samt af furealgen *Ceratium*, som udvikler markante biomassemaksima i sensommeren. Den samlede biomasse viser ingen udviklingstendenser, men biomassen varierer betydeligt mere over året, end det var tilfældet før opfiskningen. Ændringen i biomassevariationen over året har en gunstig indflydelse på sigtdybden, da der mellem de høje biomassemaksima opstår perioder med klart vand. Det øgede græsningstryk fra store cladoceer har givetvis medvirket til at nedgræsse algerne forårsmaksima samt til at begunstige den græsningstolerante *Ceratium* /3/.

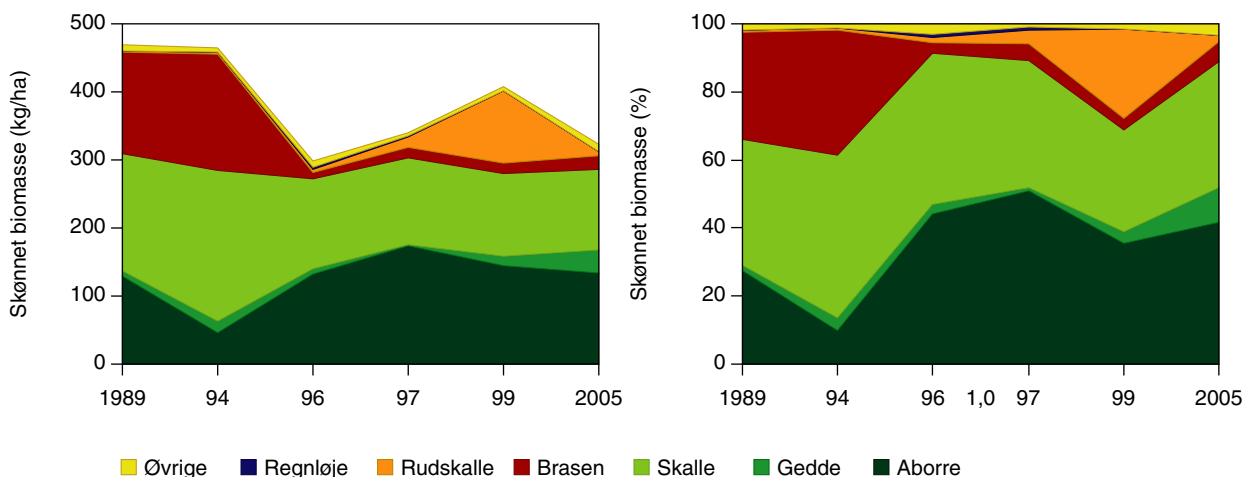
Undervandsplanternes udbredelse er øget markant og kan siden 1996 betegnes som udbredt med dominans af flere arter af rankegrøde og kransnålalger. Dybdeudbredelsen er øget fra 1,7 m i 1993 til 3,5 m i 2005. Vegetationens udbredelse og dækningsgrad i 1993 og 2005 er illustreret på figur 2.3.



**Figur 2.3** Vegetationens udbredelse i Bastrup Sø i 2005 vist som resultatet af en dækningsgradsundersøgelse på fastlagte punkter jf. NOVANA-programmet. De udfyldte cirkler illustrerer forskellige grader af dækning, de åbne cirkler repræsenterer observationspunkter uden vegetation. I 1993 var der kun spredt vegetation i det skraverede område.

Udviklingen i fiskebestandens sammensætning og biomasse ses i figur 2.4. Efter opfiskningen faldt biomassen til 2/3 af niveauet før opfiskningen. Dette skete især som følge af en markant reduktion af brasenbestanden, men også skallebestanden blev klart reduceret. Bortset fra i 1999, hvor der var en ekstraordinær stor biomasse af rudskaller, har såvel den samlede biomasse som fredfiskebiomassen ligget stabilt på dette lavere niveau siden 1996. Efter indgrebet steg bestanden af rovfisk markant i forhold til niveauet i 1994, og bestandsstørrelsen har været af omtrent samme størrelse i årene 1997, 1999 og 2005. Aborre var i alle årene den dominerende rovfisk, mens gedden var af mindre betydning. Ved den seneste undersøgelse i 2005 var rovfiskebestanden domineret af mellemstore aborrer på 9-16 cm, mens der kun var få aborrer over 20 cm (Frederiksborg Amt, 2006). Søens bestand af store aborrer er således stadig relativt beskedne.

Fosforindholdet i Bastrup Sø har tilsyneladende ikke ændret sig i positiv retning som følge af biomanipulationen. Tværtimod ses der en tendens til en højere fosforkoncentration i søen i de senere år, især i 2001 og 2005. I begge år udgjorde opløst, uorganisk fosfat knapt halvdelen af den totale fosformængde i søen. Der er derfor ingen tvivl om, at søen i nogen udstrækning er påvirket af intern belastning. Selv om fosforniveauet i søen



**Figur 2.4** Udvikling i den skønnede biomasse af de forskellige fiskearter i Bastrup Sø 1989-2005.

i de fleste år er relativt beskedent, vil det nuværende niveau kunne fastholde en høj algebiomasse i søen og derved gøre søen mere sårbar over for tilbagefald. På trods af den manglende effekt på fosforniveauet har den biologiske struktur været relativt stabil siden indgrebet.

## **2.4 Konklusioner**

Biomanipulationen i Bastrup Sø har haft en markant effekt på den biologiske struktur i søen. Indgrebet har medført en bedre balance mellem rovfisk og fredfisk, således at fiskenes prædationstryk på dyreplanktonet er mindsket. Dette har haft en gunstig effekt på planteplanktonsamfundets artssammensætning og årstidsvariation og dermed på sigt-dybdeforholdene i søen. Udbredelsen af søens undervandsvegetation er øget markant og medvirker til at skabe et grundlag for at fastholde søen i den ændrede tilstand.

Fosforindholdet i søen har tilsyneladende ikke ændret sig i positiv retning som følge af biomanipulationen. Tværtimod ses der en tendens til en højere fosforkoncentration i søen i de senere år, især i 2001 og 2005. I begge år udgjorde opløst, uorganisk fosfat knapt halvdelen af den totale fosformængde i søen. Der er derfor ingen tvivl om, at søen i nogen udstrækning er påvirket af intern belastning. Selv om fosforniveauet i søen i de fleste år er relativt beskedent, vil det nuværende niveau kunne fastholde en høj algebiomasse i søen og derved gøre søen mere sårbar over for tilbagefald. På trods af den manglende effekt på fosforniveauet har den biologiske struktur været relativt stabil siden indgrebet.

## **2.5 Opfølgning og forventet udvikling**

Bastrup Sø indgår i det nationale overvågningsprogram for vand og natur, NOVANA, under ekstensiv 1-programmet. Det betyder, at søen undersøges 2 gange i løbet af programperioden, nemlig i 2005 og 2008. I undersøgelsesprogrammet indgår, foruden kemisk-fysiske parametre, undersøgelser af søens fiskebestand og undervandsvegetation. Der er ikke aktuelle planer om at foretage yderligere undersøgelser i søen i NOVANA-perioden (2004-2009).

## **2.6 Referencer**

Frederiksborg Amt 2004: Bastrup Sø - Plante- og dyreplankton 2003. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Frederiksborg Amt 2006: Notat om fiskene i Bastrup Sø 2005. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Hovedstadens Udviklingsråd 2005: Regionplan 2005 for hovedstadsregionen.

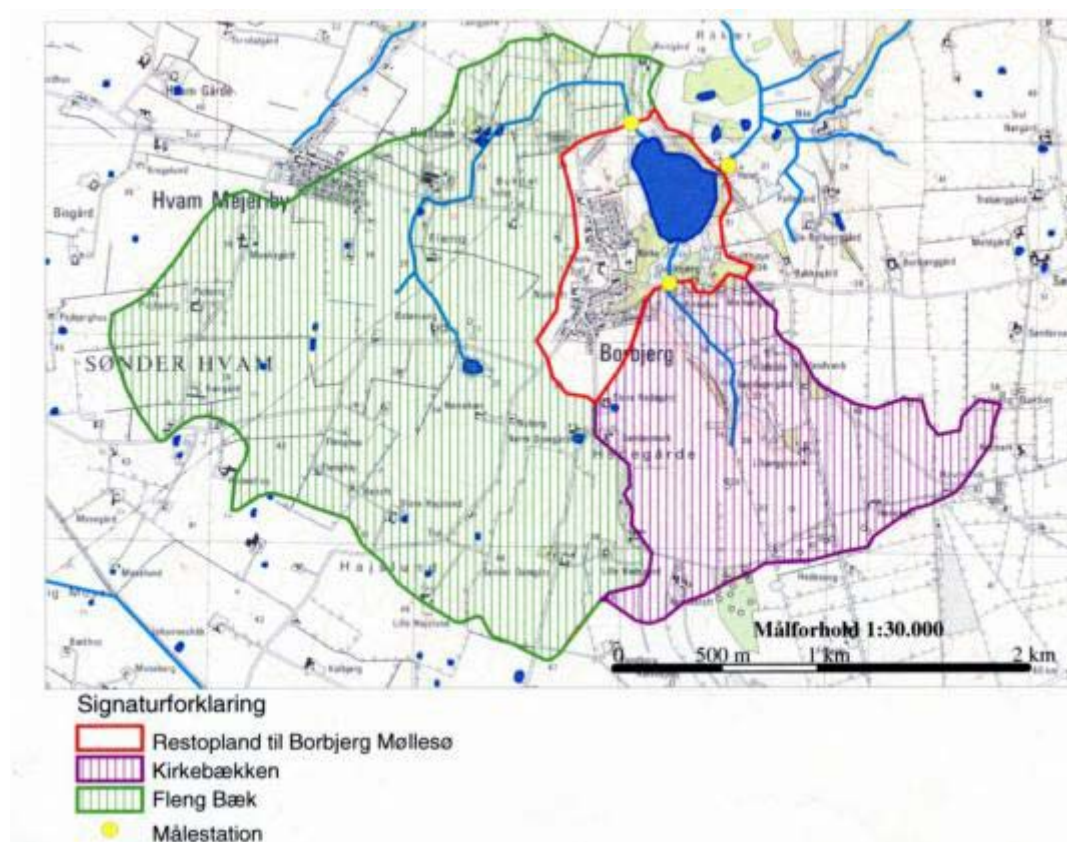


### 3 Borbjerg Møllesø

af Arne Have, Ringkøbing Amt

#### 3.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Borbjerg Møllesø ligger øverst i Hellegård Å's vandløbssystem ved Borbjerg by ca. 15 km nordøst for Holstebro. Søen er opstået som en mølledam, og vandmøllens historie strækker sig mindst tilbage til 1400-tallet. Borbjerg Møllesø har to tilløb, Kirkebækken og Fleng Bæk, samt afløb til Hellegård Å. Søens topografiske opland er 6,8 km<sup>2</sup>, hvoraf 6.1 km<sup>2</sup> er målt opland (se figur 3.1).



**Figur 3.1** Oplandskort til Borbjerg Møllesø med oplandsgrænser for henholdsvis umålt og målt oplande samt angivelse af vand- og stoftransportmålestationer.

Jordbundsforholdene i de to målte oplande (Fleng Bæk og Kirkebækken) adskiller sig væsentligt fra hinanden, idet oplandet til Fleng Bæk er mere leret i forhold til Kirkebækken's opland. Endvidere består de nære vandløbs arealer til Kirkebækken af enge, mose eller overdrev. Afstrømningsforholdene er meget forskellige i de to målte oplande (tabel 3.1), hvilket især skyldes ovennævnte geologiske forskelle mellem de to oplande.

**Tabel 3.1** Arealafstrømning i oplandene til Kirkebækken og Fleng Bæk.

År	l/s/km <sup>2</sup>						
	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2005
Kirkebækken	25,4	25,6	19,5	14,1	18,8	26,3	24,3
Fleng Bæk	7,7	3,1	5,9	0,3	5,3	7,9	3,67

**Tabel 3.2** Arealanvendelse i oplandet til Borbjerg Møllesø.

	Fleng Bæk		Kirkebækken		Restopland		Borbjerg Møllesø total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Bebyggelse	22,3	5,1	7,5	4,3	15,9	25,2	45,7	7
Dyrket land	404	92	151,9	87,1	26,7	42,3	582,7	84
Skov	7,9	1,8	4,5	2,5	9,9	15,6	22,2	3
Natur	4	0,9	10,3	5,9	10,7	17	25,1	4
Ferskvand	0,9	0,2	-	0,2			1	2
Total	439,1	100	174,2	100	63,2	100	675,7	100

Arealanvendelsen i oplandet til Borbjerg Møllesø består hovedsageligt af dyrket land (tabel 3.2).

### Morfometri

Søens maksimumsdybde er 2 m med en gennemsnitsdybde på 1,3 m. Søens overfladeareal er 13,4 ha (tabel 3.3).

**Tabel 3.3** Morfometriske data for Borbjerg Møllesø

Areal, 10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	13,3
Volumen, 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>	16,7
Størst dybde, m	2
Middeldybde, m	1,3
Topografisk opland, km <sup>2</sup>	6,8

### Målsætning

Borbjerg Møllesø er i regionplanen for Ringkøbing Amt basismålsat B. Dette betyder, at dyre- og plantelivet skal være naturligt og alsidigt, samt at sigtddybden i perioden 1. maj til 30. september som gennemsnit skal være større end 1 m. Endvidere skal søvandets indhold af totalfosfor som årgennemsnit være 0,075 mg P/l eller derunder.

### Næringsstofbelastning

Borbjerg Møllesø modtog mekanisk rensset spildevand fra Borbjerg By via Kirkebækken indtil 1982. Siden 1982 og frem til i dag har belastningen hovedsageligt været diffus tilførsel af kvælstof og fosfor fra det åbne land samt i nogen grad fra regnvandsudløb. Tabel 3.4 viser udviklingen i søens belastning siden 1990.

**Tabel 3.4** Kvælstof- og fosforbalance for Borbjerg Møllesø 1990-2005. \* Grundvandstilførslen af fosfor og kvælstof er baseret på koncentrationer ved baseflow i Kirkebækken på henholdsvis 0,05 mgP/l og 3,5 mgN/l.

kg N							
År	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2005
Kirkebækken	4200	5599	3160	1965	2870	4378	3940
Fleng Bæk	16500	5313	3254	2631	10118	12235	4158
Umålt opland	3600	1880	1100	792	2239	2864	1396
Atmosfære	200	200	200	200	200	200	200
Grundvand *	1830	3340	2250	2996	840	2251	1183
Total tilførsel	26330	16332	9964	8584	16267	21928	10877
Målt afløb	14800	10713	4304	3793	9988	13776	5644
Balance	11530	5619	5660	4791	6279	8152	5233
Indløbskoncentration, mg/l	8	5,6	4,9	4,9	7,2	6,2	4,8

kg P							
År	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2005
Kirkebækken	90	86	75	77	73	123	75
Fleng Bæk	153	36	31	32	91	150	84
Umålt opland	42	21	18	19	28	47	27
Atmosfære	3	3	3	3	3	3	3
Grundvand *	26	48	32	43	12	32	17
Total tilførsel	314	194	159	174	207	355	206
Målt afløb	446	183	147	172	184	283	267
Balance	-132	11	12	2	23	72	-61
Indløbskoncentration, mg/l	0,095	0,065	0,079	0,100	0,090	0,100	0,091
Vollenweider ligevægt, mg/l	0,078	0,052	0,061	0,076	0,071	0,082	0,077

Undersøgelser i Borbjerg Møllesø før indgrebet (1988-1993) viste, at søens miljøtilstand var præget af eutrofiering. Vandfasens fosforniveau lå det meste af sommeren over 0,3 mg P/l. Eutrofieringen medførte kraftig opblomstring af planktoniske alger med en sommerbiomasse på mellem 17 og 51 mg/l vådvægt. De mange alger resulterede i ringe sigtddybde på under 40 cm om sommeren. Undervandsvegetationen var sparsom, og der blev kun registreret én art, børsteblandet vandaks.

Undersøgelser af fiskefaunaen viste, at der var en tæt bestand af fredfisk, primært skalle og brasen. Fiskefaunaens sammensætning og struktur var således medvirkende til at fastholde søens dårlige miljøtilstand.

### 3.2 Beskrivelse af indgrebet

På baggrund af reduceret næringsstofbelastning siden 1982 og en forventet ligevægtskoncentration i søen på ca. 0,075 mg P/l beregnet ved hjælp af Vollenweidermodellen (tabel 3.4) blev der i 1993 besluttet at opfiske skaller og brasen og udsætte rovfisk såsom geddeyngel og større aborrer. Indgrebet skulle foregå over en årrække. Tabel 3.5 viser en oversigt over undersøgelser og indgreb foretaget siden 1988. Der blev således foretaget opfiskning af skalle og brasen årligt i perioden 1993-2000 på nær 1995. Der blev udsat geddeyngel i 1993, 1994 og 1995.

**Tabel 3.5** Oversigt over undersøgelser og tiltag i Borbjerg Møllesø siden 1988.

År	Måned	Undersøgelser/tiltag
1988		Fysisk-kemiske undersøgelser i søen
1989		Fysisk-kemiske undersøgelser i søen
1990	jan-dec jan-dec	Belastningsundersøgelser ved målinger i Kirkebækken, Fleng Bæk og i afløb til søen. Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen
1991	oktober	Sedimentundersøgelser
1992	- august	Udsætning af sandart/aborreyngel Fiskeundersøgelse
1993	jan-dec april maj	Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen Opfiskning af skalle (2,5 tons) og brasen (2,4 tons) Udsætning af 77 aborrer (24-34 cm) og 15.000 stk geddeyngel
1994	jan-dec maj august oktober	Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen Udsætning af 10.000 stk geddeyngel Opfiskning af skalle (1,1 tons) og brasen (0,6 ton) Reduceret fiskeundersøgelse
1995	jan-dec  april	Belastningsundersøgelser ved målinger i Kirkebækken, Fleng Bæk og i afløb til søen Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen Udsætning af 10.000 stk. geddeyngel
1996	jan-dec  juli august oktober december	Belastningsundersøgelser ved målinger i Kirkebækken, Fleng Bæk og i afløb til søen Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen Vegetationsundersøgelse i søen Fiskeundersøgelse Sedimentundersøgelse Opfiskning af skaller (0,87 ton) og brasen (0,63 ton)
1997	jan-dec  marts juli august	Belastningsundersøgelser ved målinger i Kirkebækken, Fleng Bæk og i afløb til søen Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen Opfiskning af skalle (0,38 ton) og brasen (0,62 ton) Udplantning af Akstusindblad Vegetationsundersøgelse
1998	jan.-dec.	Belastningsundersøgelser ved målinger i Kirkebækken, Fleng Bæk og i afløb til søen Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser Opfiskning af skalle (2,091 tons) og brasen (0,863 ton) Fiskeundersøgelse
1999	jan-dec	Belastningsundersøgelser ved målinger i Kirkebækken, Fleng Bæk og i afløb til søen Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser Opfiskning af skalle (0,774 ton) og brasen (0,228 ton) Fiskeundersøgelse
2000		Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser Opfiskning af skalle (1,800 ton) og brasen (0,100 ton)
2001		Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser Fiskeundersøgelse Vegetationsundersøgelse
2004		Forsø - Fleng Bæk
2005		Fysisk-kemiske samt planktonundersøgelser i søen Belastningsundersøgelser Vegetationsundersøgelse

Opfiskningen er primært foregået ved hjælp af vodfiskeri, men i enkelte år er der tillige blevet eletrofisket efter småfisk i bredzonen. I alt er der gennem årene fjernet 17,2 tons fisk, hvoraf skaller med ca. 10,4 tons og brasener med knap 5,7 tons har stået for hovedparten. Den samlede opfiskning svarer til en arealfjernelse på 1290 kg/ha.

I 2004 blev der etableret en "forsø" til Borbjerg Møllesø ved udløbet fra Fleng Bæk. Vandet fra Fleng Bæk løber således ind i forsøen og derfra ind i Borbjerg Møllesø. Forsøen er ca. 6000 m<sup>2</sup> og har ca. et volumen på ca. 4000 m<sup>3</sup>. Formålet med forsøen er tilbageholdelse af specielt partikulært fosfor fra Fleng Bæk. Specielt partikulært fosfor fra Fleng Bæk udgør i perioder med stor vandafstrømning en stor andel af den samlede fosfortransport til Borbjerg Møllesø. Arealstrømningen af vand fra Fleng bæks opland er generelt betydelig mindre end fra Kirkebækken (tabel 3.1), men næringsstofbelastningen fra Fleng Bæk kan i visse år udgøre den største enkeltkilde til søens eksterne belastning (tabel 3.4).

### 3.3 Effekter af indgrebet

#### Vandkemi

I tabel 3.6 er vist en oversigt over de vigtigste fysisk-kemiske parametre som gennemsnit i sommerhalvåret (1. maj – 30. sep.) i Borbjerg Møllesø i perioden 1990-2005. Det skal bemærkes, at prøvetagningsfrekvensen har varieret noget i perioden med det mindste antal sommerprøver i 1993, 1994, 2000, 2001, 2005 (4-6 prøver) og det største antal sommerprøver i 1990, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999 (8-11 prøver).

**Tabel 3.6** Fysisk-kemiske data (sommergennemsnit) i Borbjerg Møllesø 1990-2005. \*indgreb.

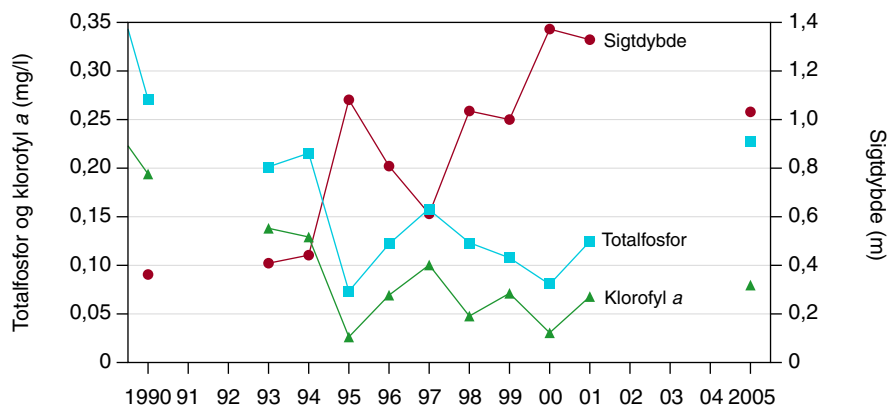
	pH	Suspenderede stoffer	Ammonium-ammoniak-N	Nitrit+nitrat-N	Total N	Opløst fosfat	Total P	Klorofyl a	Sigt dybde
	pH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	meter
1990	9,2	40	0,010	0,276	2,076	0,012	0,269	0,194	0,29
1993*	9,2	30	0,006	0,128	1,508	0,007	0,200	0,137	0,41
1994	9,0	29	0,003	0,469	2,108	0,006	0,214	0,128	0,44
1995	7,8	12	0,060	0,591	1,438	0,012	0,073	0,025	1,08
1996	8,2	19	0,017	0,200	1,239	0,009	0,122	0,069	0,81
1997	8,8	26	0,076	0,126	1,655	0,012	0,157	0,099	0,61
1998	8,1	12	0,145	0,399	1,423	0,027	0,122	0,046	1,03
1999	8,7	12	0,016	0,374	1,390	0,011	0,106	0,071	1,00
2000	8,2	4	0,073	0,898	1,502	0,023	0,080	0,028	1,38
2001	8,7	11	0,022	0,792	1,982	0,014	0,125	0,066	1,32
2005	8,9	12	0,057	0,162	1,340	0,081	0,226	0,078	1,03

Totalfosforkoncentrationen (sommergennemsnit) i søens vandfase er faldet markant fra 0,269 mg P/l i 1990 til 0,073 mg P/l i 1995 (tabel 3.5 og figur 3.1). Med års- og sommergennemsnit i 1995 på henholdsvis 0,069 og 0,073 mg P/l var niveauet forholdsvis konstant over året.

Fosforkoncentrationen i søen steg i årene 1996 til 1997 for derefter at falde igen i perioden 1998-2000 til et niveau svarende til i 1995. I perioden 2001-2005 er fosforkoncentrationen igen stigende, og i 2005 er sommerniveauet på niveau med 1990.

Figur 3.2 viser udviklingen i sommerniveau af totalfosfor, klorofyl *a* og sigt dybde i perioden 1990-2005. Det fremgår, at fald og stigninger i henholdsvis totalfosfor og klorofyl *a* i store træk følges ad. Sigt dybden stiger i takt med faldende totalfosforkoncentration og faldende klorofyl *a* koncentration, og sigt dybden falder ved stigninger i totalfosfor og klorofyl *a*. Til trods for at fosforniveauet i 2005 er på højde med før indgrebet (1993), er klorofyl *a* og sigt dybden dog stadig henholdsvis lavere og større end før indgrebet.

**Figur 3.2** Udviklingen i sommergennemsnit af totalfosfor, klorofyl a og sigtdybde i perioden 1990-2005.



### Sedimentforhold

Der er blevet foretaget sedimentundersøgelser i 1991 og 1996. Sedimentets indhold af fosfor lå mellem 1-3 g P/kg TS. Det blev vurderet, at den totale fosforpulje i sedimentet ca. var 5 tons, og at den potentielle frigivelige fosformængde begge år var i størrelsesordenen 1,5 tons.

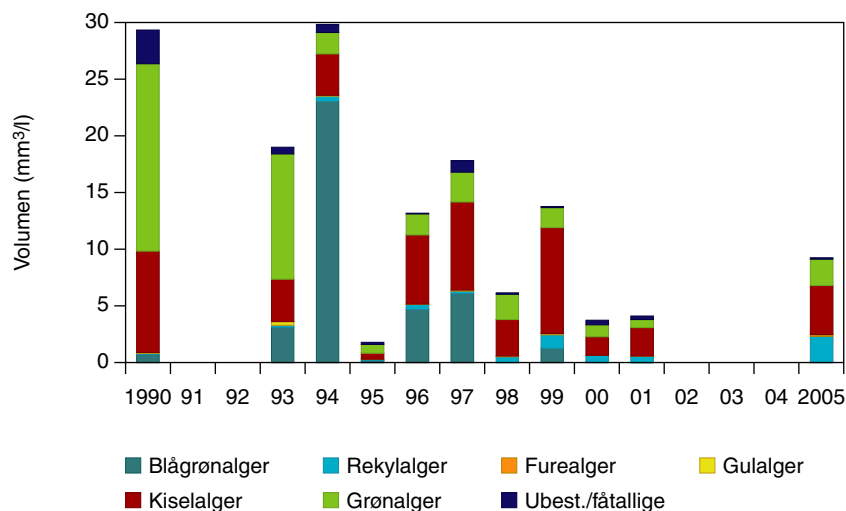
### Plankton

Figur 3.3 viser de tidsvægtede sommergennemsnit af planteplanktonets volumenbiomasse i Borbjerg Mølleø i 1990, 1993-2001 og i 2005.

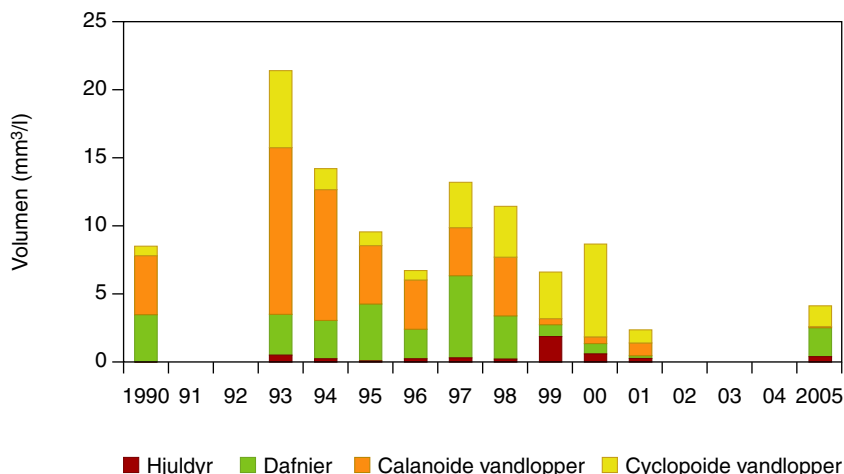
Der var store variationer i den sommergennemsnitlige planteplanktonbiomasse gennem perioden, der varierede fra 1,77 mm<sup>3</sup>/l til 29,83 mm<sup>3</sup>/l med de største værdier i 1990 og 1994, et lavere niveau mellem 13 mm<sup>3</sup>/l og 19 mm<sup>3</sup>/l i 1993, 1996, 1997 og 1999 samt et noget lavere niveau mellem 1,77 mm<sup>3</sup>/l og 6,16 mm<sup>3</sup>/l i 1995, 1998, 2000 og 2001. Niveaulet i 2005 (9,25 mm<sup>3</sup>/l) lå mellem det laveste og det mellemste niveau.

Der var skiftende dominans mellem de enkelte planteplanktongrupper, hvor grønalgerne dominerede i 1990, 1993 og 1995. Blågrønalgerne dominerede i 1994 og udgjorde betydelige andele af den samlede biomasse i 1996 og 1997. I perioden 1996-2001 og i 2005 dominerede kiselalgerne.

**Figur 3.3** Det tidsvægtede sommergennemsnit for planteplanktonet (mm<sup>3</sup>/l = mg vådvægt/l) i Borbjerg Mølleø i 1990, 1993-2001 og i 2005.



**Figur 3.4** Det tidsvægtede sommergennemsnit for dyreplanktonet ( $\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$ ) i Borbjerg Mølle Sø i 1990, 1993-2001 og i 2005.



Figur 3.4 viser de tidsvægtede sommergennemsnit af dyreplanktonets volumenbiomasse i Borbjerg Mølle Sø i 1990, 1993-2001 og i 2005.

De gennemsnitlige dyreplanktonbiomasser varierede i perioden mellem  $2,37 \text{ mm}^3/\text{l}$  og  $21,40 \text{ mm}^3/\text{l}$ , med den største værdi i 1993, et mindre niveau mellem  $9,56 \text{ mm}^3/\text{l}$  og  $14,2 \text{ mm}^3/\text{l}$  i 1995, 1998, 1997 og 1994. Den mindste gennemsnitlige volumenbiomasse blev beregnet i 2001, mens niveauerne i 1990, 1996, 1999, 2000 og 2005 lå mellem  $4,14 \text{ mm}^3/\text{l}$  og  $8,67 \text{ mm}^3/\text{l}$ , mindst i 2005.

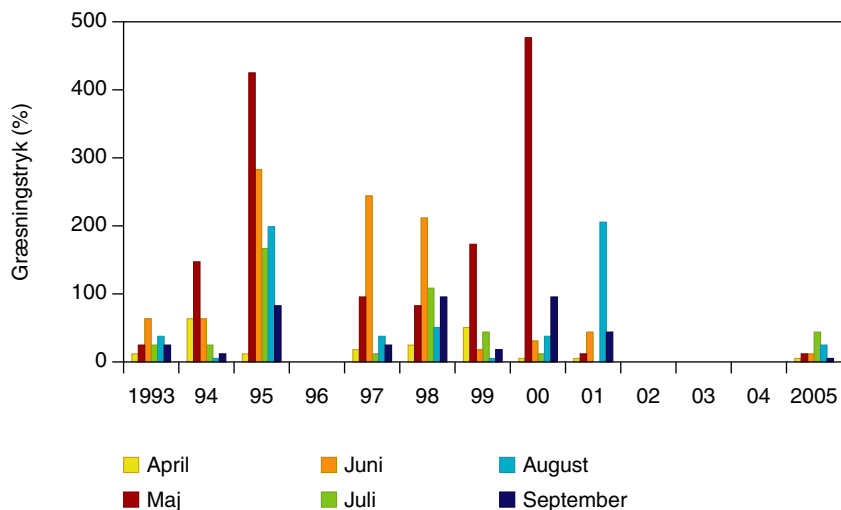
Sammenfattende var der varierende niveauer af de gennemsnitlige biomasser, uden tydelige tendenser. Der var dominans af calanoide vandlopper i første del af perioden og en tendens til stigende biomasser af cyclopoide vandlopper i sidste del af perioden fra 1997.

De meget skiftende planteplanktonsamfund gennem perioden indikerer ustabilitet. Planteplanktonbiomassen er dog faldet væsentligt siden indgrebet, om end biomassen har været varierende, delvis afhængig af hvorvidt blågrønalgerne har været dominerende eller ej. Blågrønalgerne var særligt dominerende i 1994, året efter indgrebet i 1993. De øvrige algegrupperes biomasse var reduceret i 1994 i forhold til 1993. Den samlede planteplanktonbiomasse er lavest i 1995, men stiger igen i 1996 og 1997. Bortset fra 1999 har biomassen igen været faldende til og med 2001. Biomassen er igen stigende i 2005, men ligger dog stadig en del under niveauet fra før indgrebet.

Årsagen til reduceret planteplanktonbiomasse i nogle af årene kan være øget græsningstryk fra dyreplanktonet som følge af opfiskningen og et formindsket næringsstofniveau.

Mængden af dyreplankton er dog ikke steget i perioden, men nærmere faldet, hvilket kan tilskrives en lavere produktion af planteplankton. Hvad der er væsentligt er mængdeforholdet mellem plante- og dyreplanktonet og dyreplanktonets græsningspotentiale. Græsningsraterne var stigende efter indgrebet, særlig i 1995, men er i 2005 ubetydelig (figur 3.5).

**Figur 3.5** Oversigt over variationen af dyreplanktonets månedsgennemsnitlige græsningstryk på planteplanktonet i Borbjerg Møllesø i perioden 1993-1995; 1997-2001 og 2005.



### Vegetation

Vegetationen i Borbjerg Møllesø er undersøgt systematisk fire gange i perioden 1996-2005. Der blev derud over foretaget en mindre intensiv undersøgelse i 1990. Der er gennem årene registreret et varierende antal arter i søen, se tabel 3.7.

**Tabel 3.7** Oversigt over registrerede arter af vandplanter og flydebladsplanter i Borbjerg Møllesø i perioden 1990-2005. Sumpplanter er ikke medtaget i tabellen.

Dansk navn	Latinsk navn	1990	1996	1997	2001	2005
<b>Vandplanter</b>						
Andemad, kors-	<i>Lemna trisulca</i>				x	x
Kransnål, skør	<i>Chara globularis</i>				x	
Tusindblad, aks-	<i>Myriophyllum spicatum</i>			x	x	
Vandaks, butblad	<i>Potamogeton obtusifolius</i>				x	x
Vandaks, børstebled	<i>Potamogeton pectinatus</i>	x	x	x	x	x
Vandaks, kruset	<i>Potamogeton crispus</i>		x	x	x	x
Vandaks, liden	<i>Potamogeton berchtoldii</i>		x			x
Vandaks, spinkel	<i>Potamogeton pusillus</i>					x
Vandpest, almindelig	<i>Elodea canadensis</i>				x	
Vandpest, smalbladet	<i>Elodea nuuallii</i>					x
Sum		1	3	3	7	7
<b>Flydebladsplanter</b>						
Andemad, liden	<i>Lemna minor</i>	x	x	x	x	x
Andemad, stor	<i>Lemna polyrrhiza</i>				x	x
Frøbid	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		x	x	x	x
Pileurt, vand-	<i>Polygonum amphibium</i>	x	x	x	x	x
Vandaks, svømmende	<i>Potamogeton natans</i>		x	x	x	x
Åkande, gul	<i>Nuphar lutea</i>	x	x	x	x	x
Åkande, hvid	<i>Nymphaea alba</i>	x		x	x	x
Sum		4	5	6	7	7

Selv om antallet af arter af undervandsplanter har været stigende fra 1990 til 2005, kunne undervandsvegetationen dog stadig i 2005 karakteriseres som forholdsvis artsfattigt. Antallet af arter har desuden ikke ændret sig fra 2001 til 2005.

De beregnede summer og middelværdier for dækningsgrad og relativt plantefyldt volumen fremgår af tabel 3.8.



**Tabel 3.8** Beregnede totalværdier for plantedækket areal og plantefyldt volumen samt gennemsnitsværdier for dækningsgrad og relativt plantefyldt volumen for søen som helhed i årene 1996, 1997, 2001 og 2005.

	1996	1997	2001	2005
Samlet plantedækket areal (m <sup>2</sup> ) i søen	9307	3404	43229	39600
Gennemsnitlig dækningsgrad (%) for søen	7,0	2,6	33,1	29,8
Samlet plantefyldt volumen (m <sup>3</sup> ) i søen	9911	3582	10094	31641
Gennemsnitligt relativt plantefyldt volumen (%) for søen	6,0	2,2	6,2	19,2
Dybdegrænse (m)	1,95	1,95	1,95	1,95

Vegetationens dybdeudbredelse er øget for en række arter gennem årene. Den gennemsnitlige dækningsgrad steg fra 7 % i 1996 til 33 % i 2001 og knap 30 % i 2005.

Den markante stigning i dækningsgraden fra 1997 til 2001 skyldes primært masseforekomst af kors-andemad. Idet kors-andemad er meget lavtvoksende og danner et tyndt vegetationstæppe på bunden, er det relative plantefyldte volumen kun steget lidt i samme periode (1997-2001). I 2005 er det relative plantefyldt volumen derimod steget markant, hvilket skyldes øget forekomst af langskudsplanterne (vandaks). Sammenfattende har undervandsvegetationen reageret positivt på forbedringerne af lysforholdene.

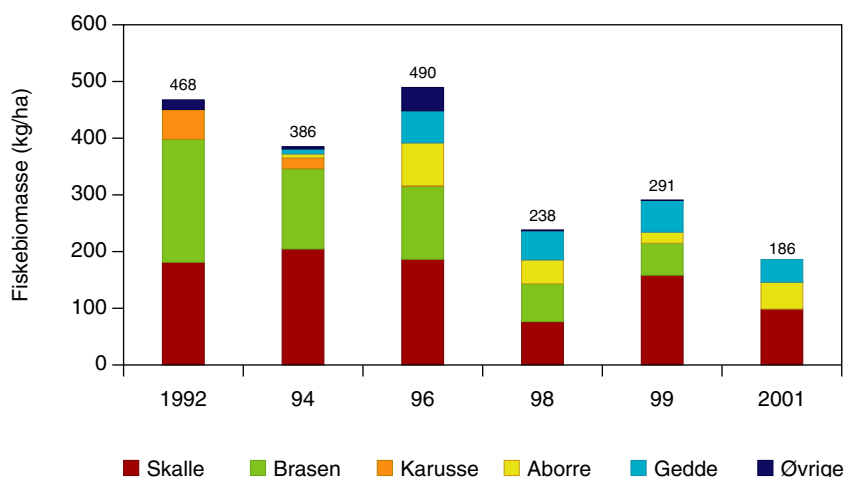
### Fisk

Fiskebestanden i Borbjerg Møllesø blev undersøgt for første gang i 1992. En opfiskning af søens planktivore fisk indledtes i april 1993, og efterfølgende er fiskebestanden løbende blevet reguleret såvel som overvåget. Der er således blevet udført standardiserede fiskeundersøgelser i søen i 1992, 1994, 1996, 1998-99 og i 2001.

Figur 3.6 viser den samlede skønnede fisketæthed i samtlige undersøgelsesår.

Den skønnede fisketæthed var i 1992 ca. 468 kg/ha. I 2001 var søens skønnede tæthed kun 186 kg/ha og således den mindste i undersøgelsesperioden eller mindre end halvt så stor som tætheden, før opfiskningen startede i 1993. Fiskebestanden har ændret sig fra at være domineret af fredfisk i 1992 med 90 % af fiskebestanden fordelt på brasener, skaller og karudser til at udgøre en rovfiskeandel på 33 % i 2001. Der er sket en væsentlig forskydning i artssammensætningen i garnfangsten. Brasenen, som dominerede fiskeundersøgelsen i 1992, og karusse blev således ikke fanget i 2001.

**Figur 3.6** Skønnet tæthed (kg/ha) af de enkelte arter i Borbjerg Møllesø 1992-2001. Den skønnede tæthed af ål er ikke inkluderet.



### 3.4 Konklusioner

#### 1990-2001

Den markant klarvandede tilstand i 1995 viste sig kun at være et midlertidigt tilstandsskift, og erfaringerne med biomanipulationsprojektet i Borbjerg Møllesø viser vigtigheden af, at indgrebet i bestanden af fredfiskene fastholdes i en længere periode for at kunne skabe grundlag for en udvikling i fiskebestanden mod en ny ligevægt. I sensommeren 1996 rummede søen således igen en tæt bestand af både yngel og etårsskaller. Genoptagelsen af opfiskningen i slutningen af 1996 og i de efterfølgende år har dog efterfølgende gennemgående haft en god effekt på fiskesammensætningen og søens vandkvalitet.

Som det fremgår af tabel 3.4, er den eksterne næringsstofbelastning til Borbjerg Møllesø i det væsentlige uændret siden 1990. Indløbskoncentrationen af totalfosfor lå således på 0,095 mg/l i 1990 og 0,091 mg/l i 2005. Idet indløbskoncentrationen har været nogenlunde konstant i perioden, må perioderne med fald i søens totalfosforkoncentration derfor primært skyldes reduceret intern belastning. Tilsvarende antages det, at perioder med stigende fosforkoncentrationer i vandfasen skyldes øget intern belastning.

Der kan være flere årsager i samspil, der kan have medført et fald i den interne belastning, og som er afledte effekter af indgrebet i fiskebestanden:

- Reduceret planteplanktonbiomasse og dermed mindre omsætning på søbunden betyder øget redoxpotentiale i sedimentoverfladen, der kan mindske fosforfrigørelsen fra sedimentet. Planteplanktonbiomassen er netop faldet væsentligt gennem perioden 1990-2001 (figur 3.5), lavest i 1995.
- En reduceret brasenbestand samt øget vegetationsudbredelse har formindsket resuspension af søsedimentet. Brasenbestanden er blevet reduceret markant efter fiskeindgrebet (figur 3.6), og der har været en positiv udvikling i vegetationen (tabel 3.7 og 3.8).
- Mere lys ved bunden har forbedret livsbetingelserne for bentiske alger. Bentiske alger fikserer uorganiske næringsalte samt øger iltindholdet ved sedimentoverfladen, således at fosfor forbliver bundet til jern. Sigt-dybden er forbedret markant i perioden 1990-2001 (tabel 3.6).

At fosforkoncentrationen falder i vandfasen, kan også skyldes, at flere vandplanter øger optagelsen af næringsstoffer, der dermed bindes i plantematerialet. Dette var dog ikke tilfældet i 1995, idet vandplanterne først for alvor etablerede sig i slutningen af undersøgelsesperioden.

Forbedringerne i søens vandkvalitet i perioden 1993-2001 må derfor antages at skyldes indgrebet i fiskebestanden.

## 2005

Undersøgelserne i 2005 viser stigende fosforkoncentrationer og forringet sigtddybde i søen, hvilket indikerer, at søens miljøtilstand tilsyneladende er forværret i forhold til 2001.

Den eksterne belastning vurderes uændret. Men eftersom der ikke er gennemført fiskeundersøgelser siden 2001, er det bl.a. derfor vanskeligt at vurdere årsagerne til denne tilsyneladende forværring i miljøtilstanden.

Forklaringen kan dog muligvis findes i de tendenser, der fremgik ved de seneste års fiskeundersøgelser. Skallebestanden steg markant fra 1998 til 1999, men blev dog igen reduceret noget efter opfiskningen i 1999 og 2000. Efter 1996 havde aborren knap så god ynglesucces, og bestanden reduceredes gradvist frem til 1999. Aborren havde igen god ynglesucces i 2001. Selv om aborrene udgjorde en stor andel af fangsten i 2001, var den aktuelle bestand stadig forholdsvis beskeden.

Tilbagegangen i aborrebestanden kan skyldes den hurtige bestandsopbygning af gedder. Geddebestanden, som har ligget mellem 40-50 kg/ha siden 1996, er betydelig større end normalt for denne søtype. Selv om gedderne er medvirkende til at holde mængden af de ældre skaller nede, er de muligvis også medvirkende til at hindre en vækst i aborrebestanden.

Tilbagegang i aborrebestanden og en sandsynlig fremgang i skallebestanden kan have øget prædationen på dyreplanktonet.

Set ud fra kulstofbiomasseniveauerne af planteplanktonarter  $<50 \mu\text{m}$ , der hele perioden var  $>200 \mu\text{g C/l}$ , var dyreplanktonet ikke fødebegrænset i perioden. De lave græsningstryk på planteplanktonet i 2005 (figur 3.5) skyldes de lave biomasser af de herbivore dyreplanktonarter. Lave biomasser af dyreplankton skyldes ofte fiskenes prædation på dyreplanktonet. Dette er sandsynligvis også tilfældet i Borbjerg Møllesø i 2005 set ud fra sammensætningen af dyreplanktonet, der er domineret af små arter af dafnier (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Chydorus sphaericus*) og store biomasser af cyclopoide vandlopper frem for af store arter af slægten *Daphnia*. De store arter er mere udsat for prædation end de mindre synlige små arter. Cyclopoide vandlopper formodes også at være svære at fange, idet de bevæger sig hurtigere og mere ujævnt end de calanoide copepoder. Planteplanktonbiomassens niveau og udvikling var primært styret af tilgængeligheden og sammensætningen af næringsstoffer, hvor det specielt kan nævnes, at koncentrationerne af orthofosfat var nær eller under det vækstbegrænsende niveau ( $0,002 \text{ mg P/l}$ ) i marts, april, maj og november, mens der ikke var begrænsning af uorganisk kvælstof.

Dyreplanktonbiomassen var i 2005 antagelig primært styret af prædation fra planktivore fisk.

### 3.5 Opfølgning og fremtidig udvikling

Der er ikke for nuværende planlagt yderligere indgreb eller monitoring i Borbjerg Møllesø.

De seneste undersøgelsesresultater tyder på, at miljøtilstanden i Borbjerg Møllesø måske er ved at svinge tilbage til tilstanden før indgrebet. Om dette er tilfældet, afgøres af, om rekrutteringen af fredfisk kan holdes på et lavt niveau i nogle år frem, indtil søen udviser en større stabilitet både m.h.t. vandkvalitet og fiskebestand. Det er også afgørende, at der sker en fortsat udvikling i undervandsvegetationen med en større udbredelse af mere langsomtvoksende langskudsplanter, der dels kan forbedre aborrernes livsbetingelser og dels kan give bedre skjul for dyreplanktonet.

Det kan måske vise sig nødvendigt at regulere søens mange gedder. Endvidere kan et målrettet fiskeri i afløbet, hvor småfiskene ofte stimer om vinteren, mindske chancen for en vellykket rekruttering blandt fredfiskene.

Målinger i forsøens tilløb/afløb har indtil videre ikke vist tilbageholdelse af fosfor. Dette vil formodentlig blive tilfældet, når søsedimentet stabiliseres, og når vegetationen bliver mere udbredt. En deraf følgende reduktion i den eksterne næringsstofftilførsel til søen kan måske stabilisere en klarvandet tilstand, således at der ikke vil være behov for yderligere større tiltag i form af opfiskninger.

## 4 Borup Sø

Af Per Helmgaard, Roskilde Amt

### 4.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Borup Sø er en mindre sø beliggende umiddelbart vest for Borup by på Midtsjælland. Søen er lavvandet med en middeldybde på 1,05 m og en største dybde på kun 2 m (figur 4.1). Især søens vestlige ende er meget lavvandet. Søens eneste egentlige tilløb er Borup Bæk, der løber til i den vestlige ende. Afløbet er i søens nordøstlige ende. Borup Bæk har øst for Borup forbindelse med Kimmerslev Møllebæk, der via Kimmerslev Sø har afløb til Køge Å. Morfometriske data fra søen er vist i tabel 4.1.

**Tabel 4.1** Morfometriske data fra Borup Sø /1/.

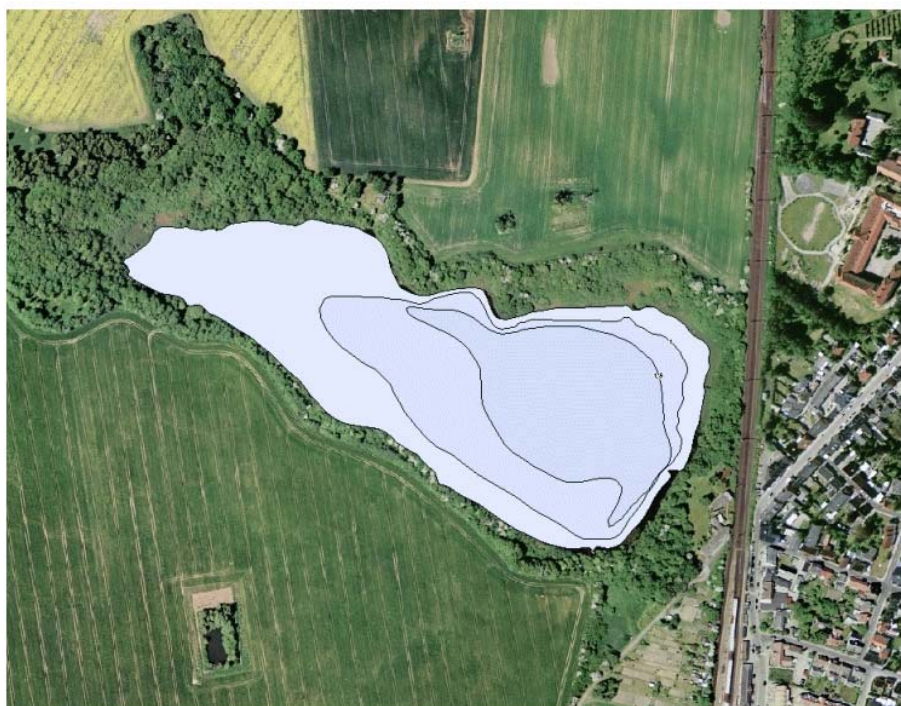
Oplandsareal:	7,75 km <sup>2</sup>
Søareal:	9,5 ha
Middeldybde:	1,05 m
Største dybde:	2,0 m
Vandvolumen:	100.000 m <sup>3</sup>
Vandets opholdstid:	gns. 23 dage

Søen er omkranset af pilekrat og i den vestlige ende af ellesump. Langs bredden er der en veludviklet rørsump, hovedsageligt bestående af tagrør, og uden for rørsumpen findes mange åkander.

Det samlede topografiske opland til søen er på knap 8 km<sup>2</sup>. 61,6 % af oplandet består af landbrugsområder, mens skovområder udgør 37,4 %. Ferskvandsområder og befæstede arealer udgør med henholdsvis 0,9 og 0,1 % kun en meget lille del af oplandet. Set i forhold til den gennemsnitlige arealudnyttelse for hele landet er søens opland forholdsvis skovrigt, idet skovområderne på landsplan kun udgør omkring 11 % af det samlede areal.

Søen var tidligere belastet med spildevand fra landsbyerne Lammestrup og Stubberup, men disse blev separatkloakeret i 1975. Herefter har den eneste spildevandstilledning til søen været fra ca. 20 enkeltejendomme i oplandet. Op gennem 1990'erne er der foretaget en forbedret spildevandsrensning eller afskæring af spildevandet fra hovedparten af disse ejendomme.

**Figur 4.1** Dybdekort over Borup Sø. Linjerne markerer 0,5-meters dybdeintervaller.



Den årlige næringsstofftilførsel til søen varierer betragteligt, først og fremmest som følge af forskelle i nedbørsmængder og nedbørsfordeling i de enkelte år. Den gennemsnitlige årlige tilførsel af fosfor og kvælstof i perioden før indgrebet i 1996 er angivet i tabel 4.2.

**Tabel 4.2** Gennemsnitlig årlig fosfor- og kvælstoftilførsel til Borup Sø i perioden 1989-1995 samt mindste og største årlige tilførsel i samme periode.

Næringsstof	Gns. 1989-95	Mindste årlige tilførsel	Største årlige tilførsel
Fosfor (ton/år)	0,243	0,100	0,460
Kvælstof (ton/år)	15,2	9,6	20,1

Som gennemsnit for årene 1989-95 kom knap halvdelen af fosfortilførslen (47 %) fra naturområder, 35 % fra dyrkede arealer og 18 % fra ukloakerede enkeltejendomme. For kvælstof er fordelingen i samme periode 74 % fra dyrkede arealer, 24 % fra naturområder og mindre end 1 % fra enkeltejendomme.

Borup Sø har i perioden 1989-2003 været intensivt overvåget under det nationale overvågningsprogram. Søen var udvalgt som repræsentant for den type af søer, hvor hovedparten af næringsstoffbelastningen stammer fra dyrkede arealer. Søen har i 2004 og 2005 været ekstensivt undersøgt nogenlunde svarende til overvågningsprogrammet for "ekstensiv 1" søer.

Søen er generelt målsat (B), hvilket bl.a. indebærer krav om en gennemsnitlig sigtdybde på mindst 1 meter og et fosforindhold i vandet på maksimalt 0,15 mg P/l, begge målt som sommergennemsnit.

Søen fremstod som en stærkt eutrofieret sø med en sommermiddel sigtdybde på kun omkring 0,5 meter og et fosforindhold om sommeren på 0,235 mg P/l målt som et gennemsnit for årene 1988-1995 (tabel 4.3). På grund af den ringe sigtdybde var søen uden undervandsplanter.

**Tabel 4.3** Før indgrebet i 1996. Gennemsnit af sommermidlerne fra perioden 1988-95 for udvalgte vandkemiske parametre.

Parameter	1988-95
Total-P (mg P/l)	0,235
Ortho-P (mg N/l)	0,022
Total-N (mg N/l)	2,88
Uorganisk N (mg N/l)	0,32
Klorofyl ( $\mu\text{g/l}$ )	124
Sigtdybde (m)	0,53

I perioden 1989-95 forværredes tilstanden i søen, idet planteplanktonbiomassen steg fra et niveau på omkring 12-15  $\text{mm}^3/\text{l}$  i 1989-90 til et niveau på omkring 20-30  $\text{mm}^3/\text{l}$  i 1992-95. Den meget kraftige stigning i planteplanktonbiomassen kunne bl.a. tilskrives en stigende andel af blågrønalger. Sideløbende med stigningen i planteplanktonbiomassen faldt dyreplanktonbiomassen fra et niveau omkring 1500  $\mu\text{g TV/l}$  i 1989 til omkring 7-800  $\mu\text{g TV/l}$  i 1993-95.

En fiskeundersøgelse foretaget i august 1993 viste, at fiskebestanden var domineret af en stor mængde langsomt voksende skaller og brasener, mens større aborrer var meget fåtallige. Det vurderedes, at fiskebestanden via et betydeligt prædationstryk på dyreplanktonet var en medvirkende årsag til søens ringe tilstand.

Set i lyset af den forværrede tilstand i søen blev det besluttet at indlede et restaureringsprojekt i form af en biomanipulation med start i 1996. Sammen med den forventede reduktion i fosfortilførslen fra enkeltejendomme i oplandet vurderedes det, at en opfiskning af skaller og brasener ville kunne fremskynde en positiv udvikling i søens tilstand.

## 4.2 Beskrivelse af indgrebet

I 1996 indledtes opfiskningen så af søens meget store bestand af brasener og skaller. Formålet med opfiskningen var at mindske prædationstrykket på søens dyreplankton, således at dette igen blev i stand til at regulere mængden af planteplankton og dermed skabe en mere klarvandet sø.

Som redskaber til opfiskningen blev valgt bundgarn i starten efterfulgt af vod. Bundgarnene var de første par år effektive specielt i forårsperioden og samtidig billige i drift, fordi pasningen gik på skift mellem de lokale lystfiskere og amtets medarbejdere. Da fangsten faldt i bundgarnene, blev disse taget op og erstattet af vodfiskeri. Vodfiskeriet blev senere erstattet af garnfiskeri specielt rettet mod gydemodne brasener.

I 1996-97 blev der opfisket knap 4,4 ton skaller og brasener ved hjælp af bundgarn og vod. I de følgende par år blev fiskeriet reduceret, men en fiskeundersøgelse i efteråret 1999 viste, at mængden af skaller og brasener igen var stigende i søen som følge af en usædvanlig god rekruttering hos begge arter. Fiskeriet blev derfor intensiveret i 2000, hvor yderligere godt 2,5 ton fredfisk blev opfisket. I de efterfølgende år frem til 2003 blev der stort set kun fisket med garn efter gydemodne brasener i maj måned. Projektet blev afsluttet i sommeren 2003.

Set over hele perioden fra 1996-2003 er der i alt opfisket ca. 10 ton fisk fordelt på 5,8 ton brasener, 4,1 ton skaller og knap 0,1 ton andre fredfisk. En samlet oversigt over opfiskningen er vist i tabel 4.4.

**Tabel 4.4** Oversigt over opfiskning 1996-2003.

Periode	Redskab	Skalle	Brasen	Øvrige	I alt
Maj-juli 1996	Bundgarn	550	1.160		1.710
Maj-juli 1997	Bundgarn	260	575		835
Sept. 1997	Vod	825	995		1.820
Juli 1998	Vod	480	270		750
Marts 1999	Vod	5	15		20
Juni 1999	Vod	65	500		565
August 1999	Vod	130	260		390
April-maj 2000	Ruse	279	96	19	394
Juli-aug. 2000	Vod	1.417	317	37	1.771
Sep.-okt. 2000	Garn	21	363	5	389
Maj 2001	Garn		830	25	855
Oktober 2001	Vod/garn	100	85		185
Maj 2002	Garn		187		187
Maj 2003	Garn		157		157
Samlet:		4.132	5.810	86	10.028

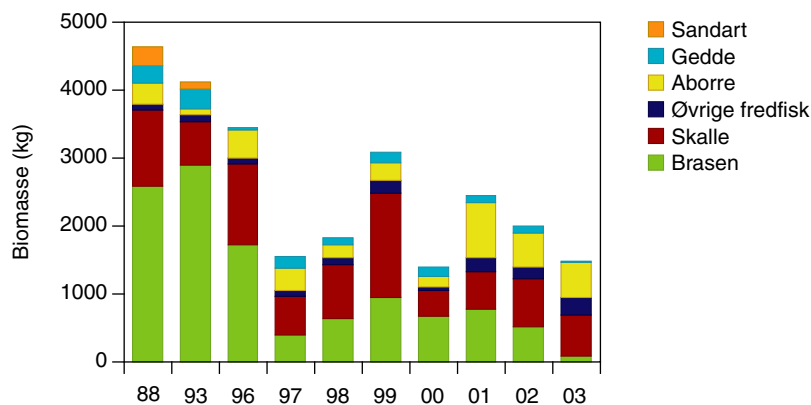
Estimerede biomasser af fiskebestanden baseret på fiskeundersøgelser i 1988, 1993 og 1996-2003 er vist i figur 2. Inden indgrebet var den estimerede biomasse af fisk i søen omkring 4-4,5 ton svarende til ca. 420-475 kg/ha. Brasen udgjorde mellem 55 og 70 % af den samlede fiskebiomasse efterfulgt af skalle med 15-25 %. Rovfiskene gedde, aborre og sandart udgjorde samlet kun 12-18 % af biomassen. På figuren ses faldet i fiskebiomassen efter indgrebets start i 1996. Det ses også, at fiskeriindsatsen som tidligere nævnt ikke var stor nok i 1998-99 med det resultat, at fiskebestanden igen voksede.

Ved projektets ophør i 2003 var den estimerede biomasse af fisk nede på ca. 1,5 ton svarende til lige godt 150 kg/ha. Altså omkring en tredjedel af fiskebestandens biomasse før indgrebet. Samtidig er rovfiskenes andel af den samlede biomasse steget til godt 35 %. Aborre var i 2003 den helt dominerende rovfisk i søen, mens skalle var den dominerende art blandt fredfiskene. Brasenbestanden er med kun omkring 6 % af den samlede fiskebiomasse drastisk reduceret i størrelse.

Ud over opfiskning af fredfisk er rovfiskebestanden søgt styrket gennem udsætning af ca. 440 kg store aborrer i 2001. Derudover er der i perioden 1998-2000 og igen i 2002 årligt udsat i størrelsesordenen 20-25.000 stk. geddeyngel. Efterfølgende fiskeundersøgelser har vist, at overlevelsen af såvel den udsatte geddeyngel som de udsatte aborrer var meget ringe.



**Figur 4.2** Estimerede biomasser af fiskebestanden (ekskl. ål) i Borup Sø 1988, 1993 og 1996-2003. Efter /2/.



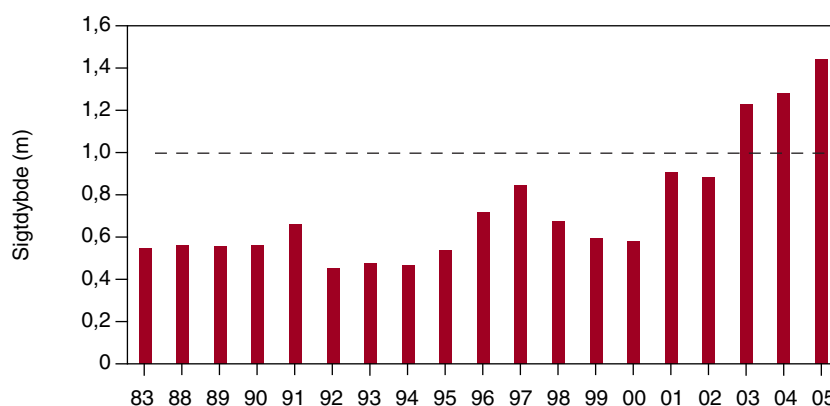
Opfiskningen har samlet kostet 421.000 kr. ekskl. moms. Indeholdt i dette beløb er udgifter til udsætning af store aborrer. Udsætninger af geddeyngel er finansieret af DFU.

### 4.3 Effekter af indgrebet

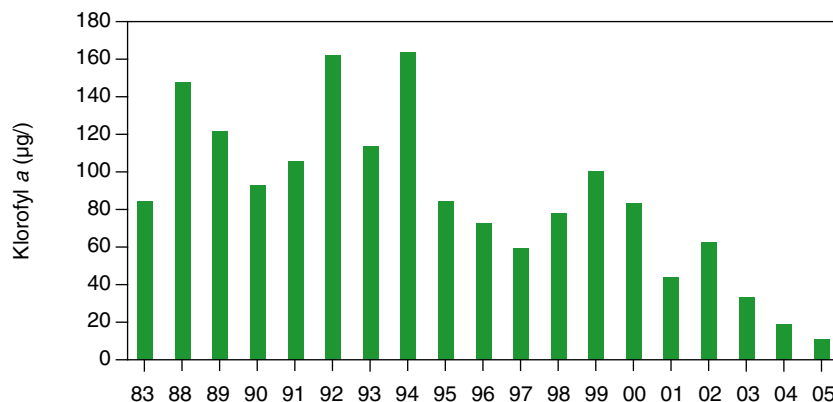
Sammenlignet med tilstanden før indgrebet er der sket markante ændringer i søen. Først og fremmest er sigtddybden steget fra et niveau på omkring 0,5 m om sommeren til godt 1,4 m (figur 4.3). Der er et tydeligt sammenfald mellem opfiskningen og sigtddybden. I de to første år med opfiskning steg sigtddybden støt. Herefter faldt sigtddybden igen i 1998-99, i takt med at fiskebestanden igen voksede. Efter 2000, hvor fiskeriindsatsen blev øget, steg sigtddybden så atter. Siden 2003 har kravet om en sigtddybde på mindst 1 m været opfyldt.

I samme periode er algevæksten i søen udtrykt ved klorofylindholdet i søvandet faldet markant, fra et niveau omkring 80-160 µg chl.a/l før indgrebet til under 20 µg chl.a/l i de sidste par år (figur 4.4).

**Figur 4.3** Udviklingen i sommermiddel sigtddybden i Borup Sø 1983 og 1988-2005. Krav til minimum sigtddybde (1 m) angivet.



**Figur 4.4** Udviklingen i sommermiddelt klorofylindholdet i søvandet i Borup Sø 1983 og 1988-2005.



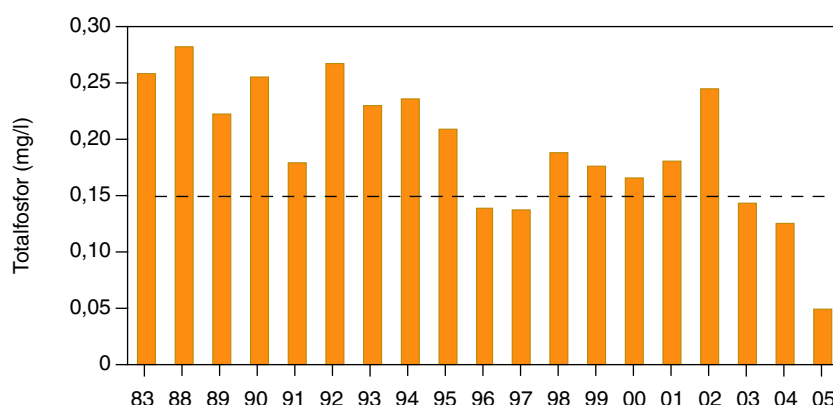
Endelig dækker undervandsplanterne i dag stort set hele søen efter at have været fraværende antagelig siden 1930'erne og frem til og med 1999. I 2000 blev der således registreret enkelte forekomster af kruset vandaks i søen. Denne er senere fortrængt af tornfrøet hornblad, der i dag forekommer i stort set hele søen, mange steder fra bund til overflade.

Også fosforniveauet i søen udviser et fald de seneste år (figur 4.5), mens der ikke kan påvises et signifikant fald i årsmiddelen af fosfor i tilløbet set over perioden 1989-2005. Der er dog tegn på faldende fosforkoncentrationer i tilløbet de seneste år, men ikke i en størrelsesorden, der kan forklare det tydelige fald i søvandskoncentrationen. Årsagen til det faldende fosforindhold i søvandet skyldes formentlig først og fremmest det kraftige fald i planteplanktonbiomassen. Hvor fosforen før i høj grad var bundet i algerne, er fosforen nu i stedet bundet i undervandsplanterne.

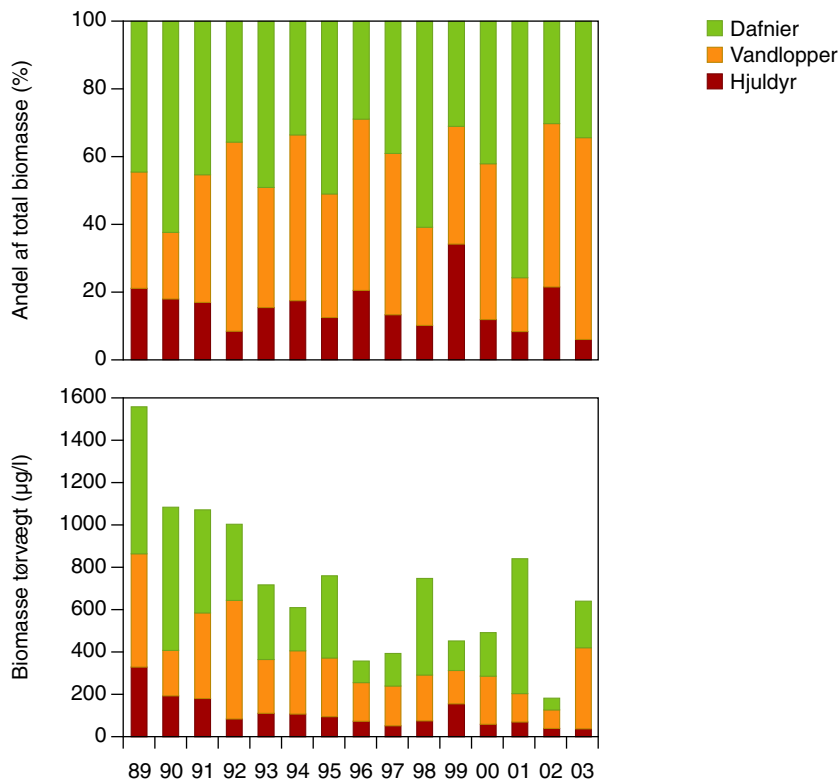
Det var forventet, at opfiskningen ville medføre ændringer i dyreplanktonet i form af større biomasser og en øget forekomst af større dafniarter. Dette skifte kunne imidlertid ikke konstateres i 2003, hvor plante- og dyreplanktonet senest blev undersøgt. At dyreplanktonbiomassen ikke steg som forventet kan skyldes to ting. Dels at fiskene stadig øver et betydeligt prædationstryk på dyreplanktonet og dels, at dyreplanktonet i et vist omfang er fødebegrænset som følge af den kraftige reduktion i planteplanktonet.

Generelt faldt biomassen af dyreplankton kraftigt i perioden 1989-96. Herefter har biomassen varieret en del fra år til år, men stadig generelt under niveauet fra overvågningsperiodens start i 1989 (figur 4.6). Der har været vekslende dominans af dafnier og vandlopper gennem hele

**Figur 4.5** Udviklingen i søvandets indhold af totalfosfor i Borup Sø 1983 og 1988-2005. Krav til maksimalt fosforindhold på 0,15 mg P/l angivet.



**Figur 4.6** De enkelte dyreplanktongrupperes procentvise andel af den totale dyreplanktonbiomasse i sommerperioden 1989-2003 og tidsvægtede sommermiddelbiomasser ( $\mu\text{g TV/l}$ ) af dyreplankton opdelt i grupper i 1989-2003 i Borup Sø.

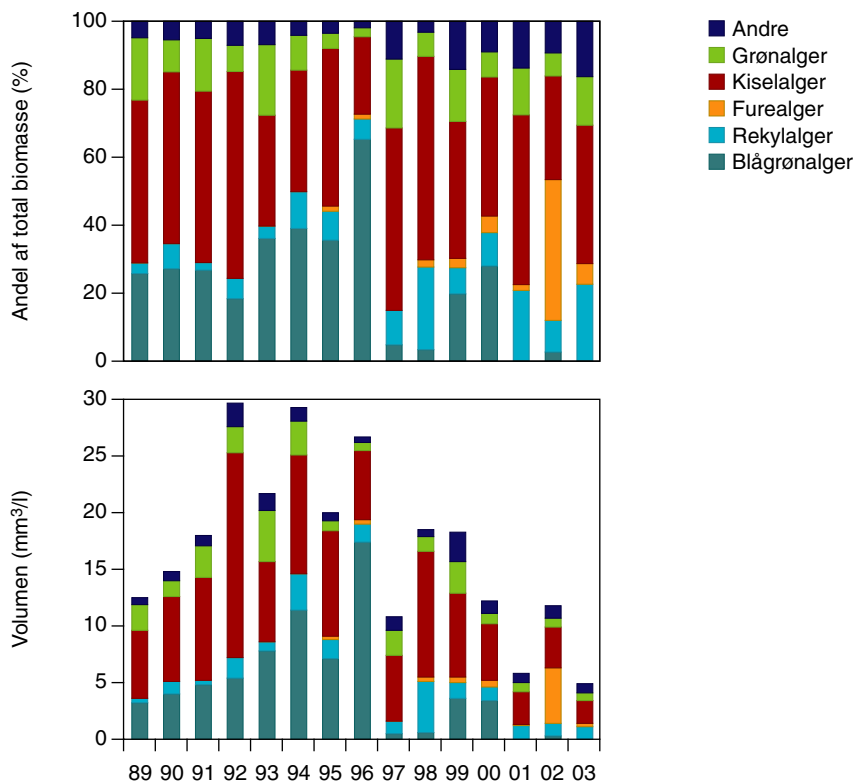


perioden, mens hjuldyrene som oftest har udgjort en mindre andel. Overordnet set er der et signifikant fald i biomassen af alle tre grupper. Der har således ikke været tydelige udviklingstendenser blandt hverken hjuldyr, vandlopper og dafnier frem til og med 2003.

Dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet har generelt været faldende fra 1989 og frem til 1994, hvorefter græsningstrykket har varieret en del fra år til år uden dog at nå samme høje niveau som i 1989-91.

Biomassen af planteplankton steg i perioden 1989-96 primært som følge af en stigning i mængden af blågrønalger (figur 4.7). Efter 1996 har biomassen af planteplankton igen været faldende i søen frem til 2003. Biomassen af planteplankton i de sidste par år kendes ikke, men bedømt ud fra klorofylmålingerne, er der yderligere sket en kraftig reduktion. Kiselalger har de fleste år været den dominerende algegruppe efterfulgt af blågrønalger. I de senere år har andre algegrupper som rekylalger og fu-realger spillet en stadig større rolle i søen.

**Figur 4.7** De enkelte planteplanktongrupperes procentvise andel af den totale planteplanktonbiomasse i sommerperioden 1989-2003 og tidsvægtede sommermiddelbiomasser ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) af planteplankton opdelt i grupper i perioden 1989-2003 i Borup Sø.



Selv om søen i dag fremstår som klarvandet, er tilstanden endnu ikke stabil. Undervandsvegetationen består udelukkende af tornfrøet hornblad, der er kendt for at kunne svinge meget i udbredelse fra år til år /4/. Forsvinder undervandsplanterne igen, er der risiko for, at søen vender tilbage til den uklare tilstand. En forudsætning for, at tilstanden i søen bliver stabil, er derfor, at andre arter af undervandsplanter etablerer sig i søen.

Samtidig har den meget voldsomme vækst af tornfrøet hornblad allerede haft negative effekter i søen, idet iltforholdene blot en halv meter under overfladen generelt er ringe over sommeren. Dårlige iltforhold omkring bunden i kombination med de usædvanlige klimatiske forhold i juli 2006 (ekstrem varme og sol) medførte antagelig en stor fosforfrigivelse fra sedimentet, idet der dannedes store måtter af trådalger i overfladen. Dette medvirkede til, at iltforholdene i søen forværredes yderligere, og fiske-død er antagelig forekommet i et vist omfang.

#### 4.4 Konklusioner

Erfaringerne fra Borup Sø bekræfter de erfaringer, der er gjort ved lignende restaureringsprojekter, nemlig at opfiskningen skal være meget effektiv, før der kan ses tydelige ændringer i søens tilstand. Effekterne af opfiskningen i Borup Sø har været meget markante: Vandet er klaret op, der er igen undervandsplanter, og algebiomassen er stærkt reduceret.

Resultaterne peger også på, at undervandsplanter er vigtige for udviklingen i søen. Imidlertid er en så massiv opblomstring af undervandsplanter, som det er set i Borup Sø, langt fra uproblematisk. Den meget voldsomme vækst af tornfrøet hornblad har også afstedkommet nogle

negative effekter i søen i form af perioder med ringe iltforhold. Dette har antagelig ført til fosforfrigivelse fra sedimentet, som i kombination med høje temperaturer og høj solindstråling i sommeren 2006 har muliggjort en massiv opblomstring af trådalger, hvilket yderligere har forringet iltforholdene i søen.

#### **4.5 Opfølgning og forventet udvikling**

Borup Sø er stadig i en ustabil fase. Tornfrøet hornblad regnes som en opportunistisk plante, hvis forekomst kan svinge meget betragteligt fra år til år. Så længe tornfrøet hornblad fastholder den meget voldsomme vækst, vil søen antagelig fremover være præget af perioder med meget dårlige iltforhold og med risiko for masseopblomstring af trådalger. Omvendt, hvis tornfrøet hornblad pludselig forsvinder, vil søen antagelig svinge tilbage til tilstanden før indgrebet. Meget står og falder dermed med, at søen i de kommende år udvikler en mere artsrig undervandsvegetation.

Søen forventes undersøgt igen i 2007 efter "ekstensiv 1" programmet under det nationale overvågningsprogram for søer.

#### **4.6 Referencer**

/1/ Roskilde Amt (2004). Vandmiljøovervågning. Borup Sø 1989-2003.

/2/ Fiskeøkologisk Laboratorium (2003). Notat vedrørende fiskebestanden i Borup Sø september 2003.

/3/ Bio/consult (2004). Fyto- og zooplankton i Borup Sø 2003.

/4/ Jeppesen, E. *et al.* (2004). Kvælstof i lavvandede søer. Vand og Jord nr. 3, 2004.

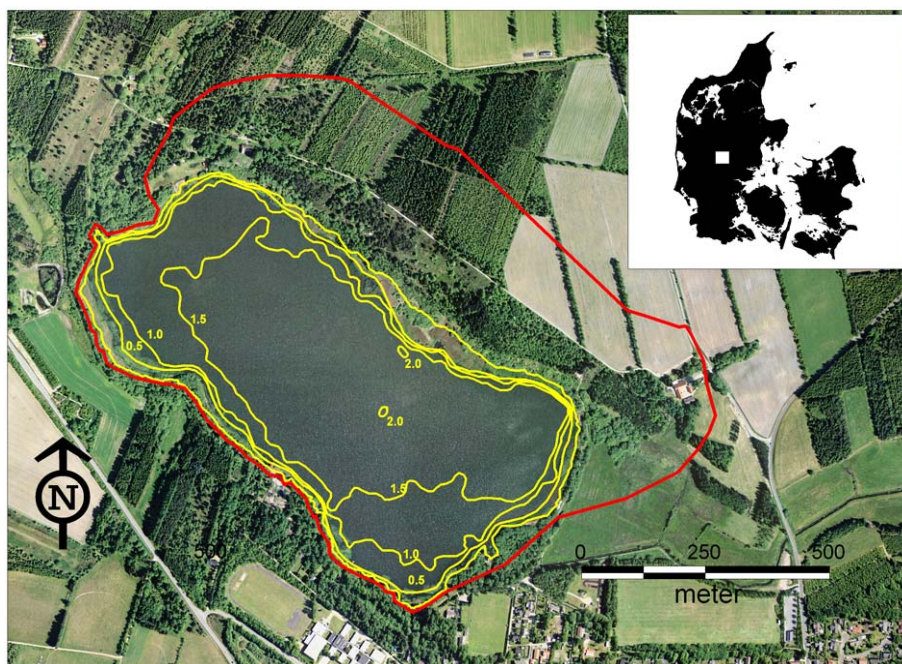
## 5 Ejstrup Sø

af Tina Pedersen, Vejle Amt

### 5.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Ejstrup Sø ligger umiddelbart nord for Ejstrupholm i Midtjylland. Ejstrup Sø er en del af Skjernå-oplandet, men Holtum Å, som udgjorde søens hovedtilløb, blev for mange år siden ført uden om søen. I 2001 blev Hvillum Bæk, som udgjorde søens andet større tilløb, ligeledes ført uden om søen, og i dag udgøres vandtilførslen til søen langt overvejende af grundvand, delvist i form af en række mindre kilder på nordsiden af søen. I forbindelse med at tilløbene er blevet ført uden om Ejstrup Sø, er søens topografiske opland blevet væsentligt formindsket og udgør i dag ca. 37 hektar. Hvor søens topografiske opland tidligere var landbrugspræget, er det i dag domineret af skov og hede. Søens geografiske placering og opland fremgår af figur 5.1, der ligeledes illustrerer dybdeforholdene.

**Figur 5.1** Geografisk placering (angivet som hvidt kvadrat på danmarkskortet) og dybdeforhold for Ejstrup Sø. Det topografiske opland er indtegnet med rødt. Holtum Å og Hvillum Bæk, der tidligere udgjorde tilløb til søen, er i dag ført uden om Ejstrup Sø, og søens topografiske opland er begrænset til et mindre skov- og hedeområde på søens nordside.



Konsekvensen af omlægningen af Hvillum Bæk har været en meget betydelig reduktion af den eksterne fosforbelastning af søen. Før omlægningen af Hvillum Bæk blev søen således belastet med ca. 177 kg P om året, mens søen efter omlægningen kun modtager ca. 14 kg fosfor om året. Det er tidligere vurderet, at søen maksimalt må tilføres omkring 175 kg fosfor om året, hvis søen skal opnå en tilfredsstillende miljøtilstand.

Ejstrup Sø er 42 hektar stor og er, som det fremgår af figur 5.1, lavvandet med en gennemsnitsdybde på 1,4 m og en maksimal dybde på 2,1 m. Vandet i søen har en relativ lang opholdstid (0,23 år). I Regionplan 2005 for Vejle Amt er søen B-målsat med en gennemsnitlig sommersigt dybde på 1,3 m. Morfometriske data for Ejstrup Sø fremgår af tabel 5.1.

**Tabel 5.1** Morfometriske data for Ejstrup Sø.

Areal	42 ha
Maksimumdybde	2,1 m
Middeldybde	1,4 m
Volumen	58,6 x 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>
Omkreds	2,8 km
Opholdstid	0,23 år

Før restaureringsindgrebet havde miljøtilstanden i Ejstrup Sø længe været dårlig med en stor næringsstofbelastning og stor fytoplanktonbiomasse. Der er ikke klarhed over hvilke kilder, der har forurennet søen, men det må formodes hovedsageligt at dreje sig om dambrug og spildevand fra Ejstrupholm by. Lokale beboere beretter, at der i en lang periode, efter at Holtum Å var blevet omlagt, tilgik søen vand fra den næringsstofbelastede å. Denne lækage blev siden stoppet på de lokale lods-ejeres foranledning, men siden det første reelle miljøtilsyn i 1980 har søens målsætning ikke været opfyldt. Ved Hvillum Bæks udløb til søen lå tidligere et dambrug, og målinger indikerede, at dette dambrug bidrog væsentligt med fosfor til søen før omlægningen af Hvillum Bæk. Op gennem 1980'erne forbedredes miljøtilstanden i søen svagt, og søvandets koncentration af kvælstof og fosfor var i begyndelsen af 90'erne således halveret i forhold til værdierne midt i 70'erne (tabel 5.2).

Målinger af vandkemiske forhold samt sigtgybder forud for restaureringsindgrebet er opsummeret i tabel 5.2. Koncentrationen af total-N og total-P var på hhv. 1,60 mg N l<sup>-1</sup> og 0,151 mg P l<sup>-1</sup> inden indgrebet. Sommermiddelsigtgybden var omkring de 50 cm i årene inden indgrebet.

En massebalanceberegning baseret på målinger fra 1989 viste, at den interne fosforbelastning var omkring 200 kg P år<sup>-1</sup>. De øverste 10 cm af søsedimentet blev undersøgt i 1990. Undersøgelserne viste et højt indhold af jern, mens indholdet af total-P var moderat højt (1-3 mg per g tørvægt, hvoraf det meste var jernbundet). Forholdet mellem jern og fosfor lå mellem 30 og 60, og bundsedimentet var oxideret.

**Tabel 5.2** Vandkemiske forhold og sigtgybde i Ejstrup Sø før restaureringsindgrebet. Angivet som sommergennemsnit (1. maj - 30. september). \* indikerer, at der er udregnet middelværdier for de pågældende år. Det totale antal målinger inden restaureringsindgrebet var forholdsvis lavt.

År	Total-N (mg/l)	Total-P (mg/l)	Klorofyl (µg/l)	pH	Sigtgybde (cm)
1974, 1975, 1976*	3,47	0,260	-	8,7	45
1980	2,30	0,220	-	8,1	41
1991, 1993*	1,60	0,151	88,60	8,2	54

En undersøgelse af fiskebestandens sammensætning i 1992 viste en total dominans af brasen og skalle. Den høje biomasse af disse arter har været med til at holde søen i en dårlig miljøtilstand, dels ved prædation på søens dyreplankton og dels ved ophvirvling af bundsedimentet under deres fødesøgning. Det sidste resulterer i en frigivelse af fosfor fra de reducerede sedimenter (hvor det store jernindhold er uden betydning) umiddelbart under de oxiderede lag. Endelig kunne der konstateres en forholdsvis lille biomasse af rovlevende aborrer og gedder. Det vurderedes som sandsynligt, at den store fødekonkurrence med brasen og skalle om de bundlevende dyr har resulteret i, at kun en lille del af aborrerne har opnået en størrelse, så de bliver rovlevende.

I perioden fra 1980 og frem til restaureringen er der ikke konstateret makrofytter i søen. Søens plankton er ikke undersøgt, men den lave sigt-dybde og relativt høje klorofylkoncentration (se tabel 5.2) indikerer en stor fytoplanktonbiomasse.

## 5.2 Beskrivelse af Indgrebet

I 1994 begyndte Vejle Amt planlægningen af et restaureringsindgreb. Der var stor opbakning til indgrebet fra søens lodsejerlaug, og på borgermøder blev det aftalt, at lodsejerne skulle involveres både økonomisk og praktisk i projektet. Amtet vurderede, at Ejstrup Sø ville være velegnet til en biomanipulation på baggrund af følgende forhold:

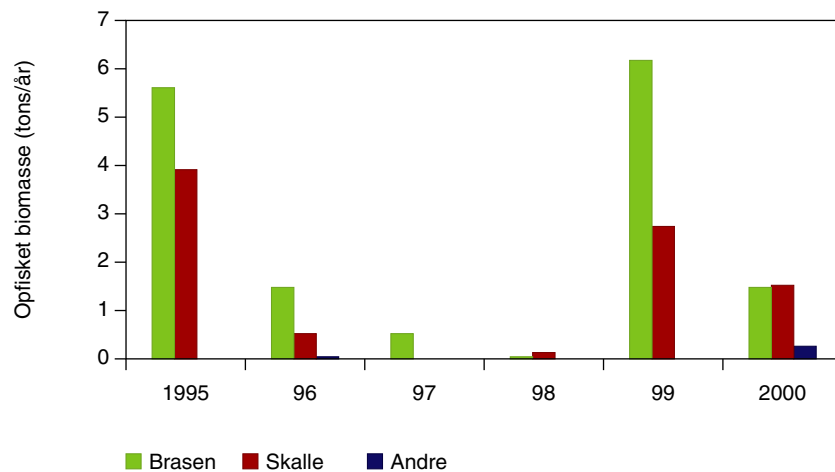
- Den eksterne næringsstofbelastning var blevet væsentligt reduceret i årene inden indgrebet.
- Søens dybdeforhold (ca. 50 % af søens areal er under 0,5 m dyb) bevirker, at undervandsvegetationen vil være i stand til at kolonisere det meste af søbunden, såfremt lysforholdene forbedres.
- Søens ringe dybde bevirker desuden, at der er potentiale for god ilttilførsel til den øverste del af bundsedimentet (der er aldrig observeret springlag i søen).
- Bundsedimentets høje jernindhold vil binde fosfor, så længe der hersker oxiderende forhold ved bunden, hvilket vil begrænse den interne næringsstofbelastning af søen.
- Søen minder morfometrisk om andre søer (f.eks. Væng Sø), hvor der på daværende tidspunkt var gennemført en tilsyneladende vellykket biomanipulation.

Restaureringsindgrebet i Ejstrup Sø bestod af opfiskning af brasen og skalle i perioden 1995-2000. Den fjernede fiskebiomasse fremgår af nedenstående figur 5.2. Opfiskningen i Ejstrup Sø er karakteriseret ved to store opfiskninger i hhv. 1995 og 1999, som ligner hinanden meget. I 1995 blev der opfisket 5,6 tons brasen og 3,9 tons skalle, som tydeligt havde en effekt på fiskebestanden, da der det efterfølgende år kun blev opfisket 1,5 tons brasen og 0,5 ton skalle. I 1997 blev der kun opfisket 0,5 ton brasen og ingen skaller, hvilket dog ikke er et udtryk for tilbagegang i brasen- og skallebestanden, men et udtryk for at opfiskningen ikke forløb helt som planlagt. Sommeropfiskningen blev indstillet p.g.a. stor udbredelse af undervandsplanten kruset vandaks, som vanskeliggjorde en effektiv vodtrækning, og den planlagte opfiskning i november blev indstillet p.g.a. isdække. I 1998 blev der ikke lavet en egentlig opfiskning, men i stedet en prøviefiskning med henblik på udarbejdelsen af en bestandsanalyse. Denne bestandsanalyse viste, at fiskesammensætningen stadig var domineret af brasen og skalle. I 1999 og 2000 blev der igen foretaget en intensivt opfiskning i søen, og der blev i 1999 opfisket 6,2 tons brasen og 2,7 tons skalle, mens der i 2000 opfiskedes 1,5 tons brasen og 1,5 tons skalle. I alt er der opfisket 24,5 tons fisk i Ejstrup Sø.

Til opfiskningen i 1995 og 1996 blev der anvendt både trawl, bundgarn og vod, mens der kun blev anvendt vod de øvrige år. Den årlige udgift til opfiskningerne varierede fra ca. 33.000 kr til ca. 242.000 kr, og den samlede udgift i perioden 1995-2000 beløb sig til ca. 603.000 kr.



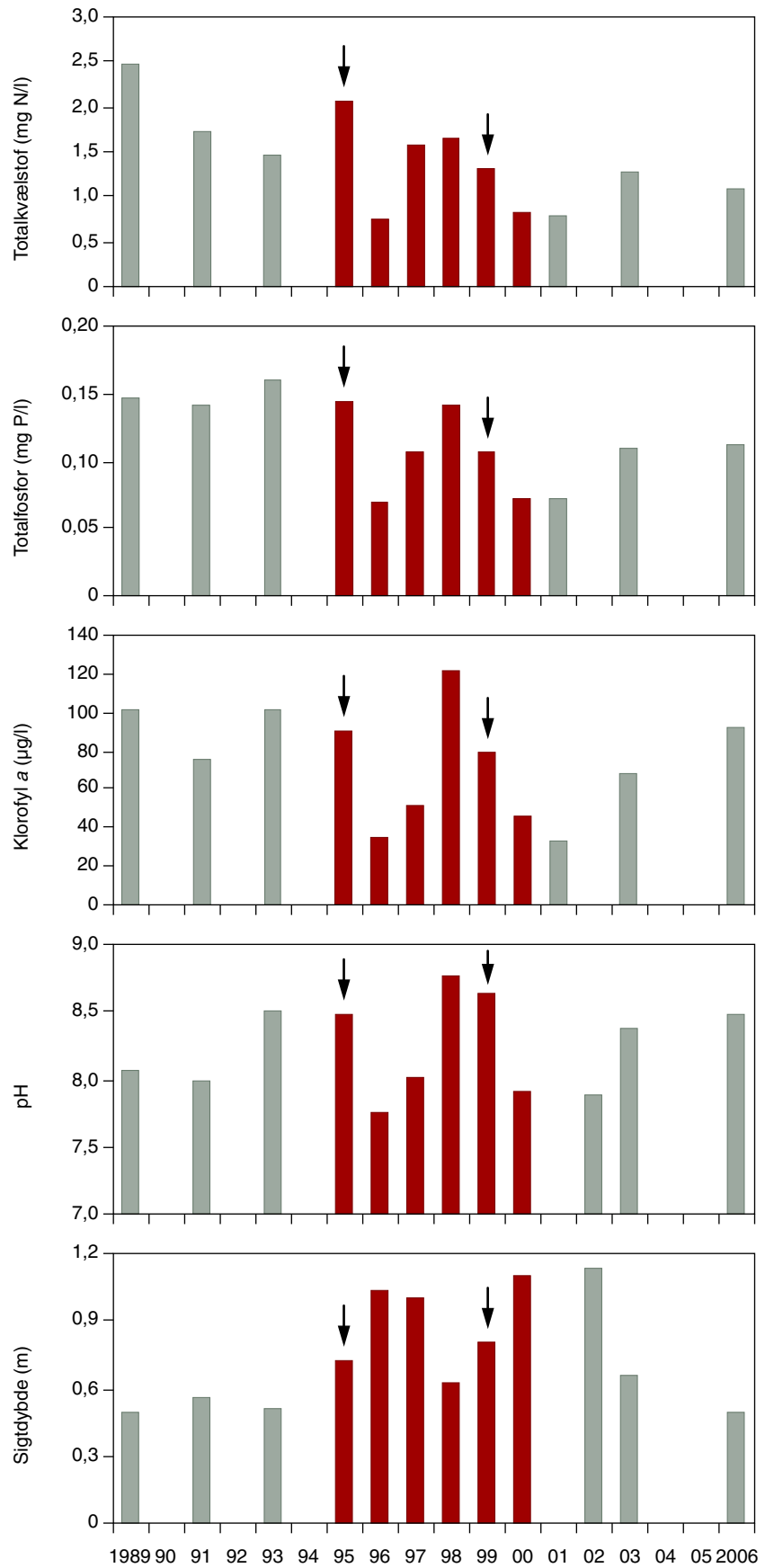
**Figur 5.2** Opfisket biomasse i Ejstrup Sø i perioden 1995-2000.



### 5.3 Effekter af indgrebet

Søvandets kvælstof- og fosforkoncentration faldt mærkbart efter de store opfiskninger i 1995 og 1999 (se figur 5.3). Total-P var i 1995 på 0,144 mg P l<sup>-1</sup>, men faldt til 0,068 mg P l<sup>-1</sup> i 1996. Tilsvarende var Total-P i 1999 på 0,107 mg P l<sup>-1</sup>, og faldt til 0,073 mg P l<sup>-1</sup> det efterfølgende år. Faldene i fosforkoncentrationerne skyldes en mindre intern belastning som følge af reduktionen i brasenbestanden. Da der var færre store brasener, mindskedes ophvirvlingen/resuspensionen af bundsedimentet, hvorved sedimentets fosforfrigivelse blev reduceret.

**Figur 5.3** Udviklingen i vandkemiske forhold i Ejstrup Sø i perioden 1989-2006. Værdierne er sommergennemsnit. Opfiskningen foregik i perioden 1995-2000, hvilket er angivet med røde søjler. Langt størstedelen af de opfiskede skalle og brasen blev fanget i 1995 og 1999 (markeret med pile).



Det fremgår ligeledes af figur 5.3, at mængden af fytoplankton var tydeligt reduceret året efter de store opfiskninger. I 1995 og 1999 var klorofylkoncentrationen på hhv. 90,8 og 78,7 g l<sup>-1</sup>, men var i 1996 og 2000 faldet til hhv. 34,3 og 45,1 g l<sup>-1</sup>. Samme mønster ses for pH, der i 1995 og 1999 var på hhv. 8,5 og 8,6, men som faldt til 7,8 og 7,9 i hhv. 1996 og 2000. Den modsatte tendens spores i sigtddybden, som i 1995 var på 72 cm mod 103 cm efter opfiskningen i 1996. Sigtddybden steg også efter den anden store opfiskning og forøgedes fra 80 cm i 1999 til 110 cm i 2000.

Der blev udført orienterende prøvefiskeri i 1992 (før opfiskningen), i 1995 og 1996 (under første store opfiskning) samt i 1998 (efter første store opfiskning) med henblik på at kvantificere søens fiskesammensætning. Til trods for at brasenbiomassen i alle årene blev underestimeret (biomasseestimatet blev vanskeliggjort af, at fangsteffektiviteten var lav for de større brasen (dvs. brasen over 40 cm)), dokumenterede prøvefiskningerne, at den egentlige opfiskning havde en effekt på brasenbestanden. Således blev brasenbiomassen reduceret fra ca. 8 tons i 1992 til ca. 2 tons i 1996, men i 1998 har brasenbiomassen sandsynligvis igen været større end 8 tons. Tilsvarende blev skallebiomassen reduceret fra ca. 3,5 tons i 1992 til ca. 2,5 tons i 1996, men opnåede i 1998 en estimeret biomasse på ca. 4,6 tons (hvilket vurderes at skyldes en vækst i bestanden af mellemstore skaller). Bestanden af aborre (især større aborrer) gik betydeligt frem fra en skønnet biomasse på ca. 0,7 ton i 1992 til 3,2 tons i 1998, hvoraf 2,9 tons bestod af aborrer større end 10 cm (i 1995 var der kun 0,6 ton aborrer større end 10 cm). Konditionen var god blandt de større aborrer. Geddernes biomasse steg ligeledes i løbet af perioden. Rovfiskenes andel af den samlede fiskebiomasse i perioden fra 1992 til 1998 blev således øget fra 7 % i 1992, over 11 % i 1995 og 29 % i 1996 til 35 % i 1998.

Der er ikke lavet biomasseberegninger for perioden efter 1998, og effekten af opfiskningen i 1999 og 2000 er således ikke kvantificeret. Det er muligt, at opfiskningen i 1999-2000 har haft samme effekt som den første opfiskning, da der blev opfisket nogenlunde de samme mængder skalle og brasen, og da brasen- og skallebiomassen fra før opfiskningen i 1999 omtrent svarede til værdierne fra før opfiskningen i 1995.

Der er ikke på noget tidspunkt lavet undersøgelser af søens plankton, men de vandkemiske forhold indikerer en tydelig effekt på planktonet. Efter hver af de store opfiskninger i 1995 og 1999 var der (som beskrevet ovenfor) et tydeligt fald i klorofylkoncentration og pH, samtidig med at sigtddybden steg markant. Fytoplanktonbiomassen reduceredes således væsentligt efter de store opfiskninger, hvilket dels er et udtryk for, at algerne bliver fosforbegrænsede (den interne belastning reduceres efter opfiskningerne), men som dels også indikerer, at de store opfiskninger af brasen og skalle resulterer i et reduceret prædationstryk på zooplanktonet, hvorved græsningstrykket på fytoplanktonet øges.

Restaureringens effekt på undervandsvegetationen er ikke undersøgt, men i opfiskningsperioden blev der til tider observeret stor forekomst af undervandsplanter. Således har både kruset vandaks og børstebladet vandaks i perioder optrådt i store mængder. I sommeren 2006 blev der lavet en ekstensiv vegetationsundersøgelse, som afslørede til stede værelsen af blot én undervandsart (børstebladet vandaks). Udbredelsen af børstebladet vandaks var imidlertid ganske lille (totalt dække i søen: under 1 m<sup>2</sup>), og arten fandtes ikke dybere end 30 cm vand.

Søens miljøtilstand er i dag (sommeren 2006) dårlig. Søen er i en uklar tilstand, hvor søvandet i sommermånederne er farvet grønt af den store forekomst af alger (sommerklorofyl for 2006 var  $92 \text{ g l}^{-1}$  og sommer-pH var på 8,5 (tabel 5.3)). Sommermiddelsigt dybden i 2006 var på 49 cm, og den lavest målte sigt dybde var 25 cm. Næringsstofkoncentrationerne ligger i dag på  $1,08 \text{ mg N l}^{-1}$  for total-N og  $0,113 \text{ mg P l}^{-1}$  for total-P (tabel 5.3).

**Tabel 5.3** Vandkemiske forhold og sigt dybde i Ejstrup Sø i 2006. Angivet som sommergennemsnit (1. maj - 30. september).

År	Total-N (mg/l)	Total-P (mg/l)	Klorofyl ( $\mu\text{g/l}$ )	pH	Sigt dybde (cm)
2006	1,08	0,113	92	8,5	49

Restaureringen har ikke haft den ønskede langtidseffekt. Der er flere mulige årsager til, at opfiskningerne kun gav kortvarige effekter. Bransenbiomassen blev underestimeret (måske med en faktor 10), og bransenbestanden blev derfor ikke reduceret i et tilstrækkeligt omfang. Den interne belastning (beregnet til  $200 \text{ kg P år}^{-1}$  i 1989) kombineret med den (dog relativt beskedne) eksterne belastning har været for høj til, at søen har kunnet opretholde en god miljøtilstand. I sommeren 2006 blev det opdaget, at der foregår andefodring i søen. De nærmere detaljer omkring denne aktivitet kendes ikke, men fodringen har muligvis bidraget negativt til søens tilstand. Endelig bevirker den relativt lange opholdstid for vandet i søen ( $0,23 \text{ år}$ ), at den interne belastning kun langsomt reduceres.

#### 5.4 Konklusioner

Opfiskningen af 24,5 tons skalle og brasen i Ejstrup Sø i perioden 1995-2000 har **ikke** været tilstrækkelig til på sigt at ændre de trofiske interaktioner og bringe søen over i en klarvandet, stabil tilstand. Ejstrup Sø er i dag fortsat en uklar sø med en stor fytoplanktonbiomasse og en ringe sigt dybde. Restaureringsindgrebet kan derfor ikke betegnes som en succes. Søen går dog sandsynligvis en lysere fremtid i møde, da den eksterne næringsstofbelastning stort set er fjernet. Andre forhold, der taler for en forbedring af søens tilstand i fremtiden, er, at søen potentielt kan rumme en stor dækning af makrofyter, især p.g.a. søens ringe vanddybde, men også fordi søen har en god fast sandbund, der sandsynligvis indeholder en væsentlig frøpulje. Desuden er der konstateret en betydelig bestand af muslinger i søen, som muligvis vil kunne resultere i klare vand i søen. Hvornår Ejstrup Sø vil opnå en bedre tilstand er dog uvist og vil bl.a. afhænge af den interne næringsstofbelastning. Måske tiden er inde til endnu en opfiskning?

## 6 Engelsholm Sø

Af Simon Marsbøll, Vejle Amt

### 6.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

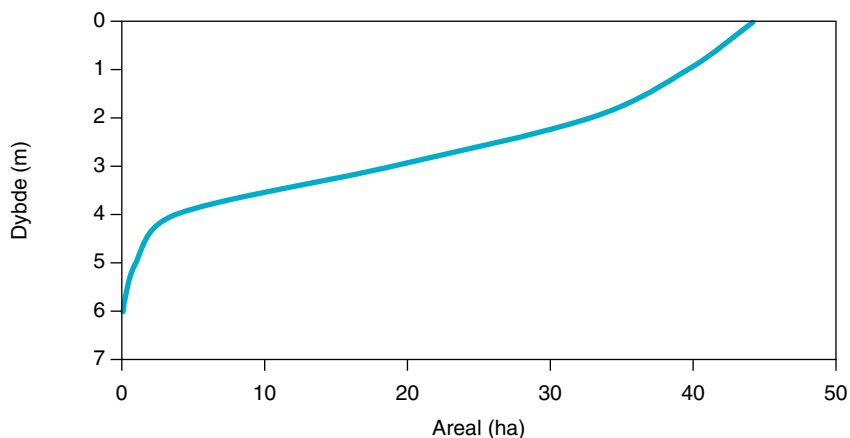
Engelsholm Sø ligger i Egtved Kommune i Vejle Amt, og afløbet er start-en på Vejle Å. Søen er målsat som badesø (A2), og der er bl.a. stillet krav om en sigtdybde på mindst 2,0 m som gennemsnit over sommeren og forekomst af mindst seks forskellige arter af undervandsplanter. Det lille topografiske opland på 15,2 km<sup>2</sup> betyder, at søen modtager forholdsvis lidt vand fra overfladisk afstrømning gennem en række småtilløb. Alligevel har søen en god og stabil vandtilførsel, idet grundvandstilførslen udgør 60 % eller mere af den samlede vandtilførsel. Opholdstiden har på årsbasis ligget i intervallet 0,17-0,28 år<sup>-1</sup> i perioden 1989-2005.

Engelsholm Sø er 44 ha stor. Den er relativt lavvandet med en middeldybde på 2,6 m og en største dybde på 6,1 m (tabel 6.1). Normalt er nogle få procent af søarealet berørt af temperaturlagdeling med tilhørende iltsvind i kortvarige perioder. I særligt stille og varme somre i perioden op til restaureringsindgrebet i 1992 kunne lagdelingen og iltsvindet være mere udtalt, og mere end 50 % af søarealet kunne være berørt. I takt med den generelle temperaturstigning er der i de senere år observeret iltkoncentrationer under 2 mg/l på <sup>3</sup>/<sub>4</sub> af søarealet.

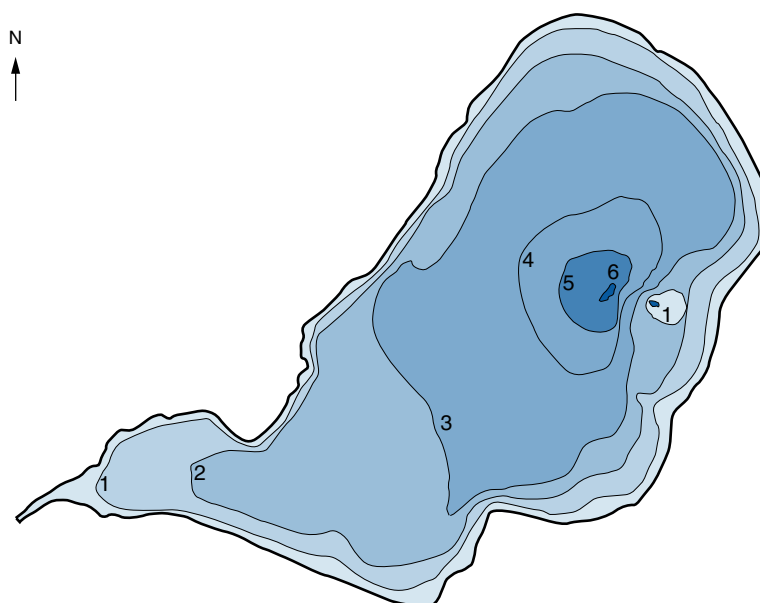
**Tabel 6.1** Morfometriske data for Engelsholm Sø.

Areal	44,3 ha
Maksimum dybde	6,1 m
Gennemsnitsdybde	2,6 m
Volumen	1,14 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Omkreds	3,1 km
Hydraulisk opholdstid (årsgns.)	61 – 104 døgn
Hydraulisk opholdstid (sommernsgns.)	177 – 292 døgn
Oplandsareal	15,2 km <sup>2</sup>
Arealanvendelse i topografisk opland	78 % dyrket, 16% natur, 6 % befæstede arealer
Lagdeling	Hvert år, men varierende udbredelse og varighed

**Figur 6.1** Hypsograf for Engesholm Sø.



**Figur 6.2** Dybdeforhold i Engesholm Sø.



Jordbundstypen i oplandet varierer fra sandblandet ler over lerblandet sand til grovsand med  $\frac{1}{3}$  af hver. 78 % dyrkes, 6 % er befæstede arealer, og kun 16 % kan betegnes som natur. Kvæg udgør knap 70 % af alle dyreenheder i oplandet. Der er indgået MVJ-aftaler på under 8 % af det dyrkede areal.

### Belastningshistorie

Første egentlige fosfortransportopgørelse blev udført i 1981 og udgjorde 361 kg P/år. Siden 1989 har Engesholm Sø været med i Overvågningsprogrammet for vandmiljøplanerne, og fosfortransporten har i den periode svinget mellem 187 kg/år i 1997 og 464 kg/år i 2000, og der ses ingen udvikling.

Søen har modtaget spildevand fra Engesholm Slot, som har fungeret som højskole i en årrække. Spildevandsudledningen herfra blev afskåret i 1971, og spildevand fra ukloakerede ejendomme ophørte stort set i 2005. Et andet ved søen forurenet med helt op til 10 % af den samlede fosforbelastning, og denne kilde blev først neutraliseret i 2001.

## Historiske oplysninger

Der findes en optegnelse fra 1912 (Wiinstedt, K., 1913), der omtaler vandblomst, men også forekomst af 5 arter af undervandsplanter. Fra 1952 er der en beskrivelse (Dahl, J., 1960) af kun to arter og ved amtets første undersøgelser af søen i 1981 blev der ikke fundet undervandsvegetation. Til gengæld var der helt op til restaureringsindgrebet i 1992 store blågrønalfeforekomster fra maj til oktober.

## Vandkemiske forhold

De vandkemiske forhold umiddelbart inden indgrebet er opsummeret i tabel 6.2. Bemærk sedimentets fosforindhold.

**Tabel 6.2** Centrale fysisk/kemiske parametre for Engelsholm Sø i årene før indgrebet.

Parameter (1989,1990,1991,1992)	Værdi (sommerngs.)	Enhed
Total-P	0,152	mg/l
Total-N	2,001	mg/l
PO <sub>4</sub> -P	0,007	mg/l
NO <sub>3</sub> -N	0,445	mg/l
Chl_a	0,094	mg/l
Sigtdybde	0,67	m
Total-P, sediment (0-2 cm)	2,1	g/kg tørstof

## Biologiske forhold

I årene inden indgrebet var Engelsholm Sø uden bundvegetation og havde store algeforekomster gennem hele sæsonen. Dyreplanktonsamfundet var domineret af små arter med lille græsningspotentiale. Fiskebestanden var total domineret af skaller og brasener, og rovfisk spillede en marginal rolle. Bundfaunaen antages at have været meget dårligt udviklet, bl.a. på baggrund af en forsvindende lille bestand af hork, der udelukkende ernærer sig af bunddyr.

## 6.2 Beskrivelse af indgrebet

Engelsholm Sø var inden restaureringsindgrebet generelt målsat (B) med et krav om en gennemsnitlig sommersigtdybde på mindst 1,5 m. Ved den daværende belastning skulle søen kunne opnå en sigtdybde på 1,3 m i en ligevægtssituation.

En fiskeundersøgelse i 1990 viste, at der var behov for at reducere fredfiskebestanden med mindst 90 %. Opfiskningen forløb fra 1992 til foråret 1996, hvor der i alt blev fjernet godt 22 tons fisk. Der blev både fisket med garn langs kendte ynglesteder, da fiskene gik på leg, og med landbaseret vodtræk. For at op hjælpe aborrestanden blev der udsat store aborrer i 1994. Imidlertid døde et meget stort antal under transporten, så der blev ikke forsøgt flere udsætninger af aborrer, som det ellers oprindeligt var planlagt. Da der efter indgrebet ikke var tegn på, at undervandsvegetationen ville etablere sig spontant trods forbedret sigtdybde, besluttede amtet i samarbejde med Danmarks Miljøundersøgelser i 1994 at introducere undervandsvegetation i indhegnede paraceller. Indhegningen skulle beskytte planterne mod et formodet stort græsningstryk fra søens fugle. I 2005 blev det besluttet at supplere opfiskningen, og der blev fjernet 11,5 tons primært store skaller.

## Økonomi

Den samlede udgift til opfiskningen er opgjort til ca. 900.000 kr. og udplantningsforsøgene kostede 90.000 kr.

## 6.3 Effekter af indgrebet

### Udplantning

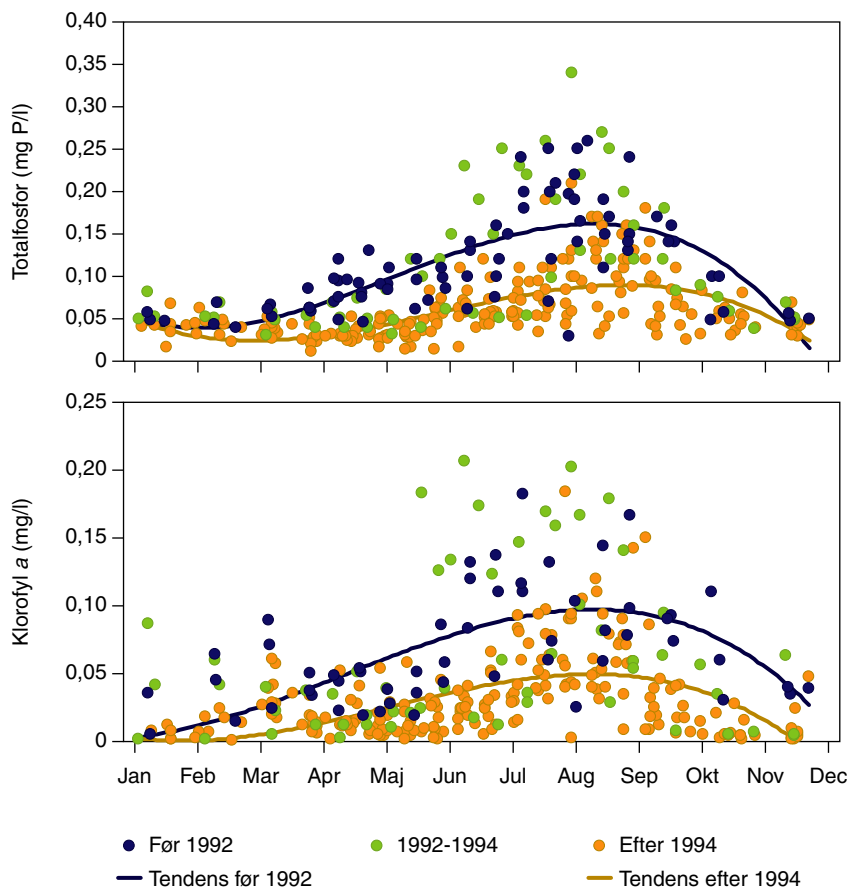
De udplantede vandaksarter havde god vækst og bredte sig hurtigt. Imidlertid var det ikke muligt at kolonisere området udenfor indhegningerne p.g.a. prædation fra fugle. Efter fjernelse af indhegningerne forsvandt også bevoksningerne heri, og det må konkluderes, at planter har gode vækstbetingelser i søen, men de formår ikke at kompensere for fuglenes prædationstryk med ny tilvækst.

### Vandkemi

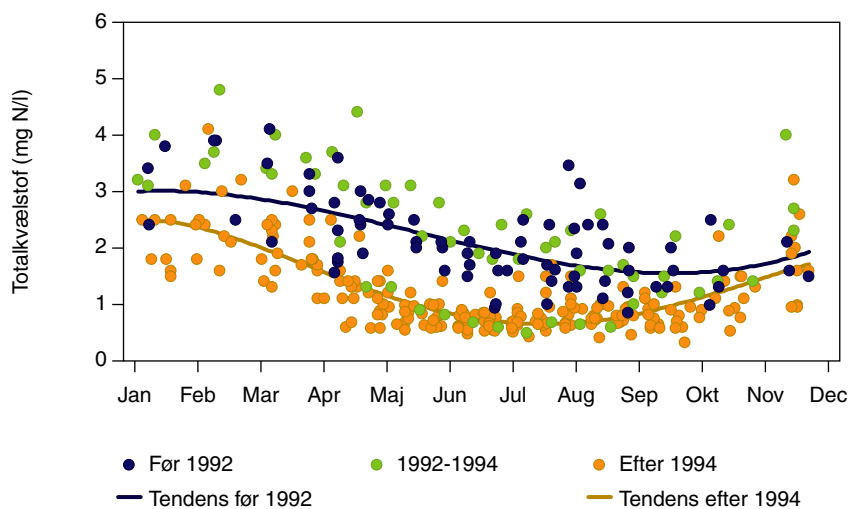
Sammenlignes de vandkemiske parametre før og efter perioden med fiskeri, ses en tydelig effekt. Der er naturligvis stor variation mellem årene, men tendensen er, at koncentrationen af totalfosfor er reduceret med godt 50 µg P/l i sommermånederne (figur 6.3), og koncentrationen af totalkvælstof er reduceret med 1 mg N/l det meste af året (figur 6.4). Dette fald i koncentrationen af næringsstofferne hænger delvis sammen med et fald i mængden af alger, hvilket ses af, at klorofylkoncentrationen er faldet og ca. halveret i sensommeren (figur 6.3). For kvælstofs vedkommende skyldes en del af faldet en lavere indløbskoncentration og en betydelig stigning i denitrifikationen (figur 6.6). Sæsonvariationen for opløst fosfat viser ingen entydig udvikling, dog er der en tendens til højere koncentrationer i efteråret (ikke afbildet).



