



TEKNISK RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1992



UDGIVER:	Århus Amt, Miljøkontoret, Lyseng Alle 1, 8270 Højbjerg.
TITEL:	Bryrup Langsø 1992.
FORFATTERE:	Torben Bramming Jørgensen og Peter Holm, Miljøkontoret, Århus Amt.
RESUME:	Bryrup Langsø er en af de på landsplan 37 søer, som indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Hvert tredje år er det Miljøkontorets agt at foretage en detaljeret afrapportering af undersøgelserne i de tre overvågningssøer i Århus Amt. I år er denne mere grundige bearbejdning af undersøgelserne sket i nærværende rapport for Bryrup Langsø. Bryrup Langsø tilføres nu ikke længere spildevand fra kloakerede områder. Fosfortilførslen til søen er derfor reduceret de senere år fra over 1 ton om året i midten af firserne til omkring 6 - 700 kg i de sidste fire år. I 1992 blev der således ledt ca. 660 kg fosfor til søen fra eksterne kilder. Den største enkeltkilde til forureningen af søen er den spredte bebyggelse i oplandet. I 1992 er det beregnet, at der herfra blev tilført ca. 350 kg fosfor til søen og bidraget fra den spredte bebyggelse udgør således over halvdelen af den eksternt tilførte fosfor. Også tilførslerne fra de dyrkede jorde er dog af en betragtelig størrelse - i 1992 omkring 180 kg fosfor. Selvom fosfortilførslen er reduceret er Bryrup Langsø stadig en eutrofieret sø. Den gennemsnitlige fosforkoncentration i søen var således i 1992 116 µg P/l i sommerperioden. Årsagen til det relativt store fosforindhold i søvandet er dels de eksterne fosfortilførsler, som på trods af, at de er blevet reduceret, stadig belaster søen, dels den interne fosforfrigivelse, som sker fra sedimentet i søen hvert efterår. På grund af tidligere tiders store fosfortilførsler ligger der en stor fosforpulje i søens sediment, som således er medvirkende til at fastholde søen i en eutrofieret tilstand. I rapporten er det anslået, at det er nødvendigt, at den gennemsnitlige indløbskoncentration af fosfor i fremtiden kommer til at ligge på et niveau omkring 80 - 100 µg P/l, hvis søen skal opfylde Recipientkvalitetsplanens målsætning, som er en gennemsnitlig sommersigt dybde på 2 m. En sådan indløbskoncentration vil sikre, at koncentrationen af fosfor i søen i den situation, hvor der ikke længere er nogen intern belastning i søen, vil være 50 - 80 µg P/l. Der er ikke sket nogen væsentlige ændringer i søens tilstand de seneste år og det relativt høje fosforindhold i søvandet i sommerperioden resulterer i, at der fortsat er en stor biomasse af fytoplankton i søen. Fytoplanktonet bestod i 1992 i forårs- og de tidlige sommermåneder primært af kiselalger. I løbet af august skete der en opblomstring af blågrønalger, som medførte "algeblomst" og meget lave sigt dybder i sensommeren. Opvækst af såvel kisel- som blågrønalger er normalt i søen. Sigtdybden var i 1990 og 1991 i gennemsnit i sommerperioden knapt 2 m. I 1992 var sigtdybden reduceret til ca. 1,5 m i sommermånederne, hvilket er en forholdsvis lille sigtdybde i betragtning af fosforkoncentrationen i søen og skyldtes, at zooplanktonet i 1992 har været udsat for en større græsning fra de zooplanktonædende fisk end i de foregående år. Herved har zooplanktonet ikke i så høj grad som tidligere været i stand til at holde fytoplanktonet nede. Årsagen til den store græsning skal findes i den varme forsommer og deraf følgende store yngelsucces hos fiskene. Den store mængde årsyngel, som netop lever af zooplankton, har spist en stor del af det større zooplankton, som normalt er de mest effektive græssere på fytoplanktonet, og resultatet var altså at sigtdybden i 1992 var ca. 0,5 m mindre end i de to tidligere sommersæsoner.
EMNEORD	Søer, eutrofiering, fytoplankton, zooplankton, fisk
FORMAT	A 4
SIDETAL	82 + Bilag
OPLAG	400
FOTO	Søren Peter Suk
ISBN	87-7295-384-5
TRYK	Århus Amts Trykkeri, Maj 1993.



TEKNISK RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1992



Indholdsfortegnelse

Sammenfatning	Side 3
Indledning	7
Beskrivelse af søen	9
Tilløb til Bryrup Langsø	11
- kemiske forhold.....	11
- forureningstilstand.....	17
Vand- og næringsstofbalance	19
- vandbalance.....	19
- næringsstofbalance.....	19
- kilder til stoftilførslen.....	22
Fysiske og kemiske resultater fra Bryrup Langsø	25
- årstidsvariationen i overfladevandet i 1992.....	25
- generel beskrivelse af de fysiske og kemiske forhold i overfladevandet.....	30
- søvandskoncentrationens sammenhæng med stoftilførsel, klimatiske faktorer mv.	32
Fytoplankton	39
- fytoplanktonets årstidsvariation.....	39
- 1992 sammenlignet med de tre foregående år.....	40
- fytoplankton og vandkemi.....	41
Zooplankton	47
- zooplanktonets årstidsvariation.....	47
- årstidsvariationen af de enkelte grupper/arter.....	48
- zooplanktonets relationer til den øvrige sødynamik.....	50
Fisk i Bryrup Langsø	55
- undersøgelsens omfang og metode.....	55
- resultater.....	58
- beskrivelse af de enkelte arter.....	62
- samlet vurdering.....	72
Status og udsigter	75
- nuværende tilstand.....	75
- den fremtidige tilstand.....	76
Referencer	79
Bilagsoversigt	81

Sammenfatning

Denne rapport indeholder en beskrivelse af tilstanden i Bryrup Langsø samt i de vandløb, som løber til søen.

Som et led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram er Bryrup Langsø udvalgt som en af de på landsplan 37 søer, som skal overvåges årligt.

Århus Amts Miljøkontor har derfor nu på fjerde år foretaget intensive undersøgelser i søen efter overvågningsprogrammets retningslinier.

Resultaterne fra 1992, som er præsenteret i denne rapport, vil i første omgang blive sammenlignet med resultaterne fra perioden 1989 - 1991. Resultater fra tidligere år, hvor Miljøkontoret også har foretaget undersøgelser i søen blot ikke på samme standardiserede måde og i samme omfang, vil dog også til en vis grad blive inddraget i diskussionen.

Bryrup Langsø

Bryrup Langsø er en aflang sø, som ligger i en øst/vestvendt tunneldal umiddelbart sydøst for Bryrup i Them kommune i Midtjylland. Søen er ca. 38 ha stor, volumen er på $1,72 \times 10^6 \text{ m}^3$ og gennemsnitsdybden er 4,6 m.

