
Hejrede Sø

Overvågningsdata 1996



Storstrøms Amt 1997
Teknik- og miljøforvaltningen

Kortmateriale:

Grundmaterialet tilhører Kort- og Matrikelstyrelsen. Supplerende information er påført af Storstrøms Amt. Kortene er udelukkende til tjenstligt brug hos offentlige myndigheder og må ikke gøres til genstand for forhandlinger eller distribuering til anden side uden særlig tilladelse fra Kort- og Matrikelstyrelsen.

Kort, der er mærket "Storstrøms amt og Thorkild Høy", er udført af landinspektør Thorkild Høy og må ikke gengives uden tilladelse.

(c) Copyright:

Storstrøms Amt, 1997. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

1.	Indledning	2
2.	Sammenfatning	2
3.	Beskrivelse af søen og dens opland	3
	3.1 Beliggenhed og morfometri	3
	3.2 Opland	4
4.	Søens belastningsforhold	8
5.	Vandbalance	10
	5.1 Nedbør	10
	5.2 Vandstand	11
	5.3 Vandbalance	13
	5.4 Opholdstid	13
6.	Stofbalancer	14
	6.1 Kvælstof	15
	6.2 Fosfor.	16
7.	Søkemi	18
8.	Biologi	21
	8.1 Fytoplankton	21
	8.2 Zooplankton	29
	8.2.4 Samspillet mellem fyto- og zooplankton.	37
	8.3 Vegetation	37
8.5	Fisk.	37
9.	Sediment.	38
10.	Scenarier.	38
11.	Konklusion.	39
12.	Metodebeskrivelse.	41
13.	Litteraturliste.	45
14.	Bilag.	48

1. Indledning

Hejrede sø er en af tre søer i Storstrøms amt, der indgår i vandmiljøplanens overvågningsprogram. De to øvrige søer er Røgbølle sø og Vesterborg sø. Formålet med overvågningsprogrammet er at følge effekterne af regeringens vandmiljøplan, der skal nedbringe næringsstofbelastningen af det danske vandmiljø.

På landsplan er der 37 overvågningssøer.

Denne rapport er udarbejdet i overensstemmelse med "Paradigma for dataoverførsel og rapportering i 1997 af Vandmiljøplanens overvågningsprogram" (Miljøstyrelsen, 1997).

Hejrede sø er i regionplantillægget om vandområdernes kvalitet 1992-2003 /37/ målsat med en skærpel målsætning (A1-målsætning), hvilket indebærer, at søen, for at opfylde sin målsætning, skal have en middelsommersigtdybde på mindst 1,00 m og et middelsommer-klorofylindhold på højest 75 µg/l.

Desuden skal undervandsvegetationen være udbredt til mindst 1,50 meters dybde.

Tilstanden i Hejrede sø er tidligere beskrevet i rapporterne "Hejrede sø, en overvågningssø i Storstrøms amt, 1989-1991" /38/, "Hejrede sø, overvågningsdata, 1992" /39/, "Hejrede sø, overvågningsdata, 1993" /40/, "Hejrede sø, overvågningsdata, 1994" /41/ og "Hejrede sø, overvågningsdata, 1995" /43/, samt i en række øvrige rapporter. Visse emner er mere detaljeret beskrevet i disse rapporter.

I bogen "Danmarks søer, Søerne i Storstrøms amt og på Bornholm" /15/ og i rapporten "Maribo Søndersø og Hejrede sø, Økologisk baggrundstilstand, Udviklings- og belastningshistorie" /8/ er der opsamlet en række historiske data om Hejrede sø.

2. Sammenfatning

Hejrede sø er en af de fire Maribosøer, der ligger i det midtlollandske dødislandskab. Søen er 51 ha, meget lavvandet og stort set uden undervandsvegetation. Afløbet til Maribo Søndersø sker via en pumpestation. Driftspraksis af pumpestationen har medført, at søen i mange år som hovedregel har haft en lav vandstand, og at vandstandsforholdene i søen er meget varierede.

Tilstanden i Hejrede Sø i 1996 var i høj grad præget af nedbørens mængde og fordeling over året. Nedbørsmængden var den laveste der er registreret siden 1989 og faldt hovedsageligt i årets sidste halvdel. Det medførte, at afstrømningen fra oplandet til Hejrede Sø var ekstremt lav og var koncentreret i april-maj og november-december.

Den ringe afstrømning fra oplandet medførte, at den eksterne belastning af søen med næringsstoffer var lav. Belastningen med kvælstof og fosfor var den laveste, der hidtil er registreret

Der blev kun pumpet vand ud af søen i april og december måned. Den lave tilledning og udpumpning medførte, at vandets opholdstid i søen er den længste, som hidtil er målt.

Den lange opholdstid betød, at en rekord stor del af det kvælstof, som blev tilført fra oplandet, blev tilbageholdt i søen. En stor del af det tilbageholdte kvælstof er sandsynligvis forsvundet fra svavlet, via denitrifikation, som frit kvælstof, idet iltindholdet i vandet var lavt i sensommeren.

Søvandskoncentrationen af kvælstof var i sensommeren-efteråret ekstrem høj og bestod for en stor del af ammonium. Det lave iltindhold i vandet på dette tidspunkt tyder på, at den høje ammoniumkoncentration skyldes udrådning af organisk stof på bunden, som sandsynligvis i perioder har været iltfri.

Det lave iltindhold i sensommeren-efteråret har også medført en stor intern belastning af søen med fosfor. De høje fosforkoncentrationer som måltes i denne periode, og som overvejende bestod af orthofosfat, må skyldes frigivelse af jernbunden fosfor fra sedimentet.

I 1996 er der sket et markant skift i fytoplanktonbiomassens størrelse og sammensætning. Efter et forårsmaksimum, overvejende bestående af rekylalger, faldt biomassen brat i midten af maj og var stort set nul resten af året; sandsynligvis på grund af store dafniearter, som effektivt nedgræssede fytoplanktonbiomassen.

Set over perioden 1989-1996 er der en tendens til faldende fytoplanktonbiomasse og et skift i dominansforholdet fra blågrønalger til rekylalger. Der har ikke kunnet konstateres en udvikling i zooplanktonbiomassen i perioden.

Modelberegninger viser, at hvis søen havde været i ligevægt, ville indløbskoncentrationerne af fosfor i 1995 og 1996 havde været tilstrækkelig lave til, at målsætningens krav til klorofylindhold og sigtdybde var overholdt. Hejrede Sø er imidlertid hverken næringsaltmæssigt eller biologisk i ligevægt, hvilket paradoksalet nok har betydet, at disse kravværdier rent faktisk er overholdt i 1996. Kravet om undervandsvegetation er dog stadig ikke opfyldt.

3. Beskrivelse af søen og dens opland

3.1 Beliggenhed og morfometri

Hejrede sø ligger øst for Maribo i det midtlollandske dødislandskab og er en af de fire Maribosøer. De øvrige Maribosøer er Røgbølle sø, Maribo Søndersø og Nørre sø. Hejrede sø, dens opland og tilløb ses på figur 3.1. Figur 3.2 er et detailkort over søen. På detailkortet er stationerne til prøveudtagning i søen angivet. Søens største tilløb er amtsvandløb 31 L, der udmunder i søens sydlige ende. I søens nordøstlige hjørne udmunder yderligere tre vandløb, kommunevandløbene 34, 35 og 36, hvor kommunevandløb 36 er det største.

Hejrede sø har via en pumpestation afløb til Maribo Søndersø.

De morfometriske data for Hejrede sø fremgår af tabel 3.1. De viste data er beregnet på baggrund af opmålinger foretaget i maj 1977 af landinspektør Thorkild Høy.

Overfladeareal, km²	0.511
Middeldybde, m	0.9
Største dybde, m	3.5
Volumen, 1000 m³	450
Længde af kystlinie, km	5.5

Tabel 3.1. Morfometriske data beregnet ved øverfladen i kote 7.00 (DNN).

Hejrede sø er en meget lavvandet sø. Over 95 % af søens areal har dybder under 1.5 meter. Bundforholdene er således meget jævne og ensartede bortset fra et dybt hul på 3.5 meter nær bredden ved Sølund. Kystkonturen er meget ujævn og søen er opdelt i 2 eller tre hovedbassiner.

3.2 Opland

Det samlede opland til Hejrede sø er på i alt 24.39 km², hvoraf selve søen udgør 0.511 km². Udstrækningen af oplandet fremgår af figur 3.1. Hejrede sø har det største opland i forhold til søens størrelse af de fire Maribosøer, bortset fra Nørresø. Sammenlignet med de øvrige nationale overvågningssøer er oplandets relative størrelse mere beskedent.

Det samlede opland kan inddeltes i:

Beskrivelse	Oplandsnummer
Oplandet til kommunevandløb 36	6400108
Oplandet til amtsvandløb 31L	6400110
Oplandet til kommunevandløbene 34 og 35 (det umålte opland)	6400114

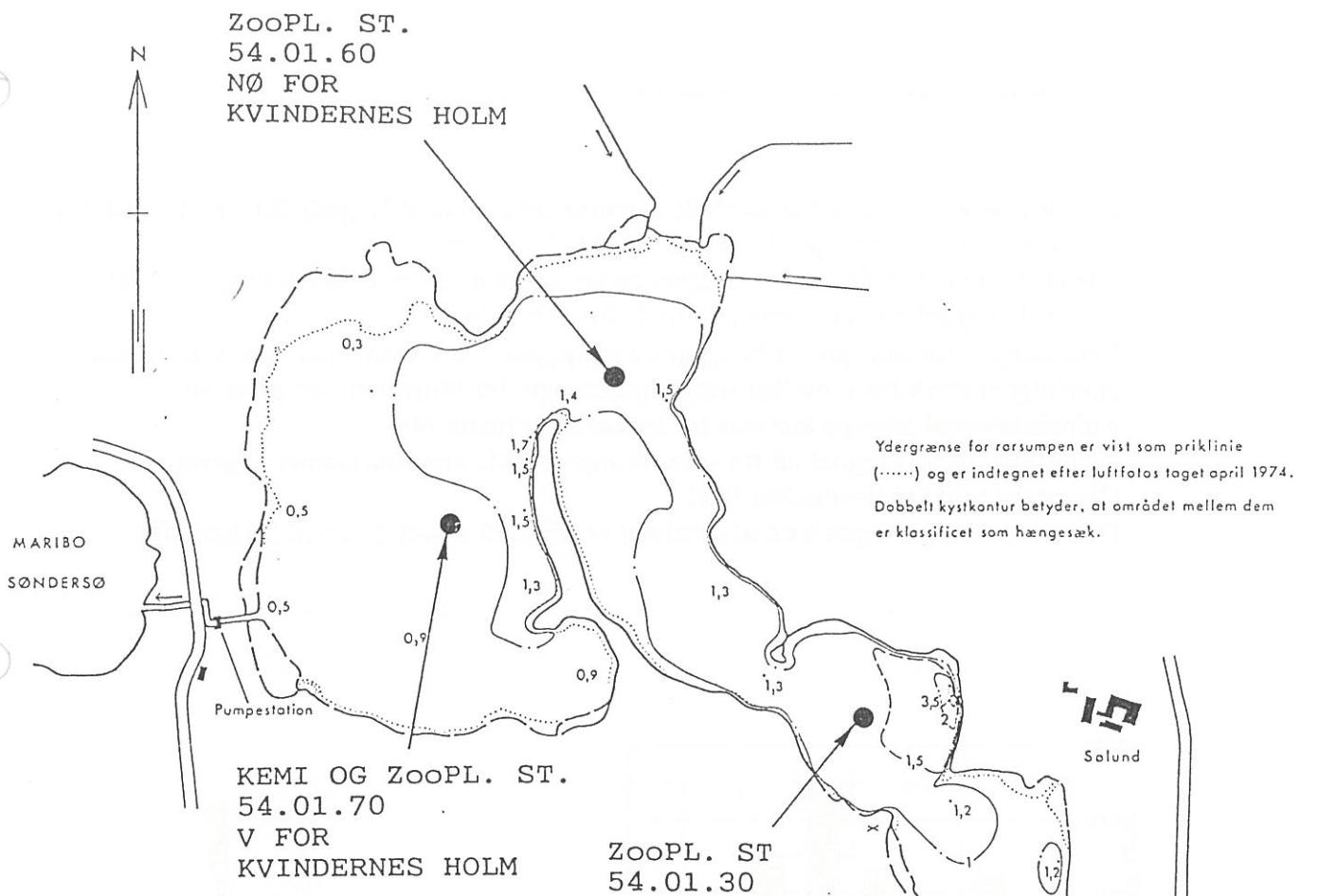
Der findes en del spredt bebyggelse i oplandet på i alt 526 p.e. inclusive et par mindre bysamfund, der ikke har fælles kloakering. Der er ingen industrivirksomhed i oplandet.

Søen og dens opland er mere detaljeret beskrevet i rapporten "Hejrede sø, en overvågningssø i Storstrøms amt, 1989-1991" /38/.

Dér henvises i øvrigt til bilag 1 vedrørende arealtypefordelingen i oplandet. Opgørelsen i bilag 1 er direkte baseret på opgørelser fra Arealdatkontoret fra 1990. Arealdatkontoret har kun foretaget opgørelser af to deloplante til Hejrede sø, nemlig oplandet til avl. 31 L og resten.



Figur 3.1. Hejrede sø, dens opland og tilløb.



HEJREDE SØ

NYSTED og SAKSKØBING KOMMUNER
 STORSTRØMS AMT

1:5000

100 50 0 100 200 300 400 500 m

Ekkolodning foretaget maj 1977
 Vandspejl 7,0m over DNN(GM)

© STORSTRØMS AMTSRÅD og THORKILD HØY

Figur 3.2. Detailkort over Hejrede sø.

4. Søens belastningsforhold

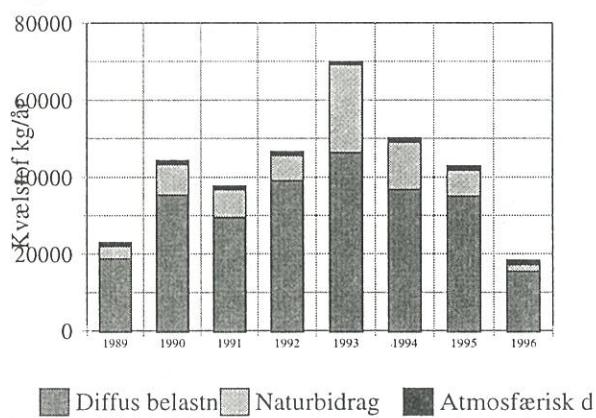
I fig. 4.1 og 4.2 ses dels den samlede eksterne belastning af Hejrede Sø med kvælstof og fosfor, og dels belastningen fordelt på de enkelte kilder.

I denne rapport er bidraget fra de dyrkede arealer lagt sammen med bidraget fra den spredte bebyggelse under betegnelsen diffus belastning.

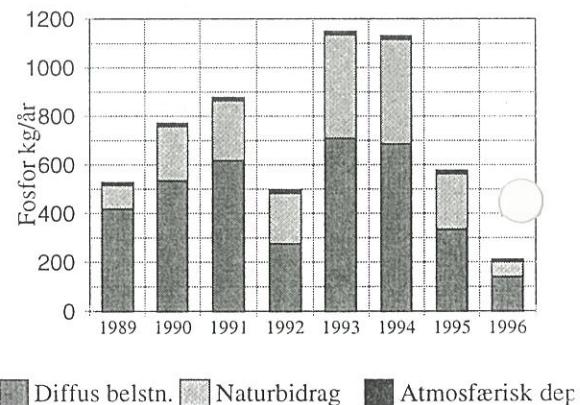
Belastningen fra den spredte bebyggelse er opgjort ved renseniveau mekanisk rensning efterfulgt af markdræn, hvilket ifølge oplysninger fra Miljøstyrelsen giver en stofreduktion på 55% på årsbasis for kvælstof og fosfor /44/.

Naturbidraget er beregnet ud fra vandføringsvægtede koncentrationer opgivet af Danmarks Miljøundersøgelser /45/.

Den atmosfæriske deposition af kvælstof er fra 1995 hævet fra 15 til 20 kg/ha/år.