**Figur 6.3** Koncentrationen af totalfosfor og klorofyl a i Engesholm Sø i perioden før, under og efter fiskeri i søen.

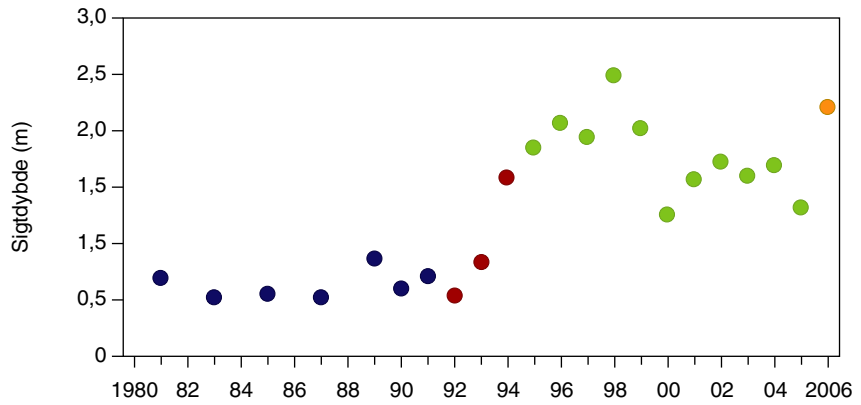


**Figur 6.4** Koncentrationen af totalkvælstof i Engesholm Sø i perioden før, under og efter fiskeri i søen.



Den reducerede algemængde har haft indflydelse på sigtdybden, der er forbedret med ca. 1 m (figur 6.5).

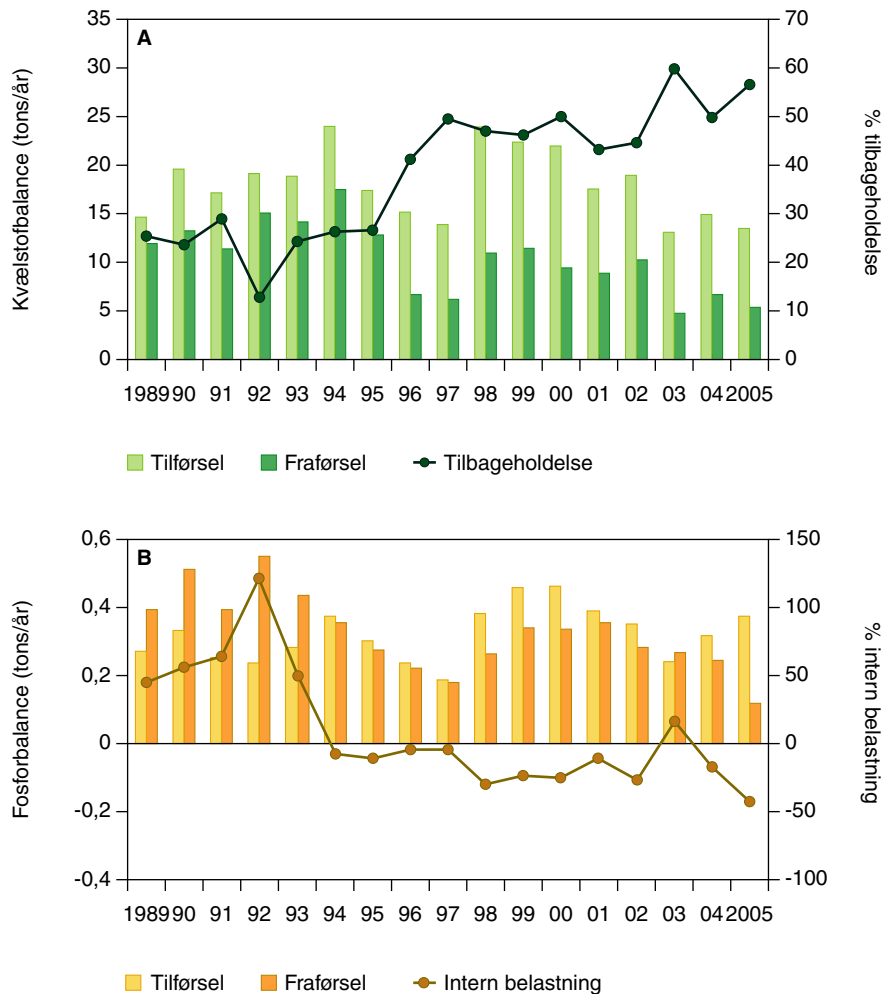
**Figur 6.5** Tidsvægtet middel for sigtdybden i perioden 1. maj – 30. september. Før (blå), under (rød) og efter indgrebet (grøn). I 2006 er sidste septembermåling skønnet i gennemsnittet.



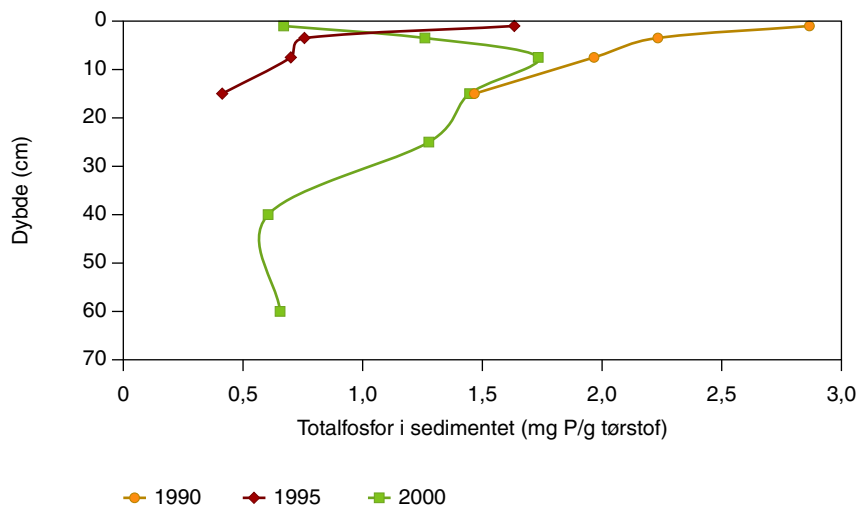
### Massebalance

Massebalancen for kvælstof før og efter opfiskningen viser en uændret tilførsel, men det dækker over en lavere indløbskoncentration i kombination med en større vandmængde (figur 6.6). Der tegner sig dog et fald i kvælstoftilførslen de senere år. Det er bemærkelsesværdigt, at tilbageholdelsen næsten er fordoblet siden perioden før 1996. For fosfors vedkommende ses ingen udvikling i tilført mængde, men søen skiftede umiddelbart efter opfiskningen fra at nettofrigive fosfor fra bunden til netto at tilbageholde fosfor, hvilket den stort set har gjort siden (figur 6.6).

**Figur 6.6** Massebalance for kvælstof (A) og fosfor (B) på årsbasis i Engelsholm Sø, 1989-2005.



**Figur 6.7** Fosforkoncentrationen i sedimentet i hhv. 1990, 1995 og 2000.



### Sediment

Sedimentet blev undersøgt i hhv. 1990, 1995 og 2000. Profilerne indikerer en sedimentationsrate i størrelsesordenen 2 cm/år i perioden med nettotilbageholdelse efter 1994. Fosforprofilen fra 2000 kunne være udtryk for en mere permanent indlejring af fosfor i de dybere dele efter ophør af intens fødesøgning i sedimentet af den stærkt reducerede brasenbestand (figur 6.7).

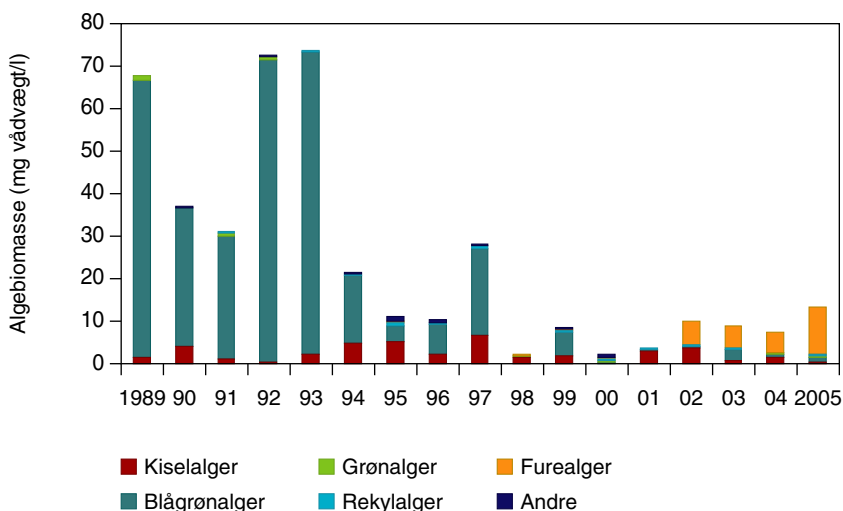
### Biologiske forhold

#### Plankton

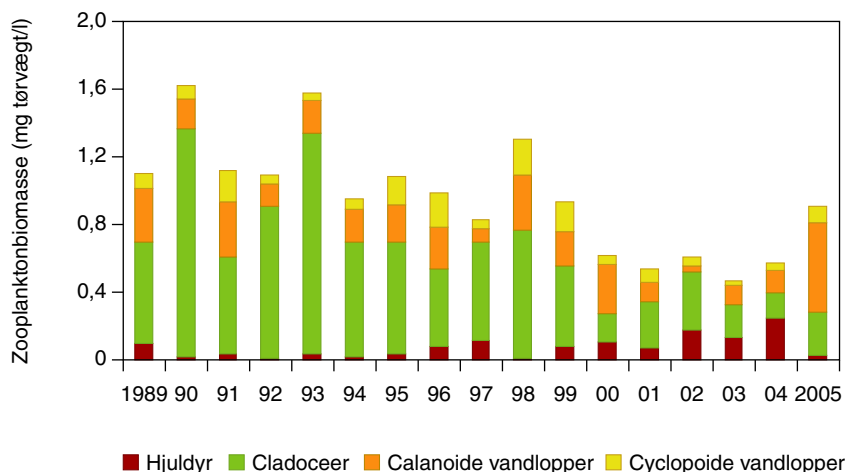
Den samlede planteplanktonbiomasse blev reduceret væsentligt i 1994, og siden 1998 har den ligget på et niveau, der er 3 til 7 gange lavere end inden opfiskningen (figur 6.8). Det er primært blågrønalgebiomassen, der er faldet. De senere år har algesamfundet været mere komplekst sammensat med dominans af kiselalger, furealger og blågrønalger på skift gennem sæsonen. De store furealger (*Ceratium hirundinella*) har fået stadig større betydning. Der har de senere år været eksempler på kvælstofbegrænsning af algebiomassen i sidste halvdel af vækstsæsonen.

Den samlede dyreplanktonbiomasse er faldet siden 1994, men det var først i 2000, at faldet blev tydeligt. Indtil 2005 har biomassen ligget på ca.

**Figur 6.8** Sommergennemsnit af algegrupperne i Engelsholm Sø.



**Figur 6.9** Sommerens gennemsnitlige dyreplanktonbiomasse fordelt på hovedgrupper.



det halve af niveauet før opfiskningen. Artssammensætningen ændrede sig umiddelbart efter opfiskningen, men har gradvist nærmet sig den typisk eutrofe sammensætning fra før 1994. Eksempelvis udgjorde hjuldyr en stadig større del af biomassen som indikation på stor forekomst af fiskeyngel. Det var især denne udvikling, der affødte beslutningen om den supplerende opfiskning i 2005. Dette indgreb fandt sted fra juli til september, og sommerens artssammensætning fik igen et mere oligotroft præg med mange calanoide vandlopper, og den samlede biomasse blev øget som udtryk for, at græsningstrykket blev reduceret (figur 6.9).

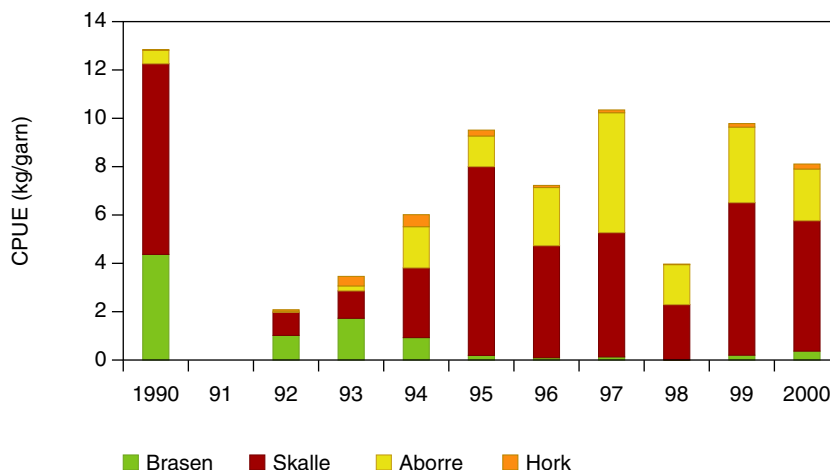
Den faldende dyreplanktonbiomasse er stadig tilstrækkelig stor til at bremse væksten af den del af algebiomassen, der er tilgængelig som føde, og i lange perioder kan algebiomassen nedgræsses på få dage. Det er derfor sandsynligt, at dyreplanktonbiomassen er bremset i sin vækst af mangel på føde.

### Fisk

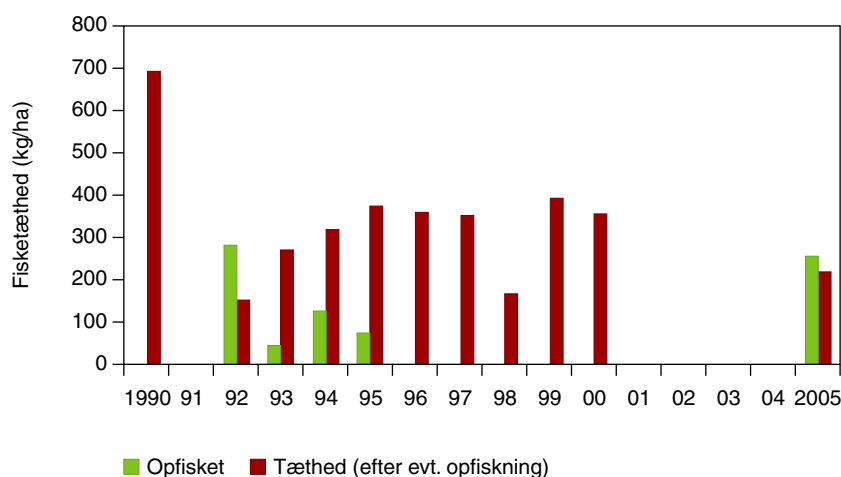
Efter opfiskningen i 1990'erne voksede aborrebestanden eksplosivt (figur 6.10) og fredfiskebestanden blev efterhånden domineret af store skaller i god kondition. Brasen fik marginal betydning, hvorimod hork antalmæssigt fik stor betydning. Sidst i 1990'erne faldt aborrebestanden, og skallebestanden forøgedes, hvilket var sammenfaldende med et fald i sigtddybden.

Med en reduktion på mere end 90 % af både skalle- og brasenbestanden i 2005 burde der være skabt betingelser for, at sigtddybden igen forbedres. I 2006 blev der da også observeret en gennemsnitlig sommersigtddybde på ca. 2,2 m. Det formodes, at fiskebestanden efter den seneste opfiskning ikke påvirker dyreplankton nævneværdigt, og da rovfiskeprocenten er på mindst 60 %, er der gode forudsætninger for en effektiv kontrol af fredfiskeyngelen de kommende år. Den samlede fiskebiomasse har indtil 2005 holdt sig på ca. det halve af niveauet inden opfiskningen (figur 6.11).

**Figur 6.10** CPUE-værdier for fire fiskearter i Engelsholm Sø, 1990-2000.



**Figur 6.11** Den skønnede fiske-tæthed og den opfiskede fiske-biomasse (kg/ha) siden 1990.

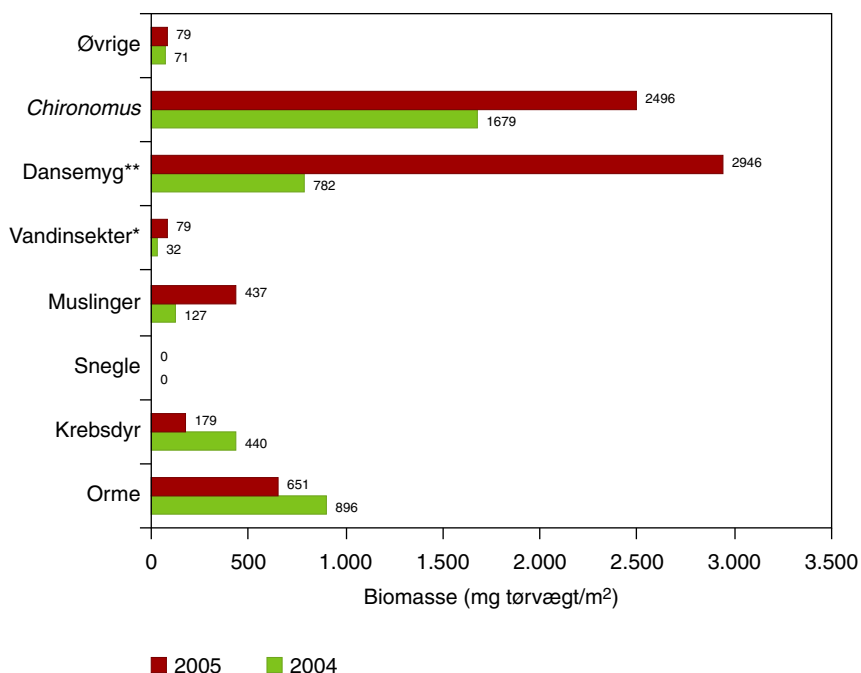


## Bundfauna

Bundfaunaen er undersøgt i oktober i hhv. 2004 og 2005, d.v.s. før og efter den seneste opfiskning i 2005. Søen rummer en ganske alsidig bundfauna på barbunden, domineret af robuste grupper såsom orme og dansemyggene *Tanytarsus*, *Procladius*, *Chironomus plumosus* og *Cladotanytarsus* (figur 6.12). Særligt dominansen af *Tanytarsus*, der er en særlig effektiv pionerart, i 2005 var ekstrem i forhold til 2004. Samfundet af de større "fastlevende" bunddyr (> 500 µm) afspejler det til tider ringe iltmiljø ved bunden, hvor dog de lidt mere følsomme, eutrofe arter som *Tanytarsus* og *Cladotanytarsus* trives.

Den samlede middeltæthed på 86.667 individer/m<sup>2</sup> i 2005 afveg ikke signifikant fra middeltætheden af dyr i 2004 (61.905 individer/m<sup>2</sup>). Opføres alene forekomsten af dyr større end 500 µm, er samme tal 74.563 individer/m<sup>2</sup> 2005 vs. 26.191 individer/m<sup>2</sup> i 2004, hvilket begge år er overordentligt højt for årstiden. Allerede i 2004 var bundfaunaen præget af en beskeden fiskeprædation, og den forøgede tæthed med en faktor 3 i 2005 skyldes utvivlsomt en yderligere betydelig lempelse af prædationstrykket efter opfiskningen, hvilket også understøttes af en øget forekomst af store individer af dansemyggen *C. plumosus*. Den øgede tæthed af dyr i 2005 indebar en signifikant stigning af bundfaunaens biomasse i forhold til 2004. Søens næringsstofstatus skaber uden tvivl et godt fødegrundlag for den aktuelt righoldige bundfauna.

**Figur 6.12** Bundfaunabiomasse i 2004 og 2005. \*dog ikke Chironomidae. \*\*dog ikke Chironomus.



### Vegetation

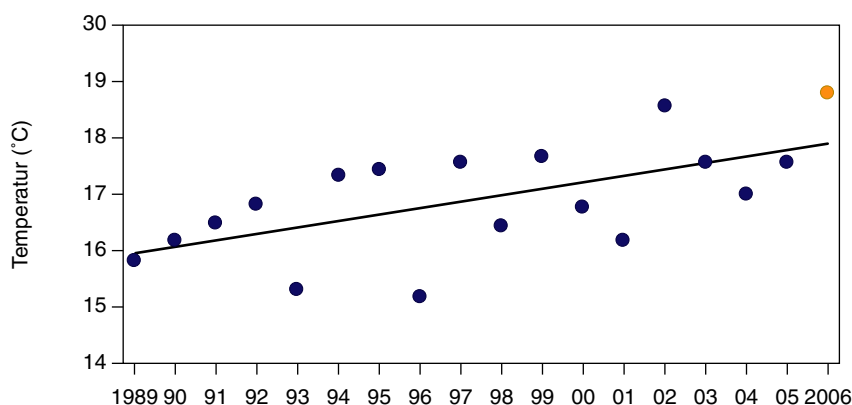
Forsøgene med vegetation i indhegninger viste klart, at vegetationen trives i Engelsholm Sø. Imidlertid har gentagne vegetationsundersøgelser vist ingen eller kun yderst sparsom forekomst af vegetation i søen. Det vurderes, at et massivt græsningstryk fra søens fugle umuliggør opbygning af større forekomster af undervandsvegetation.

### Øvrige forhold

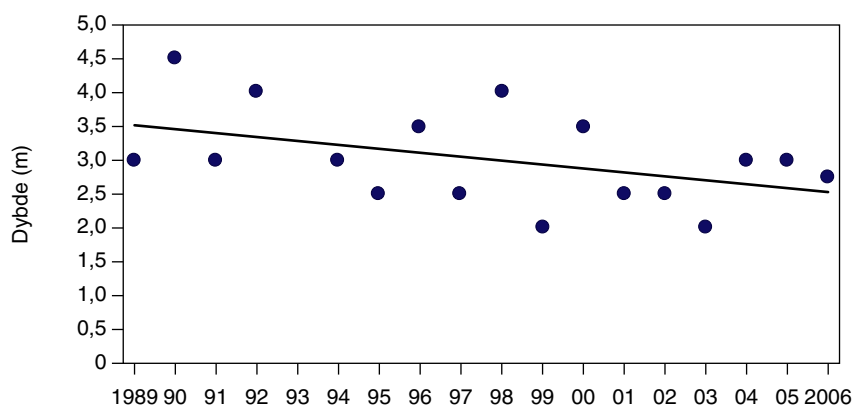
Det bør bemærkes, at temperaturen i de danske søer er stigende. I Engelsholm Sø stiger temperaturen med godt 0,1 °C/år (figur 6.13), selv om der naturligvis er stor år til år variation. Især ved bunden vil temperaturstigningen resultere i større iltforbrug samtidig med en mindre opløst mængde i det varmere vand.

Desuden kan det konstateres, at lagdelingen rykker opad i søen med ca. 6 cm/år, og de to forhold i kombination vil resultere i en stadig større skadelig effekt, idet iltsvind vil påvirke et stadig større areal af bunden, og intern frigivelse af fosfor vil stige. Dette areal er således steget fra typisk 25 % til typisk 60 % siden 1989.

**Figur 6.13** Sommerens gennemsnitstemperatur i overfladevandet siden 1989. I 2006 er sidste septembarmåling skønnet i gennemsnittet.



**Figur 6.14** Den laveste dybde registreret med en iltkoncentration lavere end eller lig med 2 mg/l siden 1989.



### Korttidseffekter versus langtidseffekter

Umiddelbart efter opfiskningen faldt algebiomassen trods en kraftig stigning i koncentrationen af opløst fosfor. Den interne fosforfrigivelse er fortsat som tidligere, men som følge af opfiskningen steg søens dyreplanktonbiomasse med en mere effektiv algegræsning til følge. Den forbedrede sigtdybde og det reducerede græsningstryk har resulteret i bedre livsbetingelser for søens bunddyr, hvilket også kunne ses af horkbestandens udvikling. Forholdsvis hurtigt har det desuden resulteret i mange rovlevende aborrer, der har været medvirkende til at reducere fiskeyngelens græsningstryk på dyreplankton. De forbedrede forhold medførte hurtigt, at der etablerede sig en stor bestand af store skaller, hvorimod søens brasenbestand ikke rigtig har været i stand til at gen etablere sin dominans.

Sideløbende med denne udvikling blev denitrifikationen næsten fordoblet, antageligt p.g.a. de ændrede konkurrenceforhold om nitrat mellem søens alger og denitrificerende bakterier. Trods en fortsat fosforfrigivelse i sommermånederne har den reducerede fødesøgning fra brasenbestanden medført en nettotilbageholdelse af fosfor på årsbasis.

På længere sigt opstod der efterhånden tegn på en svækkelse af effekten, og mest markant var en vedvarende dårligere sigtdybde fra år 2000, hvilket var sammenfaldende med en reduceret mængde af rovlevende aborrer. Søens dyreplanktonsamfund viste desuden tegn på svækkelse p.g.a. forøget prædationstryk fra fiskeyngel. Da vegetationen aldrig har etableret sig, mangler søen den stabiliserende effekt, planterne har ved bl.a. at yde beskyttelse for søens dyreplankton og filtrerende bundinvertebrater. Disse forhold affødte beslutningen om en supplerende opfiskning af fredfisk i 2005, så det er naturligvis umuligt at forudsige om forholdene i søen ville have rettet sig igen uden indblanding.

## 6.4 Konklusioner

Næringsstofbelastningen er ikke væsentlig forskellig i dag i forhold til før 1992. Engelsholm Sø har derfor fået en bedre miljøtilstand som følge af biomanipulationen og ikke p.g.a. reduceret belastning. Dårlige iltforhold på et stadig større bundareal har påvirket negativt, men søen har alligevel fastholdt den klarvandede tilstand i ti år, før det blev fundet nødvendigt at supplere med endnu en opfiskning. I tabel 6.3 opsummeres resultaterne:

**Table 6.3** Oversigt over effekter af indgrebet.

Parameter	Før (1989 – 1992)	Efter (1996 – 2004)
Total-P (sommer, mg/l)	0,152	0,077
Total-N (sommer, mg/l)	2,001	0,928
PO <sub>4</sub> -P (sommer, mg/l)	0,007	0,012
NO <sub>3</sub> -N (sommer, mg/l)	0,445	0,161
Chl_a (sommer, mg/l)	0,094	0,040
Sigtedybde (sommer, m)	0,67	1,77
Total-P, sediment (mg/g TS,0-2 cm)	2,1	0,67
Planteplanktonbiomasse (sommer, mgVV/l)	52,5	9,2
Dyreplanktonbiomasse (sommer, mgTV/l)	1,24	0,76
Bunddyrbiomasse (mgTV/m <sup>2</sup> )	4027 (obs: 2004 !)	6867 (obs: 2005 !)
Brasen (CPUE; Kg/garn)	4,368 (1990)	0,159
Aborre (CPUE; Kg/garn)	0,556 (1990)	2,857
Skalle (CPUE; Kg/garn)	7,889 (1990)	4,753
Vegetation	ingen	ingen
Kvælstoftilbageholdelse (år, %)	22,68	48
Fosfortilbageholdelse (år, %)	- 56	12,4

## 6.5 Opfølgning

Engelsholm Søes status som intensivt overvåget sø i Vandmiljøplanens overvågningsprogram giver en unik lejlighed til at følge effekten af indgrebene. Søens udvikling hidtil tyder på, at den langsomt bevæger sig tilbage imod forholdene inden opfiskningen, men den intensive overvågning gør det til gengæld muligt at gribe ind med forholdsvis beskedne midler, hvis det igen skulle vise sig nødvendigt. Skulle søen mod forventning glide ud af overvågningsprogrammet må det stærkt anbefales at følge søen i andet regi.

## 6.6 Referencer

Dahl, J., 1960: Driftsplan for fiskebestanden i Engelsholm Sø, udarbejdet på grundlag af fiskeundersøgelse i søen i 1952. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.

Wiinstedt, K., 1913: Eskursionen til Kolding og Randbølegnen d. 21. – 23-juli 1912. Bot. Tidsskr. 33.



## 7 Frederiksborg Slotssø

af Peter B. Jørgensen, Frederiksborg Amt

### 7.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Frederiksborg Slotssø ligger midt i Hillerød by og Hillerød Kommune. Søen omgiver Frederiksborg Slot, der ligger i søens vestlige del. Søen har 3 tilløb. Teglgårdså i den sydlige ende, Teglværksgrøft, der afvander Ødam og afløbet fra Badstuedam. Afløbet er Slotsmøllegrøften der afvander til Pøleå i søens vestlige del. Via Pøleå løber vandet til Arresø og Roskilde Fjord.



Oplandet til søen er opgjort til 920 hektar, hvoraf 50 % er skov og natur, og andre 37 % bebyggelse. Den resterende del er hovedsageligt landbrugsarealer og ferskvandsområder.

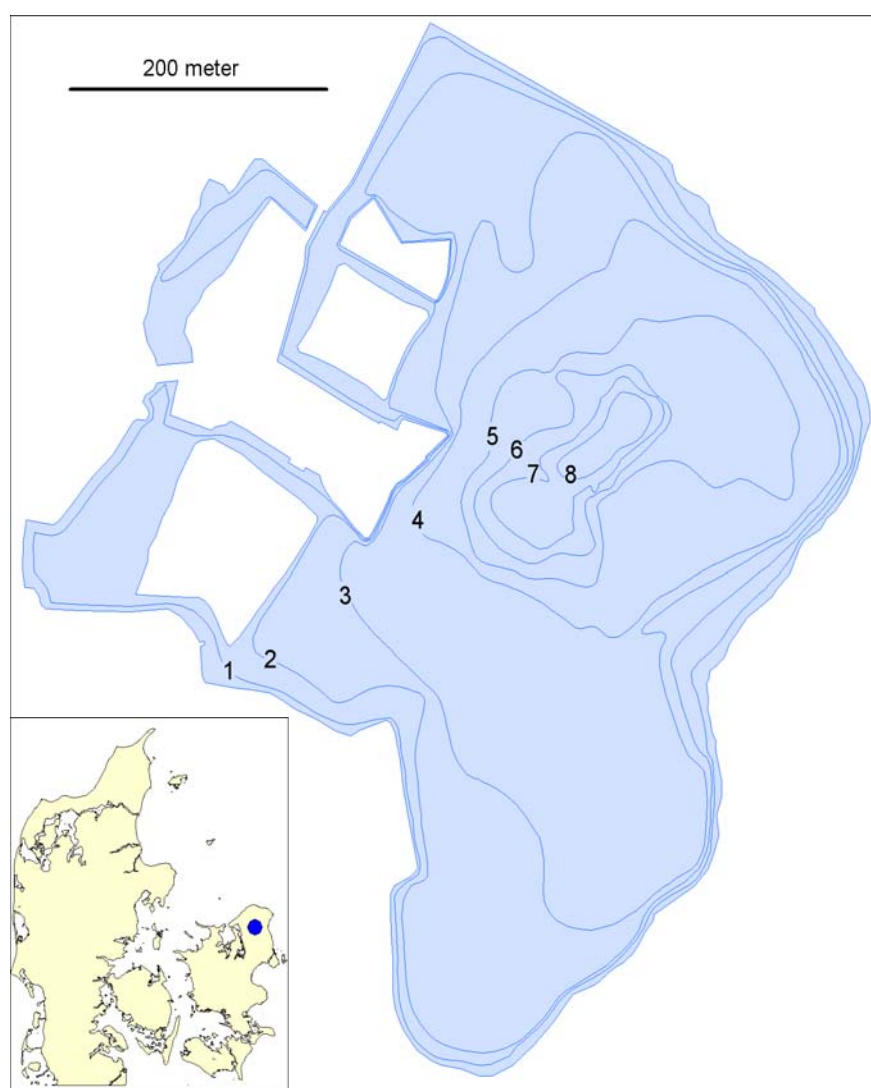
Frederiksborg Slotssø er i Regionplan 2005 målsat med generel målsætning, B, og der er stillet krav om en sigtddybde på over 1 meter som sommergennemsnit, en koncentration af totalfosfor på under 100 µg/l både som års- og sommergennemsnit.

Frederiksborg Slotssø er på det dybeste sted 9 meter og har en gennemsnitsdybde på 3,5 meter. Søens bassin er præget af stejle bundflader mod nord og øst og områder med en mere flad hældning mod syd og vest (tabel 7.1 og figur 7.1). Frederiksborg Slotssø er oprindeligt et dødishul, der er dannet for ca. 12.000 år siden. Søen var oprindeligt mindre og dybere end i dag.

**Tabel 7.1** Morfometriske data for Frederiksborg Slotssø.

Areal	hektar	22,3
Middeldybde	m	3,5
Største dybde	m	9,0
Volumen	mill. m <sup>3</sup>	0,74
Oplandsareal (ekskl. søen)	hektar	920

**Figur 7.1** Kort over Frederiksborg Slotssøes geografiske placering samt dybdekort med koter angivet i meter



Siden anlæggelse af den første herregård – Hillerødsholm – omkring år 1275 har søen modtaget spildevand. Da Frederik d. II i 1560'erne anlagde det første Frederiksborg Slot, hvor herregården lå, tog spildevandsbelastningen til, i og med at der voksede et mindre bysamfund op omkring slottet. Spildevandet fra såvel slottet som fra en stor del af byen blev ledt

direkte og urensset ud i søen. Belastningen med spildevand blev afskåret i begyndelsen af 1980'erne, og i 1992 blev det sidste regnvandsoverløb omlagt. I dag modtager søen således ikke længere spildevand, men de mange tidligere års udledninger har medført, at søen indeholder en meget stor intern pulje af fosfor.

Tabel 7.2 viser de vandkemiske forhold i de tre år, hvor der har været udført tilsyn med søen (1992, 1999 og 2002). Som det tydeligt fremgår af tabellen er kravene til søens tilstand langt fra opfyldte.

**Tabel 7.2** Sommergennemsnit (1. maj-31. sept.) for udvalgte parametre i Frederiksborg Slotssø 1994, 1999 og 2002.

År	Sigtedybde (m)	NHx-N (mg l <sup>-1</sup> )	NOx-N (mg l <sup>-1</sup> )	Tot-N (mg l <sup>-1</sup> )	Orto-P (mg l <sup>-1</sup> )	Tot-P (mg l <sup>-1</sup> )	Klorofyl (µg l <sup>-1</sup> )	Susp. Stof (mg l <sup>-1</sup> )	PH
1994	0,47	0,016	0,009	1,269	0,041	0,178	66	22,40	9,90
1999	0,73	0,040	0,022	1,210	0,069	0,146	68	13,81	8,82
2002	0,67	0,076	0,016	1,493	0,228	0,202	99	18,12	8,97

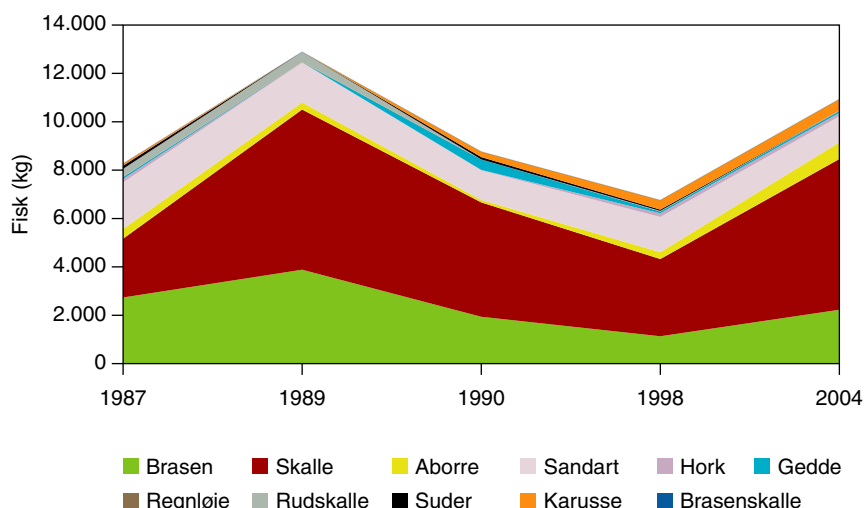
Der blev gennemført en sedimentundersøgelse i 2004 for at få bestemt hvor stor den mobile fosforpulje (vandekstraheret P + jernbundet P) i søen var. På baggrund af denne undersøgelse blev den mobile fosforpulje i de øverste 20 cm af sedimentet skønnet til 0,9 ton i hele søen

Planktonsamfundet blev undersøgt i 1999. Planteplanktonbiomassen varierede mellem 0,33 mm<sup>3</sup>/l i november og 27 mm<sup>3</sup>/l sidst i juli. Den gennemsnitlige biomasse i sommerperioden (maj-september) var 11 mm<sup>3</sup>/l. Der blev i alt fundet 117 arter/slægter, hvoraf de 71 er karakteristiske for næringsrige søer (31 blågrønalger, 7 centriske kiselalger, 32 chlorococcale grøn-alger og 1 øjealge). Som gennemsnit udgjorde blågrønalger 62 %, kiselalger 14 % og gulalger 11 % af den totale biomasse i perioden marts-oktober.

Den samlede dyreplanktonbiomasse varierede mellem 1,4 mg/l i starten af marts og 8,0 mg/l i maj. Den gennemsnitlige biomasse i sommerperioden var 4,8 mg/l. Der blev fundet i alt 55 arter/slægter fordelt på cilia-ter, hjuldyr, krebsdyr og muslinger. Som gennemsnit var vandlopper den dominerende gruppe med en andel på 54 % af biomassen i hele perioden (marts-oktober) og 48 % i sommerperioden.

Søens fiskebestand er blevet undersøgt flere gange i perioden i 1987 til 2004 (figur 7.2). Bortset fra 1987 har skalle i alle undersøgelserne været den mest dominerende art med 47-57 % af den totale biomasse. Brasen har kun udgjort 17-33 % af biomassen. Den dominerende rovfisk har været sandart, der har udgjort 10-23 % af biomassen. Forekomsten af aborre og gedder har kun været marginal. Der er sket en markant stigning i biomassen af fisk i søen fra 1998 til 2004. Biomassen er således steget fra 323 kg/ha til 521 kg/ha, primært fordi bestanden af skalle er fordoblet fra 3,2 tons i 1998 til 6,2 tons i 2004.

Figur 7.2 Skønnede fiskebiomasser i perioden 1987-2004.



Undervandsvegetationen blev undersøgt i 1999, hvor vegetationen blev beskrevet som yderst sparsomt udviklet. Der blev kun fundet Kruset Vandaks i området lige syd for den sydlige bro til slotsarealerne. Planterne stod spredt på ca. 1 m's vand. I resten af søen blev der ikke fundet undervandsvegetation.

I 2003 blev der udført en palæolimnologisk undersøgelse af søen med det formål at belyse den del af søens biologiske historie, som ligger længere tilbage i tiden, og gerne tilbage til tiden før slottet blev bygget. Der blev udtaget en sedimentsøjle på 3,25 meter, som blev dateret og analyseret for rester af kiselalger. Trods den lange søjle lykkedes det ikke at komme så langt tilbage i tiden, som til før slottet blev bygget. Den gennemsnitlige sedimentationsrate i søen har i hele perioden ligget på ca. 0,9 cm/år, så prøven strækker sig kun omkring 360 år tilbage eller til omkring 1640. På baggrund kiselalgesammensætningen i de enkelte lag blev der foretaget en rekonstruktion af søens koncentration af totalfosfor. Denne viste, at koncentrationen var højest i perioden ca. 1640 til ca. 1770 (240 µg/l) og herefter faldene frem til slutningen af 1800-tallet (med en koncentration på ca. 50 µg/l omkring 1880), hvorefter niveauet stiger støt frem til ca. 1950 (220 µg/l) for endelig at stabiliseres i nyere tid (ca.150 µg/l siden 1970).

## 7.2 Beskrivelse af indgrebet

Såvel de fysisk/kemiske som de biologiske undersøgelser i Frederiksborg Slotssø viser, at søens økologiske tilstand er uacceptabel. Den store interne belastning vil kun meget langsomt blive skyllet ud af søen. En stabil tilstand med ringe sandsynlighed for større algeopblomstring i sensommerne forventes med de nuværende belastningsforhold først opnået omkring år 2015-2020. Forskellige muligheder for indgreb over for den interne belastning blev undersøgt, og det blev besluttet at fiksere den mobile fosforpulje i sedimentet ved tilsætning af aluminium til søen. Samtidig blev det besluttet at udføre en biomanipulation i søen for at udtynde bestanden af fredfisk.

Aluminiumstilsætningen blev udført i dagene 27. og 28. oktober 2005. I alt blev der de to dage udspreddt ca. 2,3 tons aluminium (32 ton PAX-14).

**Figur 7.3** Udbringning af fældningsmiddel.



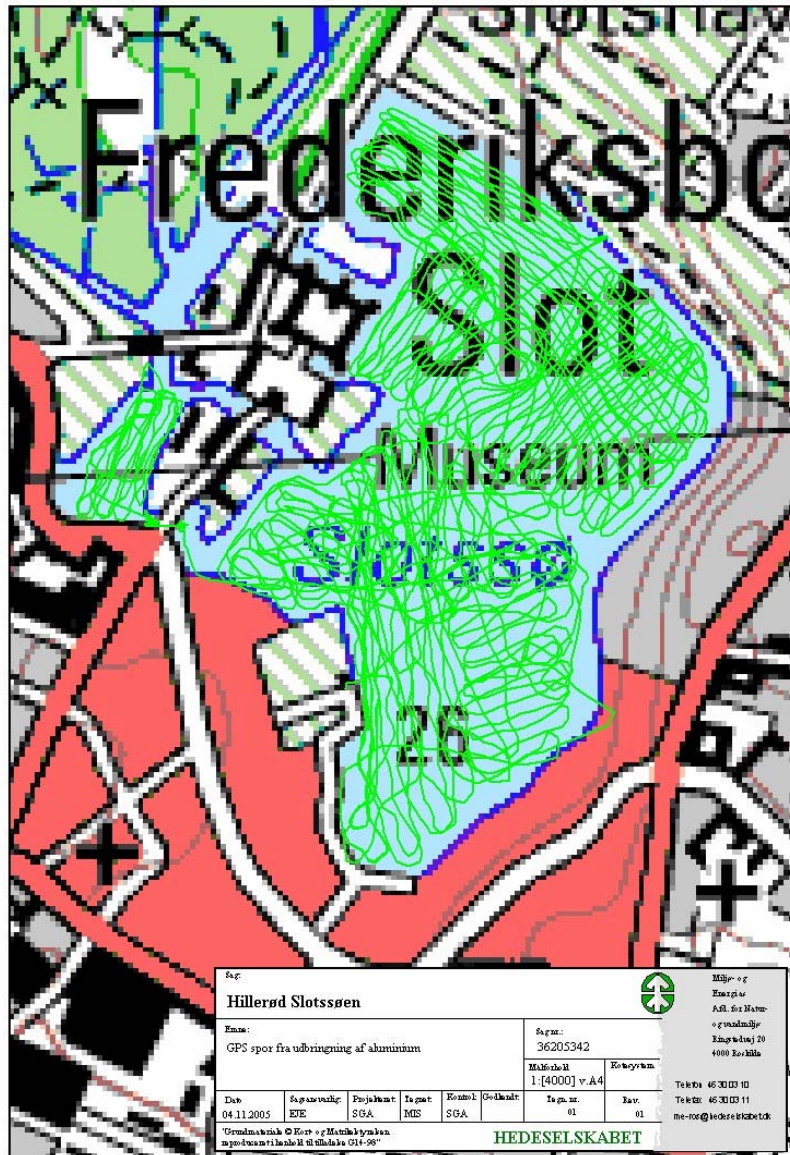
Det forventes at være tilstrækkeligt for at fiksere den mobile pulje, men overvågning af søen vil vise, om der evt. er behov for yderligere tilsætning de kommende år. Fældningsmidlet blev leveret med tankvogn, hvorfra det gennem flydeslange blev pumpet til motorbåd med påmonteret spreddeaggregat (figur 7.3). Da al motorkraften fra den spredende båd blev brugt til opblandingen af fældningsmidlet, blev denne båd trukket af en anden motorbåd.

Udspreddingen skete i transekter på 10 m og en sejlhastighed på ca. 1 m/sek (udspreddning 10 g/m<sup>2</sup>). Der blev anvendt GPS til styring af bådene.

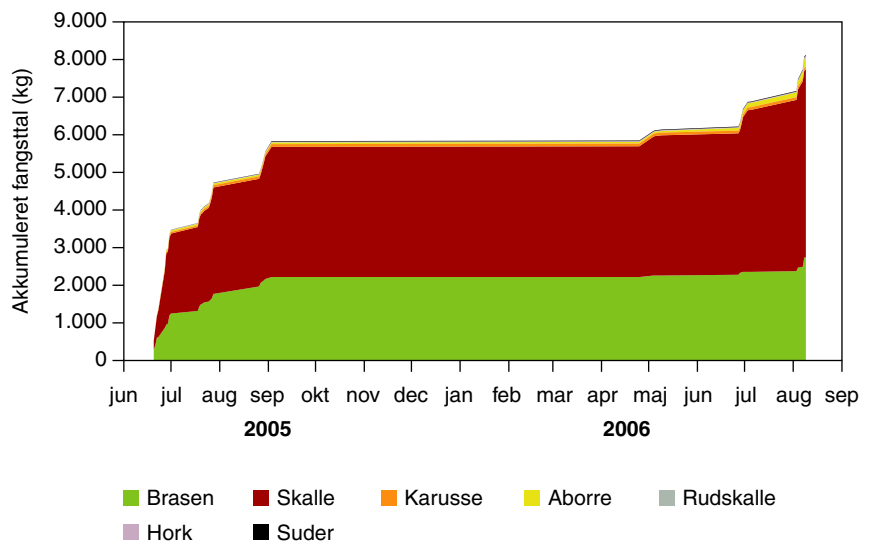
På den første udbringningsdag (den nordlige del af søen) var vejret venligsindet over for projektet, hvilket betød, at sejladsen og dermed udbringningen forløb uden problemer. Den anden dag (den sydlige del af søen) var vinden blæst op, og det blev mere vanskeligt at sejle i parallelle transekter (se figur 7. 4).

Opfiskningen af fredfisk i Frederiksborg Slotssø fandt sted fra maj 2005 til august 2006. Der blev udelukkende fisket med vod, og opfiskningen resulterede i fjernelse af i alt ca. 8 tons fredfisk fra søen. De samlede fangsttal gennem de to år er vist på figur 7.5 og tabel 7.3.

**Figur 7.4** GPS-spor fra udbringningen af aluminium i Frederiksberg Slotssø.



**Figur 7.5** Akkumulerede fangsttal for biomanipulationen i Frederiksberg Slotssø 2005-06 fordelt på arter.



**Tabel 7.3** Fangsttal for 2005 og 2006 fordelt på de enkelte arter.

	Brasen	Skalle	Karusse	Aborre	Rudskalle	Hork	Suder	I alt
2005	2217	3463	72,5	44,5	4	14,9	17,5	5833,4
2006	521	1529	3	197	0	34	4	2288
Sum	2738	4992	75,5	241,5	4	48,9	21,5	8121,4

Bortset fra de sædvanlige bundbid, fangst af bortkastede cykler og indkøbsvogne har der ikke været større problemer med opfiskningen.

Projektet er gennemført som et samarbejdsprojekt mellem Frederiksborg Amt, Hillerød Kommune, Skov- og Naturstyrelsen samt Slots- og Ejendomsstyrelsen. Ud over aluminiumstilsætningen og opfiskningen indgår det yderligere i projektet, at det skal undersøges, om man ved genetablering af nogle af de historiske opstemninger, der ligger opstrøms for søen, kan tilbageholde vand i vinterhalvåret, som så kan tilføres søen i tørre sommerperioder. Dette vil ud over forbedringen af sommergennemstrømningen af søen også kunne sikre slottet, der er pælefunderet, mod lave vandstande om sommeren.

En del af udgifterne til projektet bliver dækket af hhv. Hillerød Kommune og Skov- og Naturstyrelsen ved aktiv deltagelse i selve gennemførelsen af indgrebene.

Tabel 7.4 viser projektets budget.

**Tabel 7.4** Budget for restaureringen af Frederiksborg Slotssø.

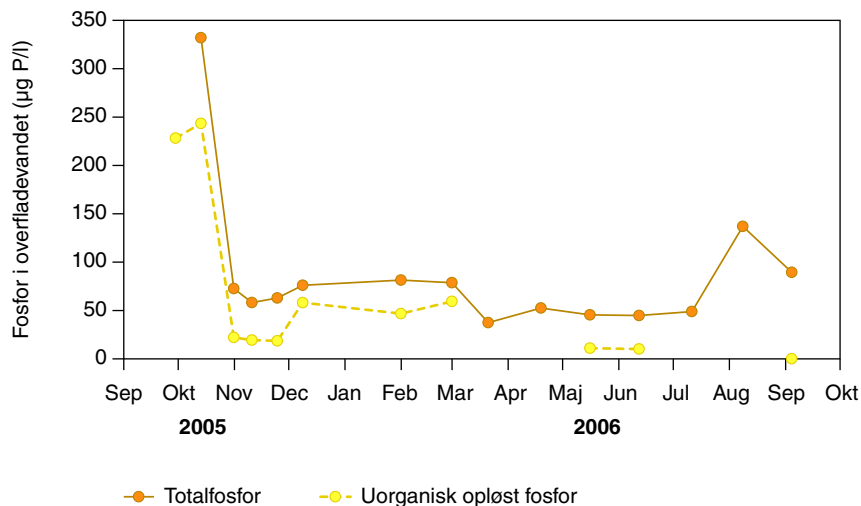
Nr.	Aktivitet	Budget
1	Projektledelse	33.000
2	Rådgivning, kemisk fældning	65.500
3	Rådgivning, opfiskning	87.000
4	Rådgivning, vandforsyning	112.000
4a	Supplerende rådgivning	17.500
5	Udførelse, kemisk fældning	800.000
6	Udførelse, opfiskning	350.000
7	Udførelse, vandtilførsel	300.000
8	Monitering	175.000
9	Information	50.000
10	Diverse	60.000
11	Uforudsete udgifter	200.000
I alt (kr ekskl. moms)		2.250.000

### 7.3 Effekter af indgrebet

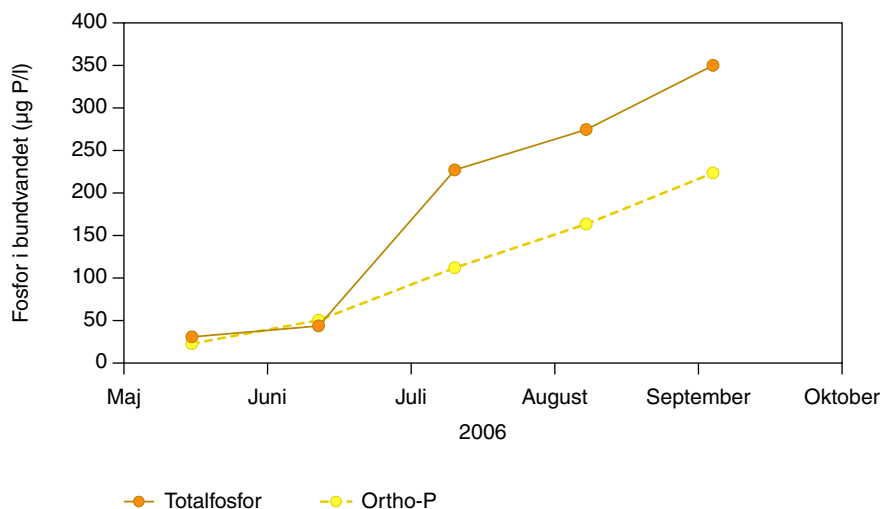
Da indgrebene kun lige er gennemførte, er det for tidligt at sige, hvordan tilstanden i Frederiksborg Slotssø har ændret sig.

Men umiddelbart i forbindelse med aluminiumsudbringningen kunne man se en stor effekt på såvel koncentrationen af fosfor (figur 7.6) som sigtddybden (figur 7.7) i søen.

**Figur 7.6** Totalfosfor samt uorganisk opløst fosfor i Frederiksborg Slotssø 2005-06 (aluminiumstilsætningen blev udført d. 27. og 28. oktober 2005).



**Figur 7.7** Total fosfor samt uorganisk opløst fosfor i bundvandet i Frederiksborg Slotssø 2006.



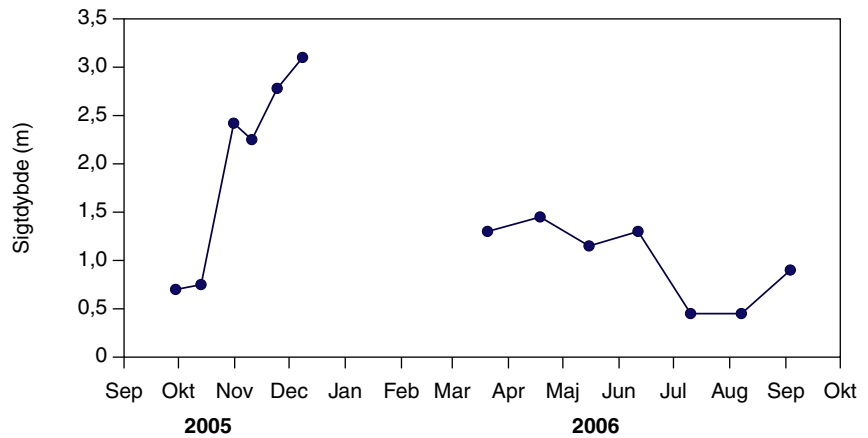
Selv om der er blevet tilsat aluminium, er der altså alligevel sket en frigivelse af fosfor fra sedimentet. Koncentrationerne ligger på et niveau, der kun er på 30 % af, hvad der i tidligere år er målt i bundvandet. Nyeste vurderinger fra Syddansk Universitet (Jonas Hansen, Fyns Amt, pers. komm.) tyder på, at tilsætningen af aluminium skal tilpasses et Al:P forhold på 10:1 og ikke de 3:1, som blev anvendt i Frederiksborg Slotssø. Den her sete frigivelse støtter denne antagelse.

I forbindelse med aluminiumstilsætningen steg sigt dybden i søen markant (figur 7.8). Den forbedrede sigt dybde holdt sig på over 1 meter frem til juli måned 2006, hvor den så faldt til under en ½ meter. Den seneste måling fra begyndelsen af september viste en sigt dybde på 0,9 meter, hvilket trods alt er noget større end sigt dybden umiddelbart før tilsætningen i 2005.

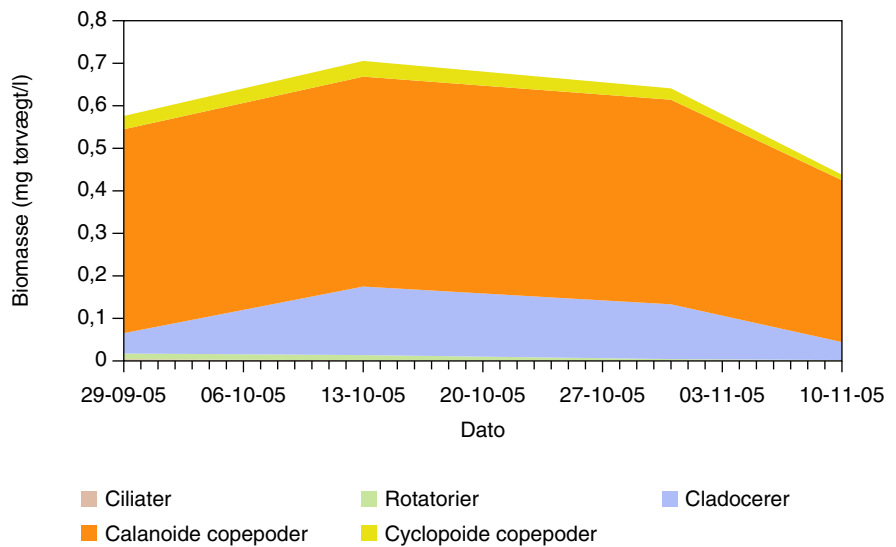
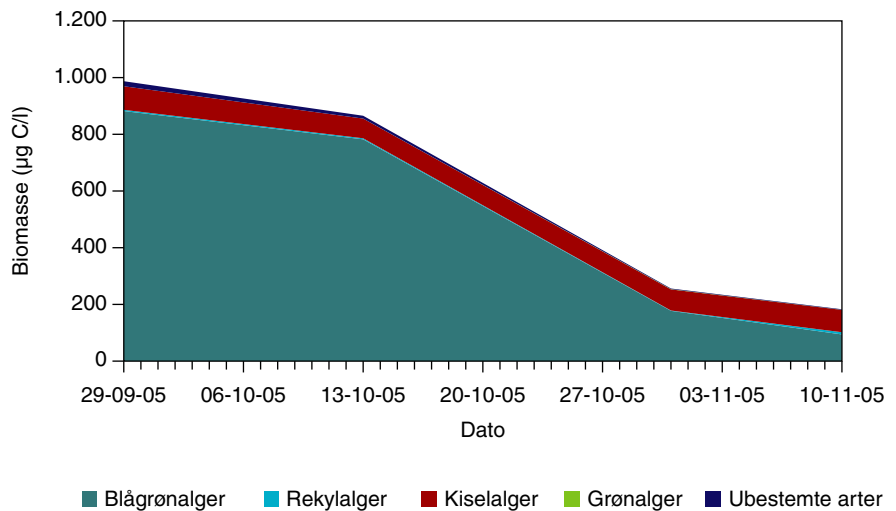
Søens plankton blev undersøgt to gange før og to gange efter aluminiumstilsætningen (figur 7.9).



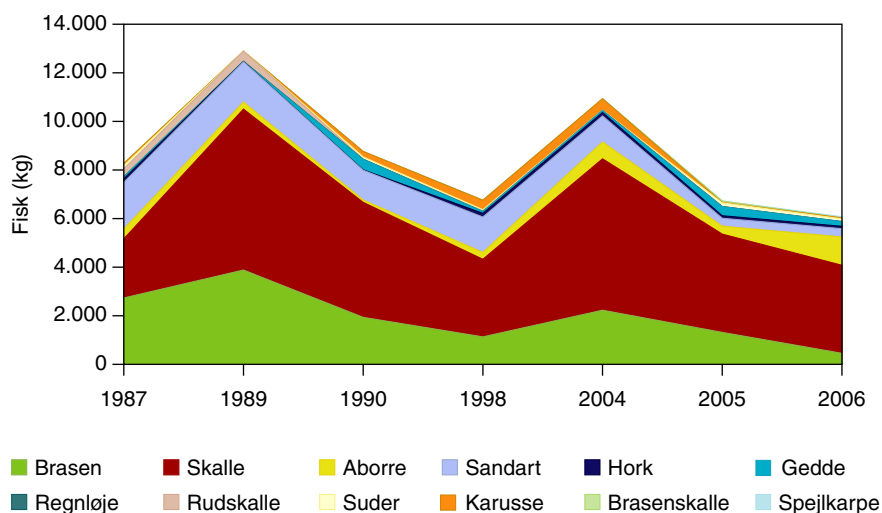
**Figur 7.8** Sigtdybden i Frederiksborg Slotssø 2005-06 (manglende data skyldes isdække af søen) (aluminiumstilsætningen blev udført d. 27. og 28. oktober 2005).



**Figur 7.9** Biomasser af plante- og dyreplankton i Frederiksborg Slotssø efteråret 2005 (aluminiumstilsætningen blev udført d. 27. og 28. oktober 2005).



**Figur 7.10** Skønnede fiskebiomasser i perioden 1987-2006.



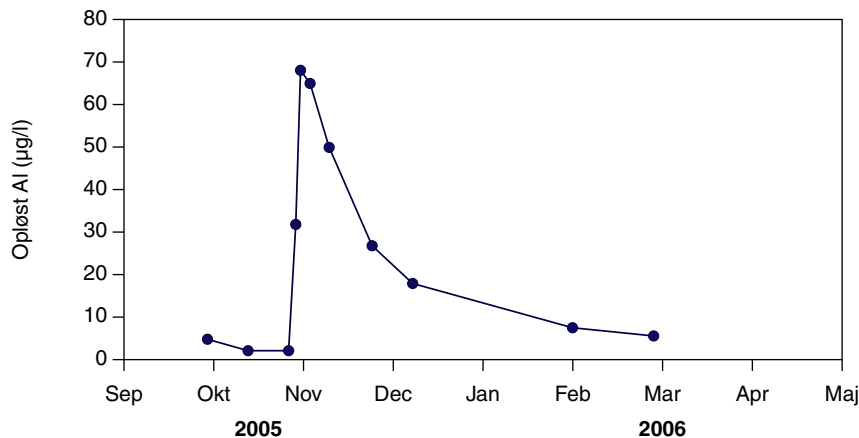
Hvor stor en andel i faldene i biomasserne for såvel plante- som dyreplankton, som hhv. aluminiums-tilsætningen og den almindelige års-tidsbetingede reduktion kan tage æren for, er svært at sige. Men det må forventes, at en væsentlig del af planteplanktonet er blevet fanget i de flokke, der dannes når aluminiumskloriden tilsættes.

I efteråret 2005 og 2006 blev der gennemført fiskeundersøgelser til belysning af ændringerne i fiskebestandens sammensætning og størrelse efter opfiskning (figur 7.10). Denne undersøgelse viste, at der er sket et fald i biomassen af fredfisk fra en samlet estimeret biomasse i 2004 på ca. 9,0 tons til ca. 5,6 tons i 2005 og videre ned til 4,4 tons i 2006. Faldet skyldes især, at bestandene af skalle og brasen er faldet med hhv. ca. 2,6 tons og 1,8 tons. Skallebestanden domineres af små skaller mindre end 10 cm. Disse udgør knap 75 % af skallebestanden. Aborrebestanden er stadig beskeden og domineret af små individer under 20 cm. Dog blev der i 2005 for første gang i næsten 20 år fanget aborre større end 30 cm. Fra 2005 til 2006 er aborrebestanden steget fra 0,32 ton til ca. 1,17 tons.

### Aluminium og tungmetaller

I forbindelse med fosforfældningen er mængderne af aluminium og tungmetaller i søvandet og sedimentet undersøgt før og efter aluminiums-tilsætningen.

**Figur 7.11** Udviklingen i koncentrationen af opløst aluminium i Frederiksborg Slotssø 2005-2006.



### Aluminium i søvandet

I Miljøstyrelsens tilladelse til at anvende aluminium som fædningsmiddel var der stillet krav om, at koncentrationen af opløst aluminium ikke måtte overskride 50 µg/l. Dette krav blev overskredet ved to målinger d. 31. oktober og d. 3. november med koncentrationer på hhv. 68 µg/l og 65 µg/l (figur 7.11). Søvandets pH har kun været påvirket i ringe grad, hvis nogen, og udviklingen kan tolkes som et udtryk for, at overskuddet af opløst aluminium ikke er stabilt ved neutralt og let basisk pH. Efterfølgende faldt koncentrationen og lå ved slutningen af perioden på samme niveau som før tilsætningen.

### Tungmetaller i søvandet

Der er målt tungmetaller i søvandet på en prøve før og en prøve efter aluminiumstilsætningen.

Disse prøver viste gennemgående en forøgelse af koncentrationerne af alle de målte tungmetaller efter tilsætningen, se tabel 7.5, og for bly er vandkvalitetskriteriet efter Bekendtgørelse 921 overskredet.

**Tabel 7.5** Analyseresultater for tungmetaller i søvandet i Frederiksborg Slotssø før og efter aluminiumstilsætningen.

Dato		13-10-2005	24-11-2005
Bly	µg/l	0,91	6,1
Cadmium	µg/l	0,016	0,18
Krom	µg/l	<0,1	0,32
Kobber	µg/l	1,8	3,8
Zink	µg/l	7,2	38
Kviksølv	µg/l	<0,009	<0,009
Nikkel	µg/l	<1,0	2,7

**Tabel 7.6** Beregnede koncentrationsforøgelser af tungmetal i vandmassen efter udspre-  
ning af PAX-14 (fra projektforslaget).

		Max indhold mg/kg PAX-14	Maksimal koncentrations- forøgelse µg/l	Vandkvalitetskriterier efter Bek. 921 (1996) µg/l
Bly	Pb	1	0,042	3,2
Cadmium	Cd	0,05	0,002	5,0
Kobber	Cu	2	0,084	12
Krom	Cr	2	0,084	10
Kviksølv	Hg	0,05	0,002	1,0
Nikkel	Ni	2	0,084	160
Zink	Zn	2	0,084	110

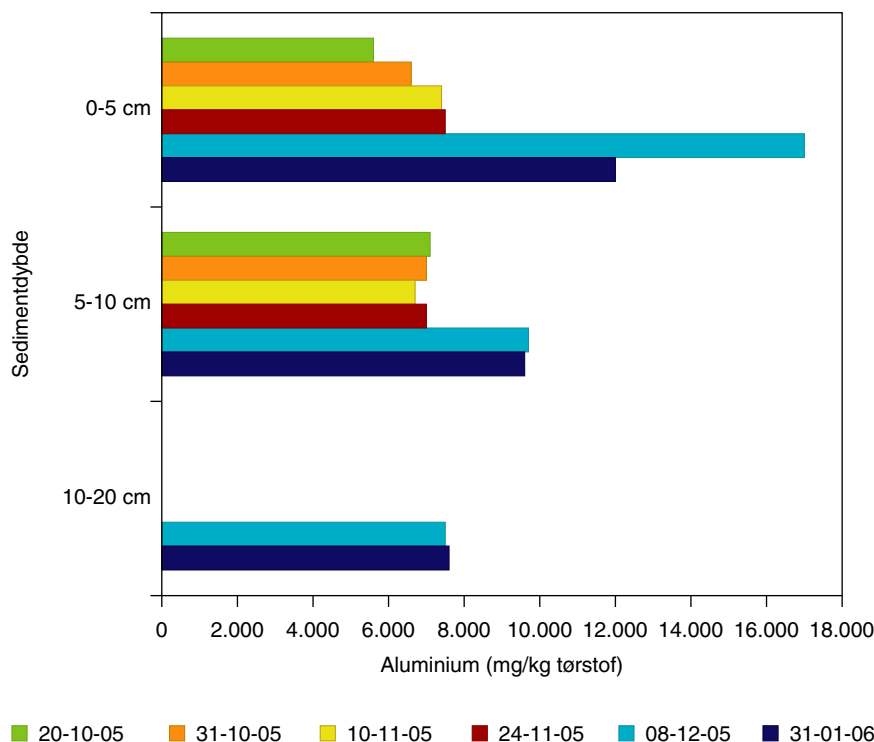
Disse værdier ligger langt over, hvad man kunne forvente ud fra det deklarerede tungmetalindhold i fældningsmidlet og den fortynding i søen, som vil ske efter tilsætningen, se tabel 7.6.

Årsagen til koncentrationsforøgelser kan ikke klarlægges ud fra de begrænsede data. Blandt de faktorer, der kan have spillet ind er naturlig variation, tilførsel ved afstrømning samt mobilisering af tungmetal fra søsedimentet. Det sidste kunne ske ved at sedimentoverfladen bliver iltet i efterårsperioden. Der kan være tale om en ionbytningseffekt i forbindelse med fældningen.

#### **Aluminium i sedimentet**

Der ses en stigende tendens for aluminiumsindholdet gennem perioden efter tilsætning, men ikke nogen markant stigning lige efter tilsætningen, se figur 7.12. Det kan skyldes omlejring, idet prøverne er taget på det dybeste sted i søen.

**Figur 7.12** Aluminium i sedimentet fra 0-20 cm i Frederiksborg Slotssø 2005-2006 (aluminiumstilsætningen blev udført d. 27. og 28. oktober 2005).



**Tabel 7.7** Tungmetaller og tørstof i sedimentet i Frederiksborg Slotssø 2005-2006 (aluminiumstilsætningen blev udført d. 27. og 28. oktober 2005).

Stof	Enhed	20-10-2005	31-10-2005	31-01-2006
Cadmium	mg/kg TS	1,2	1	1,1
Krom	mg/kg TS	15	14	14
Kobber	mg/kg TS	230	190	210
Nikkel	mg/kg TS	14	12	13
Bly	mg/kg TS	240	210	220
Zink	mg/kg TS	410	350	380
Kviksølv	mg/kg TS	1,4	1,1	1
Tørstof	g/kg VV	92,4	60	49,5

### Tungmetaller i sedimentet

Tungmetal er målt på det øverste sedimentlag (0-5 cm) én gang før og to gange efter aluminiumstilsætning. For alle tungmetaller gælder, at der ikke kan konstateres nogen øgning af koncentrationen efter fældningstiltaget. Der er tale om et mindre fald, for så vidt der overhovedet kan lægges vægt på forskellene, se tabel 7.7.

Hvis der er tale om et reelt fald i koncentrationer i sedimentet, kan dette evt. skyldes mobilisering fra sedimentet ved iltningen om efteråret. Dette stemmer overens med den forøgelse af tungmetaller i søvandet efter aluminiumstilsætningen, som er beskrevet ovenfor.

## 7.4 Konklusioner

På nuværende tidspunkt er det for tidligt at udtale sig om resultaterne af restaureringstiltagene, da det kun er godt et år siden, at projektet startede. Der er givet sket et fald i søvandets fosforkoncentration som følge af

aluminiumstilsætningen, men om dette er en blivende effekt, og om det også har medført et fald i sedimentets mobile fosfor pulje, er det for tidligt at kunne sige.

## 7.5 Opfølgning

Frederiksborg Slotssø indgår ikke i det nationale overvågningsprogram for vand og natur, NOVANA. Derfor er det ikke sikkert, hvordan den fremtidige overvågning af søens tilstand og dermed også af effekterne af restaureringsprojektet vil ske. Hillerød Kommune har dog udtrykt interesse for i nogen udstrækning af følge udviklingen også med henblik på yderligere eventuelt at skulle tilsætte supplerende aluminium eller fortsætte udtyndingen af fredfiskebestanden, hvis det skulle vise sig nødvendigt.

## 7.6 Referencer

COWI A/S (2006). Restaurering af Frederiksborg Slotssø. Analyseresultater for aluminium og tungmetaller. Memo udarbejdet til Frederiksborg Amt.

Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet (2003). Paleolimnologiske undersøgelser af sedimentet i Frederiksborg Slotssø.

Frederiksborg Amt (2001). Frederiksborg Slotssø 1999. Vandmiljøovervågning nr. 85.

Frederiksborg Amt (2004). Fiskebestanden i Frederiksborg Slotssø. Notat udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Frederiksborg Amt (2005). Fiskebestanden i Frederiksborg Slotssø. Notat udarbejdet af CB Vand & Miljø.

Hillerød Kommune (2003). Restaurering af Frederiksborg Slotssø. Forundersøgelse. Notat udarbejdet af Cowi.

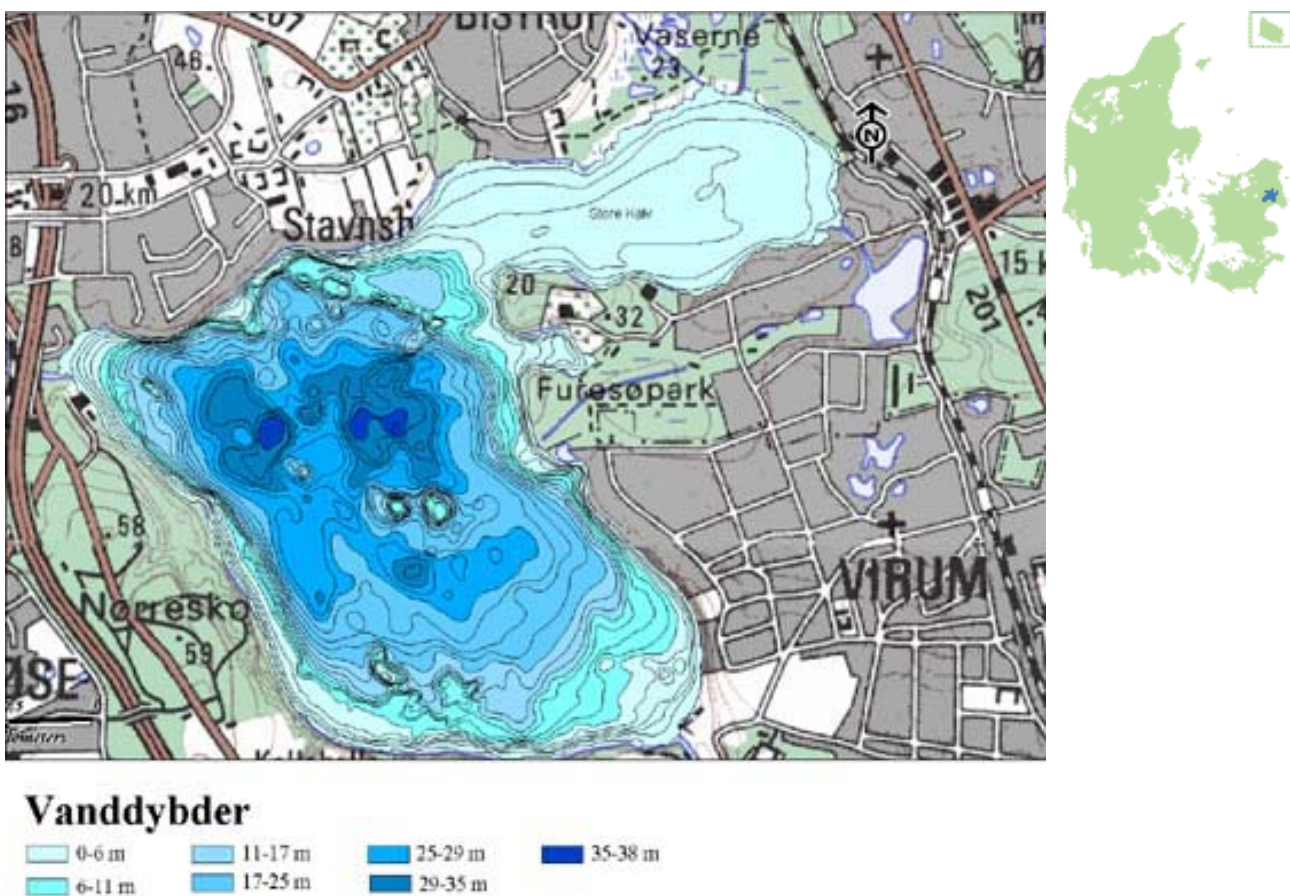
Hovedstadens Udviklingsråd (2005). Regionplan 2005 for hovedstadsregionen.

## 8 Furesø

af Inge Thorsgaard, Københavns Amt, og Peter B. Jørgensen, Frederiksborg Amt

### 8.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Furesø er beliggende lige nord for København omgivet af skove og villaer. Furesø er en del af Mølleåsystemet og er med et søareal på 941 ha den største sø i systemet. Furesø er med sin maksimale dybde på 37,7 m Danmarks dybeste sø. Oplandet er en blanding af skov, bebyggelse, dyrket land og vandområder.



**Figur 8.1** Furesø med det nærmeste opland. På dybdekortet ses det at Furesø er inddelt i 2 bassiner, det dybe hovedbassin med meget varierede bundforhold, og den lavvandede og fladbundede St. Kalv.

Søen har meget varierede dybdeforhold. Gennemsnitsdybden på 13,5 m dækker over en gennemsnitsdybde på 16,5 m i hovedbassinet, der har mange grunde og dybe partier, og en gennemsnitsdybde på 2,5 m i Store Kalv, der udgør lidt over 1/5 af søens samlede areal.

**Tabel 8.1** Morfometriske data for Furesø.

	Hele søen	Hovedbassin	Store Kalv
Areal	941 ha	739 ha	202 ha
Volumen	127,2 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	122,2 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	5,0 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Middeldybde	13,5 m	16,5 m	2,5 m
Maksimaldybde	37,7 m	37,7 m	4,5 m

Furesø er et udpeget EF-habitatområde, *Naturligt eutrof sø med vegetation af typen magnopotamion eller hydrocharition (type 3150)* samt EF-fuglebeskyttelsesområde. Herud over er Furesø i Københavns og Frederiksborg Amters regionplaner målsat med en skærpet målsætning A1 og A2, som en sø omfattet af særlige naturvidenskabelige interesser og som badevandsområde.

Både søens skærpede målsætning og ikke mindst dens status som habitats- og fulgebeskyttelsesområde pålægger myndighederne en særlig forpligtelse til at beskytte og fremme søens miljøtilstand.

Furesøs historie er godt beskrevet, idet den allerede tidligt blev emne for videnskabelige undersøgelser. En undersøgelse fra 1920'erne viste, at søen dengang var klarvandet og havde en usædvanlig artsrig og veludviklet undervandsvegetation, som dækkede søbunden ud til 7 m's dybde. Især den lavvandede del, Store Kalv, var internationalt kendt for sin undervandsflora.

Fra 1900 til 1975 skete der en ottedobling af befolkningen i Furesø's opland, og i starten blev spildevandet fra den voksende befolkning via kloaksystemet ført direkte ud i søen. Senere blev der anlagt en række mekanisk/biologisk renseanlæg, som dog kun havde en begrænset effekt over for næringsstofferne kvælstof og fosfor. Alene indførelsen af fosfater i vaskemidler førte i begyndelsen af 1950'erne til en femdobling af fosforbelastningen pr. person.

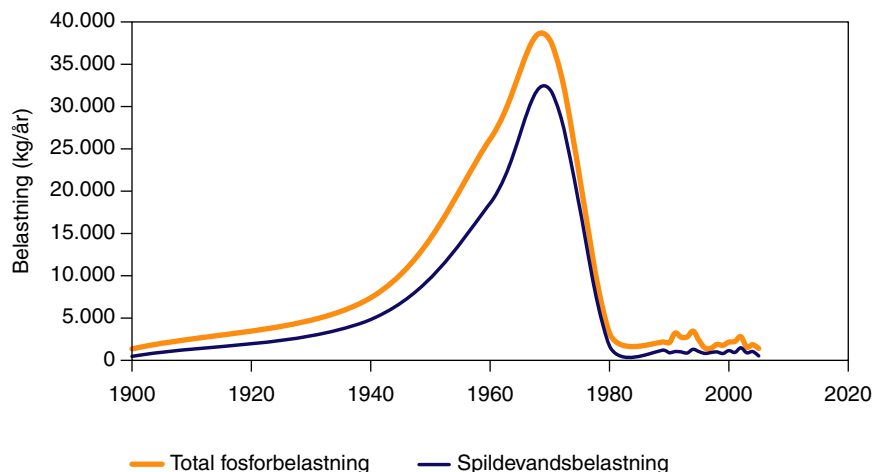
Sidst i 1960'erne blev spildevandet overført fra Farum til Stavnsholt Renseanlæg, der i 1973 blev udvidet til at kunne fjerne fosfor ad kemisk vej. I foråret 1975 blev hovedparten af tilledningen af spildevand fra Furesø opland i Birkerød og Søllerød kommuner afskåret fra søen og i stedet sendt til Øresund. I 1993 blev der etableret yderligere kvælstoffjernelse på Stavnsholt Renseanlæg, og derved blev den eksterne belastning reduceret til det nuværende niveau som - afhængigt af vejret - er på 2 til 4 tons fosfor og 40 til 90 tons kvælstof om året.

**Tabel 8.2** Udviklingen i plantesamfundet i Furesø 1910-93

Antal/år	1910	1951	1993
Blomsterplanter	18	13	13
Mosser	5	2	0
Kransnålsalger	10	4	1
Dybdeudbredelse (m)	7	5,5	3,5



**Figur 8.2** Udviklingen i fosforbelastningen til Furesø siden år 1900.



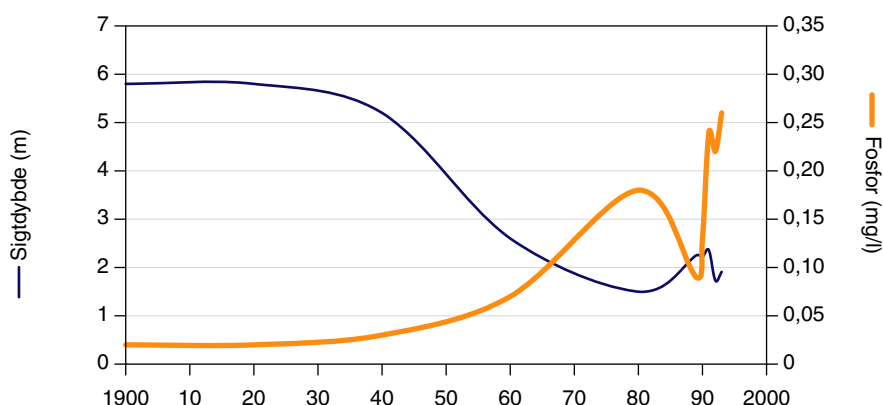
Fra at være en klarvandet sø i den første del af 1900-tallet med sigtdybder på op til 6 m opstod der efter 2. verdenskrig hyppige opblomstringer af planktonalger i sommerperioden, der medførte lave sigtdybder og iltsvind under springlaget i længere perioder (figur 8.3).

I starten af 1900-tallet fandtes et særdeles veludviklet plantebælte på 50 til 500 m's bredde (til 7-8 m's dybde) hele søen rundt, og St. Kalv bund var dækket af plantevækst. I 1993 var dybdeudbredelsen kraftigt reduceret, og artsantallet var gået kraftigt tilbage (tabel 8.2).

På trods af en markant reduktion af den eksterne fosforbelastning i 1970'erne var Furesøs miljøtilstand i starten af 1990'erne altså stadig ikke tilfredsstillende. Hvert år opstod der iltmangel under springlaget med stor frigivelse af fosfor til følge. Sigtdybden var under 2 m i gennemsnit om sommeren og totalfosfor koncentrationen over 0,2 mg/l.

Derfor iværksatte Frederiksborg og Københavns Amter i 1996 et forprojekt, der skulle undersøge og udpege det teknisk, økonomisk og miljømæssigt bedst egnede restaureringsindgreb. Valget faldt på en restaureringsstrategi bestående af en kombination af befiskning samt begrænsning af fosforfrigivelse fra sedimentet ved hjælp af iltning af bundvandet i sommerperioden.

**Figur 8.3** Udvikling 1900-2000 i Furesøens sigtdybde (m) og fosforkoncentration (Tot-P mg/l) begge sommermidler (1. maj-30. sep).



## 8.2 Beskrivelse af indgrebet

### Opfiskningen

Fiskeundersøgelser i 1991 og 1996 viste, at fiskebestanden i Furesø havde afvigende træk i sammenligning med andre store, dybe, moderat næringsrige danske søer. Normalt er skaller og aborre helt dominerende i denne søtype, men i Furesø udgjorde smelt og brasen en langt større andel af fiskebiomassen end normalt. Samtidig udviste fiskebestanden i Furesø koblede svingninger i bestanden af sandart, aborre og smelt. Perioder uden funktionelle rovfisk forårsagede en meget tæt smeltbestand og en forøget rekruttering af skaller og brasen, som til sammen bevirkede en forøget prædation på søens dyreplankton. På den baggrund blev det derfor foreslået at foretage en markant nedfiskning af brasenbestanden og i mindre grad af skaller. En opfiskning i Furesø skulle imidlertid adskille sig fra andre opfiskninger, idet formålet i højere grad var at fastholde og stabilisere det biologiske system i en tilstand, hvor rovfisk kontrollerer mængden af planktonædende fisk.

I 1999 blev der foretaget endnu en fiskeundersøgelse i Furesø. Fiskeundersøgelsen dannede baggrund for udarbejdelse af et detailprojekt for opfiskningen i Furesø. Størrelsen af den fiskebiomasse, der skulle opfiskes, gav anledning til diskussion af omregningsfaktoren mellem antal fangne fisk og fiskebiomasser. Beregningen af fiskebiomasser specielt i dybe søer er behæftet med stor usikkerhed, og det er helt centralt, hvilken omregningsfaktor der anvendes til biomasse-estimer. Denne usikkerhed har haft stor indflydelse på vurderingen af fiskebestanden i Furesø. Som udgangspunkt blev det vurderet, at der i alt skulle opfiskes 163-190 tons skidtfisk over 3 sommerperioder for at opnå den ønskede fiske sammensætning i Furesø. I sommeren 2002 blev der foretaget endnu en fiskeundersøgelse. Den viste, at fiskesammensætningen i Furesøs hovedbassin nu var domineret af aborrer, men at St. Kalv stadig havde en uønsket fiskesammensætning. Mængden af skidtfisk, der som minimum skulle fjernes, blev nedjusteret til 125 tons.

Det forudsattes, at der skulle anvendes en blanding af passive redskaber (bundgarn, spærregarn og nedgarn) samt vod. Projektet skulle gennemføres så fleksibelt som muligt, og der skulle foretages en løbende overvågning af fiskebiomassen.

Søen blev inddelt i to indsatsområder med St. Kalv som hovedindsatsområde. Hovedbassinet og St. Kalv skulle så vidt muligt adskilles ved hjælp af et spærregarn. I St. Kalv skulle der både befiskes med vod og bundgarn, mens der i Hovedbassin kun skulle befiskes med bundgarn. Det viste sig, at det ikke var muligt at adskille fiskebestandene i de to bassiner, og spærregarnet blev fjernet fra søen i sommeren 2004.



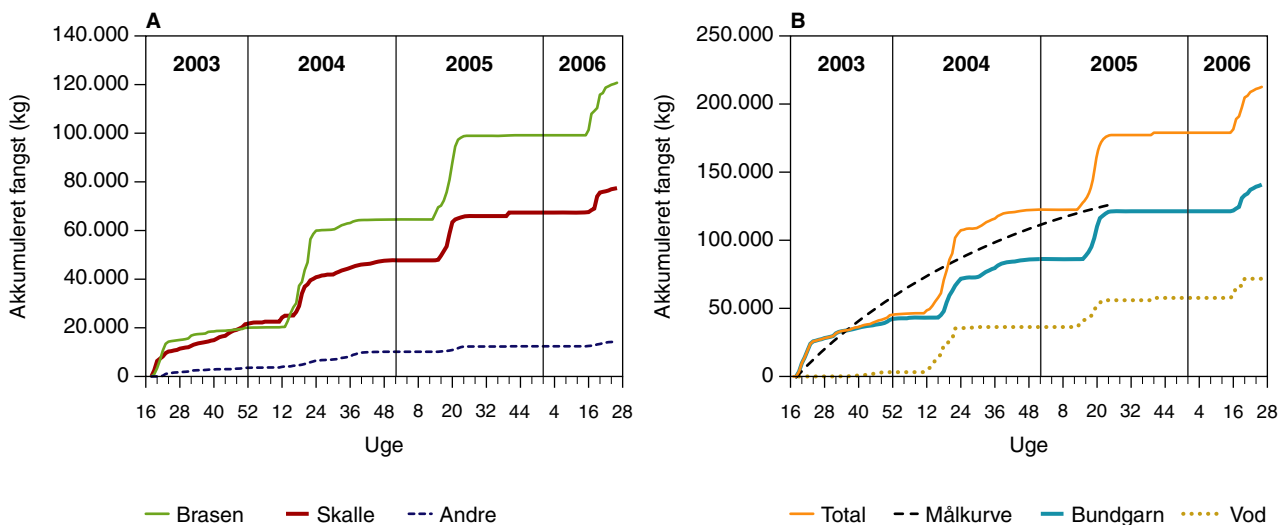
Figur 8.4 Både anvendt til vodtræk i St. Kalv samt fiskebåd ved et af de i alt 40 bundgarn

Det var fra starten foreslået at anvende nedgarn, men af hensyn til fuglebestanden i søen blev nedgarn taget ud af projektet. Det var endvidere planlagt at fiske efter sandart, men efter forhandlinger med lystfiskerne blev det besluttet, at fangede sandart skulle genudsættes i lighed med gedder og aborrer. Som vist på nedenstående figur er der opfisket i alt 212.589 kg.

Det har været meget væsentligt for effektiviteten, at opfiskningen har været fleksibelt tilrettelagt både i tid og sted. Eksempelvis er bundgarnene de seneste to år koncentreret i St. Kalv. Vodtræk har vist sig at være mere effektiv i forårmånederne, lige inden fiskene går på leg, mens bundgarnene er mere effektive under fiskenes gydetid. Hvor bundgarn giver stabile fangster, giver vodtræk meget varierende resultater, således har fangsterne varieret mellem 0 kg og 4,7 tons.

### iltning

Hovedformålet med tilførsel af ilt til bundvandet i Furesø er at reducere sedimentets fosforfrigivelse og dermed indirekte reducere produktionen af planteplankton. Via den lavere produktion samt tilførsel af ilt skulle det blive muligt, at det organiske stof, der tilføres bunden blev omsat og nedbrudt i et iltholdigt miljø.



Figur 8.5 Mængden af fangne fisk fordelt på arter (A) og fangstredskaber B) i opfiskningsperioden i Furesø.

Under sommerstratifikationen i Furesø har der i mange år kun været en be-grænset mængde ilt til rådighed til de aerobe processer, nemlig den iltmængde, der var i hypolimnion, da lagdelingen opstod i forsommeren. Fra omkring midtsommer var der ingen ilt ved bunden længere. Når ilt-koncentrationen i de øverste cm sediment falder til 0 mg/l, overtager de anaerobe processer nedbrydningen af det organiske stof. Herefter forløber nedbrydningen af det organiske stof under reduktion af en række stoffer, herunder reduceres ferrijern (jern 3+) til ferrojern (jern 2+). Netop jernets dynamik i sedimentoverfladen har stor betydning for binding af fosfor. Uorganisk fosfor bindes meget effektivt til ferrijern som jernfosfater eller jernhydrogenfosfater ved til stede-værelse af ilt. Ved reducerende forhold frigøres det jernbundne fosfor og diffunderer op i søvandet. Dette medførte, at der i Furesø hvert år skete en voldsom forøgelse af fosfor i bundvandet.

I 2003 etableredes iltanlægget på Stavnsholt Renseanlæg et par hundrede meter fra Furesøens bred. Anlægget består overordnet af ilt-tank, fordampere og et styreskab. Fra anlægget fører tre nedgravede PVC-rør via en samlebrønd ved søbredden til de tre dybeste steder i søen. Disse tre steder er der placeret en manifold, der fordeler iltten til 21 perforerede slanger af hver 100 m's længde (figur 8.6). Hver diffusor er

således en 10-, 16- eller 21-armet "blæksprutte", der kan udsprede iltbobler i et cylinderformet vandvolumen med en diameter på 200 m.

Iltten leveres til anlægget med tankvogn 1-2 gange om ugen. Iltten er flydende, minus 180 °C og ved et tryk på ca. 10 bar. I takt med forbruget ledes iltten gen-nem fordamperen, hvorved den ændrer tilstand fra flydende til luftform og opvarmes fra minus 180 °C til den omgivende temperatur. I styreskabet reguleres iltflow og -tryk til hver enkelt diffusor, og forbruget registreres.

### Økonomi – et EU LIFE projekt

EU kommissionen besluttede i juli 2002, på baggrund af en meget omfattende EU- LIFE ansøgning fra København og Frederiksborg Amter, at give tilskud til restaurering af Furesø under tilskudsordningen EU LIFE natur.



Figur 8.6 Ilttank og fordampere på Stavnsholt Renseanlæg samt manifold med diffusor-slanger.

Tabel 8.3 Oprindeligt EU budget.

Kr	1. Personale	2. Rejseudgifter	3. Ekstern bistand	4. Driftsmidler	5. Opkøbleje af rettigheder	6. Småanskaffelser/forbrugsvarer	7. Andre udgifter	8. Faste udgifter. Overhead	Total
A Rådgivningstilbud	0	0		0	0	0	0	0	52.500
B Fiskerettigheder	0	0	0	0	510.000	0	0	0	510.000
C1 Biomani. Anlæg	0	0	200.003	2.451.998	0	0	0	0	2.652.001
C2 Biomani. Drift	0	0	4.603.500	0	0	0	-7.500	0	4.596.000
C3 Ilt. Anlæg	0	0	429.998	3.307.500	0	0	0	0	3.737.498
C4 Ilt. Drift	262.500	0	0	0	0	4.020.000	780.000	131.250	5.193.750
<b>C Total</b>	<b>262.500</b>	<b>0</b>	<b>5.233.501</b>	<b>5.759.498</b>	<b>0</b>	<b>4.020.000</b>	<b>772.500</b>	<b>131.250</b>	<b>16.179.249</b>
E1 WEB-site	22.500	0	0	0	0	0	0	11.250	33.750
E2 Offentlige møder	45.000	0	0	0	0	30.000	0	22.500	97.500
E3 Folder	0	0	278.250	0	0	0	0	0	278.250
E4 Informationstavler	0	0	74.250	0	0	0	0	0	74.250
E5 Udstilling	0	15.000	150.000	0	0	60.000	0	0	225.000
E6 Guidede ture	26.250	0	0	0	0	56.250	0	13.125	95.625
E7 Slutrapport laymans report	7.500	2.625	176.250	0	0	0	0	3.750	190.125
E8 Afsluttende workshop	30.000	7.500	36.750	0	0	60.000	0	15.000	149.250
<b>E Total</b>	<b>131.250</b>	<b>25.125</b>	<b>715.500</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>206.250</b>	<b>0</b>	<b>65.625</b>	<b>1.143.750</b>
F1 Projekt ledelse	1.901.250	0	0	0	0	0	75.000	950.625	2.926.875
F2 Monitering	536.250	0	382.500	0	0	0	0	268.125	1.186.875
<b>F Total</b>	<b>2.437.500</b>	<b>0</b>	<b>382.500</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>75.000</b>	<b>1.218.750</b>	<b>4.113.750</b>
<b>TOTAL</b>	<b>2.831.250</b>	<b>25.125</b>	<b>6.384.000</b>	<b>5.759.498</b>	<b>510.000</b>	<b>4.226.250</b>	<b>847.500</b>	<b>1.415.625</b>	<b>21.999.249</b>

Umiddelbart samtidig med tilsagn fra EU sprang Københavns Amt fra og Farum Kommune bidrog i stedet økonomisk til projektet.

Der er brugt lidt færre penge på iltning end anslået i ansøgningen, men dette har givet mulighed for at bruge flere penge på opfiskning.

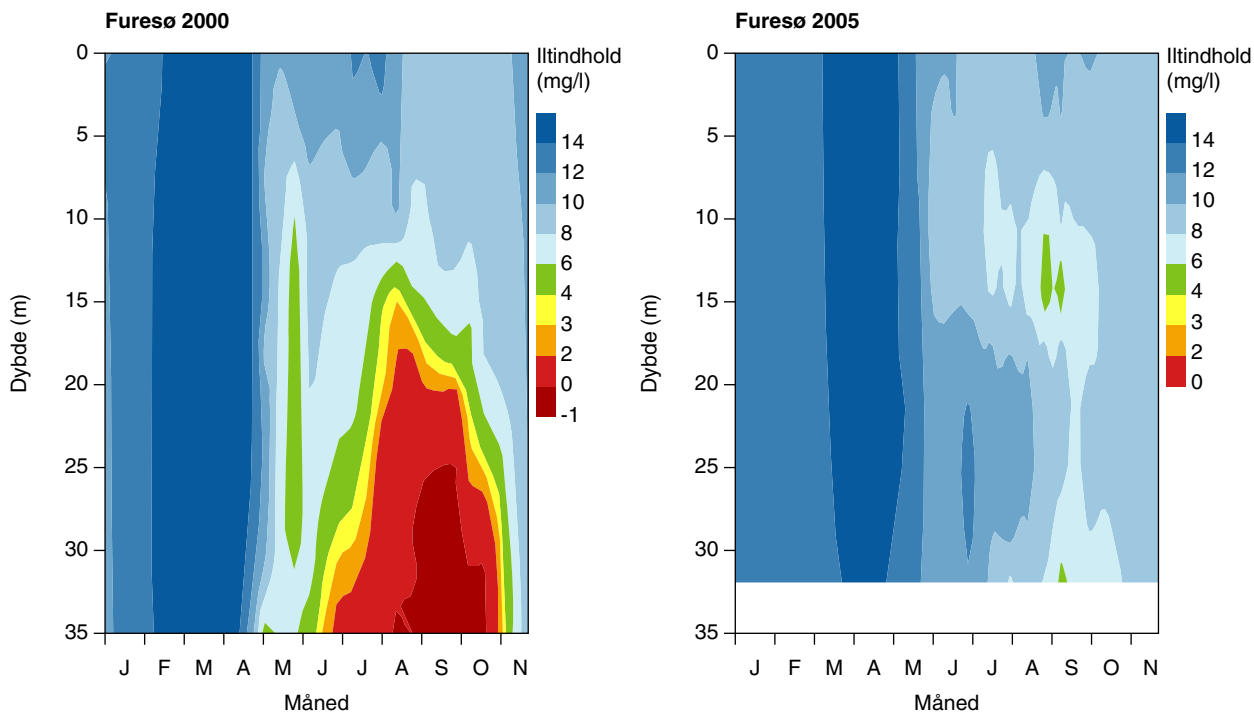
Der afrapporteres årligt til EU kommissionen, og kommissionen eller deres rådgivende firma har været på besøg flere gange. Samarbejdet med EU kommissionen er forløbet problemfrit, men man skal være opmærksom på, at det kræver en del tid f.eks. at få ændret forhold i budgettet mm.

EU-projektet afsluttes pr 1. november 2006. Inden da skal der udarbejdes en større EU-final report, bl.a. med et detaljeret revisorgodkendt regnskab. Overordnet ser det ud til, at det oprindelige budget holder.

### 8.3 Effekter af indgrebet

#### Ilt

Umiddelbart efter at iltningen i Furesø blev igangsat, skete der en markant forbedring af iltforholdene under springlaget i Furesøen. Den iltmængde, der oprindeligt var beregnet at skulle udledes, blev nedjusteret, idet iltkoncentrationen i juli måned året efter iltningen startede steg til over 10 mg/l. Dette tyder på, at mængden af organisk stof ophobet på søbunden var mindre end beregnet. Iltkoncentrationen i hypolimnion forsøges nu at blive holdt på et niveau mellem 6-8 mg/l. Denne iltkoncentration er blevet valgt, idet det sikrer, at der er aerobe forhold i sedimentoverfladen, samtidig med at faunaen i Furesø tilgodeses.



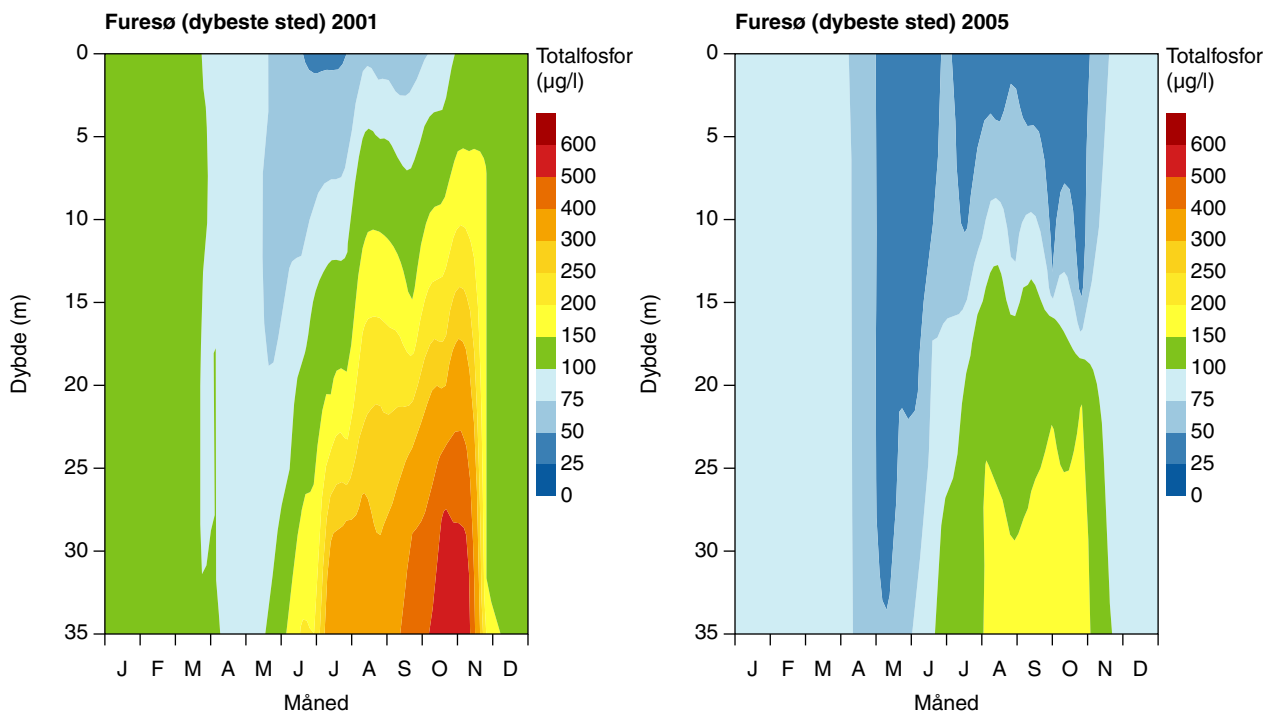
**Figur 8.7** Iltindholdet i Furesø gennem året før og under restaureringen (hvh. 2000 og 2005). X-aksen repræsenterer årets måneder, Y-aksen er vandybden med overfladen øverst.

Det laveste iltindhold i Furesø i årene med iltningen er fundet lige over springlaget, hvilket må tilskrives henfald af dødt planteplankton, der akkumuleres her. I sommeren 2006 opstod der ligefrem iltfrie forhold lige over springlaget, hvilket gav anledning til store områder med "liglagen" i søen. Uanset hvor meget ilt der blev tilledt bundvandet, var det ikke muligt at forbedre iltforholdene over springlaget.

Hvorvidt der vil være ilt til stede hele sommeren i bundvandet på længere sigt, efter at iltningen er ophørt, er det på nuværende tidspunkt for tidligt at udtale sig om, men man må forvente, at den mindre algeproduktion i søen i fremtiden vil betyde et mindre iltforbrug ved bunden i forhold til forholdene, før iltningen blev igangsat.

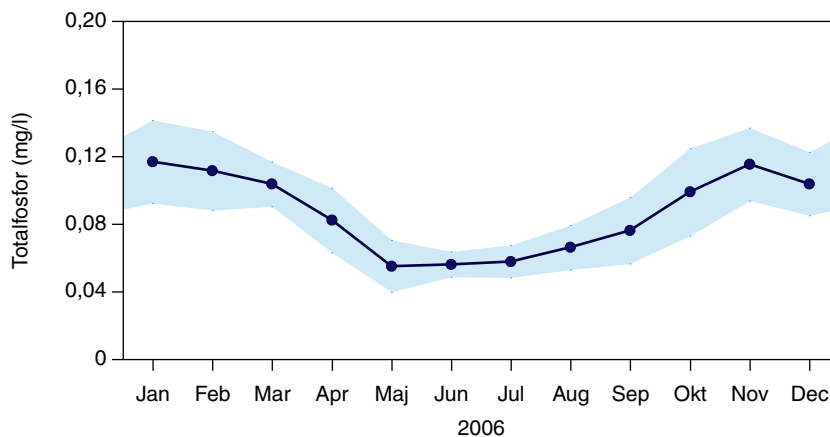
### Fosfor

Som det ses af figur 8.8, er fosforindholdet i søvandet i bundvandet faldet betydeligt siden igangsættelsen af iltningen af bundvandet. Det ses også, at fosforindholdet i søvandet efter efterårsopblandingen er lavere i 2005, end før restaureringsprojektet startede. Dette har tilsyneladende ikke en effekt på søvandets fosforindhold i sommerperioden, fosforindholdet er i 2006 på samme niveau som i de forudgående år.



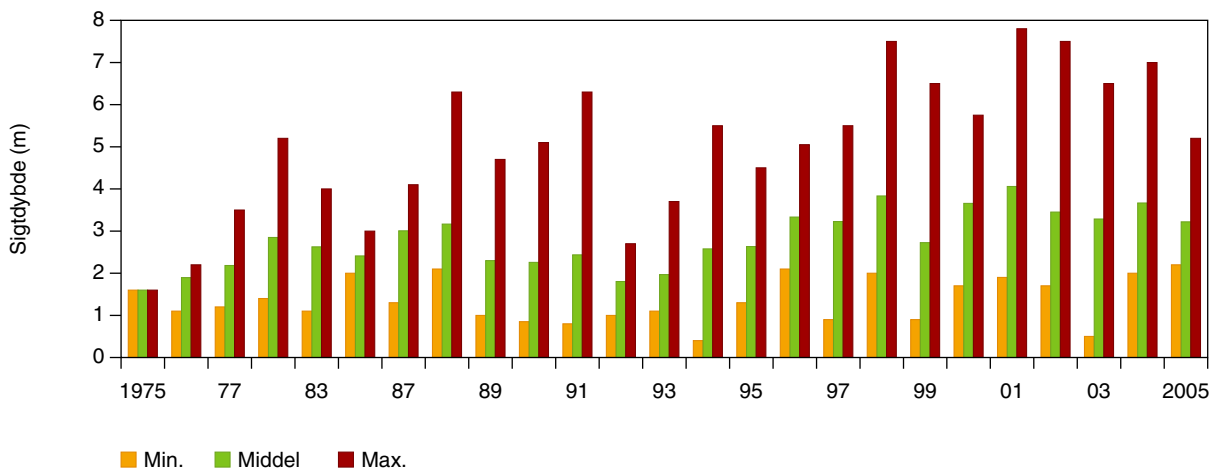
**Figur 8.8** Fosforindholdet i Furesø gennem året før og under restaureringen (hhv. 2000 og 2005). X-aksen repræsenterer dage gennem året Y-aksen er vanddybden med overfladen øverst.

**Figur 8.9** Fosforindholdet i overfladevandet i Furesø 2006 (blå streg) sammenholdt med spredningen i perioden 2000-2005.



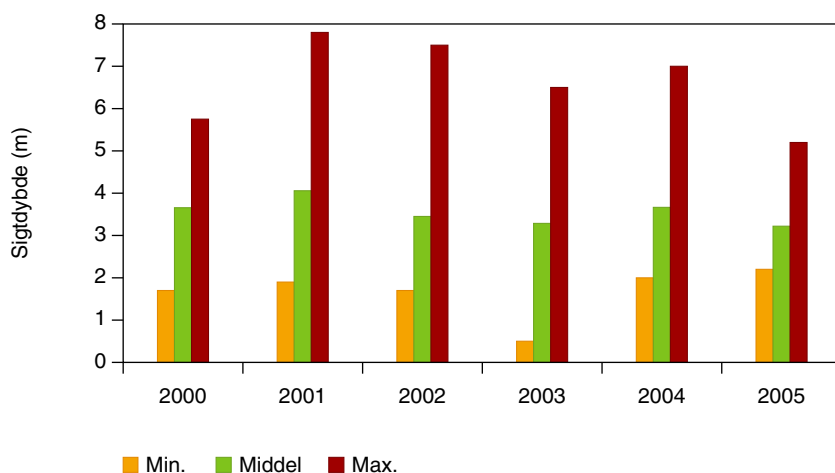
### Sigtdybde

Set over en længere årrække er der sket en positiv udvikling i sigtdybden i sommerperioden i Furesø. Middelsigtdybden er steget, og det samme er størrelsen af de maksimale værdier (figur 8.10).



Figur 8.10 Sommermiddelsigtdybder samt min og max i perioden 1975-2005

Figur 8.11 Sommermiddelsigtdybder angivet i meter samt min og max i perioden 2000-2005.



Ses udviklingen de seneste 6 år isoleret, genfindes denne positive udvikling ikke (figur 8.11). Middelsigtdybden i sommerperioden ligger mellem 3 og 4 m, og målet på ca. 4 m er således ikke opfyldt endnu. Den relativt dårlige sigtdybde hænger sammen med, at fosforkoncentrationen i søvandet stadig er for høj.

### Plankton

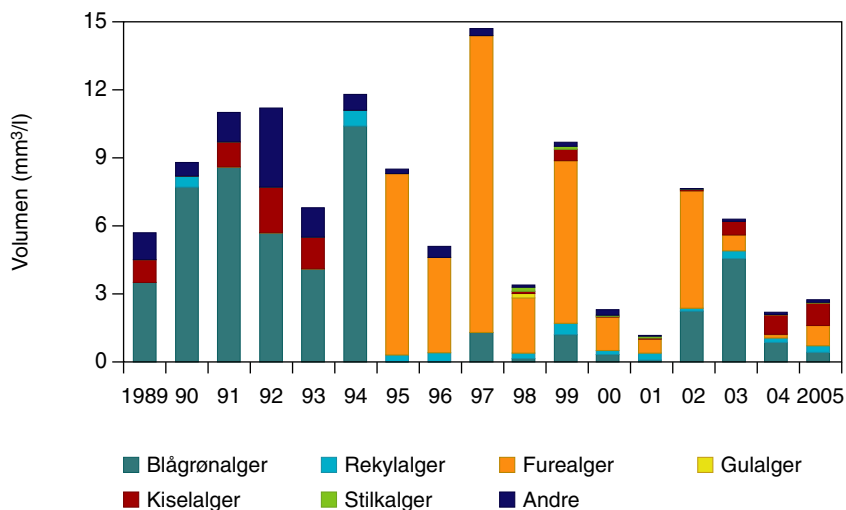
Ved hjælp af statistiske analyseprogram, PRIMER, er der foretaget analyser af planktondata fra Furesø med henblik på at belyse planktonsamfundets udvikling og at identificere de vigtigste biologiske og kemiske parametre for planktonudviklingen siden 1989. Analyserne er foretaget på tidsvægtede gennemsnit i hhv. sommerperioden (maj-september) samt forårsperioden (marts-maj).

I perioden 1989-2005 er der i hovedbassinet registreret tre markante kvalitative og kvantitative ændringer i planteplanktonsamfundet. De tre samfundsstrukturer, der er observeret, er:

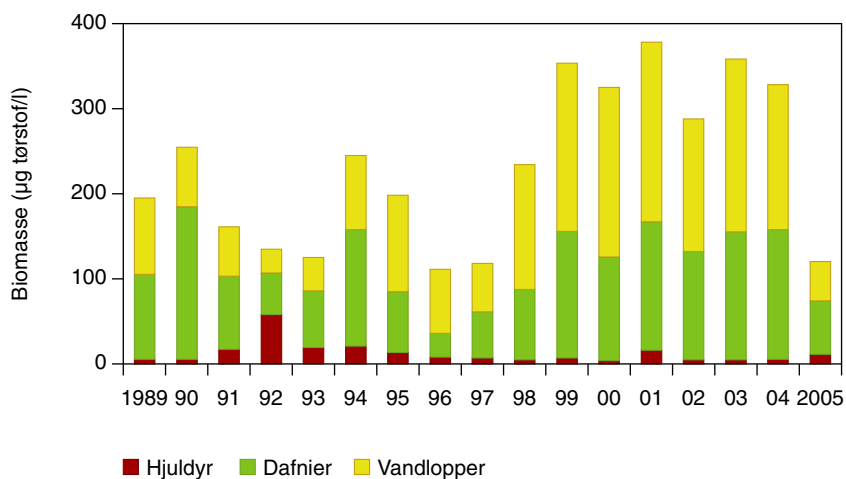
- Blågrønalge-dominerede samfund med høj biomasse i årene 1989-1994.
- Furealge-dominerede samfund med høj biomasse i årene 1995-2002.
- Blandede samfund med relativt lav biomasse i årene 2003-2005.



**Figur 8.12** Udviklingen i sommermidler af planteplanktonbiomassen i Furesø 1989-2005.



**Figur 8.13** Udviklingen af dyreplanktonbiomassen i Furesø 1989-2005.

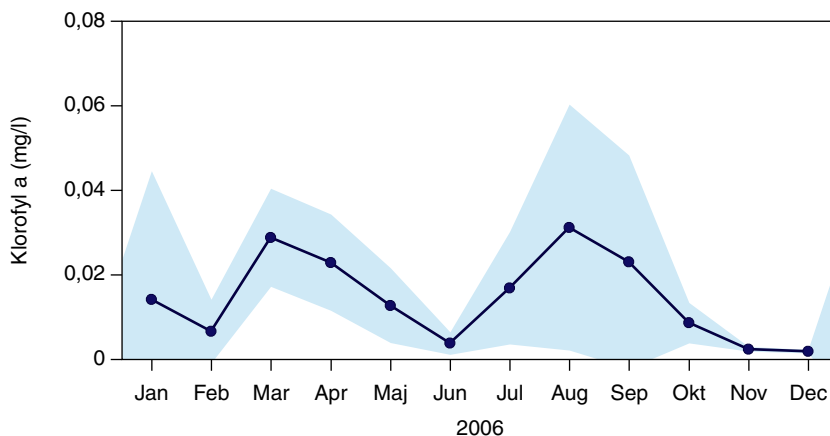


Analysen tyder på, at mængden af planteplankton i Furesø primært er styret af den tilgængelige mængde af fosfor under springlaget i sommerperioden. Iltning af bundvandet i Furesø har medført, at indholdet af fosfor under springlaget er faldet signifikant, og det må forventes, at mængden og sammensætningen af planteplankton i de kommende år vil ændre sig i takt med det faldende fosforindhold.

Dyreplanktonet i Furesø har i perioden siden 1993 haft fire forskellige samfundsstrukturer, hvor 2005 adskiller sig fra alle år med meget lille biomasse, domineret af dafnier (figur 8.13).

I 2004 og 2005, hvor der forventedes effekt af restaureringstiltagene, var der lavere biomasser af planteplankton end i størstedelen af den foregående periode. Desuden var kiselalgerne relative andel af biomassen markant højere i disse år end i de tidligere år. Dette er sammenfaldende med lavere gennemsnitlige koncentrationer af orthofosfat under springlaget. Planktonprøverne fra 2006 er endnu ikke analyseret, men sammenlignes klorofylindholdet i 2006 med de fem forudgående år, tyder det på, at tendensen med aftagende med planteplanktonbiomasse ikke kan findes i 2006 (figur 8.14).

