VANDMILJØovervågning

1991

Langesø

Udvikling 1989-1991

Fyns Amt
Teknik- og Miljøforvaltningen
Vand- og miljøafdelingen

VANDMILJØovervågning

1991

Langesø

Udvikling 1989-1991

Fyns Amt
Teknik- og Miljøforvaltningen
Vand- og miljøafdelingen

Titel: **Vandmiljøovervågning - Langesø 1991**

Udgiver: Fyns Amt,
Teknik- og miljøforvaltningen
Vand/miljøafdelingen
Ørbækvej 100
5220 Odense SØ

Telefon 66 15 94 00
Telefax 66 15 45 59

Udgivelsesår: Maj 1992

Tryk: Fyns Amt/Hagen og Sørensen A/S

Oplag: 150

ISBN 87-7343-103-6

INDHOLDSFORTEGNELSE

Forord.

I foråret 1987 vedtog Folketinget en handlingsplan (Vandmiljøplanen), der skal nedbringe næringsstofbelastningen af det danske vandmiljø.

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

Vandmiljøplanen indebærer bl.a. øget spildevandsrensning for kommuner og industri samt krav til jordbruget med henblik på at mindske tilførslerne af næringsstoffer til vandmiljøet.

Samtidig er der med Vandmiljøplanen iværksat en øget overvågning af vandmiljøet med det formål at følge effekten af Vandmiljøplanen. Overvågningen omfatter alle de forskellige led i vandkredsløbet: Grundvand, vandløb, søer, marine områder mm.

Amterne er driftsansvarlige for overvågningsaktiviteterne, der omfatter følgende områder: Grundvand, vandløb, søer, særlige landovervågningsoplande, punktkilder (kommunale renseanlæg, industriudledninger) samt kystnære havområder.

Amterne udarbejder årligt rapporter over resultaterne af disse overvågningsopgaver. 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.

Denne rapport er et led i Fyns Amts samlede rapportering af vandmiljøovervågningen i 1991, der i alt omfatter følgende rapporter:

- Vandløb og kilder 1991 (ISBN 87-7343-144-3)
- Arreskov Sø 1991 (ISBN 87-7343-148-6)
- Langesø 1991 (ISBN 87-7343-103-6)
- Søholm Sø 1991 (ISBN 87-7343-105-2)
- Det Særlige Landovervågningsopland 1991 (ISBN 87-7343-107-9)
- Punktkilder 1991 (ISBN 87-7343-109-5)
- Kystvande 1991 (ISBN 87-7343-111-7)
- Grundvand 1991 (ISBN 87-7343-113-3)
- Atmosfærisk nedfald 1991 (ISBN 87-7343-117-6)
- Sammenfatninger og konklusioner 1991 (ISBN 87-7343-119-2)

Indledning.

Denne rapport beskriver de undersøgelser af Langesø, som Fyns Amt har foretaget i perioden 1989-1991 som et led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Langesø er således udpeget som én ud af ialt 37 nationale overvågningssøer. Undersøgelserne i dette udsnit af danske søer skal om muligt give svar på, om Vandmiljøplanens gennemførelse medfører forbedringer af danske søers miljøtilstand. De pågældende søer er derfor udvalgt således, at de er beliggende i områder med forskellig grad af arealudnyttelse og med forskellige kilder til næringsstoftilførsel. Desuden indgår både lavvandede og dybe søer i overvågningsprogrammet.

De to forudgående års overvågning af Langesø er beskrevet i Fyns Amt (1990, 1991a). I disse rapporter har alle dele af undersøgelsesprogrammet været beskrevet og resultaterne heraf behandlet. Enkelte områder har dog været behandlet relativt kortfattet.

I denne rapport er temaet, ud over en beskrivelse af resultatet af undersøgelserne i 1991, mulige tendenser i søens udvikling siden overvågningen blev sat i gang. Specielt grundigt behandles søens vand- og stofbalance, såvel udefra som indefra kommende stofbelastning, og ikke mindst søens biologiske struktur. Her gøres der særlig meget ud af at beskrive sammenhænge mellem søens fysisk-kemiske og biologiske forhold. Derudover behandles også den betydning, som klimatiske forhold har for år-til-år-variationerne i bl.a. stofbelastning, stofbalance og biologisk struktur.

En række tidligere undersøgelser er herved ikke nærmere beskrevet i denne rapport, men resultaterne herfra er naturligvis inddraget i nødvendigt omfang. Som indledning til rapportens tema er der derfor givet en kort beskrivelse af søens udseende, dens opland og endelig dens nuværende miljøtilstand.

1. Beskrivelse af søen og dens opland.

I dette afsnit foretages en kortfattet beskrivelse af Langesø og dens opland. Disse forhold er mere detaljeret beskrevet i tidligere udarbejdede rapporter om Langesø (Fyns Amt, 1990 og 1991a).

1.1 Søens beliggenhed og morfometri.

Langesø ligger i den vestligste og dybeste del af en tunneldal, som udgør en del af et velmarkeret tunneldalstrøg. Dette strækker sig fra egnen omkring Langesø og mod sydøst til Odense. (jf. figur 1.1.1). Tunneldalen, som er dannet under sidste istid, gennemløbes af Stavis Å, hvortil søen har sit afløb. Ved afløbet er søen stemmet op, således at vandstanden i søen reguleres ved hjælp af skod. Der er ikke fastsat noget flodemål (dvs. en højeste tilladelig vandstand) i forbindelse med driften af stemmeværket. Ved opstemningen er søens vandspejl hævet ca. 1,5 m. Formålet med opstemningen, der sandsynligvis er fra før 1870, har efter alt at dømme været ålekistefiskeri. Dette fiskeri praktiseres stadigvæk.

Langesø er i alt 17,1 ha stor og relativt lavvandet med en maksimumdybde på 4,5 m og en middeldybde på 3,1 m (figur 1.1.2 og tabel 1.1.1). Søens vandvolumen er relativt stort i forhold til overfladearealet, idet de undersøiske skrænter er relativt stejle nærmest bredden. Kyststrækningen er endvidere relativt simpel uden større vige og indskæringer.

Søen er hovedsagelig omgivet af skovklædte skrænter. Alligevel er den via sin beliggenhed i vestlig-østlig retning påvirket af de fremherskende vestlige vinde. Der kan dog i forbindelse med længerevarende perioder med varmt og stille vejr forekomme en temperaturlagdeling af vandmasserne.

Tabel 1.1.1
Fysiske forhold i Langesø.

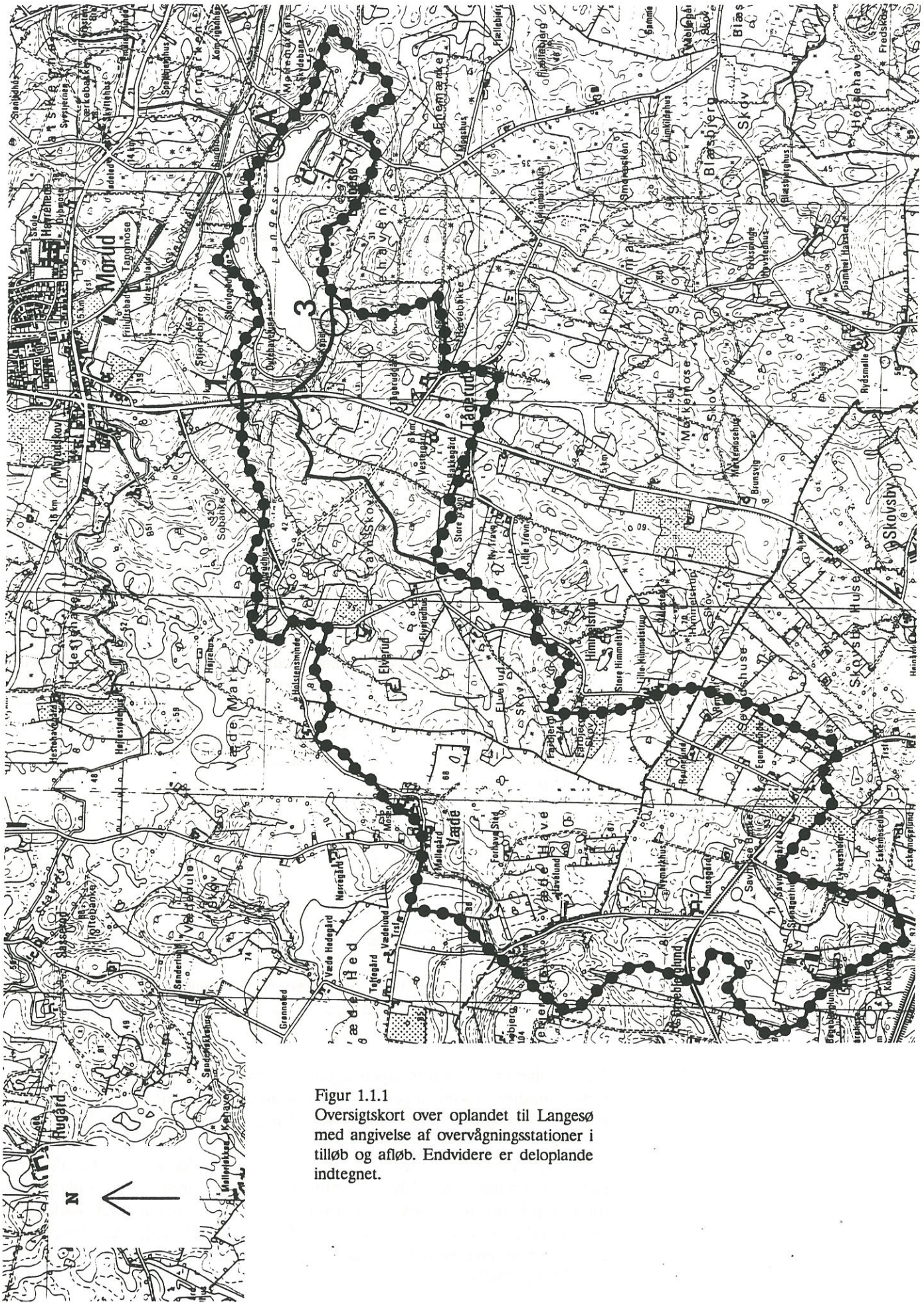
Overfladeareal, ha	17,1
Middeldybde, m	3,1
Maksinimdybde, m	4,5
Vandvolumen, m^3	531.000
Kystlinielængde, km	2,85

1.2 Målsætning for søens anvendelse.

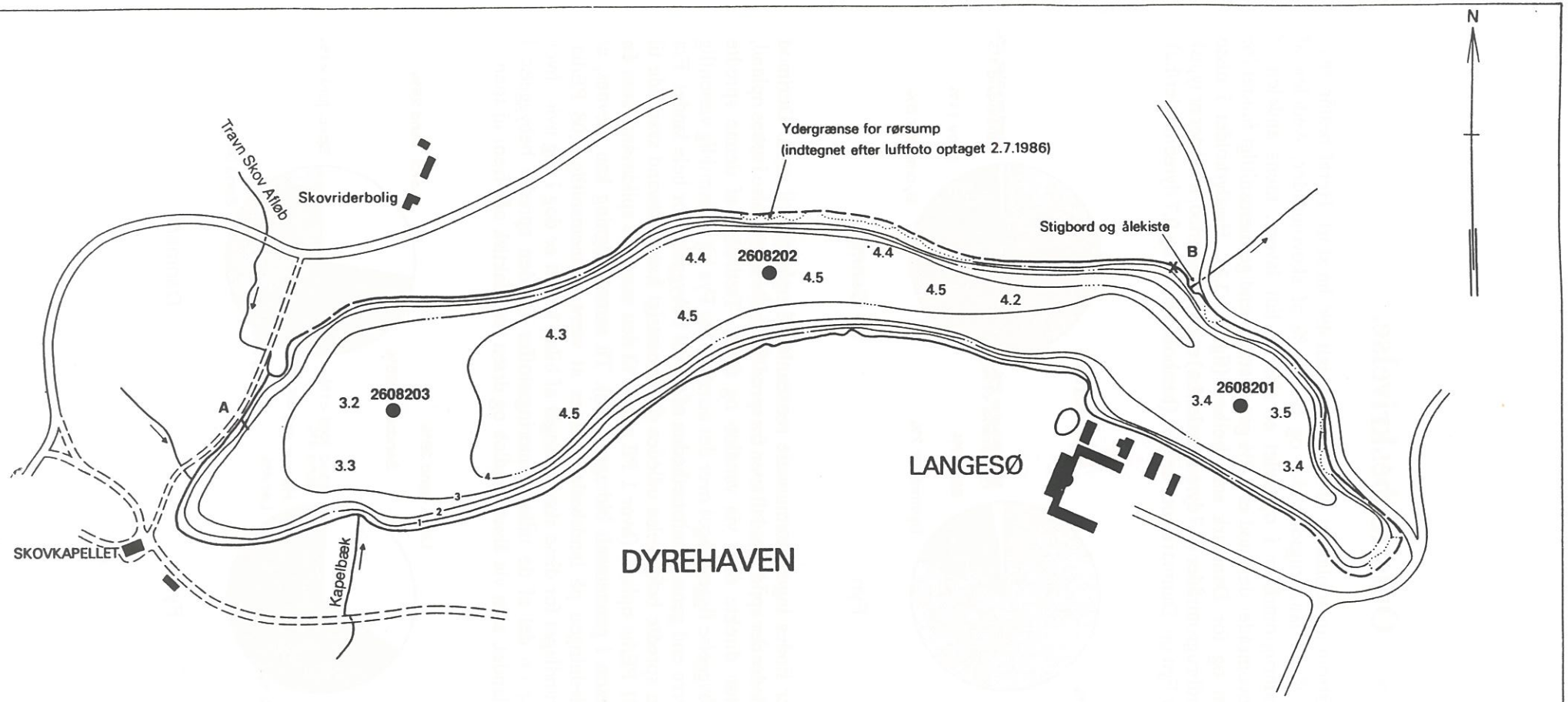
Langesø er i Regionplan 1989-2001 målsat som "Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri". Dette indebærer, at den skal kunne huse et rigt og alsidigt plante- og dyreliv.

Regionplanen fastsætter ingen egentlige krav til søens miljøkvalitet. Det indgår imidlertid som en generel retningslinie i planen, at al spildevandsudledning til denne og andre søer i videst muligt omfang skal undgås.

Fyns Amt har dog efterfølgende vurderet, at søen for at opfylde målsætningen bør have en sigtdybde på mindst 1,5-2 m, et artsrigt planteplankton med dominans af "rentvandskrævende" alger, et veludviklet bælte af rankegrøde og en artsrig smådyrfauna (Fyns Amt, 1991a). Derudover bør fiskefaunaen have en naturlig alders-og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.



Figur 1.1.1
Oversigtskort over oplandet til Langesø med angivelse af overvågningsstationer i tilløb og afløb. Endvidere er deloplande indtegnet.



LANGESØ

SØNDERSØ KOMMUNE, FYNS AMT

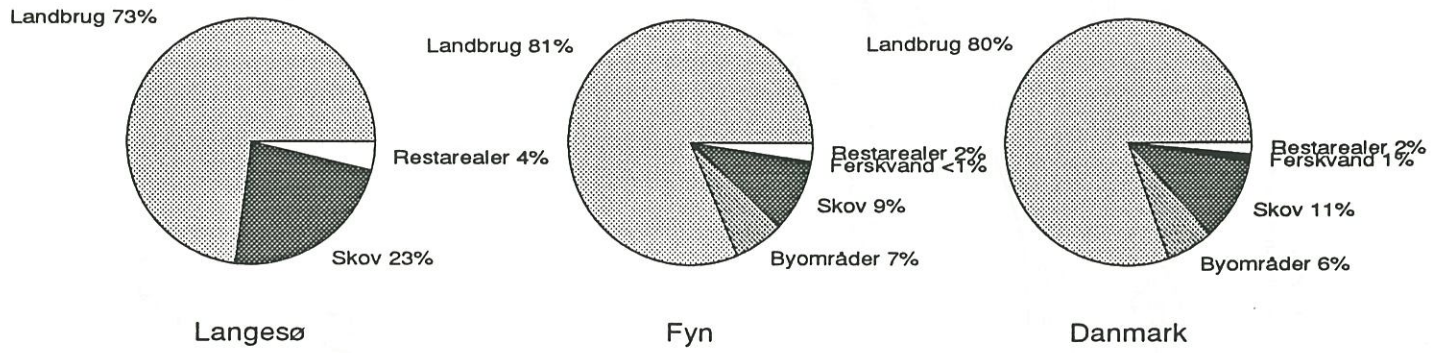
Figur 1.1.2
Dybdekort over Langesø med indtegnede overvågningsstationer (se i øvrigt bilag 1).
Bogstav: Vandstandsundersøgelser.
SERR nr.: Fysisk/kemiske og/eller biologiske og/eller sedimentundersøgelser.

100 0 100 200 300 400 m

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

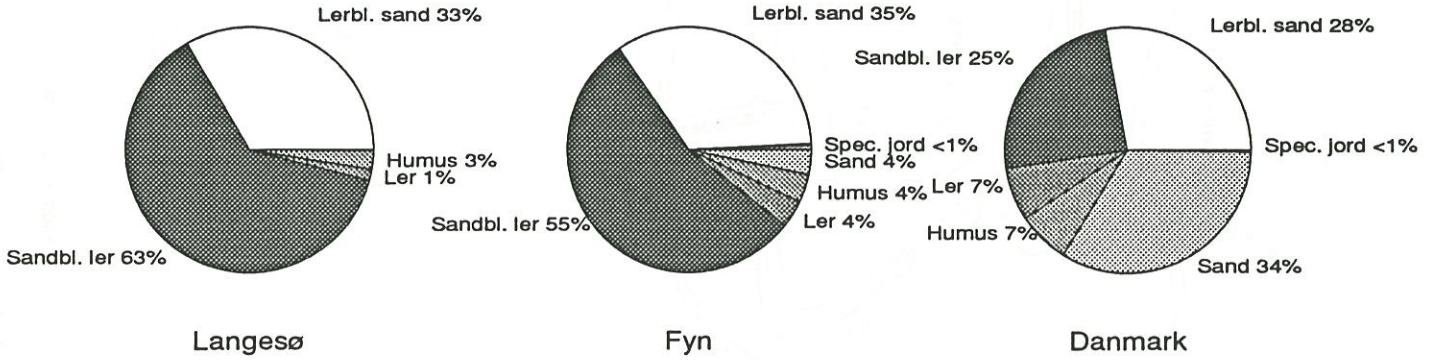
1.3 Oplandsbeskrivelse.

Afstrømningsoplandet til Langesø er ialt 496 ha stort. Heraf består knap 73 % af landbrugsområder og ca. 23 % af skovområder. Andelen af landbrugsområder i oplandet er således lidt lavere, mens andelen af skovområder derimod er 2-2½ gange større end gennemsnitligt fundet for Fyn og for Danmark som helhed (figur 1.3.1). Husdyrholdet i disse landbrugsområder (0,7 dyreenheder/ha) er på niveau med, hvad der er typisk for Fyn og Danmark som helhed (henholdsvis 0,6 og 0,7 dyreenheder/ha).



Figur 1.3.1
Arealudnyttelse i oplandet til Langesø, på Fyn og i Danmark.

Der findes ingen kommunale renseanlæg i oplandet til søen. Derimod udledes der spildevand til søen fra spredtliggende bebyggelse i søens opland, enten direkte eller via vandløb og dræn. Tætheden af denne spredte bebyggelse ligger noget over det normale for Fyn og er samtidig væsentlig større end gennemsnitstætheden af spredt bebyggelse for hele landet. Fra den spredte bebyggelse udledes skønsmæssigt husspildevand svarende til 0,31 PE/ha opland (hvor 1 PE svarer til den mængde spildevand, som én person i gennemsnit bidrager med). Til sammenligning kan nævnes, at udledningen på landsbasis skønnes at være gennemsnitlig 0,08 PE/ha. Grundlaget for disse skøn fremgår af bilag 1. Det er dog i dag uvist, hvor stor en del af de udledte næringsstoffer fra den spredte bebyggelse i oplandet, som via åbne vandløb og dræn rent faktisk når frem til søen.



Figur 1.3.2
Jordtypefordeling i landbrugdområderne i oplandet til Langesø, på Fyn og i Danmark.

Jordbunden i de landbrugsområder, som er beliggende i oplandet til søen, består hovedsageligt af sandblandet ler samt lerblandet sand. Jordbunden her svarer derved nogenlunde til, hvad der er typisk for Fyn, men er samtidig noget mere leret end gennemsnitlig fundet på landsplan (figur 1.3.2).

1.4 Beskrivelse af søens tilstand.

I dette afsnit beskrives resultaterne af de foregående års undersøgelser (1989-1990), således som de er omtalt i Fyns Amt (1990, 1991a).

Langesø er formodentlig fra naturens hånd en næringsrig, men klarvandet sø. Målsætningen for søens anvendelse er på nuværende tidspunkt ikke opfyldt. Årsagen hertil er efter al sandsynlighed, at der gennem mange år er sket en væsentlig tilførsel af plantenæringsstoffer dels via spildevand fra spredt bebyggelse, dels ved afstrømning fra dyrkede marker og landbrugsejendommenes møddinger og lignende i oplandet.

Undersøgelserne i 1989-1990 har således vist, at der i vore dage er en meget stor udefra kommende tilførsel af plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor. Hertil skal lægges en stor såkaldt intern tilførsel af især fosfor, som bliver frigivet fra søbunden i sommerperioden. Denne betydelige interne belastning skyldes, at der gennem mange år er ophobet fosfor i søbunden.

Langesø har om sommeren uklart vand (gennemsnitlig sigtdybde 0,78-0,84 m i 1989-1990). Det uklare vand skyldes store mængder planktonalger. Perioder med klart vand forekommer dog i forbindelse med pludselig hendøen af disse alger. Særligt uklart vand optræder, når planteplanktonet (som i 1990) er helt domineret af blågrønalger. Til andre tider dominerer små grønalger (som i 1989).

Planktonalgerne mangler normalt ikke hverken kvælstof eller fosfor til deres vækst. Samtidig begrænses deres mængde kun i ringe grad ved den bortgræsning, som dyreplanktonet foretager. Dette skyldes, at dyreplanktonet holdes nede af dyreplanktonædende fiskeearter som Skalle, Brasen og Aborre. Disse arter er helt dominerende blandt søens fisk.

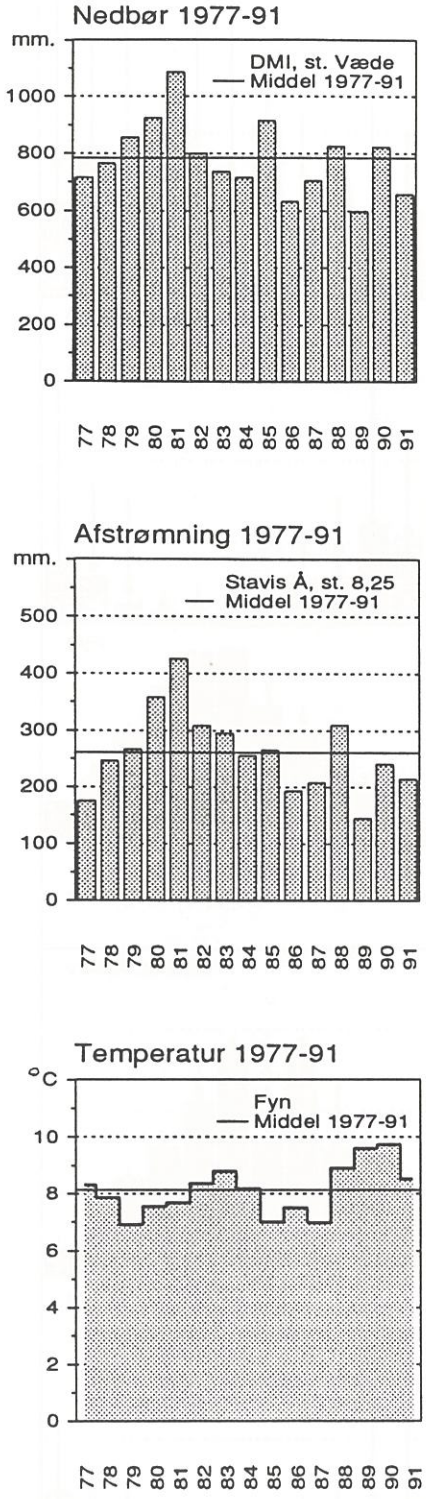
Søens fisk udsættes i perioder for ugunstige levevilkår. Således kan der om sommeren opstå iltsvind i forbindelse med stille og varmt vejr, hvor søens vandmasse lagdeles. Samtidig frigives store mængder ammoniak og muligvis svovlbrinte, der kan forgifte fiskene. Endelig kan blågrønalger i forbindelse med deres opblomstring udskille kraftigt virkende giftstoffer. Disse forhold giver fra tid til anden anledning til omfattende fiskedød, således som det har været tilfældet flere gange i sommeren 1990.

På grund af det uklare vand findes der ikke længere undervandsvegetation i søen. Derimod findes der en smal, usammenhængende rørsump langs størstedelen af søens bred. Kun i den relativt lavtvandede, østlige ende af søen findes en større sammenhængende rørsump.

Langesø har således en generelt dårlig miljøtilstand. Det er samtidig usandsynligt, at denne tilstand uden ganske særlige initiativer vil forbedres afgørende i de kommende år.

De fortsatte intensive undersøgelser i søen vil derfor især have til formål af forbedre grundlaget for en vurdering af søens tilstand og mulighederne for at forbedre denne.

2. Meteorologiske og hydrologiske forhold.



Figur 2.1
Nedbør, ferskvandsafstrømning og temperatur på årsbasis. Middelnedbør, ferskvandsafstrømning og lufttemperatur for perioden 1976-1991 er angivet som referencelinie.

De meteorologiske og hydrologiske forhold, som har betydning for Langesø og dens opland i årene 1989-1991, er beskrevet kortfattet i det følgende. Variationen i årlig nedbør, ferskvandsafstrømning og lufttemperatur før perioden 1989-1991 er vist i figur 2.1. Karakteristiske årstidsvariationer i lufttemperatur, soltimer, nedbør, ferskvandsafstrømning og vindforhold er endvidere illustreret i figur 2.2.

Ved vurderingen af års- og månedsværdier er der foretaget en sammenligning med "normalværdier", som i de fleste tilfælde er beregnet som middelværdier for perioden 1977-91. De anvendte tidsserier er nærmere beskrevet i bilag 1.

Nedbør.

Set på årsbasis har 1989 været et tørt år med 24 % mindre nedbør end normalen. Bortset fra marts, juli og oktober har alle måneder været relativt tørre, især januar, maj og november. 1990 har set på årsbasis været næsten et normalt år (5 % over normalen), hvor månederne februar, juni og september har været nedbørsrige, mens maj har været nedbørsfattig. I 1991 er der faldet forholdsvis lidt nedbør i oplandet til Langesø (24 % under normalen). Derved har nedbørsforholdene i dette område skilt sig ud i forhold til Fyn som helhed, hvor nedbøren kun har været 7 % under normalen. I oplandet til Langesø har månederne januar og juni været meget nedbørsrige, mens marts, juli, august og december har været ret nedbørsfattige.

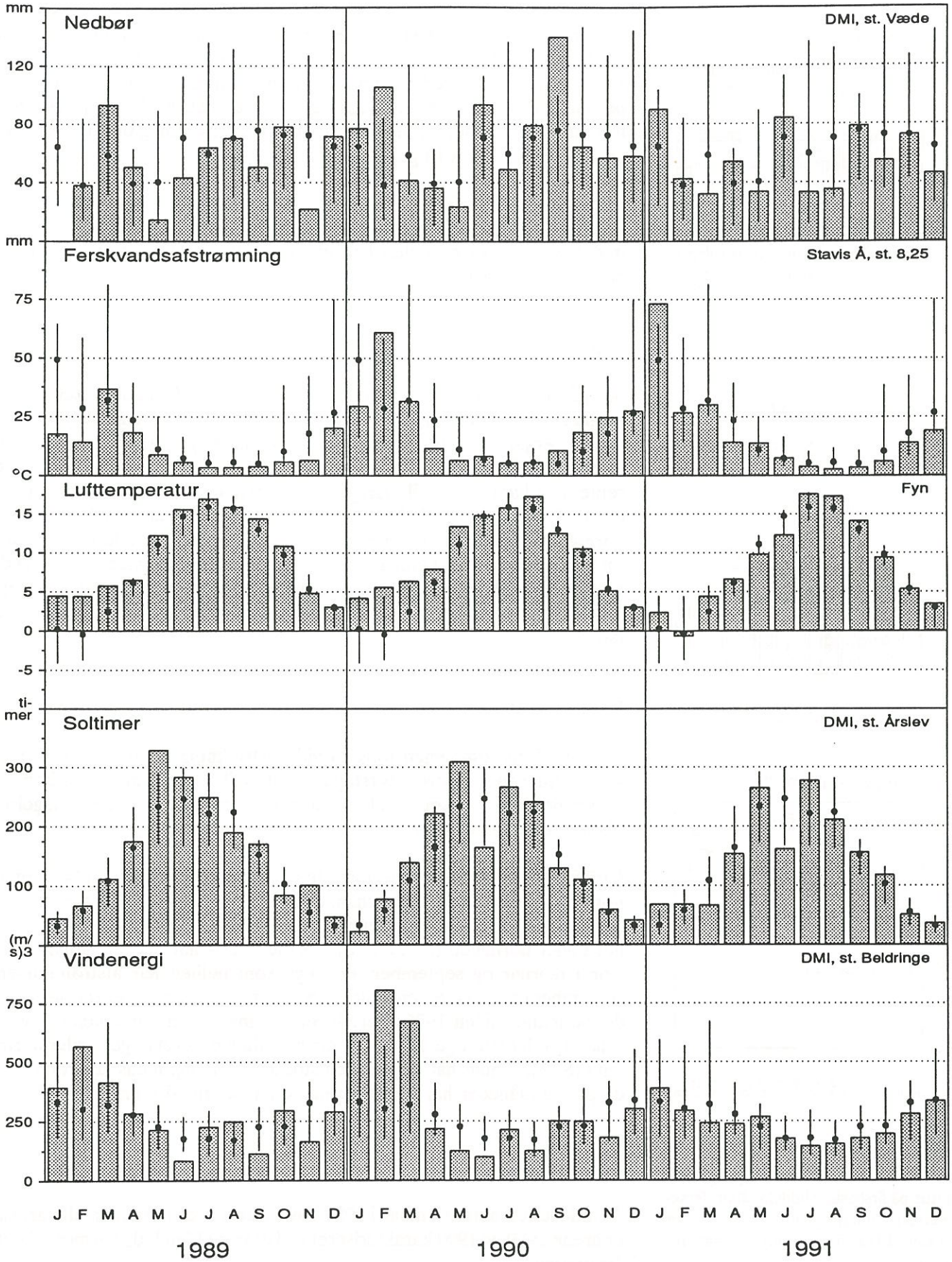
Ferskvandsafstrømning.

Ferskvandsafstrømningen følger i vid udstrækning nedbøren, bortset fra sommermånederne, hvor størsteparten af nedbøren normalt ikke kommer til afstrømning på grund af en stor fordampning og vandoptagelse i planterne på landjorden.

I 1989 er registreret den næstlaveste afstrømning siden 1976 (44 % under normalen). Bortset fra marts måned har afstrømningen således været langt under normalen i alle årets måneder. 1990 har afstrømningsmæssigt ligget lidt under normalen (8 %). Set på månedsbasis har afstrømningen været stor i februar og september. For Fyn som helhed har afstrømningen i september endda været en af de største, som overhovedet er registreret for denne måned siden 1976. Derudover har marts, maj og november været relativt nedbørsfattige. I 1991 har afstrømningen været noget under normalen (18 %). Januar har dog haft en stor afstrømning, mens afstrømningen de øvrige måneder har været normal eller lidt mindre end normalt.

Lufttemperatur.

Årsmiddeltemperaturen har i 1989-1991 været over normalen alle år. Især er årene 1989 og 1990 karakteriseret ved at være blandt de varmeste i dette århundrede.



Figur 2.2
Nedbør, ferskvandsafstrømning, lufttemperatur, soltimer og vindenergi på månedsbasis 1989, 1990 og 1991. Med hensyn til fraktilberegningen henvises til bilag 1.

90% fraktil
median
10% fraktil

I første halvdel af såvel 1989 som 1990 har temperaturen ligget langt over normalen. Sidste halvdel af de 2 år har derimod haft mere normale temperaturer. I 1991 har foråret og forsommeren været kold. Især har temperaturen i juni ligget langt under det normale. Til gengæld har temperaturen i juli, august og september været væsentlig højere end normalt.

I sommerperioden (1.5.-30.9.) har gennemsnitstemperaturen været 14,8°C i både 1989 og 1990 og 14,2°C i 1991.

Soltimer.

Solindstrålingen er af betydning for søens opvarmning og for plantevæksten, herunder væksten af planktonalger i søen.

Målt som antallet af soltimer har 1989 og 1990 generelt været solrige år, hvorimod 1991 må karakteriseres som et "normalår". Set på månedsbasis er der dog store afvigelser fra denne generelle karakteristik.

I 1989 har specielt maj, juni og juli været forholdsvis solrige og august forholdsvis solfattig. 1990 har været solrig i foråret/forsommeren, hvorimod juni har været meget solfattig. 1991 er modsat 1990 karakteriseret ved et forholdsvis solfattigt forår/forsommer. Juni har dog ligesom i 1990 været meget solfattig. Derimod har juli 1991 været solrig.

I årene 1989-1991 har det gennemsnitlige antal soltimer pr. dag i sommerperioden (1.5.-30.9.) været henholdsvis 8,0, 7,3 og 7,0 timer.

Vindforhold.

Vinden er af betydning for opblandingen af vandmasserne i en sø, hvilket bl.a kan have betydning ved vurdering af indholdet af næringsstoffer og sammensætningen af planktonalger i søen. Endvidere har vinden betydning for, i hvilken dybde et evt. springlag etableres, hvilket har indflydelse på udvekslingen af næringsstoffer mellem bundvand/sediment og de mere overfladenære vandmasser. Vinden spiller også en stor rolle ved at øge gasudvekslingen mellem vandet og atmosfæren.

Den energi vinden "afleverer" over en åben vandoverflade til opblanding af vandmasserne er proportional med vindhastigheden opløftet til 3.potens. Det er derfor denne størrelse, der vises og omtales i det følgende.

1989 kan set på årsbasis karakteriseres som et "normalår", hvorimod 1990 kan karakteriseres som et forholdsvis vindrigt og 1991 som et forholdsvis vindfattigt år. Set på månedsbasis er der dog store afvigelser fra denne generelle karakteristik.

I 1989 var månederne juni og september således meget vindfattige. De 3 første måneder i 1990 har endvidere været ekstremt vindrige, hvorimod de følgende 3 måneder har været forholdsvis vindfattige. Alle måneder i 1991 har haft vindstyrker (vindenergi) lidt under "normalen".

I sommerperioden (1.maj-30.september) har vindenergien været 177, 163 og 185 $(m/s)^3$ i henholdsvis 1989, 1990 og 1991.

3. Søens eksterne belastnings-forhold.

I dette afsnit beskrives den eksterne (udefra kommende) belastning af Langesø med plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor i perioden 1989-1991. Den eksterne belastning omfatter afstrømningen af disse stoffer via vandløb og grundvand, den atmosfæriske deposition på søen samt øvrige belastningskilder til søen. Ud over at beskrive hver af disse tilførsler er der foretaget en opgørelse af den totale eksterne belastning af søen.

Desuden gives en vurdering af belastningen fra de enkelte hovedvandløb, der afstrømmer til søen. Såvel år til år variationer som variationer i belastningsforholdene inden for det enkelte år beskrives. Desuden omtales eventuelle særlige begivenheder af betydning for belastningen af søen. Det skal dog her bemærkes, at det på baggrund af kun 3 års resultater ikke er muligt at eftervise kulturbetingede udviklingstendenser i belastningen.

3.1 Total ekstern belastning med kvælstof og fosfor.

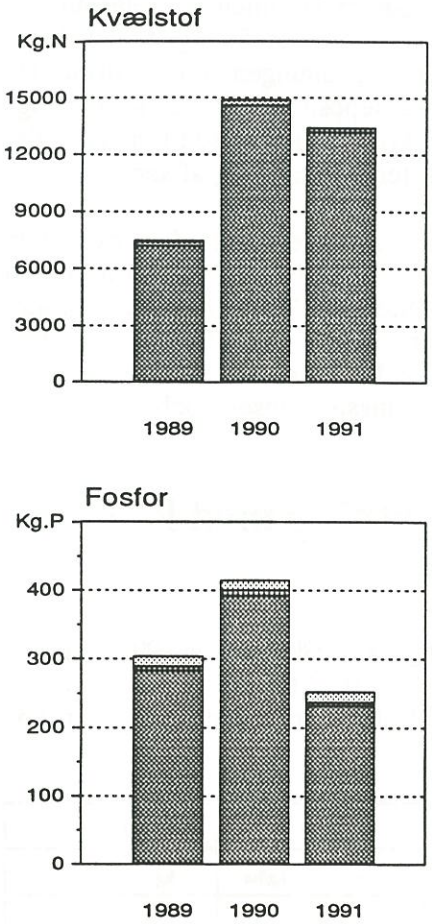
Den samlede eksterne belastning af Langesø i 1989, 1990 og 1991 samt den samlede belastning i sommerperioden (1.5.-30.9.) fremgår af tabel 3.1.1 og 3.1.2. Den totale eksterne belastning på årsbasis er endvidere illustreret på figur 3.1.1.

Tabel 3.1.1
Den totale eksterne belastning af Langesø, 1989-1991.

	1989		1990		1991	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Kvælstof:						
Afstrømning	7190	13,00	14.600	26,40	13.200	23,90
Atmosfærisk dep.	259	15,10	284	16,60	189	11,10
Øvrige tilførsler	37	-	37	-	37	-
I alt	7490		14.900		13.400	
Fosfor:						
Afstrømning	283	0,51	393	0,71	232	0,42
Alm. deposition	6	0,35	7	0,41	5	0,29
Øvrige tilførsler	15	-	15	-	15	-
I alt	304		415		252	

Tabel 3.1.2
Den totale eksterne belastning af Langesø i sommerperioden (1. maj-30.september) 1989 - 1991.

	1989		1990		1991	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Kvælstof:						
Afstrømning	671	1,21	1280	2,31	716	1,29
Atmosfærisk depo.	9	5,51	133	7,79	73	4,27
Øvrige tilførsler	18	-	18	-	18	-
I alt	783		1430		807	
Fosfor:						
Afstrømning	33	0,06	88	0,16	30	0,05
Atmosfæriske dep.	4	0,23	5	0,29	3	0,18
Øvrige tilførsler	7	-	7	-	7	-
I alt	44		100		40	



Figur 3.1.1.
Den totale eksterne belastning af Langesø, 1989-1991.

Afstrømning
Atmosfærisk deposition
Øvrige tilførsler

Der er fundet store udsving i kvælstofbelastningen fra år til år, hvilke alene skyldes nedbørsbetingede variationer i afstrømningen mellem de enkelte år.

Kvælstofafstrømningen fra oplandet har i de 3 år udgjort langt hovedparten (96-99 %) af den totale belastning, mens det atmosfæriske bidrag har udgjort 1-3 % af den samlede tilførsel af kvælstof til søen. De øvrige belastningskilder har i samtlige år udgjort under 1%.

Den totale eksterne fosforbelastning af Langesø har ligeledes udvist store udsving fra år til år, men disse variationer kan til gengæld ikke forklares alene ud fra variationer i nedbørsforholdene. Således har fosforafstrømningen i 1991 været særlig lav, hvilket ikke kan forklares af en tilsvarende mindre nedbør eller ferskvandsafstrømning. Dette forhold er nærmere omtalt i afsnit 3.2 og 3.6.

Andelen af fosfor tilført søen via afstrømning har, som for kvælstoftilførslen, udgjort størstedelen af den samlede fosforbelastning (92-95 %). Bidraget fra atmosfæren har ligget konstant på 2 %, mens belastningen fra de øvrige kilder har udgjort 4-6 % af den samlede fosforbelastning af Langesø i de 3 år.

Også i sommerperioden har afstrømningen fra oplandet til søen bidraget med hovedparten af den samlede belastning med både kvælstof og fosfor (tabel 3.1.2). Det skal dog bemærkes, at den atmosfæriske deposition i sommermåneder med ringe ferskvandsafstrømning til søen kan udgøre en væsentlig andel af den samlede belastning. I sommermånederne 1991 har det atmosfæriske bidrag af kvælstof og fosfor således udgjort op til henholdsvis 60% og 30% af den samlede belastning af Langesø.