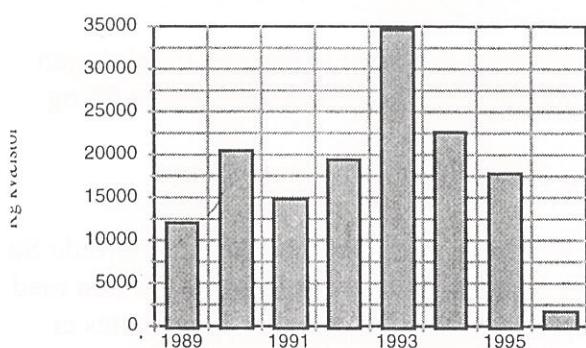


Figur 4.1 Belastningen med kvælstoff fordelt på kilder (kg Total-N/år)

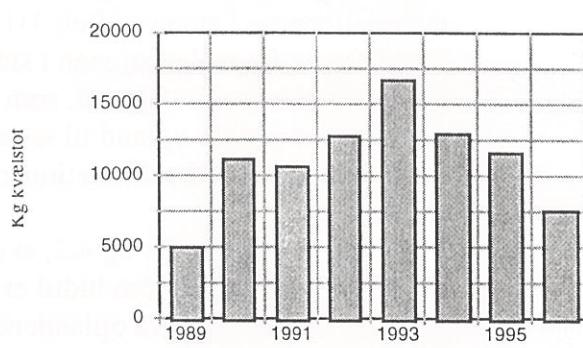


Figur 4.2 Belastningen med fosfor fordelt på kilder (kg Total-P/år)

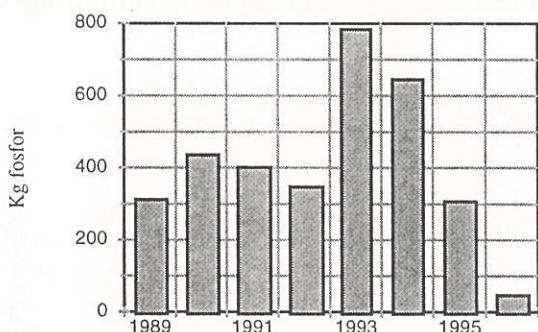
I bilag 4.1 og 4.2 findes en mere detaljeret kildeopgørelse for årene 1989 til 1996.



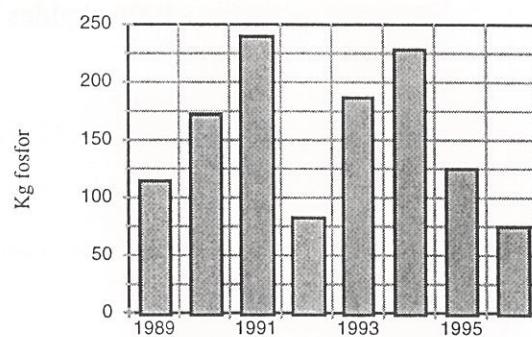
Figur 4.3 Kvælstofbelastning fra avl 31L



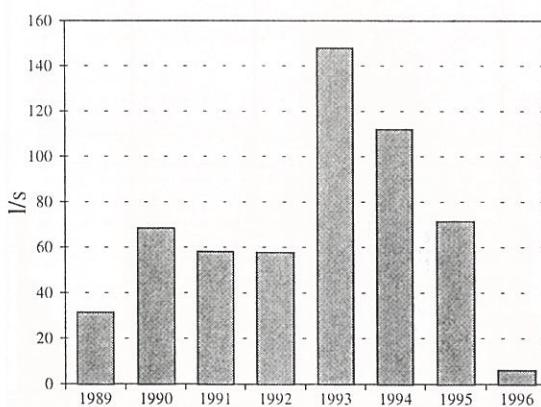
Figur 4.4 Kvælstofbelastning fra kvl 36



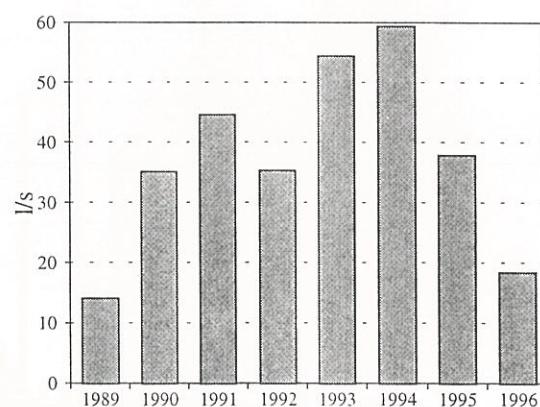
Figur 4.5 Fosforbelastning fra avl 31L



Figur 4.6 Fosforbelastning fra kvl 36



Figur 4.7 Årsafstrømning fra avl. 31L



Figur 4.8 Årsafstrømning fra kvl. 36

Tilledningen af kvælstof og fosfor til Hejrede Sø registreres ved hjælp af målestationerne i amtsvandløb 31L og kommunevandløb 36.

Resultaterne fra målestasjonen i sidstnævnte vandløb bruges til at beregne tilledningen fra det såkaldt umålte opland, som består af oplandene til kommunevandløbene 34 og 35, samt det direkte opland til søen.

Resultaterne fra de 2 målestationer i perioden 1989-1996 er afbildet ovenfor.

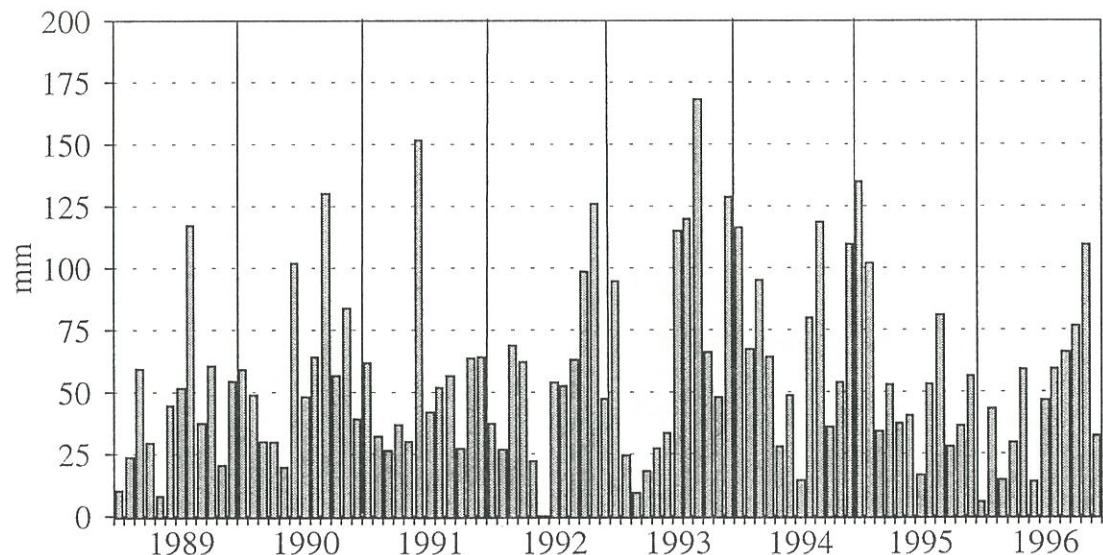
Det fremgår af figur 4.1 og 4.2, at den totale kvælstof- og fosforbelastning af Hejrede Sø i 1996 er den laveste, som hidtil er registreret. Den lave belastning hænger sammen med den lave afstrømning fra oplandene, som for amtsvandløb 31L (figur 4.7) ligeledes er den lavest registrerede, mens der i kommunevandløb 36 (figur 4.8) kun er målt en lavere årsafstrømning i 1989.

Søens eksterne belastning er en funktion af årsafstrømningen i de tilledende vandløb, hvilket er specielt tydeligt i amtsvandløb 31L (figur 4.3, 4.5 og 4.7).

Kildeopspiltningen (figur 4.1 og 4.2) viser, at det markante fald i belastningen med kvælstof og fosfor i 1996 skyldes fald i både den diffuse belastning og i naturbidraget.

5. Vandbalance

5.1 Nedbør

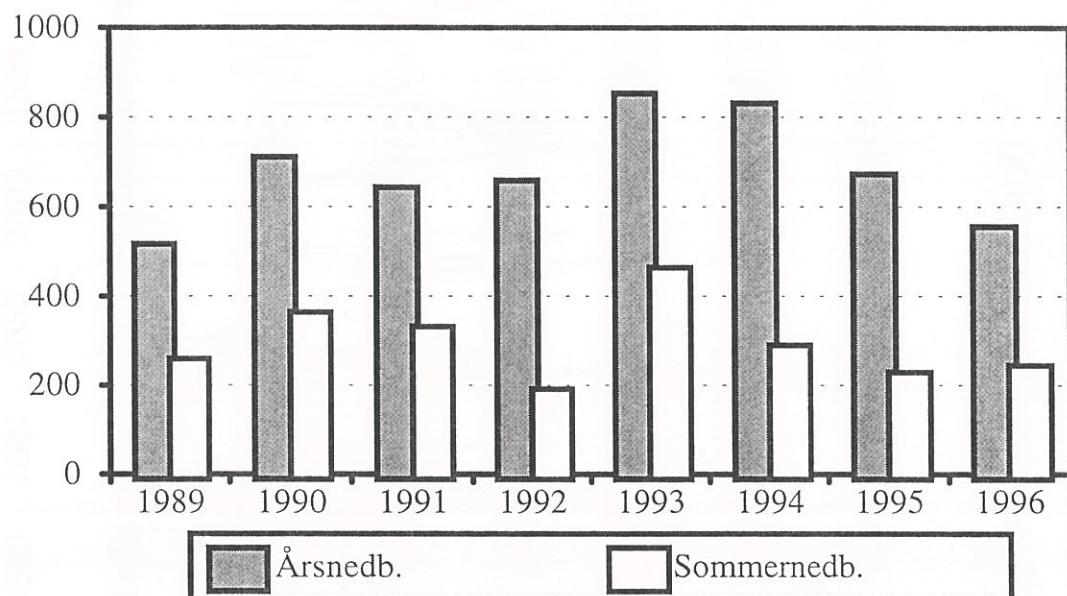


Figur 5.1 Månedsnedbør for perioden 1989-1996

Nedbøren i 1996 er beregnet af Statens Planteavlsforsøg i Foulum ved hjælp af WATCROS-modellen og DMI's stationsnet. Nedbøren er beregnet for Storstrøms Amt i et gridnet på 10 x 10 km svarende til 70 punkter og er korrigert til jordoverfladen.

Nedbøren ved Hejrede Sø er interpoleret mellem punkterne 839 og 840 og beregnet til 556 mm.

Årsnedbøren i 1996 er den laveste der er registeret siden 1989. Nedbøren faldt hovedsageligt i årets sidste halvdel. Nedbørsmængden i sommerperioden var under middel for perioden 1989-1996, se figur 5.1 og 5.2.



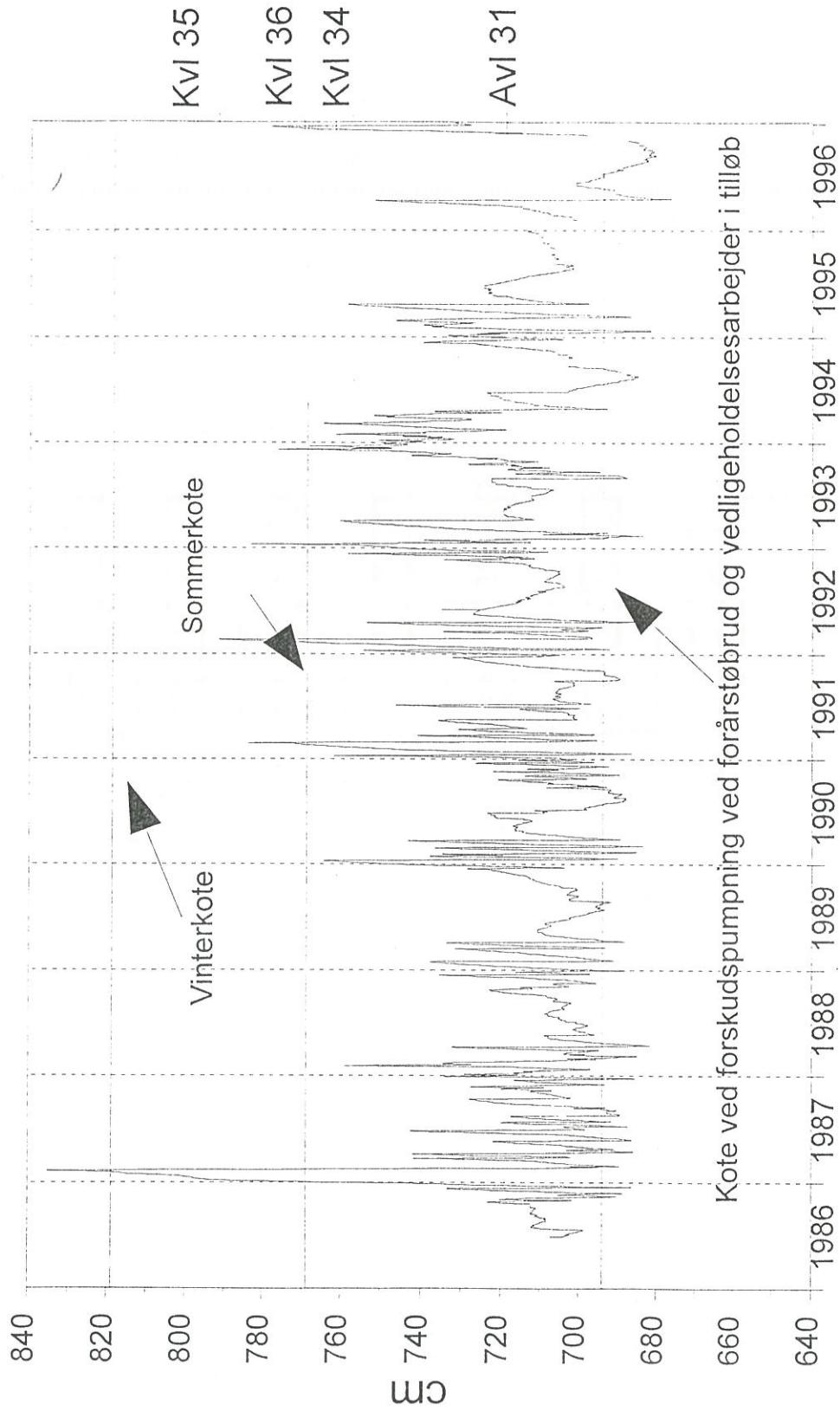
Figur 5.2 Års- og sommernedbør i perioden 1989-1996.

5.2 Vandstand

Vandstanden i Hejrede Sø reguleres af en pumpestation, der har afløb til Maribo Søndersø. Vandstanden er meget svingende, og da søen er meget lavvandet, er der store udsving i søens volumen (magasinændringer). Magasinændringer udgør således en væsentlig andel af søens volumen i nogle måneder.

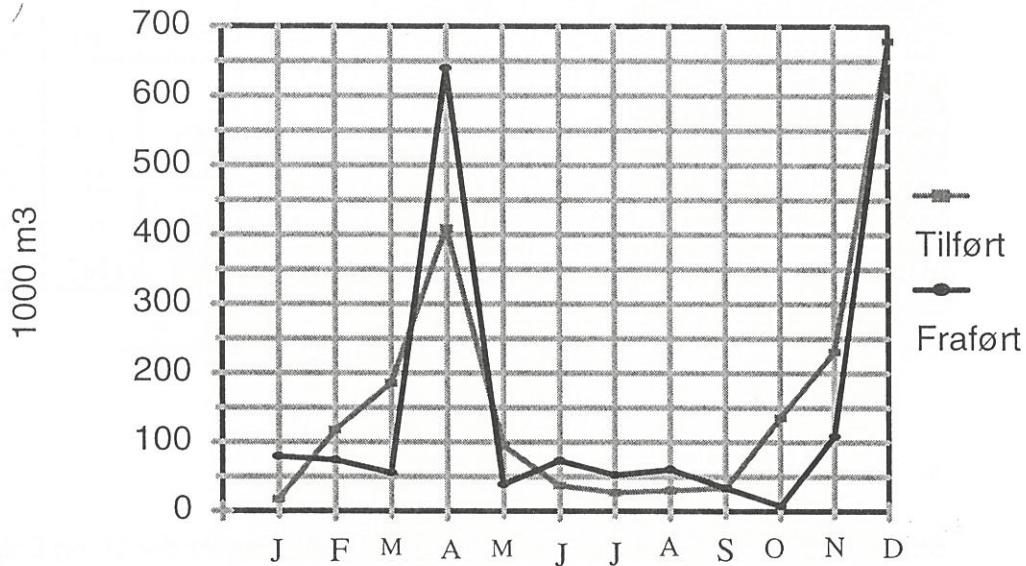
Som det fremgår af figur 5.3 blev vandstanden i foråret 1996 pumpet ned til under koten ved forårstøbrud. Herefter fik vandstanden lov at stige til over sommerkoten, før den sidst på året blev pumpet ned igen. Vandstanden i Hejrede Sø overholdt således heller ikke i 1996 regulativets koter for tilladte vandspejlssænkninger. Der blev ikke pumpet vand ud af søen i sommerperioden og vandstandsfluktuationerne er resultatet af nedbør fordampning og udsivning til grundvandet, se bilag 5.1, som er en detaljeret vandbalance for 1996.