**Figur 8.14** Månedsmiddel klorofyl-koncentrationen i Furesø 2006 (blå streg) sammenholdt med spredningen i perioden 2000-2005.

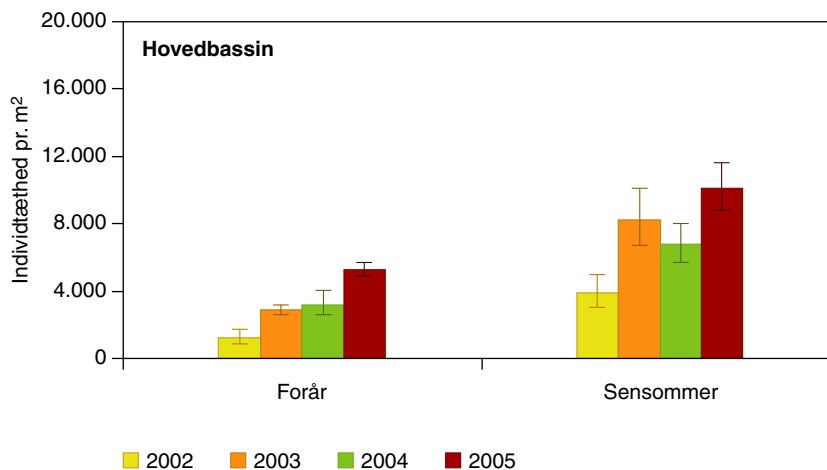


Dyreplanktonbiomassen var større i 2004 end i alle de øvrige undersøgelsesår, mens den i 2005 var markant lavere end i de fleste af de tidligere år. Den højere gennemsnitlige biomasse af dyreplankton i 2004, sammenlignet med de fleste af de foregående år, kan være en umiddelbar effekt af opfiskningen, men da dyreplanktonet generelt er fødebegrænset med faldende biomasser af tilgængelige planteplanktonarter gennem perioden 1989-2005, kan den manglende fortsættelse af udviklingen i 2005 måske skyldes fødebegrænsning.

### Bunddyr

Iltningen af bundvandet har skabt ideelle livsbetingelser for profundal-faunaen, og efter tre år var faunaen både mere alsidig og fandtes i en signifikant større tæthed end året før indgrebet (figur 8.15). Dansemyggen *Chironomus anthracinus*, der tegner karaktersamfundet i vore rene, dybe sommerlagdelte søer, har fået en markant bedre trivsel i Furesøens hovedbassin og findes nu jævnt fordelt som velernærede individer i en signifikant større tæthed, end det var tilfældet året før restaureringen. De forbedrede iltforhold har endvidere begunstiget en indvandring af mere iltfølsomme bunddyr såsom ærtemuslingen *Pisidium* sp., reliktkrebsen *Mysis relicta* og dansemyggene *Procladius* sp. og *Tanytarsus* sp., der var almindelige i profundalen før eutrofieringen af søen.

**Figur 8.15** Udviklingen i individtætheden pr. m<sup>2</sup> i forårs og sommerperioden i profundalzonen 2002 (før restaureringen) - 2005.



I sensommeren er faunaens alsidighed øget med en faktor 2 i profundalen, mens bunddyrenes tæthed er øget med en faktor 1,5 i forhold til 2002. Tilsvarende er tætheden af *C. anthracinus* øget med en faktor 3 til 5 i årene 2003-2005. Den større tæthed af store individer af *C. anthracinus* får betydning for en biomasseforøgelse med en faktor 2 om foråret og en faktor 3,5 i sensommeren fra 2002 til 2005.

Et unaturligt højt iltindhold i bundvandet i årene med iltning har betydet, at aborrefisk hvert år har optrådt talrigt på profundalbunden i perioden med sommerlagdeling. Fiskenes rov på dansemyggene er en plausibel forklaring på, at middeltætheden af *C. anthracinus* kun pletvis når op på tætheder omkring 12.000 individer pr. m<sup>2</sup>, som det er kendt fra andre dybe søer med ideel-leveforhold. En forhøjede temperatur i hypolimnion i 2004 har formentlig påvirket fiskenes fourageringsrate i et omfang, der resulterede i en generelt ringere tæthed af *C. anthracinus* end i 2003 og 2005.

Et bedre afstemt og mere naturligt iltniveau i hypolimnion vil ud over at modvirke frigivelsen af fosfor fra sedimentet endvidere formentlig begrænse til stede værelsen af aborrefisk, hvilket vil øge overlevelsen af *C. anthracinus* med betydning for omsætningen af organisk materiale.

### St. Kalv

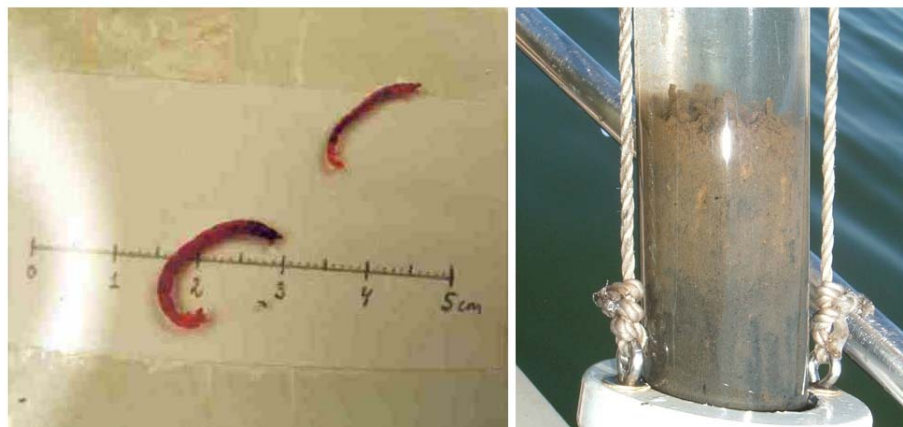
St. Kalv har alle måleår haft en alsidig bundfauna, domineret af en artsrig fauna af dansemyg. Fjernelsen af i alt 177 tons karpfisk har haft en positiv effekt på samfundet af bunddyr, der i sensommeren 2005 både var mere divers og fandtes i signifikant større tæthed end forud for opfiskningen i 2002. Dansemyg, snegle og muslinger, der traditionelt er yndet fiskeføde, fandtes i større tæthed, og i områder, hvor bundfaunaen tidligere viste tegn på en betydelig fiskeprædation, var tætheden af dyr i samme størrelsesorden som i resten af St. Kalv. Af stor betydning for en mere righoldig bundfauna har især været udtyndingen af søens brasenbestand. Fremgangen blandt bunddyrene afspejles i faunaens biomasse, der i sensommeren 2005 var en faktor 10 større end i 2002.

Effekten fra restaureringsindgrebene på smådyrssamfundet på bunden har været overordentlig positiv. Undersøgelserne dokumenterer en imponerende udvikling og reaktion hos bunddyrene, der i profundalen allerede var målbar samme sommer, som iltningen gik i gang.

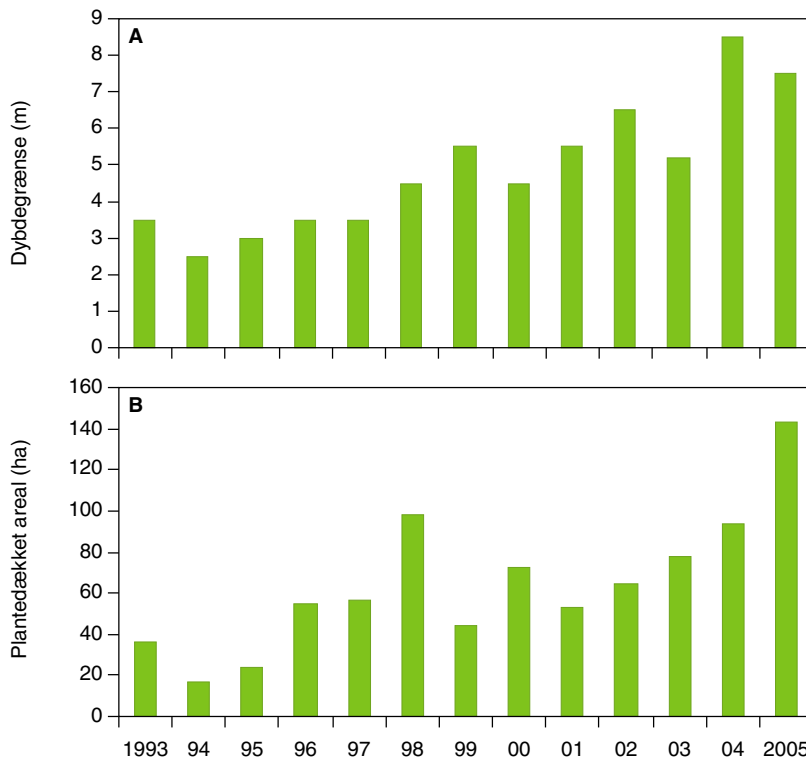
### Vegetation

Som konsekvens af den stigende sigtddybde siden 1997 er der indtil 2005 sket en øgning af undervandsvegetationens dybdeudbredelse. Herud-

**Figur 8.16** To arter af dansemyggen *Chironomus*. Den store er *C. plumosus* gr. og den mindre *C. anthracinus* med særlig betydning i profundalen. Sedimentsøjle fra 30 m's dybde. Bemærk sedimentoverfladen er lysebrun, hvilket tyder på iltede forhold.



**Figur 8.17** Vegetationens udvikling 1993-2005 udtrykt som dels dybdegrænsen for rodfæstet vegetation (A) og som plantedeækket areal (B).



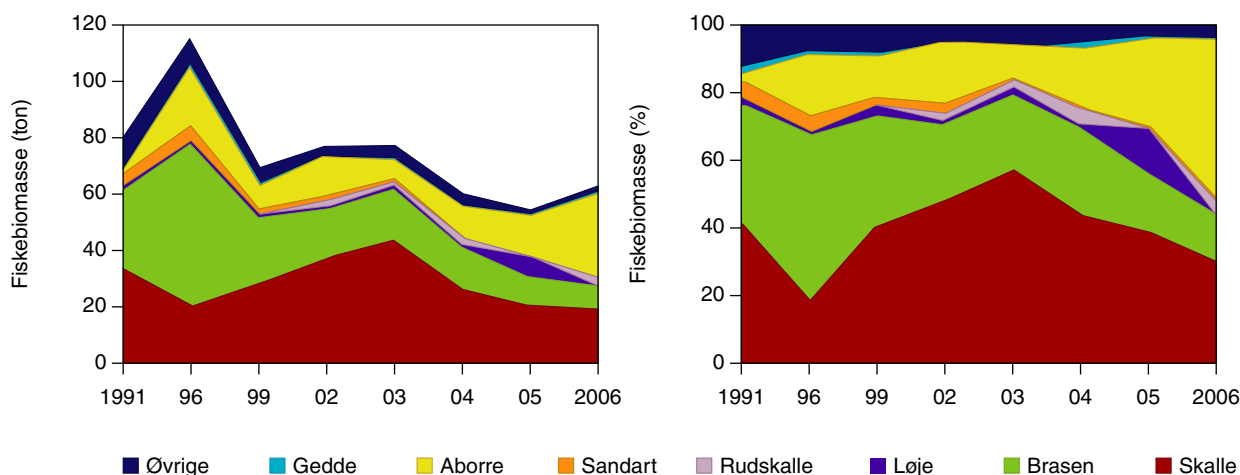
over er der også sket en positiv udvikling af det plantede areal samt plantefyldte volumen, som begge i de seneste år har været 2-3 gange højere end i starten af 1990'erne (figur 8.17).

Ganske markant er også udviklingen i artsrigdommen i søen. I de sidste ti år er antallet af taxa fordoblet. Der er først og fremmest sket en stigning i antallet af små/enrårige eloeider, og kransnålsalger. Det er ikke muligt at relatere forandringerne af undervandsvegetationen specifikt til de igangværende restaureringsindgreb, idet den positive udviklingstendens begyndte forud for restaureringen.

Vegetationsundersøgelsen i 2006 er netop afsluttet, og de foreløbige resultater er nedslående. Sommeren har været udsædvanlig varm, hvilket har medført en tidlig og stor opblomstring af blågrønner i Furesø. Sigtedybden i Furesø har på intet tidspunkt i sommeren 2006 været over 2 m, i en lang periode var sigtedybden under 1 m. Lyset blev dermed allerede på et tidligt tidspunkt slukket for undervandsvegetationen. I august måned fandtes der ikke undervandsvegetation på dybder over 5,8 m, og også artsantallet var gået voldsomt tilbage. Dette på trods af at både iltningens og opfiskningens hovedformål synes opfyldt. Noget tyder på, at forholdene i Furesø forsat er ustabile, og at en usædvanlig vejrmæssig sæson kan forstyrre mange års positive udvikling.

### Fisk

Opfiskningen i Furesø i forbindelse med EU-LIFE projektet ophørte pr. 1. august 2006. Den sidste fiskeundersøgelse, der i skrivende stund netop er afsluttet, tyder på, at fiskesammensætningen i St. Kalv er ved at ændre sig, idet brasen nu ikke længere dominerer fiskebiomassen (figur 8.18).



Figur 8.18 Udviklingen i fiskebiomassen i St. Kalv, Furesø, i undersøgelsesårene.

## 8.4 Konklusioner

I 2003 blev restaureringen af Furesø igangsæt. Projektet omfatter opfiskning af fredfisk primært i St. Kalv samt udledning af ilt i Hovedbassinet i stratifikationsperioden. Begge indgreb vurderes at have opfyldt deres primære mål: Der er ikke længere iltfrie forhold i bundvandet, og fiskebestanden især i St. Kalv har ændret sig.

De foreløbige overvågningsresultater fra 2006 tyder på, at restaureringen endnu ikke har haft en effekt hverken på fosforindholdet i overfladevandet, sigtdybden eller undervandsvegetationen. De forbedrede iltforhold i bundvandet har dog betydet, at den interne fosforbelastning og dermed fosforkoncentrationen i bundvandet er faldet betragteligt.

Gennem årene er der blevet gjort en stor indsats for at reducere spildevandsbelastningen til Furesø. Først gennem afskæring af hovedparten af de direkte udledninger fra renseanlæg, siden gennem landets skrappeste krav til det tilbageværende renseanlæg med udledning til søen og senest gennem en kommunal indsats for at reducere antallet af regnbetingede overløbshændelser. Imidlertid viser modelberegninger foretaget i forbindelse med planarbejde, at den eksterne belastning af udledning af fosfor til Furesø forsat er for høj, til at målsætningen på 0,04 mg/l fosfor i sommerperioden kan forventes opnået. Det er derfor helt centralt, at der fortsat arbejdes på at forbedre spildevandsrensningen i oplandet.

## 8.5 Opfølgning

Det forventes, at iltningen af bundvandet fortsætter endnu en årrække. Opfiskningen er som nævnt afsluttet, og der er ikke truffet beslutning om, om der engang i fremtiden skal fiskes i søen igen. Alle garn, der er brugt i forbindelse med EU-LIFE projektet, er gemt og kan genanvendes, såfremt det skønnes at blive nødvendigt.

## 8.6 Referencer

Bundfaunaundersøgelse i Furesøen 2006 - En effektundersøgelse af Furesøprojektet 2002-2005. Fiskeøkologisk laboratorium 2006

Detailprojekt for etablering og drift af et anlæg til Iltilførsel til Furesø. Udarbejdet af Fishcon Aps for Københavns og Frederiksborg Amter 2001.

Detailprojekt for biomanipulation i Furesø. Udarbejdet af Bio/consult og Carl Bro for Københavns og Frederiksborg Amter 2000

Eutrofieringsmodeller for søer. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C9. Miljøstyrelsen, 1990.

Fiskebestanden i Furesøen, 2003-05. Rapport udarbejdet af F.N. Miljø (2004-06) for Frederiksborg Amt.

Furesøstudier, Wesenberg- Lund, C. (red) D. Kongelige Danske Vidensk. Selsk. Skrifter. 8. række III.1 1917.

Furesøundersøgelser 1950-54. Berg et al. Folia Limnologica nr. 10, 1958

Konference, restaurering af Furesø, sammendrag af oplæg, Frederiksborg Amt 2006

Planktonudvikling i Furesø 1989-2005. Primær analyser udarbejdet af bio/consult for Københavns Amt 2006.

Restaureringsmuligheder for Furesø, forprojekt Udarbejdet af COWI. Kbh. Amt 1999.

Søer -status og udvikling 1989-2004, Københavns Amt 2004.

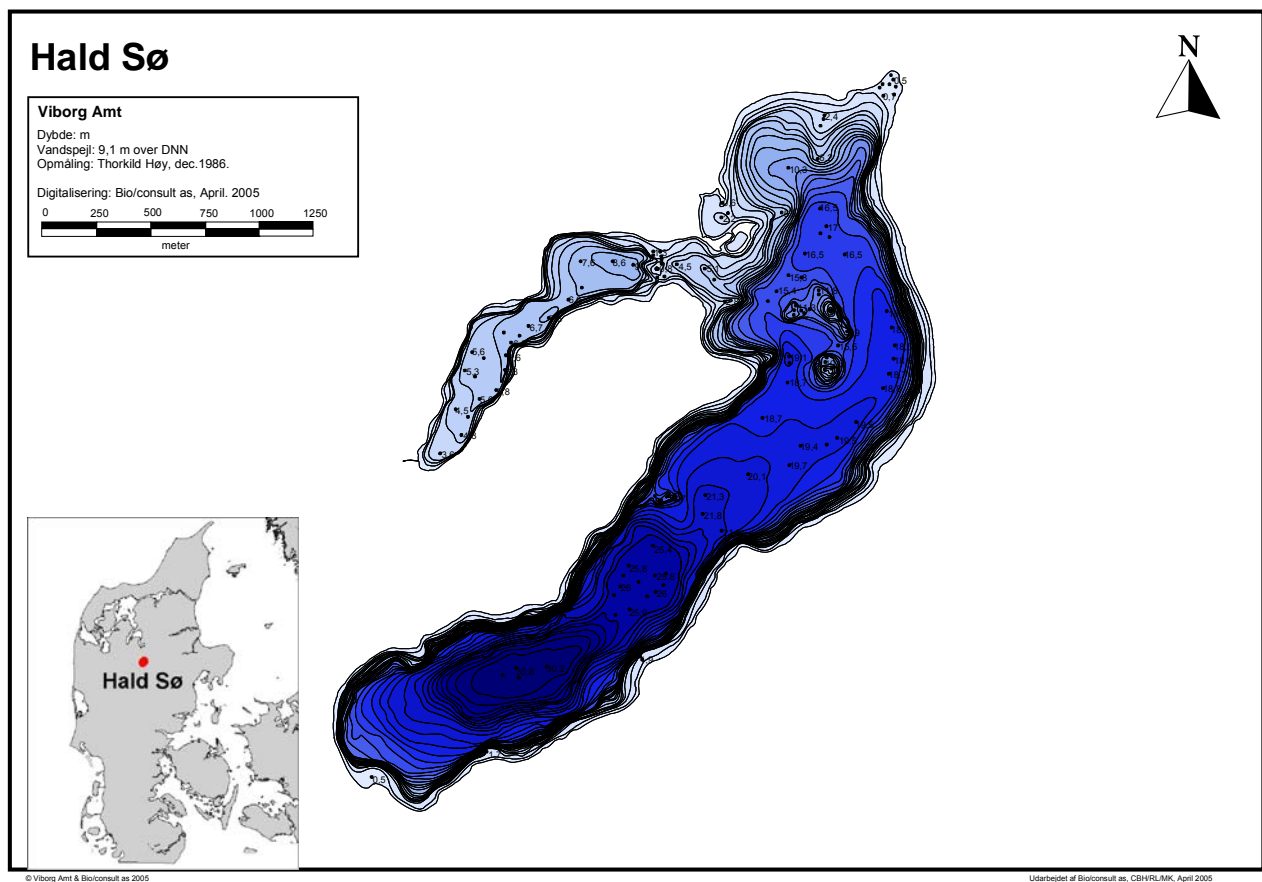
Vandområdeplan for Mølleå-systemet. Københavns Amt og Frederiksborg Amt 1995.

## 9 Hald Sø

af Knud Rasmussen og Tue S. Jakobsen, Viborg Amt

### 9.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Hald Sø ligger i Jylland 10 km sydvest for Viborg. Størstedelen af søens nære omgivelser er fredet og henligger som hede, overdrev eller skov. Den øvrige del af afstrømningsområdet består hovedsagelig af agerland. Søen og de nære omgivelser er EF-habitatområde. Søen er målsat i regionplanen som naturvidenskabeligt referenceområde.



Figur 9.1 Hald sø.

Hald sø er efter danske forhold en dyb sø. Den seneste opmåling viste en maksimaldybde på 31 m. Hald sø består morfologisk set af to søbassiner. Det store hovedbassin på knap 3 km<sup>2</sup> og det mindre bassin adskilt af tærsklen mellem den gamle borgruin og Inderøen. Både morfologisk og økologisk fungerer de to bassiner som næsten uafhængige søer.

**Tablet 9.1** Morfometri Hald Sø.

Søareal (km <sup>2</sup> )	Areal topografisk opland (km <sup>2</sup> )	Volumen (mio. m <sup>3</sup> )	Middeldybde (m)	Maks. dybde (m)	Opholdstid (år)
3,4	35	45	13,1	31	1,3

Hald Sø modtog frem til 1985 spildevand fra Dollerup og Skelhøje og fra fire dambrug beliggende i tilløb til søen. Belastningen med fosfor og kvælstof fremgår af tabel 9.2.

**Tabel 9.2** Tilførsel af fosfor og kvælstof til Hald Sø opgjort i 1982.

	Fosfor (tons/år)	Kvælstof (tons/år)
Bysamfund	0,5	1,1
Dambrug	1,7	8,9
Anden tilførsel fra oplandet	3,6	143
Tilførsel i alt	5,8	153

Det ses, at byspildevandets belastning blev opgjort til 0,5 ton P/ år og 1,1 ton N/år. Den samlede belastning fra de fire dambrug blev dengang beregnet til 1,7 tons P/år og 8,9 tons N/år. Kvælstoftabet blev muligvis overestimeret som følge af en undervurdering af denitrifikationen i selve dambrugene og de nedstrømsliggende mølledamme. Den eksterne belastning fra kontrollerbare kilder udgjorde således ca. 38 % af søens fosfortilførsel beregnet til 5,8 tons P år<sup>-1</sup> og ca. 7 % af søens kvælstoftilførsel på 153 tons N år<sup>-1</sup>.

Af massebalancen fremgik tydeligt effekten af den interne belastning som følge af den omfattende iltmangel i hypolimnion. Der blev således gennem afløbet fraført ca. 1,1 tons fosfor mere, end der blev tilført gennem grundvand og tilløb. Denitrifikationen blev opgjort til godt 100 tons N år<sup>-1</sup> svarende til 2/3 af den anslåede tilførsel.

**Tabel 9.3** Vandkemiske forhold i overfladevandet udtrykt som sommergennemsnit.

År	Tot P (mg/l)	PO4-P (mg/l)	Tot N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	NH4-N (mg/l)	Klorofyl ( g/l)	Sigtdybde (m)	pH
1979	0,135	0,075	0,763	0,220	0,032	54	2,8	9,3
1980	0,110	0,017	0,743	0,139	0,017	58	2,7	9,2
1982	0,140	0,061	0,986	0,465	0,042	62	2,8	9,2
1983	0,091	0,037	1,010	0,439	0,031	48	3,1	9,6
1984	0,156	0,068	1,040	0,373	0,042	84	2,7	9,4

**Tabel 9.4** Vandkemiske forhold i bundvandet udtrykt som sommergennemsnit.

År	Tot P (mg/l)	PO4-P (mg/l)	Tot N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	NH4-N (mg/l)
1979	0,614	0,489	1,606	0,323	0,995
1980	0,506	0,442	1,510	0,387	0,894
1982	0,491	0,418	1,609	0,607	0,750
1983	0,468	0,400	1,613	0,732	0,701
1984	0,805	0,810	2,031	0,201	1,502

Søens vandkemiske forhold 1979 til 1984 viste, at søen var stærkt eutrofieret, og der blev gennemført vurderinger af, hvilke indgreb, der var nødvendige for at ændre forholdene.

## 9.2 Beskrivelse af indgrebet

Restaureringsindgrebene omfattede:

1. fjernelse af al kontrollerbar ekstern belastning.



## 2. reduktion af den interne fosforbelastning.

Indgrebene blev gennemført særdeles hurtigt. Ved udgangen af 1984 etablerede Viborg kommune en ledning, der ledte spildevandet fra Dolerup og Skelhøje uden om søen til Viborg Centralrensningsanlæg. Tre dambrug blev opkøbt og lukket i 1985, mens det sidste blev opkøbt og lukket i 1988. Afstrømningsområdet landbrug blev gennemgået, og flere ejendomme fik påbud om at forbedre opbevaringsforhold for husdyrgødning eller afløb for husspildevand.

Efter vurdering af flere forskellige muligheder blev det besluttet at reducere den interne fosforbelastning ved ilttilførsel til af hypolimnion. Anlægget hertil blev etableret i forsommeren 1985, og driften startede i juli.

Iltningssystemet bestod af en kryobeholder med flydende ilt placeret ved sydenden af søen. Tankvolumen var 12,8 m<sup>3</sup> og kunne rumme 14,6 tons flydende ilt (-183 °C), hvilket svarer til ca. 11.000 nm<sup>3</sup> (=normalkubikmeter) luftformig O<sub>2</sub> ved 15 °C og 1 bar. Fordamperne havde en udledningskapacitet på 157 nm<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/ time svarende til 205 kg O<sub>2</sub>/ time. Fra tanken blev ilten ført til fire områder i søens dybe del gennem 20 og 25 mm polyethylenslanger (PEM). Der blev i de første 10 år anvendt otte diffusorer bestående af perforeret gummislange udspændt over metalrammer (3 m x 5 m). Der var ca. 50.000 huller pr. diffusor med en hul diameter på 1 mm. I perioden 1995-2004 blev der anvendt fire diffusorer med hver 200 m slange med mindre huller. I 2005 blev der anvendt én diffusor. I 1998 og 2006 blev der ikke tilført ilt.

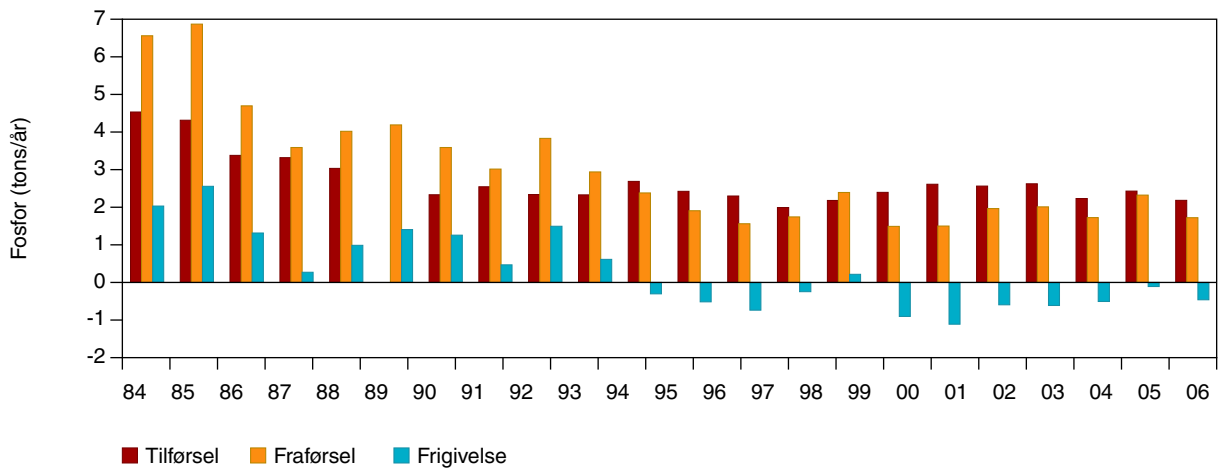
Dimensioneringen af ilt doseringen tog udgangspunkt i iltdeficit i hypolimnion (dybder større end 15 m) under sommerstagnationen. Denne var i gennemsnit godt 100 tons/år i perioden 1979-84. Her faldt iltindholdet typisk fra 10-14 mg O<sub>2</sub> l/l i maj til ca. 1 mg O<sub>2</sub>/l omkring 1. august svarende til knap halvdelen af stagnationsperioden. Det blev således anslået, at hypolimnions reelle iltkrav ville være 2-300 tons O<sub>2</sub>/år. Tilførslen i perioden 1995-2005 har været faldende fra 200-300 tons O<sub>2</sub>/år i starten til godt 100 i de senere år.

Omkostningerne androg ca. 7 mio. kr til køb af dambrug og etablering af spildevandsledning. Etablering af iltningssystemet androg ca. 0,5 mio. kr og en årlig driftsudgift i starten på ca. 0,3 mio. kr. Monitorering af miljøforholdene i søen kostede ca. det samme som udgiften til iltning. Drift og monitorering androg ca. 1½ årsværk pr. år i starten. I de senere år har udgiften ligget på i alt godt 0,3 mio. kr./år og ½ årsværk.

### 9.3 Effekter af indgrebet

I perioden 1982-2006 blev der foretaget målinger af søens udvikling. Målingerne omfattede:

- til- og fraførsel af vand og næringsstoffer.
- temperatur, ilt, sigtdybde, algemængde og indhold af næringsstoffer i søen.
- bundfauna, bundvegetation, dyre- og planteplankton samt fiskebestand.



Figur 9.2 Fosforbalance for Hald sø 1984-2005. Negativ fosforfrigivelse angiver tilbageholdelse

### Effekter på belastning

Afskæringen af spildevandet fra Dollerup og Skelhøje og lukningen af dambrugene medførte omfattende ændringer i søens belastning med fosfor. I figur 9.2 er vist massebalancen for fosfor. Ved indgrebene blev den eksterne fosfortilførsel halveret fra ca. 4,5 tons P/ år til ca. 2,3 tons P/år. For kvælstofs vedkommende medførte indgrebene overfor den eksterne belastning ikke signifikante ændringer. I hele perioden lå den eksterne belastning på ca. 150 tons N/år.

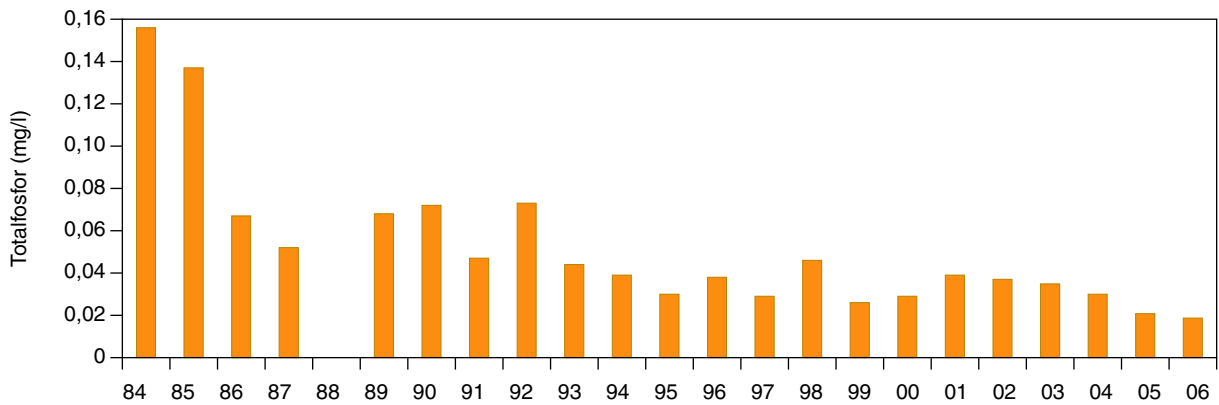
I perioden 1984-2006 skete der et omfattende fald i koncentrationen af fosfor i hovedparten af tilløbene til Hald sø. Her blev middelkoncentrationen næsten halveret fra 0,120 mg P/l i 1984 til ca. 0,065 mg P/l i 2005.

Udviklingen i søens frigivelse eller tilbageholdelse af fosfor afspejlede den interne fosforbelastning og er opgjort som differencen mellem fraført og tilført fosfor. Af figur 9.2 ses, at søen i perioden 1984-1993 frigav fosfor, mens den i perioden 1994-2005 fastholdt fosfor med undtagelse af 1998, hvor der ikke blev tilført ilt. Effekten af restaureringen på den interne belastning behandles mere uddybende i et senere afsnit.

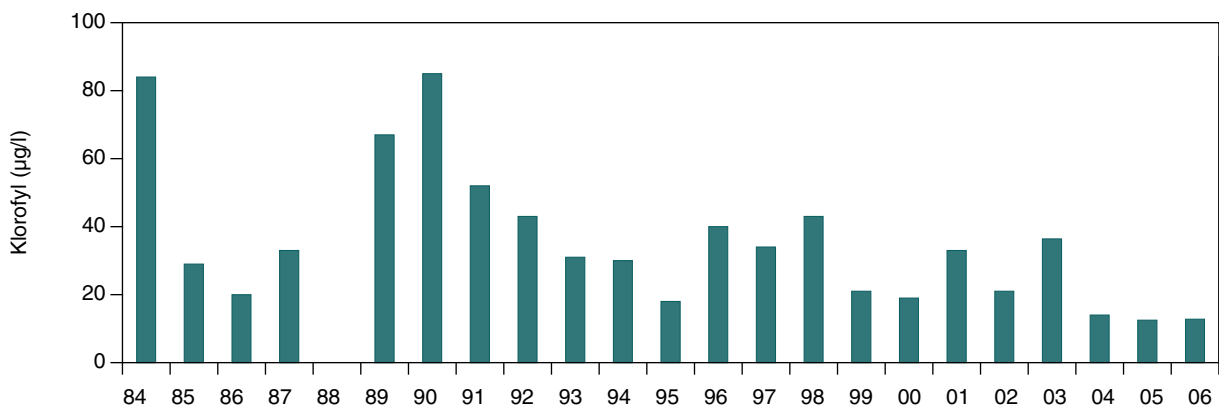
### Effekter på søens vandkemi

Nedsættelsen af belastningen og iltningen af hypolimnion medførte omfattende ændringer i søens vandkemi. Der er i det følgende kun behandlet data for søens hovedbassin.

Den tidsvægtede middelkoncentration af fosfor i overfladen var i sommerhalvåret (maj-september) i årene frem til 1984 steg til 0,156 mg P/l (figur 9.3). Sommer middelkoncentrationen af fosfor faldt i perioden 1985-2006 til 0,019 mg P/l svarende til et fald på næsten 88 %. Årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor faldt fra 0,185 mg P/l til 0,046 mg P/l.



**Figur 9.3** Udvikling i sommergennemsnittet for fosfor i overfladevandet i Hald Sø.



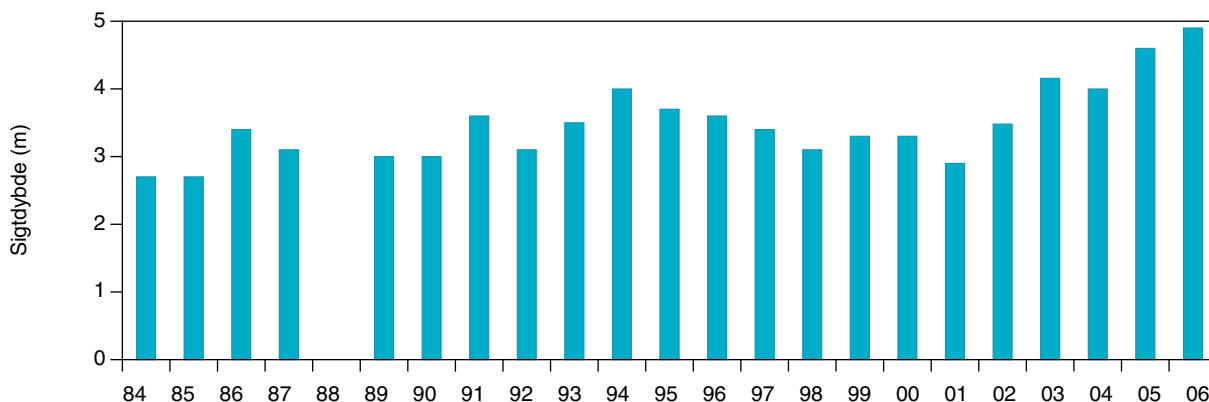
**Figur 9.4** Udvikling i sommergennemsnittet for klorofyl i overfladevandet i Hald sø

Ilttilførselen og begrænsningen af den eksterne belastning medførte, at søens fosfor sommercyklus i epilimnion blev ændret dramatisk. Tidligere blev faldet i fosforkoncentration efter forårsmaksimum efterfulgt af en stigning i juli-september. Ilttingsindgrebet betød, at stigningen i høj- og sensommeren blev erstattet af en faldende tendens i store dele af stagnationsperioden. Dette var især tydeligt i perioden 1995-2005, hvor det har været tilstræbt med en moderat tilførsel på godt 100 tons ilt/år at minimere erosionen af springlaget, så der ikke tilføres fosforholdigt vand fra hypolimnion til epilimnion.

For kvælstofs vedkommende var der store variationer i sommermiddelkoncentrationen i overfladevandet fra år til år. Totalkvælstof sommermiddel varierede fra 0,8 mg N/l til 1,5 mg N/l med et gennemsnit på 1,1 i perioden 1984-2005. Der var ikke en signifikant tendens i udviklingen af sommermiddelkoncentrationen i perioden.

I figur 9.4 er vist den tidsmæssige udvikling i algebiomassen målt som klorofylkoncentration.

Sommer middel klorofylkoncentrationen lå i perioden 1979-84 på 62 µg chl/l. I perioden 2004-2006 har middelkoncentrationen ligget på 13 µg chl/l, svarende til en reduktion på 80 %.



**Figur 9.5** Udvikling i sommergennemsnittet for sigtdybden i overfladevandet i Hald sø.

Middel sommersigtdybden varierede i årene forud for indgrebene mellem 2,7 og 3,1 m (tabel 9.3). I perioden 2002-2006 steg middel sommersigtdybden jævnt fra 3,5 m til 4,9 m.

### Effekter på den interne belastning

Målet med iltningen var hurtigt at reducere den interne belastning gennem en øgning af redoxpotentialet over sedimentfladen i hypolimnion, så frigørelsen af jernbundet fosfor blev formindsket.

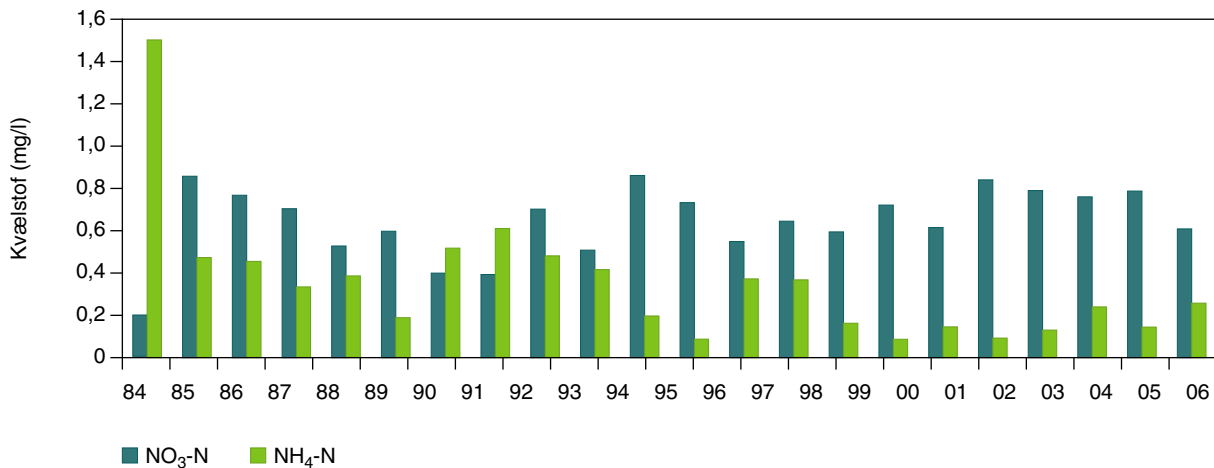
Tilførslen af ilt medførte ikke en væsentlig stigning i den gennemsnitlige iltkoncentration i hypolimnion. I stedet skete der en øgning af koncentrationen af nitrat gennem en øget nitrifikation af ammonium. Af figur 9.5 fremgår, at der skete et fald i middelsommerkoncentrationen af ammonium på 29-30 m dybde fra over 1,4 mg N/l i 1984 til ca. 0,15 mg N/l i perioden 2000-2005. Nitratkoncentrationen øgedes i det samme tidsrum fra ca. 0,2 mg N/l til ca. 0,75 mg N/l. I 2006, hvor der ikke blev tilført ilt, faldt nitratkoncentrationen, og ammoniakkoncentrationen øgedes.

Forløbet af processerne var således:

1. ilttilførsel øgede mængden af nitrat ved nitrifikation og formindskede mængden af ammoniak.
2. denitrifikationen bevirkede omsætning af sedimentets organiske stof ved forbrug af nitrat og frigørelse af ammoniak.

Ilttilførselen sikrede, at nitratkoncentrationen var så højt, at der kunne fastholdes et positivt redoxpotential, så reduktionen af ferrijern ( $\text{Fe}^{3+}$ ) til ferrojern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) blev hæmmet væsentligt. Herved blev frigivelsen af jernbundet fosfor formindsket stærkt.

I figur 9.2 blev vist fosforbalancen for Hald Sø i perioden 1984-2005. Den markante reduktion i fosfortilførselen og samtidig tilførsel af ilt til hypolimnion betød efter 10 år, at søen begyndte at tilbageholde fosfor. I perioden 1994-2005 varierede tilbageholdelsen mellem 4 og 45 % af den årligt tilførte fosformængde med undtagelse af 1998, hvor der ikke blev tilført ilt. Her blev der fraført 10 % mere fosfor, end der blev tilført.



**Figur 9.6** Udvikling i sommergennemsnittet af nitrat og ammonium i bundvandet i Hald Sø.

De forhøjede målte koncentrationer af fosfor i overfladen især i højsommeren 1989-92 måtte have sammenhæng med ilttingsstrategien på dette tidspunkt. Iltningen medførte ændringer i de fysiske forhold i hypolimnion. De opstigende iltbobler skabte opadstigende vandstrømme med større hastigheder end tidligere. Dette medførte erosion af springlaget, der øgede tilførslen af varmere vand til hypolimnion. Den normale sommermiddeltemperatur i hypolimnion uden ilttilførsel var 7-8 °C. Der skete en stigning i gennemsnitstemperaturen på ca. 0,5 °C for hver 100 tons O<sub>2</sub>, der blev tilført. Stigningen medførte et øget iltforbrug ved bunden samt ændringer i diffusionsforhold i sedimentoverfladen for fosfor. Temperaturforøgelsen medførte desuden en fremskyndelse af totalcirkulationen på to-tre uger i forhold til det normale.

Fosforretentionen har som nævnt været en god indikator for udviklingen i den interne belastning. Imidlertid giver den kun et relativt billede. Arbejdet med beregningsmetoder, der giver en mere eksakt kvantificering af den interne fosforbelastning, har vist, at forholdene er meget komplekse. Det har også vist sig, at monitoringsprogrammet for især fosfor har været utilstrækkeligt. Der mangler for hovedparten af årene prøvetagninger, der i tilstrækkelig grad belyser årstidsvariationen i fosforkoncentration i hele vandsøjlen.

Det er af stor betydning, at springlaget til ethvert tidspunkt klart kan defineres, samt at fosforpuljerne kan beregnes med stor nøjagtighed. På baggrund af de målte variable var det således ikke muligt at gennemføre kvalificerede beregninger, der viste fosfortransporten over springlaget i løbet af stagnationsperioden. Transporten foregik ikke ved diffusion, men ved at springlaget eroderedes fra oven og blev presset nedad i perioden. Betydningen af denne transport var forskellig fra år til år, da det var forskelligt, hvor mange meter springlaget bevægede sig nedad i løbet af sommerhalvåret. Der kunne fra år til år være forskelle på flere hundrede kilo fosfor, da der i springlaget i Hald Sø typisk er 1,5-2 mio. m<sup>3</sup> pr. meter vandsøjle.

## Effekter på søens biologi

### Plankton

Fytoplankton var i Hald sø, før restaureringen blev påbegyndt, karakteriseret ved et forårsmaksimum af især små kiselalger, der i juni blev efterfulgt af en klarvandet periode med rekyalger, grønalger og større kiselalger. I den første halvdel af 80'erne fandtes et stort sommermaksimum af furealgen *Ceratium hirundinella* med forekomst på op mod 50 mm<sup>3</sup>/l. Middelforekomst i perioden april-oktober var i 1982 10 mm<sup>3</sup>/l.

Efter restaureringens påbegyndelse i 1985 faldt forekomsten af *Ceratium* drastisk. I 1985 og 1986 var middelbiomassen i perioden april-oktober ca. 1 mm<sup>3</sup>/l. I perioden 1987-93 vendte arten tilbage i perioder af højsommeren formodentlig som følge af en uheldig ilttingsstrategi, der øgede den interne fosforbelastning. I 1994-2006 fandtes kun sporadisk forekomst af arten.

Der kom kun mindre ændringer i zooplanktonsammensætning som følge af indgrebene. Der syntes dog at ske en reduktion i mængden af copepoder til fordel for en øgning i cladocerer.

### Bundfauna

Bundfaunaen blev undersøgt med prøvetagninger med bundhenter i repræsentative dybder i perioden 1951-2005. Hald sø hørte til *anthracinus*-typen, idet faunaen på barbunden domineredes af larver af dansemyggen *Chironomus anthracinus*.

I 1951 fandtes på 20-30 m dybde 4-10.000 larver/m. Antallet var i 1974 faldet til knap 100 larver/m<sup>2</sup>. I 1981 var myggelarverne stort set forsvundet på dybder større end 25 m. I perioden efter opstart af ilttilførslen vendte larverne tilbage til de dybeste områder. Antallet varierede om efteråret fra få individer/m<sup>2</sup> til mere end 15.000 individer/m<sup>2</sup>. I perioden 2001-2005 har middeltætheden på 18- 31 m dybde varieret fra 1.500 til 10.000 individer/m<sup>2</sup>.

Produktionen af dansemyg for søen som helhed blev således øget væsentligt til en produktion, der omsatte algerne gennem en fødekæde, i stedet for den eutrofieringsskabte, bakteriologiske, ufuldstændige nedbrydning, der forårsagede slamophobning og ligklædedannelse.

### Vegetation

De morfologiske forhold ved Hald sø har gjort, at bredvegetationen næsten overalt er ringe udviklet eller helt fraværende.

Bundvegetationen var i 1981 præget af eutrofieringen og dybdegrænsen var reduceret til 2 m. En undersøgelse udført i 1995 viste, at dybdegrænsen var øget til et maksimum på 3,6 m. Der blev ved undersøgelsen fundet 12 arter af undervandsplanter med rester af oligotrofe arter som Strandbo, Tråd-Vandaks og Nåle-Sumpstrå.

I 2005 fandtes 11 arter af blomsterplanter. Dybdegrænsen var øget til 6,5 m. Det plantedækkede areal var stadig ret begrænset og blev estimeret til 3,5 ha svarende til 1 % af søens areal.

## Fisk

Fiskebestanden er undersøgt i 1951, 1976, 1991 og 2005. I 1971 og 1976 blev bestanden undersøgt efter Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelses standardmetode, mens undersøgelsen i 1991 og 2005 blev foretaget ved anvendelse af biologiske oversigtsgarn og elektrobefiskning i bredzonen. Undersøgelsesresultater var derfor ikke direkte sammenlignelige.

De overordnede resultater viste dog en række markante ændringer. Aborrefangsten udgjorde vægtmæssigt i 1976 16 % af fangsten, 46 % i 1991 og 65 % i 2005. Skallens andel af fangsten faldt fra 68 % i 1976 til 26 % i 1991. I 2005 var skallens vægtandel af fangsten kun 16 %.

Det vægtbaserede rovfiskeindeks steg fra 38 % i 1991 til 47 % i 2005.

Fiskebestanden bestod i 2005 af følgende arter: aborre, skalle, brasen, hork, smelt, ørred, gedde, knude, ål og trepigget hundestejle. Tidligere blev der også fanget løje (1951) og regnbueørred (1976).

## 9.4 Konklusioner

Reduktion af den eksterne P belastning og hypolimnisk ilttilførsel til Hald sø ændrede drastisk søens tilstand fra en stærk eutrof til en efter danske forhold oligotrof miljøtilstand. Siden 1984 er søens sommermiddelkoncentration af totalfosfor faldet fra 0,15 mg P/l til 0,019 mg P/l, og årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor er faldet fra 0,185 mg P/l til 0,046 mg P/l.

Sigtedybden blev øget fra en sommermiddel på 2-3 m til knap 5 m.

Ved at reducere den interne belastning har ilttilførslen betydet en fremskyndelse af søens reaktion på en reduktion af den eksterne P belastning med 20-30 år.

Den fortsatte pleje i form af ilttilførsel til hypolimnion samt den positive udvikling i forskellige dele af den biologiske struktur vil gøre Hald sø til en af Danmarks reneste søer.

## 9.5 Opfølgning og forventet udvikling

Hvad angår den eksterne P-belastning er der ikke større muligheder for yderligere reduktion. En dateringsundersøgelse (tritiumanalyse) viste, at det forhøjede fosforindhold i kilderne i søens sydende ikke skyldtes en recent belastning. Der var tale om "gammelt vand" stammende fra dybereliggende grundvandsmagasiner, åbenbart med et naturligt højt fosforindhold.

I 2006 blev der ikke tilført ilt til Hald Sø. Målingerne viste, at der skete en stigning i fosforfrigørelsen i hypolimnion i sensommeren, der var større end de foregående år. Det blev derfor besluttet at etablere et nyt og forbedret anlæg, der skal tilføre ilt til søen fremover.

Udviklingen mod en mere oligotrof tilstand forventes at fortsætte. Det forventes, at ligevægtskoncentrationen vil ligge på omkring 0,15 mg P/l for den tidsvægtede sommermiddel for totalfosfor.

Med den konstaterede stigning i dybdegrænsen kan den sandsynlige fremtidige udbredelse af bundvegetationen anslås til 25-30 % af arealet svarende til en dybdegrænse på 6 m. Især i søens nordøstlige del er der større sandflader, hvor der tidligere fandtes store sammenhængende vegetationsområder.

Efterhånden som substratforholdene forbedres på dybderne større end 25 m med mindre organisk stof, forventes det, at *Chironomus anthracinus* vil nå de oprindelige tætheder her på 10-15.000 larver/ m<sup>2</sup>.

## 9.6 Referencer

Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser (1951): Notat vedr. fiskeribiologisk undersøgelse i Hald Sø 1951. DF & H.

Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser (1976): Notat vedr. fiskeribiologisk undersøgelse i Hald Sø 1976. DF & H.

Duwe, J. et al. (1987): Hald sø. Belastning, miljøtilstand og restaurering. Rapport i miljøserien nr. 77. Viborg amt.

Hansen, K. O. (1983): Forurening fra landbrugsejendomme i Hald sø 1982. Rapport i miljøserien nr. 29. Viborg amt.

Larsen, F. J. O. Nielsen (1983): Belastning og forureningskilder Hald sø 1982. Rapport i miljøserien nr. 27. Viborg amt.

Leonhard, S. B. (1987): Miljøtilstand i Hald sø 1986. Bundfauna. Rapport i miljøserien nr. 76. Viborg amt.

Leonhard, S. B. og H. S. Kristensen (1986): Miljøtilstand i Hald sø 1985. Bundfauna. Rapport i miljøserien nr. 50. Viborg amt.

Müller, J. P. og P. Helmgaard (1991): Fiskebestanden i Hald sø. Rapport i miljøserien nr. 76. Viborg amt.

Olrik, K. (1983): Miljøtilstand i Hald sø. Fyto- og zooplankton. Rapport i miljøserien nr. 34. Viborg amt.

Olrik, K., A. Nauwerck og A. Sørensen (1986): Fyto- og zooplankton i Hald sø 1985. Rapport i miljøserien nr. 51. Viborg amt.

Olrik, K., A. Nauwerck og A. Sørensen (1986): Fyto- og zooplankton i Hald sø 1982, 1985 og 1986. Rapport i miljøserien nr. 80. Viborg amt.

Rasmussen, K. (1983): Miljøtilstand i Hald sø 1982. Rapport i miljøserien nr. 28. Viborg amt.

Rasmussen, K. (1985): Statusrapport, iltilførsel til Hald sø 1985. Rapport i miljøserien nr. 46. Viborg amt.



Rasmussen, K. og F. Larsen (1983): Forureningstilstand i Hald sø 1981. Rapport i miljøserien nr. 21. Viborg amt.

Rasmussen, K. (1995): Hald sø blev reddet. Hedeselskabets tidsskrift Vækst nr. 1 1995.

Vonge, P. og L. Larsen (1981): Hald sø - sømodel. Viborg amt.

Viborg Amt. (1985). Restaurering af Hald sø. Muligheder, sedimentundersøgelser og modelopstilling. Rapport i miljøserien nr. 42. Viborg amt.

# 10 Hale Sø

af Tue Jakobsen, Viborg Amt



Figur 10.1 Luffoto af Hale Sø fra 2004.

## 10.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

### Beliggenhed og planmæssige forhold

Hale Sø ligger ca. 13 km vest-sydvest for Hobro. Søens opland på 9,6 km<sup>2</sup> består hovedsageligt af intensivt opdyrkede marker og kun en mindre del af eng og mose. Søen har intet afløb og ingen større tilløb. Søens målsætning har i Viborg Amts regionplan 2005 en A-målsætning, hvilket betyder, at søens plante- og dyreliv ikke må være påvirket af menneskelige aktiviteter.

**Tablet 10.1** Hale Sø's morfometri.

Morfometri	
Areal	10 ha
Middeldybde	ca. 0,8 m
Maksimumdybde	ca. 1,1 m
Opholdstid	-



**Figur 10.2** Søens placering i Danmark

### Søens belastningshistorie

Søens belastningshistorie er ikke velbeskrevet, men da der ikke er større tilløb til søen, hænger tilførslen af næringsstoffer tæt sammen med afstrømning fra de omkringliggende marker. I søens vestlige ende har der siden starten af 1980'erne været øer, hvor en voksende hættemågekoloni har holdt til. Fuglenes ekskrementer har med stor sandsynlighed haft en markant effekt på næringsstofftilførslen til søen.

### Historiske oplysninger om søens tilstand

I et notat fra 1993 om søens tilstand beskrev Viborg Amt, at søen frem til starten af 1980'erne var en klarvandet sø med en veludviklet undervandsvegetation. Der er ikke fundet yderligere historisk dokumentation for søens tilstand.

### Vandkemiske parametre

Der foreligger kun få vandkemiske data fra før 1996 (tabel 10.2). De viser, at der i perioden 1975 til 1993 er sket en markant eutrofiering af Hale Sø. Målinger af sigtdybden i Hale Sø er ikke medtaget, da søen er lavvandet, og næsten alle værdier er større end bunddybden.

### Biologiske forhold

Dyreplanktonsamfundet var i 1993 domineret af cyclopoide vandlopper, der udgjorde næsten 80 % af biomassen, mens cladoceerne udgjorde ca. 20 % (tabel 10.3).

Fiskebestanden i Hale Sø blev inden indgrebet opgjort i 1994. 88 % af fiskene var skaller, mens 12 % var aborrer. Der blev også fanget en enkelt gedde (tabel 10.4)

Før 1996 blev søens undervandsvegetation undersøgt to gange (tabel 10.5). I 1982 blev der fundet syv arter, heraf flere rentvandsarter, som hår-tusindblad og en kransnålalge. I 1993 blev disse rentvandsarter ikke genfundet. Til gengæld dominerede grønalgerne *Cladophora* og slimtråd. Dækningsgraden for de enkelte arter blev ikke bestemt i 1982 og 1993.

## 10.2 Beskrivelse af indgrebet

I Hale Sø blev der i 1996 foretaget manuel opfiskning af skidtfisk, som primært bestod af skaller. Til opfiskningen blev der anvendt vodfiskeri med et specialkonstrueret landdragningsvod. I alt blev der opfisket 1500 kg skaller, svarende til 150 kg pr. ha. Ved opfiskningen blev der desuden registreret aborre, gedde, suder og en enkelt brasen. Bestanden af gedder i søen skønnedes at have været ca. 130 stk., hvor langt hovedparten af gedderne var mellem 40 og 60 cm. Indgrebet foregik i august måned og lagde beslag på ca. 100 mandetimer.

### 10.3 Effekter af indgrebet

#### Vandkemiske parametre

Næringsstofkoncentrationerne steg markant mellem 1993 og 1997 og forblev høje i de efterfølgende år (tabel 10.2). I 2006 blev der dog registreret et markant fald i næringsstofkoncentrationerne. Klorofylkoncentrationen var det første år efter indgrebet relativt lav, men i 1998 og 2002 var værdierne markant højere. I 2006 var koncentrationen af klorofyl i vandet dog reduceret til kun 5 µg/l.

**Tabel 10.2** Sommergennemsnit af vandkemiske parametre i Hale Sø i perioden 1975-2006.

År	Antal prøver	Klorofyl a (µg/l)	TP (mg/l)	Orthophosphat (mg/l)	TN (mg/l)	NH <sub>3</sub> og NH <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>2</sub> og NO <sub>3</sub> (mg/l)
1975	1	-	0,050	0,010	1,600	0,020	0,020
1982	1	10	0,068	0,014	1,800	0,011	0,800
1993	3	48	0,233	0,084	2,035	0,004	0,066
1994	1	18	0,360	0,230	1,700	0,002	0,027
1997	7	22	1,095	0,892	3,923	1,453	0,175
1998	10	70	0,729	0,513	2,296	0,102	0,116
2002	5	125	0,958	0,669	2,471	0,072	0,133
2006	2	5	0,331		1,097		

#### Ændringer i massebalance

Der vurderes ikke at være sket markante ændringer i tilførslen af N og P fra oplandet i perioden omkring indgrebet.

#### Biologiske forhold

I året efter indgrebet blev søens dyreplankton igen undersøgt, og cladoceer udgjorde ca. 90 % af biomassen (tabel 10.3). I 1998 havde hjuldyrene overtaget, mens det igen i 2002 var vandlopperne, der dominerede dyreplanktonsamfundet.

**Tabel 10.3** Biomassen og den procentvise sammensætning af dyreplankton fra Hale Sø i 1993, 1997, 1998 og 2002 (enkeltprøver fra august måned).

	1993		1997		1998		2002	
	mm <sup>3</sup> /l	%	mm <sup>3</sup> /l	%	mm <sup>3</sup> /l	%	mm <sup>3</sup> /l	%
Hjuldyr	0,1	1	0,1	1	8,7	81	0,0	0
Cladoceer	3,4	20	11,2	90	1,4	13	0,1	1
Calanoide vandlopper	0,3	2	0,0	0	0,1	1	0,3	3
Cyclopoide vandlopper	13,5	78	1,2	10	0,5	5	10,7	96

Ved en fiskeundersøgelse et år efter indgrebet blev der fanget markant færre fisk pr. net (tabel 10.4). Artssammensætningen var som en naturlig konsekvens af opfiskningen ændret. Der blev fanget flest aborrer, men vægtmæssigt udgjorde skaller halvdelen af fangsten. I de efterfølgende fiskeundersøgelser i 1998 og 2001 blev andelen af skaller større og større, både antals- og vægtmæssigt.

**Tabel 10.4** Fiskebestanden i Hale Sø i 1994, 1997, 1998 og 2001 opgjort i antal og i vægt (catch per unit effort (CPUE)).

CPUE, antal	1994	1997	1998	2001
Skalle	149	7	27	64
Aborre	20	31	82	105
Gedde	0	1	0	2
Sum	169	39	109	171

CPUE, vægt	1994	1997	1998	2001
Skalle	5,1	1,3	5,1	5,7
Aborre	0,6	1,2	2,3	3,5
Gedde	0,4	0,2	0,0	1,9
Sum	6,1	2,7	7,4	11,1

Undervandsplanterne blev undersøgt igen i 1998, 2001 og 2002, og der blev hvert år fundet seks arter, men der blev ikke registreret grønalg. I 1998 fandtes bl.a. krybende vandkrans og en kransnålalge, men disse blev ikke genfundet ved senere undersøgelser. I 2006 blev der desværre ikke foretaget en vegetationsundersøgelse, men der blev observeret et udbredt plantedække af især tornfrøet hornblad over det meste af søen.

**Tabel 10.5** Artsliste over søens undervandsvegetation i perioden 1982-2002.

Arter	1982	1993	1998	2001	2002
Liden vandaks	+		+	+	+
Kruset vandaks	+	+	+	+	+
Børstebladet vandaks		+			
Tornfrøet hornblad	+	+		+	+
Vandpest	+	+	+	+	+
Hår-tusindblad	+				
Chara sp.	+		+		
Strandbo	+	+	+	+	+
Krybende vandkrans			+		
Kors-Andemad				+	+
Cladophora		+			
Slimtråd		+			

### Øvrige forhold

Hættemågekolonien i søens vestlige ende var i 2003 vokset til ca. 3.000 par. Således var belastningen herfra vokset støt siden starten af firserne. På et tidspunkt mellem 2003 og 2006 forsvandt hættemågekolonien. Øerne blev i den periode landfaste, og rovdyr var sandsynligvis årsagen til mågernes forsvinden.

## 10.4 Konklusioner

### Sammenligning af "før" og "efter" tilstand

Indgrebet forårsagede ingen forbedringer i næringsstofkoncentrationerne i vandet. Tværtimod steg fosforkoncentrationerne markant mellem 1993 og 1997, hvilket skyldtes intern frigivelse. Der blev målt iltkoncentrationer ned til 3,7 mg/l, og de høje ammonium-ammoniak koncentrationer indikerer, at der har været perioder med lave iltkoncentrationer ved bunden. Også i 1998 og 2002 var både fosfor- og kvælstofkoncentra-

tionerne høje. Først i 2006 blev der observeret et markant fald i næringsstofkoncentrationerne. Fosforkoncentrationen var stadig over 0,3 mg/l, men koncentrationen af total-N var kun 1,1 mg/l, hvilket kraftigt indikerer en kvælstofbegrænsning i algevæksten.

Klorofylkoncentrationen blev halveret fra 1993 til 1997, hvilket sandsynligvis skyldtes et højt græsningstryk fra dafnier. Men de efterfølgende år var koncentrationen af klorofyl i vandet højere end nogensinde før. Som følge af reduktionen i kvælstofkoncentrationen mellem 2002 og 2006 var koncentrationen af klorofyl helt nede på 5 µg/l den lavest registrerede i hele perioden.

Dyreplanktonsamfundet ændrede sig markant som følge af indgrebet. På grund af det lavere prædationstryk fra planktonspisende fisk dominerede de store cladocæer i året efter opfiskningen. Hjuldyrenes dominans det efterfølgende år viste dog, at den gode tilstand i Hale Sø ikke var stabil. I 2002 beskrev vandloppernes dominans, at skidtfiskene igen var i stand til at kontrollere dyreplanktonsamfundet.

Fiskebestanden ændrede sig som en naturlig konsekvens af opfiskningen. Søens miljøtilstand kunne dog ikke opretholde en fiskebestand domineret af rovfisk, og fiskebestanden ændrede sig gradvist tilbage til samme sammensætning som før indgrebet.

Artssammensætningen af undervandsplanterne ændrede sig ikke markant fra før til efter indgrebet. Dog sås enkelte rentvandsarter i undersøgelsen i 1998. Manglende informationer om dækningsgraden gør, at det ikke er muligt at sammenligne vegetationsudbredelsen før og efter indgrebet.

### **Reduceret belastning?**

Ændringerne i søens miljøtilstand umiddelbart efter indgrebet skyldes ikke en reduceret belastning, idet næringsstofkoncentrationerne i vandet stadig var høje.

### **Årsager til, at effekten ikke var som forventet**

De høje næringsstofkoncentrationer gjorde, at effekterne af indgrebet ikke varede ved. Hættemågekolonien var sandsynligvis hovedårsagen til søens dårlige tilstand.

## **10.5 Opfølgning og forventet udvikling**

Søen havde i 2006 fået en markant bedre miljøtilstand, hvilket tilskrives den reducerede belastning som følge af den forsvundne hættemågekoloni. Hvis belastningen fra fugle forholder sig lav fremover, forventes søen at forblive klarvandet.

### **Planer og perspektiver (indgreb, monitoring)**

Viborg Amt planlagde en sedimentfjernelse i søen i 2009. Der er således afsat et rådighedsbeløb på ca. 1.000.000 kr, som Viborg Storkommune disponerer over efter 2006. De nyeste overvågningsdata sætter imidlertid

spørgsmålstegn ved, om denne sørestaurering er nødvendig. Yderligere monitorering af søen er dog nødvendig for at sikre at gode søens tilstand er stabil.

## **10.6 Referencer**

Gudrun Krog. Hale Sø. I: Søndergaard, M, E. Jeppesen, J.P. Jensen, H.J. Jensen, S. Berg, T.L. Lauridsen & C.B. Hvidt (1998) Sørestaurering i Danmark, 1. del, Tværgående analyse og konklusioner. Miljønyt 28. 289 p. Miljøstyrelsen. København

Thorkild Høy, Peter Noe Markmann, Finn Sivebæk og Søren Berg. Danmarks søer, Bind 6. Søerne i Nordjyllands og Viborg Amter.

## 11 De Indre Søer – Skt. Jørgens Sø, Peblinge Sø og Sortedams Sø

af Kim Michelsen, Københavns Kommune



### Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

De Indre Søer (Søerne) er beliggende i det centrale København og udgør et sammenhængende sø-system bestående af Skt. Jørgens Søerne, Peblinge Sø og Sortedamssøerne. Skt. Jørgens Søerne og Sortedamssøerne består hver af to søbassiner, således at Søerne i alt består af fem separate bassiner (figur 11.1 & 11.2).

Søerne har ikke noget reelt opland, men modtager deres vand fra vandområder i Københavns omegn. Søerne modtager drænvand (regnvand) fra det omkringliggende stisystem, derud over modtager Søerne ikke direkte vand fra punktkilder eller diffus afstrømning.

Søerne indgår i det integrerede søsystem, som strækker sig gennem byen, og har tidligere indgået i Københavns vandforsyning. Vandtilledningen styres således ved hjælp af forskellige overløbsbygværker, bundskydere og ventiler.

Vandet i Søerne stammer dels fra Utterslev mose og Gentoftesø, hvor det via Emdrup sø ledes til Søerne gennem den rørlagte Lygte Å – og dels fra Damhussøen, hvorfra det ledes videre gennem den rørlagte Grøndals Å. De to rørlagte vandløb samles i den rørlagte Ladegårds Å, som udmunder i Peblinge Sø. Med undtagelse af regn og diffus afstrømning stammer hovedparten af vandet i det københavnske vandsystem fra Harrestrup Å, hvorfra det pumpes op til hhv. Damhussøen og Fæstningskanalen/Utterslev Mose (figur 11.1 & 12.2).



Fra Peblinge Sø løber vandet til den sydlige bassin af Sortedamssøen under Dr. Louises Bro, hvor gennemløbet er ca. 18 m bredt. Den sydlige Sortedamssø står i forbindelse med den nordlige del af Sortedamssøen via et rør under Fredens Bro med en diameter på 1,2 m. Fra den nordlige del af Sortedamssø kan vandet ledes videre til Østre Anlæg via en variabel overløbskant og herfra gennemkastellet og ud i Øresund. Der kan endvidere ledes vand fra Søerne til en række småsøer i det indre København (figur 11.2.)

Skt. Jørgens Søerne udgør en hydraulisk blind ende af De Indre Søer. Der kan ledes og pumpes vand til disse bassiner fra indløbsbygværket ved Peblinge Sø. Der er ikke afløb fra Skt. Jørgens Søerne, og de står normalt ikke i forbindelse med Peblinge Sø og Sortedamssøerne. Der er hydraulisk forbindelse mellem Skt. Jørgens Søerne via et 60 mm rør. Forbindelsen kan åbnes og lukkes med en ventil.

**Tabel 11.1** Morfometri for de fem søbassiner, der udgør De Indre Søer.

	Areal (ha)	Volumen (m <sup>3</sup> )	Middeldybde (m)	Maks. dybde (m)
Skt. Jørgens Sø, syd	6,6	278.900	4,2	5,0
Skt. Jørgens Sø, nord	6,1	257.500	4,2	4,5
Peblinge Sø	10,4	208.600	2,0	2,5
Sortedams Sø, syd	9,2	184.000	2,0	2,2
Sortedams sø, nord	14,4	288.600	2,0	2,5

Voluminer og dybder estimeret på baggrund af Vandforsyningens flodemålskote på 5,80 m KNN. Normal kote i vinterperioden er 5.60 m KNN.

Oprindeligt var De Indre Søer et vådområde i udkanten af det gamle København. Område blev uddybet, og ved opstemning af Emdrup Sø og Damhussø kunne vandet ledes mod byen i de nu rørlagte åer og opmagasineres i Søerne. I nyere tid er Skt. Jørgens Søerne de eneste søer, som er indgået i vandforsyningen til København. De to bassiner har fungeret som vandreservoir indtil 1959, hvilket forklarer den anderledes morfometri i disse søer (tabel 11.1.).

### Belastningshistorik

Det er vanskeligt at vurdere de historiske belastningsforhold kvantitativt. Rent kvalitativt giver en række ældre optegnelser et fingerpeg om udviklingen i belastningen siden 2. verdenskrig. Som nævnt er der ikke direkte udledning fra punktkilder eller andre tilledninger til Søerne. Imidlertid stammer alt tilledt vand fra opstrøms beliggende vandområder, som alle har været meget hårdt belastet gennem de sidste 50 år. Belastningen til opstrøms beliggende søer og vandløb har primært været udledning af urensset spildevand samt regnvandsbetingede aflastninger fra kloaksystemet.

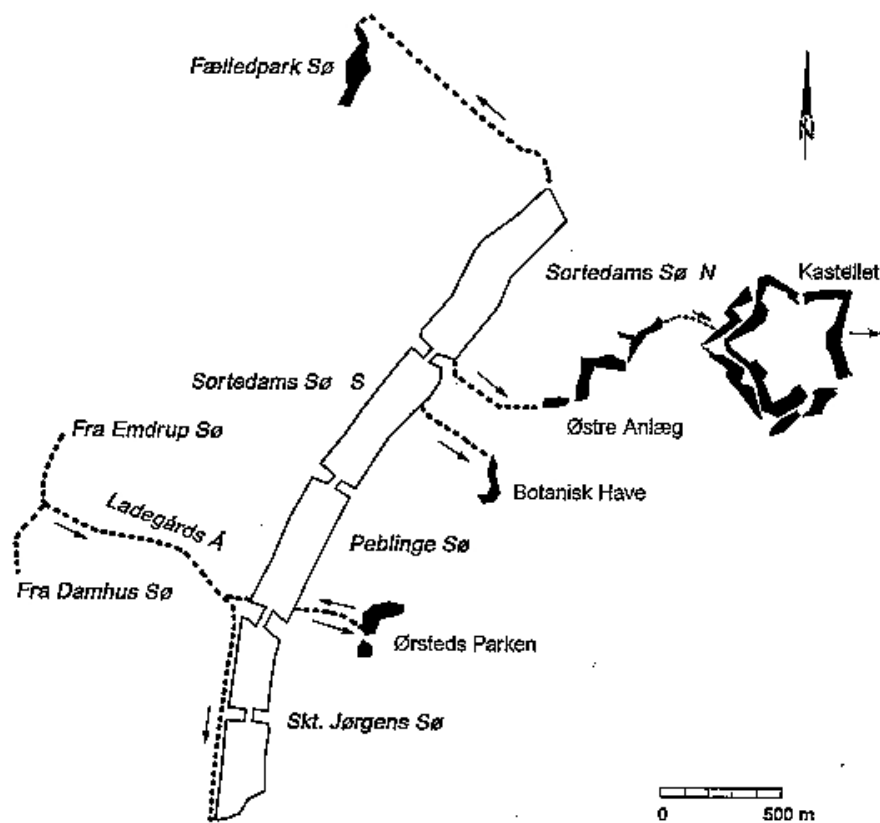
**Figur 11.1** Det integrerede sø- og vandløbssystem i Københavns Kommune.



Damhusseøen modtog og modtager vand fra Harrestrup Å, som tidligere var et spildevandsteknisk anlæg, og Upperslev Mose er tidligere (1968) blevet erklæret biologisk død. Der blev på det tidspunkt registreret en belastning på ca. 20 tons fosfor om året til Mosen, og der blev målt fosforkoncentrationer i vandet på ca. 2 mg/l. Siden da er udledningerne blevet reduceret.

Tilsyn og anden monitoring har været sporadisk i perioden 1970-1990. Forskellige undersøgelser og målinger peger dog på, at fosforniveauet i Upperslev Mose og Emdrup Sø har ligget på et niveau mellem 0,4-1,2 mg P/l. Det er imidlertid tvivlsomt, hvorvidt der er sendt vand herfra til Søerne i denne periode. For det første har det været muligt at aflede vandet fra Emdrup Sø til Øresund. For det andet er der ingen optegnelser, der tyder på, at Søernes miljøtilstand har været så kritisk, som ovenstående belastningspotentiale peger på.

**Figur 11.2** De Indre Søer i København med tilløbs- og afløbsforhold.



Vandtiledningen til Søerne har højst sandsynligt hovedsageligt stammet fra Damhus Sø. Damhussøen har dog været stærkt eutrof, men miljøet er forbedret betydeligt i løbet af 1980'erne i takt med en forbedret vandkvalitet i Harrestrup Å. I denne periode faldt fosforindholdet i søen fra ca. 0,4 til ca. 0,1 mg P/l i 1990.

Optegnelser peger desuden på, at der blev ledt ca. 1 mio. m<sup>3</sup> vand fra Damhussøen til De Indre Søer årligt. Dette giver et belastningsestimat på 250 kg P/år ved et konservativt estimat på en fosforkoncentration på 0,25 mg P/l i perioden 1980-1990.

Den hydrauliske belastning har i 1990'erne ligget i en størrelsesorden på mellem ca. 600.000-1.200.000 m<sup>3</sup>/år, hvoraf ca. 25 % stammede fra Damhussøen og 75 % fra Utterslev Mose/Emdrup Sø. Belastningen har således ligget på mellem 200 og 400 kg P/år, med en resulterende fosforkoncentration i en størrelsesorden på 0,3 mg P/l.

En række oplysninger fra Vandforsyningen og københavnere, som har færdedes langs Søerne, peger på, at miljøtilstanden generelt har været god før

**Table 11.2** Centrale monitoringsdata for perioden 1989-1995.

	Total P (mg/l)	Total N (mg/l)	Chl. a (µg/l)	Sigt dybde (m)
<b>Skt. Jørgens Sø, syd</b>				
<i>Sommer gns/års gns.</i>				
1989	0,180/0,156	1,616/1,463	157/107	1,0/0,9
1991	0,154/0,181	2,704/2,569	111/116	0,4/0,4
1992	0,148/0,157	1,691/2,062	88/73	0,6/0,7
1993	0,131/0,141	1,900/1,883	84/86	0,4/0,4
1994	0,167/0,174	1,833/1,923	112/97	0,5/0,5
1995	0,121/0,134	1,616/1,627	51/54	0,6/0,7
<b>Skt. Jørgens Sø, nord</b>				
<i>Sommer gns/års gns.</i>				
1993	0,118/0,115	1,277/1,217	62/54	1,2/1,2
1994	0,153/0,121	1,358/1,403	80/48	0,9/1,6
1995	0,137/0,132	1,548/1,404	74/58	0,9/1,0
<b>Peblinge Sø</b>				
<i>Sommer gns/års gns.</i>				
1989	0,119/0,120	0,891/0,896	18/17	0,9/0,9
1991	0,177/0,143	0,935/0,889	9/11	1,4/1,3
1992	0,400/0,293	1,778/1,426	129/88	0,7/0,7
1993	0,234/0,177	1,410/1,191	99/75	0,6/0,7
1994	0,236/0,170	1,376/1,135	98/72	0,4/0,6
1995	0,301/0,212	1,535/1,216	88/67	0,4/0,7
<b>Sortedam Sø, syd</b>				
<i>Sommer gns/års gns.</i>				
1993	0,294/0,239	1,552/1,319	128/104	0,5/0,6
1994	0,252/0,173	1,601/1,213	134/84	0,4/0,7
1995	0,312/0,213	1,655/1,284	99/71	0,4/0,7
<b>Sortedams Sø, nord</b>				
<i>Sommer gns/års gns.</i>				
1989	0,056/0,068	0,665/0,759	12/13	1,2/1,1
1991	0,062/0,060	0,808/0,798	10/10	1,6/1,6
1992	0,290/0,153	1,830/1,242	120/65	0,9/1,2
1993	0,093/0,084	0,831/0,816	31/28	0,6/0,7
1994	0,085/0,076	0,760/0,761	32/26	0,7/0,9
1995	0,092/0,077	1,096/0,940	27/24	0,8/1,0

1950. I 1930'erne og 1940'erne var det en hobby for folk på Nørrebro at fiske gedder med snare - en beskæftigelse, som kræver klart vand. Endvidere var der i samme periode badning og sopning på udpegede områder i Peblinge Sø og Sortedamssøen. På dette tidspunkt har man generelt altid "kunnet se sine fødder på bunden"; kun enkelte gange om sommeren var der badeforbud på grund af trådalgedannelser. Vandforsyningen opgav Søerne som forsyningsreservoir i 1959, et udslag af både andre forsyningsmuligheder samt forringede hygiejniske forhold.

Billedmateriale fra søerne i 1960'erne viser store algeopblomstringer samt meget store forekomster af trådalger, hvilket er en indikation af, at miljøtilstanden klart har afspejlet den negative miljøudvikling, som prægede de opstrøms beliggende vandområder i samme periode.

Den første standardiserede miljøundersøgelse af søerne fandt sted i 1989, og efterfølgende er Søerne indgået i det regionale tilsyn. I tabel 11.2 er angivet fysisk/kemiske parametre fra perioden 1989-1995.

## Søernes hydraulik

Indtil 1998 stod alle søbassiner i forbindelse med hinanden som forbundne kar. I forbindelse med anlæggelsen af Metroen blev rørføringerne ændret til deres nuværende form. Skt. Jørgens Søerne fremstår hydraulisk som blind ende i bassinsystemet, og stofbelastning til disse søer vil blive i bassinerne. Massebalancen vil således være afhængig af, hvor stor del af næringssaltene – primært fosfor – vil overgå i den immobile pulje. Det etablerede pumpesystem i indløbsbygværket for Ladegårds Å ved Peblinge Sø muliggør dog, at der i dag kan skabes en ensrettet vandbevægelse gennem de fem bassiner.

Der er fri gennemstrømning gennem Peblinge Sø og Sortedamssøerne videre mod Øresund (figur 11.2). I et "normalår" er der typisk ikke vandmængder til rådighed for gennemstrømning i perioden primo maj til medio september.

### 11.1 Beskrivelse af indgrebet

I 1999 vedtog Borgerrepræsentationen en vandområdeplan for De Indre Søer, hvori søerne blev udlagt med en generel målsætning med følgende målsætningskrav:

- Fosforkoncentration i tilløb: < 0,14 mg P/l.
- Gennemsnitlig sommersigt dybde (maj – september): 1,5 m, minimum 1 m.
- Arealdække af undervandsvegetation: 10 % (kravet gælder ikke for Skt. Jørgens Søerne).
- Variation (heterogenitet) i bredzonen: Øges.

Som grundlag for planen var primært en analyse af datagrundlaget stammende fra 1990'erne. Der blev anvendt en række statistiske modeller, der blev opsat i en matrix for Søerne som helhed og for de enkelte bassiner under forskellige hydrauliske præmisser og belastningsforhold.

Konklusionerne for denne analyse var klare: Alle søbassiner ville kunne opnå en ligevægts fosforkoncentration på 0,1 mg P/l i vandfasen, såfremt indløbskoncentrationen kunne holdes på < 0,14 mg P/l. Analyserne blev fortaget under forudsætning af en hydraulisk belastning på mellem 375.000 og 1.200.000 m<sup>3</sup>/år samt stofbelastning på mellem 0,01 og 0,3 mg P/l.

Analyserne viste ligeledes, at en "udskylning" af en eventuel intern belastning ville være vanskelig under det gældende hydrauliske regime. Data pegede imidlertid på, at der var potentielt store ækvivalentmængder i sedimentet og dermed en potentiel bindingskapacitet.

Analyseprocessen pegede på en række forhold, som forhindrede en hensigtsmæssig miljøtilstand i De Indre Søer. De væsentligste problemer var:

- En meget stor fiskebestand af karpfisk samt en lille bestand af rovfisk.
- Geddebestanden vurderedes til at være minimal, og aborrebestanden bestod af få og små individer.

- Sigtdybden var betydeligt lavere end forventet jf. sammenhængen med fosfor og sigtdybde for repræsentative danske søer.
- Algeopblomstringer i sommerperioden.
- Undervandsvegetationen var ikke eksisterende.
- Bredzonen var ikke biologisk funktionel i Peblinge Sø og Sortedams-søerne, og sparsom i Skt. Jørgens Søerne.
- Periodevis lave ilt koncentrationer og intern stofbelastning fra sedimentet.

Analysen udmundede i følgende anbefalinger til indgreb og aktiviteter til opfyldelsen af den generelle målsætning:

1. Reducering af indløbskoncentrationen af fosfor.
2. Opfiskning af karpefisk.
3. Begrænsning af rekruttering til bestanden af karpefisk.
4. Udsætning af rovfisk.
5. Reetablering af undervandsvegetation.
6. Forøgelse af heterogeniteten i bredzonen.
7. Begrænsning af den interne belastning fra sedimentet.
8. Ændring af gennemstrømningsforholdene.

Som udgangspunkt forventedes det, at kravet til indløbskoncentration af fosfor kunne overholdes ved præcis styring af vandtilledningen i vinterperioden. I 1999 åbnedes en anden teknologisk mulighed, idet der kunne opsættes et mobilt renseanlæg ved Emdrup Sø. Forsøg havde vist, at anlægget kunne rense søvand for fosfor til en koncentration på 0,05 mg P/l. Anlægget skulle samtidig rense vandet i Emdrup Sø, når der ikke var vandtilledning til Søerne.

Efter etableringen af renseanlægget bevilgede Borgerrepræsentationen 12,3 mio. kr til biomanipulation af De Indre Søer, således at søerne inden for en fem års projekt ville kunne opfylde den udlagte målsætning.

Det korte tidsperspektiv for projektet betød, at en række af ovenstående aktiviteter (2-6) blev igangsat simultant for at tage højde for de forskellige muligheder for biologisk træghed, som kunne opstå i søsystemet. Aktiviteterne i forhold til sedimentet samt ændring af gennemstrømningsforhold skulle afvente resultaterne fra de øvrige aktiviteter, idet der ved projektets start var tvivl om disse to indgrebs operationalitet, såvel teknisk som funktionelt.

## 11.2 Effekter af indgrebet

Projektet blev igangsat i marts 2002 og afsluttes ved udgangen af 2006. Projektet er på nuværende tidspunkt under evaluering, og nedenstående konklusioner er derfor ikke endelige.

Projektets enkelte aktiviteter er løbende blevet evalueret inden for et givent år. Der er blevet opsat evalueringsprogrammer for aktiviteterne samt et monitoringsprogram for biologiske og kemiske forhold (tabel 11.3).

**Table 11.3** Evaluerings- og monitoringsprogram (antal/år) for aktiviteterne i projektperioden 2002 – 2006.

Aktivitet/år	2002	2003	2004	2005	2006
Eval. af opfiskning	1	1	1	1	1
Eval. af geddeudsætning	6	6	(6)	(6)	(6)
Sedimentundersøgelse/frigivelse		1*		1*	
Zooplankton-Fytoplankton	6*	6*	6*	6*	6*
Invertebrate benthos		1*	1*		
Kemisk/fysisk	6	6	6	6	6

\*) Prøvetagninger kun foretaget i Skt. Jørgens Sø, syd; Peblinge Sø og Sortedamssø, nord.

I 2005 og 2006 er der opsat en dynamisk eutrofieringsmodel baseret på massebalance af fosfor. Endvidere er der i 2006 opsat en model for opblandingsforhold i vandmassen for den nordlige del af Skt. Jørgens Sø.

Den fysisk/kemiske monitoring opfatter følgende parametre: sigt- og bunddybde, ilt (overflade/bund), temperatur (overflade/bund), pH, total-P, ortho-P, total-N, NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub>, ammonium, Fe, suspenderet stof, glødetab og chl.a.

### Opfiskning

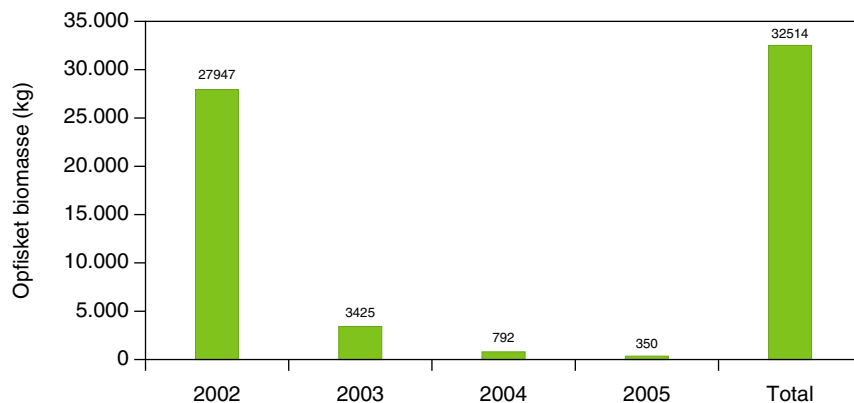
Ved projektets start blev der foretaget en vejledende fiskeundersøgelse, der sammen med fiskeundersøgelserne fra '93 og '95 anslog fiskebestandens størrelse i de fem søbassiner til ca. 28 tons, hvor ca. 90 % var karpefisk – primært skalle og brasen. Aborrebestanden var fåtallig og bestod hovedsagelig af små individer (< 10 cm). Geddebestanden vurderedes til at være yderst sparsom.

På grund af søernes rektangulære form blev vodfiskeri anvendt som metode; derudover blev der fisket med gællenet og bundgarn i karpefiskernes gydeperiode.

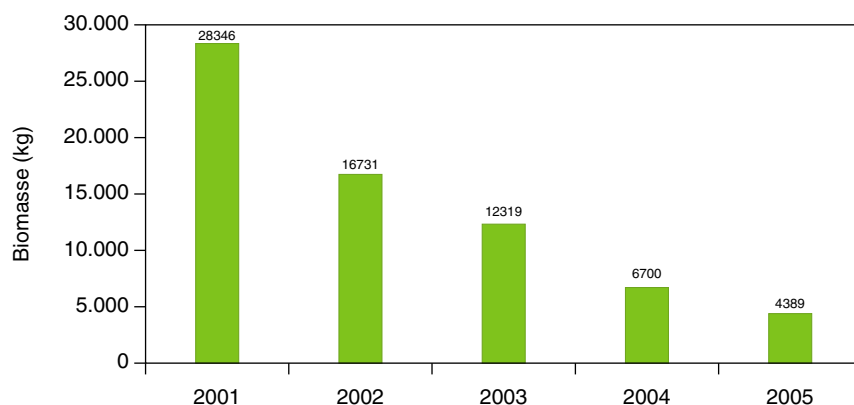
Det var strategien at fjerne 85-90 % af den stående karpefiskebestand i løbet af to år. På grund af meget fast affald (f.eks. cykler m.m.) kom vodfiskeriet først i gang i Peblinge og Sortedamssøerne i løbet af sommeren 2002. I Skt. Jørgens Søerne forløb fiskeriet planmæssigt.

Ved udgangen af 2002 var der fjernet 27,5 tons karpefisk fra de fem søbassiner. På figur 11.3 vises den opfiskede biomasse af karpefisk i perioden 2002-2005, figur 11.4 viser størrelsen af den estimerede fiskebestand bestemt ved evalueringfiskeriet i august/september. I 2006 er der i alt opfisket ca. 33 tons karpefisk fra søerne.

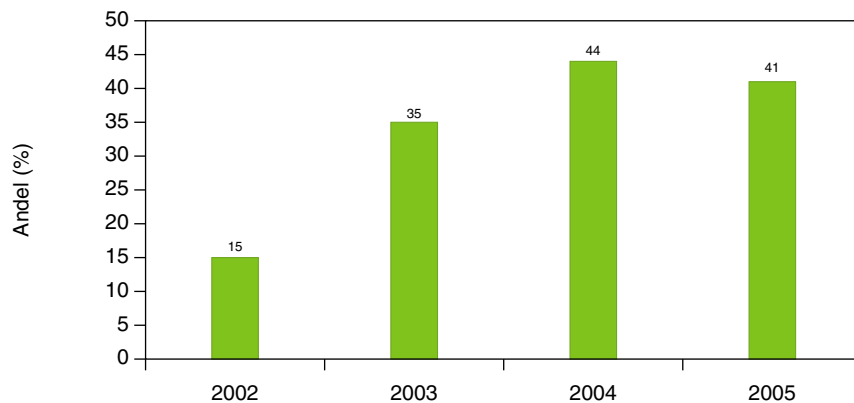
**Figur 11.3** Opfisket biomasse af fredfisk i perioden 2002-2005.



**Figur 11.4** Biomassen af fredfisk i De Indre Søer estimeret i projektperioden 2002-2005.



**Figur 11.5** Den procentuelle andel af rovfisk i fiskebestanden for projektperioden 2002-2005.



Det var forventet, at hvis opfiskningen foregik tilstrækkelig effektivt, ville aborrebestanden ændre struktur, således at der ville være flere og større fisk. På figur 11.5 vises rovfiskenes (primært aborrer) andel af den samlede fiskebestand i perioden 2002-2005. Det fremgår, at allerede i 2003 responderede bestanden positivt og udgjorde ca. 35 % af fiskebestanden, derudover var ca. halvdelen af aborrerne større end 10 cm. I 2005 udgjorde aborrebestanden ca. 41 % af den samlede fiskebestand. Hovedparten af aborrerne var på dette tidspunkt større end 10 cm.

#### Udsætning af gedder

Opfiskning med vod betød, at karpfisk mindre end 6 cm ikke ville blive fisket effektivt. Som udgangspunkt var det forventet, at aborrebestanden



ville respondere positivt på opfiskningen, men det var uvist, hvor hurtigt og i hvor stort omfang aborrebestanden kunne nå at blive piscivor.

Da de små karpfisk har et potentielt stort vækst- og rekrutteringspotentiale, blev det valgt at udsætte geddeyngel (4-6 cm) i alle søbassinerne, hvilket gav mulighed for tidligt i projektforløbet at regulere/begrænse rekrutteringen af karpfisk til den voksne bestand (> 0+). Det var på forhånd klart, at den eksisterende geddebestand var meget lille. Udsætningen af geddeyngel skulle ligeledes fungere som bestandsophjælpning.

I 2002 og 2003 blev der udsat hhv. 50.000 (1.000/ha.) og 70.000 (1.500/ha.) stk. geddeyngel i de fem søbassiner. Før udsætningerne var der udlagt en række kunstige skjul i form af nåletræer.

Den efterfølgende dødelighed var, især i Peblinge og Sortedams Sø, meget høj. I Skt. Jørgens Søerne slog geddeudsætningerne derimod godt an. I så høj grad, at der i 2004 kunne konstateres en selvreproducerende bestand, og siden 2003 har der ikke været udsat geddeyngel i Skt. Jørgens Søerne. En væsentlig årsag til udsætningens succes i de sidstnævnte søer tilskrives den eksisterende bredzone. Selv om bredzonen i Skt. Jørgens Søerne kun strækker få meter ud søen, er den bevokset med rørskov, vandpileurt samt diverse siv og star arter. I modsætning hertil er der ingen biologisk funktionel bredzone i Peblinge Sø og Sortedamssøerne: Her udgøres bredzonen af en vegetationsløs stensætning, og indtil 10 m fra bredden består søbunden af grus og sand.

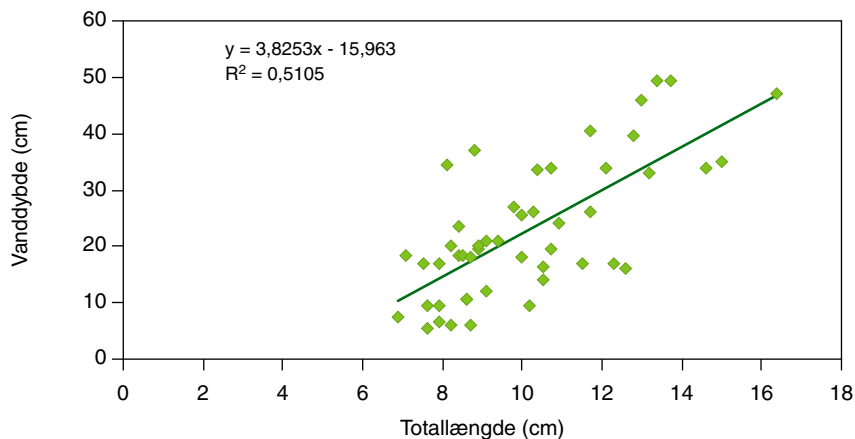
I Skt. Jørgens Søerne var det endvidere muligt at placere de kunstige skjul tættere på bredden end i de øvrige søer, hvilket gav geddeynglen mulighed for både at udnytte bredzonen og de kunstige skjul som habitat og opvækstområde.

Resultaterne fra 2002 og 2003 pegede på, at overlevelsen af geddeyngel var tæt korreleret til skjul og lavt vand. For at forbedre rekrutteringsforholdene i Peblinge og Sortedamssøerne blev der i 2004 etableret seks kunstige lavvandsområder. Hvert område var 50 m<sup>2</sup> og var anlagt således, at der var fem cm dybt ved bredden og 50 cm dybt 10 m fra bredden. Substratet bestod af bakkegrus og var belagt med gran som skjul. På hvert område blev der udsat ca. 70 stk. geddeyngel.

På disse områder forbedredes overlevelsen af geddeyngel 40 gange i forhold til estimaterne for søerne de tidligere år. Endvidere viste det sig, at der var positiv korrelation mellem vanddybden og geddernes længde i størrelsesintervallet 4 til 16 cm; større gedder syntes at tabe affiniteten for vanddybde og forlod lavvandsområderne (figur 11.6.).

I forlængelse af disse resultater blev der 2005 etableret et lavvandsområde i den nordlige Sortedamssø tilplantet med naturlig bredvegetation. Resultaterne for 2005 og 2006 viser, at gedder anvender dette område til både gydning og op-vækst. I efteråret 2006 er der blevet etableret yderligere tre lavvandsområder for derigennem at styrke reetableringen af en selvreproducerende geddebestand.

**Figur 11.6** Totallængden af geddeyngel korreleret med fangstdybde på lavvandsområder i De Indre Søer.



### Udvikling i sigtdybde

Sigtdybden i alle søbassiner forbedredes i løbet af 2002. Skt. Jørgens Søerne responderede næsten øjeblikkelig på fiskeriet med en forbedret sigtdybde (3-4 m) allerede i maj og juni dette år (figur 11.7.).

Peblinge Sø og Sortedamssøerne responderede langsommere, sandsynligvis fordi opfiskningen kom senere i gang. Først i oktober forøgedes sigtdybden, således at der blev sigt til bunden. Efterfølgende har der med meget få undtagelser været sigt til bunden i disse tre søbassiner (figur 11.8 & bilag B).

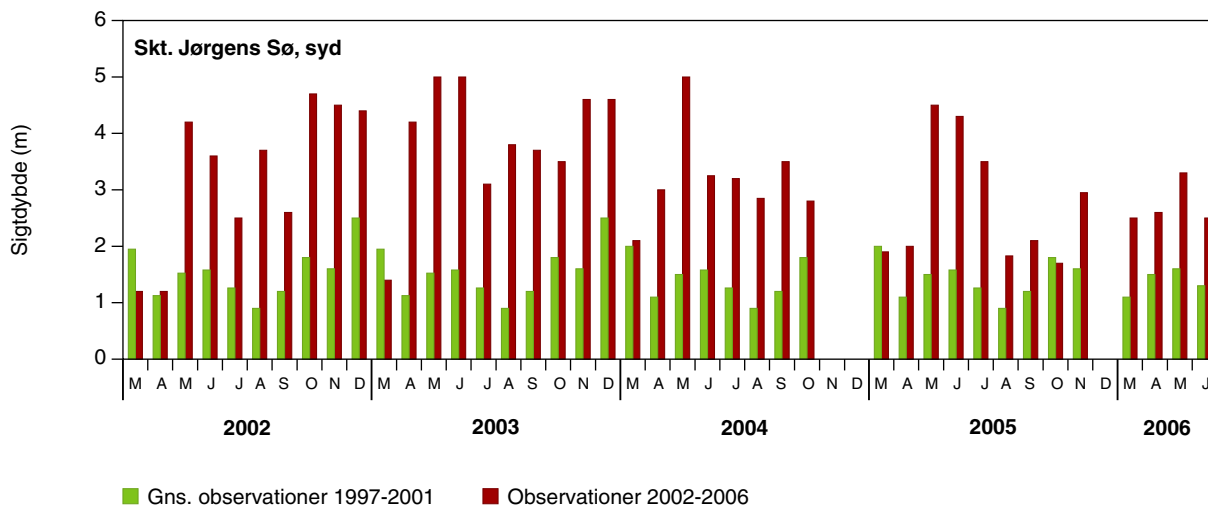
I juli 2002 fandt en voldsom regnhændelse sted, og på grund af en fejl blev der ledt vand til den nordlige del af Skt. Jørgens Sø i forbindelse med store aflastninger til Utterslev Mose/Emdrup Sø. Det blev anslået, at ca. 40 kg fosfor var blevet tilført søen i løbet af en kort periode.

Effekten på sigtdybde og næringssaltkoncentrationer var øjeblikkelig (bilag B). Denne belastning har klart sat et negativt præg på søens dynamik de efterfølgende år. Trods en øget opfiskningsindsats har det været svært såvel at opretholde en god sigtdybde som at begrænse rekrutteringen af karpefisk.

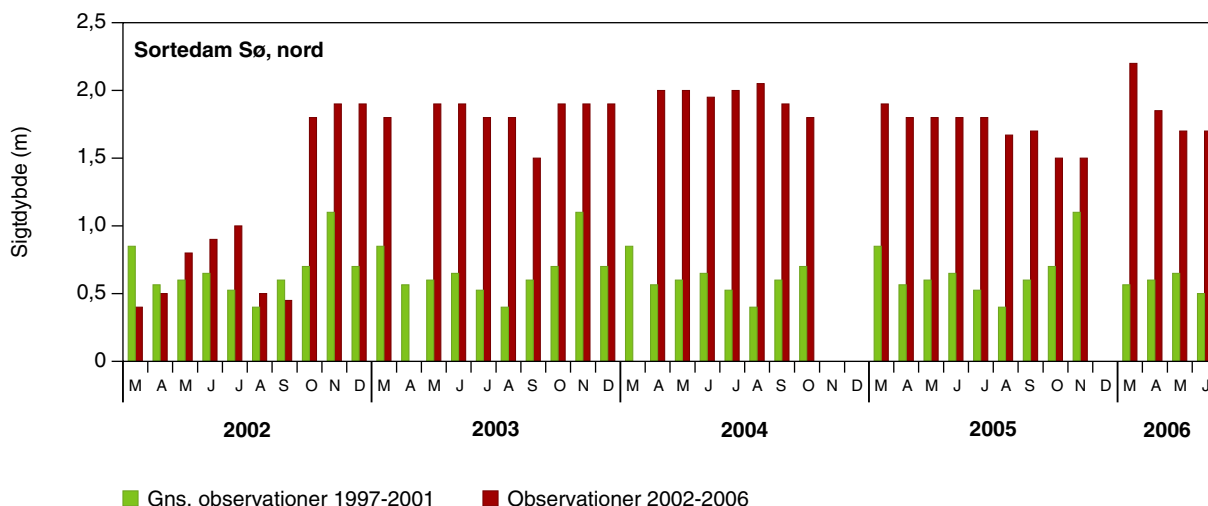
Fosforkoncentrationen i søen er imidlertid faldet gennem projektperioden, og i 2005 og 2006 synes det igen at være muligt at opretholde længerevarende perioder med stor sigtdybde og lave fosforkoncentrationer.

Den sydlige del af Skt. Jørgens Sø har gennem projektperioden opretholdt generelt store sigtdybder varierende mellem 1,8 og 5 m (figur 11.7) og lave fosforkoncentrationer (bilag B).

Overordnet set må det konkluderes, at den opnåede sigtdybde er langt større end estimeret gennem modellering før projektets start.



**Figur 11.7** Målinger af sigt dybden i Skt. Jørgens Sø, syd i projektperioden 2002-2006 sammenlignet med månedsgennemsnit af sigt dybden for den enkelte måned i perioden 1997-2001



**Figur 11.8** Målinger af sigt dybden i Sortedamssø, nord i projektperioden 2002-2006 sammenlignet med månedsgennemsnit af sigt dybden for den enkelte måned i perioden 1997-2001

### Udviklingen i undervandsvegetation

Ved projektets start var det uvist, hvilken effekt en forbedret sigt dybde ville have på udviklingen af undervandsvegetationen. Der havde ikke været konstateret vegetation i Søerne siden 1991, og det var usikkert, om der var en tilstrækkelig stor og funktionel frøbank til stede i Søerne. Med undtagelse af Damhussø er de opstrømsbeliggende søer og vandløb yderst vegetationsfattige, så en spredning herfra var tvivlsom.

Græsningstrykket fra fugle vurderedes til at være stort sammenlignet med en normal dansk sø, da fuglebestanden er stor, primært på grund af beskyttelse og fodring. Især svaner og blichøns forventedes at kunne græsse hårdt på nye skud og planter. Græsning fra større karpefisk kunne ligeledes være betydende.

I 2002 blev der anlagt en række netbure, hvor en udplantet vegetation var beskyttet mod fisk og fugle. Det var hensigten, at disse områder skulle fungere som refugier for planterne og således være områder, hvorfra vegetationen kunne brede sig afhængigt af udviklingen i sigt dybden.

Denne aktivitet viste sig imidlertid at være overflødig, idet vegetation etablerede sig hurtigt og spredte sig i Peblinge Sø og Sortedamssøerne (tabel 11.4.) i løbet af sommeren 2003.

**Tabel 11.4** Udviklingen i undervandsvegetation estimeret ved relativt plantefyldt volumen og dækningsgrad i juni og august i perioden 2003-2005.

Relativt plantefyldt volumen (% af vandsøjle)						
	Juni 2003	August 2003	Juni 2004	August 2004	Juni 2005	August 2005
Peblinge Sø	2,4	7,9	16,4	25,8	29,3	30,3
Sortedam syd	4,3	16,0	24,7	21,7	50,3	36,9
Sortedam nord	3,9	16,1	14,2	15,4	14,3	25,0
Dækningsgrad (% af søbund)						
	Juni 2003	August 2003	Juni 2004	August 2004	Juni 2005	August 2005
Peblinge Sø	5,7	8,6	40,6	54,3	66,1	65,9
Sortedam syd	5,4	16,2	24,7	21,8	68,5	48,0
Sortedam nord	12,6	34,1	66,8	42,7	76,8	73,9

Siden 2003 har plantesamfundet vist en stadig stigende dækningsgrad samt et øget plantefyldt volumen. Successionen har været voldsom og forventes på nuværende tidspunkt ikke at være færdig. Der er i de seneste år konstateret mindst otte arter af undervandsvegetation i Søerne. De dominerende arter har været: kruset vandaks, børstebladet vandaks, butbladet vandaks, aks-tusindblad, vandkrans, vandpest samt kransnålalger.

I Skt. Jørgens Søerne var det ikke forventet, at der ville kunne etableres en undervandsvegetation – hovedsagelig på grund af disse søers dybder og de sigtdybder, der forventedes at kunne opnås ved restaureringen. Lysforholdene er imidlertid blevet betydeligt forbedret end først antaget. Indtil 2004 var vegetationen dog yderst sparsom, men siden er mængden af undervandsvegetation øget hvert år. Vegetationen er særlig etableret ved foden af skrænterne mod dybt vand. Som væsentlige arter er der konstateret: kruset vandaks, børstebladet vandaks samt kransnålalger.

#### **Belastningsforhold i projektperioden samt udvikling af fosforkoncentrationerne i søerne**

Den eksterne belastning i projektperioden har været begrænset. For det første har der været en række hydrauliske driftsforstyrrelser, f.eks. har det i perioder ikke har været muligt at rense vandet fra Emdrup Sø tilstrækkeligt, så det kunne ledes til Søerne. Endvidere har det i lange perioder ikke været tilstrækkelig meget vand i søsystemet, så det kunne ledes til Søerne. Søerne har hovedsageligt modtaget vand i korte perioder i løbet af vinterperioden.

Stofbelastningen har ligeledes været begrænset, men det skal dog ses i lyset af, at søernes i samme periode har haft en meget høj opholdstid, da meget lidt vand har forladt søerne. I tabel 11.5 er angivet både den estimerede stofbelastning og den hydrauliske belastning.

**Tabel 11.5** Hydraulisk belastning og fosforbelastning samt fraførsel i perioden 2002-2005.

	Samlet vand- tilledning (m <sup>3</sup> )	Samlet tilledning fosfor (kg)	Resulterende ind- løbskoncentration i fosfor (mg/l)	Samlet vand- fracørsel (m <sup>3</sup> )	Samlet fraførsel fosfor (kg)
2002	1.248.252	89,9	0,072	683.991	84,5
2003	1.148.865'	81,5	0,070		
2004	217.906	10,7	0,049		
2005	235.002	11,1	0,047		

\*) 2003 er sandsynligvis overestimeret med op til 50 %

Det var forventet, at den interne belastning ville spille en væsentlig rolle i Skt. Jørgens Søerne på grund af disse søers belastnings historie, hydraulik og morfometri. Søerne danner ikke et stabilt springlag, men stratificerer svagt, dog så længe at ilt forholdene i nederste 1-1½ m i vandsøjlen kan blive stærkt forringet.

I Peblinge Sø og Sortedamssøerne var det forventet, at den interne belastning ville blive reduceret i forbindelsen med projektet.

Bilag B viser udviklingen i vandfasens koncentration af fosfor i løbet af projektperioden. Generelt er fosforindholdet faldet i alle søer med undtagelse af den nordlige del af Skt. Jørgens Sø. I denne sø kan resultatet af fosfortilførslingen i 2002 tydeligt ses. Efterfølgende har fosforkoncentrationen i denne sø været jævnt faldende.

I modsætning til det generelle billede er der hvert år i perioden august/september set en stor stigning i fosforkoncentrationen i vandfasen stammende fra en intern belastning. På nuværende tidspunkt er det ikke endeligt afklaret, hvorvidt denne belastning sker under aerobe eller anaerobe forhold, samt i hvilken udstrækning den er koblet til andre fysisk/kemiske eller biologiske forhold. Fosfordynamikken i sedimentet synes umiddelbart at være forskellig for de enkelte søbassiner, men koblet til en kombination af iltforhold, pH, temperatur og vækstdynamik i undervandsvegetationen.

Fosforstigning i vandfasen i eftersommeren hænger sammen med en stigning i orthofosfat, hvilket peger på, at Søerne i eftersommeren er græsningsstyret og/eller kvælstofbegrænset.

Data vedrørende zoo- og phytoplankton samt invertebrat benthos er på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt færdigarbejdet til at medtage i dette skrift.

### 11.3 Konklusioner

De Indre Søer i København har overordnet set responderet på restaureringen som forventet. Typisk har responsen i det biologiske system været hurtige og større, end hvad der kunne estimeres, før indgrebet blev iværksat.

En meget effektiv opfiskning medførte, at det hurtigt blev opnået en klarvandsfase, der betød, at såvel aborrebestanden som undervandsvegetationen hurtigt reetablerede sig. En egentlig træghed har således ikke

kunnet konstateres. I Skt. Jørgens søerne har etableringen af undervandsvegetation imidlertid været langsommere.

I projektperioden har belastningen været mindre end planlagt jf. målsætningskravene. Imidlertid er der intet i de nuværende analyser af søernes dynamik, som peger på, at resultaterne ville have været anderledes, hvis vand- og stoftilledningen har været i overensstemmelse med plangrundlagets krav om fosforbelastning.

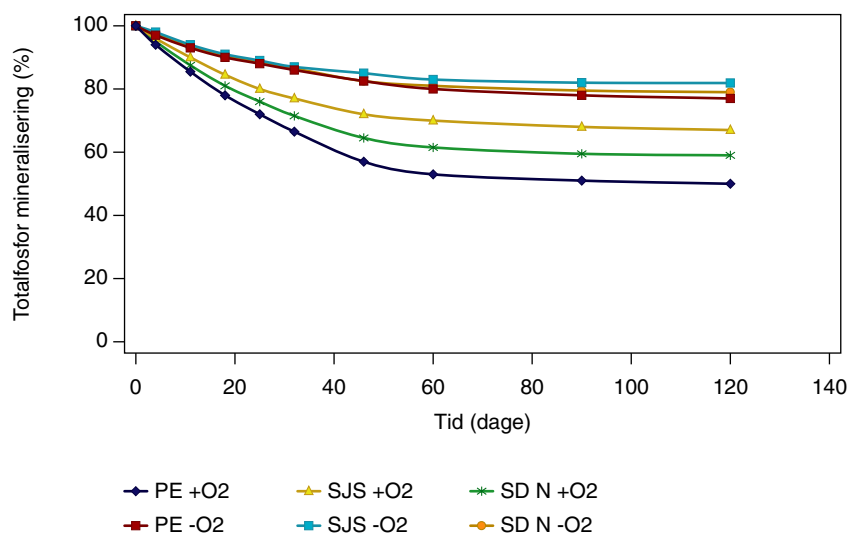
Den lille eksterne belastning har muliggjort bedre fokus på dynamikken og forholdene, som ligger til grund for den interne belastning. Fosforfrigivelsen fra sedimentet, og hvordan denne kommer til udtryk i en stigning i fosforkoncentrationen i vandfasen, er yderst dynamisk og synes umiddelbart at være forskellig for de enkelte søbassiner. Det forventes, at dette års analyser og forsøg kan bringe yderligere klarhed over forholdene.

De foreløbige resultater fra mineraliseringsforsøgene er vist i figur 11.9. Mineraliseringen af sedimentets fosforpulje er størst under aerobe forhold, og der findes ikke tilstrækkelig med bindingsækvivalenter til at forhindre en diffusion. Resultaterne er efterfølgende blevet anvendt i modellering. Modelkørslerne peger på følgende sammenhænge i sedimentfrigivelsen til Peblinge Sø og Sortedamssøerne: Den ændrede biologiske struktur og tilstedeværelsen af undervandsvegetation har overordnet betydet, at iltf forholdene i sedimentet er forbedret. Dette har medført en forøget mineralisering og frigivelse af fosfor. Indtil august/september "buffer" undervandsvegetationens vækst og fosforoptag for den øgede frigivelse, således at den ikke bliver realiseret i vandfasen. I eftersommeren falder væksten i undervandsvegetationen. Metabolismen er dog stadig høj, og der opstår på dette tidspunkt anaerobe forhold i sedimentet, og frigivelsen falder. Undervandsvegetationens fosforoptag er imidlertid faldende og "buffer" ikke længere for frigivelsen, hvorfor der sker en opkoncentrering af fosfor i vandfasen.

For så vidt angår Skt. Jørgens Søerne synes vandtemperaturen og opblandingsforholdene at være afgørende for fosfordynamikken i sommerperioden.

Samlet set vurderes den interne belastning og dennes dynamik i dag at være den største trussel mod de opnåede resultater.

**Figur 11.9** Foreløbige resultater af langtidsmineraliseringsforsøg på sedimentkerner fra Skt. Jørgens Sø (SJS), syd, Peblinge Sø (PE) og Sortedamssø (SD), nord, i 2005 hhv. under aerobe og anaerobe forhold. 100 % angiver den totale fosformængde i sedimentet ved forsøgets start.



## 11.4 Opfølgning

Projektet afsluttes ved udgangen af 2006, og søerne vil herefter overgå til kommunal drift. I forbindelse med af slutningen af projektet bliver det anbefalet at fortsætte med den nuværende fysisk/kemiske monitorering. Der bør endvidere som minimum ske en årlig monitorering af undervandsvegetationen i perioden juni/juli samt en opfølgende befiskning af Søerne hvert tredje år.

En sådan opfiskning bør kun ske i Peblinge Sø og Sortedamssøerne i tilfælde af, at tilstedeværelsen af undervandsvegetation falder signifikant, eller der i sommerperioden ikke konstateres sigtgybder større end 1 m.

## 11.5 Udvalgte referencer

Aquasim. Matematisk - økologisk modellering af De Indre Søer i København: Sankt. Jørgens Sø, Peblinge Sø, Sortedams Sø, 2006 (in prep).

Aquasim. Matematisk - modellering af opblandingsforhold i vandmassen i Skt. Jørgens Sø, 2006 (in prep.).

Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri. Evaluering af geddeudsætninger: Enkeltrapper fra: 2002, 2003, 2004 og 2005.

DHI. De Indre Søer i København: Sankt. Jørgens Sø, Peblinge Sø, Sortedams Sø. Miljøtilstand 1989-1995, 1996.

Fiskeøkologisk Laboratorium. Fiskebestanden i De Indre Søer, 1995.

Fiskeøkologisk Laboratorium. Evaluering af opfiskning i De Indre Søer. Enkeltrapper fra: 2002, 2003, 2004 og 2005.

Hedeselskabet. Vurdering af udbredelse af undervandsvegetation i De Indre Søer. Enkeltrapper fra: 2003, 2004 og 2005.

Københavns Kommune, Miljø- & Forsyningsudvalget. Vandområdeplan for De Indre Søer: Sankt. Jørgens Sø, Peblinge Sø, Sortedams Sø, 1999.

Københavns kommune. Evaluering af udplantning af vegetation på udvalgte områder samt udvikling af undervandsvegetation i De Indre Søer, 2004.