3.2 Afstrømning af kvælstof og fosfor.

De variationer, som ses i kvælstof- og fosforafstrømningen, følger i høj grad variationerne i ferskvandsafstrømningen, og er ligesom denne, betinget af variationer i nedbøren, især i vinterhalvåret (se afsnit 2).

Store mængder nedbør kan således, specielt i vinterhalvåret, udløse en frigivelse af næringsstoffer fra en række "næringsstofdepoter", især knyttet til landbrugsjorderne. Følgende begivenheder i søens opland formodes at have stor betydning for afstrømningen af næringsstoffer:

- Udvaskning fra landbrugsjorden til dræn og grundvand (gælder især kvælstof, men også fosfor, der under ekstremt store mængder nedbør kan udvaskes i større mængder via landbrugsdræn).

- Erosion af pløjemarker under kraftig nedbør, hvorved der sker overfladisk afstrømning af fosforholdige jordpartikler til vandløbene. Tilførsel af jordpartikler forekommer især, hvor pløjemarker ligger tæt på vandløbene, og hvor de plantedækkede bræmmer langs vandløbene er for smalle til at tilbageholde jorden.

- Ophvirvling i forbindelse med store afstrømninger af særlig fosforholdigt slam/finkornet materiale, som har været aflejret på vandløbsbunden. Materialet kan typisk stamme fra landbrugsjord (se ovenfor) eller fra spildevandsudledninger fra f.eks. spredt bebyggelse.

I tabel 3.2.1 vises henholdvis afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor til Langesø i 1989-1991. Tilsvarende er for sommerperioden (1.5.-30.9.) vist i tabel 3.2.2.

Tabel 3.2.1
Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor til Langesø i 1989-1991.

	Ferskvand		Kvælstof		Fosfor	
	$m^3 \times 10^3$	l/sek km^2	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1989	827	4,74	7190	13,00	283	0,51
1990	1470	8,43	14.600	26,40	393	0,71
1991	1390	7,97	13.200	23,90	232	0,42

Tabel 3.2.2
Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor til Langesø i sommerperioden (1. maj-30. september) 1989-1991.

	Ferskvand		Kvælstof		Fosfor	
	$m^3 \times 10^3$	l/sek km^2	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1989	71	0,41	671	1,21	33	0,06
1990	141	0,81	1280	2,31	88	0,16
1991	122	0,70	716	1,29	30	0,05

Kvælstofafstrømning.

De forholdsvis store variationer som ses i kvælstofafstrømningen fra år til år kan alene forklares ud fra forskelle i nedbør og ferskvandsafstrømning de pågældende år, især i vinterhalvåret.

Ved sammenligning af arealafstrømningen (dvs. afstrømningen pr. arealenhed) af ferskvand og kvælstof fra forskellige oplande i 1991 ses (tabel 3.2.3), at arealafstrømningen af kvælstof til Langesø har været en anelse højere end for det åbne land på Fyn som helhed, og næsten 11 gange højere end i oplande til naturområder.

Tabel 3.2.3
Sammenligning af arealafstrømningen fra forskellige oplande i 1991.

	Ferskvand l/sek km^2	Kvælstof kg N/ha	Fosfor kg P/ha
Arreskov Sø	4,8	11	0,19
Langesø	8,0	24	0,42
Søholm Sø	7,1	12	0,16
Fyn, total	7,9	24	0,84
Fyn, diffus	-	21	0,30
Naturvandløb (gns. af 7 danske)	5,6	2,2	0,084
Holstenshuus, fynsk skov-/naturvandløb	2,9	1,8	0,035

Fosforafstrømning.

De variationer, som fra år til år er fundet i fosforafstrømningen til Langesø, kan ikke udelukkende, ligesom for kvælstof, forklares ud fra variationer i nedbør og ferskvandsafstrømning de enkelte år. Fosforafstrømningen til Langesø har således været særlig lav i 1991, uden at dette kan forklares med en tilsvarende mindre nedbør eller ferskvandsafstrømning dette år. Det er imidlertid ikke ud fra det foreliggende datagrundlag muligt at afgøre, om den lave fosforafstrømning i 1991 skyldes kulturbetingede faktorer.

Hvad angår sådanne faktorer, har teknisk forvaltning ved Søndersø Kommune oplyst, at der ikke i perioden 1989-1991 er sket væsentlige ændringer i husdyrholdet på landbrugsejendommene i søens opland. Ligeledes er praksis for tømning af septictankene i oplandet uændret.

En mulig forklaring kunne derimod være, at andelen af landbrugsarealer med vinterafgrøde i søens opland er forøget, ligesom det synes at være tilfældet på Fyn som helhed. Dette skønnes således at kunne formindske jorderosionen og dermed den overfladiske afstrømning af fosfor, specielt i forbindelse med store afstrømninger i vinterperioden. Denne forklaring har imidlertid ikke kunne bekræftes.

Det skal imidlertid her bemærkes, at fosforafstrømningen i tilløbene til Langesø er forholdsvis usikkert bestemt, bl.a. på grund af relativt store variationer i fosforkoncentrationen fra prøvetagning til prøvetagning. Dette har ikke mindst været tilfældet i vinterhalvåret, hvor den største fosfortilførsel finder sted. Kun de følgende års målinger vil kunne vise, om fosfortilførslen til søen reelt er ved at blive reduceret.

Arealafstrømningen af fosfor til Langesø har i 1991 været lidt højere end for det åbne land på Fyn som helhed, og 5 gange højere end arealafstrømningen af fosfor fra naturområder.

Belastningskilder i oplandet til søen.

Belastningskilderne til kvælstof- og fosforafstrømningen kan generelt opdeles i følgende kategorier:

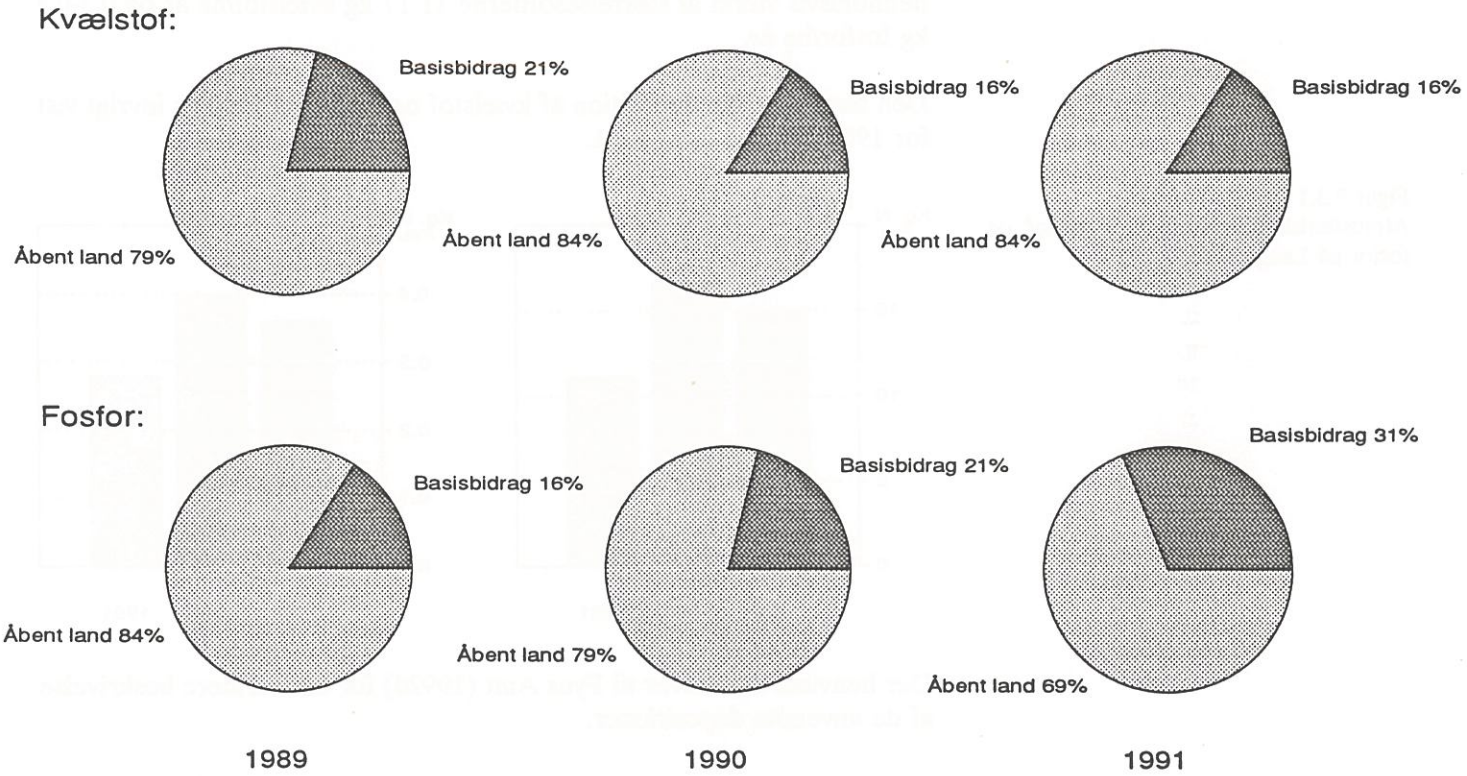
- Basisbidrag (naturlig afstrømning)
- Punktkilder (renseanlæg/spredt bebyggelse>30 PE)
- Regnvandsbetingede udløb
- Åbent landbidrag ((landbrugsdrift+spredt bebyggelse)- basisbidrag)

Da der hverken er udledning fra punktkilder eller regnvandsbetingede udløb i oplandet til Langesø, er disse ikke medtaget i tabel 3.2.4 og figur 3.2.3, som viser fordelingen af afstrømningen på de enkelte belastningskilder.

Tabel 3.2.4
Kildeopsplitning af afstrømningen af kvælstof og fosfor til Langesø i 1989-1991.

	1989		1990		1991	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Kvælstof:						
Basisbidrag *)	1.490	2,69	2.350	4,25	2.090	3,78
Åbent land	5.700	10,30	12.300	22,20	11.110	20,10
I alt	7.190	12,99	14.600	26,40	13.200	23,90
Fosfor:						
Basisbidrag *)	46	0,08	81	0,15	72	0,13
Åbent land	237	0,43	312	0,56	160	0,29
I alt	283	0,51	393	0,71	232	0,42

*) Basisbidraget er beregnet ud fra medianværdien for den vandføringsvægtede koncentration af henholdsvis N og P i 7 referenceoplande i de aktuelle år, jf. bilag 1.



Figur 3.2.3
Kilderne til kvælstof- og fosforafstrømningen til Langesø, 1989-1991.

Hovedparten af kvælstofafstrømningen (79-84 %) til Langesø omfatter en kulturbetinget afstrømning fra det åbne land, dvs. afstrømning fra landbrugsarealer. Den kvælstofmængde, der kommer fra spildevand udledt fra spredt bebyggelse, er således lille sammenlignet med, hvad der måles i vandløbene.

Også hovedparten af fosforafstrømningen (69-84%) til søen er en kulturbetinget afstrømning. Denne kulturbetingede fosforafstrømning stammer dels fra landbrugsdrift (herunder dyrkede marker), dels fra spildevand fra spredtliggende ejendomme. Det er på nuværende tidspunkt ikke muligt at fastslå, hvor stor en del af denne afstrømning, som stammer fra hver af disse to kilder. Dette skyldes frem for alt, at det er usikkert, hvor meget af det spildevand, som udledes fra de spredtliggende ejendomme, der rent faktisk når frem til vandløb/dræn og dermed til søen. Der er dog med

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

Tabel 3.2.5
Skønnet potentiel spildevandsproduktion fra spredt bebyggelse i Langesøs opland.
*) Beregnet som 4,00 kg N/PE år
**) Beregnet som 1,31 kg P/PE år.

dette forbehold beregnet et potentielt spildevandsbidrag fra spredt bebyggelse (se tabel 3.2.5), svarende til, hvad der maksimalt skønnes produceret af spildevand fra ejendommene i oplandet til søen.

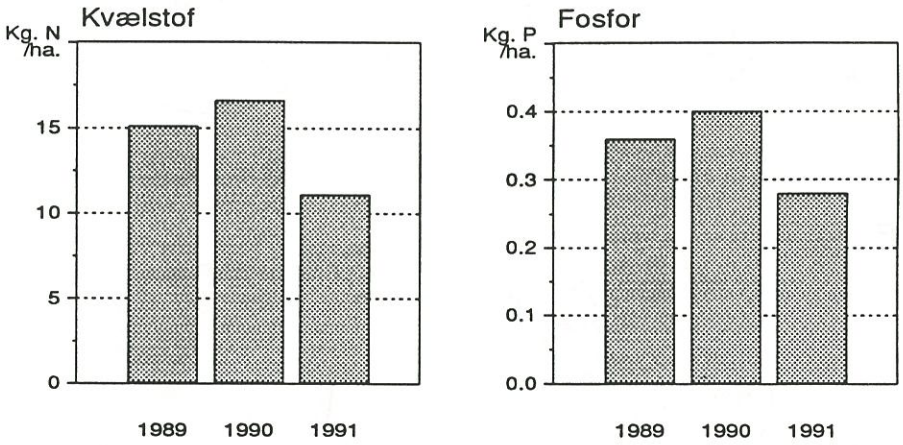
3.3 Atmosfærisk deposition.

Den atmosfæriske deposition på søen er skønnet på baggrund af depositionsmålinger fra målestationerne Årslev, Boelsmose og Grøftehøj. Ingen af disse stationer er placeret i oplandet til Langesø, men ligger på henholdsvis Midt- og Østfyn.

Den atmosfæriske deposition af kvælstof og fosfor på søen har i de 3 år henholdsvis været af størrelsesorderne 11-17 kg kvælstof/ha år og 0,3-0,4 kg fosfor/ha år.

Den atmosfæriske deposition af kvælstof og fosfor på søen er iøvrigt vist for 1989-1991 på figur 3.3.1.

Figur 3.3.1
Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor på Langesø 1989-1991.



Der henvises derudover til Fyns Amt (1992d) for en nærmere beskrivelse af de anvendte depositioner.

3.4 Grundvand.

Grundvand kan udgøre en betragtelig del af den samlede ferskvandstilførsel til søer. Stoftilførsel via grundvand kan derfor også have væsentlig betydning i forbindelse med opgørelser af stofbelastning af søer.

Langesø har imidlertid tilsyneladende ingen eller kun en ringe grundvandstilførsel. Der er derfor ikke regnet med nogen stoftilførsel til søen via grundvand.

3.5 Øvrige belastningskilder.

Der foretages årligt opfodring af ca. 600 ænder i Langesø med henblik på jagt. Fodringen af disse ænder er af en sådan størrelse, at den stort set dækker ændernes foderbehov. Den del af ændernes affaldsprodukter, som tilføres søen, skal derfor medregnes i den samlede stoftilførsel til søen.

Endvidere tilføres Langesø næringsstoffer i forbindelse med løvfald. Selvom søen for størstedelens vedkommende er skovomkranset, skønnes dette bidrag at være af ringe betydning i forhold til den samlede stoftilførsel.

Beregningen af stofbelastningen fra henholdsvis andeopfodring og løvfald er nærmere beskrevet i bilag 1.

3.6 Vurdering af belastningen fra de enkelte hovedtilløb til søen.

Belastningen fra de enkelte hovedtilløb til søen er illustreret for perioden 1989-1991 på figur 3.6.1. Der er dels vist målte koncentrationer af kvælstof og fosfor, dels afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor på månedsbasis. Desuden er vist de anslåede værdier for afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor fra den umålte del af oplandet til søen. Den geografiske placering af de enkelte tilløb samt afgrænsning af nedbørsoplandet fremgår af figur 1.1.1.

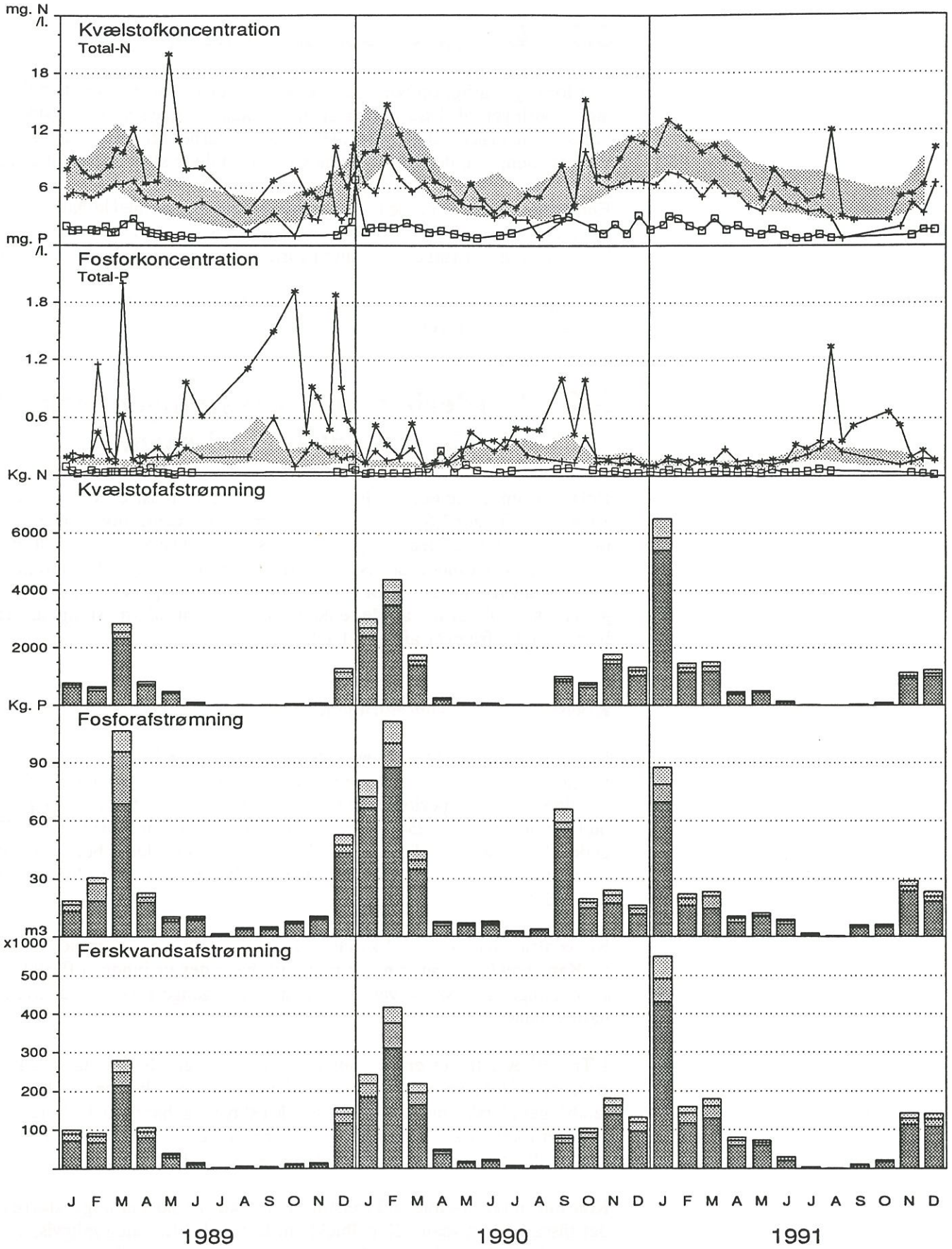
Kvælstof- og fosforkoncentrationer.

Koncentrationerne af total-kvælstof og total-fosfor i de 2 hovedtilløb til Langesø er i figur 3.6.1 sammenholdt med, hvad der er målt i andre fynske vandløb i samme periode. Dette er illustreret ved et fraktilbånd, som dækker den såkaldte 25-75 %'s fraktil for de målte koncentrationer (50% af de udførte målinger ligger her indenfor). Fraktilbåndet er beregnet udfra resultater fra 20 vandløb uden større tilledninger af spildevand fra punktkilder.

Koncentrationsniveauet af kvælstof i de 2 hovedtilløb, Travnskov Afløbet og Kapelbækken, svarer nogenlunde til, hvad der er fundet i flertallet af sammenlignelige fynske vandløb, men er 3-5 gange højere end niveauet naturvandløb.

I Travnskov Afløbet er der imidlertid i visse perioder fundet markante ændringer i koncentrationsniveauet af kvælstof, der ikke kan forklares ved ændringer i ferskvandsafstrømningen. Mest tydeligt har dette forhold været i foråret 1989. En sandsynlig forklaring er aktiviteter i forbindelse med landbrugsdrift, som fremkalder ekstraordinært store kvælstoftab.

Koncentrationsniveauet af kvælstof i Travnskov Afløbet er noget større end det tilsvarende niveau i Kapelbækken. Dette skyldes sandsynligvis, at der i oplandet til Travnskov Afløbet er en større andel af landbrugsarealer end i Kapelbækkens opland.



Figur 3.6.1
Belastningen fra deloplande til Langesø, 1989-1991. Øverst er vist de målte koncentrationer af kvælstof og fosfor sammenholdt med værdier for andre fynske vandløb. Nederst er vist afstrømningen af kvælstof, fosfor og ferskvand på månedsbasis.

Signaturforklaring til figur 3.6.1:

- Tilløb 1, Travnskov Afløb
- Tilløb 3, Kapelbæk
- Naturvandløb, Holstenshuus (afstrømmer ikke til søen)
- Variationsinterval (25%;75%-fraktiler) for fynske vandløb
- Tilløb 1, Travnskov Afløbet
- Tilløb 3, Kapelbæk
- Umålt opland

Koncentrationsniveauet af fosfor i både Travnskov Afløbet og Kapelbækken er forholdsvis højt sammenlignet med andre lignende fynske vandløb og 4-7 gange højere end i naturvandløb.

I spildevandsbelastede vandløb er det normalt, at fosforindholdet om sommeren er højere end om vinteren. Dette skyldes, at spildevandet kun fortyndes lidt i forbindelse med sommerens normalt relativt beskedne ferskvandsafstrømning. I Travnskov Afløbet er der i forhold til andre vandløb, som ligeledes kun modtager spildevand fra spredtliggende ejendomme, målt særlig høje fosforkoncentrationer om sommeren. Forklaringen på dette forhold er sandsynligvis dels, at Travnskov Afløbet næsten tørrer ud om sommeren, dels, at der findes et forholdsvis stort antal spildevandsproducerende ejendomme i vandløbets opland (se afsnit 1.3).

Derudover er der målt usædvanlig høje fosforkoncentrationer i både Travnskov Afløbet og Kapelbækken, når ferskvandsafstrømningen har været stor om vinteren. En mulig forklaring på dette forhold er, at der i forbindelse med stor nedbør er sket en tilførsel af fosforholdige partikler til vandløbene, dels via landbrugsdræn, dels via overfladisk erosion af især pløjemarker langs vandløbene. Forklaringen støttes af det forhold, at terrænet i oplandene til vandløbene dels er stærkt kuperet med stærkt skrånende arealer ned mod vandløbene, dels at jordbunden i området er meget leret. Begge disse forhold vil således øge muligheden for erosion og dermed for fosfortab fra landbrugsarealerne.

En medvirkende årsag til de høje vinterkoncentrationer af fosfor kan derudover være, at de store afstrømninger ophvirvler materiale, som findes aflejret på vandløbsbunden. Sådant fosforholdigt materiale kan typisk være tilført fra landbrugsarealer (se ovenfor) og i forbindelse med spildevandsudledninger fra spredtliggende ejendomme.

Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor.

Set på årsbasis foregår ca. 75 % af ferskvandsafstrømningen til Langesø via Travnskov afløbet, medens 15-16 % afstrømmer via Kapelbækken. Det umålte opland anslås derved kun at bidrage med ca. 10 % af den samlede ferskvandstilførsel til søen.

Kvælstofafstrømningen til søen sker primært fra oplandet til Travnskov Afløbet, idet 79-81 % af denne er foregået via dette tilløb i perioden 1989-1991. Kapelbækken har i samme periode bidraget med 8-11 % af den totale kvælstofafstrømning.

Fosforafstrømningen via Travnskov Afløbet og Kapelbækken har i 1989-1991 på årsbasis ligeledes udgjort henholdsvis 71-79 % og 11-18 % af den samlede fosforafstrømning til Langesø.

Travnskov Afløbet og Kapelbækken udgør til sammenligning henholdsvis 76 og 14 % af søens samlede oplandsareal.

Betragtes alene sommerperioden (1.5.-30.9.) i årene 1989-1991, er fordelingen af ferskvands- og stoftilførslerne til søen via de 2 tilløb stort set

som beskrevet på årsbasis. Således er 79-80% og 10% af den totale kvælstofafstrømning tilført via henholdsvis Travnskov Afløbet og Kapelbækken. Tilsvarende er 76-83 og 7-13 % af fosforafstrømningen tilført via henholdsvis Travnskov Afløbet og Kapelbækken i sommerperioderne 1989-1991.

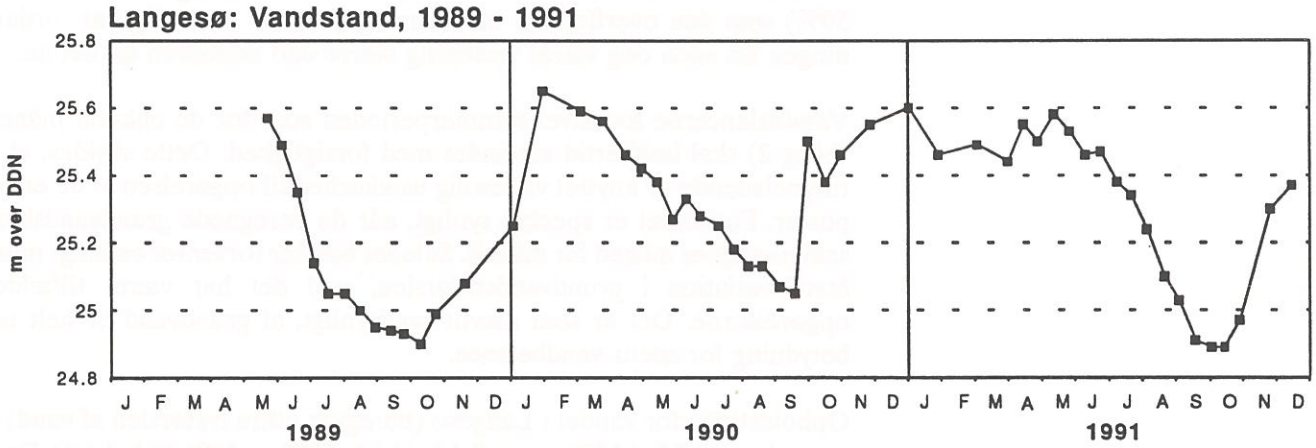
4. Vandbalance.

Dette afsnit beskriver vandbalancen for Langesø i perioden 1989-1991. Grundvandstilskuddet til søen er ikke målt, men beregnet udfra den såkaldte vandbalanceligning. Det er herved antaget, at der er balance mellem den vandmængde, der strømmer til søen og den vandmængde, der strømmer fra søen:

$$Q_{overfl.} + \text{Nedbør} + \text{Grundvand} = Q_{afløb} + \text{Fordampning} + \text{Magasinændring}$$

$Q_{overfl.}$ betegner den samlede overfladiske afstrømning til søen fra dens topografiske opland, og er beregnet på baggrund af målinger i 2 af tilløbene til søen (se afsnit 3.6). Dette såkaldte målte opland udgør 90% af søens samlede opland. Afstrømningen fra restoplandet er beregnet herudfra ved arealkorrektion som beskrevet i bilag 1. $Q_{afløb}$ betegner den samlede afstrømning fra søen via dens afløb.

Magasinændringen beregnes udfra ændringer i søens vandstand (se figur 4.1). Typisk sænkes vandstanden i søen fra årets begyndelse og frem til september-oktober, ikke mindst som et resultat af en regulering af stemmeværket i søens afløb (se afsnit 1.1). Dette medfører en magasinændring, som umiddelbart må forventes at få stor betydning for søens vandbalance. Forskellen mellem højeste og laveste vandstand har således været 67, 60 og 71 cm i henholdsvis 1989, 1990 og 1991.



Figur 4.1. Vandstand i Langesø 1989-91 målt i meter over "Dansk Normal Nul".

Magasinændringer regnes positive, når der ophobes vand i søen. Et eventuelt beregnet negativt grundvandstilskud betyder derimod, at der underjordisk siver vand ud af søen. I 1989 er der ikke foretaget vandstandsmålinger i årets første 4 måneder. Det har derfor ikke været muligt at beregne en magasinændring for denne periode. Der er derfor heller ikke beregnet et grundvandsbidrag for hverken denne periode eller for hele året.

	$Q_{overflade}$	$Q_{afløb}$	Nedbør	Fordampning	Magasinændring	Grundvand
1989	827	827	102	114	-	-
1990	1.470	1.442	141	115	64	11
1991	1.390	1.307	113	108	-19	-108

Tabel 4.1
Årlig vandbalance ($m^3 \cdot 1000$) for Langesø i perioden 1989-1991.

På årsbasis har den overfladiske afstrømning til søen i alle 3 år været stort set lige så stor som afstrømningen fra søen (tabel 4.1). Eftersom nedbør og fordampning i overvejende grad har opvejet hinanden og magasinændringerne trods alt har været relativt beskedne, er der ikke fundet nogen væsentlig grundvandtilførsel til søen. Tværtimod er der i 1991 beregnet et negativt grundsvandtilskud til søen på 8% af den overfladiske afstrømning til denne. Tages der imidlertid højde for den usikkerhed, hvormed de enkelte poster i vandbalanceligningen er bestemt, er det sandsynligt, at der hverken er tilført grundvand til søen eller sivet vand bort fra denne.

I sommerperioden (1.5 - 30.9) har henholdsvis nedbør og fordampning haft væsentlig betydning for søens vandbalance (se bilag 2). Således har vandtilførslen via nedbøren i 1989-1991 været omkring halvt så stor (37-59%) som den overfladiske afstrømning til søen. Samtidig har fordampningen fra søen dog været væsentlig større end nedbøren på denne.

Vandbalancerne for såvel sommerperioden som for de enkelte måneder (bilag 2) skal imidlertid anvendes med forsigtighed. Dette skyldes, at der tilsyneladende er knyttet væsentlig usikkerhed til opgørelsen af de enkelte poster. Forholdet er specielt synligt, når de beregnede grundvandsbidrag sammenlignes måned for måned. Således bør der forventes en langt mindre årstidsvariation i grundvandstilførslen, end det har været tilfældet i opgørelserne. Det er som nævnt sandsynligt, at grundvand er helt uden betydning for søens vandbalance.

Opholdstiden for vandet i Langesø (beregnet udfra fraførslen af vand) har været knap 0,7 år i 1989 og ca. 0,4 år i både 1990 og 1991 (tabel 4.2). Denne variation stemmer godt overens med variationerne i nedbør og afstrømning (se afsnit 2). I et hydrologisk set normalt år, svarende til de gennemsnitlige forhold i perioden 1976 - 1991, vil vandets opholdstid i Langesø være tæt på 0,4 år.

I sommerperioden er vandets opholdstid væsentligt længere end for vinterperioden, og fordampningen overstiger til tider den samlede tilstrømning. I sommermånederne juli og august 1991 ville der eksempelvis slet ikke have været afløb fra søen uden den sænkning af søens vandspejl, som er blevet foretaget ved regulering af stemmeværket i søen.

Opholdstider			1989	1990	1991
Opholdstid (overfladisk tilførsel):					
Hele året	(1.1 - 31.12)	år	0,7	0,4	0,4
Sommer	(1.5 - 30.9)	år	3,0	1,5	1,8
Vinter	(1.12 - 31.3)	år	0,4*	0,2	0,2
Min. måned		år	12	6,7	41
Max. måned		år	0,2	0,1	0,1
Opholdstid (fraførsel via afløb):					
År	(1.1 - 31.12)	år	0,7	0,4	0,4
Sommer	(1.5 - 30.9)	år	1,2	1,3	1,2
Vinter	(1.12 - 31.3)	år	0,5*	0,2	0,2
Min. måned		år	3,8	1,7	4,5
Max. måned		år	0,2	0,1	0,1

* I 1989 er vinteropholdstiden beregnet for perioden 1.1 - 31.3.

Tabel 4.2
Oversigt over beregnede opholdstider for vandet i Søholm Sø, 1989-1991.

5. Søens massebalance.

I dette afsnit beskrives massebalancen i perioden 1989-1991 for Langesø for en række stoffer, som enten direkte har betydning for vandplanternes vækst (næringsstofferne kvælstof og fosfor), eller har betydning (jern, kalcium) for tilbageholdelsen af disse næringsstoffer i søen.

Ved massebalancen for et givet stof forstås forskellen mellem tilførsel og fraførsel af stoffet. I det følgende vurderes både stoftilførsel til og stoffraførsel fra søen, samt stoftilbageholdelse (nettotab af stof angives som positivt) i eller stofafgivelse fra søen (nettotab af stof angives som negativt). Omsætningen af kvælstof og fosfor i selve søen beskrives efterfølgende i afsnit 6.1 og 6.3.

Tilførslen af de nævnte stoffer fra søens afstrømningsopland er beregnet på basis af udførte målinger i tilløbene til søen (se afsnit 3.6 og bilag 1). For kvælstof og fosfor er endvidere beregnet en tilførsel fra atmosfæren på basis af udførte målinger af nedbør på faste målestationer på Fyn (se afsnit 3.3 og bilag 1). For kvælstof og fosfor er endvidere beregnet en tilførsel som følge af løvfald og fodring af udsatte ænder (se afsnit 3.5). Som angivet i afsnit 4 er hverken grundvandstilførsel til søen eller udsivning af søvand til grundvandet af nogen betydning. Der er derfor ikke regnet med nogen stoftilførsel/-fraførsel i denne forbindelse.

Borttransporten af stof fra søen er beregnet udfra målinger i søens afløb (se bilag 1).

Massebalancen for de enkelte stoffer er angivet for 1989-1991 på årsbasis (tabel 5.1), for sommerperioden 1.5 - 30.9 (kun kvælstof og fosfor) (tabel 5.2) og på månedsbasis (bilag 3). Månedlige til- og fraførsler af vand og stoffer fremgår endvidere af figur 5.1 og 5.2.

For en nærmere diskussion af afstrømningsforhold og tilførsler af kvælstof og fosfor henvises til afsnit 3.

I det følgende gennemgås de enkelte stoffers massebalancer for 1989-1990.

Kvælstof.

Arealbelastningen af Langesø med total-kvælstof (belastning pr. m^2 søoverflade) har i 1991 været 78 g N/m^2år. Lidt større arealbelastning er beregnet i 1990, medens arealbelastningen kun har været ca. halvt så stor i 1989.

Forskellen i arealbelastning skyldes først og fremmest, at afstrømningen til søen har været væsentlig lavere i 1989 sammenlignet med 1990-1991 (se afsnit 3 og 4), idet den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-kvælstof i afstrømningen til søen (beregnet som den totale overfladiske stoftilførsel divideret med den overfladiske vandtilførsel på årsbasis) kun har varieret lidt mellem de 3 år (8,7-9,9 mg N/l).

	Total-kvælstof			Total-fosfor			Ortofosfat-fosfor			Total-jern			Kalcium		
	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991
Total tilførsel, kg/år	7.480	14.900	13.400	305	415	252	126	211	132	1.060	1.990	787	84.500	138.000	133.000
Arealbelastning, g/m^2år	43,6	87,3	78,3	1,78	2,43	1,48	0,74	1,23	0,77	6,21	11,7	4,60	494	808	779
Gns. indløbskonc., mg/l	8,68	9,94	9,47	0,34	0,27	0,17	0,15	0,14	0,09	1,28	1,35	0,57	102,1	93,9	95,9
Gns. udløbskonc., mg/l	4,12	5,78	5,19	0,17	0,29	0,16	0,10	0,21	0,09	0,13	0,23	0,16	78,9	75,0	78,4
Fraførsel, kg/år	3.410	8.340	6.780	140	416	211	86	310	122	105	331	211	65.300	108.000	102.000
Nettotab, kg/år	4.070	6.590	6.610	164	-1	42	40	-99	10	957	1.660	576	19.200	30.000	308.000
Nettotab, % af tilførsel	54	44	49	54	0	16	32	-47	8	90	83	73	23	22	23
Nettotab, g/m^2år	23,8	38,5	38,6	0,96	0	0,24	0,23	-0,58	0,06	5,59	9,71	3,37	112	175	180

Tabel 5.1
Årlig massebalance for Langesø i perioden 1989-1991.

	Total-kvælstof			Total-fosfor		
	1989	1990	1991	1989	1990	1991
Total tilførsel, kg	783	1430	807	44	100	40
Fraførsel, kg	546	644	476	43	69	32
Nettotab, kg	237	782	331	1	31	8
Nettotab, % af tilførsel	30	55	41	2	31	20

Tabel 5.2
Massebalance for Langesø i sommerperioden 1. maj - 30. september, 1989-1991.

Arealbelastningen af Langesø er kun omkring halvt så stor som for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (79-157 g N/m^{2}år i 1989-1990), medens årsmiddelkoncentrationen af total-kvælstof i afstrømningen til søen er af samme størrelsesorden som for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (8,6-9,3 mg N/l i 1989-1990) (Kistensen m. fl., 1991).

Nettotabet af kvælstof i Langesø har for årene 1989-1991 trods betydelige forskelle i søens opholdstid været bemærkelsesværdigt konstant (44-54 %). Samtidig har dette nettotab af kvælstof i Langesø været af samme størrelse som for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (43-51 % i 1989-1990) (Kristensen m.fl., 1991). Ligeledes har kvælstoftabet pr. m^2 søoverflade i Langesø (23,8-38,6 g) været relativt konstant i 1989-1991 og omtrent så stort som for gennemsnittet af nationale overvågningssøer i 1989-1990.

Kvælstoftabet synes at have været størst om vinteren, foråret og efteråret, medens der tilsyneladende i perioder om sommeren er ophobet kvælstof i søen. Kvælstoftabet om sommeren er således lidt mindre end på årsbasis (30-55%) for de 3 år. Dette er umiddelbart overraskende, idet denitrifikation (dvs. den proces, hvorved nitrat omdannes til frit kvælstof, N_2, der afgives til atmosfæren) formodes at være ansvarlig for en væsentlig del af kvælstoftabet. Det er således mikroorganismer, der til deres vækst bl.a. kræver en passende høj vandtemperatur, der udfører denitrifikationen. Problemstillingen er nærmere belyst i afsnit 6.3.

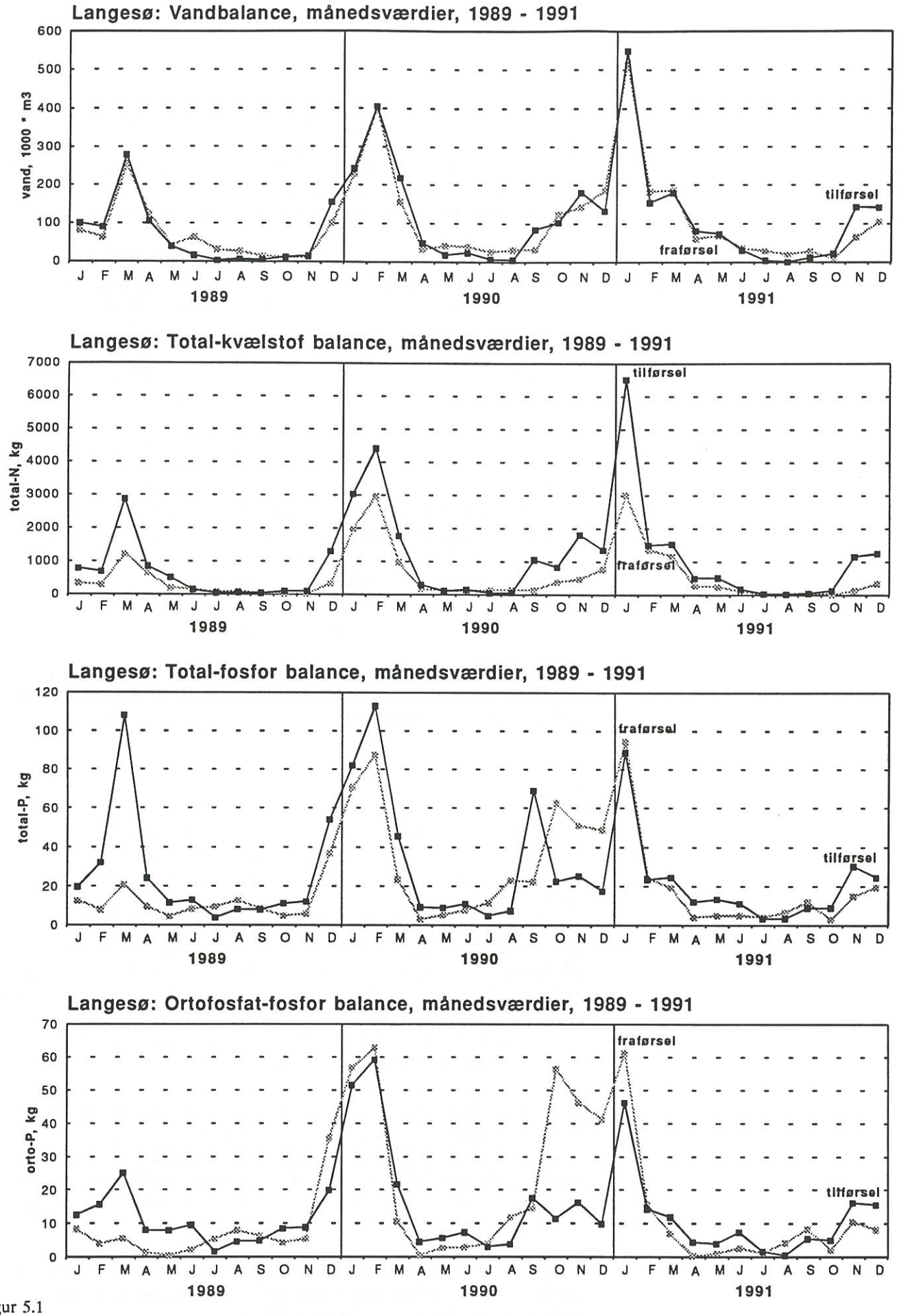
Formodentlig skal dog vurderingerne af kvælstoftabet på såvel sommer- som månedsbasis foretages med stor forsigtighed, idet der er knyttet stor usikkerhed til de enkelte poster i beregningerne (se også afsnit 4).