Tilløbene til søen

Nimdrup bæk er det største vandløb, som fører vand til søen. Vandføringen var i gennemsnit i 1992 omkring 170 l/s og i 1992 kom omkring 75 % af det vand, der strømmede til søen, via dette vandløb.

Kringelbækken og afløbet fra Karl sø er to mindre vandløb, som også har en vis betydning for vandtilførslen og som løber til søen i østenden ligesom Nimdrup bæk. Endeligt er der to små vandløb - Kaldal bæk på søens nordside og et mindre tilløb i søens sydvestlige hjørne, som munder ud i søen.

Der er i 1992 målt vandkemi og vandføring i alle tilløb. Dels for at kunne beskrive tilstanden i det enkelte vandløb men også for at kunne beregne tilførslen af stof og vand til Bryrup Langsø. Desuden er forureningsgraden i vandløbene bestemt ved en faunaundersøgelse i det tidlige forår 1993.

Det er primært det organiske indhold i vandet samt vandløbenes fysiske udformning, som påvirker vandløbsfaunaen. Undersøgelserne i Bryrup Langsø's opland

viser, at Nimdrup bæk og specielt Kringelbæk stadig er temmeligt påvirkede af aktiviteten i oplandet.

Selvom der er sket en betragtelig reduktion i indholdet af organisk stof og fosfor i de senere år, er tilstanden endnu ikke ændret tilsvarende. Det er således kun i de allernederste dele af de to vandløb, at målsætningen er opfyldt.

Kringelbækken er på den største del af sit løb enten rørlagt eller mere eller mindre udrettet. Indtil 1992 modtog bækken spildevand fra Vinding, hvilket resulterede i et højt indhold af organisk stof og vandløbet havde derfor en dårlig forureningstilstand.

Siden afskæringen af spildevandet er såvel indholdet af organisk stof som koncentrationen af fosfor blevet reduceret. Endnu har forureningstilstanden ikke reageret på den nedsatte belastning. Men BI₅-niveauet er nu så lavt, at indholdet af organisk stof ikke forhindrer en forbedret forureningstilstand. Ændres forureningstilstanden ikke i de nærmeste år, er det derfor ikke på grund af et for højt BI₅-indhold men snarere pga. vandløbets fysiske rammer.

Nimdrup bæk opfylder kun målsætningen på de nederste 500 m inden udløbet i Bryrup Langsø, hvor vandløbet til gengæld er et overordentlig smukt eksempel på et meri-anderende vandløb med en varieret vandløbsflora og -fauna.

Årsagen til den generelt dårlige forureningstilstand i dette vandløb er ligeledes dårlige fysiske rammer pga. udretning samt et for højt indhold af organisk stof.

Vandløbet er afløb for Ring sø ved Brædstrup og får som sådan en relativ stor mængde af det organiske stof, som bliver produceret i søen, ligesom bækken får tilført varmt søvand.

Nimdrup bæk er derfor fra naturens hånd et vandløb med et højt indhold af organisk stof og en relativ høj vandtemperatur, hvilket ikke er befordrende for en artsrig vandløbsfauna.

Ligesom Nimdrup bæk er afløbet fra Karl sø påvirket af det organiske stof, som føres fra søen og ud i afløbet. Karl sø er renere end Bryrup Langsø og generelt vil det vand, som føres fra Karl sø til Bryrup Langsø, derfor have en gavnlig effekt på sidstnævnte sø.

En gavnlig effekt har også de to mindre vandløb, der strømmer til søen, idet de kun i mindre grad er påvirkede af deres respektive oplande.

Vand- og næringsstofbalance

I 1992 blev der tilført knapt 7 mio. m³ vand til søen, hvoraf de 75 % som nævnt blev tilført via Nimdrup bæk. Vandets opholdstid var ca. 3 måneder og ser man på årstidsvariationen i vandtilførslen, hører Bryrup Langsø til den type af søer, som har den største vandtilførsel i vinterperioden. Vandtilførslen i sommermånederne er således kun omkring en tredjedel af vinterniveaet. 1992 adskilte sig i øvrigt fra de tidligere overvågningsår ved en meget stor vandtilførsel i november og december pga. den megen nedbør i perioden.

Kvælstoftilførslen følger i vidt omfang tilførslen af vand. Der var derfor en stor tilførsel af kvælstof i årets kolde måneder og specielt i november og december var kvælstoftilførslerne store og større end det er set tidligere.

I alt blev der tilført omkring 66 t kvælstof til søen eller ca. 175 g N m⁻² år⁻¹, hvilket er en relativ stor kvælstoftilførsel og primært skyldes søens intensivt dyrkede opland.

Af de 66 t blev der tilbageholdt ca. 50 % i søen i 1992. Derved ligger tilbageholdelsen på linie med de foregående år. Det skal dog nævnes, at der i november og december skete en væsentligt større tilbageholdelse i form af sedimentation end i de foregående år.

I de sidste fire år har fosfortilførslen til Bryrup Langsø været forholdsvis konstant på et niveau på 7 - 800 kg fosfor om året (1990 havde dog en større tilførsel pga. af en generel stor vand- og stoftilførsel dette år).

Også indløbskoncentrationen har kun haft en beskedent variation og har ligget omkring 110 µg P/l som et vandføringsvægtet årgennemsnit.

På årsbasis blev der tilført ca. 5,5 mg P m⁻² år⁻¹, hvilket er mere end gennemsnittet for de danske overvågnings søer i perioden fra 1989 til 1991.

Også fosfortilførslen varierer over året parallelt med vandtilførslen. Den største tilførsel sker dermed i den kolde halvdel af året.

I 1992 var der en tilbageholdelse af fosfor på ca. 15 % af den tilførte mængde.

I den situation, hvor søen er i ligevægt med fosfortilførslen og der således ikke sker en nettotransport af fosfor fra sedimentet til søvandet, vil fosfortilbageholdelsen være 30 - 35 % af den tilførte mængde eller i absolutte tal omkring 250 kg fosfor ved en tilførsel som de sidste fire år.

I 1992 blev ca. 100 kg fosfor tilbageholdt i søen og den tidligere opbyggede fosforpulje i søen blev således omkring 150 kg mindre i løbet af året.

Kvælstoftilførsel til søen er for langt hovedpartens vedkommende forårsaget af afstrømning fra de dyrkede jorde i søens opland.

Kilderne til fosfortilførslen er derimod flere. I kraft af at der ikke længere tilføres spildevand fra kloakerede områder til søen, er den største enkeltkilde i dag spildevand fra den spredte bebyggelse. I 1992 er det beregnet, at bidraget fra de enkeltliggende ejendomme var omkring 350 kg og dermed udgjorde næsten halvdelen af den totalt tilførte mængde fosfor.

Foruden den naturlige tilførsel bidrager de dyrkede jorde også med en væsentligt fosformængde. I 1992 er det beregnet, at mængden herfra udgjorde omkring 185 kg.