Vandstand, cm over dansk normal nul Koter for tilladt vandspejlsænkning



5.3 Vandbalance

I figur 5.4 ses de totale til- og fraførte vandmængder opgjort på månedsbasis for 1996.



Figur 5.4 Til- og fraførte vandmængder for 1996 opgjort på månedsbasis

Figuren viser tydeligt nedbøren i april-maj og den efterfølgende nedpumpning af vandspejlet. Derefter følger den tørre sommerperiode, som bliver efterfulgt af nedbør sidst på året. Vandspejlet pumpes ned i december måned. Bilag 5.1 er en detaljeret vandbalance for 1996.

5.4 Opholdstid

Da volumenet i Hejrede Sø er lille i forhold til oplandets størrelse, og da afstrømningen fra søen generelt er meget uregelmæssig på grund af pumpningen, er der store udsving i opholdstiderne fra måned til måned og år til år.

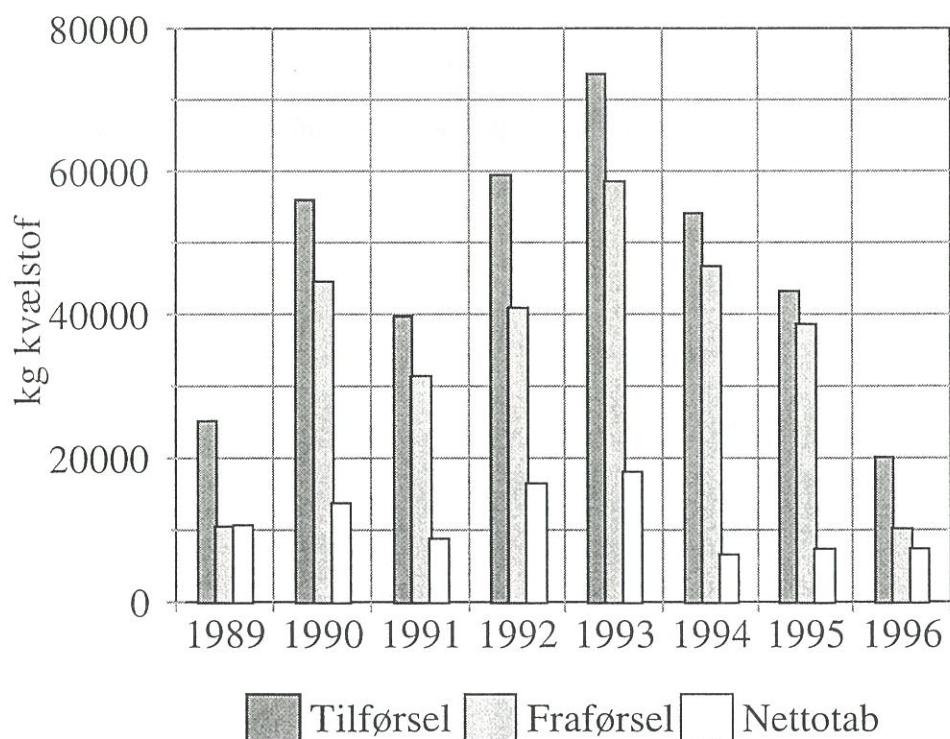
Opholdstiden for vandet i Hejrede Sø har i 1996 været relativ lang, som det fremgår af tabel 5.1. På grund af den ringe nedbørsmængde har afstrømningerne fra oplandene til søen været lave og koncentrerede i forårs- og efterårsmånederne, se figur 5.4.

Opholdstid i dage	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Opholdstid, Tilførsel								
Sommer (1/5-30/9)	309	102	73	260	56	114	249	300
År (1/1-31/12)	72	37	35	36	22	21	33	98
Min. måned	21	12	11	11	8	6	8	21
Max. måned	614	464	360	942	503	799	729	783
Opholdstid, Fraførsel								
Sommer (1/5-30/9)	272	91	64	238	55	117	228	258
År (1/1-31/12)	80	28	36	37	22	21	33	104
Min. måned	24	12	13	11	8	6	8	21
Max. måned	117	450	360	989	361	1489	1641	1727

Tabel 5.1 Opholdstider i dage for perioden 1989-1996

6. Stofbalance

Stofbalance er en opgørelse over, hvor store stofmængder der til- og fraføres søen, samt nettotabet (tilbageholdelsen). Nettotabet er de stofmængder, der forsvinder fra svovlunder under dets passage af søen. Nettotabet er beregnet ved at trække fraførte mængder fra de tilførte og korrigere for magasinændringen



Figur 6.1 Tilførsel, fraførsel og nettotab af kvælstof i perioden 1989-1996

Nettotabet regnes positivt når der fraføres stof fra sværvandet og negativt når der tilføres stof til sværvandet.

En detaljeret stofbalance for kvælstof, fosfor, orthofosfat og jern opgjort på månedsbasis for 1996 fremgår af bilag 6.1 til 6.4.

6.1 kvælstof

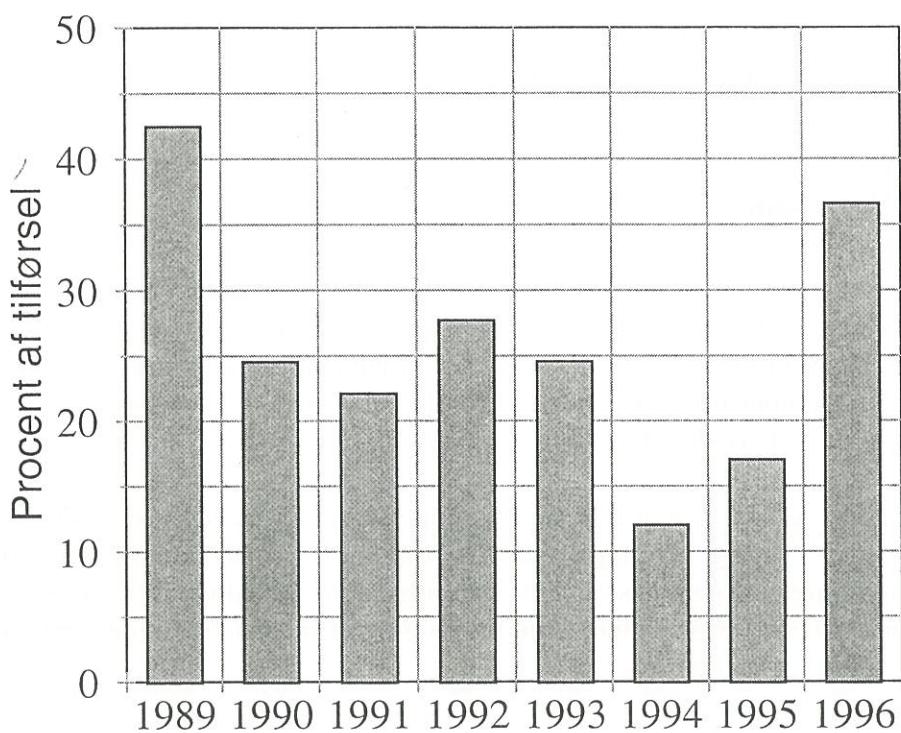
Tilførslen af kvælstof er, som nævnt i kapitel 4, en funktion af afstrømningen fra oplandene og tilførslen i 1996 er den laveste, som hidtil er registreret (figur 6.1).

Tilførslen sker hovedsagelig i forbindelse med afstrømningerne i februar- marts- april samt i november-december, idet de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer er højest i disse perioder (figur 5.4 og bilag 6.1).

Nettotabet af kvælstof er resultatet af flere interne processer i søen. Der tilføres kvælstof til sværvandet via algers optagelse af frit kvælstof fra atmosfæren (kvælstoffiksering), ved nedbrydning af organisk stof samt ved ophivling af sediment (resuspension). Der fraføres kvælstof fra sværvandet ved produktion af frit kvælstof (denitrifikation) samt ved bundfældning af organisk stof.

Det ses af figur 6.1, at nettotabet i 1996 har været på niveau med de foregående år, men sammenholdes nettotabet med den tilførte mængde (figur 6.2) ses, at tilbageholdelsen af kvælstof i procent af tilførslen var stor og kun har været større i 1989. Det relativt store nettotab kan skyldes vandets lave iltinhalt i sensommeren-efteråret, som kan have forårsaget denitrifikation af kvælstof.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration var i 1996 højest i forårs- og efterårsmånederne, hvor også afstrømningen fra oplandene var størst. Dette skyldes, at kvælstof hovedsagelig tildelles fra dyrkede arealer, hvor det udvaskes i forbindelse med nedbør. Som det ses af figur 5.1 faldt nedbøren i 1996 overvejende i forårs- og efterårsmånederne

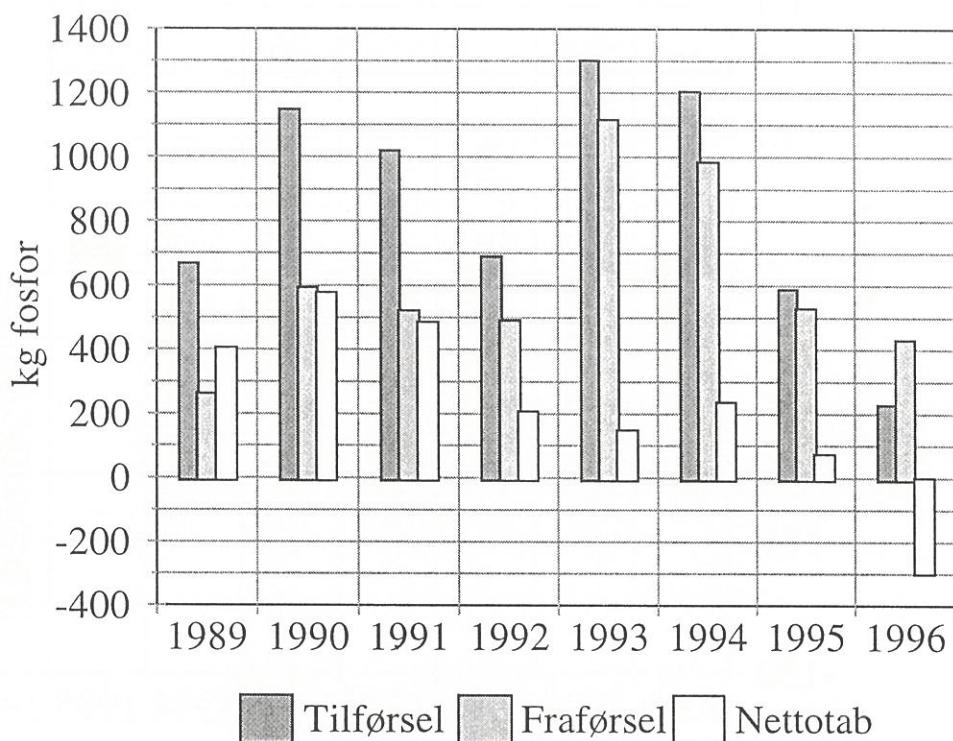


Figur 6.2 Tilbageholdelsen af kvælstof i procent af tilførslen i perioden 1989-1996

6.2 Fosfor

I 1996 var tilførslen af fosfor til Hejrede Sø lille på grund af den ringe afstrømning fra oplandet (figur 6.3). Tilførslen skete hovedsageligt i forårs- og efterårsmånederne i forbindelse med, at afstrømningerne var størst (figur 4.7 og 4.8). Den vandføringsvægtede indløbskoncentration var højeste i sommerperioden, hvor afstrømningen var mindst. Dette skyldes, at fosforen hovedsagelig stammer fra den spredte bebyggelses spildevand, som udledes jævnt over året.

Fraførslen skete, som for kvælstofs vedkommende, hovedsageligt i forbindelse med pumpningen i april og december måneder.

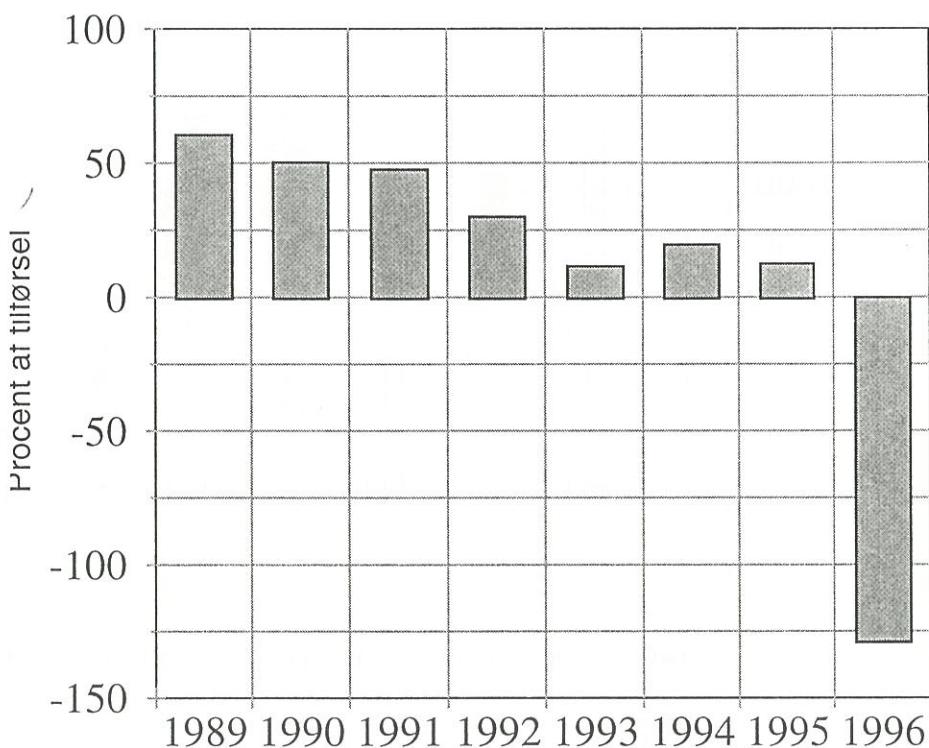


Figur 6.3 Tilførsel, fraførsel og nettotab af fosfor i perioden 1989-1996

Nettotabet af fosfor er resultatet af flere interne processer i søen. Der tilføres fosfor til sværvandet ved nedbrydning af organisk stof, ved frigivelse fra sedimentet samt ved ophvirvling af sediment i sværvandet (resuspension). Der fraføres fosfor fra sværvandet ved bundfældning af organisk stof. Nettotabet er således et udtryk for nettodeponeringen af fosfor på sør bunden.

Nettotabet var negativt i 1996, hvilket hovedsageligt må skyldes, at der blev tilført fosfor fra sedimentet til vandfasen. Det ses af bilag 6.2, at fosforfrigivelsen fra bunden sker i sommer- og efterårsmånederne (i form af orthofosfat), hvor iltindholdet i vandet er relativt lavt og sedimentet muligvis i perioder har været iltfrit. Det er kendt, at iltfri forhold i sedimentet øger frivelsen af fosfor fra den jernbundne pulje i sedimentet. Frigivelsen afspejler sig i de meget høje søkoncentrationer af orthofosfat, der forekommer i denne periode.

Ved sedimentundersøgelsen i 1992 /39 / blev det konkluderet, at den mobile pulje af fosfor i sedimentet må antages at være lav. Intern belastning medfører imidlertid en betydelig forøget fosforkoncentration i sværvandet, da vandvolumet over sedimentet er meget lille i den lavvandede sø.



Figur 6.4 Tilbageholdelsen af fosfor i procent af tilførslen i perioden 1989-1996

Det ses af figur 6.4, at der for perioden 1989-1995 for fosfor har været en faldende tendens i tilbageholdensens procentvise andel af tilførslen, som i 1996 er blevet afløst af en egentlig aflastning fra søen.