Fosfor.

Arealbelastningen af søen med total-fosfor har været 1,5-2,4 g P/m^{2}år i perioden 1989-1991. Forskellen har overraskende været størst mellem de i afstrømningsmæssig henseende to "normalår", 1990 og 1991. Forskellen mellem disse to år skyldes først og fremmest, at den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-fosfor har været meget forskellig (0,27 og 0,17 mg P/l i henholdsvis 1990 og 1991). Der er ingen entydige forklaringer på forholdet (mulige forklaringer er dog nærmere belyst i afsnit 3.6). Derimod har årsmiddelkoncentrationen i 1989 været endnu højere, sandsynligvis fordi der dette år, hvor afstrømningen var særlig lav, er sket en mindre fortynding af det fosforrige spildevand, som tilledes fra den spredte bebyggelse i oplandet til søen.

Arealbelastningen af Langesø med total-fosfor har været væsentlig lavere end for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (4,0 og 4,5 g P/m^{2}år i hhv. 1989 og 1990) (Kristensen m.fl., 1991). Ligeledes er den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af fosfor lavere end for gennemsnittet af overvågningssøerne (0,41 og 0,28 mg P/l i henholdsvis 1989 og 1990) (Kristensen m.fl., 1991).

Nettotabet af total-fosfor i Langesø har i 1991 været 16%. Til sammenligning er der i 1989 tilbageholdt 54%, medens der har været balance mellem til- og fraførsel af fosfor i 1990.



Figur 5.1
Tilførsel og fraførsel af vand, total-kvælstof, total-fosfor og ortofosfat-fosfor på månedsbasis for Langesø, 1989-1991. Den angivne vandtilførsel er den overfladiske afstrømning til søen fra dens opland. For total-kvælstof og total-fosfor er angivet den totale tilførsel fra opland, atmosfære, løvfald og andefodring, medens der for ortofosfat-fosfor alene er angivet den overfladiske tilførsel.

I sommerperioden i 1989 og 1991 har nettotabet af fosfor været væsentlig mindre end på årsbasis disse år, medens fosfornettotabet i sommeren 1990 har været væsentlig større end på årsbasis dette år.

I alle 3 år er der gennem sommeren sket en frigivelse af fosfor fra søbunden og dermed en fosforophobning i søvandet (se afsnit 6.1 og bilag 6.3). Der er specielt fraført fosfor i perioder, hvor afstrømningen fra søen har været stor. Fraførslen har således især været stor i vinterhalvårene. Der henvises i øvrigt til afsnit 6.3 for en nærmere uddybning af problemstillingen.

På årsbasis har nettotabet af total-fosfor i 1989-1991 været 0-0,96 g/m^{2}år. Tilsammenligning har nettotabet af total-fosfor i gennemsnittet af nationale overvågningssøer været 0,66-1,39 g/m^{2}år, svarende til 12-29% af fosfortilførslen (Kristensen m.fl., 1991).

Ortofosfat.

Omkring 50% af den samlede årlige tilførsel af fosfor til Langesø har været på opløst, uorganisk form (ortofosfat-fosfor). Andelen af ortofosfat-fosfor af det fraførte fosfor har derimod alle år været væsentlig større (55-70%). Denne større andel af ortofosfat-fosfor skyldes som ovenfor nævnt, at der i perioder er frigivet betydelige mængder ortofosfat fra søbunden. Dette har specielt været tilfældet i juli-september (se afsnit 6.3).

Der er i 1991 netto tilbageholdt 8% af det tilførte ortofosfat-fosfor, medens der i 1989 tilsvarende er tilbageholdt 32%. Til gengæld er der i 1990 netto afgivet 47% af det tilførte ortofosfat-fosfor. Fraførslen af ortofosfat-fosfor har dette år især været stor i forbindelse med en betydelig afstrømning i månederne september-december, hvor søvandets indhold af det opløste fosfor samtidig har været stor (se afsnit 6.3).

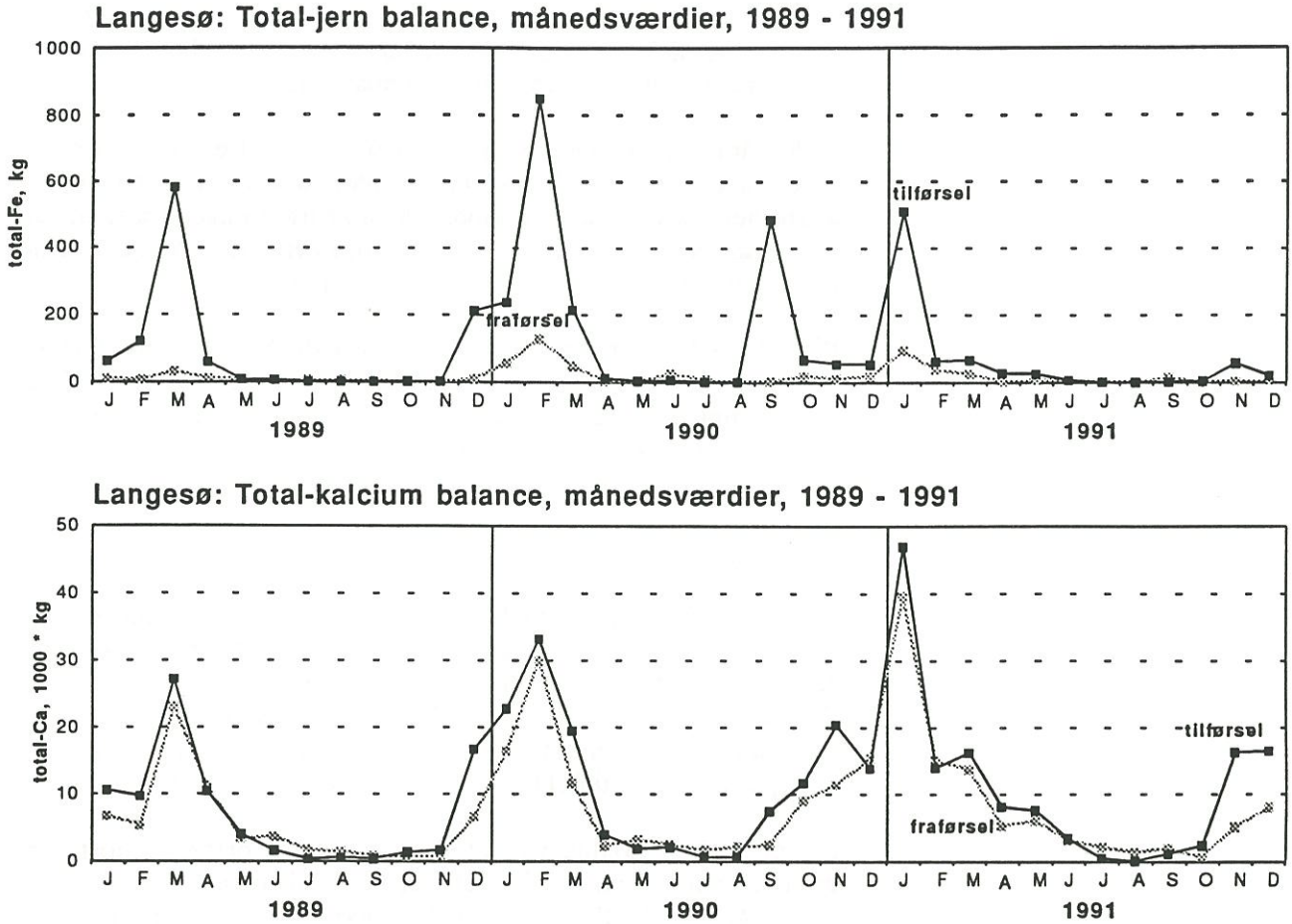
Jern.

Arealbelastningen af Langesø med total-jern har i 1989-1991 været 4,6-11,7 g/m^{2}år. Denne arealbelastning er væsentlig mindre end gennemsnitlig fundet for de nationale overvågningssøer i 1989-1990 (Kristensen m.fl., 1991).

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-jern i tilløbsvandet til Langesø har været 0,57-1,35 mg/l (lavest i 1991). Indholdet af jern i tilløbsvandet er herved omtrent af størrelse med, hvad der er fundet for gennemsnittet af nationale overvågningssøer i 1989-1990 (Kristensen m.fl., 1991), herunder den fynske Arreskov Sø (Fyns Amt 1992b), men mere end dobbelt så stort som for en anden national overvågningssø på Fyn, Søholm Sø (Fyns Amt, 1992c).

Størrelsen af jerntilførslen til søer er afhængig af, om jorden i søernes opland er jernrig. Jerntilførslen til Langesø er formodentlig noget større, end hvad der er typisk for de generelt jernfattige fynske jorder.

Nettotabet af total-jern i Langesø har været relativt konstant (73-90 %) i 1989-1991. Størst nettotab er fundet i 1989, formodentlig fordi vandets



Figur 5.2
Tilførsel af total-jern og kalcium på månedsbasis for Langesø, 1989-1990. Tilførslerne omfatter alene de stofmængder, der tilledes søen via den overfladiske afstrømning.

opholdstid i søen dette år har været særlig stor. Jerntilbageholdelsen i Langesø er væsentlig større end for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (58 og 27% i hhv. 1989 og 1990) (Kristensen m. fl., 1991). Nettotabet pr. m^2 søoverflade i Langesø er imidlertid af samme størrelse som for gennemsnittet af overvågningssøerne i 1989-1990.

Selvom fosforkoncentrationen i søer primært er bestemt af tilførslen af fosfor fra omgivelserne, er den også afhængig af jerntilførslen. Således bindes en større del af det tilførte fosfor i søbunden i søer med stor jerntilførsel. Det må derfor antages, at den relativt betydelige jerntilførsel til Langesø burde medvirke til at binde væsentlige mængder fosfor i søbunden. At dette øjensynlig ikke er tilfældet, skyldes de periodevis iltfrie forhold i og ved søbunden, hvorved jernbundet fosfor frigives (se afsnit 6.3). Samtidig frigives formodentlig betydelige mængder ferrojern (ikke-iltet jern) fra søbunden.

Kalcium.

Arealbelastningen af Langesø med kalcium har i 1989-1991 været 494-808 g/m^2år (mindst i 1989). Denne belastning er væsentlig mindre end gennemsnitlig fundet for de nationale overvågningssøer (Kristensen m.fl., 1991). Derimod har den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af

kalcium i tilløbsvandet til Langesø været meget konstant (96-102 mg/l) i 1989-1991 og af samme størrelse som gennemsnitlig fundet i overvågningssøerne.

Nettotabet af kalcium i Langesø har været særdeles konstant (22-23%) i 1989-1991, medens variationen i nettotabet pr. m^2 søoverflade har været større (112-180 g/m^2år). Nettotabet (såvel i % som pr. m^2 søoverflade) i Langesø er af samme størrelse som i gennemsnittet af nationale overvågningssøer (Kristensen m.fl., 1991).

6. Fysisk-kemiske forhold i søen.

6.1 Søvand.

Resultaterne af de i 1989-1991 udførte fysisk-kemiske målinger i vandfasen af Langesø fremgår af figur 6.1.1 - 6.1.5. Derudover er i bilag 4 angivet de beregnede middelværdier og fraktiler (statistiske værdier) af udvalgte variable for henholdsvis sommer- (1.5 - 30.9) og vinterperioderne (1.12.-31.3.), samt for hele årene. Endelig er der i bilag 7 foretaget en analyse af sammenhænge mellem forskellige målte fysisk-kemiske og biologiske variable.

I det følgende beskrives af de vigtigste variable for 1991, idet forskelle og ligheder med de foregående 2 år kommenteres.

Vandtemperatur.

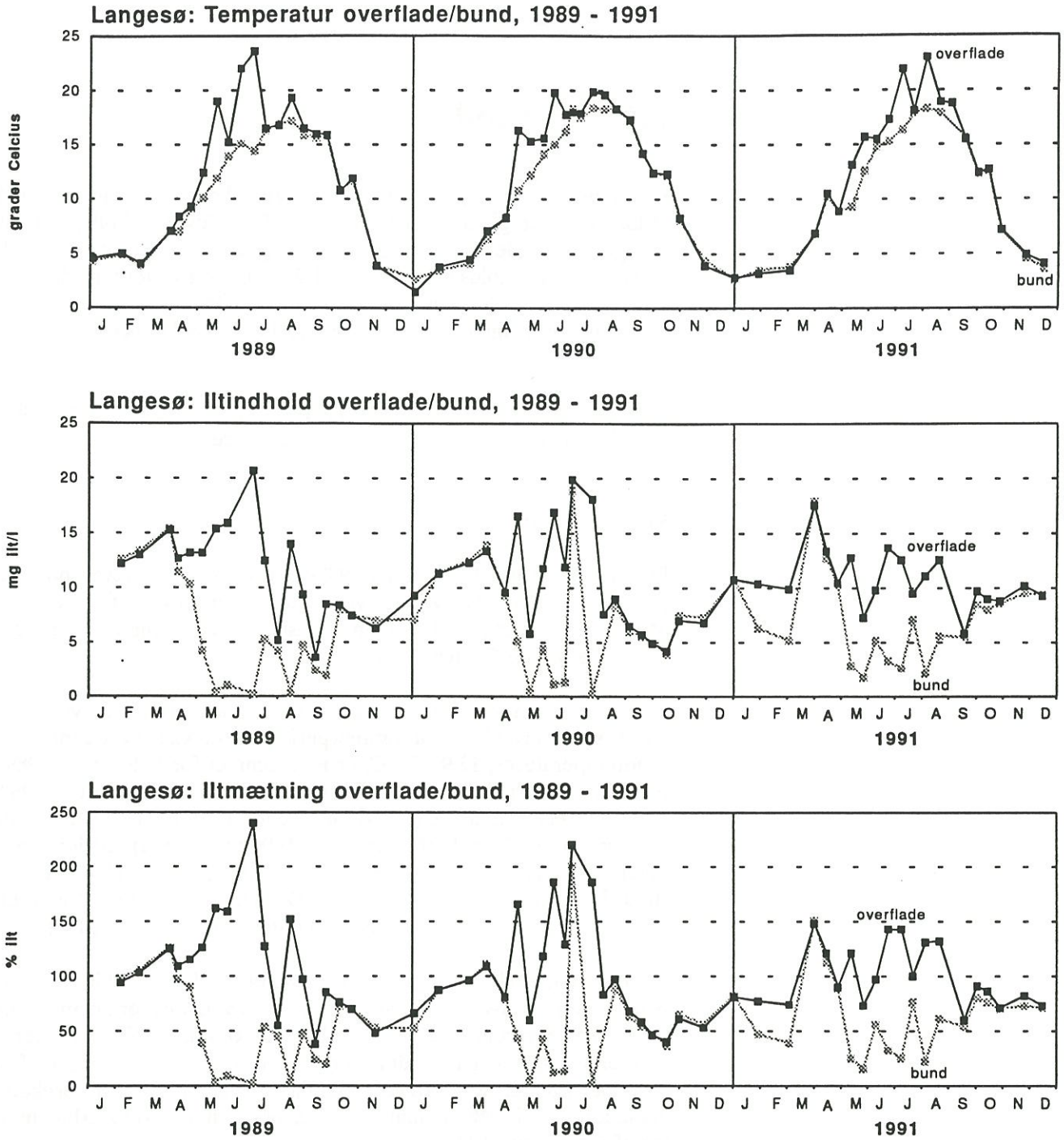
Der har hverken i 1991 eller i 1989-1990 været længerevarende isdække på søen (figur 6.1.1). Dette skyldes, at vintrene i de 3 år alle har været usædvandlig varme med på månedsbasis gennemsnitlige lufttemperaturer væsentlig over 0°C (figur 2.1).

I 1991 har den gennemsnitlige vandtemperatur (målt i overfladen) på årsbasis været 12,1°C og for sommerperioden 17,8°C. Højere gennemsnitlige vandtemperaturer, 12,9-13,0°C, er forekommet for hele årene 1989-1990. For sommerperioden har den gennemsnitlige vandtemperatur i 1989-1990 derimod været lidt lavere (17,5-17,6°C) end i 1991. Den laveste maksimumtemperatur i de 3 år, 19,9°C, er målt i 1990 (sidst i juli), medens væsentlig højere maksimumtemperaturer, 23,6 og 23,0°C, er målt i henholdsvis 1989 (først i juli) og 1991 (først i august). Derudover har specielt maj måned i både 1989 og 1991 været væsentlig koldere end maj måned i 1990.

Selvom Langesø hovedsagelig er beliggende mellem skovklædte skrænter, betyder søens øst-vestlige placering, at dens vandmasser normalt omrøres af de fremherskende vestlige vinde. Der opstår derfor kun periodevis temperaturlagdeling af vandmassen, når vejret er særlig solrigt og frem for alt stille. En særlig udpræget lagdeling af vandmassen er forekommet i månederne juni 1989 og maj 1990, der begge har været særlig vindfattige (se afsnit 2, figur 2.1).

Sigtdybde.

Vandets gennemsigtighed (sigtdybden) har i 1991 varieret fra 0,45 til 1,80 m (figur 6.1.5). Den største sigtdybde er målt i juni umiddelbart efter et sammenbrud (pludselig hendøen) af planktonalgerne. I gennemsnit har sigtdybden i sommerperioden 1991 været væsentlig større (1,06 m) end i sommerperioderne i 1989 og 1990, hvor gennemsnitssigtdybden har været henholdsvis 0,84 og 0,78 m. Variationen i sigtdybde har endvidere været mindre i 1991 end i de 2 foregående år.



Figur 6.1.1
Temperatur og iltindhold/iltmætning nær vandoverfladen (i 0,2 m's dybde) og lige over bunden i Langesø, 1989-1991.

Sigtdybden følger nøje mængden af planktonalger i søen (bilag 7). Således forekommer de mindste sigtdybder i forbindelse med opblomstring af planktonalgerne, medens klarvandsperioder med stor sigtdybde typisk forekommer umiddelbart efter algesammenbrud og om vinteren, når algemængden naturligt er lille.

Sigtdybden er dog formodentlig ikke altid alene afhængig af algemængden. Således reduceres sigtdybden også ved ophvirvling af bundmateriale og efter tilførsel af store mængder lerpartikler, organiske partikler og humusstoffer via tilløbene til søen. Tilførsel af lerpartikler har således muligvis haft betydning i december 1989 - marts 1990, hvor afstrømningen til søen har været særlig stor (figur 3.6.1). Her er sigtdybden reduceret væsentligt samtidig med, at algemængden har været lille.

Ilt.

Størstedelen af Langesø's vandmasse har i 1991, ligesom i 1989 og 1990, i lange perioder været veliltet (figur 6.1.1). I sommerperioderne i de 3 år har iltmætningen endda hyppigt langt oversteget 100% som følge af stor iltproduktion i forbindelse med planktonalgernes vækst. Perioder med undermætning af ilt er dog også forekommet i såvel 1991 som 1989-1990. Variationen i iltindholdet har imidlertid været væsentlig mindre i 1991 end i de 2 foregående år.

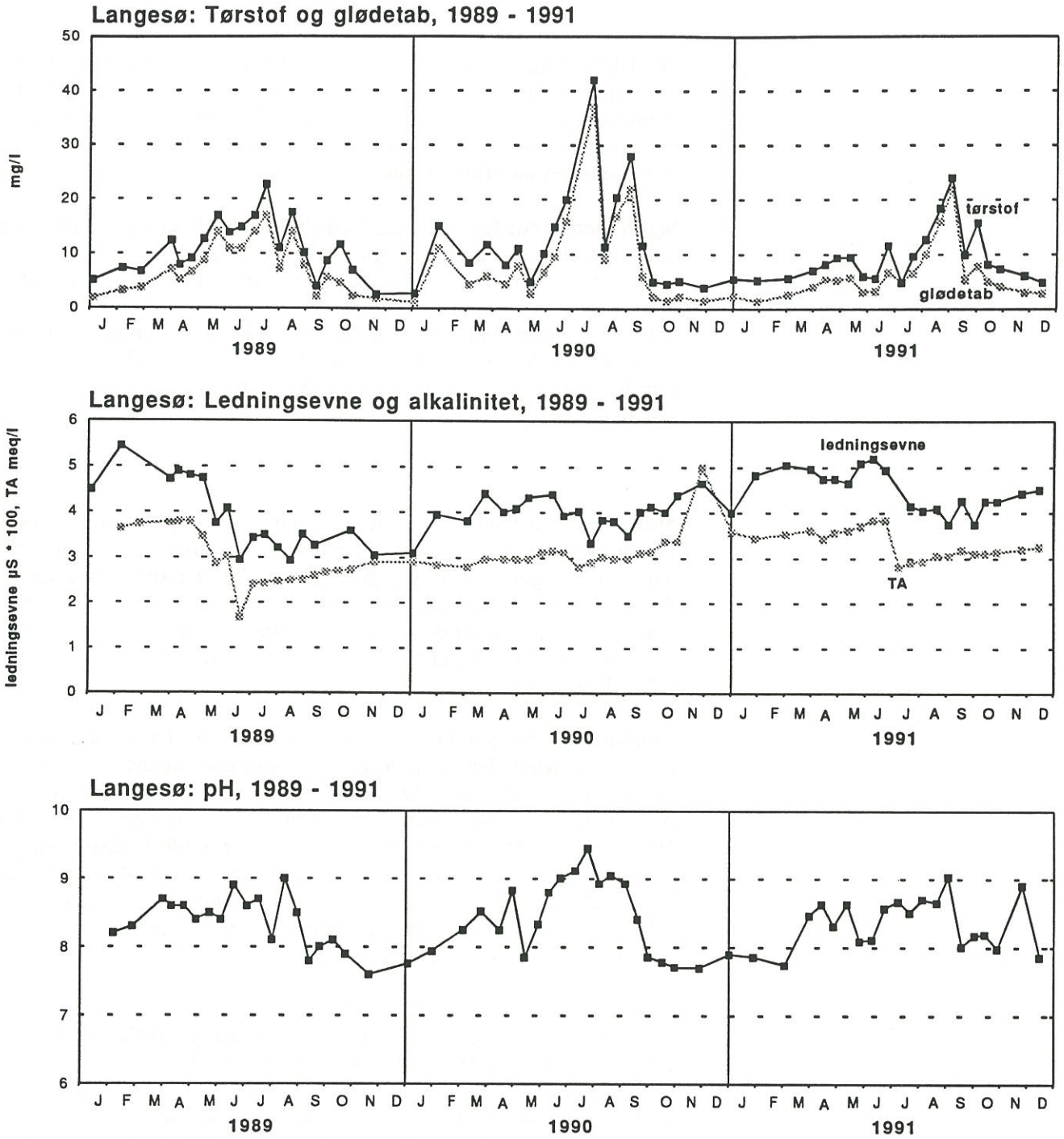
I forbindelse med planktonalgesammenbrud er der i alle 3 år forekommet egentlige iltsvind i hele vandmassen. Dette er eksempelvis sket i juli/august og september 1989, maj 1990 og september 1991. Derudover har iltindholdet og -mætningen i hele vandmassen været relativt lille i perioderne oktober 1989 - januar 1990 og september - november 1990. I disse perioder har årsagen til iltsvindet været, at sommerens store algeproduktion er bundfældet og nedbrydningen af de døde alger igangsat under et stort iltforbrug. Samtidig har planktonalgevæksten og dermed ilttilførslen i forbindelse hermed været beskeden.

Iltindholdet nær søbunden har i alle 3 år normalt været meget lavt i sommmerperioden. I sommeren 1991 er der således målt iltindhold ned til 2 mg/l. I somrene 1989 og 1990 er der til sammenligning flere gange endda målt iltindhold væsentlig under 2 mg/l ved bunden. De særlig lave iltindhold optræder typisk i forbindelse med perioder med temperaturlagdeling af søens vandmasse. Eksempler herpå er juni 1989 og maj 1990 (se også afsnittet om vandtemperatur).

Tørstof og glødetab.

Vandets indhold af partikler (figur 6.1.2), målt som indeholdet af tørstof, har i 1991 været mindst først i juli (4,9 mg/l) og størst i begyndelsen af september (24 mg/l). Tørstofindholdet har endvidere været bemærkelsesværdigt højt i januar - februar.

Vandets indhold af partikulært organisk stof (figur 6.1.2), målt som glødetab af tørstoffet, har i 1991 relativt nøje fulgt partikelindholdet (se også bilag



Figur 6.1.2
Indhold af partikulært tørstof, partikulært organisk stof (glødetab), ledningsevne, total-alkalinitet og pH i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) i Langesø, 1989-1991.

7). For sommerperioden har glødetabet udgjort 65-70% af tørstofindholdet. Glødetabet har i denne periode formodentlig nært afspejlet mængden af planktonalger (se afsnit 7). Derimod har glødetabet udgjort en væsentlig mindre del af tørstoffet (minimum 26%) i perioden januar - februar. Dette er naturligt, eftersom planktonalgemængden er lav om vinteren, hvorved søvandets indhold af partikulært organisk stof må forventes at være særlig lavt. Samtidig er der i denne periode formodentlig tilført væsentlige mængder uorganisk materiale (lerpartikler) i forbindelse med en stor ferskvandsafstrømning til søen (se figur 3.6.1)

På årsbasis har vandets gennemsnitlige indhold af partikler i 1991 været af omtrent samme størrelse som i 1989, men væsentlig lavere end i 1990. For sommerperioden har det gennemsnitlige partikelindhold i 1991 derimod været væsentlig lavere end i både 1989 og 1990. Årsagen hertil er forskelle i planktonalgemængden mellem de 3 år.

Ledningsevne og alkalinitet.

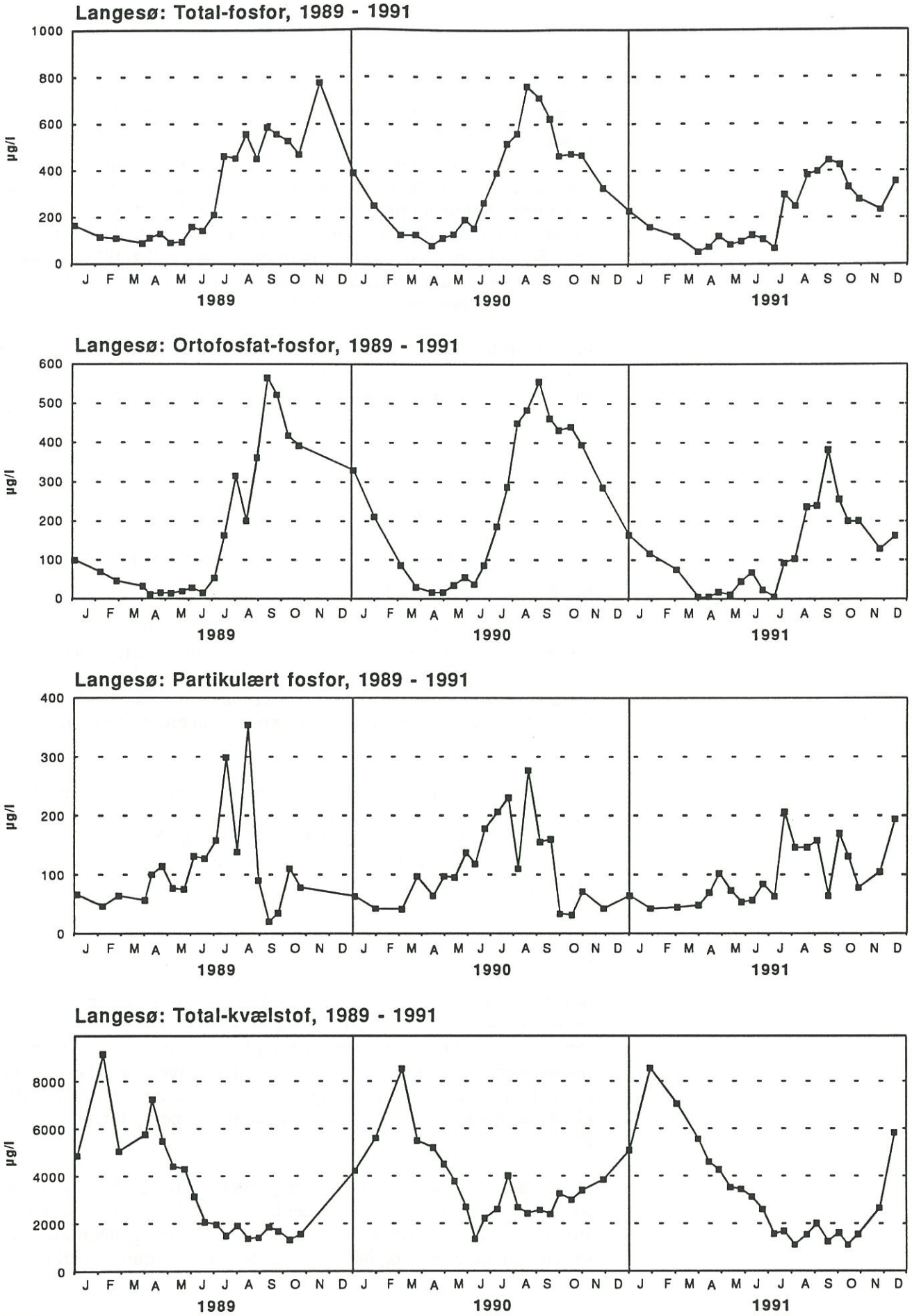
Ledningsevnen (figur 6.1.2), der er et mål for indholdet af opløste ioner (herunder kalcium- og bikarbonationer) i søvandet, er i Langesø på et niveau, der er typisk for kalkrige søer. Det er i 1991 observeret, at såvel ledningsevne som total-alkalinitet (der angiver søvandets indhold af basisk reagerende stoffer) er faldet markant i juni - juli. Dette skyldes, at der i forbindelse med planteplanktonets vækst (fotosyntese) på dette tidspunkt er sket en dannelse af baser med udfældning af kalk ($CaCO_3$) til følge. Specielt kiselalger og grønalger har været dominerende på dette tidspunkt (se afsnit 7).

En tilsvarende periode med faldende ledningsevne og total-alkalinitet er også forekommet i maj - august 1989 og juni - juli 1990. Mest markant har faldet været i 1989, hvor hurtigt voksende grønalger har domineret, medens faldet har været mindre tydeligt i 1990, hvor mere langsomtvoksende blågrønalger har domineret (se afsnit 7).

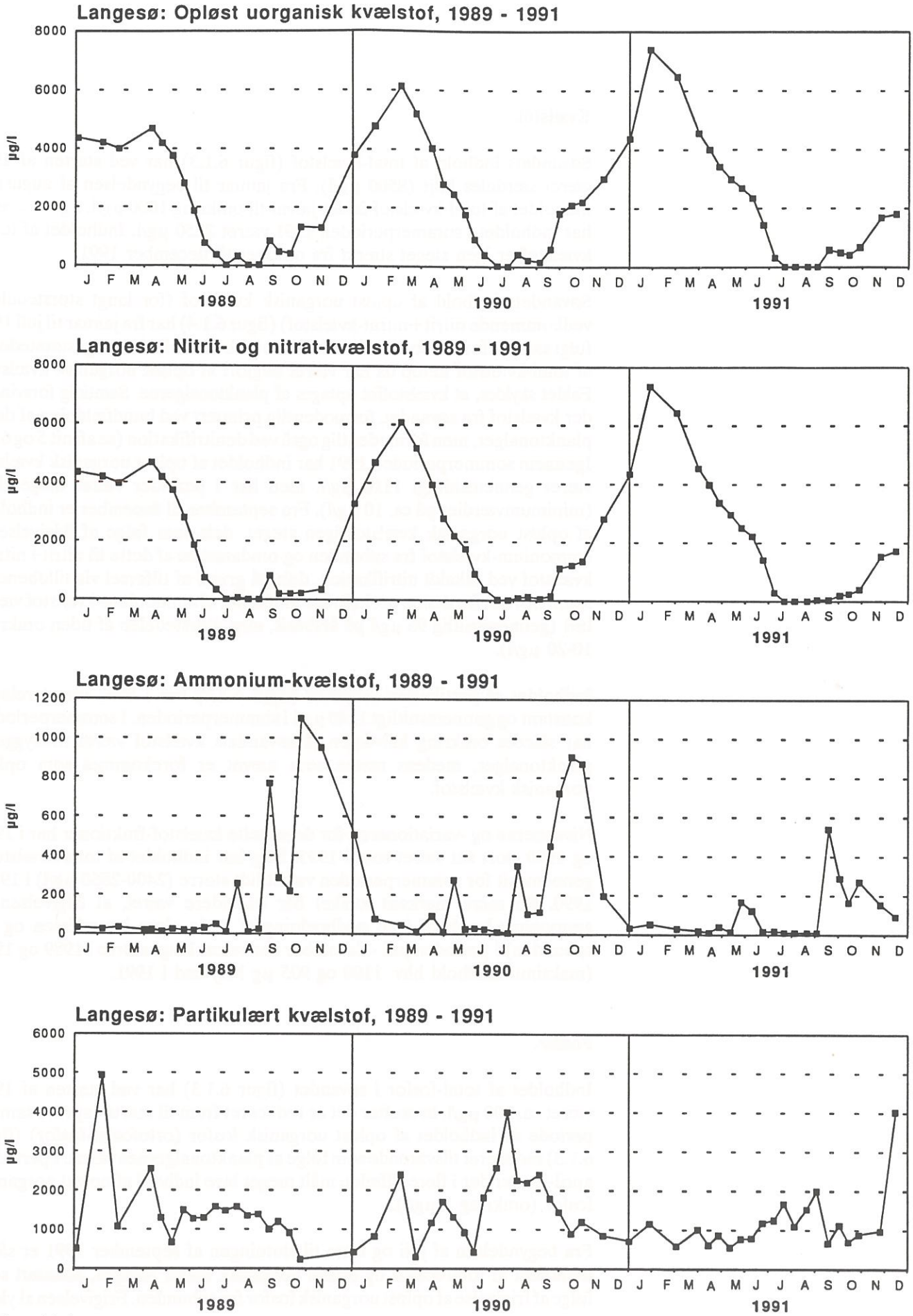
pH.

Søvandets surhedsgrad, pH (figur 6.1.2), har i sommerperioden 1991 gennemsnitlig været 8,5 med den højest målte værdi på 9,0 i starten af september. I november samme år har pH været målt til 8,9, men der er sandsynligvis tale om en målefejl. Bortset fra denne værdi har pH således i resten af 1991 svinget omkring 8,0. Variationerne i pH følger således planktonalgernes vækst (se afsnit om ledningsevne og total-alkalinitet og afsnit 7).

pH-niveauet i 1989 har lignet det i 1991 til forveksling med samme sommergennemsnit og maksimumværdi. Derimod har pH i sommerperioden 1990 i forbindelse med masseforekomst af blågrønalger gennemsnitlig været væsentlig højere (8,8) og haft en langt højere maksimumværdi (9,5).



Figur 6.1.3
Indhold af total-fosfor, uorganisk fosfor, partikulært fosfor og total-kvælstof i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) i Langesø, 1989-1991.



Figur 6.1.4
Indhold af opløst uorganisk kvælstof, nitrit+nitrat-kvælstof, ammonium-kvælstof og partikulært kvælstof i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) i Langesø, 1989-1991.

Kvælstof.

Søvandets indhold af total-kvælstof (figur 6.1.3) har ved starten af 1991 været særdeles højt (8500 µg/l). Fra januar til begyndelsen af august er indholdet af total-kvælstof faldet jævnt til omkring 1000 µg/l. I gennemsnit har indholdet i sommerperioden 1991 været 2250 µg/l. Indholdet af total-kvælstof er igen steget stærkt fra oktober til december 1991.

Søvandets indhold af opløst uorganisk kvælstof (for langt størstedelens vedkommende nitrit+nitrat-kvælstof) (figur 6.1.4) har fra januar til juli 1991 fulgt samme forløb, som beskrevet for total-kvælstof, idet langt størstedelen af total-kvælstof netop da har været udgjort af opløst uorganisk kvælstof. Faldet skyldes, at kvælstoffet optages af planktonalgerne. Samtidig forsvinder der kvælstof fra søvandet, formodentlig primært ved bundfældning af døde planktonalger, men formodentlig også ved denitrifikation (se afsnit 5 og 6.3). Igennem sommerperioden 1991 har indholdet af opløst uorganisk kvælstof været gennemsnitligt 1110 µg/l, men har i perioder været meget lavt (minimumværdier på ca. 10 µg/l). Fra september til december er indholdet af opløst uorganisk kvælstof igen steget, dels som følge af frigivelse af ammonium-kvælstof fra søbunden og omdannelse af dette til nitrit+nitrat-kvælstof ved såkaldt nitrifikation, dels på grund af tilførsel via tilløbene til søen. Bortset fra denne periode har indholdet af ammonium-kvælstof været lavt (gennemsnitlig 96 µg/l på årsbasis, men størstedelen af tiden omkring 10-20 µg/l).

Indholdet af partikulært kvælstof (figur 6.1.4) har i 1991 været relativt konstant og gennemsnitligt 1140 µg/l i sommerperioden. I sommerperioden har således omkring halvdelen af søvandets kvælstof været indbygget i planktonalger, medens resten som nævnt er forekommet som opløst uorganisk kvælstof.

Niveauerne og -variationerne for de enkelte kvælstof-fraktioner har i 1989 og 1990 stort set været som i 1991. Dog har indholdet af total-kvælstof i gennemsnit for sommerperioden været lidt større (2400-2860 µg/l) i 1989-1990. En mere markant forskel har endvidere været, at frigivelsen af ammonium-kvælstof (ved nedbrydning af døde alger i vandfasen og på søbunden) i perioden juli - december har været langt større i 1989 og 1990 (maksimumindhold hhv. 1100 og 905 µg N/l) end i 1991.

Fosfor.

Indholdet af total-fosfor i søvandet (figur 6.1.3) har ved starten af 1991 været ca. 200 µg/l, hvorefter det er reduceret frem til marts - april. I samme periode er indholdet af opløst uorganisk fosfor (ortofosfat-fosfor) (figur 6.1.3) reduceret tilsvarende som følge af planktonalgernes vækst. I perioden april-juni er der i flere tilfælde målt meget lave indhold af opløst uorganisk fosfor (omkring 5 µg/l).

Fra begyndelsen af juli og frem til slutningen af september 1991 er såvel indholdet af total-fosfor og opløst uorganisk fosfor forøget, primært som følge af frigivelse af opløst uorganisk fosfor fra søbunden. Frigivelsen skyldes

dels dårlige iltforhold i søbunden, hvorved specielt jernbundet fosfor frigives, dels mineralisering af fosfor, som er bundfældet med døde alger.

I sommerperioden 1991 har indholdet af total-fosfor i gennemsnit været 227 µg/l, hvoraf opløst uorganisk fosfor har udgjort 121 µg/l (53%). Andelen af opløst uorganisk fosfor har dog været langt mindre i visse dele af sommerperioden, hvor næsten alt fosfor findes indbygget i planktonalgerne.

Årsvariationerne i total-fosfor, opløst uorganisk fosfor og dermed også partikulært fosfor (figur 6.1.3) har i 1989 og 1990 fulgt stort set samme forløb som i 1991. Indholdet af total-fosfor har dog i gennemsnit for sommerperioden været langt højere i 1989 (331 µg/l) og 1990 (415 µg/l). Tilsvarende har indholdet af opløst uorganisk fosfor været højere i 1989 (192 µg/l) og 1990 (255 µg/l). Fosforfrigivelsen var således langt større i 1989 og 1990 end i 1991 (se afsnit 6.3), og der er målt maksimale indhold af opløst uorganisk fosfor på henholdsvis 775 og 760 µg/l de 2 år.