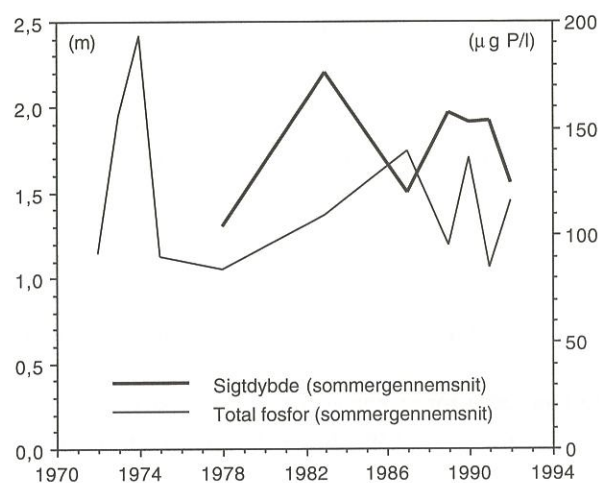
Det vil derfor være til gavn for søen, om tilførslerne af fosfor fra såvel den spredte bebyggelse som fra de dyrkede jorde blev reduceret.

Tilstand og udvikling i Bryrup Langsø

Fosfortilførslen til søen er blevet reduceret i de senere år. Men endnu har denne reduktion ikke afspejlet sig i et mindre fosforniveau i søen

Som figur 1 viser, var den gennemsnitlige sommersigt dybde i 1992 lavere end i 1990 og 1991. Koncentrationen af fosfor har svinget mellem 85 og 140 µg P/l i de sidste fire år og umiddelbart er der ikke nogen sammenhæng mellem variationerne i fosforkoncentrationen og den varierende sigt dybde.

Tilstanden i Bryrup Langsø har dermed ikke ændret sig



Figur 1.

Sigt dybde og total fosforkoncentration (sommergennemsnit) i Bryrup Langsø i måleårene fra 1972 til 1992.

væsentligt igennem de sidste 10 - 15 år og de variationer, man ser fra år til år, må henføres til naturlige skift i primært fyto - og zooplanktonmængde og - sammensætning.

Variationerne kan i visse tilfælde henføres til forskelle i de klimatiske forhold fra år til år. Således kan temperaturforskelle medføre variationer i fiskenes yngelsucces og dermed i zooplanktonets og fytoplanktonets tæthed. Ligeledes vil afstrømningen fra oplandet og dermed vandtilførslen og vandets opholdstid i søen afhænge af, hvorvidt det pågældende år har været nedbørsrigt eller ej. Vandbalancen kan dermed påvirke massebalancen for søen og således først næringssaltniveauet men siden også de biologiske forhold i søen.

Årsagen til, at der endnu ikke er nogen afgørende ændringer i søens tilstand, selvom fosfortilførslerne er blevet reducerede, er dels at de eksterne tilførsler stadigt belaster søen men primært, at der ligger en pulje af tidligere tilført fosfor i søens sediment, som frigives til søvandet.

Denne interne belastning af søen medfører, at fosforniveauet i sommer og efterårsperioden stadigt ligger på omkring 200 µg P/l. I den øvrige del af året, hvor det er de eksterne tilførsler der regulerer fosforindholdet i søen, er koncentrationen mellem 50 og 100 µg P/l.

Fytoplanktonet udgøres i forårsmånederne hovedsagligt af kiselalger. I 1992 var der en forholdsvis stor algebio-masse i marts og april. Mangel på fosfor og opløst silicium kombineret med en stor græsning fra zooplanktonets side medførte, at kiselalgerne mere eller mindre forsvandt fra søen i løbet af maj.

Forårets klarvandsperiode indtrådte derfor i slutningen af maj og blev fulgt op af endnu en opblomstring af kiselalger i juni og juli. Denne opblomstring skyldtes, at den ellers lagdelte sø i en kortere periode blev total opblandet og der derved blev tilført næringssalte fra bundvandet til overfladen.

I sensommeren og efteråret var der en opvækst af blågrøn-alger, der var lige så stor som i de tidligere overvågningsår. Blågrøn-algerne afløser normalt kiselalgerne i Bryrup Langsø, når nitratkoncentrationer i søvandet nærmer sig nul.

Den gennemsnitlige algemængde i sommeren 1992 var en smule højere end i 1990 og 1991. En medvirkende årsag til, at sigtddybden var væsentligt mindre i 1992 end de to foregående år, var, at der ikke blev registreret en tilsvarende stor sigtddybde i klarvandsperioden i 1992 som i tidligere år.

Zooplanktonet i Bryrup Langsø har først og fremmest

den effekt i søen, at det regulerer algesammensætningen, således at i år med en stor zooplanktonbiomasse består fytoplanktonet i sommer - og efterårsperioden af store algearter over 50 µm.

I 1992 var sigtddybden som nævnt mindre end de tidligere år, selvom fosforindholdet i søen ikke havde ændret sig. Forklaringen på dette er sandsynligvis, at algemængden men også algesammensætningen var ændret, fordi der ikke var så stor en biomasse af zooplankton i søen i 1992 i forhold til de foregående år.

I 1992 var der en forholdsvis stor opblomstring af vandloppen *Cyclops vicinus* i januar og februar.

I marts, april og maj dominerede cladocererne og på dette tidspunkt blev den største biomasse af zooplankton registreret (6,9 g/m²). At zooplanktonet var i stand til at være til stede i så stor tæthed skyldtes et stort fødegrundlag i form af kiselalger. Da tætheden af kiselalgerne efterhånden blev mindre, forsvandt zooplanktonet stort set også og i juni og juli var der kun en lille zooplanktonbiomasse (1 g/m²) i søen.

I løbet af august skete der en mindre stigning i zooplanktonets tæthed og der blev registreret et efterårsmaksimum i september på ca. 3 g/m². På dette tidspunkt blev zooplanktonet igen overvejende udgjort af cladocerer.

Predationen på zooplanktonet fra de zooplanktonædende fisk kan estimeres ved at se på størrelsen af de enkelte zooplankton-individer. Fiskene spiser nemlig de individer og arter af zooplanktonet, som er størst og nemmest at fange.

Gennemsnitslængden af bl.a. cladocererne indikerer derfor størrelsen af predationen og bedømt ud fra zooplanktonets størrelse, var fiskenes predation på zooplanktonet større i 1992 end tidligere. Årsagen hertil var sandsynligvis, at den varme forsommer skabte overordentlig gode opvækstmuligheder for fiskeyngelen. Da fiskeyngelen overvejende spiser zooplankton, var predationen følgelig høj.

På trods af søens størrelse og en god fysisk variation i søen, er der kun registreret 9 fiskearter i Bryrup Langsø. Heraf er 8 arter fanget ved undersøgelsen i 1992. En væsentlig årsag til den lave artsdiversitet er de mange spærringer, som findes i Lystrup Å og Salten Å.