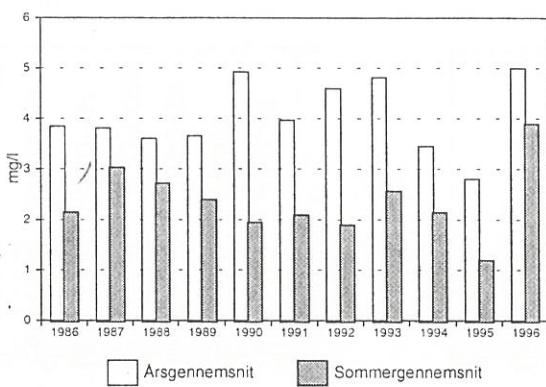
Det kan konkluderes, at da tilførslerne af kvælstof og fosfor er forskellige fra fraførslerne, og da nettotabene er forskellige fra nul, er Hejrede Sø ikke i balance. Der er intet der tyder på, at søen inden for en overskuelig årrække vil komme i balance.

7. Søkemi

Måleresultaterne for perioden 1986 til 1995 fremgår af rapporten Hejrede Sø, 1989 - 1991 /38/ og rapporterne Hejrede Sø, 1992 /39/, Hejrede Sø, 1993 /40/, Hejrede Sø, 1994 /41/ og Hejrede Sø, 1995 /43/. De konkrete måleresultater fra 1996 fremgår af bilag 7.0 og de beregnede års- og sommertgennemsnit for alle parametre fremgår af bilag 7.1.

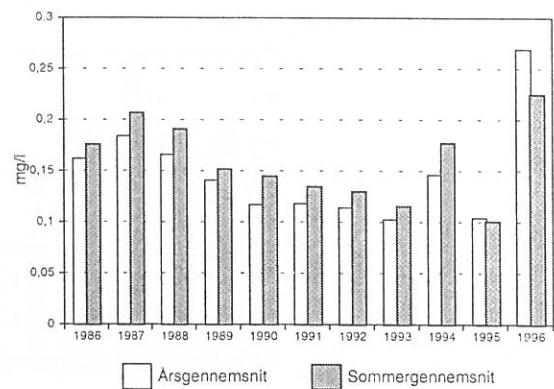
I de følgende figurer (7.1 til 7.12) vises de beregnede års- og sommertgennemsnit for de vigtigste parametre for perioden 1986 til 1996.

Total-N



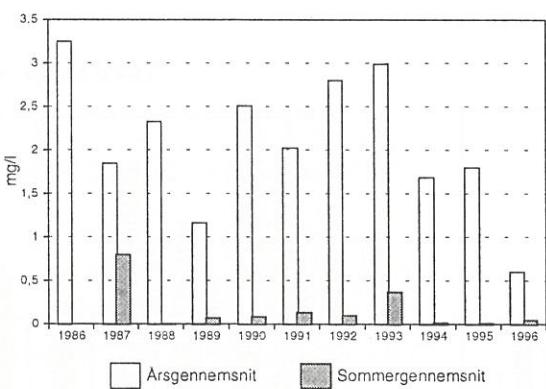
Figur 7.1

Total-P



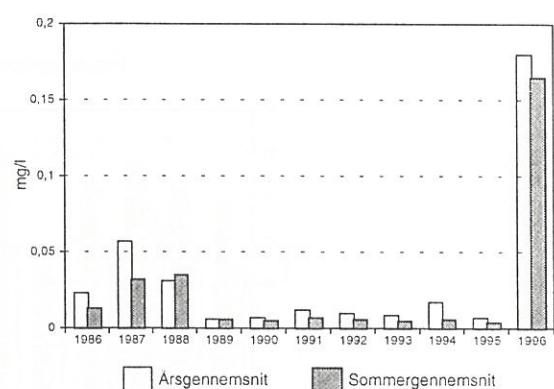
Figur 7.2

Nitrit-nitrat-N



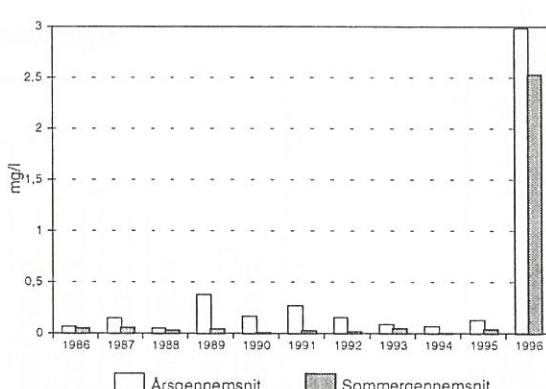
Figur 7.3

Ortho-P



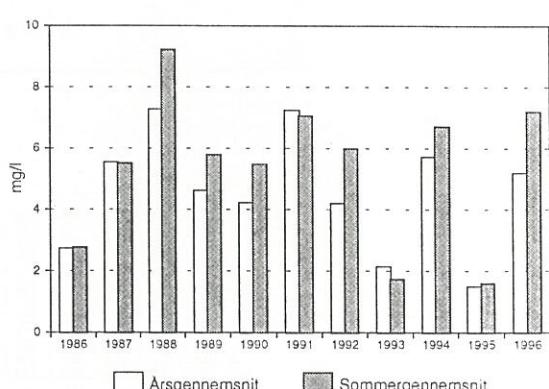
Figur 7.4

Ammonium-N



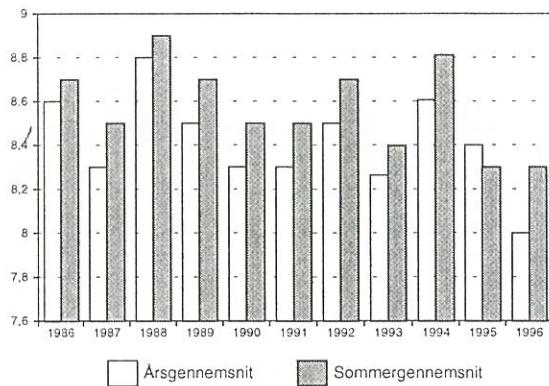
Figur 7.5

Silicium



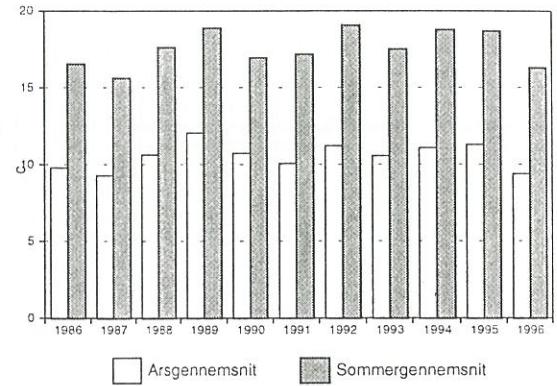
Figur 7.6

pH



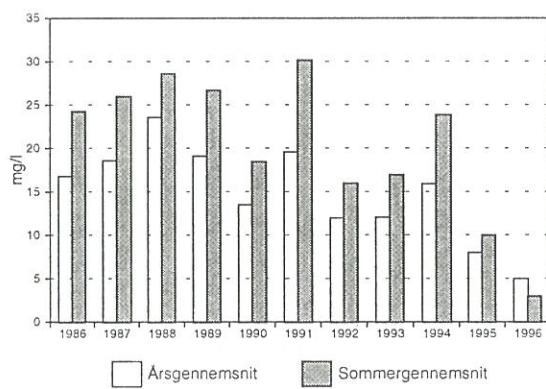
Figur 7.7

Temperatur



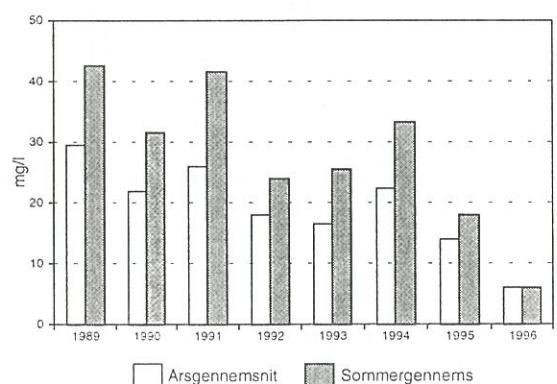
Figur 7.8

Partikulær COD



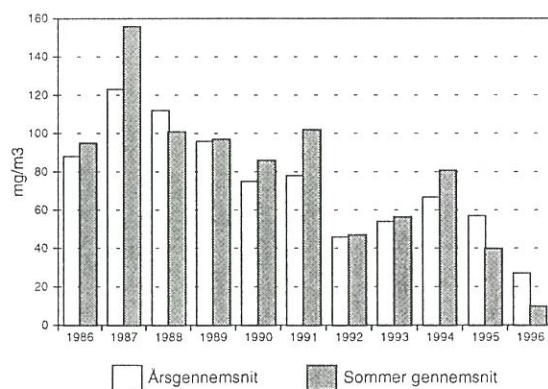
Figur 7.9

Total susp. stof



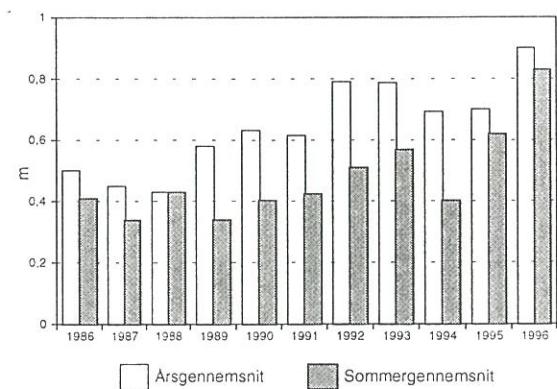
Figur 7.10

Klorofyl-a



Figur 7.11

Sigtdybde



Figur 7.12

Hejrede Sø havde i 1996 de højeste årsmiddel- og sommermiddelkoncentrationer for totalfosfor og totalkvælstof, som er opgjort i perioden (figur 7.1 og 7.2).

I sensommeren og efteråret er iltindholdet i sværvandet, målt i overfladen, lavt (bilag 7.0). De tilsvarende dybdeprofiler viser meget ringe iltindhold ved bunden.

De høje totalkvælstofkoncentrationer skyldes frigivelse af ammonium (figur 7.5) fra sedimentet forårsaget af nedbrydning af organisk stof under iltfri forhold i bunden i sensommeren og efteråret (bilag 6.1).

De høje totalfosforkoncentrationer skyldes intern belastning, idet der friges orthofosfat (figur 7.4) fra sedimentet i sensommeren og efteråret på grund af det lave iltindhold.

Klorofylindholdet er det laveste og sigtdybden er den største der, der er målt i perioden. Dette forhold diskutes nærmere i kapitel 11: Konklusion.

Regressionsanalyser for perioden 1986-1996 viser, at der beregnet på årsmidlerne (bilag 7.2) er et signifikant fald i klorofylindholdet samt en signifikant forøgelse af sigtdybden. Såfremt 1996, som afstrømningsmæssigt var et meget atypisk år, udelades af analysen, er der desuden et signifikant fald i totalfosforkoncentrationen

Opgjort på sommermidlerne for den samme periode (bilag 7.3) er der et signifikant fald i klorofylindholdet og signifikant forøgelse af sigtdybden. Såfremt 1996, som afstrømningsmæssigt var et meget atypisk år, udelades af analysen, er der desuden et signifikant fald i totalfosfor- og totalkvælstofkoncentrationen.

Ved test af forskelle på middelværdierne af års- og sommerkoncentrationerne for perioderne 1986-1989 og 1989-1996 fandtes, at for årsværdierne (bilag 7.4) var der for sigtdybden og klorofylindholdet en signifikant forskel på de to perioder.

For sommerværdierne (bilag 7.5) var der en signifikant forskel på middelværdierne for fosforkoncentrationen og klorofylindholdet i de to perioder.

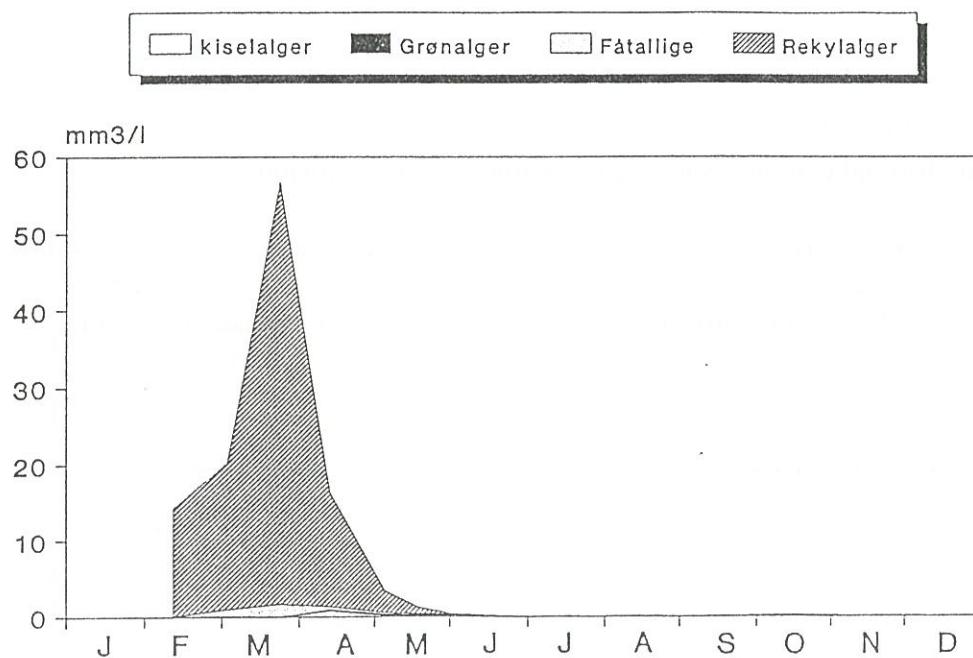
8. Biologi

Planktonprøverne fra Hejrede Sø er udtaget af Storstrøms Amt, mens oparbejdning og afrapportering er foretaget af Carl Bro Energi & Miljø as. Tekst og figurer er hentet i denne rapport /46/, ligesom metodebeskrivelse og rådata kan findes heri. Bilagshenvisningerne er derfor til rapporten /46/.

8.1 Fytoplankton

Der blev udtaget 18 fytoplanktonprøver i Hejrede Sø i perioden februar-december 1996. En liste over de fundne arter, sammensætningen af fytoplankton samt tætheden, angivet i antal/ml, fremgår af bilag 1 /46/. De talte arters/samlegruppers dimensioner og beregnede volumenbiomasser er angivet i bilag 2 /46/.

Hejrede Sø 1996



Figur 8.1 Årstidsvariationen af fytoplanktonbiomassen i Hejrede Sø 1996 samt variationen i de enkelte fytoplanktongruppers biomasse

8.1.1 Biomasse

Resultaterne af biomasseopgørelserne, fordelt på arter/samlegrupper, fremgår af bilag 3 /46/.

Af figur 8.1 fremgår det, at udviklingen i fytoplanktonbiomassen over året i Hejrede Sø i 1996 havde et meget atypisk forløb sammenlignet med tidligere år /46:7-13/. Allerede på første prøvetagningsdag i midten af februar var fytoplanktonbiomassen relativ høj for års tiden ($14 \text{ mm}^3/\text{l}$). Fra februar til begyndelsen af marts steg biomassen jævnt, hvorefter den i løbet af 21 dage øgedes med en faktor 3 til årets absolut største og eneste maksimum på $7 \text{ mm}^3/\text{l}$ i slutningen af marts. I april faldt fytoplanktonbiomassen brat, hvorefter den fra midt i maj og resten af året var under $1 \text{ mm}^3/\text{l}$.

Den totale fytoplanktonbiomasse i Hejrede Sø i 1996 varierede således fra et minimum på mindre end $1,0 \text{ mm}^3/\text{l}$ i perioden juni-december til et maksimum på $57 \text{ mm}^3/\text{l}$ i slutningen af marts.

På årsbasis var den gennemsnitlige tidsvægtede fytoplanktonbiomasse på $7,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ og for vækstsæsonen, maj-oktober, var den på $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$, bilag 3 /46/.