Silicium.

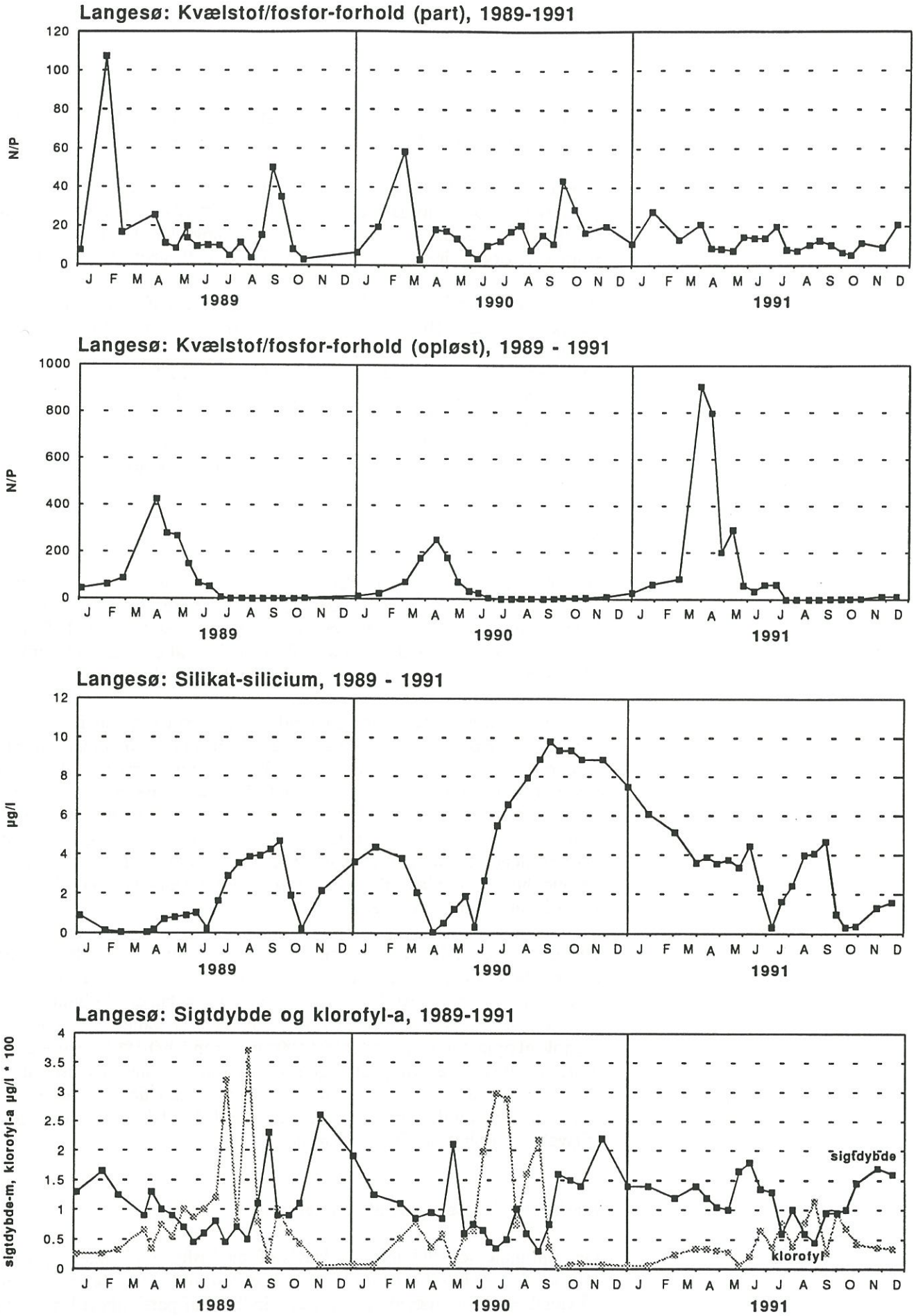
Indholdet af opløst silicium (silikat-silicium) i søvandet (figur 6.1.5) har ved starten af 1991 været højt (7,5 mg/l). Det er herefter faldet frem til begyndelsen af juli, hvor der er målt minimum på 0,32 mg/l. Efter en markant stigning, er indholdet af opløst silicium atter faldet til minimum (0,32 mg/l) i løbet af september, hvorefter det igen har været stigende.

Årstidsvariationen i søvandets indhold af opløst silicium har i 1991 været afvigende sammenlignet med de 2 foregående år. I 1989 har udgangsniveauet ved årets begyndelse været usædvanlig lavt (0,9 mg/l), medens det dog fra juni har haft et lignende forløb som i 1991. Meget lave minimumværdier (0,04 mg/l) er målt i april 1989. I 1990 har udgangsniveauet været højere (3,6 mg/l) end i 1989, men lavere end i 1991. Alligevel har opløst silicium nået et meget lavt minimum (0,05 mg/l) i midten af april. I resten af 1990 har indeholdet af opløst silicium stort set været stigende til maksimum (9,8 mg/l) i starten af september.

Perioder med faldende siliciumindhold i søvandet har i alle år været sammenfaldende med tidspunkter, hvor kiselalger har været i opvækst i planteplanktonet (se afsnit 7). Dette skyldes, at kiselalger i forbindelse med deres vækst udnytter silicium ved opbygning af deres skaller. Det meget høje indhold af opløst silicium i efteråret 1990/vinteren 1990-1991 skyldes derfor, at der i 1990 ikke er foregået nogen opvækst af kiselalger i sensommeren og efteråret, samtidig med at der fra og med maj dette år er sket en omfattende mineralisering af bundfældede døde kiselalger og efterfølgende frigivelse af opløst silicium til søvandet.

Næringsstofbegrænsning af algevæksten.

Det optimale forhold mellem kvælstof og fosfor i planktonalger, den såkaldte Redfield-ratio (refereret i Kristensen m.fl., 1991) er anslået til 7 på vægtbasis. Som nævnt vil søvandets indhold af partikulært kvælstof og fosfor ofte være et godt udtryk for algernes indhold af de to stoffer, idet



Figur 6.1.5
Forhold mellem kvælstof i henholdsvis partikulær og opløst form, indhold af silikat-silicium og klorofyl-a i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder), samt sigtdybde, i Langesø, 1989-1991.

algerne formodes at udgøre langt den største del af vandets partikelindhold. En undtagelse er vindpåvirkede, lavvandede søer med hyppig ophvirvling af bundmateriale.

I det følgende er næringsstoffernes relative betydning som begrænsende faktor for planteplanktonets vækst vurderet, bl.a. ud fra Redfield-ratioen. Det skal her bemærkes, at denne ratio bør anvendes med forsigtighed, bl.a. fordi det optimale forhold mellem kvælstof og fosfor for nogle algearter har vist sig at afvige fra 7.

Kvælstof/fosfor-forholdet i partiklerne i søvandet (figur 6.1.5) har i 1991 varieret fra minimum 5,3 (i oktober) til maksimum 27,5 (i slutningen af januar) og har i gennemsnit for sommerperioden været 11,6. Forholdet mellem de opløste fraktioner heraf (figur 6.1.5) har i samme år varieret mellem fra minimum 0,06 (i slutningen af august/begyndelsen af september) til maksimum 912 (i begyndelsen af april) og har om sommeren været gennemsnitlig 56,5. Kvælstof/fosfor-forholdet har herved været væsentlig større for den opløste end for den partikulære fraktion i perioden januar - medio juli. Samtidig har søvandets indhold af opløst uorganisk fosfor været lavt i april - maj (< 5-17 µg/l) og igen i begyndelsen af juli (< 5 µg/l). Disse resultater antyder, at fosfor i de sidstnævnte perioder har været begrænsende for planktonalgernes vækst.

En tilsvarende fosforbegrænsning har formodentlig også været tilstede i 1990 fra midten af april til begyndelsen af maj (16 µg opløst uorganisk fosfor/l).

I 1989 fra midten af april til midten af juni kunne det umiddelbart se ud til, at algernes vækst ligeledes har været fosforbegrænset (minimum 11 µg opløst uorganisk fosfor/l). Imidlertid har planktonalgerne (bl.a. den meget hurtigtvoksende *Carteria* været i så god vækst netop da, at fosforbegrænsning i praksis ikke er forekommet. Dette skyldes sandsynligvis, at disse meget bevægelige alger henter fosfor i bundvandet, hvortil det frigives fra søbunden (se også afsnit 7.3).

I 1991 har indholdet af opløst uorganisk kvælstof i perioden fra midt i juli til begyndelsen af september været så lavt (< 15 µg/l), at det kan have begrænset algernes vækst.

Lignende lave indhold af opløst uorganisk kvælstof har i 1989 været tilstede i midten af juli og sidste halvdel af august (ned til 22 µg/l), samt i 1990 i sidste halvdel af juli (ned til 13 µg/l). Perioder med mulig kvælstofbegrænsning har således været væsentlig længere i 1991 end i de 2 foregående år.

Spørgsmålet om mulig kvælstofbegrænsning af algevæksten i sommerperioden er nærmere belyst i afsnit 7.3 (næringsstofbegrænsning og vejrforhold).

Mangel på opløst uorganisk silicium har derudover formodentlig bidraget til begrænsning af kiselalgernes vækst i perioden februar til begyndelsen af april 1989 og midt i april 1990. Kiselalgerne vækst forud herfor har således stort set opbrugt det tilgængelige opløste silicium (målte værdier omkring 0,04 mg/l). Derimod har silicium næppe været begrænsende for kiselalgernes vækst i 1991.

6.2 Sammenhæng mellem stoftilførsel og stofkoncentration i søen.

Der er for søer udviklet en række simple modeller, som beskriver sammenhængen mellem den årlige tilførsel af henholdsvis kvælstof og fosfor til søerne og den koncentration af disse stoffer, som findes i søvandet. Formålet med modellerne er først og fremmest, at de kan bruges som et redskab til at vurdere, hvordan en sø vil ændre sig, såfremt belastningen med kvælstof og fosfor ændres, fx i forbindelse med afskæring af spildevand fra søen eller rensning af spildevandet før udledning til søen.

Kvælstof.

Sammenhængen mellem kvælstoftilførslen til søen og søvandets kvælstofindhold kan beskrives ud fra 3 ligninger, som er opstillet på baggrund af danske undersøgelser (se Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990). Det fælles grundlag for modellerne er, at søvandskoncentrationen af kvælstof generelt er proportional med kvælstofkoncentrationen i tilløbsvandet, idet dog søens middeldybde og søvandets opholdstid også har en vis indflydelse. De 3 danske modeller, som har vist sig at være de bedste til at beskrive forholdene i danske søer, har følgende udseende:

Model 1 $(N)_{sø} = 0{,}45\ (N)_{ind}$

Model 2 $(N)_{sø} = 0{,}42\ (N)_{ind}\ Tw^{-0{,}11}$

Model 3 $(N)_{sø} = 0{,}34\ (N)_{ind}\ Tw^{-0{,}16}\ Z^{0{,}17}$,

Hvor $(N)_{sø}$ og $(N)_{ind}$ er henholdsvis middelkoncentrationen af total-kvælstof i søvandet og i tilløbsvandet, Tw er vandets opholdstid i søen og Z er søens middeldybde.

De 3 modeller er anvendt på resultaterne fra Langesø til beregning af den forventede middelkoncentration af total-kvælstof i søvandet i hvert af årene 1989-1991. Som $(N)_{ind}$ er benyttet den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-kvælstof i tilløbsvandet (se afsnit 5, tabel 5.1), og vandets opholdstid, Tw, i søen er beregnet på basis af afstrømningen fra søen via dens afløb (se afsnit 4, tabel 4.2).

Tabel 6.2.1
Sammenligning mellem teoretisk forventede middelkoncentrationer af total-kvælstof og den aktuelle middelkoncentration af total-kvælstof i søvandet i Langesø, 1989-1991. Se i øvrigt teksten for en nærmere forklaring.

År	$(N)_{ind}$ (mg/l)	Tw år	$(N)_{sø}$ beregnet (mg/l)			$(N)_{sø}$ målt (mg/l)
			Model 1	Model 2	Model 3	
1989	8,68	0,7	3,91	3,79	3,79	3,70
1990	9,94	0,4	4,47	4,62	4,74	4,07
1991	9,47	0,4	4,26	4,40	4,52	3,80

Middeldybden, Z: 3,1 m.

Som vist i tabel 6.2.1 er middelkoncentrationerne af total-kvælstof i søvandet udfra de foretagne målinger i samtlige 3 år lavere end forventet, uanset valget af model. Dog er der næsten overensstemmelse mellem "målte" og beregnede koncentrationer i 1989 ved anvendelse af model 2 og 3. Generelt giver model 1 den bedste forudsigelse for alle 3 år (afvigelser på 6-12%), medens afvigelserne (bortset fra i 1989) ved anvendelse model 2 (14-16%) og model 3 (15-19%) således er væsentlig større.

Sammenlignes årene 1989-1991 under anvendelse af alle 3 modeller fås iøvrigt langt den bedste forudsigelse i 1989 (kun 2-6% afvigelse), hvorimod forudsigelserne er væsentlig dårligere for 1990-1991 (10-19% afvigelse). En mulig forklaring på denne forskel er, at nettofjernelsen (se afsnit 6.3) og nettotabet (se afsnit 5) af kvælstof (i forhold til kvælstoftilførslen) har været større i 1989 end i 1990-1991 (se afsnit 6.3). Det skal dog bemærkes, at nettokvælstoftabet i Langesø for alle 3 år er af samme størrelse, som i flertallet af nationale overvågningssøer (se Kristensen m.fl., 1991).

Uanset de fundne forskelle er der dog generelt en ganske god overensstemmelse mellem de modelberegnede og "målte" koncentrationer af total-kvælstof i søvandet i Langesø (se iøvrigt Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990: Figur 7.1).

Fosfor.

Sammenhængen mellem tilførslen af fosfor til søen og søvandets fosforindhold kan, ligesom for kvælstofs vedkommende, undersøges ved anvendelse af forskellige modeller. Disse modeller bygger typisk på den antagelse, at der proportionalitet mellem fosforindholdet i søvandet og tilløbsvandets fosforindhold, idet en vis del at det tilførte fosfor tilbageholdes i søbunden. Der findes et stort antal sådanne udenlandske fosformodeller, hvoraf især 3 har vist sig egnede til at beskrive forholdene i danske søer (Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990):

Model 1 $(P)_{sø} = (P)_{ind}\ (1 - R_p)$,

hvor $R_p = 5{,}3/5{,}3 + L_p/(P)_{ind}$ (Canfield & Bachmann, 1981)

Model 2 $(P)_{sø} = (P)_{ind}\ (1 - R_p)$,

hvor $R_p = (o{,}11 + 0{,}18\ Tw)/(1 + 0{,}18\ Tw)$ (Prairie, 1988)

Model 3 $(P)_{sø} = (P)_{ind}/(1 + Tw^{0,5})$ (Vollenweider, 1976),

hvor $(P)_{sø}$ og $(P)_{ind}$ er årsmiddelkoncentrationen af total-fosfor i henholdsvis søvandet og i tilløbsvandet, R_p er fosforretensionskoefficienten (et udtryk for, hvor meget tilført fosfor, der tilbageholdes i søen), L_p er den årlige fosforbelastning pr. søareal, og Tw er vandets opholdstid i søen. Bemærk iøvrigt, at enheden for $(P)_{ind}$ er µg/l i model 1 og 2, men mg/l i model 3. De viste modeller er nærmere omtalt i Kristensen, Jensen & Jeppesen (1990), der ved undersøgelser af en række danske søer har fundet, model 3 er specielt egnet til søer med middeldybder (Z) større end 3,5 m, medens

model 1 og 2 er bedre i mere lavvandede søer. Endvidere skulle model 1 være bedre end model 2 i søer med kort opholdstid (Tw < 0,55).

De 3 omtalte modeller er anvendt på resultaterne fra Langesø til beregning af den forventede middelkoncentration af total-fosfor i søvandet i hvert af årene 1989-1991. Som $(P)_{ind}$ er benyttet den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-fosfor i tilløbsvandet (se afsnit 5, tabel 5.1), og vandets opholdstid, Tw, i søen er beregnet på basis af afstrømningen fra søen via dens afløb (se afsnit 4, tabel 4.2). Derudover fremgår årlige fosfosbelastning pr. søareal af tabel 5.1.

År	$(P)_{ind}$ mg/l	L_p (mg/m²år)	Tw år	$(P)_{sø}$ beregn. (mg/l) Model 1	Model 2	Model 3	$(P)_{sø}$ målt (mg/l)
1989	0,342	1780	0,7	0,169	0,270	0,186	0,325
1990	0,267	2430	0,4	0,169	0,222	0,164	0,332
1991	0,167	1480	0,4	0,105	0,139	0,102	0,212

Tabel 6.2.2
Sammenligning mellem teoretisk forventede middelkoncentrationer af total-fosfor og den aktuelle middelkoncentration af total-fosfor i søvandet i Langesø, 1989-1991.

Som vist i tabel 6.2.2 er middelkoncentrationerne af total-fosfor i søvandet udfra de foretagne målinger i samtlige 3 år væsentlig højere end forventet, uanset valget af model. Størst er afvigelserne ved anvendelse af model 1 (48-50%) og model 3 (43-52%), medens afvigelserne er forholdsvis mindre ved anvendelse af model 2 (17-34%). Bortset fra forudsigelsen for model 2 i 1989 (kun 17% afvigelse) er der kun beskedne forskelle mellem forudsigelserne fra år til år for de 3 modeller. Generelt giver samtlige 3 modeller således en dårlig beskrivelse af sammenhængen mellem fosforkoncentrationerne i henholdsvis søvandet og indløbsvandet.

Denne dårlige sammenhæng skyldes formodentlig, at der i Langesø udover den eksterne (udefra kommende) belastning også sker en væsentlig frigivelse af fosfor fra søsedimentet til søvandet (intern belastning) (se afsnit 5, 6.1 og 6.3).

6.3 Stofudveksling mellem atmosfære, søvand og sediment.

Udover den eksterne næringsstofbelastning af søen har som omtalt i afsnit 6.1 og 6.2 også interne fysisk-kemiske og biologiske processer i søen væsentlig betydning for indholdet af kvælstof og fosfor i søvandet. Det er resultatet af disse interne processer, som beskrives i dette afsnit.

Stofudvekslingen mellem søens vandmasse og søbunden inden for en given periode kan beregnes ud fra ændringerne i stofpuljen i søens vandmasse. Der skal dog samtidig tages hensyn til de stofmængder, der tilføres og fraføres søen inden for perioden. Til dette formål er stofpuljen i søen opgjort til den første i hver måned som produktet af søens volumen og

stofkoncentrationen i søvandet. Disse størrelser er beregnet ved såkaldt interpolation mellem de målte værdier af vandstand (og dertil hørende volumener) og stofkoncentration.

Som resultat heraf er nettotilførslen af kvælstof og fosfor via interne processer beregnet dels på månedsbasis, dels på årsbasis.

Kvælstof.

Søvandet tilføres kvælstof bl.a. ved processer som algers optagelse af frit kvælstof (N_2) fra atmosfæren (kvælstoffiksering) og kvælstoffrigivelse fra søbunden til søvandet (dels ved nedbrydning af bundfældet organisk stof, dels ved ophvirvling af partikler aflejret på søbunden). Der fjernes endvidere kvælstof fra søvandet i forbindelse med bundfældning af organisk stof på søbunden og produktion af frit kvælstof (denitrifikation) især i søbunden og efterfølgende afgivelse af dette kvælstof først til søvandet og derefter til atmosfæren. Nettoresultatet af disse processer betegnes som nettotilførslen af total-kvælstof til søvandet via interne processer.

Nettotilførslen af total-kvælstof via interne processer er for årene 1989-1991 beregnet på årsbasis og på månedsbasis som angivet i tabel 6.3.1 og bilag 5. Det skal til månedsopgørelserne bemærkes, at disse specielt er behæftet med nogen usikkerhed knyttet til bestemmelsen af henholdsvis den eksterne kvælstoftilførsel, kvælstoffraførslen via søens afløb og ændringerne i søens totale kvælstofindhold (kvælstofpuljen).

Tabel 6.3.1
Nettotilførsel af total-kvælstof til Langesø's vandmasse via interne processer, 1988-1991. Ved negativ nettotilførsel forstås nettofjernelse. Nettotilførslen er på månedsbasis angivet som mg total-N/m^2 søoverflade x dg. Desuden beregnet årlig tilførsel og sommertilførsel (1.5. - 30.9) (angivet i kg).

Periode	Daglig nettotilførsel pr. m^2 søoverflade (mg)		
	1989	1990	1991
Januar	316,5	29,6	-337,0
Februar	-479,8	-26,0	-155,0
Marts	-242,6	-447,3	-238,4
April	-109,8	-142,2	-201,0
Maj	-221,3	-213,1	-136,6
Juni	-203,4	-33,0	-148,8
Juli	-17,5	-106,9	-99,4
August	-34,0	-74,1	45,8
September	6,8	-72,9	-38,0
Oktober	12,5	-65,0	-8,2
November	99,2	-196,2	4,5
December	-58,5	26,9	-6,5
Årlig nettotilførsel (kg)	-4659	-5775	-6845
Sommer nettotilførsel (kg)	-2455	-1499	-1966

Det fremgår af beregningerne, at der i alle tre år er sket en nettofjernelse (nettotilførsel negativ) af total-kvælstof fra søvandet via interne processer (4660-6850 kg/år). Denne nettofjernelse har været størst i 1991 og mindst i 1989, og har for de tre år udgjort 39-62% af den totale eksterne kvælstoftilførsel.

Den årlige nettofjernelse af total-kvælstof pr. m^2 søoverflade har i 1989-1990 været 27-40 g, dvs. i gennemsnit 75-100 mg/dg.

Bortset fra 1989 er en relativt lille del af nettofjernelsen af kvælstof fra søvandet foregået om sommeren. Det er således beregnet, at nettofjernelsen i sommerperioden har udgjort henholdsvis 53, 26 og 29% af den totale årlige nettofjernelse af kvælstof i 1989, 1990 og 1991. Dette overraskende resultat antyder i givet fald, at denitrifikation i hvert fald i 1990-1991 kun kan forventes at have bidraget med en relativt lille del af nettofjernelsen af kvælstof fra søen, idet denne proces ofte regnes for at være betinget af de relativt høje vandtemperaturer, som forekommer i sommerperioden.

En meget væsentlig del af nettofjernelsen af kvælstof må i konsekvens heraf være foregået i vintermånederne ved bundfældning af partikelbundet kvælstof. Således er der i enkelte af vintermånederne i de 3 undersøgte år beregnet bemærkelsesværdigt store nettofjernelser på op til henholdsvis 2300 kg (februar 1989), 2370 kg (marts 1990) og 1790 kg (januar 1991). Det kunne være nærliggende at antage, at disse store nettofjernelser skyldes bundfældning af partikulært kvælstof tilført via tilløbene til søen, idet det foregående års produktion af planktonalger på de pågældende tidspunkter for længst har været bundfældet. Forklaringen støttes umiddelbart af, at langt størstedelen af kvælstoftilførslen til søen netop er foregået vintermånederne (se afsnit 3). Imidlertid udgøres næsten hele denne tilførsel af nitrit+nitrat-kvælstof.

En mere sandsynlig forklaring er derfor, at vinterperiodens store pulje af opløst uorganisk kvælstof (nitrat-kvælstof) (se afsnit 6.1) er optaget af planktonalgerne (især hurtigt voksende kiselalger) og kvælstoffet derefter bundfældet med disse. Denne bundfældning har i givet fald fundet sted fra januar til hen midt på sommeren. Samtidig kan der være foregået en betydende denitrifikation, som i givet fald begunstiges af dels de bundfældede døde planktonalger, dels et relativt stort indhold af nitrit+nitrat-kvælstof i søvandet. Det er således vist for Søbygård Sø (refereret i Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990), at sæsonvariationen i det procentvise tab af kvælstof især kan henføres til ændringer i mængden af letomsætteligt organisk materiale og forskelle i vandtemperaturen. Høje nitratkoncentrationer skønnes dog også at have betydning. Denitrifikationen i Langesø kan således også have været begunstiget af de relativt høje vandtemperaturer, som er forekommet i perioden vinter/tidligt forår 1989-1991 (se afsnit 6.1).

Lignende forhold med en sandsynlig betydende bundfældning/denitrifikation i vinter/tidligt forår er iøvrigt fundet i Arreskov Sø (se Fyns Amt, 1992b).

Selvom der i sommerperioden i alle 3 år er beregnet en nettofjernelse af kvælstof, formodentlig både ved bundfældning af døde planktonalger og denitrifikation, er der i enkelte sommermåneder modsat beregnet en

nettotilførsel af kvælstof til søvandet. Dette har således været tilfældet i september (og oktober-november) 1989, juli 1990 og august 1991. En ikke uvæsentlig del af denne tilførsel skyldes utvivlsomt frigivelse af ammonium-kvælstof ved nedbrydning af dødt organisk materiale i søbunden (se afsnit 6.1). Det er herved overvejende sandsynligt, at kvælstoftilførsel ved kvælstoffiksering højst har spillet en mindre rolle. Kvælstoffikserende blågrønalger har ganske vist været tilstede i meget store mængder i størstedelen af sommeren 1990 og mindre mængde i sommeren 1991. Imidlertid har der ikke været væsentlig forskel i nettokvælstoftilførslen mellem de 3 år.

Fosfor.

Søvandets indhold af total-fosfor afhænger bl.a. af interne processer som fosforfrigivelse fra søbunden til søvandet (herunder ophvirvling af partikler aflejret på søbunden) og bundfældning af uorganisk og organisk stof indeholdende fosfor fra søvandet til sedimentet. Nettoresultatet af disse processer betegnes som nævnt som nettofrigivelse af total-fosfor fra søbunden.

Nettofrigivelsen af total-fosfor fra søbund til søvand er for årene 1989-1991 beregnet på årsbasis og på månedsbasis som angivet i tabel 6.3.2 og bilag 6. Det skal til månedsopgørelserne bemærkes, at specielt disse er behæftet med nogen usikkerhed knyttet til bestemmelsen af henholdsvis den eksterne fosfortilførsel, fosforfraførslen via søens afløb og ændringerne i søens totale fosforindhold (fosforpuljen).

Tabel 6.3.2
Nettofrigivelse af total-fosfor fra sediment til søvand i Langesø, 1989-1991. Ved negativ nettofrigivelse forstås nettotilbageholdelse. Nettofrigivelsen er beregnet på månedsbasis angivet som mg P/m^2 søoverflade x dg. Desuden beregnet årlig frigivelse og frigivelsen om sommeren (1.5 - 30.9) (i kg).

Daglig nettofrigivelse pr. m^2 søoverflade (mg)	1989	1990	1991
Januar	-6,13	-15,44	-8,14
Februar	-6,89	-17,89	-3,44
Marts	-18,64	-8,04	-8,22
April	0,03	-2,22	4,94
Maj	0,00	6,50	-2,52
Juni	3,68	11,58	-2,91
Juli	24,59	21,89	16,90
August	-0,16	19,36	10,43
September	7,72	-26,60	1,72
Oktober	0,53	5,86	-13,93
November	14,08	-9,95	-0,74
December	-26,97	-3,02	-3,74
Årlig nettofrigivelse (kg)	-44	-81	-50
Sommer nettofrigivelse (kg)	188	176	125

Det fremgår af resultaterne, at der på årsbasis i samtlige 3 år er sket en nettobundfældning (nettofrigivelsen negativ) af fosfor på 44-81 kg. Denne fosforbundfældning har været mindst i 1989 og størst i 1990. I forhold til fosfortilførslen har den beregnede nettobundfældning af fosfor på årsbasis udgjort 14, 20 og 19 % i henholdsvis 1989, 1990 og 1991. Den beregnede nettobundfældning af fosfor har derved været meget forskellig fra det beregnede nettofosfortab (se afsnit 5).

Dette skyldes, at fosforpuljen i søen er steget med 120 kg (125%) i løbet af 1989, medens fosforpuljen i 1990 er reduceret med 82 kg/år (38%). I 1991, hvor der har været udmærket overensstemmelse mellem nettotab og nettobundfældning af fosfor, er fosforpuljen kun reduceret med 9 kg/år (7%).

Medens der således på årsbasis er beregnet en nettotilbageholdelse af fosfor, er der for sommerperioden modsat beregnet en betydelig nettofrigivelse af fosfor fra søbunden. Denne nettofrigivelse har i 1989-1991 været henholdsvis 188, 176 og 125 kg.

Dette betyder samtidig, at nettotilbageholdelse af fosfor især er sket i vinterperioden. Særlig stor har denne tilbageholdelse været i marts 1989. Årsagen er, at der i denne måned er bundfældet langt størstedelen af det fosfor, som i alt er bundfældet på årsbasis. Bundfældningen skyldes, så vidt det kan vurderes, at der i forbindelse med særlig stor afstrømning til søen i denne måned (se afsnit 3) er tilført meget store mængder partikulært fosfor, formodentlig bundet til lerpartikler (indholdet af partikler i afstrømningen har været tilsvarende stor). Disse partikler har formodentlig hurtigt kunne bundfældes i søen. I hvert fald har tilførslen ikke givet sig udslag i nogen betydende forøgelse af søens fosforpulje. Forøgelsen af fosforpuljen i 1989 skyldes derfor formodentlig overvejende den betydelige fosforfrigivelse, som er foregået igennem sommeren.

Den maksimale nettofrigivelse af total-fosfor fra søbunden er i sommerperioden beregnet til 17-25 mg/m^{2}dag i årene 1989-1991. Den maksimale nettofrigivelse er for alle 3 år fundet i juli måned. Denne nettofrigivelsen er forholdsvis stor, men svarer udmærket til, hvad der er fundet for en række andre næringsstofbelastede, lavvandede, danske søer (se Jensen og Andersen, 1990). Dette gælder således også for den fynske Arreskov Sø i 1987. Det skal hertil bemærkes, at fosforfrigivelsen i Langesø er bestemt ved en anden metode end den af Jensen og Andersen (1990) anvendte. Derudover er frigivelsen i Langesø angivet pr. m^2 søoverflade, og ikke som i Jensen og Andersen (1990) pr. m^2 sedimentoverflade. Det skal endelig bemærkes, at den maksimale fosforfrigivelse i Arreskov Sø i årene 1989-1991 har været væsentlig mindre (3-6 mg P/m^{2}dg) (se Fyns Amt, 1992b).

Det bemærkelsesværdigt store fald i Langesø's fosforpulje (kun søvandet) i 1990 har formodentlig den enkle forklaring, at der igennem perioden februar-august er sket en betydelig fraførsel af fosfor i forbindelse med regulering af søens vandstand. Denne er således faldet jævnt gennem hele perioden, uden at dette har kunnet forklares udfra stor fordampning. Iøvrigt er det konstateret, at stemmeværket har været indstillet til afledning af større vandmængder, end det normalt har været tilfældet.

7. Biologiske forhold i søen.

Resultaterne af de i 1989-1991 udførte biologiske undersøgelser i vandfasen af Langesø fremgår af tabellerne 7.1.1 og 7.2.1, figurerne 7.1.1-7.1.3 og 7.2.1-7.2.2, samt af bilagene 4, 8 og 9. Resultaterne af de øvrige gennemførte biologiske undersøgelser i søen er tidligere beskrevet i afsnit 1 i denne rapport, samt i Fyns Amts tidligere rapporter om søen (se Fyns Amt, 1990 og 1991a)). I det følgende er undersøgelsesresultaterne for de mikroskopiske organismer i søvandet, plante-og dyreplanktonet, i 1991 beskrevet, idet forskelle og ligheder med de tidligere år samtidig er kommenteret.

7.1 Planteplankton.

Artssammensætning.

Der er ialt registreret 97 arter/slægter i planteplanktonet i Langesø i 1991 (se bilag 8). De fleste arter/slægter tilhører algegrupper, der er karakteristiske for næringsrige danske søer. Der er således registreret 15 arter/slægter af blågrønalger, 5 arter/slægter af centriske kiselalger, 2 arter af øjealger og 31 arter/slægter af chlorococcale grønalger. 16 arter/slægter tilhører algegrupper, som har deres hovedudbredelse i "rentvandede" søer, nemlig gulalger (6 arter/slægter), furealger (5 arter/slægter)) og desmidiacé-grønalger (5 arter/slægter).

I den produktive periode i 1991 har de mest betydende alger i planteplanktonet været blågrønalgen *Planktothrix agardhii*, kiselalgerne *Cyclotella/-Stephanodiscus* og rekylalgen *Rhodomonas lacustris* (henholdsvis 50, 14 og 7% af den gennemsnitlige totale algebiomasse).

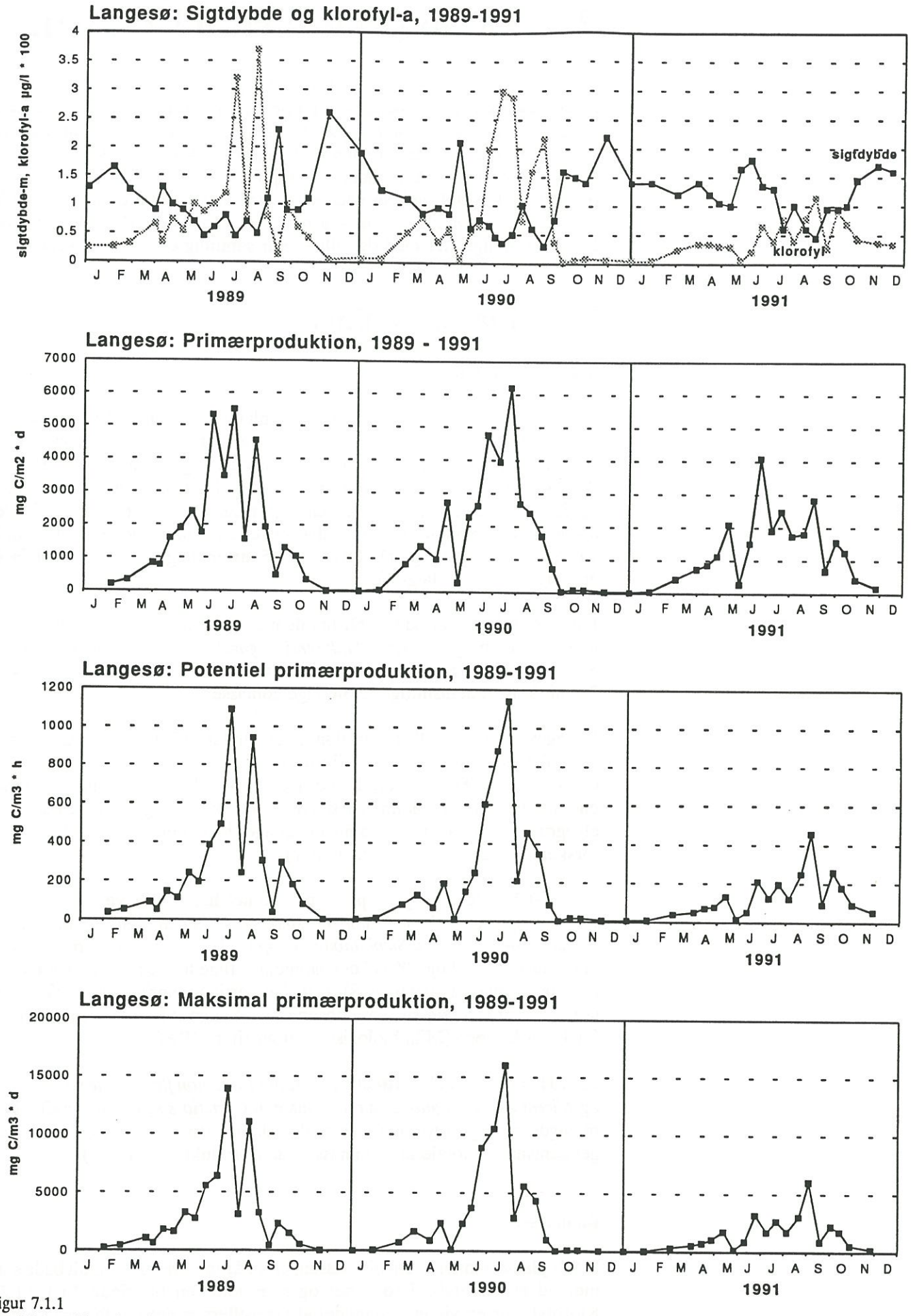
I Langesø er der for alle tre år til sammen fundet 135 algearter i planktonet. Adskillige af disse arter er imidlertid kun fundet i et enkelt af årene. Der er i 1989 og 1990 endvidere fundet færre arter/slægter i planteplanktonet end i 1991, nemlig henholdsvis 84 og 80 arter/slægter. Ligeledes har algegruppernes relative mængdemæssige betydning i søvandet været forskellig de enkelte år (se nedenfor).

De mest betydende alger i planteplanktonet har i 1989 været grønalgen *Carteria sp.*, grønalgen *Chlorella sp./Dictyosphaerium subsolitarium* og kiselalgerne *Cyclotella/Stephanodiscus spp.* (10-30 µm), der har udgjort henholdsvis 59, 12 og 10% af den gennemsnitlige totale algebiomasse i den produktive periode (se bilag 8). Det skal hertil bemærkes, at en så kraftig dominans af *Carteria sp.*, som observeret i Langesø i dette år, ikke er set før i danske søer (Miljøbiologisk laboratorium, 1990).

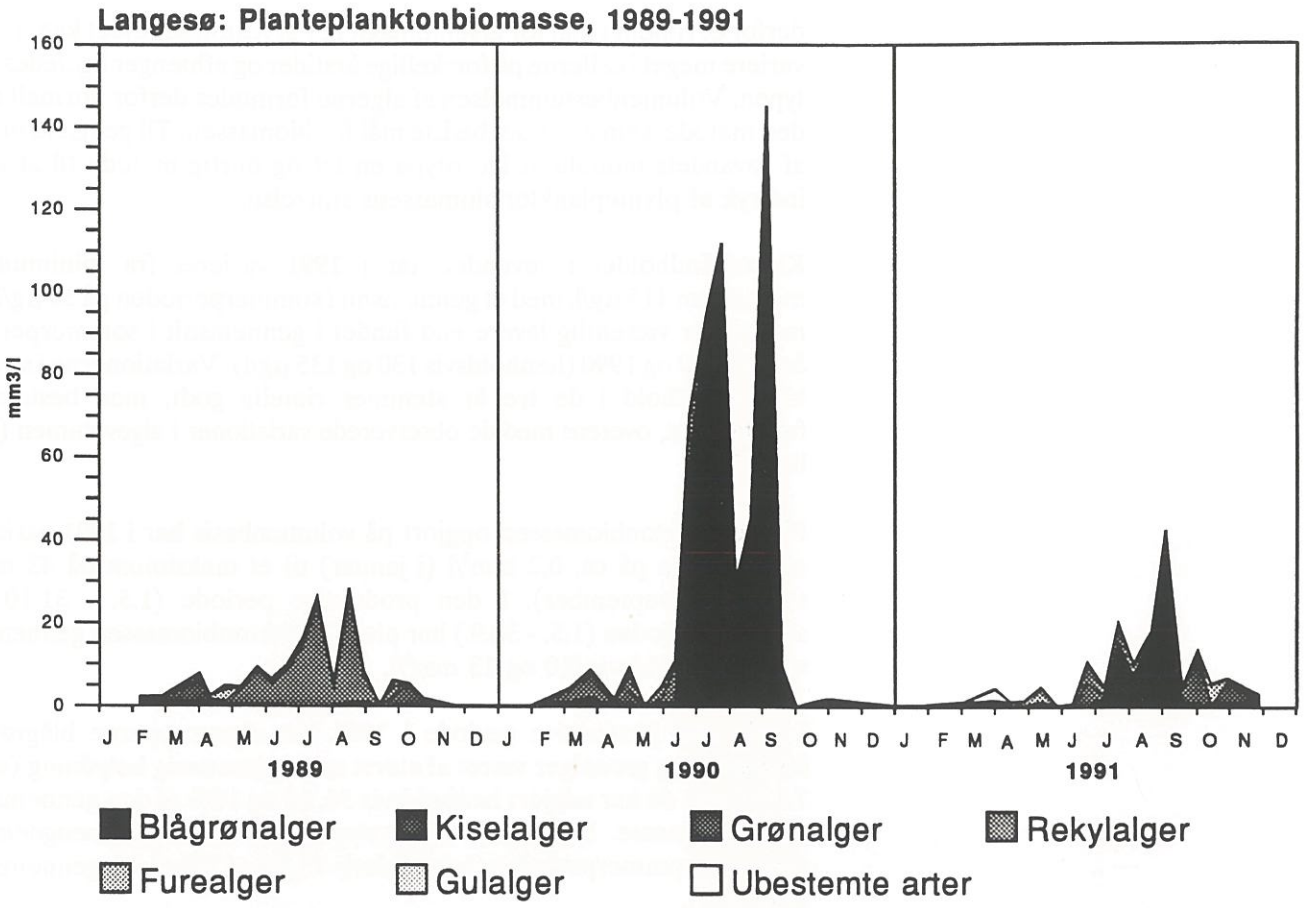
I 1990 har det været blågrønalgerne *Aphanizomenon flos-aquae var. klebanii* og *Microcystis aeruginosa*, samt grønalgen *Carteria sp.*, der har haft størst mængdemæssig betydning i søvandet (henholdsvis 85, 4 og 2% af den gennemsnitlige totale algebiomasse i den produktive periode).