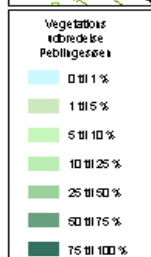
Mohr og Markmann. Fiskebestanden i De Indre Søer: Sankt. Jørgens Sø, Peblinge Sø, Sortedams Sø. Orienterende rapport, 1992.

Odense Universitet, Biologisk institut: Sedimentforhold i De Indre Søer; 2004.

Odense Universitet, Biologisk institut: Aerob og anaerob frigivelse fra sedimentkerner ved langtidsforsøg, 2006 (in prep).

Stadsingeniørens Direktorat, Afløbskontoret. De Indre Søer: Sankt. Jørgens Sø, Peblinge Sø, Sortedams Sø. Biologisk tilstand, statusrapport, 1991.

**Bilag A** Kort over udbredelsen af undervandsvegetation i Peblinge Sø og Sortedamssøerne i august 2005.



Sag: **Vegetationsundersøgelser**  
**De indre søer 2005**

Emne: Vegetationsudbredelse i Peblingesøen august 2005

Sag nr.: 362.05.331

Måleperiode: Kystsystem

Miljø- og Energi selskab for Marin og Naturland Ringstedvej 20 4000 Roskilde

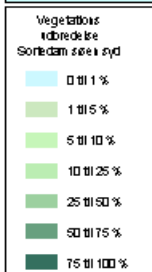
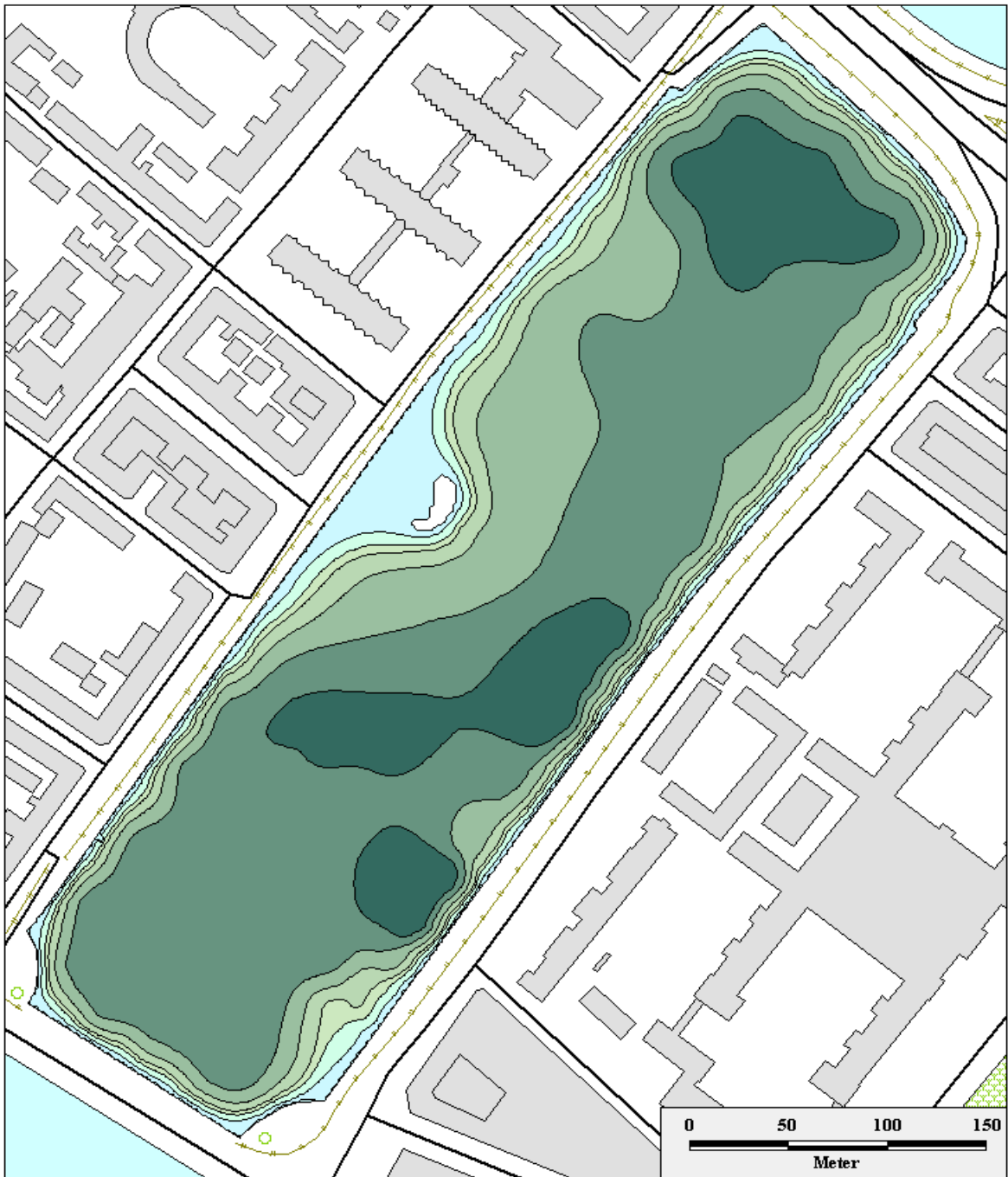
Telefon: 46 30 03 10  
Telefax: 46 30 03 11  
me-ros@hedeselskabet.dk

Dato:	Sagsansvarlig:	Projektant:	Tegner:	Kontorl.:	Godkendt:	In. gn. nr.:	Ruv.:
17. aug. 2005	EVE	EVE	HLV			01	01

Grundmateriale © anvendt i henhold til aftale jvf. Skovlovsbekendtgørelse 7. bil. på brugernes foranstaltninger brug nr. 55-10-01

**HEDESELSKABET**





Sag: **Vegetationsundersøgelser**  
**De indre søer 2005**

Emne: Vegetationsudbredelse i Sortedamseøen Syd august 2005

Sag nr.: 362.05.331

Målformål	Kortnavn

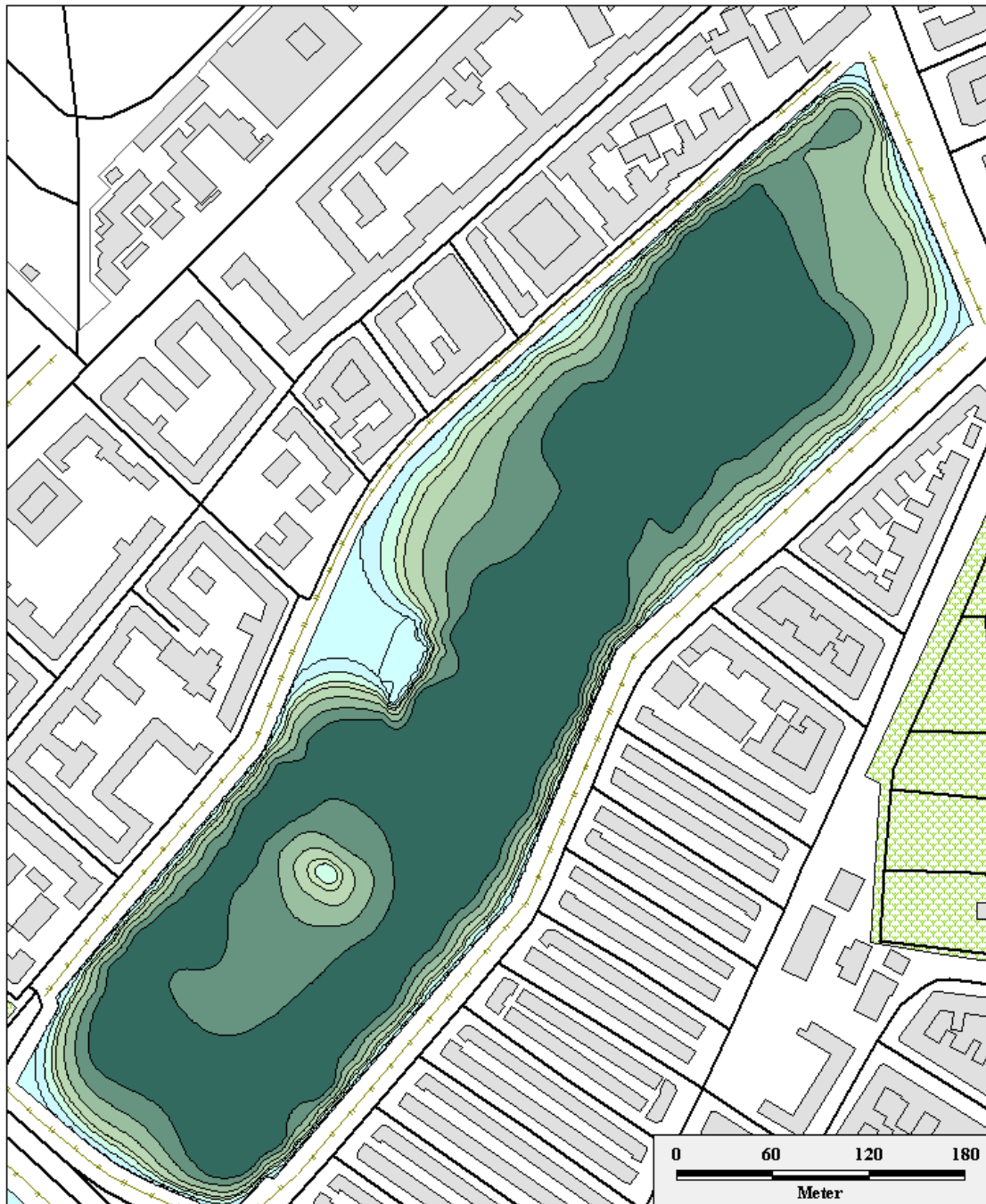
Dato	Sagsansvarlig	Projektleder	Tegner	Kontor	Godkendt	Tegn. nr.	Korr.
16. aug. 2004	EJE	EJE	HLY			01	01

Grundmateriale © ammentilstand til aftryk jmf. Statskøbsreguleringen J.Nr. på brugsmålemløse brugsmålemløse 55-10-01

**HEDESELSKABET**

Miljø- og  
Energi  
Afd. for Marin  
og Fiskebrug  
Kingsdvej 20  
4000 Roskilde

Telefax: 46 30 03 10  
Telefax: 46 30 03 11  
me-ros@hedeseelskabet.dk



Vegetations  
ubredelse  
Sortedam søer nord

0 til 1 %
1 til 5 %
5 til 10 %
10 til 25 %
25 til 50 %
50 til 75 %
75 til 100 %

Sag: **Vegetationsundersøgelser**  
**De indre søer 2005**

Emne: Vegetationsubredelse i Sortedam søer Nord august 2005

Sag nr.: 362.04.324

Måle metode: Ecolysium

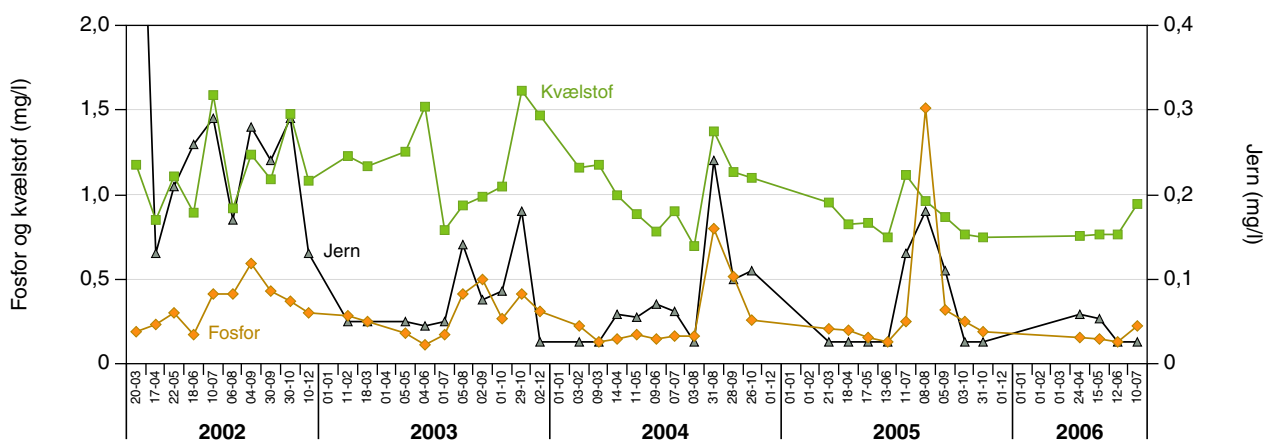
Date: 17. aug 2005    Sag ansvarlig: EJE    Projektant: EJE    Tegner: HLY    Kontrol:    Godkendt:    Teg. nr.: 01    Rev.: 01

Miljø- og Energi selskabet A/S for Marin og Fiskebrand  
Eingavevej 20  
4000 Roskilde

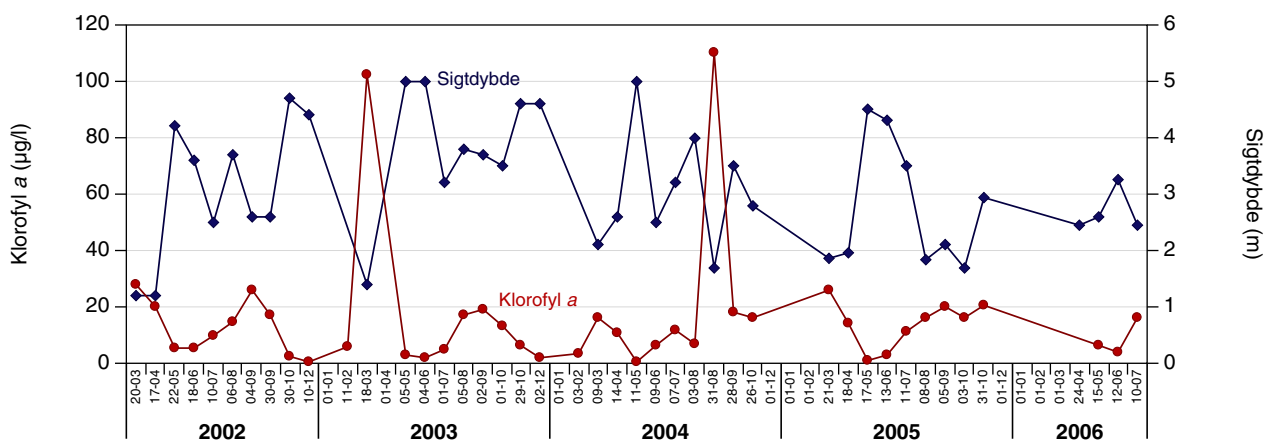
Telefon: 46 30 03 10  
Telefax: 46 30 03 11  
me-ros@vedeselekskabet.dk

Grundmateriale © ammentribehold til afvikling af  
Statistikundersøgelse i 1. Nr. på brug af formidlings brug nr: 55-10-01 **HEDESELSKABET**

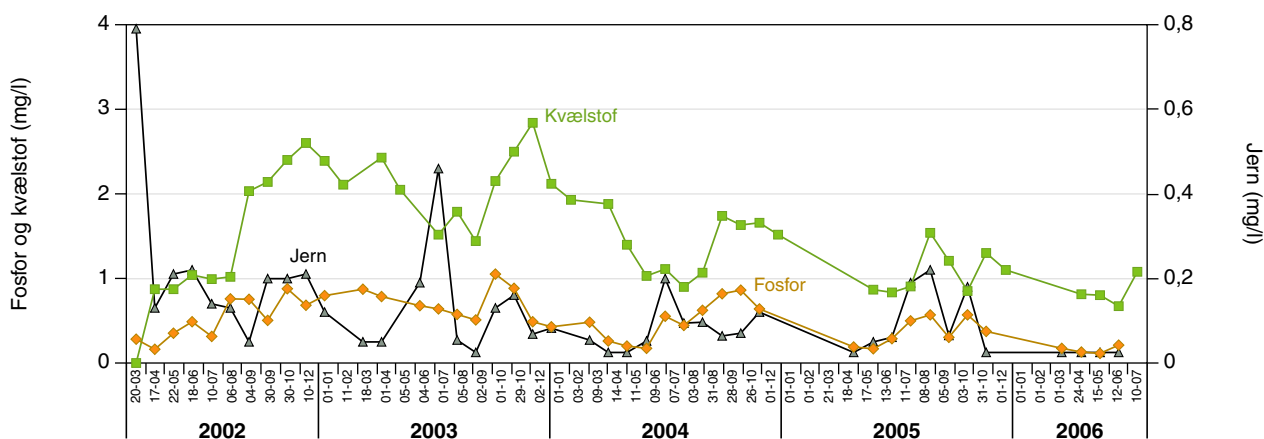
**Bilag B** Udvalgte fysisk/kemiske målinger fra projektperioden 2002-2006 for de fem søbassiner.



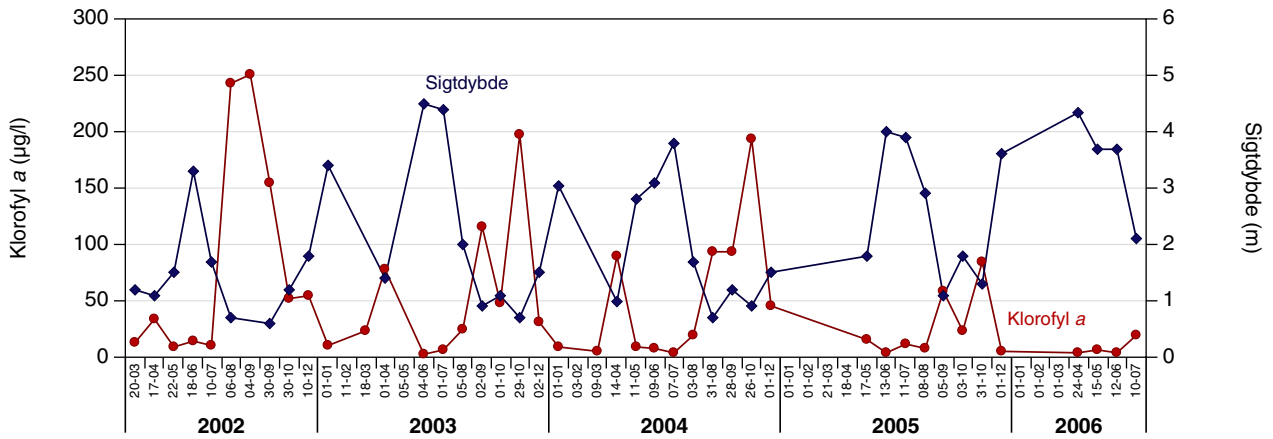
**Skt. Jørgens Sø, syd:** Kvælstof (grøn), fosfor (gul) og Fe (blå).



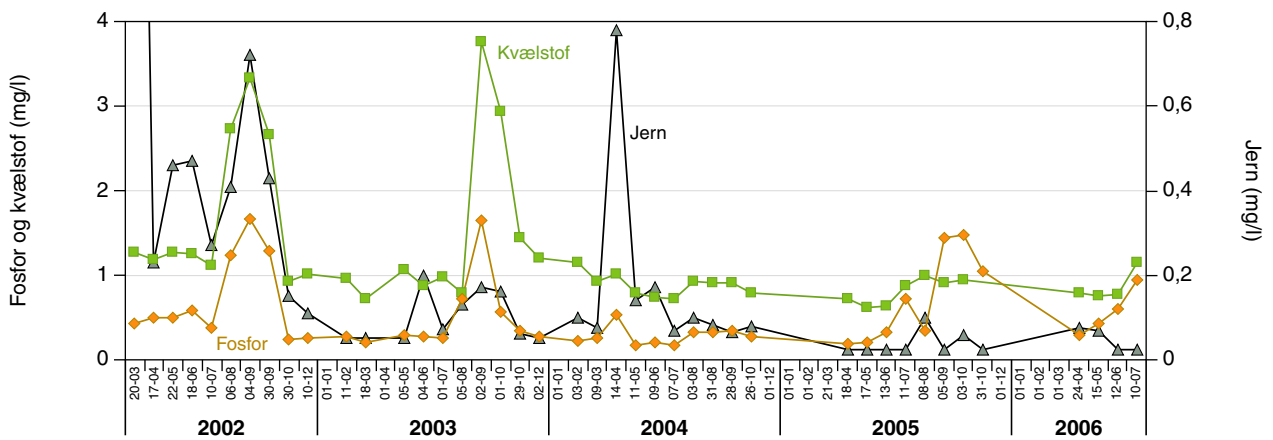
**Skt. Jørgens Sø, syd:** Chl.a (rød) og sigtedybde (blå).



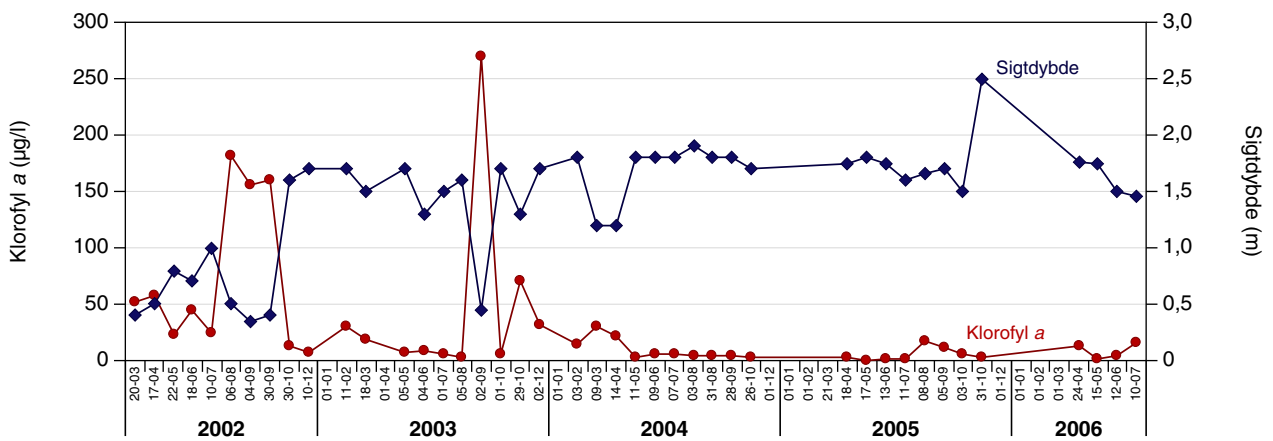
**Skt. Jørgens Sø, nord:** Kvælstof (grøn), fosfor (gul) og Fe (blå).



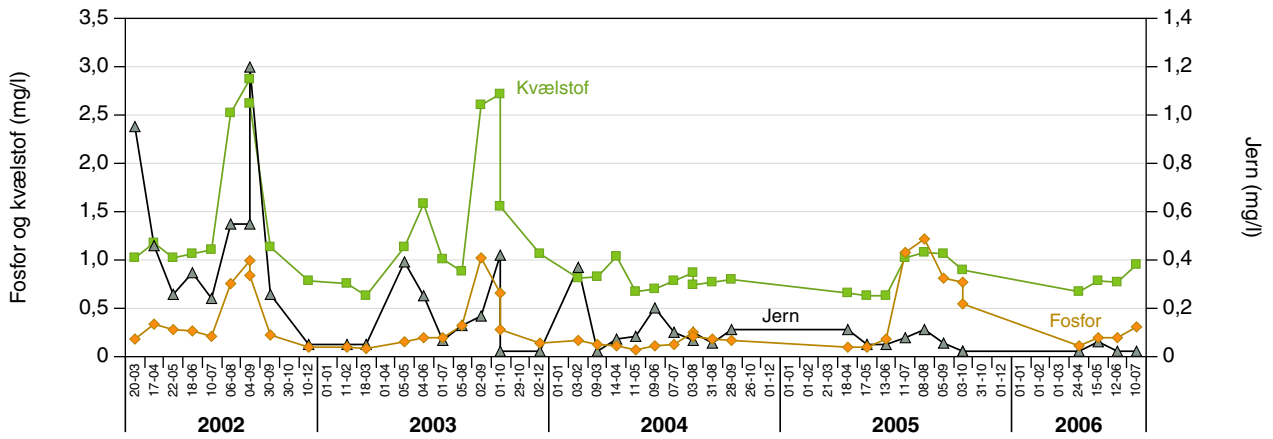
Skt. Jørgens Sø, nord: Chl.a (rød) og sigt dybde (blå).



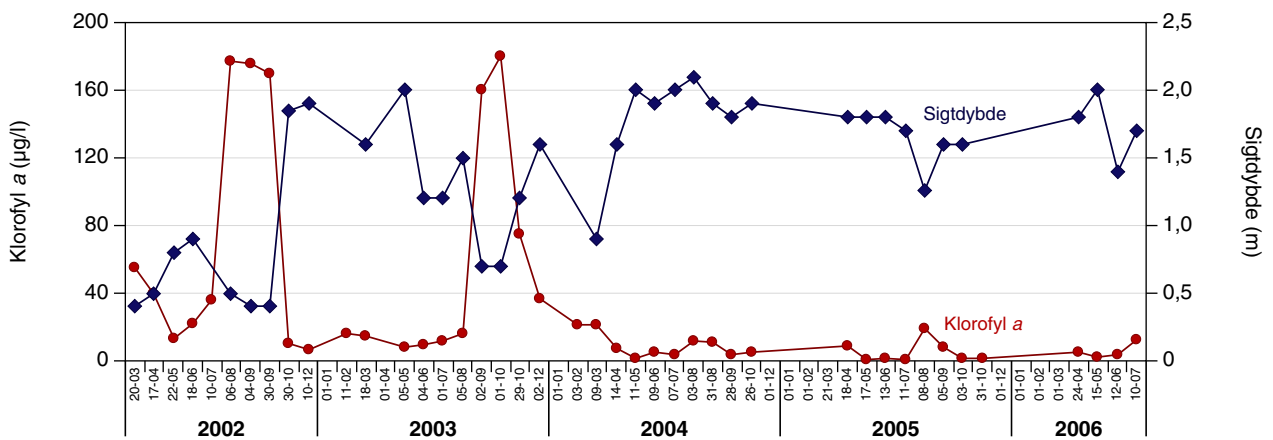
Peblinge Sø: Kvælstof (grøn), fosfor (gul) og Fe (blå).



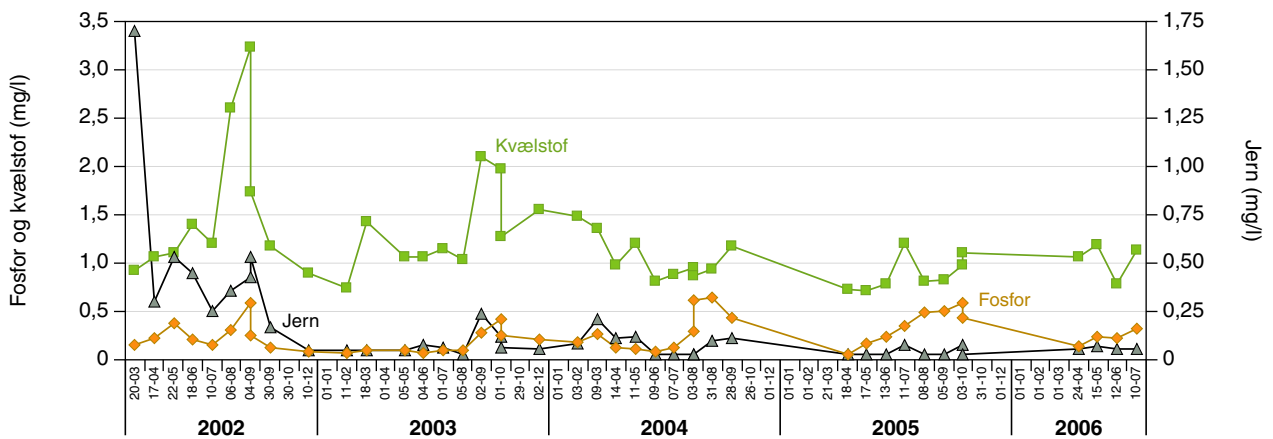
Peblinge Sø: Chl.a (rød) og sigt dybde (blå).



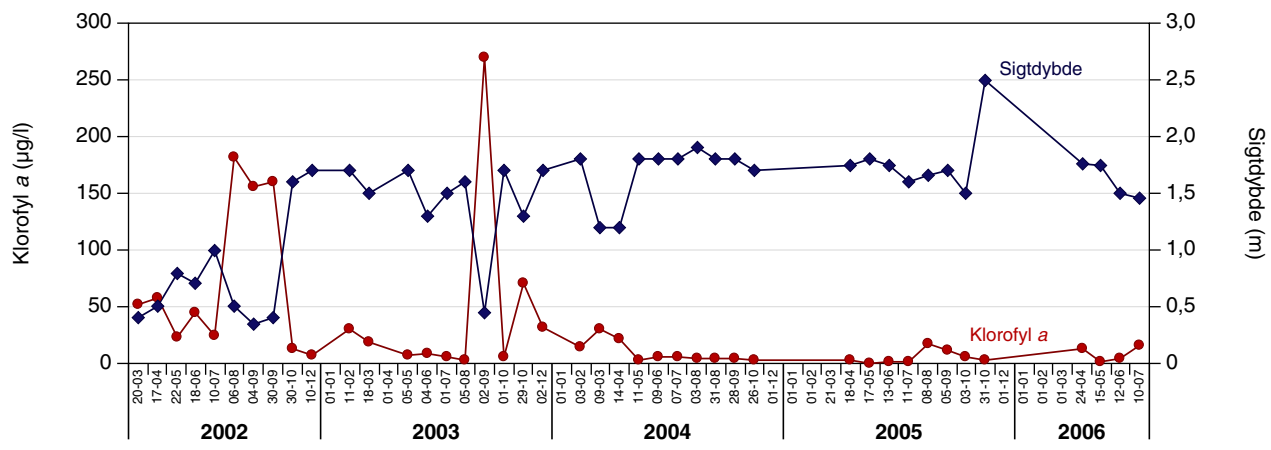
Sortedams Sø, syd: Kvælstof (grøn), fosfor (gul) og Fe (blå).



Sortedams Sø, syd: Chl.a (rød) og sigtddybde (blå).



Sortedams Sø, nord: Kvælstof (grøn), fosfor (gul) og Fe (blå).



Sortedams Sø, nord: Chl.a (rød) og sigtdybde (blå).

## 12 Klejtrup Sø

af Inge Christensen, Nordjyllands Amt, og Tue S. Jakobsen, Viborg Amt

### 12.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

#### Baggrund

Klejtrup Sø ligger sydvest for Hobro på grænsen mellem Nordjyllands Amt og Viborg Amt (Figur 12.1). Søen er i regionplanen for begge amter målsat med en basismålsætning (B) og en badevandsmålsætning (A2). I regionplanen i Nordjyllands Amt er der desuden krav om en gennemsnitlig sommersigt dybde på over 2 m. Målsætningen er ikke opfyldt, og der er jævnligt badeforbud i søen, senest i 2006.

Søen er en del af Skals Å-systemet. Den modtager vand fra de tre små vandløb Klejtrup Bæk, Fristrup Bæk og Dremstrup Bæk, og den afvandes til Skals Å via Klejtrup Møllebæk. Oplandsgrænsen til Klejtrup Sø er vist på figur 12.1.

Søens topografiske opland er på 2606 ha og består for hovedpartens vedkommende af intensivt dyrkede landbrugsarealer (70 %) og ekstensivt dyrkede landbrugsarealer (19 %). Den resterende del af oplandet består af græsmarker (2 %), blandet skov (2 %) og åben bebyggelse (3 %), hvortil kommer selve søen (4 %).

Jordbunden er kortlagt i en del af oplandet og er her domineret af grovsand (34 %), finsand (29 %) og lerblandet sand (35 %). Den resterende del består af humus (2 %). Det formodes, at den ikke kortlagte del af oplandet har samme jordbund som den kortlagte del.

Med den høje andel af dyrkede arealer i oplandet ligger såvel søen som tilløbene i tæt kontakt med de dyrkede arealer, og der er tale om lette jorder uden stor bindingskapacitet for næringsstoffer.

Klejtrup Sø har en næsten cirkulær form med en omkreds på 4,7 km. Siden opmålingen af dybdeforholdene i 1932 er søens vandspejl sænket med ca. 1 m, således at søen i dag fremstår som en meget lavvandet sø. Søens bassin er præget af en moderat stejl bundhældning i bredzonen, mens den centrale store bundflade er meget flad med ringe hældning. De morfometriske data fremgår af tabel 12.1.

**Tabel 12.1** Morfometriske data for Klejtrup Sø. \*Ved Møllen.

Areal	ha	134
Volumen	m <sup>3</sup>	2.432.500
Største dybde	m	2,8
Middeldybde	m	1,8
Omkreds	m	4.668
Vandspejl	m o. DNN	5,7*



Figur 12.1 Klejtrup sø med oplandsgrænse.

### Stofbalance

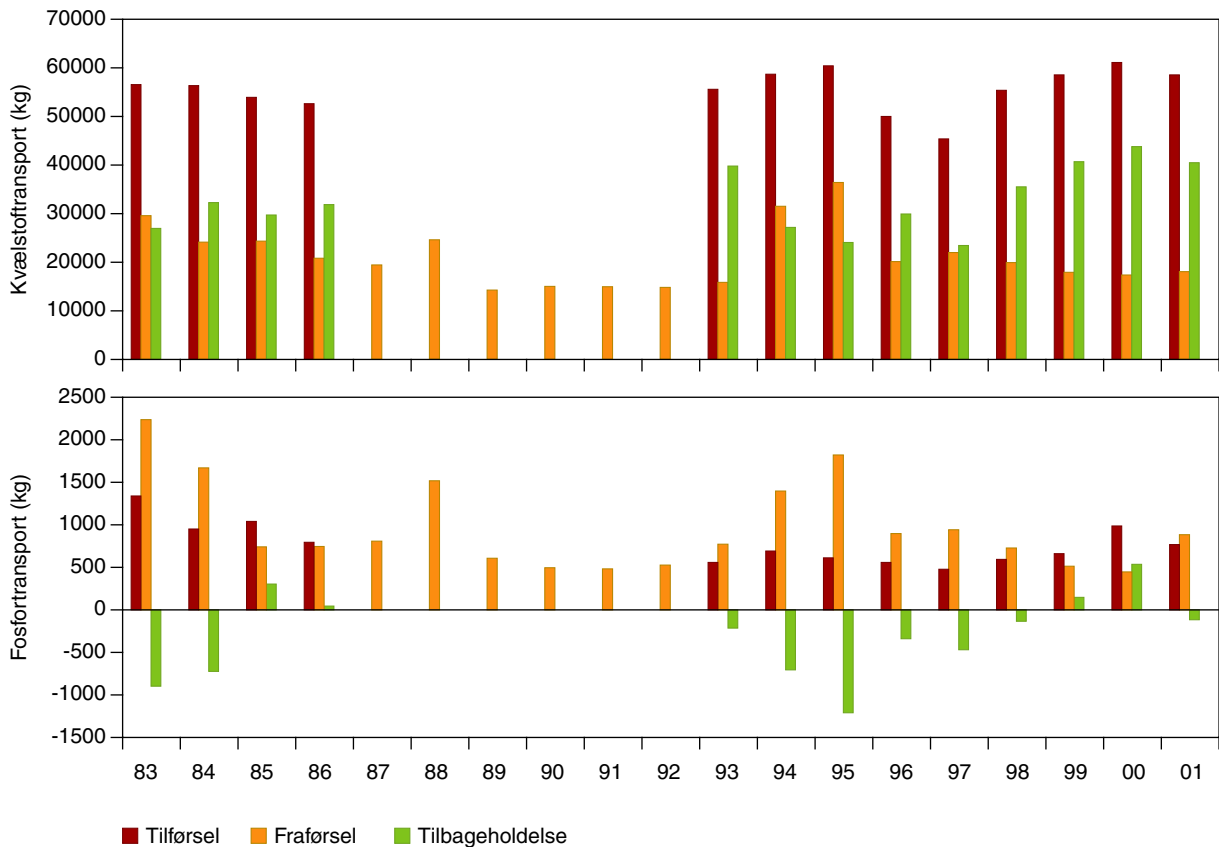
Viborg Amt har siden 1983 foretaget løbende målinger af vandføringen i afløbet fra Klejtrup Sø og har på grundlag heraf foretaget beregninger af næringsstoftransporten ud af søen. Med undtagelse af årene 1987-1992 er der på tilsvarende vis foretaget målinger af vandføringen og beregninger af næringsstoftransporten i tilløbene, og sammen med de atmosfæriske bidrag danner disse data grundlaget for opstilling af årlige stofbalancer.

Den samlede vandtilførsel og -fraførsel varierer en del som følge af variationerne af nedbøren og fordampningen, og både tørre og våde år er tydeligt afspejlet i vandføringen i afløbet fra søen. Variationerne af afstrømningen fra søen er afspejlet i den hydrauliske middelopholdstid, der generelt er kortere end et halvt år (ca. 150 døgn). Klejtrup Sø har således en forholdsvis hurtig udskiftning af vandmasserne.

Viborg Amt har opstillet årlige kvælstof- og fosforbalancer for Klejtrup Sø i perioden 1983-2001 (figur 12.2). Kvælstofbalancerne viser, at Klejtrup Sø er hårdt belastet med kvælstof, idet både den samlede tilførsel og indløbskoncentrationen er høj. Balancerne viser også, at søen tilbageholder en meget stor del af den tilførte kvælstofmængde. Det er sandsynligt, at hovedparten af de tilbageholdte kvælstofmængder denitrificeres og afgives til atmosfæren som luftformig kvælstof.

Fosforbalancerne viser, at Klejtrup Sø er moderat til hårdt belastet med fosfor, idet både den samlede tilførsel og indløbskoncentrationen er relativt høj i de fleste af årene. Der har været en tendens til en faldende fosfortilførsel, men det er ingen statistisk signifikant udvikling. Balancerne viser også, at der i mange af årene har været en nettofrigivelse fra sø-





Figur 12.2 Kvælstof- og fosforbalancer i Klejtrup Sø.

bunden, ledsaget af en intern belastning med plantetilgængeligt fosfor. De hyppige tab af fosfor tyder på, at sedimentet er mættet med fosfor i en sådan grad, at søen har vanskeligt ved at tilbageholde fosfor. En undersøgelse af sedimentet i 1994 viste, at jern:fosfor-forholdet i de øverste lag af sedimentet ligger på 6-8, hvilket generelt vurderes at være for lavt til at sikre en effektiv binding af fosfor, selv under iltede forhold.

Kildeopsplitningen viser, at hovedparten af den samlede fosfortilførsel i alle årene stammer fra det åbne land, om end forholdet er mindre udtalt end for kvælstofs vedkommende. Cirka 90 % af oplandsarealerne er udnyttet til landbrugsmæssige formål, hvoraf 70 % er udnyttet til intensiv landbrugsdrift. Landbrugsdriften vurderes på den baggrund at være den primære fosforkilde i oplandet til Klejtrup Sø. Bidraget fra den spredte bebyggelse er ikke kendt, men udgør efter alt at dømme kun en mindre del af den samlede fosformængde fra det åbne land

### Vandkemiske forhold

Vandmasserne i Klejtrup Sø er stort set altid fuldt opblandede uden temperaturlagdeling. Søens vandkemiske og fysiske forhold er grundigt undersøgt med mellem 6-19 prøvetagninger om året i årene 1979, 1983-1984, 1993-2003 og senest i 2006 (tabel 12.2).

Søen er næringsrig med høje næringsstofkoncentrationer og høje klorofylkoncentrationer, hvilket resulterer i en generelt ringe sigtddybde (tabel 12.2).

**Tabel 12.2** Vandkemiske variable og sigtddybde for Klejtrup Sø. Værdierne er angivet som tidsvægtet sommergennemsnit (1. maj – 30. sept.). Antal prøvetagninger pr. år er større end seks.

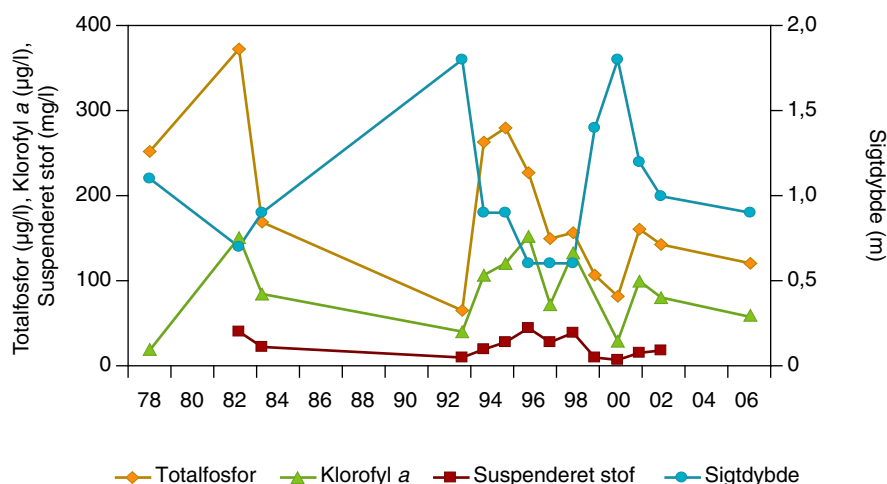
Undersøgte år	1979	1983	1984	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2006
Totalfosfor (mg/l)	0,252	0,373	0,169	0,065	0,263	0,279	0,227	0,150	0,156	0,106	0,081	0,160	0,142	0,121
Total kvælstof (mg/l)	2,066	2,997	2,349	1,455	2,711	3,797	3,139	2,638	2,457	1,494	1,385	1,928	2,246	1,368
Orthofosfat (mg/l)	-	0,146	0,028	0,010	0,067	0,107	0,020	0,012	0,006	0,005	0,011	0,028	0,010	-
Nitrit+nitrat (mg/l)	-	0,445	0,231	0,395	0,395	0,956	0,286	0,670	0,424	0,283	0,325	0,272	0,346	-
Ammoniak+ ammonium (mg/l)	-	0,127	0,098	0,047	0,034	0,159	0,017	0,014	0,018	0,023	0,057	0,062	0,046	-
Klorofyl a (µg/l)	19	151	84	40	107	121	152	72	133	-	29	99	80	59
Suspenderet stof (mg/l)	-	40	22	10	20	28	44	28	39	10	7	15	18	-
Sigtddybde (m)	1,1	0,7	0,9	1,8	0,9	0,9	0,6	0,6	0,6	1,4	1,8	1,2	1,0	0,9
pH	8,5	9,3	9,0	8,2	9,3	9,3	9,5	9,1	8,6	8,5	8,3	9,2	9,2	8,6

Sigtddybden i Klejtrup Sø har i perioden udvist stor variation, både over de enkelte år og fra år til år. I perioden 1993-2002 har middelsigtddybden (år og sommer) haft et cyklisk forløb med et gradvis fald fra 1993 til 1998 fulgt af en tilsvarende stigning fra 1998 til 2000, for derefter at falde igen (figur 12.3).

Den vigtigste årsag til variationen i sigtddybden er suspenderet stof, idet der er en god negativ korrelation mellem koncentrationen af suspenderet stof og sigtddybden. Korrelationen mellem koncentrationen af klorofyl-a og sigtddybden er ikke så udtalt. Det er således ikke alene variationerne i koncentrationerne af klorofyl *a* (planteplankton), der er årsag til variationerne af vandets klarhed, idet også andre partikler, formentlig især detritus og dødt planteplankton, har stor betydning. Klejtrup Sø er så lavvandet, at vindbetinget ophvirvling (resuspension) af sediment må anses som en væsentlig kilde til suspenderet stof i vandmasserne. Sammenholdt med korrelationen mellem suspenderet stof og sigtddybde betyder det, at også den vindbetingede ophvirvling af sediment har betydning for vandets klarhed (Viborg Amt, 2003).

De styrende variable – kvælstof og fosfor – har i perioden 1993-2002 varieret efter samme mønster med først stigende værdier, så faldende værdier og nu i de seneste år igen stigende værdier. De afledte variable, klorofyl-a og til dels også suspenderet stof, har varieret efter samme mønster, mens den ligeledes afledte variabel, sigtddybden, som forventet har varieret efter det modsatte mønster (figur 12.3).

**Figur 12.3** Grafisk oversigt over TP, klorofyl a, suspenderet stof og sigtddybe for Klejtrup Sø. Værdierne er angivet som tidsvægtet sommergennemsnit (1. maj – 30. sept.).



Variationsmønstret for kvælstof og fosfor i søens vandmasser følger i hovedtræk samme mønster som tilførslerne fra oplandet, men variationsmønstret i søens vandmasser påvirkes også af den interne fosforbelastning og af denitrifikationens størrelse. Dertil kommer tidvis høje koncentrationer af ammoniak+ammonium, hvilket indikerer stor omsætning af organisk stof i sedimentet.

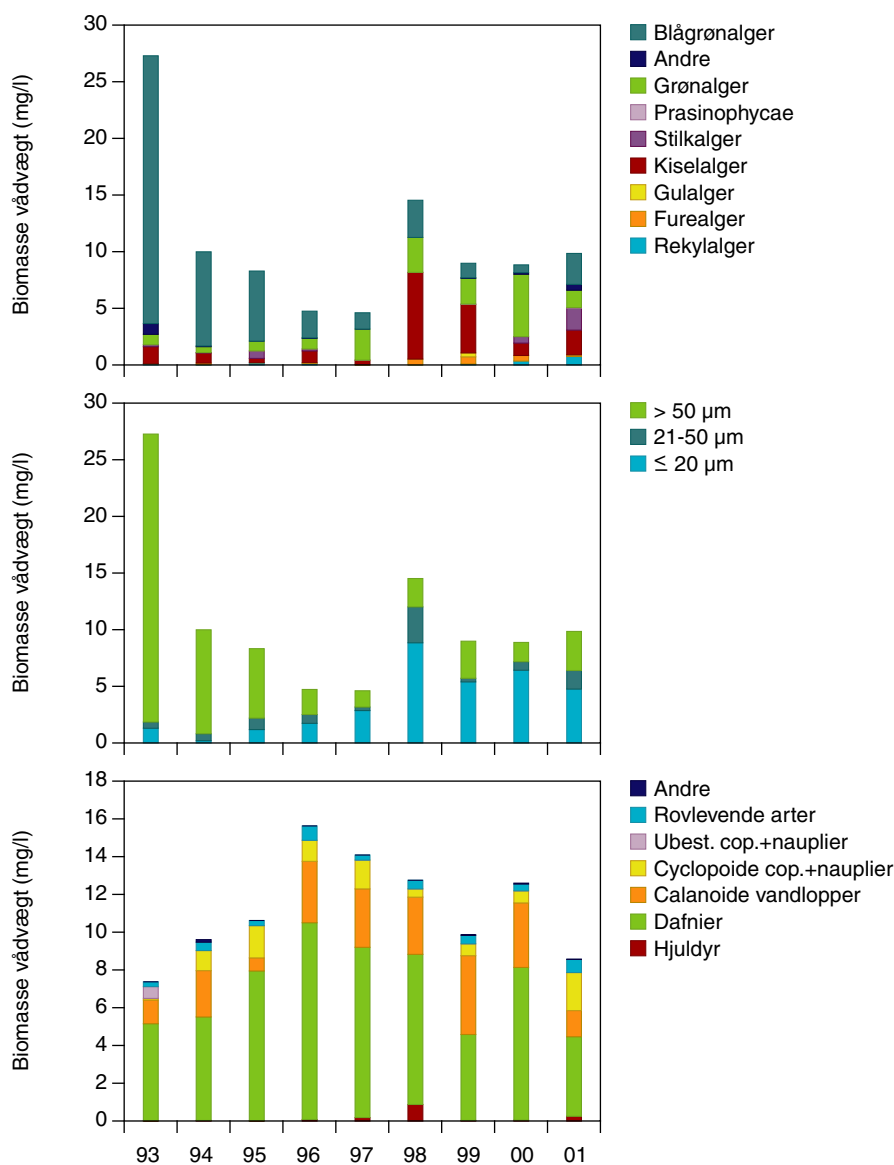
### Plankton

Der findes oparbejdede planteplankton- og dyreplanktondata fra årene 1993-2001 (se figur 12.4) (Viborg Amt, 2000, 2003).

Den gennemsnitlige planteplanktonbiomasse varierede mellem 4,6 mm<sup>3</sup>/l og 27,3 mm<sup>3</sup>/l, lavest i 1996 og 1997 og højest i 1993 og 1998. Planteplanktonsamfundet ændredes markant gennem perioden fra at være domineret næsten fuldstændigt af blågrønalger i 1993, 1994 og 1995 til et gradvist mere varieret samfund gennem de følgende år.

De biomasse mæssigt vigtigste arter inden for blågrønalgerne var de kolonidannende *Microcystis* spp., *Woronichinia/Snowella* spp., *Aphanothece* spp., *Cyanodictyon* spp. og de trådformede *Anabaena* spp. og *Aphanizomenon* spp. Kiselalgerne var domineret af små centriske arter <20 µm, hovedsagelig af slægten *Cyclotella*. Grønalgerne var domineret af coenobium/kolonidannende arter, *Scenedesmus* spp., *Coelastrum* spp., *Oocystis* spp., *Eutetramorus/Sphaerocystis* spp. Og små volvocale arter. Af og til havde andre arter stor betydning, eksempelvis havde stilkalgen *Chrysochromulina parva* store populationer i henholdsvis 1993, 2000 og 2001.

**Figur 12.4** Grafisk oversigt over planteplankton og dyreplankton i Klejtrup Sø 1983-2001.



Størrelsesfordelingen af planteplanktonet ændredes ligeledes gennem perioden, hvor 1993, 1994 og 1995 var domineret af arter >50 µm, og årene 1997-2000 var domineret af arter <20 µm. I 2001 var andelen af arter >50 µm atter tiltaget.

Dyreplanktonsamfundet ændredes ikke markant gennem perioden set på hovedgrupperne. Den gennemsnitlige dyreplanktonbiomasse varierede mellem 7,3 mm<sup>3</sup>/l og 15,6 mm<sup>3</sup>/l, lavest i 1993, 1994 og 2001 og højest i 1996 og 1997. En sammenligning af forløbet af biomassen af slægten *Daphnia* (*Daphnia hyalina* og *Daphnia galeata*) og forløbet af biomassen af små dafnier (*Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris* og *Bosmina coregoni*) i hele perioden 1993-2001 viser en dominans af *Daphnia* først og sidst i perioden og dominans af små dafnier i de mellemliggende år 1995-1998.

Gennem hele perioden var dyreplanktonet domineret af dafnier med subdominans af calanoide vandlopper (*Eudiaptomus graciloides*), undtagen i 1995 og 2001, hvor de cyclopoide vandlopper (*Cyclops vicinus* og *Mesocyclops leuckarti*) subdominerede. Hjuldjurene og de rovlevende arter

udgjorde de mindste andele alle årene (*Asplanchna priodonta*, *Keratella* spp. og *Brachionus* spp).

### Vegetation

Vegetationen i Klejtrup Sø er undersøgt årligt i perioden 1998-2002 samt i 2006. Der er ikke gennemført systematiske undersøgelser efter forskrifterne for vegetationsundersøgelser i søer (Moeslund et al., 1996). Undervandsvegetationen i Klejtrup Sø er artsfattig. Der er gennem årene kun registreret ni arter af vandplanter, og der er stor variation i arternes dybdeudbredelse (tabel 12.3).

**Tabel 12.3** Oversigt over registrerede arter af undervandsplanter i perioden 1998-2002 samt 2006 med angivelse af største dybdegrænse (ved aktuel vandstand).

Artsnavn (latin)	Artsnavn (dansk)	1998	1999	2000	2001	2002	2006
<i>Chara globularis</i> v. <i>globularis</i>	Skør kransnål			2,0		1,3	
<i>Chara indet.</i>	Ubestemt kransnål		0,25		-		
<i>Chara vulgaris</i>	Almindelig kransnål			1,3			1,35
<i>Elodea canadensis</i>	Almindelig vandpest		2,5	1,8			1,15
<i>Enteromorpha indet.</i>	Ubestemt rørhinde			1,8		1,5	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Børsteblandet vandaks	0,4	0,55	0,9			0,35
<i>Potamogeton crispus</i>	Kruset vandaks		2,0				
<i>Zannichellia repens</i>	Krybende vandkrans		0,6	1,55	0,8	2,0	1,4
<i>Sparganium</i> sp	Pindsvineknop sp.						0,2

De registrerede arter hører alle til blandt de mere robuste vandplanter, og de har for en stor dels vedkommende en meget varierende forekomst. De store variationer i dybdeudbredelse og forekomst, vurderes at være et typisk mønster for søer med varierende lysforhold, hvor de opportunistiske arter kommer og går i takt med ændringerne af lysforholdene.

Flydebladsvegetationen i Klejtrup Sø er meget artsfattig, idet der kun er registreret sporadisk forekomst af *vand-pileurt* (*Polygonum amphibium*).

*Tagrør* er den dominerende art af sumpplanter, og den danner bevoksninger langs hovedparten af søbredden.

Der er ikke på grundlag af de foreliggende vegetationsdata mulighed for at beregne dækningsgrad og relativt plantefyldt volumen, men det skønnes at begge variabler har antaget meget små værdier i perioden 1998-2002 samt 2006. Dog skal det nævnes, at der i 1999 blev registreret betydelige forekomster af *vandpest* på en stor del af bundfladen. Der var tale om en pludselig opblomstring, og artens forsvinden var lige så pludselig, idet den i 2000 igen var forsvundet fra søens centrale bundflade.

### Fisk

Som led i overvågningen af effekterne af opfiskningerne af skidtfisk og udsætningerne af geddeyngel er der i 1994 og 2001 gennemført undersøgelser af fiskefaunaen. I 1994 blev fiskeundersøgelsen gennemført i december, det vil sige uden for den normale periode for fiskeundersøgelser. I 2001 blev fiskeundersøgelsen gennemført i den normale periode (august/september), men der blev ikke gennemført elektrofiskeri.

Tabel 12.4 indeholder en oversigt over de registrerede arter ved de to undersøgelser. En detaljeret beskrivelse af fiskeundersøgelserne findes i rapporten fra 2003 (Viborg Amt, 2003).

*Skalle* er klart den dominerende fisk i søen både antalsmæssigt og især vægtmæssigt begge år.

*Aborre* er den dominerende rovfisk i søen.

*Gedde* blev ikke registreret i 1994 trods udsætning af et stort antal yngel tidligere samme år. Geddeyngel er siden blevet udsat i stort antal, og det er formodentlig den primære årsag til, at arten blev registreret i 2001. Registreringen af i alt kun tre individer er imidlertid ganske bemærkelsesværdig set på baggrund af de store udsætninger af geddeyngel. Dog skal det bemærkes, at både det manglende elektrofiskeri og generelle vanskeligheder med at fange gedde i sommerhalvåret utvivlsomt har påvirket fangsten. Det er således sandsynligt, at gedde er underrepræsenteret i fangsten.

*Brasen* blev i 2001 registreret som ny art i søen. I 1995 blev spærringen i afløbet fra søen saneret, hvorved der blev etableret fri fiskepassage mellem Klejtrup Sø og Skals Å. Det vurderes derfor, at *brasen* er vandret op i søen fra åen, og derfor ikke var til stede i søen ved fiskeundersøgelsen i 1994.

**Tabel 12.4** Oversigt over registrerede arter i Klejtrup Sø i 1994 og 2001 med angivelse af antal og vægt for hver art.

År	Art	Garn				EI				I alt	
		antal	vægt (g)	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)
		<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm	<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm		
1994	Skalle	590	2099	136	42024	208	1436	0	0	934	45559
	Ål	0	0	0	0	0	0	23	7088	23	7088
	3-p. hundestejle	13	16	0	0	26	38	0	0	39	54
	Aborre	108	572	2	226	411	2188	1	364	522	3350
	Hork	285	2023	1	22	31	190	0	0	317	2235
	<b>Total</b>	<b>996</b>	<b>4710</b>	<b>139</b>	<b>42272</b>	<b>676</b>	<b>3852</b>	<b>24</b>	<b>7452</b>	<b>1835</b>	<b>58286</b>
2001	Gedde	0	0	3	3152	0	0	0	0	3	3152
	Skalle	579	2280	516	89191	0	0	0	0	1095	91471
	Brasen	1383	4101	6	181	0	0	0	0	1389	4282
	3-p. hundestejle	62	39	0	0	0	0	0	0	62	39
	Aborre	265	1084	36	4907	0	0	0	0	301	5991
	Hork	976	4226	91	1494	0	0	0	0	1067	5720
	Sandart	0	0	1	24	0	0	0	0	1	24
	Ørred, Bæk	0	0	10	6916	0	0	0	0	10	6916
	<b>Total</b>	<b>3265</b>	<b>11731</b>	<b>663</b>	<b>105865</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3928</b>	<b>117596</b>

Fiskefaunaens og de enkelte arters mængdemæssige udvikling er opgjort på CPUE (Catch Per Unit Effort), som udtryk for fanget antal individer eller fanget biomasse pr. garn. De beregnede CPUE-værdier i 1994 og 2001 er vist og omtalt i afsnit 19.5 under ændringer i fiskebestanden.

## 12.2 Beskrivelse af indgrebet

Viborg Amt har i samarbejde med Nordjyllands Amt siden 1983 ført tilsyn med Klejtrup Sø. I 1987 blev der gjort status for søens miljøtilstand i rapporten "Miljøtilstanden i Klejtrup Sø 1983-84" (Viborg Amtskommune, 1987). Rapporten viste tydeligt, at søens miljøtilstand var markant forringet, og at søen ikke levede op til målsætningen.

I 1994 indledte de to amter et biomanipulationsprojekt i søen for at forbedre miljøtilstanden gennem fjernelse af skidtfisk og udsætning af geddeyngel. Opfiskningen af skidtfisk i Klejtrup Sø er gennemført med det formål at skabe et afbalanceret forhold mellem rovfisk og skidtfisk og for derigennem at skabe klart vand og en veludviklet undervandsvegetation i søen.

Biomanipulationsprojektet har siden 1994 forløbet med årlige opfiskninger og/eller udsætninger af geddeyngel, og ved udgangen af 2001 var der opfisket i alt ca. 46 tons skidtfisk og udsat i alt 225.000 stk. geddeyngel (tabel 12.5).

**Tabel 12.5** Oversigt over udsatte mængder af geddeyngel og opfisket skidtfisk i Klejtrup Sø i perioden 1984-2002.

År	Udsat geddeyngel (stk.)	Opfisket mængde (kg)
1994	60.000	0
1995	-	1.940
1996	-	9.920
1997	-	3.050
1998	-	16.100
1999	-	10.200
2000	50.000	3.500
2001	55.000	970
2002	55.000	0
I alt	220.000	45.680

Opfiskningen foregik med et landdragningsvod samt kraftigt elektrofiskeudstyr og blev udført af miljømedarbejdere fra Viborg Amt. Der foreligger ingen nærmere opgørelse over udførelsen og antallet af mandetimer.

Opfiskningen har fundet sted i en periode, hvor *skalle* udgjorde hovedparten af skidtfiskefaunaen, idet *brasen* tidligt i opfiskningen må formodes ikke at have udgjort nogen nævneværdig del af skidtfiskefaunaen.

Nordjyllands Amt har gennem hele perioden betalt halvdelen af udgifterne til opfiskning og konsulentbistand, hvilket svarer til ca. 40.000-50.000 kr.pr. år. Totalt set har der været udgifter på imellem 80.000-100.000 kr pr. år. Geddeyngel blev betalt af fisketegnsmidler.

## 12.3 Effekter af indgrebet

### Ændringer i vandkemiske forhold

I forhold til vandets klarhed bemærkes det, at der i begyndelsen af opfiskningsperioden (1995-1996) skete et fald i den gennemsnitlige sommersigtdybde, hvorefter der skete en stigning med kulmination i 2000

(gennemsnitlig sommersigt dybde på 1,8 m) efterfulgt af et fornyet fald til en gennemsnitlig sommersigt dybde på 1 m i 2002. I 2006 var sommersigt dybden på samme niveau som i 2002.

De styrende variable - kvælstof og fosfor - har i perioden varieret efter samme mønster med først stigende værdier, så faldende værdier, og i slutningen af opfiskningsperioden steg værdierne igen. De afledte variable som klorofyl *a* og suspenderet stof har ligeledes varieret efter samme mønster (Se figur 12.3).

### **Ændringer i massebalance**

Den gennemsnitlige indløbskoncentration af fosfor har i en årrække op til opfiskningen ligget nede i nærheden af det ønskelige maksimumsniveau, men efterfølgende stigninger indikerer, at indløbskoncentrationen er meget følsom over for variationer af bl.a. nedbør og afstrømningskarakteristikken fra oplandsarealerne. Der er ikke på det foreliggende datagrundlag basis for at antage, at den eksterne fosforbelastning er faldende (Viborg Amt, 2003).

### **Ændringer i plankton**

Overordnet set var der i Klejtrup Sø en svag tendens til større biomasser og større betydning af calanoide vandlopper gennem opfiskningsperioden 1996-2000, og i 1999 desuden en stigning i slægten *Daphnia*. Disse tendenser kan indikere reduceret prædation fra fisk. Dog, hvis tendensen sammenholdes med det faktum, at subdominansen i 2001 var overtaget af de cyclopoide vandlopper, der oftest dominerer i næringsrige søer med dominans af planktivore fisk, og med det faktum at den totale dyreplanktonbiomasse ikke viste nogen stigende tendenser, må det konkluderes, at der overordnet set ikke er tegn på reduceret fiskeprædation på dyreplanktonet (Viborg Amt, 2000, 2003).

Planteplanktonsamfundet udviklede sig gennem perioden til at være mere varieret fra midten af 1997, samtidig med at planteplanktonets biomasseniveau faldt midtvejs i opfiskningen. Blågrønalgerne betydning aftog, samtidig med at grønalge- og kiselalgesamfundene udvikledes. Planteplanktonsamfundene var dog meget ustabile, både med hensyn til udviklingen i de enkelte samfund de enkelte år, men især med hensyn til sporadisk udvikling af meget store biomasser inden for især kiselalger, grønalger og stilkalger.

Planteplanktonsamfundet ændrede sig fra at være domineret af arter  $>50 \mu\text{m}$  i første del af perioden til at være domineret af arter  $<50 \mu\text{m}$  i sidste del af perioden, hvilket kan være en effekt af øget dyreplanktongræsning; men samtidig med en stigning i biomassen af de små arter faldt de beregnede gennemsnitlige græsningstryk på arter  $<50 \mu\text{m}$  fra 1997 til 2001, dog med en stigning i 1999.

Ved de gentagne opfiskninger af de dyreplanktonædende fisk er der antagelig "skubbet" til søens ligevægtstilstand, men søen er i en ustabil fase, og udviklingen i planktonsamfundene gennem perioden 1993-2001 indikerer ikke en forbedring i søens miljøtilstand efter opfiskningen (Viborg Amt, 2003).



## Ændringer i vegetation

Vegetationen i Klejtrup Sø har gennem hele perioden været præget af opportunistiske arter med en meget ustabil forekomst og udbredelse. Der har primært været tale om enårige arter, mens flerårige arter med jordstængel, eksempelvis *børsteblandet vandaks*, ikke har forekommet i nævneværdig mængde. Vegetationsundersøgelsen i 2006, fem år efter opfiskningen sluttede, viser ikke tegn på forbedringer i vegetationens udbredelse og forekomst, ej heller forværringer.

Sommermiddelsigt dybden har i årene, hvor opfiskningen er foregået, været tilstrækkelig stor til, at der erfaringsmæssigt har været grundlag for forekomst af undervandsvegetation på hovedparten af søens bundflade. Først sidst på sommeren 2002 nåede sigt dybden ned på så lavt et niveau, at lysindstrålingen var begrænsende for undervandsvegetation i søens centrale dele.

Det er nærliggende at antage, at den store forekomst af vandpest i 1999 kan have været en effekt af opfiskningen. Det vurderes imidlertid, at planternes tilstedeværelse var så kortvarig, at der under alle omstændigheder ikke var tale om nogen længerevarende, og slet ikke varig, effekt på søens miljøtilstand.

## Ændringer i fiskebestanden

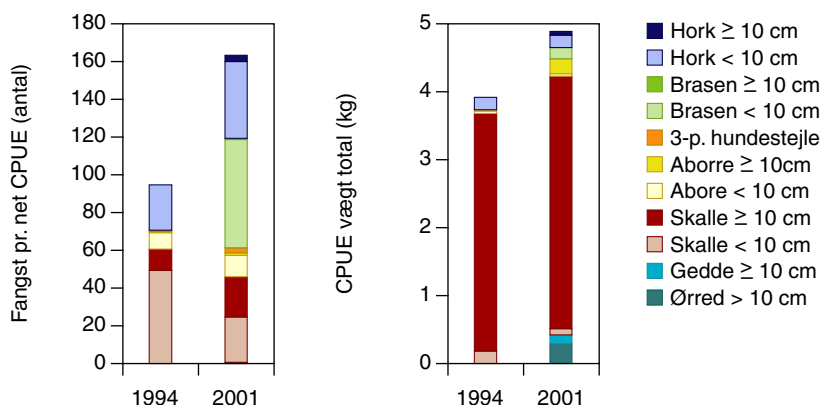
Ser man på opfiskningsperiodens vigtigste skidtfiskeart, *skalle*, kan det konstateres, at der er sket et markant fald i CPUE-antal for fisk <10 cm efter opfiskningen, mens der er sket en lige så markant stigning for fisk >10 cm. Dette udviklingsmønster genfindes i CPUE-vægt, men det bemærkes, at stigningen for fisk >10 cm har været så ringe, at biomassen af større skaller må betragtes som omtrent uændret (figur 12.5).

For horks vedkommende er der efter opfiskningen sket en stigning i CPUE-antal, hvilket er ret almindelig i restaurerede søer.

Brasen fandtes som sagt ikke i søen i 1994. Dens store forekomst i 2001 indikerer, at brasen efter dens indvandring til søen har haft stor yngle-succes i søen, idet CPUE-antal og CPUE-vægt for fisk <10 cm i 2001 var væsentligt højere end de tilsvarende værdier for *skalle*.

Aborre var den eneste betydende rovfisk ved begge undersøgelser. For CPUE-antal har der ikke været nogen nævneværdig udvikling. Det samme gælder for CPUE-vægt for fisk <10 cm, mens der for fisk >10 cm

**Figur 12.5** Grafisk oversigt over fangstens antalmæssige og vægtmæssige fordeling opgjort i fangst pr net (CPUE) i 1994 og 2001.



har været en markant stigning, hvilket kan være udtryk for, at aborrebestanden har udviklet sig i positiv retning.

Det mængdemæssige forhold mellem aborre (fisk >10 cm) og skidtfiskebestanden var i 2001 ca. 1:20, og det vurderes på den baggrund, at rovfiskebestanden i Klejtrup Sø er for dårligt udviklet til at kunne regulere bestanden af skidtfisk (Viborg Amt, 2003).

Med et skidtfiskeindeks på 0,95 og et rovfiskeindeks på 0,15 i 2001 er det meget tydeligt, at fiskefaunaen i Klejtrup Sø er markant domineret af skidtfisk. Der kan dog spores en mindre reduktion i skidtfiskeindekset og en mindre forøgelse i rovfiskeindekset i forhold til 1994. De to indices er dog langt fra et niveau, hvor det forventes, at rovfiskebestanden har afgørende indflydelse på bestanden af skidtfisk (Viborg Amt, 2003)

## 12.4 Konklusioner

Der vurderes, at søens tilstand i udstrakt grad er bestemt af den høje eksterne næringsstofftilførsel, særlig for kvælstofs vedkommende. En anden bestemmende faktor for søens tilstand er den interne fosforbelastning, der efter alt at dømme er af betydelig størrelse i visse år. Det vurderes på den baggrund, at en forbedring af søens tilstand kræver en markant reduktion af den eksterne næringsstofftilførsel. Selv ved en kraftig reduktion af den eksterne belastning må der i en årrække fremover forventes en betydelig intern belastning, som kan medvirke til at fastholde søens dårlige miljøtilstand.

Den gennemførte opfiskning af skidtfisk og udsætning af geddeyngel har ikke haft den ønskede effekt på vandets klarhed, selv om der har været år med forholdsvis god sigtdybde, eksempelvis 1999 og 2000. Der er desuden registreret visse forandringer i både plante- og dyreplanktonet samt i vegetationens forekomst, men forandringerne har ikke været entydige og stabile, og det konkluderes, at opfiskningen af skidtfisk ikke har ændret forholdene i søen nævneværdigt. Der har mere været tale om korttidseffekter.

Effekten på geddebestanden af udsætningerne af geddeyngel kan ikke vurderes på grundlag af den gennemførte fiskeundersøgelse i 2001. Der er imidlertid indikationer af, at udsætningerne har bevirket en styrkelse af geddebestanden, men dog uden at det har medført en betydende prædation på skidtfiskebestanden.

Forklaringen på den ringe effekt er sandsynligvis, at opfiskningen ikke har medført en løbende reduktion af skidtfiskebiomassen. Trods fjernelsen af i alt ca. 46 tons skidtfisk synes skidtfiskebiomassen i 2001 at være af samme størrelse som inden opfiskningens start i 1995. Forklaringen skønnes at være, at opfiskningen er foregået for langsomt og med for lille intensitet, hvilket har gjort, at den naturlige tilvækst i biomassen løbende har kunnet udligne den opfiskede biomasse

En anden årsag til den ringe effekt af indgrebet er, at forudsætningerne for at opnå varige effekter af opfiskningen af skidtfisk ikke var helt til stede. Det skyldes især de generelt høje indløbskoncentrationer af fosfor, der dog var faldende i årene op til opfiskningen.

En tredje og uheldig årsag til den ringe effekt er, at der i opfiskningsperioden er sket indvandring af brasen til søen, hvormed en ny og potent kilde til skidtfiskebiomasse opstået. Søen er dermed blevet beriget med en fiskeart, der almindeligvis karakteriseres som problematisk for miljøtilstanden i næringsstofberigede søer på grund af ungfiskenes prædation på dyreplanktonet og på grund af de ældre fisks prædation på bundfaunaen (fødekongurrence med især aborre) samt oprodning af bunden.

Selv om aborrebestanden i søen viser positive udviklingstendenser, har bestandsudviklingen og biomassetilvæksten ikke været hverken hurtig nok eller stor nok til at skabe det ønskede prædationstryk på skidtfiskene.

Samlet set vurderes det, at opfiskningen af skidtfisk og udsætningen af geddeyngel ikke på afgørende vis har ændret forholdet mellem skidtfisk og rovfisk i Klejtrup Sø. Det betyder, at der endnu ikke er opnået nogen varig effekt af indgrebene i fiskefaunaen på miljøtilstanden i søen.

## 12.5 Opfølgning og forventet udvikling

Efter afslutning af biomanipulationen var fiskebestanden fortsat domineret af *skalle* med den forandring, at der var etableret en bestand af *brasen* i søen. Etableringen af en brasenbestand kan i de kommende år øge den samlede skidtfiskebiomasse. På den baggrund forventes skidtfiskefaunaens negative indflydelse på søens miljøtilstand at stige fremover (Viborg Amt, 2003).

Viborg Amt har afsat en anlægspulje til opfiskning af skidtfisk i Klejtrup og Hærup Sø efter amtets lukning 31.12.06. Rådighedsbeløbet, som Viborg Storkommune overtager fra januar 2007, er på 400.000 kr for de to søer. En opfiskning i Klejtrup sø forventes at tage ca. 2/3 af beløbet, og er foreløbigt programsat til år 2010. Tiltagene ligger dog allerede på bordet som besparingsforslag.

Hovedparten af oplandet til Klejtrup Sø er udpeget som område, hvor der skal ske rensning af spildevandet fra den spredte bebyggelse. For fosfors vedkommende må det antages, at forbedret spildevandsrensning vil få en vis positiv indflydelse på fosforbelastningen af søen (Viborg Amt, 2003).

Klejtrup Sø indgår som en 'Ekstensiv 1 sø' i det Nationale Overvågningsprogram (NOVANA) og bliver således undersøgt hvert tredje år. En fiskeundersøgelse vil i den forbindelse blive gennemført i 2009.

## 12.6 Referencer

Viborg Amtskommune, 1987. Miljøtilstanden i Klejtrup Sø 1983-84.

Viborg Amt, 2000. Vurdering af planktonsamfundet i forbindelse med biomanipulation i Klejtrup Sø 1994-1999. Rapport udarbejdet af Bio/consult.

Viborg Amt, 2003. Miljøtilstanden i Klejtrup Sø 1983-2002. Rapport udarbejdet af Bio/consult.

## 13 Klokkerholm Møllesø

af Mette Bramm, Thorsten Møller Olesen & Per Schriver, Nordjyllands Amt

### 13.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Klokkerholm Møllesø er en reetableret sø, som ligger i et kuperet terræn i umiddelbar nærhed af Klokkerholm by i det sydøstlige Vendsyssel. Søen ligger i Ry Å vandsystemet og gennemløbes af Klokkerholm Møllebæk. Møllebækken, som har en middelvandføring på ca. 50 l/s (Møller Olesen *et al.*, 2003), løber ud i et sandfang og videre til søens østlige ende. Afløbet munder ud i en fisketrappe kombineret med et ålepas i søens vestlige ende. Ud over tilløbet fra Møllebækken er der en del kilder i søbunden, hvorfra en overvejende del af søens vand stammer (jf. Jan Blauenfeldt, Klokkerholm Sødvalg).

Det topografiske opland er på 742 ha og omfatter overvejende dyrkede landbrugsarealer (83 %), naturarealer og skov (12 %) samt åben bebyggelse (6 %). Jordtypen i oplandet er finsandet.

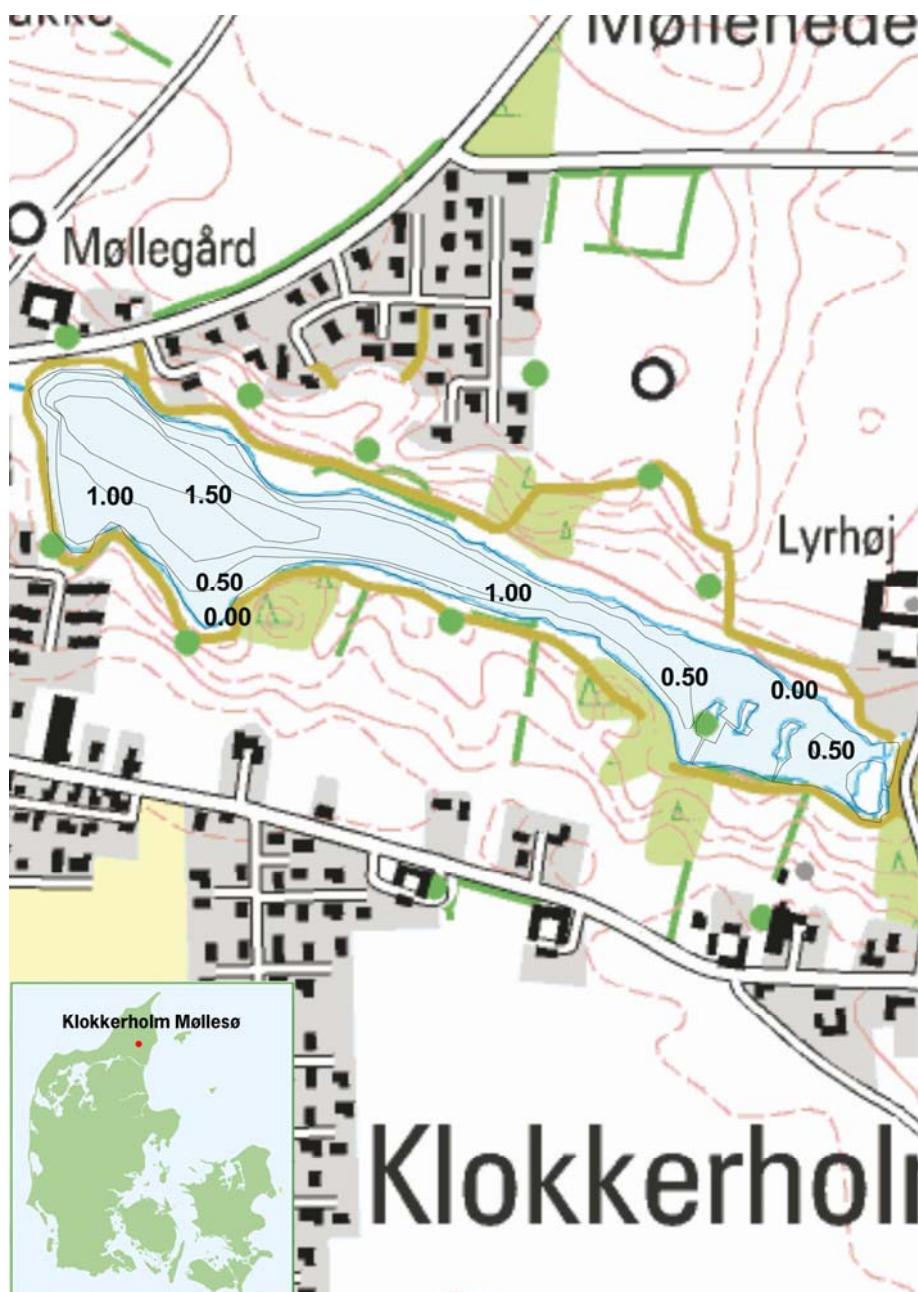
Klokkerholm Møllesø har en B målsætning, hvilket betyder, at søen skal have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv, der kun i ringe grad er påvirket af menneskelig aktivitet. Målsætningen stiller desuden krav om en sommersigt dybde på minimum 1,0 m. Søen indgår i NOVANA programmet som en ekstensiv 1 sø og er i den forbindelse senest blevet undersøgt i 2006 (inkl. fiskeundersøgelse og bunddyr).

Klokkerholm Møllesø har et overfladeareal på 7,5 ha (figur 13.1). Den er lavvandet med en gennemsnitsdybde på 0,95 m og en maksimumsdybde på 1,9 m. Søens vigtigste morfometriske data fremgår af tabel 13.1.

**Tabel 13.1** Morfometriske data mm. for Klokkerholm Møllesø. \*Jf. Ries (1983).

Søareal	7,5 ha
Søvolumen	57.210 m <sup>3</sup>
Omkreds	2,2 km
Gennemsnitlig vanddybde	0,95 m
Maksimum vanddybde	1,90 m
Oplandsareal	742 ha
Opholdstid	1,7 mdr.*

Figur 13.1 Dybdekort over Klokkerholm Møllesø.



### Belastningshistorie

Søen har siden reetableringen modtaget overfladevand fra et areal nord for søen, men den væsentligste årsag til, at den er næringsrig, vurderes at være det store landbrugsdominerede opland. Et enkelt sted er der konstateret overfladeerosion af landbrugsarealer mod søen, hvilket vil medføre en stor tilførsel af næringsstoffer til søen. De seneste år er erosionen forsøgt begrænset ved etablering af et stendige.

### Historiske oplysninger

Klokkerholm Møllesø har igennem tiden været præget af menneskelig indgriben (Klokkerholm Borgerforening, Sødvalget, 2006). I 1914 blev den kunstige møllesø tørlagt, efter at den i en længere periode havde fungeret som vandreservoir for en vandmølle. Søen blev tørlagt for at udnytte arealet til landbrugsdrift. Det tørlagte areal bestod hovedsageligt af sand, og flere kilder havde deres udspring i den gamle søbund.

Landbrugsdriften var derfor urentabel, hvilket førte til, at søen på initiativ fra en lodsejer blev reetableret i 1979 til rekreative formål, herunder fiskeri af ørred. Få år efter genetableringen voksede søen helt til i vandpest. For at bekæmpe grøden blev der i 1986 udsat 63 græskarper med en samlet vægt på 166 kg (Kristensen, 1985) med den tanke, at hvis de doseredes rigtigt, ville de kunne begrænse grøden uden at fjerne den. Snart efter var al undervandsvegetation dog imidlertid væk, og sigtdybden blev reduceret til 0,5 m, hvor den stort set har ligget siden, med undtagelse af forsommeren efter opfiskningen (se senere).

### Vandkemiske forhold

Søens vandkemiske og fysiske forhold er grundigt undersøgt med mellem 6-13 prøvetagninger pr. år i årene 1998, 2003 i medfør af amtets regionale sø-overvågning og senest i 2006 som en del af NOVANA programmet. Desuden er der foretaget enkelte prøvetagninger i de mellemliggende år samt før 1998, første gang i 1987 efter udsætningen af græskarper.

**Tabel 13.2** Vandkemiske variable og sigtdybde for Klokkeholm Mølle Sø. Værdierne er angivet som tidsvægtet sommergennemsnit (1. maj – 30. sept.). Kun de år, hvor målinger som minimum er foretaget hver måned i sommerperioden, er medtaget. n=antal prøvetagninger i perioden.

Undersøgte år	1998 (n=5)	2003 (n=11)	2006 (n=5)
Totalfosfor (mg/l)	0,21	0,098	0,16
Total kvælstof (mg/l)	2,42	2,18	2,39
Orthofosfat (mg/l)	-	0,0076	-
Nitrit+nitrat (mg/l)	-	0,959	-
Ammoniak+ammonium (mg/l)	-	0,018	-
Klorofyl a (µg/l)	141,5	129,5	172
Sigtdybde (m)	0,4 (2001: 0,5)	0,9	0,6
pH	10,1	9,2	9,5
Alkalinitet (mmol/l)	1,19	1,80	1,66

Søen er næringsrig med høje klorofylkoncentrationer og ringe sigtdybde til følge (tabel 13.2). De vigtigste parametre er vist i tabel 13.2. Der er ikke lavet massebalance for søen.

### Biologiske forhold

Der er ikke foretaget undersøgelser af fisk før indgrebet i fiskebestanden. Hvad plankton angår, er der kun lavet få kvalitative planteplanktonundersøgelser udført af studenter i 1983 og 1992. De viser en umiddelbar dominans af kiselalger og grønalger med islet af gulalger i 1983.

### Undervandsplanter

Der foreligger kun mindre detaljerede undersøgelser af vegetationen fra før udsætningen af græskarper i 1986 samt frem til indgrebet i fiskebestanden i 2002. I 1982 og 1983 vides søen at være tæt bevokset med almindelig vandpest, der stort set fyldte hele vandfasen (studenterrapporter: Wiis 1983; Ries, 1982). Desuden rapporteredes følgende flyde- og undervandsplanter at være almindeligt forekommende: liden andemad, kors-andemad, tornet hornblad og aks-tusindblad, mens hvid-åkande var fåtallig.

Udsætningen af karper i 1986 medførte en kraftig tilbagegang i undervandsvegetationen, og allerede året efter var planterne stort set væk. Dette bekræftes af lokale, studenterprojekter (Albek *et al.*, 1992) samt amtets egne tilsyn med søen i perioden frem til indgrebet i fiskebestanden i 2002.

### 13.2 Beskrivelse af indgrebet

Søen udviklede sig til en næringsrig og uklar sø sandsynligvis som følge af udsætningen af græskarper i 1986, og på den baggrund ønskede Nordjyllands Amt en opfiskning af fredfisk, herunder græskarper for at forbedre tilstanden. Hensigten var at reducere fredfiskenes prædationstryk på dyreplankton samt reducere resuspensionen af bundsedimentet, hvilket på kort sigt skulle forventes at kunne medføre en forbedret sigtdybde samt på længere sigt en øget udbredelse af undervandsplanter. Opfiskningen foregik i september 2002 og blev udført af Bio/consult (Bio/consult, 2003) med hjælp fra Nordjyllands Amt, Dronninglund Kommune og interesseorganisationer. Der var på dette tidspunkt ingen gedder i søen.

I forbindelse med etablering af en ny fisketrappe i søens afløb var det muligt at sænke vandstanden, så søens areal blev reduceret til 1-2 ha. I denne situation var der en god mulighed for at drage vod. Der blev anvendt et 360 m langt landdragningsvod med en maskevidde for armene fra 11 til 20 mm og for rusen fra 6 til 10 mm (Møller Olesen *et al.*, 2003). Desuden blev der benyttet elektrofiskeudstyr til at jage fiskene væk fra bredzonen i det nordvestlige hjørne af søen. Forinden opfiskningen var vandstanden sænket knap 1 meter, hvilket tørlagde store dele af søen i den østlige ende af søen. Ved vandstandssænkningen blev også bredzonen og rørskoven tørlagt, hvilket medførte, at yngel og små fisk blev drevet ud i det åbne vand, hvor de lettere kunne fanges med landdragningsvodet.

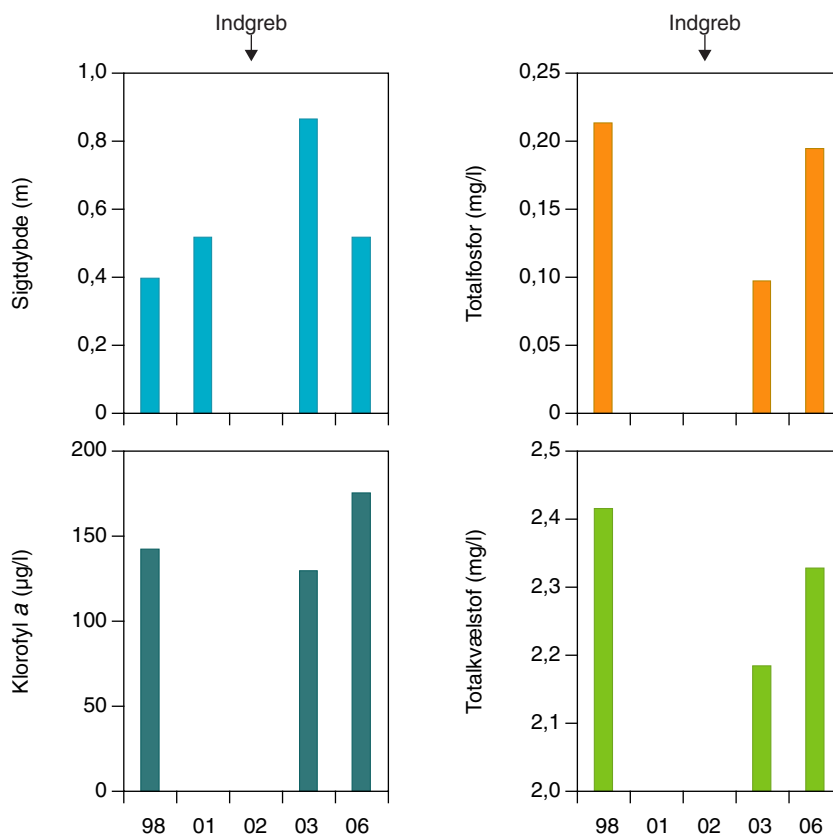
Der blev i alt lavet fire vodtrækninger med en samlet fangst på ca. 3 tons fredfisk, hvor af skalle og sølvkaruds (guldfisk) udgjorde den største mængde, men der var også en god bestand af små aborrer (Bio/consult, 2003). Fordelingen af den fangede mængde på de fire træk var som forventet, med flest fangede fisk i de første træk, hvorefter fangsten aftog (tabel 13.3). Ved opfiskningen fandt man også en ny fiskeart for Danmark "båndgrundling" (Møller Olesen *et al.*, 2003), som er en invasiv og uønsket art.

**Tabel 13.3** Den estimerede vægt af fangsterne samt den procentuelle fordeling på de registrerede arter. Karpe indbefatter både skæl-, spejl- og græskarpe (Bio/consult, 2003).

Træk	Vægt (kg)	Skalle (%)	Aborre (%)	Sølvkaruds (%)	Guldfisk (%)	Karpe (%)
1	1300	65	10	22	1	2
2	1050	73	15	10	1	1
3	300	10	5	82	1	1
4	350	70	5	5	1	1

Opfiskningen blev ikke total, da der ikke kunne drages vod i en del af den reducerede sø p.g.a. bundforholdene, og fordi græskarperne sprang over nettet. Hertil slap fisk igennem voddet som følge af den anvendte masketørrelse med største masker yderst i fangarmene og mindste masker i fangposen. Der er ikke foretaget beregninger på opfiskningseffektiviteten.

**Figur 13.2** Sigtdybde, klorofyl, totalfosfor og total kvælstof i Kløkkerholm Mølløsø i perioden 1998-2006. Værdierne er angivet som tidsvægtet sommergennemsnit (1. maj – 30. sept.). Kun de år, hvor målinger som minimum er foretaget hver måned i sommerperioden, er medtaget.



### Økonomi

Opfiskningen tog knap en uge og kostede 60.000 kr, der blev betalt af Dronninglund Kommune. Kommunen stod endvidere for vandstandsreguleringen og bortskaffelsen af fangsten samt bistod med hjælp til det praktiske arbejde (pris: ca. 5000 kr). Også Nordjyllands Amt bidrog til det praktiske arbejde.

### 13.3 Effekter af indgrebet

#### Vandkemi (inkl. sigtdybde)

Sommeren efter opfiskning, dvs. 2003, var søen umiddelbart i bedring, hvilket indikeres af lavere totalfosfor- og klorofylkoncentrationer samt en markant højere sigtdybde (figur 13.2).

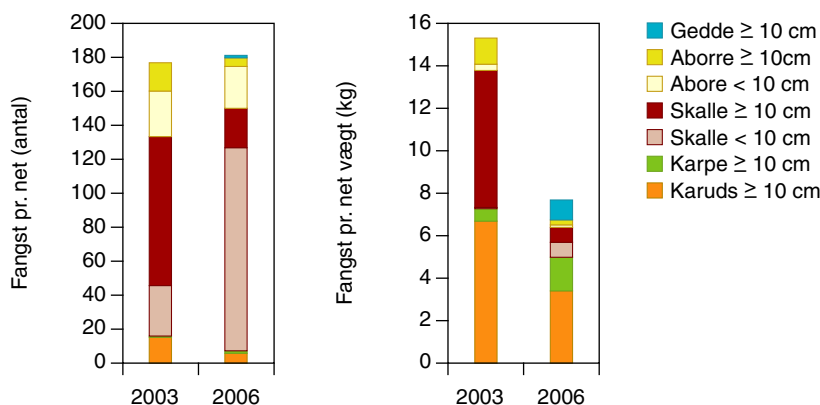
#### Biologiske forhold

##### Fisk

Fiskebestanden i Kløkkerholm Mølløsø er undersøgt i 2003 (Nordjyllands Amt, 2003) og 2006 v.h.a. gællenet og elfiskeri. Der er således ikke gennemført et prøvofiskeri inden opfiskningen i 2002. Det vides dog, at der med stor sandsynlighed ingen gedder var i søen inden opfiskningen, idet ørredfiskere nedstrøms søen fik indført en klausul om, at der ikke måtte udsættes gedder i den nyetablerede sø, ligesom der heller ikke er oplysninger om lystfiskerfangst af gedder (pers. komm. Niels Jørgen Larsen, Søudvalget). Rovfiskebestanden i søen forventedes derfor at være ubetydelig.



**Figur 13.3** Fiskebestanden i Klokkeholm Møllesø. Fangstens absolute fordeling pr. net (CPUE) på fiskearter (< og 10 cm) på antal (venstre) og vægt (højre) ved fiskeundersøgelserne i 2003 og 2006.

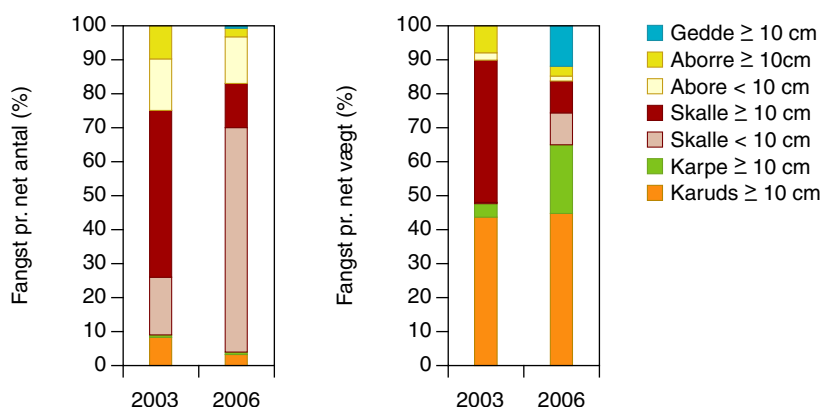


Fiskeundersøgelsen i 2003 påviste ni forskellige arter i søen: aborre, skalle, sølvkaruds (guldfisk), spejl- og skælkarpe, gedde, 3-pigget hundestejle, båndgrundling og ål, de sidste tre nævnte kun fanget ved elfiskeriet (ikke opgjort tilstrækkeligt til at blive vist her) (figur 13.3). I nettene var skalle (56 %), aborre (25 %) og sølvkaruds (8 %) antalsmæssigt dominerende i søen, mens biomassen var domineret af skalle og sølvkaruds (figur 13.4).

Samme arter på nær båndgrundling blev fanget ved fiskeundersøgelsen i 2006 (figur 13.3). Til forskel fra 2003 blev der nu fanget gedder i nettene, mens ål og 3-pigget hundestejle stadig kun sås ved elfiskeri. Antalsmæssigt var fiskebestanden nu helt domineret af skaller (78 %), især skaller < 10 cm, som udgjorde 65 % af den samlede fangst (figur 13.4), mens aborre havde mistet noget sin betydning (15 %). Biomassen var domineret af sølvkaruds (45 %), spejl- og skælkarpe (20 %) og skalle (19 %), med gedde (12 %) og aborre på henholdsvis en fjerde- og femteplads (figur 13.4). Halveringen i fangst pr. net (vægt) i 2006 i forhold til 2003 skyldes forskydningen i skallebestanden med en stærk fremgang i biomassen af små skaller og et tilsvarende fald i mængden af store skaller (figur 13.3).

De første gedder blev konstateret under elfiskeriet i 2003, og i 2006 blev de endvidere registreret i nettene. Et mere sikkert bevis for, at geddebestanden er i fremgang, blev støttet af elfiskeriet samme år, hvor der blev set langt flere og meget større gedder (på op til 7-10 kg og 90 cm) end tre år tidligere. En del af gedderne skønnes dog at være ulovligt udsat, da de ikke kan have vokset sig så store på så få år. Rovfiskenes andel af de fangede fisk på vægtbasis er lav, men steg fra 8,5 % i 2003 til 13,6 % i 2006 på trods af tilbagegangen i aborre < 10 cm. I 2005 blev der af Dron-

**Figur 13.4** Fiskebestanden i Klokkeholm Møllesø. Fangstens relative fordeling pr. net (CPUE) på fiskearter (< og 10 cm) på antal (venstre) og vægt (højre) ved fiskeundersøgelserne i 2003 og 2006.



ninglund Kommune endvidere observeret få halvdøde eksemplarer af sandart, der lige må være blevet sat ud, også uden tilladelse.

Der blev ikke opfisket græskarper i forbindelse med fiskeundersøgelserne. Dog gik få skæl- og spejlskarper i nettene i både 2003 og 2006. Karperne var markant større i 2006 og udgjorde derfor en relativt større andel af den totale fiskebiomasse i forhold til 2003 (figur 13.4). Karperne er også udsat uden tilladelse.

Båndgrundling (*Pseudorasbora parva*), som er en karpfisk, blev for første gang registreret i Danmark i forbindelse med opfiskningen i Klokkeholm Møllesø i 2002 (Møller Olesen, 2003). Ved fiskeundersøgelsen i 2003 fangede man ca. 170 individer af både yngel og ældre fisk ved elfiskeri langs ca. 500 m af bredzonen og ved endnu et elfiskeri i 2004, som foregik langs hele bredzonen, registreredes kun ca. 40 individer. I 2006 kunne båndgrundlingen ikke genfindes, hvor ca. 700 m af bredzonen blev elfisket. Bestandstætheden af båndgrundling menes således at være betydeligt lavere i dag end tidligere. Årsagen hertil er ikke klarlagt. Hvorvidt båndgrundlingen stadig findes er dog ikke endeligt klarlagt.

Der blev ikke registreret ørred ved undersøgelserne i 2003 og 2006 på trods af, at der i perioden 1997-2006 (2002 undtaget) er udsat ca. 400 stk. bækrødd på 22-25 cm hvert år (pers. komm. Claus Johannesen, Søudvalget), og at der har været fanget ørreder ved fiskekonkurrencer afholdt af Klokkeholm Sportsfiskerforening.

### **Undervandsplanter**

Vegetationen i Klokkeholm Møllesø er undersøgt i 2003 og senest i forbindelse med NOVANA i 2006. Undersøgelsen i 2003 registrerede ingen undervandsvegetation, mens undersøgelsen i 2006 viste en yderst sparsom undervandsvegetation med et relativt plantedækket areal på 1,5 % bestående af kruset vandaks, vandranunkel sp. og almindelig vandpest nævnt i dominerende rækkefølge. Kruset vandaks voksede længst ud med en dybdegrænse på 0,7 m. Af flydebladsplanter fandtes kun hvid åkande. Genfindingen af undervandsplanter i 2006 i forhold til tidligere år (dog efter karpeudsætningen) kan skyldes, at undersøgelsen i 2006 var mere detaljeret.

### **Øvrige forhold (sediment, mm.), uhensigtsmæssige påvirkninger.**

Der er foretaget undersøgelser af sediment og smådyr i forbindelse med studenterprojekter 1980'erne. Metoderne er dog ikke sammenlignelige, og resultaterne gengives derfor ikke her. Der er dog ikke noget i søens belastningshistorie, der tyder på, at der er en væsentlig belastningspulje i sedimentet.

### **Korttidseffekter versus langtidseffekter, årsager til evt. tilbagefald.**

Sommeren efter indgrebet i fiskebestanden (dvs. i 2003) viste søen tegn på bedring. Sigtdybden var steget fra 0,4 og 0,5 m i hhv. 1998 og 2001 til 0,9 i 2003 (sommerrmiddel), og næringsstofkoncentrationen (både TN og TP) var ligeledes faldet betydeligt. Mængden af alger målt som klorofyl var dog kun reduceret minimalt.

Hvorvidt den positive effekt har været i flere år efter indgrebet eller kun i 2003 vides ikke med sikkerhed, da der kun findes sparsomme målinger af sigtddybden i perioden frem mod 2006. Ifølge de lokale var søen i 2004 dog lige så grøn, som den plejede at være. I 2006 var sommersigtddybden 0,6 m og dermed nu tættere på før-situationen end efter-situationen. Næringsstofniveauet er ligeledes steget, om end TP og TN stadig er lavere end i 1998.

Mulige årsager til den ringe effekt af indgrebet:

- Der er stadig karper (skæl-, spejl- og græskarper) i søen samt en vægtmæssig dominans af sølvkaruds, hvilket har hindret undervandsvegetationen i at etablere sig, selv om vandet var blevet mere klart året efter indgrebet, samt medvirket til at fastholde søen i uklar tilstand p.g.a. deres fødesøgningsadfærd. Desuden ser karperne ud til at være blevet større i forhold til 2003, hvilket kun har styrket deres negative effekt på søen. Uklart vand og et fravær af undervandsplanter har endvidere en negativ effekt på aborrebestanden, idet aborre kræver mere klart vand for at blive nøgleart i søen.
- En skævvredet fiskebestand med få fungerende rovfisk og dominans af fredsfisk (skalle, sølvkaruds) samt bestande af diverse karpetyper.
- En ringe rovfiskebestand har medvirket til eksplosiv forøgelse af især skalleynglen efter opfiskningen, som samtidigt har haft en negativ konkurrenceeffekt på aborrebestanden.
- Færre aborrrer (især aborre > 10 cm) og et skift i skallebestanden mod flere små skaller i 2006 i forhold til 2003 har sandsynligvis styrket den uklare tilstand i søen og dermed yderligere styrket skallens position i forhold til aborren.
- Ringe reetablering/udbredelse af undervandsplanter og dermed ingen positive afledte effekter heraf, såsom (1) fjernelse af næringsstoffer, (2) skjul for dyreplankton samt små aborrrer og gedder, (3) forbedrede forhold for muslinger, (4) favorisering af små aborrrer overfor små skaller, (5) stabiliserende effekt på sedimentet/reduceret op-hvirvling etc. (Jeppesen, 1998).
- Opfiskningen har muligvis ikke været tilstrækkelig, selv om target-catch på 2 tons (jf. Jeppesen & Sammalkorpi, 2002) er opnået med de 3 tons, der blev fanget. Opgørelsen af fangstens størrelse er dog usikker (pers. komm. Chr. Hvidt, Bio/consult), ligesom estimatet af target-catch også kan være behæftet med stor usikkerhed.

#### 13.4 Konklusioner

Indgrebet i fiskebestanden i Klokkeholm Møllesø havde kun en kortvarig effekt, begrænset til den efterfølgende sommerperiode (figur 13.2). Årsagen tilskrives hovedsageligt det faktum, at bestanden af karper ikke blev fjernet ved opfiskningen, en manglende respons fra undervandsvegetationen samt en stærk fremgang i skalleyngel, hvilket har haft en negativ effekt på vandkvaliteten og dermed også aborrebestanden. Resultatet er blevet en forsat dominans af karpefisk, hvilket styrker den uklare tilstand uden planter. Gedderne er dog i fremgang med hjælp fra sportsfiskere, og der forventes nu at være en sund bestand.

Hvorvidt indgrebet har haft en mere markant effekt i de efterfølgende vintre, som det før er observeret i andre restaureringsprojekter, vides ikke p.g.a. manglende prøvetagninger. Dog er det med stor sandsynlighed selve indgrebet og ikke ændringer i oplandet, som er årsag til den forbedrede vandkvalitet året efter, idet der ikke vides at være sket nogle ændringer i den eksterne næringsstofftilførsel.

Det er svært at sammenligne en "før" og "efter" situation i Klokkeholm Mølleø, idet der kun foreligger få data om især de biologiske forhold inden indgrebet. Man ved dog, at søens geddebestand er betydeligt udviklet, fra før indgrebet, hvor der ingen gedder var i søen p.g.a. en klausul, til nu, hvor søen ser ud at have en relativ sund geddebestand i god udvikling.

### **13.5 Opfølgning og forventet udvikling**

Der er nu en sund bestand af gedder i søen, og med det nuværende belastningsniveau bør søen kunne have en udbredt undervandsvegetation med en sigtdybde på 1 m med den vigtige forudsætning, at karperne bliver fjernet og aborrebestanden styrket. Karperne er nu så store, at der er et meget attraktivt medefiskeri i søen. Dronninglund Kommune har samarbejdet med Klokkeholm Sportsfiskerforening og andre berørte interesseorganisationer om at forbedre søens tilstand. I denne forbindelse er en fjernelse af karperne et helt afgørende element. Samarbejdet har netop resulteret i en officiel aftalte mellem involverede parter om, at alle karper skal opfiskes ved lystfiskeri med forbud mod genudsætning.

Hvorvidt dette er tilstrækkeligt for at opnå en forbedret vandkvalitet og en fremgang i aborre/geddebestanden er usikkert, men samtidigt vil det være yderst tvivlsomt at håbe på forbedringer uden et indgreb i karpebestanden. Herunder bør en ny og mere omfattende opfiskning overvejes, således at også bestanden af sølvkaruds minimeres.

### **Overvågning**

Afhængigt af de forestående besparelser skal Klokkeholm Mølleø ifølge NOVANA ekstensiv-1 programmet overvåges igen i 2009.

### **13.6 Referencer**

Albek, K, Thomsen, M, Jensen, A.I, Frederiksen, M. & Mikkelsen, B.V. (1992): Undersøgelser i Klokkeholm Mølleø. Studenterrapport.

Bio/consult (2003): Biomanipulation i Klokkeholm Mølleø. Udarbejdet for Dronninglund Kommune, Teknik og Miljøforvaltningen.

Jeppesen, E. (1998): The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's Dissertation (DSc). Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg, Danmark. DMU faglig rapport nr. 247. 420 sider.

Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I (2002): Lakes. I Handbook of Ecological Restoration, Volume 2: Restoration practice, M. Perrow & T. Davy (eds.), kapitel 13. Cambridge University Press.

Klokkeholm Borgerforening, Sødvalget (2006). Mølleøen i Klokkeholm (brochure).

Kristensen, T. (1985): Fangstrapport i forbindelse med opfiskning og overflytningen af græskarper fra Øster Møllesø til Klokkerholm Møllesø. Notat fra Dronninglund Kommune.

Møller Olesen, T., Nielsen, J.G. & Møller, P.R. (2003): Båndgrundling *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1864) - ny ynglefisk i Danmark. Flora og Fauna 109 (1), 1-5.

Nordjyllands Amt (2003): Fiskebestanden i Klokkerholm Møllesø 2003.

Ries, H.C., Sørensen, K.F., Jensen, N.O., Højbjerg, V. & Gundersen, A.T. (1982): Undersøgelse af Klokkerholm Møllesø. Studenterrapport.

Wiis, T. (1983): Klokkerholm Møllesø. Studenterrapport.

## 14 Kollelev Mose

af Søren Gabriel og Thomas Aabling, Orbicon; N.J. Drisdal Hansen, Lyngby-Taarbæk Kommune; Eva Nissen, Københavns Amt

### 14.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Kollelev Mose øst for Furesø ligger som tre indbyrdes forbundne søer med et samlet areal på 5 ha i et villakvarter i Virum, Lyngby-Taarbæk Kommune (figur 14.1).

Figur 14.1 Kollelev Mose.



Restaureringen af Kollelev Mose har udgangspunkt i ønsker og interesse fra lokale borgere og brugere af søen. Projektet er kommet i stand ved, at Lyngby-Taarbæk Kommune har reduceret næringsstofbelastningen af søen og indgået i og finansieret udviklingen af aluminiumbehandling som sørestaureringsmetode i Danmark. Borgerne og brugerne har været i fokus i projektet, der har haft det primære sigte at forbedre den rekreative brug af søen og de omgivende arealer. Indsatsen har derfor foruden selve restaureringen omfattet kommunikation og samarbejde med borgere og brugere. Orbicon har gennem hele forløbet været rådgiver på opgaven, mens Københavns Amt har været myndighed.

Kollelev Mose har fået sin nuværende udformning ved ler- og tørvegravning i 1800-tallet og i starten af forrige århundrede. Disse aktiviteter ophørte, og området blev udstykket og bebygget i større stil fra ca. 1910 og godt 20 år frem i tiden. Dele af søen har været udgravet i op til 5 m's dybde, men efterfølgende aflejringer af slam har betydet, at middeldybden i søen nu er ca. 1,5 m med enkelte partier med en vanddybde på godt 2 m.

Søerne er omgivet af villahaver, der ligger helt ned til søbredden, samt et mindre parkanlæg på knap 2 ha med parklignende vegetation. Søen har ikke nogen egentlige tilløb, men har tidligere modtaget store mængder

spildevand. Det er i dag afskåret. Kloaksystemet er udbygget, så der kun sker meget begrænset overløb af opspædt spildevand og desuden tilløb af regnvand fra to separatkloakerede mindre oplande. Afløbet sker gennem rør fra søens bassin 3 til Mølleåsystemet og til kloaksystemet.

Mosen har i en årrække frem til 1942 fungeret som recipient for mekanisk rensede spildevand fra det nærmeste opland, og efter 1942 har søen været kraftigt belastet med regnbetingede overløb af spildevand. Antallet af overløbshændelser er blevet mindsket i takt med, at spildevandsnettet blev udbygget, og i dag belastes søen kun meget sjældent med overløb. Med sin placering i bymæssigt område har søen endvidere været belastet med brød fra andefodring. Der findes ingen historiske oplysninger om dette, men det vurderes, at søen dagligt modtog i størrelsesorden 5-10 kg brød, da restaureringen blev påbegyndt i 1998. Dette svarer overslagsmæssigt til en årlig belastning med 40 kg fosfor og ca. 3 tons BOD. Andefodringen er nu i samarbejde med borgerne nedbragt til et minimum.

Indholdet af næringsstoffer i vandfasen har som konsekvens af belastningen tidligere været meget højt. Enkelte vandanalyser fra 1970'erne har således vist et indhold af total-P på op til 5,3 mg P/l. I 90'erne var sommer total-P omkring 0,7 mg/l.

Søen er målsat med en generel målsætning. I forbindelse med restaureringsprojektet har Lyngby-Taarbæk Kommune opstillet følgende mål:

Sigtdybde	> 1 m
Plantedække (undervands-)	> 30 %
Totalfosforkoncentration	< 0,150 mg/l
Fiskebestand:	Domineret af aborre
Ilt	> 4 mg/l i bundvand

## 14.2 Beskrivelse af indgrebet

Restaureringen af Kollelev Mose er gennemført af Lyngby-Taarbæk Kommune ud fra et ønske om at skabe et åbent vandspejl og forbedre sigtdybden i søen til glæde for brugerne og beboerne i området. Tidligere tiders indsats med sporadisk bekæmpelse af nøkkeroser gav ikke mosen den ønskede tilstand. I arbejdet med restaureringen er der derfor fokuseret på at opnå de ønskede resultater frem for at dokumentere en særlig restaureringsmetode. Dette er baggrunden for, at der er gennemført flere samtidige og flere forskellige indgreb i søen. For at dokumentere de indgreb, der er gennemført, er tilstanden i søerne dog løbende blevet fulgt med fysiske og vandkemiske målinger hver eller hver anden uge. Som baggrund for tilladelser til restaurering af søen er der udarbejdet en række ansøgninger, vurderinger og notater. Desuden er indgreb og effekter løbende dokumenteret i en række statusrapporter, der er udarbejdet for Lyngby-Taarbæk Kommune.

Problemet i Kollelev Mose blev fra begyndelsen identificeret som en kombination af en meget høj intern belastning med fosfor og en stor fiskebestand, der var totalt domineret af fredfisk. På grund af store sedimentmængder (>80.000 m<sup>3</sup>) og relativt høje koncentrationer af metaller i sedimentet blev det vurderet ikke at være økonomisk realistisk at rense søen ved at bortgrave sedimentet. Det blev derfor besluttet at restaurere søen ved en kombination af kemisk immobilisering af sedimentets fosforpulje og en biomanipulation af fiskebestanden. Da størstedelen af søens vandflade var dækket af nøkkeroser, blev det endvidere besluttet effektivt at bekæmpe disse.

**Tabel 14.1** Kronologien og arten af de indgreb og aktiviteter, der er gennemført i og omkring Kollelev Mose.

1998 -	Løbende monitoring fysiske og vandkemiske forhold
1998-99	Biomanipulation af fiskebestand i alle tre bassiner
1998	Jernbehandling af sedimentet i bassin 2 og 3
1999-2004	Omrøring af søvand med "belufningsanlæg"
1999-2004	Gentagen skæring af nøkkeroser
2003	Aluminiumbehandling af bassin 1 og 2
2004-2005	Biomanipulation af fiskebestand i alle tre bassiner

### **Biomanipulation, jernbehandling og beluftning – 1998-99**

I 1997 var det ikke muligt at skabe accept af at aluminiumbehandle søer i Danmark. Det blev derfor besluttet at forsøge at immobilisere fosfor i sedimentet ved at hæve Fe:P-forholdet i de øvre 20 cm af sedimentet fra 6 til 15 ved dosering af jern til søen. I bassin 3 blev jern i første omgang doseret ved at harve opslemmet vandværksokker ned i det øvre sediment. Da metoden viste sig besværlig og ikke fældede fosfor i vandet samt resulterede i en alt for uensartet fordeling af okkerpartikler i sedimentet, blev jern herefter i stedet fordelt ved fældning med FeCl<sub>3</sub> i vandmassen.

Fældningen resulterede i en kraftig reduktion af vandets fosforkoncentration og derved af primærproduktionen i bassinet. På trods af søens lave vanddybde gav sedimentets store iltforbrug i kombination med den pludselige reduktion i primærproduktionen anledning til et meget kraftigt fald i vandets iltmætning. Iltfri forhold i sedimentet førte til reduktion af jern(III) og frigivelse af jern(II) til bundvandet. Ved kontakt med ilt udfælder jern(II) som jern(III), også kaldet okker, hvilket skete i de øvre vandmasser, og vandet blev farvet kraftigt rødt.

For at løse dette problem blev der etableret et "belufningsanlæg", der fra en slange over bunden langs midten af søen pumpede et gardin af luftbobler op i vandet. Boblerne blev ikke opløst, men forøgede cirkulationen i søen, så det iltfri bundvand løbende blev udskiftet med vand fra overfladen. Resultatet af denne beluftning var forbedrede iltforhold og jernbinding af fosfor i sedimentet og homogene, men fortsat dårlige iltforhold (2-4 mg/l) i hele vandmassen. Beluftningen medførte en forøget omsætning af sedimentets organiske stof.

Med udgangspunkt i disse erfaringer blev der etableret belufningsanlæg i mosens to øvrige bassiner, før der blev gennemført yderligere restaureringstiltag i disse.

I bassin 2 blev der i 1998 gennemført en behandling med en mindre mængde FeCl<sub>3</sub>. Da der på trods af beluftningen sås en svag misfarvning



af vandet efter behandlingen, blev det besluttet at afskrive anvendelsen af jern og arbejde for at få tilladelse til at anvende aluminium i det videre arbejde med immobilisering af sedimentets fosforpulje.

