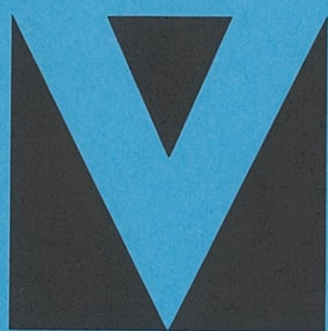




VANDMILJØ overvågning

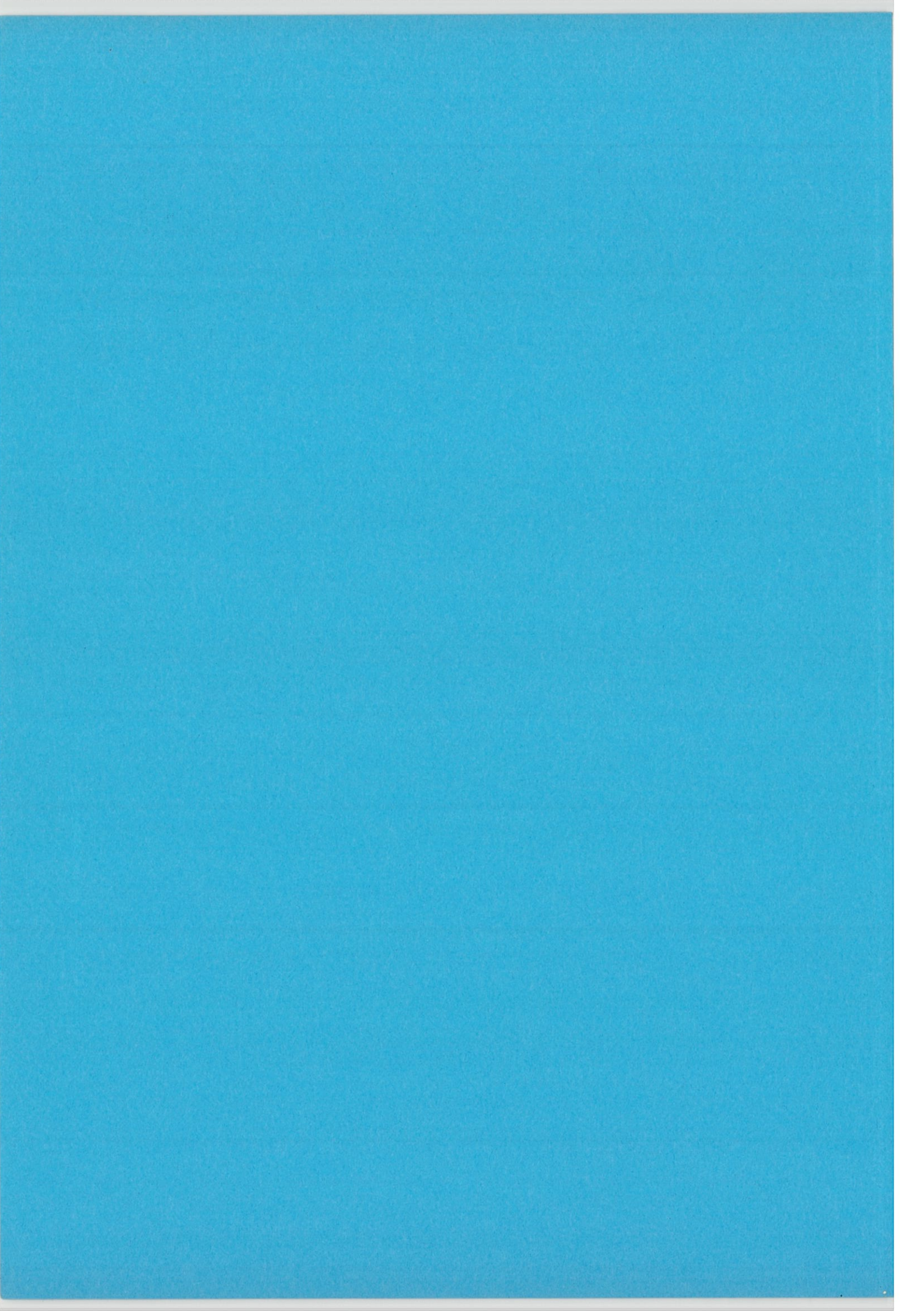
Lange Sø
1990



Fyns Amt

Teknik- og miljøforvaltningen
Vand- og miljøafdelingen

Maj 1991





VANDMILJØ overvågning

Lange Sø
1990



Fyns Amt

Teknik- og miljøforvaltningen
Vand- og miljøafdelingen

Maj 1991

UDARBEJDET AF:

Fyns Amt
Teknik- og miljøforvaltningen
Vand/miljøafdelingen
Ørbækvej 100
5220 Odense SØ
Telefon: 66 15 94 00
Telefax: 66 15 45 59

KORTMATERIALE:

Udgivet af Fyns Amt med Kort- og
Matrikelstyrelsens tilladelse (A86)
copyright.

TRYK: Fyns Amt
OPLAG: 75
ISBN: 87-7343-087-0

0.	Indledning	1
1.	Historie, målsætning og opland	3
1.1	Søens oprindelse og fysiske udvikling	3
1.2	Målsætning for søens anvendelse mv.	3
1.3	Oplandsbeskrivelse	3
2.	Metodik	9
3.	Morfometri	15
4.	Vandbalance	19
5.	Søens eksterne belastningsforhold	23
5.1	Total ekstern belastning med kvælstof og fosfor 1989 og 1990	23
5.2	Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor 1989 og 1990	25
5.3	Atmosfærisk deposition	31
5.4	Øvrige belastningskilder	32
5.5	Historiske belastningsforhold, afstrømning	32
6.	Søens massebalance	33
7.	Vandkemiske forhold i søens til- og afløb	39
7.1	Tilløb	39
7.2	Afløb	40
8.	Fysisk-kemiske forhold i søen	41
8.1	Vandfase	41
8.2	Sediment	49
9.	Biologiske forhold i søen	53
9.1	Fytoplankton	53
9.2	Zooplankton	62
9.3	Fisk	68
9.4	Bundvegetation	72
10.	Samlet vurdering af søens aktuelle tilstand	73
11.	Udvikling i tilstand	75
11.1	Udvikling frem til 1990	75
11.2	Vurdering af fremtidig tilstand	76
12.	Behov for fortsat overvågning	81
13.	Konklusion	83
	Referencer	85

Indledning.

I foråret 1987 har Folketinget vedtaget en handlingsplan (vandmiljøplanen), der skal nedbringe næringsstofbelastningen af det danske vandmiljø.

Målet med vandmiljøplanen er at reducere den samlede kvælstofudledning med 50% fra 290.000 tons til 145.000 tons pr. år og fosforudledningen med 80% fra 15.000 tons til 3.000 tons pr. år.

Vandmiljøplanen omfatter bl.a. øget spildevandsrensning for kommuner og industri samt krav til jordbruget om at mindske tilførslerne af næringsstoffer til miljøet.

Samtidig er der med vandmiljøplanen iværksat en øget overvågning af vandmiljøet med det formål at eftervise effekten af vandmiljøplanen.

Overvågningen omfatter alle de forskellige led i vandkredsløbet: Grundvand, vandløb, søer, marine områder m.m.

Det er amternes opgave at foretage overvågningen af vandmiljøet, hvad angår grundvand, vandløb, kilder, søer og kystnære havområder. Dertil kommer, at amterne fører tilsyn med kommunale renseanlæg.

Amterne skal årligt udarbejde rapporter over resultaterne af disse overvågnings- og tilsynsprogrammer.

Tilsvarende udarbejder Danmarks Miljøundersøgelser rapporter over tilstanden i de åbne havområder og om stoftilførsler via nedbør/nedfald.

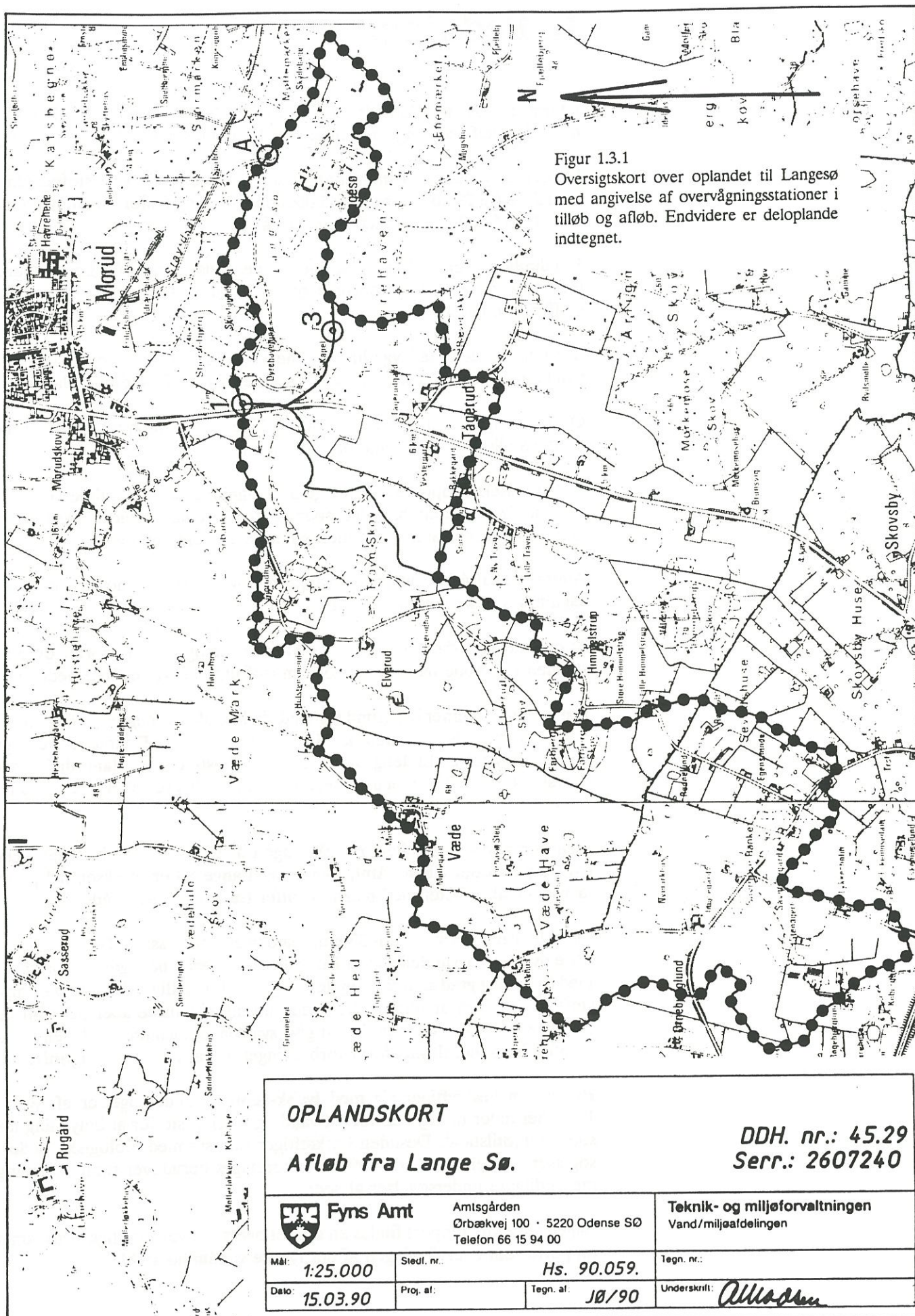
Rapporterne danner baggrund for landsdækkende oversigter, som udarbejdes af Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Geologiske Undersøgelser. Endelig sammenfatter Miljøstyrelsen de landsdækkende oversigter til en årlig redegørelse, som Miljøministeren skal forelægge for Folketinget.

Denne rapport behandler overvågningen af én af de såkaldte nationale overvågningssøer i Fyns Amt, Lange Sø. Lange Sø er et eksempel på en lavvandet sø belastet med næringsstoffer fra landbrugsområder.

På landsplan er udvalgt i alt 37 nationale overvågningssøer. Blandt disse er både dybe og lavvandede søer. Endvidere er søerne beliggende i områder med forskellig grad af arealudnyttelse og med forskellige kilder til næringsstofftilførsel. Ved at følge dette brede udsnit af danske søer gennem en årrække skulle det være muligt at give svar på, om vandmiljøplanens gennemførelse generelt medfører forbedringer af danske søers miljøtilstand.

Rapporten beskæftiger sig med fysisk-kemiske undersøgelser af søen i 1990, herunder til- og fraførsel af vand og næringsstoffer af betydning for søens miljøtilstand. Desuden beskæftiger den sig med biologiske undersøgelser af søen i 1989 og 1990. Der foretages derudover sammenligning med tidligere undersøgelser af søen.

Bagerst i denne rapport findes en samlet oversigt over samtlige Fyns Amts rapporter om overvågningen af det fynske vandmiljø 1990.



1. Historie, målsætning og opland.

1.1 Søens historie.

Lange Sø er beliggende i den vestligste og dybeste del af en tunneldal, som udgør en del af et velmarkeret tunneldalstrøg. Dette strækker sig fra egnen omkring Lange Sø og mod sydøst til Odense. Tunneldalene er dannet under den seneste istid.

Søen udgør en del af Stavis Å-systemet med afløb til selve Stavis Å. Ved afløbet er søen stemmet op, således at vandstanden kan reguleres ved hjælp af skod. Der er ikke fastsat flodemål ved stemmeværket. Ved opstemningen er søens vandspejl hævet ca. 1½ m. Formålet med opstemningen, der sandsynligvis er fra før 1870, er efter alt at dømme ålekistefiskeri, som stadig praktiseres.

1.2 Målsætning for søens anvendelse.

Lange Sø er i Regionplan 89 målsat som "Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri" (B). Dette indebærer, at den skal kunne huse et rigt og alsidigt plante- og dyreliv.

Regionplanen fastsætter ingen direkte krav til søens miljøkvalitet. Det indgår imidlertid som en retningslinje i planen, at al spildevandstilledning til denne og andre søer i videst muligt omfang skal undgås.

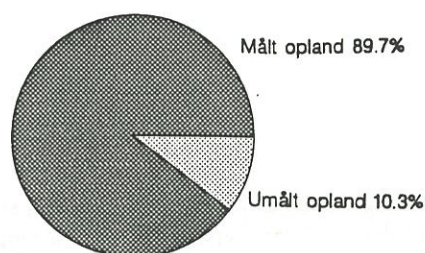
1.3 Oplandsbeskrivelse.

Lange Sø er beliggende i Søndersø kommune. Dens geografiske placering fremgår af figur 1.3.1. På denne er endvidere indtegnet såvel tilløb til som afløb fra søen. Målestationerne for fysisk-kemiske undersøgelser (stoftransport) er markeret i tilløbene og afløbet.

Oplandskarakteristika for deloplande til søen, herunder afstrømningsoplande til de enkelte vandløbsmålestationer samt det umålte opland, fremgår af rapporten "Vandløb og kilder, 1990" (Fyns Amt, 1991).

1.3.1 Oplandsareal.

Søens afstrømningsopland, herunder deloplande, er i 1990 afgrænset af Hedeselskabet på baggrund af Geodætisk Instituts højdekurvekort i målestok 1:25.000 samt oplysninger om dræninger i området.



Figur 1.3.2.2/tabel 1.3.1.1
Fordeling af oplandsareal til Lange Sø, hvor der henholdsvis måles/ikke måles stoftransport.

Arealet for oplandet, hvor der måles stofafstrømning, det umålte oplands areal samt det totale oplandsareal er opgjort således:

Målt opland Ha	%	Umålt opland Ha	%	Samlet opland Ha	%
496	89,7	57	10,3	553	100,0

Heraf fremgår det, at stoftransportmålingerne dækker 89.7% af søens samlede oplandsareal.

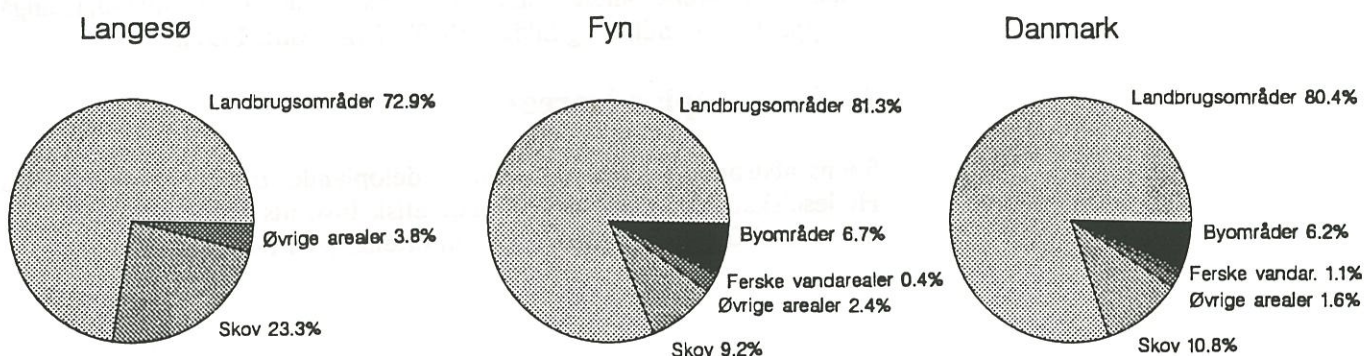
1.3.2 Arealudnyttelse.

Udnyttelsen af oplandet til Lange Sø fremgår af tabel 1.3.2.1. Arealudnyttelsen for henholdsvis Fyn og Danmark fremgår ligeledes af tabel 1.3.2.1. Oplysningerne er tilvejebragt gennem Arealdatakontoret, Vejle, som lavede en landsdækkende opgørelse af arealudnyttelsen i perioden 1974-81.

I tabellen angiver kategorien landbrugsområder ikke blot arealer, der dyrkes i landbrugsmæssig sammenhæng, men også bebyggelse i landzone, veje, jernbaner, mindre søer og skove, strandenge m.m. Det reelle landbrugsareal udgør, ifølge Arealdatakontoret, på landsbasis 71-89% af kategorien landbrugsområder. Omfanget af byområderne er ligeledes overvurderet, og bør, ifølge Arealdatakontoret, på landsbasis reduceres med 11-27%, idet kategorien byområder udover bymæssig bebyggelse i byzone, desuden omfatter bebyggelse i landzone, lokalplanområder samt ubebyggede arealer, herunder også landbrugsarealer.

Type	Lange Sø	Fyn	Danmark
Landbrugsområder (%)	72,9	81,3	80,4
Byområder (%)	0,0	6,7	6,2
Skov (%)	23,3	9,2	10,8
Ferske vandarealer (%)	0,0	0,4	1,1
Ikke klassificeret (%)	3,8	1,4	0,3
Restarealer (%)	0,0	1,0	1,3
I alt (%)	100,0	100,0	100,0

Tabel 1.3.2.1
Arealudnyttelse i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark.



Figur 1.3.2.1
Arealudnyttelse i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark.

Det ses, at arealerne i oplandet til Lange Sø primært anvendes til landbrugs-mæssigt formål (73%). Skov udgør ligeledes en betragtelig andel (23%). Restarealerne, herunder ikke klassificerede områder, udgør (4%). Den til landbrug anvendte andel af Lange Sø's opland er en anelse mindre end andelen for Fyn og på landsplan, mens andelen af skov er mere end dobbelt så stort i oplandet til Lange Sø som på Fyns-/landsplan. Byområderne, som på Fyn/i Danmark udgør 6-7% er ikke repræsenteret i oplandet til Lange Sø.

1.3.3 Jordtypefordeling i landbrugsområderne.

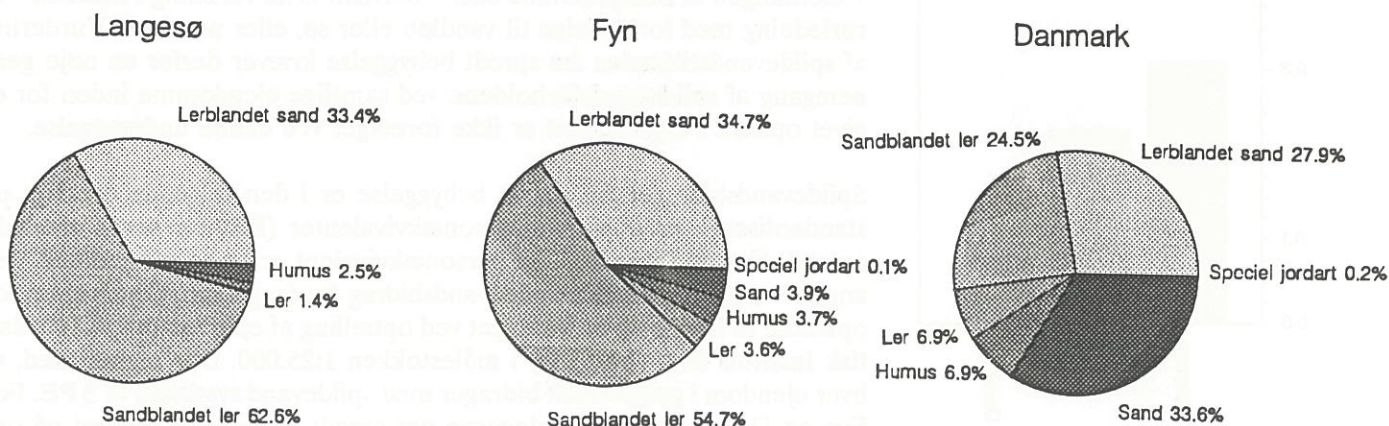
Oversigten over jordtypefordelingen i tabel 1.3.3.1 angiver jordbundsforholdene i 0-20 centimeters dybde i landbrugsområderne for henholdsvis Lange Sø, Fyn og Danmark. Oplysningerne om jordklassificeringen er fra 1977-78 og stammer fra Arealdatakontorets førnævnte landsdækkende undersøgelse.

Fordelingen af de dominerende jordtyper i 0-20 centimeters dybde i landbrugsområderne i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark er illustreret på figur 1.3.3.

Tabel 1.3.3.1

Jordtypefordeling i landbrugsområder i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark.

Type	Lange Sø	Fyn	Danmark
Grovsandet jord (%)	0,0	2,2	23,7
Finsandet jord (%)	0,0	1,7	9,9
Lerblandet sand (%)	33,4	34,7	27,9
Sandblandet ler (%)	62,6	54,7	24,5
Lerjord (%)	0,2	3,2	6,1
Svær lerjord (%)	1,2	0,4	0,8
Humus (%)	2,5	3,7	6,9
Speciel jordart (%)	0,0	0,1	0,2
I alt	100,0	100,0	100,0



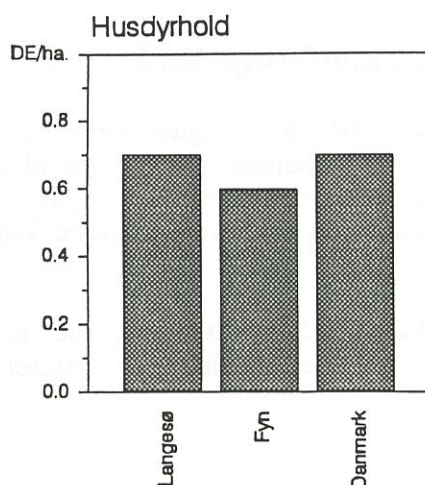
Figur 1.3.3.1

Jordtypefordeling i landbrugsområder i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark.

Det fremgår af oversigten/illustrationen, at sandblandet ler er den altdominerende jordtype (63%) i oplandet til Lange Sø. Lerblandet sand er dog også hyppigt forekommende (33%). I den resterende del af landbrugsområderne domineres jordbunden af humus og ler. Fordelingen mellem de forskellige jordtyper i landbrugsområderne i oplandet til Lange Sø er typisk for Fyn, mens sammensætningen på landsplan er væsentlig anderledes.

1.3.4 Husdyrhold.

Husdyrholdet er opgjort i antal dyreenheder pr. hektar landbrugsområde (DE/ha). En dyreenhed er en beregningsenhed, der modsvarer en malkeko af stor race uden opdræt. Oplysningerne er indhentet af Sønder sø og Vissenbjerg kommuner i forbindelse med landbrugstilsyn i perioden 1986-89. Til sammenligning er anført dyreholdet på Fyn og i hele Danmark.



Tabel 1.3.4.1/figur 1.3.4.1
Husdyrhold i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark.

Opland	DE/ha
Lange Sø	0,7
Fyn	0,6
Danmark	0,7

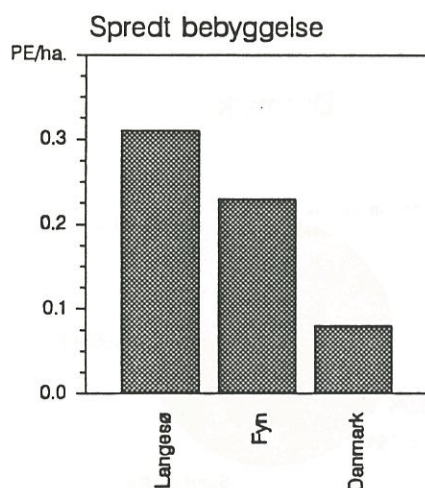
Husdyrholdet i oplandet til Lange Sø udgør 0,7 dyreenheder pr. hektar landbrugsområde. Husdyrtætheden i dette opland svarer til tætheden på landsplan, mens den for Fyn ligger på 0,6 dyreenheder pr. hektar landbrugsområde.

1.3.5 Spildevand fra renseanlæg.

Der findes ingen renseanlæg i oplandet til Lange Sø.

1.3.6 Spredt bebyggelse.

Udledningen af husspildevand sker - normalt efter rensning i hustank - til rørledning med forbindelse til vandløb eller sø, eller nedsives. Vurdering af spildevandstilførslen fra spredt bebyggelse kræver derfor en nøje gennemgang af spildevandsforholdene ved samtlige ejendomme inden for et givet opland. Noget sådant er ikke foretaget ved denne undersøgelse.



Figur 1.3.6.1
Spredt bebyggelse i oplandet til Lange Sø, Fyn og Danmark.

Spildevandsbidraget fra spredt bebyggelse er i den følgende oversigt på standardiseret vis opgjort i personækvivalenter (PE) for søens samlede opland, Fyn og Danmark. En personækvivalent er en regningsenhed, der angiver et gennemsnitligt spildevandsbidrag fra én person. Opgørelsen for oplandet til Lange Sø er foretaget ved optælling af ejendomme på Geodætisk Instituts kort (fra 1983) i målestokken 1:25.000. Der regnes med, at hver ejendom i gennemsnit bidrager med spildevand svarende til 3 PE. For Fyn og Danmark er oplysningerne om spredt bebyggelse baseret på opgørelser over befolkningsandel uden tilslutning til kloakledning. Resultaterne fremgår af tabel 1.3.6.1.

Tabel 1.3.6.1

Spredt bebyggelse i oplandet til Lange Sø,
Fyn og Danmark.

Opland	PE/ha
Lange Sø	0,31
Fyn	0,23
Danmark	0,08

Af ovenstående fremgår det, at den spredte bebyggelse i oplandet til Lange Sø ligger over niveauet for Fyn og på landsplan.

2. Metodik.

Morfometri.

Søens dybdeforhold er i 1986 kortlagt af landinspektør Thorkild Høy ved ekkolodning. Beregning af søens kystlinielængde, areal og volumen er foretaget af Fyns Amt ved anvendelse af planimeter (Håkanson, 1981).

Stofafstrømning.

I søens tilløb og afløb har Fyns Amt i 1990 gennemført intensive fysisk-kemiske undersøgelser. Stationering, analyseomfang og undersøgelseshypothese i vandløbene fremgår af figur 1.3.1 og tabel 2.1-2.2. Hvad angår beregning af stofafstrømning på vandløbsmålestationer, er denne beregnet ved lineær-interpolations-metoden.

Stofafstrømningen til søen er beregnet ud fra målinger på 89,7% af søens oplandsareal.

Stofafstrømningen fra umålte oplande er beregnet ud fra antagelse om ens arealkoefficienter for ferskvands- og stofafstrømning i målte og umålte oplande.

Beregning af basisafstrømning.

Ved beregning af den andel af stofafstrømningen til søen, som må antages at svare til en naturlig afstrømning (basisafstrømningen) er anvendt data fra referencevandløbet Holstenshuus (skovvandløb).

Beregningen er foretaget på baggrund af en vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration på referencevandløbet samt den lokale ferskvandsafstrømning til søen, jf. anvisning fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Beregnes basisbidraget i stedet med udgangspunkt i arealafstrømningen fra referencevandløbet, viser det sig, at basisbidraget er væsentligt mindre.

Man kan diskutere, hvorvidt det, ved beregning af basisbidrag, er mest korrekt at tage udgangspunkt i koncentrationsværdier på referencevandløbet eller arealafstrømningen på samme.

Tager man udgangspunkt i koncentrationsværdier, ser man bort fra, at der eventuelt kan være en sammenhæng mellem basiskoncentrationsniveauet og størrelsen af ferskvandsafstrømningen i pågældende opland.

Alternativt; hvis udgangspunktet for beregningen af basisbidraget er arealafstrømningen, kan usikkerheden med hensyn til opgørelsen af størrelsen af afstrømningsoplandet spille ind på resultatet.

På baggrund af ovenstående samt det faktum, at fastlæggelsen af størrelsen af basisbidraget har afgørende betydning, ved vurdering af muligheder for reduktion af stoftilførsler til søen, synes der, specielt for fosforafstrømningen, behov for en forbedret dokumentation for den anvendte metode til beregning af basisafstrømningen til en given sø. Afstrømningsmålinger fra flere referencevandløb ville givet forbedre grundlaget.

Fysisk-kemiske målinger.

Derudover har Fyns Amt i 1990 udført fysisk-kemiske undersøgelser, samt undersøgelser af klorofylindhold og primærproduktion i vandfasen. Stationering og analyseomfang og primærproduktion i vandfasen. Stationering og analyseomfang i søen fremgår af henholdsvis figur 3.1 og tabel 2.3-2.4. Undersøgelserne er udført med en hyppighed og 20 gange/år. Vandprøverne fra overfladelaget er udtaget i 0,2 m, sigtdybde og 2*sigtdybde, dog højest til overkanten af springlaget (blandingsprøve). I tilfælde af springlagsdannelse i 1-4 dybder under springlaget (enkeltprøver). Vandprøverne udtages med hjerteklapvandhenter. Ved udtagning af prøver tæt ved bunden er det sikret, at der ikke kommer ophvirvlet materiale med op (Kristensen m.fl., 1990).

Biologiske prøver.

Prøverne til fytoplankton er taget på samme station som til vandkemi, dvs. på det dybeste sted i søen. Der er taget delprøver fra 0,2 m, sigtdybden og 2*sigtdybden. Delprøverne blandes. Under omrøring overføres 100 ml til glasflaske, hvorefter prøven lugolfikseres.

Prøverne til zooplankton er taget med samme frekvens som prøverne til vandkemi og fytoplankton. Delprøver er udtaget med hjerteklapvandhenter på 3 stationer i søen jf. figur 3.1 og tabel 2.4. På den enkelte station udtages delprøver afhængig af dybden (Kristensen m.fl., 1990). Prøverne puljes, og under omrøring udtages 4,5 l til filtrering i felten gennem et 90 µm filter, samt 0,9 l til sedimentation. Filtratet overføres til en 100 ml glasflaske og tilsættes lugol (konserveres). Prøverne til sedimentation, lugolfikseres og overføres, efter at have sedimenteret i 48 timer, til 100 ml glasflasker.

Bearbejdningen af de indsamlede prøver er foretaget af Miljøbiologisk Laboratorium. Der er foretaget bestemmelse af antal og biomasse af de kvantitativt vigtigste organismer i et sådant omfang, at den opgjorte biomasse udgør mindst 90% af den totale fyto- og zooplanktonbiomasse. Resultatet af bearbejdningen foreligger som et notat til Fyns Amt fra Miljøbiologisk Laboratorium (Miljøbiologisk Laboratorium, 1990).

Fiskesammensætningen i søen er af Mohr og Markmann, Fiskeribiologisk rådgivning, undersøgt efter retningslinier fra overvågningsprogrammet (Mortensen m.fl., 1990). Undersøgelserne er udført i 1989 og forventes gentaget i 1993.

Sedimentundersøgelser.

Sedimentstationerne er placeret samme sted som zooplanktonstationerne jf. figur 3.1.