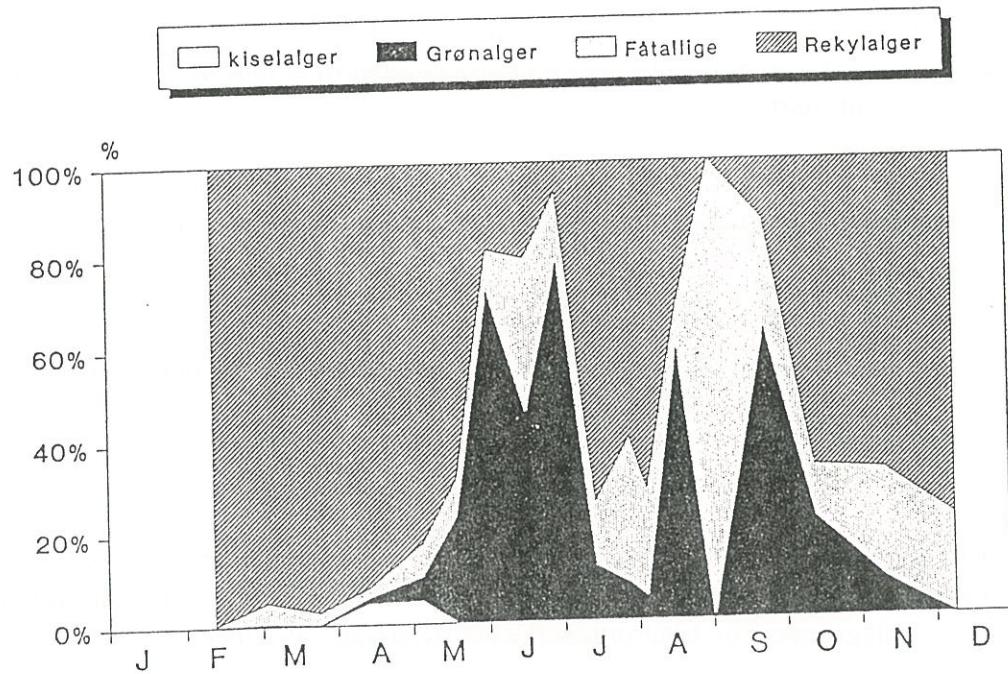
8.1.2 Sammensætning

Fordelingen af fytoplanktonbiomassen mellem de forskellige algegrupper samt den procentvise fordeling fremgår af bilag 4 /46/. I tabel 3.1 ses det fundne antalarter/samlegrupper inden for hver algeklasse samt deres procentvise andel af biomassen på årsbasis og i vækstsæsonen.

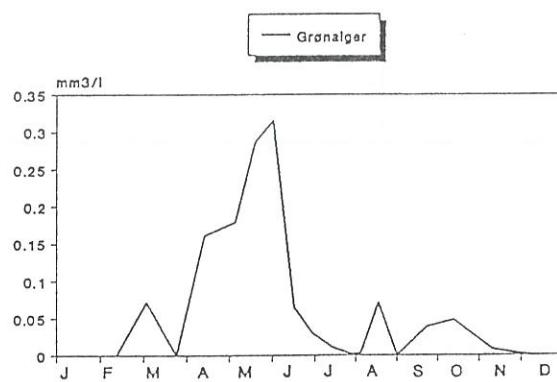
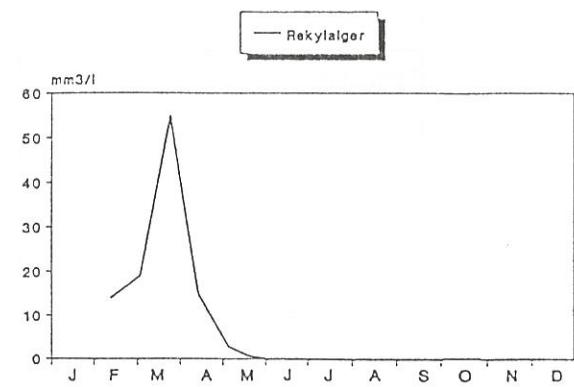
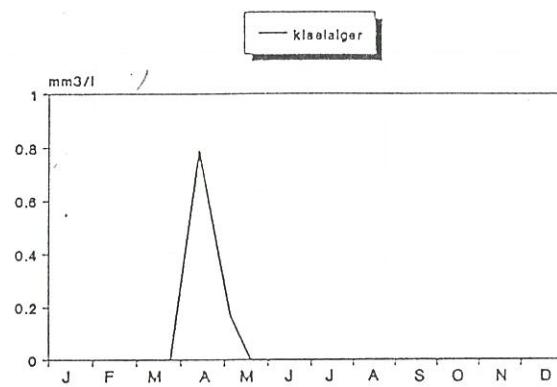
Der blev fundet 99 arter/samlegrupper i Hejrede Sø i 1996, heraf blev 21 arter/samlegrupper talt (tabel 3.1). Der blev fundet flest arter/samlegrupper blandt grønalgerne (46 arter/samlegrupper) og blågrønalgerne (16 arter/samlegrupper).

Rekylalgerne dominerede totalt den gennemsnitlige tidsvægtede fytoplanktonbiomasse på årsbasis. De udgjorde 95 %, og det er derfor ikke relevant at tale om en egentlig subdominerende algegruppe på årsbasis. I vækstsæsonen dominerede rekylalger, mens grønalgersubdominerede fytoplanktonbiomassen.

Hejrede Sø 1996



Figur 8.2 Successionen i den procentvise sammensætning af fytoplankbiomassen gennem året i Hejrede Sø 1996.



*Figur 8.3 De enkelte algegruppers biomasse gennem året i Hejrede Sø i 1996.
Bemærk, at Y-aksens målestokforhold varierer*

8.1.3 Årstdvariation

I bilag 5 /46/ ses en oversigt over dominerende og subdominerende fytoplanktonarter og samlegrupper i Hejrede Sø i 1996.

De vigtigste algegruppers biomasse gennem året er vist i figur 8.3.

Kiselalger

Kiselalgerne havde ingen større betydning for den samlede fytoplanktonbiomasse i Hejrede Sø i 1996. Den ringe kiselalgebiomasse i april og maj bestod af hhv. små centriske kiselalger, < 10 µm, og af forskellige arter af den pennate kiselalge *Nitzschia spp.*

Rekylalger

Rekylalgernes biomasse dominerede som omtalt totalt den samlede fytoplanktonbiomasse i langt størstedelen af året 1996. Biomasse maksimumet på 57 mm³/l sidst i marts bestod således for 97 % vedkommende af rekylalger.

Rekylalger observeres ellers meget sjældent i masseforekomst, hvilket sandsynligvis skyldes, at de på grund af deres størrelse har meget stor fødeværdi for zooplanktonet /46: 5/.

Slægten *Cryptomonas* i forskellige størrelseordener var altdominerende. *Cryptomonas* er kendt for at kunne optræde flere gange i årets løb, bl.a i løbet af vinteren og det tidlige forår under is, i slutningen af andre algers maksima og i detritusfasen. Samtidig kan *Cryptomonas* ernære sig delvist heterotroft, hvorfor den i perioder med dårlige næringsforhold for andre algegrupper har mulighed for bedre vækst /46: 5/.

Endvidere forekom rekylgearten *Rhodomonas lacustris* hele året og udgjorde langt størstedelen af den meget lave fytoplanktonbiomasse i perioden juni til december.

Grønalger

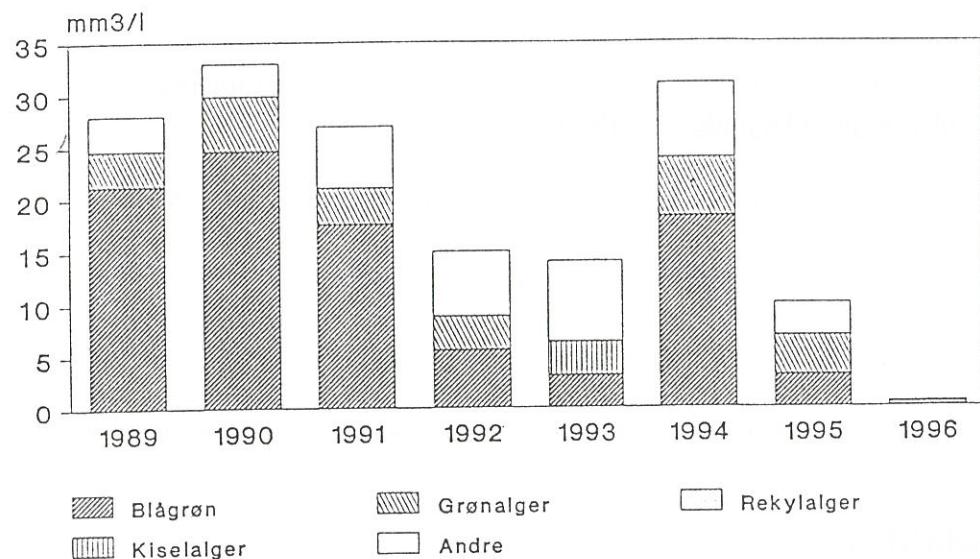
Grønalger var stort set til stede hele året i Hejrede Sø i 1996, men de udgjorde ikke på noget tidspunkt en betydelig biomasse. Størst betydning for den beskedne grønalgebiomasse havde den volvocale grønalgeslægt *Chlamydomonas*, de chlorococcale grønalgeslægter *Ankyra* og *Scenedesmus* samt den ulotrichake art *Koliella longiseta*.

8.1.4 Sammenligning med tidlige år

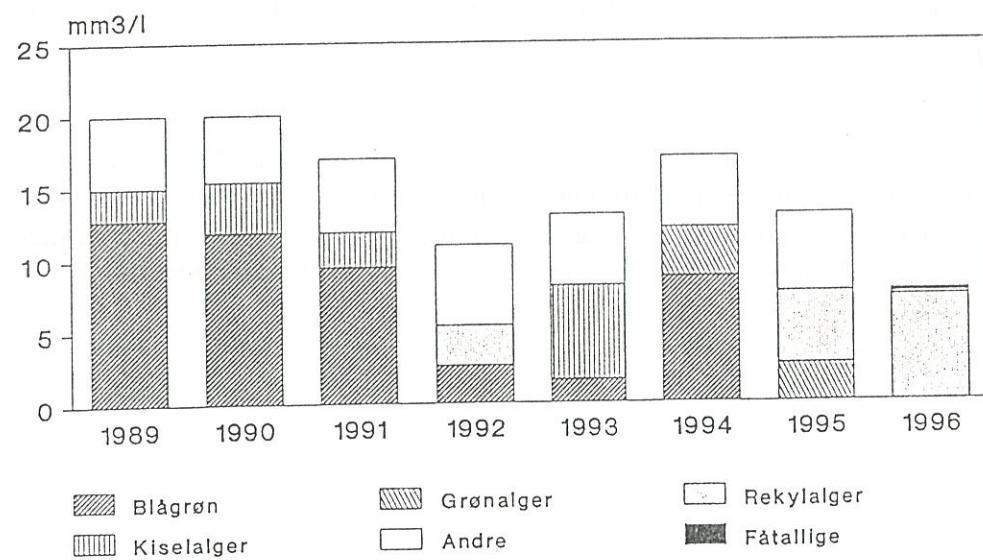
I figur 8.4 ses den totale tidsvægtede fytoplanktonbiomasse på årsbasis og i

Hejrede Sø 1989-1996

Fytoplanktonbiomasse vækstsæson



Fytoplanktonbiomasse hele året



Figur 8.4 Den totale tidsvægtede gennemsnitlige fytoplanktonbiomasse og dens fordeling på algeklasser i vækstsæsonen og for hele året i Hejrede Sø 1989-1996 /46: 7-13/

vækstsæsonen samt biomassen for dominerende og subdominerende fytoplanktonklasser 1989-1996. I bilag 6 /46/ findes de eksakte værdier for figurerne samt den maksimale biomasse i samme periode /46: 7-13/.

Den gennemsnitlige tidsvægtede fytoplanktonbiomasse i vækstsæsonen er i 1996 den absolut laveste, der er registreret i perioden 1989-1996. Selv set i lyset af den faldende udviklingstendens, der har været i biomassens størrelse siden 1989, er fytoplanktonbiomassen i vækstsæsonen i 1996 usædvanlig lav.

Den gennemsnitlige tidsvægtede biomasse på årsbasis var i 1996 ligeledes den hidtil laveste registreret i perioden 1989-1996. Igennem de seneste 8 år har der overordnet set kunnet spores en udviklingstendens i retning af et fald i den totale fytoplanktonbiomasse på årsbasis.

Rekylalgerne har siden 1992 fået større og større betydning for biomassen, og i 1996 udgjorde de stort set hele den samlede fytoplanktonbiomasse på årsbasis (95%), mens rekylalger i vækstsæsonen for første gang i perioden 1989-1996 optrådte som dominerende algegruppe i planktonet i 1996.

Siden undersøgelsesperiodens start har blågrønalgerne i 1989-1996 været den dominerende eller subdominerende algegruppe både i vækstsæsonen og på årsbasis (bilag 6) /46/. Igennem perioden (med undtagelse af 1994) er der observeret et markant fald i blågrønalgernes andel af den totale biomasse. 1995 blev et overgangsår, hvor blågrønalger kun var subdominerende i vækstsæsonen. For første gang i perioden 1989-1996 var blågrønalger i 1996 hverken den dominerende eller subdominerende algegruppe i vækstsæsonen eller på årsbasis.

Sammenfattende kan det konstateres, at der i 1996 er registreret et markant skift i fytoplanktonbiomassens størrelse og sammensætning både på årsbasis og i vækstsæsonen. Lignende specielle forløb i fytoplanktonbiomassen med meget høj biomasse i foråret efterfulgt af ekstremt lave biomasser resten af året er observeret i andre danske vandområder /46: 15-16/.

8.2 Zooplankton

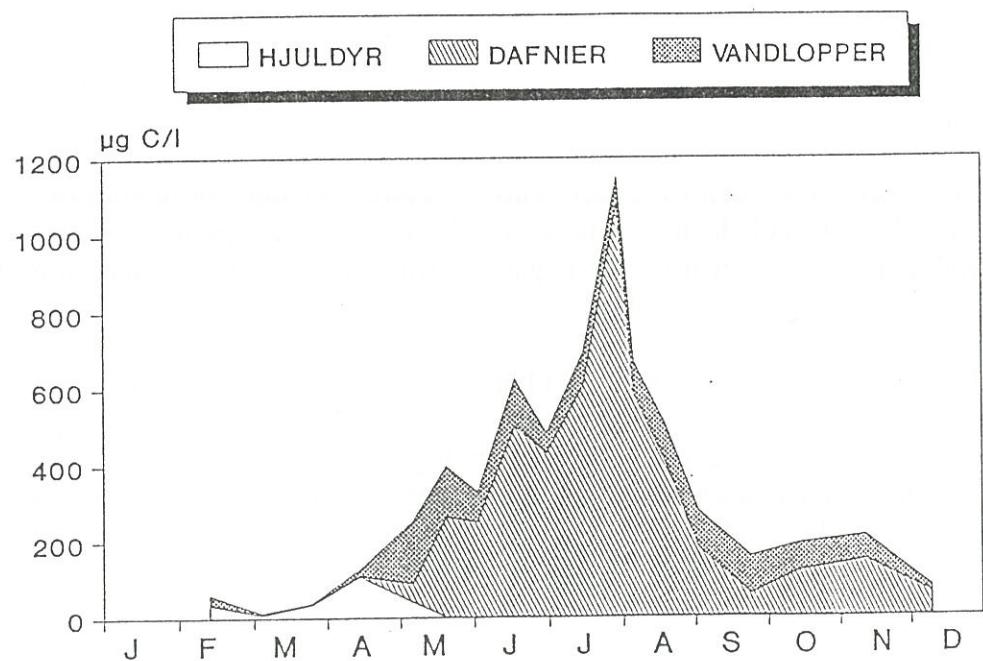
Der blev udtaget 18 zooplanktonprøver i Hejrede Sø i perioden februar-december 1996.

Artsliste og antal/l i Hejrede Sø i 1996 fremgår af bilag 7 /46/. Zooplanktonbiomassen for de enkelte arter og grupper samt den relative sammensætning af zooplanktonbiomassen, fordelt på hovedgrupper, fremgår af bilag 9 og 10 /46/.

3.2.1 Biomasse

Zooplanktonbiomassen i Hejrede Sø i 1996 var karakteriseret ved 3 maksima (figur 8.5). Forårsmaksimum optrådte i midten af maj (400 µg C/l), et mindre somtermaksimum i

Hejrede Sø 1996



Figur 8.5 Zooplanktonbiomassen i mg C/l i Hejrede Sø i 1996.

midten af juni (623 µg C/l) og et større sommermaksimum sidst i juli (1147 µg C/l).

Den gennemsnitlige tidsvægtede zooplanktonbiomasse for hele året var 258 µg C/l og i vækstsæsonen (1/5-30/9) 472 µg C/l.