### 14.3 Effekter af indgrebet

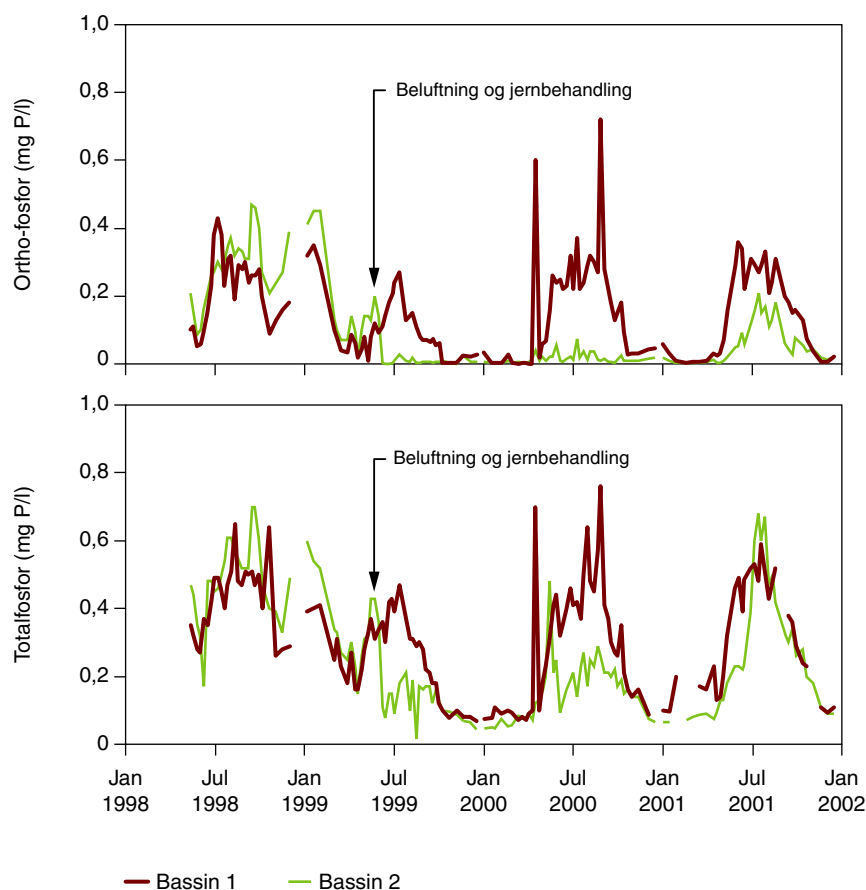
#### Jernbehandling og beluftning

Figur 14.2 viser udviklingen i koncentrationen af ortho-P og total-P i to af søerne. Bassin 2 er jernbehandlet, og som reference ses udviklingen i bassin 1, der ikke er jernbehandlet. Figuren viser et typisk forløb med høje fosforkoncentrationer om sommeren som følge af fosforfrigivelse fra sedimentet og lavere koncentrationer om vinteren.

Jernbehandlingen i bassin 2 førte til en umiddelbar reduktion af fosforkoncentration, specielt ortho-P, men varigheden af denne forbedring ses at være forbigående, knap tre år. I bassin 1 ses i 1999 også et fald i fosforkoncentrationerne i forhold til de andre år. Dette er som følge af en forbedring af iltforholdene i bundvandet ved etablering af beluftningsanlægget. Det ses endvidere, at effekten af de bedre iltforhold aftager over de følgende år, hvor fosforkoncentrationen stiger. Det vurderes, at denne stigning skyldes beluftningen (figur 14.3), der bevirker en forøget omsætning af det organiske stof i sedimentet og dermed frigivelse af organisk bundet fosfor.

I forbindelse med jernbehandlingen blev der i perioden 1998-99 gennemført en biomanipulation af fiskebestanden i Kollelev Mose. Der blev fjer-

**Figur 14.2** Udviklingen i koncentrationen af ortho-P og total-P i perioden 1998-2001 bassin 1 og 2, Kollelev Mose. Bassin 2 er jernbehandlet, det er bassin 1 ikke.



Figur 14.3 Beluftning af bassin 2.



net ca. 2,5 tons skidtfisk, primært skaller og karusser, og udsat 300 kg gydemodne aborrer i søen. Biomanipulationen havde ingen blivende effekt. Udsætning af aborrer har dog betydet, at der ved en fiskeundersøgelse i 2004 blev fundet en bestand af disse i søen.

#### **Skæring af nøkkeroser**

Skæring af nøkkeroser har haft til formål at skabe bedre rekreative muligheder i og ved mosen og modvirke fuldstændig tilgroning samt at sikre lys ved bunden. Skæringen indgår som et element i en plejeplan, der er udarbejdet for søen og dens nære omgivelser og er blevet udført hvert år fra 1999 til 2004. Flydebladene afskæres 20-30 cm under vandoverfladen i de dele af mosen, hvor de ønskes fjernet. Planterne er i stand til at sætte nye blade flere gange i løbet af vækstsæsonen, men ved gentagne skæringen flere gange med nogle ugers interval udsultes rødderne, så planterne dør. Efter at slåningen er ophørt, er nøkkeroserne igen begyndt at brede sig i søen.

#### **Aluminiumbehandling og biomanipulation 2003-2005**

I april 2003 blev bassin 1 og 2 efter godkendelse fra Miljøstyrelsen behandlet med aluminium. Doseringen var 50 g Al/m<sup>2</sup>, svarende til et forhold mellem Al og total-P på 1:1 i de øvre 30 cm af sedimentet. Behandlingen var pH-neutral, idet der blev spredt både et basisk (Natriumaluminat) og et surt aluminiumsprodukt (Polyaluminiumchlorid).

De doserede kemikalier blev indblandet i skruevandet på en kraftig bådsmotor, der var monteret på en båd. En "skruevandsspreder" sikrede, at sedimentet ikke blev hvirvlet op og den spredte samtidig skruevandet ud til siderne, så arbejdsbredden for spredebåden blev ca. 10 m. Samme metode og spredningsudstyr er brugt ved aluminiumbehandling af Sønderby Sø, Frederiksborg Slotssø og Glumsø Sø.

For at reducere risikoen for toksiske effekter på søens fisk blev søen behandlet fra enderne og ind mod midten, så fiskene kunne flygte. Spredningen blev dokumenteret på GPS.

Efter indblandingen fælder aluminium ud som hydroxydforbindelser  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , der samles som flokke og sedimenterer i løbet af få timer. Flokke er at sammenligne med snefnug. Ved denne sedimentation, der svarer til den, der sker ved kemisk fældning af fosfor på renseanlæg, fældes både partikler og orthofosfat. Efter fældningen var vandet fuldstændig klart og bunden dækket af et ca. 5 cm tykt lag af hvide flokke. I løbet af ca. to uger blev flokkene opblandet i det øvre sediment, så det igen fik en naturlig farve. Samtidig skete en vis genopvækst af fytoplankton, der også var blevet fældet ud under behandlingen.

Ved aluminiumbehandlingen opstod to uforudsete problemer (der er undgået i senere projekter):

- Det basiske aluminiumsprodukt dannede meget små flokke, der først fældede ud ved den efterfølgende behandling med det sure produkt. I senere projekter er der derfor udelukkende brugt  $\text{AlCl}_3$ , hvor doseringen er tilpasset og udspreddingen gennemført, så der ikke opstår uønskede fald i vandets pH eller alkalinitet.
- En del små fisk blev under spredningen "fanget" på det lave vand ved søens bredder. På grund af den ringe vanddybde var pH så lav og koncentrationen af opløst aluminium så høj, at nogle fisk døde. Dette problem er i senere projekter undgået ved ikke at behandle for tæt ved bredzonen.

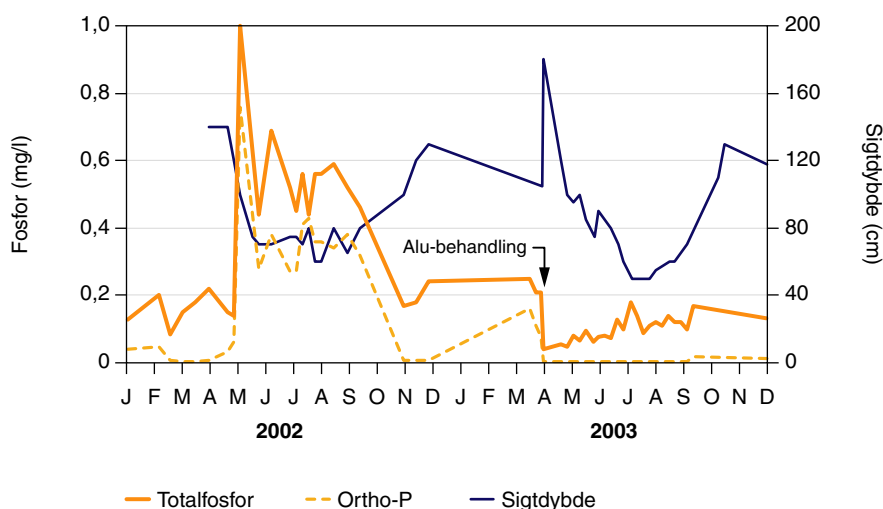
Efter at effekten af aluminiumbehandlingen var dokumenteret gennem måling af fosfor i 2003, blev der gennemført endnu en biomanipulation af søens fiskebestand. I løbet af 2004 og 2005 blev der fjernet 2,2 tons.

## **Effekter af aluminiumbehandling**

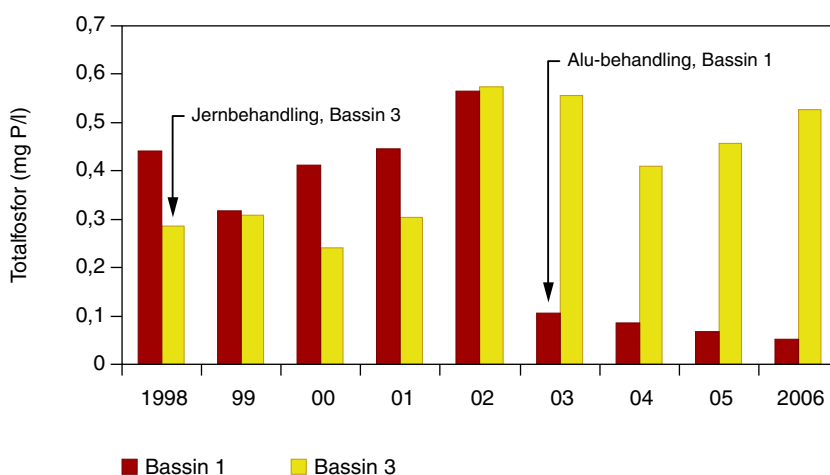
### **Fosfor og sigtddybde**

Aluminiumbehandlingen i bassin 1 og 2 havde en øjeblikkelig effekt på vandets indhold af fosfor, der blev reduceret fra 0,150 til <0,002 mg orthofosfat og fra 0,250 til 0,030 mg totalfosfor i forbindelse med behandlingen i begyndelsen af april 2003. Den umiddelbare effekt illustreres af figur 14.4, der viser indhold af fosfor i bassin 1 i perioden 2002-2003. I figuren indgår de samtidige målinger af sigtddybden. I sommeren 2002 ses et almindeligt sommerforløb med høje fosforkoncentrationer som følge af den interne frigivelse af fosfor. Denne typiske fosfor-"pukkel" er der ikke i 2003 efter aluminiumbehandlingen. Lige omkring aluminiumbehandlingen ses, at der skete en umiddelbar opklaring af søen med sigt til bunden (180 cm), men at sigtddybden herefter igen faldt til mindre end 1 m om sommeren for så som normalt om vinteren at blive relativ klar.

**Figur 14.4** Fosfor og sigt i bassin 1 i perioden 2002-2003.



**Figur 14.5** Totalfosfor, sommermiddelkoncentrationen fra 1998-2006 i bassin 1, der blev aluminiumbehandlet i 2003, og i bassin 3, der ikke er aluminiumbehandlet.



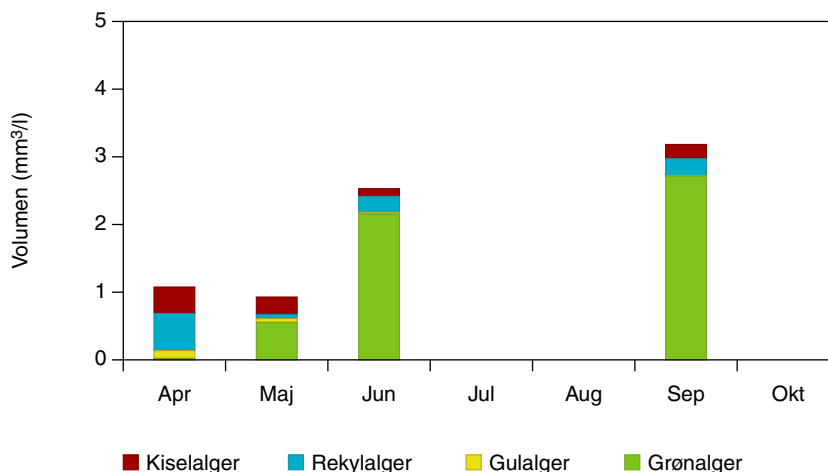
Figur 14.5 viser totalfosforkoncentrationen fra 1998-2006 i bassin 1, der blev aluminiumbehandlet i 2003. Som kontrol ses koncentrationen i bassin 3, der ikke er aluminiumbehandlet. Det ligger nedstrøms for bassin 1 og får derfor efter 2003 meget mindre fosforbelastning. Effekten af aluminiumbehandlingen er tydelig og ses at fortsætte i hvert fald fire år frem. Samme effekt ses i bassin 2.

Effekten af jernbehandling i bassin 3 ses at have en lille effekt frem til 2001, hvorefter fosforkoncentrationen i de to søer igen er ens i 2003.

### Fytoplankton

I årene før aluminiumbehandlingen har det tidlige plankton (> 20 µm) været domineret af rekyalger, gulalger og kiselalger (primært *A. granulata*). I både 2001 og 2002 var kiselalgerne dominerende i det meste af sommerperioden, og først hen i august blev grønalgerne en betydende faktor (navnlig *Scenedesmus*) sammen med en vis forekomst af blågrønalger, navnlig af slægten *Anabaena*. Kiselalgedominansen i sommerperioden er afvigende fra den normale udvikling i danske søer og skyldes sandsynligvis, at vandmassen omrøres året rundt i forbindelse med beluftningen.

**Figur 14.6** Fytoplanktonbiomassen i bassin 1, 2003, fordelt på taksonomiske grupper.



Efter aluminiumbehandlingen i april 2003 var kiselalgerens tilstedeværelse voldsomt reduceret sammenlignet med de to foregående år. Den mindskede tilstedeværelse skyldes formodentlig, at fremvæksten blev bremsset tidligt i forbindelse med aluminiumstilsætningen, og at fosforindholdet blev sænket markant. Efter aluminiumbehandlingen sås endvidere en øget forekomst af grønalger, primært små og ubevægelige, hvilket sandsynligvis skyldes deres evne til at vokse hurtigt, deres effektive næringsoptagelse, samt at græsningstrykket på disse arter er faldet drastisk på grund af nedgræsningen af zooplankton i det forholdsvis klare vand.

Figur 14.6 viser biomassen af fytoplankton i 2003 fordelt på taksonomiske grupper. Det ses, at rekyalger og kiselalger dominerede planktonet i det tidlige forår (hhv. 51 og 36 % af biomassen i april), hvorefter andelen af grønalger øgedes markant i løbet af sommermånederne. Grønalgernes biomasse steg til mellem 2,2 og 2,7 mm<sup>3</sup>/l i juni og september, svarende til en andel på 85 % af den samlede biomasse. Det bemærkes, at hverken øjealger eller blågrønalger blev fundet i en sådan mængde i bassin 1, at de havde betydning for biomassen.

### Zooplankton

Sammensætningen af zooplankton blev undersøgt tidligt i april, før aluminiumbehandlingen, og igen i begyndelsen af september. Biomassen var domineret af små cyclopoide copepoder, der har en ringe evne til at græsse fytoplanktonet. Over sommeren skete et skift i artssammensætning, så de få til stedelevende individer af dafnier og snabeldafnier forsvandt fuldstændigt.

En meget begrænset forekomst af dafnier var forventelig på baggrund af søens fiskesamfund, hvor skaller var helt dominerende. Imidlertid er der i de foregående år observeret et relativt stort antal *Bosmina longispina* samt enkelte *Daphnia* i planktonet. Deres forsvinden efter aluminiumbehandlingen formodes at hænge sammen med klarere vand i en periode først på sommeren som følge af fosforbindingen. Herved er de planktivore fisks effektivitet som konsumenter af de større zooplanktonarter forbedret.

## Fiske- og smådyrsfauna

I foråret 2003 gennemførte Københavns Amt en undersøgelse af fiske- og smådyrs-faunaen i bl.a. Kollelev Mose. Undersøgelsen viste, at faunaen på søens barbund var moderat artsrig og domineret af dansemyg og orme. Generelt bestod faunaen af dyregrupper tilpasset et liv på barbunden.

Prøvetagningen foregik dagen efter udbringningen af aluminium, og bunden var dækket af et flere cm tykt lag af aluminiumflokke. Fosfor-fældningen syntes ikke have påvirket bundfaunaen nævneværdigt.

Bredzonefaunaen i mosen var forholdsvis alsidig, men noget individfattig, domineret af dansemyg og med en relativ alsidig sneglefauna.

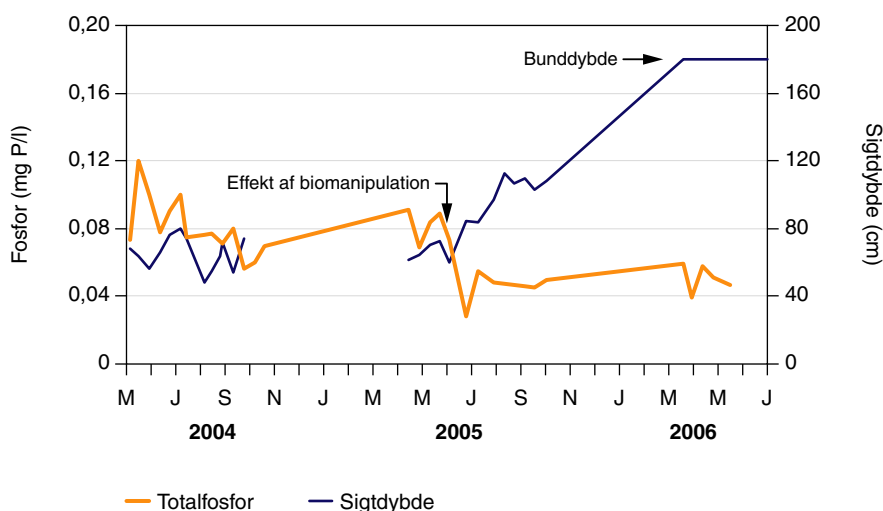
Fiskebestanden var i udpræget grad domineret af småskaller, som fandtes i en meget tæt bestand. De resterende arter i fangsten, som talte rudskalle, aborre, gedde, suder og karusse, forekom derimod fåtalligt i garnene. Heriblandt også karussen, som inden opfiskningen i 1998, var særdeles talrig i søen.

## Effekter af biomanipulation

I 2004 og 2005 blev en biomanipulation af fiskebestanden iværksat for at den vej at forøge zooplanktons græsnings-effekt. Der blev fundet en god bestand af aborrer og fjernet yderligere 2.200 kg skidtfisk. Effekten af biomanipulationen slog først igennem midt på sommeren 2005, hvor sigtddybden i løbet af få uger blev forøget samtidig med, at vandets indhold af klorofyl *a* og totalfosfor blev reduceret. Effekten af biomanipulationen fremgår af figur 14.7.

Søens gode udvikling er fortsat i 2006, hvor der har været sigt til bunden i hele sommeren, og fosforkoncentrationerne er faldet yderligere. Der er ikke gennemført undersøgelser af fytoplankton, zooplankton, smådyrs- eller fiskebestande, efter at omslaget til en klarvandet sø er sket.

**Figur 14.7** Effekt af biomanipulation af fiskebestanden illustreret ved sigtddybde og total-P i bassin 1 i årene efter aluminiumbehandling.



## Etablering af planter

På trods af to sæsoner med sigt til bunden har der ikke etableret sig planter i søen. Det vurderes, at planternes manglende kolonisering skyldes, at sedimentet efter mange års dårlig miljøtilstand og aflejringer ikke indeholder en levedygtig frøpulje.

Muligheden for at planter kan trives i søen og etablere sig i det løse sediment er dokumenteret i 2003 og 2004, hvor bl.a. kruset vandaks på forsøgsbasis blev udplantet på lavt vand i en række bure. Efter at burene blev fjernet, blev planterne dog hurtigt græsset bort af rørhøns og sva-ner.

Det er planlagt at gennemføre en udplantning i søen i foråret 2007. Udplantningen vil ske spredt over hele søen for at forbedre chancen for, at nogle planter undgår at blive græsset bort. Det er herefter håbet, at planterne vil kunne etablere sig i nogle områder og siden kolonisere resten af søen fra disse.

## 14.4 Konklusioner

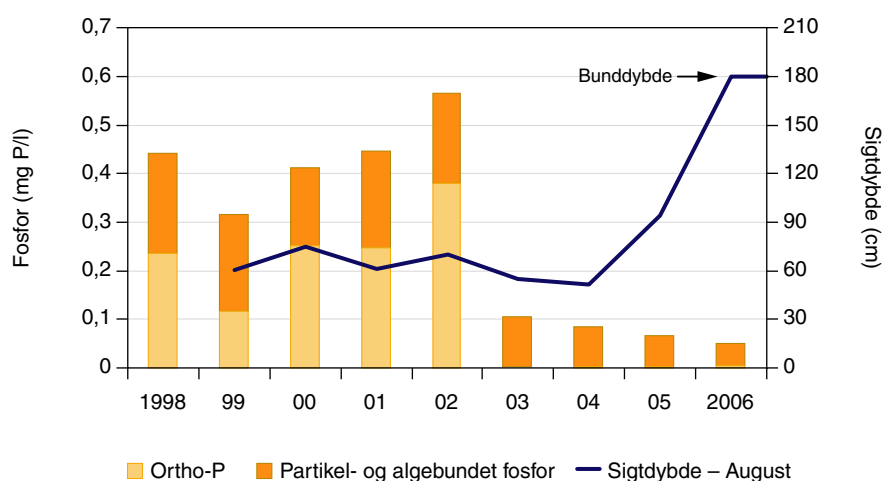
Med restaureringsprojektet i Kollelev Mose har Lyngby-Taarbæk Kommune i samarbejde med lokale borgere og brugere nået målene om at forbedre søens tilstand og områdets rekreative muligheder.

Udgangspunktet for projektet var en tidligere massiv belastet hypereutrof bysø med store aflejringer af næringsrigt sediment og en fiskebestand, der var fuldstændig domineret af skidtfisk.

Vandets indhold af fosfor er i dag reduceret til et naturligt niveau gennem afskæring af den eksterne belastning fra spildevand og andefodring og en aluminiumbehandling af søens sediment.

I kombination med en vellykket biomanipulation af søens fiskebestand har dette, som det sammenfattende illustreres i figur 14.8, skabt klart vand og sigt til bunden.

**Figur 14.8** Udvikling i fosforkoncentrationer og sigtddybde i Kollelev Mose 1998-2006. Aluminiumbehandling blev gennemført i 2003 og biomanipulationen afsluttet i 2005.



Af projektet kan indtil dato konkluderes, at:

- det er muligt at rette op på en hypereutrof sø med en massiv intern belastning uden at opgrave sedimentet.
- aluminiumbehandling (binding af fosfor med aluminium) er en effektiv metode til at reducere den interne belastning fra sedimentet.
- den lavere fosforkoncentration efter aluminiumbehandling medfører ikke nødvendigvis en bedring af sigtdybden – en kombination med biomanipulation vil ofte være nødvendig.
- iltning af bundvandet vil forøge nedbrydningen af det organiske stof i sedimentet og vil derfor kunne medføre en frigivelse af organisk bundet fosfor.
- borgerinddragelse, herunder begrænsning af andefodring, der kan udgøre en væsentlig fosforkilde, er vigtig for et vellykket projekt i bynære søer.
- jernbehandling (binding af fosfor med jern) bør ikke anvendes som restaureringsmetode i søer, hvor der er et højt iltforbrug i sedimentet.

#### **14.5 Opfølgning og forventet udvikling**

Lyngby-Taarbæk Kommune og Orbicon vil de kommende år følge udviklingen i miljøtilstanden i Kollelev Mose, og i foråret 2007 planlægges en udplantning af bundplanter, hvis disse ikke selv har indfundet sig inden da.

Overvågningen af søen skal sikre, at der er mulighed for at gentage aluminiumbehandlingen af sedimentet eller supplere den gennemførte biomanipulation, hvis dette viser sig nødvendigt.

Det forventes dog, at den opnåede forbedring af søens tilstand vil vare ved, idet den eksterne belastning af søen er så lav, at den ikke giver anledning til, at søen eutrofieres på ny, og der ikke er indikation af, at det fosfor, der nu er bundet i sedimentet, skulle blive frigivet på ny.

For at opretholde en åben vandoverflade vil der de kommende år igen blive gennemført en bekæmpelse af nøkkeroder i dele af søen.



## 15 Maribo Søndersø

af Karsten Fugl og Palle P. Myssen, Storstrøms Amt

### 15.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

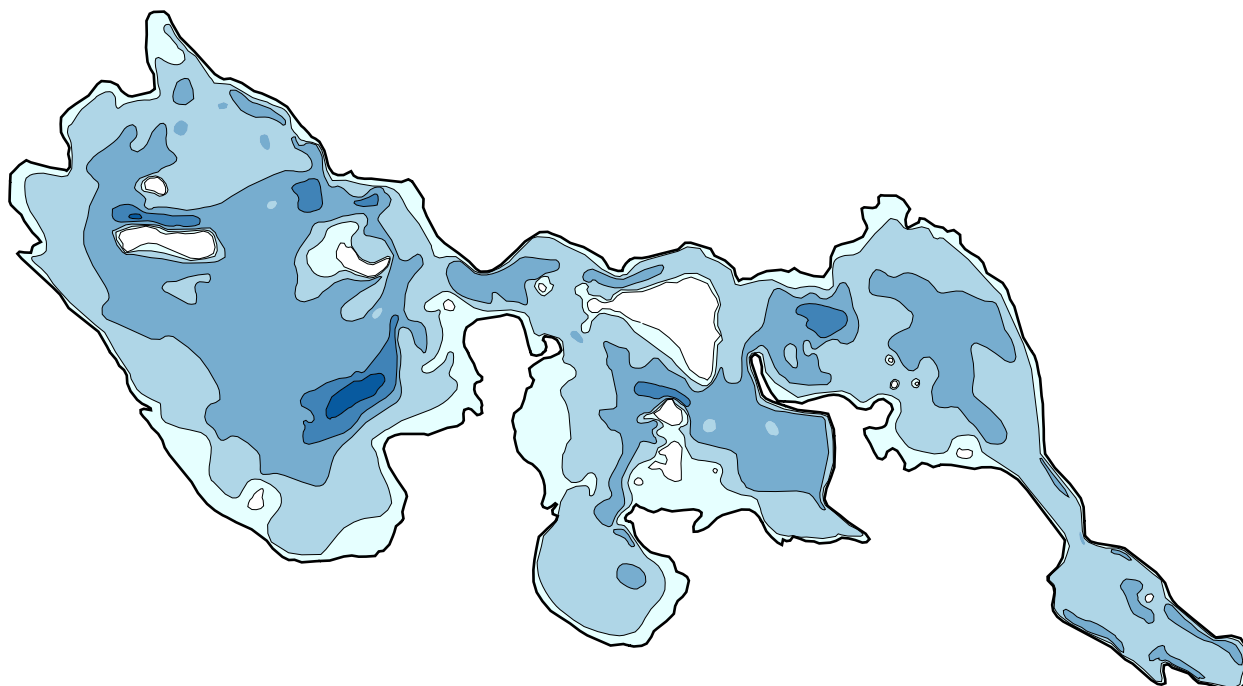
Maribo Søndersø er beliggende midt på Lolland. Maribo Søndersø er den største af de fire søer, der indgår i Naturpark Maribosøerne. Halvdelen af oplandet til Maribo Søndersø er opdyrket, 15 % er skov, og 17 % er ferskvand. 2/3 af det opdyrkede opland afvander til Hejrede Sø (53 ha) og Røgbølle Sø (197 ha), som begge har afløb til Maribo Søndersø.

Maribo Søndersø er målsat som A1 og A2 sø med krav til sigtdybde på 1,5 m og klorofyl mindre end 75 µg/l (begge sommermidler). Desuden skal der være vegetationen ud til 2 m.

**Tabel 15.1** Morfometriske data.

Søareal	ca. 860 ha
Max. dybde	5,0 m
Middeldybde	1,7 m
Volumen	14.450 x 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>
Gns. opholdstid	1,0 år

Maribo Søndersø er lavvandet, og ca. 90 % af søarealet har en dybde under 2 m, middeldybden er 1,7 m, og kun 2,5 % er dybere end 3 m. Se tabel 15.1 med morfometriske oplysninger. Maribo Søndersø er den femtestørste ferskvandssø og med sine 22 øer og småholme landets mest ørige sø.



**Figur 15.1** Dybdekort over Maribo Søndersø. Der er 1 meter mellem kurverne.

## Belastningshistorie

I første halvdel af 1800-tallet modtog Maribo Søndersø en del urensset spildevand via grøfter og rendestene fra Maribo by, som i 1801 husede ca. 700 indbyggere. I 1860 forbød bystyret i Maribo by i forbindelse med sundhedsvedtægten, at der blev ledt spildevand til søen.

På denne baggrund blev der i frem til 1910 foretaget kloakering af størstedelen af byen således at spildevandet blev ledt nedstrøms til Nørresø og Hunse Å.

I forbindelse med industrielforarbejdningen af sukkerroeproduktionen på Lolland udledte Maribo sukkerfabrik fra ca. år 1900 til ca. 1962 spildevand til søen, og den har været den dominerende fosforkilde i denne periode. I dette tidsrum var belastningen med organisk stof størst i forbindelse med efterårets roekampagne.

I starten af 1960'erne ekspanderede Maribo by, især i den østlige del, og overfaldsbygværker blev opført. Herfra udledtes spildevandsholdigt vand til Søndersø i aflastningssituationer. Der er i dag ingen industrivirksomheder, der bidrager til belastningen af søen. Så udvaskning fra landbrugsområderne og den spredte bebyggelse i oplandet er i dag den dominerende belastningskilde til søen.

## 15.2 Beskrivelse af indgrebet

Miljøtilstanden i Maribo Søndersø var i 1980'erne utilfredsstillende, med ringe sigtddybde og næsten ingen undervandsvegetation. En fiskeundersøgelse i 1989 viste imidlertid også, at fiskesammensætningen var helt ude af balance. Brasen og skalle dominerede, og der var kun få gedder og næsten ingen større aborrer.

I 1991 besluttede Storstrøms Amt i samarbejde med de omkringliggende fire kommuner, gennem en redningsplan, at gøre noget ved miljøtilstanden i Maribosøerne.

Således blev en arbejdsgruppe nedsat med repræsentanter fra den største lodsejer, den aktive erhvervsfisker, de fire berørte kommuner og amtet. Denne arbejdsgruppe udarbejdede en redningsplan hvor følgende tiltag blev besluttet:

- Spildevand til søerne fra byer og små landsbyer afskæres af kommunerne.
- Bestanden af brasen og skalle (skidtfisk) reduceres ved opfiskning.
- Bestanden af gedder og aborrer (rovfisk) skal øges og samtidig beskyttes mod fiskeri
- Generel hævning af vandspejl i søer forsøges.

På baggrund af denne plan besluttede Storstrøms Amt i samarbejde med kommunerne, at gøre noget ved miljøtilstanden i Maribo Søndersø og Hejrede Sø, som er to af de i alt fire søer.

Maribosøerne består dels af Hejrede Sø og Røgbølle Sø, som begge leder til Maribo Søndersø. Afløbet fra Maribo Søndersø løber gennem Nørresø, inden vandet løber ud i Smålandshavet via Hunse Å.

## Afskæring af spildevand

Alle overløbsværker og spildevand fra små bysamfund er i dag afskåret fra søen, så tilbage er nu belastningen fra spredt bebyggelse og landbrug.

Størstedelen af landbrugsbelastningen til Søndersø i dag stammer fra oplandet til Hejrede Sø, der via pumpestation pumpes til Søndersø. Det andet tilløb kommer fra Røgbølle Sø, og det reguleres en sjælden gang af et stibord mellem søerne.

## Opfiskningen

På baggrund af fiskeundersøgelsen i 1989 blev det vurderet, at biomani-pulering gennem opfiskning af fiskebestanden ville kunne give den fornødne forbedring af vandkvaliteten.

Med sine mange bugte, vige og en kystlinie på 32 km var det umulig at gennemføre et traditionelt opfiskningsprojekt i Maribo Søndersø. Traditionelt forsøger man gennem opfiskning med trawl og vod at fjerne 70-80 % af fiskebiomassen over et tidsrum på 1-2 år. Det var imidlertid ikke muligt i Maribo Søndersø, så en anden mere langsigtet strategi blev lagt. Et længerevarende, men målrettet fiskeri efter brasen og skalle, blev etableret og gennemført de næste 14 år.

Denne strategi blev muliggjort af et samarbejde mellem amtet og den lokale erhvervsfisker, som havde fisket i søerne siden midten af 60'erne. Erhvervsfiskeren havde gennem hele perioden en langtidskontrakt på fiskeretten på de to aktuelle søer. Amtet betalte via projektet erhvervsfiskeren en kompensation for at frede gedder og aborre gennem de første 11 år af projektperioden. Igennem hele perioden har erhvervsfiskeren været lønnet for at stå for den daglige drift af fiskeriet i søerne. En gang årligt blev det kommende års omfang og ændringer nedfældet i en kontrakt efter aftale med erhvervsfiskeren, som stod for hele fiskeriets praktiske del. I forhandlingerne med erhvervsfiskeren indgik i perioden 2000-2003 en forsøgsordning, hvor han som bifangst fik tilladelse til at lande maksimalt 800 kg gedder årligt. De hjembragte gedder skulle have et mindstemål på 70 cm. Således havde de hjembragte fisk gennemført mindst en gydning. Som led i optimering af fangstresultaterne blev erhvervsfiskeren tilbudt en mindre bonus på hvert kilo skidtfisk, der blev bragt i land.

Opfiskningen af skidtfisk har været fordelt på to hovedaktiviteter: garnfiskeri og trawlfiskeri.

## Garnfiskeriet

I forårs månederne, hvor brasen og skaller gyder, blev der i projektets start anvendt flere typer af kasteruser og bundgarn. Således blev der første år fisket med maskestørrelser varierende fra 20-30 mm og med 20-30 m rad. Antallet blev nedsat i takt med, at det viste sig, at bestemte pladser i søen var langt bedre end andre. Samtidig viste det sig hurtigt, at bestemte bundgarntyper var mere effektive end andre. Således er antallet af fangstredskaber faldet fra 53 i projektets start til kun 20 redskaber i de sidste år. Flere bundgarntyper blev afprøvet. Bedst var bundgarntypen med 30 mm garn i rad og forgård og 3 lyse ruser med maskestørrelse på 60 mm. I takt med at sigten i vandet blev bedre, blev maskestørrelsen tilsvarende øget for ikke at skræmme brasenstimerne. Endvidere blev for-



Erhvervsfiskeren røgtede normalt bundgarnene 2-3 gange om ugen. Men ved kraftige temperaturstigninger og deraf øget gydeaktivitet, blev bundgarnene tømt næsten dagligt.

gårdene forsynet med fast bund for at hindre fisk i at undslippe i forbindelse med blæst. En radlængde på 20 m viste sig at være optimal for fiskeriet med disse bundgarn. Erhvervsfiskeren hængte jævnlige garnene til tørre for at hindre, at de blev for overgroede og dermed synlige for fiskene. De forskellige fiskearter har forskellig fortrukne gydetemperaturer. Gedder og aborrer gyder som de første ved lave vandtemperaturer, modsat brasen og skalle, som først gyder, når vandtemperaturen er over 12 °C. Denne forskel på gydetemperatur blev udnyttet til at fange netop brasen og skaller og minimere bifangst af gedder og aborrer.

### **Trawlfiskeriet**

Til trawlfiskeriet blev der fremstillet i specielt brasentrawl, som kunne trækkes mellem to joller med indenbordsmotor. Trawlet var 22 m langt med maskestørrelse fra 80 til 30mm. Der er gennem perioden ændret på trawlet bl.a. ved isyning af en finmasket (20-16 mm) inderpose til fangst af mindre fisk. Dette trawl blev anvendt gennem de første 10 års vinterfiskeri.

Brasen og skalle samler sig generelt, når vandtemperaturen falder i efteråret, på de dybere steder i søen. Trawlfiskeriet blev normalt iværksat i november og blev gennemført ved at trække trawlet efter to både med en indbyrdes afstand på 30 m. Trawlet blev justeret med flydere efter, hvilke dybde trawltrækket skulle gennemføres. Erfaringer viste, at brasen sagtens kunne svømme foran trawlet i lang tid uden at blive fanget. Som et modtræk benyttede erhvervsfiskerne den taktik, at de umiddelbart før bjærgning af fangsten trak trawlet op mod lavere vand. Denne teknik betød, at når fiskestimen foran trawlet fornemmede det lavere vand, så vendte de ofte i panik og ville tilbage til det dybere vand, men gik i stedet i trawlet. Trawlfiskeriet blev opgivet i efteråret 2000 på grund af fremgangen i vegetationen i Maribo Sønder sø.



Under fiskeriet blev trawlet jævnligt beskadiget af stenrev og druknede træstammer. Derfor blev trawlet jævnligt gennemset og huller bødet på stedet.



Fiskeriet med trawl blev gennemført med vekslende succes, men erfaringen betød, at de senere år gav rigtig fangster med helt op til 1000 kg på et enkelt træk.

## Andet fiskeri

Der er to gange i perioden med hjælp fra konsulenter forsøgt vodfiskeri med landdragningsvod uden den store succes. I afløbet fra Maribo Sønder sø er der to år i træk med succes opfisket flere tons af småbrasen og skaller ved elektrofiskeri fra jolle efterår og tidlig vinter.

## Opfiskningsresultat

Ved hjælp af de nævnte metoder er der nu fjernet 132 tons fredfisk (brasen og skaller) fra søen i gennem de 14 år. Den samlede biomasse i søen er i forbindelse med fiskeundersøgelserne beregnet til at være på 300-400 tons (350-450 kg/ha), så den årlige fjernelse af fredfisk svarer kun til omkring 3-5 % af den samlede fiskebiomasse. Der har været en udvikling i individantal, -størrelse og -kondition igennem perioden. Således ændrede brasenfangsterne sig fra 12-15 cm lange og magre individer til velnærede fisk på 2-3 kg. De fangne brasner blev i de seneste år ikke kørt til destruktions, men solgt som konsum på fisketorvet i København.

## Geddeudsætning

I 1994 blev Maribo Sønder sø udpeget som forsøgs-sø for udsætning af gedder i stor skala. Det betød at der i 1994 blev udsat 200.000 stk. geddeyngel. De efterfølgende 2 år blev der udsat 55.000 stk. 163.000 stk. og endelig 200.000 stk. i 1997. Sammenlagt er der i perioden udsat i alt 618.000 stk. geddeyngel i Maribosøerne. Det giver et gennemsnit på ca. 180 stk. geddeyngel pr. ha i en fireårig periode. Det var langt under, hvad anbefalingen på 1000 individer/ha var på det tidspunkt. På udsætningstidspunktet sidst i maj var de udsatte gedder 25-35 mm og blev udsat langs søbredderne. Effekter af de nævnte udsætninger af geddeyngel har ikke kunnet konstateres i gedde- eller fredfiskebestanden i udsætningsperioden i Maribo Sønder sø.

Bundgarnene var placeret af erhvervsfiskeren på udvalgte gode fiskepladser i hele søen. Bundgarn og rad var ophængt i 11 bundgarnspæle, som blev slået i søbunden tidligt om foråret.



Den spæde gedde yngel blev udsat fra jolle ved at sejle helt inde langs søbredden og rørskoven. Gedderne blev fordelt mest muligt, da de på udsættningstidspunktet allerede er territoriehævdende og udviser kannibalistiske egenskaber.



### **Vandstandshævning**

Vandstanden i Maribo Søndersø er i perioden hævet med ca. 30 cm. Formålet med dette tiltag har været at øge arealet af oversvømmede enge og rørskove til glæde for specielt de ynglende gedder, der om foråret netop gyder på sådanne arealer. Vandstandshævningen er sket ved at erstatte et manuelt styret stigningsbord ved Nørre Sø med et selvregulerende samme sted. Arbejdet blev færdiggjort i december 1997. Den selvregulerende effekt betyder at fluktuationer i søernes vandstand i dag er meget mere udjævnet så fiskeynglen kan forblive på lavt vand. Den aktuelle vandstandshævning er estimeret til at øge vandvolumen med ca. 2 %.

### **Økonomi**

Efter at amtet i slutningen af 1991 selv finansierede et forsøgsfiskeri, indgik de fire kommuner, Saksøbing, Holeby, Nysted, og Maribo Kommune på Lolland i 1992 i et treårigt samarbejde med amtet om sammen at opfiske brasen og skaller i Hejrede Sø og Maribo Søndersø. Dette samarbejde er blevet forlænget fire gange frem til 2005, hvor projektet og dermed samarbejdet blev afsluttet. Det årlige driftbudget var på 400.000 kr. de første tre år. Mens budgettet var på 200.000 kr. årligt resten af perioden 1995-2005. Finansieringen har været delt således at amtet dækkede halvdelen af den årlige udgift, mens de fire kommuner delte den anden udgiftshalvdel.

Amtet har gennem alle 14 år selv stået for det regionale tilsyn af vandmiljøet i søerne i perioden. De mere omfattende specialundersøgelser af vandplanteudbredelse og fiskebestandene har amtet betalt og gennemført med hjælp af eksterne konsulenter.

Afløbet ved Nørre Sø blev i 1997 lavet om til et selvregulerende afløb med faunapassage året rundt, passagen ses i billedets forgrund. Ved samme lejlighed blev vandstanden hævet ca. 30 cm i Maribo Søundersø og Nørre Sø



### 15.3 Effekter af indgrebet

#### Vandkemi

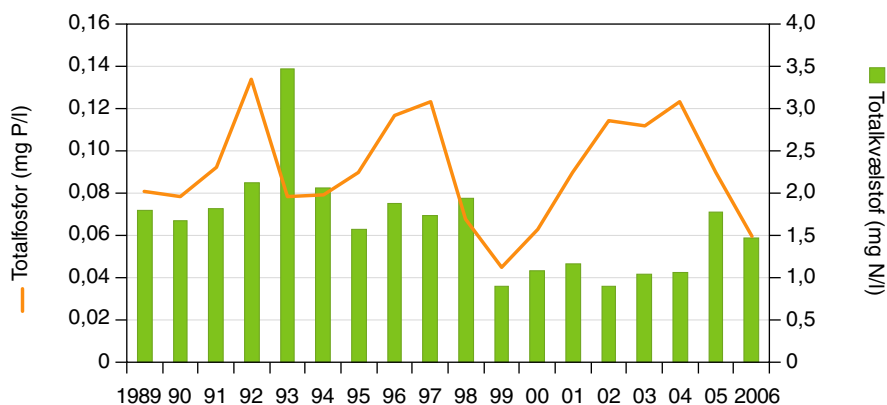
Maribo Søundersø er i forsøgsperioden overvåget med svingende intensitet med hensyn til prøvetagningshyppighed, gennemsnittet ligger på 15 vandkemiske prøver årligt. Som det fremgår af de relevante parametre, er de første mange år uden udvikling. Først mellem 1998 og 1999 sker der drastiske ændringer i vandkemien.

#### Fosfor og kvælstof

Fosforniveauet for sommermidten ligger gennem første del af perioden på omkring 0,08-0,1 mg/l, men gennem 1998-99 sker der en af ukendte



**Figur 15.2** Sommermiddel for totalfosfor og totalkvælstof i Maribo Sønderø fra 1989 til 2006.



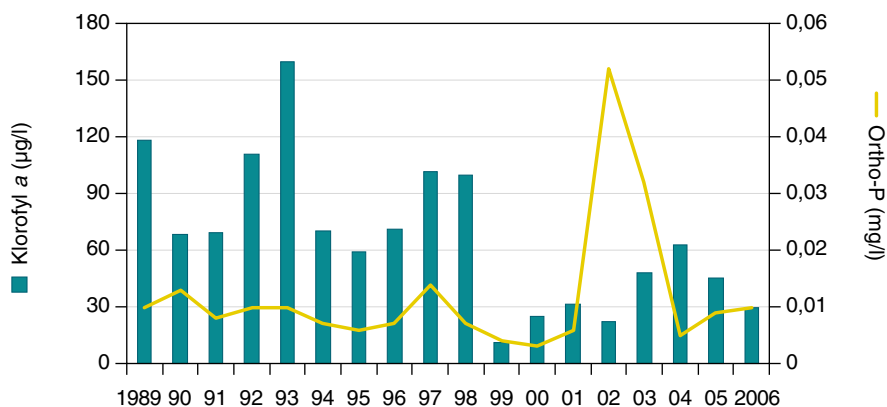
årsager halvering i fosforkoncentrationen, se figur 15.2. I 2001 er fosforkoncentrationen tilbage på det gamle niveau. I andre søer, hvor man med succes har fjernet helt op til 80 % af skidtfiskebestanden, er der ofte set et fald i fosforkoncentrationen. Koncentrationen af den totale kvælstof er ligeledes uændret frem til 1998-99, herefter falder den til et noget lavere niveau. Der stiger en smule de seneste to år, se figur 15.2. Af disse to næringsstoffer viser kun kvælstof et markant og signifikant fald i løbet af perioden 1989-2006.

### Orthofosfat og klorofyl-a

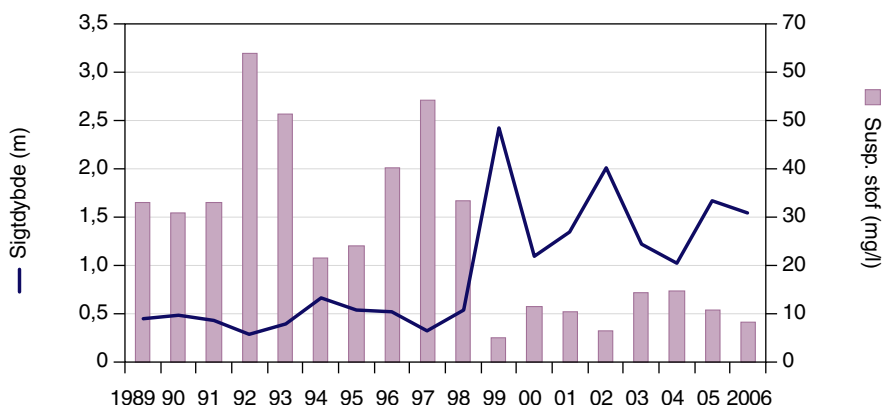
Målinger af den for fytoplankton umiddelbare tilgængelige mængde orthofosfat veksler kun ganske lidt i starten af perioden. Men i 1998 mere end halveres sommerkoncentrationen af tilgængelig fosfat pludselig, se figur 15.3. Faldet fortsætter gennem 2000, men allerede i 2001 afløses faldet af en ny stigning i 2002, som topper perioden. De følgende år falder orthofosfat-koncentrationen imidlertid tilbage til det tidligere niveau på ca. 0,01 mg orthofosfat/l.

Mængden af alger og dermed klorofyl-a varierer noget frem til 1999, hvor der også her kan konstateres et kraftigt fald på ca. 75 %, se figur 15.3. Årsagen er sandsynligvis udviklingen i dyreplanktonsamfundet, som forøges med en faktor 4. De følgende år er der generelt en mindre stigning, som imidlertid afløses af et nyt fald i 2005, se figur 15. 3.

**Figur 15.3** Sommermiddel for klorofyl a og orthofosfat i Maribo Sønderø fra 1989 til 2006



**Figur 15.4** Sommermiddel for sigtddybde og suspenderet stof i Maribo Søndersø fra 1989 til 2006.



### Sigtddybde og suspenderet stof

Sigtddybden, er et udtryk for vandets klarhed og dermed for lysforholdene ved søens bund. I første halvdel af perioden frem til 1998 var den gennemsnitlige sommermiddelsigtddybde maksimalt 0,5 m i sommerperioden. I den i sidste halvdel var sigtddybden øget kraftigt til at være godt 1,5 m, svarende til at sommermiddelsigtddybden blev mere end tredoblet, se figur 15.4. Forøgelsen til over 1,5 m betyder, at søens kvalitetskrav fastlagt i amtets regionplan har været opfyldt i tre år ud af de seneste otte år.

De meget markante positive forandringer af sigtddybden, og dermed af vandets klarhed, fandt sted sideløbende med, at der skete tilsvarende markante fald i middelkoncentrationerne af klorofyl-a og suspenderet stof, der begge er udtryk for vandets indhold af stoffer, der gør vandet uklart og svækker lysets evne til at trænge ned i vandet.

Faldet i middelkoncentrationerne af klorofyl-a og suspenderet stof er af samme relative størrelsesorden som stigningen i middelsigtddybden, og der hersker ingen tvivl om, at forbedringerne af vandets klarhed (stigningen af sigtddybden) skyldes faldet i koncentrationerne af klorofyl-a (planteplankton) og suspenderet stof.

Mængden af det suspenderede stof har ligget på et jævnt niveau frem til 1999, hvor den falder drastisk og dermed er medvirkende til en forbedret sigtddybde, se figur 15.4. Forklaringen på denne udvikling skyldes dels reduktionen i brasenbestandens bioturbation og ikke mindst planternes stabilisering af søbunden i situationer med blæst og deraf følgende omrøring af vandmasserne.

### Samlet vurdering af udviklingen 1989-2006

Overvågningen af Maribo Søndersø i perioden 1989-2006 viser med stor tydelighed en stor (3x) og statistisk signifikant forbedring af sommermiddelsigtddybden (vandets klarhed). Denne meget markante forbedring fandt sted sideløbende med ligeledes store og statistisk signifikante fald i vandets indhold af kvælstof, mens der ikke skete et tilsvarende fald i vandets indhold af det almindeligvis mest betydende næringsstof, fosfor. Ikke desto mindre skete store og statistisk signifikante fald i koncentrationerne af både klorofyl-a (planteplankton) og suspenderet stof.

**Tabel 15.2** Opsummering af forskellige parametres udvikling (sommerrmiddel) i Maribo Sønderø fra 1989 til 2006.

Sommermidler	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Sigtdybde (m)	0,47	0,49	0,44	0,29	0,4	0,67	0,55	0,52	0,33
Klorofyl a ( $\mu\text{g/l}$ )	118	68	69	111	160	70	59	71	102
Total-P ( $\text{mg/l}$ )	0,081	0,078	0,092	0,134	0,078	0,079	0,090	0,117	0,123
Orth.-P ( $\text{mg/l}$ )	0,010	0,013	0,008	0,010	0,010	0,007	0,006	0,007	0,014
Total-N ( $\text{mg/l}$ )	1,79	1,68	1,82	2,12	3,5	2,066	1,58	1,88	1,73
NO <sub>3</sub> -NO <sub>4</sub> ( $\text{mg/l}$ )	0,057	0,009	0,070	0,021	0,038	0,051	0,133	0,023	0,006

Sommermidler	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Sigtdybde (m)	0,54	2,24	1,01	1,30	1,99	1,27	1,07	1,73	1,55
Klorofyl a ( $\mu\text{g/l}$ )	100	11	25	31	22	48	63	45	30
Total-P ( $\text{mg/l}$ )	0,068	0,045	0,063	0,090	0,114	0,112	0,123	0,090	0,060
Orth.-P ( $\text{mg/l}$ )	0,007	0,004	0,003	0,006	0,052	0,032	0,005	0,009	0,01
Total-N ( $\text{mg/l}$ )	1,94	0,90	1,09	1,16	0,90	1,04	1,05	1,77	1,46
NO <sub>3</sub> -NO <sub>4</sub> ( $\text{mg/l}$ )	0,006	0,065	0,052	0,006	0,061	0,007	0,013	0,007	0,006

### Fytoplankton

I perioden 1995 til 1998 var fytoplanktonsammensætningen domineret af blågrønalger med subdominants af grønalger (tabel 15.3). De to grupper var dominerende gennem hele året (april-okt.). Gulalger og kiselalger var også til stede i mindre koncentrationer. I 1998 nærmest eksploderede blågrønalgerne. Fra et niveau omkring 600  $\mu\text{g C/l}$  steg det til ca. 3800  $\mu\text{g C/l}$ . Især en art *Limnothrix (Oscillatoria) planctonica* var årsag til høje mængde blågrønalger. Den havde også før 1998 bidraget væsentligt til høje fytoplanktonværdier. Herefter kollapsede blågrønalger i 1999, hvor der næsten ikke blev set blågrønalger. Algesammensætningen i 1999 var meget varieret og skiftende, kulstofbiomasseniveauet var meget lavt, ca. 145  $\mu\text{g C/l}$ . I 2000 steg kulstofbiomassen p.g.a. en kortvarig opblomstring af grønalger. De efterfølgende år har fytoplanktonsammensætningen været mere varieret end før kollapseet i 1998, og blågrønalger har været knapt så dominerende (tabel 15.3).

Hvad der forårsagede den nærmest eksplosive vækst og efterfølgende kollaps i blågrønalgen *Limnothrix planctonica* er usikkert. Fra 1997 og 1998 var der et fald i fosfor fra ca. 123 til 70  $\mu\text{g P/l}$  og orthofosfat fra ca. 14 til 7  $\mu\text{g PO}_4/\text{l}$  (sommerrmidler). Om dette fald i fosfor kombineret med en meget mild vinter (dec. 97 - feb. 98) har favoriseret blågrønalgen i

1998 udløser spørgsmålet om, hvad der har bevirket faldet i fosfor. Efter 1998 er *Limnothrix planctonica* kun fundet i 2004 og 2006 i meget små mængder.

Der er målt stor forskel på klorofyl-a koncentrationerne før 1998 (sommerrmiddel 83 µg/l) og efter 1999 (sommerrmiddel 33 µg/l). Det kan ikke forklares ved fald i kulstofbiomassen af fytoplankton, men må tilskrives ændringer i fytoplanktonsammensætningen, hvor blågrønalgerne er blevet mindre dominerende. Den kraftige vækst i blågrønalgerne i 1998 bliver ikke afspejlet i en tilsvarende stigning i klorofylkoncentrationen.

**Tablet 15.3** Udviklingen i fytoplankton og zooplankton biomassen (µg C/l).

µg C/l	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Gul-	19	11	0,5	11	14	5	0,2	2	0,9	0,9	11	14
Fure-	43	31	24	23	7	43	12	1	15	0	29	17
Kisel-	14	21	36	0,9	37	2	10	27	72	120	35	66
Rekyl-	4	4	7	12	17	27	31	46	36	8	34	42
Grøn-	59	71	52	29	27	316	31	42	47	152	52	130
Blågrøn-	876	383	554	3792	10	73	80	127	954	278	322	280
Rest-	11	17	5	44	33	33	14	5	23	7	37	34
Sum	1026	538	678	3912	145	499	178	250	1148	566	520	583

#### Zooplankton

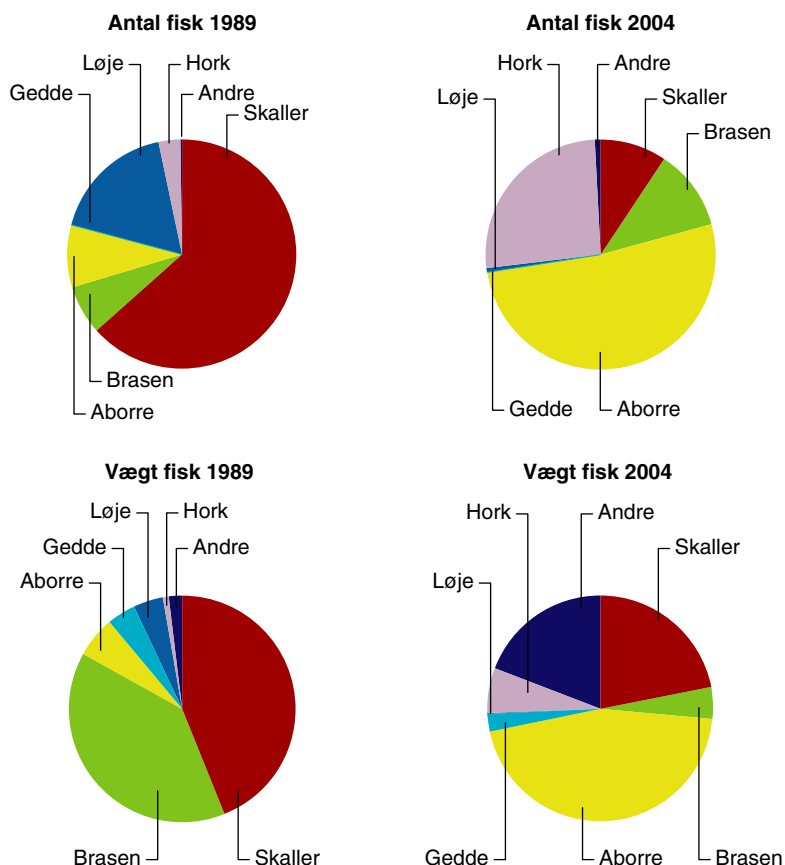
µg C/l	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Rotatoria	311	251	112	165	35	66	136	69	98	24
Cyclopoida	98	61	153	208	415	163	176	115	164	110
Cladocera	13	5	1002	845	2213	505	774	601	736	268
Calanoida	1	0	42	83	448	88	90	200	144	11
Græsningsrate	273	227	283	487	475	205	269	316	218	
Fytoplankton	678	3912	145	499	178	250	1148	566	520	583
Cladoceraindex	11	27	94	80	89	83	64	91	66	

Zooplankton er undersøgt for perioden 1997-2005. Før opklaringen i 1999 var der meget få cladocera i søen (4-13 µg C/l)(tabel 15.3). Cladocera gik meget kraftigt frem forårsaget af opklaringen i 1999. Med opklaringen steg cladocera niveauet til ca. 1000 µg C /l. Fremgangen af undervandsvegetationen i 2000 gav yderligere gode forhold for cladocera, og niveauet steg det efterfølgende år til over 2200 µg C/l. Efterfølgende ligger niveauet omkring 650 µg C/l. Den samme udvikling gælder både det calanoide og cyclopoide plankton. Rotatorier er derimod blevet reduceret, måske som et udtryk for øget konkurrence/prædation. Den øgede mængde zooplankton fik græsningsraten til at stige til et niveau i perioden 1999-2002, hvor zooplankton kunne påvirke fytoplankton.

#### Fisk

I perioden, hvor der er udført biomanipulation i Maribo Sønder sø, har der været gennemført fiskeundersøgelser i 1989, 1995, 1999 og 2004. Udviklingen har været fulgt ved med års mellemrum at sætte 42 biologiske oversigtgarn i forbindelse med hver undersøgelse. Resultaterne af disse undersøgelser viser en udvikling og dermed en ændring af fiskesamfundet i Maribo Sønder sø.

**Figur 15.5** Fordelingen af fiskearter (antal og vægt) i Maribo Søndersø i 1989 og 2004.

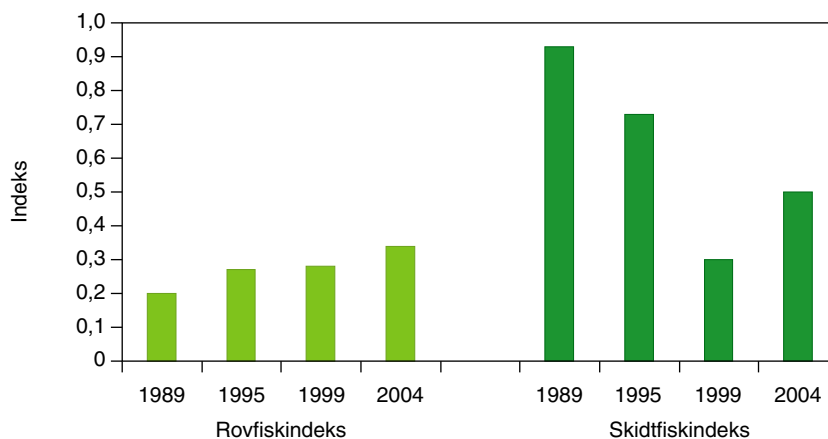


Som det kan ses af undersøgelseerne, er mængden og dermed antallet af brasen og skalle er reduceret fra 69 % i 1989 til kun 20 % ved den seneste undersøgelse i 2004. I samme tidsrum er antallet af aborrer øget fra 11 % i 1989 til ikke mindre end 51 % af det totale antal fisk i søen.

Udviklingen i biomassen viser, at den totale biomasse af brasen og skalle (rød og grønne områder) er reduceret fra 78 % i 1989 til kun 26 % ved undersøgelsen i 2004. I samme tidsrum er biomassen af aborrerne øget fra 6 % i 1989 til 45 % af den totale biomasse i 2004.

Ses der på fordelingen mellem de piscivore (rovlevende) og de omnivore (alt spisende) fiskearter gennem perioden, er der tydeligvis en udvikling. De piscivore fisk (aborre og gedde) stiger i antal fra at udgøre 14 % i 1989 til 51 % i 2004. Således er de piscivore fisk blevet fire gange så hyppige som ved projektets start. Samtidig er biomassen af rovfiskene steget fra 25 % i 1989 til 53 % i 1999, men er ved seneste undersøgelse faldet til 47 %. En mulig forklaring på faldet kan skyldes en langt mindre mobilitet blandt rovfiskene, efter at vegetationen og skjul nu er vidt udbredt i hele søen.

**Figur 15.6** Rovfisk – og skidtfiskindeks for Maribo Sønderø i 1989, 1995, 1999 og 2004.



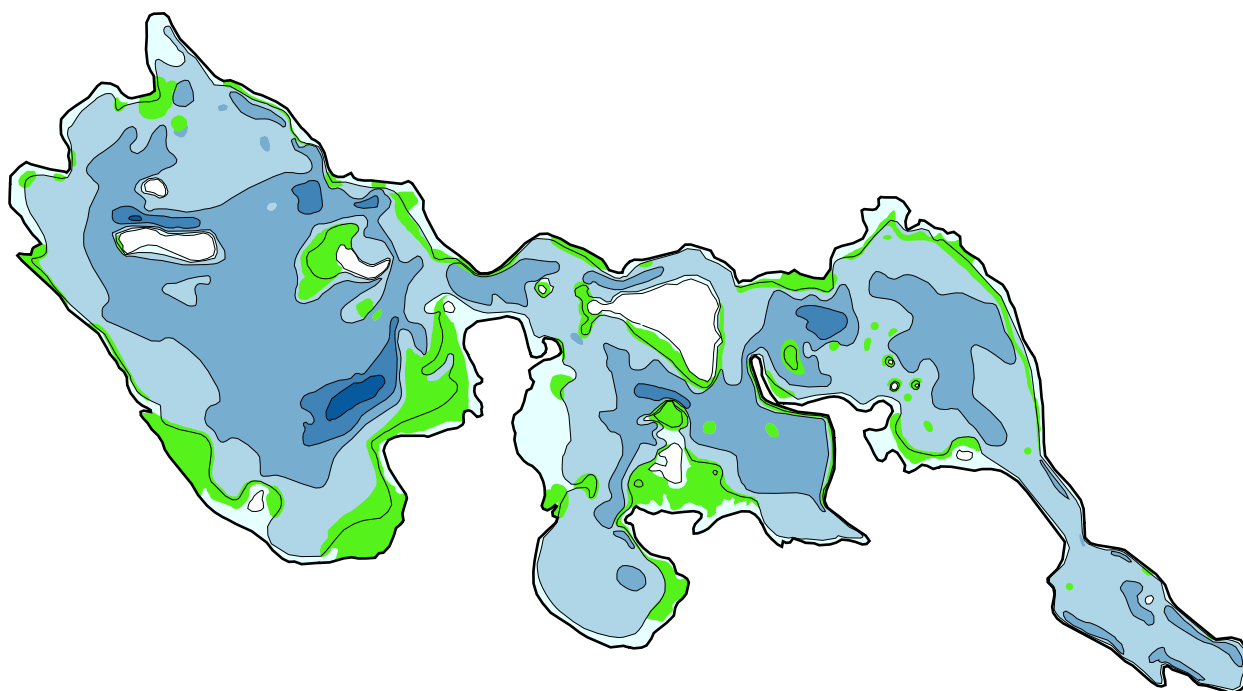
Stigningen i rovfiskindekset skyldes primært en stigning i antallet af større rovlevende aborrer (figur 15.6). Men der er grund til at antage, at geddebestanden er blevet underestimeret. Før opklaringen og fremgangen i vegetationen opholdt gedderne sig meget i den brednære del af søen. Efter at søen er blevet langt mere vegetationsrig, har gedderne kunnet sprede sig ud på de før åbne flader. Her behøver de ikke at bevæge sig meget rundt for at finde skjul og føde og bliver derfor ikke så ofte fanget i undersøgelsesgarnene.

### Vegetation

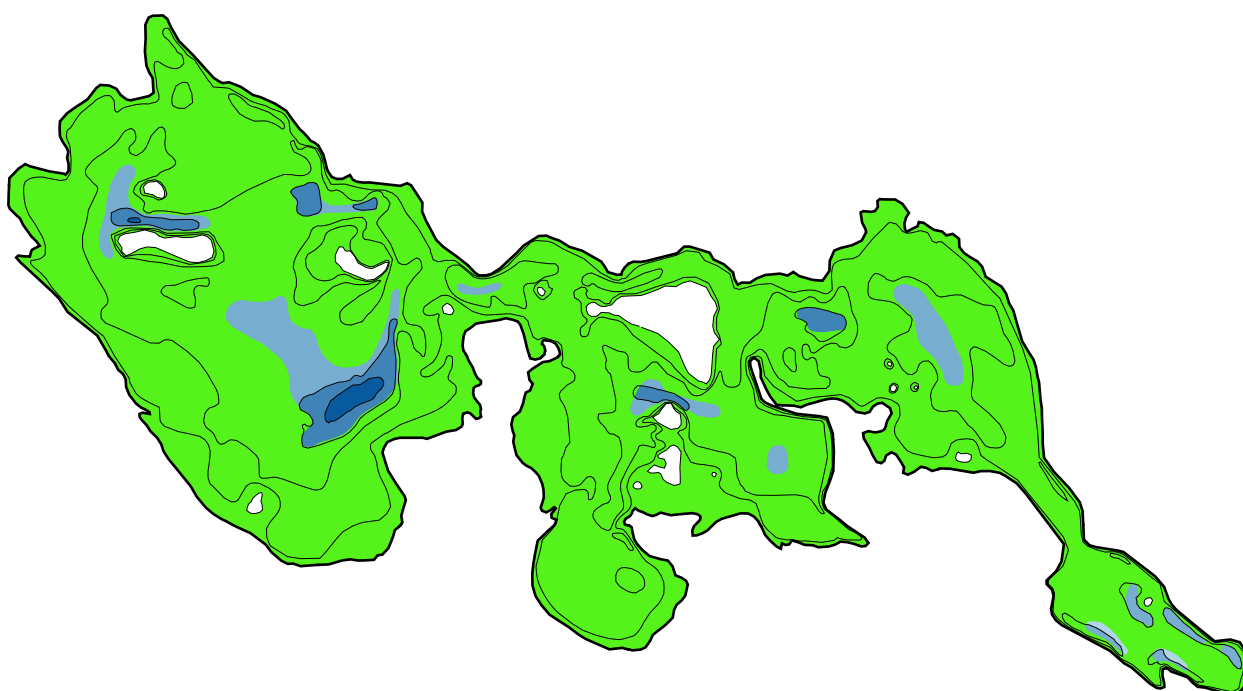
I forbindelse med projektperioden er der gennemført tre undersøgelser af undervandsplanternes udbredelse i henholdsvis 1992, 1998 og 2003. Tilbage i 1992 var undervandsvandplanter meget sjældne og stod i mindre områder på det laveste vand. Samme resultat sås i forbindelse med en lignende undersøgelse i 1998. Således havde vandplanterne kun en dækningsgrad på ca. 10 % af søens samlede areal i 1998. Men allerede i 2000 kunne det i forbindelse med det ordinære tilsyn konstateres, at undervandsplanter var i færd med at brede sig voldsomt i søen. Udviklingen fortsatte de efterfølgende år, og i forbindelse med den seneste undersøgelse i 2003 kunne det konstateres, at dækningsgraden af vandplanterne på søbunden nu var steget til over 90 %, se figur 15.7 og 15.8.

Undersøgelser af dybde udbredelsen bekræftede den positive tendens. Tilbage i 1992 var undervandsvegetationen maksimalt udbredt til 1,6 m. Samme undersøgelse i 1998 viste en udvidelse til 1,8 m, og i 2004 havde undervandsplanterne bredt sig helt ud til 4,8 m.

Antallet af undervandsplantearter har ligeledes ændret sig gennem perioden. Ved projektets start i 1989 var der blot registreret 10 arter; i dag findes der hele 29 arter, heraf er 8 kransnålalger, 4 slægter af trådalger og 17 blomsterplanter. Blandt de sidste er stor najade som er meget sjælden og dermed rødlistet i Danmark som "akut truet", idet den i dag kun findes i Maribosøerne på Lolland. Fremgangen i undervandsvegetationen skyldes især, at søvandet generelt har været mere klart siden 1999.



**Figur 15.7** Udbredelsen af vegetation i Maribo Sønderø i 1998. Grøn viser hvor der er planter.



**Figur 15.8** Udbredelsen af vegetation i Maribo Sønderø i 2003. Grøn viser hvor der er planter.

Som det fremgår af afsnittet om fugle, har der været stor fremgang for ynglefugle i Maribosøerne undtagen Røgbølle Sø. Fremgangen er tæt knyttet til fremgangen i undervandsvegetationen. I 2001 dukkede stor najade op i Røgbølle Sø og bredte sig efterfølgende til hele søen, så den i 2004 dominerede med store sammenhængende bevoxsninger. Før stor najade var søen domineret af børstebladet vandaks og hornblad. I Hejrede Sø, undersøgt 2004, har der også været stor fremgang i vandkvalitet og undervandsvegetation. Stor najade har været dominerende, men kun i vest-

Stor najade dominerede vegetationen i 2004.



bassinet. I østbassinet er det hornblad og børstebladet vandaks, der dominerer. Stor najade har senere spredt sig til Maribo Sønder sø (fåtalig).

I 2006 startede Storstrøms Amt en undersøgelse af stor najade og dens betydning for fugle og fisk samt en kvantitativ undersøgelse af forekomsten af smådyr på stor najade. Undersøgelsen afsluttes i 2006.

Tilbagegangen for nogle vandfuglebestande i Røgbølle Sø falder tilsyneladende sammen med den meget store fremgang af stor najade. Dette kunne tyde på, at fuglenes tilbagegang er en følge af dominansen af denne art. Stor najade er en enårig, varmekrævende vandplante med stive, tornede blade. De foreløbige resultater tyder på, at stor najade har en meget sen fremkomst. Når fuglene yngler, og unger er under opvækst, har de brug for føde. Stor najade er knapt begyndt at spire på det tidspunkt og vokser op så sent, at den ikke kan nå at udgøre et tilstrækkeligt fødegrundlag i fuglenes yngleperiode. Tilbagegangen af vandfugle i Røgbølle Sø og sammenfald med fremkomst af stor najade gælder kun for følgende arter: toppet lappedykker, gråstrubet lappedykker, knobsvane, knarand og taffeland

En sen fremkomst vil også betyde, at de vegetationstilknyttede smådyr vil have dårlige levevilkår. Planter af stor najade giver måske dårlige skjul- og fødemuligheder for småfisk, som bevirker, at der er et utilstrækkeligt fødegrundlag for både de smådyrs- og fiskeædende vandfugle. Bevoksningerne af stor najade bliver muligvis senere for tætte til, at vandfuglene kan dykke ned gennem disse og hente smådyr.

I det efterfølgende afsnit bliver følgerne af vegetationsændringerne i de tre søer gennemgået for de enkelte ynglefuglearter.

### **Udviklingstendenser i ynglefuglebestandene**

Udviklingen i forekomsten af ynglefugle i Maribosøerne i de seneste 20-30 år er et sammendrag fra 'Maribosøerne, Ynglefugle 2005' af H.E. Jørgensen. Med henblik på at opnå et lidt mere forenklet overblik over ud-



viklingen i de senere år er forekomsten af ynglefugle i de fire søer 2005 i tabel 15.5 sammenlignet med situationen 10 år tidligere, i 1995. De to år kan anvendes til en sammenligning af situationen før og efter opklaringen og vegetationsfremgangen især i Maribo Søndersø.

Tabel 15.5 illustrerer den relative udvikling i 10-års perioden 1995-2005 for arterne i de fire Maribosøer. Som det fremgår af tabellen adskiller udviklingen i Røgbølle Sø sig fra udviklingen i de tre andre søer. I Røgbølle Sø er flere arter gået tilbage i antal i løbet af de 10 år, mens der i de tre andre søer har været tale om stor eller moderat fremgang for stort set alle arter, ligesom flere arter er indvandret og har etableret ret store bestande i løbet af perioden. Fremgangen i Maribo Søndersø er for flere arter tydeligt sammenhængende med opklaringen og vegetationsfremgangen. For de andre søer er billedet mere uklart og skal forklares ved andre sammenhænge for hver enkelt fugleart, f.eks. indvandring af stor najade.

I den følgende gennemgang af de generelle udviklingstendenser i perioden fra 1995 til 2005 er de ynglende vandfugle grupperet på grundlag af arternes primære fødevalg. Nogle arter lever både af vegetabilsk og animalsk føde, men indgår i inddelingen i de fødegrupper, der vurderes at være den vigtigste.

*Toppet lappedykker* (udelukkende småfisk) er gået markant frem i Maribo Søndersø og moderat frem i Nørresø og Hejrede Sø. I Røgbølle Sø er den gået markant tilbage og har desuden dårlig reproduktion. Årsagen til tilbagegangen i Røgbølle Sø er antagelig svigtende fødemuligheder.

*Knopsvanen* (udelukkende planteæder) er tiltaget markant i Maribo Søndersø, ligesom antallet af par er forøget i Hejrede Sø. I begge søer skyldes fremgangen uden tvivl, at der nu er et langt større fødegrundlag (dvs. vandplanter) end for ti år siden. I Nørresø er knopsvanen endnu ikke indvandret som regelmæssig ynglefugl, men det vurderes, at det er et spørgsmål om tid, idet der også her er egnede fødemuligheder. I Røgbølle Sø er knopsvanen gået tilbage i antal, og den har dårlig reproduktion. Årsagen er givetvis en ændret sammensætning af bundplanterne i søen. For 10 år siden havde Røgbølle Sø udbredt forekomst af bundplanter gennem hele ynglesæsonen. Nu synes der kun at være større forekomster af (tilgængelige og anvendelige) bundplanter i en ret kort periode i august-oktober.

*Blishønen* (overvejende planteæder i yngleperioden) har haft meget stor fremgang i Maribo Søndersø, Hejrede Sø og Nørresø. Årsagen er det stærkt forbedrede fødegrundlag, fordi de tre søer nu er fyldt med bundplanter. I Røgbølle Sø er der konstateret tilbagegang og dårlig reproduktion. Årsagen er den samme som nævnt under knopsvane, dvs. svigtende fødemuligheder.

**Tabel 15.5** Udviklingstendenser i ynglebestandene i de fire søer i perioden fra 1995 til 2005.

	Nørresø	Maribo Søndersø	Hejrede Sø	Røgbølle Sø
Lille lappedykker	++++	++++	++++	---
Toppet lappedykker	++	++++	+++	---
Gråstrubet lappedykker	(+)	++++	++++	---
Sorthalset lappedykker		++++		
Skarv		-		
Rørdrum	(-)	++	(+)	---
Fiskehejre		---		
Knopsvane		+++	(+)	---
Grågås	+++	+++	++++	=
Gravand	(-)	=	(-)	-
Knarand		++++	+++	---
Krikand		++	(-)	
Atlingand		++++	(-)	(-)
Skeand	(+)	++++	++++	---
Rødhovedet and		++++	(+)	
Taffeland	++++	++++	++++	---
Troldand	++++	++++	++++	---
Rørhøg	(-)	=	=	---
Blishøne	++++	++++	++++	--
Hættemåge		++++		
Fjordterne		++++	---	

*Fremgang:*

++++ = Fremgang > 100 %  
 +++ = Fremgang > 50 %  
 ++ = Fremgang > 25 %  
 + = Fremgang > 10 %  
 = = Ændring < 10 %  
 (+) = Begge år under 4 par

*Tilbagegang:*

---- = Tilbagegang 100 %  
 --- = Tilbagegang > 50 %  
 -- = Tilbagegang > 25 %  
 - = Tilbagegang > 10 %  
 = = Ændring < 10 %  
 (-) = Begge år under 4 par

*Gravanden* har omtrent uændret forekomst i Maribo Søndersø, og i de andre tre søer er der tale om små udsving (mindre tilbagegang) i perioden siden 1995. Udviklingen tyder på omtrent uændrede fødemuligheder.

*Knaranden* er gået meget frem i Maribo Søndersø og Hejrede Sø, i sidstnævnte sø fluktuerer antallet dog fra år til år. Årsagen til den positive udvikling i de to søer er, at søerne nu har udbredt forekomst af bundplanter, idet knaranden dels lever af plantedelene, dels af de mange smådyr, der holder til i bundplanterne. I Nørresø er knaranden endnu ikke indvandret som regelmæssigt ynglende. I Røgbølle Sø er arten gået tilbage, givetvis som følge af svigtende fødemuligheder (ændret sammensætning af bundvegetationen).

*Krikanden* er så fåtallig, at det ikke er muligt at udlede en sikker tendens.

*Gråanden* er ikke omfattet af årlige, systematiske optællinger, så derfor mangler et tilstrækkeligt datagrundlag. Det vurderes, at arten er gået markant frem i Maribo Søndersø i de senere år, og at årsagen er et stærkt forbedret fødegrundlag (nævnt under knarand).

*Atlinganden* er tiltaget i Maribo Søndersø, men forekomsten har i hele perioden begrænset sig til få par. Det er uvist, i hvor høj grad den let tiltagende forekomst i søen afspejler forbedrede fødemuligheder. Atlinganden yngler ikke regelmæssigt i de andre søer.

*Skeanden* er tiltaget markant i Maribo Søndersø, hvor det forbedrede vandmiljø givetvis har resulteret i stærkt forbedret forekomst af artens fødeemner (små krebsdyr). Tilsvarende kan tillige konstateres i forekomsten af rastende skeænder om efteråret, hvor flokke på mere end 1.000 individer nu holder til i søen gennem en lang periode. I Hejrede Sø er skeanden ligeledes gået frem, men i løbet af perioden siden 1995 har der været store årlige fluktuationer. Arten er i løbet af perioden desuden indvandret som regelmæssigt ynglende i Nørresø.

*Rødhovedet and* er i de seneste år genindvandret som regelmæssigt ynglende i Maribo Søndersø (i 2005 desuden i Hejrede Sø). Årsagen vurderes at være en kombination af en moderat fremgang i den holstenske bestand samt (som en afgørende forudsætning), at forbedringen af vandmiljøet i de to søer har resulteret i tilstrækkelige fødemuligheder.

For vandhønsene *vandrikse* og *grønbenet rørhøne* foreligger ikke data, der kan illustrere udviklingen med sikkerhed.

*Lille lappedykker* (primært vandinsekter) er i takt med forbedringen af vandmiljøet indvandret som regelmæssig ynglefugl i Maribo Søndersø, Hejrede Sø og Nørresø. Maribo Søndersø har i de seneste år haft en særdeles stor bestand. Udviklingen skyldes uden tvivl, at mængden af fødeemner er steget voldsomt, fordi søerne er blevet klarvandede og har fået udbredt bundvegetation. Røgbølle Sø var for ti år siden søernes eneste regelmæssige ynglelokalitet. I de senere år har lille lappedykker ikke ynglet regelmæssigt i Røgbølle Sø (et enkelt par i 2005).

*Gråstrubet lappedykker* (især vandinsekter, i mindre grad småfisk) udviser samme tendens som lille lappedykker. Den er indvandret til Maribo Søndersø og Hejrede Sø (og Nørresø) i takt med forbedringen af vandmiljøet, og i de to førstnævnte søer har der i de senere år været store bestande. Årsagen er ligesom for lille lappedykker, at mængden af fødeemner er steget voldsomt, fordi søerne er blevet klarvandede og har fået udbredt bundvegetation. Røgbølle Sø var for 10 år siden søernes eneste regelmæssige ynglelokalitet for gråstrubet lappedykker. Her har der været tilbagegang i de senere år, og arten har ikke produceret unger i søen i de seneste tre sæsoner. Årsagen til tilbagegangen må være et formindsket fødegrundlag.

*Sorthalset lappedykker* (vandinsekter) er genindvandret som ynglefugl i Maribo Søndersø i de seneste år, men forekomsten er endnu svag. Genindvandringen skal antagelig ses som udtryk for, at der findes et større fødepotentiale, efter at søens vandmiljø er blevet forbedret.

*Taffeland* (smådyr på planter og plantedele) og *troldand* (smådyr på planter) er begge gået meget markant frem i Maribo Sønder sø, Hejrede Sø og Nørresø i takt med forbedringen af vandmiljøet, og årsagen er som for de ovennævnte lappedykkerarter, at mængden af fødeemner er steget voldsomt, fordi søerne er blevet klarvandede og har fået udbredt bundvegetation. For begge arter er Maribo Sønder sø antagelig landets vigtigste ynglelokalitet (over 200 ynglepar af begge arter i 2005), og de har i 2005 haft usædvanlig god ynglesucces. I Røgbølle Sø er taffeland gået tilbage siden 1995. Taffelanden havde i Røgbølle Sø tidligere en af sine vigtigste danske ynglepladser, men i de senere år har bestanden kun været på 4-7 par, og der er kun konstateret enkelte par med ynglesucces. Tilbagegangen i Røgbølle Sø må tilskrives forringede fødemuligheder.

### **Sediment**

Der er lavet dateret undersøgelser af sedimentet i Maribo Sønder sø. Herved er det muligt at konstruere baggrundstilstanden tilbage i tiden. Før ca. 1450 lå fosforniveauet omkring 0,61 mg P/g Ts. I den efterfølgende periode fra 1450 til 1800 stiger fosforniveauet til omkring 0,8 mg p/g Ts. Der er en øget kulturpåvirkning fra det omgivne land, men stigningen skyldes især opstemning af søen, så opholdstiden er blevet forøget. Efter 1800 bliver kulturpåvirkningen større, og fosforniveauet stiger jævnt til 1,1 mg P/g Ts i 1965, herefter er stigningen mere brat og nærmer sig 1,8 mg P/g Ts i 1987. Den seneste måling i 2000 ligger omkring 1,3 mg p/g Ts, så Maribo Sønder sø er under aflastning.

## **15.4 Konklusioner**

Sørestaureringen varighed på 14 år betyder sammen med den anvendte metode, at der ikke skarpt kan skelnes mellem før og efter indgreb.

Spildevandsbelastningen til Maribo Sønder sø er blevet reduceret. Den reducerede belastning til søen kan ikke direkte konstateres i fosforkoncentrationen. Endvidere er vandstanden i Maribo Sønder sø hævet med gennemsnitlig 30 cm året rundt. Men det største indgreb i søens økologi er biomanipulationsprojektet, hvor der er gennem hele perioden er blevet fjernet en andel af biomassen af fredfisk hvert år. Det har bevirket et skift fra dominans af fredfisk til balance mellem fredfisk og rovfisk. Stigningen i hyppigheden af rovfiskene skyldes en stadig større andel af større rovlevende aborre i søen. Først efter ni års opfiskning af skidtfisk (brasen og skalle) kan der registreres et markant skift i søen mellem 1998 og 1999. Der var i 1999 en betydelig forøgelse i sigtdybden og ændringer i flere af de kemiske parametre. Den efterfølgende vegetationsundersøgelse i 2003 viste, at næsten hele søen nu var dækket af undervandsplanter. Hvad der præcist udløste skiftet fra uklar tilstand til klarvandet tilstand er stadig usikkert. Søen har siden været klarvandet dog med variation mellem de enkelte bassiner, men alle har i dag kraftig undervandsvegetation. Det har betydet en stor fremgang for fuglelivet især i Maribo Sønder sø.

Selve opfiskningsprojektet blev afsluttet med udgangen af 2005. Og efterfølgende har amtet købt en fredning af rovfisk i Sønder sø, Hejrede Sø og Røgbølle Sø af lodsejere, gældende for de næste 15 år. Det er gjort for

at sikre, at søernes rovfisk også fremover vil kunne regulere mængden af fredfisk, som tilfældet er i dag.

På grund af metodens skånsomme ændring af de trofiske niveauer, og fredningen af rovfiskene de næste 15 år, er der således god grund til at antage, at søens forbedrede miljøtilstand nu er sikret fremover.

## 15.5 Referencer

Forundersøgelse af Maribosøerne, juli 1977, Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Maribo Søerne 1977-1988, Vurdering af søernes tidligere og nuværende tilstand, Storstrøms Amt.

Maribo Søerne 1989, Storstrøm Amt.

Maribo Søndersø 1990-94, Storstrøms Amt.

Danmarks søer. Søerne i Storstrøms Amt og på Bornholm, Thorkild Høy.

Maribo Søndersø og Hejrede Sø, økologisk baggrundstilstand udviklings- og belastningshistorie 1990, Storstrøms amt.

Søer, Lolland, Falster og Møn 1998, Storstrøms Amt.

Bundvegetationen i Maribo Søndersø og Røgbølle Sø 1992, Bio/consult.

Vegetationen i Maribo Søndersø 1998, Bio/consult.

Vegetationen i Maribo Søndersø 2004, Bio/consult.

Vegetation i Hejrede Sø 2004 Bio/consult.

Vegetations undersøgelse i Røgbølle sø 1996, Bio/consult.

Røgbølle Sø vegetationsundersøgelse 1997, Bio/consult.

Vegetation i Røgbølle Sø 2004 Bio/consult.

Fiskebestanden i Røgbølle Sø 1989, Mohr og Markmann.

Fiskebestanden i Røgbølle Sø 1994, Mohr og Markmann.

Fiskebestanden i Hejrede Sø 1989, Mohr og Markmann.

Fiskebestanden i Hejrede Sø 1994, Mohr og Markmann.

Fiskebestanden i Maribo Søndersø 1989, Fiskeøkologerne.

Fiskebestanden i Maribo Søndersø 2004, Bio/consult.

Fiskebestanden i Maribo Søndersø 1999, Bio/consult.

Fiskebestanden i Maribo Sønderø 1995 Bio/consult.

Zoo- og Fytoplankton i Maribo Sønderø 1995-2005, Bio/consult.

Zoo- og Fytoplankton i Maribo Sønderø 2006, Bio/consult (in press).

Maribosøerne. Ynglefugle 2005, Status og udvikling siden 1977. H. E. Jørgensen.

Maribosøerne. Miljøtilstand 2006, Udvikling og status siden 1989 (i tryk-ken).

## 16 Nydam

af Jens Peter Müller, Fiskeøkologisk Laboratorium, Eva Nissen, Københavns Amt, og Knud N. Flensted, Nydam Søejrlav

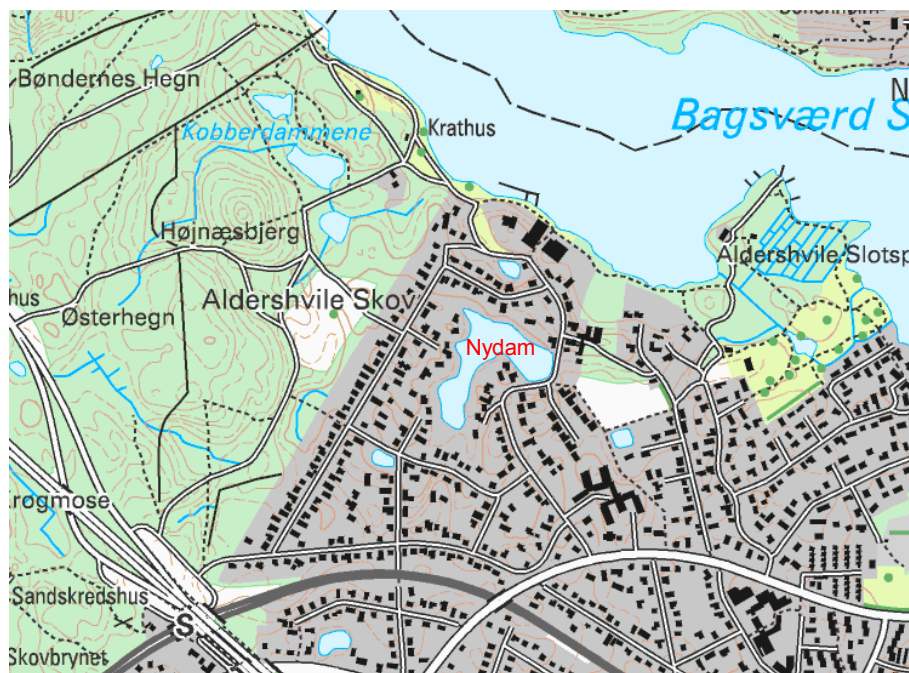
### 16.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Nydam er en 2 ha stor sø beliggende ca. 10 km nord for København i et villakvarter i Bagsværd lige syd for Bagsværd Sø. Søen er anlagt i 1670 som kon-gelig karpe- og fiskedam af Dronning Charlotte Amalie ved opstemning af en skovbæk. Et kort over søens beliggenhed er vist i figur 16.1.

Oplandet er meget lille og består skønsmæssigt af 2 ha skov samt af de tilgrænsende villahaver. Søen modtager vand gennem to små tilløb: Svinemosebækken i sydvest samt Højnæs-bækken, der er rørlagt, i nordvest. Søens afløb i østenden er reguleret af et stemmeværk i kote 22,17 DNN, hvorfra vandet løber til Bagsværd Sø, som er en del af Mølleåsystemet. Søen har et meget langsomt vandskifte, og på grund af lav vandstand kan der gå år imellem, at der er afløb fra søen.

Søens ringe vandskifte skyldes grundvandssænkning og afskæring af væsentlige dele af søens opland i starten af 1970'erne i forbindelse med større anlægsarbejder, hvorved søens hydrologiske opland blev beskåret med minimum 60-80 %. Søen har en B- målsætning i Regionplanen fra 2005.

**Figur 16.1** Kort over beliggenheden af Nydam.



Vigtige morfometriske og fysisk/kemiske data for søen fremgår af tabel 16.1.

**Tabel 16.1** Morfometri og vandkemi i Nydam /1/.

Overfladeareal	2,0	ha
Dybde middel	1,0	m
Dybde maks.	2,0	m

Vandkemi, år	1997	2000	2003	
Antal målinger	3	6	6	
Sigtdybde, sommermiddel	0,6	1,14	0,7	m
Total-P, sommermiddel	0,41	0,10	0,17	mg/l
Total-N, sommermiddel	4,8	1,2	1,5	mg/l
Klorofyl a, sommermiddel	94	35	27	µg/l

Der findes ingen opgørelser over belastningsforholdene til søen. Søen modtager primært næringsstoffer via overfladeafstrømningen fra skoven og villahaverne samt fra atmosfærisk tilførsel. Søen modtager desuden temporært regnvandsopblandet spildevand fra Gladsaxe Kommunes overløbsbassin på Skråvej, hvilket i de seneste 10 år er sket mindre end fem gange, senest formentlig i august 2006.

### Udvikling 1997 - 2003

Belastningen af Nydam har været faldende fra 1997 til 2003. Næringsstofniveauet blev således reduceret med over 50 % for både kvælstof og fosfor gennem perioden, og derud over var klorofyl-indholdet ligeledes faldet. Forbedringen af søens vandkemi genfandt dog ikke i sigtdybde målingerne.

### Vegetation og dyreliv

Bredvegetationen består af spredte klynger af tagrør og søkogleaks, og resten udgøres af græsplæner og krat helt ned til søen.

I 2003 blev der fundet et eksemplar af kruset vandaks i søens østlige ende. Ellers bestod vegetationen udelukkende af flydebladsplanter, hvor ca. 10 % af søens overfladeareal var dækket af åkander; gul åkande og hvid åkande. Derud over var der enkelte små bevoksninger af vandpileurt og enkelte planter, der er hybriden mellem gul og liden åkande. Langs søens nordlige bred var bunden bevokset med tynde måtter af blågrønalgen krybetråd. Endvidere fandtes i 2003 tykke måtter af krybetråd flydende i søen.

Søen rummer et forholdsvis rigt dyreliv, både hvad angår insekter, padder og fugle. Således rummer søen ynglende hvinænder, der yngler med færre end 100 par i Danmark. I 2006 yngede 4-5 par hvinænder ved Nydam.

Fiskefaunaen rummer karusse, suder, skalle, regnløje og aborre, hvoraf karusser er helt dominerende. Karper har været udsat af karpefiskere uden ejernes tilladelse, men karperne er nu formentlig atter væk. Der er tidligere ved en fiskeundersøgelse i 1995 blevet registreret gedde, hork, rudskalle og brasen, men disse fiskearter er dog ikke set i søen siden en omfattende fiskedød under isvinteren 1995/96.



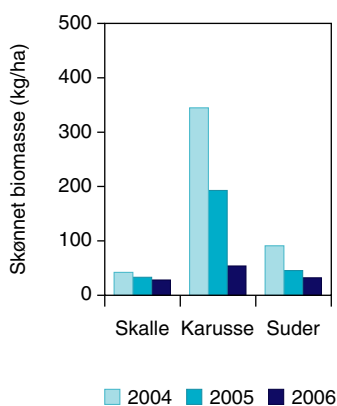
## 16.2 Beskrivelse af indgrebet

Der er foretaget opfiskninger af to omgange. Første omgang i perioden december 2004 – maj 2005 rekvireret af søjerlavet efter anbefaling i en statusrapport omhandlende undersøgelser udført i 2003 /2/ og anden omgang i maj-juni 2006 rekvireret af Københavns Amt, da søen efter en opklaring i foråret 2005 på ny blev uklar i sensommeren. I august 2005 og august 2006 er der desuden fjernet fisk i forbindelse med en fiskeundersøgelse. Der er i alt blevet fjernet 766 kg fredfisk svarende til 383 kg/ha. Fordelingen i de enkelte perioder er vist i tabel 16.2.

**Tabel 16.2** Anvendte redskaber og fangster ved opfiskningen i Nydam 2004-2006.

Opfiskning i kg	Redskaber	Karusse	Skalle	Suder	Aborre	Sum
Dec. 2004 - maj 2005	El+ruser	304	18	91		413
August 2005	Garn	24	6	6	6	42
Maj-juni 2006	Garn+ruser	254	4	21	4	283
August 2006	Garn	16	3	6	3	28
I alt		598	31	124	13	766

Fiskeriet er primært foregået med garn, ruser og elektrofiskeri. Vodfiskeri blev ikke anvendt i større omfang på grund af bundforholdene. Fiskeriet med garn i forsommeren 2006 blev stoppet, da en voksen hun og en ælling af de i Danmark sjældne hvinænder gik i garnene og døde. Foruden de opfiskede fisk er der primært i 2004 skønsmæssigt fjernet 375 kg fisk gennem prædation fra skarv og fiskehejrer i området /3/.



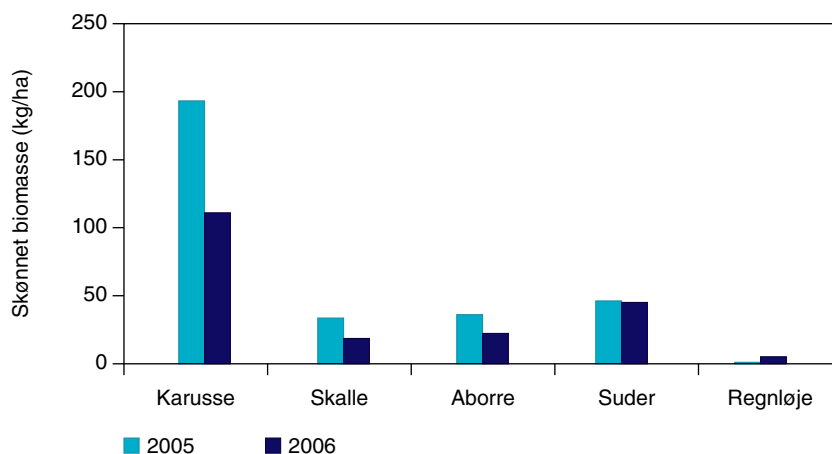
**Figur 16.2** Skønnet biomasse af fredfisk i Nydam, sommer 2004, august 2005 og juni 2006.

Der er ikke foretaget nogen egentlig fiskeundersøgelse forud for indgrebet. Fiskebestanden blev dog screenet med to-timers sætninger med biologiske oversigtsgarn i 2003, og der er foretaget egentlige fiskeundersøgelser i august 2005 og august 2006. Bedømt ud fra fiskebiomassen fundet i august 2005 var der i juli 2006 opfisket 75 % af fredfiskebiomassen før indgrebet (figur 16.2). Heraf var karussebestanden med 84 % blevet reduceret mest betydeligt.

Undersøgelsen i august 2006 blev foretaget ved en ekstrem lav vandstand ca. 0,7 m under overløbsmålet, hvilket vanskeliggjorde tolkningen af fangstdata. Garnene rummede således overraskende store mængder karusser og sudere, hvilket til dels kunne tilskrives en opkoncentrering af fiskebestanden. Reduktionen i fredfiskebestanden i forhold til biomassen skønnet i 2005 var således noget mindre end forventet ud fra de opfiskede mængder (figur 16.3).

På trods af fiskeriet var fiskebestanden således stadig domineret af karusse og suder, aborrebestanden var ikke øget som forventet, og fredfiskebiomassen var skønsvist med omkring 180 kg/ha noget større end de anbefalede 100 kg/ha.

**Figur 16.3** Skønnet biomasse af fredfisk i Nydam, august 2005 og august 2006.



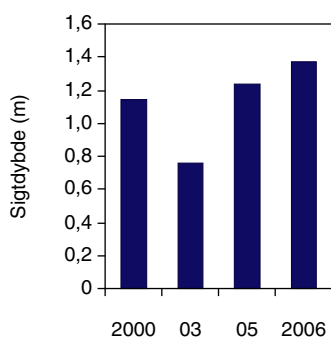
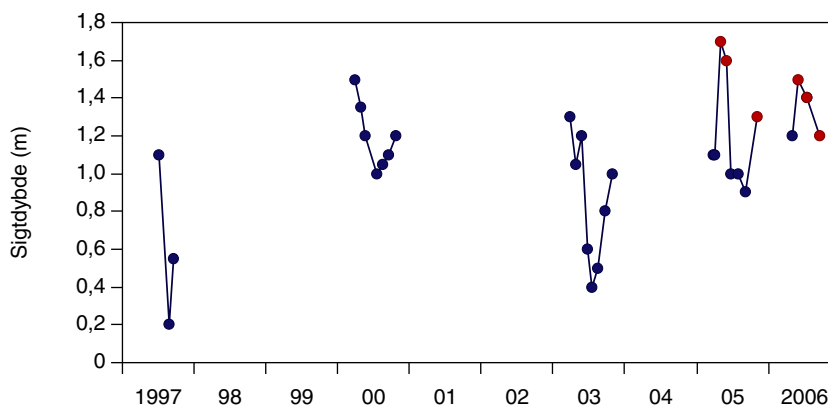
## 16.3 Effekter af indgrebet

### Sigtdybde

Sigtdybden i Nydam har varieret betydeligt gennem årene forud for indgrebet med uklart vand i sommeren 1997 og sommeren 2003 og med mere klart vand i 2000 (figur 16.4).

I 2005 klarede vandet op efter opfiskningen med sigt til bunden i forsommeren og i efteråret, men i sensommeren samme år var vandet mere uklart. Efter anden opfiskning i maj-juni 2006 klarede vandet op på ny med sigt til bunden. På trods af en meget varm og solrig sommer har vandet vedvarende været klart (i skrivende stund til 7. september). Sommermiddelsigtdybden har således de to seneste år været større end tidligere (figur 16.5).

**Figur 16.4** Målinger af sigtdybden i Nydam i perioden 1997-2006. Rød markering = sigt til bunden.



**Figur 16.5** Sigtdybde (sommermiddel) i Nydam i årene 2000-2006. I 2006 har været sigt til bunden hele sommeren (indtil 18. august).  
200

### Fosfor

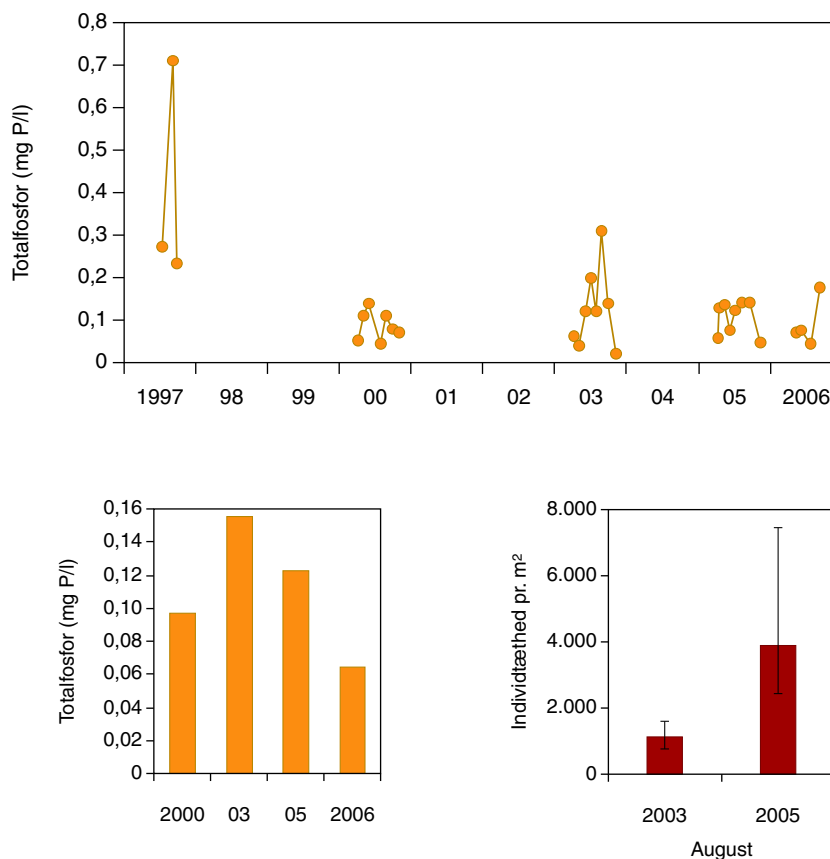
Fosforkoncentrationen i søvandet var meget høj ved de få målinger i 1997, lav i 2000 og på ny forholdsvis høj i sommeren 2003 (figur 16.6).

I sommeren 2005 faldt totalfosforkoncentrationen til et niveau omkring 0,120 mg P/l, og i 2006 faldt fosforkoncentrationen yderligere med den hidtil laveste værdi på 0,044 mg P/l målt 20. juli 2006. Efterfølgende d. 10. august steg total-P til 0,180 mg P/l, hvoraf 0,085 mg P/l dog var ortho-P, hvilket sammen med klart vand antyder en begrænsende dyreplanktongræsning. Sommermiddelkoncentrationen i 2006 var til og med 10. august 0,094 mg P/l (figur 16.7).

## Bunddyr

Middeltætheden af bunddyr blev i august 2005 opgjort til 3.905 individer/m<sup>2</sup>, hvilket var signifikant større end i 2003, hvor middeltætheden var 1.111 individer/m<sup>2</sup> (figur 16.8). Særligt forekomsten af den robuste dansemyg *C. plumosus* gr. og børsteorme var betydende for den registrerede fremgang. Der er ikke foretaget bunddyrsundersøgelser i 2006.

**Figur 16.6** Målinger af Total-P koncentrationen i Nydam i perioden 1997-2006.



**Figur 16.7** Total-P (sommer-middel) i Nydam i årene 2000-2006. **Figur 16.8** Middeltætheden af bunddyr med 95 % C.L. i Nydam i 2003 og 2005.

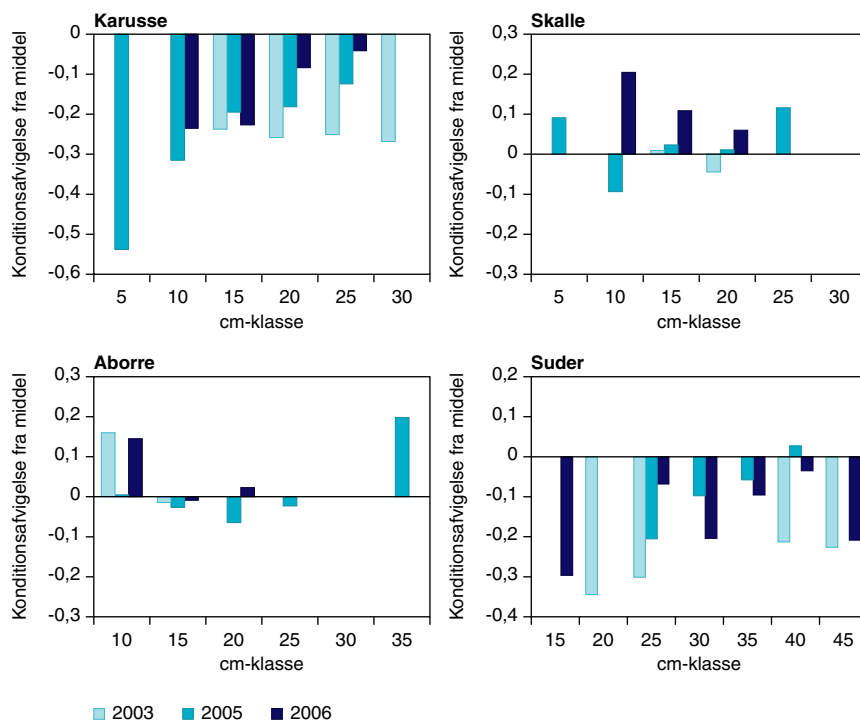
## Fisk

Bortset fra de forventelige ændringer i fiskebiomassen som følge af opfiskningen har effekterne på fiskebestanden været begrænsede. Tilvæksten har generelt været beskedent, og aborrernes vægtmæssige andel af fiskebiomassen er ikke øget væsentligt. Søen er således stadig uden en betydelig rovfiskebestand. Effekten har dog været tydelig på fiskenes konditionsforhold, idet konditionen hos de større karusser, og de mindre sudere er øget markant siden 2003 og mere beskedent hos søens skaller (figur 16.9).

## Øvrige forhold

Der er ikke foretaget systematiske undersøgelser af plante- eller dyreplankton i Nydam. Undervandsplanternes forekomst blev undersøgt i sommeren 2005, hvor der blev konstateret udbredte bevoksninger af kransålalgen *Nitella flexilis* og enkelte eksemplarer af kruset vandaks. I 2006 blev der også fundet mange *Nitella flexilis* samt en del eksemplarer af kruset vandaks og butbladet vandaks.

**Figur 16.9** Udviklingen i fiskenes konditionsforhold i perioden 2003-2006 i Nydam.



## 16.4 Konklusioner

Efter opfiskning af 384 kg fredfisk pr. ha er miljøtilstanden i Nydam blevet kraftigt forbedret med sigt til bunden hele sommeren i 2006 på trods af en ekstrem varm og solrig sommer. Der er ikke foretaget andre restaureringstiltag, og den positive udvikling må formodes at skulle tilskrives opfiskningen.

I forhold til situationen før indgrebet (i 2003) er sommersigt dybden øget fra 0,75 m til sigt til bunden (1,2-1,7 m), og fosforkoncentrationen er faldet fra 0,155 mg P/l til 0,094 mg P/l (til og med 10. august).

## 16.5 Opfølgning og forventet udvikling

Fiskeundersøgelsen viste, at søen stadig rummer en uafbalanceret fredfiskebestand med en ikke ubetydelig bestand af især karusser og sudere og med få rovfisk. Fiskeriet vil derfor fortsætte i sensommeren 2006. Uden funktionelle rovfisk og uden en væsentlig udbredelse af undervandsvegetation må søen antages at være i en ustabil fase. Forholdene bør derfor overvåges, og såfremt rovfisk og undervandsvegetation ikke etableres i betydelige bestande, bør yderligere tiltag såsom supplerende opfiskning og udplantninger af undervandsplanter overvejes. Søen er desuden sårbar over for ekstern belastning, og overløbshændelser og anden fosforbelastning fra omgivelserne bør begrænses mest muligt.

## 16.6 Referencer

1/ Københavns Amt 2003. Miljøtilstanden i 22 mindre søer i Københavns Amt 2003. Vurderet på baggrund af vandkemiske- og biologiske forhold.

2/ Fiskeøkologisk Laboratorium 2003. Biologiske forhold og miljøtilstand i 10 klausulerede søer og Bøllemosen i Københavns Amt. – En undersøgelse af vandplanter, smådyr og fisk. Rapport til Københavns Amt.

3/ Knud N. Flensted, Nydam Søejerv. Personlig meddelelse.

## 17 Ramten og Dystrup Sø

af Torben Bramming Jørgensen, Århus Amt



Figur 17.1 Luffoto af Dystrup – og Ramten Sø på Norddjursland.

### 17.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Århus Amt har lavet opfiskning i Dystrup og Ramten Sø. Fra 1998 til 2000 blev der fanget omkring 15 tons fisk. Tilstanden i søen blev mærkbart forbedret, sigtddybden steg, og fosforniveauet faldt markant. Desværre blev tilstanden hurtigt dårligere igen, da opfiskningen stoppede, og i 2001 var sigtddybden tilbage på den halve meter som før 1998. Derfor blev opfiskningen genoptaget, og i de følgende tre år blev der atter fanget 15 tons fisk. Igen blev tilstanden bedre i takt med, at fiskene blev fjernet. Efter opfiskningens fase 2 er andelen af aborrer steget, og der er blevet forholdsvis færre skaller. I 2005, året efter at opfiskningen stoppede anden gang, er udviklingen fortsat positiv. Der er nu ved at indvandre undervandsvegetation, og med en mere ligelig fordeling blandt fiskene er forudsætningerne for en fortsat positiv udvikling til stede. Det kan dog blive nødvendigt at genoptage opfiskningen endnu en gang inden for en kortere årrække, hvis den positive udvikling skal fastholdes.

Ramten og Dystrup Sø ligger på Norddjursland nogle få hundrede meter fra hinanden. Tidligere var området én stor sø, men en afvanding i 1930'erne dannede de to lavvandede søer, som i dag er forbundet med en gravet kanal. Området har med skiftende held været afvandet af flere omgange i de sidste hundrede år. Men hver gang har man måtte opgive projektet, og søerne ligger i dag som et ca. 200 ha stor fredet område, hvor vandstanden er omkring en meter lavere end det naturlige vandstands niveau. Området er i øvrigt en af Djurslands bedste fuglelokaliteter.

Begge søer er naturligt eutrofe lavvandede søer, der er B-målsatte i Århus Amts Vandkvalitetsplan. De har igennem en årrække været udsat for større næringsstofftilførsler fra de dyrkede marker og spredt bebyggelse, og for Ramten Søes vedkommende også dårligt rensset spildevand. Derfor opfylder ingen af søerne deres målsætning i dag, og der er stor sandsynlighed for, at søerne ikke vil opfylde regionplanens mål i 2015 om at opfylde Vandrammedirektivets krav til god økologisk status.

**Tablet 17.1** Morfometriske data for Ramten – og Dystrup Sø.

		Ramten Sø	Dystrup Sø
Areal	ha	29	26
Middeldybde	meter	1,2	1,0
Maximumdybde	meter	2	2
Volumen	mio. m <sup>3</sup>	0,35	0,26
Opholdstid	år	0,7	0,7
Oplandsareal	km <sup>2</sup>	8	3

Den store næringsstofftilførsel har medført en ustabil miljøtilstand i søerne i mange år. Indtil starten af 1980'erne var Dystrup Sø uklar med mange alger, og der var ingen undervandsvegetation i søen. Derimod var Ramten Sø fyldt med tornfrøet hornblad, og vandet var klart. Efter et par hårde vintre med langvarigt isdække og efterfølgende iltsvind skiftede Dystrup Sø tilstand. Hornblad indvandrede i store mængder, og vandet klarede op, fordi algerne nu blev udkonkurreret af de hurtigt voksende undervandsplanter.

På grund af tilførslen af spildevand forsvandt planterne i samme periode fra Ramten Sø, som siden har været domineret af alger og haft meget uklart vand.

Uanset om der har været planter i søerne eller ej, har miljøet i begge søer således været meget næringsrigt og ustabil.

Senest har Dystrup Sø nu igen fået uklart vand, fordi undervandsplanterne, uvist af hvilken årsag, næsten er forsvundet.

Både Dystrup og Ramten Søes oplande er små. Der ligger nogle få huse omkring Dystrup Sø, men ellers tilføres søen kun næringsstoffer fra de dyrkede marker. Der er også et dyrkningsbidrag til Ramten Sø. Her er der dog blevet tilført spildevand fra Ramten By gennem en årrække. Spildevandet blev afskåret fra Ramten Sø i starten af 1980'erne. Bidraget fra de spredt liggende ejendomme er blevet reduceret, og det nærmeste opland til Dystrup Sø er blevet udlagt som "Særligt Følsomt Landbrugsområde" med den hensigt at ekstensivere dyrkningen af arealerne.

Indsatsen har betydet, at næringsstofftilførslen i dag er beskeden. Det er anslået, at det vand, der strømmer til søerne, har en fosforkoncentration på 0,08 – 0,1 mg P/l. Men på grund af store fosformængder på bunden af de to søer er miljøet fortsat stærkt påvirket af høje fosforkoncentrationer i sommer- og efterårsmånederne.

**Tabel 17.2** Sommergennemsnit for udvalgte kemiske parametre i Dystrup Sø og Ramten Sø før og efter opfiskningsperioden.

		Ramten Sø		Dystrup Sø	
		1993	2005	1993	2004
Sigtdybde	meter	0,4	0,8	0,9	0,5
Total kvælstof	mg N/l	4,1	1,73	2,48	3,46
Nitrat	mg N/l	0,01	0,02	0,01	0,01
Totalfosfor	µg P/l	218	64	208	325
Orthofosfat	µg P/l	8	4	52	14
Suspenderet Tørstof	mg/l	57,5	13,3	7,7	39,4
Suspenderet Glødetab	mg/l	46,9	11,5	6,3	30,8
Klorofyl	µg/l	133	35	55	142
pH		8,8	8,8	8,9	8,6

Planktonet er domineret af kiselalger. Særligt i forårsmånederne, men også hen på sommeren, er der mange kiselalger i søvandet. I løbet af sommeren optræder der dog også en del grønalger og rekylalger. Blågrønalger forekommer derimod ikke i noget væsentligt omfang.