Der er taget sedimentprøver én gang i november 1990. Ved hver station er der taget mindst 3 sedimentsøjler af om muligt 70 cm med kajakrør. Sedimentsøjlerne er opsplittet i følgende delprøver:

0 - 2 cm

2 - 5 cm

5 - 10 cm

10 - 15 cm

15 - 20 cm

20 - 30 cm

30 - 50 cm

50 - 70 cm

Sedimentet fra de samme dybdeintervaller fra de 3 søjler på samme station er puljet og analyseret som én prøve.

Der er foretaget analyser på prøverne jf. tabel 2.5. Analyserne er foretaget af Miljø- og Levnedsmiddelkontrollen i Odense.

Tabel 2.1

Oversigt over vandkemiske undersøgelser i tilløb til og afløb fra Lange Sø i Fyns Amt, 1989.

Målinger ved Miljø- og levnedsmiddelkontrollen, Odense.

Analysevariable	Analyseforskrift VA 3	Programtype
pH (20°C)	DS 287	+
Suspenderet stof = Tørstof (part.)	DS 207	+
COD (foreliggende tilstand)	DS 217 ¹⁾	+
Total N	DS 221	+
(NH ₃ +NH ₄)-N (F)	DS 204	+
(NO ₂ +NO ₃)-N (F)	DS 223	+
Total P	DS 292	+
PO ₄ -P = Orto-P (F)	DS 291	+
Silikat-Si	MFL ¹⁾	+
Total Fe	MFL ¹⁾	+
Total Ca	DS 248	+

Bemærkninger:

1) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 1988.

(F) Analyse på filtreret prøve (GF/C).

Tabel 2.2

Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser i tilløb til og afløb fra Lange Sø i Fyns Amt, 1990.

	Sted Vandløbsnavn	Stationsnumre SERR-nr.	Undersøglesaktivitet		Undersøgelseshyppighed		Analyseomfang Programtype
			Q/H-st.	Vandkemist.	Vandførings- måling	Vandkemi- prøve	
Lange Sø							
Tilløb 1	Travnskov afløb	2607211	+	+	26/år	26/år	VA3
Tilløb 3	Kapelbæk	2607230		+	26/år	26/år	VA3
Afløb	Lange Sø afløb	2607240	+	+	19/år	19/år	VA3

Tabel 2.3

Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser, samt undersøgelser af klorofylindhold og primærproduktion i vandfase i Lange Sø i Fyns Amt, 1990.

Feltmålinger:

Vandstand
Sigtdybde
Total vanddybde

Lufttemperatur
Vandtemperatur (profil)

Lys (profil)
O₂ (profil)

Målinger i vand/miljøafdelingens laboratorium:

Analysevariable	Analyseforskrift	Programtype	
		Sø 1	Sø 2
2			
Ledningsevne	DS 288	+	+
pH (20°C)	DS 287	+	+
Total alkalinitet	LM ¹⁾	+	+
Total CO ₂	LM ¹⁾	+	+
O ₂ (Winkler)	LM ¹⁾	+	+
Tørstof (part.)	DS 207	+	
Glødetab (part.)	DS 207	+	
Klorofyl-a (fytoplankton)	DS 2201		+
Primærproduktion (fytoplankton)	DS 293	+	

Målinger ved Miljø- og levnedsmiddelkontrollen, Odense:

Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype	
		Sø 1	Sø 2
COD (part.)	DS 217 ²⁾	+	
Total N	DS 221 ²⁾	+	+
(NH ₃ +NH ₄)-N (F)	DS 224	+	+
(NO ₂ +NO ₃)-N (F)	DS 223	+	+
Total P	DS 292	+	+
PO ₄ -P = Orto-P (F)	DS 291	+	+
Silikat-Si	MFL ²⁾	+	

Bemærkninger:

1) Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, 1977.

2) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 1988.

(F) Analyse på filtreret prøve (GF/C).

Sø 1. Udføres på blandingsprøve fra 0,2 m, sigtdybde og 2 x sigtdybde.

Sø 2. Udføres på vandprøve under springlag.

Tabel 2.4
Oversigt over prøvetagningsstationer i
Lange Sø i Fyns Amt, 1990.

SERR-nr.	Undersøgellesprogram
260 8201	Zooplankton, sedimentkemi
260 8202	Vandkemi, klorofyl, primærproduktion, fytoplankton og zooplankton, sedimentkemi
260 8203	Zooplankton, sedimentkemi

Tabel 2.5
Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser i sediment i Lange Sø, 1990.

Målinger i vand/miljøafdelingens laboratorium:		
Analysevariabel		Programtype Sø 3
Tørstof	DS 204	+
Glødetab	DS 204	+
Målinger ved Miljø- og Levnedsmiddelkontrollen, Odense:		
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype Sø 3
Total Fe	DS 263	+
Total Ca	DS 259	+
Total N	DS 242	+
Total P	DS 291 ¹⁾	+
ADS-P	MFL ²⁾	+
Fe-P	MFL ²⁾	+
Ca-P	MFL ²⁾	+
Org-P	MFL ²⁾	+

Bemærkninger:

- 1) Efter kogning af glødet sediment i 10% HCl.
- 2) Miljøstyrelsens ferskvandslaboratorium, 1988.

3. Morfometri.

Dybdeforholdene i Lange Sø fremgår af fig. 3.1 og 3.2. Øvrige oplysninger om søens størrelse fremgår af følgende oversigt:

Sø areal, ha	17,1
Gennemsnitsdybde, m	3,1
Maksimumdybde, m	4,5
Vandvolumen, m ³	531.000
Kystlængde, km	2,85
Arealindeks I (a), ha	25,4
Relativt areal indeks RI (a)	1,5
Dybdeindeks I (d), m	4,1
Relativt dybdeindeks RI (d)	1,3

Bemærkninger:

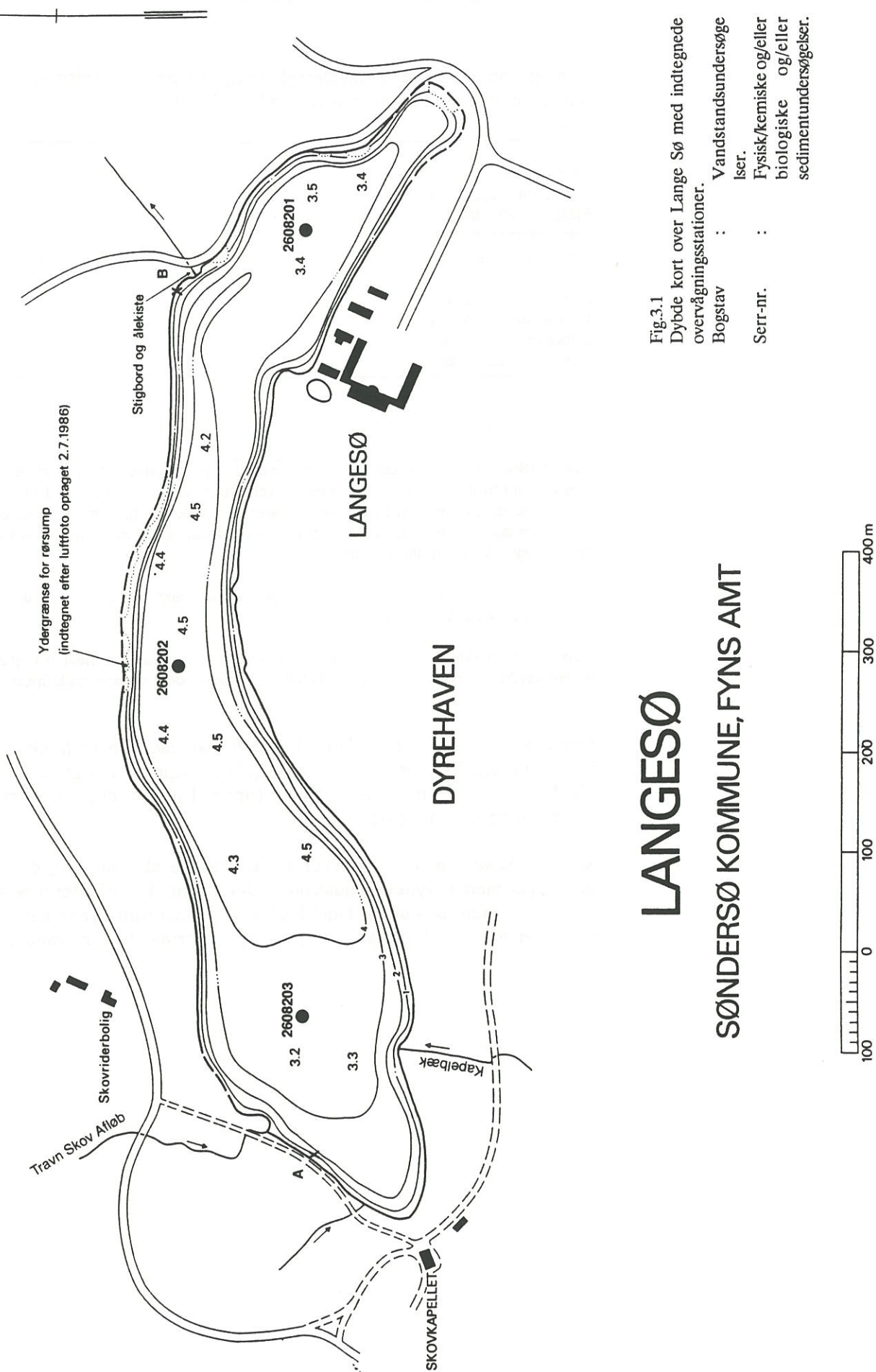
Arealindekset ($I(a) = \text{søareal} \cdot (2 - 0,2 \sqrt{\text{søareal} \cdot \pi / \text{kystlængde}})$) er et udtryk for søens areal i forhold til kystliniens længde. Relativt arealindeks ($RI(a) = I(a)/\text{søareal}$) kan antage værdier mellem 1 og 2, idet 1 svarer til en cirkelform. Større værdier angiver således en øget afvigelse fra en regelmæssig cirkelform og dermed en forholdsmæssig længere kystlinie i forhold til søarealet.

Dybdeindekset ($I(d) = \text{gns. dybde} \cdot (2 - \text{gns. dybde}/\text{maks. dybde})$) er et udtryk for variationen i søens dybdeforhold.

Relativt dybdeindeks ($RI(d) = I(d)/\text{gns. dybde}$) kan antage værdier mellem 1 og 2, hvor højere værdier udtrykker større forskel mellem middeldybden og søens maksimum dybde.

Lange Sø er således en relativt lavvandet sø, med en forholdsvis lang kystlinie i forhold til søarealet (stor $RI(a)$). Bredprofilen er generelt stejlt, således at områder med helt lavt vand (under 1 m's dybde) har begrænset udstrækning (lille $RI(d)$).

Søen er hovedsagelig omkranset af skovklædte skrænter og dermed i princippet vindbeskyttet. Imidlertid er søen samtidig orienteret øst-vest, hvilket sammen med den relativt beskedne gennemsnitsdybde betyder, at der i størstedelen af året sker en grundig omrøring af søens vandmasser.



LANGESØ

SØNDERSØ KOMMUNE, FYNs AMT

Fig.3.1
Dybde kort over Lange Sø med indtegnede
overvågningsstationer.

Bogstav	:	Vandstandsundersøge lser.
Serr-nr.	:	Fysisk/kemiske og/eller biologiske og/eller sedimentundersøgelser.

Ekkolodning foretaget juli 1986
 Dybdeangivelserne refererer sig til et vandspejl 25.3 m over DNN (GI)
 Tegnet af Ingerlise Kjær
 Publiceret af landinspektør Thorkild Høj sept. 1986

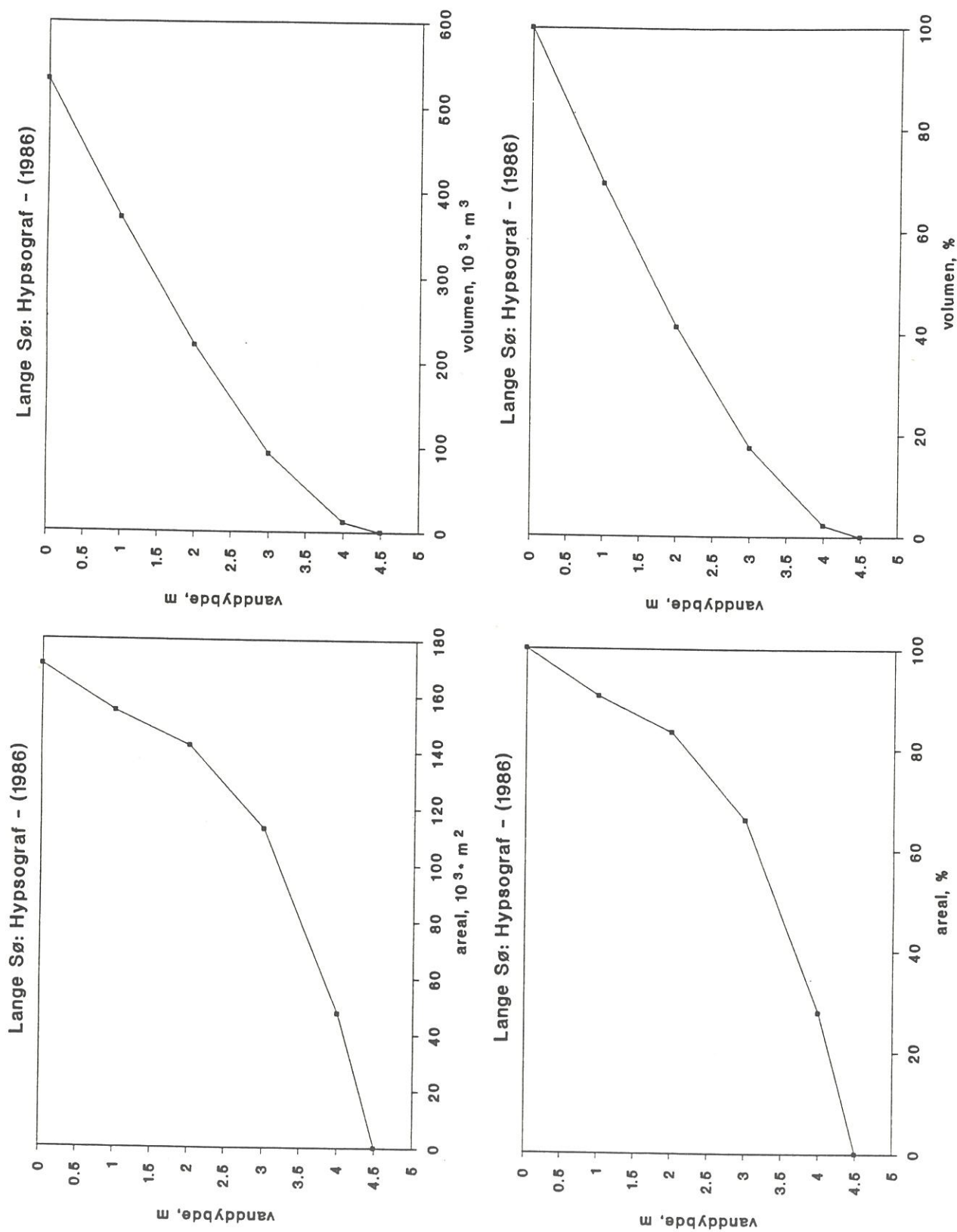


Fig. 3.2
Dybdefordeling i forhold til areal og vandvolumen i Lange Sø.

4. Vandbalance.

Dette afsnit beskriver vandbalancen for Lange Sø (jf. tabel 4.1, 4.2 og figur 6.1). Ved vandbalance forstås her forskellen mellem tilført og fraført vandmængde ud fra vandbalanceligningen:

$$Q \text{ overfl.} + \text{nedbør} = Q \text{ afløb} + \text{fordampning} + \text{magasinændring} + \text{udsivning.}$$

Q overflade betegner den samlede overfladiske tilstrømning fra det topografiske opland, som beskrevet i afsnit 2. Q afløb betegner den samlede vandføring i afløbet.

Tabel 4.1
Tabel 4.1 Vandbalance og opholdstider
Vandbalance for Lange Sø 1990

Q Overflade m ³	Magasinændr. m ³	Nedbør - fordampning m ³	Udsivning m ³	Q Afløb m ³
1.470.000	62.844	44.802	11.958	1.440.000

Den magasinændring der er sket over året, skyldes en samlet vandstands-hævning på 36 cm.

Det beregnede nedbørsoverskud er 26,2 cm. Til sammenligning var der i 1989 et nedbørsunderskud på 1,4 cm.

I 1989 og 1990 blev den hydrauliske belastning beregnet til hhv. 4,8 m/år og 8,6 m/år. Ved den hydrauliske belastning forstås den årlige vandtilstrømning til søen beregnet i forhold til søens overfladeareal.

I tabel 4.2 er vist vandets opholdstid i søen beregnet for forskellige perioder af året, dels på basis af den overfladiske tilstrømning, og dels på basis af fraførslen af vand i søens afløb. Sidstnævnte giver en total vandbalance for søen, der både omfatter overfladisk afstrømning, udsivning, nedbør, fordampning og magasinændring.

Det fremgår af resultaterne fra 1990, at den beregnede vandfraførsel på årsbasis svarer til 99% af den totale vandtilførsel. Den årlige tilførsel fra de umålte deloplande udgør endvidere kun ca. 10% af den totale tilførsel til søen.

Af figur 4.2 fremgår, at der forekommer periodiske reguleringer ved stemmeværket ved søens afløb. Disse reguleringer har betydning for vandstanden i søen og for bestemmelsen af søens vandbalance.

Ved de enkelte målegange har der maks. været en vandstandsforskel på 2 cm mellem de 2 skalaer. Forskellen mellem højeste og laveste vandstand for hele året har været 60 cm (fig. 4.1). Den højeste registrerede vandstandskote i perioden var 25,65 m over DNN i februar. Det fremgår endvidere, at vandstanden er faldet jævnt i perioden februar-september. Dette skyldes først og fremmest, at afløbsbygværkets stigningsbord har været trukket igennem hele denne periode.

Ved beregning af vandets opholdstid i søen, er der taget højde for ændringer i søvolumenet.

Vandets gennemsnitlige opholdstid i søen er beregnet til 0,4 år (137 dage). Vandtilførslen (som månedsgennemsnit) var størst i februar og mindst i august måned. I sommermånederne har den beregnede vandfraførsel været 20% større end tilførslen. Vandgennemstrømningen om vinteren har været relativ stor i søen, svarende til en gennemsnitlig opholdstid på ca. 0,2 år (73 dage). I forhold til 1989 var vandtilførslen i 1990 ca. 74% større for hele året og næsten to gange så stor for sommerperioden (1. maj-30. september).

Vandbalance			1989	1990
Total tilførsel,	m ³		827.000	1.470.008
Total fraførsel,	m ³		827.000	1.440.000
Total tilførsel-fraførsel,	m ³		0	30.000
Opholdstid (tilførsel):				
År	(1.1. - 31.12.)	år (dage)	0,64 (235)	0,37 (137)
Sommer	(1.5. - 30.9.)	år	3,1	1,56
Vinter	(1.12.89 - 31.3.90)	år (dage)	0,28 (104)	0,18 (66)
Maks. måned		år	13	7
Min. måned		år (dage)	0,16 (59)	0,11 (41)
Opholdstid (fraførsel):				
År	(1.1. - 31.12.)	år (dage)	0,64 (235)	0,38 (139)
Sommer	(1.5. - 30.9.)	år	1,2	1,3
Vinter	(1.12.89 - 31.3.90)	år (dage)	0,36 (130)	0,21 (76)
Maks. måned		år	4,2	1,7
Min. måned		år (dage)	0,18 (65)	0,11 (41)

Tabel 4.2
Oversigt over vandbalance og opholdstider i Lange Sø, 1989 og 1990.

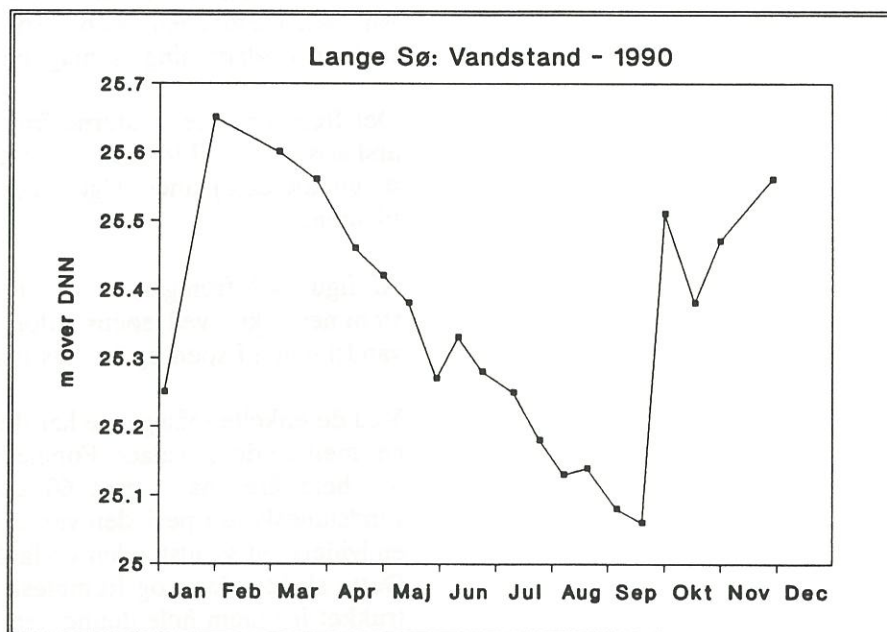


Fig. 4.1
Vandstand målt i meter over "Dansk Normal Nul" i Lange Sø.

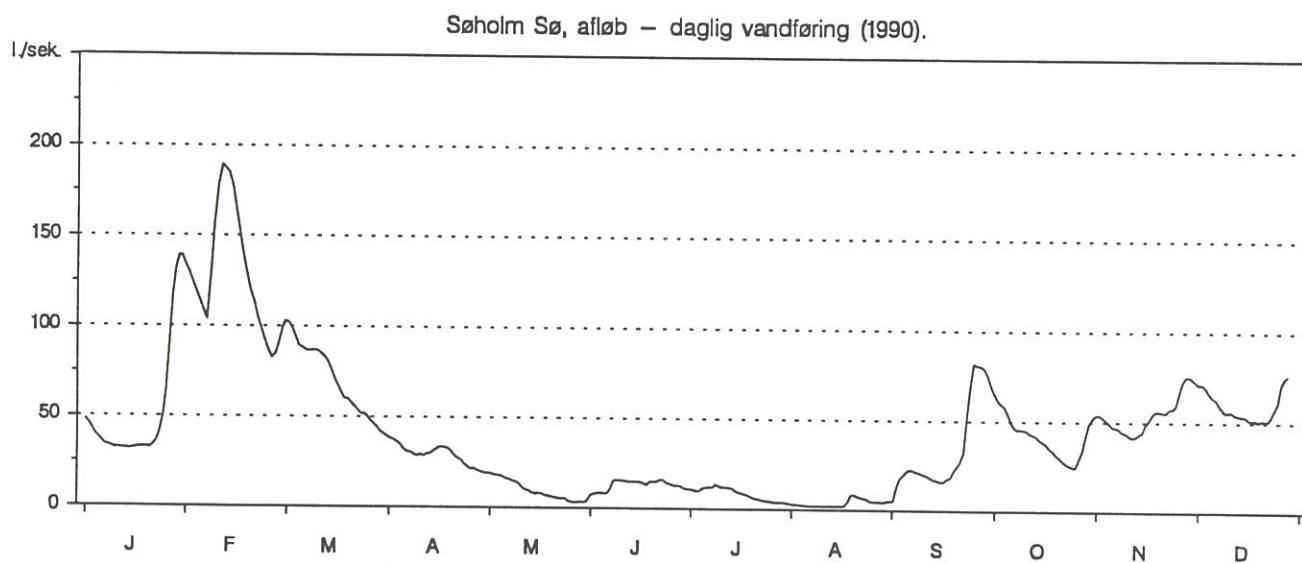
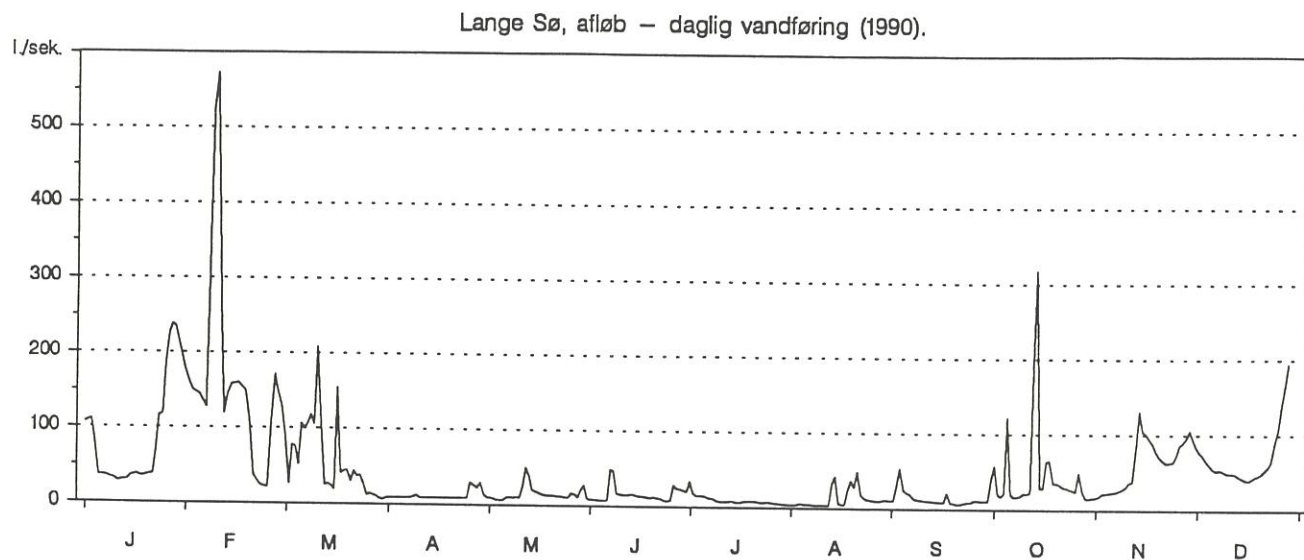


Fig. 4.2
Sammenligning mellem afløbsforhold i to overvågningssøer, Lange Sø og Søholm Sø. I Lange Sø reguleres vandstanden via et stemmeværk, hvorimod der ikke foretages vandstandsregulering i Søholm Sø.

5. Søens eksterne belastningsforhold.

Den eksterne belastning omfatter foruden det, der afstrømmer til søen, den atmosfæriske deposition på søen samt øvrige belastningskilder, herunder belastningen fra rastende fugle.

5.1 Total ekstern belastning med kvælstof og fosfor 1989 og 1990.

Den totale eksterne belastning af kvælstof og fosfor var i 1990 henholdsvis 14.900 kg N og 415 kg P. Kvælstoftilførslen i 1990 var 99% større end i 1989, fosfortilførslen 37% større (figur 5.1.1 og tabel 5.1.1). Stigningen er primært betinget af, at der i 1990 faldt mere nedbør (figur 5.2.1).

Det fremgår, at langt hovedparten af belastningen af Lange Sø kommer med afstrømningen til søen. Det atmosfæriske nedfald og øvrige tilførsler omfattende bidrag fra opfodring af andefugle samt løvfald på søen udgør kun en mindre betydende andel af belastningen set på årsbasis (figur 5.1.1).

Fordelingen i 1990 af den eksterne belastning hen over året er vist på figur 5.1.2. Det fremgår bl.a., at specielt i sommermånederne kan den atmosfæriske belastning udgøre et betydende belastningsbidrag. Størrelsen af tilførslerne de enkelte måneder hænger nøje sammen med nedbørsmængderne og størrelsen af ferskvandsafstrømningen.

Tabel 5.1.1
Den totale eksterne belastning til Lange Sø 1989 og 1990.

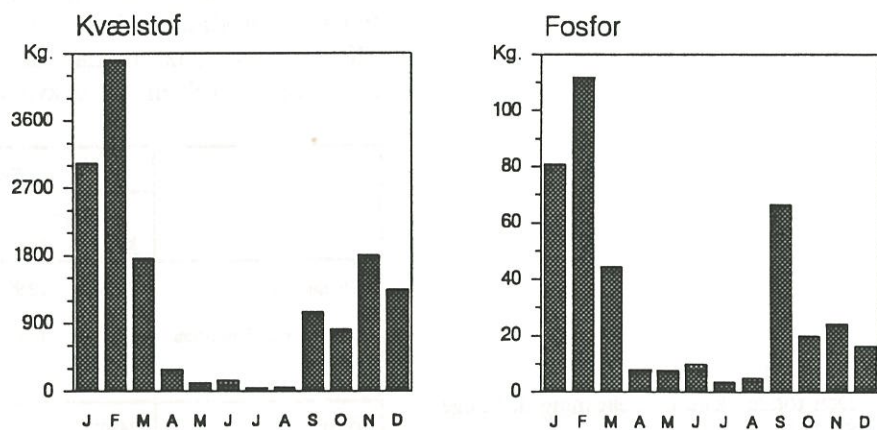
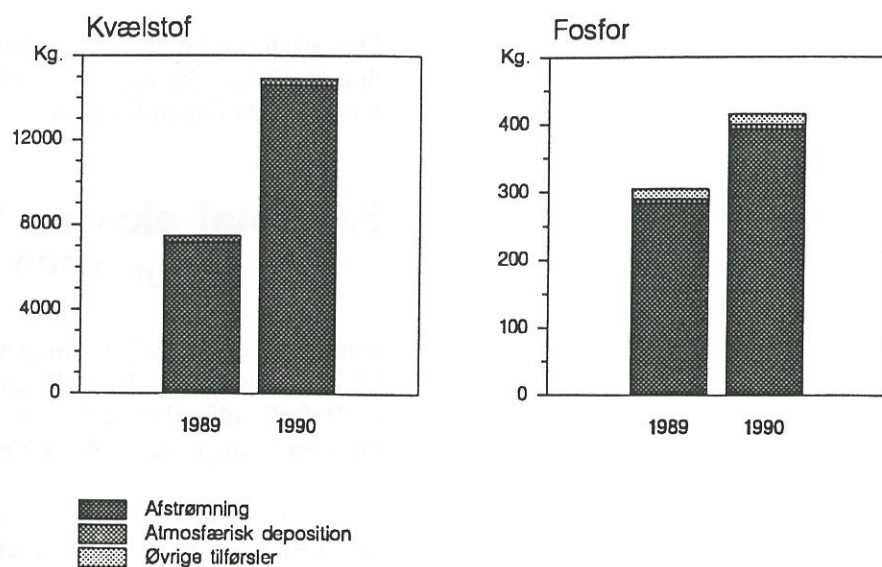
	Kvælstof				Fosfor			
	1989		1990		1989		1990	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Afstrømning	7186	12,99	14.608	26,42	283	0,51	393	0,71
Atmosfærisk deposition	259	15,14	284	16,60	6	0,36	7	0,41
Øvrige tilførsler	37	-	37	2,31	15	-	15	-
Total	7480		14.900		304		415	

Tabel 5.1.2
Den totale eksterne sommerbelastning (1. maj - 30. september) til Lange Sø 1989 og 1990.

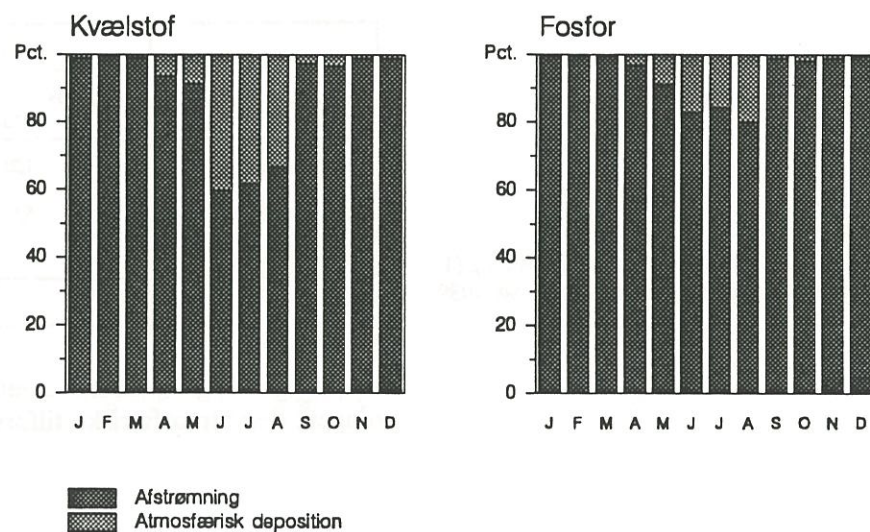
	Kvælstof				Fosfor			
	1989		1990		1989		1990	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Afstrømning	671	1,21	1275	2,31	33	0,06	88	0,16
Atmosfærisk deposition	94	5,51	133	7,79	4	0,22	5	0,28
Øvrige tilførsler	18	-	18	-	7	-	7	-
Total	783		1430		44		100	

I det følgende gives en mere detaljeret beskrivelse af henholdsvis afstrømningen, den atmosfæriske tilførsel og øvrige belastningskilder.