8.2.2 Sammensætning og årstidsvariation

Den procentvise sammensætning af zooplanktonbiomassen, beregnet på årsbasis og for vækstsæsonen, er vist i tabel 8.2.

	Års-gennemsnit	Vækstsæson-gennemsnit
Hjuldyr	7	1
Dafnier	70	78
Vandlopper	23	21

Tabel 8.2 Den procentvise fordeling af den tidsvægtede gennemsnitlige biomasse for hele året og vækstsæsonen (1/5-30/9) i Hejrede Sø i 1996.

Af tabel 8.2 fremgår det, at zooplanktonbiomassen både på årsbasis og i vækstsæsonen var totalt domineret af dafnier, der udgjorde ca. 3/4 af biomassen. Vandlopperne udgjorde ca. 1/4 af den samlede zooplanktonbiomasse, mens hjuldyrenes andel både på årsbasis og i vækstsæsonen var meget beskeden.

Den procentvise fordeling af zooplanktonbiomassen gennem året er vist i figur 8.6.

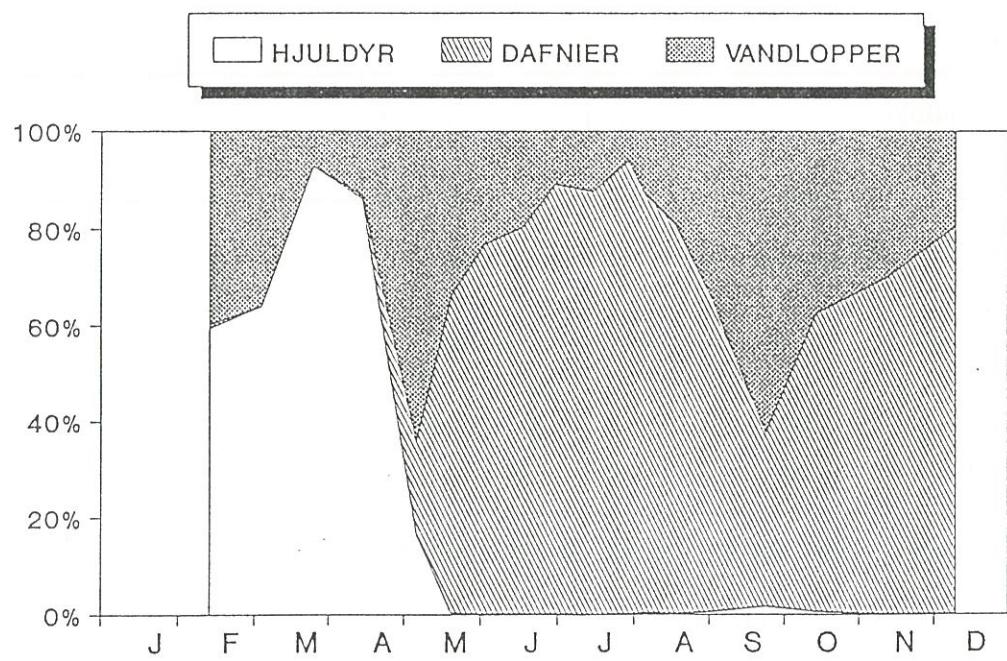
Først på året, februar til april, var zooplanktonbiomassen lav og domineret af hjuldyr. Cyclopoide vandlopper dominerede den samlede zooplanktonbiomasse i starten af maj, mens calanoide vandlopper dominerede i slutningen af september (figur 8.6). Resten af året, inkl. årets 3 zooplanktonmaksima, dominerede dafnier den samlede zooplanktonbiomasse.

Dafnier udgjorde således mellem 62 % til 94 % af den totale zooplanktonbiomasse i langt størstedelen af året.

Successionen af dominerende og subdominerende arter fremgår af bilag 11 /46/.

Af bilag 7 /46/ fremgår det, at der i 1996 blev fundet 37 zooplanktonarter/-slægter i Hejrede Sø. Hjuldyrene var den artsrigeste gruppe med 18 arter/slægter, der var 12 dafniearter og 7 vandloppearter.

Hejrede Sø 1996



Figur 8.6 Zooplanktonbiomassens procentvise fordeling på hovedgrupper i Hejrede Sø 1996.

Hjuldyr

Den vigtigste hjuldyrart i Hejrede Sø i 1996 var *Polyarthra spp.*, som fuldstændigt dominerede hjuldyrbiomassen og den totale zooplanktonbiomasse i perioden februar til og med april.

I starten af maj registreredes desuden en betydelig forekomst af *Conochilus unicornis*, som udgjorde knap 13 % af den samlede zooplanktonbiomasse. Resten af året var hjuldyrbiomassen meget lav og uden betydning for den samlede zooplanktonbiomasse.

Dafnier

Der blev fundet 4 arter af slægten *Daphnia* i Hejrede Sø i 1996. Den relativt lille *D. Cucullata* fandtes fra maj til august i relativt beskedne mængder. *D. Galeata* forekom fra maj til september med størst biomasse under forårmaksimum, hvor den udgjorde 56 % af den totale zooplanktonbiomasse. Den store *D. Hyalina* registreredes fra juni til september, hvor den i perioden juni til medio juli dominerer både dafniabiomassen og den totale zooplanktonbiomasse.

Den meget store *D. magna*, som fandtes for første gang i Hejrede Sø i 1995, forekom i 1996 fra juni og helt frem til december. Under årets første sommermaksimum havde *D. magna* biomasse maksimum og udgjorde 64 % af den totale zooplanktonbiomasse. Stort set resten af året dominerede *D. magna* den samlede biomasse, med undtagelse af slutningen af september, hvor den var subdominerende i zooplanktonet. *D. magna* havde således meget stor betydning for den samlede zooplanktonbiomasse i den periode, hvor den forekom.

Daphnia spp. og *D. magna* hanner blev observeret i zooplanktonet fra midten af maj og stort set frem til oktober. Dette tyder på, at dafnierne sandsynligvis har været fødebegrænset, idet *Daphnia spp.* kun producerer hanner i tilfælde af stress. De store dafniearter er meget effektive græssere på fytoplanktonet.

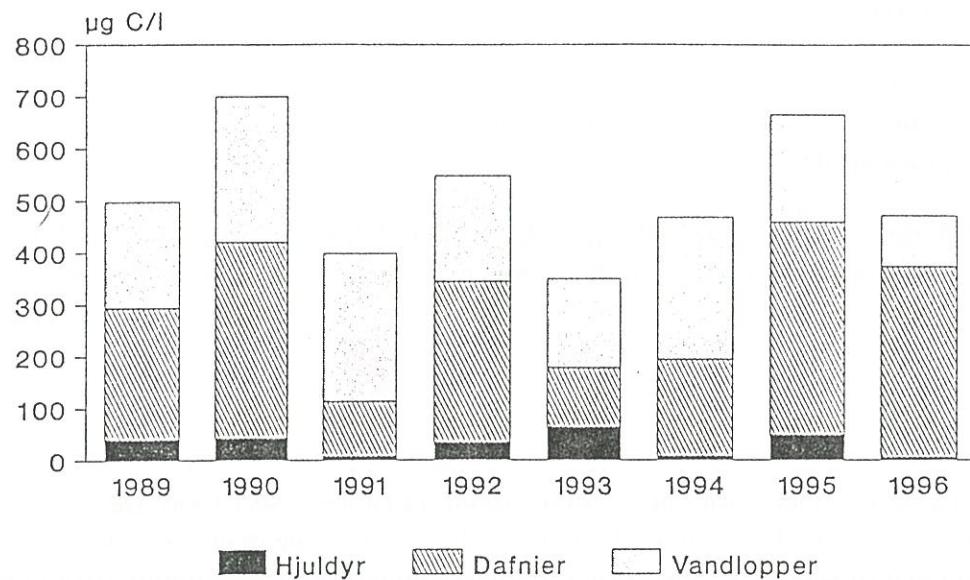
Af øvrige dafniearter skal nævnes, at *Ceriodaphnia quadrangula* fandtes fra juni til september i Hejrede Sø i 1996, og at *Bosmina longirostris* forekom hele året med undtagelse af marts og oktober.

Vandlopper

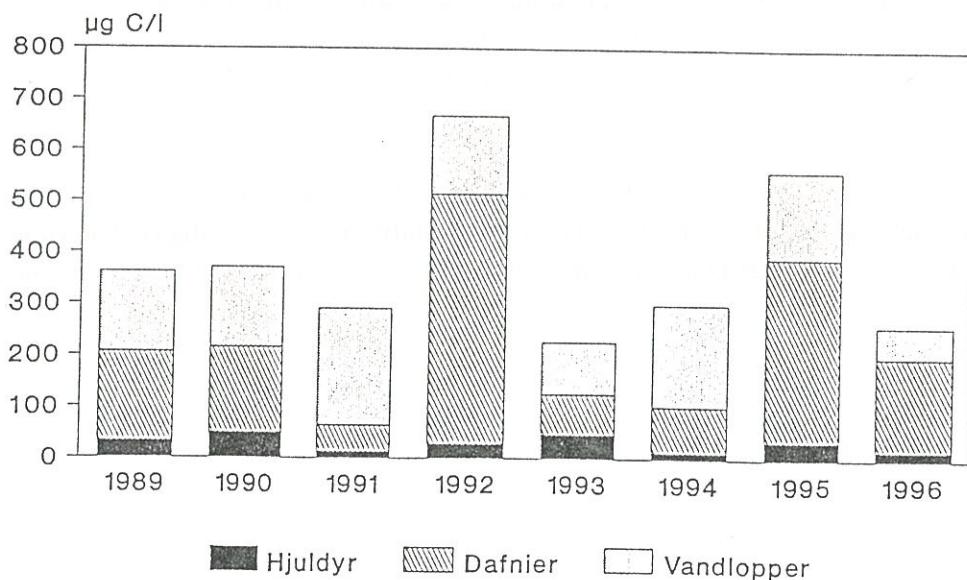
Den store cyclopoide *Cyclops vicinus* var den vigtigste vandloopeart i løbet af foråret i Hejrede Sø i 1996. *C. vicinus* havde biomasse maksimum under forårmaksimumet i maj, hvor den udgjorde 23 % af den totale zooplanktonbiomasse. *C. vicinus* blev registreret i planktonet stort set hele året.

Hejrede Sø 1989-96

Zooplanktonbiomasse vækstsæson



Zooplanktonbiomasse hele året



Figur 8.7 Tidsvægtede gennemsnitlige zooplanktonbiomasser i vækstsæsonen og for året som helhed, fordelt på zooplanktongrupper, Hejrede Sø 1989-1996.

Den vigtigste vandloppeart i løbet af sommeren og efteråret i Hejrede Sø var den calanoide art *Eudiaptomus gracilis*. I denne periode udgjorde *E. gracilis* mellem 10 % og 55 % af den samlede zooplanktonbiomasse.

Cyclopoide nauplier udgjorde en væsentlig andel af vandloppebiomassen i løbet af sommeren, hvor vandloppebiomassen var lav.

Den mindre cyclopoide *Mesocyclops leuckarti* havde med hensyn til biomasse kun mindre betydning for den totale vandloppebiomasse i 1996. Den forekom fra midten af april til september.

Den lille cyclopoide *Thermocyclops oithonoides* forekom i marts, mens *Megacyclops viridis*, *Eucyclops serrulatus* og *Macrocylops albidus* forekom sporadisk gennem primært den sidste halvdel af året.

8.2.3 Sammenligning med tidlige år

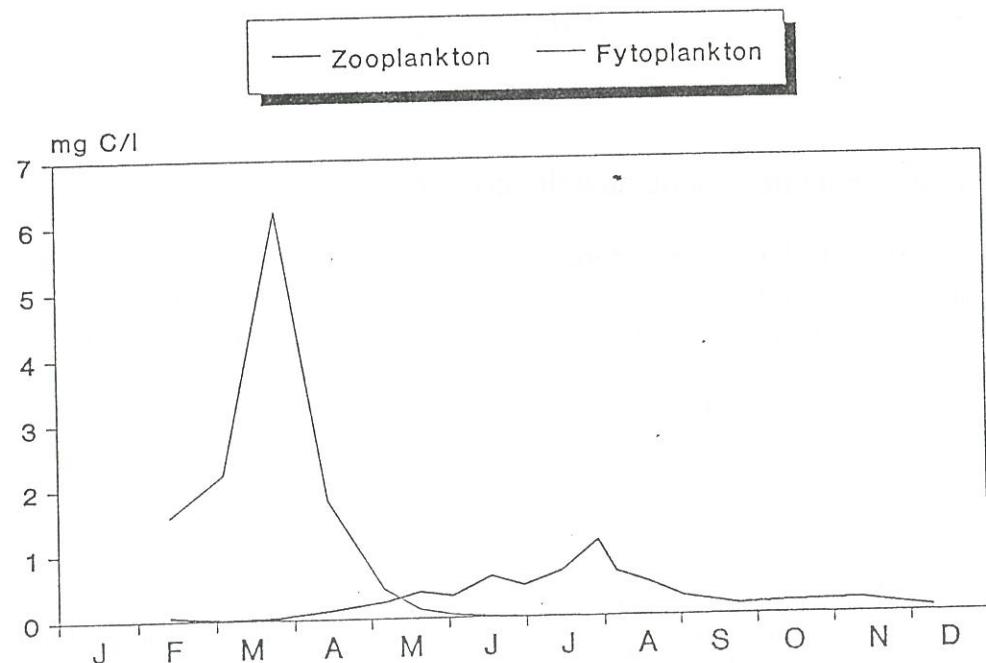
Som tilfældet har været de foregående år kan det ej heller i 1996 erkendes, at en egentlig udvikling har fundet sted i zooplanktonbiomassen i Hejrede Sø i perioden 1989-1996 (figur 8.7). Zooplanktonbiomasserne har i løbet af perioden varieret en del.

Sammenlignes data for vækstsæsonen var den totale zooplanktonbiomasse i 1996 på samme niveau som i 1989 og 1994. I de øvrige år har biomasserne været både større og mindre.

På årsbasis var den totale zooplanktonbiomasse i 1996 den næstlaveste, der er registreret i undersøgelsesperioden. Med undtagelse af 1992 og 1995 tegner der sig en tendens til et rimeligt stabilt niveau omkring 300 µg C/l for den totale zooplanktonbiomasse på årsbasis i Hejrede Sø.

Der kan hverken på årsbasis eller for vækstsæsonen konstateres en tydelig udvikling i biomassen af de enkelte zooplanktongrupper. Dominansforholdet har varieret fra år til år i perioden 1989 til 1996 mellem dafnier og vandlopper. Som beskrevet i /46: 8/ er dafniebiomassen afgørende for størrelsen af den samlede zooplanktonbiomasse i størstedelen af perioden 1989-1995. Data fra 1996 bekræfter dette.

Hejrede Sø 1996



Figur 8.8 Årstidsvariationen i fyto- og zooplanktonbiomassen (mg C/l) i Hejrede Sø i 1996.

8.2.4 Samspillet mellem fyto- og zooplankton

I figur 8.8 ses årstidsvariationen i fyto- og zooplanktonbiomassen, opgivet i $\mu\text{g C/l}$.

Fytoplanktonbiomassen var hele året domineret af rekylalger, der er under 50 μm lange og dermed velegnet føde for zooplankton. Fytoplanktonbiomassen var høj i hele forårsperioden og var på intet tidspunkt frem til medio maj under 200 $\mu\text{g C/l}$, der regnes for grænsen for fødebegrænsning af dafnier. Zooplanktonbiomassen derimod var lav gennem hele forårsperioden og bestod overvejende af hjuldyr og cyclopoide copepoditer. I perioden havde zooplanktonet højst sandsynligvis ringe regulerende effekt på fytoplanktonbiomassen.

Fra midt i maj og året ud var fytoplanktonkoncentrationen så lav (0,4-137 $\mu\text{g C/l}$), at det må antages, at det herbivore zooplankton i Hejrede Sø var fødebegrænset. I perioden bestod zooplanktonet hovedsageligt af den store *Daphnia hyalina* og af den meget store *D. magna*, der er meget effektive græssere. Endvidere udgjorde de græssende calanoide copepoder også en væsentlig andel af zooplanktonbiomassen i efteråret. I perioden har zooplanktonet været i stand til at nedgræsse fytoplanktonet og derved regulerer fytoplanktonbiomassens størrelse og sammensætning.