Som nævnt har omfanget af undervandsvegetation varieret i de to søer. I den seneste årrække har der ikke været planter i Ramten Sø, men i forbindelse med opfiskningen er der dog nu en stigende dækningsgrad af kruset vandaks og børstebladet vandaks. Dystrup Sø har indtil for ganske få år siden været fuldstændigt fyldt med tornfrøet hornblad. I de sidste par år er der blevet væsentligt færre planter, og ved seneste undersøgelse i 2005 var planternes udbredelse reduceret til de inderste ca. 10 m tættest på rørskov. Tilstanden i Dystrup Sø er med andre ord blevet dårligere i de seneste 3-4 år.

## 17.2 Beskrivelse af indgrebet

### Opfiskning

Århus Amt startede i 1995 en opfiskning i søerne. Søernes historie i de foregående 20 år havde vist, at tilstanden hurtigt kunne skifte fra den uklare domineret af alger til en klarvandet tilstand med dominans af undervandsvegetation.

I 1994 havde den klarvandede Dystrup Sø en stor bestand af gedde og aborre. Der var stort set ikke nogen skaller, hvorimod bestanden af suder var meget stor. Ramten Sø havde også en stor bestand af suder, men her var der også mange skaller, og den samlede bestand af suder og skaller udgjorde 64 % af biomassen. Opfiskning af størsteparten af suder og skaller skulle ændre dominansforholdet i Ramten Sø, så rovfiskene opnåede en væsentligt større andel af biomassen. En reduktion i antallet af skaller ville forbedre dyreplanktonets mulighed for at holde algemængden nede, og en reduktion i sudebestanden ville formindske ophvirvlin-



gen af sedimentet. Begge dele ville sikre, at undervandsplanter fik bedre muligheder for at indvandre.

Da Ramten og Dystrup Sø er forbundet med en kanal, hvor fiskene kan vandre, var det nødvendigt at lave opfiskning i begge søer. Opfiskningen skete ved voddragning og elektrofiskeri i Ramten Sø og med ruser i Dystrup Sø på grund af de mange planter.

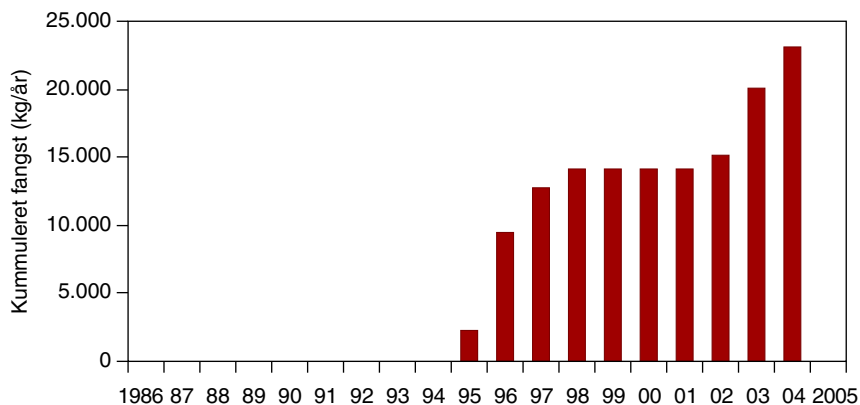
**Table 17.3** Fangsten i Dystrup og Ramsen Sø fra 1995 til 2004.

	Dystrup Sø				Ramten Sø			Dystrup Sø + Ramten Sø	
	skaller kg	suder kg	karusser kg	i alt kg	skaller kg	suder kg	karusser kg	i alt kg	kg
1995		450	50	500	440	1045	235	1720	2220
1996		900	300	1200	5070	835	100	6005	7205
1997		1165	85	1250	2030	50	10	2090	3340
1998		700	110	810		530	45	575	1385
2002					940	5	0	945	945
2003		1045	235	1280	3470	220	10	3700	4980
2004		835	100	935	2000	75	1	2076	3011
sum	0	5095	880	5975	13950	2760	401	17111	23086

Det viste sig hurtigt, at sommermånederne var den mest effektive periode at fange skaller og suder i voddet, hvorimod voddragning om vinteren og i det tidlige forår gav et meget dårligt resultat. Generelt har de største fangster været i varme perioder med stille vejr. Her har vi kunne fange op til 800 kg i et træk. I øvrigt har fangsterne været meget varierende. Særligt i de første år var der mange vodtræk, som stort set ikke fangede noget. Årsagen var både tekniske problemer så som gamle bundgarnspæle eller lignende, der lavede store huller i voddet, eller at voddet gravede sig ned i mudderet, så trækket stoppede. Men det viste sig også hurtigt, at vi ikke kunne trække vod i den samme del af søen to gange lige efter hinanden. Det indikerer, at voddet fisker effektivt, og at der ikke er nogen fisk af betydning tilbage i det søområde, som netop er blevet befisket. I den forbindelse erfarede vi også, at fiskene hurtigt vandrer ud i "det fisketomme" område, og at vi derfor udmærket kunne fiske igen i samme område allerede næste dag.

I Dystrup Sø, hvor opfiskningen skete med garn og ruser, var de største fangster i varme perioder i løbet af sommeren samt i gydeperioden, hvor suderne vandrer langs med og ind i rørskoven.

**Figur 17.2** Kummuleret fangst i Ramten- og Dystrup Sø fra 1995 til 2004.



Opfiskningen er sket i to omgange. Første gang fra 1995 til 1998 og anden gang fra 2002 til 2004. De samme metoder blev anvendt begge gange. I første periode blev der fanget ca. 14 tons anden gang ca. 9 tons primært skaller og suder eller i alt ca. 23 tons.

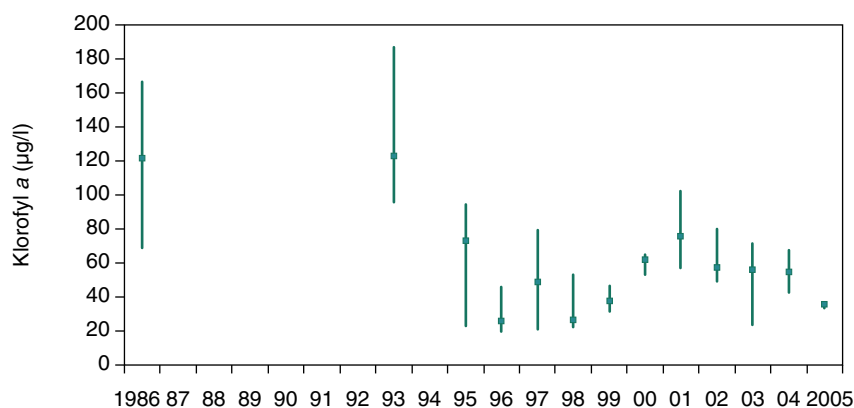
Intentionen i såvel 1995 som i 2002 var at fange så mange skaller og suder som muligt og helst som minimum 80 - 90 % af biomassen. De store aborrer og gedder, som eventuelt også blev fanget, blev sat ud igen. Både i 1998 og i 2004 blev det skønnet, at bestanden af skaller og suder var reduceret tilstrækkeligt, og at det ikke ville være muligt at fange større fiskemængder med en rimelig indsats, da opfiskningen blev afsluttet.

Opfiskningen i Ramten Sø blev foretaget med Århus Amts eget vodgegningsudstyr.

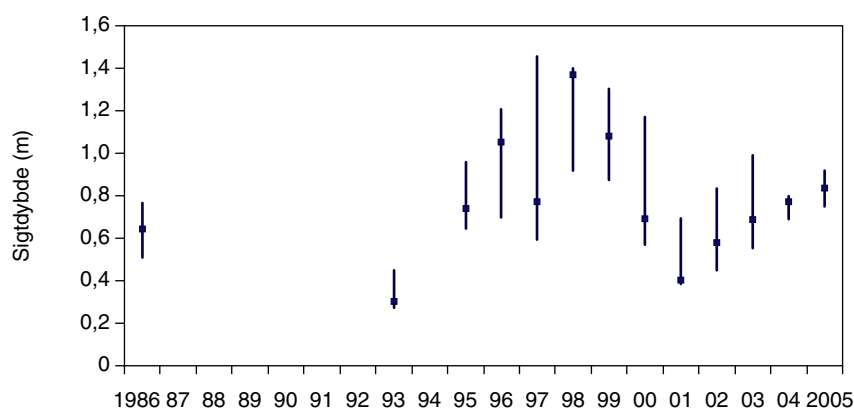
### 17.3 Effekter af indgrebet

Ramten Sø var belastet af store algemængder og som følge heraf høje klorofylkoncentrationer og en lav sigtdybde, indtil opfiskningen startede i 1995. Allerede i 1995 under opfiskningens første år blev tilstanden i søen forbedret. Klorofylkoncentrationen faldt fra et niveau over 100 µg/l som et sommergennemsnit til 80 µg/l i 1995 og 30-50 µg/l i 1996-1998 (figur 17.3). Vandet blev mere klart, og sigtdybden steg til et sommergennemsnit på mere end 1 m fra et niveau på 0,5 m eller mindre (figur 17.4). Efter opfiskningen var der perioder med sigt til bunden (>1,8 m).

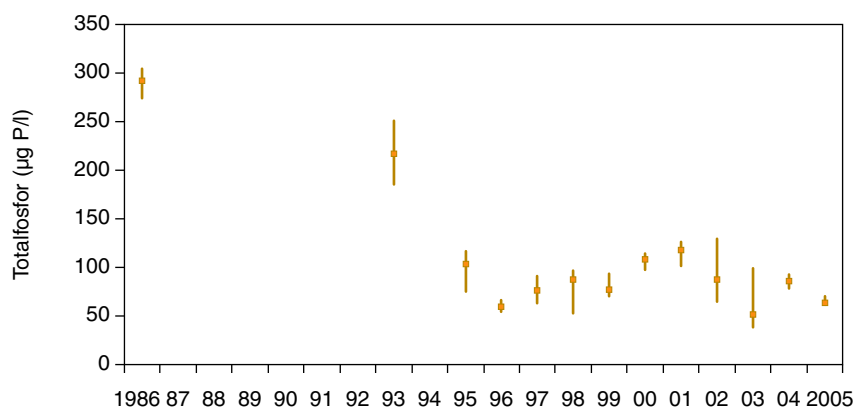
**Figur 17.3** Klorofylkoncentrationen i Ramten Sø fra 1986 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



**Figur 17.4** Sigtdybden i Ramten Sø fra 1986 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



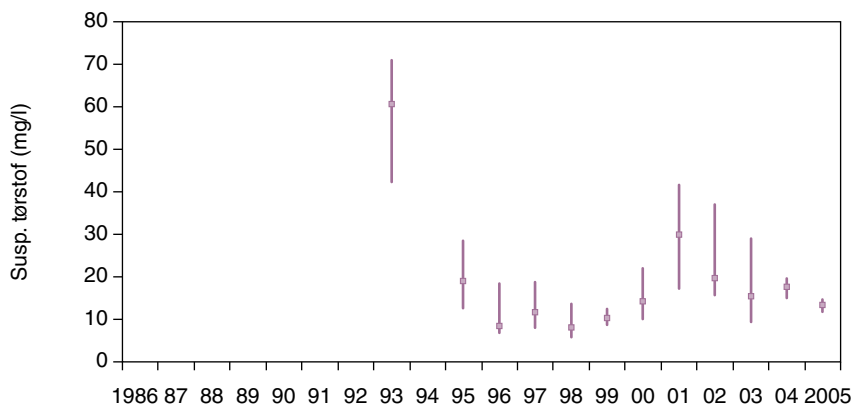
**Figur 17.5** Koncentrationen af totalfosfor i Ramten Sø fra 1986 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



Årsagen til den reducerede algermængde var dels, at fosforkoncentrationen ved indgrebet blev reduceret til 50-70 µg P/l mod tidligere mere end 200 µg P/l som sommergennemsnit (figur 17.5). Det lavere fosforniveau var ikke en følge af en reduktion af de eksterne tilførsler, men derimod en ændring i den interne omsætning i søen. Det mere klare vand forbedrede vilkårene for epifytiske alger på søbunden, som gennem forøget vækst og produktion skabte en vækstzone på sedimentbunden, som tilførte ilt til sedimentet og dermed reducerede fosforfrigivelsen fra sedimentet. Produktionen i søen blev i kraft af det klare vand så at sige flyttet fra vandfasen ned på sedimentet.

Samtidigt bevirkede opfiskningen af de store mængder suder, at den mekaniske ophvirvling af sedimentet, som suderne tidligere forårsagede ved deres fødesøgning, blev væsentlig mindre. Det ses dels ved et lavere

**Figur 17.6** Koncentrationen af suspenderet tørstof i Ramten Sø fra 1986 til 2005 (sommermedian samt 25 – og 75 % fraktiler).



indhold af suspenderet stof i vandet (figur 17.6) og en større sigtddybde (figur 17.4), men også i en mindre fosforfrigivelse fra søbunden.

Opfiskningen blev som nævnt standset i 1998 efter tre år, fordi det blev vurderet, at fiskebestanden var reduceret tilstrækkeligt.

På figurene kan man se, at tilstanden i Ramten Sø meget hurtigt ændrede sig i negativ retning. Algemængden og koncentrationen af suspenderet stof steg igen i årene efter opfiskningen, og sigtddybden faldt tilbage til et sommerniveau på ca. 0,5 meter. Også fosforniveauet i søen begyndte langsomt at stige. Alt i alt vendte søen altså tilbage til den uklare tilstand med mange alger og et højt fosforniveau som i årene før opfiskningen.

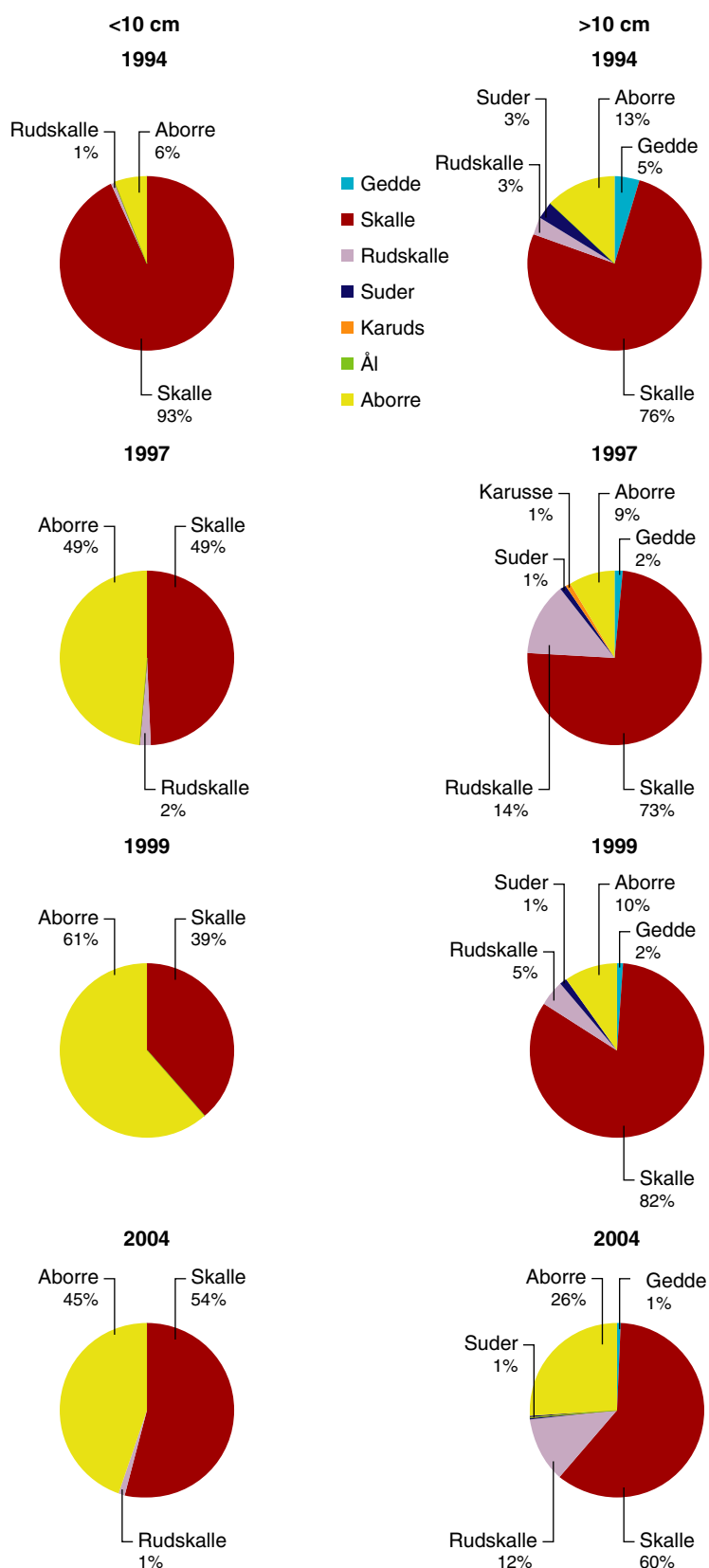
I 2001 blev opfiskningen derfor gentaget. De samme metoder blev anvendt, og fangsten var efter tre år i 2004 nogenlunde af samme størrelse som i fase 1. Dog bestod fangsten i fase 2 af en væsentligt større andel skaller end i fase 1, hvor suderne udgjorde en betragtelig andel af den samlede fangst. Allerede i det første år af fase 2 (2002) ændrede forholdene i søen sig igen positivt. Algerne blev reduceret, indholdet af suspenderet tørstof faldt, ligesom fosforkoncentrationen og sigtddybden igen steg.

### **Ændringer i fiskebestandens sammensætning**

For at følge udviklingen i fiskebestanden har Århus Amt og DFU lavet en række fiskeundersøgelser i Ramten Sø. Den første blev foretaget i 1994, umiddelbart før opfiskningen startede. På det tidspunkt var fiskebestanden i Ramten Sø domineret af små og store skaller samt meget store suder. Rovfiskebestanden var lille og bestod af en mindre bestand af aborre og forholdsvis få, men meget store gedder.

I 1997, da der var fisket ca. 14 tons fisk op, var fiskesammensætningen blandt de små fisk mindre end 10 cm ændret til at bestå af ca. 50 % skaller og 50 % aborrer. Der var altså kommet en større bestand af småaborrer, der kunne danne et rekrutteringsgrundlag for en bestand af større rovaborrer. Der var dog endnu ikke sket nogen betydelige ændringer blandt de større fisk, hvor skallerne fortsat dominerede.

**Figur 17.7** Fiskebestandens sammensætning i Ramten Sø i undersøgelsesårene 1994, 1997, 1999 og 2004. Venstre søjle angiver fiskebestandens procentvise fordeling i antal af små fisk mindre end 10 cm, højre søjle den procentvise fordeling i antal af fisk større end 10 cm.



I 1999 hvor det kunne konstateres, at søens tilstand bevægede sig i den forkerte retning, blev der lavet endnu en fiskeundersøgelse. Fiskebestanden blandt de store fisk var blevet om muligt endnu mere skæv i forhold til situationen i 1994 på trods af, at der fortsat var en stor bestand af små aborrer i søen. Skallerne udgjorde mere end 90 % af de store fisk, og aborrebestanden var meget lille.

Opfiskningen blev derfor genoptaget i 2002 og afsluttet i 2004, hvorefter der igen blev lavet en fiskeundersøgelse.

Der var stadig en ligelig fordeling mellem skaller og aborrer blandt de små fisk mindre end 10 cm. Fisk større end 10 cm blev også fortsat domineret af skaller, men dog nu "kun" 60 % af den samlede bestand (antal). Aborrerne udgjorde 26 %, hvilket er en stigning i forhold til de foregående år, og der var endvidere en forholdsvis stor bestand af rudskaller (12 %). Endelig var der blevet færre gedder, som nu i antal udgjorde omkring 5 %.

### **Geddeudsætning**

I forbindelse med opfiskningen blev der årligt udsat 30.000 stk. geddeyngel i perioden 1995-1999 svarende til 1000 stk./ha søoverflade samt 10.000 stk. pr. år i årene 2002-2005 i Ramten Sø. Intentionen var, at geddeyngelen skulle udsætte skallerne årsyngel for kraftig prædation. Bedømt ud fra antallet af små skaller ved fiskeundersøgelserne har geddeudsætningen ikke haft den store effekt. Årsagen kan måske være, at der allerede inden udsætningen var en stor geddebestand i søen, og at de udsatte gedder derfor hurtigt er blevet spist af de "hjemmehørende" gedder.

Bedømt ud fra erfaringerne i blandt andet Ramten Sø kan det konstateres, at en effektiv regulering af skallebestanden kun kan opnås gennem en stor bestand af store aborrer, som kan patruljere i de åbne dele af søen. Gedder og specielt store gedder er ikke tilstrækkeligt effektive prædatorer til at holde skallebestanden nede.

I Ramten Sø kom der ikke en større bestand af store aborrer, så længe der var en stor bestand af store gedder. I 2002, hvor geddebestanden var mindre end i de tidligere måleår, var der den største bestand af store aborrer (26 % af fiskene større end 10 cm), som er registreret.

I Ramten Sø var det altså nødvendigt at sikre en bestand af store aborrer, også selv om det indebar, at geddebestanden måtte reduceres.

Den massive geddeudsætning har dermed i bedste fald ikke bidraget til at få flere store aborrer i søen. I værste fald har udsætningen haft en direkte skadelig effekt.

### **Undervandsvegetation**

Både Ramten og Dystrup Sø har skiftet mellem en tilstand med uklart vand uden undervandsvegetation og en tilstand med meget store mængder tornfrøet hornblad og klart vand. Det var den umiddelbare forventning, at der ville ske en indvandring af netop tornfrøet hornblad til Ramten Sø, når vandet klarede op som følge af opfiskning. Uanset om det er hornblad eller alger, der dominerer, er der dog tale om ustabile tilstande, og det er først, når der er indvandret en stabil, varieret rodfæstet undervandsvegetation, at den klarvandede tilstand kan forventes at holde.

Selv om vandet blev klart, kom der ikke nogen undervandsplanter i Ramten Sø. Heller ikke selv om der blev spredt "en bådfuld" hornblad fra Dystrup Sø.

I 2001 i opfiskningens fase 2 blev der lavet et mindre forsøg med udplantning af undervandsplanter. Dels for at se om planterne overhovedet kunne spire op og gro i Ramten Sø, men også for at undersøge, hvor stor effekt fuglenes græsning havde på de spirende planter. Bure med og uden undervandsvegetation – kruset vandaks og tornfrøet hornblad – blev placeret på lavt vand langs søbredden. Efter en langsom start spredte kruset vandaks sig i burene og i løbet af to år var der en velvoksen bestand af planter i de bure, hvori arten var plantet ud. Et år senere voksede der også planter i et tilstødende bur, som fungerede som kontrol, og hvor der ikke var plantet ud. Uden for burene var der derimod ingen planter. Det var ganske tydeligt, at vegetationen blev spist lige så snart den forsøgte at etablere sig på ydersiden af burene. Dystrup og Ramten Sø har i mange år været en af Djurslands bedste fuglelokaliteter. Det er dog fortrinsvis Dystrup Sø, som har huset de mange fugle, men i takt med at vandet blev mere klart i Ramten Sø, søgte fuglene i stigende antal til Ramten Sø. Det kan således være fuglenes græsning, der er årsag til, at undervandsvegetationen ikke etablerede sig.

Burene er blevet vedligeholdt siden 2001, og der har nu etableret sig en kraftig bestand af kruset vandaks i de to bure. Umiddelbart uden om burene er der ingen planter, men kruset vandaks er observeret såvel flydende som rodfæstet flere steder i søen. Det ser dermed ud til, at planter eller vinterknopper fra udsætningen har etableret små spredte bestande. Enkelte planter, der vokser op spredt i søen, har tilsyneladende større chancer for at undgå græsning end en samlet bestand, som blandt andet fuglene bedre kan få øje på.

#### **17.4 Konklusioner**

Ramten og Dystrup Søes historie har vist, at tilstanden naturligt er skiftet nogle gange igennem de seneste 30-40 år.

Da de eksterne næringsstofftilførsler var reduceret betragteligt i løbet af 1980'erne, var forudsætningerne til stede til at ændre Ramten Søes tilstand i positiv retning ved opfiskning.

Da aborrebestanden i efteråret 1998 var stigende blandt de små fisk, bestanden af suder var kraftigt reduceret, og de samlede fangster var lave, blev opfiskningen stoppet. Der var ganske vist endnu ikke en større bestand af store aborrer, men det var forventningen, at de mange små aborrer i løbet af nogle få år ville medføre en større bestand af store rovlivende fisk. Disse store aborrer skulle gøre et indhug i skallebestanden, så Ramten Sø kunne få en ligelig fordeling af store skaller og aborrer. Men sådan gik det desværre ikke. Selv om der var mange små aborrer, forblev bestanden af store fisk meget lille. Derfor kunne skallebestanden stige eksplosivt, da opfiskningen sluttede. De efterfølgende fiskeundersøgelser har også vist, at bestanden af suder ikke er kommet op på et nævneværdigt niveau siden.

For at en opfiskning skal have succes er det afgørende, at der sker en indvandring af undervandsplanter. I Ramten Sø blev vandet klart efter første opfiskning, men selv om der var en meget stor bestand af især tornfrøet hornblad i Dystrup Sø og mindre bestande af græsbladet, kru-

set og børsteblandet vandaks etablerede undervandsvegetationen sig ikke i Ramten Sø.

Planterne er et væsentligt element i en stabilisering af miljøet. Udbredt undervandsvegetation vil reducere ophvirvlingen af sedimentet, skabe flere skjul for dyreplanktonet, som dermed i højere grad kan græsse på algerne, skabe en forøget konkurrence om næringsstofferne og alt i alt forringe vilkårene for planktonalgerne.

Uden planter var det biologiske system meget ustabil, da opfiskningen stoppede, og relativt hurtigt vendte søen tilbage til den uklare tilstand med dominans af fredfisk.

Efter den anden opfiskningsrunde fra 2002 til 2004 var fiskesammensætningen ændret. Der var nu en større andel af rovlevende aborrer, bestanden af små aborrer var fortsat betragtelig, og skallernes andel var mindre, men til gengæld var der relativt flere store skaller.

Forholdene må dog stadig betragtes som ustabile, og det kan ikke afvises, at fiskenes sammensætning vender tilbage til det tidligere fordeling med dominans af små skaller.

Udplantningsforsøget viste, at den krusede vandaks kan vokse i Ramten Sø, men at planterne bliver græsset hårdt og har svært ved at etablere sig, hvis de ikke bliver beskyttet af indhegninger, hvor både fugle og fisk hindres adgang. Der er dog sket en begyndende kolonisering, som kan danne basis for en større bestand af undervandsplanter.

### **Dystrup Sø**

I den sidste opfiskningsperiode, hvor vandet i Ramten Sø endnu engang er blevet mere klart, er forholdene i Dystrup Sø desværre blevet forringede. Der har altid været en forholdsvis høj fosforkoncentration i Dystrup Sø, men på grund af de mange planter har vandet været klart, og kvælstofindholdet har på grund af en stor kvælstoffjernelse været lavt.

I 2002 og 2003 blev der markant færre planter i Dystrup Sø, og søvandet blev uklart. Fosforkoncentrationen steg, fordi der nu ikke længere var bundet så meget fosfor i plantevæv, og kvælstofindholdet blev forøget, fordi kvælstofomsætningen blev reduceret i det uklare vand. Årsagen til den forringede tilstand er ukendt, men illustrerer fint, at såvel Ramten – som Dystrup Sø har en ustabil tilstand, så længe næringsstofindholdet er relativt højt, og der ikke er en stor bestand af flerårige undervandsplanter i søerne.

## **17.5 Opfølgning og forventet udvikling**

For at sikre den positive udvikling kan det være nødvendigt at gentage opfiskningen i de kommende år. Herved sikrer man sig, at Ramten Sø ikke falder tilbage i en uklar tilstand, inden undervandsplanterne har bredt sig yderligere og skabt sammenhængende plantebælter i søen, og at Dystrup Sø får mulighed for at vende tilbage til den klarvandede tilstand. Der skal endvidere arbejdes for at reducere næringsstofbelastning-



gen yderligere gennem en indsats over for de dyrkede jorde og fra enkelte ejendomme i oplandet, der endnu ikke har tilstrækkeligt effektive rensningsanlæg.

## 17.6 Referencer

Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. Fiskeundersøgelser i søer. Teknisk anvisning fra DMU nr. 3. Miljøstyrelsen

Danmarks Miljøundersøgelser, 2005. Overvågningsprogram for søer. Teknisk anvisning fra DMU. Miljøstyrelsen

Århus Amt, 1982. Udbyover Sø, Dystrup-Ramten Sø og Lading Sø 1975-76 og 1981. Teknisk rapport, Natur & Miljø, Århus Amt.

Århus Amt, 1988. Vallum Sø, Dystrup-Ramten Sø, Skarre Sø, Dagstrup Mose. Teknisk rapport, Natur & Miljø, Århus Amt.

Århus Amt, 2002. Restaurering af fem søer ved indgreb i fiskebestanden. Natur & Miljø, Århus Amt.

## 18 Rugård Nørresø

af Torben Bramming Jørgensen, Århus Amt

### 18.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Århus Amt har foretaget opfiskning i Rugård Nørresø i 2005. Der var tidligere en meget stor brasenbestand i søen, som ved opfiskningen er blevet reduceret kraftigt. Det var formålet at skabe en mere varieret fiskebestand og tillige reducere den ophvirvling af sediment, som de mange brasener forårsagede ved deres fødesøgning.

Opfiskningen har sikret mere klart vand i søen og dermed større muligheder for at få undervandsplanter i søen. I de seneste fem år er fosforindholdet i søvandet imidlertid steget kraftigt, fordi skarver og gæs i store antal er begyndt at bruge søen som overnatningssted. Det høje fosforindhold gør, at tilstanden i Rugård Nørresø ikke er stabil, selv om vandet er blevet mere klart.

Rugård Nørresø ligger ved herregården Rugård mellem Grenå og Ebeltoft ganske tæt på Kattegats kyst. Området har tidligere været en lavvandet del af Kattegat. Udvikling af strandvolde langs kysten har med

**Figur 18.1** Luffoto af Rugård Nørresø.



tiden dannet søen. Placeringen tæt på havet betyder, at søen er en meget fin fuglelokalitet specielt i træktiden, hvor blandt andet store andeflokke raster i søen. I de senere år er store flokke af skarver og gæs begyndt at bruge søen som overnatningslokalitet. Søens opland er lille og består af både skov og dyrkede marker. Der kommer derfor ikke meget vand til søen, hvilket medfører, at vandskiftet er langsomt.

Rugård Nørresø er en naturlig eutrof lavvandet sø. Søen er B-målsat i Århus Amts Vandkvalitetsplan. Da der igennem en årrække har været for store næringsstofftilførsler fra de dyrkede marker og ejendommene i oplandet, opfylder søen ikke sin målsætning, og der er stor sandsynlighed for, at Vandrammedirektivets krav til god økologisk status i 2015 ikke bliver opnået.

**Table 18.1** Morfometriske data for Rugård Nørresø.

Areal	ha	36
Middeldybde	meter	1,8
Maximumdybde	meter	2,5
Volumen	mio. m <sup>3</sup>	0,65
Opholdstid	år	1,7
Oplandsareal	km <sup>2</sup>	1,1

Det har ikke været muligt at lave en egentlig måling af næringsstofftilførslerne, men oplandet er lille, og der er ikke nogen større punktkilder. Næringsstofftilførslen er beskeden. Da vandet opholder sig forholdsvis lang tid i søen, har den fosfor, som én gang er tilført, meget svært ved at forlade søen igen. Derfor er der sket en ophobning af fosfor i søen.

**Table 18.2** Sommergennemsnits for udvalgte kemiske parametre i Rugård Nørresø før og efter opfiskningsperioden.

		Rugård Nørresø	
		1996	2005
Sigt dybde	meter	0,6	1,3
Total kvælstof	mg N/l	2,23	1,26
Nitrat	mg N/l	0,06	0,03
Totalfosfor	µg P/l	98	418
Orthofosfat	µg P/l	8	320
Suspenderet Tørstof	mg/l	20,5	7,3
Suspenderet Glødetab	mg/l	18,9	4,9
Klorofyl	µg/l	87	31
pH		8,5	8,3

Der er ikke længere spildevandsudledning fra husene i oplandet. Tilbage er tilførslerne fra de dyrkede jorde. Enhver reduktion i dette bidrag vil forbedre vilkårene for Rugård Nørresø. I de senere år har de rastende fugle tilført forholdsvis store fosformængder til søen.

Rugård Nørresø har ikke haft en tilfredsstillende miljøtilstand i mange år. Før opfiskningen var kvælstofniveauet moderat, men tilstrækkeligt til i kombination med et fosforniveau på ca. 100 µg P/l at sikre en høj algevækst. I sommerhalvåret var der en kraftig opvækst af alger. Algerne bestod dels af furealgen *Ceratium hirundinella*, men først og fremmest af blågrønalger (primært *Anabaena*- og *Aphanizomenon*-arter), som i 1996 medførte, at sigt dybden i august og september var så lav som 0,2-0,3 m. Undervandsplanter har derfor ikke kunnet gro i søen.

Der var videre en stor bestand af brasen og skaller, som har fastholdt søen i en meget næringsrig tilstand.

## **18.2 Beskrivelse af indgrebet**

Århus Amt har lavet miljøundersøgelser i Rugård Nørresø i 1996 og 2002. I begge år var søen præget af høje næringsstofkoncentrationer og meget uklart vand.

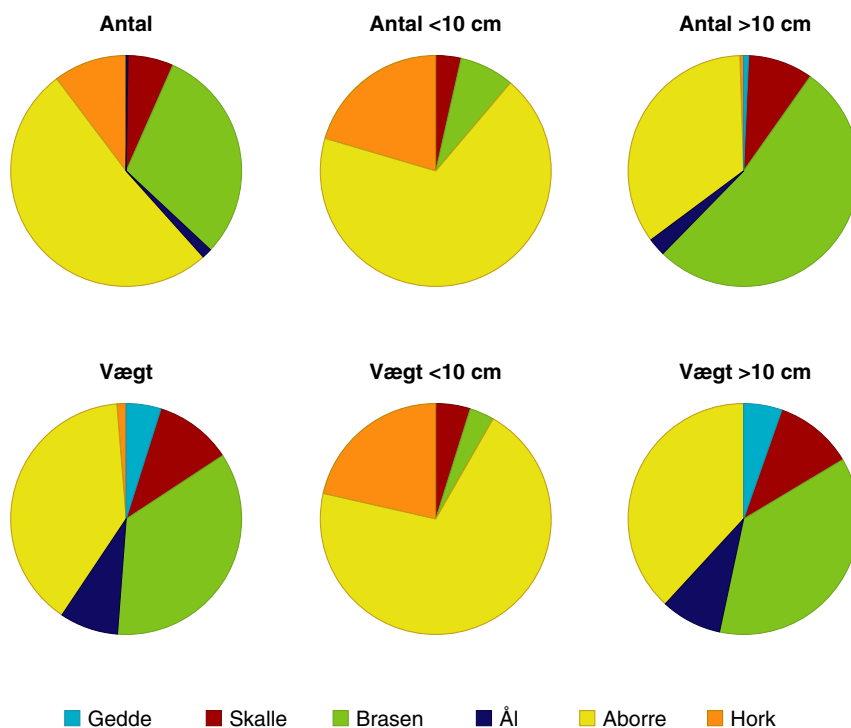
I forlængelse af 2002-undersøgelsen blev der lavet en fiskeundersøgelse i 2003. Her blev der registreret seks arter: gedde, skalle, brasen, ål, aborre og hork. Fiskefaunaen i Rugård Nørresø havde dermed en artsdiversitet, som er under gennemsnittet for danske søer.

Store brasen udgjorde en væsentlig del af fiskebestanden. Aborren var dog den dominerende fiskeart, idet den udgjorde godt 51 % af den samlede fangst i antal, og vægtmæssigt godt 39 %. Til sammen udgjorde aborre og brasen 75 % af fangsten. For fisk under 10 cm i længde dominerede aborren både med hensyn til vægt og antal. For fisk over 10 cm i længde var der lige stor biomasse af brasen og aborre, men i antal var der flere store brasen end aborre. Endeligt var der en lille bestand af skaller.

Undersøgelsen viste, at den meget store forekomst af store brasen var en væsentlig årsag til den forringede miljøtilstand. Forekomsten af zooplanktivore fisk, specielt skalle, var derimod formentlig kontrolleret af rovfisk.

På baggrund af fiskeundersøgelsen blev det skønnet, at et indgreb ved biomanipulation kunne forbedre vandkvaliteten og søens miljøtilstand gennem opfiskning af en væsentlig andel af de mange fuldvoksne braser.

**Figur 18.2** Det procentuelle forhold mellem fangsterne af de registrerede arter ved undersøgelsen i Rugård Nørresø i 2003.



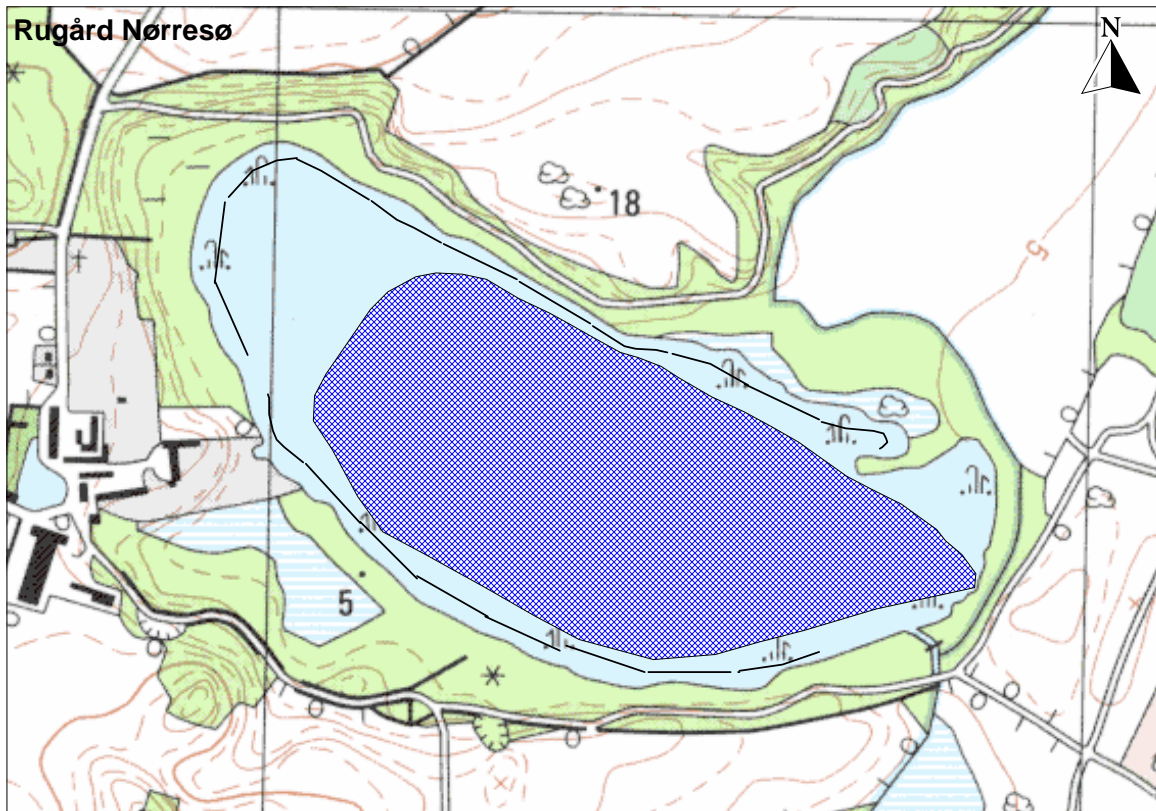
### Opfiskning

Opfiskning af brasenbestanden startede i 2004 og fortsatte i 2005. Ud fra fiskeundersøgelsen blev den samlede fredfiskebestand estimeret til 5-7 tons. Formålet med opfiskningen var at reducere den eksisterende brasenbestand med minimum 70-80 %. Opfiskningen skulle foregå dels ved voddragning og dels ved anvendelse af torskegarn.

Der blev opfisket 3,6 tons i 2004 og 5,7 tons i 2005 eller i alt 9,3 tons fisk.

Mere end 90 % af fangsten bestod af brasen. Skallerne blev alle fanget med landdragningsvod og var i størrelsesgruppen 5-12 cm. Brasen blev primært fanget med torskegarn og kun i mindre udstrækning med vod. De fangede brasen var med få undtagelser store med størrelser på 3 til 4,5 kg og med en gennemsnitlig længde på ca. 50 cm. Af rovfisk blev der fanget få store aborrer samt 8-10 stk. gedder i størrelsen 35-50 cm. Alle rovfiskene blev genudsat.

Der er altså fisket betydeligt flere fisk op end det mål, som blev sat på baggrund af fiskeundersøgelsen. Den generelle erfaring er i øvrigt, at den skønnede biomasse på baggrund af fiskeundersøgelser i de fleste tilfælde underestimeres betydeligt. Når der samtidigt er en tilvækst i fiskebestanden i søen, hvis opfiskningen strækker sig over to eller flere år, kan det forventes, at der skal fiskes betydeligt større mængder op end beregnet ud fra en indledende fiskeundersøgelse.



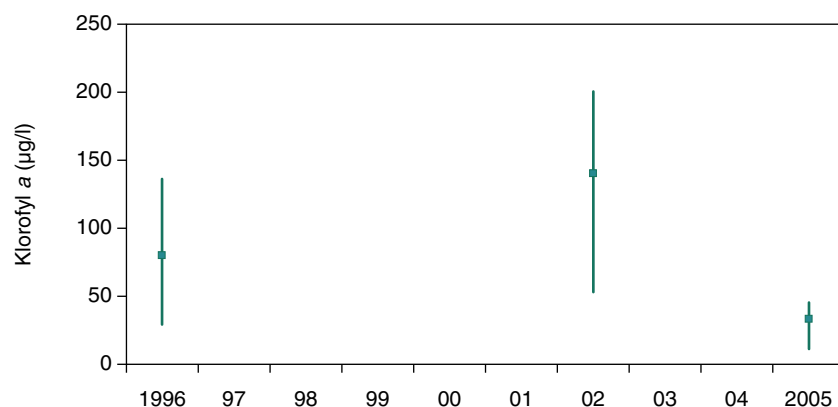
**Figur 18.3** Oversigt over det befiskede areal (skraveret) med landdragningsvoddet, samt placering af torskegarne rundt langs søens bred.

### 18.3 Effekter af indgrebet

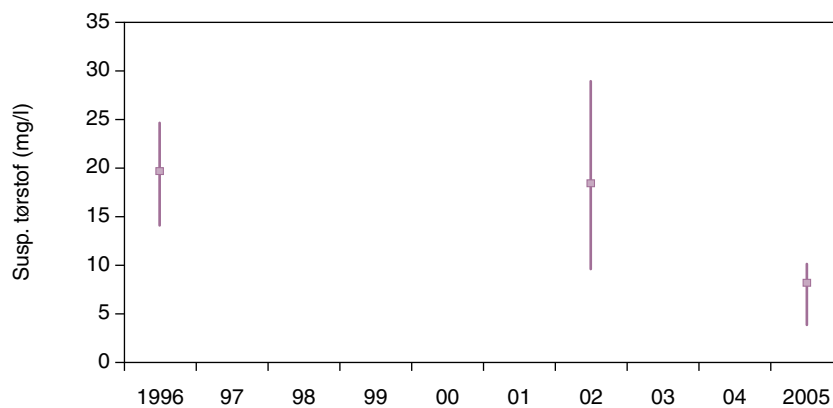
Der har tidligere været mange alger i Rugård Nørresø. Klorofylindholdet har derfor været højt og faktisk stigende i perioden fra 1996 til 2002 til omkring 150  $\mu\text{g}/\text{l}$  som et sommergennemsnit. I 2005 efter opfiskningen af små 10 tons fisk faldt klorofylkoncentrationen til omkring 30  $\mu\text{g}/\text{l}$ .

Den mekaniske ophvirvling, som sker ved brasens fødesøgning, hvirvler både suspenderet stof og epifytiske alger, der indeholder klorofyl, op i vandfasen. Der er dermed en sammenhæng mellem koncentrationen af klorofyl og det suspenderede stof i søvandet, og indholdet af suspenderet stof er da også blevet reduceret betydeligt efter opfiskningen.

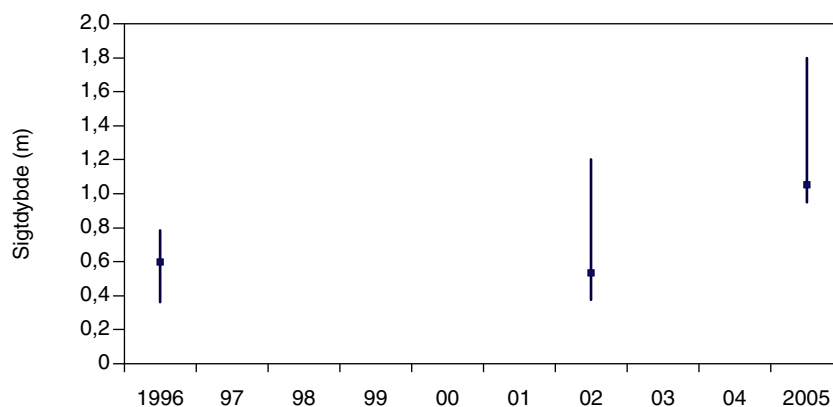
**Figur 18.4** Klorofylkoncentrationen i Rugård Nørresø fra 1996 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



**Figur 18.5** Koncentrationen af suspenderet tørstof i Rugård Nørresø fra 1996 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



**Figur 18.6** Sigtdybden i Rugård Nørresø fra 1996 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).

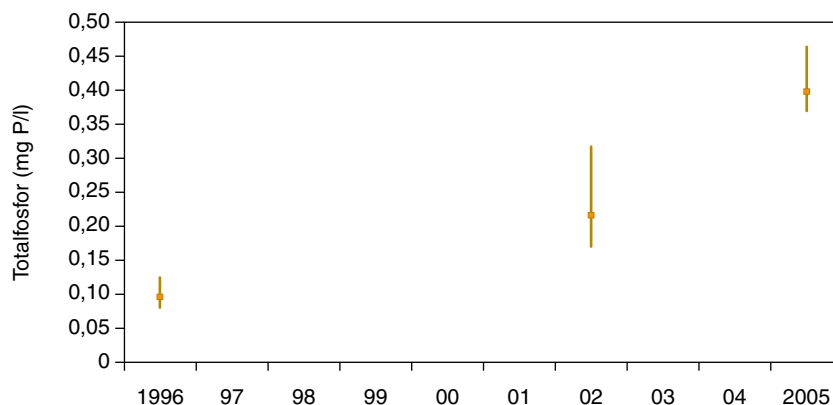


Færre alger og mindre suspenderet stof har resulteret i, at sigtdybden er øget betragteligt til et gennemsnit på mere end en meter i 2005. I 1996 og 2002 var der en sigtdybde på omkring 0,5 m.

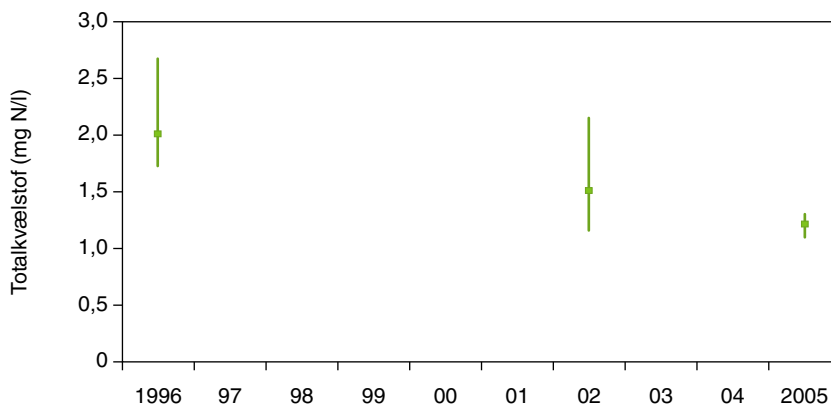
Der har været rigelige fosformængder i Rugård Nørresø i gennem mange år. Indholdet af alger i søen har derfor ikke været reguleret af fosforkoncentrationen.

I de senere år er søen blevet anvendt som overnatningslokalitet for et par tusinde skarver og gæs. Fuglene har tilført så store mængder fosfor til søvandet, at fosforkoncentrationen er steget fra omkring 100 µg P/l til ca. 400 µg P/l som et sommergennemsnit. Da fosfor ikke er det begrænsende stof for væksten i søen, har det imidlertid været muligt at reducere mængden af alger og øge sigtdybden, selv om fosforkoncentrationen i søvandet er steget markant. Den forøgede fosforkoncentration har altså ikke haft nogen umiddelbar effekt på søens tilstand.

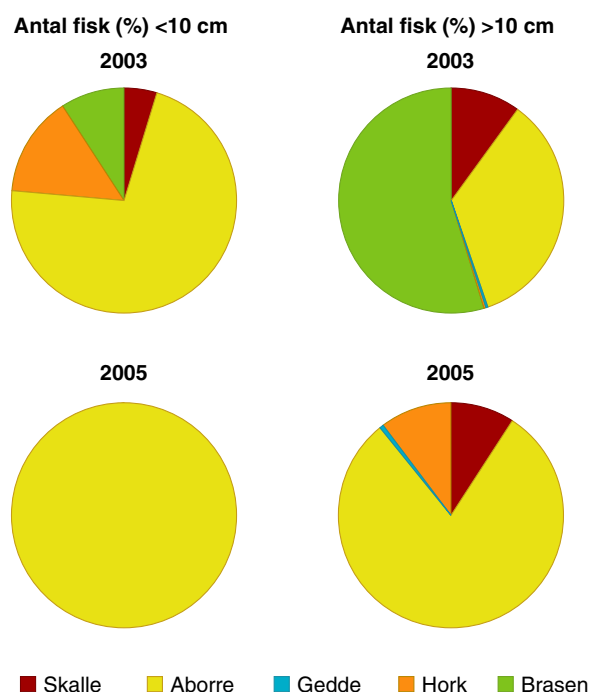
**Figur 18.7** Koncentrationen af totalfosfor i Rugård Nørresø fra 1996 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



**Figur 18.8** Koncentrationen af total kvælstof i Rugård Nørresø fra 1996 til 2005 (sommermedian samt 25 og 75 % fraktiler).



**Figur 18.9** Fordelingen af fisk i Rugård Nørresø før og efter opfiskningen præsenteret i antal fisk (%) mindre end og større end 10 cm.



Som nævnt har Rugård Nørresø tidligere været et lavvandet marint område. Søens sediment er derfor ikke et traditionelt ferskvandssediment, men består af store mængder calcium og et betydeligt mindre jernindhold end i andre søer. Sedimentets evne til at binde fosfor fra vandfasen er derfor mindre end normalt, og størstedelen af den fosfor, som tilføres via fuglenes guano, findes opløst i vandet og bliver ikke bundet i sedimentet.

En medvirkende forklaring på den mindre produktion i søen og den større sigtddybde kan være, at kvælstofkoncentrationen er reduceret til mindre end 1,5 mg N/l som et sommergennemsnit. Vækst og produktion har været kvælstofbegrænset i flere perioder i løbet af sommeren 2005. Årsagen til det reducerede kvælstofniveau er dels en reduceret tilførsel, men sandsynligvis også en forøget kvælstofomsætning og kvælstoffjernelse i søen i takt med, at vandet er blevet mere klart. Skarver og gæs tilfører ikke blot fosfor til søen men også kvælstof. Uden de store fugleflokke havde reduktionen i kvælstofkoncentrationen sandsynligvis været større.



Efter opfiskningen blev der lavet endnu en fiskeundersøgelse i 2005. Der blev ikke fanget nogen brasen, hverken i garn eller ved elektrofiskeri. Praktisk taget hele fangsten af fisk mindre end 10 cm i garn bestod af aborrer. Af fisk større end 10 cm dominerede aborren med 80 % af fangsterne i garn, mens andelen af skaller og hork var henholdsvis 9 og 10 %. Hork har således fået forbedrede levevilkår, da de brasner er væk, som ellers er horkens fødekurrenter om smådyr m.m. i sedimentet. Der blev endvidere fanget gedder og ål.

Størrelsesfordelingen af aborrer mindre end 10 cm har ikke ændret sig væsentlig før og efter opfiskningen. Derimod er der en tendens til, at aborrer over 10 cm er større i 2005 end i 2003.

Aborrer mindre end 10 cm er fredfisk og spiser dyreplankton ligesom brasen og skaller. Større aborrer er typisk rovfisk, som spiser mindre fisk som f.eks. skaller, brasenyngel og egen yngel. En stor bestand af rovfisk er i stand til at kontrollere mængden af fredfisk, hvorved mængden af dyreplankton styrkes, og mængden af planteplankton mindskes.

For at styrke rovfiskebestanden blev der udsat 30.000 stk. geddeyngel i 2004 og 20.000 stk. i 2005. Intentionen var at supplere aborrebestanden, som primært findes i de åbne vandområder med en geddebestand, der kan udøve et større prædationstryk i bredzonen.

### **Undervandsvegetation**

Før biomanipulationen var vandet i Rugård Nørresø meget uklart, og undervandsplanter havde ikke mulighed for at gro i søen. Da vandet blev mere klart i 2004, begyndte en mindre indvandring af Tornfrøet hornblad. Arten findes fortsat i søen, men ikke i betydende mængder. I perioder har der tillige været en opblomstring af Rørhinde hen over store dele af søbunden. Et næringsrigt sediment, lavt kvælstofniveau og lys til bunden medfører gode vilkår for hurtigt voksende, opportunistiske arter som rørhinde og hornblad. En stabilisering af søens tilstand kræver imidlertid, at der indvandrer flerårige undervandsplanter i et større omfang.

## **18.4 Konklusioner**

Opfiskning af langt størsteparten af brasenbestanden har skabt klart vand i Rugård Nørresø. Dels fordi den ophvirvling af sediment, som brasenerne tidligere forårsagede, nu ikke længere forekommer, dels fordi aborrerne er i stand til at regulere en relativt lille skallebestand. Selv om der har været en kraftigt stigende fosforkoncentration i søvandet, kan søens klarvandede tilstand fastholdes. Dette kræver, at der også fremover er en meget lille kvælstofkoncentration, og at fiskesammensætningen vedbliver med at være domineret af aborrer.

De store flokke af fugle og de høje fosforkoncentrationer medfører, at søens tilstand er ustabil, hvilket opvæksten af rørhinde og tornfrøet hornblad er et godt billede på. Et varieret biologisk samfund, hvor flere arter af undervandsplanter vokser i søen, vil stabilisere søens miljø og gøre søen væsentlig mere robust over for fremtidige miljøpåvirkninger.

## **18.5 Opfølgning og forventet udvikling**

En klarvandet tilstand er betinget af, at aborrerne fortsat dominerer, og at hverken skaller eller brasen opnår betydende biomasse. Herved sikrer man sig, at søen ikke falder tilbage i en uklar tilstand, inden undervandsplanterne har bredt sig. Så længe søen er klarvandet, betyder det isoleret set ikke noget, at så mange fugle raster i søen om natten. Fuglernes tilførsel af både fosfor og kvælstof er dog med til at fastholde søen i en ustabil tilstand. Generelt vil en reduktion i de eksterne fosfortilførsler forbedre søens mulighed for at få en stabil og tilfredsstillende miljøtilstand.

## **18.6 Referencer**

Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. Fiskeundersøgelser i søer. Teknisk anvisning fra DMU nr. 3. Miljøstyrelsen

Danmarks Miljøundersøgelser, 2005. Overvågningsprogram for søer. Teknisk anvisning fra DMU. Miljøstyrelsen

## 19 Rørbæk Sø

af Simon Marsbøll, Vejle Amt

### 19.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

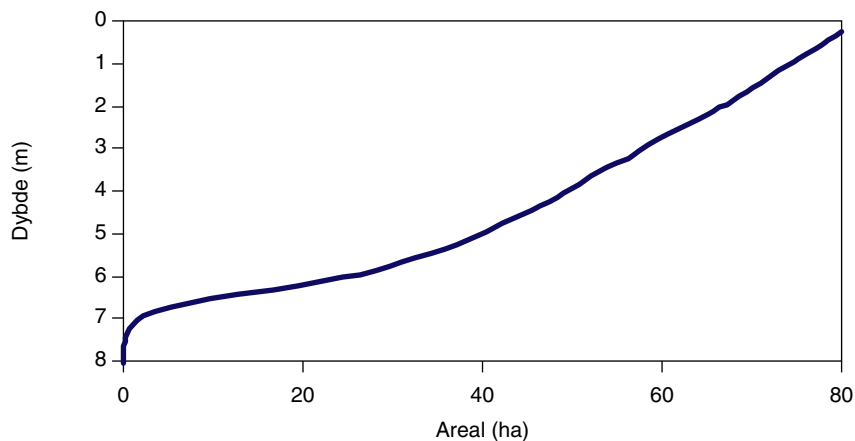
Rørbæk Sø er den første større sø nedstrøms Skjernåens udspring i Tinet Krat ved Tørring. Søen er meget naturskønt beliggende, og i Regionplan 2001-2013 er den målsat A1, d.v.s. "særligt naturvidenskabeligt interesseområde" med krav om bl.a. en gennemsnitlig sigtddybde i sommerperioden på mere end 3,5 m og forekomst af mindst 10 forskellige rodfæstede undervandsplanter.

Søen har et areal på 84 ha og en gennemsnitsdybde på 4,3 meter. Største dybde er 8 m, men det er alligevel yderst sjældent at se lagdeling af vandmasserne. Det hænger dels sammen med vindeksponering over den 3 km lange søflade i retning øst/vest og dels med en meget stor vandtilførsel fra kilder i søbunden. Årets opholdstid er ca. 3 måneder. Søens vigtigste morfometriske data fremgår af tabel 19.1 og figurerne 19.1 og 19.2.

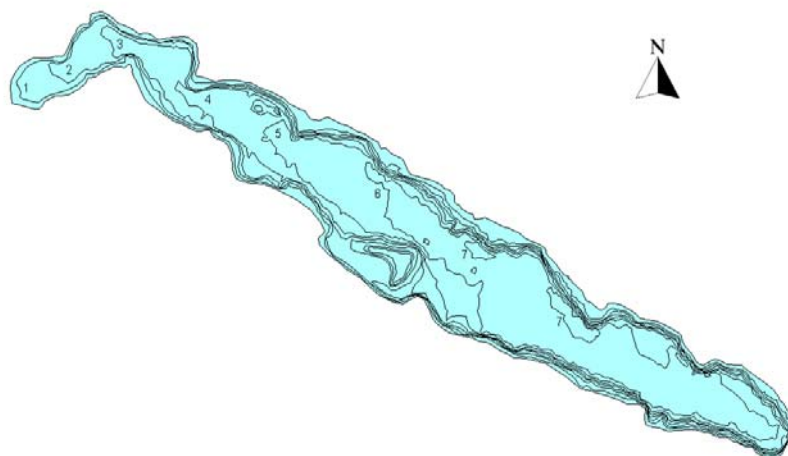
**Tabel 19.1** Morfometriske data for Rørbæk Sø. Søens vandoverflade var ved opmålingen i november 1991 beliggende i kote 55,84 m over DNN.

Areal	84 ha
Maksimum dybde	8,0 m
Gennemsnitsdybde	4,3 m
Volumen	$3,5 \times 10^6 \text{ m}^3$
Omkreds	6,2 km
Hydraulisk opholdstid (årsgns.)	96 døgn
Hydraulisk opholdstid (sommergns.)	111 døgn
Oplandsareal	3028 ha
Arealanvendelse i topografisk opland	Ca. 50 % dyrket og 50 % natur
Lagdeling	Ca. en observation hvert andet år.

**Figur 19.1** Hypsograf for Rørbæk Sø.



**Figur 19.2** Dybdeforhold i Rørbæk Sø.



Jordtypefordelingen i oplandet er 75 % grovsandet og 25 % lerblandet sand. Der er store naturarealer i søens umiddelbare omgivelser, og ingen ejendomme leder spildevand til søen. Søen belastes af landbrugsarealer primært beliggende langt fra søen i oplandene til Dybdal Bæk, Svinebæk og Ballesbæk.

### **Belastningshistorie**

I 1950'erne blev der etableret dambrugsdrift ved søen. I løbet af 1960'erne havde belastningen herfra overskredet søens bæreevne, og eutrofieringen blev tydelig. Belastningens størrelse kendes ikke, men i 1970'erne blev der observeret fiskedød og tilstedeværelse af "liglagen". Bundvegetationen var da helt forsvundet. Efter tilstandsskiftet var algerne i søen fosforbegrænset, men kvælstofkoncentrationen nåede ofte meget lave koncentrationer i sensommeren.

Dambrugsdrift var hovedansvarlig for den dårlige miljøtilstand, og i 1994 lykkedes det at få det sidste dambrug nedlagt, hvilket var en nødvendig forudsætning for en holdbar restaurering. I 1993 viste en stoftransportopgørelse, at søen modtog 640 kg fosfor og 49 tons kvælstof. Massebalancen viste da en nettoaflastning på godt 300 kg fosfor pr. år. Overslagsberegninger viste, at sedimentet potentielt kunne frigive fosfor i mindst 15-20 år.

Beretninger fra 1930'erne beskriver, hvordan man i sommerperioden på selv de største dybder kunne observere fisk svømme rundt mellem bundplanter over den lyse sandbund. En sådan beskrivelse er tilstrækkelig til at fastslå, at søen dengang var næringsfattig og klarvandet, og selv om grundskudsplanter er beskrevet fra søen, har der været en udbredt forekomst af langskudsplanter. Søørred var almindeligt forekommende ligesom store rovlevende aborrer.

De vandkemiske forhold umiddelbart inden indgrebet er opsummeret i tabel 19.2.

**Tabel 19.2** Centrale fysisk/kemiske parametre for Rørbæk Sø i årene før indgrebet.

Parameter (1990, 1991, 1993)	Værdi (sommergns.)	Enhed
Total-P	0,094	mg/l
Total-N	1,556	mg/l
PO <sub>4</sub> -P	0,004	mg/l
NO <sub>3</sub> -N	0,567	mg/l
Chl a	0,072	mg/l
Sigtdybde	1,1	m
Total-P, sediment (0-2 cm)	5,5	g/kg tørstof

### Biologiske forhold

Undervandsvegetationen var reduceret til sporadiske forekomster ved vandløbenes indløb i søen, hvor vandet var relativt klart. Grundskudsvegetationen var helt forsvundet. Det samlede plantedækkede areal blev i 1998 beregnet til 41 m<sup>2</sup>, hvilket svarer til en dækningsgrad på 0,02 %.

En stor opblomstring af *Asterionella formosa* i det tidlige forår blev afløst i juni/juli af blågrønalgesamfund, der ofte var domineret af *Mikrocystis wesenbergii* eller *Aphanizomenon flos-aquae*. Under denne vandblomst kunne der observeres meget høje pH-værdier, som utvivlsomt har skadet især *Daphnia*-populationen. *Daphnia*-arterne optrådte da også kun først på sæsonen, men de mindre slægter *Chydorus* og *Bosmina* dominerede hele sæsonen.

Bundfaunaen blev ikke undersøgt, men en undersøgelse af bredfaunaen i 1978 afslørede en voldsom forarmning, og der er ingen grund til at tro, at situationen var ændret inden indgrebet. I 1978 var der stadig sporadiske forekomster af rentvandsarter, og især huesneglen *Ancylus fluviatilis* var stadig hyppig på egnede lokaliteter.

Den samlede estimerede fiskebiomasse var 350 kg/ha i 1993 med den forventede dominans af fredfisk. De fiskeårgange, der levede af dyreplankton, havde en god kondition ligesom rovfiskene, men konditionen var dårlig for dem, der levede af bunddyr. Stikprøver af maveindholdet hos brasen og skaller viste et stort indhold af dyreplankton, hvilket blev tolket som tegn på meget dårlig produktion af bunddyr.

## 19.2 Beskrivelse af indgrebet

En nødvendig forudsætning for en succesfuld restaurering var at bringe næringsstofbelastningen ned på et niveau, der ikke ville få søen til at genetablere den økologiske ligevægt med uklart vand. Det sidste dambrug blev lukket i 1994, og det blev vurderet, at den resterende belastning fra især spredt bebyggelse kunne foregå sideløbende med selve indgrebet. Der blev også igangsat en særlig indsats for at indgå frivillige MVJ-aftaler med landmænd i oplandet.

Fiskebestandens sammensætning måtte justeres, dels for at lette græsningstrykket på søens dyreplankton og dels for at dæmpe fosforfrigivelsen fra bunden i forbindelse med brasens' fødesøgning. De opfiskede mængder fremgår af tabel 19.3. Bestandsestimaterne undervejs er gengivet i tabel 19.4. I 1998 blev strategien ændret fra store, landbaserede vodtræk gennem hele søen til vodfiskeri i afløbskanalen, hvor det viste

sig, at en meget stor del af søens småfisk (0+ og 1+) samlede sig i vinterhalvåret. Afløbsfiskeriet har fundet sted hvert år lige siden.

De store vodtræk gennem hele søen blev valgt, fordi de store brasner dannede stimer på et lille areal på stor dybde sidst på efteråret. Metoden var særdeles effektiv, indtil de større fisk var fanget, og da et prøvofiskeri efter småfisk i afløbet viste sig meget effektivt, blev metoden ændret i 1998.

De største problemer i forbindelse med de store vodtræk var lokalisering af brasen, fremmedlegemer på søbunden, som ødelagde garnet, og endelig det forhold, at det er omstændeligt at rigge til, hvorfor der kun kunne foretages to til tre vodtræk om dagen. Det bør nævnes, at bestandsestimaterne ud fra de fangede fisk er usikre, og biomassen blev da også underestimeret, og som følge heraf blev fiskeindsatsen vurderet tilstrækkelig uden at være det.

De små vodtræk i afløbskanalen blev ligeledes generet af fremmedlegemer. Det er ikke muligt ud fra fangsten af enkelte årgange af få arter at vurdere søens samlede fiskebestand. Desuden kræver denne metode en løbende overvågning af afløbet, da fiskene tilsyneladende migrerer ind og ud af afløbet. Dette blev arrangeret med en interesseret lodsejer.

Den landbaserede vodtrækning og bortskaffelse af fisk kostede 1,3 mill. kr. Indsatsen i afløbet varierer fra år til år, men et gennemsnit for perioden ligger på knap 80.000 kr om året, i alt ca. 700.000 kr indtil videre.

**Tabel 19.3** Opfisket mængde i kg. Fra 1998 blev der kun opfisket i søens afløb i vinterperioden.

År	Skalle	Brasen	Hork	Aborre	Sum
1994	1360	3020	0	0*	4380
1996	55	11181	0	0*	11236
1997	1452	1749	2	0*	3203
1998	6316	460	2015	0*	8791
1999	4017	4	280	0*	4301
2000	2146	6	376	212	2740
2001	1918	30	269	7	2224
2002	5787	439	1683	269	8178
2003	1563	180	117	97	1957
2004	1300	647	107	40	2094
2005	1791	393	145	0	2329
2006	6750	20	40	0	6810
I alt	34455	18129	5034	625	58243

\* ikke opgjort

**Tabel 19.4** Estimeret biomasse af fiskebestanden. Brasenbiomassen i 1997 blev med stor sandsynlighed overestimeret

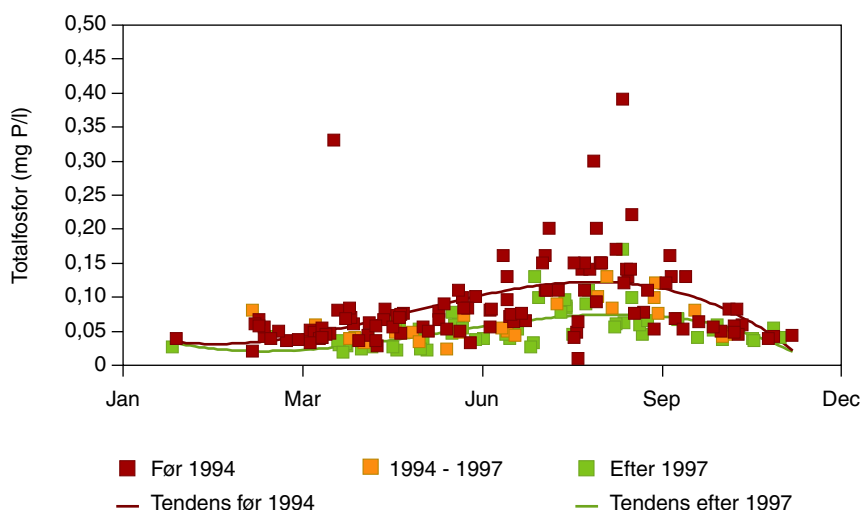
Kg	1993	1995	1997	1999	2001	2004
Brasen	7700	7897	10505	284	704	193
Skalle	7787	8635	14013	11016	7465	7405
Aborre	3550	3978	7992	9617	3532	8205
Hork	186	546	1350	622	692	1453
Grundling	10	11	0	0	0	0
Gedde	917	995	2876	3000	2632	784
Sandart	125	1737	101	101	16	111
Ål	506	-	-	-	-	0
Regnløje	8	1	43	2	0	0
BxS	74	15	0	0	0	0
Rudskalle	0	0	0	15	0	0
Karusse	0	0	0	0	129	0
Sum	20863	23815	36880	24656	15171	18151

### 19.3 Effekter af indgrebet

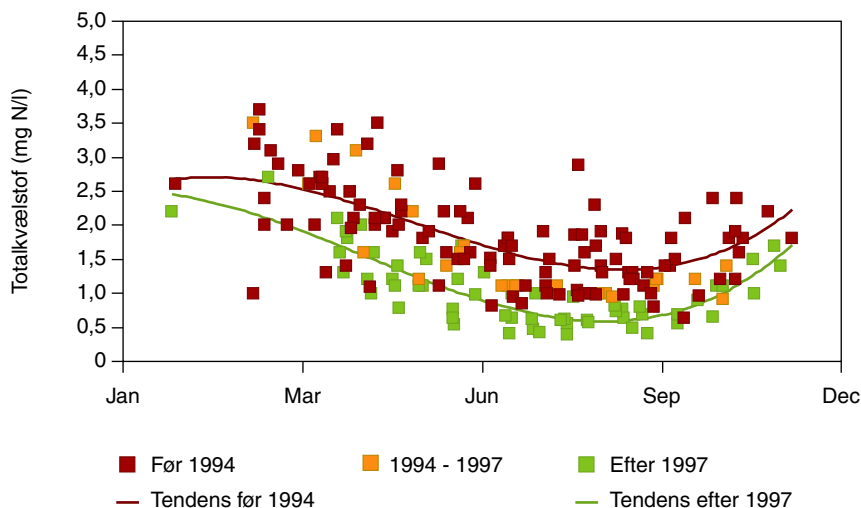
#### Vandkemi

Sammenlignes de vandkemiske parametre før og efter perioden med vadfiskeri, ses en tydelig effekt. Der er naturligvis stor variation mellem årene, men tendensen er, at koncentrationen af totalfosfor er reduceret med knap 50  $\mu\text{g P/l}$  i sommermånederne (figur 19.3), og koncentrationen af totalkvælstof er reduceret med 0,8 mg N/l i højsommeren (figur 19.4). Dette fald i koncentrationen af næringsstofferne hænger sammen med et fald i mængden af alger. Klorofylkoncentrationen er halveret i sensommeren (figur 19.5).

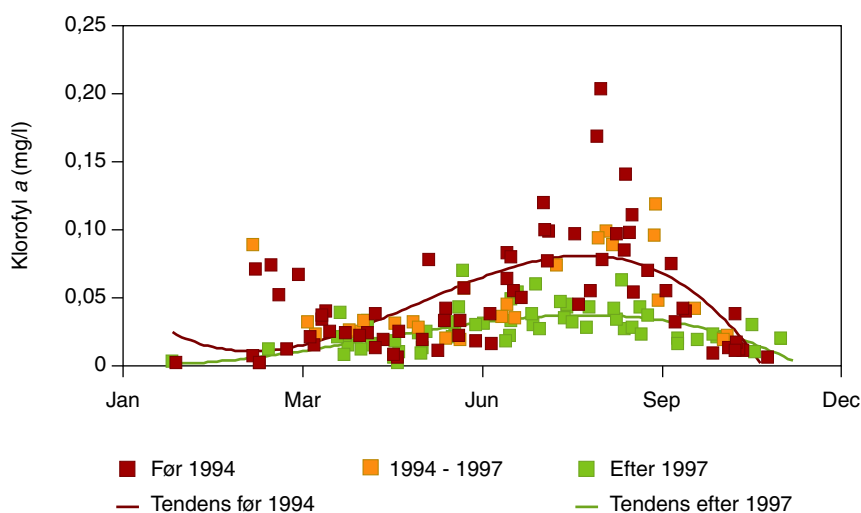
**Figur 19.3** Koncentrationen af totalfosfor i Rørbæk Sø i perioden før, under og efter vadfiskeri.



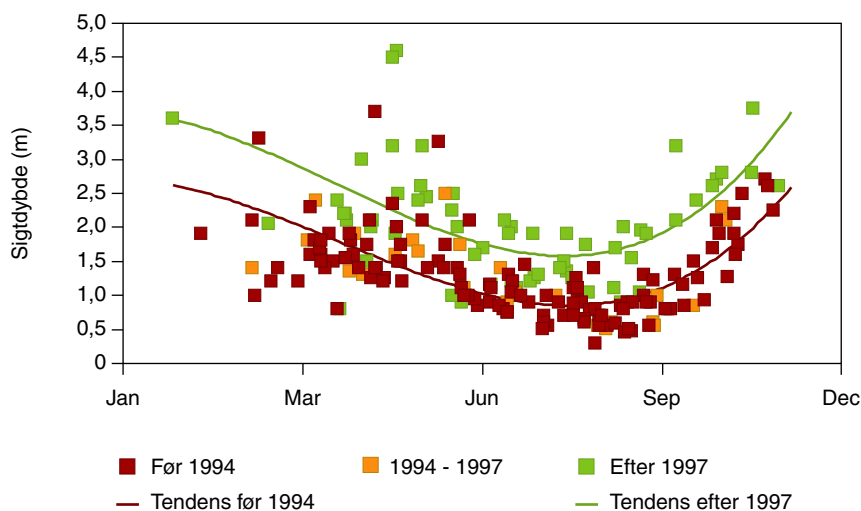
**Figur 19.4** Koncentrationen af totalkvælstof i Rørbæk Sø i perioden før, under og efter vodfiskeri.



**Figur 19.5** Koncentrationen af klorofyl i Rørbæk Sø i perioden før, under og efter vodfiskeri.



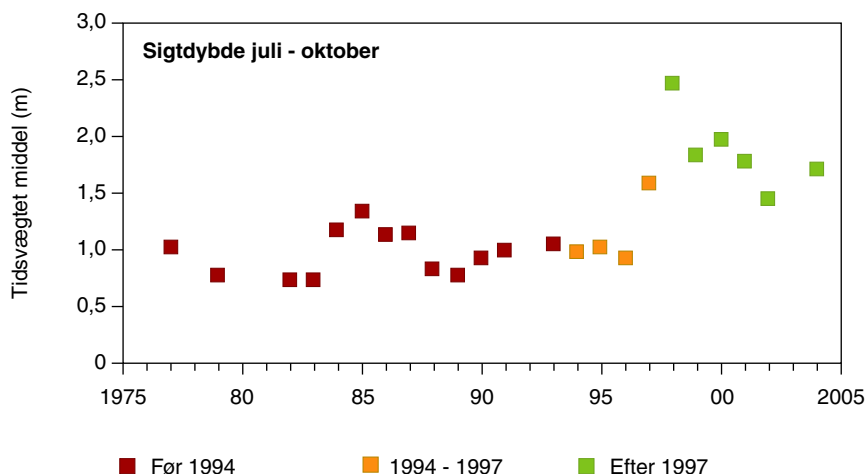
**Figur 19.6** Sigtdybdemålinger i Rørbæk Sø i perioden før, under og efter vodfiskeri.



Den reducerede algemængde har haft indflydelse på sigtdybden, der er forbedret med ca. 0,5 m (figur 19.6). Først på sæsonen har der altid været stor variation i vandets klarhed fra det ene år til det andet, og det er der stadig. Men sidst på sæsonen er forbedringen mere entydig, hvilket fremgår tydeligt ved at se på udviklingen for det tidsvægtede gennemsnit for



**Figur 19.7** Tidsvægtet middel for sigtddybden i perioden 1. juli – 31. oktober.



sigtddybden i månederne juli, august, september og oktober (figur 19.7). Ved denne sammenligning slog forbedringen igennem allerede i 1997.

### Massebalance

Stoftransporten i de væsentligste tilløb blev målt i hhv. 1993 og 2002. En sammenligning af vand- og stoftransport i Dybdal Bæk og Skjernå afslører, at der stort set tilledes den forventede mængde fosfor i 2002, men kvælstoftilførelsen er reduceret på trods af en øget vandføring (tabel 19.5.). Det er nærliggende at tilskrive ændret gødskningspraksis æren for den reducerede kvælstoftransport, men det er vanskeligt at dokumentere. I oplandet til Skjernå er der taget ca. 30 % ud af omdrift i perioden, men i oplandet til Dybdal Bæk er der kun indgået få MVJ-aftaler.

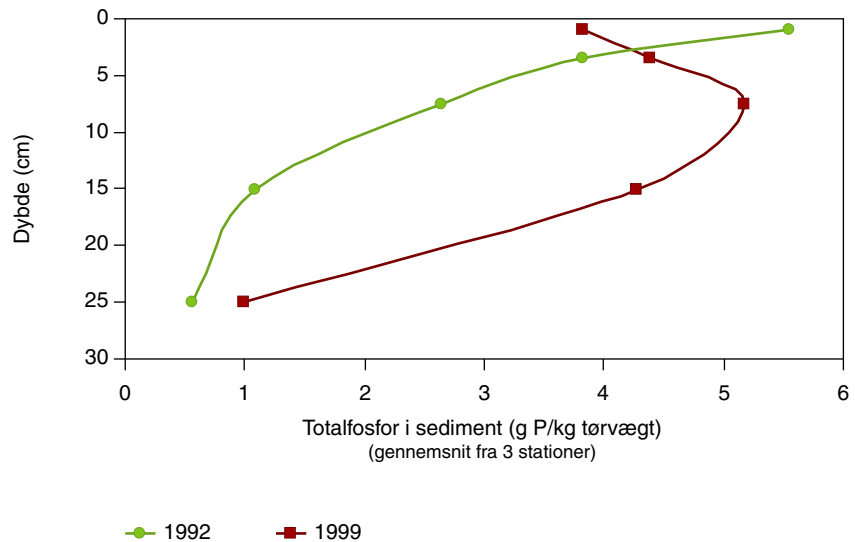
**Tabel 19.5** Sammenligning af vand og stoftransport i Dybdal Bæk og Skjernå i hhv. 1993 og 2002.

Transport	tot-N (ton/år)		tot-P (kg/år)		Q (mill m <sup>3</sup> /år)	
	1993	2002	1993	2002	1993	2002
Skjernå	4,8	4,6	101	114	2,595	3,092
Dybdal Bæk	25	23,4	129	167	2,674	3,250
Ændring						
Skjernå	100	-4	100	13	100	19
Dybdal Bæk	100	-6	100	29	100	22

Den samlede transport til søen var hhv. 48,9 ton N og 639 kg P i 1993 og 51,5 ton N og 643 kg P i 2002. Den interne belastning er reduceret fra 313 kg P/år i 1993 til 48 kg P/år i 2002. Kvælstofretentionen steg fra 19,3 tons N i 1993 til 22,1 tons N i 2002.

Det er vanskeligt at vurdere om restaureringen har haft indflydelse på aflastningen ud fra to års massebalancer. 1993 må betragtes som et nedbørmæssigt gennemsnitsår og 2002 som et vådt år, og en eventuel reduktion i den samlede fosforbelastning vil blive sløret. Så selv om der ikke kan konstateres nogen reduktion i fosforbelastningen gennem de ni år, så kan det hænge sammen med nedbørforholdene, især når det tages i betragtning, at der er sket en reduktion af omdriftsarealerne i oplandet. Siden 2002 er spildevand fra ejendommene i oplandet desuden blevet afskåret svarende til en reduceret belastning i størrelsesordenen 60 kg P/år.

**Figur 19.8** Fosforkoncentrationen i sedimentet i hhv. 1992 og 1999.



### Sediment

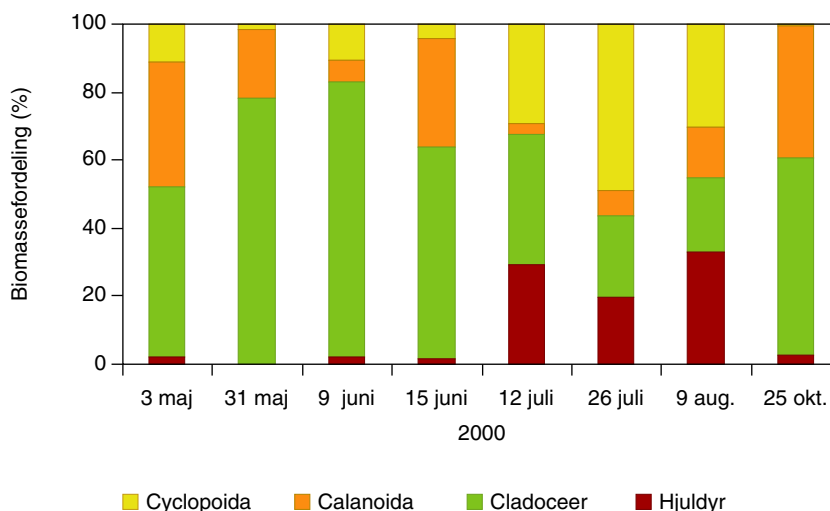
Sedimentet blev undersøgt i hhv. 1992 og 1999. Profilerne indikerer en sedimentationsrate i størrelsesordenen 2 cm/år i perioden. Fosforprofilet fra 1999 kunne være udtryk for en mere permanent indlejring af fosfor i de dybere dele efter ophør af intens fødesøgning i sedimentet af den stærkt reducerede brasenbestand (figur 19.8). De øvrige parametre (kvælstof, tørstof og glødetab) viser samme udvikling som fosforkoncentrationen (ikke afbildet).

### Biologiske forhold

#### Plankton

Plankton er ikke undersøgt systematisk i perioden. Eneste entydige udvikling for dyreplankton er et stort fald i antallet af *Chydorus sphaericus* efter opfiskningens start. I 2000 fordelte biomassen sig mellem grupperne som vist på figur 19.9. Det bemærkes især, at cladocerne går ned i biomasseandel, samtidig med at hjuldyrene går op. Dette hænger sammen med fiskeyngelens fremkomst og dermed øgede prædationstryk på de større planktonarter. Fiskenes prædation på dyreplankton var betydelig på dette tidspunkt, og det havde indflydelse på dyreplanktonets sammensætning.

**Figur19.9** Fordelingen af dyreplanktons biomasse mellem hovedgrupperne i 2000.



Planteplankton er yderst sparsomt undersøgt. En stikprøve blev udtaget 29. juli i 2004, og den viste klar dominans af blågrønalgen *Planktothrix agardhii*. Denne art havde en voldsom opblomstring i den røde variant i sommeren 2006, og amtet måtte udstede badeforbud i ca. en måned. Derud over vides det fra dyreplanktonprøverne, at det stadig er *Asterionella formosa*, der dominerer først på sæsonen. Det er således ikke muligt at vurdere udviklingen i planteplanktonsamfundet.

### Fisk

Fiskebestanden i Rørbæk Sø har ændret markant karakter siden 1993. Brasenbestanden udgjorde før opfiskningen en dominerende del af fiskebiomassen, men siden 1999 har bestanden været yderst beskedent. Hertil kommer en gradvist reduceret bestand af skaller, og fiskebestandens sammensætning er dermed gået fra en udpræget dominans af skaller og brasener i 1993-1997 til dominans af aborrer og skaller i 1999 og årene frem. Siden 2001 har aborrebestanden tilmed fordoblet biomassen, og den aktuelle bestand udviser en sund størrelsesstruktur med gode vækstforhold og en god balance mellem aldersklasserne. Trods lidt flere småskaller i 2004 end i 2001 er også skallebestandens størrelsesstruktur god, med stor afstand mellem årgangene, tydende på en god vækst i de senere år.

Med en biomasse på 216 kg/ha er tætheden af fisk i 2004 lidt større end i 2001, hvor der skønsmæssigt var 181 kg/ha, men stigningen skyldes udelukkende aborrernes fremgang. Aborrernes andel af fiskebestanden er således siden 2001 øget fra 23 % til 45 %, og med mange aborrer i rovlevende størrelser må kontrollen af småfisk i de kommende år forventes at blive bedre.

I perioden med landbaserede vodtræk steg den samlede biomasse af de fleste fiskearter. På trods af en meget effektiv opfiskning i 1996 kunne det ikke konstateres, at brasenbiomassen var faldet, men metodeusikkerheden var stor p.g.a. få udsatte garn, så brasenbiomassen formodes at være overestimeret i 1997.

Den skønnede middelloverlevelse for etårige skaller faldt fra ca. 40 % overlevende efter to år til ca. 6 % i forbindelse med skiftet fra vodtræk til

kanalfiskeri. Kanalfiskeriet har derfor samme funktion som en stor bestand af rovlevende aborrer i et økosystem. I 2001 kunne det konstateres, at skalle, brasen og aborrer kun fik en moderat konditionsforbedring efter opfiskningen. Især horkbestandens udvikling antages at være et udtryk for bundfaunaens livsbetingelser, og det var derfor et dårligt tegn, at horkbestandens kondition var dårlig. Det kunne derfor tyde på, at søens produktion af bunddyr er faldet, idet bundfaunaundersøgelser ikke tyder på stort prædationstryk (se senere). De senere år er horkbestandens kondition forbedret, men den er endnu ikke helt oppe på gennemsnittet for danske søer.

### **Bundfauna**

I oktober 2004 rummede barbunden i Rørbæk Sø en alsidig bundfauna, bestående af flere grupper kendetegnende for en næringsrig sø. Faunaen domineredes af orme, men bunden dannede ligeledes tilholdssted for flere grupper af bunddyr, heriblandt flere følsomme arter. I forhold til undersøgelsen af bundfaunaen i Rørbæk Sø i 2002, der blev foretaget i august, fremstår faunaen i overensstemmelse hermed noget mere alsidig i samme dybdezone.

Med en middeltæthed på 27.679 individer/m<sup>2</sup> var bundfaunaen overordentlig righoldig på dyr. Bundfaunaen (> 500 µm) var jævnt fordelt, hvilket peger på passende leveforhold og øjensynligt et beskedent prædationstryk fra fisk i den undersøgte dybdezone (6 m) forud for undersøgelsen. En opgørelse over forekomsten af den store dansemyg *Chironomus plumosus* viste en forholdsvis beskedent tæthed på omkring 1.600 individer/m<sup>2</sup>, men fortrinsvis af store dyr. Havde en betydende fiskeprædation været på tale, ville størrelsesfordelingen have været præget af overvejende små individer. Endvidere kan en del af populationens store individer være gået på vinger i perioden op til prøvetagningen. Niveaueet for dyrenes tæthed i denne undersøgelse og bundfaunaundersøgelsen i 2002 synes ikke at afvige markant, trods det forskellige prøvetagningstidspunkt.

Den pæne artsrigdom på barbunden i Rørbæk Sø i 2004 skyldes en bundfauna bestående af mere robuste arter, der har tilbragt sommeren med et svingende iltmiljø ved bunden, og mere følsomme arter, der antageligt er kommet til bunden i perioden forud for prøvetagningen med mere køligt og iltrigt vand. De større bunddyr af muslinger, snegle, orme og især *C. plumosus*, var betydende for bundfaunaens biomasse.

### **Vegetation**

Før opfiskningen var der stort set ikke bundvegetation i Rørbæk Sø. Ved en vegetationsundersøgelse i 2004 blev der ud over trådalger fundet 11 arter af submerse makrofytter med en maksimal dybdegrænse på 4 m (tabel 19.6). De mest almindelige arter, *Butbladet vandaks* og *Almindelig vandpest*, er karakteristiske arter for næringsrige søer, og de kunne forventes at være blandt de første til at kolonisere søbunden. Imidlertid blev der også fundet *Strandbo*, der er en karakterart for klarvandede søer, så vegetationens sammensætning er udtryk for den overgangsfase, søen befinder sig i.

Søens stejle skrænter og begrænsede sigtddybde betyder, at kun et beskedent areal er potentielt voksested for bundplanter, og det plantedækkede areal udgør da heller ikke mere end 4,8 ha, hvilket er mindre end 6 % af søens areal, og det giver kun et relativt plantefyldt volumen på 0,9 %. Vegetationen kan derfor endnu ikke forventes at have væsentlig økologisk betydning, f.eks. som skjulested for søens dyreplankton, men hvis sigtddybdeforholdene forbedres yderligere, vil der især i søens vestende være større arealer, der kan koloniseres.

**Tablet 19.6** Fundne arter og deres dybdegrænse i 2004.

Art	Dybdegrænse
Trådalger	2,0
Kredsbladet vandranunkel	1,5
Strandbo	0,5
Almindelig vandpest	3,0
Hjertebladet vandaks	1,2
Liden vandaks	4,0
Butbladet vandaks	2,7
Kruset vandaks	1,5
Sø-kogleaks	0,5
Strand-vandranunkel	1,0
Almindelig vandranunkel	1,0
Aks-tusindblad	opskyl

### Øvrige forhold

Der er indgået MVJ-aftaler på knap 10 % af de dyrkede arealer i oplandet (45 % af det udpegede SFL-område) siden restaureringens start. Desuden har to af de tre kommuner opprioriteret søens opland i deres spildevandsplaner, så der i dag kun ledes spildevand fra spredt bebyggelse i Give Kommune. Dette forventes at ophøre inden for en kortere årrække.

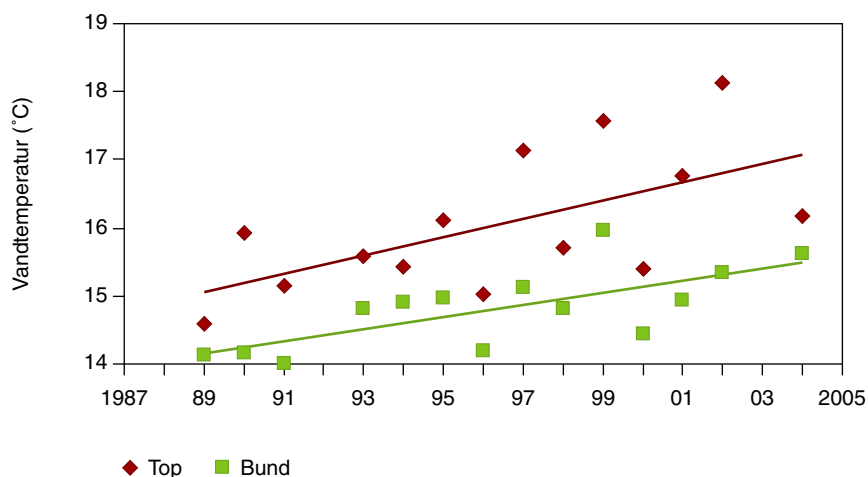
Søens målsætning er blevet skærpet væsentligt til A1, naturvidenskabeligt interesseområde, og i dag stilles der følgende specifikke krav:

- Forekomst af mindst 10 forskellige arter af rodfæstede vandplanter, herunder almindelig forekomst af grundskudsplanter
- Veludviklet bundfauna
- Aborre dominerende rovfisk og søørred almindeligt forekommende
- Karper må ikke forefindes i søen
- Sommersigtddybde i gennemsnit mindst 3,5 m og aldrig under 2,0 m
- Maksimal fosfortilførsel 170 kg/år.

Mulighederne for etablering af vådområder i søens opland er undersøgt, men der har endnu ikke været mulighed for at gennemføre nogle af projekterne.

Det bør bemærkes, at temperaturen i de danske søer er stigende. I Rørbæk Sø stiger temperaturen med ca. 0,1 °C/år (figur 19.10), selv om der naturligvis er stor år til år variation. Især ved bunden vil temperaturstigningen resultere i større iltforbrug samtidig med en mindre opløst mængde i det varmere vand. Dette vil resultere i en stadig større skadelig effekt i år med springlag, idet iltsvind vil blive mere omfattende og intern belastning med fosfor vil stige.

**Figur 19.10** Vandtemperaturens udvikling siden 1989.



### Korttidseffekter versus langtidseffekter

Efter de store vodtræk kunne der observeres en umiddelbar effekt i form af en forbedret sigtddybde og lavere næringsstofkoncentration i søvandet. Aborre- og horkbestandene øgede deres biomasse. Brasenbestanden var naturligvis reduceret.

I dag er brasenbestanden stadig ubetydelig, og bundforholdene er forbedret. Aborrebestanden har svinget meget, men den har en sund størrelsesstruktur. Desuden har undervandsvegetationen bredt sig efter de mange år med en forbedret sigtddybde. Søens vandkvalitet er stadig væsentlig bedre end før indgrebet.

### 19.4 Konklusioner

Indsatsen slog igennem i 1998 med en forbedring af sigtddybden og et fald i koncentrationen af næringsstoffer. Det har resulteret i en større udbredelse af undervandsvegetation. Brasenbestandens betydning er forblevet marginal og sedimentet lades nu i ro, så der ikke længere er så stor en fosforfrigivelse som tidligere. Desuden er bundfaunaen tilsyneladende i fremgang.

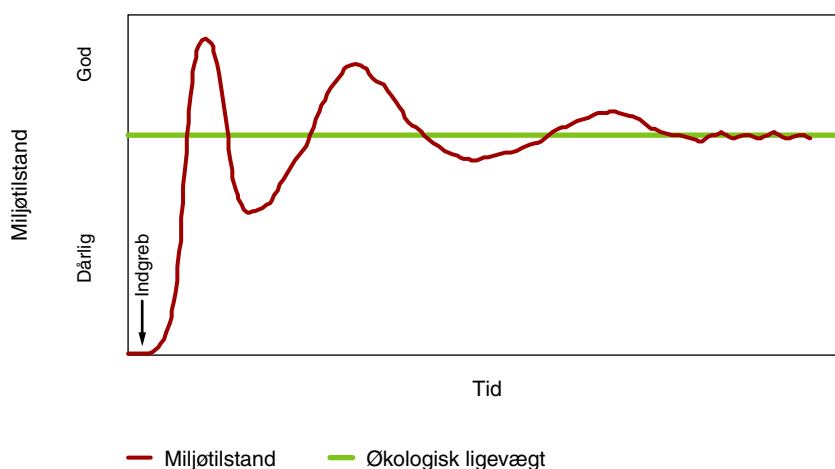
Rovfiskenes andel af den samlede biomasse steg fra ca. 20-25 % til 40-50 %. Aborrebestanden har udvist den ofte set udvikling med en stigning i årene efter indgrebet efterfulgt af stor variation. Fangsten af de mange småfisk påvirker søen på samme måde som en stor bestand af rovlevende aborrer. Undersøgelser i andre søer har vist, at hvis de rovlevende aborrer vokser meget hurtigt, så bliver de ikke ret gamle. Et stort fødeudbud kunne derfor resultere i en bestand af rovlevende aborrer fordelt på nogle få årgange, hvilket kunne blive problematisk, hvis aborrernes ynglesucces skulle svigte et par år i træk, især kombineret med stor ynglesucces hos karpfiskene. En reduktion af aborrernes fødeudbud ved opfiskning af småfisk i afløbet har derfor den positive effekt, at aborrerne vokser langsommere.

## 19.5 Opfølgning og forventet udvikling

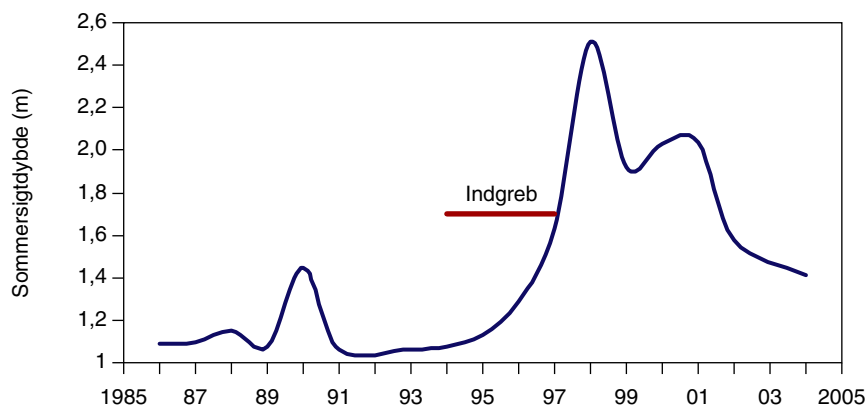
Søen har bedre udgangspunkt for en god miljøtilstand end i 1994, idet fosfor- og kvælstofbelastningen er reduceret, aborrebestanden har en god sammensætning, bundfaunaen er ved at rette sig, og bundplanterne er vendt tilbage. Imidlertid er temperaturen steget, og de oftest kortvarige lagdelinger får alvorligere konsekvenser i form af iltvind og fosforfrigivelse. Det vurderes derfor, at kanalfiskeriet bør fortsætte i endnu en årrække for at hjælpe Rørbæk Sø gennem en kritisk periode. Desuden bør tilsynsaktiviteten øges, så eventuelle nødvendige indgreb kan iværksættes, inden situationen udvikler sig u hensigtsmæssigt.

Det må forventes, at et økologisk system vil reagere kraftigt på et voldsomt indgreb i fødekæden. Det må også forventes, at der i en årrække efter et sådant indgreb vil være forstyrrelser, og den økologiske balance vil først indfinde sig efter en vis indsvingningstid (figur 19.11). I Rørbæk Sø blev der fjernet en stor del af fiskebiomassen, og det umiddelbare nettoresultat var en voldsom forbedring af sigtddybden (figur 19.12). Den blev dog ikke så god, som den af ældre lokale er blevet beskrevet i 1930'erne. Som forventet blev sigtddybden igen dårligere efter en periode, der i Rørbæk Sø blev på fire år. Ved det seneste tilsyn i 2004 nåede sigtddybden sit lavpunkt siden vodfiskeriet, og det er i disse år, at det vil vise sig, om indgrebet har været tilstrækkeligt, eller om søen vender tilbage til tidligere tiders meget dårlige tilstand. Der er derfor også i disse år, at det er særlig vigtigt med en omhyggelig monitoring af Rørbæk Sø.

**Figur 19.11** Forventet udvikling i miljøtilstanden efter indgreb i fødekæden



**Figur 19.12** Udvikling i sommerens sigtddybde før og efter vodfiskeri.



## 20 Skærsø

af Erik Obel Jepsen og Lise Lotte Pedersen, Ribe Amt

### 20.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Skærsø menes at være opstået under sidste istid som et såkaldt "dødis hul". Søen er generelt lavvandet med et afgrænset ca. 7 m dybt hul.

Skærsø har et meget lille topografisk opland (71 ha), der indtil sidst i 1990'erne omfattede intensivt dyrkede landbrugsarealer samt en smule skov og sump. Søen har fået tilført drænvand fra de omkringliggende arealer via fire små tilløb, hvoraf det nordlige blev tilkastet i 1994. Tilløbene er en stor del af året udtørrede (overfladisk afstrømning). Hovedparten af oplandets landbrugsarealer er i dag taget ud af drift og plantet til med fredskov som en del af restaureringsprojektet.

Skærsø er i Ribe Amts Regionplan målsat A- særligt naturvidenskabeligt interesseområde. Målsætningen er ikke opfyldt.

Søens areal er 16 ha med en middeldybde på ca. 1,38 m. Søen har en ringe bundhældning ud til ca. 2 m's dybde, hvorefter dybden hurtigt øges til ca. 7 m. Omtrent 85 % af søens areal findes i dybdeintervallet 0 til 2 m.

Søens vandspejl er primært betinget af grundvandspejlets niveau, og afstrømningen til søen er primært betinget af nedbørens størrelse.

Usikkerhed på vurderinger af søens vandtilførsel gør det vanskeligt at estimere søens vandbalance. Der forekommer store år til år variationer, da søens tilførsel af vand hovedsagelig er nedbørsafhængig og derfor ujævnt fordelt over året. Et sandsynligt bud på søens opholdstid er ca. 2 år.

Der foreligger ikke data fra 1980'erne før søens tilstand blev ændret, der muliggør en vurdering af belastningens udvikling, men vurderinger af søens indhold af fosfor fra før og efter tilstandsændringen viser, at vandfasens indhold af fosfor er steget med omkring 8 kg. Beretninger og målinger fra 1970'erne beskriver søen som klarvandet med en sommermiddelsigt dybde på mere end 3 m og med en fiskebestand indeholdende talrige store aborrer. Søen blev i vid udstrækning brugt som badesø. Så sent som i 1987 fremstod Skærsø som en klarvandet lobeliesø med en sommermiddelsigt dybde på > 3 m. Der er ingen opgørelser over vegetationsmængden før tilstandsændringen i 1980'erne, men eftersom hovedparten af bredzonen var bevokset med tæt grundskudsvegetation (figur 20.1), og søens centrale del var bevokset med en veludviklet langskudsvegetation, havde vegetationen utvivlsomt stor indflydelse på strukturen i dyreplanktonet og fiskebestanden.





**Tabel 20.1** Næringsstofbalance for Skærsø 2001.

Kilde 2001	Kvælstof			Fosfor		
	tons/år	%	kg/ha/år	kg/år	%	kg/ha/år
Tilløb 5002-0 (målt)	0,17	13,4	12,57	4,2	21,3	0,31
Tilløb 5003-0 (målt)	0,06	4,7	9,23	0,8	4,1	0,12
Tilløb 5014-0 (målt)	0,07	5,4	7,93	0,1	0,5	0,01
Umålt opland (beregnet)	0,29	22,4	10,90	5,7	28,8	0,22
Nedbør (beregnet)	0,23	18,0	14,40	1,4	7,3	0,09
Grundvand (beregnet)	0,46	36,1		7,5	38,1	
Tilført i alt	1,28	100,0	23,22	19,7	100,0	0,36
Denitrif. (beregnet)	-0,51	-40,0				
Afløb (målt)	0,39	30,2	5,43	10,6	53,7	0,15
Årlig deponering	0,38	29,8		9,1	46,3	

**Tabel 20.2** Vandkemi og sigtddybde for Skærsø 1971-2001, sommermiddel.

År		1971	1972	1973	1974	1975	1976	1978	1981	1983	1985	1987	1988
sigtddybde	m	2,12	3,95	2,9	4,1	3	2,05	3,3	2,9	2,26	2,49	3,34	1,8
total N	mg/l	0,8	1,05	0,4	0,6	0,9	5,45	1,0					1,06
total P	mg/l	0,06	0,03	0,04	0,02	0,16	0,04	0,02					0,04
klorofyl-a	µg/l						3,17						18,17

År		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
sigtddybde	m	0,81	0,78	0,57	0,76	1,02	0,65	0,88	0,68	0,91	0,61	0,65	0,61
total N	mg/l	1,57	1,33	1,50	1,52	0,96	1,50	0,89	1,16	0,88	1,34	1,08	1,35
total P	mg/l	0,07	0,08	0,12	0,08	0,06	0,09	0,05	0,07	0,06	0,07	0,10	0,07
klorofyl a	µg/l	42,86	41,33	63,80	27,00	29,60	34,29	27,00	27,13	26,50	49,20	48,71	30,50

Søens tilstand blev således ændret fra det ene år til det andet, uden det har været muligt at finde entydige udefra kommende årsager. Der har været peget på drængrøfternes tilførsel af næringsstoffer fra landbrugsarealer og udledning af husspildevand til en af drængrøfterne, ligesom også udsætning af regnløje og sammenbrud af rovfiskebestanden er mulige årsager. Det kan heller ikke udelukkes, at der i 1987 er sket en akut udledning af næringsstoffer til søen.

Ovenstående tabel viser status og udviklingen i søens miljøtilstand siden 1970'erne beskrevet ud fra de mest centrale tilstandsparametre.

### Søens belastning

Søen får i dag tilført vand fra 3 tilløb/drængrøfter, der i perioder af året udtørres. Herud over tilføres søen grundvand.

Det er vanskeligt at bestemme størrelsesordenen på tilførslen af næringsstoffer til søen, da tilløbene er udtørret i en stor del af året og samtidig har en ringe vandføring. I tabel 20.1 er der forsøgt opstillet en stofbalance for søen med baggrund i målinger i de små tilløb i 2001. Nedenstående stofbalance beskriver i store træk størrelsesordener i søens belastning og stofbalance.

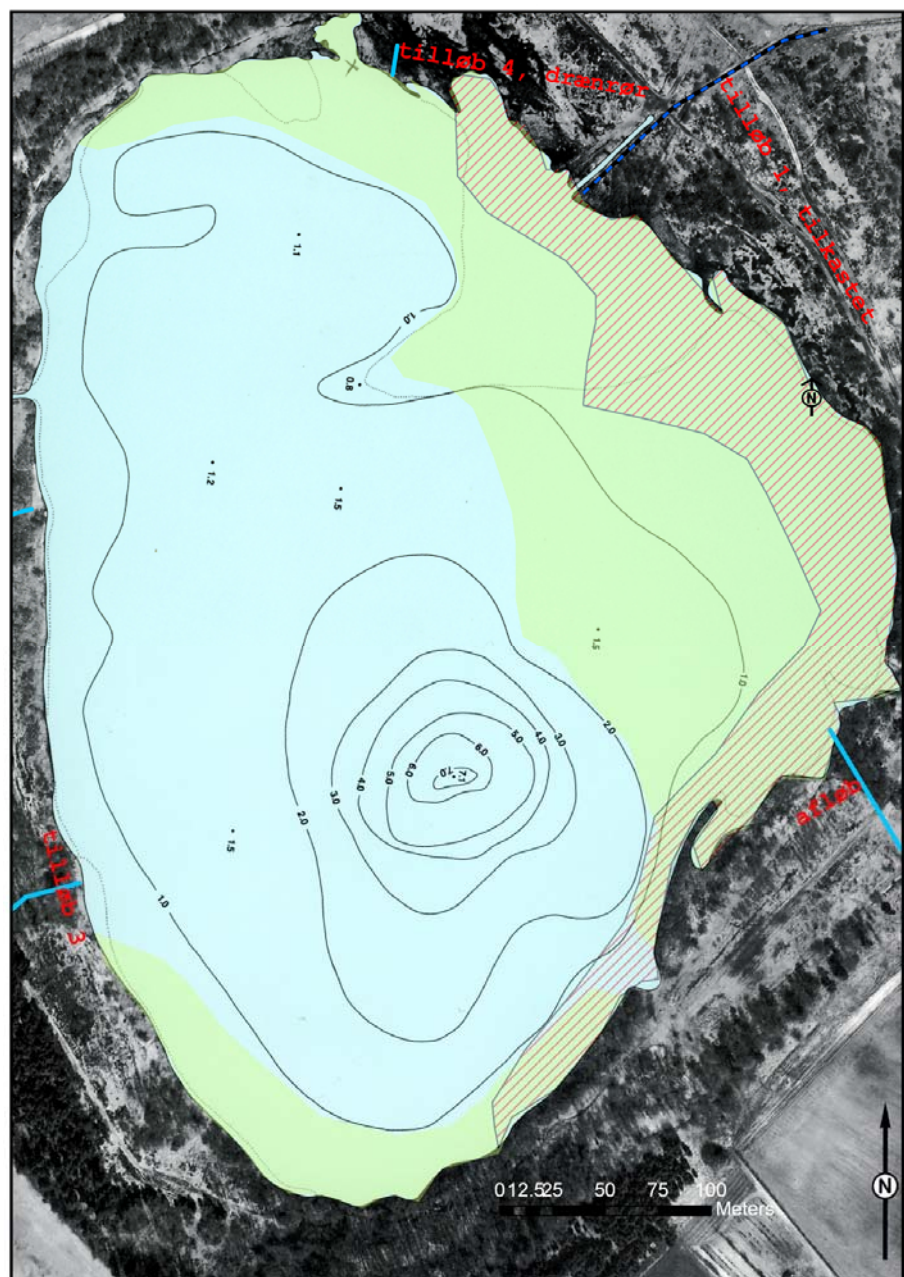
## Vegetationen

Den forringede sigtddybde har haft afgørende indflydelse på grundskudsvegetationens udbredelse i søen. I figur 20.2 ses grundskudsvegetationens udbredelse ved en undersøgelse i 1991 og ved den seneste undersøgelse i 2006. Som det fremgår, er udbredelsen af grundskudsvegetationen i Skærso forringet markant og har i dag en dybdegrænse på omkring 0,9 m.

Det uklare vand har således medført en reduktion i hyppigheden og dybdeudbredelsen af de fem vigtigste arter i søen, grundskudsplanterne Lobelia, Strandbo, Sortgrøn Bransenføde og Sekshannet Bækærve samt langskudsplanten Hår-Tusindblad. Den væsentligste årsag til undervandsvegetationens tilbagegang i Skærso er foruden det uklare vand øgede aflejringer af slam på søbunden. En stærkt medvirkende årsag er også, at Lobelia, Strandbo, Sortgrøn Bransenføde og Hår-Tusindblad har kraftige bevoksninger af epifytter, som begrænser lyssets adgang til bladene.

Rørsumpen, der er domineret af Tagrør, er ret lysåben og med gode muligheder for, at der kan være en veludviklet grundskudsvegetation.

**Figur 20.2** Grundskudsvegetationens udbredelse i 1991 (grøn flade) og i 2006 (rød skraveret flade).



## Sedimentet

Der foreligger undersøgelser af sedimentets indhold af næringsstoffer fra 1992. Fosforindholdet er relativt lavt i sedimentet (under 1 mg TP/kg TS). Kun i den dybeste del af søen når fosforindholdet op i nærheden af 2 mg TP/kg TS. Der er i 1993 desuden lavet udvekslingsforsøg på sedimentsøjler fra Skærsø. Forsøgene viste, at der ikke forekommer nævneværdig frigivelse af fosfor hverken under iltede eller iltfrie forhold. Resultatet underbygges af målinger af næringsstoffer i hypolimnion. Der forekommer til gengæld en markant opbygning af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i hypolimnion som følge af de iltfrie forhold. Især var koncentrationen høj under en hændelse den 28. august 1997, hvor store dele af vandmassen var iltfri og stinkende. Der blev observeret luftbobler på søoverfladen som følge af udvikling af sumpgasser, og vandet var sortfarvet fra ca. 3 m's dybde og ned til bunden af søen (se desuden afsnittet om iltforhold).

## Plankton

Der er igennem årene gennemført omfattende og detaljerede undersøgelser af søens plante- og dyreplankton.

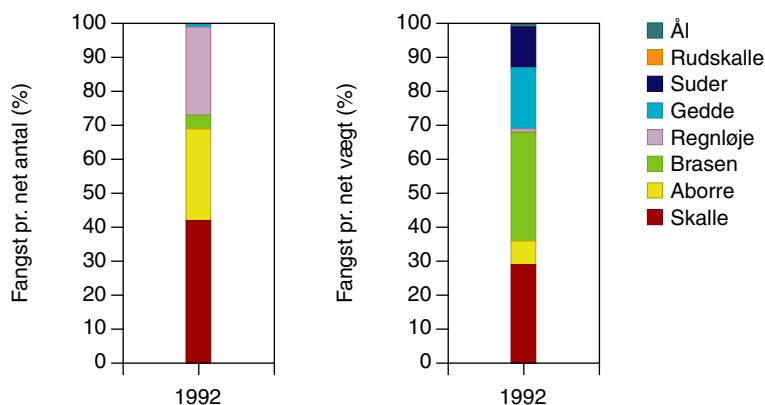
De seneste undersøgelser af plante- og dyreplankton er fra 2001. Biomasseudviklingen, artssammensætningen og successionen af plante- og dyreplanktonet i Skærsø i 2001 tyder på stor ustabilitet i det pelagiske miljø. Der var skiftende dominansforhold mellem fytoplanktonarter, der tilhører renere vandområder (*Dinobryon bavaricum*), arter, der almindeligvis ikke hører til blandt arter, der danner masseforekomst (*Staurastrum cf. Tetracerum*) og blågrønalgen *Woronichinia naegelinana*, der var den absolut dominerende art i Skærsø i 2001. Artsantallet var stort, hvoraf der blev observeret flest arter, der hovedsageligt findes i næringsrige områder, men antallet af egentlige rentvandsarter var også stort. Planteplanktonsamfundet var domineret af gulalger i maj, grønalger i juni og blågrønalger resten af året. Der sås toppe i biomassens udvikling i juni og september. Biomasseniveauet af planteplankton var højere i 1999, 2000 og 2001 end i de foregående år.

Sammenfattende var planteplanktonbiomassens niveau og udvikling primært styret af tilgængeligheden og sammensætningen af næringsstofkoncentrationerne samt af temperaturer, lysindstråling og vindforhold. Kun i mindre grad var niveauet styret af dyreplanktongræsning.

Dyreplanktonsamfundet i Skærsø i 2001 var domineret af hjuldyr i juni-juli og november og af dafnier i resten af prøvetagningsperioden. Dominansforholdene mellem enkelte grupper af dyreplankton karakteriserer Skærsø som næringsrig. Der sås et meget markant biomassemaksimum i maj. Den gennemsnitlige dyreplanktonbiomasse var på et lavt niveau. Dyreplanktonets græsning havde kun ringe betydning for planteplanktonbiomassens niveau og ingen betydning for sigtdybdens niveau.

Dyreplanktonbiomassen var styret af både fødemængde og sammensætning af og prædation fra fisk, men naturlige populationsskift og klimatiske forhold har også været af afgørende betydning.

**Figur 20.3** Fiskebestandens sammensætning i antal og vægt ved garnfiskeri i Skærsø 1992 før iværksættelse af biomanipulation.



### Fiskene

Der blev foretaget en standardiseret undersøgelse af fiskebestanden i september 1992. Fiskebestandens artssammensætning er afbilledet i figur 20.3.

Fiskebestandens samlede biomasse i 1992 blev på baggrund af mærkning og genfangst af et stort antal mærkede fisk estimeret til 3,6 tons, dvs. 225 kg/ha.