Figur 5.1.1
Den totale eksterne belastning af Lange
Sø 1989 og 1990.



Figur 5.1.2
Den eksterne belastning på månedsbasis
til Lange Sø 1990.



5.2 Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor 1989 og 1990.

Afstrømningen omfatter, hvad der via vandløb og grundvandsafstrømning tilføres søen.

Afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor via vandløb til søen er beskrevet dels på årsbasis (figur 5.2.3 og tabel 5.2.1), dels på månedsbasis (figur 5.2.4), dels for sommerperioden 1. maj - 30. september (tabel 5.2.2).

Tabel 5.2.1

Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor til Lange Sø 1989 og 1990.

	Ferskvand		Kvælstof		Fosfor	
	m ³ x10 ³	l/sek/km ²	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1989	827	4,74	7186	12,99	283	0,51
1990	1470	8,43	14608	26,42	393	0,71

Tabel 5.2.2

Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor til Lange Sø sommerperioden (1. maj - 30. september) 1989 og 1990.

	Ferskvand		Kvælstof		Fosfor	
	m ³ x10 ³	l/sek/km ²	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1989	71	0,41	671	1,21	33	0,06
1990	141	1,93	1275	2,31	88	0,16

Der henvises i øvrigt til rapporten "Vandløb og kilder. 1990" (Fyns Amt, 1991) for en mere generel redegørelse for karakteristika og eventuelle udviklingstendenser i ferskvands-, kvælstof- og fosforafstrømningen på Fyn.

Nedbørsforhold 1990.

Nedbørsforholdene og specielt nedbøren i vinterhalvåret er vigtig at have for øje, når man vurderer afstrømningsforhold og dermed belastningen af en sø. Alt andet lige vil en stor nedbør i vinterhalvåret udløse en større næringsstofafstrømning fra jordens næringsstofpuljer end en lille nedbørsmængde.

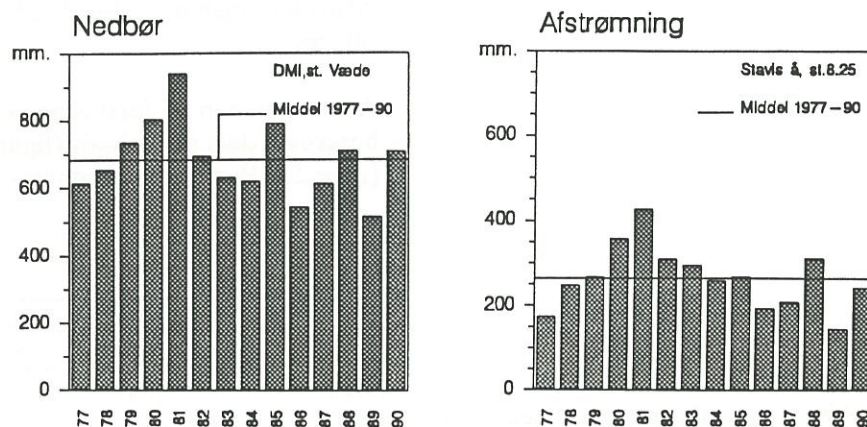
Nedbøren i 1990 var set på årsbasis 4% større end i et "normalår". Nedbøren i vinterhalvåret tilnærmer sig dog en normalnedbør, hvilket er forklaringen på, at ferskvandsafstrømningen i 1990 ligger lidt under (9%) en normalafstrømning (figur 5.2.1 og 5.2.2).

Set på månedsbasis skiller månederne februar, juni og september sig ud med forholdsvis megen nedbør, hvorimod maj måned var nedbørsfattig (figur 5.2.2).

Nedbørsdata stammer fra DMI's station i Væde beliggende i søens afstrømningsopland.

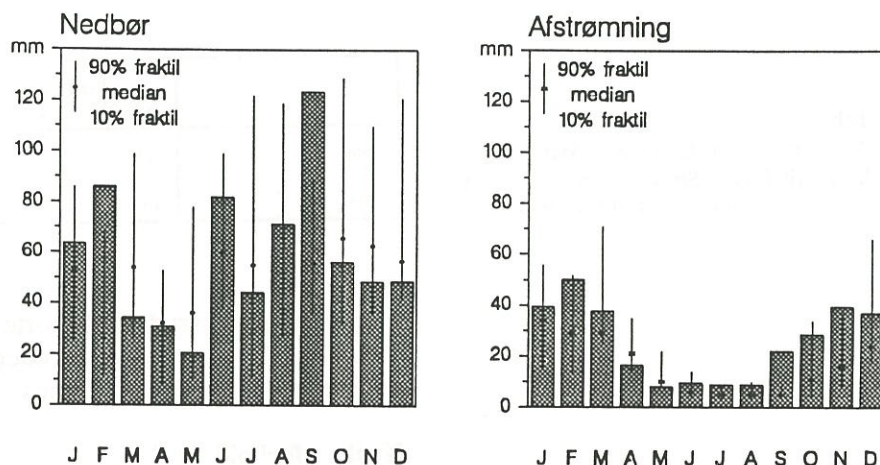
Figur 5.2.1

Årsnedbør og ferskvandsafstrømning 1977-1990 ved henholdsvis Væde og Stavis Å. Middelnedbør og -afstrømning 1976-1990 er angivet som referencelinie.



Figur 5.2.2

Månedsnedbør og månedsafstrømning i 1990 ved henholdsvis Væde og Stavis Å. Fraktilbånd de enkelte måneder er baseret på data fra perioden 1977-1990.

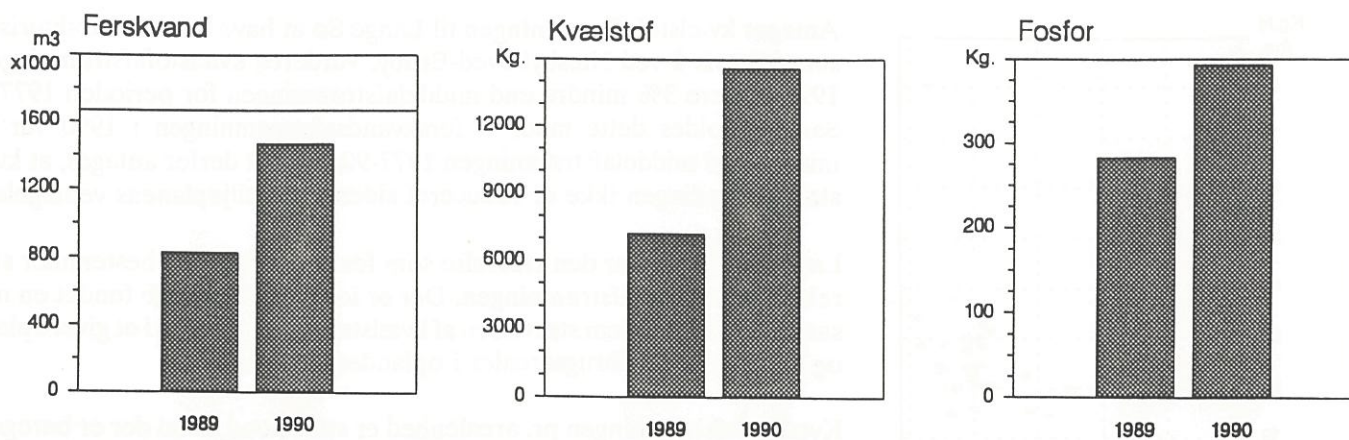


Ferskvandsafstrømning.

Ferskvandsafstrømningen til søen i 1990 var 78% større end i 1989 (figur 5.2.3 og tabel 5.2.1).

Vurderet ud fra afstrømnings-målinger i Stavis Å ved Næsbyhoved-Broby er afstrømningen i 1990 lidt mindre (9%) end en "normalafstrømning" (figur 5.2.1). Ferskvandsafstrømningen på månedsbasis i 1990 fremgår af figur 5.2.4.

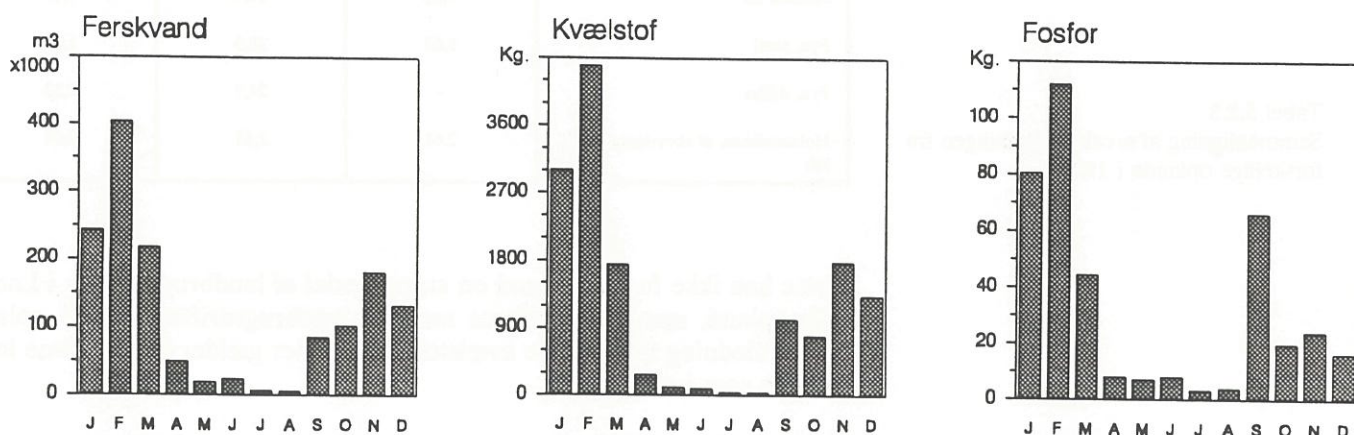
Anførte ferskvandsafstrømning til søen er beregnet på baggrund af målinger dækkende 90% af oplandet til søen og en beregnet afstrømning fra de sidste 10% af arealet antaget den samme afstrømningskarakteristik.



Figur 5.2.3

Afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor til Lange Sø 1989 og 1990.

Referencelinie angiver et skøn på, hvad afstrømningen ville have været, såfremt nedbøren i 1990 var "normal".



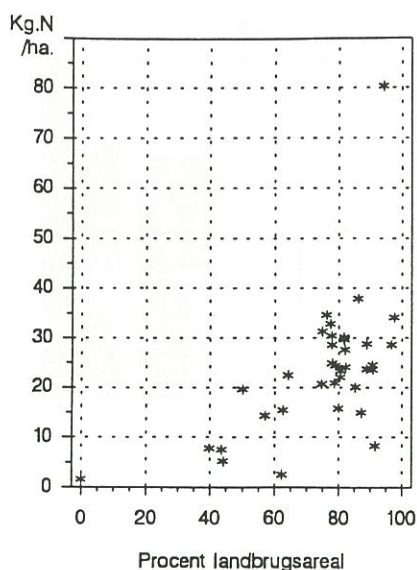
Figur 5.2.4

Afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor til Lange Sø 1990.

Kvælstofafstrømning.

Kvælstofafstrømningen til søen i 1990 var ca. 103% større end i 1989. At kvælstofafstrømningen er større i 1990 end i 1989 skyldes først og fremmest den større ferskvandsafstrømning i 1990.

Kvælstofafstrømningen i 1990 vurderes at svare til den kvælstofafstrømning, som man ville have i et nedbørsmæssigt normalår. Hvorvidt den kulturbetingede kvælstofafstrømning til Lange Sø er faldet/steget siden vandmiljøplanens vedtagelse er det ikke muligt at udtale sig om med et datagrundlag på kun 2 år.



Figur 5.2.5
Sammenhæng mellem kvælstofafstrømning i 1990 og andelen af landbrugsarealer.

Tabel 5.2.3
Sammenligning af arealafstrømningen fra forskellige oplande i 1990.

Antages kvælstofafstrømningen til Lange Sø at have samme karakteristika som i Stavis å ved Næsbyhoved-Brøby, vurderes kvælstofafstrømningen i 1990 at være 3% mindre end middelfafstrømningen for perioden 1977-90. Sammenholdes dette med, at ferskvandsafstrømningen i 1990 var 9% mindre end middelfafstrømningen 1977-90, må det derfor antages, at kvælstofafstrømningen ikke er reduceret siden vandmiljøplanens vedtagelse.

Landbrugsdriften er den størrelse som først og fremmest bestemmer størrelsen af kvælstofafstrømningen. Der er for fynske vandløb fundet en nøje sammenhæng mellem størrelsen af kvælstofafstrømningen i et givet opland, og andelen af landbrugsarealer i oplandet (figur 5.2.5).

Kvælstofafstrømningen pr. arealenhed er større end, hvad der er beregnet, at der afstrømmer fra det åbne land på Fyn som hele (tabel 5.2.3).

	Ferskvand l/sek./km ²	Kvælstof kg/ha	Fosfor kg/ha
Arreskov Sø	5,30	14,3	0,25
Lange Sø	8,43	26,4	0,71
Søholm Sø	7,82	14,4	0,18
Fyn, total	8,63	28,5	1,14
Fyn, diffus	-	24,7	0,33
Holstenshuus, et skov/naturvandløb	2,61	1,61	0,04

Dette kan ikke forklares med en større andel af landbrugsarealer i Lange Sø's opland, men må forklares med, at landbrugsdriften i dette opland giver anledning til et større kvælstoftab, end der gælder for det åbne land for Fyn som hele.

Kvælstofafstrømningsniveauet i oplandet til Lange Sø i 1990 var 16 gange højere end niveauet fra oplandet til Holstenshuus, som er et skov/naturvandløb.

Fosforafstrømning.

Fosforafstrømningen til søen i 1990 var ligeledes højere end i 1989 (39%), hvilket tilsvarende som for kvælstof også må tilskrives den større ferskvandsafstrømning i 1990.

Det er vanskeligt at udtale sig om oprindelsen af den øgede fosforafstrømning i 1990. Der kan fx være tale om genophvirvling af fosfor aflejret i vandløbet i det tørre år 1989, en større udvaskning af fosfor fra landbrugsjorden eller overfladisk afstrømning af fosfor fra landbrugsjorden (jorderosion).

Der er ikke på baggrund af kun to års dataindsamling grundlag for at udtale sig om, hvorvidt den kulturbetingede fosforafstrømning til søen er reduceret efter vandmiljøplanens vedtagelse.

Ser man på månedsafstrømningen (figur 5.2.4) ses ligesom for kvælstof, at fosforafstrømningen nøje følger ferskvandsafstrømningen. Fosforafstrømningen i september måned var dog relativt stor, hvilket sandsynligvis skyldes, at den meget store nedbør i september har givet anledning til overfladisk afstrømning af fosfor fra ikke plantedækkede landbrugsarealer.

Årsagerne hertil er formentlig dels, at et forholdsvis tæt befolklet (flere PE/ha end der generelt er i de fynske landdistrikter), men landbrugsaktiviteterne i oplandet er formentlig også medvirkende til det relativt høje fosforafstrømningsniveau.

Målingerne i vandløbene til Lange Sø viser, at der ofte i forbindelse med store nedbørsbegivenheder i vinterhalvåret sker en usædvanlig stor afstrømning af partikulært materiale, hvilket tyder på overfladisk afstrømning fra ikke plantedækkede arealer. Derudover ses i det største tilløb ved flere lejligheder forhøjede koncentrationer af $\text{NH}_3\text{-N}$ ($\sim 1 \text{ mg/l}$) i forbindelse med store afstrømnings-/nedbørsbegivenheder. Dette kan måske tyde på, at der forekommer et betydende gårdbidrag!?

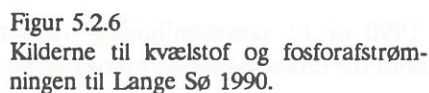
Arealafstrømningen af fosfor i oplandet til søen var i 1990 18 gange større end afstrømningen i oplandet til Holstenshuus.

Belastningskilder i afstrømningsoplandet til søen.

Der er foretaget en kildeopsplitning af belastningskilderne til kvælstof- og fosforafstrømningen. Kildeopsplitningen omfatter følgende belastningskilder:

1. Basisbidrag (naturlig afstrømning)
2. Punktkilder (renseanlæg/beb. > 30 PE)
3. Regnvandsbetingede udløb.
4. Åbent land-bidrag (landbrug + spredt bebyggelse + basisbidrag)

Fordelingen af afstrømningen på de enkelte belastningskilder fremgår af tabel 5.2.4 og figur 5.2.6.



Tabel 5.2.4

Kildeopsplitningen af afstrømning af kvælstof og fosfor til Lange Sø 1989 og 1990.

	1989				1990			
	Total-N		Total-P		Total-N		Total-P	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Basisbidrag *)	1460	2,61	35	0,06	2.990	5,40	75	0,14
Punktkilder:								
- Renseanlæg	0		0		0		0	
- Regnvandsbetingede udløb	0		0		0		0	
Åbent land	5730	10,36	248	0,45	11.600	21,01	318	0,58
Total	7190	12,99	283	0,51	14.600	26,42	393	0,71

*) Basisbidraget er beregnet ud fra årsmiddelkoncentrationer af N og P i skov-/naturvandløbet, Holstenshuus, jf. afsnit 2.

Set på årsbasis i 1990 er det beregnet, at 80% af kvælstofafstrømningen stammer fra det åbne land (primært landbruget) og 20% fra en naturlig afstrømning.

Det skal bemærkes, at i mere nedbørsrige år må åbent land bidraget forventes at udgøre en endnu større andel.

Set på årsbasis er det for 1990 beregnet, at 81% af fosforafstrømningen stammer fra det åbne land og 19% fra en naturlig afstrømning.

Det skal ligeledes bemærkes, at det beregnede skøn på størrelsen af den naturlige afstrømning (basisbidraget) muligvis er for stort, jf. bemærkninger til anvendte beregningsmetode i afsnit 2.

Det vurderes på nuværende tidspunkt ikke muligt at fastlægge, hvordan åbent land bidraget fordeler sig på spildevandsafstrømningen fra den spredte bebyggelse og afstrømning fra landbrugsarealer. Årsagen hertil er, at det er et vanskeligt og uopklaret spørgsmål, hvor meget af det spildevand, der udledes fra de enkeltliggende ejendomme, der når frem til vandløbene og søen.

Der er dog med dette forbehold beregnet et potentielt spildevandsbidrag fra spredt bebyggelse (tabel 5.2.5) svarende til, hvad der maksimalt skønnes produceret af spildevand fra de optalte enkeltliggende ejendomme i oplandet til søen, men det er uvist, hvor stor en andel af dette spildevand der når frem til søen.

Stort set hele kvælstofafstrømningen fra det åbne land stammer fra afstrømning fra landbrugsarealer. Den kvælstofmængde, der kommer fra spredt bebyggelse, er forsvindende lille i forhold til den kvælstofafstrømning, der måles i vandløbene.

Fosforafstrømningen til Lange Sø i 1990 er til sammenligning næsten dobbelt så stor som spildevandspotentialet fra enkeltliggende ejendomme.

Antal PE:	172
Antal PE/ha:	0,31
Kvælstof: *)	688 kg/år
Fosfor: **)	225 kg/år

Tabel 5.2.5

Skønnet potentiel spildevandsproduktion fra spredt bebyggelse i Lange Sø's opland.

*) Beregnet som 4,00 kg N/PE/år.

***) Beregnet med 1,31 kg P/PE/år.

Det er dog dermed ikke givet, at al den fosfor, som produceres fra de enkeltliggende ejendomme, når frem til søen. Den fosforkoncentration, som måles i landbrugsdræn (uden spildevandstilledning), er ofte sammenlignelig med eller større end den koncentration, som måles i spildevandsbelastede vandløb. Tilsvarende kan der måles nogenlunde samme fosforkoncentrationer i landbrugsbelastede vandløb med såvel et lille som et stort spildevandspotentiale.

Der er som tidligere nævnt tegn på, at der i Lange Sø's opland er et større tab af næringsstoffer fra landbrugsaktiviteter, end hvad der er konstateret gældende for hele Fyn.

På baggrund af ovenstående synes der behov for fastlæggelse af en mere pålidelig strategi for kildeopsplitning af fosforbidraget fra det åbne land.

Endvidere synes der behov for en undersøgelse af årsagerne til de relativt høje fosfortilførsler til søen.

5.3 Atmosfærisk deposition.

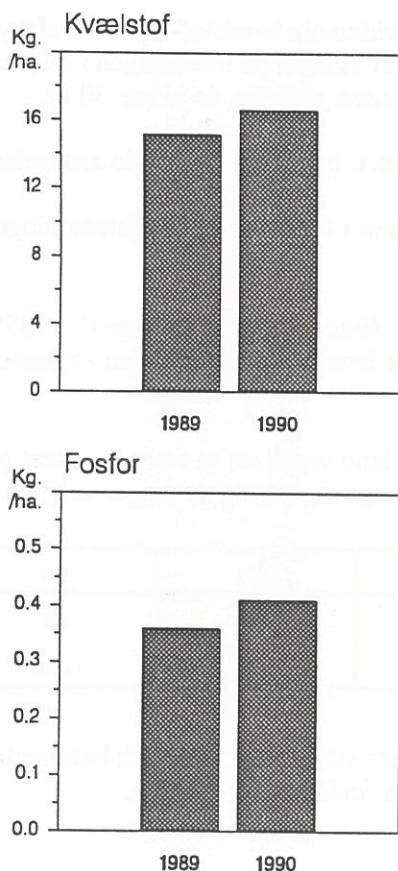
Den atmosfæriske deposition på søen er skønnet på baggrund af Fyns Amts egne depositions målinger i 1989 og 1990, dog ikke målinger, der er foretaget i Lange Sø's opland. Det i denne sammenhæng anvendte skøn er baseret på middeldepositionen fra målestationerne Årslev, Boelsmose og Grøftehøj, beliggende på henholdsvis Midtfyn og Østfyn.

Der henvises til Fyns Amt, 1991 a for en nærmere beskrivelse af de anvendte depositionstal.

Det skal bemærkes, at depositions værdierne for 1989 er ændret i forhold til sidste års afrapportering (Fyns Amt, 1990). Angivelserne af de atmosfæriske bidrag var i 1989 baseret på erfaringstal. Bidraget fra atmosfæren i 1989 og 1990 er, som før nævnt, opgjort på grundlag af egne målinger.

Det er for Fyn beregnet, at mere end halvdelen (53%) af det kulturbetingede kvælstoftab til atmosfæren stammer fra landbruget. Ligeledes er det på baggrund af målinger i Odense (Blangstedgård) og Årslev beregnet, at det atmosfæriske nedfald af kvælstof er mere end fordoblet fra 1958 til 1988 (Fyns Amt, 1991 a).

Der er ikke fundet tilsvarende oplysninger om kilderne til fosfordepositionen, ligesom der kun foreligger sparsomme oplysninger om eventuel historisk udvikling. Kern Hansen m.fl. angiver (i "Vandløb, økologi og planlægning." 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser) en værdi for "forindustriel deposition" på 0,02 kg P/ha/år, hvilket svarer til, at depositionen af P er mere end tidoblet.



Figur 5.3.1
Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor i Fyns Amt 1989 og 1990.

5.4 Øvrige belastningskilder.

Der foretages årligt opfodring af ca. 600 ænder i Lange Sø. Opfodringen finder sted med henblik på jagt.

Fodringen er af en sådan størrelse, at den stort set dækker ændernes foderbehov. Den del af ændernes affaldsprodukter, som tilføres søen, skal derved medregnes til den øvrige stoftilførsel til søen.

Belastningen af Lange Sø via andeopfodring kan (jf. oplysninger fra Jesper Madsen, Miljøministeriets Vildtforvaltning) beregnes til henholdsvis 26 kg N/år og 11 kg P/år. Med udgangspunkt i fosfor svarer denne belastning til 8 PE.

Endelig tilføres Lange Sø næringsstoffer i forbindelse med løvfald. Selvom søen for en stor del er skovomkranset, skønnes dette bidrag at være af forholdsvis ringe betydning (opgjort til ca. 11 kg N/år og 1,5 kg P/år, jf. Szczepanski, A. (1965).

5.5 Historiske belastningsforhold.

Afstrømning.

På grundlag af foreliggende generelle viden om kvælstof- og fosforafstrømningen på Fyn er der i tabel 5.2.6 anført et skøn på udviklingen i middelaflstrømningen af kvælstof og fosfor til søen gennem de sidste 30 år.

Det anførte skøn, der er meget usikkert, bygger på følgende antagelser:

- Kvælstof- og fosforafstrømningen i 1990 svarer til afstrømningen i et år med "normalnedbør".
- Kvælstofafstrømningen fra det åbne land er steget med ~ 35% i perioden 1960 - 1975, hvorefter kvælstofafstrømningen er uændret op til i dag.
- Fosforafstrømningen fra åbent land vurderes at være uændret gennem de sidste 30 år, omend denne vurdering er meget usikker.

Tabel 5.2.6

Skøn over søens middelbelastning af fosfor og kvælstof gennem de sidste 30 år.

	1960	1975	1990
Fosforafstrømning (kg P/år)	400	400	400
Kvælstofafstrømning (kg N/år)	10.800	14.600	14.600

Det skal bemærkes, at der forekommer store meteorologisk betingede år til år variationer i såvel kvælstof- som fosforafstrømningen.

Atmosfærisk deposition.

Der henvises til afsnit 5.3.

6. Søens massebalance.

Dette afsnit beskriver massebalancen for Lange Sø for en række stoffer, som enten direkte har betydning for alger og andre vandplanters vækst (næringsstofferne kvælstof og fosfor), eller har betydning for tilbageholdelsen af disse stoffer (jern og kalcium) i søen.

Ved massebalancen for et givet stof forstås her forskellen mellem tilførsel og fraførsel af stoffet.

Tilførslen af de nævnte stoffer via betydende tilløb til søen er beregnet ud fra udførte målinger (jf. afsnit 2).

Hertil skal lægges et atmosfærisk bidrag på selve søoverfladen (jf. afsnit 5.1). Dette bidrag er kun opgjort for kvælstof og fosfor.

Stoffraførslen fra søen er beregnet ud fra målinger i søens afløb.

Den målte/beregnete stoftilførsel og -fraførsel for hele 1990 er vist i tabel 5.2.4 med kildeopsplitning, mens de totale værdier uden kildeopsplitning samt arealbelastning er vist i tabel 6.1. Ved arealbelastning forstås den årlige stoftilførsel fra oplandet til søen beregnet i forhold til søens overfladeareal. Bidragene i form af spildevand fra spredt bebyggelse og afstrømning fra landbrugsarealer m.v. omtales nærmere i afsnit 5.2.

Tabel 6.2 viser kvælstof- og fosfortilførsel samt kvælstof- og fosforfraførsel for sommerperioden 1989 og 1990.

Månedlige til- og fraførsler af vand samt de enkelte stoffer i 1990 fremgår af figur 6.1 og 6.2.

	Total-N		Total-P		Orto-P		Jern		Kalcium	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
Stoftilførsel til søen, kg	7.480	14.900	304	415	130	211	1.100	1.990	84.500	138.000
Arealbelastning, g/m ² /år	44	87	1,8	2,4	0,8	1,2	6,4	12	494	807
Stoffraførsel fra søen, kg	1.300	8.300	140	416	86	310	110	330	65.000	108.000
Nettostoftab i søen mv. (+)										
Nettostofafgivelse fra søen (-), kg	+6.180	+6.600	+164	-1	+44	-99	+990	+1.660	+19.500	+30.000
Nettotab, %	+83%	+44%	+54%	0	+34	-47	+90%	+83%	+23%	+22%

Tabel 6.1

Stoftilførsel og stoffraførsel samt arealbelastning for målte stoffer i Lange Sø 1989 og 1990.

Tabel 6.2

Stoftilførsel og stoffraførsel for kvælstof og fosfor i Lange Sø i perioden 1.5-30.9., 1989 og 1990.

	Total-N		Total-P	
	1989	1990	1989	1990
Stoftilførsel til søen, kg	783	1.430	44	100
Arealbelastning, g/m ²	4,6	8,4	0,3	0,6
Stoffraførsel fra søen, kg	550	650	43	69
Nettostoftab i søen mv. (+)				
Nettostofafgivelse (-), kg	+223	+780	+1	+31
Nettotab, %	+30%	+55%	0	+31%

I det følgende gennemgås de enkelte stoffers massebalancer for 1990, idet balancen for 1989 kun inddrages til sammenligning. Ved sammenligning med de beregnede stoftilførsler er det værd at bemærke, at 1989 var et nedbørsfattigt år, mens 1990 var et normalt år. Tilsvarende har afstrømningen i 1990 været væsentlig større end i 1989.

Fosfor.

Arealbelastningen af fosfor var i 1990 2,4 g P/m²/år imod 1,8 g P/m²/år i 1989. Belastningen ligger i niveau med de fleste andre danske søer. Til sammenligning havde 131 danske søer som medianværdi en fosforbelastning på 2,5 g P/m²/år (Kristensen m.fl., 1990). Afstrømningen fra søens opland (volumenvægtet gennemsnit) var 280 µg total P/l.

Der blev kun borttransporteret en ubetydelig mængde fosfor fra søen i 1990. I modsætning hertil blev der tilbageholdt 164 kg fosfor for hele 1989.

Kvælstof.

Arealbelastningen af kvælstof var i 1990 på 87 g N/m²/år imod 44 g N/m²/år i 1989. Arealbelastningen i 1990 var betydeligt højere i forhold til andre søer i Danmark. Tilsvarende var den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i afstrømningen fra søens opland (volumenvægtet gennemsnit) meget høj (9940 µg total N/l). Til sammenligning havde 69 danske søer som median en kvælstofbelastning på 52 g N/m²/år (Kristensen m.fl., 1990).

For kvælstofs vedkommende er det beregnet, at der tabes betydelige mængder i/fra søen ved sedimentation og denitrifikation (proces, hvorved der dannes frit kvælstof, der afgives til atmosfæren). Kvælstoftabet udgjorde 6.600 kg i 1990. Dette svarer til 44% af den totale kvælstoftilførsel. Kvælstoftabet svarer til hvad der fundet i andre danske lavvandede søer (40-50%).

Jern.

Jernbalancen viser en stor tilførsel og en forholdsvis lille fraførsel. Tilførslen sker hovedsageligt i vintermånederne. Tilførslen af jern var næsten dobbelt så stor i 1990 (1.990 kg), i forhold til 1989. I søen tilbageholdes på årsbasis ca. 80% af det tilførte total jern ved bundfældning. Det bundfældede total jern har betydning for tilbageholdelsen af fosfor i sedimentet. Til sammenligning tilbageholdt 14 overvågningssøer i gennemsnit 53% af den tilførte jern i 1989.

Kalcium.

Kalciumbalancen viser en tilbageholdelse på ca. 22% af den tilførte mængde. Tilbageholdelsen sker formodentlig ved bundfældning af udfældet kalciumkarbonat (kalk). Der blev tilført 138.000 kg kalcium i 1990 mod 84.500 kg i 1989. Kalcium har ligesom jern betydning for tilbageholdelsen af fosfor i sedimentet. Til sammenligning tilbageholdt 13 overvågningssøer i 1989 i gennemsnit 15% af de tilførte mængder.