Fiskebestanden i Bryrup Langsø domineres helt overvejende af skalle og aborre. Både antal- og vægtmæssigt udgør de 90% af fiskebestanden. Af de øvrige fiskearter er der en god bestand af gedde og hork.

Bemærkelsesværdigt er det, at der ikke findes brasen i søen.

Skalle og aborre har haft overordentlig god gydesucces i 1992. Der er ved 1992-undersøgelsen fanget 4 gange så mange skaller og aborrer under 10 cm som i 1988. Derimod synes antallet af store skaller at være faldet betydeligt. I 1992 er der kun fanget halvt så mange skaller over 10 cm som i 1988.

Det meget store antal skalle- og aborre yngel har betydet et øget græsningstryk på zooplanktonet i søen. Da den gennemsnitlige sigtddybde er faldet fra 1,9 m til 1,5 m fra 1991 til 1992, kan den store årsyngel være årsag til den forringede sigtddybde.

Fosfortilførslen til søen er som nævnt blevet mindre i de senere år. Erfaringer fra andre søer viser imidlertid, at en sådan reduktion i næringsstofftilførslen ikke over en kortere årrække vil give nogen væsentlige forbedringer af den generelle miljøtilstand i søen. Ændringerne i fiskebestanden kan derfor ikke tolkes som en forbedring af de generelle livsbetingelser for fiskene i søen, men må snarere ses som de ændringer, der naturligt vil finde sted i en sø's fiskebestand.

Fremtidig tilstand

I følge Recipientkvalitetsplanen er målsætningen for Bryrup Langsø, at sommersigtddybden ikke må være mindre end 2 m som et gennemsnit.

Det kan beregnes, at fosforkoncentrationen i søvandet skal være omkring 50 - 80 µg P/l, hvis sigtddybden skal være over 2 m. For at opnå en sådan fosforkoncentration i søen, er det nødvendigt, at den gennemsnitlige vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor ligger på et niveau omkring 80 - 100 µg P/l.

Den gennemsnitlige indløbskoncentration var i 1992 omkring 110 µg P/l og har ikke ændret sig væsentligt i de senere år. Selvom fosfortilførslen til søen er reduceret i forhold til tidligere år, er indløbskoncentrationen altså endnu ikke så lav, at målsætningen for søen kan forventes at blive opfyldt.

Ydermere ligger der en pulje af tidligere tilført fosfor på bunden af søen, som bliver frigjort i sensommeren og efteråret, når ilt og nitrat forsvinder fra bundvandet. Denne interne belastning svarer til en koncentrationsforøgelse i søvandet i perioden, hvor frigivelsen finder sted, på 30 - 50 µg P/l.

Selvom den yderligere reduktion i de eksterne tilførsler, som er nødvendig om indløbskoncentrationen skal komme ned under 100 µg P/l som et gennemsnit, gerne skulle ske så hurtigt som muligt, kan det dermed ikke forventes, at tilstanden i søen umiddelbart vil ændres betydeligt. Det er nødvendigt, at en stor del af den opho-

bede fosforpulje først bliver ført ud af søen, før den interne belastning vil ophøre.

I 1992 er det beregnet, at der blev fjernet ca. 150 kg fosfor fra søens sediment og set i forhold til, at puljen af fosfor i søbunden er beregnet til 2 - 5 t, er det en betragtelig tidshorisont (10 - 20 år), som skal til, før søen kommer i ligevægt med de eksterne fosfortilførsler.

Da udvaskning og en eventuel reduktion i den eksterne belastning vil ske gradvist, kan det dog forventes, at ændringerne i søens tilstand imod en renere sø vil ske løbende og også før de 10 - 20 år er gået.

Skal Bryrup Langsø igen blive markant mindre eutrofieret og komme i nærheden af den tilstand, som var i søen i starten af dette århundrede, er det imidlertid nødvendigt, at fosforkoncentrationen kommer endnu længere ned og derved gøre det muligt, at sigtddybden kan blive større end de 2 m som et sommergennemsnit.

En sigtddybde i sommerperioden på 2,5 - 3,0 m vil skabe mulighed for, at undervandsvegetationen igen kan blive udbredt i de lavere afsnit i søen og sikre ideelle forhold for en mere varieret fiskebestand.

Skal en så stor sigtddybde opnåes, må fosforkoncentrationen i søen ikke overstige 50 µg P/l og indløbsvandet ikke have et indhold af fosfor på mere end 75 µg P/l.

Under alle omstændigheder vil enhver reduktion i de eksterne tilførsler være til gavn for søen. Som det er nævnt i rapporten, er det svært nøjagtigt at fastslå, hvor lang tid det vil tage, inden søen reagerer på en given ændring i indløbskoncentration såvel som i den interne belastning.

Der er ingen tvivl om, at Bryrup Langsø i disse år bevæger sig i den rigtige retning bort fra den meget eutrofierede sø.

Skal den opstillede målsætning for søen opfyldes, er det dog tvingende nødvendigt, at de yderligere tiltag, som er skitseret i rapporten, bliver foretaget i søens opland.

Indledning

Bryrup Langsø er udpeget som en sø, der indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram.

Århus Amts Miljøkontor udfører derfor hvert år detaljerede undersøgelser i søen for at belyse søens forureningstilstand og følge en eventuel ændring i tilstanden.

Miljøkontoret agter hvert tredje år at foretage en mere detaljeret afrapportering af undersøgelserne i de tre søer, som indgår i Overvågningsprogrammet i Århus Amt. I 1992 er turen kommet til Bryrup Langsø, hvorfor denne rapport vil søge at belyse forholdene i og omkring søen så grundigt som muligt.

I de mellemliggende år vil resultaterne af de enkelte års undersøgelser blive samlet i mere summariske rapporter.

I nærværende rapport er resultatet af undersøgelserne i 1992 præsenteret efter retlingslinierne udstukket i det centralt vedtagne forslag for afrapporteringen i 1993.

Der er derfor bl.a. lagt specielt vægt på at beskrive og forklare udviklingen i stoftilbageholdelsen og dennes betydning for søvandskoncentrationen.

Herudover søger rapporten at beskrive de vandkemiske og biologiske variables samspil med stofbalancerne, interaktioner mellem kemiske og fysiske variable i søvandet og alge- og dyreplankton samt sammenhænge mellem de biologiske komponenter.

I august 1988 foretog Miljøkontoret en fiskeundersøgelse i Bryrup Langsø. I 1992 er denne undersøgelse blevet gentaget med henblik på at registrere eventuelle ændringer i fiskebestandens artssammensætning, størrelsesfordeling og de enkelte arters relative hyppighed. Resultatet af denne undersøgelse er ligeledes præsenteret i rapporten.

Det er primært resultaterne af undersøgelserne i perioden 1989-1992, der er præsenteret og vurderet. For resultater fra tidligere år henvises til tidligere publicerede rapporter fra søen (jvf. referenceliste).

Introduction

The purpose of this study is to investigate the effects of the implementation of the new curriculum on the teaching and learning in the primary school.