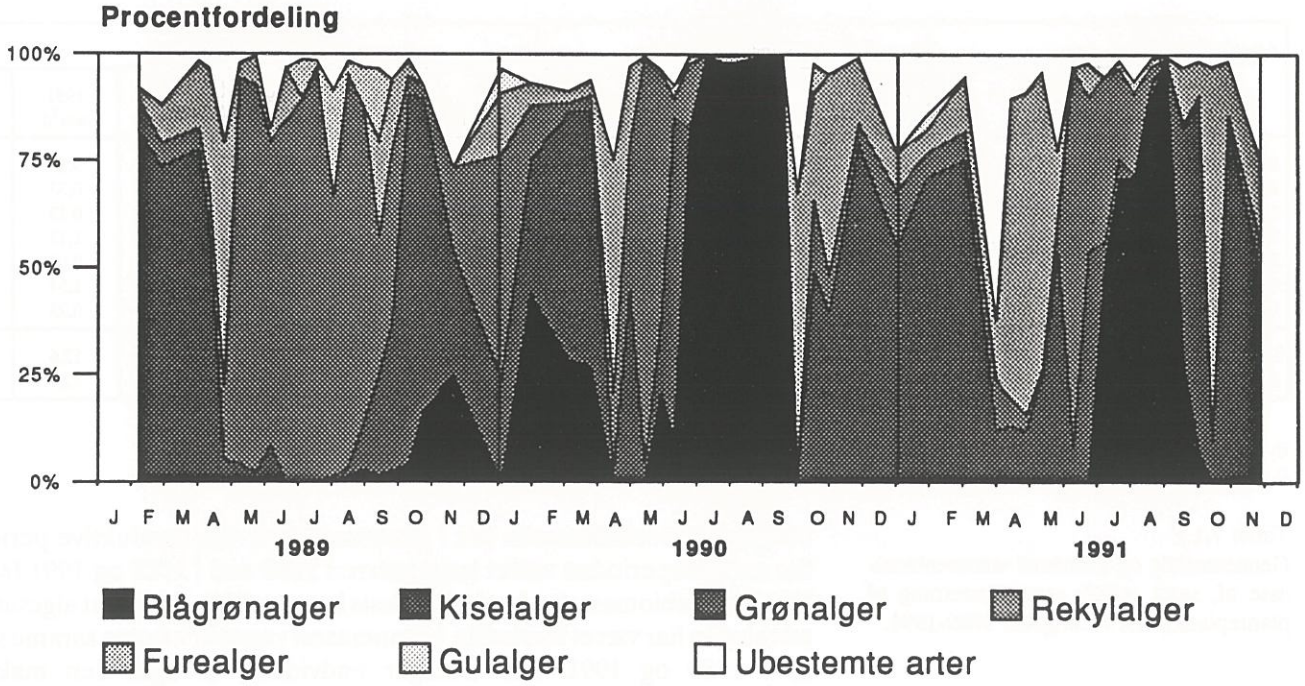
Biomasse.

Planteplanktonmængden, biomassen, er for årene 1989-1991 målt både som indhold af klorofyl-a i søvandet og som volumen (se figur 7.1.1-7.1.2). Klorofyl-a er en vigtig bestanddel af algecellernes grønne farvestof og er



Figur 7.1.1
Sigtdybde og klorofyl-a indhold, samt primærproduktion, potentiel primærproduktion og maksimal primærproduktion i søvandet i Langesø, 1989-1991. Se i øvrigt teksten for en nærmere forklaring.





Figur 7.1.2
Volumenbiomasse og relativ sammensætning af planteplanktonet i Langesø, 1989-1991.

derfor et rimeligt mål for algebiomassen. Farvestofindholdet kan imidlertid variere meget i cellerne på forskellige årstider og afhænger ligeledes af algetypen. Volumenbestemmelsen af algerne formodes derfor normalt at være den metode, som giver det bedste mål for biomassen. Til gengæld er måling af søvandets indhold af klorofyl-a en let og hurtig metode til at opnå et indtryk af planteplanktonbiomassens størrelse.

Klorofylindholdet i søvandet har i 1991 varieret fra minimum 6 til maksimum 115 µg/l, med et gennemsnit i sommerperioden på 50 µg/l. Dette indhold er væsentlig lavere end fundet i gennemsnit i sommerperioden i årene 1989 og 1990 (henholdsvis 130 og 135 µg/l). Variationerne i søvandets klorofylindhold i de tre år stemmer rimelig godt, men bestemt ikke fuldstændigt, overens med de observerede variationer i algevolumen (se også bilag 7).

Planteplanktonbiomassen opgjort på volumenbasis har i 1991 varieret fra et minimum på ca. 0,2 mm^3/l (i januar) til et maksimum på 43 mm^3/l (i starten af september). I den produktive periode (1.5. - 31.10.) og i sommerperioden (1.5. - 30.9.) har planteplanktonbiomassen gennemsnitlig været henholdsvis 9,0 og 13 mm^3/l.

I hele den produktive periode i 1991 har algegrupperne blågrønalger, kiselalger og grønalger været af størst mængdemæssig betydning (se tabel 7.1.1), idet de har udgjort henholdsvis 56, 19 og 10% af den gennemsnitlige totale biomasse. De samme algegrupper har været de mængdemæssigt vigtigste i sommerperioden (henholdsvis 73, 9 og 12% af den gennemsnitlige biomasse).

Algegruppe	Den produktive periode:						Sommerperioden:					
	1989[1)] mm^3/l	%	1990[2)] mm^3/l	%	1991[2)] mm^3/l	%	1989 mm^3/l	%	1990 mm^3/l	%	1991 mm^3/l	%
Blågrønalger	0,08	1	32,1	90	5,05	56	0,07	1	51,1	94	9,25	73
Rekylalger	0,48	5	0,28	1	0,84	9	0,29	3	0,12	0	0,33	3
Furealger	0,30	3	0,24	1	0,07	1	0,54	5	0,38	1	0,13	1
Kiselalger	1,11	12	1,42	4	1,67	19	0,34	3	1,01	2	1,13	9
Stilkalger	0,00	0	0,00	0	0,03	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0
Grønalger	6,70	74	1,22	3	0,91	10	10,2	87	1,66	3	1,54	12
Ubest. arter	0,32	4	0,28	1	0,42	5	0,36	3	0,25	0	0,23	2
Gns. biomasse	9,00	-	35,6	-	8,98	-	11,8	-	54,5	-	12,6	-
Maks. biomasse	28,5	-	145	-	42,7	-	28,5	-	145	-	42,7	-

1): Februar - november
2): Marts - oktober

Tabel 7.1.1
Gennemsnitlig og maksimal volumenbiomasse af, samt relativ sammensætning af planteplanktonet i Langesø, 1989-1991.

Planteplanktonbiomassen har i gennemsnit for den produktive periode og for sommerperioden været langt større i 1990 end i 1989 og 1991 (se tabel 7.1.1). Algebiomassen på volumenbasis har samtidig, uanset at algesammensætningen har været forskellig, i gennemsnit været af næsten samme størrelse i 1989 og 1991. Det fremgår endvidere, at også den maksimale algebiomasse i søvandet har været langt størst i 1990, mindre i 1991 og mindst i 1989.

Årstidsvariation i planteplanktonets sammensætning.

Planteplanktonet har i 1991 haft to små forårsmaksima på henholdsvis 4,4 og 4,8 mm^3/l (i starten af april og midt i maj), tre sommermaksima på henholdsvis 10,8 mm^3/l, 20,4 mm^3/l og 42,7 mm^3/l (sidst i juni, sidst i juli og i starten af september), og endelig to efterårsmaksima på henholdsvis 13,7 og 6,9 mm^3/l (først og sidst i oktober) (se figur 7.1.2). Det tidligste forårsmaksimum har været domineret af små flagellater (ligner *Ochromonas sp.*). Det herefter følgende forårsmaksimum har derimod været domineret af rekylalger. Det første sommermaksimum og de to efterårsmaksima har desuden primært bestået af kiselalger, medens midsommer- og sensommermaksimet især har bestået af blågrønalger.

I 1989 har der været et forårsmaksimum (i starten af april) domineret af kiselalger, endnu et, men meget svagt udviklet, forårsmaksimum (sidst i april) domineret af rekylalger, tre sommermaksima (henholdsvis sidst i maj, midt i juli og midt i august) domineret af grønalger, samt et efterårsmaksimum (sidst i september-først i oktober) domineret af kiselalger og grønalger. Det er karakteristisk for 1989, at grønalger har været langt mere mængdemæssigt betydende end i 1990 og 1991 (se tabel 7.1.1). I 1989 har disse alger således udgjort henholdsvis 74 og 87% af den gennemsnitlige biomasse i den produktive periode og i sommerperioden.

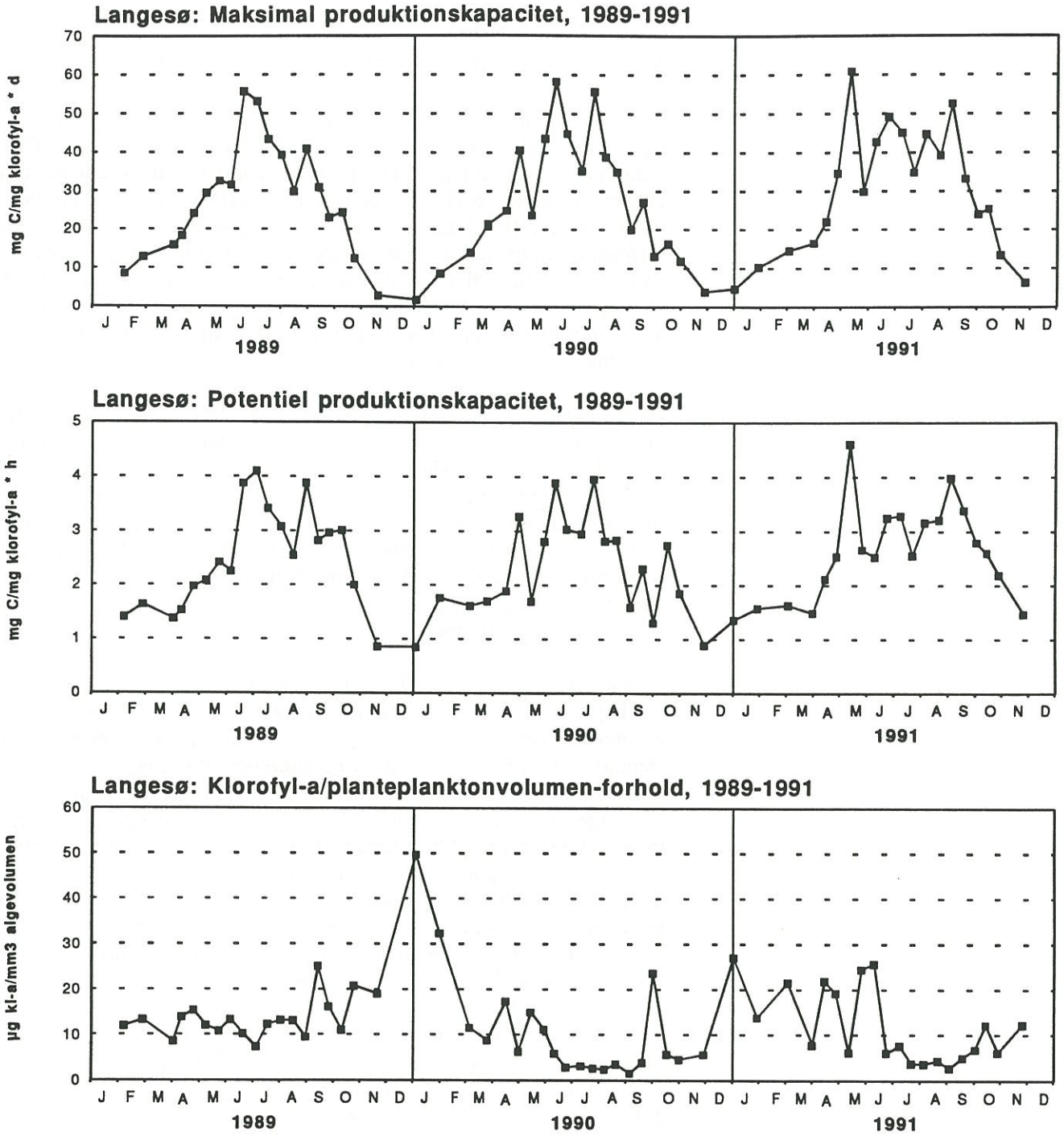
I 1990 har der været et forårsmaksimum (sidst i marts) domineret af kiselalger, endnu et forårsmaksimum (først i maj) domineret af grønalger, et meget stort højsommer- og et endnu større sensommermaksimum (henholdsvis sidst i juli og først i september) domineret af blågrønalger, samt et lille vintermaksimum (først i november) domineret af kiselalger og rekylalger. Det er karakteristisk for 1990, at blågrønalger har været langt mere mængdemæssigt betydende i planteplanktonet i den produktive periode og i sommerperioden end i 1989 og 1991 (se tabel 7.1.1). I 1990 har disse alger således udgjort henholdsvis 90 og 94% af den gennemsnitlige biomasse i den produktive periode og i sommerperioden. Begge de to sommermaksima af blågrønalger har været fuldstændig domineret af arten *Aphanizomenon flos-aquae var. klebanii.*

Sammenfattende synes planteplanktonets relative sammensætning i Langesø således at have varieret meget fra år til år. Blågrønalgernes betydning har været størst i 1990, noget mindre i 1991 og mindst i 1989. Omvendt har grønalgernes relative betydning været størst i 1989, væsentlig mindre i 1991 og mindst i 1990.

Primærproduktion.

Produktionen af planteplankton (primærproduktionen) i Langesø i 1989-1991 fremgår af figur 7.1.1. I figuren er angivet den daglige primærproduktion pr. m^2 søoverflade, den potentielle primærproduktion pr. time og den daglige maksimale primærproduktion.

Det hyppigst anvendte mål for primærproduktionen er planteplanktonets totale daglige produktion i vandsøjlen, som er beliggende under 1 m^2 søoverflade. Algeproduktionen vil i søen kun kunne forekomme i de øvre



Figur 7.1.3
Maksimal og potentiel produktionskapacitet hos, samt forhold mellem klorofyl-a og volumenbiomasse i planteplanktonet i Langesø, 1989-1991. Se i øvrigt teksten for en nærmere forklaring.

vandlag, hvor der lys nok til algernes fotosyntese. Lysintensiteten i søvandet svækkes nemlig med dybden under vandoverfladen, således at algernes fotosyntese vil blive begrænset af lysmangel (algeproduktion vil ikke kunne forekomme dybere end ca. 2*sigtdybden).

Den potentielle primærproduktion kan derimod anvendes som et mål for planteplanktonets evne til at vokse under de for algerne bedst mulige lysforhold. Den potentielle produktion angives pr. time, og der vil normalt være en nær sammenhæng mellem denne og planteplanktonbiomassen.

Den maksimale primærproduktion er et mål for planteplanktonets højest opnåelige produktion i søvandet ved den aktuelle daglængde.

Primærproduktionen pr. arealenhed har i 1991 varieret fra et minimum på 282 til et maksimum på 4090 mg C/m^{2}d, med et gennemsnit i sommerperioden på 1900 mg C/m^{2}d. På årsbasis er primærproduktionen beregnet til 387 g C/m^2. Denne produktion er væsentlig lavere end den, som er beregnet for 1989 og 1990 (henholdsvis 512 og 504 g C/m^{2}år). Uanset at der i 1990 således er fundet meget højere algebiomasser om sommeren end i 1989, har primærproduktionen i gennemsnit for perioden været næsten ens i de to år (henholdsvis 2780 og 2690 mg C/m^{2}d). Dette viser, at de grønalger, som har været dominerende i søvandet i 1989, vokser væsentlig hurtigere end de blågrønalger, som har domineret i 1990.

Det fremgår af figur 7.1.1, at forløbet af kurven over den potentielle primærprodukton i alle tre år meget nøje følger forløbet af kurven over klorofyl-a indholdet i søvandet, hvorimod sammenhængen med kurveforløbet over algevolumenet i søvandet er væsentlig dårligere.

En sammenligning mellem kurven for potentiel primærproduktion i de tre år og den for maksimal primærproduktion antyder, at lysindstråling næppe i væsentligt omfang har været begrænsende for planteplanktonets vækst i de øvre vandlag. Sammenlignes samtidig kurven for potentiel produktion med den for primærproduktion pr. m^2 søoverflade, ses, at der tværtimod formentlig i perioder må have forekommet en lyshæmning af algerne i de øvre vandlag. Dette har specielt været tilfældet hvert år i juni, hvor grønalger har været dominerende i planteplanktonet. I 1989-1990 har det især været *Carteria sp.*, medens det i 1991 især har været *Coelastrum microporum*, som har været betydende blandt grønalgerne.

Planteplanktonets maksimale produktionskapacitet (her angivet som den maksimale primærproduktion divideret med klorofyl-a indholdet i søvandet) har i årene 1989-1991 typisk været lav om vinteren (lavest i november-december), herefter stigende gennem forårsmånederne til et maksimum sidst på foråret (sidst i april 1991) eller først på sommeren (i juni 1989 og 1990), noget svingende i størrelse hen over sommeren, for derefter atter at falde i løbet af efteråret (se figur 7.1.3). Det fremgår af figuren, at den mindste produktionskapacitet er fundet i november-januar 1989-1990 og november-januar 1990-1991, d.v.s. i perioder med en relativt stor sigtdybde, lave vandtemperaturer og en forholdsvis lav algebiomasse i søvandet. Planteplanktonets største produktionskapacitet i de tre år er endvidere fundet i perioder, hvor algebiomassen ikke har været specielt høj, men hvor

grønalger (*Carteria sp.*) eller rekylalger (især *Rhodomonas lacustris*) har været mest betydende i planktonet.

Det ses endvidere, at algernes maksimale produktionskapacitet i forhold til de observerede ændringer i algevolumenet har været specielt høj i forårs- og forsommermånederne i alle tre år og i sensommermånederne 1989 (se i øvrigt afsnit 7.2 om græsning).

Endelig fremgår for 1990, at planteplanktonets maksimale produktionskapacitet under blågrønalgemaksimet i august-september har været faldende, selvom algernes volumenbiomasse har været stigende (se i øvrigt nedenfor). Det fremgår således, at blågrønalgerne under det andet sommermaksimum har vokset væsentlig langsommere end under det første sommermaksimum i juni-juli.

Planteplanktonets potentielle produktionskapacitet har i årene 1989-1991 varieret fra minimum 0,9 til maksimum 4,6 mg C/mg klorofyl-a time, med et gennemsnit i sommerperioden 1989, 1990 og 1991 på henholdsvis 3,0, 2,7 og 3,2 mg C/mg klorofyl-a time. Den potentielle produktionskapacitet om sommeren har således været næsten ens i de tre år (dog lavest i 1990, hvor blågrønalger har været totalt dominerende om sommeren).

Sammenlignes klorofyl/volumenbiomasse-forholdet i søvandet i de enkelte år, ses, at dette forhold har været relativt højt i vintermånederne 1989-1990 og 1990-1991, især lige først i 1990 (maksimum-værdi 50 µg klorofyl-a/mm^3 alge). Årsagen hertil er formentlig, dels at algernes klorofylindhold er relativt højt under dårlige lysforhold, dels at en del af det målte klorofyl på dette tidspunkt i virkeligheden har været nedbrydningsprodukter af klorofyl. Såfremt det sidste er tilfældet, har algernes produktionskapacitet i vintermånederne været noget større end angivet på figur 7.1.3.

Det er beregnet, at klorofyl/volumenbiomasse-forholdet i gennemsnit for sommerperioden har været henholdsvis 13, 7 og 10 µg klorofyl-a/mm^3 alge i 1989, 1990 og 1991. Årsagen til, at dette forhold er størst i 1989, er uden tvivl, at planteplanktonet her har været domineret af grønalger, medens det i de to øvrige år har været blågrønalger, der har haft størst betydning om sommeren. Grønalger har nemlig typisk et forholdsvis højt klorofylindhold pr. volumen celle, hvorimod klorofylindholdet i blågrønalger er betydelig lavere (se Reynolds, 1986, Kristensen m.fl., 1991).

7.2 Dyreplankton.

Artssammensætning.

I dyreplanktonet i Langesø er der i 1991 ialt fundet 16 arter af rotatorier (hjuldyr) og 11 arter af krebsdyr (se bilag 9). Blandt krebsdyrene er fundet 7 arter af cladocerer (dafnier) og 4 arter af copepoder (vandlopper), herunder 1 calanoid og 3 cyclopoide copepoder. Derudover er blandt ciliaterne registreret 5 slægter og en gruppe af tintinnider (ciliater med hus), samt yderligere to størrelsesgrupper af ciliater (<20 µm og 20-100 µm).

Dyreplanktonet består af arter, som er typiske for relativt næringsrige søer (se bilag 9). Dog findes copepoden *Eudiaptomus graciloides* typisk i mindre næringsrige, relativt dybe søer.

Artssammensætningen af dyreplanktonet i 1989-1991 fremgår af bilag 9. De dyrearter, som har haft størst mængdemæssig betydning i søvandet, har i 1991 været rotatorien *Asplanchna priodonta*, cladocererne *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris*, samt især copepoderne *Eudiaptomus graciloides* og *Cyclops strenuus*.

I 1989 har cladocererne *Daphnia cucullata*, *D. galeata* og *Diaphanosoma brachyurum*, samt copepoderne *Eudiaptomus graciloides* og *Cyclops strenuus* været de vigtigste arter, medens de mest betydende arter i 1990 har været *D. cucullata*, *D. galeata*, *D. brachyurum* og *Eudiaptomus graciloides*.

Dyregruppernes relative mængdemæssige betydning i søvandet har endvidere været forskellig de enkelte år (se nedenfor).

Biomasse.

Dyreplanktonbiomassen har i Langesø i 1991 varieret fra minimum 0,3 mm^3/l (først i januar) til maksimum 8,2 mm^3/l (sidst i april) (se figur 7.2.1). Dyreplanktonbiomassen har været henholdsvis gennemsnitlig 4,4 og 4,2 mm^3/l i den produktive periode og i sommerperioden.

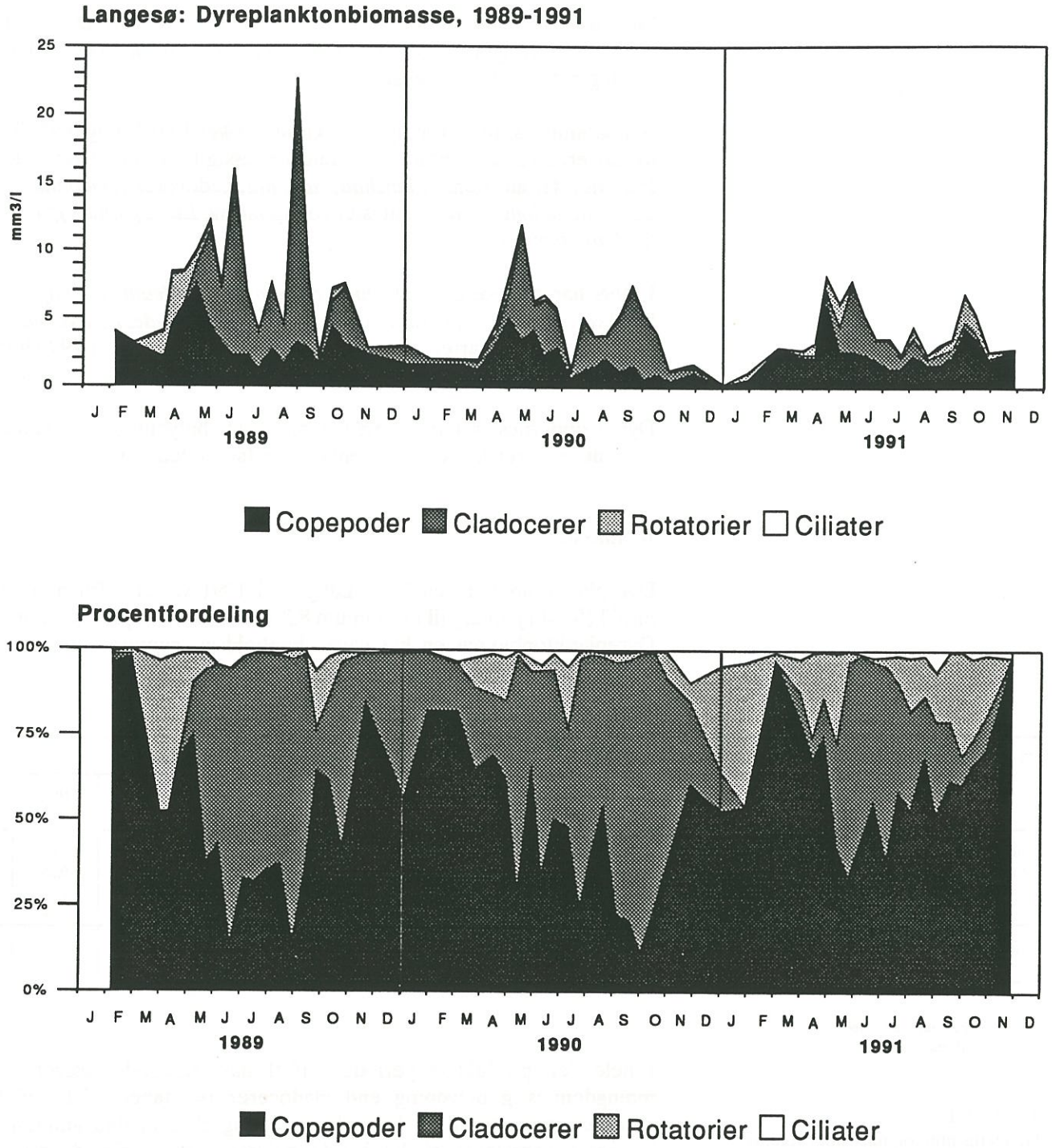
Dyregruppe	Den produktive periode:						Sommerperioden:					
	1989[1)] mm^3/l	%	1990[2)] mm^3/l	%	1991[2)] mm^3/l	%	1989 mm^3/l	%	1990 mm^3/l	%	1991 mm^3/l	%
Ciliater	0,14	2	0,07	1	0,06	2	0,20	2	0,08	1	0,06	1
Rotatorier	0,53	8	0,22	5	0,61	11	0,20	2	0,20	3	0,36	9
Cladocerer	3,12	45	2,52	51	1,18	28	6,37	66	3,24	56	1,77	42
Copepoder	3,16	45	2,12	43	2,55	59	2,88	30	2,29	40	2,00	48
Gns. biomasse	6,95	-	4,94	-	4,39	-	9,64	-	5,80	-	4,19	-
Maks. biomasse	22,7	-	12,0	-	8,18	-	22,7	-	12,0	-	7,85	-

1): Februar - november
2): Marts - oktober

Tabel 7.2.1
Gennemsnitlig og maksimal volumenbiomasse af, samt relativ sammensætning af dyreplanktonet i Langesø, 1989-1991.

I hele den produktive periode i 1991 har copepoder været af større mængdemæssig betydning end cladocerer (se tabel 7.2.1), idet disse dyregrupper har udgjort henholdsvis 59 og 28% af den gennemsnitlige biomasse. I sommerperioden har de to dyregrupper derimod været næsten lige betydende i planktonet (henholdsvis 48 og 42% af den gennemsnitlige totale biomasse). I gennemsnit for den produktive periode har ca. halvdelen af copepoderne været calanoide former. Rotatorier har i 1991 været mest betydende i søvandet sidst i januar og først i oktober. Ciliater har endvidere generelt haft forholdsvis ringe betydning i dyreplanktonet i Langesø (højst 6% af totalbiomassen ved de enkelte prøvetagningsgange).

Dyreplanktonbiomassen har i gennemsnit for den produktive periode og for sommerperioden været mindst i 1991, lidt større i 1990 og størst i 1989



Figur 7.2.1.
Volumenbiomasse og relativ sammensætning af dyreplanktonet i Langesø, 1989-1991.

(se tabel 7.2.1). Det samme er tilfældet for de maksimale dyreplanktonbiomasser i søvandet.

Årstidsvariation i dyreplanktonets sammensætning.

Dyreplanktonet har i 1991 været svagt udviklet i januar (0,3-1,1 mm^3/l) (se figur 7.2.1). Dyreplanktonet har herefter dannet to forårsmaksima (i starten af marts og sidst i april) på 3,0 og 8,2 mm^3/l, et forsommermaksimum (sidst i maj) på 7,8 mm^3/l, et sensommermaksimum (først i august) på 4,4 mm^3/l og endelig et efterårsmaksimum (i starten af oktober) på 6,9 mm^3/l. Cladocerer har kun været dominerende (>50% af biomassen) i søvandet i perioderne sidst i maj-først i juni og først i juli, medens copepoder har været dominerende først i januar-sidst i april, sidst i juni og sidst i juli-sidst i november.

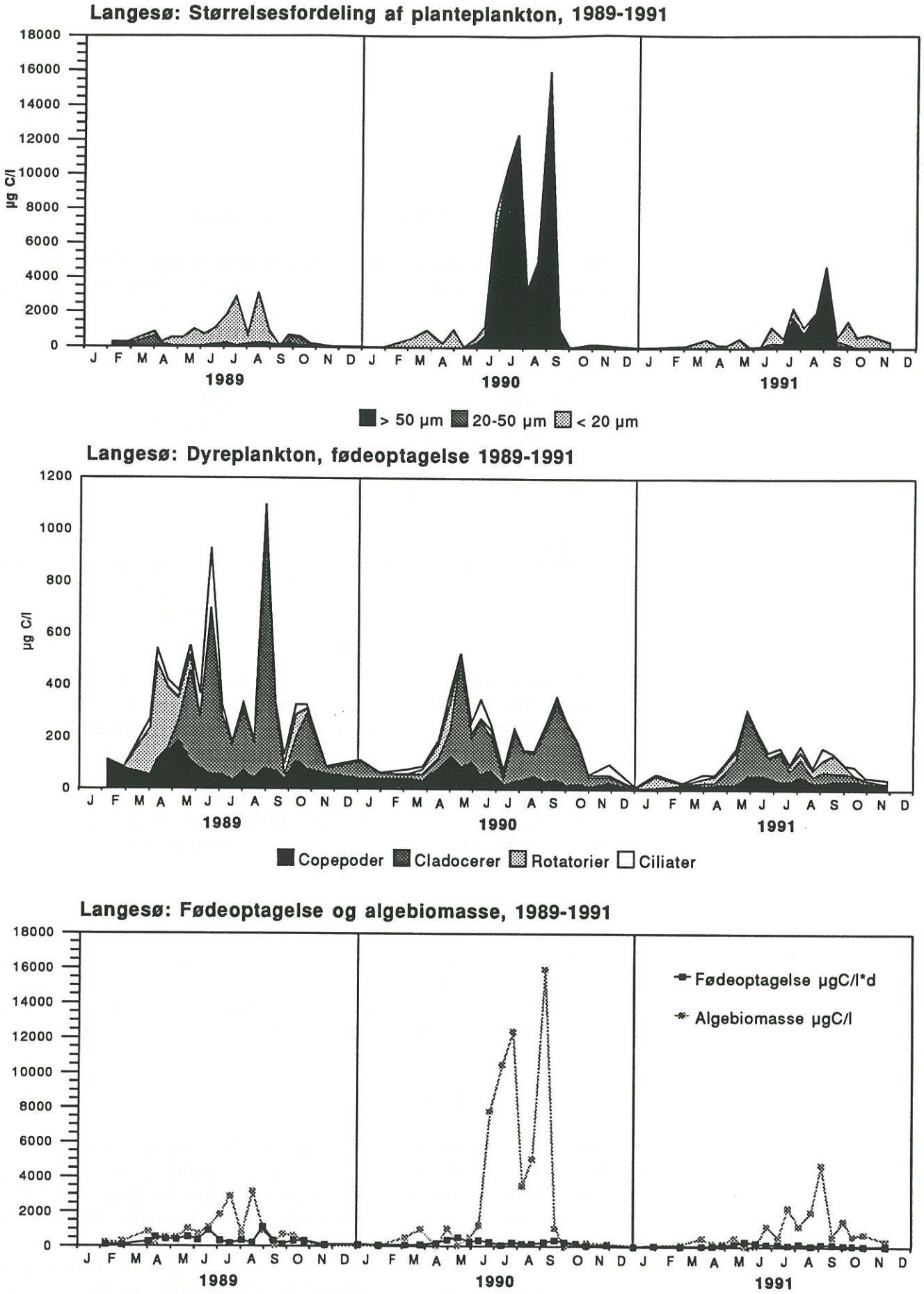
I 1989 har der tilsyneladende været et meget tidligt forårsmaksimum (først i februar), et forsommermaksimum (sidst i maj), et højsommermaksimum (sidst i juni), to sensommermaksima (først og sidst i august) og et efterårsmaksimum (sidst i oktober). Cladocerer har været dominerende i planktonet sidst i maj-midt i september og sidst i oktober. Det er bl.a. karakteristisk for 1989, at cladocerer har været meget fåtallige i søvandet i de første af årets måneder indtil først i maj.

I 1990 har den overvintrende biomasse af planktondyr, herunder cladocerer, været forholdsvis høj. Dyreplanktonet har først dannet et egentligt maksimum midt i maj, to højsommermaksima (midt i juni og sidst i juli), et sensommermaksimum (sidst i september) og et lille vintermaksimum (sidst i november). Cladocerer har i dette år været dominerende i søvandet midt i maj, først i juni, sidst i juli-først i august, samt i perioden først i september-først i november. Det er endvidere bl.a. karakteristisk for 1990, at cladocerbiomassen har været højere i januar-februar end i de to andre år.

Sammenfattende viser resultaterne, at dyreplanktonbiomassen i alle tre år har været relativt lav midt på sommeren. Samtidig har dyreplanktonets relative sammensætning om sommeren ændret sig gennem de tre år, idet cladocerernes relative betydning har været faldende og copepodernes tilsvarende stigende i søvandet. Rotatoriernes og ciliaternes relative betydning har samtidig været ringe i alle tre år.

Græsning og predation.

Mange dyreplanktonarter lever i overvejende grad som planteædere, idet de ernærer sig af alger, bakterier og fine partikler af dødt organisk materiale. Denne levevis betegnes græsning. Typiske planteædere er fx. mange rotatorier, mange af de store cladocerer og de calanoide copepoder, samt nauplier og mange copepoditer (yngre og ældre larvestadier) af copepoder. Disse græssere kan have endog meget stor betydning for artssammensætning og biomasse af planteplanktonet i en sø.



Figur 7.2.2.
Størrelsesfordeling af planteplanktonet, fødeoptagelse hos dyreplanktonet og kulstofbiomasse af planteplanktonet i Langesø, 1989-1991. Algebiomassen er omregnet til kulstofenheder under antagelse af, at algerne har et kulstofindhold på 11% (for furealger med panser dog 13%) af vådvægten.

Dyreplanktonet er endvidere udsat for at blive spist af andre dyr. Dette kaldes predation. Det er især fisk, som derved får indflydelse på mængden af dyreplankton i søvandet, men også visse dyreplanktonarter lever af andre mindre dyreplanktonformer. Blandt disse rovlevende dyreplanktonorganismer er mange cyclopoide copepoder og rotatorien *Asplanchna priodonta*.

I nærings- og fiskerige søer ses ofte, at dyreplanktonædende fisk er i stand til næsten at "udrydde" de store dyreplanktonarter, fx. *Leptodora hyalina* og arter af *Daphnia*. Dette vil specielt være tilfældet i perioder, hvor der er klækket en ny generation af fiskeyngel i søen. Blandt fiskene er det især skalle og små brasen, som lever af dyreplankton. Skaller lever imidlertid også af bundlevende smådyr, medens større brasen udelukkende lever af bunddyr. Aborrer har ligeledes betydning for mængden af dyreplankton, idet de især som små lever af disse organismer. Større aborrer lever derimod af mindre fisk og bunddyr. Netop de tre nævnte fiskearter udgør en meget betydelig del af fiskebestanden i Langesø (fiskeundersøgelse udført i 1989, se Fyns Amt (1991a) og Mohr-Markmann (1992)).

I det følgende beskrives dyreplanktonets betydning for mængden af planteplankton i vandet i Langesø. Derudover foretages en vurdering af fiskenes betydning for mængden af dyreplankton i søvandet.

Dyreplanktonets fødeoptagelse er beregnet på baggrund af et skønnet forhold mellem den daglige fødeoptagelse og biomassen af dyrene. Ved beregningen er antaget, at ciliater, rotatorier, cladocerer og copepoder spiser henholdsvis 5, 2, 1 og 0,5 gange deres egen biomasse pr. dag. Ved opgørelsen er der samtidig udeladt arter, som ikke eller kun i meget ringe omfang lever af planteplankton. Den angivne fødeoptagelse omfatter således primært fødeoptagelse i form af græsning.

I 1991 har dyreplanktonets fødeoptagelse varieret fra minimum 10 µg C/l d (først i januar) til maksimum 307 µg C/l d (sidst i maj) (se figur 7.2.2). Fødeoptagelsen har i gennemsnit for sommerperioden været 166 µg C/l d. Fødeoptagelsen har været væsentlig mindre end i samme periode i 1989 og 1990 (henholdsvis gennemsnitlig 461 og 258 µg C/l d). I den treårige periode er den maksimalt registrerede fødeoptagelse hos dyreplanktonet 1100 µg C/l d (sidst i august 1989).

Ved sammenligning af den beregnede fødeoptagelse hos dyreplanktonet i 1991 med algebiomassen (se figur 7.2.2) og algernes primærproduktion (se figur 7.1.1) i søvandet ses, at dyreplanktonet formentlig har haft en væsentlig begrænsende effekt på planteplanktonmængden i maj-sidst i juni 1989, sidst i august-midt i september 1989, i oktober 1989-januar 1990, først i april-først i juni 1990, midt i september-december 1990, midt i maj-først i juni 1991, først i juli, samt sidst i september og sidst i oktober 1991.

Det fremgår desuden, at dyrenes fødeoptagelse i visse perioder i de tre år synes at have været større end primærproduktionen i søvandet. Dette har fx. været tilfældet sidst i august 1989, midt i maj og sidst i september 1990 og sidst i maj 1991. I disse perioder har dyreplanktonet bl.a. omfattet cladocerarterne *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma brachyurum* og *Daphnia cucullata* og *D. galeata*. Disse vides at være i stand til at leve af henfaldende

alger og især de bakterier, som lever af at nedbryde algerne (Bosselmann og Riemann, 1986).

Udenlandske og danske undersøgelser har vist, at rotatorier og krebsdyr i dyreplanktonet er afhængige af, at fødepartiklerne i søvandet har en passende størrelse. Generelt synes partikler mindre end 50 µm således at være de bedste fødeemner for dyreplanktonet som helhed (se fx. Bosselmann og Riemann, 1986). Store alger, som trådformede eller kolonidannende blågrønalger, må således anses for dårlige fødeemner for dyrene. Selvom små kolonier og tråde af blågrønalger, samt større kolonier og tråde af disse alger (spises af nogle dyr "i småbidder"), kan fungere som føde for visse dyreplanktonarter, formodes fødekvaliteten af blågrønalger generelt at være ringe. Dette skyldes dels, at dyrenes udnyttelse af denne føde er relativt dårlig, dels at blågrønalgerne i mange tilfælde udskiller kemiske stoffer, som er giftige for dyrene (se fx. Fulton, 1988, Fulton og Paerl, 1987, Fulton og Paerl, 1988).

Det fremgår af figur 7.2.2, at mængden af store alger (> 50 µm) i 1991 har været størst fra sidst i juli til først i september måned. I denne periode har især den store, trådformede blågrønalge *Planktothrix agardhii* været meget betydende i søvandet.

I 1990 har store alger været særlig betydende i søvandet i perioden sidst i juni-sidst i september (især blågrønalgen *Aphanizomenon flos-aquae var. klebanii*).