Observationer i løbet af foråret 1996 i Hejrede Sø indikerer, at den hårde isvinter 1995/96 har medført fiskedød i søen. Fiskenes nedsatte forekomst har muligvis betydet, at store zooplanktonarter, som er følsomme over for prædation fra fisk, har kunnet dominere zooplanktonens samfundet.

Sammenfattende kan det opsummeres, at der er registreret væsentlige ændringer i fyto- og zooplanktonet i Hejrede Sø i 1996. Zooplanktonet har kontrolleret og nedgræsset fytoplanktonbiomassen i perioden maj til december, hvilket har ført til, at zooplanktonet har sultet, hvilket også forekomsten af *Daphnia spp.* hanner indikerer.

8.3 Vegetation

Hejrede Sø er stort set uden undervandsvegetation. Der er dog siden 1989 gjort enkelte observationer af mindre områder med børstebladet vandaks og kruset vandaks.

Der blev i august 1996 foretaget en orienterende vegetationsundersøgelse af søen. Ved undersøgelsen blev der ikke fundet undervandsvegetation i søen, bortset fra spredte bevoksninger af trådalger.

Det må samlet konkluderes, at Hejrede Sø er ude af biologisk balance.

8.5 Fisk

I 1996 er der observeret skalle, aborre og brasen i Hejrede Sø. En fiskeundersøgelse er gennemført i 1994 og afrapporteret i 1995 /25/.

9. Sediment

Der er i 1992 gennemført en sedimentundersøgelse, som er afrapporteret i "Hejrede Sø. Overvågningsdata, 1992. /39/.

10. Scenarier

I det følgende vurderes Hejrede Søs tilstand i en ligevægts situation ved hjælp af forskellige modeller (Vollenwieder og Jensen), som blev udleveret af Dannmarks Miljøundersøgelser på fagmødet i Silkeborg den 3.- 4. februar 1997, se bilag 10.0 /47/. Desuden vurderes de tiltag over for de eksterne næringsstofkilder, som er nødvendige, for at Hejrede Søs tilstand kan opfylde de målsætninger, som er fastlagt i regionplanen /37/.

10.1 Beregnet tilstand ved den nuværende belastning

Ved hjælp af de ovennævnte modeller er Hejrede Sø tilstand i ligevægt vurderet for årene 1989 - 1996 og modellernes forudsigelser er blevet sammenholdt med de aktuelt målte værdier, se bilag 10.1 - 10.8. I kapitel 6: Stofbalancer blev det påvist, at Hejrede Sø ikke er i ligevægt, idet stoftilførslen er forskellig fra stoffraførslen og nettotabet er forskelligt fra nul. Da forudsætningen for at anvende disse modeller er, at søen er i ligevægt, er det forståeligt, at modelforudsigelserne og de aktuelt målte værdier er forskellige. I nedenstående skema 10.1 er resultaterne fra modelkørslerne vist.

	P-indløb	Ophold	P-sø	Sigt(1)	Sigt(2)	Klorofyl(1)	Klorofyl(2)
	µg P/l	år	µg P/l	meter	meter	mg/m³	mg/m³
1989	301	0,23	203,4	0,878	0,663	109,8	148
1990	184	0,08	143,4	1,068	0,809	86,84	120,4
1991	195	0,11	146,4	1,056	0,8	88,06	121,9
1992	132	0,1	100,3	1,305	0,992	68,33	97,51
1993	146	0,06	117,3	1,196	0,908	75,88	106,9
1994	120	0,06	96,39	1,334	1,015	66,54	95,25
1995	91	0,09	70	1,596	1,218	53,7	78,87
1996	87	0,28	56,89	1,793	1,371	46,74	69,79

Tabel 10.1 Målte opholdstider og indløbskoncentrationer af fosfor i Hejrede Sø sammenholdt med modelberegnede søkoncentrationer af fosfor, sigtdybder og klorofylindhold. (1) og (2) henviser til modellerne i /47/. P-indløb er den q-vægtede årsmiddel og P-sø er årsmiddelkoncentration. Sigtdybde og klorofylindhold er sommermidler.

For at opfylde regionplanens målsætninger /37/, skal sommermiddelsigtdybden i Hejrede Sø være minimum 1,0 meter og sommermiddelklorofylindholdet må maksimalt være 75 mg/m^3 . Det ses af tabel 10.1, at med de fosforbelastninger og opholdstider, der er målt i søen i 1995 og 1996, ville Hejrede Sø i en ligevægts situation opfylde målsætnings kravværdier, hvis begge modeller anvendes.

At Hejrede Sø faktisk overholder kravværdierne i 1996 skyldes, som omtalt i kapitel 8, at den er ude af biologisk ligevægt.

10.2 Nødvendig reduktion i den eksterne belastning

Ved hjælp af ovennævnte modellerer er det estimeret, hvor meget den eksterne belastning med fosfor yderligere skal reduceres, for at den fastsatte målsætnings kravværdier kan opfyldes ved ligevægt. I modellerne er anvendt vandets gennemsnitlige opholdstid i Hejrede Sø i perioden 1989-1996, som er 0,11 år.

Det fremgår af modelkørslerne, at den vandføringsvægtede årsmiddelindløbskoncentration af total-fosfor skal ligge i intervallet $140 - 200 \mu\text{g/l}$ for at kravet til middelsommersigtdybden på minimum 1,0 meter er opfyldt ved ligevægt.

Tilsvarende skal den vandføringsvægtede årsmiddelindløbskoncentration af fosfor ligge i intervallet $90 - 160 \mu\text{g/l}$ for at kravet til middelsommerklorofylindholdet på maksimalt 75 mg/m^3 er opfyldt.

En indløbskoncentration på $90 - 140 \mu\text{g totalfosfor/l}$ ville således ved ligevægt sikre, at målsætningens krav til sigtdybde og klorofylindhold ville være opfyldte. Da indløbskoncentrationen har ligget i dette interval i de sidste 3 år, tyder det på, at det er indgreb i selve søen som er nødvendige, for at få Hejrede Sø til at opfylde sin målsætning.

Det er i "Eutrofieringsmodeller for sører", Miljøstyrelsen 1990 /21/ konkluderet, at koncentrationen af fosfor i lavvandede sører skal være lavere end $80 - 150 \mu\text{g/l}$, før der kan forventes en varig effekt af indgreb i fiskebestanden. Modellerne forudsiger, at ved ligevægt kan en indløbskoncentration i intervallet $110 - 200 \mu\text{g/l}$ sikre en søkoncentration i ovennævnte interval.

11. Konklusion

Hejrede Sø var i 1996 karakteriseret ved en stor sigtdybde. Den store sigtdybde var forårsaget af et lavt klorofylindhold i såvel sommerperioden, som på årsbasis (figur 7.11 og 7.12).

Det lave klorofylindhold skyldtes, at fytoplanktonbiomassen var lav, specielt i vækstsæsonen, men også på årsbasis. Efter et forårsmaksimum i februar-marts-april, overvejende bestående af rekylalger, falder biomassen brat i maj og er resten af året nær nul (figur 8.1).

Fra midten af maj bestod zooplanktonet overvejende af store dafnier (figur 8.5), som effektivt har nedgræsset fytoplanktonet.

Da søen desuden er uden undervandsvegetation, betød fraværet af primær producenter et lavt iltindhold i sensommeren-efteråret (bilag 7.0).

Observationer i løbet af foråret 1996 i Hejrede Sø tyder på, at den hårde isvinter 1995/96 har medført fiskedød i søen. Fiskenes nedsatte forekomst har sandsynligvis betydet, at de store dafniearter, som er følsomme over for prædation fra fisk, har kunnet dominerer zooplanktonsamfundet.

Den lave afstrømning fra oplandet (figur 4.7 og 4.8) medførte en meget lav ekstern belastning af søen med næringsstoffer (figur 4.1 og 4.2).

På trods heraf har Hejrede Sø i 1996 haft en rekordhøj såvel årsmiddel- som sommermiddelkoncentration af både kvælstf og fosfor (figur 7.1 og 7.2).

De høje kvælstofkoncentrationer, som registreres i sensommeren-efteråret og som overvejende består af ammonium (figur 7.5), må skyldes, at der frigives ammonium i forbindelse med anaerob nedbrydning af organisk stof i sedimentet. De lave iltkoncentrationer som blev målt i sensommeren (bilag 7.0) kunne tyde på iltfri forhold ved bunden.

De høje fosforkoncentrationer, som måltes sensommeren-efteråret og som overvejende bestod af orthofasfat (figur 7.4), må skyldes intern belastning, idet det er kendt, at iltfri forhold i sedimentet, forøger frigivelsen af jernbunden fosfor.

Da Hejrede Sø er uden undervandsvegetation og da fytoplanktonet i sensommeren var fuldstændigt nedgræsset, har der ikke været primær producenter til stede, til at optage de frigivne næringssalte, hvilket forklare den store sigtdybde i 1996.

Regressionsanalyser viser, at i perioden 1986-1996 er der et signifikant fald i fosforkoncentration og i klorofylindholdet, og en signifikant forøgelse af sigtdybden.

I den samme periode har der kunnet spores et fald i den totale fytoplanktonbiomasse på årsbasis, og et skift i zooplanktonsamfundet sammensætning fra en dominans af blågrønalger til at rekylalger får større og større betydning.

Da der ikke i perioden er sket afskæringer af spildevand i oplandet, eller andre kulturtekniske tiltag, er det nærliggende at forklare den faldende fosforkoncentration i søen med en bedre gødsningspraksis i landbruget og anvendelsen af rengøringsmidler med mindre indhold af fosfor i husholdningerne.

Hejrede Sø opfyldte i 1996 målsætningens kravværdier til sommermiddelsigtdybde og sommermiddelklorofylindhold på henholdsvis 1,0 meter (sigtdybden var til bund) og 75 µg/l. Dette skyldes, at søen er ude af biologisk balance, som beskrevet i kapitel 8.

Ved hjælp af sømodeller er det estimeret, hvor meget den eksterne belastning med fosfor yderligere skal reduceres hvis søen var i ligevægt, for at målsætningens kravværdier kan opfyldes.

Modelkørslerne viser, at med de indløbskoncentrationerne af fosfor som er registreret i 1995 og 1996, ville Hejrede Sø i ligevægt opfylde kravværdierne til klorofylindhold og sigtdybde.

Tilsvarende viser modelberegningerne, at ved ligevægt kan indløbskoncentrationer på det niveau som er målt de sidste par år, sikre en søkoncentration, som erfaringsmæssigt ikke er til hinder for en positiv effekt af indgreb i fiskebestanden.

12. Metodebeskrivelse

I dette afsnit beskrives de anvendte metoder til beregninger m.m. i det omfang de ikke er omtalt i de forgående afsnit.

Kildeopsplitning

I kapitel 4: Søens belastningsforhold er den opgivne diffuse belastning beregnet ud fra formlen:

Total tilførsel - (naturbidrag + atmosfærisk deposition + grundvandsbidrag) = diffust bidrag.

I bilag 4.1 og 4.2 er N- og P-bidraget fra spredt bebyggelses beregnet ud fra erfaringstal oplyst af Miljøstyrelsen /44/ og optælling af ejendomme i oplandet. Rensningen af spildevandet fra den spredte bebyggelse er vurderet til mekaniskrensning efterfulgt af markdræn.

Naturbidraget er beregnet ved at gange de målte totale tilførte vandmængder med medianen af de vandføringsvægtede koncentrationer for naturoplande, der er oplyst af DMU /45/.

Beregning af grundvandstilskud: Se efterfølgende, stofbalancer.

I bilag 4.1 og 4.2 er bidraget fra de dyrkede arealer således beregnet ud fra formlen:
Total tilførsel - (naturbidrag + bidrag fra spredt bebyggelse) = bidrag fra de dyrkede arealer.

Vand og stoftransport

I Avl. 31L (tilløb I) er der udført øjebliksmålinger 26 gange pr. år i perioden 1989 til 1993. I Kvl. 36 (tilløb II) er der udført øjebliksmålinger 12-13 gange pr. år indtil 1992. Fra og med 1993 er der foretaget målinger hver 2. uge i vinterperioden og hver 4. uge i sommerperioden, i alt 19 gange om året. Stationerne er ikke egnede til faste målestationer.

I pumpekanalen ved afløbet er der opstillet vandstandsmåler på begge sider ad pumpestationen. Døgnmiddelvandføringer på afløbet er beregnet ud fra registrerede pumpetimer og pumpekarakteristikken (udført af DDH). For kommunevandløb 36's vedkommende er der anvendt Q-Q relation med Sakskøbings Å, hvor der er Q-H station.

Placering af stationer til udtagning af kemiprøver i tilløbene fremgår af figur 3.1.

Beregninger af måneds- og årsværdier for stofmængder er udført ved brug af STOQ programmet, version 3.4. I tilløbene er der udtaget prøver med samme frekvenser, som der er foretaget vandføringsmålinger. Ved beregning af de fraførte stofmængder i afløbet er anvendt analyseresultater fra søens kemistation. Fra og med 1993 er der desuden anvendt prøver i indløbet til pumpestationen, der er blevet udtaget hver 4. uge, midt imellem prøveudtagningerne på søen. Der er dog kun udtaget prøver i indløbet til pumpestationen, hvis der blev pumpet på det tidspunkt, hvor prøven var planlagt udtaget.

Ved beregning af det umålte opland er der anvendt data fra beregninger og målinger på oplandet til Kvl. 36, der bedst ligner det opmålte opland, hvad angår fordelingen af jord- og arealtyper. I opgørelsen over arealtypefordelingen (bilag 1) er kommunevandløb 36's opland slået sammen med det umålte opland i modsætning til , hvad der fremgår af de tidligere rapporter om Hejrede sø /36, 37/.

Bidraget fra det umålte opland er beregnet ud fra formlen: (Det beregnede bidrag fra spredt bebyggelse i det umålte opland + arealbidraget (bidraget fra dyrkede arealer + naturbidraget fra kommunevandløb 36 korrigert for oplandstørrelse)).
Månedsværdierne for det umålte opland er beregnet ud fra den procentvise fordeling over året af tilførslen af de enkelte stoffer fra Kvl. 36.

Vandbalance

Årsafstømningen pr. km² fra de målte oplande er beregnet ud fra årsværdien i liter pr. sekund. Den totale afstrømning pr. km² på månedsbasis er beregnet ud fra den totale månedsvise tilførsel af overfladevand og det samlede oplandsareal (bilag 5.1).

Før det umålte opland er årsafstømningen pr. km² for Kvl. 36 anvendt. Månedsværdierne for det umålte opland er beregnet ud fra den procentvise fordeling over året af afstrømningen i Kvl. 36.

Vandstandsmåleren i afløbskanalen anvendes til registrering af søens vandstand.

Variation i søvolumen er beregnet, som om søen har lodrette sider. Udgangspunktet er søens beregnede volumen ved kote 7,00 DNN.

Magasinændringerne på månedsbasis er beregnet ved at gange søens areal med differencerne i søens volumen mellem den første i hver måned. Magasinændringerne regnes positive, når der ophobes vand i søen.

Nedbør og fordampning er beregnet ved at anvende månedsværdier fra henholdsvis DMI og Statens Planteavlsforsøg og gange disse med søarealet. Fordampningen er beregnet potentiel fordampning for Lolland og nedbørsværdierne er fra station 31540 ved Hejrede ø. I 1996 er nedbøren beregnet med WATCROS-modellen i et gridnet på 10 x 10 km.

Indsivning og udsivning af vand er beregnet ud fra vandbalanceequationen:
Grundvandstilskud = (Q_{afløb} + fordampn.) + mag.ændr.- (Q_{overfl.} + nedbør).

Ved beregning af opholdstider er nedbør, fordampning og ind- og udsivende vand medtaget i de henholdsvis til- og fraførte vandmængder.

Der er anvendt gennemsnitlige volumener for søen for de aktuelle perioder.

Stofbalance

Stofbalancen er baseret på de beregnede stoftransporter til søen. Se ovenstående underafsnit vand og stoftransport.

Den atmosfæriske deposition er for kvælstofs og fosfors vedkommende fastsat til henholdsvis 2000 og 20 kg/km²/år ud fra DMU's anvisninger. Den atmosfæriske deposition er fordelt ligeligt på årets 12 måneder.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration er beregnet ved at dividere de totale stofmængder med de totale overfladisk tilførte vandmængder.