The study is based on a qualitative approach, and the data are collected through interviews with teachers and observations of classroom practice.

The study is organized as follows. In the first chapter, the theoretical background is presented. In the second chapter, the methodology is described. In the third chapter, the results are presented. In the fourth chapter, the conclusions are drawn.

The study is based on a qualitative approach, and the data are collected through interviews with teachers and observations of classroom practice.

The study is organized as follows. In the first chapter, the theoretical background is presented. In the second chapter, the methodology is described. In the third chapter, the results are presented. In the fourth chapter, the conclusions are drawn.

The study is based on a qualitative approach, and the data are collected through interviews with teachers and observations of classroom practice.

The study is organized as follows. In the first chapter, the theoretical background is presented. In the second chapter, the methodology is described. In the third chapter, the results are presented. In the fourth chapter, the conclusions are drawn.

The study is based on a qualitative approach, and the data are collected through interviews with teachers and observations of classroom practice.

Beskrivelse af søen

Bryrup Langsø er beliggende i Them kommune i det Midtjyske Søhøjland umiddelbart sydøst for Bryrup i Salten å's og dermed i Gudenåens vandsystem. Det er en langstrakt sø, som ligger i en øst/vest-vendt tunneldal dannet under den sidste istid.

Hovedtilløbet til søen er Nimdrup bæk, som udspringer i Ring sø ved Brædstrup. Her er vandføringen forholdsvis lille og det er først på den nedre del af Nimdrup bæk opstrøms Bryrup Langsø, at der sker en større vandtilførsel. Kringelbækken, som løber til søen fra nordøst, (se figur 3), er det andet større vandløb, som fører vand til søen.

Afløbet fra søen er Bryrup å, som løber igennem Bryrup og videre ud i Kvind sø.

Jordbunden i søens opland er hovedsagligt lerede og sandede moræneaflejringer og størstedelen af oplandet er opdyrket. Umiddelbart rundt om søen findes dog en del uopdyrkede områder, som består af plantage og hede.

Pga. beliggenheden som en øst/vest-vendt sø er søen temmelig vindeksposteret. Da den største del af søen endvidere kun har en forholdsvis ringe dybde, opbygges der aldrig en stabil lagdeling i søen. Dog vil der i perioder med varmt og roligt vejr midt på sommeren kunne etableres en lagdeling i de dybere områder af søen.

Hypsograf og morfometriske data fremgår af figur 2 og tabel 1.

Øvrige generelle baggrundsoplysninger kan ligesom data fra tidligere års undersøgelser findes i de af Miljøkontoret tidligere publicerede rapporter om Bryrup Langsø (jvf. referenceliste).

Historiske forhold

Bryrup Langsø er en naturlig eutrof sø, som uden påvirkning ville have en stor sigtddybde året rundt og en udbredt undervandsvegetation.

Endnu i starten af dette århundrede dækkede undervandsplanterne søbunden på lavere vand. Vegetationen var bl.a. så tæt i den østlige del af søen, at det ikke var muligt at fiske med net her.

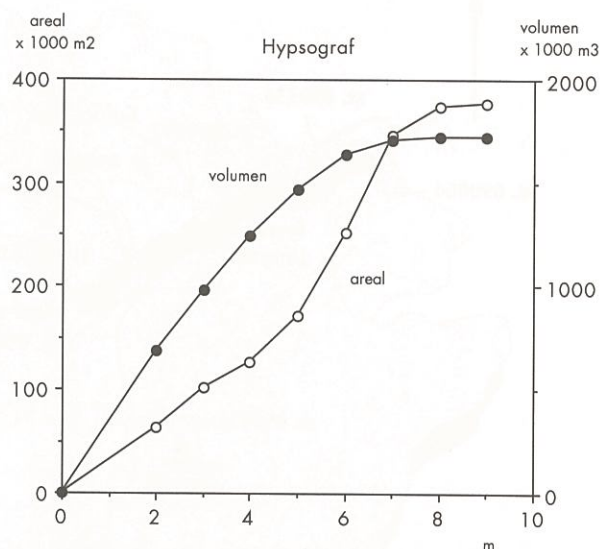
I de sidste 50 år har forholdene i søen ændret sig markant, først og fremmest fordi der er ledt spildevand til søen fra bysamfundene i søens opland igennem en længere periode.

Bryrup Langsø modtog således indtil 1972 spildevand

Oplandsareal	45	km ²
Søens areal	38	ha.
Søens volumen	1,72 x 10 ⁶	m ³
Gns. dybde	4,6	m.
Max. dybde	9,0	m.
Opholdstid (1992)	2,9	mdr.

Tabel 1.

Morfometriske data for Bryrup Langsø



Figur 2.

Hypsograf for Bryrup Langsø.

fra Brædstrup. Siden denne tilførsel stoppede, har de største kilder til eutrofieringen af søen været de mindre byer i oplandet. I 1988 blev spildevandet fra Davding og Grædstrup afskåret, i 1990 kom turen til Slagballe og sidst er spildevandet fra Vinding blevet afskåret til Bryrup Rensningsanlæg. Der tilføres således ikke længere spildevand fra kloakerede områder til Bryrup Langsø.

Tidligere blev spildevandet fra Vinding ledt til Kringelbækken. I 1970'erne sivede vandet i Kringelbækken oftest i jorden om sommeren og såvel spildevand som ulovlige landbrugsudledninger påvirkede derfor ikke fuldt ud den nedre del af Kringelbækken samt Karl Sø, som bækken tidligere løb igennem før udløbet i Bryrup Langsø.

Fra omkring 1980 skete der imidlertid ikke nogen ned-sivning i Kringelbæk og Karl sø blev kraftigt forurennet.