I 1989 har store alger derimod kun forekommet i meget ringe mængde i søvandet. Mest betydende blandt de store alger har været furealgen *Ceratium hirundinella* (først i juli og først i august) og grønalgen *Closterium acutum var. variabile* (sidst i september). Der har dog samtidig med disse algers forekomst været andre, mindre og mere "spiselige" algeformer til stede i søvandet.

I sommerperioden 1991 har algearter mindre end 50 µm udgjort 25% af den gennemsnitlige planteplanktonbiomasse (3,10 mm^3/l). I 1989 og 1990 har de mindre alger tilsvarende udgjort henholdsvis 94% (11,1 mm^3/l) og 5% (2,92 mm^3/l) af den gennemsnitlige algebiomasse i denne periode. Mængden af de mindre og formodentlig mere "spiselige" alger har således været størst om sommeren i 1989 og væsentlig mindre i 1990-1991. I overensstemmelse hermed har dyreplanktonets biomasse og dermed den beregnede fødeoptagelse i sommerperioden været større i 1989 end i de to efterfølgende år.

Sammenfattende viser resultaterne, at dyreplanktonets fødeoptagelse har haft forholdsvis ringe betydning for, hvor mange alger der findes i søen midt på sommeren. Samtidig har såvel mængden af "spiselig" algeføde, som fødeoptagelsens størrelse, i sommerperioden været faldende fra 1989 til 1991.

Fisk, som lever af dyreplankton, spiser fortrinsvis de større former af calanoide copepoder og cladocerer i søvandet. I søer, hvor fiskenes predation på dyreplanktonet er meget stor, vil mindre dyreplanktonformer derfor typisk blive dominerende. Effekten af fiskene ses særlig tydeligt i

søer, hvor der forekommer meget betydelige ændringer i fiskebestandens sammensætning fra år til år.

Det kan ikke udelukkes, at der er sket væsentlige ændringer i fiskebestanden i Langesø i perioden 1989-1991, idet der i 1990 har været konstateret fiskedød i starten af juni, midt i august og i starten af september (se i øvrigt afsnit 7.3). Denne fiskedød formodes forårsaget af lavt indhold af ilt og højt indhold af svovlbrinte (i juni) eller højt ammoniakindhold og forekomst af giftige alger (i august og september) i søvandet. Det er dog uvist, i hvilket omfang små dyreplanktonædende fisk har været berørt af fiskedøden, samt hvor mange fisk der reelt er gået til i de enkelte perioder. Såfremt fiskedøden har omfattet samme års fiskeyngel, vil der kunne forventes en formindsket predation på dyreplanktonet om sommeren 1990. Såfremt kun voksne fisk har været berørt af fiskedød, vil effekten på dyreplanktonet derimod først kunne forventes i de efterfølgende år.

Den gennemsnitlige størrelse af de mere betydende store dyreplanktonarter i søvandet i Langesø i 1989-1991 fremgår af tabel 7.2.2. Med kendskab til den gennemsnitlige størrelse og det totale antal individer af de enkelte cladocerarter i sommerperioden kan beregnes, at cladocererne som helhed har haft en gennemsnitslængde på henholdsvis 0,508, 0,523 og 0,433 mm i årene 1989, 1990 og 1991. Samtidig kan beregnes, at forholdet mellem det totale antal individer af *Daphnia* og det totale antal individer af cladocerer i sommerperioden har været henholdsvis 0,50, 0,52 og 0,30. Igennem perioden 1989-1991 er det totale antal cladocerer formindsket, samtidig med at sammensætningen af cladocererne er ændret gennem perioden, idet især individantallet af *Daphnia* i søvandet er faldet betydeligt fra 1989/1990 til 1991. En forklaring på de observerede ændringer af dyreplanktonet kan bl.a. være, at predationen på dyreplanktonet har været mindst i 1990, lidt større i 1989 og størst i 1991.

Dyregruppe og -art	1989	1990	1991
Copepoder (calanoide):			
Eudiaptomus graciloides	1076	1089	1126
Copepoder (cyclopoide):			
Cyclops strenuus	850	(1075)	-
Mesocyclops leuckarti	785	765	728
Cladocerer:			
Daphnia cucullata	551	585	506
Daphnia galeata	770	812	847
Diaphanosoma brachyurum	665	617	593
Bosmina longirostris	295	332	350
Bosmina coregoni	397	388	317
Chydorus sphaericus	277	301	(270)

() angiver, at der er mindre end 5 målinger i sommerperioden.

Tabel 7.2.2
Gennemsnitslængde (μm) af store dyreplanktonarter i Langesø i sommerperioden (1.5 - 30.9) 1989-1991.

En nøjere vurdering af fiskepredationens betydning for dyreplanktonets sammensætning og mængde forudsætter imidlertid, at der udføres jævnlige undersøgelser af fiskeynglens sammensætning og mængde i søen.

7.3 Samspil mellem fysisk-kemiske og biologiske forhold i søen.

Det er vanskeligt ud fra kun tre års intensive undersøgelser af planktonet at vurdere, hvilke faktorer der er afgørende for, hvordan mængden og sammensætningen af planktonalger bliver om sommeren de enkelte år. Der skal dog i det følgende gives et forsigtigt skøn over, hvilke forhold der spiller en væsentlig rolle for planktonets udvikling ved den idag værende miljøtilstand.

Ved at betragte samspillet mellem de fysisk-kemiske og biologiske forhold i perioden 1989-1991 opnås et indtryk af, hvorledes søen ændrer sig over kort tid. Selvom der i denne periode muligvis både er sket visse ændringer i fosforudvaskningen fra oplandet (se afsnit 3) og ændringer i søens fiskebestand (se afsnit 7.2), vil en stor del af de observerede ændringer i planteplanktonets sammensætning og mængde formentlig være klimatisk betingede.

Det er kendt for søer, at vejrforholdene kan have endog meget stor betydning for planktonets udvikling gennem hele vækstsæsonen. Særlige klimatiske "hændelser", så som høje vintertemperaturer og kraftig vindomrøring, har fx. stor indflydelse på, i hvilket omfang planktonet kan forblive i live i vandfasen om vinteren. Ligeledes har vejrforholdene stor indflydelse på hyppighed og varighed af springlagsdannelse i lavvandede søer. Samtidig har perioder med høj vandtemperatur, svag eller ingen vind og høj lysindstråling stor betydning for algernes vækstbetingelser.

Resultaterne antyder, at planteplanktonet i Langesø idag typisk vil være begrænset af græsning i vinter-, forårs- og efterårsmånederne, hvorimod planktonalgerne i sommermånederne vil være begrænset af andre forhold, herunder i kortere perioder af kvælstofmangel (se også afsnit 6.1 herom). Årsagen til, at græsning har ringe betydning i søvandet om sommeren, kan dels være fiskepredation på dyreplanktonet, dels mangel på "spiselig" føde for planktondyrene.

De observerede ændringer i planteplanktonet om sommeren er i det følgende gennemgået ud fra kendskab til disse forhold.

Vejrforhold og græsning.

Forsommeren 1989 og 1990 har generelt været forholdsvis varm og solrig, hvorimod forsommeren 1991 har været noget køligere og mindre solrig (se afsnit 2 for en nøjere beskrivelse af vejrforholdene). Derudover har der i forsommeren 1990 været en relativt længere periode med svag eller ingen vind end i 1989. I alle tre år har indholdet af opløst uorganisk kvælstof været faldende og indholdet af opløst uorganisk fosfor stigende i søvandet i løbet af forsommeren. Det må formodes, at bl.a. de omtalte forskelle i vejrforhold og det faldende N/P-forhold (opløst form) har betinget, at planteplanktonet er blevet domineret af bestemte arter.

I 1989, 1990 og 1991 har planteplanktonet således været domineret af henholdsvis *Carteria sp.*, *Aphanizomenon flos-aquae var. klebanii* og *Planktothrix agardhii*. *Carteria sp.* udmærker sig ved at være forholdsvis lille, meget hurtigt voksende og samtidig selvbevægelig (forsynet med flageller). De to blågrønalger er derimod store og langsomtvoksende. De har begge en dybderegulerende evne, således at de er i stand til at flytte sig op og ned i vandmassen for herved at opnå den bedst mulige adgang til lys og næringsstoffer. *Planktothrix agardhii* er endvidere tilpasset til at kunne klare forholdsvis dårlige lysforhold under omrøring af vandmasserne, idet den indeholder det røde farvestof phycoerythrin, som effektivt kan binde lys. *Aphanizomenon flos-aquae* synes derimod at kræve større lysintensitet ved høj temperatur end *Planktothrix* (Steinberg & Hartmann, 1988). En yderligere forskel mellem de to arter er, at *Aphanizomenon* er i stand til at binde frit kvælstof fra atmosfæren (kvælstoffiksering), hvorimod *Planktothrix* ikke kan dette (se fx. Riddolls, 1985b). Kvælstoffikseringen foregår i særlige celler (heterocyster). Udenlandske undersøgelser har vist, at heterocystdannelsen er størst hos *Aphanizomenon*, når indholdet af uorganisk kvælstof i søvandet er meget lavt, samt at kvælstoffiksering hos denne alge er særlig stor i forbindelse med perioder, hvor der foregår en fosforfrigivelse fra søsedimentet (Riddolls, 1985a). Resultater af de omtalte undersøgelser viser, at *Aphanizomenon* kan have konkurrencemæssig fordel i forhold til *Planktothrix*, når indholdet af uorganisk kvælstof er særlig lavt i søvandet (Riddolls, 1985b).

I Langesø er der imidlertid intet, som tyder på, at indholdet af uorganisk kvælstof har været væsentlig forskelligt i forsommeren i 1990 og 1991, hvorfor det må formodes, at forskellen i planktonsammensætning mellem disse to år primært er betinget af forskelle i vejrforholdene (især forskelle i forekomst af vindstille perioder med høj lysindstråling).

Sammenlignes planktonets sammensætning i maj måned i de tre år, ses, at der i 1990-1991 har været en markant klarvandsfase efter det seneste forårsalgemaksimum, hvorimod en sådan ikke er forekommet i 1989. Denne forskel kan måske forklares ved, at græsningen fra dyreplanktonet i april-først i maj 1989 ikke i samme omfang som i de efterfølgende år har kunnet følge med opvæksten af alger i denne periode (planteplanktonet domineret af meget hurtigt voksende alger). Som et resultat af en forholdsvis mindre effektiv græsning har den meget hurtigtvoksende *Carteria sp.* måske haft mulighed for at opnå meget høj biomasse i søvandet i 1989. Derudover er *Cateria sp.* formodentlig konkurrencemæssigt tilpasset til at kunne vokse ved de lave fosforkoncentrationer, som er forekommet i søvandet i maj måned. Det er således sandsynligt, at denne alge er i stand til at bevæge sig ned til søbunden, hvor fosfortilgængeligheden er størst.

Næringsstofbegrænsning og vejrforhold.

I 1989 har mængden af *Carteria* varieret meget i juni-september, idet der er forekommet to algesammenbrud i denne periode. I forbindelse med algernes henfald har iltindholdet været lavt og indholdet af ammoniumkvælstof forholdsvis højt i søvandet. Det kan formodes, at algesammenbruddene skyldes mangel på opløst uorganisk kvælstof i en periode med lunt og solrigt vejr. Efter det første algesammenbrud har der atter været

mulighed for optagelse af kvælstof og dermed fornyet vækst af *Carteria* i søvandet. At der ikke tilsvarende sker fornyet opvækst af denne alge efter det næste sammenbrud, kan skyldes, at græsningen har været relativt betydende i denne periode.

I juni-september 1990 har algebiomassen svinget fra meget høje værdier til meget lave værdier. Det kan formodes, at det første tilsyneladende algesammenbrud er forårsaget af lyshæmning (fotooxidation) i en periode med varmt, solrigt og stille vejr. I forbindelse hermed har iltindholdet været formindsket, men har dog ikke nået så lave værdier som under grønalgesammenbruddene i 1989. Under den første kraftige opvækst af *Aphanizomenon* er indholdet af opløst uorganisk kvælstof faldet, indtil en meget lav koncentration er nået, samtidig med at algebiomassen næsten er nået op på maksimum. I forbindelse med det første algesammenbrud er indholdet af ammonium-kvælstof steget for derefter atter at falde, samtidig med den fornyede forøgelse i søvandets indhold af blågrønalger. Det er i denne forbindelse usikkert, i hvilket omfang kvælstoffiksering har haft betydning for blågrønalgernes vækst i sommerperioden 1990 (se også afsnit 6.3). Det fremgår af primærproduktionsmålingerne, at algerne under det efterfølgende maksimum har vokset langsommere end under det første. Det kan ikke udelukkes, at en del af de blågrønalger, som har været til stede på dette tidspunkt, stammer fra det foregående maksimum ("gamle" alger, som har overlevet første "stress"-periode). Efter afkøling af vandet i en forholdsvis solfattig periode er blågrønalgerne herefter faldet hen for alvor først i september. Samtidig med dette henfald har iltindholdet i søvandet været relativt lavt i hele vandmassen. Det kan ikke udelukkes, at *Aphanizomenon* en del af sommeren har været giftig for fisk. At cladocererne i gennemsnit har været størst i dette år, antyder i hvert fald, at fiskepredationen her kan have været forholdsvis lille. Årsagen til, at dyreplanktonets biomasse og fødeoptagelse har været ringe det pågældende år, kan derfor udmærket have været mangel på "spiselig" føde.

I 1991 har indholdet af uorganisk kvælstof været meget lavt i juli-august. Faldet i blågrønalgebiomasse efter først maksimum har formentlig været forårsaget af lyshæmning, mens det næste fald måske skyldes kvælstofmangel. Efter det seneste henfald af *Planktothrix* er iltindholdet faldet og indholdet af ammonium-kvælstof steget væsentligt i hele vandmassen.

Økologisk ubalance.

Det fremgår af resultaterne af de gennemførte undersøgelser i Langesø i 1989-1991, at søen er ude af økologisk balance, idet der bl.a. forekommer meget store variationer i sammensætning og mængde af planktonalger i søen. Søen er således meget stærkt påvirket af næringsstoffer, idet der både er en betydelig ekstern og intern næringsstofbelastning af søen. For at søens tilstand skal forbedres afgørende, er det nødvendigt, at især fosforbelastningen (både den interne og den eksterne) formindskes. Da der i søen sker meget store svingninger i algesammensætning og mængde fra år til år, er det meget vanskeligt at vurdere, hvorvidt den tilsyneladende forbedring i søens tilstand i 1991 er af permanent karakter, eller om der i vidt omfang er tale om klimatisk betingede forskelle mellem de enkelte år. De fremtidige undersøgelser vil vise dette.

8. Udvikling i søens miljøtilstand.

8.1 Tidligere og nuværende tilstand.

De tidligste kendte oplysninger om miljøtilstanden i Langesø stammer fra oktober 1927, hvor der er foretaget en orienterende fiskerimæssig undersøgelse af søen (Otterstrøm, 1927). Sigtdybden i søen er herved målt til 1,60 m (kun 1 måling). Søen har endvidere dengang haft en smal rørsump, flydebladzone i vest- og østenden og en generelt rig undervandsvegetation (rankegrøde) bestående af Kruset Vandaks, Hornblad og især Tusindblad. Tilstedeværelsen af udbredt rankegrøde viser, at søen også om sommeren må have været klarvandet. Derimod synes fiskebestanden i 1927 ligesom i dag især at have været domineret af brasen, skalle og aborre (små individer), medens arter typiske for rankegrøde, flydebladzone og rørsump (karudse, rudskalle og suder) også da har været fåtallige. Fiskebestanden har således også i 1927 lignet den, som typisk findes i nutidens særdeles næringsberigede søer.

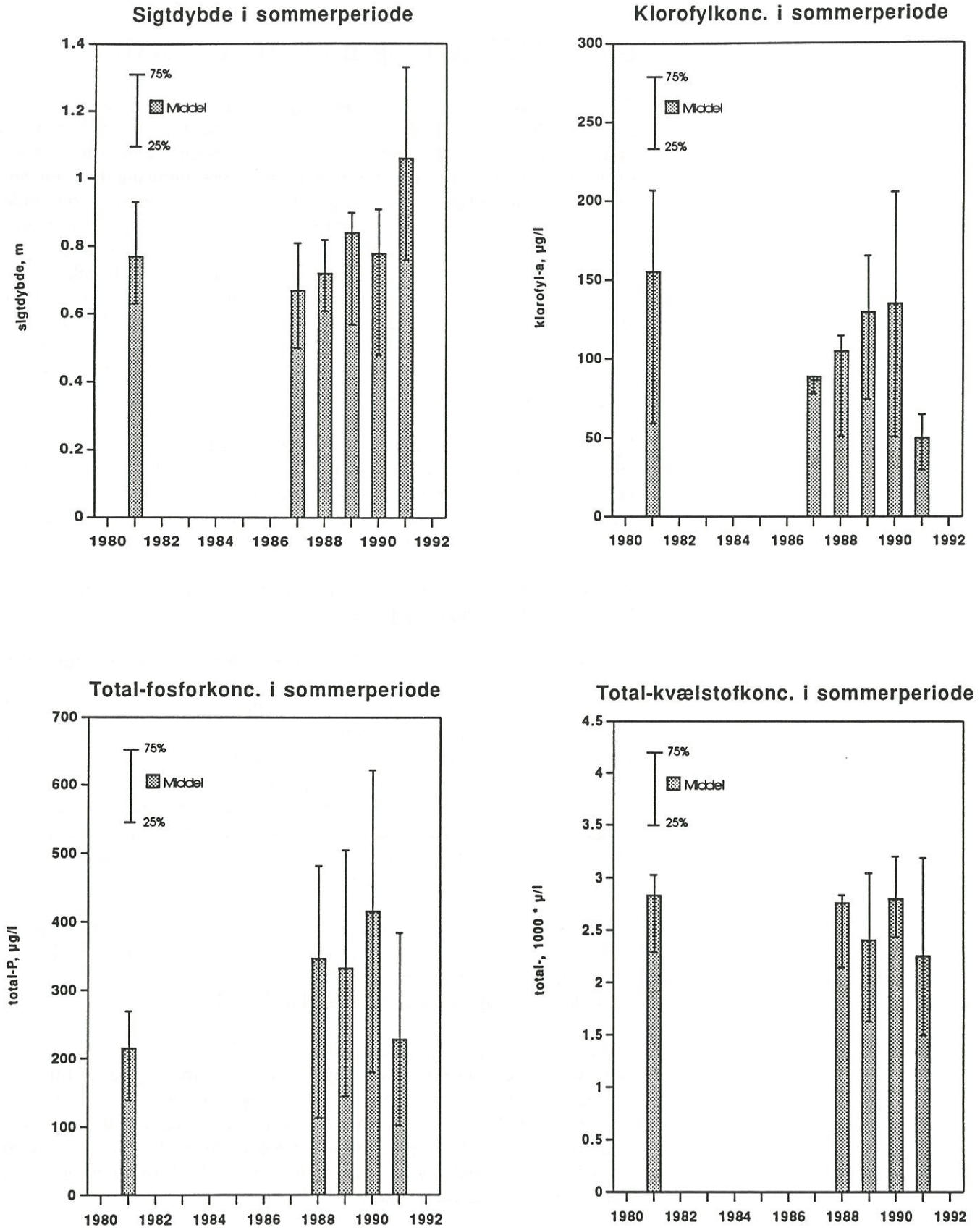
Egentlige miljøundersøgelser er først iværksat i Langesø fra og med 1972-1973. Sigtdybden er på dette tidspunkt målt til kun 0,50-1,00 m i sommerperioden (kun 4 målinger) og 1,10-1,50 m i vinterperioden (Fyns Amtskommune & Vandkvalitetsinstituttet, 1974). Samtidig er det konstateret, at rankegrøde tilsyneladende er forsvundet fra søen.

Søen er herefter undersøgt af Fyns Amt i 1981 og 1987-1991, heraf de sidste 3 år som et led i vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Sommersigtdybden har i årene 1981 og 1987-1990 været stort set den samme og i gennemsnit 0,67-0,84 m (figur 8.1, bilag 4). Dette afspejler sig ikke umiddelbart i algemængden, målt som indholdet af klorofyl-a i søvandet (figur 8.1, bilag 4). Her synes klorofyl-indholdet således at være faldet fra 1981 til 1987, for herefter at stige til og med 1990. Det skal her bemærkes, at klorofyl-indholdet i 1981 formodentlig ville have været endnu højere, såfremt det var blevet målt ved den metode, som er blevet anvendt siden 8. marts 1985. Imidlertid er det beregnede gennemsnit for klorofyl i 1981 baseret på relativt få målinger, samtidig med at variationen mellem de enkelte målinger har været meget stor.

Eftersom planteplanktonet i Langesø i 1981 og perioden 1987-1990 jævnligt har udvist skiftevis voldsomme opblomstringer og totale sammenbrud, er det naturligt at forvente en betydelig variation i sommergennemsnittet for henholdsvis sigtdybde og søvandets klorofyl-indhold.

Der er derfor formodentlig ikke, i den periode hvor Fyns Amt har undersøgt søen, sket nogen væsentlig ændring i søvandets gennemsigtighed før i 1991, hvor sommersigtdybden i gennemsnit er forøget til 1,06 m, medens klorofylindeholdet er reduceret til det laveste, som er målt overhovedet (fra 89-155 til 50 µg/l). Det er fristende at tage dette som udtryk for, at søens tilstand i 1991 endelig er ved at forbedres. Imidlertid er der formodentlig kun tale om naturbetingede variationer.



Figur 8.1
Udviklingen i sigtdybde, samt indhold af klorofyl-a, total-kvælstof og total-fosfor i søvandet i Langesø for sommerperioden (1.5.-30.9.), 1981-1991. Angivet middelværdi og 25-75% faktiler (dvs. at 50% af målingerne ligger inden for det angivne interval).

Således har søvandets indhold af kvælstof og fosfor, som planktonalgerne har brug for, været til stede i relativt rigelig mængde i både 1981 og 1987-1991 (figur 8.1, bilag 4). Der synes ganske vist at være sket en stigning i søens indhold af fosfor fra 1981 til 1988-1990 med et efterfølgende fald til 1981-niveauet i 1991. Denne udvikling er dog næppe en følge af en formindsket udefra kommende tilførsel af fosfor (se afsnit 3.2 og 3.6), men snarere et udtryk for ændringer i den interne belastning af søen (se afsnit 6.3). Til sammenligning har søvandets indhold af kvælstof været stort set uændret siden 1981.

Den udefra kommende belastning af Langesø med kvælstof og fosfor er på nuværende tidspunkt relativt stor, selvom søen "kun" påvirkes af menneskelige aktiviteter i det åbne land (se afsnit 3.2 og 3.6). Alligevel har tilførslen af specielt fosfor formodentlig været langt større, før overvågningsprogrammet og dermed målinger af belastningen blev iværksat. Således har Langesø Slot, som ligger umiddelbart syd for søen, tidligere været drevet med dels en stor husdyrbesætning, dels et meget stort antal ansatte. Der er derfor grund til at antage, at der tidligere i dette århundrede er udledt betydelige mængder fosfor direkte til søen i form af husspildevand og møddingsvand m.v. Tilsvarende har der indtil 1987, hvor det afgørende stop for ulovlige udledninger af ajle, møddingsvand og ensilagesaft blev iværksat, sandsynligvis været væsentlige udledninger heraf til tilløbene til Langesø. Husdyrholdet i oplandet til søen har i hvert fald næppe været mindre, end det er idag, hvor det er relativt stort. Endelig skønnes udledningerne af fosfor via spildevand fra spredt bebyggelse at have været større end nu, hvor der er indført fast tømningsordning for de private spildevandsanlæg (se Fyns Amt, 1990: Afsnit 5.2). Det er imidlertid vanskeligt mere præcist at angive den tidligere belastning af søen.

8.2 Søens fremtidige tilstand.

Hvis målsætningen i Regionplan 1989-2001 for Langesø skal opfyldes, indebærer dette frem for alt, at middelsigtdybden i sommerperioden bliver mindst 1,5-2,0 m, og at søen ligesom tidligere i dette århundrede igen får veludviklede bevoksninger af rankegrøde.

Dette kræver, at søvandets fosforindhold reduceres væsentligt, således at fosfor i højere grad end i 1989-1991 bliver begrænsende for planteplanktonets vækst. Planktonvæksten kunne eventuelt også begrænses ved en reduktion af tilførslen af kvælstof. Denne kvælstofreduktion skal imidlertid i givet fald være meget betydelig (muligvis mindst 90%), hvilket næppe er muligt at opnå, idet ca. 80% af kvælstoftilførslen er kulturbetinget i form af afstrømning fra landbrugsarealer.

En reduktion af søvandets fosforindhold forudsætter, at den betydende interne fosforbelastning af søen ophører, således at søvandets fosforindhold alene bestemmes af den udefra kommende tilførsel.

Det fremtidige, ønskelige fosforindhold i søvandet kan beregnes ved anvendelse af de fosformodeller, som er omtalt i afsnit 6.2. Af de her nævnte modeller skønnes fosformodel 1 at være bedst egnet i Langesø på grund af dennes dybdeforhold og opholdstid (se Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990). Det skal dog bemærkes, at denne model har beskevet sammenhængen mellem fosfortilførsel og fosforindhold i søvandet relativt dårligt i perioden 1989-1991. Dette skyldes muligvis den betydelige interne fosforbelastning af søen.

Der er af Kristensen, Jensen & Jeppesen (1990) og Kristensen m.fl. (1991) endvidere opstillet følgende sammenhænge mellem søvandets indhold af fosfor (total-fosfor) og sommersigtdybden:

Model 1 Sigtdybde (m) = $0{,}34\ (P)_{sø}^{-0{,}29}\ Z^{0{,}55}$

Model 2 Sigtdybde (m) = $0{,}25\ (P)_{sø}^{-0{,}61}\ Z^{0{,}25}$,

hvor $(P)_{sø}$ er søvandets årsmiddelkoncentration af total-fosfor (mg/l) og Z søens middeldybde (m). Sigtdybdemodel 1 er opstillet på baggrund af resultater fra et stort antal danske søer, herunder flere nationale overvågningssøer, medens sigtdybdemodel 2 kun er opstillet for de 37 danske nationale overvågningssøer i 1989-1990. Grundlaget for sigtdybdemodel 2 omfatter til gengæld et langt større antal målinger i den enkelte sø, end tilfældet er for sigtdybdemodel 1.

Kristensen m.fl. (1991) vurderer, at sigtdybdemodel 2 rimelig godt beskriver den målte middelsigtdybde i de nationale overvågningssøer, omend med betydelig variation. En tilsvarende variation findes også ved anvendelse af sigtdybdemodel 1.

I Langesø beskriver sigtdybdemodel 2 de faktisk målte sommermiddelsigtdybder relativt dårligt i perioden 1989-1991, idet de målte værdier er 20-27% større end de beregnede (tabel 8.1). Årsagen hertil er muligvis dels den betydelige interne fosforbelastning, dels at mængden af planktonalger og dermed sigtdybden varierer betydeligt gennem sommeren i takt med algernes opblomstring og sammenbrud.

Derimod er der for sigtdybdemodel 1 udmærket overensstemmelse mellem beregnede og målte sommermiddelsigtdybder i Langesø i 1989-1991.

Tabel 8.1
Sammenligning mellem målte og beregnede middelsigtdybder i Langesø for sommerperioden (1.5.-30.9.), 1989-1991. For sigtdybdemodel 1 er endvider angivet variationen på den beregnede værdi (S.E.). Se iøvrigt teksten for en nærmere forklaring.

År	$(P)_{sø}$ (mg/l)	Sigtdybde, beregn. (m)		Sigtdybde, målt (m)
		Model 1	Model 2	
1989	0,325	0,88 (0,75-1,03)	0,66	0,84
1990	0,332	0,87 (0,74-1,02)	0,65	0,78
1991	0,212	0,99 (0,83-1,17)	0,85	1,06

Middeldybden, Z: 3,1 m

Selvom sigtdybdemodel 2 således kun relativt dårligt har været i stand til at forudsige middelsigtdybden i 1989-1991, vil det formodentlig alligevel være rimeligt, at anvende modellen til en vurdering af mulighederne for at forbedre søens miljøtilstand. Denne model har således en langt større "følsomhed" over for ændringer i søvandets fosforindhold end sigtdybdemodel 1 (sigtdybden forøges "hurtigere" med faldende fosforindhold i model 2 end i model 1), specielt i de situationer med relativt lave fosforindhold i søvandet, som ønskes belyst. En sådan større "følsomhed" vurderes passende for en relativt vindbeskyttet og relativt dyb sø som Langesø.

Anvendes sigtdybdemodel 1 herefter sammen med fosformodel 1, kan det beregnes, hvor stor den eksterne fosforbelastning af søen højst må være, for at den ønskede sommermiddelsigtdybde i søen (1,5-2,0 m) kan opnås. I disse beregninger forudsættes en normal ferskvandsafstrømning til søen, svarende til en middelopholdstid i søen på 0,4 år (som i 1990-1991).

Under disse forudsætninger må fosforbelastningen af søen via overfladisk afstrømning højst være 120-190 kg P/år, hvilket svarer til en middelkoncentration af fosfor i tilløbsvandet på 0,080-0,125 mg P/l.

Tages udgangspunkt i den nuværende fosforbelastning via afstrømning fra søens opland, beregnet som gennemsnittet af belastningen for årene 1990-1991 (313 kg P/år eller svarende til ca. 94% af den samlede tilførsel til søen) (jf. tabel 3.2.4) kræver dette en reduktion af denne tilførsel på 40-60%.

Det er i vandmiljøplanen forudsat, at udledningerne af kvælstof og fosfor til vandmiljøet skal reduceres med henholdsvis 50% og 80%. Dette gælder såvel for udledninger fra større renseanlæg, for virksomheder med særskilt udledning til vandområder og tilførsler i forbindelse med landbrugsdrift. Derimod stiller planen ingen krav til udledninger fra mindre renseanlæg og spredtliggende ejendomme, hvilket er en afgørende mangel, såfremt tilstanden i Langesø og mange andre danske søer ønskes forbedret.

I oplandet til Langesø bidrager såvel spildevand fra spredtliggende ejendomme (se tabel 3.2.5) som landbrugsdrift formodentlig væsentligt til tilførslen af fosfor. Disse kilder har således i 1990-1991 tilsammen udgjort gennemsnitlig 74% (svarende til 232 kg P/år) af den samlede tilførsel fra søens opland (se afsnit 3.2). Det er denne kulturbetingede tilførsel af fosfor, som i givet fald skal reduceres, for at miljøtilstanden i Langesø kan blive bedre. Tages der som nævnt ovenfor udgangspunkt i den gennemsnitlige tilførsel af fosfor i 1990-1991, skal dette niveau i fremtiden reduceres med 40-110 kg, svarende til 50-80% af bidraget fra det åbne land.

Midlerne til at opnå denne reduktion kan omfatte både forbedret spildevandsbehandling ved de spredtliggende ejendomme samt formindsket tilførsel af fosfor fra de dyrkede arealer. Af de to kilder kan den potentielle (dvs. højst tænkelige) fosfortilførsel via spildevand opgøres til 225 kg P/år (tabel 3.2.5), hvilket stort set svarer til hele bidraget fra det åbne land. Eftersom det er uklart, hvor stor en del af dette fosfor, der rent faktisk når frem til søens tilløb (eller direkte til søen), er det imidlertid umuligt at afgøre, hvor stor en andel de to fosforkilder hver især bidrager med (se i øvrigt afsnit 3.2).

Spildevandsbelastningen kan reduceres ved fx. nedsivning, opsamling af spildevandet, etablering af nye forbedrede renseanlæg på den enkelte ejendom og/eller anvendelse af fosfatfrie vaskemidler.

Tilførslen af fosfor fra de dyrkede marker vurderes bl.a. at kunne reduceres ved større anvendelse af plantedækkede marker i vinterperioden (fx. med efterafgrøder) samt udlægning af passende brede udyrkede arealer langs tilløbene til søen.

De nævnte virkemidler ligger, hvad angår fosforbidraget via spildevand, uden for rammerne af vandmiljøplanen. Miljølovgivningen giver imidlertid muligheder for indgreb med henblik på at mindske belastningen fra de spredtliggende ejendomme. Det er efter gældende lovgivning kommunerne i oplandet til søen, som har kompetencen hertil.

En afgørende forbedring af søens tilstand forudsætter dog som allerede nævnt også, at den interne fosforbelastning af søen ophører. Dette vil formodentlig tage adskillige år. Det er dog her en fordel, at søens opholdstid er så forholdsvis kort. Den interne belastning vil muligvis kunne nedbringes hurtigere ved fjernelse af søens fosforrige sediment. Effekten heraf kan dog være vanskelig at forudse, samtidig med at udgiften til denne form for restaurering vil være meget stor (forsigtigt anslået over 10 mill. kr).

9. Sammenfatning og konklusion.

Langesø, som er en af Fyns mindre søer (kun 17,1 ha), ligger omgivet af skov i en af istidens tunneldale. Da søen ligger orienteret øst-vest og samtidig er ret lavvandet (middeldybde 3,1 m), omrøres dens vandmasse ret let af vinden. Søen har fra naturens hånd været en klarvandet skovsø med udbredt undervandsvegetation (rankegrøde). Idag er søens vand imidlertid uklart på grund af omfattende planktonalgevækst, og rankegrøden er for længst forsvundet.

Søen er i Regionplan 1989-2001 målsat som "fiskevand til lyst-og/eller erhvervsfiskeri". Dette indebærer bl.a., at søen bør have en gennemsigtighed (sigtdybde) på mindst 1,5-2,0 m, samt et rigt og alsidigt plante- og dyreliv, herunder en veludviklet rankegrøde. Denne målsætning er idag ikke opfyldt.

I søens opland anvendes idag 73% af arealerne til landbrugsmæssigt formål (med et husdyrhold som for Fyn som helhed), mens resten består af skov. Jordbunden i landbrugsområderne er typisk fynsk, dvs. hovedsagelig bestående af sandblandet ler samt lerblandet sand, og dermed mere leret end for Danmark som helhed.

I oplandet til søen findes ingen renseanlæg, men der udledes derimod spildevand fra spredt bebyggelse. Tætheden af denne bebyggelse er noget større end for Fyn som helhed. Det er imidlertid usikkert, om alle de udledte næringsstoffer herfra rent faktisk når frem til søen.

At søvandet er uklart om sommeren skyldes, at mængden af planktonalger er stor, samtidig med at blågrønalger i visse år er dominerende i søvandet. Algesammensætningen og -mængden i søen er først og fremmest bestemt af søvandets indhold af næringsstoffer, som normalt er stort. Mangel på kvælstof og fosfor forekommer således kun i ret korte perioder, men kan da give anledning til pludselige sammenbrud af algebestanden. Søens dyreplankton er kun i ringe grad i stand til at nedgræsse planktonalgerne midt på sommeren, medens de bedre kan holde algerne nede i vinter-, forårs- og efterårsmånederne. Derimod kan særlige vejrforhold skabe gode vækstbetingelser for bestemte algearter, ligesom vejret kan bevirke, at algerne forsvinder igen.

Når dyreplanktonet ikke spiller en større rolle som regulator af algemængden, er årsagen dels, at visse alger er ret "uspiselige" (blågrønalger), dels, at dyreplanktonet midt på sommeren formodentlig holdes nede af ynglen af søens dominerende fiskearter, brasen, skalle og aborre.

Søens biologiske struktur er således præget af "økologisk ubalance" med stærkt svingende algemængde og i visse år endda fiskedød, fremkaldt af iltmangel, svovlbrinte, ammoniak eller gifte produceret af blågrønalger (1990). Denne ubalance har været tilstede inden for i det mindste de seneste 10 år, hvor Fyns Amt har overvåget søen. Der er således ingen tegn på væsentlige ændringer i søens tilstand, selvom søen i 1991 har været mere klarvandet end normalt.

Tilførslen af kvælstof og fosfor fra søens opland er idag relativt stor. Hovedparten af kvælstof- (79-84%) og fosfostilførslen (69-84%) er en kulturbetinget afstrømning fra det såkaldt åbne land, hvor kvælstoffet

næsten udelukkende stammer fra langbrugsarealer, medens tilførslen af fosfor dels skyldes spildevand fra den spredte bebyggelse, dels afstrømning fra landbrugsarealerne.

Af det tilførte kvælstof fjernes 39-62% i søen. Det sker bl.a. ved frigivelse af luftformigt kvælstof til atmosfæren (denitrifikation).

På årsbasis tilbageholdes 14-20% af det udefra tilførte fosfor i søbunden. Imidlertid frigives der i sommerperioden meget store mængder fosfor fra søbunden til søvandet, hvilket muliggør en voldsom opvækst af planktonalger. Det ophobede fosfor i søbunden skyldes ikke blot den nuværende tilførsel, men navnlig tidligere rigelige tilførsler af fosfor, sandsynligvis i form af tilledt ajle, møddingsvand og spildevand. Langesø Slot med tilhørende landbrug skønnes herved at have været en betydende kilde.

Beregninger har vist, at såfremt Langesø's tilstand skal forbedres afgørende, således at målsætningen for søen kan opfyldes, skal fosfor igen gøres begrænsende for planteplanktonets vækst. Dette indebærer, at den kulturbetingede tilførsel af fosfor fra det åbne land skal reduceres med 50-80%.

Midlerne til at opnå dette er forbedret rensning af spildevand fra den spredte bebyggelse i oplandet til søen, anvendelse af fosfatfri vaskemidler på disse ejendomme, udlægning af plantedækkede bræmmer langs tilløbene til søen, samt større anvendelse af egentlige vinterafgrøder på de landbrugsarealer, som støder op til søtilløbene.

Imidlertid vil søens tilstand ikke afgørende forbedres uden at den interne fosforbelastning af søen samtidig bringes til ophør. Nedsættes den udefra kommende fosforbelastning, vil der således formodentlig gå adskillige år, før den interne belastning ophører. Det er muligt at fremskynde tidspunktet herfor gennem restaurering, hvorved søens fosforrige sediment fjernes. Dette er imidlertid meget dyrt.

Referencer:

Bosselmann, S. og B. Riemann (1986): Zooplankton. - I Riemann, B. og M. Søndergaard (eds.): Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes. - Elsevier Sci. Publ. B. V., s. 198-236.

Canfield, D.E. & R.W. Bachmann, 1981: Prediction of total phosphorous concentrations, chlorophyll a and Secchi depth in natural and artficial lakes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38, s. 414-423.

Danmarks Miljøundersøgelser, 1991: Anvisning vedr. beregning af baggrundsbidraget på baggrund af resultater fra referencevandløbsoplande. - Brev til Fyns Amt af 7 .maj 1991.

Fulton, R. S., 1988: Grazing on filamentous algae by herbivorous zooplankton. - Freshwater Biology 20, s. 263-271.

Fulton, R. S. og H. Paerl, 1987: Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. - Limnol. Oceanogr. 32, s. 634-644.

Fulton, R. S. og H. Paerl, 1988: Zooplankton feeding selectivity for unicellular and colonial *Microcystis aeruginosa*. Bulletin Marine Science 43, s. 500-508.

Fyns Amt, 1990: Vandmiljøovervågning: Langesø, 1989. - Rapport, 51 s.

Fyns Amt, 1991a: Vandmiljøovervågning: Langesø, 1990. - Rapport, 85 s.

Fyns Amt, 1991b: Afstrømningsmålinger i Fyns Amt 1989. - Rapport udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, 25 s. + bilag.

Fyns Amt, 1991c: Afstrømningsmålinger i Fyns Amt 1990. Rapport udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, 22 s. + bilag.

Fyns Amt, 1992a: Vandmiljøovervågning: Vandløb og kilder, 1991. - Rapport, 93 s.

Fyns Amt, 1992b: Vandmiljøovervågning: Arreskov Sø, 1991. -Rapport, 112 s.

Fyns Amt, 1992c: Vandmiljøovervågning: Søholm Sø, 1991. -Rapport, 116 s.

Fyns Amt, 1992d: Vandmiljøovervågning: Atmosfærisk nedfald, 1991. - Rapport. 32 s.

Fyns Amtskommune & Vandkvalitetsinstituttet, 1974: Miljøbeskyttelse. Forundersøgelser af søer, moser og nor i Fyns Amt. Beretning om 63 vandområder i amtet, 154 s.

Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann & P. Andersen, 1990: Zooplanktonundersøgelser i søer. Metoder. - Udkast. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 92 s.

Håkanson, L., 1981: A manual of lake morphometry. - Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 78 s.

Jensen, H. S. & F. Ø. Andersen, 1990: Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. - NPO-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. C4, Miljøstyrelsen, 94 s.

Kristensen, P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, E. Mortensen & Aa. Rebsdorf, 1990: Overvågningsprogram. Prøvetagning og analysemetoder i søer. - Danmarks Miljøundersøgelser, 32 s.