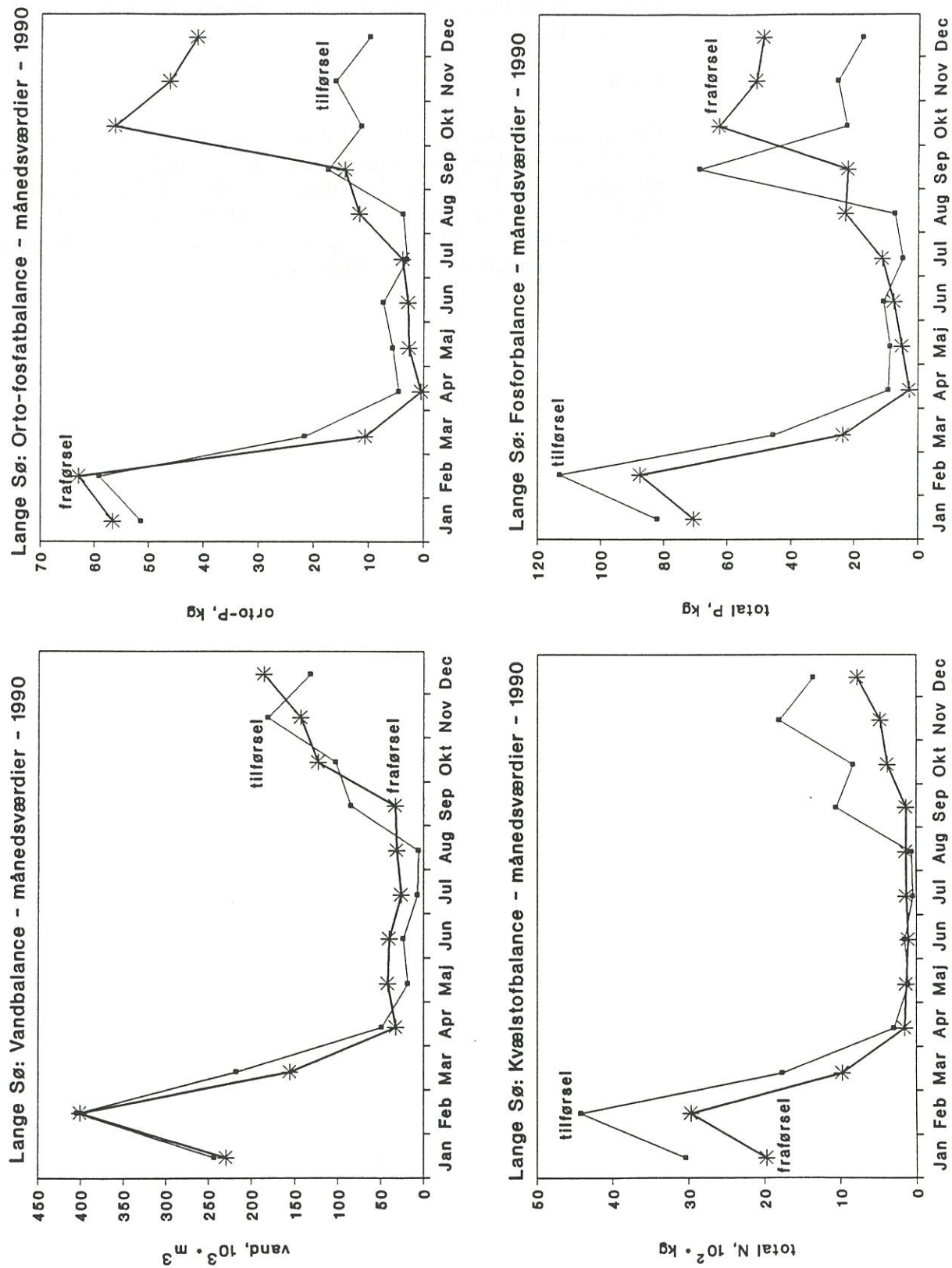


Fig. 6.1

Månedlige transporter af vand, opløst uorganisk fosfor (orto-fosfat), kvælstof og fosfor til og fra Lange Sø. De angivne vand- og stoftilførsler hidrører fra søens samlede opland.

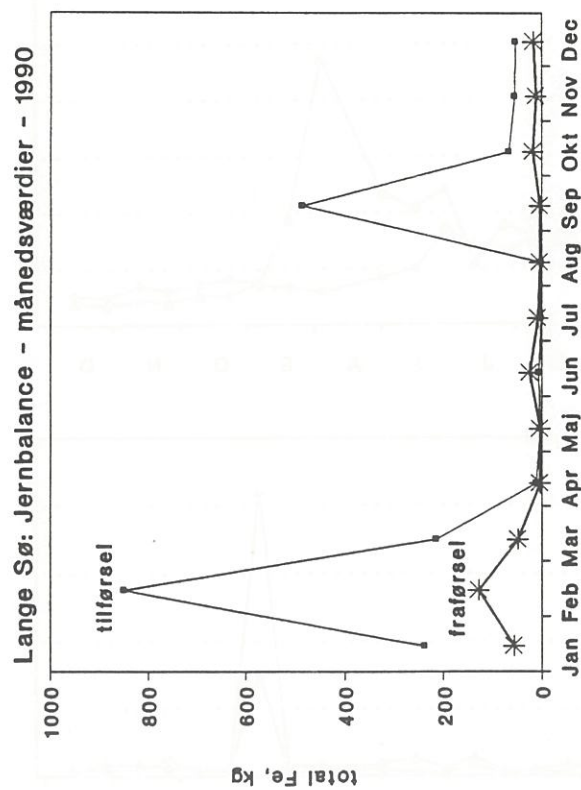
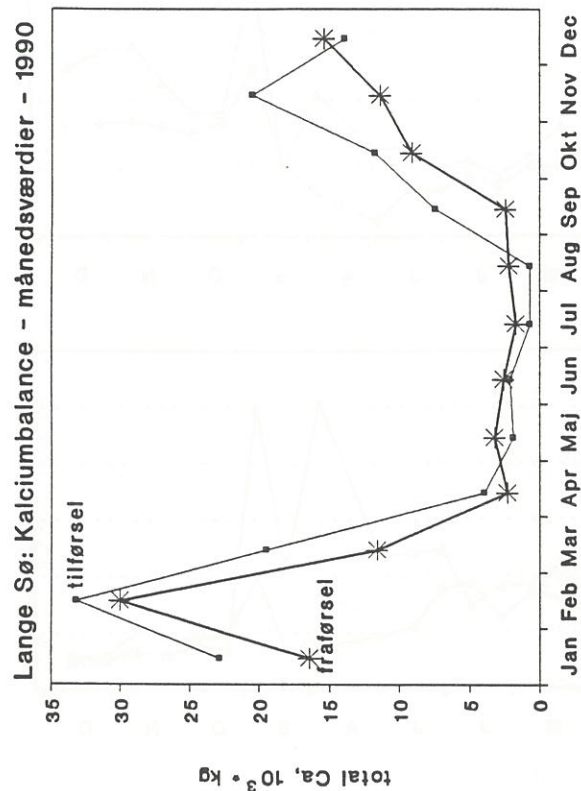
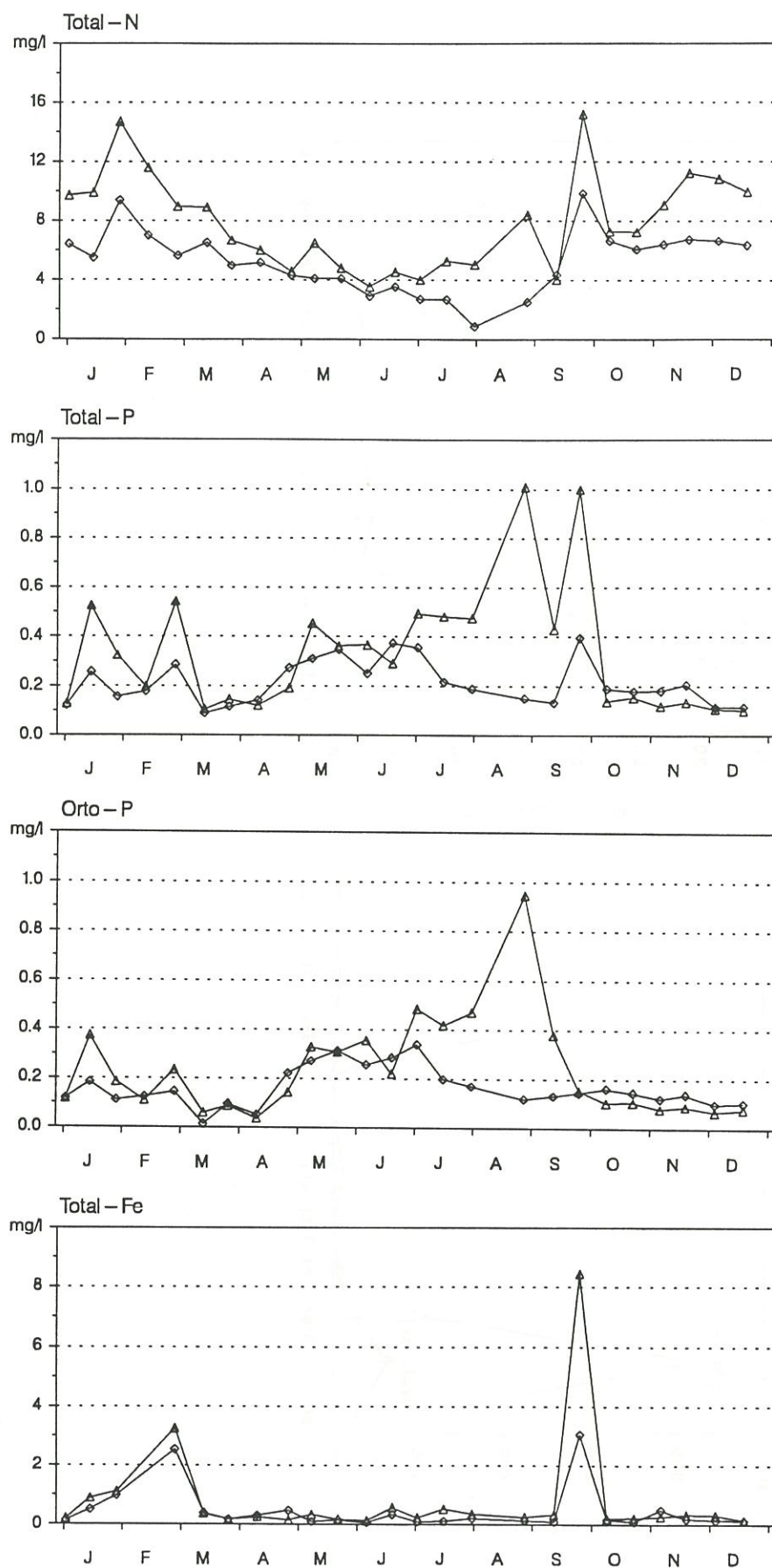


Fig. 6.2
Månedlige transporter af jern og kalcium til og fra Lange Sø. De angivne vand- og stoftilførsler hidrører fra søens samlede opland.



Figur 7.1.1
Koncentrationsniveauerne i tilløbene i
Lange Sø 1990.

△-△-△ Tilløb 1
◇-◇-◇ Tilløb 3

7. Vandkemiske forhold i søens til- og afløb.

Undersøgelsen af de vandkemiske forhold i Lange Sø's tilløb og afløb er udført som beskrevet i afsnit 2. Målestationernes placering er vist på figur 1.3.1.

De vandkemiske forhold i søens til- og afløb er nærmere beskrevet i overvågningsrapporterne om vandløb (Fyns Amt, 1990 og Fyns Amt, 1991), men her skal kort præsenteres nogle væsentlige parametre til karakterisering af de vandkemiske forhold i det vand, der føres til og fra Lange Sø.

Der henvises iøvrigt til afsnit 5 for en karakterisering af de samlede tilførsler af kvælstof og fosfor til søen.

7.1 Tilløb.

Koncentrationsniveauerne i de to hovedtilløb er vist for 1990 i figur 7.1.1. Der skal dog ikke her gives en egentlig karakterisering af de vandkemiske forhold i de enkelte tilløb.

Til præsentation af de vandkemiske forhold i tilløb og afløb, er der i tabel 7.1 anført de vandføringsvægtede middelkoncentrationer af udvalgte parametre, der karakteriserer kvaliteten af det vand, der løber henholdsvis til og fra søen. De vandføringsvægtede middelkoncentrationer er beregnet ved at dividere den samlede transporterede stofmængde til søen for målte og umålte oplande med vandtransporten i samme periode.

		Vandføringsvægtet middelkoncentration							
		Året 1989		Året 1990		Sommer 1989		Sommer 1990	
		Tilløb	Afløb	Tilløb	Afløb	Tilløb	Afløb	Tilløb	Afløb
Total-N	µg/l	8690	1572	9940	5750	9439	5119	9070	3770
Total-P	µg/l	342	169	267	288	464	429	626	400
Orto-P	µg/l	157	104	144	215	394	122	263	203
Tot-Fe	µg/l	1330	133	1350	229	267	161	3560	267
Calcium	mg/l	102	79	94	75	97	61	91	70
Tot-N/Tot-P		25	9	37	20	20	12	14	9
Orto-P/Tot-P	%	46	61	54	75	85	29	42	51

Tabel 7.1

Vandføringsvægtede middelkoncentrationer af vigtige parametre i Lange Sø's til- og afløb 1989 og 1990.

Til sammenligning er der i tabel 7.2 vist koncentrationsniveauer for tilløb og afløb ved en række overvågningssøer i 1989.

Tabel 7.2

Medianværdi, 25% og 75 % fraktiler af vandføringsvægtede middelkoncentrationer i tilløb og afløb til 13-24 overvågningssøer i 1989.

		Tilløb			Afløb		
		Median	25%	75%	Median	25%	75%
Total-N	µg/l	7600	6000	9900	3500	1700	4700
Total-P	ng/l	197	125	269	127	81	206
Tot-Fe	µg/l	620	360	1330	230	90	440
Calcium	mg/l	88	65	102	65	51	79

Indløbskoncentrationerne af kvælstof og fosfor, for henholdsvis 1989 og 1990, ligger 15% og 35% højere i sammenligning med medianen for en række overvågningssøer. Endvidere udgør opløst uorganisk fosfor ca. 50% af den samlede tilførte fosfor. En stor del af den tilførte fosfor er således umiddelbart tilgængeligt for fytoplanktonets vækst.

Jernkoncentrationen i både 1989 og 1990 ligger betydeligt over, hvad der er fundet i andre overvågningssøer. Særligt er jernkoncentrationen ekstrem høj i sommerperioden 1990. Dette skyldes en meget stor transport af jern i forbindelse med kraftige nedbørshændelser i september. Calciumniveauet er derimod kun lidt højere for begge år sammenlignet med de øvrige overvågningssøer.

Forholdet mellem kvælstof og fosfor er væsentligt højere end det forhold på ca. 7, hvormed det optages i planktonalger. Ud fra denne anskuelse tilføres der således på årsbasis kvælstof i overskud i forhold til fosfor.

7.2 Afløb.

Det fremgår af tabel 7.1, at årsmiddelkoncentrationen af kvælstof i afløbet er betydeligt mindre end i tilløbene (15% og 60% af tilløbskoncentrationen i henholdsvis 1989 og 1990). Den særligt lave koncentration i afløbet 1989 skyldes formodentlig, at året var meget tørt og dermed den hydrauliske opholdstid i søen større, hvorved der dels er sedimenteret, dels denitrificeret mere kvælstof.

For fosfors vedkommende er koncentrationen i afløbet lidt højere end i tilløbene i 1990. Generelt er afløbskoncentrationen af fosfor dog lavere end tilløbskoncentrationerne. Bemærkelesesværdigt er det iøvrigt, at størstedelen af fosforet som fraføres søen findes i opløst uorganisk form. Dette skyldes, at der til søvandet tilføres betydelige mængder opløst organisk fosfor, som er frigivet dels fra sedimentet (jf. afsnit 8.2), dels ved omsætning af organisk materiale.

Søens evne til at tilbageholde kvælstof, fosfor, jern og kalcium er nærmere omtalt i afsnit 6.

8. Fysisk-kemiske forhold i søen.

8.1 Vandfase.

Resultaterne af de i 1990 udførte fysisk-kemiske målinger i vandfasen af Lange Sø fremgår af figur 8.1.1-8.1.5. Beregnede års- og sommermiddelværdier samt fraktiler af udvalgte parametre er i tabel 11.2 sammenstillet med værdier for tidligere år.

I det følgende er de vigtigste resultater af undersøgelserne i 1990 kortfattet beskrevet. Sommerperioden refererer til perioden 1. maj til 31. september. Vinterperioden er perioden fra 1. december 1989 til 31. marts 1990.

Der var ikke is på søen i 1990. Den lavest målte vandtemperatur var 1,5°C i januar. Den højst målte temperatur var 20,1°C i slutningen af juli efter en periode med varmt og solrigt vejr.

Da Lange Sø er omgivet af lægivende skovarealer, kan der trods søens relativt lille middeldybde periodevis forekomme temperaturlagdeling og kraftigt faldende iltindhold ned gennem vandprofilen.

Fra begyndelsen af maj til midt i juni forekom der periodevis temperaturlagdeling af vandmasserne. Et markant fald i vandets iltforhold ned gennem vandsøjlen forekom fra begyndelsen af maj til sidst i juni. Flere gange i perioden blev der konstateret et lavt iltindhold på under 2 mg/l ved bunden.

Lange Sø er relativt kalkrig og stærkt næringsberiget. Søens gennemsigtighed er meget varierende som følge af en vekslende vækst og hendøen af planktonalger. Gennemsigtigheden i sommerperioden varierede således mellem 0,30 m og 2,10 m med et gennemsnit på 0,74 m.

pH var i sommerperioden gennemsnitlig 8,8, med den højest målte værdi på 9,6. De forhøjede pH-værdier var et resultat af planktonalgernes vækst.

I sommerperioden var søvandets indhold af total-kvælstof og total-fosfor højt, i gennemsnit 2.800 µg N/l og 400 µg P/l. Værdierne var lidt højere end i 1989, hvor de var henholdsvis 2.400 µg N/l og 330 µg P/l. Over halvdelen af fosforen i søvandet fandtes som opløst uorganisk-fosfat (orto-fosfat). Koncentrationen af opløst uorganisk fosfat steg fra 9 µg P/l i starten af maj til den højest målte værdi på 560 µg P/l i starten af september. Middelkoncentrationen var i sommerperioden 240 µg P/l. Tilgængeligheden af fosfor var så lav i begyndelsen af maj, at det muligvis kortvarigt har begrænset væksten hos algerne.

Koncentration af opløst uorganisk kvælstof var høj i vinterperioden (vintermiddel 5530 µg N/l). De lavest målte værdier (13-24 µg/l) forekom i juli. Kvælstof har næppe begrænset væksten af alger, idet det må antages, at der, selv ved de lavest målte værdier, har været en konstant tilførsel af opløst uorganisk kvælstof, som følge af biologiske

nedbrydningsprocesser.

Forholdet mellem opløst N og P (N/P (opløst)) var imidlertid lavt i sommerperioden, hvilket kunne antyde, at kvælstof i højere grad end fosfor kunne have virket begrænsende på algevæksten i denne periode.

Ammoniumkoncentrationen var høj i vinterperioden, hvilket uden tvivl skyldes nedbrydning og mineralisering af alger fra sidste års produktion. I sommerperioden forekom også perioder med høje ammonium-værdier, sandsynligvis som følge af nedbrydning af store mængder organisk materiale i forbindelse med pludselig hendøen af massive mængder planktonalger. Perioder med høj ammonium-koncentrationer i sommerperioden blev som regel efterfulgt af dårlige itlforhold.

Fosforfrigivelse fra sedimentet.

Stigningen i koncentrationen af total-fosfor, der ses fra midten af april til slutningen af august, afspejler en fosforfrigivelse fra sedimentet. Mængden af opløst uorganisk fosfor, frigivet fra sedimentet, oversteg langt det algerne kunne udnytte. Således udgjorde mere end halvdelen af total-fosfor koncentrationen i søvandet opløst uorganisk fosfor i sidste halvdel af sommerperioden.

I tabel 8.1 er der foretaget en skønsmæssig beregning af fosfor-frigivelsen for perioden 17.4. - 21.8. I tabellen er endvidere foretaget korrektion af fosfor-frigivelsen i forhold til eventuelt til- og fraført fosfor.

Det fremgår af beregningerne, at der for sommerperioden 1990 er sket en samlet nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet på mindst 360 kg P. Den maksimale frigivelsesrate er beregnet til 40 mg P/m²/dag, medens frigivelsesraten som gennemsnit er beregnet til 22 mg P/m²/dag.

På årsbasis er den samlede nettofrigivelse beregnet til mindst 370 kg med en gennemsnitlig frigivelsesrate på 18 mg P/m²/dag.

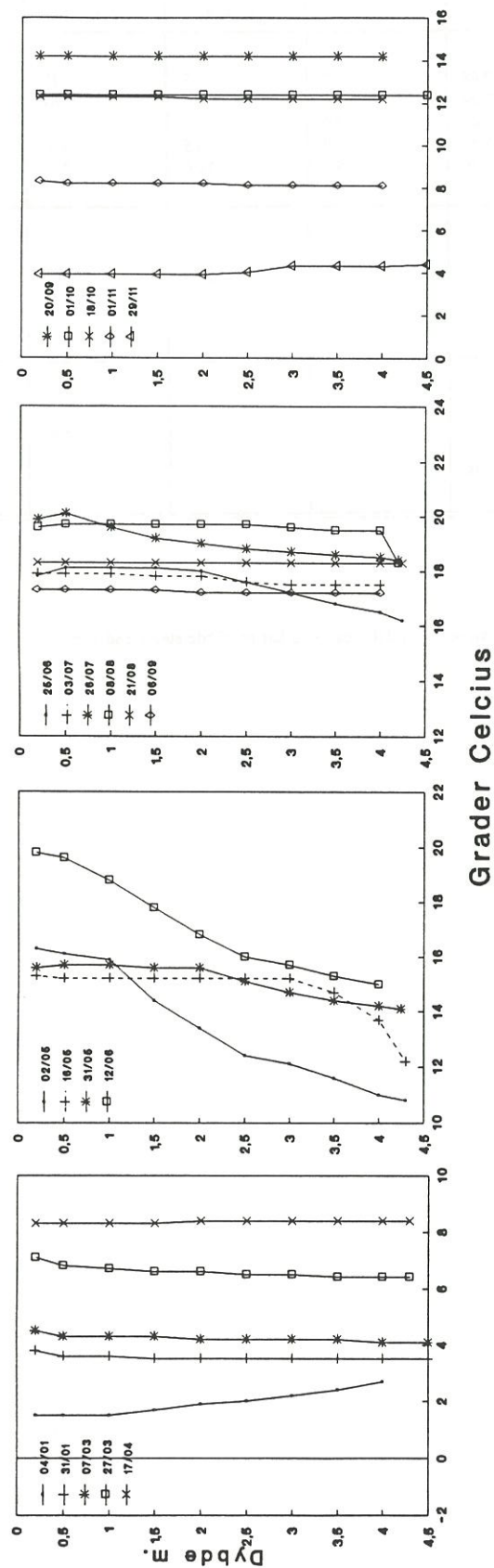
I 1989 blev der til sammenligning for hele året frigivet mindst 370 kg fosfor med en gennemsnitlig frigivelsesrate på 12 mg P/m²/dag. For sommerperioden var værdierne henholdsvis 270 kg fosfor og 12 mg P/m²/dag.

Dato	Tot-P	Stigning i Tot-P	Antal dage	Stign./dag	Samlet frigivelse 1)	P-tilført - P-fraført	Samlet afgivelse i perioden 3)	Afgivelse pr. m ² areal 2) 3)
	µg/l	mg/m ³		mg/m ³ /dag	kg/dag	kg/periode	kg/periode	mg/m ² /dag
17.04.90	80							
30.04.90	107	27	13	2.08	1.1	2.8	12	5.7
31.05.90	192	85	31	2.74	1.5	3.7	41	8.5
30.06.90	320	110	30	3.67	2.0	3.1	55	11.7
31.07.90	534	232	31	7.48	4.0	-6.5	130	26.7
21.08.90	760	226	21	10.76	5.7	-10.6	131	39.6
Sommerperiode 1.5 - 30.9.								
Sum		653	113			-10.3	357	
Gennemsnit		163		6.16	3.3			21.6
Hele året:								
Sum		680	126			-7.5	369	
Gennemsnit		136		5.35	2.8			18.4

Tabel 8.1 Beregnet fosforfrigivelse fra sediment i Lange Sø.

- 1) Søvolumen: 531.000 m³
- 2) Fosfor antages at afgives fra et sedimentareal på 15.7 ha, svarende til det areal, som har en dybde større end 1 m.
- 3) Beregningerne korrigeret for til- og fraført fosfor.

Lange SØ: Temperatur profiler - 1990



Lange SØ: Ilt profiler - 1990

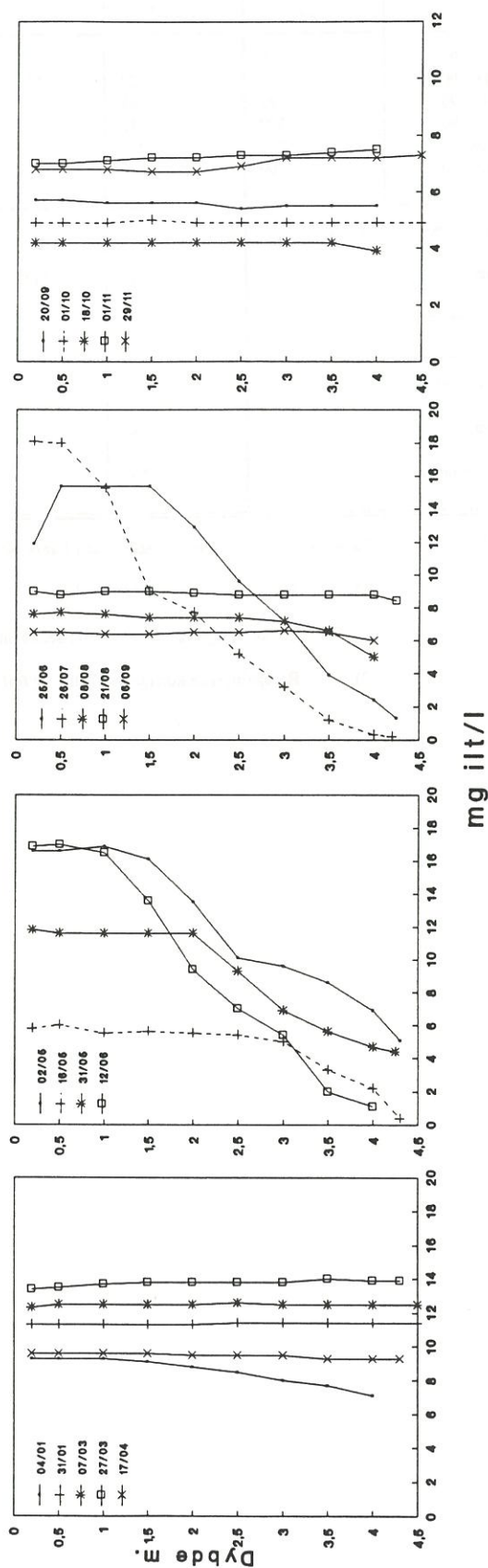


Fig. 8.1.1
Temperatur- og iltprofiler i Lange SØ.

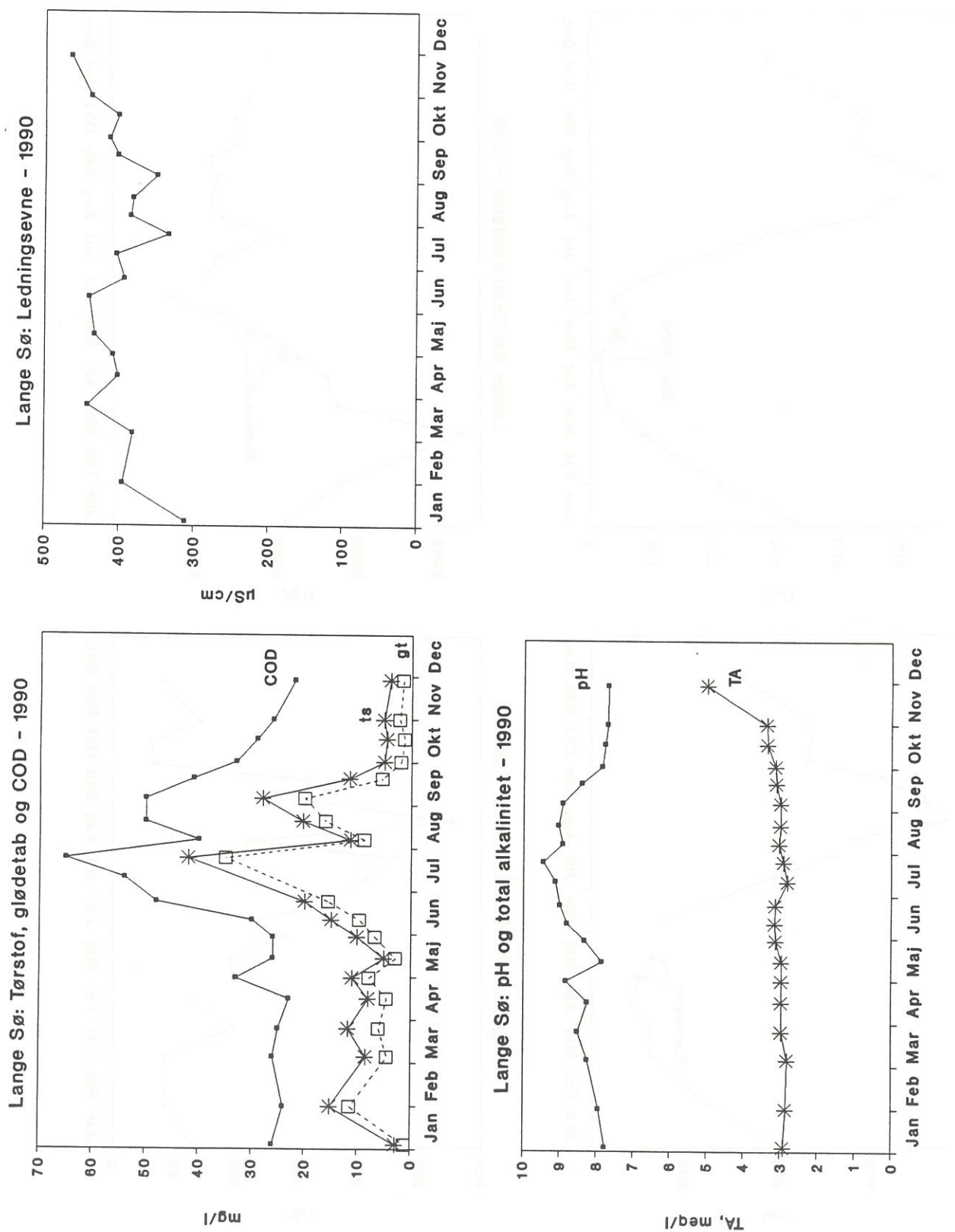


Fig. 8.1.2
 Indhold af tørstof og organisk stof (målt som glødetab og kemisk iltforbrug, COD) i partikler, samt ledningsevne, surhedsgrad (pH) og indhold af basisk reagerende stoffer (total alkalinitet) i søvand fra Lange Sø.