Det fremgik af fiskeundersøgelsen i 1992, at en stor del af fangsten bestod af småfisk  $\leq 10$  cm, der udgjorde 10,4 % (vægt) af fiskebestanden. Skærsø var således blandt søer med den højeste tæthed af småfisk. Især er den forholdsvis høje biomasse af den lille regnløje bemærkelsesværdig, da arten ikke er hjemmehørende i DK. Regnløje er muligvis blevet introduceret af lystfiskere, idet regnløje bliver brugt som levende avn.

For rovfiskenes vedkommende er det mest almindeligt, at der er en vægtmæssig overvægt af aborre i forhold til gedde, men i Skærsø var gedde den vægtmæssige dominerende art, og gedde havde tilmed hovedparten af biomassen fordelt på større individer. Aborre er oftest den fisk, der har størst betydning for regulering af tætheden af småfisk, mens gedden efter det første leveår primært lever af mellemstore og store fisk. Dette usædvanlige forhold mellem aborre og gedde betyder, at prædationstrykket på de dyreplanktonædende småfisk er ringe, hvorimod prædationstrykket på de større fisk er forholdsvis højt.

## 20.2 Beskrivelse af indgrebet

I erkendelse af at fiskebestanden havde udviklet en u hensigtsmæssig struktur, der i årene fremover vil stå i vejen for en tilbagevenden til tilstanden før 1988, besluttede Ribe og Vejle amter at iværksætte biomanipulation i form af opfiskning af en stor del af fredfiskebestanden i søen, fortrinsvis skalle, brasen og regnløje.

**Marts-juni 1993:** Ved hjælp af bundgarn, vod, nedgarn og elfiskeri blev der opfisket i alt 1,6 tons fisk (fortrinsvis store gedder og brasen ud af den estimerede biomasse på 3,6 tons). Kun bundgarnene viste sig tilstrækkeligt effektive, og indsatsen blev derfor koncentreret om disse redskaber. Der blev i 1993 anvendt tre store bundgarn i perioden april til juni.

**Slutningen af 1994:** Der blev opfisket yderligere ca. 350 kg fisk, fortrinsvis skalle og brasen.

**1995:** Det var planen at udsætte store rovaborre, men da det ikke kunne lade sig gøre at fremskaffe fisken, blev det besluttet at udsætte ca. 30.000 stk. geddeyngel. Der blev opfisket yderligere 70 kg fisk.

**1996:** 2 tons fisk blev fjernet fra søen. I maj måned blev der udsat 40.000 stk. geddeyngel.

**1997:** 300 kg fisk blev fjernet fra søen. I maj måned blev der udsat 50.000 stk. geddeyngel.

**1998 og 1999:** I maj måned blev der i hver af årene udsat 50.000 stk. geddeyngel.

Brug af bundgarn var effektivt, når der var mange store fisk, men ikke særlig effektiv over for små fisk som regnløje. Da regnløje er en del af problemet med Skærsøs ringe miljøtilstand, er det naturligvis problematisk, da det ikke lykkedes at finde tilstrækkeligt effektive metoder, der kunne fjerne en fisk af denne størrelse. Elfiskeri blev forsøgt, men var ikke særligt virksomt, da regnløje er en pelagisk fisk. Endelig slog geddeudsætningerne ikke igennem, hvilket formentligt skyldes en overdødelighed på de udsatte fisk. Endvidere er de små gedder antageligt hurtigt blevet spist af andre større gedder i søen.

Undersøgelser har efterfølgende vist at metoden med udsætning af geddeyngel som middel i biomanipulation generelt ikke er brugbart.

### **Indgreb i søens opland**

Næringsstofftilførslen med tilløbene blev i forbindelse med den første problembeskrivelse udpeget som medvirkende årsag til tilstandsændringen. Der er derfor sideløbende med de biologiske indgreb i søen gjort en del tiltag i oplandet for at mindske tilførslen af næringsstoffer. En mindre tilførsel af husspildevand fra en ejendom til det nordlige tilløb blev stoppet i 1994, og det nordlige tilløb blev kastet til på de nederste 50 m, således at vand fra oplandet nu løber diffust til søen. I erkendelse af de forhøjede næringsstofkoncentrationer i de to vestligste dræntilløb blev der i 1995 anlagt en plantefyldt lagune, hvor drænvand fra tilløb 2 nu bliver ledt igennem. Oplandet til det andet af de vestlige tilløb (tilløb 3) blev i 1994/95 braklagt og er nu plantet til med skov på et ca. 10 ha stort areal. Tilbage står et dræntilløb i søens nordlige ende med meget høje koncentrationer af næringsstoffer, men det har ikke været muligt at indgå en aftale med lodsejeren om braklægning/tilplantning af det afdrænedede landbrugsareal.

Endelig har Vejle Amt i nogle år forsøgt at lukke vand ud af søen ved at sænke afløbstærskelen i perioder for herved at eksportere næringsstoffer (reguleres ved stemmeværk i afløbet).

### **Økonomi**

Det vurderes, at udgifter til opfiskninger og kontrolfiskeri udgør omkring 300.000 kr. Hertil skal lægges udgifter til udsætning af geddeyngel,

der blev betalt af Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), anlæg af lagune på ca. 50.000 kr samt ikke opgjorte udgifter til tilkastninger og afskæring af spildevand, tilskud til braklægning og skovrejsning. Braklægning var en 5-årig udtagningssaftale på 10 ha til ca. 500 kr/ha per år. Aftalen blev efter udløb erstattet af en aftale om permanent skovrejsning med fredskovpligt. Udgiften til denne aftale er ikke opgjort i forbindelse med dette notat.

### 20.3 Effekter af indgrebet

Da det første indgreb i fiskebestanden ikke gav den ønskede forbedring, blev der i september 1994 gennemført en kontrol af bestandens sammensætning ved hjælp af forsøgsgarn. Kontrollen viste, at især brasen havde formået at genopbygge en betydelig bestand af mellemstore individer.

Fiskebestanden blev efterfølgende løbene vurderet ved hjælp af standardiserede fiskeundersøgelser for at følge effekten af ovenstående biomanipulation. Fiskebestandens udvikling er beskrevet i nedenstående figur 20.4.

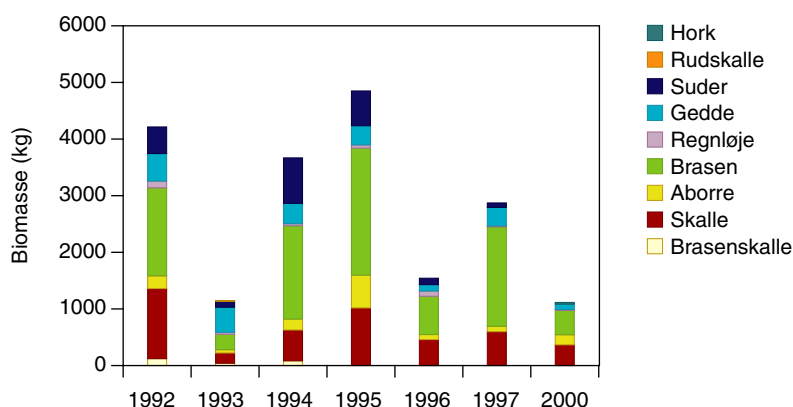
Fiskebestandens samlede biomasse ved den seneste fiskeundersøgelse i 2000 var skønsmæssigt 1,1 tons svarende til 70 kg/ha, hvoraf kun ca. 3 kg/ha var småfisk. Sammenlignet med tidligere fiskeundersøgelser var fisketætheden således i samme beskedne størrelse som i 1993, hvor en meget stor andel af fiskebestanden var blevet opfisket inden undersøgelsen (i årene 1993-1997 blev der opfisket i alt 4,5 tons fisk).

Ved fiskeundersøgelsen i 1997 var fisketætheden 180 kg/ha, hvilket er ca. 2,5 gange mere end i 2000. I forhold til tidligere undersøgelser blev der ikke fanget suder eller rudskalle i 2000. Derimod blev der fanget en ikke uvæsentlig andel af den nytilkomne art hork. Rudskalle blev dog igen fundet ved en fiskeundersøgelse i september 2006.

Den markante nedgang i biomassen fra 1997 til 2000 skyldes primært en betydelig reduktion i brasenbestanden fra 1,8 tons til 0,4 tons i forbindelse med biomanipulationen. Men også bestanden af skaller og gedde er gået tilbage, hvorimod aborrebestanden har oplevet en lille fremgang.

Aborrernes størrelsesstruktur har imidlertid ikke ændret sig væsentligt, og søen rummer stadig ingen rovabborrer af betydning. Om søens nuværende lidt bedre fødegrundlag og lidt mindre geddebestand vil kunne formidle en større bestand af rovabborrer må tiden vise. En velvoksen be-

**Figur 20.4** Udviklingen i biomassen af fiskearter i Skærsø 1992 til 2000.



stand af rovaborrer, som fandtes i søen før den biologiske struktur ændredes, er således antagelig en forudsætning for en vedblivende positiv udvikling i fiskebestanden.

### **Iltforhold**

Der er målt iltprofiler i 1991, 1993, 1995, 1997, 1999 og 2001. Af målingerne fremgår det, at der i store perioder, især i sommerhalvåret, forekommer iltsvind i bundvandet. Der er specielt i 1997 registreret iltsvind helt op til 1 m's dybde (28. august 1997). Under sådanne betingelser er det oplagt, at smådyr på bunden vil dø af iltmangel, ligesom fiskene vil lide under iltmangelsituationer som den i 1997. Det kan således ikke udelukkes, at fisk vil kunne dø i forbindelse med omfattende iltsvind i hele vandsøjlen. Den situation er endnu ikke konstateret i Skærsø.

## **20.4 Konklusioner**

Ribe Amt og Vejle Amt har siden 1988 gjort et stort stykke arbejde for at klarlægge årsagerne til tilstandsændringen i Skærsø, og der er samtidigt taget skridt til at ændre på de forhold, der anses for at være medvirkende årsager til søens fortsat dårlige tilstand.

Forløbet i Skærsø viser, hvor sårbare lobeliesøer er over for selv relativt små tilførsler af næringsstoffer. I Skærsøs tilfælde drejer det sig tilsyneladende kun om få kg fosfor. Skærsøs skæbne viser også, at det på langt sigt er umuligt at bevare lobeliesøer i kulturlandskaber, hvor der forekommer en løbende tilførsel af næringsstoffer fra omgivelserne. Det står desuden klart, at der i næringsfattige søer, med nær tilknytning til kulturlandskab, hurtigt kan ske ændringer af fiskefaunaen, der kan udgøre en trussel mod søens miljøtilstand.

Endvidere synes også introduktion af fremmede fiskearter som regnløje at udgøre en risiko for at ødelægge miljøtilstanden i søer. Det er ikke med de gennemførte undersøgelser lykkedes at kvantificere regnløjebestandens størrelse eller bestandens betydning for søens tilstand. Det er dog sandsynligt, at regnløje, der livet igennem lever af dyreplankton, udfører en ikke uvæsentlig og ukontrollabel prædation på søens dyreplankton. I kraft af sin ringe størrelse er regnløje vanskelig at fange med traditionelle redskaber, og fiskearten udgør derfor et særligt problem for søens økosystem.

Biomanipulationen i Skærsø har vist, at det er vanskeligt at fjerne alle fisk fra en sø, og den fraktion, der består af småfiskene, der altid vil være tilbage efter omfattende opfiskninger, er i stand til hurtigt at udfylde pladsen efter de fjernede individer, når fødegrundlaget er til stede, og igen opbygge en stor biomasse (se figur 20.4). Det er derfor vigtigt, at opfiskningen er grundig og gentages, og hvis det er muligt, bør der udsættes store rovfisk i form af aborre til kontrol af de mindre fisk. Det kan derimod ikke anbefales at udsætte geddeyngel.



## 20.5 Opfølgning

Selv om det første biomanipulationsprojekt ikke gav den ønskede forbedring af tilstanden, er der stadig grund til at antage, at indgreb i fiskebestanden med udsætning af rovfisk vil kunne genskabe Skærsø som klarvandet sø. Hvorvidt søen igen vil fremstå som en lobeliesø afhænger af, om det lykkes at stoppe tilførslen af næringstoffer fra oplandet. Der er dog noget, der tyder på, at Skærsøs økosystem mere eller mindre er kollapsedet. Ved en fiskeundersøgelse i september 2006 er søen stadig domineret af mindre fisk, og aborren bliver ikke stor nok til at gå på rov. De seneste målinger af iltforholdene tyder desuden på, at fødegrundlaget for fisk i form af benthiske smådyr er under pres på grund af dårlige iltforhold ved bunden, og en skabelse af bedre iltforhold kan være et tiltag, der kan medvirke til at forbedre søens tilstand.

## 20.6 Referencer

Bundvegetation i Skærsø 1991. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 1991.

Bundvegetationen i Skærsø. Status 1996 og udvikling 1991-1996. Rapport udarbejdet for Vejle Amt (i samarbejde med Ribe Amt) af Bio/consult 1997.

Fyto- og zooplankton i Skærsø, 13.03.91. Notat til Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) udarbejdet af Hedeselskabet 1991.

Fiskebestanden i Skærsø. August 1992. Rapport udarbejdet for Vejle Amt (i samarbejde med Ribe Amt) af Fiskeøkologisk Laboratorium 1992.

Fiskebestanden i Skærsø. September 1997. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Fiskeøkologisk Laboratorium 1998.

Fosforfrigivelse fra sedimentet i Skærsø 1993. Notat udarbejdet til Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Vandkvalitetsinstituttet 1993.

Notat vedrørende fiskebestanden i Skærsø september 2000. Udarbejdet for Vejle Amt (i samarbejde med Ribe Amt) af Fiskeøkologisk Laboratorium august 2001.

Plankton i Skærsø 1991. Notat til Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) udarbejdet af Hedeselskabet 1992.

Planktonundersøgelse Skærsø 1993. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 1994.

Planktonundersøgelse Skærsø 1995. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 1996.

Planktonundersøgelse Skærsø 1997. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 1998.

Planktonundersøgelse i Skærsø 1999. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 2000.

Plankton i Skærsø 2001. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 2002.

Sedimentfjernelse i søer. Artikel i Vand & Jord, tidsskrift for miljø og natur 8. årgang maj 2001 s61-66, Mads Ejbye-Ernst m.fl.

Skærsø. Miljøtilstand. Rapport udarbejdet for Ribe Amt (i samarbejde med Vejle Amt) af Bio/consult 1992.

Skærsø. Miljøtilstand. Rapport udarbejdet for Ribe Amt og Vejle Amt af Bio/consult 1996.

Vegetationen i Skærsø 1999. Rapport udarbejdet for Ribe Amt og Vejle Amt af Bio/consult 2000.

Vegetation i bredzonen langs Skærsø 2000. Rapport udarbejdet for Vejle Amt (i samarbejde med Ribe Amt) af Naturplan 2000.

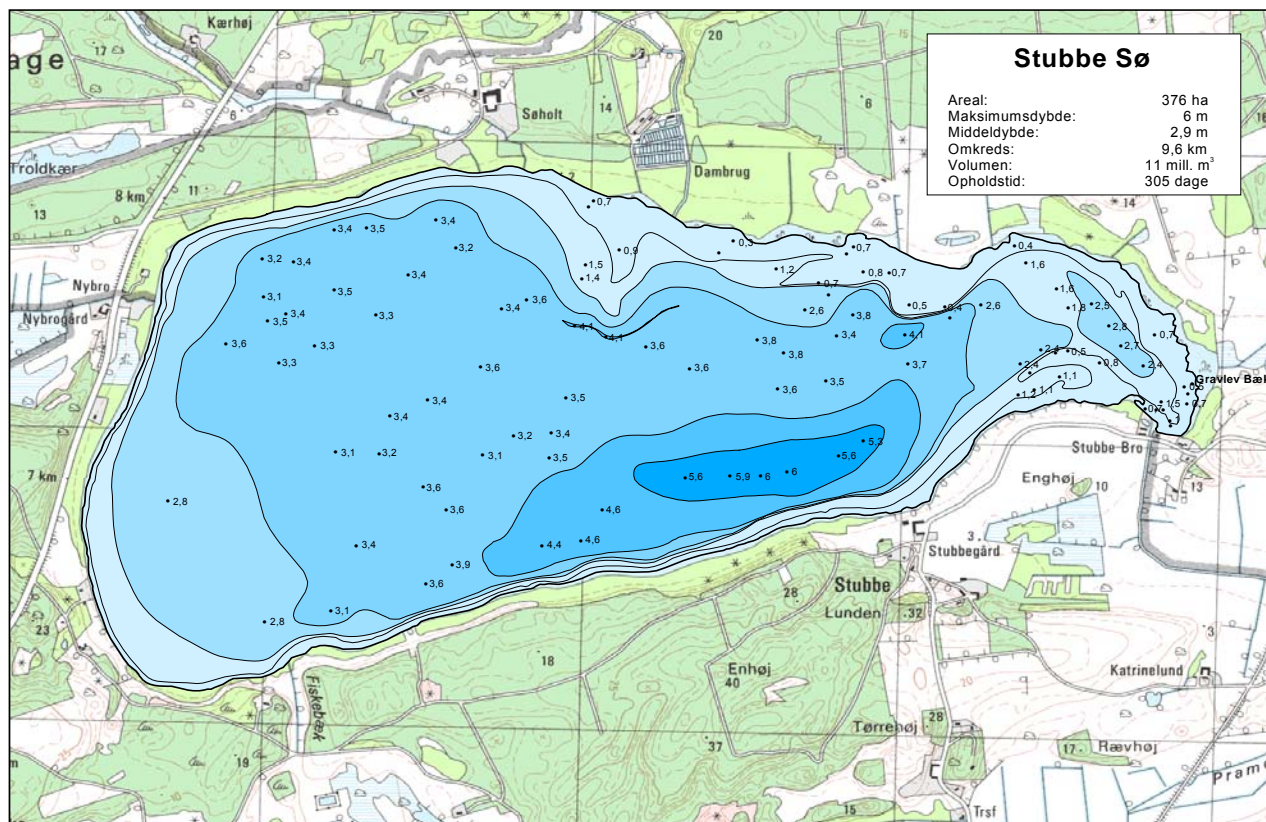
## 21 Stubbe Sø

af Henrik Skovgaard, Århus Amt

### 21.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Stubbe Sø er en stor lavvandet sø på 376 ha, beliggende i det sydøstlige Djursland. Søen er gennemsnitlig 2,9 m dyb og har en maksimumdybde på 6 m (figur 21.1). I stenalderen var søen en del af en fjord, men landhævning har efterhånden afsnøret området, så søen i dag er helt fersk. De nærmeste omgivelser er tilplantet nåleskov (især fyr og birk), men store områder i afstrømningsoplandet henligger som enge, kær og hede. Der findes en del sommerhuse i området nord og vest for søen. En mindre del af oplandet er intensivt opdyrket og findes især i den nordligste del omkring Tirstrup. I oplandet findes to andre større søer, Øje Sø og Ulstrup Langsø, der begge er rene og klarvandede. Det største tilløb er Øksenmølle Bæk efterfulgt af Ulstrup Bæk i den østlige del og Gravlev Bæk i den vestlige del. Desuden er der nogle små tilløb neden for skrænterne på søens sydside. Søen afvandes via Havmølle Å til Kattegat. De større tilløb er vigtige gydeområder for havørred.

Stubbe Sø har stor betydning som yngle- og især rasteområde for gæs, ænder, lappedykkere og skalleslugere. Der ses desuden jævnlige havørn og fiskeørn ved søen. Havmølle Å-systemet huser en lille lokal bestand af odder. Stubbe Sø blev gennem årtier forurenet med spildevand fra bysamfund, sommerhusområder og et dambrug. Dambruget er nedlagt, og



Figur 21.1 Dybdekort over Stubbe Sø med omgivelser.

der tilføres ikke længere nogen form for spildevand til søen. Da der heller ikke er meget landbrug i afstrømningsoplandet, er forureningen af søen moderat. Søens nærmeste omgivelser er fredede, mens selve søen er udpeget som **EF-habitatområde** (nr. 44).

I Århus Amts vandkvalitetsplan 2005 (Århus Amt 2005) er Stubbe Sø B-målsat (generel målsætning). Da målsætningen om en reduktion af fosfor fra spildevand er opfyldt, er der forventninger til, at sommerkoncentrationen af fosfor i søvandet vil nå ned i nærheden af 0,04 mg P/l, og at der vil kunne opnås en gennemsnitlig sommersigt dybde på ca. 2 m. Med en indløbskoncentration af fosfor på ca. 0,09 mg P/l i 2004-2005 er det imidlertid usikkert, om regionplanens mål om 0,04 mg P/l i søen kan nås uden yderligere tiltag.

Udviklingen i Stubbe Sø med hensyn til belastning af kvælstof og fosfor er typisk for danske søer. Belastningen var størst i 1970'erne og 1980'erne, hvor indløbskoncentrationen af total-P var 0,140-0,180 mg P/l, og indløbskoncentrationen af total-N var 3-5 mg N/l (Århus Amt, 1992), bl.a. på grund af forurening fra et dambrug ved søen. Forbedret drift og senere nedlæggelse af dambruget samt afskæring af spildevand fra sommerhusområder i 1997-1998 har reduceret tilførslen af fosfor og kvælstof til et niveau omkring 0,08-0,09 mg P/l og knap 3 mg N/l. Målinger af næringsstofftilførslen i 2004 og 2005 har dog lidt atypisk vist en højere tilførsel end forventet efter fjernelse af alle spildevandskilder i 1998, hvilket måske skyldes øget tab fra landbrugsarealer i søens opland.

Århus Amt har foretaget vandkemiske målinger i Stubbe Sø siden 1975. Målingerne fra 1970'erne er noget usikre, men generelt var fosforniveauet højt (ca. 0,170 mg P/l) og sigt dybden lav (ca. 0,6 m) om sommeren. Tabel 21.1 viser sommergennemsnit for vandkemiske målinger i Stubbe Sø siden 1984. Der ses et betydeligt fald i fosfor fra 0,212 mg P/l i 1984 til et moderat indhold på 0,100 mg P/l i 1997 efter forbedret spildevandsrensning og nedlæggelse af dambrug. Efter opfiskningen, som påbegyndtes i efteråret 2000, er der sket et yderligere fald i fosforkoncentrationen til ca. 0,070 mg P/l.

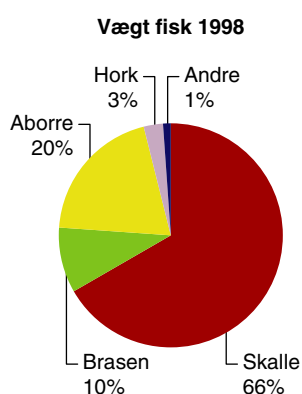
**Tabel 21.1** Vandkemiske parametre i Stubbe Sø, sommergennemsnit.

	1984	1991	1997	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Total-P, mg P/l	0,212	0,127	0,1	0,082	0,067	0,074	0,075	0,079	0,069
Ortho-P, mg P/l	0,056	0,003	0,014	0,008	0,005	0,009	0,016	0,003	0,004
Total-N, mg N/l	1,95	2,05	1,54	1,27	1,29	1,44	0,72	1,35	1,11
Nitrat+nitrit, mg N/l	0,466	0,286	0,225	0,376	0,43	0,315	0,184	0,113	0,092
Klorofyl, µg/l	86	75	38	46	47	60	26	66	50
Suspenderet tørstof, mg/l		32,3	20,5	18,4	16	17,7	16,9	16,8	14,5
Sigt dybde, meter	0,4	0,72	0,66	0,73	0,82	0,75	1,50	0,90	1,00

I takt med et fald i fosfortilførslen er der gradvist opstået længere perioder med koncentrationer af ortho-P på 0,003 mg P/l, hvor planteplankton er fosforbegrænset. Kvælstofkoncentrationen i Stubbe Sø har været moderat gennem årene i forhold til andre danske søer og er yderligere faldet i de senere år, så der nu opstår perioder med kvælstofbegrænsning af planteplankton. Klorofylniveauet er generelt højt i Stubbe Sø, men især i 2003 var gennemsnittet på 26 µg/l relativt lavt. Mængden af suspenderet stof i søvandet er blevet reduceret siden 1991 og især efter opfiskning.

gen. Samlet set har det givet anledning til en lille forøgelse af sigtddybden i perioden 2003-2005.

Der er foretaget fiskeundersøgelse i Stubbe Sø før, under og efter opfiskning. Fiskeundersøgelserne er udført efter vejledningen til fiskeundersøgelser i søer (Miljøstyrelsen, 1990) og som beskrevet i "Fiskeundersøgelse i Stubbe Sø 1998" (Bio/consult, 1999).



**Figur 21.2** Fordeling af fiskearter ved fiskeundersøgelse i 1998 (CPUE vægt i garn).

Ved fiskeundersøgelsen i 1998 (figur 21.2) blev der registreret 10 arter, hvilket er almindeligt for danske lavvandede søer. Desuden vides det, at der findes en del ørreder i søen, men de blev ikke fanget ved undersøgelsen. På grund af den tætte beliggenhed i forhold til havet findes der skrubber, men ellers er fiskesammensætningen typisk for den eutrofe lavvandede sø med skalle, brasen og aborre som de mest dominerende vægtnæssigt. Den samlede CPUE vægt og CPUE andel var henholdsvis 6 kg/garn og 123 fisk/garn. Aborrebestanden var især præget af store rovlevende individer. Der var mange store brasen i søen, og det skulle senere vise sig, at der var væsentlig flere end de beregnede 10,5 tons. Årsagen hertil er, at den største maskestørrelse i de biologiske oversigtsgarn, som blev anvendt på daværende tidspunkt, er 68 mm. Brasen over ca. 45 cm vil i de fleste tilfælde glide af på denne og mindre maskestørrelser og bliver dermed ikke registreret.

Undervandsplanterne i Stubbe Sø blev undersøgt i 1997. Der blev fundet fem arter med børstebledet vandaks som den almindeligste. Øvrige arter var hjertebladet vandaks, kruset vandaks, vandpest og krybende vandkranse. Dybdegrænsen var kun 1,0 m i det uklare vand, og dækningsgraden blev skønnet til 3 % af søens areal (Århus Amt, 1999).

## 21.2 Beskrivelse af indgrebet

Fiskebestandens størrelse, sammensætning og struktur var en hindring for, at Stubbe Sø hurtigt kunne ændres til en klarvandet sø (Bio/consult, 1999) efter afskæring af spildevandskilderne. En ændring til en mere klarvandet tilstand i søen af naturlig vej kan erfaringsmæssigt have lange udsigter, og i værste fald vil fiskebestandens sammensætning og struktur fastholde søens karakter med uklart vand i sommerperioden.

Århus Amt besluttede derfor i 2000, i samarbejde med Ebeltoft Kommune, at iværksætte et opfiskningsprojekt for at fremskynde en ændring til en miljøtilstand med klart vand og en sigtddybde om sommeren på ca. 2 m. Projektet, der var planlagt til at forløbe over en toårig periode, bestod i at ændre fiskebestandens størrelse, sammensætning og struktur, således at fiskebestandens negative effekt på søens miljøtilstand reduceredes.

Projektet skulle sikre, at minimum 80 % af biomassen af skidtfiskebestanden i Stubbe Sø skulle opfiskes i løbet af ca. to år. Desuden skulle rovfiskebestanden styrkes ved udsætning af geddeyngel.

Voddragning skulle indgå som den primære fiskemetode, idet denne har vist sig effektiv i lavvandede søer. Endvidere giver den mulighed for genudsætning af bifangster af rovfisk. Andre metoder som eksempelvis elektrofiskeri i bredzonen og til- og afløb til søen, trawlfiskeri og gælle-garn indgik også i projektet.



Torskegarn i 80 mm halvmasker viste sig at være meget effektiv til fangst af 1-5 kg store brasen. Foto: Christian Hvidt.

Endvidere skulle effekten af opfiskningen på fiskebestanden vurderes på baggrund af to standardiserede fiskeundersøgelser (program G) med biologiske oversigtsgarn efter forskrifterne i vejledningen for fiskeundersøgelser i søer (Miljøstyrelsen 1990). Én fiskeundersøgelse før opfiskningen og én fiskeundersøgelse i slutfasen af projektet.

Den samlede fiskebestand blev ud fra fiskeundersøgelsen i 1998 beregnet til 91 tons. Målet var at nedbringe bestanden af skaller og brasen med mindst 80 % over to år. Det ville svare til opfiskning af mindst 58 tons skaller og 9 tons brasen. På grund af øget vækst og fekunditet hos de overlevende fisk og underestimering af brasen bestanden blev det samlede opfiskningsbehov af skalle og brasen vurderet til ca. 120 tons (Hvidt, 2003).

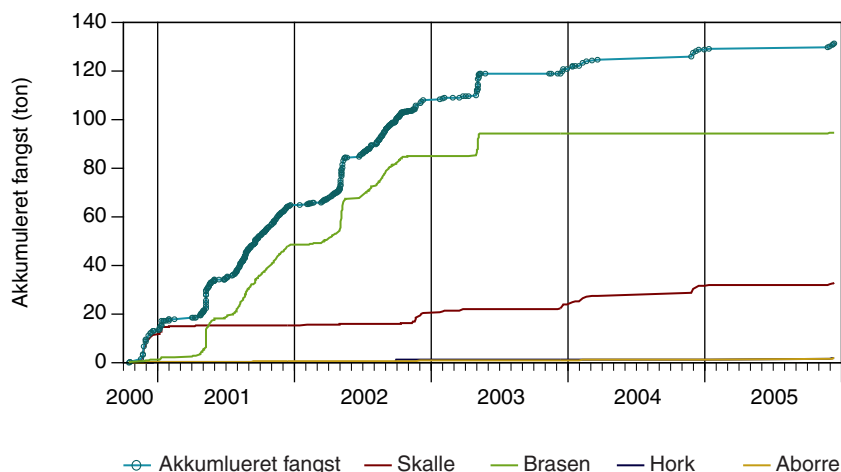
Opfiskningen skulle primært foregå med fiskeri med landdragningsvod, men erfaringer, som løbende blev gjort i projektets forløb, viste behov for andre fiskeredskaber. Derfor blev de primære redskaber elektrofiskeri i Gravlev Bæk efter små fredfisk i vinterperioden og fiskeri med gællenet efter store brasen i gydeperioden i månedsskiftet april/maj og efter store brasen og skaller i sommerperioden. Disse former for fiskeri viste sig meget effektive. Andre redskabstyper blev forsøgt anvendt, dog uden større resultater. Hovedparten af opfiskningen foregik i perioden november 2000 til foråret 2003 (tabel 21.2 og figur 21.3). I vintermånederne blev der fra i vintermånederne 2003-2005 opfisket skaller fra søen ved elektrofiskeri i Gravlev Bæk.

**Tabel 21.2** Opfisket mængde fisk i Stubbe Sø i perioden 2000-2005.

	Brasen, ton	Skalle, ton	Aborre+hork, ton	Sum
2000-2003	94	22	2	118
2003-2005	0,5	11	1,5	13
Sum 2000-2005	94,5	33	3,5	131

I alt blev der opfisket 94,5 tons brasen, ca. 10 gange mere end biomassen beregnet ud fra fiskeundersøgelsen. Det lykkedes ikke at opfiske mere end ca. 33 tons skaller i hele perioden, hvilket var væsentligt mindre end planlagt.

**Figur 21.3** Akkumuleret fangst af skalle (roach), brasen (bream), hork (ruffe) og små aborrer (perch) samt akkumuleret fangst (accumulated catch) i perioden 2000-2005.



Århus Amt udsatte i maj 2001 50.000 stk. geddeyngel i bredzonen svarende til 130 stk./ha søoverflade. Formålet var at styrke geddebestanden generelt snarere end at anvende geddeynglen til regulering af skalle- og brasenbestanden. I 2003 og 2005 blev der hvert år udsat 100.000 stk. geddeyngel. Fiskeri med gællenet i søen i 2001 viste, at en del af de udsatte gedder formentlig har overlevet, idet der i modsætning til tidligere år blev fanget en del individer om efteråret i en størrelse på ca. 20 cm svarende til 0+ fisk.

Den samlede pris for opfiskningen inkl. transport, fjernelse af fisk, indkøb af udstyr, projektstyring, overvågning og afrapportering er opgjort til ca. 2,1 mio. kr. svarende til 15 kr/kg fisk fjernet eller 5500 kr/ha søoverflade. Desuden er der brugt ca. 0,25 mio. kr på geddeudsætning.

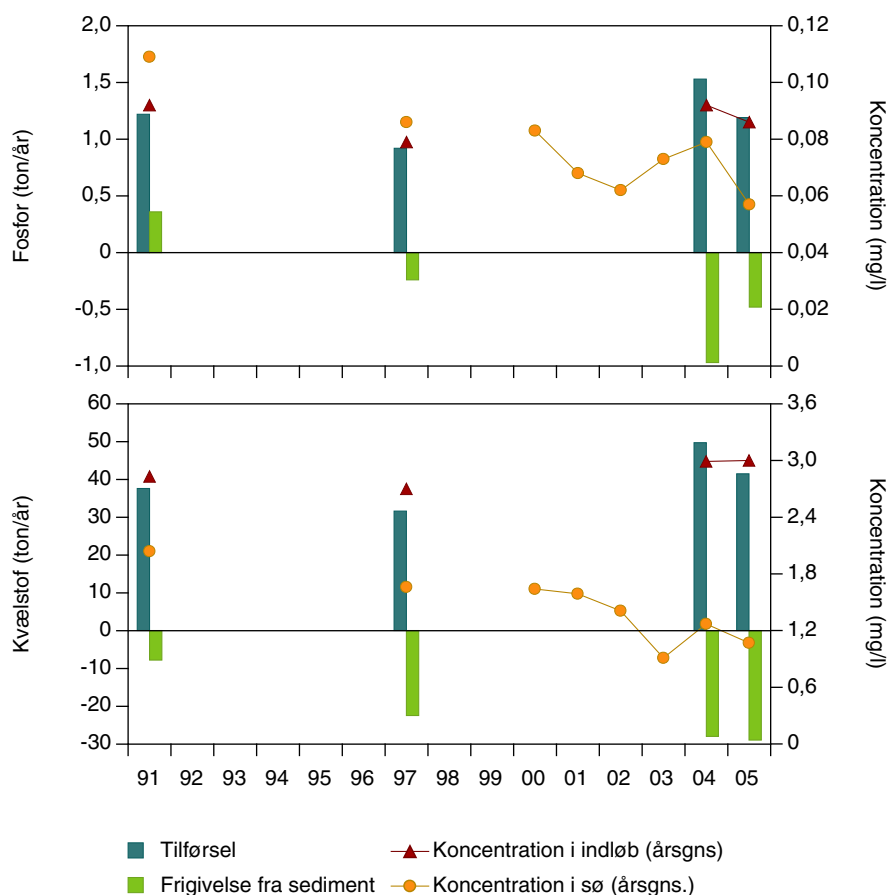
### 21.3 Effekter af indgrebet

Århus Amt har foretaget årlige undersøgelser af Stubbe Sø i forbindelse med restaureringen. Der er foretaget målinger af vandkemiske forhold i søen (ca. 12 gange årligt) i perioden 2000-2005.

Tilførslen af kvælstof og fosfor fra oplandet er målt i de to største vandløb, Øksenmølle Bæk og Ulstrup Bæk og massebalancen for søen er opstillet ud fra disse målinger, målinger i søen og vandføringsmålinger i afløbet. Endelig er der indsamlet plankton, foretaget fiskeundersøgelser og lavet undersøgelser af undervandsvegetation. Der findes således et godt datagrundlag for at vurdere effekter af opfiskningen både med hensyn til næringsstoffer og biologiske parametre.

Massebalancen for fosfor viser, at søen på årsbasis aflastede fosfor i 1991. I 1997 før opfiskningen var det vendt til en lille tilbageholdelse, men de seneste opgørelser efter opfiskningen viser en fosfortilbageholdelse på 63 % i 2004 og 40 % i 2005. Søkoncentrationen er faldet siden 1991, men årsgennemsnittet på ca. 0,06 mg P/l i 2005 dækker dog over perioder om sommeren, hvor der er en nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet og forhøjede koncentrationer i søvandet.

**Figur 21.4** Tilførsel af fosfor og kvælstof, frigivelse fra sediment (inkl. magasinering) samt indløbs- og søkoncentrationer



Da søen både er lavvandet, og vandet har en lang opholdstid, har der altid været en stor procentuel kvælstoffjernelse i Stubbe Sø. I det tørre år 1997 før opfiskningen var den så høj som 71 %, men har også i 2004 og 2005 været høj med henholdsvis 56 % og 69 %. På trods af en uændret tilbageholdelse af kvælstof efter opfiskning er der registreret et fald i årsgennemsnittet for total-N i søen fra ca. 1,5 mg N/l i 2000, hvor opfiskningen startede i november, til ca. 1 mg N/l efter opfiskningen.

Samlet set kan man konkludere, at opfiskningen ikke har ændret væsentligt på næringsstoffdynamikken i Stubbe Sø. Massebalancen kan dog ikke umiddelbart forklare, hvorfor kvælstofkoncentrationen i søen er faldet med ca. 50 % efter opfiskningen. Måske skyldes faldet, at biomassen af kvælstoffixerende blågrønalger i søen er blevet reduceret på grund af større græsning fra dyreplankton. Der er dog ikke oparbejdet plankton til en nærmere analyse. Den laveste kvælstofkoncentration i søen blev registreret i 2003, hvor søen var mest klarvandet. Her kan kvælstoffjernelsen have været særlig stor på grund af øget kvælstofoptagelse hos bentiske alger og reduceret kvælstoffixering fra luften af blågrønalger.

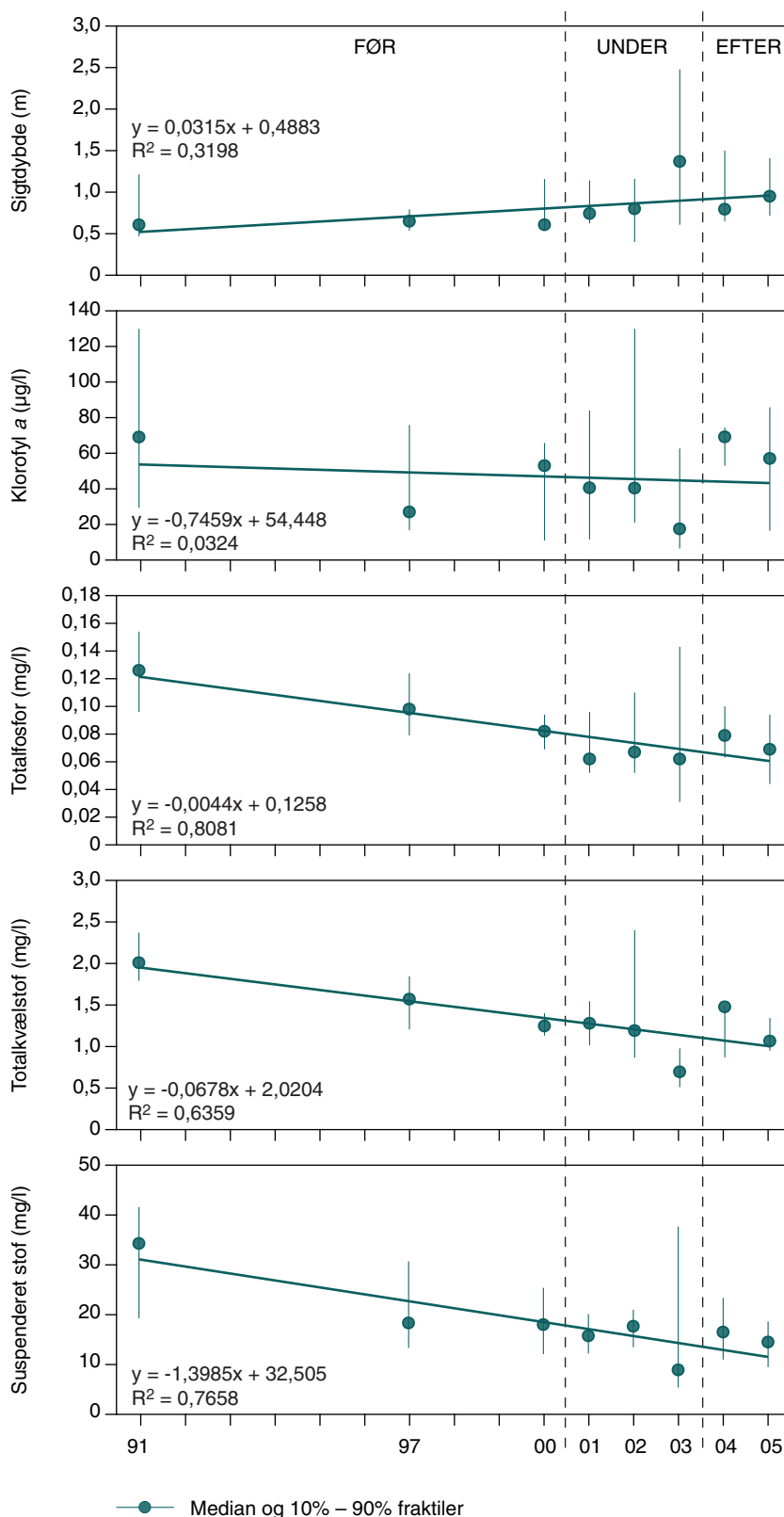
Væsentlige parametre til at vurdere effekten af opfiskningen er vist i figur 21.5. Årene 1991, 1997 og 2000 kan betragtes som perioden før opfiskningen, mens årene 2001-2003 er perioden for den massive opfiskning, hvor 90 % af de opfiskede 131 tons i alt blev fjernet. I 2004 og 2005 blev der fjernet 13 tons fisk i en kanal til søen, men denne periode kan betragtes som "efter opfiskning" og kan give et grundlag for at vurdere korttidseffekten af opfiskningen.



Sommermedianen af total-N og total-P er faldet i perioden som helhed ( $p < 0,01$ ). Der kan dog ikke eftervises nogen statistisk sikker effekt af opfiskningen på kvælstof og fosfor med udgangspunkt i 2000 som før situation og 2004-2005 som efter situation. 2003 er dog særlig interessant, fordi kvælstofniveauet var markant lavere end i 2000. Fosforniveauet var også markant lavere end normalt i de første sommermåneder, men fosforfrigivelse fra sedimentet og opblomstring af blågrønalger sidst på sommeren gav anledning til høje koncentrationer (høj 90 % fraktil).

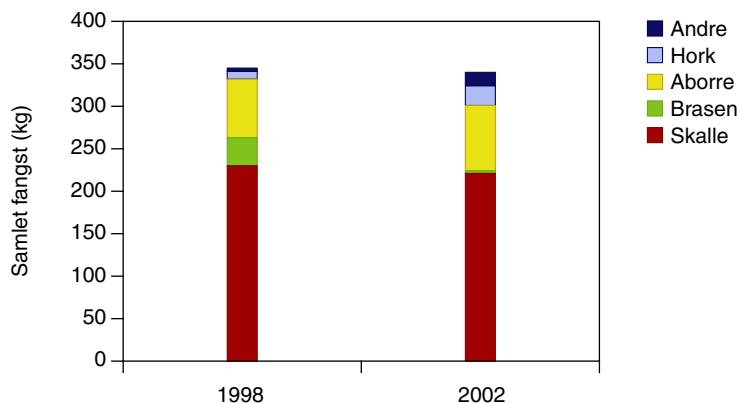
Klorofylkoncentrationen varierer meget i Stubbe Sø, og der kan ikke vises nogen udvikling i perioden 1991-2005 som helhed eller som følge af opfiskningen. En effekt kan dog spores i 2003 efter to års opfiskning, hvor der er markant lavere klorofyl end i de øvrige år. Der skete dog et tilbagefald til en høj klorofylmedian fra 2003 til 2004 og 2005. Suspenderet stof er faldet signifikant i perioden 1991-2005, men som for klorofyl kan der kun spores et fald i 2003 og derefter en stigning til 2004, svarende til niveauet i 2000 før opfiskningen. I 2005 er der dog tendens til et fald igen i suspenderet stof, som måske er mere vedvarende efter opfiskningen. En stærkt reduceret brasenbestand kan i lavvandede søer give anledning til mindre ophvirvling af bundmateriale og dermed mindre suspenderet stof. En sådan effekt skønnes dog at være mindre afgørende i Stubbe Sø, som på grund af sin størrelse er meget påvirket af vindinduceret resuspension i forhold til en lille vindbeskyttet sø. Der er sket en signifikant stigning i sigtddybden i perioden 1991-2005 som helhed, men stigningen skete hovedsagelig fra 2000-2005. Igen adskiller 2003 sig fra de øvrige år med den størst registrerede sigtddybde i Stubbe Sø på ca. 1,5 m. Sigtdybden blev reduceret fra 2003-2004, men steg så igen til 0,9 m (median) og 1,0 m (gns.) i 2005. I alle årene efter opfiskningen har sigtddybden været højere end før opfiskningen i 2000. Denne udvikling er mere udpræget, hvis vintersituationen tages med. Siden 2003 har der været perioder om vinteren med meget klart vand og sigtddybder på op til 4 m. Også i forsommeren er vandet klart med en typisk sigtddybde på 2 m, men sigtddybden om sommeren som helhed er stadig ikke tilfredsstillende på grund af opblomstring af blågrønalger i sensommeren. Målsætningen i Århus Amts vandkvalitetsplan om en sommersigtstidtybde på 2,0 m er således ikke nået, hvilket især skyldes, at fosforkoncentrationen med 0,07 mg P/l stadig er for høj.

**Figur 21.5** Vandkemiske parametre i Stubbe Sø i perioden 1991-2005. Figuren viser median (sommer) samt 10 % og 90 % fraktiler. Perioden for før, under og efter den massive opfiskning er angivet. Regressionslinjen viser udviklingen over hele perioden.



På trods af den massive opfiskning af 118 tons fisk fra 2000-2003 kan der i fiskeundersøgelserne fra 2000 og 2002 ikke spores nogen nedgang i den samlede biomasse af fisk (figur 21.6). Derimod er der sket forskydninger mellem arterne. Bestanden af brasan er således gået betydeligt tilbage, mens aborre og især hork er gået frem. Reelt er fiskebestanden som helhed blevet stærkt reduceret, men det skyldes især opfiskningen af store brasan, som ikke eller kun i ringe omfang registreres ved fiskeundersø-

**Figur 21.6** Vægtmæssig fordeling af fiskearter ved fiskeundersøgelser i Stubbe Sø.



gelsene. Aborren og hork har fået bedre fødevilkår i form af bunddyr efter opfiskningen af brasen, og flere aborrer har klaret flaskehalsen fra omnivor levevis til et liv som rovfisk.

Efter fjernelse af 22 tons skaller (og yderligere 11 tons fra 2003-2005) har der desværre ikke kunne spores nogen nedgang i biomassen af skaller, og antallet blev næsten fordoblet fra 2000-2002. Det vurderes at være den væsentligste årsag til, at den positive effekt på søens miljøtilstand ikke har været særlig markant. Det er ikke lykkedes at skabe den nødvendige top-down kontrol til en sigtddybde på 2 m. Ud over at det generelt har været meget vanskeligt at opfiske skaller i Stubbe Sø, har skallerne en stor evne til at reproducere sig og kompensere for opfiskningen. Det er dog muligt, at den reducerede brasenbestand vil ændre på forholdet mellem skaller og aborrer og med tiden give et højere rovfiskeindex end 0,24 i 2002.

I 2005 blev undervandsvegetationen undersøgt efter standarden i NOVANA. I forhold til 1997 var der tale om en væsentlig forøgelse af dybdegrænsen for rodfæstet vegetation, idet der blev fundet krybende vandkrans på 3,5 m's dybde og kransnålalger (*Chara* sp.) på 2,5 m's dybde. I 1997 var dybdegrænsen kun 1,0 m. Af øvrige arter blev der fundet børstebladet vandaks, hvorimod hjertebladet vandaks, kruset vandaks og vandpest fra 1997 ikke blev genfundet, men de findes formentlig stadig i søen. Ved undersøgelsen i 2005 blev der konstateret store områder med trådalger og enkelte steder også rørhinde.

Koloniseringen af større dybder er sket som følge af mere klart vand i første halvår efter opfiskningen. Vegetationen er dog endnu meget ustabil og sårbar. Det er håbet, at mere robuste og store arter som børstebladet vandaks, kruset vandaks og hjertebladet vandaks vil gå frem. Hvis koloniseringen fortsætter, vil det kunne give yderligere forbedringer på sigtddybden i Stubbe Sø.

## 21.4 Konklusioner

Opfiskningen i Stubbe Sø er foretaget efter bedst mulige vidensgrundlag på starttidspunktet i 2000. Der blev foretaget de nødvendige undersøgelser af fiskebestand, belastning med næringsstoffer, vandkemiske forhold, vegetation og plankton. Spildevandskilderne var fjernet, og søens fosforkoncentration var ca. 0,08 mg P/l. Desuden var der forventet et

yderligere fald i fosforbelastningen. Den store bestand af brasen og skaller vurderedes at være en væsentlig årsag til den ringe sigtddybde. Brasen kunne således bidrage med suspenderet stof til vandfasen ved deres fødesøgning på bunden, og skallerne kunne lægge et stort prædationstryk på dyreplankton med lav græsning på planteplankton til følge.

Fiskeundersøgelsen viste sig at være meget misvisende i forhold til biomassen af brasen, som var næsten 10 gange større end beregnet. Det lykkedes med især gællenet og elektrofiskeri at fjerne hovedparten af brasenbestanden mens skallebestanden stort set var status quo efter knap tre års opfiskning. Hovedårsagen til det er en kombination af, at det ikke var fysisk muligt at fiske med vod i søen og skallerne store reproduktionspotentiale. Opfiskningen gav dog positive effekter. Især i 2003 var miljøtilstanden forbedret med lavere koncentration af kvælstof, klorofyl, og suspenderet stof og en større sigtddybde end før opfiskningen. Bestanden af gedder og rovlevende aborrer blev styrket, og i det mere klare vand kunne pionérarter af undervandsplanter brede sig ud på langt større dybder end før. Søen faldt lidt tilbage til en uklar tilstand i 2004, men i 2005 er der igen sket forbedringer med hensyn til fosfor, kvælstof, suspenderet stof og sigtddybde. Især i vintermånederne og første halvår er forbedringerne synlige og målbare. Målsætningen om en fosforkoncentration på 0,04 mg P/l og en sigtddybde på 2 m om sommeren er dog ikke nået endnu. Det skyldes formentlig en kombination af, at fosforbelastningen fra oplandet ikke er faldet som forventet, men tværtimod er steget lidt. Set over året er der en betydelig tilbageholdelse af fosfor i søen, men i varme stille perioder sidst på sommeren frigives der stadig fosfor fra sedimentet, som giver anledning til opblomstring af blågrønalger og uklart vand.

## 21.5 Opfølgning og forventet udvikling

Der er ingen planer om at gentage opfiskningen eller foretage supplerende fiskeri i Gravlev Bæk. I forbindelse med udarbejdelsen af vandplaner i 2009 vil der blive fokuseret på fosforbelastningen afhængigt af de udmeldte miljømål for søtypen. Den reducerede brasenbestand vil givetvis fjerne noget af den biologiske træghed i søen og gøre det lettere at skabe en balance mellem rovlevende aborrer og skaller. Det forventes, at søen vil fortsætte sin positive udvikling i de kommende år, hvilket vil søges dokumenteret med overvågning ca. hvert tredje år efter standarden for ekstensiv 1 søer i NOVANA programmet kombineret med belastningsopgørelser ca. hvert sjette år.

## 21.6 Referencer

Miljøstyrelsen. Fiskeundersøgelser i søer. Danmarks Miljøundersøgelser 1990. Teknisk anvisning fra DMU nr. 3.

Århus Amt 1993. Havmølle Å's vandsystem, Ulstrup Langsø, Øje Sø og Stubbe Sø 1991. Natur og Miljø, Århus Amt.

Århus Amt 1999. Stubbe Sø, Øje Sø og Bogens Sø. Miljøtilstand 1997. Natur og Miljø, Århus Amt

Århus Amt 1999. Fiskeundersøgelse i Stubbe Sø 1998. Rapport udført af Bio/consult for Århus Amt

Århus Amt 2003. Biomanipulation i Stubbe Sø 2000-2003. Rapport udført af Bio/consult for Århus Amt.

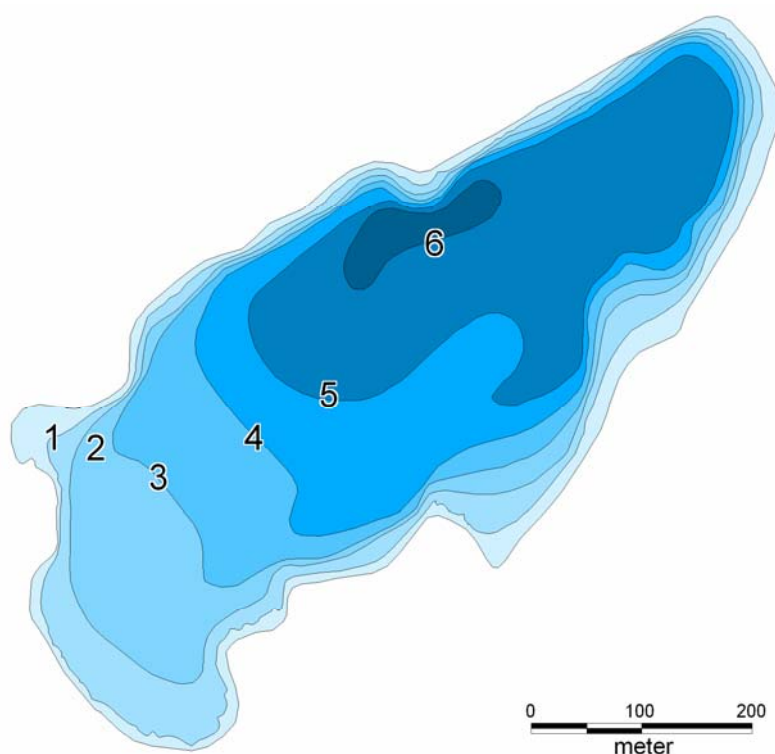
## 22 Søbo Sø

af Kjeld Sandby Hansen, Fyns Amt

### 22.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Søbo Sø på Sydfyn er på 21 ha med en middeldybde på 3,6 m og en maksimumdybde på 6,6 m. Oplandet er på i alt 3,21 km<sup>2</sup>, hvoraf hovedparten (66 %) er landbrugsområder, og 25 % er skov. Jordbunden består overvejende af lerblandet sand.

**Figur 22.1** Beliggenhed og dybdekort for Søbo Sø. Dybder i meter.



De morfometriske data fremgår af tabel 22.1 og søens beliggenhed og dybdeforhold af figur 22.1.

**Tabel 22.1** Morfometriske data for Søbo Sø

Overfladeareal	21 ha
Middeldybde	3,6 m
Maksimumdybde	6,6 m
Volumen	775.000 m <sup>3</sup>
Hydraulisk opholdstid	0,95 år

### Belastning

Søen tilføres næringsstoffer fra landbrug og spredt bebyggelse. Tilførslen har øjensynligt været faldende, idet fosforindholdet i søvandet blev halveret fra 1983 til 1993. Desuden er der i 2004-2005 gennemført forbedret rensning med fosforfjernelse ved den spredte bebyggelse. Dette antages

at have medført en reduktion af fosfortilførslen på omkring 20 kg svarende til ca. 30 % af den samlede fosfortilførsel fra oplandet.

### **Tilstand**

Før biomanipulationen var indholdet af totalfosfor i overfladevandet omkring 0,06 mg P/l, og sigtdybden var 1,0-1,2 m (sommergennemsnit). Algebiomassen var om sommeren domineret af kolonidannede blågrønalger, men også furealger, især *Ceratium* spp., var betydelige. Der var ingen egentlige undervandsplanter i søen, men trådgrønalgen *Cladophora glomerata* voksede visse steder ud til 3 m vanddybde.

### **22.2 Beskrivelse af indgrebet**

I 1994 startede en opfiskning af skaller og brasener med vod og gælle-garn. Fangsten var dog begrænset de første år med hhv. 1,1 t, 0,8 tons og 0,8 tons i 1994, 1995 og 1996. I 1997 blev der derimod opfisket 5,6 tons, og det skønnes, at der herved blev fjernet, hvad der svarer til næsten 90 % af brasenbestanden forud for fiskeriet. I hele perioden november 1994 til oktober 1997 blev der i alt opfisket 8,4 tons fisk, fordelt på 5,0 tons brasener og 3,4 tons skaller.

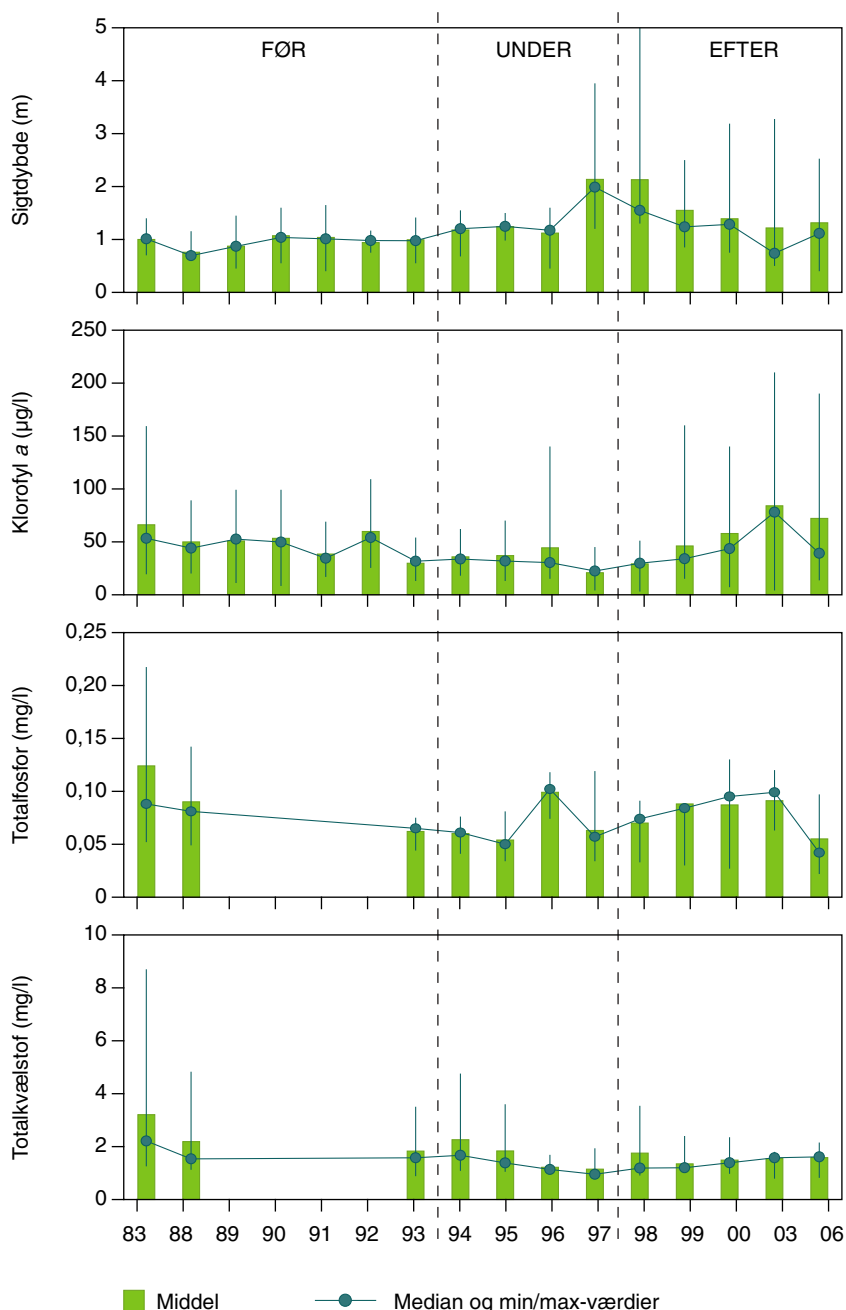
Desuden blev der i 1995 til 1999 udsat i alt 147.000 stk. geddeyngel fordelt med 21.000 det første år og 31.500 hvert af de følgende år.

### **22.3 Effekter af indgrebet**

#### **Vandkemi**

Udviklingen i Søbo Sø's sigtdybde og indholdet klorofyl, fosfor og kvælstof fremgår af figur 22.2

**Figur 22.2** Overfladevandets sigtddybde og indhold af klorofyl-a, total-fosfor og total-kvælstof i sommerperioden for Søbo Sø, 1983-2006.



Selv om opfiskningen startede i 1994, var den de første år af så begrænset succes, at den havde meget ringe effekt i søen. Først med den vellykkede opfiskning i 1997 sås en gunstig effekt på sigtddybde og algemængde i 1997 og 1998, idet sigtddybden steg med 1 m i forhold til gennemsnittet for de foregående fire år. I de efterfølgende år aftog sommermiddel-sigtddybden dog igen, men vandet var fortsat mere klart i forsommeren, hvilket ses på figur 22.2 som forhøjede maksimum værdier.

Klorofyl-a indholdet var i 1997-1998 12 µg/l lavere end de foregående fire år (gennemsnit for sommerperioderne), men steg herefter til højere værdier end før indgrebet. For fosfor var der ingen effekt, idet fosforkoncentrationen steg til højere værdier efter indgrebet end før og under indgrebet. I 2006 er fosforkoncentrationen dog igen faldet markant, hvilket bl.a. kan hænge sammen med, at fosfortilførslerne er reduceret på



grund af forbedret spildevandsrensning. Kvælstofkoncentrationen havde lidt lavere værdier i 1996 og 1997, men steg igen de efterfølgende år.

### Massebalance

Der er ikke foretaget målinger i søens til- og afløb i forbindelse med biomanipulationen, så ændringer i søens massebalance kendes ikke.

### Biologiske forhold

#### Plankton

Der skete en markant ændring i planteplanktonet i forbindelse med biomanipulationen (figur 22.3). I 1993 og 1995 (før og i begyndelsen af indgrebet) var algebiomassen høj (omkring 10 mm<sup>3</sup>/l) og domineret af kolonidannende blågrønalger (især *Woronichinia*) og furealger, især *Ceratium* spp. (tabel 22.2). I 1997 og 1998 (under og efter indgrebet) blev algebiomassen halveret, idet især blågrøinalgemængden, men også mængden af furealger, blev reduceret. Blågrønalgerne var nu næsten uden betydning i planktonet. Til gengæld steg biomassen af rekylalger. De dominerende arter var nu *Ceratium* spp. og *Cryptomonas* spp.

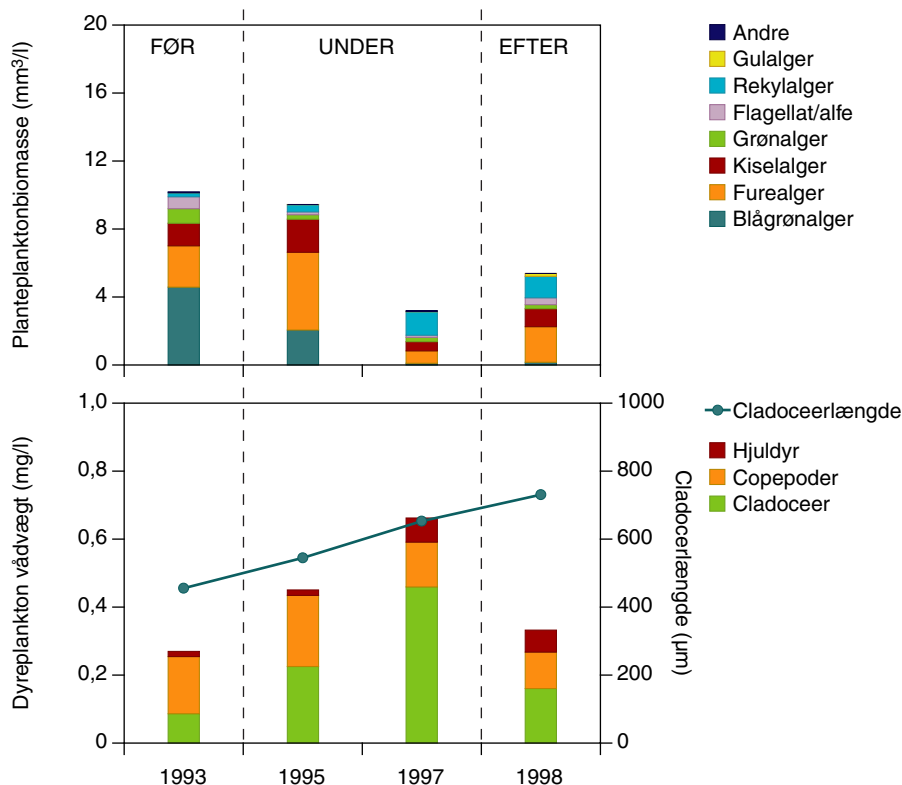
**Tabel 22.2** Dominerende planktonarter i Søbo Sø 1993-1998.

Dominerende arter	1993	1995	1997	1998
Planteplankton				
<i>Ceratium</i> spp.	x		x	x
<i>Woronichinia</i> spp.	x			
<i>Planktothrix agardhii</i>		x		
<i>Cryptomonas</i> spp.			x	x
Centriske kiselalger		x		
Dyreplankton				
<i>Calanoide copepoditer</i>	x			
<i>Cyclopoide copepoditer</i>	x			
<i>Bosmina coregoni</i>		x		
<i>Daphnia cucullata</i>		x		
<i>Daphnia galeata</i>			x	x
<i>Daphnia hyalina</i>			x	x

Dyreplanktonet ændrede sig ligeledes markant ved opfiskningen (figur 22.3). Fra 1993 til 1997 steg biomassen fra 2,7 til 6,6 mg vådvægt/l, og det var især cladoceernes biomasse, der øgedes, idet denne blev femdoblet. Samtidig var det større arter af cladoceer, *Daphnia galeata* og *D. hyalina*, der dominerede i både 1997 og 1998. Derfor steg cladoceernes middellængde fra 0,46 mm til 0,65 mm i 1997 og 0,73 mm i 1998.

Samlet viser udviklingen i planktonet, at fiskenes prædation på dyreplanktonet mindskedes efter biomanipulationen. Derved begunstiges store cladoceer, der var i stand til at øve græsningskontrol over planteplanktonet i 1997 og 1998. Således må bl.a. den stærkt reducerede udvikling af blågrønalger i disse år tilskrives græsningskontrol fra de tilstedeværende store cladoceer.

**Figur 22.3** Udvikling i biomassen af plante- og dyreplankton samt middellængde af cladoceer i Søbo Sø 1993-1998 (sommer-gennemsnit).



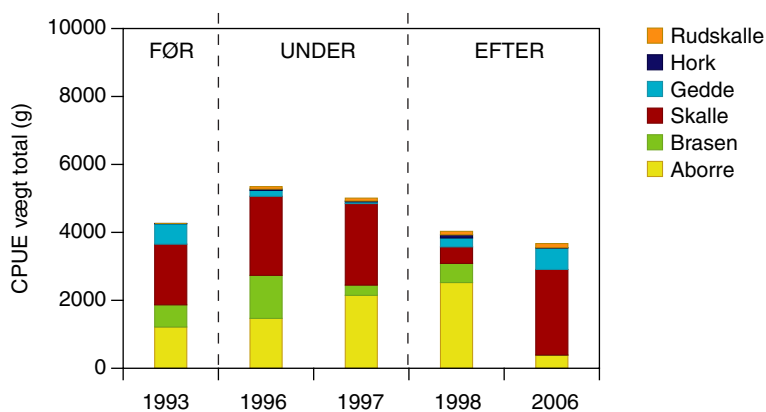
Samlet viser udviklingen i planktonet, at fiskenes prædation på dyreplanktonet mindskedes efter biomanipulationen. Derved begunstige- des store cladoceer, der var i stand til at øve græsningskontrol over plan- teplanktonet i 1997 og 1998. Således må bl.a. den stærkt reducerede ud- vikling af blågrønalger i disse år tilskrives græsningskontrol fra de til- stede værende store cladoceer.

### Fisk

Fiskeundersøgelserne har ikke vist store ændringer i den samlede fiske- bestand i perioden 1993-2006 (figur 22.4). Efter den vellykkede opfisk- ning i 1997 faldt den samlede bestand kun svagt. Der skete imidlertid en betydelig forskydning i artssammensætningen, idet andelen af skaller og brasen faldt fra 44 % i 1996 (og 57 % i 1993) til 26 % i 1998, hvor aborrer dominerede (63 % af biomassen). Det må således forventes, at fiskenes prædation på dyreplanktonet blev reduceret betydeligt i 1998, hvilket også afspejler sig i dyreplanktonet, hvor resultaterne dog tyder på, at prædationen aftog allerede i 1997. Ved fiskeundersøgelsen i 2006 var den samlede fiskebestand lav og igen domineret af skaller, der udgjorde 68 % af biomassen. Heraf var ca. en tredjedel yngel. Brasen var så godt som fraværende og aborre udgjorde kun 11 %. Gedderne udgjorde 17 % af biomassen, men dette bygger på en fangst af kun to gedder (på 58 og 61 cm), så resultatet er meget usikkert. Der var sket en nedgang i både store skaller og aborrer, og måske skyldes dette en øget prædation fra mellem- store gedder.

Den fremgang for aborrebestanden, der blev konstateret umiddelbart ef- ter opfiskningen, er altså vendt til, at aborrerne har den hidtil laveste be- stand i perioden. Det må således konstateres, at biomanipulationen ikke synes at have haft nogen langtidseffekt på fiskebestanden.

**Figur 22.4** Fangst pr. net (CPUE) i Søbo Sø 1993-2006. Der er skiftet metode i 2006, og de viste værdier er volumenvægtede CPUE-værdier, der anses for at være mest sammenlignelige med de tidligere CPUE-værdier (Helle Jerl Jensen, pers. komm.).



### Undervandsplanter

I 1984 blev der fundet *Aks-Tusindblad* i et bælte langs vest- og sydøstkysten, og der var enkelte eksemplarer af *Butbladet Vandaks* og *Kredsbladet Vandranunkel* (tabel 22.3). I 1988 var udbredelsen mindsket, men der blev fundet flere arter. I 1993 var de højere undervandsplanter forsvundet, og dette var tilfældet frem til 1998. I denne periode havde den grønne trådalge *Cladophora glomerata* en betydelig udbredelse på bunden ud til 4 m dybde. I 1999 etableredes en mindre bestand af *Vandpest*, og denne bredte sig de følgende år. I 2003 var der således langs den vestlige og sydøstlige bred store områder på 1-2 m dybde med op til 50 % dækning og op til meterlange skud, og i 2006 havde *Vandpest* bredt sig yderligere på bekostning af *Cladophora*. *Vandpest* voksede nu ud til 4 m dybde, mens dybdegrænsen for *Cladophora* var reduceret til knap 2 m.

Der er således ingen tvivl om, at den forbedring i sigtddybde, som fulgte med biomanipulationen, har begunstiget undervandsvegetationen. Selv om middelsommersigtddybden siden er faldet igen, er der stadig klart vand i forår-forsommer-perioden, som gør, at undervandsvegetationen fortsat har bredt sig.

**Tabel 22.3** Arter af undervandsvegetationen og dybdegrænser i Søbo Sø, 1988-2006.

	1984	1988	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2003	2006
Arter:										
<i>Aks-Tusindblad</i>	x	x								
<i>Kredsbladet Vandranunkel</i>	x	x								
<i>Butbladet Vandaks</i>	x									
<i>Spinkel Vandaks</i>		x								
<i>Liden Vandaks</i>										x
<i>Kruset Vandaks</i>		x								x
<i>Alm. Vandpest</i>		x					x	x	x	x
<i>Tornfrøet Hornblad</i>		x							x	
<i>Tornløs Hornblad</i>										x
<i>Cladophora glomerata</i>			x	x	x	x	x	x	x	x
Dækningsgrad blomsterplanter, %	-	-	0	0	0	0	< 0,5	< 0,5	ca. 4	6
Dybdegrænse blomsterplanter	-	-	0	0	0	0	2,3	2,4	2,4	4,0
Dybdegrænse Cladophora				3,75	4,0	4,0	4,0	4,2	3,5	1,9

## 22.4 Konklusioner

Den vellykkede opfiskning i 1997 havde en markant effekt på søens dyreplankton og derfor også på planteplanktonet og sigtddybden. Som følge af den forbedrede sigtddybde begyndte undervandsplanter (*Vandpest*) at brede sig ud over søbunden. Denne effekt har holdt sig til 2006, hvor undervandsvegetationen havde den hidtil største udbredelse. Biomanipulationen har således igangsat, at der kom en klarvandsfase i forsommeren, og denne effekt har holdt sig siden, selv om sigtddybden målt som gennemsnit for hele sommerperioden kun er blevet svagt forbedret.

Der blev ikke umiddelbart konstateret nogen forbedring i søens fosforindhold målt som gennemsnit for sommerperioden, idet dette tvært imod steg i årene efter indgrebet. Men udsvingene er blevet større, med lavere værdier i forsommeren og højere værdier i sensommeren, og i 2006 er fosforkoncentrationen igen faldet markant. Sidstnævnte hænger formentlig bl.a. sammen med, at der blev gennemført forbedret spildevandrensning ved den spredte bebyggelse i 2004-2005. For kvælstofs vedkommende har der ikke været nogen markant effekt af biomanipulationen.

Den umiddelbare ændring i fiskebestanden – med færre brasen og skalle og flere aborrer – som var et resultat af biomanipulationen, har til syneladende ikke holdt sig. Fangsten af aborrer var således meget ringe i 2006. På trods af dette viser udviklingen i sigtddybde og undervandsvegetation, at biomanipulationen både har haft en umiddelbar og længerevarende effekt.

## 22.5 Opfølgning

Der er der ikke planer om opfølgning på biomanipulationen. Overvågningen af søen kan forhåbentlig fortsætte, da den indgår i det nuværende NOVANA's ekstensive program. Med de reducerede tilførsler af fosfor fra spildevand bør søens tilstand kunne forbedres yderligere.

## 23 Sønderby Sø

af Jonas Hansen, Fyns Amt

### 23.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

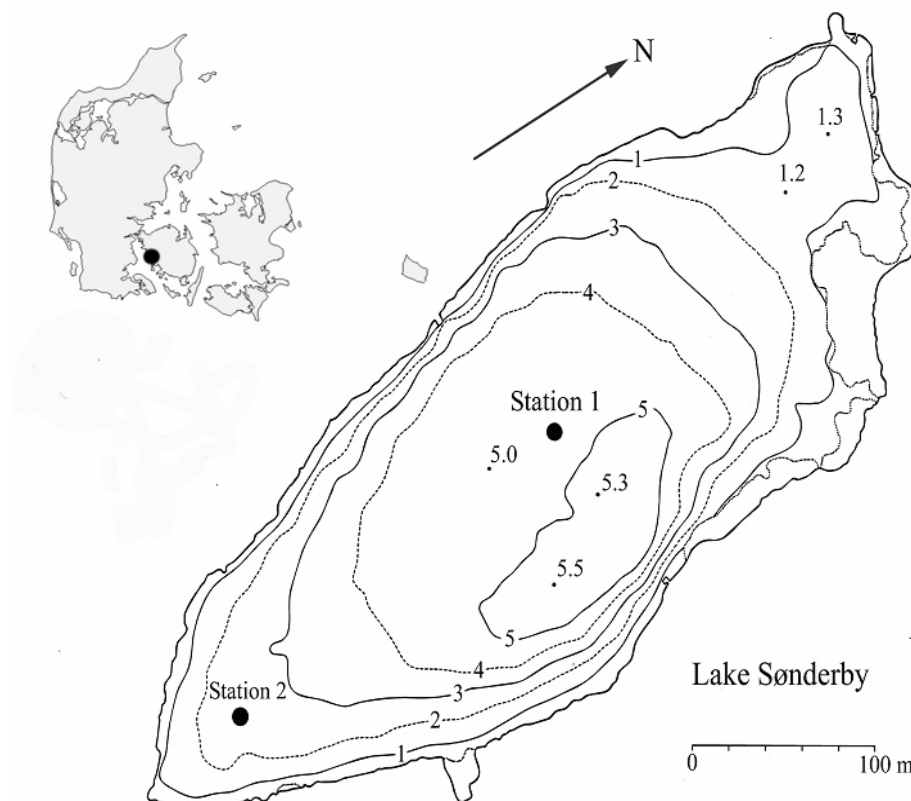
Sønderby Sø på Sydvestfyn er på 7,9 ha med en middeldybde på 2,9 m og en maksimumdybde på 5,8 m. Oplandet omfatter i alt 1,26 km<sup>2</sup>, hvoraf hovedparten (64 %) er landbrugsområder, og 17 % er befæstet areal. Jordbunden består overvejende af sandblandet ler.

De morfometriske oplysninger fremgår af tabel 23.1.

**Tabel 23.1** Morfometriske data for Sønderby Sø.

Sønderby Sø	
Overfladeareal	7,9 ha
Middeldybde	2,9 m
Maksimumdybde	5,8 m
Volumen	231.000 m <sup>3</sup>
Hydraulisk opholdstid	1 år

**Figur 23.1** Beliggenhed og dybdekort for Sønderby Sø.



### Belastning

Der er ingen egentlige til- og afløb til søen. Søen har igennem en årrække modtaget spildevand fra de omkringliggende huse. Disse tilførsler blev afskåret i 1983. Der blev dog fundet enkelte fejltilslutninger i kloaknettet,

som er blevet rettet i 2003. Søen modtager stadig fosforholdigt overfladevand fra befæstede arealer og vejevand.

### **Tilstand**

Sønderby Sø har været spildevandspåvirket over en meget lang årrække, hvilket bl.a. fremgår af en palæolimnologisk undersøgelse af sedimentet, hvor artssammensætningen af kiselalger indikerer ekstremt eutrofe betingelser i de seneste 150 år (Amsinck et al., 2003). I 1850-1900 er søvandets fosforkoncentration således anslået til (mindst) omkring 0,2 mg/l. Afskæringen af spildevandet i 1983 reducerede hhv. kvælstof og fosfor med omkring 50 og 90 %. Niveauet af særligt fosfor var dog stadig stærkt forhøjet grundet en kraftig intern belastning.

### **23.2 Beskrivelse af indgrebet**

I efteråret 2001 blev der tilsat 26 m<sup>3</sup> bufret aluminiumklorid (PAXXL60, Kemira Miljø A/S) til søvandet svarende til 31 g aluminium/m<sup>2</sup>. Denne dosis blev bestemt ud fra laboratorieforsøg samt forsøg i plastikindhegninger i selve søen, således at man gennemsnitligt doserede 4 mol aluminium per mol mobilt fosfor i sedimentet; dvs. fosfor der teoretisk set kan frigives til vandfasen. Den mobile fosforpulje (vandekstraherbar fosfor, jernbunden fosfor samt labilt organisk fosfor) blev bestemt på søens dybeste sted og en station på søens middeldybde ved en såkaldt fosforpuljefraktionering. På baggrund af denne undersøgelse blev den mobile fosforpulje bestemt til ca. 720 kg i hele søen.

Når opløst aluminium tilsættes søvandet, dannes der hurtigt aluminiumhydroxider (flok) med en høj bindingsevne for fosfor, selv under iltfrie forhold. Flokken adsorberer fosfor fra sediment og vandfase, hvorved den interne fosforbelastning reduceres. Aluminiumbundet fosfor er - modsat jernbundet fosfor - stabilt ved iltfrie forhold. Det eneste, som kan bringe det i opløsning igen er meget høje (>9) eller meget lave (<5,5) pH-værdier.

Selve udbringningen foregik ved at aluminiumklorid blev pumpet ud til en båd på søen via en 400 m lang slange. Opløsningen blev ført ned til bådens skruevand, som blev spredt ud til siden af en specialdesignet skruevandsspreder, der havde til formål at sikre en god flokdannelse. Ved at sejle efter bøjer på søen blev aluminiumkloriden fordelt over det meste af søen, idet ca. halvdelen af den totale dosis blev spredt ud i første omgang (25.-26. oktober), og den resterende mængde blev spredt ud ca. to uger senere (12.-13. november). Udbringningen forløb planmæssigt, og det observeredes, at der i løbet af få minutter dannedes flokke, som typisk sedimenterede på under en time, hvorved vandet klarede op. Ved kontrol med dykker den 14. november konstateredes, at Al var fordelt over hele søbunden, dog med en tendens til at laget var tykkest på de dybeste dele. Da udspreddingen var sket jævnt over søen, må dette skyldes, at der sker en vis transport ned ad bakke langs bunden.

### **Økonomi**

Restaureringen blev udført i et samarbejde mellem Fyns Amt og Syddansk Universitet, Odense. Det praktiske arbejde med klargøring af udstyr, udbringning af aluminium mv. blev udført af Syddansk Universitet, mens

ansøgninger, løbende tilsyn, afrapporteringer m.v. blev udført af Fyns Amt. Omkostningerne var omkring 270.000 kr, ekskl. omkostninger til målinger af tungmetaller i vandfase, sediment og biota. I Miljøstyrelsens tilladelse til aluminiumtilsætningen indgik der således krav om løbende målinger af opløst aluminium og en stribe tungmetaller i søvandet.

### 23.3 Effekter af indgrebet

#### Vandkemi

Umiddelbart efter tilsætning af aluminiumklorid faldt vandets indhold af totalfosfor med ca. 97 %. Samtidig faldt klorofyl *a* koncentrationen, og sigtddybden steg til 5 m (sigt til bund). Denne øjeblikkelige reduktion af klorofyl *a* og den forøgede sigtddybde skyldtes primært, at alger og andet partikulært materiale blev adsorberet til den dannede aluminiumflok og sank til bunds sammen med denne.

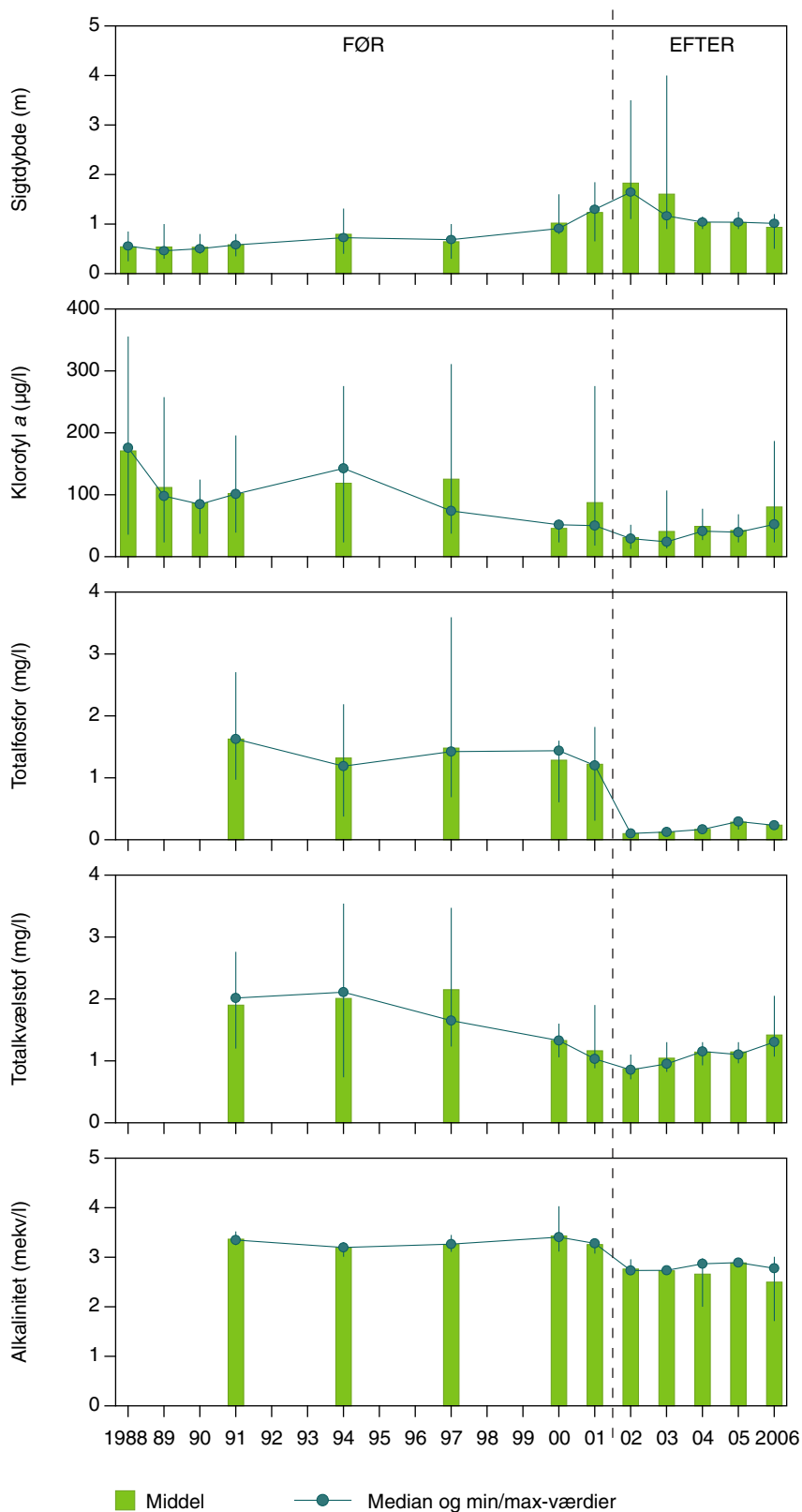
**Tabel 23.2** Middelværdier af sommergennemsnit før og efter aluminiumtilsætning i Sønderby Sø.

Parameter	Før (2000-2001)	Efter (2002-2006)
Sigtddybde (m)	1,13	1,28
Klorofyl <i>a</i> (µg/l)	75	55
Total-N (mg/l)	1,24	1,12
Nitrat-N (mg/l)	0,01	0,01
Ammonium-N (mg/l)	0,01	0,04
Total-P (mg/l)	1,25	0,18
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	1,10	0,08
Total-alkalinitet (meq/l)	3,34	2,71
pH	8,4	8,2
Suspenderet stof (mg/l)	9,19	6,22

På grund af søens høje alkalinitet og brugen af den bufrede aluminiumopløsning skete der kun et minimalt fald i søvandets pH fra 8 til 7,5. Allerede en uge efter var pH tilbage til niveauet før aluminiumtilsætningen. I den femårige periode efter aluminiumbehandlingen har pH varieret mellem 7,8 og 8,9, og niveauet har ikke ændret sig efter tilsætning af aluminium (tabel 23.2). Tilsætningen af aluminium medførte et signifikant fald i den totale alkalinitet på ca. 0,5 meq/l, hvilket har ligget relativt konstant efter tilsætningen. Det umiddelbare fald skyldes, at aluminiumproduktet er opløst i syre, samt at aluminium ved tilsætning til vand er en syredannende proces.

I årene inden aluminiumbehandlingen var søen plaget af en høj intern fosforbelastning, der midt på sommeren 2001 resulterede i totalfosfor koncentrationer på op til 1,8 mg/l (figur 23.2) og en sommer middel totalfosfor koncentration på 1,22 mg/l. Denne faldt i 2002 og 2003 til hhv. 0,10 og 0,12 mg/l, hvilket vil sige, at aluminiumbehandlingen af søen bevirkede en reduktion i sommerens middelfosforkoncentration på ca. 90 % i de to første år. Herefter steg koncentrationerne gradvist for at nå en sommermiddel på 0,24 mg/l i 2006. Denne stigning skyldes dels eksternt og dels intern belastning. Således blev der fundet fejltilslutninger i

**Figur 23.2** Overfladevandets sigtddybde, klorofyl *a*, totalfosfor, totalkvælstof og alkalinitet i sommerperioden for Sønderby Sø, 1988-2006.



kloaknettet, som dog blev rettet i 2003. Der tilføres dog stadig fosforholdigt vejvand og regnvand fra befæstede arealer. Samlet set har aluminiumtilsætningen dog haft en markant effekt på fosforkoncentrationen i søvandet.



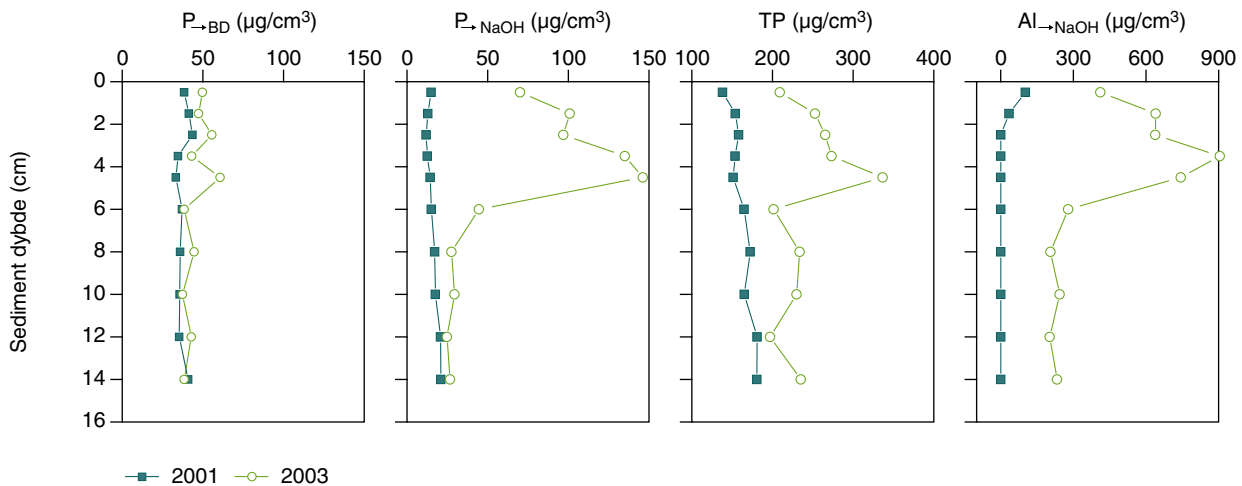
Modelberegninger ud fra den estimerede eksterne fosfortilførsel viser, at den forventede ligevægtskoncentration i søen (d.v.s. med en "naturlig" fosforfrigivelse fra sedimentet) ligger omkring 0,10-0,14 mg P/l. Med de observerede stigninger i fosfor om sommeren tyder det på, at der også sker en vis frigivelse fra sedimentet. Der er dog næppe tale om en frigivelse af den en gang bundne fosfor, men snarere at ikke hele den mobile pulje er blevet bundet. Undersøgelser fra Syddansk Universitet tyder således på, at aluminiumflokken taber ca. 75 % af sin bindingskapacitet i løbet af de første tre måneder. Derefter er den stabil. Dette betyder, at vi ved dosering i efteråret primært har fået bundet det fosfor, der er umiddelbart tilgængeligt i vandfase og i porevandet i sedimentet. Aluminiumflokken har således kun i mindre omfang været effektiv over for eventuel senere fosforfrigivelse fra sedimentet. En god bindingsratio at sigte efter er derfor sandsynligvis nærmere 10:1 (Al:P) i stedet for de 4:1, som blev anvendt i Sønderby Sø.

Mængden af totalkvælstof faldt i 2002 som følge af lavere primærproduktion, men har ikke ændret sig signifikant efter tilsætningen af aluminium, hvis perioden efter sammenlignes med perioden før. Søen har haft en relativt lav kvælstofmængde de seneste 5-6 år, og primærproduktionen var sandsynligvis kvælstofbegrænset om sommeren i årene før aluminiumtilsætningen p.g.a. meget lave kvælstofkoncentrationer.

Især i sommerperioderne 2002-2003 har reduktionen af fosfor resulteret i lavere klorofyl *a* koncentrationer og derved en øget sigtddybde. Den øgede sigtddybde i 2002 førte til genetablering af undervandsplanter i dele af søen. Det drejede sig om *spinkel vandaks*, *kruset vandaks*, *børstebladet vandaks*, *tornløs hornblad*, *almindelig kildemos* og *kors-andemad*. Bortset fra observationen af et enkelt individ af *kruset vandaks* i 1991 er der ikke observeret rodfæstede undervandsplanter i perioden 1980-2001. I 2003 var udbredelsen af undervandsplanter dog mindre end i 2002, og i 2004 var undervandsplanterne forsvundet igen bortset fra lidt *kors-andemad* og nogle trådalger. Efter de første par år har tilsætningen af aluminium i Sønderby Sø således kun haft en begrænset effekt på klorofyl *a*, sigtddybden og mængden af undervandsplanter.

### **Sediment**

Sedimentets fosforpuljer er blevet fulgt både før og efter aluminiumtilsætningen ved hjælp af fosforpuljefraktionering. Der ses en stigning i aluminiumbundet fosfor efter aluminiumtilsætningen (figur 23.3). Denne stigning repræsenterer fosfor fældet fra vandfasen ved doseringen i 2001 samt fosfor frigivet fra samme og dybereliggende sedimentlag i perioden efter aluminiumbehandlingen. Dette illustrerer, hvorledes aluminium lægger et "låg" over fosforfrigivelsen fra søbunden. Yderligere ses en tilsvarende stigning i mængden af totalfosfor og aluminium i sedimentet efter tilsætning af aluminium.



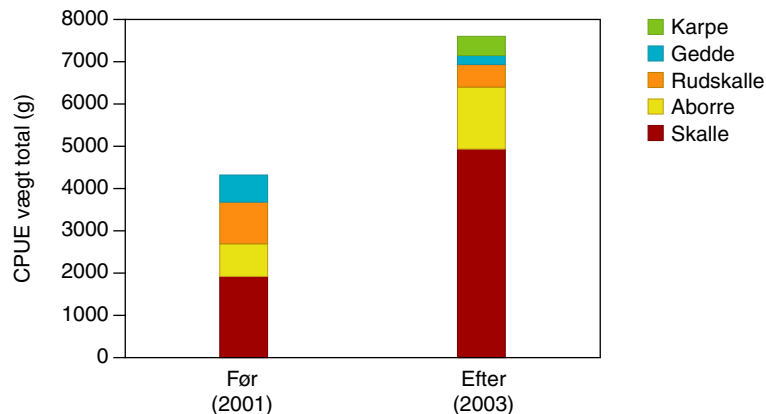
**Figur 23.3** Fosforpuljer (Jernbunden fosfor ( $P_{\rightarrow\text{BD}}$ ), aluminiumbunden fosfor ( $P_{\rightarrow\text{NaOH}}$ ) og total-fosfor) samt aluminium i sedimentet fra søens dybeste sted før (2001) og efter (2003) aluminiumtilsætning.

### Biologi

Planteplankton er ikke blevet undersøgt grundigt før og efter aluminiumtilsætningen, men orienterende undersøgelser tyder på, at algesammensætningen ikke er ændret radikalt efter tilsætningen af aluminium. Således er søen domineret af grønalger med få blågrønalger både før og efter tilsætningen.

Fiskesammensætningen blev undersøgt i 2001 og 2003 (figur 23.4). Allerede før restaureringen havde søen en forholdsvis beskedne fiskebestand med en "fornuftig" og stabil struktur, idet rovfisk (gedde og aborre) udgjorde ca. en tredjedel af biomassen, der i øvrigt var domineret af skalle. Brasen findes ikke i søen. Den beskedne bestand af dyreplanktonædende fisk gav mulighed for tilstedeværelse af græsningseffektive dafnier, og deres græsning på algerne var givetvis med til at fremme opklaringen af vandet. En opfølgende fiskeundersøgelse i august 2003 viste, at søens fiskebestand som helhed ikke havde ændret karakter efter indgrebet. Der kunne endvidere konstateres en stor rekruttering af aborrer og en øget vækst blandt søens mindre skaller. Både skaller og aborrer havde en bedre kondition end i 2001.

**Figur 23.4** Fangst pr. net (CPUE) i Sønderby Sø før (2001) og efter (2003) tilsætning af aluminium.



## Metaller og økotoxikologiske effekter

### Opløst aluminium i vand

Før udbringningen af aluminiumklorid lå koncentrationen af opløst aluminium i vandfasen under 5 µg/l. Efter den første udbringning øgedes koncentrationen til 13-17 µg/l og umiddelbart efter den anden udbringning opnåedes den højeste værdi på 31 µg/l. Koncentrationen holdt sig på dette høje niveau en uge, hvorefter den over et par uger faldt til ca. 4 µg/l i januar 2002. Herefter svingede koncentrationen af opløst aluminium mellem 2 og 22 µg/l i de følgende måneder. Der var ikke noget klart mønster i variationen, men niveauet var faldende. Koncentrationen af opløst aluminium i vandfasen var dog altid meget lavere end grænseværdien for drikkevand på 200 µg/l, og ud fra pH betragtninger tyder det på, at det målte aluminium ikke er Al<sup>3+</sup>, men snarere Al(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup>, organiske komplekser med Al eller små aluminiumkolloider, der kan passere 0,45 µm filteret, der bruges til at filtrere vandprøverne.

### Tungmetaller i vand

Både før og efter udbringningen var koncentrationen af de undersøgte tungmetaller i vandfasen under detektionsgrænsen og dermed lavere end kvalitetskravene for ferskvand (tabel 23.3).

**Tabel 23.3** Tungmetaller i overfladevandet i Sønderby Sø.

		Detektionsgrænse	26-09-2001	06-12-2001	07-11-2002	Kvalitetskrav for ferskvand
Arsen	µg/l	2.0	-	< 2,0	-	-
Bly	µg/l	1.0	< 1,0	< 1,0	0,12	3,2 *
Cadmium	µg/l	0.3	< 0,3	< 0,3	< 0,0040	5,0
Krom	µg/l	2.0	< 2,0	< 2,0	1,3	10 *
Kobolt	µg/l	1.0	< 1,0	-	<1	-
Kobber	µg/l	0.4	< 0,4	< 0,4	0,17	12 *
Kviksølv	µg/l	0.005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	1,0
Nikkel	µg/l	1.0	<1,0	<1,0	0,19	160 *
Zink	µg/l	5.0	< 5,0	< 5,0	0,6	110 *

Bemærkninger:

Kvalitetskravene fremgår af Miljø- og Energiministeriets bkg. Nr. 921 af 8. oktober 1996.

Kvalitetskravene mærket \* er ikke endeligt kvalitetsvurderet.

### Tungmetaller i sediment

Resultatet af analyserne af tungmetaller fremgår af tabel 23.4. Resultaterne fra de tre undersøgelser er desværre ikke umiddelbart sammenlignelige på grund af store variationer i tørstofindhold. Indholdet af tungmetaller på tørvægtsbasis er faldet efter tilførslen af aluminiumhydroxiden, men med så store forskelle i tørstofindhold er det vanskeligt at konkludere noget entydigt. Der er dog intet der tyder på, at sedimentets tungmetallindhold er steget.

**Tabel 23.4** Tungmetaller i sedimentet i Sønderby Sø.

		07-11-1991	29-09-2001	24-01-2002
		0-5 cm	0-10 cm	0-10 cm
Tørstof	% af VV	3,1-4,0	4,7	12,8
Glødetab	% af VV	2,2-2,8	2,1	5,4
Bly	mg/kg TS	50-54	72	51
Cadmium	mg/kg TS	1,0-1,1	1,5	0,92
Krom	mg/kg TS	12-14	28	16
Kobolt	mg/kg TS	-	9,2	8,9
Kobber	mg/kg TS	37-39	57	47
Kviksølv	mg/kg TS	0,10-0,14	0,11	0,16
Nikkel	mg/kg TS	11-16	25	17
Zink	mg/kg TS	230-360	420	310

Bemærkninger: Analyserne fra 7/11 1991 er foretaget på to stationer i den dybe del af søen. Analyserne fra 2001 og 2002: På tre stationer med dybde over 3 m udtoges i alt 9 sedimentsøjler. De øverste 10 cm blev puljet.

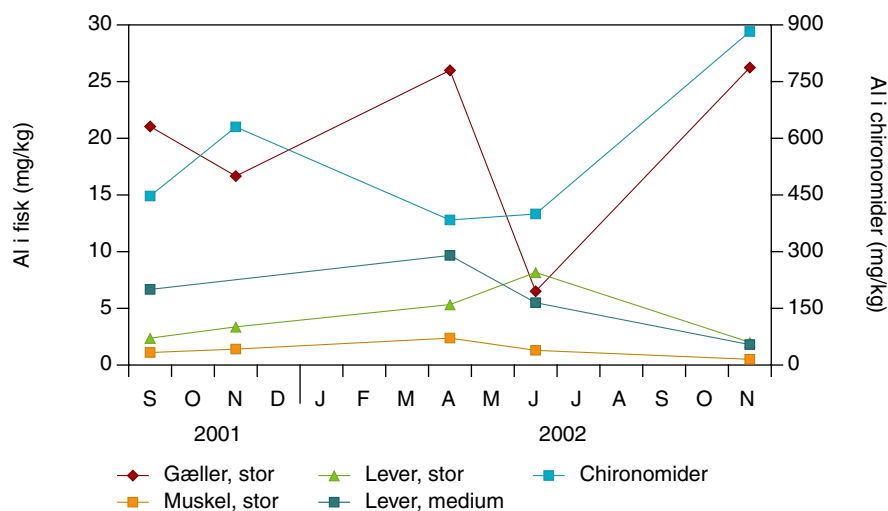
### Aluminium i bunddyr og fisk

For at vurdere effekterne af aluminium på søens dyreliv før og efter aluminiumbehandlingen blev der foretaget undersøgelser af aluminiumindholdet i dansemyggelarver og aborrer. Dansemyggelarverne blev udvalgt, fordi de lever i sedimentet og derfor har en direkte kontakt med aluminiumflokken. I året efter aluminiumtilsætningen blev individer løbende indsamlet fra fem forskellige steder i søen og analyseret for aluminiumindhold. Undersøgelsen viste, at der ikke var signifikante forskelle i aluminiumindholdet i dansemyggelarverne indsamlet før og efter aluminiumtilsætningen.

Umiddelbart før og i året efter aluminiumbehandlingen blev der indsamlet aborrer i to størrelser: mellemstor (8-12 cm) og stor (>20 cm). Mellemstore aborrer blev indsamlet, da de supplerer deres føde med bl.a. dansemyggelarver og derfor vil have mulighed for at akkumulere aluminium fra disse relativt hurtigt. Store aborrer blev indsamlet, da disse primært jager bytte i vandfasen. På begge størrelser aborrer blev lever og muskelvæv undersøgt. For at vurdere den umiddelbare effekt af aluminium på fiskene blev også gællelev undersøgt. Der blev imidlertid ikke fundet signifikante ændringer i aluminiumindholdet i hverken gæller, lever eller muskelvæv som følge af aluminiumtilsætningen.

Måling af aluminium i væv er meget vanskelig, bl.a. fordi der er stor risiko for kontaminering af prøverne. Dette kan være en af årsagerne til, at der er stor variation i analyseresultaterne. Gennemsnittet fra de enkelte prøvetagninger er vist i figur 23.5.

**Figur 23.5** Gennemsnitlig indhold af aluminium i aborrer (mellem 8-12 cm og stor >20 cm) og dansemyggelarver fra Sønderby Sø.



Samlet må det ud fra undersøgelserne konkluderes, at tilsætningen af aluminium ikke har været årsag til en akkumulering af aluminium i bunddyr og fisk.

### 23.4 Konklusioner

Tilsætning af aluminium til Sønderby Sø har haft en klar effekt på miljøtilstanden i søen. Søens markante interne fosforbelastning blev stoppet i årene umiddelbart efter, at tilsætningen og fosforkoncentrationen i søvandet faldt med 90 %. Derefter steg fosforkoncentrationen igen, om end i meget mindre omfang så der stadig er en 80 % reduktion i forhold til niveauet før indgrebet. Dette fald i effektivitet skyldes dels ekstern belastning og dels intern belastning eventuelt som følge af en for lav dosis aluminium.

Der blev observeret en klar umiddelbar effekt på miljøtilstanden med mindre klorofyl *a*, bedre sigt, undervandsplanter og lavere kvælstofmængde i året efter tilsætningen. Disse ændringer har dog ikke været stabile, og forholdene er i dag stort set uændrede i forhold til situationen før tilsætning af aluminium.

Aluminiumtilsætningen viste ingen negative effekter på bunddyr og fisk, og der blev ikke observeret forhøjede koncentrationer af opløst aluminium eller andre tungmetaller i vandfasen eller sedimentet.

Eksemplet fra Sønderby Sø viser en tydelig effekt af ét indgreb, idet der ikke er blevet foretaget andre former for indgreb i perioden omkring aluminiumtilsætningen. Selv om der igen er konstateret en intern belastning, er denne dog meget mindre end før indgrebet. Estimer tyder på, at den interne belastning ville have fortsat i omkring 50 år uden indgreb.

### 23.5 Opfølgning

Det er antagelig nødvendigt fortsat at mindske tilførslen af fosfor og kvælstof til søen gennem indgreb over for fosforholdigt overfladevand-

fra befæstede arealer og vejvand samt over for eventuelle fejltilslutninger af spildevand.

Der er ikke planer om opfølgning på aluminiumtilsætningen, men endnu en dosis kan vise sig at have en positiv effekt på miljøtilstanden i søen, hvis der var tale om en underdosering i første omgang. Det er dog vigtigt at klargøre, i hvor høj grad de observerede stigninger i fosforkoncentrationen skyldes intern belastning, inden et sådant indgreb igangsættes.

Overvågningen af søen forventes at fortsætte i et vist omfang, men dette er ikke afklaret, da ressourcerne til den fremtidige overvågning ikke er på plads.

### 23.6 Referencer

Amsinck, S.L. et al., 2003. Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 476.

Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson & P. R. Newroth, 1993: Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. 2. udgave, Lewis Publishers, 548 s.

Fyns Amt (2000). Sønderby Sø 1980-1997. Vandmiljøovervågning. Natur- og Vandmiljøafdelingen, Fyns Amt.

Hansen, J., K. Reitzel, H. S. Jensen and F. Ø. Andersen. 2003. Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiol.* 492: 139-149.

Hansen, J., K. Reitzel, K.S. Hansen, H.S. Jensen & F.Ø. Andersen (2004). Restaurering af Sønderby Sø med aluminium. *Vand og Jord* 2, 70-73.

Miljøstyrelsen, 1999: Miljøprofiler for aluminium i et livscyklusperspektiv. Bilag 13: Sundhedsmæssige aspekter af aluminium. Internet: <http://ww2.mst.d/199909publikat/87-7909-376-1/bil13.htm>

Reitzel, K., J. Hansen, K. Hansen, H.S. Jensen & F.Ø. Andersen (2003). Fosforinaktivering ved kemisk sørestaurering. *Vand og Jord* 3, 109-111.

Reitzel, K., J. Hansen, H. S. Jensen, F. Ø. Andersen and K. S. Hansen. 2003. Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark. *Hydrobiol.* 506-509: 781-788.

Reitzel, K., J. Hansen, F. Ø. Andersen, K. S. Hansen & H. S. Jensen (2005). Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. *Environmental Science and Technology*, 39(11), 4134-4140.

Van Hullebusch, E., V. Deluchat, P. M. Chazal & M. Baudu, 2002: Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part I. Case of aluminium sulphate. *Environ. Pol.* 120: 617-626.

## 24 Torup Sø – Itning af bundvand

af Simon Grünfeld, Vejle Amt, og Poul Hald Møller, Århus Amt

### 24.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

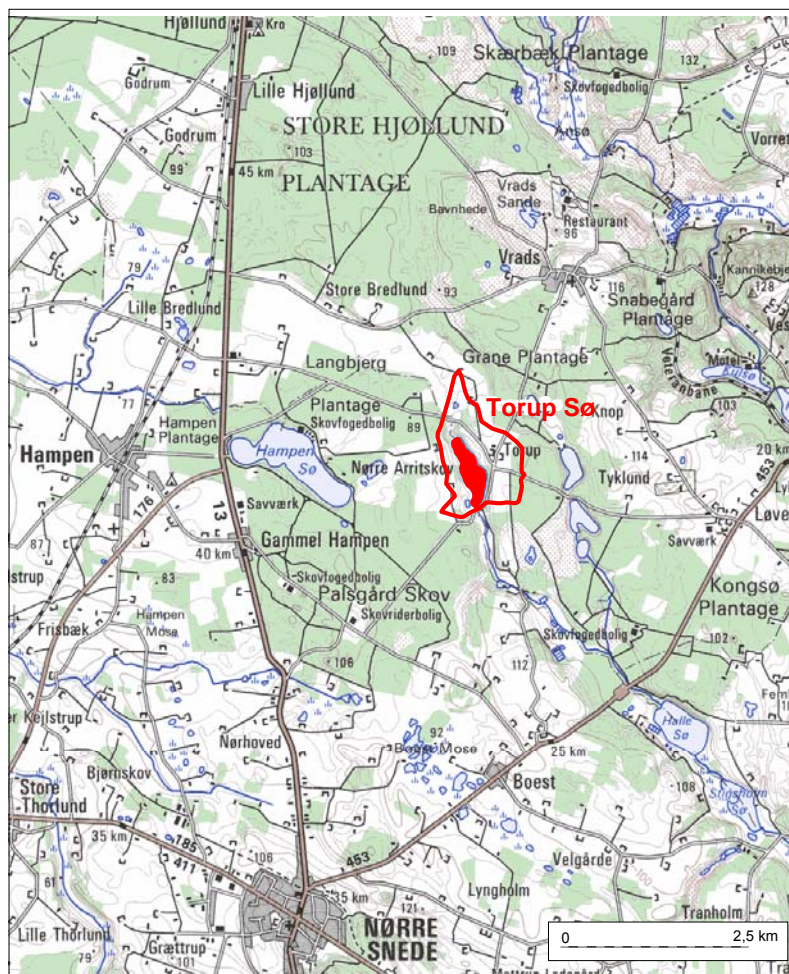
Torup Sø ligger ca. 6 km NNØ for Nørre Snede, i den øverste del af Matstrup Å-systemet, der er en del af Gudena-systemet, se figur 24.1. Søen ligger på østsiden af Den Jyske Højderyg, det vil sige i det kuperede landskab umiddelbart øst for isens hovedstilsandslinie ved sidste istid. Søen fungerer som udflugtssted på grund af den smukke beliggenhed og gode adgangsforhold. Torup Sø er nærmere beskrevet i en særskilt rapport (Moenslund, 2002).

### Målsætning

Torup Sø har i Regionplan 2005 for Vejle Amt en generel målsætning om et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv (B) med følgende specifikke krav:

- Sommermiddelsigt dybden skal være over 2,5 m, og sigt dybden må ikke komme under 1,5 m om sommeren.
- Aborre skal kunne regulere bestanden af skaller og brasen.

**Figur 24.1** Beliggenhed af Torup Sø nord for Nørre Snede.



- Der skal minimum være seks forskellige arter af rodfæstede undervandsplanter.
- Der må maksimalt tilføres søen 15 kg fosfor pr. år.

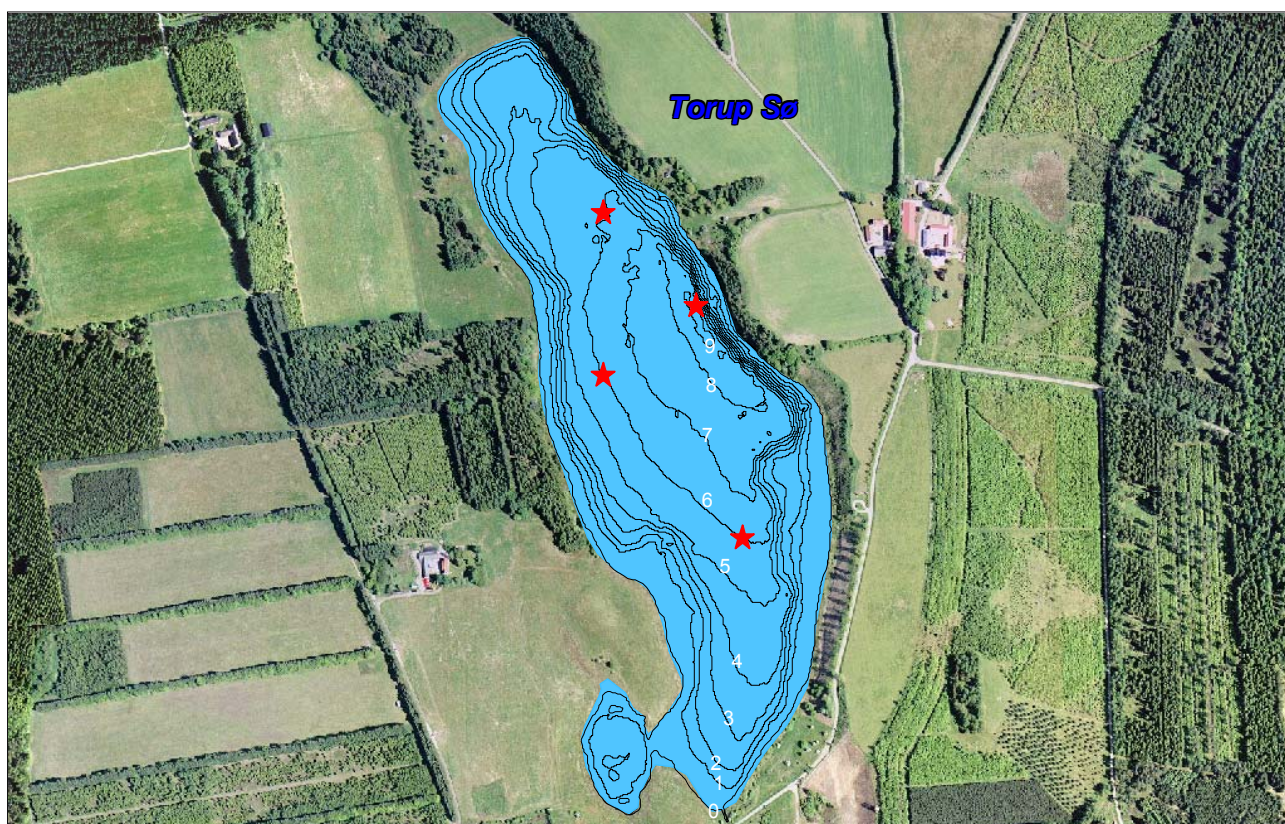
### Opland

Torup Sø har på grund af beliggenheden højt oppe i terrænet tæt på et vandskel et lille topografisk opland på kun ca. 102 ha eller blot fem gange større end søens areal på 20,2 ha.