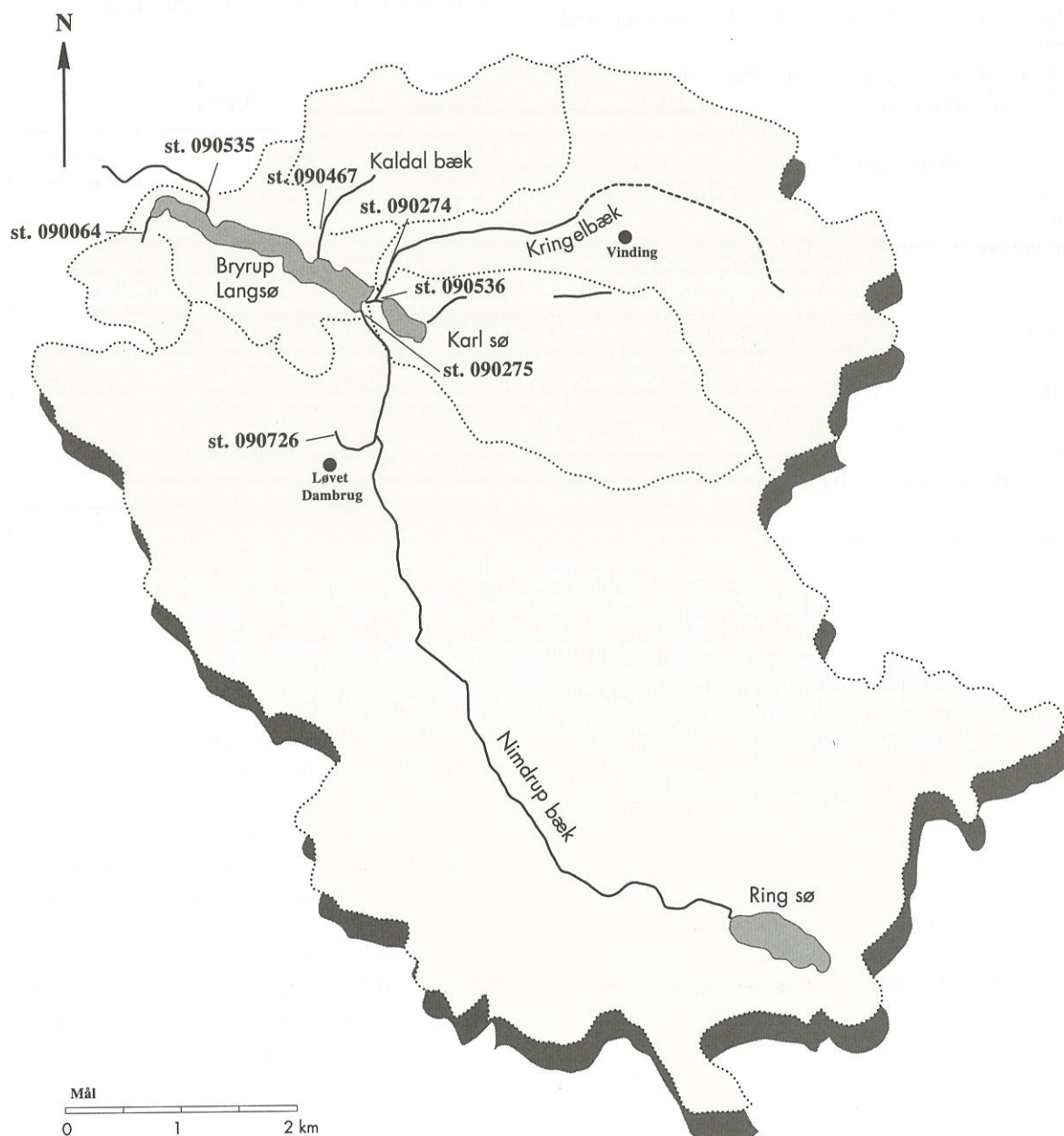
Derfor blev Kringelbæk afskåret og løber nu til afløbet fra Karl sø og derfra videre ud i Bryrup Langsø.

I gennem de sidste 20 år er der med jævne mellemrum foretaget undersøgelser i søen. Århus Amts Miljøkontor har således med varierende prøvetagningsfrekvens undersøgt søen i 1972, 1973, 1974, 1975, 1978, 1983 og 1987. I 1989 blev Bryrup Langsø udvalgt som en af Vandmiljøplanens overvågningssøer og Miljøkontoret har derfor foretaget intensive undersøgelser i søen hvert år siden 1989.

Badevandskvalitet

Badevandskvaliteten i Bryrup Langsø følges løbende ved to faste stationer - Bryrup Søbad og Odden. Der udtages hvert år i løbet af badesæsonen 10 prøver på stationerne.

Kravværdierne er altid overholdt og bortset fra situationer med "algeblomst" må badevandskvaliteten generelt anses for tilfredsstillende.



Figur 3.

Topografisk opland, vandløb og prøvetagningsstationer i oplandet til Bryrup Langsø.

Tilløb til Bryrup Langsø

Kemiske forhold

Der er i 1992 udtaget vandprøver såvel som målt vandføring i alle tilløb til Bryrup Langsø. I det følgende er de kemiske forhold i de tre betydende vandløb præsenteret - nemlig hovedtilløbet Nimdrup bæk samt Kringelbæk og afløbet fra Karl sø. I afløbet fra Karl sø er målingerne dog begrænset til total kvælstof og total fosfor.

Stofkoncentrationerne i de forskellige vandløb, som løber til søen, præsenteret som henholdsvis sommer- og årsmedianer kan findes i tabel 2 og 3.

Årstidsvariationen af total kvælstof og total fosfor i Nimdrup bæk og Kringelbækken i perioden fra 1989 til 1992 kan i øvrigt findes i bilag.

Letnedbrydeligt organisk stof (BI₅)

BI₅ er et mål for det letnedbrydelige organiske stof i vandløbet, som ved nedbrydningen forbruger ilt.

BI₅-indholdet i Nimdrup bæk og i Kringelbækken var i 1992 på det samme niveau omkring 1-2 mg/l (figur 4).

I begge vandløb er der en tendens til, at BI₅-indholdet er størst under forårsafstrømningen i marts og april. I sommerperioden lå BI₅ på omkring 1 mg/l, medens koncentrationen steg i årets sidste to måneder med den store afstrømning i perioden til omkring eller i Kringelbækens tilfælde over 2 mg/l.

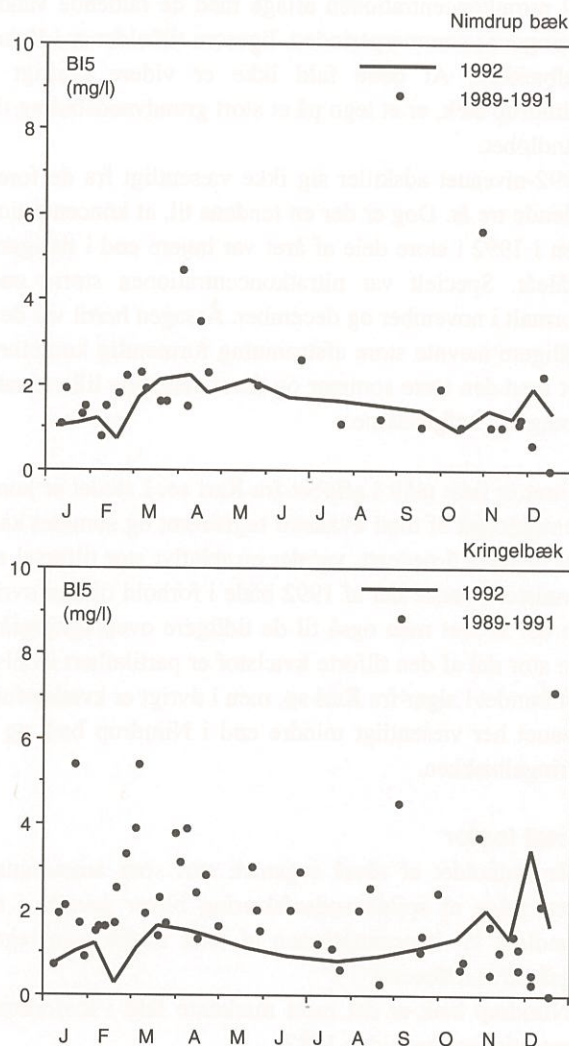
Som det kan ses på figurene, er BI₅-indholdet reduceret i forhold til tidligere år. I 1992 blev der i Nimdrup bæk ikke observeret de periodevis høje BI₅ værdier, som der specielt i tiden før 1989 er målt (figuren viser dog kun værdier fra 1989 og frem).