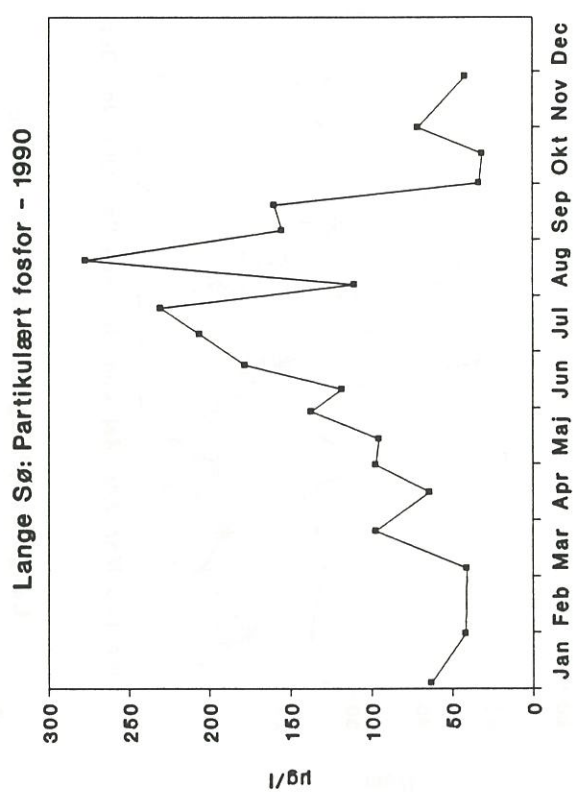
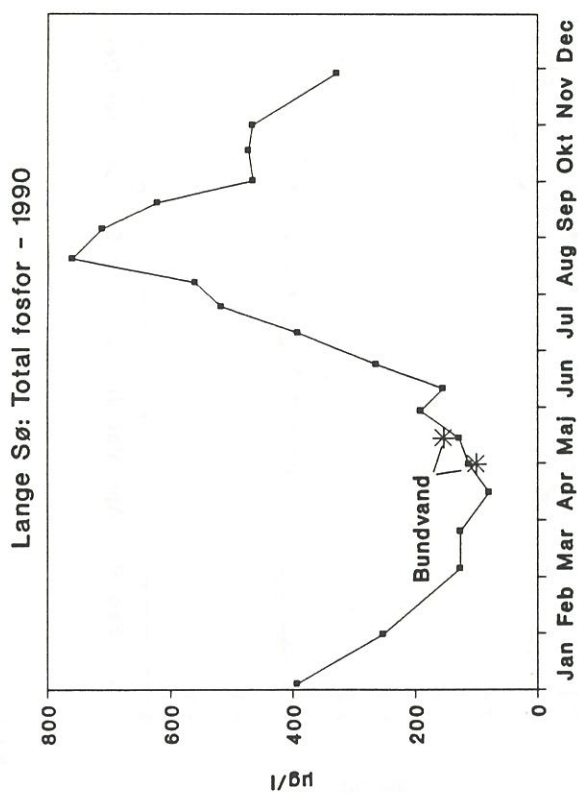
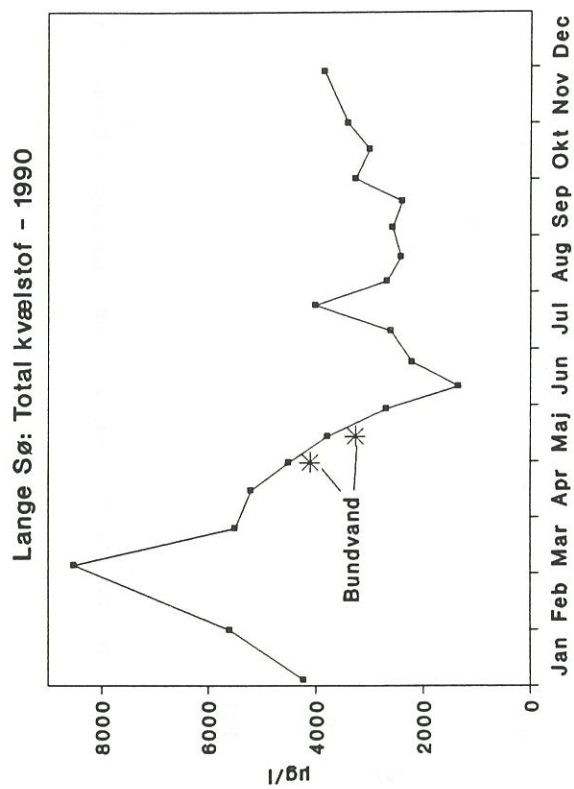
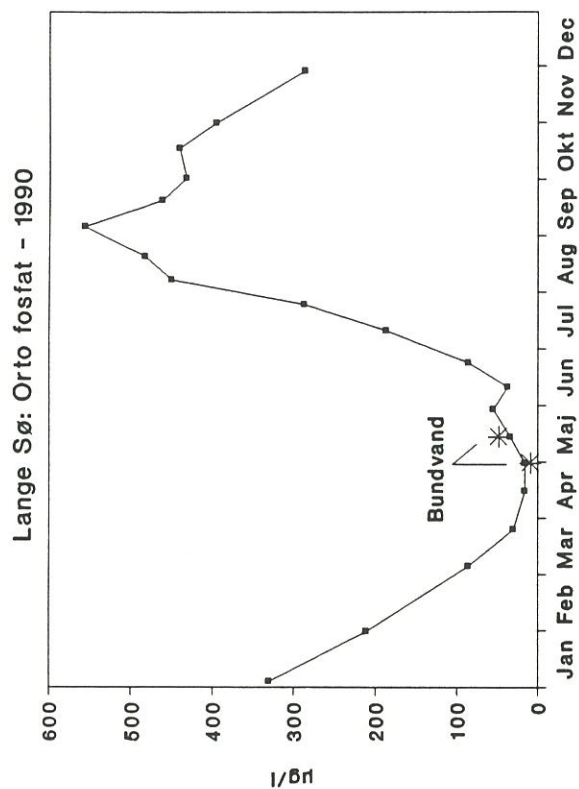


Fig. 8.1.3
Indhold af forskellige former for fosfor, samt total kvælstof i søvand fra Lange Sø. De øvrige former for kvælstof fremgår af figur 8.1.4.

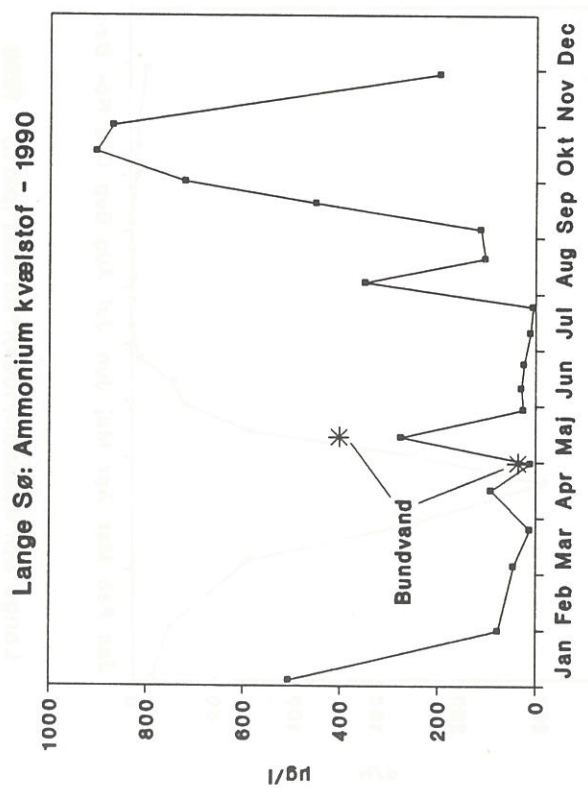
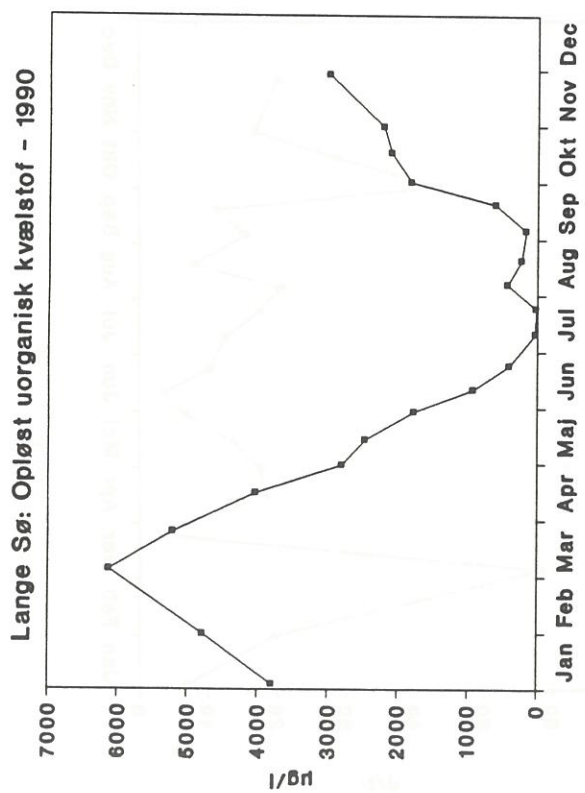
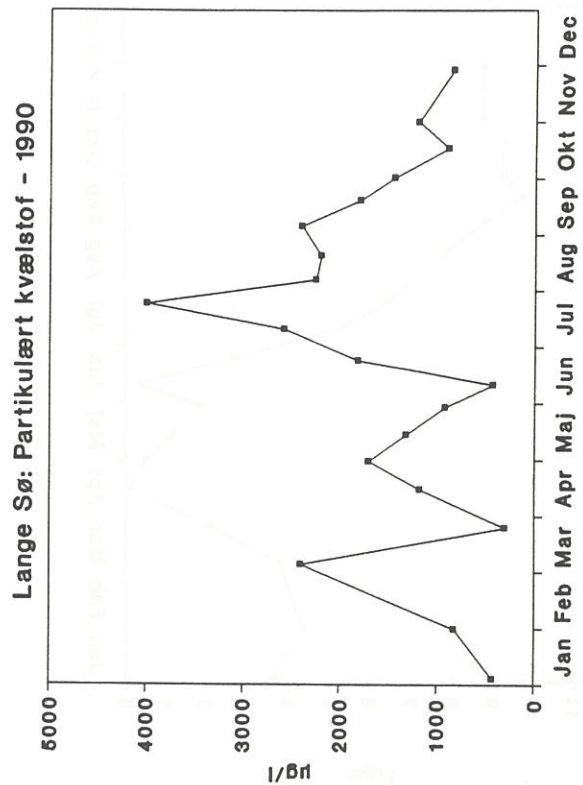
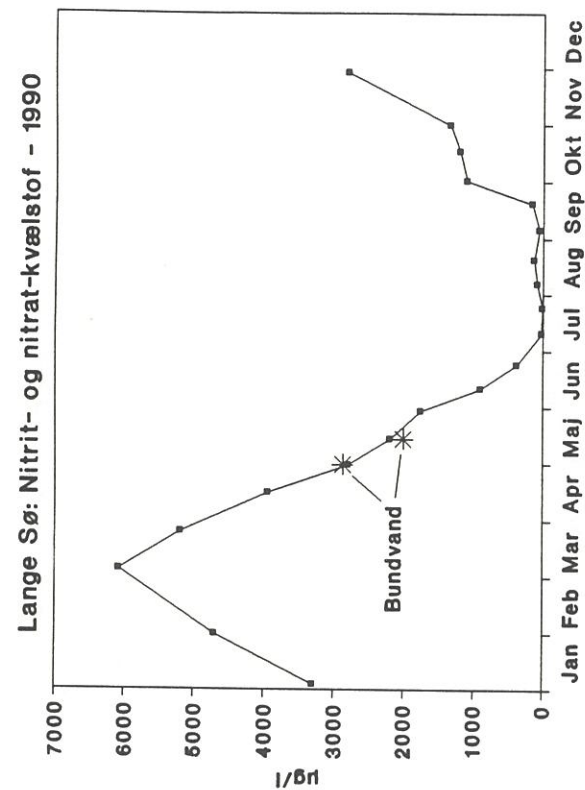


Fig. 8.1.4
Indhold af forskellige former for kvælstof i søvand fra Lange Sø.

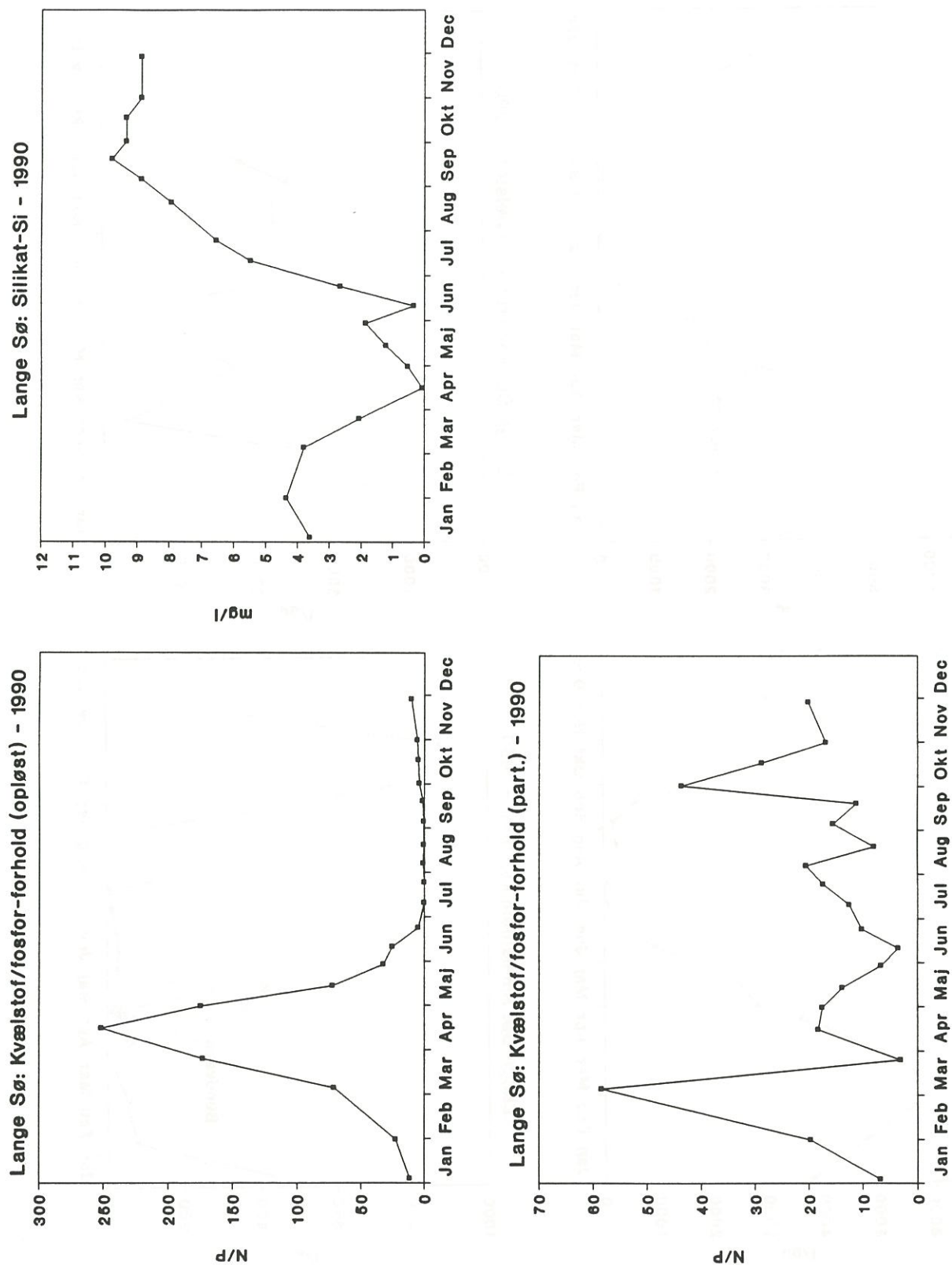


Fig. 8.1.5
Forhold mellem kvælstof og fosfor i henholdsvis partikulær og opløst form samt silikat i søvand fra Lange Sø.

8.2 Sediment

Dette afsnit beskriver sedimentets sammensætning og betydning som mulig fosforkilde for algevæksten i Lange Sø. Resultaterne af de kemiske målinger af sedimentet fra tre stationer fremgår af figurerne 8.2.1 og 8.2.2.

Tørstofindholdet og tørstoffets glødetab (som er et udtryk for sedimentets organiske indhold) er som gennemsnit for de tre stationer henholdsvis 10% og 26% i sedimentoverfladen. Tørstofindholdet stiger ned gennem sedimentet samtidig med at glødetabsværdierne, og dermed det organiske indhold, aftager. I sedimentdybden 30-40 cm var tørstof- og glødetabsværdierne således henholdsvis 18% og 20%.

Sedimentets fosforindhold er som middel 2 mg P/g TS i de øverste sedimentlag og aftager ned gennem profilet til ca 1,6 mg P/kg TS i 30-40 cm's dybde. At fosforindholdet er størst i sedimentets øverste lag skyldes formodentlig, at der i den periode, hvor lagene har været afsat, har været en større tilførsel af fosfor end tidligere. Over halvdelen af fosforet findes endvidere som "rest-P", som for størsteparten er fosfor bundet til organisk materiale.

Kvælstofindholdet er som middel 11,4 mg N/g TS i de øverste sedimentlag og aftager stort set ikke ned gennem sedimentprofilet til 30-40 cm's dybde.

Kalciumindholdet i sedimentet er højt og ligger som middel i intervallet 100-150 mg Ca/g TS og aftager ned gennem sedimentprofilet. Jernindholdet er relativt lavt (17-23 mg Fe/g TS) og varierer kun lidt ned gennem sedimentprofilet.

Vægtforholdet mellem jern og fosfor i sedimentet er ca. 10 i 0-15 cm's dybde og ca. 14 fra 15 cm's dybde og nedefter. Jern i iltet tilstand har stor betydning for binding af fosfor i sedimentet. Det er således vist, at der er sammenhæng mellem sedimentets evne til at binde fosfor og sedimentets jern/fosfor vægtforhold (Jensen og Andersen, 1990). Således vil fosfor let kunne frigives fra sedimentet, når jern/fosfor forholdet er under 10. I modsætning hertil vil et jern/fosfor forhold på over 15 i sedimentet have en god fosforbindingsevne. Det kan derfor antages, at der vil kunne frigives betydelige mængder fosfor fra sedimentet i Lange Sø, til trods for at søens vandmasser relativt let omrøres og der sikres en god iltning af de øverste sedimentlag. Det er beregnet, at der faktisk bliver frigivet store mængder fosfor fra sedimentet, jf. afsnit 8.1.

Såfremt der i de øverste 10 cm af sedimentet skulle opnås et jern/fosfor forhold på mindst 16, skulle søen aflaste mindst 1200 kg fosfor via afløbet eller tilføres mindst 19000 kg jern.

Søens fremtidige tilstand er således ikke mindst afhængig af tilførsel og fraførsel af jern og fosfor. Således blev der i 1990 netto hverken tilbageholdt eller fraført fosfor, hvorimod der blev tilbageholdt 1.660 kg jern. Såfremt denne tendens fortsætter, vil sedimentets fosforbindingsevne først være væsentligt forbedret om ca. 10 år. I modsætning hertil blev der tilbageholdt jern og fosfor i vægtforholdet 7 til 1 i 1989, hvilket klart vil

forværre sedimentets mulighed for at binde og fastholde fosfor.

Sedimentprofilen for de tre stationer er trods søens lille størrelse ganske afvigende. Særligt karakteristisk er station 2608203 (den vestligste station), som udviser et totoppet fosfor-, kvælstof og glødetabsprofil (jf. figurerne 8.2.1 og 8.2.2). Den nederst top afspejler muligvis en periode, hvor der har været en god vækst af undervandsvegetation på lokaliteten. De umiddelbart efterfølgende værdier skulle dernæst markere en tilbagegang af undervandsvegetationen, eventuelt som følge af en øget tilførsel af næringsstoffer, hvor fytoplanktonvæksten i søen er blevet så kraftig, at den til sidst har kunnet bortskygge undervandsvegetationen. Den øverste top skulle således afspejle en fortsat øget algevækst og dermed stigende op-hobning af organisk stof- og næringssalte.

Bortset fra calciumkoncentrationen, afviger sedimentets sammensætning ikke nævneværdigt fra sediment i mange andre danske søer, jf. tabel 8.2.1.

Tabel 8.2.1

Fordeling af % tørstof, % glødetab, total kvælstof, total fosfor og jern- calciumindholdet i overfladesedimentet (0-5 cm), for fynske overvågningssøer samt en række andre danske søer (Kristensen m.fl., 1990).

	Arreskov Sø	Søholm Sø	Lange Sø	Øvrige søer Middel Median	
Tørstof, %	5	7	10	11	0
Glødetab, %	37	32	26	30	27
Kvælstof, mg N/g TS	21	10	11	16	13
Tot-fosfor, mg P/g TS	2,1	2,1	2,0	2,3	1,7
Total jern, mg Fe/g-TS	19	14	20	26	18
Kalcium, mg CA/g TS	96	173	132	94	90

Lange SØ: Sedimentprofiler - 1990

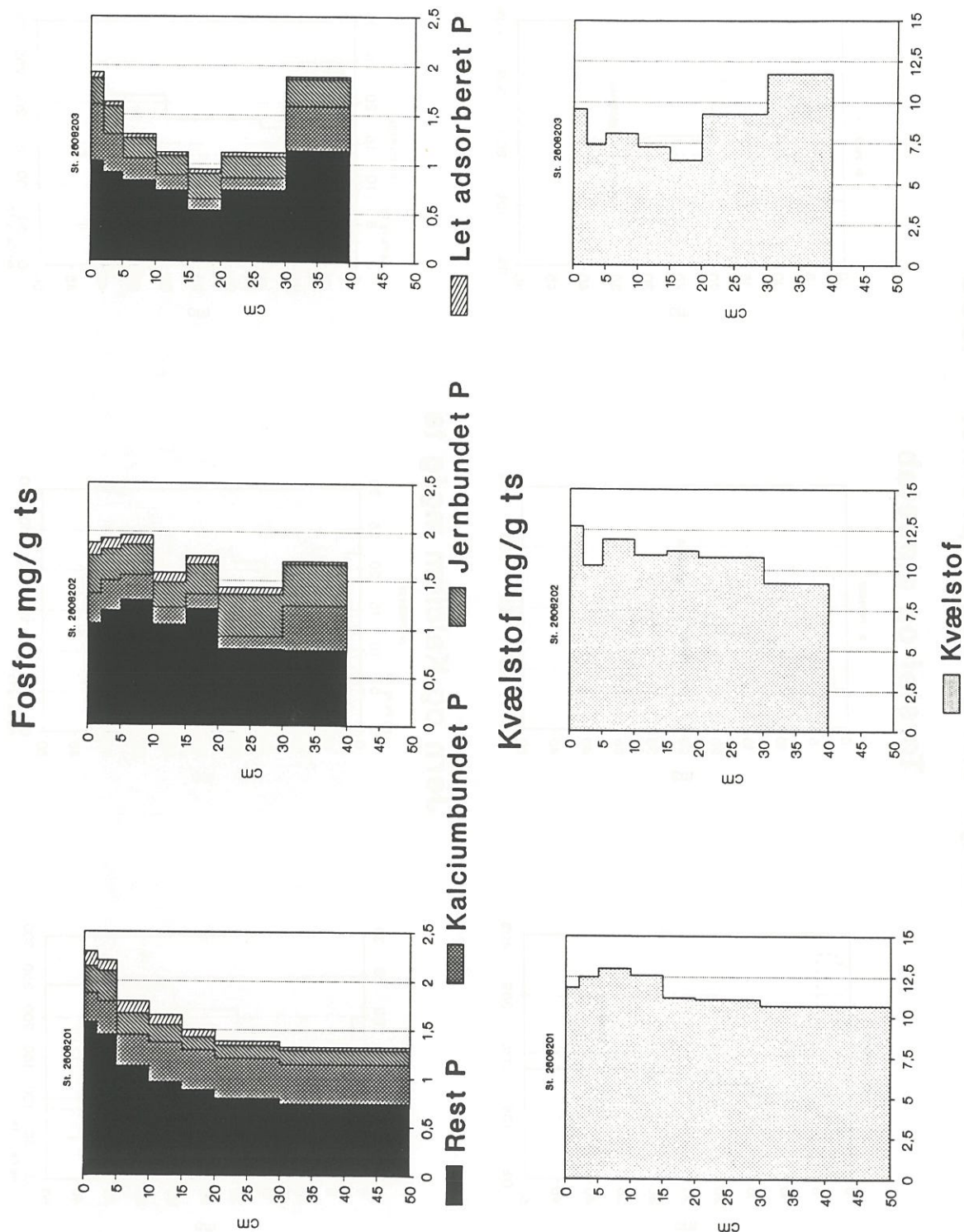
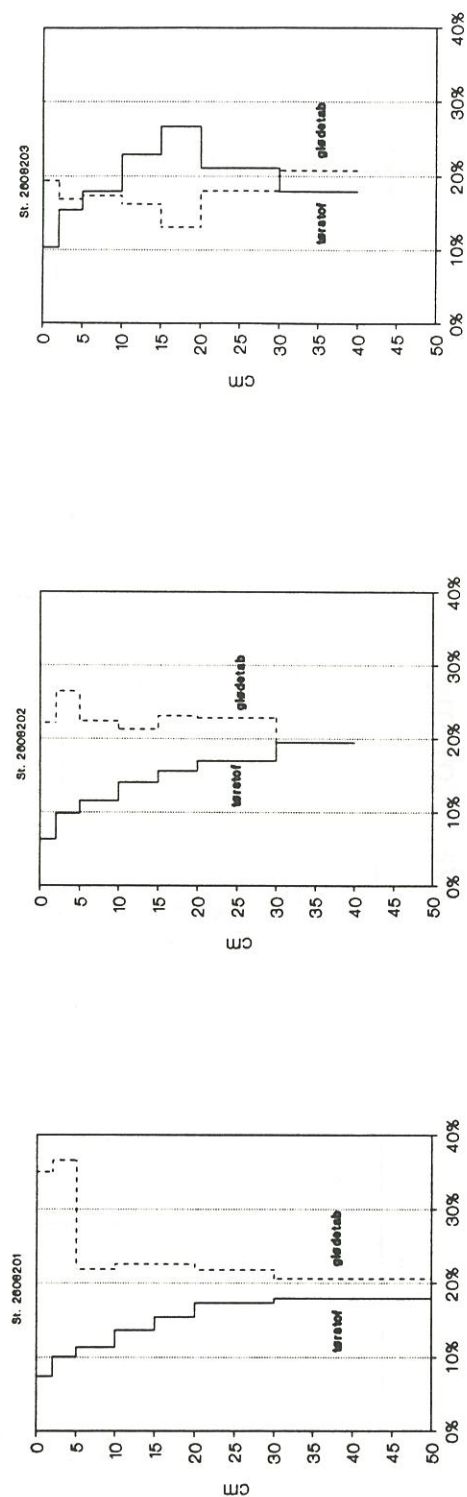


Fig. 8.2.1
Indhold af total fosfor og opdeling af denne i forskellige puljer samt total kvælstof i sedimentprofiler fra Lange SØ.

Lange Sø: Sedimentprofiler - 1990

Tørstof og glødetab



Jern og Kalcium mg/g ts

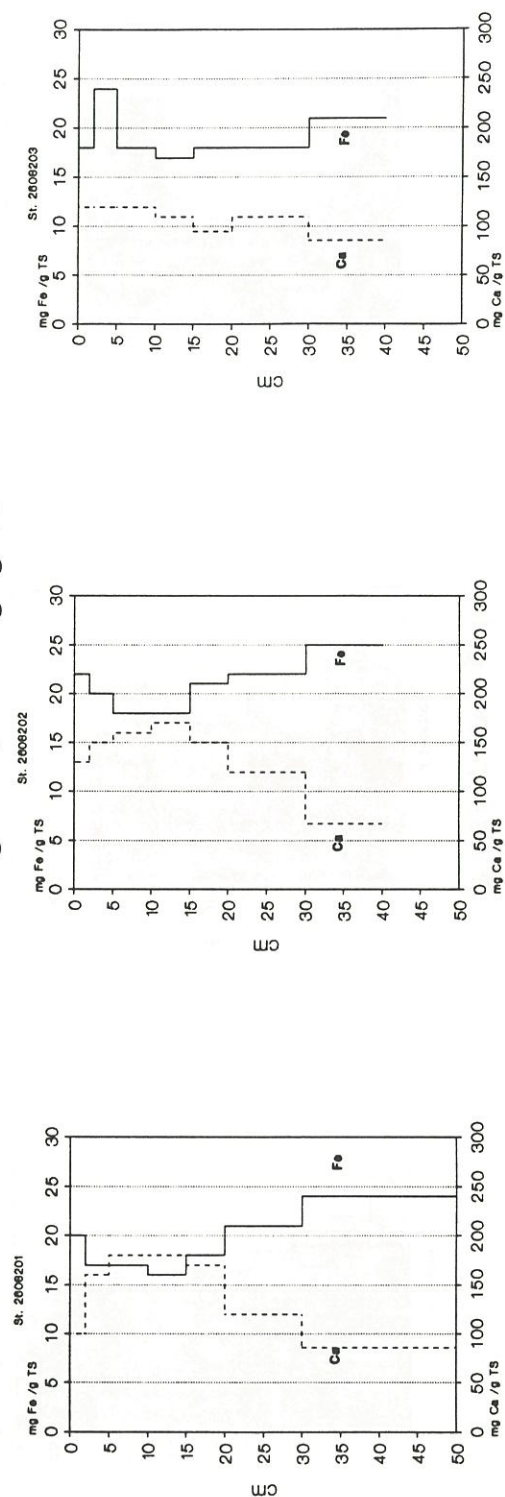


Fig. 8.2.2
Indhold af tørstof, glødetab (organisk materiale) og jern, kalcium i sedimentprofiler fra Lange Sø.

9. Biologiske forhold.

I det følgende præsenteres resultaterne af de biologiske undersøgelser i 1990. For fyto- og zooplanktons vedkommende vil resultaterne fra 1989 endvidere blive omtalt, da disse tidligere kun er blevet overordnet behandlet (Fyns Amt, 1990). Endelig præsenteres resultatet af de fiskeundersøgelser, som blev udført i søen i 1989, og undersøgelse af bundvegetationen i 1988. Der er endvidere indsamlet bundfauna-prøver siden 1988, men disse er endnu ikke bearbejdet.

9.1 Fytoplankton.

9.1.1 Artssammensætning.

Der blev ialt registreret 72 arter/slægter i 1990. De fleste af de fundne arter/slægter tilhører grupper, der er karakteristiske for næringsrige, danske søer: 26 arter/slægter af chlorococcale grønalger, 10 arter/slægter af blågrønalger, 7 arter/slægter af centriske kiselalger og 3 arter af øjealger. Kun 14 arter/slægter tilhørte "rentvandsgrupperne" som gulalger (3 arter), furealger (5 arter) og desmidiace-grønalger (6 arter).

Skønt antalsmæssigt dominerende udgjorde grønalgerne kun 3 % af fytoplanktonbiomassen i den produktive periode marts-oktober, eftersom blågrønalgerne totalt dominerede biomassen. De almindeligste arter var små chlorococcale grønalger som *Chlorella sp.*, *Ankyra judayi* og *Sphaerocystis Schroeteri*, samt den volvocale grønalge *Carteria sp.*

Blandt blågrønalgerne var *Aphanizomenon flos-aquae* altdominerende, idet den alene udgjorde 90% af den samlede algebiomasse i den produktive periode. Derudover havde *Microcystis aeruginosa* en vis betydning.

Kiselalgerne havde et forårsmaksimum, hvor de centriske *Cyclotella/Stephanodiscus* > 20µm udgjorde hovedparten. Den pennate kiselalge *Asterionella formosa* dominerede planktonet den 12. juni, men var ellers uden betydning.

Furealgerne var repræsenteret med *Ceratium hirundinella/furcoides*, der dog ikke havde nogen kvantitativ betydning.

Rekylalgerne havde kun betydning den 17. april, hvor *Rhodomonas lacustris* og *Cryptomonas sp.* udgjorde 55% af algebiomassen.

Gulalger blev kun fundet i januar måned, hvor *Mallomonas akrokomos* blev registreret.

9.1.2 Biomasse.

Fytoplanktonets biomasse er opgjort både som volumen og som overfladevandets indhold af klorofyl a. Af disse to metoder giver volumenbestemmelsen det sikreste udtryk for biomassen. Klorofyl a er ganske vist den vigtigste bestanddel af algecellernes grønne pigment, men pigmentindhol-

det i algerne kan variere ganske meget, bl.a afhængig af algetype og årstid. Til gengæld er måling af vandets klorofylindhold en nem og hurtig måde at opnå et indtryk af fytoplanktonmængden.

Resultaterne af volumenopgørelserne og de enkelte algegrupperes procent-vise andel af den totale biomasse fremgår af figur 9.1.1.

Fytoplanktonbiomassen i Lange Sø 1990 varierede mellem et minimum på 0,1 mm³/l i januar og oktober og maksimum 150 mm³ i september. Den gennemsnitlige fytoplanktonbiomasse i den produktive periode, marts-oktober, var meget høj, 36 mm³/l. Heraf udgjorde blågrønalger 90 %, Kiselalger 4% og grønalger 3%.

Fytoplanktonbiomassen havde to forårsmaksima på hhv. 8,9 mm³/l sidst i marts og 9,4 mm³/l i begyndelsen af maj samt to ekstremt høje sommermaksima på hhv. 110 mm³/l sidst i juli og 150 mm³/l i begyndelsen af september. De to forårsmaksima var domineret af de små centriske kiselalger *Cyclotella/Stephanodiscus* (hhv. 60 og 45%), mens de to sommermaksima helt var domineret af den trådformede blågrønne *Aphanizomenon flos-aquae* var. *klebanii* (hhv. 97% og 90% af den totale biomasse).

Årsvariationen i vandets klorofyl a indhold fremgår af fig. 9.1.2, hvor klorofylkoncentrationen er præsenteret sammen med sigtddybden. Klorofylindholdet i vandet var meget svingende, med et gennemsnit for sommerperioden på 135 µg/l (5-288 µg/l).

Ændringerne i klorofylindholdet stemmer godt overens med ændringerne i fytoplanktonvolumen, og sammenhængen med sigtddybden viser, at denne i høj grad er bestemt af mængden af fytoplankton. Den maksimale sigtddybde i sommerperioden (2,10 m) opnås den 16. maj, hvor fytoplanktonbiomassen er meget lille. Selvom Lange Sø er en relativt lavvandet sø, er den ikke præget af ophvirvlen af bundmaterialer, som f.eks. Arreskov sø er det. Dette skyldes Lange Sø's beskyttede beliggenhed i et skovområde.