Den største del af det topografiske opland udgøres af landbrugsarealer (62 %). På søens vestside er der indgået MVJ-aftaler for flere arealer, der i dag følgelig drives ekstensivt, typisk som vedvarende græsarealer. På søens østside dyrkes landbrugsarealerne på traditionel vis. Disse arealer er sammen med de øvrige landbrugsarealer i oplandet udpeget som SFL-arealer på grund af den potentielt store indflydelse på søen. Ud over landbrugsarealer består oplandet af 24 % skov og 10 % andre naturtyper (overdrev, enge, moser eller søer).

### Morfometri

De morfometriske data for Torup Sø fremgår af tabel 24.1. Søen har et aflangt bassin med en forholdsvis regelmæssig kystlinie og en orientering i retning nord-syd. Søens dybeste parti med en dybde på 9,5 m findes omtrent midt på søens østside tæt ind under land, hvorfor bundhældningen her er meget stejl, se figur 24.2. I søens sydvestlige hjørne findes et lille, lavvandet søafsnit, næsten helt afsnøret fra hovedbassinet.



Figur 24.2 Dybdekort over Torup Sø med angivelse af målestationer (rød stjerne). Opmåling: Bio/consult as 2001.



## Opholdstid

Der er ingen egentlige tilløb i form af åbne vandløb. Overfladisk tilstrømning af vand finder kun sted i meget begrænset omfang fra nogle få, små kildevæld og områder med diffus udsivning af vand i de nære omgivelser. Søens afløb findes i den sydlige ende. Afløbet er normalt vandførende året rundt som følge af betydelig indsivning af grundvand og tilstrømning af vand fra de små kildeområder. Med en samlet afstrømning af vand fra søen på ca. 320.000 m<sup>3</sup> i 1998 er vandets gennemsnitlige opholdstid i søen beregnet til ca. 2,6 år. Det betyder, at vandet i søen kun udskiftes ganske langsomt, og som følge deraf er søens potentiale for tab af næringsstoffer m.v. med det udstrømmende vand meget begrænset.

**Tabel 24.1** Oversigt over morfometriske data for Torup Sø, opgjort på grundlag af dybdekortet fra 2001 (Bio/consult as). Data er gældende ved vandspejlskote 75,82 m o. DNN.

Areal	m <sup>2</sup>	201.596
Volumen	m <sup>3</sup>	839.573
Største dybde	meter	9,50
Middeldybde	meter	3,92
Opholdstid	dage	949
Areal af opland	ha	102

## Belastningshistorie

Torup Sø er gennem tiden blevet belastet med næringsalte fra spredt bebyggelse, dyrkede arealer og landbrugsudledning.

Undersøgelser af søens sediment i 1998 (Jeppesen et al., 2000) har vist, at der er en markant stigning i næringsstofindholdet op gennem sedimentet, som afspejler udviklingen op gennem tiden. Aldersbestemmelse af sedimentet har vist, at søen formodentlig havde en stabil tilstand med konstant lav pålejring af sediment i begyndelsen af det 20. århundrede. Derefter er der sket en stigende pålejring af sediment i takt med et stigende indhold af næringsstoffer, som kulminerede i slutningen af århundredet. Årsagen til denne udvikling vurderes først og fremmest at være den intensiverede udnyttelse af oplandsarealerne til landbrugsmæssige formål, hvortil der skal lægges en stor udledning af næringsstoffer fra en tidligere svineproduktion på en nærliggende gård. Det er disse næringsstoffer, der i dag vurderes at være en meget væsentlig del af årsagen til søens dårlige miljøtilstand.

En palæolimnologisk undersøgelse af søens sediment i 1998 (Jeppesen et al., 2000) har vist, hvorledes søens oprindelige biologiske indhold blev forandret som følge af den stigende tilførsel af næringsstoffer. Alger med tilknytning til næringsfattige søer blev erstattet af mere næringskrævende alger, dyreplanktonet ændrede sammensætning og struktur i takt hermed, og fiskefaunaen reagerede på de øgede næringsstofniveauer med øget andel af skidtfisk og tilbagegang for rovfiskene. De palæolimnologiske data har ganske vist vist, at næringsstofbelastningen af søen har toppet, formodentlig med ophøret af svineproduktionen sidst i det 20. århundrede, men en stor intern belastning har fastholdt søen i en dårlig miljøtilstand, bl.a. med årlige tilbagevendende opblomstringer af blågrønalgen, *Planktothrix*.

## 24.2 Beskrivelse af indgrebet

### Formål

Hovedformålet er at skabe betingelser for et naturligt og varieret plante- og dyreliv og herigennem få opfyldt Regionplanens målsætning for Torup Sø.

Delmål:

- at få den interne belastning med kvælstof og fosfor under kontrol
- at fjerne grundlaget for masseforekomst af blågrønalgen *Planktothrix proliferatofix*.
- at begrænse iltsvindet.
- at tilføre ny viden om mulige tiltag ved restaurering af søer.

### Valg af restaureringsmetode

Der forekommer hvert år udbredt iltsvind i hypolimnion. Det resulterer i en høj intern fosforbelastning, der skaber de nødvendige betingelser for masseforekomst af blågrønalgen *Planktothrix proliferatofix*.

Vejle Amt har forsøgt at genskabe en god miljøtilstand ved at regulere fiskebestanden gennem udsætning af gedder (Skov et al., 2006), opfiskning af skaller ved vodd fiskeri (1998) og el-fiskeri i afløbet (2000-2001), men uden den ønskede effekt. Der er ingen egentlige tilløb til søen, og der i dag ingen udledninger fra spredt bebyggelse eller punktkilder. Store dele af de dyrkede arealer i oplandet er blevet taget ud af omdrift, men heller ikke dette tiltag har haft tilstrækkelig effekt på søens miljøtilstand.

I 2002 vurderede Vejle Amt, at belastningen med næringsstoffer var bragt tilstrækkeligt langt ned, og at der følgelig kunne iværksættes et nyt restaureringstiltag.

Umiddelbart stod valget af metoder mellem tilsætning af aluminium eller ferri-salte, sedimentfjernelse eller iltning af bundvandet. Da iltsvind i søens dybeste partier må forventes at blive en naturlig tilbagevendende begivenhed i søen efter en restaurering, er chancen for at tilbageholde fosfor i søbunden med jerntilsætning ikke gode. Aluminium-tilsætning var i 2002 en relativ ukendt metode, der formentlig ikke ville kunne hindre iltsvind i hypolimnion på sigt grundet den store mængde ophobet organisk materiale. Sedimentfjernelse ville være effektiv til at fjerne fosforpuljen, men det viste sig at være meget dyrt at fjerne de mange kubikmeter sediment og få det aflejret. Tilbage var iltningsmetoden som den umiddelbart mest attraktive metode af følgende grunde:

- højere redoxpotentiale over sedimentfladen gennem hele lagdelingsperioden vil mindske frigørelsen af jernbunden fosfor.
- tilførsel af ilt i lagdelingsperioden vil muliggøre oxidation af ammonium+ammoniak til nitrit+nitrat, hvilket vil øge afgivelse af kvælstof fra søen via denitrifikation.
- reduceret indhold af næringsstoffer i bundvandet vil mindske næringsstofgrundlaget for planteplanktonet, hvilket i særdeleshed forventes at mindske biomassen af *Planktothrix prolifera*.
- reduceret planteplanktonbiomasse vil betyde øget sigtdybde i søen, hvilket er en forudsætning for en veludviklet og dybtvoksende un-

dervandsvegetation, der kan bidrage til at stabilisere miljøtilstanden på et bedre niveau.

- et tilstrækkelig højt indhold af ilt i bundvandet vil være til gavn for bundfaunaens kvalitative og kvantitative udvikling og sam-mensætning til yderligere stabilisering af miljøtilstanden.

Forudsætningerne for et vellykket iltningsprojekt var til stede. Jern:fosfor-forholdet var på ca. 15, og der var et årligt tilbagevendende stabilt springlag i 3-4 m's dybde, hvilket giver en vandsøjle på 5-6 m fra bunden op til springlaget.

På baggrund af ovenstående overvejelser besluttede Vejle Amt at starte et iltningsprojekt i Torup Sø 2002.

### **Iltningsmetode**

Fra 2002 til 2003 blev Torup Sø iltet ved brug af den metode, som kendes fra bl.a. Hald Sø (Viborg Amt, 2006). Iltningsanlægget bestod af en central trykbeholder forsynet med reduktionsventil, en reguleringsanordning, en forsyningsledning til at føre ilten frem til søen og et sæt diffusorer, der frigiver ilten til bundvandet i form af meget små bobler. Iltningen blev stoppet efter 2003, idet metoden viste sig utilstrækkelig til at sikre iltede forhold i hypolimnion. Et par episoder med brudt springlag udgjorde desuden en fare for at introducere fosforholdigt bundvand til overfladevandet til gavn for algerne. Der har ikke tidligere været registreret brudt springlag om sommeren, og bobler fra diffusorerne er derfor den sandsynlige forklaring på fænomenet.

For at optimere iltningen af hypolimnion og samtidigt undgå at bryde springlaget blev en anden iltningsmetode afprøvet i 2004 og sat i drift i 2005-2006.

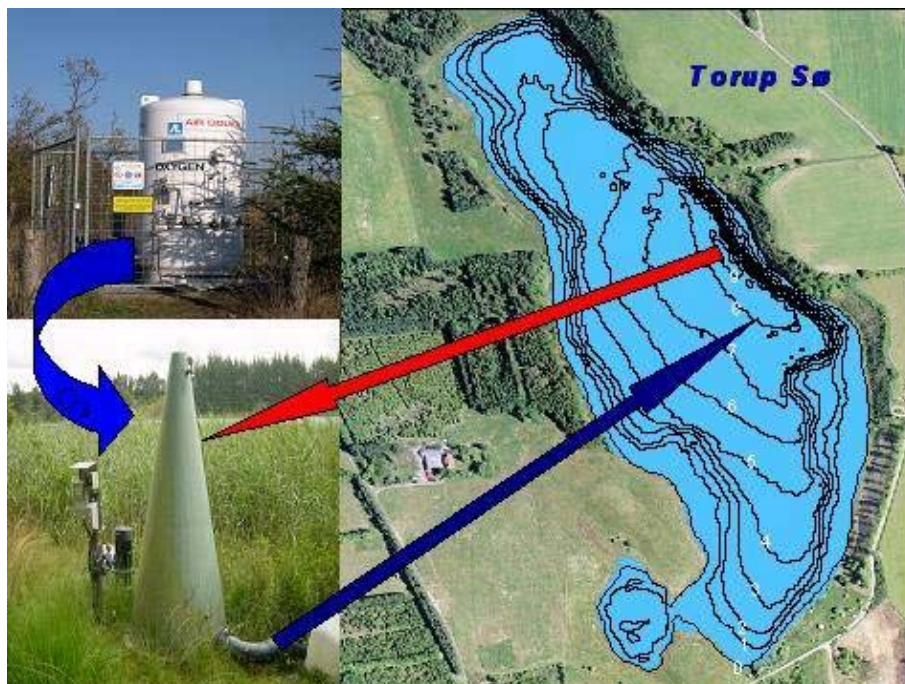
### **Ny iltningsmetode**

Iltningsmetoden er kendt fra dambrugserhvervet og krævede ikke nærmere metodeudvikling, men såvidt vides, har metoden ikke tidligere fundet anvendelse ved iltningsprojekter i søer.

Metoden bygger på et modstrømsprincip, hvor ren ilt og iltfattigt vand blandes i en iltkegle (figur 24.3). Der pumpes 30 l bundvand pr. sekund op fra søens dybeste punkt og ind i iltkeglen. Iltkeglen forsynes med ilt fra en ilttank, og vandet iltes til 250-300 % iltmætning. Det svarer til, at søen tilføres 70-90 kg ren ilt pr. dag. Herefter ledes det iltede vand tilbage til søens hypolimnion 100 meter fra indpumpningsområdet. Ideen er, at den kraftige recirkulation skal skabe en vandbevægelse, der fører iltet vand rundt i størstedelen af hypolimnion, afstemt efter iltbehovet.

Iltbehovet pr. dag blev beregnet som iltforbruget i hypolimnion i starten af lagdelingsperioden, hvor ilt ikke begrænser den aerobe omsætning af organisk stof. På baggrund af målinger af iltindholdet i hypolimnion blev iltbehovet dengang estimeret til 65 kg ilt/døgn. Der vil være stor variation i iltbehovet p.g.a. klimavariationer og biologiske forhold, så i praksis blev doseringen justeret ud fra kontrolmålinger af temperatur og iltprofil.

**Figur 24.3** Skitse over iltningsanlæg ved Torup Sø.



### Metodeproblemer

Der viste sig følgende startvanskeligheder under afprøvningen af iltningemetoden i 2004, som skulle løses, inden en sikker drift kunne startes i 2005:

- Vandtrykket og dermed også vandets hastighed ud ad udløbsrørets studser var meget højt, og der var derfor risiko for at bryde springlaget. Trykket er nødvendigt, for at iltkeglen fungerer, så vandet overmættes med ilt. Problemet blev løst ved at sætte et perforeret rør uden på udløbsrøret, som førte til bedre fordeling af vandet med lavere hastighed uden at reducere trykket ved afgangsstudserne.
- Der blev registreret en temperaturstigning i hypolimnion, som kan skyldes opvarmning i rør og i iltkeglen. Her over sommeren steg temperaturen med 1-2 grader i forhold til det normale for hypolimnion i Torup Sø. Det medfører risiko for et ustabil springlag og en øget omsætning i hypolimnion. Springlaget har dog vist sig stabilt nok i 2004-2006.
- Iltbehovet i hypolimnion viste sig at være højere end beregnet. I 2005 kunne der ikke måles ilt i hypolimnion, mens der i 2006 kun kunne måles meget lave iltkoncentrationer i starten af sommeren, hvorefter iltten helt forsvandt. Iltningensanlægget havde ikke kapacitet til at øge ilttilførslen ud over 100 kg pr. døgn.
- Indkøringsperioden i 2004 viste også vigtigheden af en stabil strømforsyning og en stabil iltleverance fra ilttanken. Eksempelvis kan tordenvejr give strømsvigt, og der skal anvendes et specielt relæ for at sikre stabil strømforsyning.

### Økonomi

Tabel 24.2 giver en oversigt over udgifter i forbindelse med etablering og drift af iltningensanlægget ved Torup Sø. Det kostede ca. 200.000 kr for materialer og opsætning af iltningensanlæg. Driften i 2005 og 2006 kostede i gennemsnit 105.000 kr pr. år. Hertil skal lægges udgifter til overvågning af anlægget og undersøgelser af søens miljøtilstand.

**Tabel 24.2** Oversigt over udgifter (ekskl. moms) til etablering og drift af iltningsanlæg ved Torup Sø.

	Pris pr. år i 1000 kr.
<b>Etablering 1. år:</b>	
Opsætning af anlæg incl. materialer	170
El arbejde	30
I alt	200
<b>Drift:</b>	
Leje af standplads til ilttank	8
El	40
Ilt inkl. Påfyldning (80 kg/dag i 120 dage)	45
Reparation mv.	12
I alt	105

### 24.3 Effekter af indgrebet

#### Overvågning

Torup Sø er en af de mest velundersøgte søer i Danmark, og data strækker sig tilbage til 1971 (tabel 24.3). Fra 1996 er søvandet blevet undersøgt 19 gange årligt for kemiske og fysiske parametre. Dertil kommer biologiske undersøgelser, stoftransport-målinger og palæolimnologiske undersøgelser af sedimentet. Da iltningen startede i 2002, blev kemistationen ved søens dybeste punkt suppleret med tre stationer ved 6 m's dybde, se figur 24.2. Formålet med de ekstra stationer er at opnå mulighed for at kunne registrere ændringer i redoxforhold og iltindhold forskellige steder i hypolimnion. Tabel 24.4 viser tidsvægtede sommergennemsnit af vandkemiske, fysiske og biologiske variabler i Torup Sø, før den første iltning startede i 2002, og sammenligner dem med tilsvarende data efter iltningen i 2006. Perioden fra 2002-2004 er atypiske for Torup Sø, idet springlaget flere gange blev brudt. Derfor er årene 1999-2001 brugt som "før"-situation.

**Tabel 24.3** Oversigt over undersøgelser foretaget i Torup Sø 1971-2006.

Parameter	Vandkemi/fysik	Plankton	Vegetation	Fisk	Bunddyr	Sediment	Stoftransport
År	71-76, 79, 88, 90, 92, 94-06	79, 98-06	02, 04, 06	95, 98, 99, 02, 04, 06	99, 04	89, 98	79, 88, 98

**Tabel 24.4** Tidsvægtede sommergennemsnit af vandkemiske, fysiske og biologiske parametre, Torup Sø, før den første iltning startede (1999-2001), sammenlignet med tilsvarende data efter iltningen i 2006.

Parameter	Enhed	Før iltning 1999-2001	Efter iltning 2006
Sigt dybde	meter	1,2	1,7
Klorofyl	µg/l	21	20
Totalfosfor, epilimnion	mg/l	0,075	0,033
Totalfosfor, hypolimnion	mg/l	0,088	0,049
Orthofosfat, hypolimnion	mg/l	0,035	0,004
Totalkvælstof, epilimnion	mg/l	1,1	0,70
Totalkvælstof, hypolimnion	mg/l	1,62	0,64
Nitrit/Nitrat, hypolimnion	mg/l	0,045	0,003
Ammonium, hypolimnion	mg/l	0,58	0,052
Fytoplankton	mg vv/l	14,5 (2002-04)	9,5 (2005)
Zooplankton	mg vv/l		
Undervandsvegetation, dybdegrænse	m	1,90 (2004)	2,65

## Temperatur

Profilmålinger siden 1972 viser, at vandmasserne i Torup Sø har en udtalt tendens til temperaturlagdeling, men med et varierende forløb fra år til år afhængigt af vejrforholdene. Typisk starter temperaturlagdelingen allerede i maj og er stabilt ved 2-3 m's dybde i juni. Senere på sommeren ligger springlaget normalt dybere ved 3-5 m, og først i september er vandmasserne igen fuldt opblandede. Siden de første profilmålinger i 1972 og frem til 2002 har der ikke været registreret brud på springlaget i sommerperioden. I perioden 2002-2003, hvor der blev iltet med diffusorer, blev springlaget brudt i flere omgange, og springlaget blev i lange perioder flyttet ned til 8 m's dybde, 1 m over bunden med det resultat, at størstedelen af søens vandmasse var opblandet.

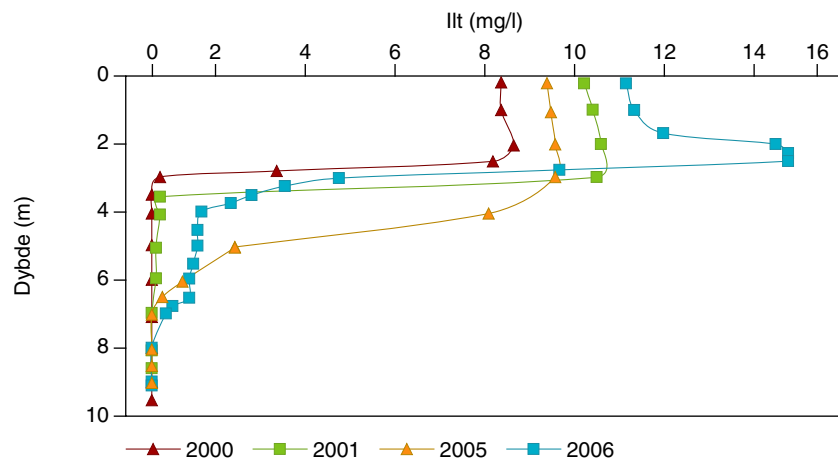
## Ilt

Allerede i forbindelse med den tidlige lagdeling i begyndelsen af maj sker der normalt en kraftig reduktion af ilten i de bundnære vandmasser, og før iltningen i 2005 var der gennem hele sommerperioden fuldstændigt iltfrit i hele hypolimnion. Det ofte langvarige og omfattende iltsvind er drevet af mineraliseringen af dødt planteplankton og de reducerede stoffer, som hvert år frigives i store mængder fra sedimentet. I søens oprindelige tilstand tilbage i tid må det formodes, at iltsvindet først er indtrådt senere i perioden med lagdeling af vandmasserne, og at det har været af mindre omfang, og at redokspotentialet var højere ved sedimentoverfladen.

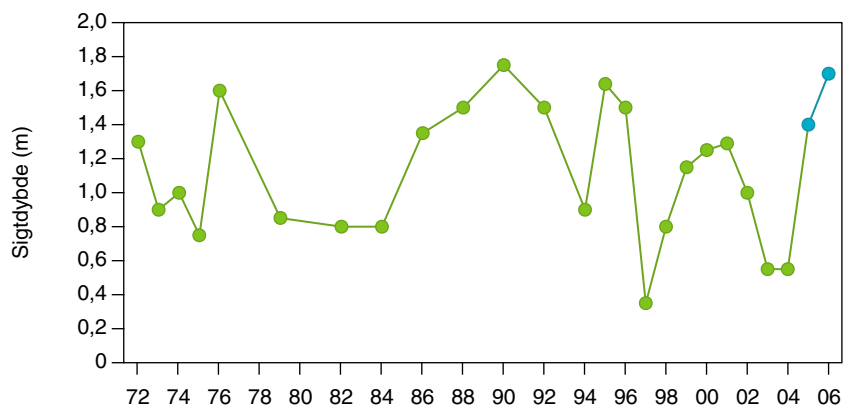
Iltning ved diffusorer i 2002-2003 var ikke nok til at give iltede forhold i hypolimnion. Blot få meter fra diffusorerne kunne der ganske enkelt ikke måles ilt.

Som det kan ses af figur 24.4 forsvinder ilten ved bunden, også efter den nye iltningemetodes start i 2005. Iltningen har dog den effekt, at der er ilt indtil flere meter under springlaget, hvor hele hypolimnion var uden ilt, før iltningen startede. Den periode, hvor der stadig er ilt i hypolimnion, er også blevet skubbet længere hen på sommeren. I 1996-2001 forsvandt alt ilten i hypolimnion i gennemsnit 38 dage efter dannelse af springlaget, mens ilten først var væk efter 58 dage efter dannelse af springlaget, efter at iltningen startede i 2005.

**Figur 24.4** Iltprofil fra Torup Sø før (2000-2001) og efter (2005-2006) iltning af søen. Profilerne er taget inden for den første uge i juli, hvor springlaget har ligget stabilt i 3-4 m i ca. en måned.



**Figur 24.5** Udvikling i sommergennemsnittet for sigtddybden i Torup Sø, 1972-2006. Fra 2005-2006 blev søen iltet (blå farve).



### Sigtddybde

Sigtddybden (tidsvægtede sommermiddel) i Torup Sø har varieret forholdsvis meget gennem de seneste 35 år, se figur 24.5. Lavest var sigtddybden i 1997, hvor Blågrønalgene *Planktothrix spp* havde en stor opblomstring. De følgende fire år steg sigtddybden langsomt og kom op på 1,3 m i 2001. Herefter faldt sigtddybden kraftigt og var under 0,6 m i 2003-2004. I perioden efter iltningen startede steg sigtddybden markant og nåede et maksimum på 1,7 m i 2006.

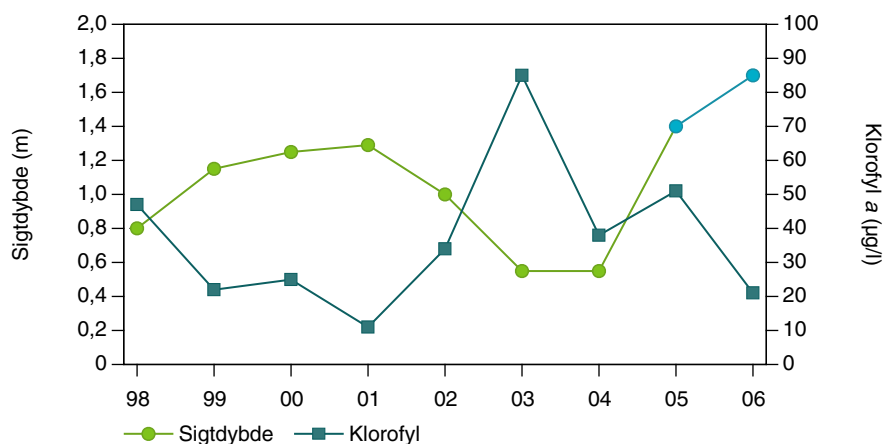
### Klorofyl

Klorofyl *a* er blevet målt siden 1988. Udviklingen ses på figur 24.6. Generelt er der god sammenhæng mellem klorofyl og sigtddybde. Klorofyl er faldet fra før iltningen blev iværksat og var i 2006 nede på 20 µg/l, svarende til niveauet i årene omkring 2001.

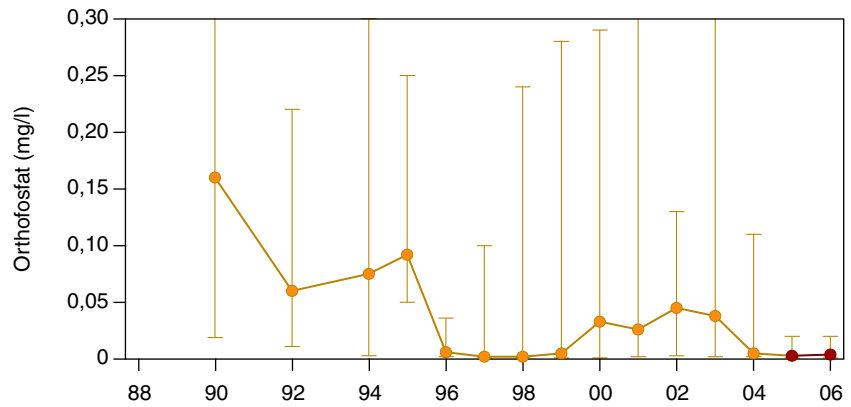
### Fosfor

Koncentrationen af totalfosfor i epilimnion har varieret meget igennem de sidste 25 år p.g.a. søens ustabilitet, men der er en tendens til faldende koncentration efter iltningen, se figur 24.7. I 2006 var sommermiddel koncentrationen i epilimnion 33 µg/l, hvilket var den lavest målte værdi i hele perioden. Samme tendens ses i hypolimnion, hvor koncentrationen af totalfosfor også er faldet de sidste par år. Fosforniveauet i epilimnion og hypolimnion er ca. halveret i forhold til gennemsnittet for årene, lige inden iltningen startede (tabel 24.4). Tendensen er særlig tydelig ved de tre ekstra stationer på 6 m's dybde, men her findes kun data fra 2002-2006.

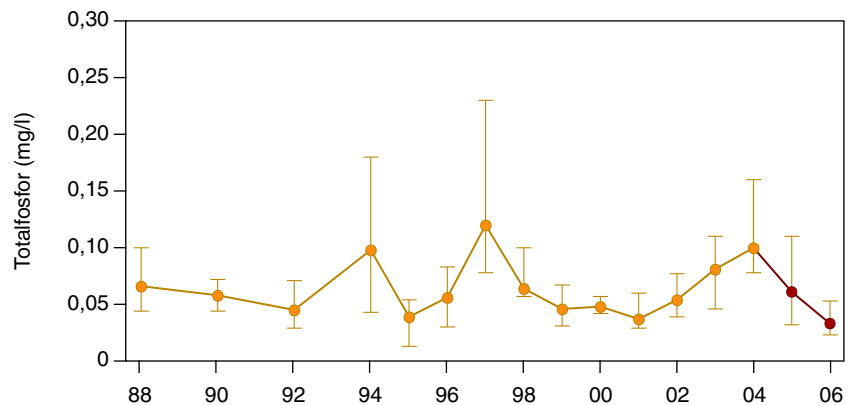
**Figur 24.6** Udvikling i sommergennemsnittet for klorofyl *a* og sigtddybden i Torup Sø, 1998-2006. Fra 2005-2006 blev søen iltet.



**Figur 24.8** Udvikling i sommergennemsnittet (bundvand) med angivelse af maksimums- og minimumsværdier for orthofosfat i Torup Sø, 1990-2006. I 1990, 2001 og 2003 var maksimumsværdien 0,5-0,7 mg/l. Fra 2005-2006 blev søen iltet.



**Figur 24.7** Udvikling i sommergennemsnittet (epilimnion) med angivelse af maksimums- og minimumsværdier for totalfosfor i Torup Sø, 1988-2006. Fra 2005-2006 blev søen iltet.



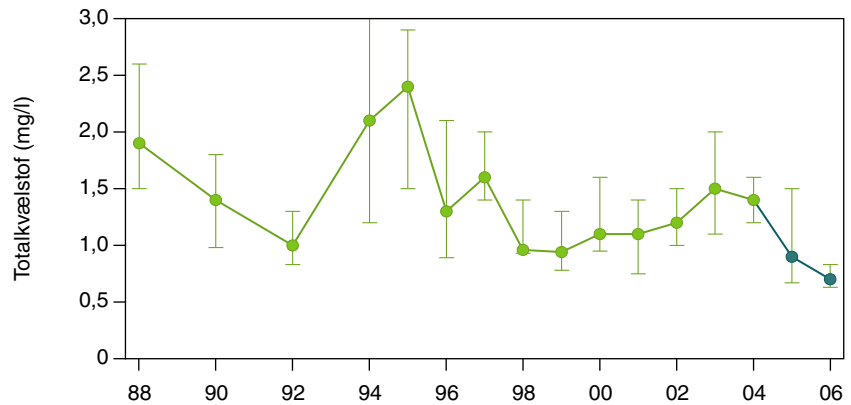
Koncentrationen af orthofosfat stiger normalt op til 0,2-0,7 mg/l i hypolimnion, efter at springlaget har ligget stabilt i 5-8 uger midt på sommeren, men efter iltningen er orthofosfat faldet markant (figur 24.8). I sommeren 2006 kom koncentrationen af orthofosfat således ikke over 5 µg/l og var i gennemsnit 3 µg/l. I epilimnion faldt koncentrationen af orthofosfat også efter iltningen, og i 2006 var sommergennemsnittet på 1 µg/l.

### Kvælstof

Koncentrationen af totalkvælstof i epilimnion har varieret meget igennem de sidste 10 år p.g.a. søens ustabilitet men der er en klar tendens til faldende koncentration, efter at iltningen startede, se figur 24.9. I 2005 og 2006 var sommerrmiddel koncentrationen i epilimnion henholdsvis 0,9 og 0,7 mg/l hvilket var det laveste målte i hele perioden. Samme tendens ses i hypolimnion, specielt ved de 3 ekstra stationer på 6 m's dybde. Her er koncentrationen af totalkvælstof faldet signifikant ( $p < 0,01$ ) siden 2002 ved alle tre stationer.



**Figur 24.9** Udvikling i sommergennemsnittet (epilimnion) med angivelse af maksimums- og minimumsværdier for totalkvælstof i Torup Sø, 1988-2006. Fra 2005-2006 blev søen iltet (blå farve).



Koncentrationen af ammoniak+ammonium stiger normalt op til 3-7 mg/l i hypolimnion, efter at springlaget har ligget stabilt 5-8 uger midt på sommeren, men efter iltningen er ammoniak+ammonium faldet markant (figur 24.10). I sommeren 2006 kom koncentrationen af ammoniak+ammonium således ikke over 0,1 mg/l og var i gennemsnit 0,06 mg/l. Koncentrationen af nitrit+nitrat er meget lav i hypolimnion, også efter at iltningen blev sat i gang, og der kan ikke ses nogen ændring i gennemsnitskoncentrationen de sidste 16 år.

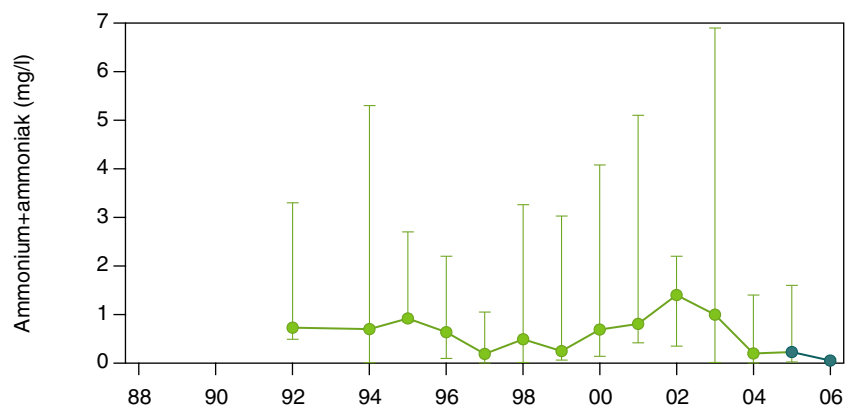
### Fytoplankton

Figur 24.11 viser den gennemsnitlige sommermiddelbiomasse fordelt på hovedgrupper og i størrelsesgrupper for 1999-2005.

De gennemsnitlige volumenbiomasser var på samme niveau (5 mm<sup>3</sup>/l) i 1999 og 2000 og meget højere i 2002, 2003 og 2004, henholdsvis 12 mm<sup>3</sup>/l, 15 mm<sup>3</sup>/l og 16 mm<sup>3</sup>/l. Da iltningen startede i 2005, var den gennemsnitlige volumenbiomasse på 9,5 mm<sup>3</sup>/l, hvilket var 35 % lavere end gennemsnittet for de tre forudgående år.

Fra 1999 til 2004 var blågrønalgerne, specielt *Planktothrix* spp altdomierende, mens henholdsvis rekyalgerne og furealgerne var de næstvigtigste. I 2005 var der lige store andele af furealger og rekyalger som tilsammen stod for 50 % af biomassen, mens blågrønalgerne stod for 45 %. Der er således tilsyneladende tale om et skift i dominansforholdene, efter at den nye iltningssystem blev sat i drift i 2005.

**Figur 24.10** Udvikling i sommergennemsnittet (epilimnion) med angivelse af maksimums- og minimumsværdier for ammoniak+ammonium i Torup Sø, 1992-2006. Fra 2005-2006 blev søen iltet (blå farve).



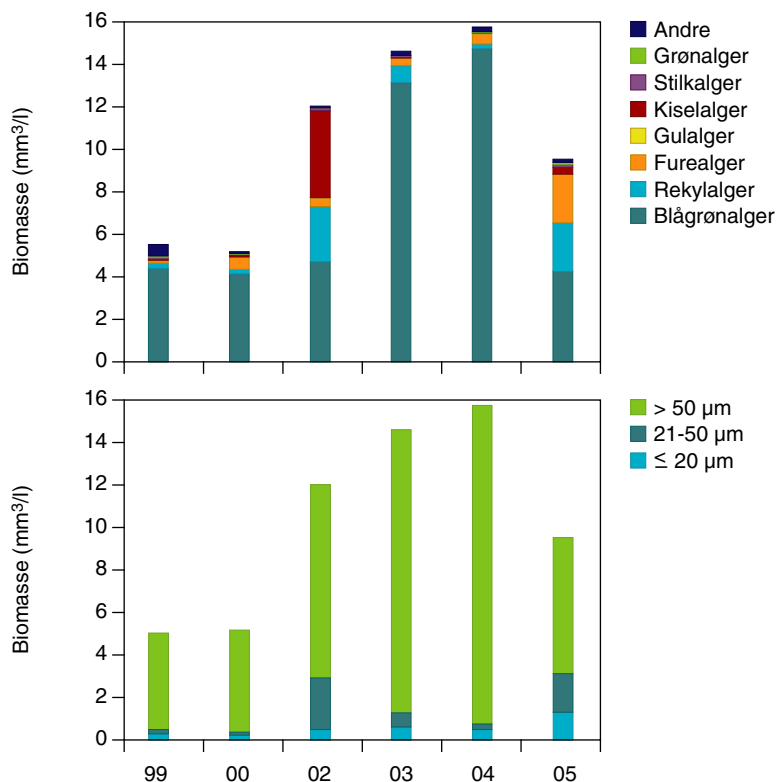
Arter i størrelsesgruppen  $>50 \mu\text{m}$  dominerede alle fem år (figur 24.11). I 1999, 2000, 2003 og 2004 havde de øvrige størrelsesgrupper næsten ikke betydning (gennemsnitligt). I 2002 udgjorde størrelsesgruppen 20-50  $\mu\text{m}$  ca. 20 % af volumenbiomassen, mens gruppen  $<20 \mu\text{m}$  kun udgjorde 4 %. I 2005 udgjorde størrelsesgruppen 67 %, mens størrelsesgruppen  $<20 \mu\text{m}$  udgjorde 14 %, og størrelsesgruppen 20-50  $\mu\text{m}$  udgjorde 18 %.

Den altdominerende art *Planktothrix* spp. består af *Planktothrix prolifica* som er en koldtvandsform, der kan danne masseforekomst under is, og *Planktothrix agardhii*, der typisk optræder i sommerperioden. Dominansforholdene mellem arterne kendes ikke, da de i fikseret form ikke kan skelnes fra hinanden. Med en meget sen nedgang i biomassen i efteråret og en meget tidlig genopbygning af biomassen i foråret har *Planktothrix* en stor konkurrencemæssig fordel i forhold til de fleste andre arter og grupper af planteplankton, og det er formodentlig denne konkurrencemæssige fordel, der er årsag til artens massive dominans. Den konkurrencemæssige fordel består antagelig først og fremmest i, at *Planktothrix* i løbet af kort tid kan indlede en massiv biomasseopbygning fra et stort antal overvintrende sporer og algetråde på et tidspunkt, hvor dyreplanktonets biomasse almindeligvis er lav. Blågrønalgerne formodes på den måde at være i stand til hurtigt at komme gennem den indledende, mest kritiske fase i biomasseopbygningen, hvor dyreplanktonet under gunstige omstændigheder (stor biomasse) ville kunne opnå kontrol over algerne, førend de i kraft af deres størrelse ikke længere er tilgængelige som føde for dyreplanktonet. *Planktothrix* vides at kunne vandre vertikalt i vandsøjlen og således optage de normalt utilgængelige næringsstoffer under springlaget om sommeren til efterfølgende udnyttelse ved fotosyntesen i epilimnion. På den måde kan den fastholde en høj biomasse hele sommeren og nogle år farve søen helt rød.

Foruden blågrønalgerne udgør furealger og rekylalger en periodisk stor procentdel af den samlede biomasse. Furealgerne er naturligt knyttet til søer med lagdelte vandmasser, og de kan også optage næringsstoffer i bundvandet ved vertikale vandringer. Rekylalgernes periodiske opblomstring skal ses som et overgangsfænomen i forbindelse med især nedgange i blågrønalgebiomassen.

Flere af blågrønalgerne er potentielt toksiske over for mennesker og dyr, og der blev ved undersøgelser i både 1997 og 1998 påvist høje koncentrationer af blågrønalgetoksin i søens vand. Der var tale om både levertoksiner og nervetoksiner.

**Figur 24.11** Sommermiddelbiomasse af fytoplankton fordelt på hovedgrupper og størrelsesgrupper i 1999-2005, Torup Sø.



### Dyreplankton

I perioden april 2002 til december 2005 blev sammensætningen af dyreplanktonsamfundet undersøgt i Torup Sø.

Den gennemsnitlige sommerbiomasse af dyreplankton viste en tydelig udvikling fra dominans af hjuldyr i 2002, over dominans af cyclopoide copepoder i 2003 til stor biomasse af både calanoide og cyclopoide copepoder, samt cladoceer i 2004-2005 (tabel 24.5). I løbet af den 4-årige periode gik hjuldyrene altså kraftigt tilbage, mens cladoceerne, de cyclopoide og de calanoide copepoder var i fremgang. Dyreplanktonets samlede sommerbiomasse øgedes ca. 25 % fra 2002 til 2003, men var stort set uændret i resten af perioden.

**Tabel 24.5** Biomasse af dyreplankton (sommergennemsnit) i perioden 2002-2005.

Biomasse (µg/TV/L)	2002	2003	2004	2005
Cladoceer	47	69	105	103
Calanoide copepoder	13	33	190	124
Cyclopoide copepoder	117	233	137	184
Hjuldyr	225	170	52	86
Total	402	505	484	497

### Undervandsvegetation

Lokale beretninger vidner om en sø, der ved starten af det 19. århundrede var meget klarvandet og havde en udbredt undervandsvegetation domineret af Lobelia og Strandbo i de lavvandede områder af søen. I 2004 viste en undersøgelse (Moenslund, 2004), at der stadig findes 11 arter af undervandsplanter, men bortset fra en lille bestand af Strandbo er de alle robuste arter, der kan klare sig i uklart vand. Det gennemsnitlige

plantedækkede areal begrænsede sig til 3 %. Den gennemsnitlige dybdeudbredelse var 1,1 m, mens den maksimale dybdeudbredelse var 1,9 m.

Der er ikke foretaget en grundig undersøgelse af undervandsvegetationen, efter at iltningen startede i 2004, men en screening af vegetationens dybdeudbredelse i juli 2006 viste en klar positiv tendens. Den maksimale dybdeudbredelse var vokset fra 1,9 m i 2004 til 2,65 m. i 2006. Det var Aks Tusindblad, der voksede på de dybeste områder, men også Hjertebladet vandaks havde øget dybdegrænsen. Det var også tydeligt, at dækningsgraden var større end de 3 % i 2004. I 2006 stod undervandsvegetationen meget tæt ud til 1,5-2 m's dybde i en stor del af søen.

### **Fisk**

Fiskebestanden i Torup Sø har gennem de sidste 10 år været meget ustabil, både med hensyn til fisketæthed og biomasse, reproduktion og vækst (Berg, 2006). Den grundlæggende årsag er uden tvivl søens miljøtilstand, som til tider har været meget ugæstfri for fisk. Svingende pH, iltsvind og fødemangel har sandsynligvis været nogle af de faktorer, som har påvirket fiskebestanden negativt. Som forventet ud fra næringsstofniveauet, har skalle i alle årene været søens dominerende fiskeart. Der er tegn på, at skallebestandens dominans muligvis mindskes, samt at der er et begyndende, øget prædationstryk fra rovfisk (store aborrer og gedder) på ynglen af især aborrer. Den udvikling kan være skabt af den øgede sigtdybde og stigende udbredelse af undervandsplanter gennem de seneste to år, som følge af iltningsprojektet. Det er dog endnu ikke muligt endeligt at konkludere, om den beskrevne udvikling vil fortsætte, eller om de seneste to års udvikling blot er endnu et udsving i en ustabil fiskebestand.

## **24.4 Konklusioner**

I 2006 er de opstillede 4 delmål for iltningsprojektet godt på vej mod opfyldelse, men endnu er målsætningen for Torup Sø ikke opfyldt. Det er for tidligt at konkludere, om målsætningen vil blive opfyldt på grund af iltningen, eller at en evt. mål opfyldelse kan fastholde efter ophør af iltning på et senere tidspunkt. Men der kan konkluderes, at iltningen har en effekt, som bidrager til en bedre miljøtilstand i søen.

### **Status på delmål**

- Delvis kontrol af den interne belastning med kvælstof. Koncentrationen af totalkvælstof i epilimnion er næsten halveret, og i 2006 var sommermiddel koncentrationen 0,7 mg/l, hvilket var det lavest målte siden 1971. Iltningen har skabt højere redokspotentiale i hypolimnion, og næsten alt ammoniak+ammonium blev oxideret til nitrat. En stor del af sommeren var der dog stadig ikke ilt i hypolimnion, og nitrat blev omdannet til frit kvælstof ved denitrifikation. Det forklarer formentligt det store fald i totalkvælstof.
- Delvis kontrol af den interne belastning med fosfor. Koncentrationen af totalfosfor i epilimnion var i 2006 33 µg/l, hvilket var en halvering i forhold til før iltningen og det lavest målte siden 1971. Forklaringen er, at orthofosfat var faldet til tæt på detektionsgrænsen i hypolimnion p.g.a. binding i sedimentet.

- I 2005 var der ikke masseforekomst af blågrønalgen *Planktothrix proliferatofix*. Furealger og rekylalger havde tilsammen en større biomasse end blågrønalgerne, og den totale biomasse var faldet 35 % i forhold til før iltningen.
- Iltten forsvandt ved bunden, også efter start af iltningen i 2005, men iltningen havde den effekt, at der var ilt ned til en større dybde og i længere tid hen på sommeren end før iltningen. Som det kan ses af faldet i ammoniak+ammonium og orthofosfat, havde iltningen den ønskede effekt på redoksforholdene, så selv om kapaciteten ikke var stor nok til at give iltede forhold hele sommeren, blev den interne belastning begrænset.
- Iltningsprojektet har tilført nyttig viden om en ny iltning metode.

Ud over de ovenfor nævnte ændringer steg sigtdybde fra 1,2 m (før iltning) til 1,7 m i 2006, og dybdegrænsen for undervandsvegetationen steg fra 1,9 m i 2004 til 2,65 m i 2006.

Det er dog indtil videre ikke lykkedes at opnå et tilstrækkelig højt indhold af ilt i bundvandet til gavn for bundfaunaens kvalitative og kvantitative udvikling og sammensætning. Derfor har der endnu heller ikke været den fulde effekt på fiskesammensætningen, specielt bunddyrsædende aborrer. Det er afgørende for søens tilstand, at aborrerne kan holde bestanden af skaller nede. Uden ilt i hypolimnion har glasmyggelarverne stadig frit spil uden konkurrenter og prædatorer. Derfor spiller glasmyggelarverne formentlig stadig en væsentlig rolle som prædatorer på dyreplanktonet.

Det har ikke været muligt at lave en sikker stoftransport, men ud fra en analyse af kilderne er det vurderet, at den eksterne belastning er lille og ikke har ændret sig væsentligt de sidste otte år. Det vurderes derfor, at en stor del af de nævnte ændringer kan tilskrives en effekt af iltningen. Der er dog stor år til år variation i de målte variabler, og det er endnu for tidligt at vurdere på den fulde effekt af iltningen.

### **Evaluering af metoden**

Metoden har vist sig som et godt alternativ til iltning metoden med diffusorer, specielt i søer, hvor hypolimnion ikke er dyb nok, eller hvor forskellen i vandets densitet mellem epilimnion og hypolimnion er for lille. Ved at pumpe ilt holdigt vand ned i hypolimnion er det nemlig ikke nødvendigt med en dyb hypolimnion til at optage iltbobler. Metoden gør det også let at dosere den rette iltmængde uden tab til atmosfæren.

En årlig udgift til drift på 105.000 kr er relativt billig og kan sammenlignes med prisen på en opfiskning. Iltning ved hjælp af diffusorer er dog en billigere metode, fordi anlægsudgifterne og driftudgifterne reduceres. Desværre viste det sig, at det ikke kan lade sig gøre at ilte med diffusorer i Torup Sø uden at ødelægge springlaget.

Iltning metoden giver en række problemer, hvor øget temperatur og iltforbrug i hypolimnion er de vigtigste. Ved at øge temperaturen i hypolimnion risikeres springlaget at brydes, hvilket dog endnu ikke er sket i Torup Sø. Dertil kommer, at stigende temperatur medfører øget mineralisering og dermed iltforbrug. Ved at pumpe vand under tryk ned i hypolimnion er der skabt en stor omrøring af sedimentets øverste del og derved skabt langt større kontaktflade til den reducerede del af sedimen-

tet og uomsat organisk materiale. Det er formentligt sammen med temperaturstigning forklaringen på, at det beregnede iltbehov var underestimeret. Hvis ilttingsanlægget skal fungere optimalt, bør der tilføres mere ilt til søen. Det vil kræve en større iltkegle, alternativt flere iltkegler, og flere udløbsrør placeret rundt i søen. Det vil fordyre projektet betydeligt, både ved anlæg og drift. Den umiddelbare vurdering er, at en sådan investering ikke vil stå mål med værdien af resultatet på grund af Torup Sø's isolerede beliggenhed og ringe størrelse, selv om det ud fra et forskningsmæssigt synspunkt vil kunne bidrage med værdifuld viden. Der bør overvejes andre metoder eller alternativt at fortsætte iltningen på det nuværende niveau, evt. i kombination med andre tiltag.

## 24.5 Opfølgning

Iltning af bundvandet i Torup Sø kan ses som en symptombehandling. For at se den fulde effekt af iltningen kræves en længere periode med iltning end de to år, forsøget allerede har kørt. Den store mængde organisk materiale, der er ophobet gennem tiden, har gjort iltbehovet enormt og vil forlænge perioden med behov for iltning. Det er svært at sige, hvad en fosforkoncentration vil ligge på, når søen kommer i ligevægt, idet den ringe vandudskiftning i søen vanskeliggør en opstilling af massebalance, men den palæolimnologiske undersøgelse viser, at Torup Sø har potentialet for en klarvandet tilstand med lavt fosforniveau, som tåler sammenligning med den nærtliggende Hampen Sø.

Det anbefales at fortsætte iltningen på det nuværende niveau, til der er et stabilt lavt iltforbrug i hypolimnion, som ikke tømmer iltreserven under perioden med lagdeling. De afgørende forbedringer af iltindholdet, fiske- og plantesamfundet samt vandets klarhed er endnu ikke slået igennem for alvor. De foreløbige resultater tyder på, at det er sandsynligt, at en yderligere indsats gennem iltning vil kunne give afgørende forbedringer af søens miljøtilstand.

Der er dog betydelig risiko for, at tilstanden forringes i retning mod udgangspunktet ved ophør af iltningen. Der kan være behov for iltning i en lang periode og/eller andre indgreb, der kan sikre en stabil god miljøtilstand. Aluminiumtilsætning kan her være et godt alternativ.

Selv om den eksterne belastning er lav, er der fortsat behov for at få bragt alle ikke-naturgivne tilførsler til ophør. Det vil især dreje sig om dyrkede arealer på skrånende arealer ned mod søen på østsiden, men det vil også være vigtigt at sikre sig, at der ikke findes uhensigtsmæssigt indrettede spildevandsanlæg i nærlandet. Alt andet lige kan selv en lille ekstern belastning være med til at fastholde eller tilbageføre søen i en dårlig miljøtilstand på grund af den ringe vandudskiftning.

Forpligtelsen til at restaurere søer i Danmark overgår fra 2007 til kommunerne. Vejle Amt er pt. i dialog med Silkeborg Kommune og Ikast-Brande Kommune om at videreføre projektet i Torup Sø. Det vil være op til kommunerne, om de vil prioritere projektet fremover. Selv om driften af ilttingsanlægget er relativt billig, og søen er i en positiv udvikling, er det for tidligt at evaluere definitivt på metodens egnethed. Derfor vil der også i den kommende tid ligge et udviklingsarbejde i forbindelse med iltningsmetoden ved Torup Sø. Særligt har de foreløbige resultater vist,

at en stabil driftsfase er helt afgørende, hvorfor der bør være løbende kontrol med anlægget i iltningsperioden fra maj til september.

## 24.6 Referencer

Berg, B. (2006): Fiskebestanden i Torup Sø 2006. Notat til Vejle Amt.

BioConsult (2005): Fytoplankton i Torup Sø 2005. Notat til Vejle Amt.

Jeppesen, E., Landkildehus, F., Jensen, J.P., Jensen, K., Ryves, D., McGowan, S. & Anderson, J. (2000): Palæolimnologiske undersøgelser af Torup Sø. Rapport til Vejle Amt. Danmarks Miljøundersøgelser.

Moeslund, B (2004):NOVANA 2004, Vegetationen i Torup Sø. Vejle Amt

Moeslund, B (2002): Torup Sø, Miljøtilstand 1996-2000. Vejle Amt

Skov C., Jacobsen L., Berg, Olsen J., Bekkevold D. (2006):Udsætning af geddeyngel i danske søer: Effektivurdering og perspektivering. Danmarks Fiskeriundersøgelser.

Vejle Amt: Regionplan 2005 for Vejle Amt.

Viborg Amt (2006): Rent vand i Hald Sø.

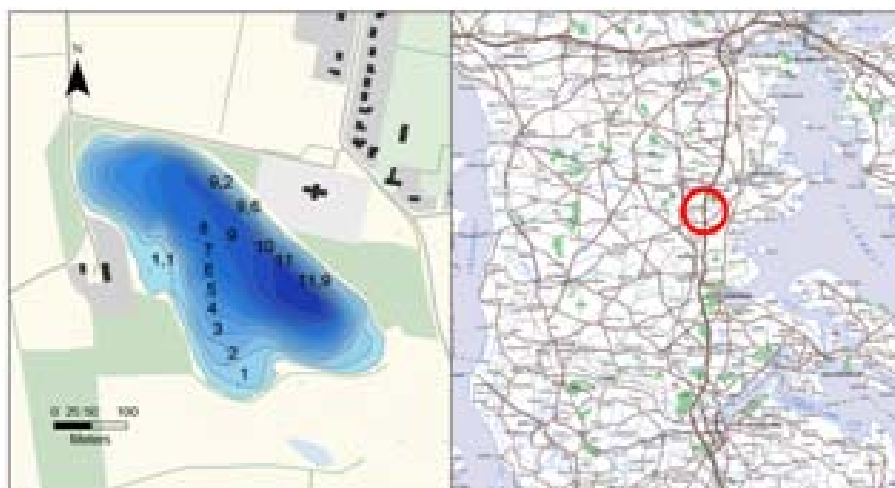
## 25 Vedsted Sø

af Kamilla Kristensen og Kim Hansen, Sønderjyllands Amt

### 25.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Vedsted Sø er en lille sø på knap 8 ha, beliggende ca. 10 km sydvest for Haderslev i en tunneldal fra sidste istid. Søen er opstået i forbindelse med et dødishul og er uden direkte til- og afløb, bortset fra et mindre væld i det sydøstlige hjørne. Oplandet til Vedsted Sø udgør ca. 50 ha og består primært af dyrket jord (ca. 71 %) og skov (ca. 12 %). Søen er i Sønderjyllands Amts Regionplan 2005-2016 målsat som naturvidenskabeligt interesseområde og som badevand.

**Figur 25.1** Geografisk placering samt dybdeforhold i Vedsted Sø.



De morfometriske data for Vedsted Sø fremgår af tabel 25.1 og dybdeforholdene af figur 25.1. I forhold til arealet er søen dyb, og der findes stejle skrænter i store dele af søen. Kun i den vestlige del ud for præstegården samt i den sydlige del, henholdsvis i den sydvestligste vig og ved badebroen, er der ikke disse skrænter. Derfor er bredzonen generelt ikke særlig bred med undtagelse af de nævnte steder. Søen er normalt lagdelt i perioden maj-oktober. Søen er omgivet af træer, der oprindeligt er plantet i årene efter genforeningen i 1920, og er således af "nyere" dato.

**Tablet 25.1** Morfometriske data for Vedsted Sø.

Areal	7,7 ha
Maksimum dybde	11,9 m
Middeldybde	5 m
Opholdstid	2,7 år

Ældre undersøgelser tyder på, at søen allerede fra midten af 1920'erne og frem til 1977 udviklede sig i retning mod en mere eutrof tilstand i form af et fald i sigtddybde og en svag stigning i pH (Sønderjyllands Amt, 1979). I slutningen af denne 50-årige periode skete der desuden en intensivering af badning i søen, som angiveligt har bidraget til øget næringsstofftilførsel. I 1977 havde søen dog stadig en veludviklet grundskudsvegetation med udbredte "tæpper" af bl.a. sekshannet bækarve, strandbo



og sortgrøn brasenføde. Søen, som blev betragtet som den reneste ferskvandssø i Sønderjylland, rummede desuden et rigt dyreliv med flere rentvandsindikatorer, herunder flodkrebs samt en rig bestand af vår- og døgnfluer.

Fra midten af 1970'erne og frem til midten af 1990'erne, hvor et indgreb i søens tilstand fandt sted, udviklede Vedsted Sø sig fra at være en næringsfattig klarvandet sø med en veludviklet undervandsvegetation af grundskudsplanter til en næringsrig uklar sø med årlige opblomstringer af blågrønalger samtidig med en tilbagegang i udbredelsen af grundskudsplanterne og indvandring af langskudsplanter. Således er grundskudsplanten sortgrøn brasenføde ikke registreret siden 1993. I samme periode blev undervandsplanterne i stadig større grad dækket af trådalger. Palæolimnologiske undersøgelser indikerer også, at der er sket en forringelse af søens vandkvalitet i perioden 1950-2000 (Danmark Miljøundersøgelser, 2003).

Den eksterne belastning af kvælstof og fosfor til Vedsted Sø blev i 1990 estimeret til henholdsvis 1143 kg N/år og 23 kg P/år (Sønderjyllands Amt, 1993). Den eksterne belastning af næringsstoffer sker via afstrømning fra oplandet samt via atmosfærisk deposition, og der er således ingen direkte tilledning af spildevand til søen. Nettofrigivelsen af fosfor fra sedimentet i sommerhalvåret blev samme år estimeret til 43 kg P, mens den interne, potentielt mobile fosforpulje blev opgjort til 108 kg P.

Udviklingen i de vandkemiske forhold i Vedsted Sø i perioden fra 1977 til 1994 er angivet i tabel 25.2. Fra 1977 og frem til 1994 (året før indgrebet) ses på trods af forholdsvis lave koncentrationer en klar stigning i både fosfor- og kvælstofkoncentrationerne i epilimnion. Klorofylindholdet var fem gange højere i 1994 end i 1977, og tilsvarende skete der et fald i sigtdybden på mere end 1 m. Den markante stigning i klorofyl indtil 1994 skyldes navnlig en markant årlig opblomstring af blågrønalger.

**Tabel 25.2** Vandkemiske forhold i epilimnion i Vedsted Sø, angivet som sommergennemsnit (1. maj-31. sep.).

	1977	1980	1990	1994
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0,669	0,670		
TN (mg/l)	0,645	0,786	1,170	1,157
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	0,007	0,011	0,008	0,004
TP (mg/l)	0,011	0,035	0,056	0,050
Klorofyl <i>a</i> (µg/l)	7,3	14,1	28,4	38,1
Sigtdybde (m)	2,8	2,1	2,1	1,4

Fiskebestanden var i 1993 antalmæssigt domineret af aborre (69 %) og vægtmæssigt af aborre og skalle med hhv. 30 % og 25 % (Sønderjyllands Amt, 1994). Den samlede fiskebestand blev beregnet til 219 kg/ha, hvoraf fisk < 10 cm udgjorde 38 kg/ha. Rovfiskenes andel af den samlede fiskebestand var stor (rovfiskeindeks = 0,41), og der syntes dengang ikke at være grundlag for at foretage indgreb i fiskebestanden.

## 25.2 Beskrivelse af indgrebet

Som følge af forværringen i søens miljøtilstand besluttede Sønderjyllands Amt i 1995 at tilføre ren ilt til bundvandet i Vedsted Sø, dels for at omsætte iltforbrugende organisk stof i sedimentet og dels for at forøge

bindingen af fosfor til sedimentet. Andre tiltag, herunder opgravning af sediment, blev overvejet, men iltning af bundvandet blev dengang vurderet som det mest velegnede (Mæhl & Møller, 1998). Iltningen har fundet sted siden 1995 med undtagelse af 2002-2003, hvor iltningen i en periode var stoppet i forbindelse med undersøgelser foretaget af Syddansk Universitet (Kristensen, 2004).

Iltten opbevares i en 3200 l kryotank, der er opstillet ved det sydøstlige hjørne af søen. Iltten føres herfra ud til det dybeste sted i søen, hvorfra den fordeles v.h.a. en 50 m mikroperforeret slange (diameter 20 mm). Slangen er forsynet med ankre, der holder slangen på bunden, når den fyldes med ilt. Iltningsperioden var i 1995-96 fra midten af juli til oktober, efterfølgende er iltningen sædvanligvis påbegyndt i maj-juni og afsluttet i oktober. Der er i gennemsnit årligt anvendt 7.150 kg ilt svarende til en dosering på omkring 25 l/min. De samlede udgifter til iltningsanlægget udgør i dag ca. 25.000 kr årligt.

### 25.3 Effekter af indgrebet

Effekten af iltningen af bundvandet i Vedsted Sø de første tre år efter indgrebet (1995-1997) er tidligere beskrevet (Mæhl & Møller, 1998) og er kortfattet resumeret i nedenstående sammen med resultatet af amtets overvågning i den efterfølgende periode. Desuden er der inddraget resultater af undersøgelser i søen foretaget af Syddansk Universitet i 2000 og 2003.

I 1996, året efter indgrebet, var sigtdybden øget og klorofylindholdet reduceret (tabel 25.3). Samtidig var fosforindholdet i både overflade- og bundvand lavere end i de foregående år. Den positive effekt de første år efter indgrebet er imidlertid ikke fastholdt gennem hele den nu 11-år lange iltningsperiode, og der er ikke påvist en klar forbedring af søens tilstand (tabel 25.3). Fosforindholdet i epilimnion har været meget varierende, og efter en reduktion i årene umiddelbart efter indgrebet steg koncentrationen igen og var i 1999-2000 højere end før iltningen. De seneste målinger fra 2005 indikerer dog et markant fald i fosforindholdet, og overordnet set er der en tendens til et fald i forhold til perioden før iltningen. Klorofylindholdet har ligeledes været meget varierende, men har generelt været lavere end i perioden før iltning. Tilsvarende er der også sket en stigning i sigtdybden. Mere markant er udviklingen i søens kvælstofindhold, der har været faldende siden iltningens påbegyndelse. En del af reduktionen kan muligvis tilskrives en øget koblet denitrifikation p.g.a. mere iltede forhold på bunden. I 2002-2003, hvor der forsøgsvis ikke blev iltet, ses der ikke nogen entydig effekt af iltningsstoppet i form af en forværring af miljøtilstanden. Således var sigtdybden f.eks. i 2002 blandt de højeste i perioden og fosforindholdet lavere end de foregående tre år. En ikke uvæsentlig effekt af iltningen har været, at temperaturen i bundvandet stiger, hvilket indikerer at iltningen påvirker temperaturlagdelingen og forårsager en vis udveksling af vand mellem epi- og hypolimnion.

**Tablet 25.3** Vandkemiske forhold i epilimnion i Vedsted Sø, angivet som sommergennemsnit (1. maj-31. sep.). Iltning af bundvandet påbegyndtes i 1995. Der blev ikke iltet i 2002-2003.

	1977	1980	1989	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2005
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0,669	0,670			0,125	0,211	0,982	0,148	0,262	0,156	0,252	0,058	0,013	0,074
TN (mg/l)	0,645	0,786	1,500	1,157	1,227	1,089	0,827	0,911	1,059	1,155	0,841	0,956	0,799	0,732
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	0,007	0,011	0,005	0,004	0,003	0,003	0,005	0,004	0,007	0,005	0,003	0,009	0,021	0,002
TP (mg/l)	0,012	0,035	0,060	0,050	0,040	0,037	0,051	0,042	0,067	0,062	0,044	0,041	0,051	0,025
Klorofyl (µg/l)	7,3	14,1	17,8	38,1	22,7	13,4	26,4	10,4	22,5	32,6	17,8	14,1	18,9	18,1
Sigtdybde (m)	2,8	2,1	1,8	1,4	1,5	2,7	1,8	2,7	2,0	2,2	2,4	2,7	1,7	2,2

Både biomassen og sammensætningen af planteplanktonet har varieret meget igennem perioden (Sønderjyllands Amt, 2003). I de første tre år (1995-1997) efter påbegyndt iltning var der et skifte i algesammensætningen fra dominans af blågrønalger til dominans af furealger, rekyalger og grønalger. Biomassen faldt markant i 1996, men steg igen året efter. Fra 1999 og frem dominerer blågrønalger imidlertid igen algebiomassen med store opblomstringer i sensommeren. Furealger udgør stadig en stor del af biomassen, da disse har gode konkurrencemæssige egenskaber og kan bevæge sig op og ned i vandsøjlen og opnå optimale betingelser for næringsstoffer og sollys. Mængden af dyreplankton er øget en smule fra 1995 og frem til 2002, og specielt er dafniesamfundet veludviklet, hvilket ikke tyder på et stort prædationstryk fra fisk. Den seneste fiskeundersøgelse fra 1999 tyder dog på, at aborrebestanden er halveret i forhold til undersøgelsen i 1993, og at skallebestanden er fordoblet, hvilket indikerer, at der er sket en ændring fra dominans af rovfisk til dominans af fredfisk (Sønderjyllands Amt, 1999). Der har ikke været væsentlige ændringer i planteudbredelsen i søen siden indgrebet. Der er stadig en rimelig bestand af strandbo og sekshannet bækarve. Men der findes stadig en del trådalger i store dele af bredzonen, og sortgrøn brasenføde er ikke registreret i siden 1993.

### Ekstern og intern fosforbelastning

Da Vedsted Sø er uden tilløb og afløb, er det vanskeligt at estimere den eksterne belastning og opstille massebalancer for N og P, og derfor tilsvarende vanskeligt at vurdere, om der er sket ændringer i næringsstofbalancen siden starten af 1990'erne. Med hensyn til den eksterne tilførsel af både N og P er der sandsynligvis ikke sket betydelige reduktioner, bortset fra et fald i bidraget fra enkelte jendomme.

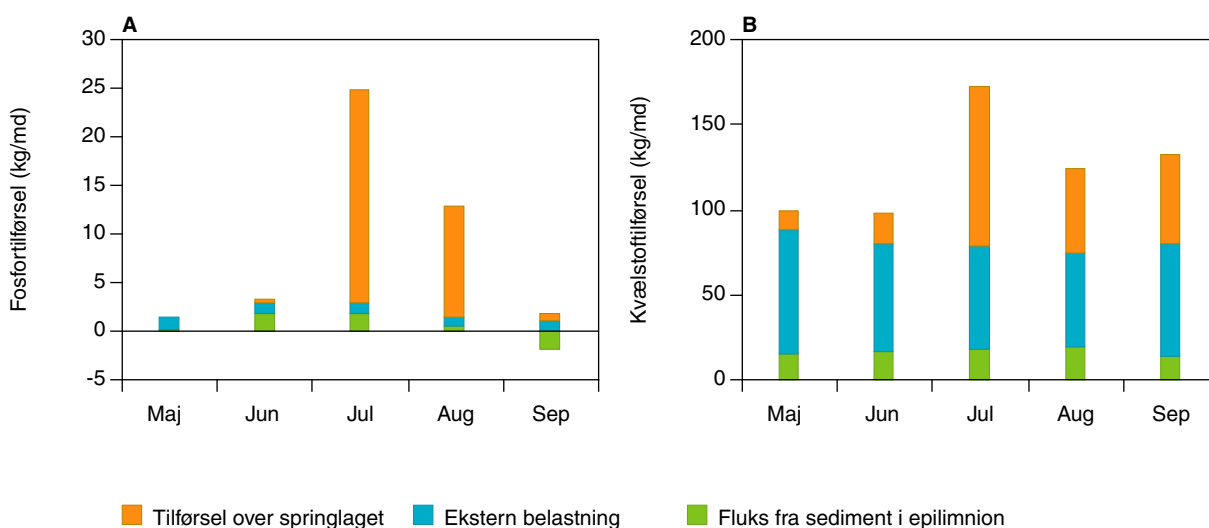
Iltningsprojektet blev iværksat for at reducere den interne fosforbelastning, og det er derfor interessant at vurdere, om der er sket ændringer i sedimentets fosforindhold i løbet af iltningensperiode. I 1990 var indholdet af totalfosfor ca. 2,2 g P/kg TV (gennemsnit i de øverste 10 cm sediment), mens sedimentanalyser i 2000 viste et indhold på ca. 2,5 g P/kg TV (Reitzel et al., 2003; Hansen et al., 2003). Sedimentsøjlerne er imidlertid ikke udtaget på de samme stationer, hvilket sammen med forskelle i analysemetoder gør en sammenligning vanskelig.

I undersøgelsen fra 1990 anslås det, at den mobile fosforpulje udgør ca. 60 % af den totale fosforpulje, svarende til 4,9 g P/m<sup>2</sup> i de øverste 5 cm og 11,2 g P/m<sup>2</sup> i de øverste 10 cm (Sønderjyllands Amt, 1993). Springlaget var dette år placeret i ca. 8 m's dybde, hvilket svarer til et hypolimnion-areal på ca. 2,23 ha. Afhængig af, hvor langt ned i sedimentet mobiliseringen af fosfor sker, kan den mobile fosforpulje og potentielle fosforfrigivelse til hypolimnion

herudfra estimeres til hhv. 108 kg P (0-5 cm) og 249 kg P (0-10 cm). Ud fra ændringer i fosforkoncentrationen i hypolimnion i sommerhalvåret er der for samme år beregnet en nettotilførsel på 43 kg P fra sedimentet til hypolimnion. Den interne fosforbelastning under springlagsdannelsen var således dobbelt så stor som den eksterne belastning på årsbasis (ca. 23 kg P). I 2000 blev den potentielt mobile fosforpulje i sedimentet i den lagdelte del af søen estimeret til ca. 200 kg P (øverste 16 cm sediment), dvs. omtrent samme potentielle fosforfrigivelse som i 1990. Forskelle i stationsvalg og metodik vanskeliggør imidlertid igen en sammenligning. Undersøgelser i 2003 tyder dog på, at nettofrigivelsen af fosfor fra sedimentet er reduceret, idet denne blev estimeret til 23 kg P, d.v.s. en reduktion på 20 kg P i forhold til 1990, hvilket muligvis kan tilskrives iltningen af bundvandet (Kristensen, 2004; Kristensen & Jensen, submitted).

### Næringsstoftransport over springlaget

Da Vedsted Sø typisk er lagdelt fra april/maj til oktober, er det tilførslen af næringssalte til de produktive vandmasser, der har betydning for søens tilstand. De øverste vandmasser kan tilføres næring via eksterne kilder, via frigivelse fra sediment over springlaget samt indirekte fra sediment under springlaget. Tilførslen af næringssalte fra hypolimnion til epilimnion i lagdelingsperioden kan ske via diffusion over springlaget eller via kortere varige opblandinger af vandmasserne. Eksempelvis sker der i roligt vejr det, at springlaget kommer til at ligge dybere, hvormed vand (og næringssalte) fra hypolimnion inddrages i de øvre vandmasser – modsat ved vindpåvirkning. Størrelsen af den mængde næringssalte, som kan diffundere over springlaget, afhænger af temperaturgradienten i springlaget samt af koncentrationsgradienten af det aktuelle næringssalt. De enkelte kilder til næringsstofftilførslen til de produktive vandmasser blev undersøgt i 2003 (Kristensen, 2004; Kristensen & Jensen, submitted) og viser, at transport af både N og P gennem temperaturspringlaget bidrager betydeligt til primærproduktion i epilimnion, navnlig i perioden juli-august 2003 (figur 25.2). Ud af en total tilførsel på ca. 42 kg P i perioden maj-september kan 34 kg P således tilskrives transport over springlaget fra hypolimnion til epilimnion. Tilførslen fra sedimentet i direkte kontakt med epilimnion udgjorde kun 2,4 kg P, mens de resterende knap 6 kg tilskrives ekstern tilførsel.



**Figur 25.2** Sæsonvariation i fosfor (A) og kvælstof (B) belastning i Vedsted Sø under sommerlagdelingen 2003. Data fra Kristensen (2004) og Kristensen & Jensen (submitted).

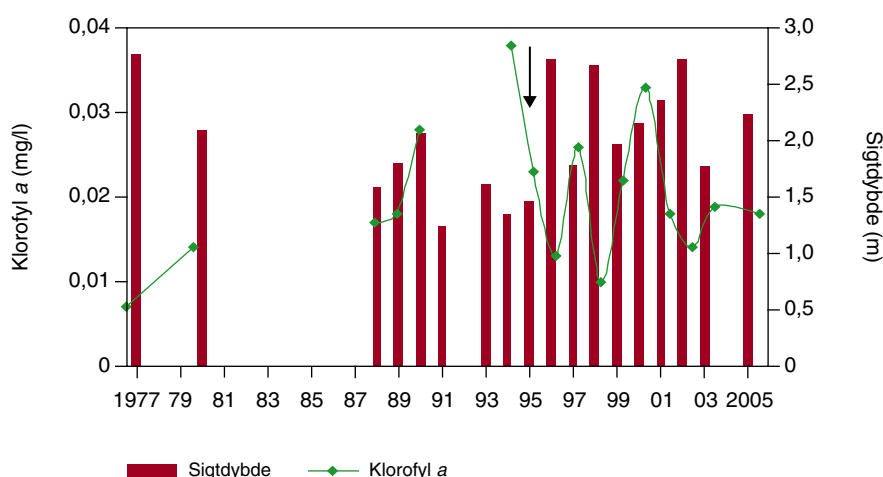
Undersøgelser i søen tyder også på, at iltningen har den u hensigtsmæssige effekt, at den forårsager en opblanding af bundvand til de øvre produktive vandmasser, hvilket bl.a. kan ses i en øget bundvandstemperatur i de år, der ilttes. Iltningen kan dermed resultere i større transport af næringsstoffer til epilimnion, hvilket kan illustreres v.h.a. estimeret af den såkaldte eddy-diffusionskoefficient, som beregnet ud fra temperaturprofiler var væsentlig højere i 2000 (+ iltning) end i 2003, hvor der ikke blev iltet (Kristensen, 2004; Kristensen & Jensen, submitted).

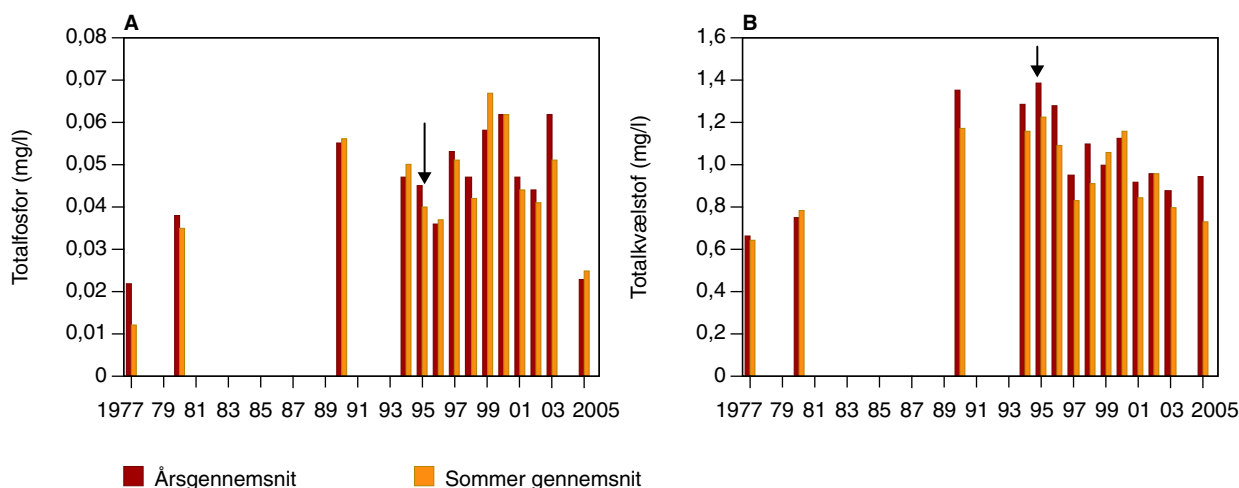
## 25.4 Konklusioner

Tilstanden i Vedsted Sø har været meget svingende, og der har ikke været en entydig effekt af iltningen. Der har været tendenser til forbedringer, men alligevel har der i sommerperioderne nogle år fortsat været opblomstringer af blågrønalger, der ødelægger den rekreative værdi af søen og skaber forringede vilkår for søens bestand af grundskudsplanter. Der har været en svag positiv udvikling af sigtddybden efter ilttilførslen startede (figur 25.3), men modsat kunne der ikke ses en tydelig udvikling i klorofyl *a* indholdet.

Heller ikke totalfosforindholdet i epilimnion har efter ilttilførslen udvist en tydelig udvikling, men de seneste prøvetagninger i 2005 viser dog et markant fald i forhold til de foregående år (figur 25.4). Fosforindholdet i bundvandet viser en tendens til at være lavere i de perioder, hvor der tilføres ilt. Kvælstofkoncentrationen i søen er faldet gennem perioden, men det er næppe en effekt, der alene er forårsaget af iltningen, og kan også skyldes ændringer i den eksterne tilførsel.

**Figur 25.3** Sommergennemsnit af sigtddybde og klorofyl *a* i Vedsted Sø 1977-2005. Pilen indikerer, hvornår iltningen startede (1995).





Figur 25.4 Sommer- og årsgennemsnit af totalfosfor(A) (mg/l) og totalkvælstof (B) (mg/l) i Vedsted Sø 1977-2005.

Det er den interne fosforbelastning, der holder Vedsted Sø i en eutrof tilstand og medfører opvækst af blågrønalger. Undersøgelser fra 2003 viser, at planteplanktonet er fosforbegrænset størstedelen af året, undtaget i højsommeren, hvor også kvælstof bliver begrænsende og får betydning for opvækst af blågrønalger (Kristensen, 2004). Den betydelige fosfor- og til dels også kvælstoftilførsel, der forekommer fra de dybere vandlag til de øvre produktive vandmasser i sommermånederne (figur 25.2) har derfor stor indflydelse på algevæksten.

Nettofrigivelsen af fosfor fra sedimentet blev i 2003 estimeret til at være ca. 20 kg mindre end før indgrebet i starten af 1990'erne, en ændring der foruden usikkerheder i forskellige former for estimater kan skyldes iltningen. Sammenholdes totalfosfor- og totalkvælstofkoncentrationen i hypolimnion før og efter indgrebet ses der da også en påvirkning af næringsstofkoncentrationen de år, hvor der iltes. Forsøg med sedimentsøjler har også vist, at fosforfrigivelsen fra sedimentet reduceres når der iltes (Hansen *et al.*, 2003). Undersøgelserne viste imidlertid også, at iltningseffekten er begrænset, idet sedimentets indhold af reaktivt jern i forhold til fosforindholdet er forholdsvist lavt (molær Fe:P-ratio = 4-5), hvor Fe:P skal være højere end 8,3, hvis jern skal have afgørende betydning for fosforfrigivelsen (Jensen *et al.*, 1992). Effekten af iltningen vil derfor kunne øges ved at kombinere denne med tilsætning af  $Fe^{3+}$ .

På lang sigt vil en fortsat iltning sandsynligvis holde søen i den nuværende tilstand, men der opnås næppe en væsentlig forbedring. En betydelig årsag til, at effekten af indgrebet ikke var som forventet, er, at iltningen forårsager en opblanding af vandsøjlen, og dermed skabes en ellers uønsket transport af næringsstoffer fra hypolimnion til epilimnion. Hermed skabes grobund for en vedvarende årlig opvækst af alger i sommerperioden.

## 25.5 Opfølgning og forventet udvikling

Hvis der fremover fortsat skal iltes i Vedsted Sø, bør iltningssystemet ændres, så det sikres, at den tilførte ilt bliver i bundvandet og ikke forår-

sager en øget opblanding af vandmasserne. Samtidig kan effekten af iltningen øges ved tilsætning af oxideret jern.

En bedre løsning vil sandsynligvis være at inaktivere sedimentets mobile fosforpulje ved tilsætning af aluminium. På grund af søens lave alkalinitet (ca. 0,4 mmol/l) vil dette kræve forudgående undersøgelser for at undgå uønsket toksicitet p.g.a. pH-fald.

## 25.6 Referencer

Danmarks Miljøundersøgelser (2003). Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 476.

Hansen, J., Reitzel, K., Jensen, H. S. & Andersen, F. Ø. (2003). Effects of aluminium, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia* 492: 139-149.

Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992). Iron: Phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. I Hart, B. T. & Sly, P. G. (eds), *Sediment/Water Interactions. Developments in Hydrobiology* 75. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Kristensen, K. (2004). Sæsonvariation i næringssaltbegrænsning af fytoplankton i Vedsted Sø. Specialrapport, Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

Kristensen, K. & Jensen, H. S. Nutrient limitation and role of internal loading in nutrient supply for "new production" in a stratified Danish lake. Implications for lake management. Submitted til Lake and Reservoir Management.

Mæhl, P. & Møller, B. (1998). Vedsted Sø. I Søndergaard, M. *et al.* (red.): Sørestaurering i Danmark. *Miljønyt* nr. 28, Miljøstyrelsen, pp. 269-274.

Reitzel, K., Hansen, J., Hansen, K., Andersen, F. Ø., & Jensen, H. S. (2003). Fosforaktivering ved kemisk sørestaurering. *Vand & Jord* 3: 109-111.

Sønderjyllands Amt (1979). Søundersøgelse 1975-77. Undersøgelse af 71 søer i Sønderjyllands amtskommune. Hovedrapport.

Sønderjyllands Amt (1984). Undersøgelse af Rygbjerg Sø og Vedsted sø 1980-1982.

Sønderjyllands Amt (1993). Vedsted Sø: Tilstand og udvikling. Rapport udarbejdet af Carl Bro as for Sønderjyllands Amt.

Sønderjyllands Amt (1994). Fiskebestanden i Vedsted Sø 1993. Rapport udarbejdet til Sønderjyllands Amt af Mohr-Markmann og Fiskebiologisk Rådgivning.

Sønderjyllands Amt (1999). Fiskebestanden i Vedsted Sø, september 1999. Rapport udarbejdet til Sønderjyllands Amt af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Sønderjyllands Amt (2003). Plankton i Vedsted Sø 2002. Rapport udarbejdet til Sønderjyllands Amt af Bio/consult.



## 26 Væng Sø

af Lone Liboriussen og Martin Søndergaard, Danmarks Miljøundersøgelser

### 26.1 Beskrivelse af tilstanden før indgrebet

Væng sø ligger ved Brædstrup i Midtjylland og er en satellitsø til Gudenåen opstrøms Mossø. Oplandet består af ler og sandjord, som overvejende omfatter ekstensivt dyrkede landsarealer, skov og en grusgrav. Grundvandindsivning vurderes at udgøre 95 % af søens vandtilførsel, mens det resterende stammer fra et mindre tilløb i søens nordende. Afløbet fra søen sker igennem Møllebækken, der løber til Gudenåen. Væng sø er lavvandet med en middeldybde på ca. 1,2 m og en hydraulisk opholdstid på mellem 15 og 25 dage (tabel 26.1).

Væng sø har i Regionalplan 2001-2013 en generel målsætning om et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv (B). Der er stillet krav om forekomst af mindst 10 forskellige arter af rodfæstede undervandsplanter, en sigtdybde på over 1,5 m, aborre som dominerende rovfisk og en maksimal fosfortilførsel på 100 kg pr. år.

**Tabel 26.1** Morfometriske data for Væng sø

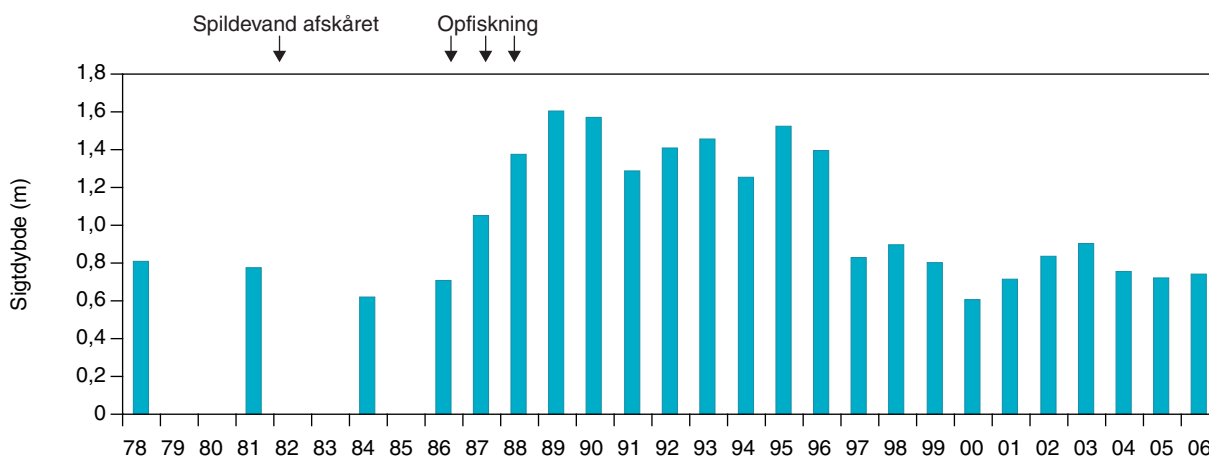
Areal	15,7 ha
Middeldybde	1,2 m
Største dybde	1,9 m
Hydraulisk opholdstid	15-25 dage
Topografisk opland	9 km <sup>2</sup>

Fra 1964 til 1981 var Væng sø belastet med mekanisk rensset spildevand fra en mindre landsby, som blev ledt direkte ud i den sydlige del af søen. Den udledte spildevandsmængde svarede til 275 PE eller ca. 1 ton kvælstof og ca. 0,4 tons fosfor årligt. Søen var på det tidspunkt stærkt næringsberiget, og en høj planteplanktonbiomasse gjorde søen særdeles uklar specielt i sommerperioden.

**Figur 26.1** Kort over dybdeforholdene i Væng sø. Søens geografiske placering er angivet på det indsatte danmarkskort



For at forbedre miljøtilstanden blev spildevandstilførslen i 1982 ført uden om søen via en afskærende ledning direkte til afløbet. Det betød et fald i fosforbelastningen fra 4,1 til 1,5 g P m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> og i kvælstofbelastningen fra 78 til 71 g N m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Ud fra empiriske fosformodeller kunne det beregnes, at den lavere næringsstofftilførsel ville give en fremtidig ligevægtskoncentration for fosfor på ca. 0,05 mg P l<sup>-1</sup>, og det skulle ifølge erfaringer fra andre søer bevirke, at søen ville skifte fra den uklare tilstand til en klar tilstand med få planktonalger og mange undervandsplanter. Over de næste fem år skete der imidlertid ikke nogen umiddelbar forandring i tilstanden (figur 26.2). Søen var fortsat uklar med opblomstringer af blågrønalger om sommeren, og fosforkoncentrationen var langt højere end den forventede ligevægtskoncentration.



**Figur 26.2** Udviklingen i den tidsvægtede sommersigt dybde før og efter afskæringen af spildevand til søen og efter indgrebet i fiskebestanden. Der var sigt til bunden i store dele af sommeren 1989, 1990, 1993 og 1995

Ved en fiskeundersøgelse i september 1986, baseret på fangst-genfangst metoden blev søens samlede fiskebestandsstørrelse anslået til ca. 500.000 fisk, mens den totale biomasse blev estimeret til ca. 230 kg ha<sup>-1</sup> (tabel 26.2). Undersøgelsen viste desuden, at søens fiskebestand var totalt domineret af planktivore fisk såsom skalle og brasen, mens rovfisk kun udgjorde en ubetydelig andel. Den uafbalancerede fiskebestand var sandsynligvis medvirkende til at holde søen i den uklare, algedominerede tilstand på trods af, at den eksterne næringsstofbelastning var blevet kraftigt reduceret. Vejle amtskommune og Danmarks Miljøundersøgelser besluttede derfor at forsøge at hjælpe søen over mod en klarvandet tilstand ved at foretage et indgreb i fiskebestanden.

**Tabel 26.2** Bestandsestimater før indgrebet (september 1986) bestemt på grundlag af fangst-genfangst metoden.

	Skalle	Brasen	Aborre	Hork	Gedde	Total
Antal	400.000	30.000	70.000	5.000	500	505.000
Antal (%)	79	6	14	1	-	100
Biomasse (kg/ha)	175	18	15	5	17	230
Biomasse (%)	76	8	7	2	7	100

## 26.2 Beskrivelse af indgrebet

Opfiskningen blev foretaget af flere omgange fra september 1986 til juli 1988. Der blev fisket særlig intensivt i maj-juni, hvor skaller og brasen ofte trækker ind på lidt lavere vanddybde for at gyde. Over den to-årige opfiskningsperiode blev der i alt fjernet ca. 4 tons fisk (tabel 26.3), hvoraf mere end 3,3 tons blev opfisket i perioden april-juli.

Antalsmæssigt blev der fjernet godt 200.000 fisk i opfiskningsperioden, heraf var ca. 98 % skaller, hovedsagelig mindre skaller yngre end tre år. Omvendt var størstedelen af de fangede brasen meget store (45-55 cm), og vægtmæssigt udgjorde brasen ca. 60 % af den fjernede biomasse, mens skallerne kun udgjorde omkring 37 %. Ud over skaller og brasen blev der også fjernet en ubetydelig mængde hork, rudskalle og små aborrer.

Opfiskning af fredfisk i perioden 1986-1988 svarede til en samlet fjernelse på ca. 254 kg ha<sup>-1</sup>, hvilket er mere end bestandsestimatet fra undersøgelsen i 1986 (tabel 26.2). Dette estimat viste sig dog at være særdeles usik-

kert især for bestanden af store brasen. Den opfiskede biomasse af brasen var nemlig mere end otte gange større end den biomasse, der blev beregnet ved opgørelsen i september 1986 (tabel 26.2). Hvis 1986-bestandsestimatet for brasen korrigeres til som minimum at omfatte den fjernede brasen-biomasse, anslås det, at der ved opfiskningerne blev fjernet maksimalt 69 % af den samlede fiskebiomasse.

**Tabel 26.3** Antal og biomasse (kg) af fredfisk fjernet fra Væng sø i 1986-88.

	Skalle	Brasen	Rudskalle	Hork	Total
Antal	196.851	2.528	708	846	200.933
Biomasse (kg)	1.505	2.457	22	7	3.991
Biomasse (kg/ha)	96	157	1	0	254

Flere forskellige metoder blev anvendt til opfiskningen. Elektrofiskeri, ruser og bundgarn blev hovedsageligt benyttet til fiskeri i littoralzonen, mens der i pelagiet også blev anvendt gællenet, ålehåndvod og yngelvod. De mest effektive metoder viste sig at være gællenet, bundgarn og elektrofiskeri.

### 26.3 Effekter af indgrebet

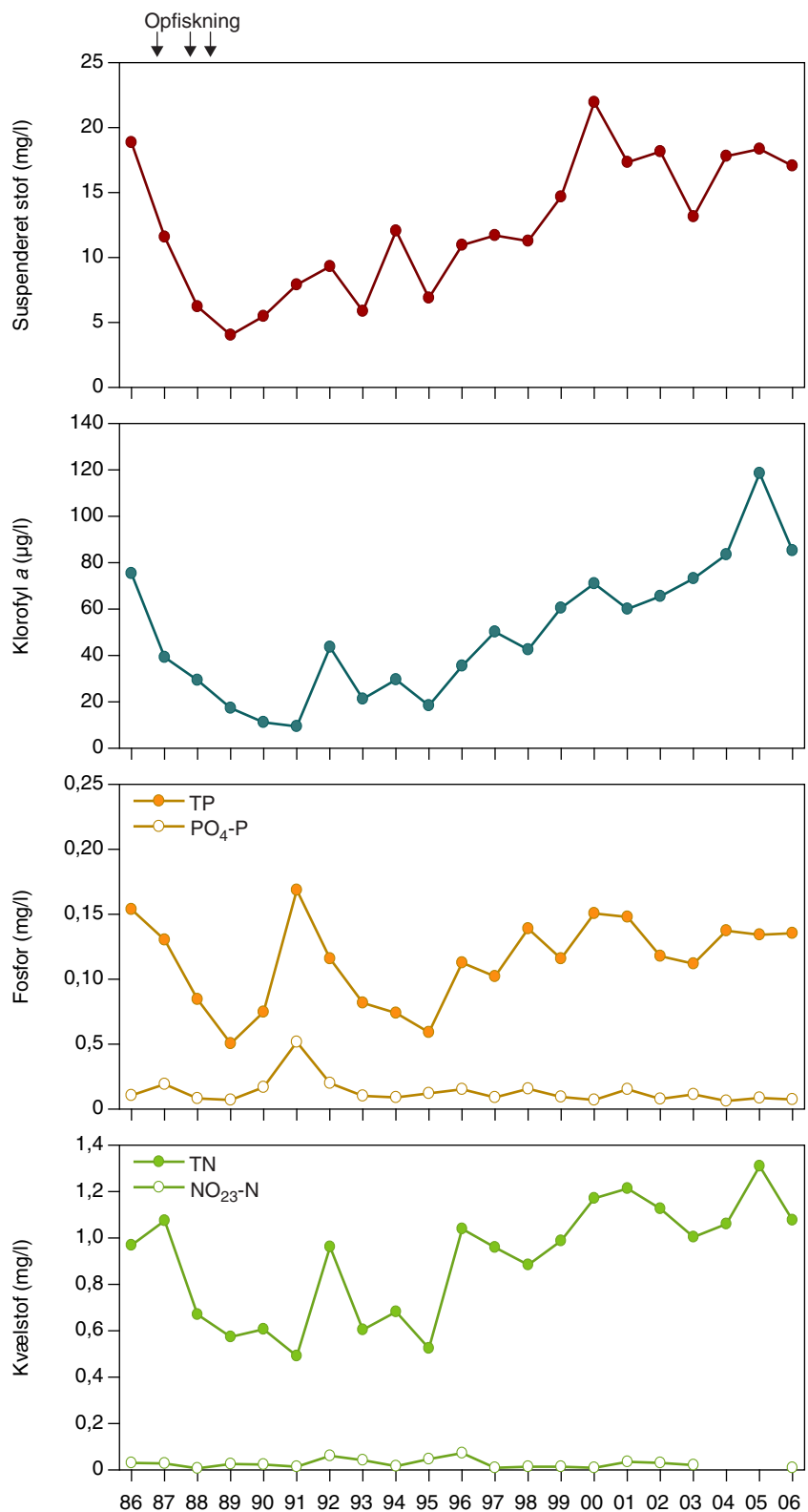
I perioden under og umiddelbart efter opfiskningen faldt koncentrationen af klorofyl *a* og suspenderet stof dramatisk i søen (figur 26.3), samtidig med at sigtdybden blev øget fra 0,6-0,8 m til 1,4-1,6 m (figur 26.2). Den positive effekt på vandets gennemsigtighed varede frem til 1996, men herefter og til i dag er der sket en gradvis stigning i både mængden af suspenderet stof og klorofyl *a*, og de seneste par år har niveauet været som før indgrebet.

Fosfor- og kvælstofniveauet var generelt også reduceret i de første år efter opfiskningen, og massebalanceberegninger for disse år viste en tydelig stigning i nettotilbageholdelsen af begge næringssalte. Siden er næringsstofniveauet dog steget markant, og det har fra slutningen af 1990'erne ligget på omtrent samme niveau som før indgrebet.

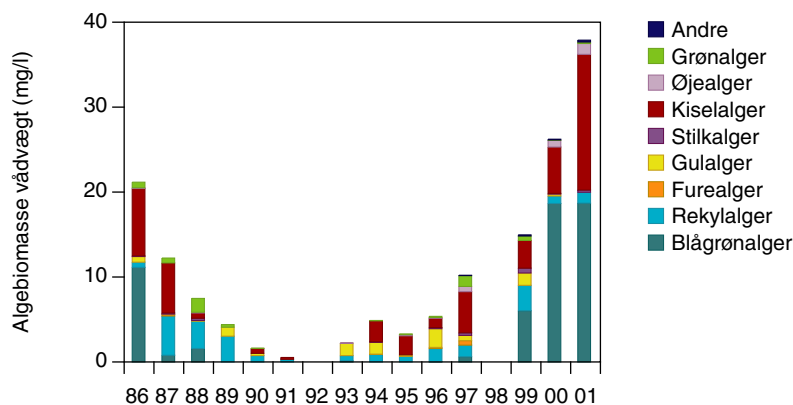
Planteplanktonbiomassen er bestemt i Væng sø i 1986-1991, 1993-1997 og 1999-2001. Ligesom klorofyl *a* koncentrationen faldt planteplankton biomassen ca. 50 % inden for opfiskningsperioden, og i årene umiddelbart efter indgrebet sås en yderligere reduktion (figur 26.4). Biomassen var på sit laveste i den første halvdel af 90'erne. Efter 1997 øgedes den betydelig, og i 2001 var den betydelig større end før indgrebet.

Dominansforholdet mellem de enkelte planteplanktongrupper skiftede i forbindelse med opfiskningen. Før indgrebet udgjorde blågrønalgerne (især slægten *Anabaena*) ca. halvdelen af den totale biomasse, mens kiselalgerne (især *Stephanodiscus* og *Melosia*) var den anden dominerende algegruppe. Blågrønalgerne forsvandt næsten fra søen i en 10-årig periode efter indgrebet, for så igen at udgøre en betydelig andel i 1999 og blive helt dominerende i 2000-2001. I forbindelse med opfiskningen blev der registeret en markant fremgang for rekyalgerne, som typisk forekommer, når græsningstrykket fra dyreplankton er lavt. Rekyalgernes andel blev dog mindre op gennem 90'erne, hvor planteplanktonbiomassen generelt var lav, og kiselalger og gulalger dominerede samfundet. Gulalgerne forsvandt dog næsten helt igen, da blågrønalgerne blev dominerende.

**Figur 26.3** Udviklingen i total fosfor, ortho-fosfat, total kvælstof, klorofyl a og suspenderet stof i Væng sø fra 1986 til 2006 (tidsvægtet sommergennemsnit). Opfiskningsperioden er markeret øverst med pile.



**Figur 26.4** Tidsvægtet sommergennemsnit for planteplanktonbiomassen i Væng sø



I forbindelse med opfiskningen ændredes dyreplanktonsamfundet både i forhold til antallet og den relative andel af de forskellige grupper.

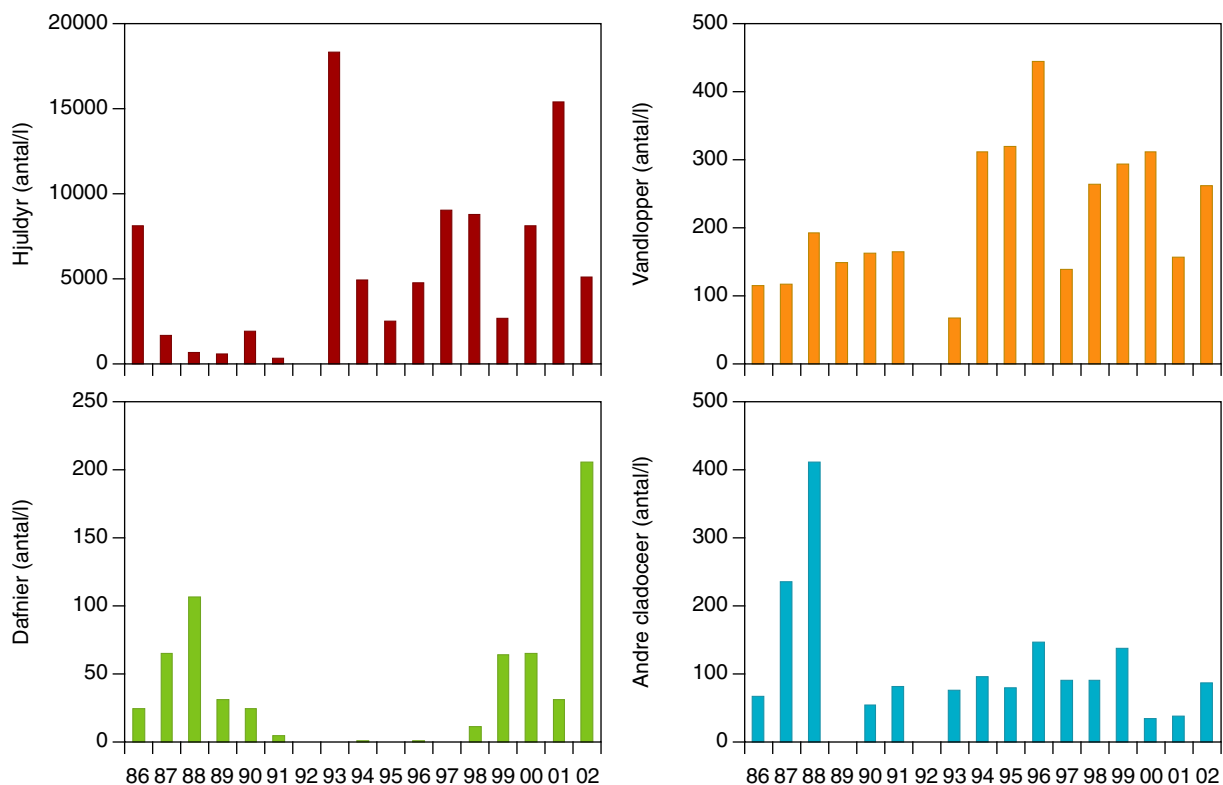
Før indgrebet bestod samfundet især af hjuldyr samt individer af den lille dafnieslægt *Bosmina*. Efter indgrebet var antallet af hjuldyr kraftigt reduceret, mens både de store (*Daphnia*) og de små dafnier var blevet hyppigere (figur 26.5). I forbindelse med undervandsplanternes opblomstring mellem 1989 og 1996 (figur 26.7) faldt antallet af *Daphnia* dog, og samfundet af cladoceer blev i stedet domineret af arter som *Eurycerus lamellatus*, der lever på planternes overflade og arter som *Ceriodaphnia* spp. og *Chydorus sphaericus*, der lever både mellem planterne og på åbent vand. Med opfiskningen og planternes etablering sås også en fremgang for vandlopperne.

Efter undervandsplanteren igen forsvandt, og søen blev uklar (se senere), vendte *Daphnia* tilbage, samtidig med at mængden af hjuldyr steg, og antallet af vandlopperne forblev højt.

Årlige fiskeundersøgelser foretaget med gællenet i august- september viser, at den samlede fangst var særdeles lav de første fire år efter opfiskningen, og at samfundet var domineret af aborre samt havde en sund geddepopulation (figur 26.6). Både skalle- og brasenbestanden var lav de første år efter opfiskningen, og fisk mindre end 17 cm dominerede fangsterne.

Parallelt med et voldsomt henfald af undervandsplanter i sensommeren 1992 blev der registeret en voldsom stigning i den samlede fangst samt væsentlige ændringer i den indbyrdes fordeling af de forskellige fiskearter. Mest markant var stigningen i fangsten af især store skaller, som blev mere end tredoblet. En del af denne stigning kan dog sandsynligvis tilskrives en lavere fangsteffektivitet i år med mange undervandsplanter. Dette underbygges bl.a. af et midlertidigt fald i fangsten i 1994-95, hvor plantetætheden igen var høj.

Skallen har i flere år været den altdominerende fiskeart i Væng sø, og dens andel af den samlede fiskebiomasse er steget jævnt siden opfiskningen, fra et minimum på ca. 18 % i 1989 til et maksimum på ca. 84 % i 1999-2000. Efter opfiskningen er også brasenbestanden vokset betydeligt og har inden for de seneste år været oppe på at udgøre ca. 15 % af den totale biomasse. Væksten er sket både for de små og store brasen.

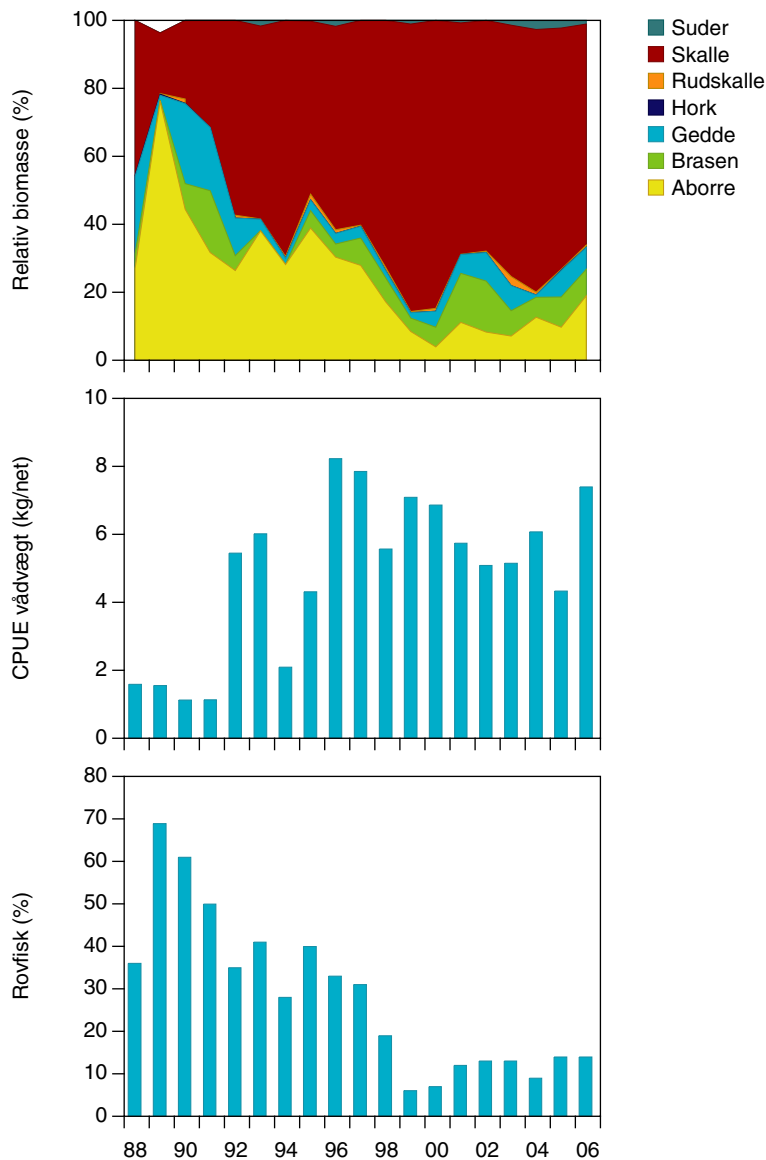


**Figur 26.5** Mængden (antal l<sup>-1</sup>) af forskellige dyreplanktongrupper for perioderne 1986-1991 og 1993-2002. Tidsvægtet sommergennemsnit.

Bestanden af store aborre (>10 cm) var særlig stor i midten af 1990'erne, men efter 1998 er den faldet, samtidig med at mængden af små aborrer er steget. Dette har medført, at den totale biomasse af små aborrer inden for de seneste år har været omtrent lige så stor eller større end for de store aborrer. Antallet og biomassen af gedde steg efter opfiskningen og i forbindelse med planternes etablering og nåede et maksimum på ca. 20 % af den samlede fangst i 1990-1991, hvor planternes dækning var særlig høj. Geddens andel blev dog reduceret igen op gennem 1990'erne for så igen at opleve en mindre stigning efter 2001.

I de første år efter indgrebet udgjorde rovfiskene, gedde og aborre >10 cm, mere end 60 % af den samlede fangst, men op gennem 1990'erne faldt denne andel til omkring 20-35 %. Fra 1998 og 1999 skete der yderligere en markant reduktion, og siden da har rovfiskeprocenten været 6-14 %.

**Figur 26.6** CPUE og rovfiskenes (gedde + aborre >10 cm) andel af den samlede fiskebiomasse samt den relative fordeling af de enkelte arters biomasse i perioden umiddelbart efter opfiskning og frem til i dag

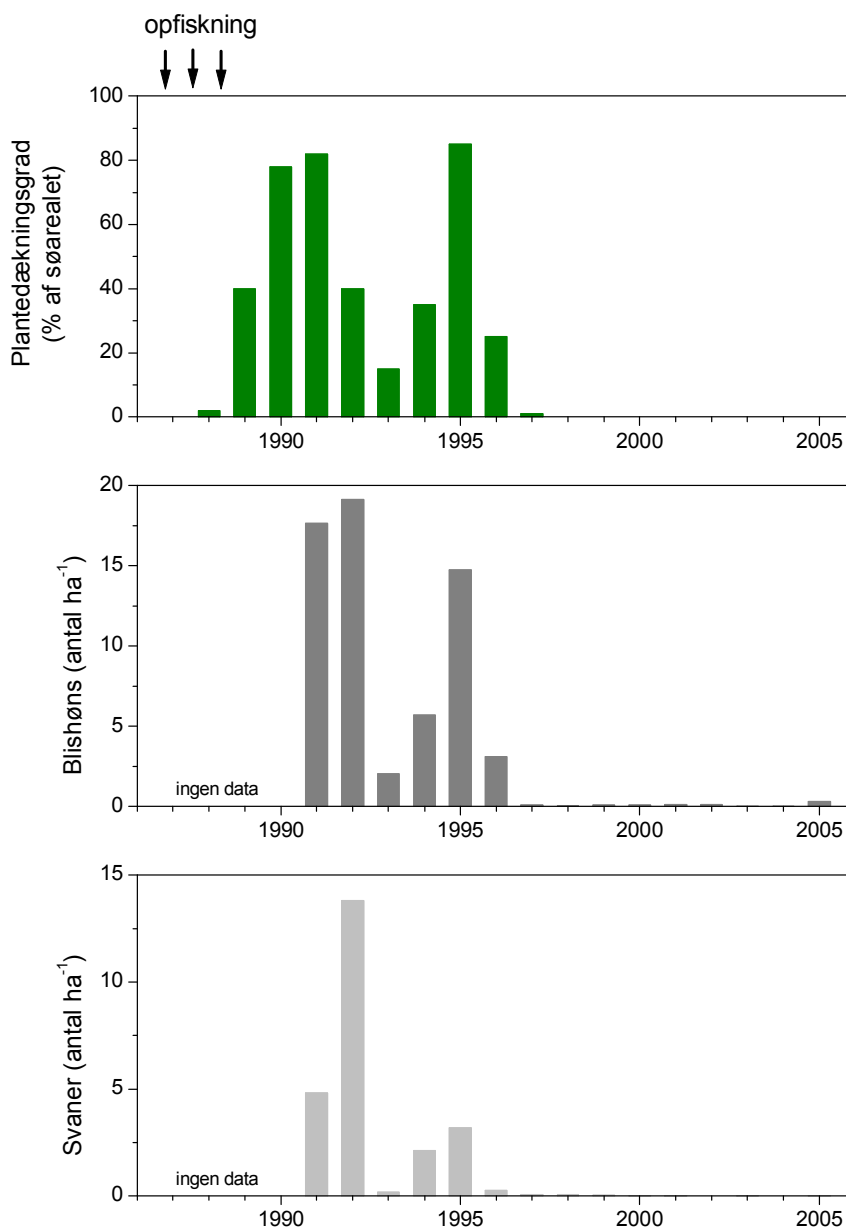


Inden opfiskningen fandtes der stort set ingen undervandsplanter i søen. Undervandsplanterne reagerede i begyndelsen langsomt på de forbedrede lysforhold efter indgrebet, og forsøg med vegetation i pletter placeret forskellige steder i søen indikerede, at fuglegræsning kunne være en medvirkende årsag til denne træghed. Dette understøttes også af, at koloniseringen af vandplanter efterfølgende startede i de dybere og mere eksponerede områder, hvor fuglegræsningen var lavest.

I årene efter indgrebet etablerede der sig en veludviklet undervandsvegetation (figur 26.7), hovedsagelig domineret af Kruset Vanddaks og især Vandpest, og allerede i 1990-1991 var ca. 80 % af søbunden dækket. Vegetationen gik kraftigt tilbage i sensommeren 1992, og i sommeren 1993 var kun ca. 15 % af søen dækket. Vandpesten var dog atter tilbage med over 80 % dækning i 1995, men efter 1996 er der kun fundet en meget spredt vegetation i søen, med en meget ringe samlet dækningsgrad. Årsagen til, at planterne forsvinder, er ikke fuldt klarlagt. Dog er det tidligere vist, at en monokultur af Vandpest med mellemrum kan bryde sammen og få vegetationen til at forsvinde i kortere eller længere perioder (Rørslett & Berge, 1986). Fugletællinger fra 1991-2005 viser desuden



**Figur 26.7** Den gennemsnitlige plantedækningsgrad 1986-2006 samt forekomsten af blichøns og svaner i Væng sø fra 1991 til 2005.



en klar sammenhæng mellem de to planteædende arter, blichøns og svaner, og planternes dækningsgrad (figur 26.7), hvilket indikerer, at fuglegræsning, sammen med det mere uklare vand (figur 26.2), kan være en medvirkende årsag til, at planterne ikke har været i stand til at genkolonisere søen.

#### 26.4 Konklusioner

Opfiskningen af ca. 4 tons fredfisk fra Væng Sø havde en klar positiv effekt på både vandkemi, planktonsamfund, fiskesammensætning og undervandsvegetation. I årene efter opfiskningen havde søen en lavere algebiomasse, den var mere klar, undervandsplanterne etablerede sig og bredte sig til størstedelen af søen. Samtidig øgedes mængden af dyreplankton, mens rovfiskene dominerede den reducerede fiskebestand. På trods af en lav fosforindløbskoncentration varede indgrebets positive effekt på søens generelle tilstand kun ca. 8-10 år, og allerede i 1997 for-

svandt planterne stort set fra søen, algebiomassen steg, og sigtddybden blev markant reduceret.

En af årsagerne til, at søen faldt tilbage til den uklare vegetationsløse tilstand, skal sandsynligvis findes i fiskebestanden, som gradvist ændrede sig, både hvad angår total biomasse og den indbyrdes fordeling af de forskellige fiskearter. Fiskebestanden ændredes nemlig til mere og mere at ligne sammensætningen før indgrebet, hvor brasen og især skalle var altdominerende i søen, mens rovfiskene kun udgjorde en mindre andel. En anden årsag til skiftet til den uklare tilstand kan evt. findes i en stor pulje af mobilt fosfor i søbunden, som kom i spil igen, da søen skiftede til den uklare tilstand.

### **26.5 Opfølgning og forventet udvikling**

Der er planer om et nyt indgreb i fiskebestanden i 2007-2008 støttet af CLEAR (Center for Sørestaurering). I den forbindelse studeres effekterne ved en række målinger og undersøgelser.

### **26.6 Referencer**

Rørslett, B. & Berge, D. (1986) Vasspest (*Elodea canadensis*) i 1980-åra (*Elodea canadensis* in Norway in the 1980s. *Blyttia* 44: 119-125.

I denne del II af rapporten om sørestaurering i Danmark er der gennemgået 26 eksempler på restaureringer. De fleste eksempler omhandler opfiskning og udsætning af geddeyngel, men der er også eksempler, der beskriver iltning af bundvand og tilsætning af aluminium. Eksemplerne er beskrevet af personer, som direkte har været involveret i de enkelte projekter, dvs. især tidligere amtsmedarbejdere.