I stofbalancen er der medtaget stofbidrag fra et eventuelt grundvandstilskud eller en eventuel fraførsel via grundvandet. Da der ikke foreligger egnede målinger af det øvre grundvand omkring Hejrede sø, er stofbidraget fra grundvandet beregnet ved, at de korrigerede differencer i vandbalance (se ovenfor under "vandbalance") er ganget med den gennemsnitlige tilløbskoncentration i de målte tilløb den pågældende måned. I de måneder, hvor der er registreret fraførsel af grundvand, er fraførslen af stof beregnet ud fra differencerne i vandbalance ganget med søkoncentrationen.

Magasinændringerne af stof er for den enkelte måned beregnet ved at trække mængden af stof i søen den første i måneden fra mængden af stof i søen den første i næste måned. Magasinændringen regnes således positiv, når der ophobes stof i svandet. Mængden af stof i søen hver den første i måneden er beregnet ved at gange søkoncentrationen (interpoleret) den dag med søens aktuelle volumen.

Nettotab i stofbalancen er beregnet ud fra formlen:

$$\text{(Samlet tilførsel-samlet fraførsel)-magasinændring} = \text{nettocab}$$

Feltnålinger og analyser

Alle feltnålinger og analyser er udført efter anvisningerne i Teknisk anvisning fra DMU. Prøveudtagning og analysemetoder i søer, 1990 /11/. Placering af stationer til udtagning af kemi- og planktonprøver i søen fremgår af figur 3.2.

De detaljerede stofbalancer ses i bilag 6.1 til 6.4.

Biologiske forhold i søen

Alle planktonprøver er udtaget og oparbejdet efter DMU's anvisninger /22, 23/.

13. Litteraturliste

1. **Carl Bro as, 1990 for Storstrøms amt.** Maribo sørerne 1977 - 1988. Vurdering af søernes tidligere og nuværende tilstand.
2. **Carl Bro as, 1991 for Storstrøms amt.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø og Røgbølle Sø 1989.
3. **Carl Bro as, 1991 for Storstrøms amt.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø og Røgbølle Sø 1990.
4. **Carl Bro as, 1992 for Storstrøms amt.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø 1991.
5. **Carl Bro as, 1993 for Storstrøms amt.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø 1992.
6. **Carl Bro as, 1994 for Storstrøms amt.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø 1993.
7. **Carl Bro Miljø as, 1994 for Storstrøms amt.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø, 1994.
8. **COWI consult for Storstrøms amt, 1990.** Maribo Søndersø og Hejrede Sø. Økologisk baggrundstilstand. Udviklings- og belastningshistorie.
9. **DMU, 1989.** Fiskeundersøgelser i søer.
10. **DMU, 1990.** Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb.
11. **DMU, 1990.** Prøveudtagning og analysemетодer i søer.
12. **DMU, 1991.** Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1990. Ferske vandområder. Søer.
13. **DMU, 1992.** Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1991. Ferske vandområder. Søer.
14. **DMU, 1993.** Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992. Ferske vandområder. Søer.
15. **Høy, Thorkild og Jørgen Dahl, 1991.** Danmarks søer. Søerne i Storstrøms amt og på Bornholm.
16. **Jeppesen, Erik m. fl., 1989.** Bundplanters betydning for miljøkvaliteten i søer. Vand og Miljø nr. 8: 345-349.
17. **Jørgensen, H. E. for Storstrøms amt, 1991.** Fugle ved Maribo sørerne, 1975 - 1990.

18. **Maribo amtsråd, 1952.** Tillæg til regulativ for amtsvandløb nr. 31 på Lolland.
19. **Miljøstyrelsens ferskvandslaboratorium (DMU), 1988.** Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. Teknisk rapport nr. 21, publ. nr. 98.
20. **Miljøstyrelsen, 1990.** Fosforbelastning i lavvandede eutrofe sører, NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C4.
21. **Miljøstyrelsen, 1991.** Eutrofieringsmodeller for sører, NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C9.
22. **Miljøstyrelsen, 1993.** Planteplankton-metoder. Miljøprojekt nr. 187.
23. **Miljøstyrelsen, 1992.** Zooplankton i sører - metoder og artsliste. Miljøprojekt nr. 205.
24. **Mohr-Markmann for Storstrøms amt, 1989.** Fiskebestanden i Hejrede Sø 1989.
25. **Mohr-Markmann for Storstrøms amt, 1995.** Fiskebestanden i Hejrede Sø, 1994.
26. **Olrik, Kirsten for Miljøstyrelsen, 1991.** Planteplanktonmetoder. Miljøprojekt nr. 187.
27. **Ornis consult Aps, 1988.** Rastende vandfugle i Maribosørerne, efterår 1987 og vinter 1987/88.
28. **Redfield, 1958.** The biological control of chemical factors in the environment.
29. **Redfield m. fl., 1963.** The influence of organisms of sea-water. In "The sea" (Ed. M. N. Hill). Vol 2: 26-79. Wiley Interscience, New York.
30. **Skov- og naturstyrelsen, 1991.** Rødliste 90.
32. **Storstrøms amt, 1990.** Hejrede Sø. Rapport udarbejdet til DMU.
33. **Storstrøms amt, 1990.** Belastningsopgørelse, Status 1989.
34. **Storstrøms amt, 1990.** Maribo sørerne 1989.
35. **Storstrøms amt, 1991.** Overvågningssørerne 1990 - Vesterborg ø, Hejrede Sø og Røgbølle ø. Rapport udarbejdet til DMU.
36. **Storstrøms amt, 1991.** Bevaringsplan for naturpark Maribo sørerne. Eksisterende forhold. Handlingsplan.

37. **Storstrøms amt, 1992.** Regionplantillæg om vandområdernes kvalitet, 1992 til 2003 for Storstrøms amt.
38. **Storstrøms amt, 1993.** Hejrede Sø, en overvågningssø i Storstrøms amt, 1989 - 91.
39. **Storstrøms amt, 1993.** Hejrede Sø. Overvågningsdata, 1992.
40. **Storstrøms amt, 1994.** Hejrede Sø. Overvågningsdata, 1993.
41. **Storstrøms amt, 1995.** Hejrede Sø. Overvågningsdata, 1994.
42. **Carl Bro Energi & Miljø as, 1996.** Fyto- zooplankton i Hejrede Sø 1995.
43. **Storstrøms Amt, 1996.** Hejrede Sø, Overvågningsdata, 1995.
44. **Miljøstyrelsen, 1997.** Paradigma for dataoverførsel og rapportering i 1997 af Vandmiljøplanens overvågningsprogram.
45. **DMU, 1997.** Vedr. Vandmiljøplanens overvågningsprogram: Vandløb. Brev af 18. marts 1997.
46. **Carl Bro as, 1997.** Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø, 1996.
47. **DMU, 1997.** Notat om modelværktøjer, der kan anvendes til scenarieberegninger ved temarapportering 1997, udateret.



Oplandet til Hejrede sø

Bilag 1.

Arealtype fordeling

Baseret på opgørelse fra ADK af 1/11/1990

Opland I: Oplandet til amtsvandløb 31 L (6400110)

Opland II: Oplandene til kommunevandløb 34, 35 og 36 samt det direkte opland til søen (6400108 + 6400114)

Farvekode	Arealtype	Opland I ha	Opland II ha
F1	Grovsandet jord		
F2	Finsandet jord		
F3	Lerblandet sandjord	477	
F4	Sandblandet lerjord	507	415
F5	Lerjord	119	397
F6	Svær lerjord		
F7	Humus jord	141	65
F8	Speciel jordart		3
F9	Byzone		
F10	Ferskvand	36	55
F12	Rest arealer	4	14
F13	Skov	51	154
	Øvrigt *	149	106
	Øvrigt incl. restarealer	153	120
	Dyrket **	1095	774
	Total	1334	1105
	Dyrket i % af total	82	70

*: Befæstede arealer, afstemning

**: F1 til F8 reduceret med 12 % standardværdi for veje og øvrige befæstede areal

Regressionsanalyse

Bilag 7.2

Årsmeddel	Sigdrybde	Klorofyl	Total-N	Total-P
1986	0,50	88	3,8	0,162
1987	0,45	123	3,8	0,184
1988	0,43	112	3,6	0,166
1989	0,58	96	3,7	0,141
1990	0,63	75	4,9	0,117
1991	0,62	78	4,0	0,118
1992	0,79	46	4,6	0,114
1993	0,79	54	4,8	0,102
1994	0,69	67	3,5	0,146
1995	0,7	57	2,8	0,104
1996	0,9	27	5	0,269
R squar	0,778220899543981	0,735192043678072	0,012490987413221	0,578472707453784
Xcoeff	0,0396228501952659	-7,43320307619386	-0,0243309234871897	-0,00717202915374943
std. err (x)	0,00705071762089743	1,48703044023962	0,0764866690626583	0,00216455420285955
t=xcoeff/std. err	5,6196904096441	-4,9986892500977	-0,318106720888285	-3,31339780924618
P	<0,01	<0,01	<0,3	<0,01
H:0	Forkast	Forkast	Accept	Forkast

Regressionsanalyse

Bilag 7.3

Sommermiddele	Sigtdybde	Klorofyl	Total-N	Total-P
1986	0,41	95	2,1	0,176
1987	0,34	156	3,0	0,207
1988	0,43	101	2,7	0,191
1989	0,34	97	2,4	0,152
1990	0,40	86	2,0	0,145
1991	0,42	102	2,1	0,135
1992	0,51	47	1,9	0,130
1993	0,57	56	2,6	0,116
1994	0,40	81	2,1	0,178
1995	0,62	40	1,2	0,101
1996	0,83	10	3,9	0,225
R squar	0,58639979359341	0,675717998740526	0,371482743381852	0,511559028665633
Xcoeff	0,0336629258892617	-9,72250508025982	-0,101904226470562	-0,00807450312807148
std.err (x)	0,00942375692105994	2,24509954949813	0,0468636902962763	0,00278951678970491
t=xcoeff/std,err	3,5721343590721	-4,33054520118416	-2,17448147651869	-2,89458846703183
P	<0,01	<0,05	<0,05	<0,01
H:0	Forkast	Forkast	Forkast	Forkast

Modelværktøjer, der kan anvendes til scenario-beregninger ved temarapportering 1997:

Fosfor (Vollenweider, 1976):

$$[P]_{s\phi} = [P]_i / (1 + \sqrt{t_w})$$

enheden er $\mu\text{g P l}^{-1}$ for fosfor og år for opholdstiden.

Kvælstof (Jensen *et al.*, 1993):

$$[N]_{s\phi} = 0.37 * [N]_i * t_w^{-0.14}$$

enheden er mg N l^{-1} for kvælstof og år for opholdstiden.

Sigtdybde (Jensen, upubl.; OVP-data):

$$(1) Sigt = 0.36 * [P]_{s\phi}^{-0.56}, r^2 = 0.52$$

enheden er m for sigtdybden og mg P l^{-1} for fosfor.

$$(2) Sigt = 0.26 * [P]_{s\phi}^{-0.57} * Z^{-0.27}, r^2 = 0.63$$

enheden er m for sigtdybden, mg P l^{-1} for fosfor og m for middeldybden.

Klorofyl (Jensen, upubl.; OVP-data):

$$(1) Chla = 319 ** [P]_{s\phi}^{0.67}, r^2 = 0.43$$

enheden er $\mu\text{g l}^{-1}$ for klorofyl og mg P l^{-1} for fosfor.

$$(2) Chla = 365 * [P]_{s\phi}^{0.59} * Z^{-0.35}, r^2 = 0.49$$

enheden er $\mu\text{g l}^{-1}$ for klorofyl, mg P l^{-1} for fosfor og m for middeldybden.

OBS: fosfor og kvælstof er årsmiddel,
sigtdybde og klorofyl sommermiddel (1/5-1/10)

Sømodeller

Bilag 10.1

Faste oplysninger:		1989			
Opholdstid =	0,23	år	afløb		
P-indløbskonz =	301	µg P/liter	g-vægt årsmiddel		
N-indløbskonz =	11,7	mg N/liter	g-vægt årsmiddel		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1989		Målt/beregnet	
P-søkonz =	203,4	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	141
N-søkonz =	5,318	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	3,7
Sigtdybde(1) =	0,878	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,34
Sigtdybde(2) =	0,663	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,34
Klorofyl(1) =	109,8	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	97
Klorofyl(2) =	148	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	97

Sømodeller

Bilag 10.2

Faste oplysninger:		1990			
Opholdstid =	0,08	år	afløb		
P-indløbskonz =	184	µg P/liter	g-vægt årsmiddel		
N-indløbskonz =	9,8	mg N/liter	g-vægt årsmiddel		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1990		Målt/beregnet	
P-søkonz =	143,4	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	117
N-søkonz =	5,164	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	4,9
Sigtdybde(1) =	1,068	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,4
Sigtdybde(2) =	0,809	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,4
Klorofyl(1) =	86,84	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	86
Klorofyl(2) =	120,4	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	86

Sømodeller

Bilag 10.3

Faste oplysninger:		1991			
Opholdstid =	0,11	år	afløb		
P-indløbskonz =	195	µg P/liter	q-vægt årsmidde		
N-indløbskonz =	7,6	mg N/liter	q-vægt årsmidde		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1991			Målt/beregnet
P-søkonz =	146,4	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	118
N-søkonz =	3,83	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	4
Sigtdybde(1) =	1,056	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,43
Sigtdybde(2) =	0,8	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,43
Klorofyl(1) =	88,06	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	102
Klorofyl(2) =	121,9	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	102

Sømodeller

Bilag 10.4

Faste oplysninger:		1992			
Opholdstid =	0,1	år	afløb		
P-indløbskonz =	132	µg P/liter	g-vægt årsmiddel		
N-indløbskonz =	11,2	mg N/liter	g-vægt årsmiddel		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1992		Målt/beregnet	
P-søkonz =	100,3	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	114
N-søkonz =	5,72	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	4,6
Sigtdybde(1) =	1,305	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,51
Sigtdybde(2) =	0,992	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,51
Klorofyl(1) =	68,33	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	47
Klorofyl(2) =	97,51	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	47

Sømodeller

Bilag 10.5

Faste oplysninger:		1993			
Opholdstid =	0,06	år	afløb		
P-indløbskonz =	146	µg P/liter	g-vægt årsmiddel		
N-indløbskonz =	8,4	mg N/liter	g-vægt årsmiddel		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1993		Målt/beregnet	
P-søkonz =	117,3	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	102
N-søkonz =	4,608	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	4,8
Sigtdybde(1) =	1,196	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,57
Sigtdybde(2) =	0,908	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,57
Klorofyl(1) =	75,88	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	56
Klorofyl(2) =	106,9	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	56

Sømodeller

Bilag 10.6

Faste oplysninger:		1994			
Opholdstid =	0,06	år	afløb		
P-indløbskonz =	120	µg P/liter	g-vægt årsmiddel		
N-indløbskonz =	4,79	mg N/liter	g-vægt årsmiddel		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1994		Målt/beregnet	
P-søkonz =	96,39	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	146
N-søkonz =	2,628	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	3,5
Sigtdybde(1) =	1,334	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,4
Sigtdybde(2) =	1,015	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,4
Klorofyl(1) =	66,54	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	81
Klorofyl(2) =	95,25	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	81

Sømodeller

Bilag 10.7

Faste oplysninger:		1995			
Opholdstid =	0,09	år	afløb		
P-indløbskonz =	91	µg P/liter	q-vægt årsmidde		
N-indløbskonz =	6,21	mg N/liter	q-vægt årsmidde		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1995		Målt/beregnet	
P-søkonz =	70	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	104
N-søkonz =	3,219	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	2,8
Sigtdybde(1) =	1,596	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,62
Sigtdybde(2) =	1,218	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	0,62
Klorofyl(1) =	53,7	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	40
Klorofyl(2) =	78,87	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	40

Sømodeller

Bilag 10.8

Faste oplysninger:		1996			
Opholdstid =	0,28	år	afløb		
P-indløbskonz =	87	µg P/liter	g-vægt årsmiddel		
N-indløbskonz =	6,595	mg N/liter	g-vægt årsmiddel		
Middeldybde =	0,9	meter			
Forudsigelser:		1996		Målt/beregnet	
P-søkonz =	56,89	µg P/liter	årsmiddel	Vollenwieder, 1976	269
N-søkonz =	2,916	mg N/liter	årsmiddel	Jensen et al., 1993	5
Sigtdybde(1) =	1,793	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	Tb (0,83)
Sigtdybde(2) =	1,371	meter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	Tb (0,83)
Klorofyl(1) =	46,74	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	10
Klorofyl(2) =	69,79	µg klorofyl/liter	sommermiddel	Jensen, upubl.; OVP-data	10