9.1.3 Primærproduktion.

Den beregnede primærproduktion i Lange Sø 1990 fremgår af fig. 9.1.2, hvor både variationen i den daglige produktion pr. m² søoverflade, den potentielle primærproduktion pr. time, samt den daglige maksimale primærproduktion er angivet.

Den potentielle primærproduktion er et mål for fytoplanktonsamfundets evne til at vokse under optimale lysforhold. Den angives pr. time, og vil normalt være nært forbundet med fytoplanktonbiomassen. Den maksimale primærproduktion er tilsvarende et mål for fytoplanktonets højeste opnåelige primærproduktion ved den aktuelle daglængde. Endelig beregnes primærproduktionen pr. overfladeenhed under naturlige lysforhold, idet der regnes med, at sollyset svækkes ned gennem vandmassen, således at algerne kun kan vokse ned til en dybde af ca. det dobbelte af sigtddybden.

Primærproduktionen pr. m² var høj i 1990, i gennemsnit for sommerperioden 2701 mgC/m² pr. dag. I tabel 9.1 er fytoplanktonets vækst i Lange Sø

sammenlignet med væksten i de to andre overvågningssøer i Fyns Amt, Arreskov Sø og Søholm Sø.

		Arreskov Sø		Søholm Sø		Lange Sø	
		1989	1990	1989	1990	1989	1990
Primærproduktion	mg C/m ² d	1530	1675	1053	1169	2788	2701
Potentiel primærprod.	mg C/m ³ h	356	422	69	56	359	398
Maks. primærprod.	mg C/m ³ d	4740	5683	80	794	4915	5326
Årsprod. af fytoplankton	g C/m ² år	319	376	236	223	512	504
Fytoplanktonvol.	mm ² /l	38,3	32,7	8,0	6,7	11,2	50,7
Klorofyl a	µg/l	129	147	30	31	130	135
Sigtedybde	m	0,27	0,25	1,25	1,41	0,84	0,78

Tabel 9.1

Sommermiddelværdier af primærproduktion, sigtedybde og algebiomasse samt årsproduktion i Arreskov Sø, Søholm Sø og Lange Sø.

Det fremgår af tabel 9.1 at Lange Sø er langt den mest produktive af de tre søer med en årsproduktion på 504 g C/m² i 1990. Det er bemærkelsesværdigt, at primærproduktionen i sommerperioden (og årsproduktionen) var næsten ens i Lange Sø i 1989 og 1990 på trods af, at der i 1990 forekom en voldsom opblomstring af blågrønalgen *Aphanizomenon flos-aquae*, hvilket bl.a. gav sig udslag i et meget større fytoplanktonvolumen dette år. Disse blågrønalger opretholder tilsyneladende deres høje biomasse gennem lave tab ved f.eks. græsning og sedimentation, og ikke ved en høj primærproduktion og vækst. Dette stemmer godt overens med blågrønalgenes lave klorofylindhold, som bl.a. viser sig ved, at klorofylkoncentrationen i overfladevandet var stort set ens i 1989 og 1990. I 1989 dominerede således små, hurtigtvoksende grønalger med et relativt stort indhold af klorofyl a, *Carteria sp.*, der samtidig er et eftertragtet fødeemne for zooplankton.

Den stærkt svingende og til tider meget høje primærproduktion og algebiomasse karakteriserer Lange Sø som en stærkt næringsberiget sø.

9.1.4 Årstidsvariation i artssammensætning og biomasse.

I det følgende gives en kort beskrivelse af årstidsvariationen i fytoplanktonets artssammensætning og biomasse.

4. januar - 31. januar:

Fytoplanktonbiomassen var meget lav (0,1 - 0,2 mm³/l). Små chlorococcale grønalger *Chlorella/Dictyosphaerium subsolitarium*, dominerede i begyndelsen af januar og afløstes af den kolonidannende blågrønalge *Snowella cf. litoralis* sidst i januar. Små centriske kiselalger og rekylalger var næstvig-

tigst.

7. marts - 27. marts:

Første forårsmaksimum sidst i marts (8,9 mm³/l) var domineret af små centriske kiselalger *Cyclotella/Stephanodiscus* (60%). Næstvigtigst var blågrønalgen *Snowella cf. litoralis* (27%).

17. april - 2. maj:

Biomassen steg fra 2,1 mm³/l til 9,4 mm³/l (2. forårsmaksimum). Den 17. april dominerede rekylalger, *Rhodomonas lacustris* og *Cryptomonas sp.*, efter sammenbrud af kiselalgesamfundet fra 1. forårsmaksimum. De udgjorde 55% af den totale biomasse. Små centriske kiselalger, *Cyclotella/Stephanodiscus*, dominerede igen 2. maj (45%). Grønalger, især *Carteria sp.*, og rekylalger (hhv. 34% og 18%) var næstvigtigst.

16. maj:

Klarvandsfase - meget lav biomasse (0,36 mm³/l) efter sammenbrud af fytoplanktonsamfundet. Chlorococcale grønalg, især *Ankyra judayi*, udgjorde 95%.

31. maj - 12. juni:

Biomassen steg fra 4,9 mm³/l til 11 mm³/l. Grønalger (især *Sphaerocystis Schroeteri*) dominerede sidst i maj (58%) og afløstes af kiselalger (*Asterionella formosa* og *Cyclotella/Stephanodiscus*) i begyndelsen af juni (75%). Opbygningen af sommerens blågrøinalgemaksimum startede i denne periode.

25. juni - 20. september:

Biomassen havde et markant totopet forløb med ekstremt høje maksima sidst i juli og i begyndelsen af september på hhv. 110 og 150 mm³/l. Den trådformede, kvælstoffikserende blågrønalge *Aphanizomenon flos-aquae* var. *klebanii* var helt dominerende og udgjorde i denne periode alene 82-99,6% af den totale biomasse. Sidst i juni fandtes et grøinalgemaksimum (11 mm³/l = 15%), der især bestod af den volvocale grønalg *Carteria sp.* Den kolonidannende blågrønalge *Microcystis aeruginosa* havde et kortvarigt maksimum i begyndelsen af september på 15 mm³/l = 10%. Furealger, *Ceratium hirundinella/furcoides*, fandtes i hele perioden, men udgjorde mindre end 2% af den samlede biomasse.

2. oktober:

Biomassesammenbrud (0,1 mm³/l). Vigtigste algegrupper var rekylalger (*Cryptomonas sp.*) og små ubestemmelige flagellater. De udgjorde hhv. 66% og 32%. Blågrønalgesammenbruddet startede midt i september, og allerede 2. oktober var blågrønalgerne helt forsvundet fra vandfasen.

18. oktober - 28. november:

Biomassen svingede mellem 1,2 og 2,0 mm³/l. Kiselalger (især *Stephanodiscus rotula*) og rekylalger (især *Cryptomonas sp.*) var de vigtigste algegrupper.

9.1.5 Sammenligning med fytoplanktonsamfundet i 1989

Fytoplanktonets samlede gennemsnitsbiomasse i vækstperioden marts-oktober var 5 gange højere i 1990 end i 1989 (hhv. 35,6 mm³/l og 9,0 mm³/l). Forskellen skyldtes udelukkende en meget høj sommerbiomasse i 1990 eftersom biomassen i forårsperioden var på samme niveau de to år.

Begge år var forårsperioden domineret af kiselalger (*Cyclotella/Stephanodiscus*) og rekylalger (især *Rhodomonas lacustris*), der sidst i maj blev efterfulgt af grønalger. I 1989 dominerede grønalgen *Carteria sp.* fra juni måned og resten af sommerperioden og udviste en høj men svingende biomasse med et maksimum på 26 mm³/l midt i august. I 1990 blev *Carteria sp.* i juli erstattet af blågrønalgen *Aphanizomenon flos-aquae var. klebanii*, der fra juli til september udviste en ekstremt høj, men svingende biomasse med et maksimum på 130 mm³/l i begyndelsen af september.

9.1.6 Diskussion: Fytoplanktonets årstidsvariation - regulerende faktorer

Nedenfor diskuteres variationen i fytoplanktonets årstidsvariation, idet der især lægges vægt på de faktorer, der er bestemmende for planktonets udvikling og artssammensætning: Næringssalte, klimaforhold og græsning. Forholdene omkring græsning behandles mere indgående i afsnittet om zooplankton.

I årets tre første måneder var der rigeligt med næringssalte, kvælstof, fosfor og silicium. I marts opbyggedes et forårsmaksimum af små, centriske diatomeer, som er koldtandsformer. Kiselalgerne optog vandets tilgængelige silicium, og siliciummangel var sandsynligvis medvirkende årsag til biomassemimum midt i april, idet dog også græsning fra zooplankton kan have spillet en vis rolle. I 1989 sås et tilsvarende mønster, og begge år kunne man forvente et større forårsmaksimum ud fra de rigelige mængder af kvælstof og fosfor, der er til stede i vandet. Det ser altså ud til at kiselalgerne forårsmaksimum i Lange Sø bliver holdt på et beskedent niveau på grund af ringe siliciumtilgængelighed i søen.

Den 2. maj optrådte endnu en biomassetop med kiselalger, grønalger og rekylalger, men allerede midt i maj var fytoplanktonbiomassen i bund igen, denne gang som følge af nedgræsning fra den stærkt voksende zooplanktonpopulation.

I forbindelse med denne klartvandsperiode (sigtdybde 2,1 m), målttes forhøjede ammoniumkoncentrationer i vandet og lave iltforhold ved bunden, og disse forhold har sikkert været årsag til den fiskedød, der blev konsta-

teret i søen i begyndelsen af juni.

I slutningen af juni skete der en eksplosiv vækst af *Aphanizomenon flos-aquae*. Denne blågrønne alge er kvælstoffikserende, og dens opformering kom kort tid efter, at koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof var gået i bund. I 1989 var de samme forhold til stede, men her optrådte ingen masseopblomstring af *Aphanizomenon flos-aquae*. Årsagen kan være, at der allerede havde etableret sig en betydelig population af små hurtigtvoksende grønletter (*Carteria* sp.), som var i stand til at forhindre opformering af *Aphanizomenon*. Dens voldsomme opblomstring i 1990 kan have flere årsager:

- Kvælstofbegrænsning af andre alger
- høj fosforkoncentration
- kraftig opvarmning af vandet i perioden forinden og en deraf følgende begyndende lagdeling
- græsning fra zooplankton reducerer andre arter.

Det er antagelig små forskelle i temperatur/lagdelingsforhold, kvælstoftilgængelighed og zooplanktongræsning, der afgør om *Aphanizomenon flos-aquae* får mulighed for masseopblomstring (vandblomst). Betingelserne herfor vil være til stede så længe fosforindholdet i søen er meget højt.

Aphanizomenon flos-aquae kan undertiden være dødelig giftig overfor fisk og dyr, som drikker af vandet. Giftstoffet kaldes aphantoxin og er identisk med saxitoxin, der kendes fra muslingeforgiftninger forårsaget af giftige furealger i marine områder. Der er tale om en kraftigt virkende nervegift, som endvidere kan virke hæmmende på zooplanktons vækst (Miljøbiologisk Laboratorium, 1990a).

I starten af august skete der et kraftigt fald i planktonalgebiomassen. Dette fald fremkom efter godt en uge med meget varmt og solrigt vejr, og et tilsvarende fald observeredes i blågrønalgpopulationen i Arreskov Sø. Vejrforholdene fik åbenbart blågrønalgernes samfundene til at kollapse, og dette kollaps synes i Lange Sø at have medført årets andet tilfælde af fiskedød i søen midt i august. Som ved det første tilfælde af fiskedød, blev der målt dårlige iltforhold og højt ammoniumindhold i søen i forbindelse med algesammenbruddet.

Der er ikke materiale til at vurdere, hvorvidt giftstoffer fra *Aphanizomenon flos-aquae* har været medvirkende til fiskedøden.

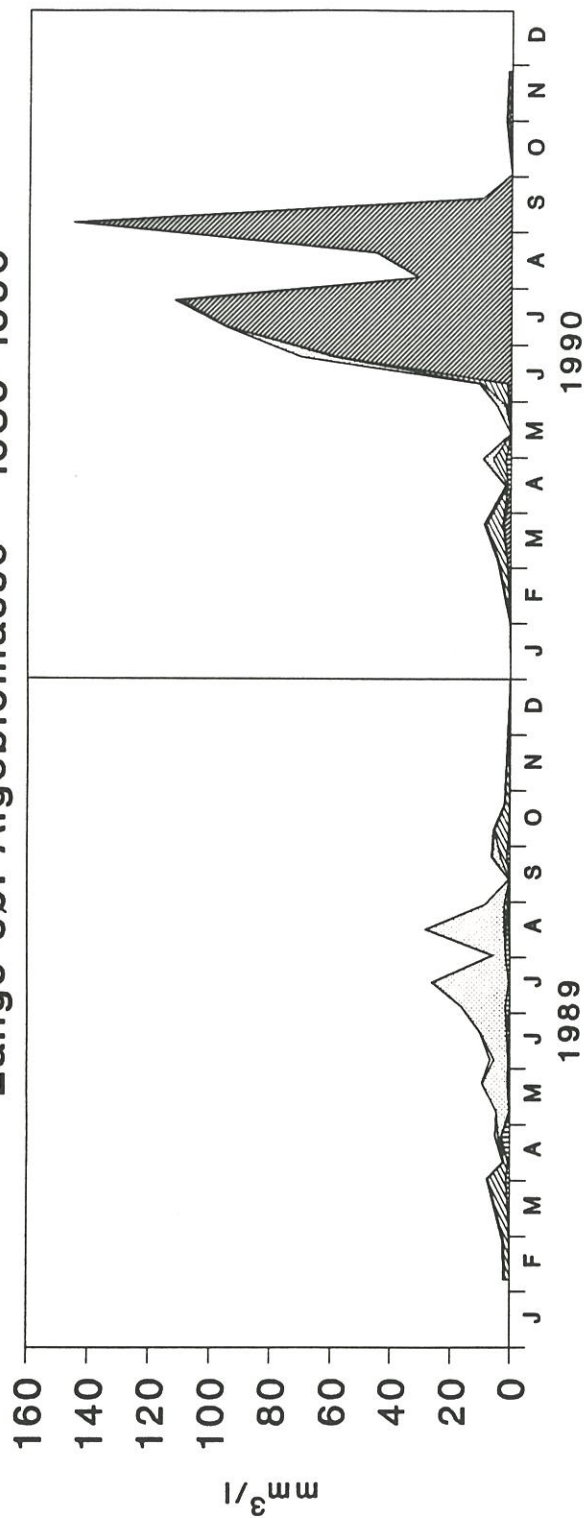
I starten af september skete endnu en voldsom opblomstring af *Aphanizomenon flos-aquae*, men allerede sidst på måneden faldt planktonmængden brat, antagelig som følge af faldende temperaturer og lysindstråling. Disse ændrede forhold vil øge henfald og fraktionering af *Aphanizomenon*-trådene, som derved bliver tilgængelige for zooplanktongræsning, og der ses netop et maksimum af zooplankton sidst i september.

Fytoplanktonsamfundet i Lange Sø karakteriserer søen som en stærkt næringsberiget sø, med dominans af stærkt næringskrævende fytoplanktonarter og pludselige stigninger og fald i planktonalgebiomassen, forårsaget af stærk vækst og pludselige sammenbrud af fytoplanktonsamfundet.

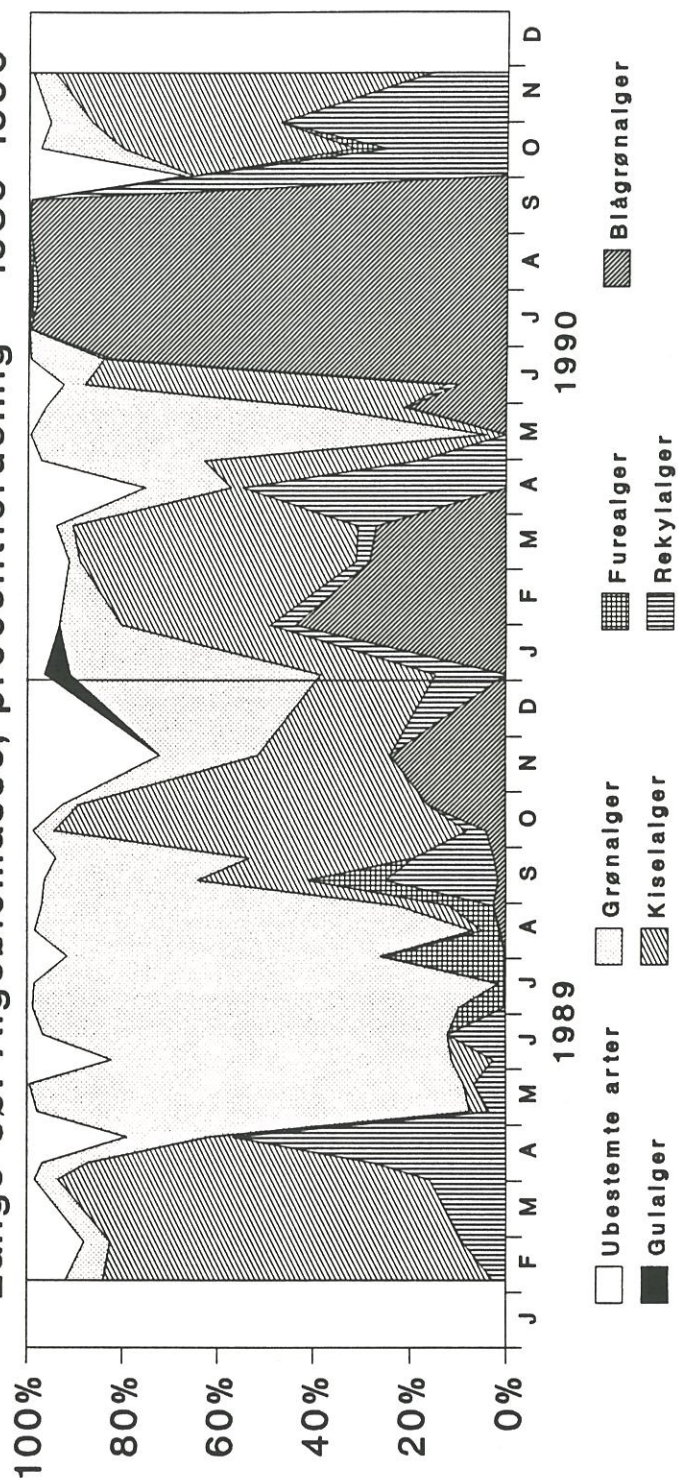
Den dominerende fytoplanktonart i 1990, blågrønalgen *Aphanizomenon flos-aquae*, er potentielt giftig. Kun en væsentlig reduktion af fosforindholdet i vandet kan mindske risikoen for opblomstringer af *Aphanizomenon flos-aquae*.



Lange sø: Algebiomasse - 1989-1990



Lange sø: Algebiomasse, procentfordeling - 1989-1990



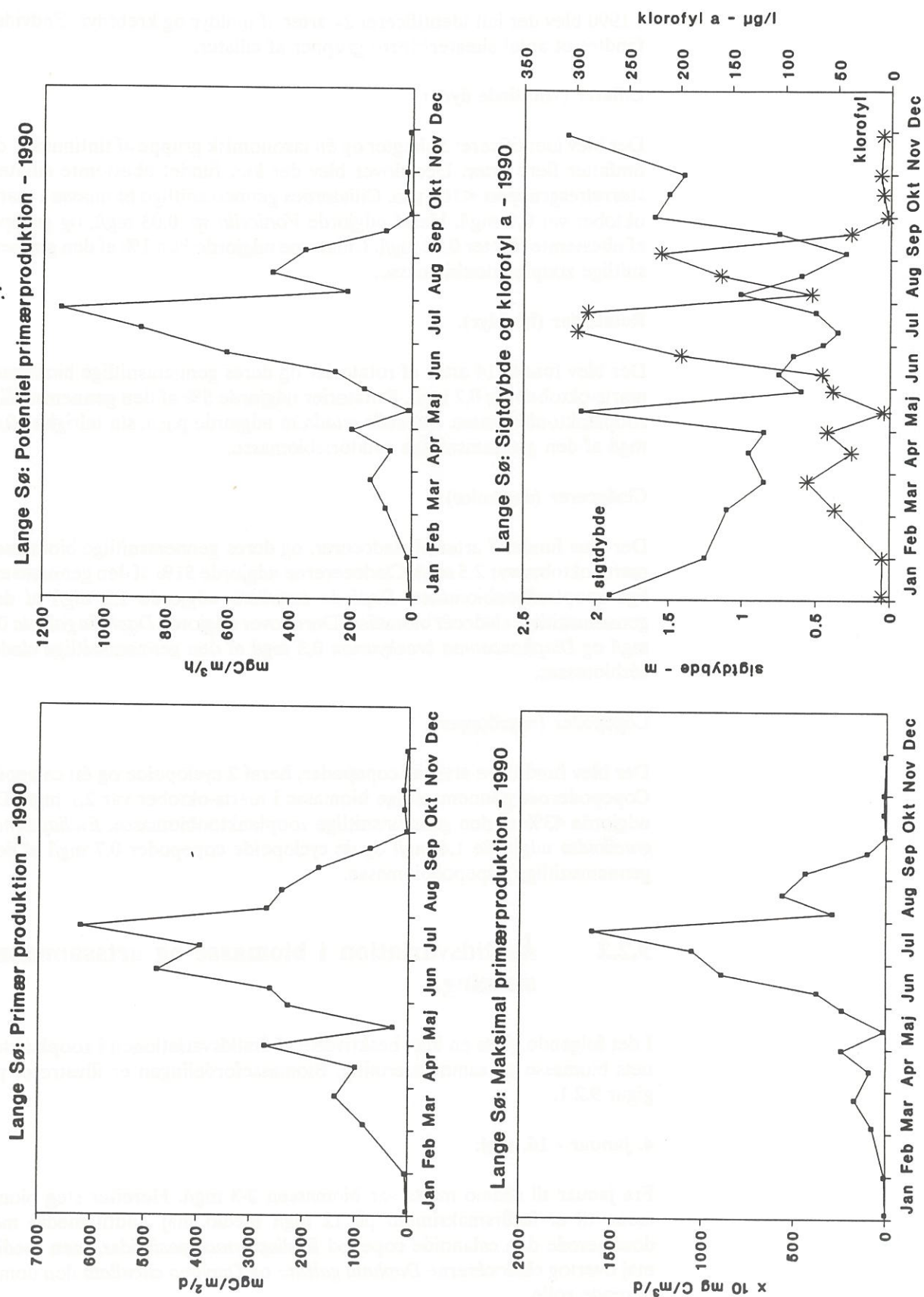


Fig. 9.1.2
Primærproduktion (algeproduktion), potentiel og maksimal primærproduktion samt sigt dybde og klorofylindhold i søvand fra Lange Sø.

9.2 Zooplankton.

9.2.1 Artssammensætning.

I 1990 blev der ialt identificeret 24 arter af hjuldyr og krebsdyr. Endvidere fandtes et antal slægter/større grupper af ciliater.

Ciliater (encellede dyr):

Der blev identificeret 5 slægter og én taxonomisk gruppe af tintinnider, der omfatter flere arter. Derudover blev der kun fundet ubestemte ciliater i størrelsesgruppen $<100\ \mu\text{m}$. Ciliaternes gennemsnitlige biomasse i marts-oktober var 0,1 mg/l. Heraf udgjorde *Vorticella* sp. 0,03 mg/l, og gruppen af ubestemte ciliater 0,02 mg/l. Ciliaterne udgjorde kun 1% af den gennemsnitlige zooplanktonbiomasse.

Rotatorier (hjuldyr).

Der blev fundet 14 arter af rotatorier og deres gennemsnitlige biomasse i marts-oktober var 0,2 mg/l. Rotatorier udgjorde 5% af den gennemsnitlige zooplanktonbiomasse. *Keratella quadrata* udgjorde p.g.a. sin talrighed 0,05 mg/l af den gennemsnitlige rotatoriebiomasse.

Cladocerer (daphnier).

Der blev fundet 7 arter af cladocerer, og deres gennemsnitlige biomasse i marts-oktober var 2,5 mg/l. Cladocererne udgjorde 51% af den gennemsnitlige zooplanktonbiomasse. *Daphnia cucullata* udgjorde 1,1 mg/l af den gennemsnitlige cladocér biomasse. Derudover udgjorde *Daphnia galeata* 0,6 mg/l og *Diaphanosoma brachyurum* 0,3 mg/l af den gennemsnitlige cladocérbiomasse.

Copepoder (vandlopper).

Der blev fundet tre arter af copepoder, heraf 2 cyclopoide og én calanoid. Copepodernes gennemsnitlige biomasse i marts-oktober var 2,1 mg/l. De udgjorde 43% af den gennemsnitlige zooplanktonbiomasse. *Eudiaptomus graciloides* udgjorde 1,4 mg/l og de cyclopoide copepoder 0,7 mg/l af den gennemsnitlige copepodbiomasse.

9.2.2 Årstidsvariation i biomasse og artssammensætning.

I det følgende gives en kort beskrivelse af årstidsvariationen i zooplanktonets biomasse og sammensætning. Biomassefordelingen er illustreret på figur 9.2.1.

4. januar - 16. maj:

Fra januar til ultimo marts var biomassen 2-3 mg/l. Herefter steg biomassen til et forårsmaksimum på 12 mg/l medio maj. Indtil medio maj dominerede den calanoide copepod *Eudiaptomus graciloides*, men medio maj overtog cladocéerne *Daphnia galeata* og *Daphnia cucullata* den dominerende rolle.

31. maj - 12. juli:

I slutningen af maj faldt biomassen til 6 mg/l. Biomassen forblev herefter på dette niveau til medio juli, hvor biomassen faldt til 1 mg/l. Copepoden *Eudiaptomus graciloides* dominerede i det meste af perioden, men medio juli dominerede cladocéren *Daphnia cucullata*.

26. juli - 28. november:

Ultimo juli steg biomassen igen og svingede indtil starten af september mellem 4 og 5 mg/l. Ultimo september steg biomassen til et sekundært maksimum på 8 mg/l. I oktober faldt biomassen og nåede et niveau på 1-2 mg/l ultimo november. Cladocererne *Daphnia cucullata* og *Diaphanosoma brachyurum* dominerede fra slutningen af juli til starten af september. Ultimo august udgjorde den calanoide copepod *Eudiaptomus graciloides* og gruppen af cyclopoide copepoditer den største andel af biomassen, men *Daphnia cucullata* var stadig den mest dominerende enkeltart. Ultimo september til primo november dominerede cladocéerne *Daphnia galeata* og *Bosmina longirostris*. Ultimo november dominerede voksne individer af *Eudiaptomus graciloides*.

9.2.3 Sammenligning med zooplanktonsamfundet i 1989.

I 1990 var både den gennemsnitlige og den maksimale biomasse lavere end i 1989. Den mindre biomasse i 1990 skyldes en mindre nedgang for både cladocéer og copepoder. For cladocéerne skyldes den lavere biomasse, at der skete en nedgang hvad angår maksima af både *Daphnia galeata* og *Daphnia cucullata* i 1990 sammenlignet med 1989. For copepoderne skyldes nedgangen en general lavere biomasse for både voksne *Eudiaptomus graciloides* og voksne *Cyclops strenuus*. Specielt i juni samt i august/september var der en markant lavere biomasse i 1990 sammenlignet med 1989.

9.2.4 Græsning.

Det er ikke kun fytoplankton der bliver græsset. Zooplankton kan også blive nedgræsset. Det er hovedsagelig fisk, som kan have stor indflydelse på antallet af zooplankton i vandmasserne, men der findes også en del zooplanktonarter som spiser andre og mindre zooplanktonarter.

Blandt fiskene er det især skaller og brasen, som lever af zooplankton. Skallerne fanger zooplanktonet i de frie vandmasser, mens brasen tager zooplanktonet, i deres søgen efter føde i søbunden. Aborrer har også betydning for zooplanktonmængden, da de lever af zooplankton så længe de er små, derefter bliver de rovfisk ligesom gedden.

Blandt zooplanktonarterne, som dyrker kannibalisme, er en del cyclopoide copepod arter samt rotatorien *Asplanchna priodonta*.

9.2.5 Diskussion.

Den observerede artssammensætning og biomasseudvikling af fytoplankton i Lange Sø i 1990 karakteriserer en meget næringsrig sø. Derimod er zooplankton sammensætningen ikke typisk for en så næringsrig sø.

Der blev i 1990 dannet 3 zooplanktonmaksima i hhv. maj (*Daphnia cucullata*, *D. galeata*, *Eudiaptomus graciloides*) og september (*Daphnia cucullata*) samt et mindre i juli (*Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum*).

Fælles for disse dominerende zooplanktonarter er, at der er tale om forholdsvis store arter.

Vinteren igennem var der en klar dominans af *Eudiaptomus graciloides*, hvilket er karakteristisk for denne art. I april begyndte en tilvækst af *E. graciloides* og ganske kort tid efter voksede også biomassen af *Daphnia cucullata* og *D. galeata*. Denne tilvækst betød en øget fødeoptagelse, som det fremgår af figur 9.2.2. Der synes således, på dette tidspunkt, skabt et godt fødegrundlag for zooplanktonet, hovedsagelig opbygget af hurtig-voksende kiselalger i det tidlige forår. Midt i april faldt fytoplanktonbiomassen til et minimum. Nedgræsning synes ikke at være årsagen hertil, bedømt ud fra en sammenligning mellem beregnet græsning og primærproduktionen. Snarere begrænses kiselalgernes vækst af siliciummangel. Kort tid herefter var der skabt et nyt fødegrundlag for den stadig voksende zooplanktonbiomasse, idet der skete en opblomstring af ikke kun kiselalger, men også små grønalger. Disse blev imidlertid hurtigt nedgræsset og der skete et efterfølgende fald i zooplanktonbiomassen. Faldet fortsatte til medio juli med undtagelse af en lille cladocé tilvækst medio juni. Årsagen til denne tilvækst kan have været en kiselalge- og senere grønalgeopblomstring.

Det store fald i zooplanktonbiomassen til et minimum medio juli, faldt sammen med den voldsomme opblomstring af blågrønalgen *Aphanizomenon flos-aqua*, trådformede blågrønalger. Dette betød at kvaliteten af den tilgængelige føde blev reduceret.

Fra medio juli steg zooplanktonmængden og *Daphnia cucullata* blev den dominerende art. Denne stigning skete til trods for at, *Aphanizomenon flos-aqua* udgjorde næsten 100% af den totale fytoplanktonmængde. Dette kan umiddelbart virke mærkeligt, idet disse lange trådformede blågrønalger (>50 µm) ikke uden videre bliver spist af zooplanktonet.

Imidlertid vil der i forbindelse med en så stor fytoplanktonbiomasse, som forekom fra juli til og med september til stadighed foregå en opbygning samt nedbrydning af organisk materiale. Under sådanne forhold vil der findes små stykker *Aphanizomenon* samt en stor bakteriebestand, der omsætter døde alger og stoffer, som algerne udskiller. Både *Aphanizomenon*-stykker og bakterier er egnede fødeemner for zooplanktonet.

Medio september faldt zooplanktonbiomassen kraftigt. Dette skete kort tid efter at fytoplanktonmængden var kraftig reduceret, hvilket tyder på at zooplanktonet har lidt af fødemangel. I oktober bestod zooplanktonbiomassen primært af *Daphnia galeata* og *Bosmina longirostris*. Bosminerne lever

af bakterier, som formodes at have været tilstede i stort tal som følge af sammenbruddet i blågrønalgesamfundet i september. Nedgangen i zooplanktonbiomassen i september og oktober er formentlig ikke kun et resultat af fødemangel, men også forårsaget af en faldende vandtemperaturer, der får flere af zooplanktonarterne til at gå i dvale for vinteren.