I Kringelbækken er BI₅-indholdet også reduceret. Her har niveauet været højere i de senere år end i Nimdrup bæk, men det ser ud til, at bl.a. afskæringen af spildevandet fra Vinding har medført et reduceret BI₅-indhold i dette vandløb, således at niveauet nu er det samme som i Nimdrup bæk.

Ammonium (NH₄-N)

Ligesom indholdet af organisk stof er blevet mindre, er også koncentrationen af ammonium reduceret i de senere år (figur 5).

Koncentrationen lå i størstedelen af 1992 således under 0,1 mg NH₄-N/l og kun i november og december under den store afstrømning, var der et større indhold af ammonium. Først i december blev der til gengæld



Figur 4.

Indholdet af letnedbrydeligt organisk stof (BI₅) i Nimdrup bæk (øverst) og i Kringelbæk (nederst) i perioden 1989-1991 samt i 1992.

observeret et meget højt ammonium-indhold (1,92 mg N/l) i Kringelbækken. Årsagen hertil er ikke blot en forøget afstrømning fra markerne, men kan være forårsaget af spildevand fra et overbelastet kloaknet.

Specielt i forårs månederne ved relativt store vandføringer har der tidligere været et højere ammonium-indhold i de to vandløb. Belastningen i forårsperioden var væsentligt mindre i 1992 end tidligere og generelt er ammonium-indholdet således reduceret i de to vandløb.

Nitrat (NO_3)

Nitratindholdet i begge vandløb er normalt for vandløb i landbrugsområder (figur 6).

Det er bemærkelsesværdigt, at nitratkoncentrationen er meget konstant i Nimdrup bæk året igennem. Normalt vil nitratkoncentrationen aftage med de faldende vandmængder i sommerperioden, ligesom tilfældet er i Kringelbækken. At dette fald ikke er videre kraftigt i Nimdrup bæk, er et tegn på et stort grundvandsbidrag til vandløbet.

1992-niveauet adskiller sig ikke væsentligt fra de foregående tre år. Dog er der en tendens til, at koncentrationen i 1992 i store dele af året var højere end i tidligere måleår. Specielt var nitratkoncentrationen større end normalt i november og december. Årsagen hertil var den tidligere nævnte store afstrømning formentlig kombineret med den tørre sommer og deraf følgende lille nitratoptagelse i afgrøderne.

Nitrat er ikke målt i afløbet fra Karl sø. I stedet er koncentrationen af total kvælstof registreret og som det kan ses af figur 5 nederst, var der en relativt stor tilførsel af kvælstof i første del af 1992 både i forhold til den øvrige del af året men også til de tidligere overvågningsår. En stor del af den tilførte kvælstof er partikulært kvælstof bundet i alger fra Karl sø, men i øvrigt er kvælstofniveauet her væsentligt mindre end i Nimdrup bæk og i Kringelbækken.

Total fosfor

Når indholdet af såvel organisk stof som ammonium som følge af spildevandsafskæring bliver mindre i et vandløb, vil koncentrationen af total fosfor som regel også blive reduceret.

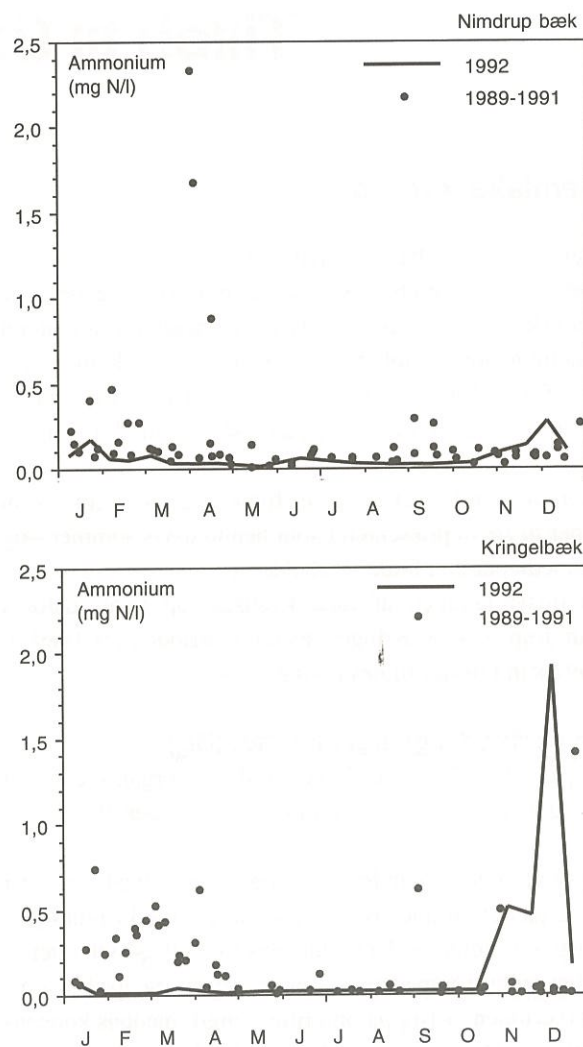
I Nimdrup bæk er det mest markante fald i fosforkoncentrationen sket siden 1987.

I 1989 og 1990 blev belastningen af vandløbet også mindre, men de sidste års variationer i fosforkoncentrationen er ikke større, end de kan være forårsaget af forskellige nedbørsmængder, idet der vil være en koncentrationsforskel i vandløbet afhængigt af afstrømningen det pågældende år (figur 7).

Fosorniveauet i Nimdrup bæk er som niveauet af kvælstof meget konstant over året.

I Kringelbækken er der imidlertid sket en kraftig reduktion i indholdet af fosfor i forhold til årene 1989-1991. Årsagen til denne reduktion er som for det organiske stofs vedkommende primært, at der ikke længere tilføres spildevand til bækken. I 1992 var fosorniveauet således reduceret til 100-200 $\mu\text{g P/l}$ i vinterperioden og 50-100 $\mu\text{g P/l}$ i sommermånederne.