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

Kristensen, P., J.P. Jensen, E. Jeppesen & M. Erlandsen, 1991: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1990. Ferske vandområder -søer. - Danmarks Miljøundersøgelser, faglig rapport nr. 38, 104 s.

Kronvang, B. & A. J. Bruhn (1990): Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. - Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for ferskvandsøkologi, 22 s.

Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, 1977: Limnologisk metodik. - Akademisk Forlag, 172 s.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1990: Langesø 1989, Phyto- og zooplankton. - Notat til Fyns Amt, 11 s. + bilag.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1991: Langesø 1990, Plante- og dyreplankton. - Notat til Fyns Amt, 12 s. + bilag.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1992: Langesø 1991, Plante- og dyreplankton. - Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

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

Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning,1992: Fiskebestanden i Langesø 1989. - Rapport til Fyns Amt (under trykning).

Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann, 1990: Fiskeundersøgelser i søer: Overvågningsprogram. Undersøgelsesprogram, fiskeredskaber og metoder. - Danmarks Miljøundersøgelser, teknisk anvisning nr. 3, 60 s.

Olesen, J.E., H.E. Mikkelsen & E. Friis, 1991: Emnedag om: Meteorologiske målemetoder i jordbrugs- og miljøforskningen. -Tidsskrift for Planteavls specialserie, beretning nr. 2112, 94 s.

Olrik, K., 1988: Vejledning i phytoplankton bedømmelse, del I, Metoder. - Miljøbiologisk Laboratorium, rapport til Miljøstyrelsen, 57 s.

Otterstrøm, C.V., 1927: Notat om Langesø, 12.-15. oktober 1927. -Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 14 s.

Prairie, Y.T., 1988: A test of the sedimentation assumptions of phosphorous input-output models. - Arch. Hydrobiol. 111: 321-327.

Reynolds, C.S., 1986: The ecology of freshwater phytoplankton. - Cambridge University Press, reprint, 384 s.

Riddolls, A., 1985a: Aspects of nitrogen fixation in Lough Neagh. I. Acetylene reduction and the frequency of *Aphanizomenon flos-aquae* heterocysts. - Freshwater Biology 15, s. 289-297.

Riddolls, A., 1985b: Aspects of nitrogen fixation in Lough Neagh. II. Competition between *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria redekei* and *Oscillatoria agardhii*. - Freshwater Biology 15, s. 299-306.

Steinberg, C.E.W. & H.M. Hartmann, 1988: Planktonic bloom-forming Cyanobacteria ond the eutrophication of lakes and rivers. - Freshwater Biology 20, s. 279-287.

Szczepanski, A., 1965: Deciduous leaves as a source of organic matter in lakes. - Bulletin de L'académie Polonaise des Sciences (Série des Sciences Biologiques) 13, s. 215-217.

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

Bilag 1.

Metodik anvendt ved undersøgelser af Langesø og dens opland.

Morfometri.

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

Oplandsbeskrivelse.

Søens afstrømningsopland og deloplandene til søens 2 hovedtilløb er afgrænset af Hedeselskabet i 1990 på baggrund af Geodætisk Instituts højdekurvekort i målestoksforholdet 1:25.000, samt udfra oplysninger om dræninger i området.

Arealanvendelsen i oplandet er herefter opgjort på basis af oplysninger fra Landbrugsministeriet, Afdelingen for Arealdata og Kortlægning, Vejle. Disse oplysninger stammer fra perioden 1974-1981.

Jordtypefordelingen i landbrugsområderne er ligeledes opgjort på basis af oplysninger fra Afdelingen for Arealdata og Kortlægning. Disse oplysninger stammer fra perioden 1977-1978, og angiver kun forekomst af dominerende jordtyper i dybden 0-20 cm.

Oplysninger om husdyrhold i oplandet er indhentet af Søndersø og Vissenbjerg Kommuner i forbindelse med disse kommuners landbrugstilsyn i perioden 1986-1989. Ifølge Søndersø og Vissenbjerg Kommuner er der ikke siden sket væsentlige ændringer i husdyrholdet (oplyst primo 1992).

Tætheden af spredt bebyggelse i oplandet er skønnet på baggrund af en optælling af ejendomme på Geodætisk Instituts kort i målestoksforholdet 1:25.000 (fra 1983). Grundlaget for vurderingen af tætheden af den spredte bebyggelse er efterfølgende blevet forbedret, idet der i starten af 1992 er indhentet oplysninger fra Søndersø og Vissenbjerg Kommuner om den faktiske forekomst af spredtliggende ejendomme i oplandet til søen. Det er herefter antaget ligesom tidligere, at der fra hver ejendom i gennemsnit udledes spildevand fra 3 personer (3 PE/ejendom). Ved deb seneste opgørelse er tætheden af den spredte bebyggelse reduceret med 5% i forhold til tidligere. For Fyn og Danmark er oplysningerne om spredt bebyggelse baseret på opgørelser over befolkningsandel uden tilslutning til offentligt kloaknet.

Oplandet til Langesø, herunder grundlaget for opgørelsen af arealanvendelsen, er mere detaljeret beskrevet i Fyns Amts seneste rapport om Langesø (Fyns Amt, 1991a).

Meteorologiske og afstrømningsmæssige forhold.

Nedbør:

Til beskrivelse af nedbørsforholdene ved Langesø er benyttet en af

Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) drevet nedbørsmåler i Væde umiddelbart vest for Langesø (DMI-st.nr. 28160), der indgår i et net nedbørsmålestationer fordelt over hele landet.

Disse nedbørsmålere er opstillet på standardiseret vis i en højde af 1,5 m over jorden. En nedbørsmåler, som er opstillet i denne højde, vil imidlertid påvirke den omgivende luftstrøm, hvorved nedbørspartiklerne afbøjes. Dermed "fanger" måleren kun en del af nedbøren. Denne fejl benævnes den aerodynamiske fejl eller vindeffekten.

Derudover vil en mindre del af den nedbør, som rent faktisk rammer nedbørsmålerens opsamlingstragt og målekande, ikke blive målt. Dette skyldes dels overfladeadhæsion, dels fordampning, fra henholdsvis opsamlingstragt og målekande. Dette kaldes samlet for wettingtabet.

Standardkorrektionen for vindeffekt og wettingtab for stationer med moderate læforhold (dvs. 80-90% af samtlige stationer) er på årsbasis 16%.

Eftersom nedbørsmålingerne fra de nævnte målestationer af DMI opgives ukorrigeret, hvad angår vindeffekt og wettingtab, har Fyns Amt korrigeret de pågældende målinger ud fra retningslinier, som anvendes af Statens Planteavlsforsøg (se Olesen, Mikkelsen & Friis, 1991).

Det skal afslutningsvis bemærkes, at fraktilbåndene i figur 2.2 er beregnet ud fra nedbørsdata for perioden 1977-1991.

Fordampning:

Til brug for vandbalancen er benyttet den potentielle fordampning i Årslev på Midtfyn (DMI-st.nr. 28280). Beregningen er foretaget af Statens Planteavlsforsøg ved hjælp af den såkaldte Makkink's ligning. Eftersom denne beregnede fordampning er udført for en jordoverflade, er der foretaget en korrektion (multiplikation med 1,10) for at opnå fordampningen fra en søoverflade (anbefaling fra Harald Mikkelsen, Statens Planteavlsforsøg).

Ferskvandsafstrømning:

Til beskrivelse af variationen i fersksvandsafstrømningen i perioden 1989-1991 er der anvendt supplerende data fra vandløbsmålestationen Stavis ved Stavis Bro, hvor der er foretaget målinger siden 1976. Der er herved foretaget en visuel sammenligning af den såkaldte hypsograf for henholdsvis de 2 hovedtilløb til Langesø og Stavis Å ved Stavis Bro. Det er herefter vurderet, at afstrømningen i Stavis Å kan betragtes som repræsentativ for afstrømningen til Langesø. Det har herved været muligt at beskrive den historiske udvikling i afstrømningen til Langesø, selvom overvågningen heraf først blev igangsat i 1989.

De viste fraktilbånd i figur 2.2 er beregnet for perioden 1977-1991.

Lufttemperatur:

Lufttemperaturen er beregnet som et middel af målinger ved henholdsvis Rudkøbing (DM-st.nr. 28590), Gundestrup (DMI-st.nr. 28335) og Skjoldnæs Fyr (DMI-st.nr. 28490), hvorfra der foreligger målinger siden 1976.

De viste fraktilbånd på figur 2.2 er beregnet for perioden 1977-1991.

Soltimer:

Oplysninger om antallet af soltimer er indhentet fra Årslev (DMI-st.nr. 28280). Målingerne omfatter perioden 1961-1991.

De viste fraktilbånd i figur 2.2 er beregnet ud fra data fra perioden 1961-1990.

Vindforhold:

Oplysninger om vindforhold er indhentet fra klimastationen i Odense Lufthavn i Beldringe (DMI-st.nr. 06120). Her måles vindhastigheden i 10 m's højde i alt 8 gange daglig. Disse målte værdier er opløftet til 3. potens. Månedsmidler er beregnet herudfra.

De viste fraktilbånd i figur 2.2 er beregnet herudfra.

Søens eksterne belastningsforhold.

Stofafstrømning:

Fyns Amt har i 1989-1991 gennemført intensive fysisk-kemiske undersøgelser i søens tilløb og afløb. Stationering, analyseomfang og undersøgelseshyppighed fremgår af figur 1.1.1 og tabel B1.1-B1.2.

Tabel B1.1
Oversigt over vandkemiske undersøgelser i tilløb til og afløb fra Langesø i Fyns Amt, 1989-1991.

Målinger ved Miljø- og levnedsmiddelkontrolenheden, Odense		
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype VA3
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).

Sted	Vandløbsnavn	Stationsnr. SERR-nr.	Undersøgelsesaktivitet		Undersøgelseshyppighed		Programtype
			Q/H-station	Vandkemistation	Vandføringsmåling	Vandkemiprøve	
Tilløb 1	Travn Skov Afløb	2607211	+	+	26/år	26/år	VA3
Tilløb 2	Kapelbæk	2607230	+	+	26/år	26/år	VA3
Afløb	Hårby	1501400	+	+	19/år	19/år	VA3

Tabel B1.2
Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser i tilløb og afløb fra Søholm Sø i Fyns Amt, 1989-1991.

Hedeselskabet har på baggrund af Fyns Amts enkeltmålinger af vandføringen og en samtidig kontinuerlig registrering af vandstanden beregnet døgnmiddelvandføringen i vandløbene (jf. Fyns Amt, 1991b, 1991c, samt upubl. data for 1991).

Næringsstofafstrømningen er herefter beregnet ved anvendelse af lineærinterpolationsmetoden. Denne metode er detaljeret beskrevet af Kronvang og Bruhn (1990).

Målingerne af næringsstofafstrømningen til søen dækker i alt ca. 73% af søens samlede oplandsareal.

Ferskvands- og næringsstofafstrømningen fra den resterende del af oplandet, det såkaldte umålte opland, er dernæst beregnet under antagelse af, at arealafstrømningen (afstrømningen pr. ha = arealkoefficienten) er ens i det målte og det umålte opland.

Beregning af basisbidrag:

Ved basisbidraget forstås den næringsstoftilførsel fra oplandet til søen, som ville forekomme, såfremt dette opland var praktisk taget uden menneskelig aktivitet ("naturområder").

Beregningen af dette basisbidrag for henholdsvis kvælstof og fosfor er foretaget på baggrund af en såkaldt vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration af disse næringsstoffer (dvs. den årlige næringsstofafstrømning divideret med den årlige ferskvandsafstrømning) for 7 danske såkaldte referencevandløb, der afvander ugødskede skov-/naturområder. Endvidere er benyttet den lokale ferskvandsafstrømning til Langesø. Der henvises i øvrigt til Danmarks Miljøundersøgelser (1991).

Beregningen kunne i stedet have været udført med udgangspunkt i arealafstrømningen af næringsstoffer fra oplandene til de 7 nævnte referencevandløb, samt arealet af oplandet til Langesø. Dette ville imidlertid give et væsentlig mindre basisbidrag end angivet i nærværende rapport.

Det kan diskuteres, hvilken af de to metoder, der er den mest korrekte. Tager beregningen udgangspunkt i værdier af næringsstofkoncentrationen

i referencevandløbet, ses der bort fra, at der sandsynligvis er en nær sammenhæng mellem basiskoncentrationsniveauet og størrelsen af ferskvandsafstrømningen i det pågældende søopland. Fejlen herved er dog formodentlig mindre, end hvis beregningen udførtes med udgangspunkt i arealafstrømningen af næringsstoffer fra oplandene til referencevandløbene.

Da fastlæggelsen af størrelsen af basisbidraget har afgørende betydning for vurdering af mulighederne for reduktion af næringsstoftilførslen til søer, synes der (specielt for fosfors vedkommende) at være behov for en forbedret dokumentation for den anvendte metode til beregning af basisafstrømningen til søer. Afstrømningsmålinger fra flere referencevandløb vil givetvis forbedre grundlaget for vurderingen.

Atmosfærisk deposition:

Fyns Amt har etableret 4 stationer til måling af atmosfærisk deposition (Årslev, Boelsmose, Grøftehøj og Højstene Løb). De 3 førstnævnte er landstationer, medens den sidstnævnte er en kyststation. Der er til beregning af den atmosfæriske deposition på søen alene anvendt resultater fra landstationer.

Depositionen opsamles ved hjælp af en såkaldt bulksampler, som er forsynet med en tragtformet opsamlingsenhed. Bulksampleren er placeret i 1,5 m's højde og er forbundet med en nedgravet opsamlingsbeholder.

Ved benyttelse af bulksampling måles først og fremmest den stoftilførsel, som finder sted med nedbøren. I tørvejrssituationer opsamles endvidere større partikler og i mindre omfang luftformige forbindelser. De således indsamlede stofmængder benævnes våddeposition.

Medens bulksamplerne er anvendt til måling af stofindholdet i den opsamlede nedbør, er oplysninger om nedbørsmængden i stedet indhentet fra DMI's målestationer i Årslev og Boelsmose. Ved beregningerne er anvendt resultater, som ikke er korrigeret for vindpåvirkning m.v. (jf. afsnittet om nedbør i dette bilag).

Øvrige belastningskilder:

Der foretages årligt opfodring af ca. 600 ænder i Langesø. 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 derfor medregnes til den samlede stoftilførsel til søen.

Belastningen af Langesø via andefordring kan på baggrund af oplysninger fra Jesper Madsen, Miljøministeriets Vildtforvaltning, beregnes til henholdsvis 26 kg total-kvælstof/år og 11 kg total-fosfor/år. Med udgangspunkt i fosfor svarer denne belastning til 8 PE (personækvivalenter).

Endelig tilføres Langesø kvælstof og fosfor i forbindelse med løvfald. Dette bidrag kan ud fra Szczepanski (1965) opgøres til 11 kg total-kvælstof/år og 1,5 kg total-fosfor/år.

Tabel B1.3
Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser, samt undersøgelser af klorofylindhold og primærproduktion i vandfase i Langesø i Fyn Amt, 1989-1991.

Feltmålinger:

Vandstand	Lufttemperatur	Lys (profil)
Sigtdybde	Vandtemperatur (profil)	O_2 (profil)
Total vanddybde		

Målinger i vand/miljøafdelingens laboratorium			
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype	
		SØ 1	SØ 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 (planteplankton)	DS 2201	+	
Primærproduktion (planteplankton)	DS 293	+	

Målinger ved Miljø- og levnedsmiddelkontrolenheden, Odense			
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype	
		SØ 1	SØ 2
COD (part.)	DS 217 [2) 3)]	+	
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).
3) Analyseresultaterne indgår ikke i nærværende rapport på grund af analysefejl.
(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.

Fysisk-kemiske forhold i søvandet.

Fyns Amt har i 1989-1991 gennemført fysisk-kemiske undersøgelser, samt undersøgelser af klorofylindhold og primærproduktion i søvandet. Stationering og analyseomfang fremgår af figur 1.1.2 og tabel B.1.3-B.1.4. Undersøgelserne er foretaget med en hyppighed på 20 gange/år.

Tabel B1.4
Oversigt over prøvetagningsstationer i Langesø i Fyns Amt, 1989-1991.

SERR-nr.	Undersøgelsesprogram
2608202	Feltmålinger, vandkemi, klorofyl, primærproduktion og planteplankton
2608201	Dyreplankton, sedimentkemi
2608203	Dyreplankton, sedimentkemi

Der er ved hjælp af hjerteklapvandhenter udtaget delprøver i overfladelaget, dvs. i 0,2 m, sigtdybde og 2 x sigtdybde. Delprøverne er herefter blandet til én prøve (betegnes blandingsprøve). Der er derudover bl.a. i perioder med springlagsdannelse udtaget 1 prøve under springlaget (nær bunden). Prøvetagning er iøvrigt foretaget som foreskrevet af Kristensen m.fl. (1990).

Plankton.

Fyns Amt har i 1989-1991 yderligere foretaget undersøgelser af søens plante- og dyreplankton. Undersøgelserne er foretaget med en hyppighed på 20 gange/år.

Prøver af planteplanktonet er udtaget på samme station og ved samme metode som anvendt ved de vandkemiske undersøgelser. Under omrøring er 100 ml af blandingsprøven overført til glasflaske, hvorefter prøven er tilsat lugol (konservering).

Prøver af dyreplanktonet er indsamlet ved hjælp af hjerteklapvandhenter på i alt 3 stationer i søen (jf. figur 1.1.2 og tabel B1.4). På den enkelte station er udtaget delprøver i forskellige dybder som foreskrevet i Kristensen m.fl. (1990).

Samtlige delprøver er blandet til én prøve (blandingsprøve). Under omrøring af blandingsprøven er herefter udtaget 4,5 l til filtrering i felten (maskevidde på filter 90 µm). Filterresten er overført til en 100 ml glasflaske og tilsat lugol. Derudover er udtaget 0,9 l af blandingsprøven til sedimentation. Hertil er ligeledes tilsat lugol, og det bundfældede materiale er efter 48 timers henstand overført til en 100 ml glasflaske og atter tilsat lugol.

Endvidere er der ved lodret og vandret træk med et planktonnet gennem søvandet udtaget prøver af såvel plante- som dyreplankton (netmaskevidde henholdsvis 20 og 140 µm).

Bearbejdningen af de indsamlede planktonprøver er foretaget af Miljøbiologisk Laboratorium, Humlebæk, der har udarbejdet kortfattede notater herom til Fyns Amt (Miljøbiologisk Laboratorium, 1990, 1991,

1992). Bearbejdningen af prøverne er iøvrigt foretaget som foreskrevet i Olrik (1988) og Hansen m.fl. (1990).

Sediment.

Fyns Amt har én gang i november 1990 udtaget prøver af søens bund, søsedimentet, på samme stationer som anvendt ved indsamling af dyreplanktonprøverne (jf. figur 1.1.2 og tabel B1.4). Der er på hver station ved hjælp af kajakrør (areal 21,4 cm^2) udtaget mindst 3 sedimentsøjler af en længde på om muligt 70 cm. Sedimentsøjlerne er opskåret i følgende delprøver (dybdeintervaller): 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm. Sediment fra de samme dybdeintervaller fra de 3 søjler er blandet sammen til én prøve.

Analyseomfanget fremgår af tabel B.1.5.

Tabel B1.5
Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser i sediment i Søholm Sø i Fyns Amt, 1990.

Målinger ved ved Miljø- og levnedsmiddelkontrolenheden, Odense		
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype Sø 3
Tørstof	DS 204	+
Glødetab	DS 204	+
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)	+

Bemærkninger:

1) Efter kogning af glødet sediment i 10% HCl.

2) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium (1988).

Bundvegetation.

Fyns Amt har i september 1988 gennemført en orienterende vegetationsundersøgelse i søen. Langs hele søbredden er der fra søsiden foretaget en registrering af sammensætning af og dybdegrænser for evt. tilstedeværende rørsump, flydebladszone og rankegrøde (undervandsvegetation). Undervandsvegetationen er forsøgt lokaliseret ved hjælp af vandkikkert, planterive og ved undersøgelse af opskyllet plantemateriale.

Vegetationsundersøgelsen er ikke gentaget i perioden 1989-1990, idet der ikke blev fundet rankegrøde i 1988.

Smådyrfauna.

Smådyrfaunaen på søens barbund og i bredzonen er undersøgt hvert år i perioden 1989-1991. Bundfaunaen er indsamlet ved hjælp af kajakbundhenter i april - maj, medens bredfaunaen er indsamlet på stenbund i april - maj og i oktober. Resultaterne af smådyrundersøgelserne vil fremgå af en særskilt udarbejdet rapport herom (følger senere).

Fiskefauna.

Fiskebestanden i Langesø er undersøgt i perioden 30.7 -1.8 1989. Undersøgelsen er foretaget efter det såkaldte "normalprogram" som foreskrevet i Mortensen et al. (1990). Udover oversigtsgarn med standardiserede maskevidder er anvendt ruser og elfiskeri. Undersøgelsen er foretaget af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, der har udarbejdet en rapport til Fyns Amt over undersøgelsesresultaterne (under trykning).

Bilag 2.

Vandbalance (m^3) opgjort på måneds- sommer- (1.5.-30.9.) og årsbasis for Langesø, 1989-1991. Der henvises til teksten i afsnit 4 for nærmere forklaringer.

	År	Måned	Q til m3	Q fra m3	Nedbør m3	Fordampn. m3	Magasin ændring m3	Grundvand beregnet m3	Grundvand i % af Q til
	1989	1	99893	80698	0	1317			
	1989	2	89682	62899	6551	2502			
	1989	3	278198	254189	15918	5925			
	1989	4	105480	125885	8636	10063			
	1989	5	39495	43459	2556	20541	-8837	13111	33
	1989	6	16280	63590	7427	21331	-53471	7743	48
	1989	7	3372	31104	10936	19863	-26882	9778	290
	1989	8	6550	26611	12053	14484	-18235	4257	65
	1989	9	5394	14861	8637	10214	-3294	7749	144
	1989	10	12619	10627	13314	4439	14876	4009	32
	1989	11	15027	12096	3769	2445	16684	12429	83
	1989	12	155475	101174	12250	1147	20240	-45163	-29
	1990	1							
Hele året			827466	827194	102048	114271			
	1990	1	242817	229176	13159	1053	71492	45745	19
	1990	2	404370	400637	17962	2953	-7242	-25984	-6
	1990	3	217684	155632	7114	6734	-12406	-74838	-34
	1990	4	49109	32616	6195	12584	-19254	-29357	-60
	1990	5	18669	41895	4012	20559	-25790	13984	75
	1990	6	23726	39934	15946	15970	-1702	14530	61
	1990	7	7177	25851	8427	20672	-18617	12303	171
	1990	8	6319	31484	13552	17681	-11743	17551	278
	1990	9	84683	33134	23864	8634	68339	1560	2
	1990	10	102359	123155	10995	4834	-5248	9387	9
	1990	11	180684	143009	9660	1881	10517	-34937	-19
	1990	12	132279	185924	9930	1035	15940	60689	46
	1991	1							
Hele året			1469875	1442448	140816	114591	64286	10633	1
	1991	1	548909	517156	15415	1430	-29943	-75681	-14
	1991	2	153424	182969	7281	2426	8734	33425	22
	1991	3	179106	185743	5466	4966	0	6137	3
	1991	4	80558	60834	9262	9950	1754	-17281	-21
	1991	5	73267	68541	5742	17474	1756	8762	12
	1991	6	31101	36314	14387	14822	-10502	-4853	-16
	1991	7	4726	29246	5726	22215	-32693	8316	176
	1991	8	1059	20434	6055	16534	-37015	-7161	-676
	1991	9	11935	28020	13429	10251	-24781	-11875	-99
	1991	10	21972	8891	9435	4966	13170	-4380	-20
	1991	11	142777	64670	12378	1843	60575	-28066	-20
	1991	12	141438	103948	7956	978	29490	-14979	-11
	1992	1							
Hele året			1390272	1306765	112532	107857	-19455	-107637	-8

Årsbalanc	Q til m3	Q fra m3	Nedbør m3	Fordampn. m3	Magasin ændring m3	Grundvand beregnet m3	Grundvand i % af Q til
1989	827466	827194	102048	114271			
1990	1469875	1442448	140816	114591	64286	10633	1
1991	1390272	1306765	112532	107857	-19455	-107637	-8

Sommerbalance 1.maj - 30.sept

	Q til m3	Q fra m3	Nedbør m3	Fordampn. m3	Magasin ændring m3	Grundvand beregnet m3	Grundvand i % af Q til
1989	71091	179626	41610	86432	-110719	42638	60
1990	140573	172299	65801	83516	10487	59928	43
1991	122088	182555	45340	81297	-103235	-6811	-6

Bilag 3.

Massebalance for total-kvælstof, total-fosfor, opløst uorganisk fosfor (ortofosfat-fosfor), total-jern og kalcium (i kg) på måneds-, sommer- (1.5.-30.9.) og årsbasis for Langesø, 1989-1991. Der henvises i øvrigt til teksten i afsnit 5 for nærmere forklaringer.

Søareal i m²: 171000

År	Måned	Tot-N tilført kg	Tot-N fraført kg	Tot-N til-fra kg	Tot-N til-fra % af til	Tot-P tilført kg	Tot-P fraført kg	Tot-P til-fra kg	Tot-P til-fra % af til	Orto-P tilført kg	Orto-P fraført kg	Orto-P til-fra kg	Orto-P til-fra % af til
1989	1	783.30	346.67	436.63	56	19.61	12.53	7.08	36	12.42	8.21	4.22	34
1989	2	687.43	287.03	400.40	58	32.06	7.73	24.33	76	15.54	3.95	11.59	75
1989	3	2873.72	1219.12	1654.60	58	107.97	20.75	87.23	81	25.07	5.51	19.56	78
1989	4	854.04	647.71	206.33	24	24.19	9.33	14.86	61	7.99	1.37	6.61	83
1989	5	509.24	192.74	316.50	62	11.35	4.40	6.95	61	7.85	.43	7.41	94
1989	6	139.74	159.76	-20.02	-14	12.84	8.21	4.63	36	9.42	2.10	7.33	78
1989	7	41.55	74.30	-32.75	-79	3.70	9.16	-5.46	-148	1.59	5.36	-3.76	-236
1989	8	53.29	94.66	-41.37	-78	8.03	12.63	-4.59	-57	4.58	7.93	-3.34	-73
1989	9	39.62	24.74	14.88	38	7.80	8.30	-.50	-6	4.76	6.29	-1.53	-32
1989	10	95.97	14.21	81.76	85	10.98	4.66	6.32	58	8.42	4.23	4.19	50
1989	11	102.36	20.19	82.17	80	11.96	5.73	6.24	52	8.74	5.30	3.44	39
1989	12	1301.51	328.61	972.90	75	54.04	36.70	17.34	32	19.91	35.71	-15.80	-79
Hele 1989		7481.77	3409.74	4072.03	54	304.54	140.12	164.42	54	126.30	86.39	39.91	32
1990	1	3036.10	1969.61	1066.49	35	82.02	70.60	11.42	14	51.43	56.66	-5.23	-10
1990	2	4416.50	2971.07	1445.43	33	112.94	87.41	25.53	23	59.14	62.90	-3.76	-6
1990	3	1768.98	975.57	793.41	45	45.47	23.53	21.94	48	21.57	10.61	10.96	51
1990	4	292.35	154.04	138.31	47	9.10	2.73	6.37	70	4.45	.41	4.04	91
1990	5	110.06	132.55	-22.49	-20	8.66	4.99	3.67	42	5.61	2.65	2.96	53
1990	6	153.30	108.82	44.48	29	10.75	7.60	3.15	29	7.29	2.81	4.48	61
1990	7	49.08	131.93	-82.85	-169	4.68	11.25	-6.57	-140	2.96	3.85	-.88	-30
1990	8	59.30	136.36	-77.06	-130	7.29	22.91	-15.61	-214	3.74	11.77	-8.03	-215
1990	9	1054.44	134.18	920.26	87	68.89	22.16	46.73	68	17.46	14.45	3.01	17
1990	10	830.65	381.64	449.01	54	22.40	62.64	-40.24	-180	11.38	56.46	-45.08	-396
1990	11	1804.39	474.14	1330.25	74	25.26	51.02	-25.76	-102	16.10	46.22	-30.13	-187
1990	12	1353.65	772.00	581.65	43	17.39	48.73	-31.34	-180	9.78	41.15	-31.37	-321
Hele 1990		14928.80	8341.91	6586.89	44	414.87	415.57	-.70	0	210.89	309.93	-99.04	-47
1991	1	6521.24	3019.85	3501.39	54	88.72	94.56	-5.84	-7	46.20	61.26	-15.07	-33
1991	2	1495.21	1353.78	141.43	9	23.37	24.06	-.69	-3	14.21	15.58	-1.37	-10
1991	3	1528.65	1166.33	362.32	24	24.54	19.18	5.36	22	11.79	6.91	4.88	41
1991	4	502.16	273.86	228.30	45	11.90	3.88	8.02	67	4.36	.27	4.09	94
1991	5	521.84	253.21	268.63	51	13.29	4.81	8.48	64	3.90	.99	2.91	75
1991	6	177.89	97.25	80.64	45	11.04	4.97	6.07	55	7.36	2.60	4.76	65
1991	7	35.38	35.22	.16	0	3.28	3.93	-.65	-20	1.58	1.09	.49	31
1991	8	20.44	29.20	-8.76	-43	3.38	6.40	-3.02	-89	.47	4.19	-3.72	-786
1991	9	51.57	61.27	-9.70	-19	8.89	11.86	-2.97	-33	5.37	8.26	-2.89	-54
1991	10	130.06	12.65	117.41	90	8.87	2.77	6.09	69	4.96	1.97	3.00	60
1991	11	1157.75	131.08	1026.67	89	30.38	14.79	15.59	51	16.12	10.46	5.66	35
1991	12	1245.64	346.12	899.52	72	24.59	19.47	5.11	21	15.51	8.09	7.42	48
Hele 1991		13387.83	6779.82	6608.01	49	252.23	210.67	41.57	16	131.83	121.66	10.17	8

Årsbalance	Tot-N tilført kg	Tot-N fraført kg	Tot-N til-fra kg	Tot-N til-fra % af til	Tot-P tilført kg	Tot-P fraført kg	Tot-P til-fra kg	Tot-P til-fra % af til	Orto-P tilført kg	Orto-P fraført kg	Orto-P til-fra kg	Orto-P til-fra % af til
1989	7482	3410	4072	54	305	140	164	54	126	86	40	32
1990	14929	8342	6587	44	415	416	-1	0	211	310	-99	-47
1991	13388	6780	6608	49	252	211	42	16	132	122	10	8

Sommerbalance	Tot-N tilført kg	Tot-N fraført kg	Tot-N til-fra kg	Tot-N til-fra % af til	Tot-P tilført kg	Tot-P fraført kg	Tot-P til-fra kg	Tot-P til-fra % af til	Orto-P tilført kg	Orto-P fraført kg	Orto-P til-fra kg	Orto-P til-fra % af til
1989	783	546	237	30	44	43	1	2	28	22	6	22
1990	1426	644	782	55	100	69	31	31	37	36	2	4
1991	807	476	331	41	40	32	8	20	19	17	2	8

Bilag 3 fortsat

År	Måned	Ca tilført kg	Ca fraført kg	Ca til-fra kg	Ca til-fra % af til	Tot-Fe tilført kg	Tot-Fe fraført kg	Tot-Fe til-fra kg	Tot-Fe til-fra % af til
1989	1	10580.36	6706.79	3873.57	37	62.10	11.24	50.86	82
1989	2	9650.03	5313.45	4336.58	45	120.83	7.90	112.93	93
1989	3	27196.64	23128.23	4068.41	15	582.01	32.46	549.55	94
1989	4	10460.75	11250.72	-789.97	-8	60.26	12.32	47.94	80
1989	5	4039.33	3356.42	682.91	17	8.91	6.43	2.48	28
1989	6	1617.61	3642.05	-2024.44	-125	6.53	4.97	1.56	24
1989	7	325.65	1708.36	-1382.71	-425	.86	7.08	-6.22	-720
1989	8	539.51	1487.55	-948.04	-176	1.26	6.31	-5.05	-400
1989	9	397.23	818.05	-420.82	-106	1.36	4.55	-3.19	-235
1989	10	1313.19	590.57	722.62	55	2.59	1.29	1.30	50
1989	11	1647.39	710.38	937.01	57	3.21	.96	2.25	70
1989	12	16725.89	6543.56	10182.33	61	212.09	9.98	202.11	95
Hele 1989		84493.58	65256.13	19237.45	23	1061.99	105.48	956.51	90
1990	1	22797.71	16418.98	6378.73	28	238.26	56.23	182.03	76
1990	2	33198.71	30043.91	3154.8	10	849.30	128.15	721.15	85
1990	3	19449.55	11588.01	7861.54	40	214.91	48.16	166.76	78
1990	4	3931.66	2280.13	1651.53	42	11.76	4.32	7.45	63
1990	5	1856.02	3183.88	-1327.86	-72	4.40	4.01	.39	9
1990	6	2106.65	2540.17	-433.52	-21	6.66	25.28	-18.63	-280
1990	7	687.51	1676.85	-989.34	-144	2.14	8.77	-6.63	-310
1990	8	662.83	2177.81	-1514.98	-229	1.52	3.67	-2.16	-142
1990	9	7413.5	2414.4	4999.1	67	485.69	3.80	481.89	99
1990	10	11691.72	9070.42	2621.3	22	67.29	18.86	48.43	72
1990	11	20425.88	11359.92	9065.96	44	55.24	11.99	43.25	78
1990	12	13862.8	15358.72	-1495.92	-11	54.20	17.81	36.39	67
Hele 1990		138084.5	108113.2	29971.34	22	1991.35	331.03	1660.31	83
1991	1	46965.42	39634.86	7330.56	16	509.71	94.18	415.53	82
1991	2	13967.08	15101.51	-1134.43	-8	62.65	37.04	25.61	41
1991	3	16243.67	13732.57	2511.1	15	67.09	25.71	41.38	62
1991	4	8138.6	5300.18	2838.42	35	28.02	4.07	23.95	85
1991	5	7627.01	6090.79	1536.22	20	26.18	8.82	17.36	66
1991	6	3449.72	3242.66	207.06	6	7.68	7.26	.42	5
1991	7	504.29	2183.02	-1678.73	-333	.75	2.84	-2.10	-280
1991	8	100.31	1395.49	-1295.18	-1291	.38	1.95	-1.57	-416
1991	9	1106.4	1980.77	-874.37	-79	1.74	14.82	-13.08	-750
1991	10	2375.09	634.73	1740.36	73	4.62	2.14	2.48	54
1991	11	16292.95	5166.06	11126.89	68	57.74	5.07	52.67	91
1991	12	16511.11	8003.7	8507.41	52	20.46	7.28	13.18	64
Hele 1991		133281.7	102466.3	30815.31	23	787.02	211.18	575.84	73

Årsbalance	Ca tilført kg	Ca fraført kg	Ca til-fra kg	Ca til-fra % af til	Tot-Fe tilført kg	Tot-Fe fraført kg	Tot-Fe til-fra kg	Tot-Fe til-fra % af til
1989	84494	65256	19237	23	1062	105	957	90
1990	138085	108113	29971	22	1991	331	1660	83
1991	133282	102466	30815	23	787	211	576	73

Sommerbalance	Ca tilført kg	Ca fraført kg	Ca til-fra kg	Ca til-fra % af til	Tot-Fe tilført kg	Tot-Fe fraført kg	Tot-Fe til-fra kg	Tot-Fe til-fra % af til
1989	6919	11012	-4093	-59	19	29	-10	-55
1990	12727	11993	733	6	500	46	455	91
1991	12788	14893	-2105	-16	37	36	1	3

Bilag 4

Oversigt over fysisk-kemiske forhold i Langesø, st. 2608201 - 2608202, i perioden 1980-1991.

		1981	1987	1988	1989	1990	1991
Sigtdybde - sommer (1.5 - 30.9)							
Sigtdybde, gns.	(m)	0,77	0,67	0,72	0,84	0,78	1,06
Sigtdybde, 50% frakt.	(m)	0,81	0,65	0,74	0,69	0,67	0,98
Sigtdybde, maks.	(m)	1,00	1,03	1,07	2,30	2,10	1,80
Sigtdybde, min.	(m)	0,40	0,45	0,39	0,45	0,30	0,45
Fosfor - sommer (1.5 - 30.9)							
Total-fosfor, gns.	(µg P/l)	215	-	346	331	415	227
Total-fosfor, 50% frakt.	(µg P/l)	216	-	435	394	423	165
Total-fosfor, maks.	(µg P/l)	424	-	611	585	760	446
Total-fosfor, min.	(µg P/l)	66	-	75	91	111	68
Orto-fosfat, gns.	(µg P/l)	52	-	184	192	255	121
Orto-fosfat, 50% frakt.	(µg P/l)	38	-	176	133	211	65
Orto-fosfat, 25% frakt.	(µg P/l)	31	-	20	22	49	25
Orto-fosfat, maks.	(µg P/l)	110	-	371	565	556	382
Orto-fosfat, min.	(µg P/l)	11	-	10	14	16	5
Part. fosfor, gns.	(µg P/l)	163	-	162	140	161	107
Part. fosfor, 50%	(µg P/l)	143	-	113	129	157	90
Part. fosfor, 25%	(µg P/l)	81	-	92	76	123	69
Part. fosfor, maks.	(µg P/l)	386	-	418	354	277	206
Part. fosfor, min.	(µg P/l)	56	-	61	20	54	53
Kvælstof - sommer (1.5 - 30.9)							
Total-kvælstof, gns.	(µg N/l)	2831	-	2758	2402	2797	2249
Total-kvælstof, 50% frakt.	(µg N/l)	2637	-	2436	1823	2556	1802
Total-kvælstof, maks.	(µg N/l)	5267	-	5037	5101	4547	4175
Total-kvælstof, min.	(µg N/l)	1950	-	1645	1375	1350	1115
Opl. uorg. kvælstof, gns.	(µg N/l)	1246	-	1371	1099	844	1114
Opl. uorg. kvælstof, 50% frakt.	(µg N/l)	817	-	978	528	390	534
Opl. uorg. kvælstof, 25% frakt.	(µg N/l)	474	-	570	183	200	15
Opl. uorg. kvælstof, maks.	(µg N/l)	3723	-	4098	4035	2882	3352
Opl. uorg. kvælstof, min.	(µg N/l)	19	-	61	22	13	15
Part. N/Part. P - sommer (1.5 - 30.9)							
Part. N/Part. P, gns.		12	-	11	15	13	12
Part. N/Part. P, 50% frakt.		11	-	10	10	13	11
Part. N/Part. P, maks.		31	-	28	50	38	20
Part. N/Part. P, min.		5,8	-	3,3	3,8	3,6	7

Bemærkning:

De angivne gennemsnits- og fraktilværdier er tidsvægtede. Maksimum- og minimumsværdier er ikke nødvendigvis målt, men vil i visse tilfælde være beregnet ved lineær interpolation mellem en målt værdi inden for den angivne periode og en evt. lavere/højere målt værdi lige uden for perioden.

Det skal fremhæves, at de ovenstående værdier på grund af en ændret beregningsmetode kan afvige fra de af Fyns Amt tidligere angivne værdier for søen (Fyns Amt, 1989 og 1990).

Bilag 4 fortsat

Oversigt over fysisk-kemiske og biologiske forhold i Søholm Sø, st. 1508101, i perioden 1980-1991.