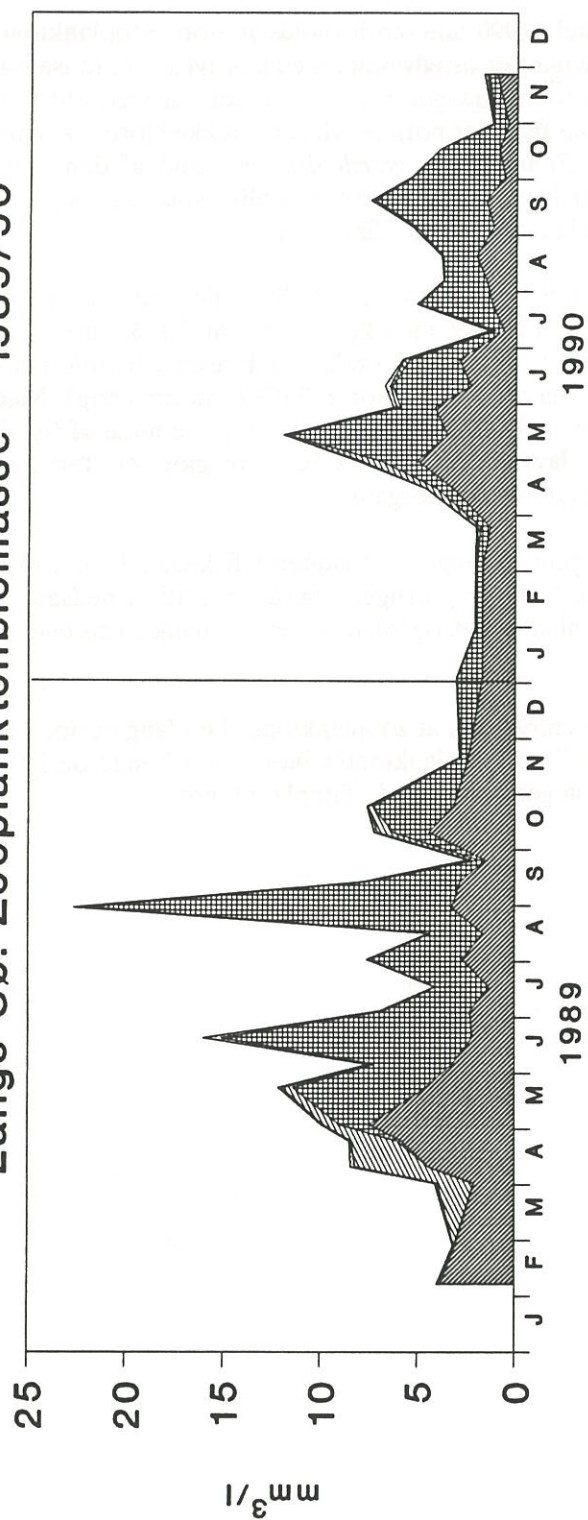
Der var gennem hele 1990 tale om forholdsvis store zooplanktonorganismer i Lange Sø, hvilket er usædvanligt med den fytoplanktonsammensætning som fandtes i søen. Årsagen kan være at der har været forholdsvis få zooplanktonædende fisk, der normalt vil foretrække store zooplanktonarter. Specielt ville *Eudiaptomus graciloides* på grund af den langsomme bevægelsesmønster have været udsat for at blive spist, såfremt der havde været mange zooplanktonædende fisk tilstede.

Den udførte fiskeundersøgelse i søen fortæller imidlertid ikke, hvor mange fisk der fandtes i søen i 1989, men kun noget om fiskesammensætningen jf. afsnit 9.3. Det fremgår heraf at skaller og brasen udgjorde ialt 42% af fangsten, samt at små aborrer udgjorde 35% (antalsmæssig). Med en så stor antalsmæssig andel må det betyde, at det totale antal af fisk i Lange Sø var forholdsvis lav, da der ellers ville være gjort et større indhug i mængden af store zooplanktonorganismer.

I 1990 blev der i juni og august konstateret fiskedød blandt skaller og brasen i Lange Sø. Det har yderligere været med til at nedsætte predationstrykket på zooplanktonet, og således øget zooplanktonets overlevelsesmuligheder.

Sammenfattende fremgår det, at zooplanktonet i en lang periode ikke var i stand til at kontrollere fytoplanktonets biomasse i Lange Sø i 1990 primært fordi blågrønalger dominerede fytoplanktonet.

Lange Sø: Zooplanktonbiomasse - 1989/90



Procentfordeling

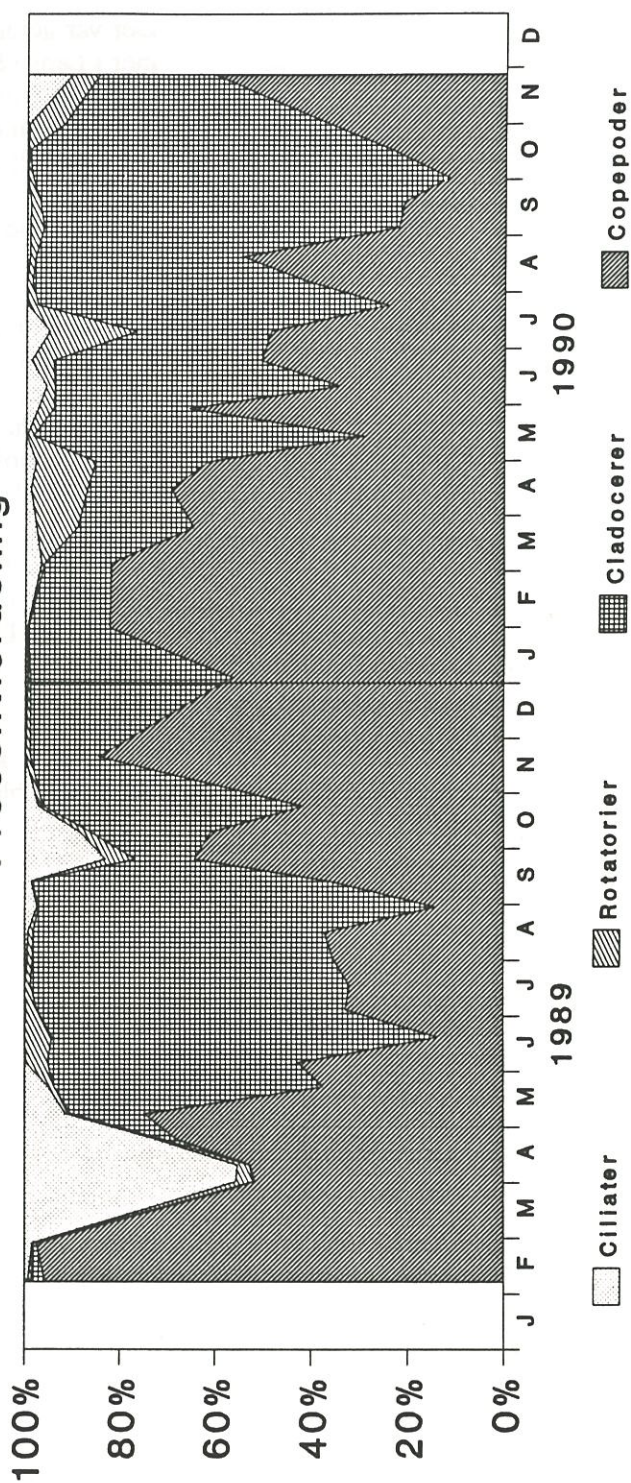


Fig 921

Lange Sø: Zooplanktonbiomasse - 1989/90

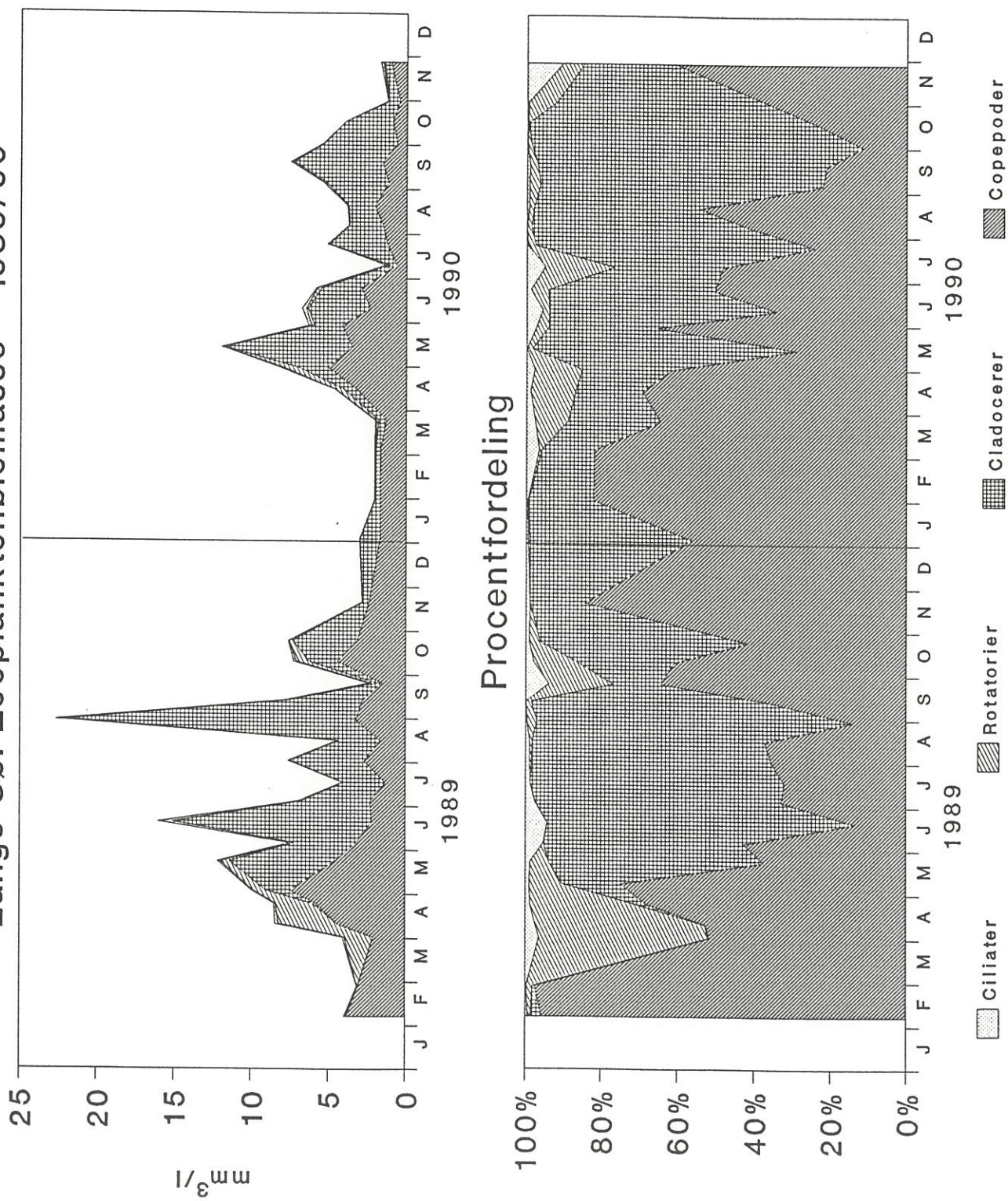
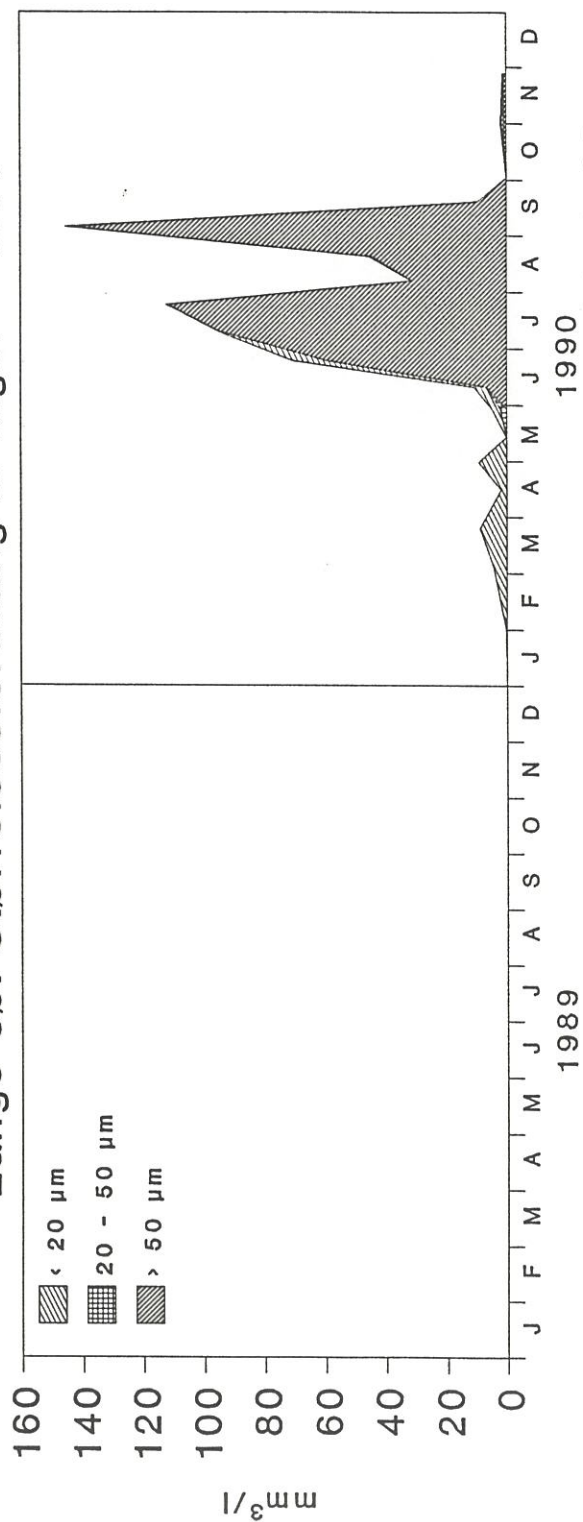


Fig. 9.2.1
 Zooplanktonbiomasse (dyreplanktonbiomasse) og procentfordeling af de enkelte zooplanktongrupper i 1989 og 1990 i Lange Sø.

Lange sø: Størrelsesfordeling af alger - 1990



Lange sø: Zooplankton, fødeoptagelse - 1989/90

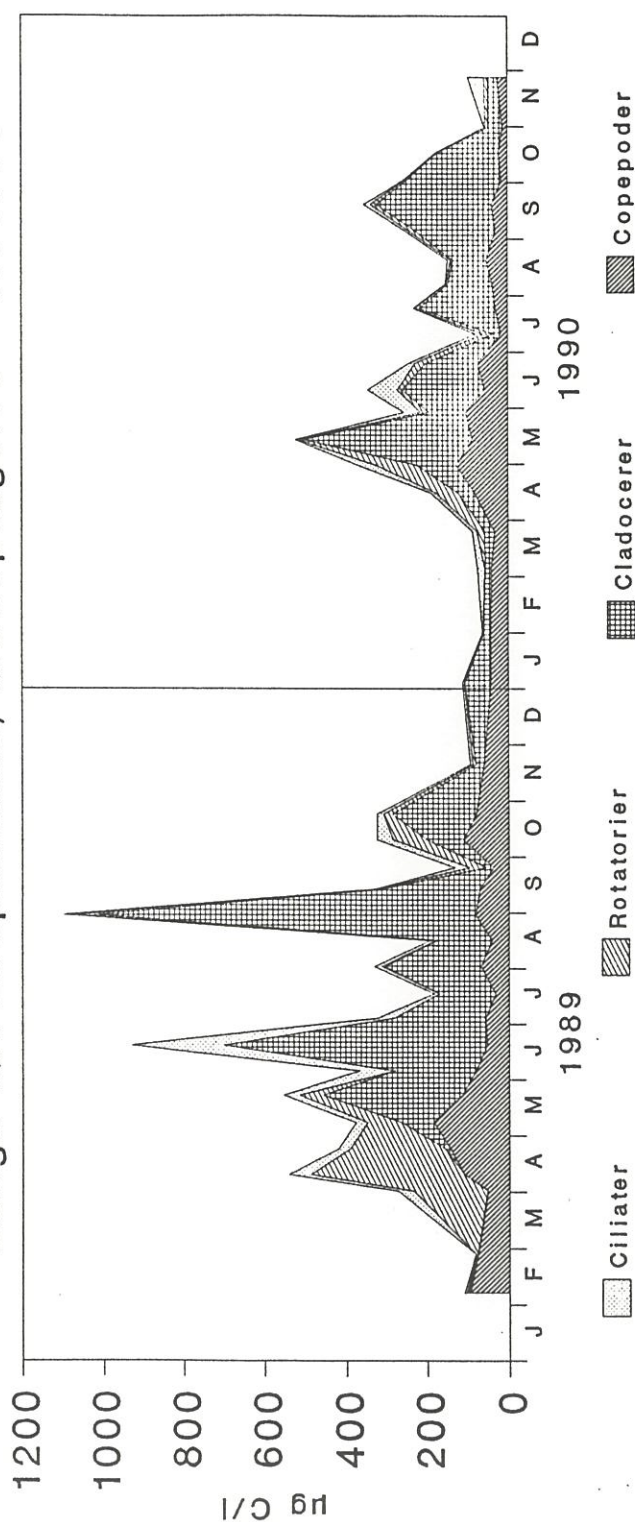
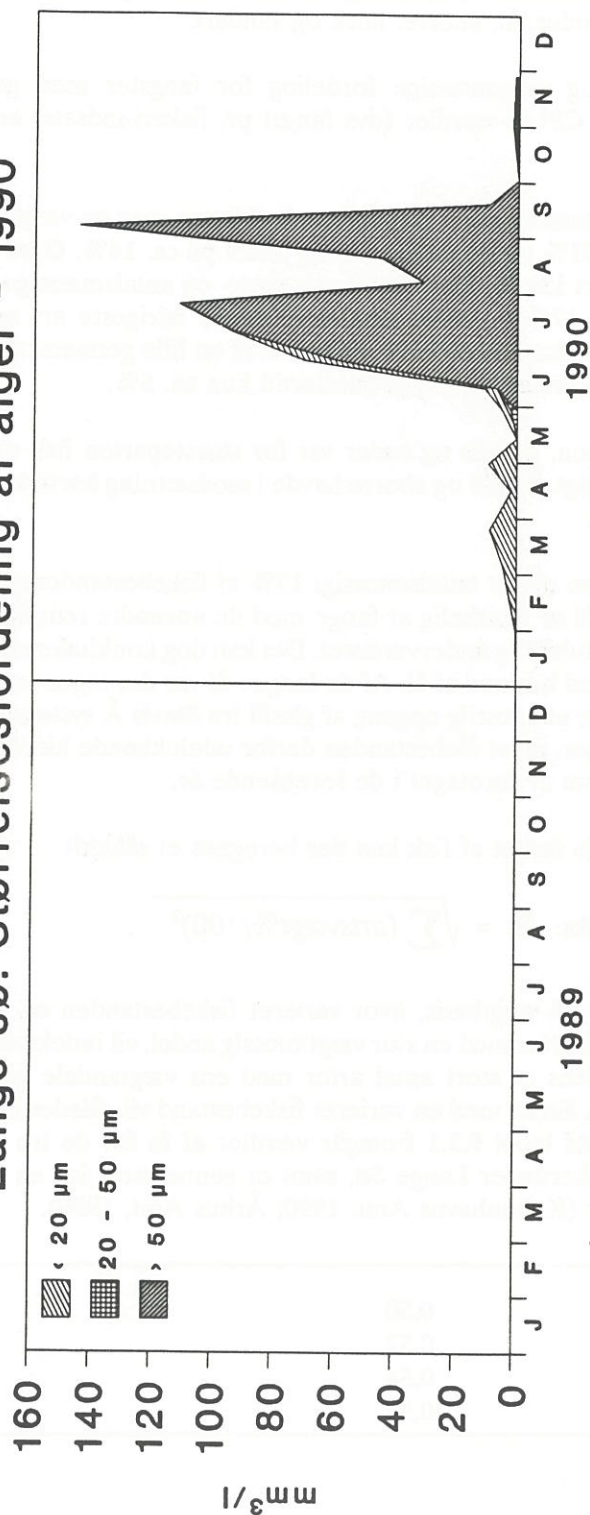


Fig. 9.2.2
Fordelingen af fytoplankton på størrelsesgrupperne <20 µm, 20-50 µm og >50 µm i 1990, samt fordelingen af den totale zooplanktonfødeoptagelse på de enkelte zooplanktongrupper i 1989 og 1990 i Lange Sø.

Lange sø: Størrelsesfordeling af alger - 1990



Lange sø: Zooplankton, fødeoptagelse - 1989/90

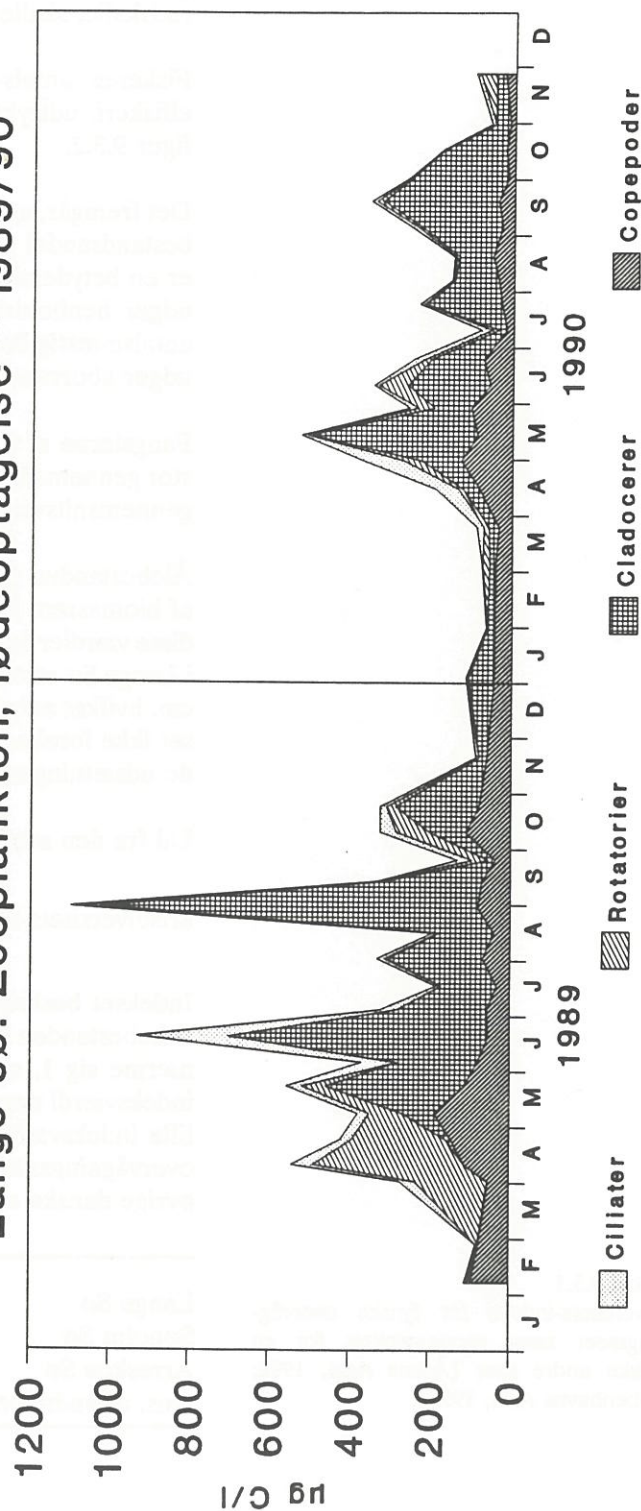


Fig. 9.2.2

Fordelingen af fytoplankton på størrelsesgrupperne <20 µm, 20-50 µm og >50 µm i 1990, samt fordelingen af den totale zooplanktonfødeoptagelse på de enkelte zooplanktongrupper i 1989 og 1990 i Lange Sø.

9.3 Fisk

Lange Sø's fiskebestand er undersøgt i juli/august 1989 jf. afsnit 2. Resultaterne herfra er præsenteret i Mohr-Markmann (1991). I det følgende gives et uddrag heraf.

Der blev fanget i alt 3.176 fisk med en samlet vægt på 220 kg. Fiskene fordelte sig på 10 arter og en hybrid (krydsning mellem to arter), nemlig: gedde, brasen, brasenskalle (krydsning mellem brasen og skalle), karuds, rudskalle, skalle, suder, ål, aborre, hork og sandart.

Fiskenes antals- og vægtmæssige fordeling for fangster med garn + elfiskeri, udtrykt i CPUE-værdier (dvs fangst pr. fiskeri-indsats) er vist i figur 9.3.2.

Det fremgår, at brasen er søens dominerende fiskeart med en vægtmæssig bestandsandel på 41% og en antalsmæssig andel på ca. 14%. Også skalle er en betydende art i søen, idet denne arts vægt- og antalsmæssige andel udgør henholdsvis 17% og 28%. Aborre er søens talrigeste art med en antalsmæssig bestandsandel på 35%. På grund af en lille gennemsnitsvægt udgør aborrens vægtmæssige andel imidlertid kun ca. 5%.

Fangsterne af brasen, karuds og suder var for størsteparten fisk med en stor gennemsnitsvægt. Skalle og aborre havde i modsætning hertil kun små gennemsnitsvægte.

Ålebestanden i søen udgør antalsmæssigt 17% af fiskebestanden og 22% af biomassen. Da ål er vanskelig at fange med de anvendte redskaber, er disse værdier formodentlig undervurderet. Det kan dog konkluderes, at der i Lange Sø er en god bestand af ål. Af de fangne ål var der ingen under 20 cm, hvilket antyder, at naturlig opgang af glasål fra Stavis Å systemet stort set ikke forekommer, og at ålebestanden derfor udelukkende hidrører fra de udsætninger, som er foretaget i de foregående år.

Ud fra den samlede fangst af fisk kan der beregnes et såkaldt

$$\text{artsdiversitets-indeks: } I_a = \sqrt{\sum (\text{artsvægt}\%/100)^2} .$$

Indekset beskriver på vægtbasis, hvor varieret fiskebestanden er. Består fiskebestanden af få arter med en stor vægtmæssig andel, vil indekset nærme sig 1, medens et stort antal arter med ens vægtandele giver en indekssværdi nær 0. En sø med en varieret fiskebestand vil således have en lille indekssværdi. Af tabel 9.3.1 fremgår værdier af I_a for de tre fynske overvågningssøer, herunder Lange Sø, samt et gennemsnit for en række øvrige danske søer (Københavns Amt, 1990; Århus Amt, 1990).

Tabel 9.3.1

Diversitets-indeks for fynske overvågningssøer samt gennemsnittet for en række andre søer (Århus Amt, 1990; Københavns Amt, 1990).

Lange Sø	0,50
Søholm Sø	0,52
Arreskov Sø	0,54
Gns. af andre søer	0,55

Det ses, at Lange sø ikke adskiller sig væsentligt fra de andre søer, som indgår i sammenligningen.

For søen er endvidere beregnet et "fredfisk-indeks" for fisk fanget i oversigtsgarn. Fredfisk-indekset angiver forholdet mellem antal fredfisk (brasen, skalle, rudskalle) og fredfisk + rovfisk (aborre, gedde og sandart). I indekset indgår kun fisk større end 10 cm. Indekset er for Lange Sø beregnet til 90%.

Fredfisk-indekset kan relateres til søens middelkoncentration af fosfor i sommerperioden, jf. figur 9.3.1.

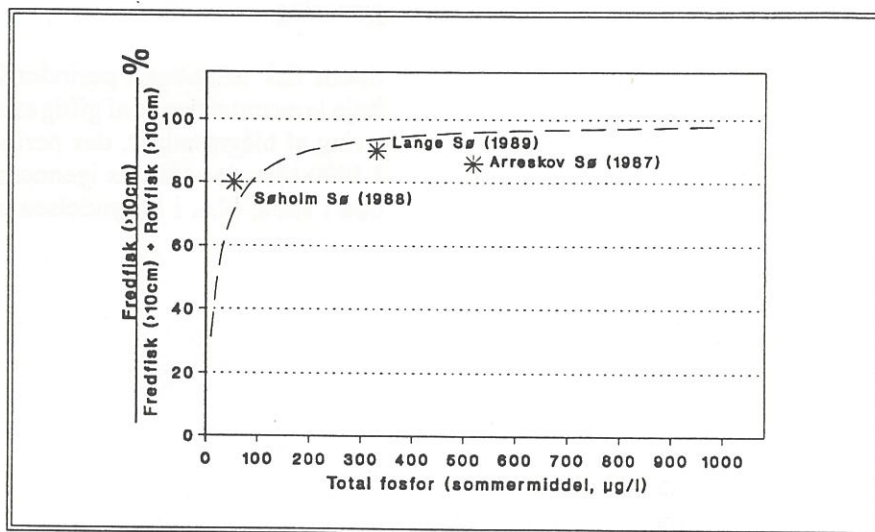


Fig. 9.3.1
Sammenhængen mellem fredfisk-indeks og sommermiddelkoncentrationen af fosfor for en række danske og svenske søer (stiplet kurve). Værdierne for de tre fynske overvågningssøer er angivet. (Omtegnet efter: Kristensen m.fl., 1990).

Tidligere undersøgelser.

I 1927 udførtes ved hjælp af vodtræk fiskeundersøgelser i Lange Sø (Otterstrøm, 1927) og i 1980 foretog Sportsfiskerforeningen for Odense og Omegn, vodtræk i søen. En sammenligning af resultaterne fra disse tidligere fangster med undersøgelserne foretaget i 1989 kan dog kun foretages med forbehold, idet der ikke er anvendt samme fiskemetoder.

Med undtagelse af sandart, som første gang blev udsat i 1978, og brasen-skalle, fangedes de samme fisk som i 1989. I 1927 manglede ligesom i 1989 små ål, hvilket allerede dengang må tilskrives vanskelige opgangsforhold. Også brasen, skalle og små aborrer var talrige i 1927 og 1980. Det er samtidigt bemærkelsesværdigt, at fiskearter som karuds, rudskalle og suder, der er knyttet til bredzonen, herunder arealer med undervandsvegetation, også var fåtallige i 1927, uanset at søens undervandsvegetation var veludviklet dengang.

Samlet vurdering af fiskebestanden.

Den foretagne fiskeundersøgelse giver ikke et præcist billede af fiskebestandens størrelse i Lange Sø. Der kan dog ud fra resultaterne alligevel drages en række konklusioner:

Lange Sø har en relativt artsrig fiskebestand, som dog både hvad angår vægt og antal overvejende består af fredfiskene skalle og brasen. Specielt er søen karakteriseret ved dens meget store bestand af små aborrer. Bredzone-fisk (karuds, rudskalle, suder og gedder), som normalt er tilknyttet

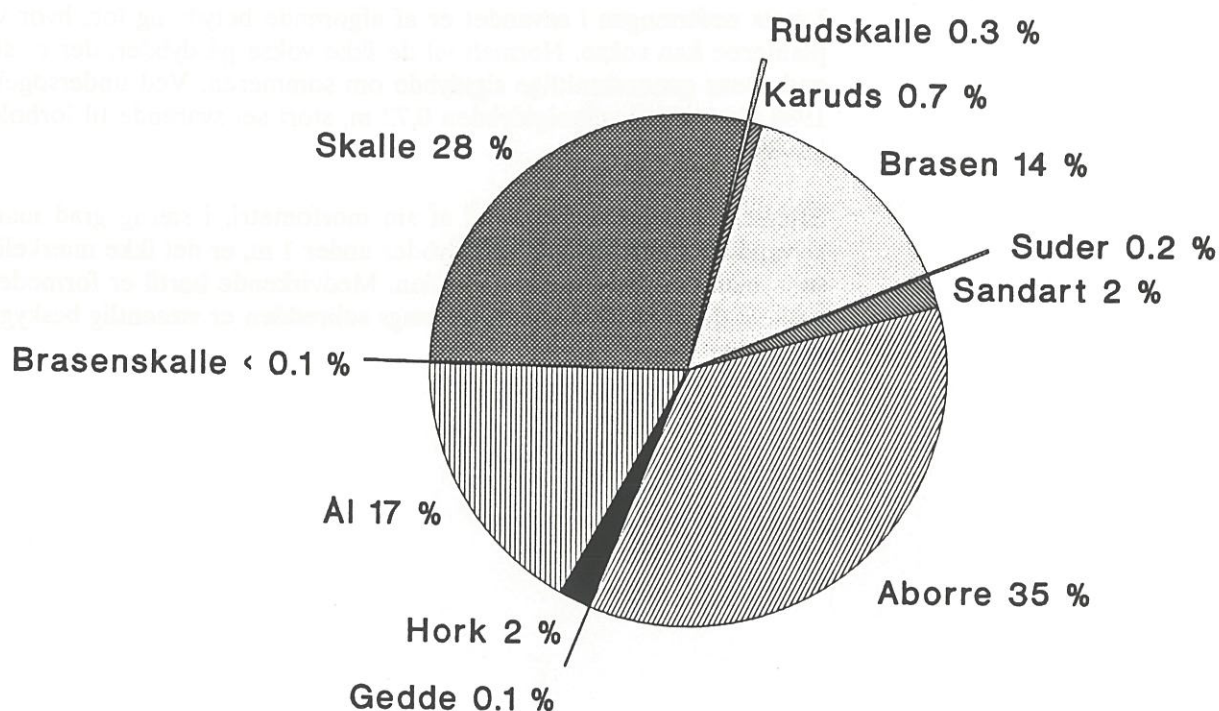
flydeblads- og undervandsvegetation, er relativt fåtalligt, hvilket formodentlig skyldes dels at Lange Sø næsten mangler rørsump og flydebladsvegetation, dels at undervandsvegetation helt mangler.

Da zooplankton for en del indgår i fredfiskenes og de små aborres føde, vil søens store bestand af disse fisk i perioder kunne æde en væsentlig del af zooplanktonet. Herigennem får fiskene inddirekte indflydelse på mængden af fytoplankton, som i perioder reguleres af zooplanktonets græsning.

Søens fisk udsættes i perioder for ugunstige levevilkår i form af iltsvind, høje koncentrationer af giftig ammoniak, ligesom der forekommer opblomstring af blågrønalger, der periodisk udskiller kraftigt virkende giftstoffer. I 1990 blev der således igennem sommeren flere gange konstateret fiske-død i søen, bl.a. i begyndelsen af juni og i august.

Lange Sø: Fiskeundersøgelser - 1989

Antalsmæssig fordeling



Vægtmæssig fordeling

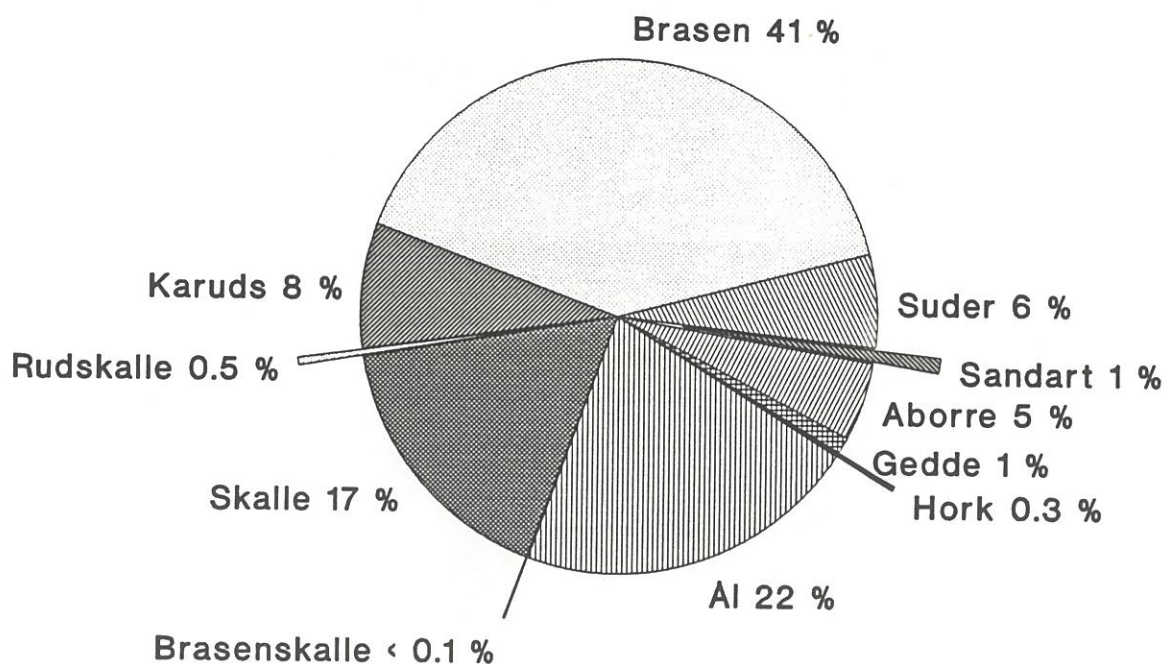


Fig. 9.3.2

Antal- og vægtmæssig fordeling af fiskesammensætningen i 1989 i Lange Sø.

9.4 Bundvegetation.

Der blev i september 1988 udført en vegetationundersøgelse i og omkring Lange Sø. Denne undersøgelse viste, at der ikke var nogen undervandsvegetation.

Lysets nedtrængen i søvandet er af afgørende betydning for, hvor vandplanterne kan vokse. Normalt vil de ikke vokse på dybder, der er større end søens gennemsnitlige sigtdybde om sommeren. Ved undersøgelser i 1988 var gennemsnitssigtdybden 0,72 m, stort set svarende til forholdene i 1989-90.

Eftersom Lange Sø på grund af sin morfometri, i særlig grad mangler lavvandede områder med vanddybder under 1 m, er det ikke mærkeligt at søen mangler undervandsvegetation. Medvirkende hertil er formodentlig også, at de lavvandede områder langs søbredden er væsentlig beskyggede som følge af udhængende træer.

10. Samlet vurdering af søens aktuelle tilstand.

Ifølge regionplanens målsætning for Lange Sø skal denne være egnet som "Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri". Dette indebærer, at søen skal huse et rigt og alsidigt plante- og dyreliv, som er upåvirket eller næsten upåvirket af forurening.

Det vurderes imidlertid, at søen, for at opfylde målsætningen, skal have en sigtddybde på 1,5-2 meter, et artsrigt fytoplankton med dominans af rentvandsarter og uden masseopblomstring af enkelte algegrupper, en veludviklet rankegrøde og en arts- og individrig smådyrsfauna. Endelig skal fiskebestanden have en naturlig alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.

I dette afsnit sammenfattes de vigtigste resultater fra undersøgelsen af Lange Sø i 1990, idet hovedvægten lægges på at karakterisere de biologiske forhold i søen, samt de vigtigste faktorer, der har betydning for disse.

Lange Sø er relativt lille og lavvandet med en meget ringe sigtddybde (i gennemsnit 0,78 m), som følge af stor planktonalgebiomasse. Vandets opholdstid i søen er ca. 5 måneder.

Der er ingen bundvegetation, hvilket skyldes dårlige lysforhold i vandet forårsaget af masseopblomstring af planktonalger i sommerperioden. Den manglende bundvegetation har endvidere betydning for både sedimentophvirvling, planktonsammensætning og fiskebestand.

Det høje fosforindhold i søvandet i 1990 skyldtes dels betydelige tilførsler fra oplandet, dels en frigivelse af betydelige mængder af fosfor fra søsedimentet. Denne er beregnet/skønnet til mindst 370 kg/år, medens den eksterne tilførsel til sammenligning udgjorde 415 kg/år. Fosfortilgængeligheden syntes ikke at have begrænset planktonalgernes vækst i 1990. Hvis algernes vækst således skal begrænses, skal den interne og den eksterne belastning med fosfor reduceres væsentligt.

Koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i søen var lavt i størstedelen af sommerperioden 1990. Dette sammenholdt med særlige klimatiske forhold var muligvis en medvirkende årsag til, at søen i sommerperioden domineredes af blågrønalger, som er i stand til at binde luftens kvælstof.

Fytoplanktonmængden var periodevis begrænset af græsning fra zooplankton i forårsperioden. I begyndelsen af maj optrådte således et algesammenbrud, som følge af nedgræsning fra zooplankton.

Nedgræsningen blev efterfulgt af forhøjede koncentrationer af ammonium og dårlige iltforhold i vandet. Disse forhold har formodentlig været medvirkende til den fiskedød, som blev konstateret i begyndelsen af juni. I slutningen af juni forekom en eksplosiv masseopblomstring af blågrønalger, og i denne periode kunne zooplanktonet ikke begrænse fytoplanktonets mængde gennem græsning. I denne periode var fytoplanktonet først og fremmest begrænset af lysmængden. I starten af august skete der endnu et sammenbrud af fytoplanktonsamfundet i forbindelse med en periode med varmt og stille vejr, og dette medførte årets anden fiskedød i søen.

Som tilfældet var ved den første hændelse, blev der målt højt ammoniumindhold og dårlige iltforhold i vandet. Vejrforholdene antages at være af stor betydning for de biologiske forhold i søen, der derfor kan skifte fra dag til dag.

Fiskebestanden er dårlig i søen, hvilket antagelig skyldes dårlige forhold for yngelen som følge af høj pH, periodevis høj koncentration af fri ammoniak og meget ensartede fysiske forhold, bl.a. som følge af manglende bundvegetation.

Lange Sø havde således i 1990 et fattigt og forureningspåvirket plante- og dyreliv, som slet ikke lever op til regionplanens målsætning om et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv. Årsagen hertil skal først og fremmest søges i nuværende og tidligere tilførsler af næringsstofferne fosfor og kvælstof.

11. Udvikling i tilstand.

11.1 Udvikling frem til 1990.

Der findes så vidt vides yderst få oplysninger om, hvordan miljøkvaliteten har været i Lange Sø. C.V. Otterstrøm (1927) har således i oktober 1927 foretaget enkelte undersøgelser af søen. Det er da konstateret, at sigtddybden har været 1,60 meter (enkeltmåling), og at søsedimentet har bestået af tykt, lyst dyndlag. Søen havde dengang en smal rørsump, flydebladszone i vest- og østenden og en generelt rig undervandsvegetation (rankegrøde) med Kruket Vandaks, Hornblad og især Tusindblad.

Først mange år senere har Fyns Amt iværksat undersøgelser i søen, første gang i 1972-1973. Sigtdybden er da målt til 0,50-1,00 meter i sommerperioden (4 målinger) og 1,10-1,50 meter i vinterperioden (2 målinger). Der er endvidere konstateret et lavt iltindhold i hele søens vandmasse i september 1972 (under 5,3 mg/l), (Fyns Amtskommune og Vandkvalitetsinstituttet, 1974).

Fyns Amt har herefter undersøgt søen i perioderne 1981 og 1987-1990. Resultaterne heraf fremgår af figur 11.1 og tabel 11.1. Fyns Amt har derudover undersøgt vegetationen i søen i 1984 og 1988 uden at finde rester af den så før rigt udviklede rankegrøde.

En sammenligning af resultater fra forskellige år bør altid foretages med forsigtighed, idet bl.a. de eksakte vejrforhold de enkelte år har stor betydning for de fysiske-kemiske og biologiske forhold i selve søen, og for vand- og stoftransporterne til og fra søen. Fx. var 1989 og 1990 to vidt forskellige år, hvor 1989 var et meget tørt år og 1990 var et år med mere normale nedbørsforhold.

Yderligere kan de anvendte måle- og beregningsmetoder have været forskellige de enkelte år. Dette gælder fx. for metoden til analyse af klorofyl, idet denne er ændret pr. 8. marts 1985 (skift fra acetone- til ethanolekstraktion).

Med disse forbehold foretages i det følgende en kort vurdering af udvalgte resultater, der belyser ændringer af miljøkvaliteten i Lange Sø i perioden 1980-1990.

Af figur 11.1 fremgår det, at sigtddybden i de fem undersøgte år har været af samme størrelsesordenen, dog med en tendens til en forøgelse af sigtddybden efter 1987. Denne tilsyneladende forbedring af sigtddybden skyldes dog udelukkende, at der er forekommet perioder med særligt stor sigtddybde, som følge af enten algesammenbrud eller at zooplanktonet totalt har nedgræsset planktonalgerne. Disse hændelser, som antyder ustabile forhold i søen, er således medvirkende til at forøge den gennemsnitlige sigtddybde.

Indholdet af klorofyl har været stigende siden 1987. I 1990 var klorofylindholdet imidlertid af samme størrelse som i 1981 med store variationer igennem sommeren.

Total kvælstof har været af samme størrelsesorden i sommeren de fem år. Faldet i total kvælstof i 1989 skyldes formodentligt det tørre år med

mindre kvælstoftilførsel til søen end i de år med normale afstrømningsforhold.

Søens fosforindhold er tilsyneladende steget fra 1981 til 1990, uden at klorofylindholdet eller sigtddyben har ændret sig væsentligt. Dette be- styrker yderligere den opfattelse, at søens fytoplankton hverken begrænses af kvælstof- eller fosforindholdet i søvandet.

Sammenfattende synes miljøtilstanden i Lange Sø afgørende forværret siden 1927. Endvidere har tilstanden været konstant dårlig inden for de sidste 10 år.

11.2 Vurdering af den fremtidige til- stand.

Lange Sø tilføres idag store mængder kvælstof og fosfor fra dens opland. Samtidig tilføres der en fosformængde fra søens sediment, som er næsten ligeså stor som tilførslen fra søens opland. Kvælstof- og fosforindholdet i søvandet er derfor meget højt.

Hvor klarvandet en sø kan blive kan beregnes ud fra modeller, som sammenkæder fosforindholdet i afstrømningen til søen med søvandets fosforindhold og gennemsigtighed (Kristensen m.fl., 1990).

Modellerne er i tabel 11.2 anvendt på undersøgelsesresultater fra Lange Sø for årene 1989 og 1990.

Tabel 11.2

Observeret og modelberegnet årsmiddel fosforkoncentration og sommermiddel sigtddybe for Lange Sø 1989-90. Den forventede fosforkoncentration og sigt- dybde er beregnet ud fra henholdsvis formel 12 og 4 i Kristensen m.fl., (1990).

År	Total fosfor µg/l		Sommersigtddybe meter	
	Observeret	Modelberegnet	Observeret	Modelberegnet
1989	325	293	0,84	0,8-1,0
1990	332	235	0,78	0,7-1,0

Det modelberegnete fosforindhold i søvandet svarer i 1989 nogenlunde til det faktiske målte, medens det i 1990 er væsentlig mindre end det faktisk målte. Den modelberegnete sigtddybe svarer til gengæld nogenlunde til den faktiske målte for både 1989 og 1990, primært fordi søens fosforind- hold er så stort, at fosfor kun i begrænset omfang regulerer planktonalger- nes vækst. Modellen ville givetvis give en endnu bedre forudsigelse af søens indhold af fosfor og sigtddybe, såfremt der ikke blev afgivet så be- tydelige mængder fosfor fra søbunden (intern belastning).

Såfremt målsætningen for søen skal kunne opnås, herunder en sigtddybe på 1,5-2 meter, skal fosfortilførslen til søen, ifølge de anvendte modeller, reduceres med 60-80%. Fosfortilførslen må herefter ikke overstige 150 kg. Dette forudsætter samtidig, at den interne fosforbelastning kun må være af underordnet betydning.

Mulighederne for at opnå den ønskede miljøtilstand i Lange Sø er små set på kort sigt. Medens vandmiljøplanen fuldt gennemført forudsætter en væsentlig reduktion af tilledningen af kvælstof og fosfor fra jordbruget, sætter planen ikke ind over for udledninger fra spredt bebyggelse, som er en væsentlig kilde til belastningen af Lange Sø. Endvidere vil der sandsynligvis mange år frem i tiden forekomme en stor intern fosforbelastning i søen, også selv om tilførslen af fosfor fra søens opland måtte blive nedsat betydeligt. Indgreb over for den interne belastning ligger ligeledes uden for vandmiljøplanens mål.

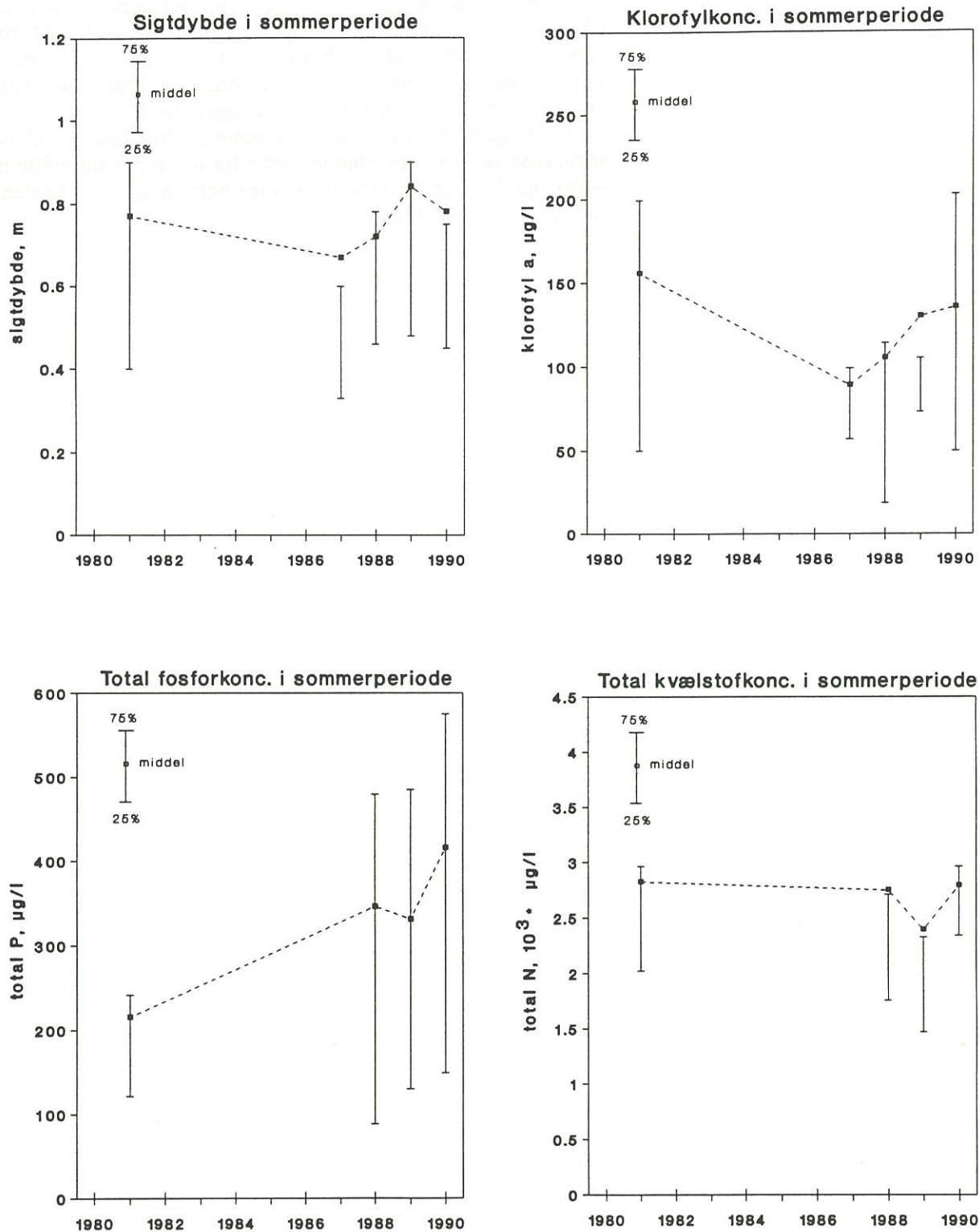


Fig. 11.1
 Middeelværdi samt 25 og 75% fraktiler af sigtdybde, klorofyl-a koncentration, total fosfor og total kvælstof i sommerperioden (1/5-30/9) i Lange Sø i årene 1981-90.

Tabel 11.1

Oversigt over fysisk-kemiske forhold i Lange Sø, st. 2608201-2608202, i perioden 1981-90.

		1981	1987	1988	1989	1990
Sigtdybde - sommer (1.5. - 30.9.)						
Sigtdybde, gns.	(m)	0,77	0,67	0,72	0,84	0,78
Sigtdybde, 50% frakt.	(m)	0,60	0,47	0,72	0,70	0,60
Sigtdybde, maks.	(m)	1,00	0,90	0,90	2,30	2,10
Sigtdybde, min.	(m)	0,40	0,45	0,39	0,45	0,30
Fosfor - sommer (1.5. - 30.9.)						
Total fosfor, gns.	(µg P/l)	216	-	347	331	415
Total fosfor, 50% frakt.	(µg P/l)	155	-	291	331	328
Total fosfor, maks.	(µg P/l)	424	-	611	585	760
Total fosfor, min.	(µg P/l)	110	-	77	91	113
Orto-fosfat, gns.	(µg P/l)	52	-	184	191	255
Orto-fosfat, 50% frakt.	(µg P/l)	38	-	107	108	136
Orto-fosfat, 25% frakt.	(µg P/l)	18	-	17	18	36
Orto-fosfat, maks.	(µg P/l)	78	-	371	565	556
Orto-fosfat, min.	(µg P/l)	14	-	16	14	16
Part. fosfor, gns.	(µg P/l)	164	-	162	140	161
Part. fosfor, 50%	(µg P/l)	96	-	106	109	146
Part. fosfor, 25%	(µg P/l)	76	-	71	65	107
Part. fosfor, maks.	(µg P/l)	386	-	418	354	277
Part. fosfor, min.	(µg P/l)	75	-	61	20	95
Kvælstof - sommer (1.5. - 30.9.)						
Total kvælstof, gns.	(µg N/l)	2824	-	2752	2395	2791
Total kvælstof, 50% frakt.	(µg N/l)	2475	-	2155	1875	2584
Total kvælstof, maks.	(µg N/l)	3850	-	4740	4420	4500
Total kvælstof, min.	(µg N/l)	1950	-	1645	1375	1350
Opl. uorg. kvælstof, gns.	(µg N/l)	1239	-	1362	1091	835
Opl. uorg. kvælstof, 50% frakt.	(µg N/l)	818	-	742	435	413
Opl. uorg. kvælstof, 25% frakt.	(µg N/l)	126	-	188	30	131
Opl. uorg. kvælstof, maks.	(µg N/l)	2493	-	3041	3753	2800
Opl. uorg. kvælstof, min.	(µg N/l)	19	-	61	22	13
Part. N/Part. P - sommer (1.5. - 30.9.)						
Part. N/Part. P, gns.		12	-	11	15	13
Part. N/Part. P, 50% frakt.		10	-	8,3	10	12
Part. N/Part. P, maks.		16	-	28	50	20
Part. N/Part. P, min.		5,8	-	3,3	3,8	3,4

Tabel 11.1

Oversigt over fysisk-kemiske og biologiske forhold i Lange Sø, st. 2608201-2608202, i perioden 1981-90.

		1981	1987	1988	1989	1990
Årsprimærproduktion	(g C/m ² år)	615		381	512	504
Primærprod. - sommer (1.5. - 30.9.)						
Primærprod., gns.	(mg C/m ² d)	3467	-	1889	2788	1691
Primærprod., 50% frakt.	(mg C/m ² d)	3576	-	1805	1918	992
Primærprod., 75% frakt.	(mg C/m ² d)	4508	-	2318	3747	2617
Primærprod., max.	(mg C/m ² d)	5008	-	3601	5500	6207
Primærprod., min.	(mg C/m ² d)	2596	-	76	488	12
Klorofyl-a - sommer (1.5. - 30.9.)						
Klorofyl-a, gns.	(ng/l)	156	89	105	130	132
Klorofyl-a, 50% frakt.	(ng/l)	73	82	66	94	69
Klorofyl-a, 75% frakt.	(µg/l)	199	99	114	105	203
Klorofyl-a, max.	(µg/l)	422	135	260	370	298
Klorofyl-a, min.	(µg/l)	49	76	13	14	5
Øvrige variable - sommer (1.5. - 30.9.)						
(Nitrit + nitrat)-kvælstof, gns.	(µg N/l)	1181	-	1147	966	767
Ammonium-kvælstof, gns.	(µg N/l)	59	-	215	125	126
pH, gns.		8,69	-	8,62	8,46	8,80
Total alkalinitet, gns.	(meq/l)	-	-	-	2,62	3,02
Total kuldioxid, gns.	(mmol/l)	2,61	-	2,47	2,60	2,91
Silikat, gns.	(mg Si/l)	2,2	-	2,4	2,4	4,2
Tørstof (part.), gns.	(mg TS/l)	15,7	-	18,5	13,7	17,4
Glødetab (part.), gns.	(mg TS/l)	12,7	-	14,0	10,4	12,4
COD (part.), gns.	(mg O ₂ /l)	-	-	-	36	42
Alle variable - vinter (1.12. - 31.3.)						
Total-fosfor, gns.	(µg/l)	-	-	137	136	307
Orto-fosfat, gns.	(µg/l)	-	-	104	86	185
Total-kvælstof, gns.	(µg N/l)	-	-	7388	5786	5530
(Nitrit + nitrat)-kvælstof, gns.	(µg N/l)	-	-	6490	3994	4190
Ammonium-kvælstof, gns.	(µg N/l)	-	-	55	43	280
pH, gns.		-	-	8,08	8,20	7,98
Total alkalinitet, gns.	(meq/l)	-	-	-	3,7	2,9
Total kuldioxid, gns.	(mmol/l)	-	-	3,17	3,6	2,9
Silikat, gns.	(mg Si/l)	-	-	4,7	0,3	3,5
Tørstof (part.), gns.	(mg/l)	-	-	5,5	6,8	8,3
Glødetab (part.), gns.	(mg/l)	-	-	2,2	3,3	5,1
COD (part.), gns.	(mg O ₂ /l)	-	-	-	26	25

12. Behov for fortsat overvågning.

De fysisk-kemiske og biologiske forhold i søen kan variere betydeligt fra år til år. Dette skyldes primært, at vejrforholdene (temperatur, vind, nedbør, lysindstråling) kan være meget forskellige de enkelte år. Derudover kan der i oplandet til søen ske ændringer i arealanvendelsen, som kan få betydning for miljøtilstanden i søen. Dette gælder også ændringer, som ikke direkte er betinget af vandmiljøplanen, fx. ændringer i drift af skovene. Det fremgår endvidere, at visse forhold i forbindelse med vurdering af søens tilstand og belastning med næringsstoffer ikke er fuldt oplyste.

Det er derfor nødvendigt, at overvågningen fortsætter over en årrække, at der foretages supplerende undersøgelser, og at de fundne resultater til stadighed revurderes i takt med den forøgede viden om søens tilstand og udvikling.

I øjeblikket er det væsentligt, at der fortsættes med undersøgelser af fosforpuljen i søbunden og frigivelsen af fosfor fra denne pulje til vandfasen.

Endvidere bør det klarlægges, hvilken betydning arealanvendelsen inden for søens opland har for næringsstofbelastningen af søen. Samtidig skal betydningen af spildevandstilledningen fra spredt bebyggelse nøjere belyses.

Først herefter kan der foretages en nærmere vurdering af vand-og stofbalancen samt mulighederne for ændring af kvælstof- og fosforbelastningen af søen med henblik på forbedring af dens miljøtilstand.

THE HISTORY OF THE

... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...

... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...

... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...

... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...

... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...
... of the ...

13. Konklusion.

Lange Sø er stærkt beriget med plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor. Søen har derfor en ret ringe sigtddybe som følge af et højt indhold af fytoplankton i søvandet.

Søen har i starten af dette århundrede haft en veludviklet undervandsvegetation og samtidig antagelig en betydelig bedre sigtddybe end i dag. Den ringe gennemsigtighed, der idag findes i søen, betyder at undervandsvegetation ikke længere kan eksistere.

Fytoplanktonet ændrer sig tilsyneladende meget fra år til år. Således bestod det i sommeren 1989 næsten udelukkende af grønalger, medens blågrønalger helt dominerede i sommeren 1990. Den kraftige blågrønalgevækst betød, at det var nødvendigt at opsætte advarselsskilte mod at bade i søen eller lade dyr drikke af vandet, fordi algerne kan forårsage alvorlige forgiftninger.

Søens miljøtilstand er endvidere meget ustabil, og der har i løbet af sommeren været flere hændelser med algesammenbrud med efterfølgende dårlige iltforhold og forhøjede ammoniumværdier i vandet. I forbindelse med disse sammenbrudshændelser er der i 1990 konstateret mindst to tilfælde af fiskedød.

Fytoplanktonmængden synes om sommeren i perioder begrænset af mængden af plantetilgængeligt kvælstof og til en vis grad af græsning af zooplankton. Når zooplanktongræsningen kun i begrænset omfang påvirker algemængden, skyldes det, at der i søen findes mange zooplanktonædende fisk (brasen, skaller og små aborrer).

Hovedårsagen til søens ringe miljøkvalitet er, at den udefra kommende belastning af søen med kvælstof og fosfor i dag er relativt stor. Medvirkende hertil er formodentlig en betydelig spildevandstilledning fra spredt bebyggelse samt stofafstrømning fra det overvejende landbrugsdominerede (73%) søopland, hvor bl.a. dyreholdet og dermed anvendelsen af husdyrgødning er relativt stor.

Desuden er der gennem en årrække bl.a. blevet tilledt spildevand fra spredt bebyggelse, samt tilført plantenæringsstoffer fra landbrugsområderne i oplandet. Herudover har der formodentlig tidligere været en væsentlig spildevandsudledning fra Langesø gods. Alt i alt har disse stoftilførsler medført, at der nu er ophobet store mængder næringsstoffer i søbunden. Denne ophobning giver nu anledning til en betydelig intern belastning af søen, hvorved kvælstof og fosfor tilføres vandfasen fra søbunden. Den interne belastning med fosfor var således i 1990 næsten lige så stor som den eksterne belastning.

Det vurderes, at søen, for at opfylde målsætningen, skal have en sigtddybe på 1,5-2 meter, et artsrigt fytoplankton med dominans af rentvandsarter og uden masseopblomstring af enkelte algegrupper, en veludviklet rankegrøde og en arts- og individrig smådyrsfauna. Endelig skal fiskebestanden have en naturlig alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.

Målsætningen for søen er på denne baggrund ikke opfyldt.

For at målsætningen skal kunne opfyldes, skal belastningen af søen med fosfor og kvælstof reduceres betydeligt. Ud fra modelberegninger er det anslået, at den eksterne fosfortilførsel til søen således skal reduceres med 60-80%.

Dette forudsætter samtidig, at den interne fosforbelastning kun må være af underordnet betydning.

Mulighederne for at opnå den ønskede miljøtilstand i Lange Sø er formodentlig små set på kort sigt. Selvom der endnu ikke kan konstateres resultater af vandmiljøplanen, forudsætter dens fulde gennemførelse, at der sker en væsentlig reduktion af tilledningen af kvælstof og fosfor til Lange Sø fra jordbruget. Desuden skal der foretages en væsentlig begrænsning i tilførslen af næringsstoffer - især fosfor fra den spredte bebyggelse. Det vil endvidere kræve helt særlige indgreb (herunder bl.a. sørestaurering), hvis den interne fosforbelastning af søen hurtigt skal mindskes.

Referencer:

Fyns Amt, 1990:

Vandmiljøovervågning: De ferske vandområder, Lange Sø, 1989. Rapport.

Fyns Amt, 1991:

Vandmiljøovervågning: Vandløb og kilder, 1990. Rapport.

Fyns Amt, 1991a:

Atmosfærisk nedfald, 1990. Rapport.

Håkanson, L., 1981:

A manual of lake morphometry.

Kristensen, P., M.Søndergaard, E.Jeppesen, E.Mortensen, Aa.Rebsdorf, 1990:

Prøvetagning og analysemetoder i søer: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Kristensen, P., J.P.Jensen, E.Jeppesen, 1990a:

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

Københavns Amt, 1990:

Vandmiljøovervågning, Overvågning af søer, 1989.

Miljøserie nr. 16. Rapport.

Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, 1977:

Limnologisk metodik.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1990:

Lange Sø 1990, plante- og dyreplankton. Rapport til Fyns Amt.

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 1988:

Overvågningsprogram. Vand og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. Miljøstyrelsens ferskvandslaboratorium 1988: 59 s. Teknisk rapport nr. 21.

Mohr-Markmann, 1991:

Fiskebestanden Lange Sø, standardiseret undersøgelse, sommeren 1989. Rapport til Fyns Amt.

Mortensen, E., H.J.Jensen, J.P.Muller, M.Timmermann: Fiskeundersøgelser i søer, 1990: Overvågningsprogram. Undersøgelsesprogram, fiskeredskaber og metoder. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Otterstrøm, C.V. (upubl.):

Notat om Lange Sø, 12.-15. oktober 1927. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 14 s.

Århus Amt, 1990:

Ravn Sø, 1989. Teknisk rapport.

Denne rapport er en del af Fyns Amts bidrag til **VANDMILJØ OVERVÅGNING 1990**, der i alt omfatter følgende rapporter:

- Vandløb og kilder 1990 (ISBN 87-7343-083-8)
- Arreskov Sø 1990 (ISBN 87-7343-085-4)
- Lange Sø 1990 (ISBN 87-7343-087-0)
- Søholm Sø 1990 (ISBN 87-7343-089-7)
- Det Særlige Landovervågningsopland 1990 (ISBN 87-7343-091-9)
- Punktkilder 1990 (ISBN 87-7343-093-5)
- Kystvande 1990 (ISBN 87-7343-095-1)
- Grundvand 1990 (ISBN 87-7343-097-8)
- Atmosfærisk nedfald 1990 (ISBN 87-7343-099-4)