		1981	1987	1988	1989	1990	1991
Øvrige variable - sommer (1.5 - 30.9)							
(Nitrit+nitrat)-kvælstof, gns.	(µg N/l)	1187	-	1157	973	700	1018
Ammonium-kvælstof, gns.	(µg N/l)	59	-	214	125	145	96
pH, gns.		8,69	-	8,61	8,46	8,76	8,48
Ledningsevne, gns.	(µg)	-	-	-	503	363	446
Total-alkalinitet, gns.	(meq/l)	-	-	-	2,62	3,02	3,30
Total-kuldioxid, gns.	(mmol/l)	2,61	-	2,47	2,60	2,91	3,26
Silikat-Si, gns.	(mg Si/l)	2,2	-	2,4	2,4	5,1	3,1
Tørstof (part.), gns.	(mg/l)	15,7	-	18,4	13,8	18,8	11,3
Glødetab (part.), gns.	(mg/l)	12,6	-	13,9	10,4	14,8	8,1
Alle variable - vinter (1.12 - 31.3)							
Total-fosfor, gns.	(µg/l)	-	-	137	121	307	177
Orto-fosfat, gns.	(µg/l)	-	-	104	63	208	128
Total-kvælstof, gns.	(µg N/l)	-	-	7388	6353	5703	6373
(Nitrit+nitrat)-kvælstof, gns.	(µg N/l)	-	-	6490	4203	4180	5478
Ammonium-kvælstof, gns.	(µg N/l)	-	-	55	27	281	56
pH, gns.		-	-	8,08	8,31	7,98	7,88
Total-alkalinitet, gns.	(meq/l)	-	-	-	3,7	2,9	3,7
Total-kuldioxid, gns.	(mmol/l)	-	-	3,17	3,7	2,9	3,6
Silikat, gns.	(mg Si/l)	-	-	4,7	0,26	3,5	6,3
Tørstof (part.), gns.	(mg/l)	-	-	5,5	7,5	8,3	5,3
Glødetab (part.), gns.	(mg/l)	-	-	2,2	3,8	5,1	2,2
Årsprimærproduktion	(g C/m^2 år)	615	-	381	512	504	387
Primærprod. - sommer (1.5 - 30.9)							
Primærprod., gns.	(mg C/m^2 d)	3454	-	1885	2780	2692	1902
Primærprod., 50% frakt.	(mg C/m^2 d)	3625	-	1807	2342	2449	1841
Primærprod., 75% frakt.	(mg C/m^2 d)	4225	-	2697	3940	4101	2320
Primærprod., max.	(mg C/m^2 d)	5008	-	3601	5500	6207	4090
Primærprod., min.	(mg C/m^2 d)	855	-	76	488	151	282
Klorofyl-a - sommer (1.5 - 30.9)							
Klorofyl-a, gns.	(µg/l)	155	89	105	130	135	50
Klorofyl-a, 50% frakt.	(µg/l)	120	83	87	97	125	49
Klorofyl-a, 75% frakt.	(µg/l)	207	87	141	165	206	65
Klorofyl-a, max.	(µg/l)	422	135	260	370	298	115
Klorofyl-a, min.	(µg/l)	42	70	13	14	5	6

Bemærkning:

De angivne gennemsnits- og fraktilværdier er tidsvægtede. Maksimum- og minimumsværdier er ikke nødvendigvis målt, men vil i visse tilfælde være beregnet ved lineær interpolation mellem en målt værdi inden for den angivne periode og en evt. lavere/højere målt værdi lige uden for perioden.

Det skal fremhæves, at de ovenstående værdier på grund af en ændret beregningsmetode kan afvige fra de af Fyns Amt tidligere angivne værdier for søen (Fyns Amt, 1990 og 1991a).

Bilag 5.

Beregning af kvælstofudveksling via interne processer i Langesø, 1989-1991. Beregnet tilførsel, fraførsel, magasinændring og nettostofudveksling med sediment/atmosfære for total-kvælstof (kg) på månedsbasis. Års- og sommermiddelværdier er ligeledes angivet. Der henvises til afsnit 6.3 for nærmere forklaringer.

LANGESØ 1989

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1 m3	Tot-N konc. pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage-holdt kg
1	31	577799	4705	2114.17	783.30	346.67	436.63
2	28	577799	8364	-1896.91	687.43	287.03	400.40
3	31	577799	5081	368.64	2873.72	1219.12	1654.60
4	30	577799	5719	-357.08	854.04	647.71	206.33
5	31	577799	5101	-856.42	509.24	192.74	316.50
6	30	568962	3675	-1063.56	139.74	159.76	-20.02
7	31	515491	1993	-125.40	41.55	74.30	-32.75
8	31	488609	1846	-221.81	53.29	94.66	-41.37
9	30	470374	1446	49.89	39.62	24.74	14.88
10	31	467080	1563	148.08	95.97	14.21	81.76
11	30	481956	1822	590.87	102.36	20.19	82.17
12	31	498640	2946	662.57	1301.51	328.61	972.90
1		518880	4108				
max			8364	2114.17	2873.72	1219.12	1654.60
sommermiddel			2812	-443.46	156.69	109.24	47.45
sum, sommer			14061	-2217.31	783.44	546.20	237.24
årsmiddel			3688	-48.92	623.48	284.15	339.34
sum, år			44261	-586.99	7481.77	3409.74	4072.03

KVÆLSTOFOPHOBNING (+) TAB (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTOF

Måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/måned	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m²måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/dag	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m²dag
1	1677.54	9810.16	54.11	316.46
2	-2297.31	-13434.59	-82.05	-479.81
3	-1285.96	-7520.26	-41.48	-242.59
4	-563.41	-3294.79	-18.78	-109.83
5	-1172.92	-6859.17	-37.84	-221.26
6	-1043.54	-6102.58	-34.78	-203.42
7	-92.65	-541.82	-2.99	-17.48
8	-180.44	-1055.21	-5.82	-34.04
9	35.01	204.71	1.17	6.82
10	66.32	387.82	2.14	12.51
11	508.70	2974.85	16.96	99.16
12	-310.33	-1814.82	-10.01	-58.54
max	1677.54	9810.16	54.11	316.46
sommermiddel	-490.91	-2870.81	-16.05	-93.88
ophobet/tabt sommer, kg	-2454.55			
årsmiddel	-388.25	-2270.48	-13.28	-77.67
ialt ophobet/tabt år, kg	-4659.02			

Bilag 5 fortsat

LANGESØ 1990

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1 m3	Tot-N konc. pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage-holdt kg
1	31	518880	4108	1223.53	3036.10	1969.61	1066.49
2	28	590372	5683	1321.04	4416.50	2971.07	1445.43
3	31	583130	8019	-1577.66	1768.98	975.57	793.41
4	30	570724	5429	-590.93	292.35	154.04	138.31
5	31	551470	4547	-1152.33	110.06	132.55	-22.49
6	30	525680	2578	-124.90	153.30	108.82	44.48
7	31	523978	2348	483.88	49.08	131.93	-82.85
8	31	505361	3392	-469.77	59.30	136.36	-77.06
9	30	493618	2521	546.55	1054.44	134.18	920.26
10	31	561957	3187	104.64	830.65	381.64	449.01
11	30	556709	3405	323.96	1804.39	474.14	1330.25
12	31	567226	3913	724.27	1353.65	772.00	581.65
1		583166	5048				
max			8019	1321.04	4416.50	2971.07	1445.43
sommermiddel			3077	-143.32	285.24	128.77	156.47
sum, sommer			15386	-716.58	1426.18	643.84	782.34
årsmiddel			4094	67.69	1244.07	695.16	548.91
sum, år			49130	812.26	14928.80	8341.91	6586.89

KVÆLSTOFOPHOBNING (+) TAB (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTOF

Måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/måned	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m²måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/dag	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m²dag
1	157.04	918.33	5.07	29.62
2	-124.39	-727.45	-4.44	-25.98
3	-2371.07	-13865.90	-76.49	-447.29
4	-729.24	-4264.54	-24.31	-142.15
5	-1129.84	-6607.26	-36.45	-213.14
6	-169.38	-990.54	-5.65	-33.02
7	566.73	3314.23	18.28	106.91
8	-392.71	-2296.57	-12.67	-74.08
9	-373.71	-2185.46	-12.46	-72.85
10	-344.37	-2013.88	-11.11	-64.96
11	-1006.29	-5884.73	-33.54	-196.16
12	142.62	834.02	4.60	26.90
max	566.73	3314.23	18.28	106.91
sommermiddel	-299.78	-1753.12	-9.79	-57.24
ophobet/tabt sommer, kg	-1498.92			
årsmiddel	-481.22	-2814.15	-15.76	-92.18
ialt ophobet/tabt år, kg	-5774.63			

Bilag 5 fortsat

LANGESØ 1991

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1 m3	Tot-N konc. pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage-holdt kg
1	31	583166	5048	1714.87	6521.24	3019.85	3501.39
2	28	553223	8421	-600.80	1495.21	1353.78	141.43
3	31	561957	7221	-901.38	1528.65	1166.33	362.32
4	30	561957	5617	-803.02	502.16	273.86	228.30
5	31	563711	4175	-455.22	521.84	253.21	268.63
6	30	565467	3357	-682.90	177.89	97.25	80.64
7	31	554965	2190	-526.50	35.38	35.22	.16
8	31	522272	1319	234.08	20.44	29.20	-8.76
9	30	485257	1902	-204.62	51.57	61.27	-9.70
10	31	460476	1560	74.07	130.06	12.65	117.41
11	30	473646	1673	1049.58	1157.75	131.08	1026.67
12	31	534221	3448	864.95	1245.64	346.12	899.52
1		563711	4802				
max			8421	1714.87	6521.24	3019.85	3501.39
sommermiddel			2589	-327.03	161.42	95.23	66.19
sum, sommer			12943	-1635.15	807.12	476.15	330.97
årsmiddel			3828	-19.74	1115.65	564.99	550.67
sum, år			45931	-236.88	13387.83	6779.82	6608.01

KVÆLSTOFOPHOBNING (+) TAB (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTOF

Måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/måned	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m²måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/dag	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m²dag
1	-1786.52	-10447.49	-57.63	-337.02
2	-742.23	-4340.52	-26.51	-155.02
3	-1263.70	-7390.05	-40.76	-238.39
4	-1031.32	-6031.11	-34.38	-201.04
5	-723.85	-4233.05	-23.35	-136.55
6	-763.54	-4465.14	-25.45	-148.84
7	-526.66	-3079.86	-16.99	-99.35
8	242.84	1420.13	7.83	45.81
9	-194.92	-1139.86	-6.50	-38.00
10	-43.34	-253.47	-1.40	-8.18
11	22.91	134.00	.76	4.47
12	-34.57	-202.19	-1.12	-6.52
max	242.84	1420.13	7.83	45.81
sommermiddel	-393.22	-2299.56	-12.89	-75.38
ophobet/tabt sommer, kg	-1966.12			
årsmiddel	-570.41	-3335.72	-18.79	-109.88
ialt ophobet/tabt år, kg	-6844.89			

Bilag 6.

Beregning af fosforudveksling via interne processer i Langesø, 1989-1991. Beregnet tilførsel, fraførsel, magasinændring og nettostofudveksling med sedimentet for total-fosfor (kg) på månedsbasis. Års- og sommermiddelværdier er ligeledes angivet. Der henvises til afsnit 6.3 for nærmere forklaringer.

LANGESØ 1989

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m3	Tot-P konc. pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage-holdt kg
1	31	577799	168	-25.423	19.610	12.534	7.076
2	28	577799	124	-8.667	32.062	7.730	24.332
3	31	577799	109	-11.556	107.975	20.747	87.228
4	30	577799	89	15.023	24.194	9.334	14.860
5	31	577799	115	6.949	11.348	4.395	6.953
6	30	568962	129	23.516	12.842	8.209	4.633
7	31	515491	188	124.916	3.698	9.155	-5.457
8	31	488609	454	-5.456	8.032	12.626	-4.594
9	30	470374	460	39.121	7.796	8.296	-.500
10	31	467080	547	9.101	10.983	4.662	6.321
11	30	481956	549	78.470	11.962	5.727	6.235
12	31	498640	688	-125.654	54.038	36.701	17.337
1		518880	419				
max			688	124.916	107.975	36.701	87.228
sommermiddel			269	37.809	8.743	8.536	.207
sum, sommer			1346	189.046	43.716	42.681	1.035
årsmiddel			302	10.028	25.378	11.676	13.702
sum, år			3620	120.340	304.539	140.116	164.423

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m²måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m²dag
1	-32.50	-190.05	-1.05	-6.13
2	-33.00	-192.98	-1.18	-6.89
3	-98.78	-577.68	-3.19	-18.63
4	.16	.95	.01	.03
5	.00	-.02	.00	.00
6	18.88	110.43	.63	3.68
7	130.37	762.42	4.21	24.59
8	-.86	-5.04	-.03	-.16
9	39.62	231.70	1.32	7.72
10	2.78	16.26	.09	.52
11	72.24	422.43	2.41	14.08
12	-142.99	-836.20	-4.61	-26.97
max	130.37	762.42	4.21	24.59
sommermiddel	37.60	219.90	1.23	7.17
ialt fri/bund. sommer, kg	188.01			
årsmiddel	-3.67	-21.48	-.12	-.68
ialt fri/bundet år, kg	-44.08			

Bilag 6 fortsat

LANGESØ 1990

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m3	Tot-P konc. pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage-holdt kg
1	31	518880	419	-70.408	82.019	70.597	11.422
2	28	590372	249	-60.116	112.944	87.413	25.531
3	31	583130	149	-20.682	45.470	23.528	21.942
4	30	570724	116	-4.991	9.102	2.728	6.374
5	31	551470	111	38.140	8.664	4.994	3.670
6	30	525680	189	62.556	10.747	7.600	3.147
7	31	523978	309	109.470	4.683	11.249	-6.566
8	31	505361	537	86.988	7.295	22.907	-15.612
9	30	493618	726	-89.751	68.887	22.159	46.728
10	31	561957	478	-9.189	22.403	62.643	-40.240
11	30	556709	466	-76.780	25.264	51.023	-25.759
12	31	567226	322	-47.352	17.387	48.728	-31.341
1		583166	232				
max			726	109.470	112.944	87.413	46.728
sommermiddel			374	41.480	20.055	13.782	6.274
sum, sommer			1872	207.402	100.277	68.909	31.368
årsmiddel			339	-6.843	34.572	34.631	-.059
sum, år			4071	-82.116	414.865	415.569	-.704

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m²måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m²dag
1	-81.83	-478.54	-2.64	-15.44
2	-85.65	-500.86	-3.06	-17.89
3	-42.62	-249.26	-1.37	-8.04
4	-11.36	-66.46	-.38	-2.22
5	34.47	201.58	1.11	6.50
6	59.41	347.42	1.98	11.58
7	116.04	678.57	3.74	21.89
8	102.60	600.00	3.31	19.35
9	-136.48	-798.13	-4.55	-26.60
10	31.05	181.59	1.00	5.86
11	-51.02	-298.37	-1.70	-9.95
12	-16.01	-93.63	-.52	-3.02
max	116.04	678.57	3.74	21.89
sommermiddel	35.21	205.89	1.12	6.54
ialt fri/bund. sommer, kg	176.03			
årsmiddel	-6.78	-39.67	-.26	-1.50
ialt fri/bundet år, kg	-81.41			

Bilag 6 fortsat

LANGESØ 1991

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m3	Tot-P konc. pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage-holdt kg
1	31	583166	232	-48.992	88.720	94.558	-5.838
2	28	553223	156	-17.182	23.366	24.061	-.695
3	31	561957	123	-38.213	24.542	19.177	5.365
4	30	561957	55	33.355	11.901	3.877	8.024
5	31	563711	114	-4.889	13.288	4.806	8.482
6	30	565467	105	-8.872	11.039	4.966	6.073
7	31	554965	91	88.945	3.281	3.933	-.652
8	31	522272	267	52.230	3.379	6.401	-3.022
9	30	485257	395	5.868	8.890	11.856	-2.966
10	31	460476	429	-67.765	8.865	2.774	6.091
11	30	473646	274	11.790	30.377	14.787	15.590
12	31	534221	265	-14.734	24.587	19.473	5.114
1		563711	225				
max			429	88.945	88.720	94.558	15.590
sommermiddel			194	26.656	7.975	6.392	1.583
sum, sommer			972	133.281	39.876	31.962	7.914
årsmiddel			209	-.705	21.020	17.556	3.464
sum, år			2506	-8.460	252.235	210.669	41.566

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m²måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m²dag
1	-43.15	-252.36	-1.39	-8.14
2	-16.49	-96.42	-.59	-3.44
3	-43.58	-254.84	-1.41	-8.22
4	25.33	148.13	.84	4.94
5	-13.37	-78.19	-.43	-2.52
6	-14.94	-87.40	-.50	-2.91
7	89.60	523.96	2.89	16.90
8	55.25	323.11	1.78	10.42
9	8.83	51.66	.29	1.72
10	-73.86	-431.91	-2.38	-13.93
11	-3.80	-22.23	-.13	-.74
12	-19.85	-116.07	-.64	-3.74
max	89.60	523.96	2.89	16.90
sommermiddel	25.07	146.63	.81	4.72
ialt fri/bund. sommer, kg	125.37			
årsmiddel	-4.17	-24.38	-.14	-.81
ialt fri/bundet år, kg	-50.03			

Bilag 7

Analyser af mulige sammenhænge mellem forskellige målte variable i søvandet i Langesø, 1989-1991. Følgende par af variable er herved undersøgt:

* Sigtdybde (m) - partikelindhold målt som tørstof (mg/l)

* Sigtdybde (m) - planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a (µg/l)

* Partikulært kvælstof (µg N/l) - total-kvælstof (µg N/l)

* Partikulært fosfor (µg P/l) - total-fosfor (µg P/l)

* Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a (µg/l) - total-kvælstof (µg N/l)

* Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a (µg/l) - total-fosfor (µg P/l)

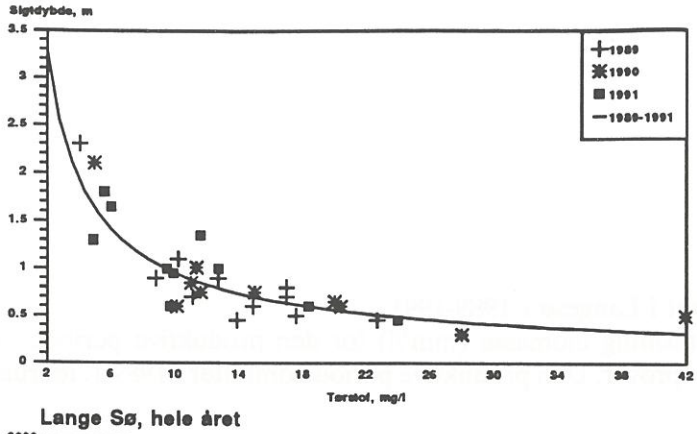
* Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a (µg/l) - partikulært kvælstof (µg N/l)

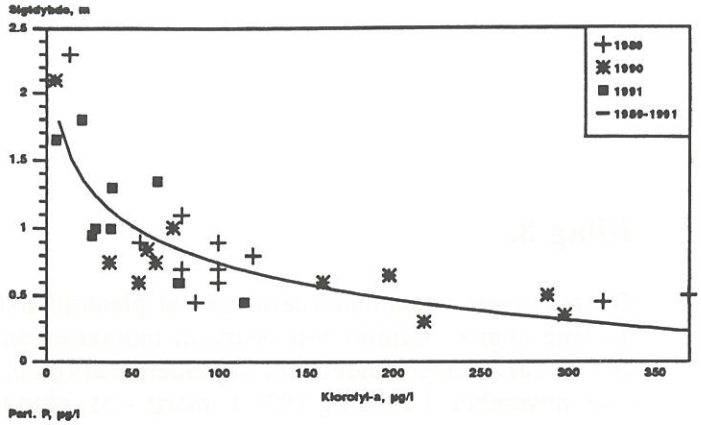
* Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a (µg/l) - partikulært fosfor (µg P/l)

* Partikulært kvælstof (µg N/l) - partikulært fosfor (µg P/l)

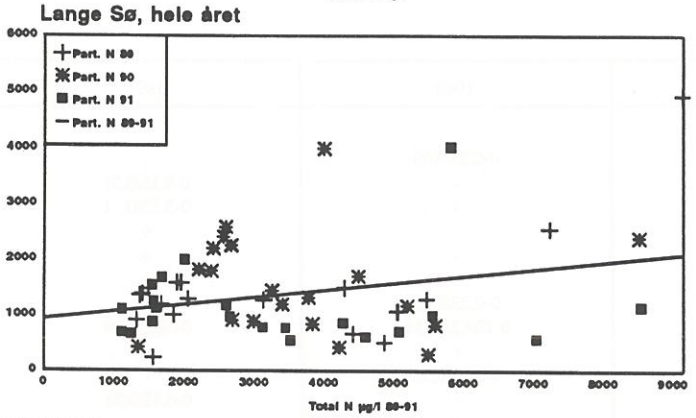
* Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a (µg/l) - planktonalgebiomasse målt som volumen (mm^3/l).

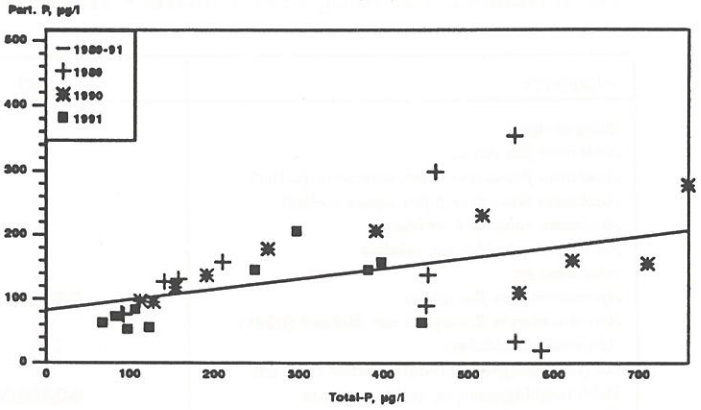
For hvert par af variable er indtegnet den bedst mulige linie (regressionslinie) igennem de afbildede målepunkter. Der er herved anvendt rette linier undtagen for sammenhænge mellem sigtdybde-tørstof og sigtdybde-klorofyl-a, hvor der er forventet en logaritmisk sammenhæng. De enkelte års målinger er markeret med en særskilt signatur.

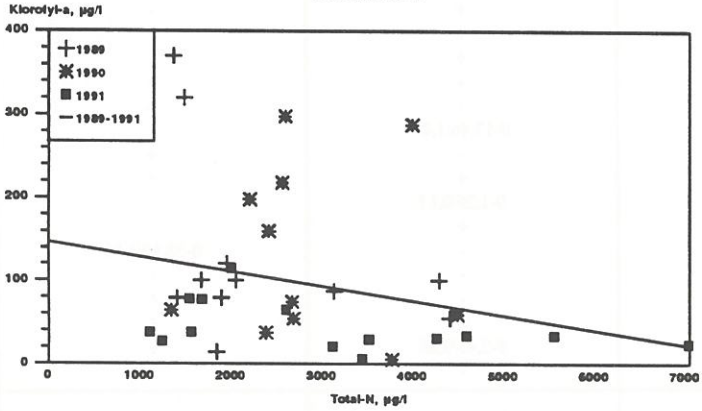


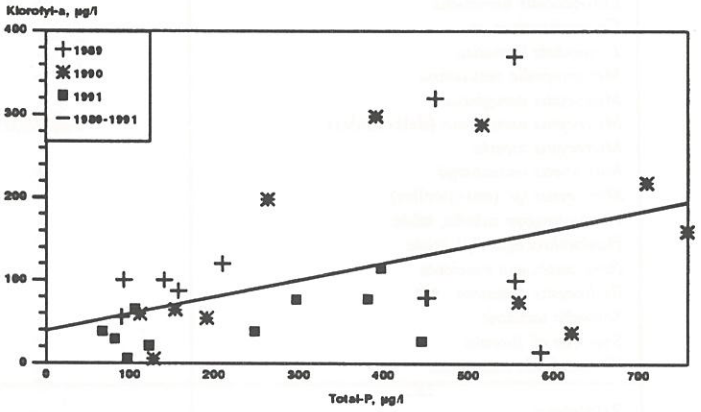


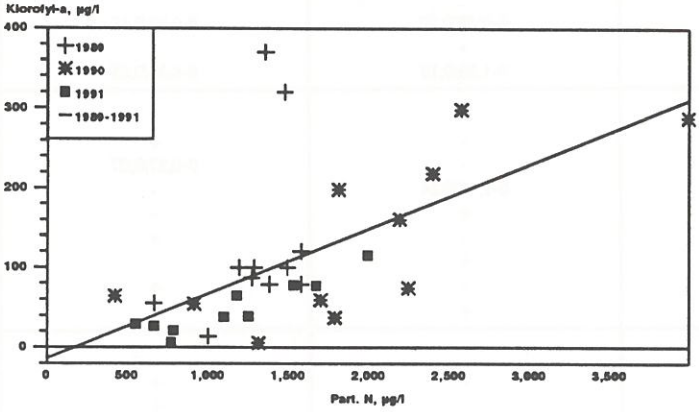
Lange Sø, hele året

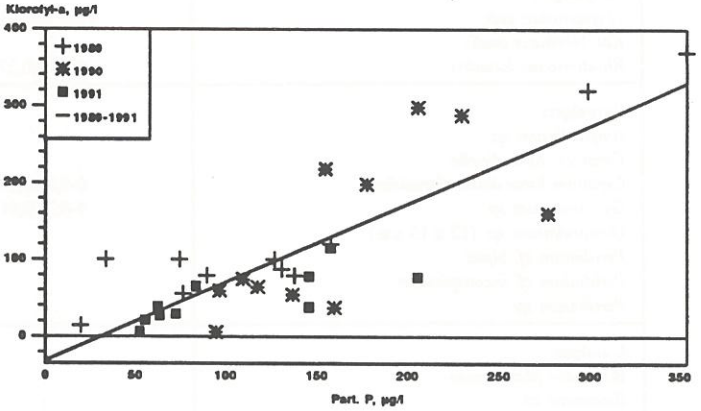


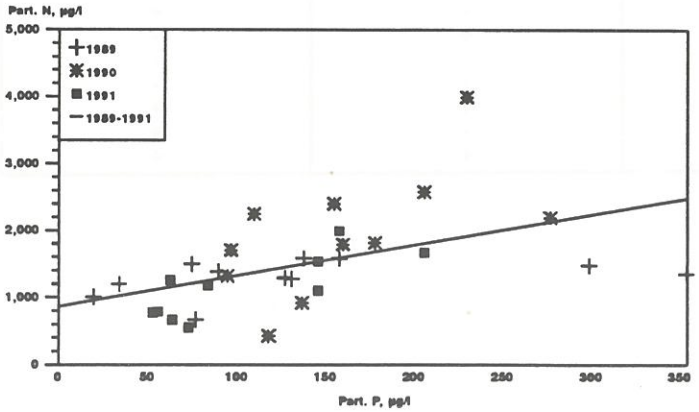


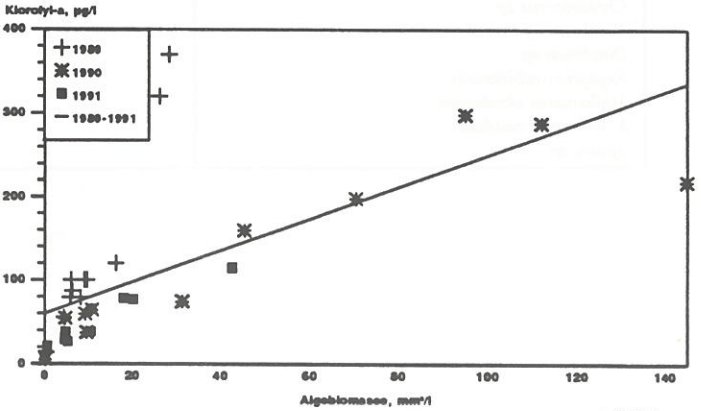












Bilag 8.

Oversigt over artssammensætningen af planteplanktonet i Langesø i 1989-1991.
Tallene angiver minimum-maksimum biomasse/gennemsnitlig biomasse (mm^3/l) for den produktive periode. + angiver, at arten er fundet i det pågældende års planktonprøver. Den produktive periode omfatter i 1989 1. februar - 30. november, i 1990 og 1991 1. marts - 31. oktober.

Algegruppe	1989	1990	1991
Blågrønalger:			
Anabaena flos-aquae	+	0-0,23/0,03	-
Anabaena flos-aquae f. lemmermannii (celler)	-	-	0-0,16/0,01
Anabaena flos-aquae f. flos-aquae (celler)	-	-	0-3,58/0,41
Anabaena solitaria f. smithii	-	-	+
Anabaena spiroides var. minima	-	-	+
Anabaena sp.	+	-	+
Aphanizomenon flos-aquae	0-0,33/0,06	0-0,23/0,03	-
Aphanizomenon flos-aquae var. klebanii (tråde)	-	0-130,2/30,14	0-0,93/0,09
Aphanothece nidulans	-	+	+
Blågrønalgelignede kolonier, celler ca. 1 µm	-	0-0,97/0,06	-
Bakterier/blågrønalger, celler ca. 1 µm	0-0,87/0,04	-	0-0,12/0,01
Chroococcus limneticus	+	+	-
Coelosphaerium sp.	-	+	-
Limnothrix limnetica	-	+	-
Merismopedia tenuissima	+	+	+
Microcystis aeruginosa	-	-	+
Microcystis aeruginosa (delkolonier)	0-0,37/0,03	0-13,46/1,47	-
Microcystis incerta	-	-	+
Microcystis wesenbergii	+	+	+
Microcystis sp. (enkeltceller)	-	0-1,26/0,17	-
Planktolyngbya subtilis, tråde	-	+	-
Planktothrix agardhii, tråde	+	-	0-38,12/4,54
Pseudanabaena mucicola	+	-	-
Radiocystis geminata	-	-	+
Snowella lacustris	-	-	+
Snowella cf. litoralis	+	0-2,41/0,28	+
Woronichinia naegeliana	+	-	-
Rekylalger:			
Cryptomonas spp.	0-1,20/0,21	0-0,63/0,10	0-0,98/0,19
Katablepharis ovalis	+	+	+
Rhodomonas lacustris	0-2,72/0,27	0-1,55/0,18	0-4,36/0,65
Furealger:			
Amphidinium sp.	-	-	+
Ceratium hirundinella	-	-	0-0,37/0,07
Ceratium hirundinella/furcoides	0-1,52/0,29	0-1,48/0,24	-
Gymnodinium sp.	0-0,23/0,01	+	-
Gymnodinium sp. (12 x 15 µm)	-	-	+
Peridinium cf. bipes	-	+	-
Peridinium cf. inconspicuum	-	-	+
Peridinium sp.	+	+	+
Gulalger:			
Bicosoeca planktonica	+	-	+
Bicosoeca sp.	-	-	+
Chrysococcus sp.	+	-	+
Dinobryon cf. sociale	-	+	-
Dinobryon sp.	+	-	-
Kephyrion rubiclaustri	+	-	-
Mallomonas akrokomos	-	+	+
Mallomonas caudata	-	-	+
Synura sp.	+	+	+

Algegruppe	1989	1990	1991
Kiselalger:			
Eupodiscales (centriske kiselalger):			
Aulacoseira granulata	+	+	+
Aulacoseira granulata var. angustissima	-	+	+
Cyclotella/Stephanodiscus sp., <10 µm	0-1,05/0,16	0-2,57/0,52	0-0,84/0,19
Cyclotella/Stephanodiscus sp., >10 µm	-	0-3,63/0,57	0-10,00/1,03
Cyclotella/Stephanodiscus sp., 10-30 µm	0-5,30/0,94	-	-
Melosira varians	+	+	+
Stephanodiscus rotula	+	0-0,57/0,02	0-2,40/0,37
Bacillariales (pennate kiselalger):			
Asterionella formosa	0-0,12/0,01	0-5,49/0,32	0-1,19/0,08
Centronella reicheltii	+	0-0,31/0,04	+
Cymatopleura solea	+	-	-
Cymbella cf. lanceolata	-	+	-
Cymbella sp.	-	-	+
Diatoma elongatum	+	+	-
Fragilaria construens	+	+	+
Fragilaria crotonensis	-	+	-
Licmophora sp.	-	+	-
Navicula sp.	-	-	+
Nitzschia acicularis	0,001/0,00	+	+
Nitzschia sp.	+	+	+
Surirella solea	-	-	+
Synedra acus	+	-	+
Synedra ulna	-	+	+
Synedra sp.	-	-	+
Stilkalger:			
Chrysochromulina parva	-	-	0-0,33/0,03
Øjealger:			
Colacium simplex	+	-	-
Euglena sp.	-	+	-
Phacus longicauda	+	+	-
Trachelomonas volvocina/volvocinopsis	-	-	+
Trachelomonas sp./spp.	+	+	+
Prasinophyceae			
Nephroselmis sp.	-	-	+
Grønalger:			
Volvocales:			
Carteria sp.	0-26,02/5,28	0-9,80/0,84	0-4,13/0,49
Chlamydomonas sp.	+	+	-
Chlamydomonas sp., < 10 µm	-	-	0-0,42/0,04
Pascheriella tetras	-	-	+
Scourfieldia cordiformis	-	-	+
Spermatozopsis exultans	-	-	+
Ulotrichales:			
Elakothrix genevensis	+	+	+
Koliella longiseta	+	+	+
Chlorococcales:			
Actinastrum hantzschii	-	+	+
Ankyra judayi	0-0,29/0,02	0-0,43/0,05	0-0,09/0,01
Botryococcus braunii	+	+	+
Chlorella sp./Dictyosphaerium subsolitarium	0-9,19/1,08	0-0,19/0,05	0-0,07/0,02
Coelastrum astroideum	+	+	-
Coelastrum microporum	+	0-0,89/0,06	-
Coelastrum microporum (coenobier)	-	-	0-3,48/0,22
Crucigenia apiculata	+	-	-
Crucigenia fenestrata	-	+	-
Crucigenia tetrapedia	+	-	-
Dichotomococcus curvatus	-	-	+
Dictyosphaerium ehrenbergianum	+	-	-
Dictyosphaerium pulchellum	+	+	-
Dictyosphaerium pulchellum/sp. (celler)	-	-	0-0,01/0,00
Didymocystis fina	-	-	+

Algegruppe	1989	1990	1991
Grønalger, fortsat:			
Chlorococcales fortsat:			
Kirchneriella contorta	+	-	+
Lagerheimia genevensis	-	+	+
Lagerheimia wratislaviensis	+	-	-
Micractinium pusillum	-	-	+
Monoraphidium circinale	-	+	-
Monoraphidium contortum	0-0,06/0,01	0-0,03/0,00	0-0,04/0,00
Monoraphidium	+	+	+
Monoraphidium sp.	+	-	0-0,01/0,00
Oocystis sp./spp.	+	-	0-0,17/0,02
Oocystis sp., celler	-	0-0,07/0,00	0-0,17/0,02
Pediastrum boryanum	+	+	+
Pediastrum duplex	+	+	+
Pediastrum tetras	+	-	-
Quadricoccus ellipticus	+	-	-
Scenedesmus acuminatus	+	+	+
Scenedesmus acutus	-	+	-
Scenedesmus armatus	+	+	+
Scenedesmus costato-granulatus	+	-	+
Scenedesmus opoliensis/protuberans	+	+	+
Scenedesmus quadricauda	+	+	+
Scenedesmus spinosus/abundans/sempervirens	+	+	-
Scenedesmus spinosus	-	-	+
Scenedesmus sp.	+	+	+
Scenedesmus spp., celler ialt	+	+	0-0,11/0,01
Schroederia sp.	0-0,06/0,01	+	+
Sphaerocystis schroeteri	+	-	-
Sphaerocystis schroeteri, celler	-	0-2,12/0,13	0-0,53/0,03
Tetraedron incus	-	+	-
Tetraedron minimum	-	-	+
Tetraedron komarekei	+	-	-
Tetrastrum staurogeniaeforme	+	+	+
Andre chlorococcaler, < 5 µm	0-0,13/0,03	0-0,09/0,02	0-0,05/0,01
Andre chlorococcaler, < 5 µm	0,01-0,14/0,06	0-0,19/0,06	0-0,06/0,02
Desmidiaceae:			
Closterium acutum var. variabile	0-2,48/0,21	0-0,16/0,01	0-0,12/0,02
Closterium cf. intermedium	-	+	-
Closterium cf.limneticum	-	+	-
Closterium parvulum	+	-	+
Closterium sp.	-	+	-
Staurastrum chaetoceras	+	+	0-0,02/0,00
Staurastrum tetracerum	-	-	+
Staurastrum sp.	+	+	+
Ubestemte arter:			
< 5 µm	0,01-0,16/0,06	0-0,36/0,10	0,01-0,11/0,06
5-10 µm	0,01-0,18/0,07	0-0,33/0,12	0,01-0,24/0,08
> 10 µm	0-0,29/0,07	0-0,38/0,06	0-0,07/0,01
Flagellat (*Ochromonas*-lignende)	-	-	0-2,57/0,23
Flagellat, 8-10 µm	0-1,04/0,07	-	-
Flagellat, 12 x 19 µm	0-0,43/0,02	-	-
Flagellat	-	-	0-0,46/0,03

Bilag 9.

Oversigt over artssammensætningen af dyreplanktonet i Langesø i 1989-1991.
Tallene angiver minimum-maksimum biomasse/gennemsnitlig biomasse (mm^3/l = mg vådvægt/l) for den produktive periode. + angiver, at arten er fundet i det pågældende års planktonprøver. Den produktive periode omfatter i 1989 1. februar - 30. november, i 1990 og 1991 1. marts -31. oktober.

Dyregruppe	1989	1990	1991
Ciliater:			
Coleps sp.	0,073/0,004	-	-
Didinium sp.	0-0,205/0,010	-	-
Epistylis sp.	0-0,233/0,020	0-0,058/0,007	0-0,011/0,001
Lohmanniella sp.	-	+	-
Lohmanniella sp./Tontonia sp.	-	-	0-0,001/0,000
Strombidium sp.	0-0,174/0,043	0-0,100/0,011	0-0,057/0,025
Trichodina sp.	0-0,020/0,003	0-0,008/0,001	0-0,008/0,001
Tintinnider	0-0,139/0,018	0-0,011/0,002	0-0,022/0,004
Vorticella sp.	-	0-0,249/0,025	0-0,169/0,013
Ubestemte ciliater, < 20 µm	-	-	0-0,014/0,005
Ubestemte ciliater, 20-100 µm	-	-	0-0,054/0,005
Ubestemte ciliater < 100 µm	0-0,205/0,038	0,001-0,088/0,023	-
Ubestemte ciliater >100 µm	0-0,028/0,003	-	-
Rotatorier:			
Asplanchna priodonta	0-1,97/0,262	0-0,302/0,038	0-1,82/0,402
Brachionus angularis	0-0,011/0,001	0-0,007/0,001	0-0,072/0,008
Brachionus calyciflorus	0-0,624/0,072	0-0,144/0,026	0-0,072/0,008
Conochilus natans	-	-	0-0,141/0,020
Conochilus unicornis	0-0,689/0,094	0-0,521/0,043	0-0,118/0,008
Euclanis dilatata	-	-	+
Filinia cornuta	-	+	-
Filinia longiseta	-	0-0,018/0,003	0-0,036/0,004
Filinia terminalis	0-6,04/0,288	-	-
Kellicottia longispina	-	0-0,007/0,001	+
Keratella cochlearis	0-0,035/0,009	0-0,067/0,007	0-0,035/0,011
Keratella cochlearis f. tecta	-	-	0-0,002/0,000
Keratella quadrata	0-0,524/0,062	0-0,181/0,054	0-0,635/0,120
Notholca squamula	-	-	0-0,001/0,000
Polyarthra dolichoptera	0-0,074/0,005	+	0-0,101/0,014
Polyarthra vulgaris	-	0-0,010/0,0000	-
Pompholyx sulcata	0-0,087/0,009	0-0,181/0,028	0-0,035/0,008
Synchaeta sp.	-	-	0-0,001/0,000
Trichocerca birostris	0-0,051/0,003	0-0,077/0,013	0-0,020/0,002
Trichocerca capucina	-	0-0,068/0,007	0-0,018/0,002
Cladocerer:			
Bosmina coregoni	0-2,81/0,399	0-1,07/0,208	0-0,217/0,039
Bosmina longirostris	0-0,925/0,061	0-2,28/0,209	0-3,45/0,365
Ceriodaphnia quadrangula	-	0-0,298/0,026	-
Chydorus sphaericus	0-1,58/0,086	0-0,322/0,042	0-0,027/0,003
Daphnia cucullata	0-9,42/1,33	0-3,06/1,10	0-2,03/0,449
Daphnia galeata	0-8,94/0,832	0-3,67/0,608	0-0,674/0,140
Diaphanosoma brachyurum	0-7,74/0,410	0-1,17/0,332	0-0,693/0,179
Leptodora hyalina	-	+	+
Copepoder:			
Nauplier	0-0,534/0,138	-	-
Calanoide nauplier	-	0-0,254/0,058	0,004-0,117/0,042
Eudiaptomus, copepoditer I-III	-	0-0,565/0,123	0,008-0,524/0,196
Eudiaptomus, små copepoditter	0,047-1,69/0,270	-	-
Eudiaptomus, copepoditer IV-V	-	0-1,54/0,372	0,031-0,791/0,320
Eudiaptomus, store copepoditter	0-0,682/0,172	-	-
Eudiaptomus graciloides, voksne	0,64-4,25/1,37	0,169-2,31/0,877	0,105-1,24/0,654
Cyclopoide nauplier	-	0,003-0,085/0,044	0,013-0,260/0,071
Cyclopoide copepoditer	0-0,772/0,142	0,21-2,00/0,408	0,024-5,09/1,07
Cyclops strenuus, voksne	0-0,18-3,01/0,891	0-0,41/0,105	0-0,883/0,143
Cyclops vicinus, voksne	-	-	0-0,238/0,021
Mesocyclops leuckarti, voksne	0-0,571/0,171	0-0,569/0,134	0-0,124/0,031