Fosforkoncentrationen i Kringelbækken er generelt lave-



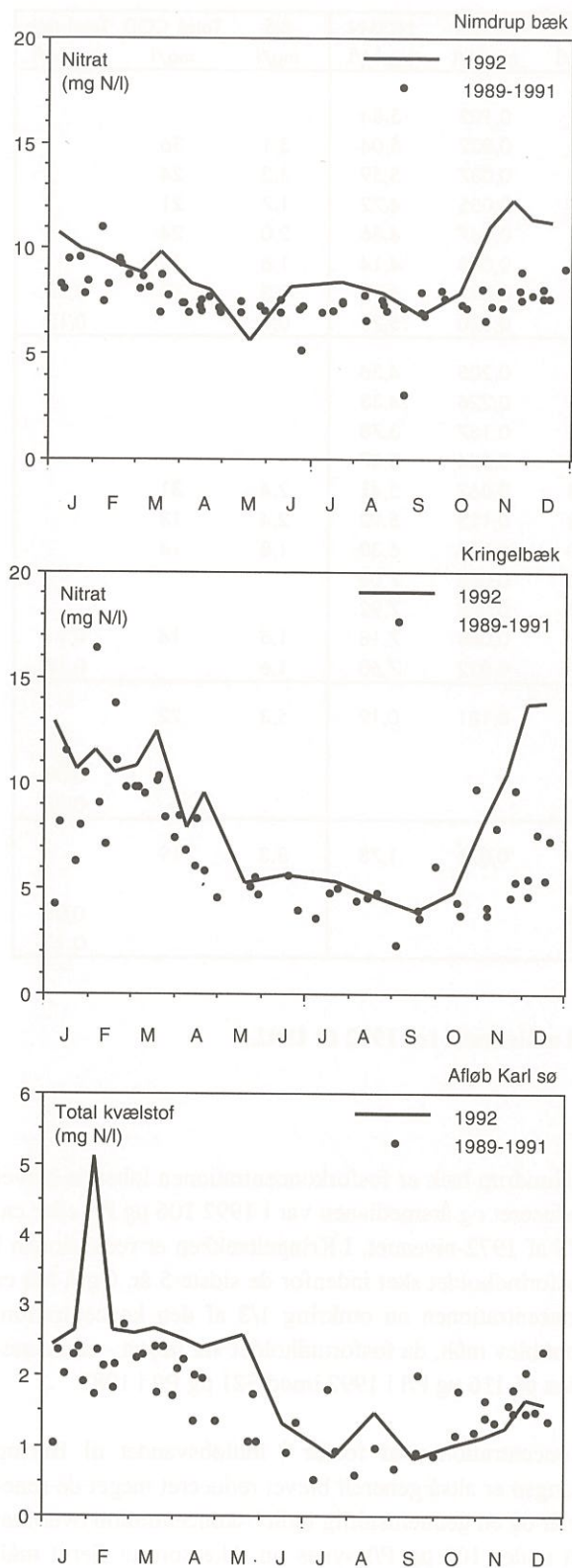
Figur 5.

Indholdet af ammonium (NH_4) i Nimdrup bæk (øverst) og Kringelbæk (nederst) i perioden 1989-1991 samt i 1992.

re end i Nimdrup bæk i sommerperioden. I vintersæsonen er forholdet dog stadig omvendt, men generelt har Kringelbækken haft stor gavn af, at spildevandet fra Vinding er blevet afskåret hvad angår fosforkoncentration og indhold af organisk stof.

Det er overvejende partikulært fosfor i form af alger, der tilføres Bryrup Langsø fra Karl sø og fosforkoncentrationen er derfor højest i sommer- og efterårsperioden. I vinterperioden er fosorniveauet i Karl sø og dermed i afløbet fra søen omkring 50 $\mu\text{g P/l}$.

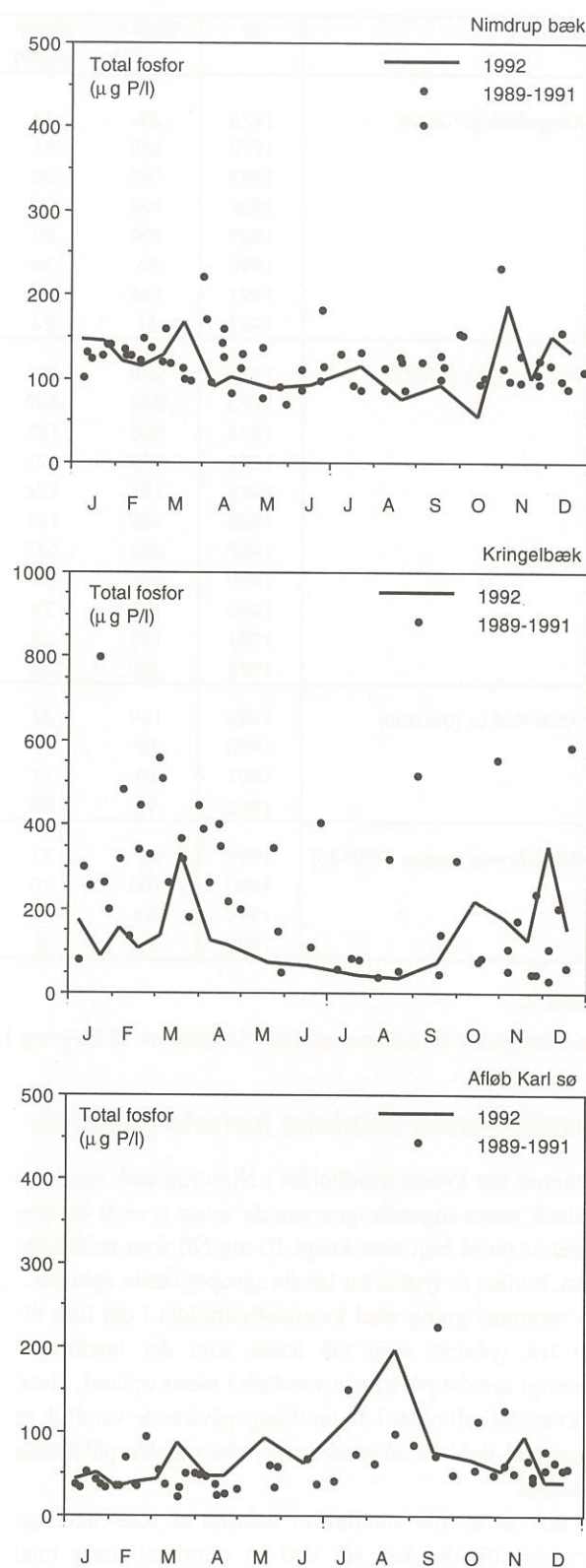
Tilførslen af vand fra Karl sø til Bryrup Langsø er derfor kun gavnlig, da koncentrationen af såvel fosfor som kvælstof er mindre her end i søvandet i Bryrup Langsø.



Figur 6.

Indholdet af nitrat i Nimstrup bæk (øverst) og i Kringelbæk (i midten) samt indholdet af total kvælstof i afløbet fra Karl sø (nederst) i perioden 1989-1991 samt i 1992.

Bemærk de forskellige Y-akser.



Figur 7.

Indholdet af total fosfor i Nimstrup bæk (øverst) i Kringelbæk (i midten) og i afløbet fra Karl sø (nederst) i perioden 1989-1991 samt i 1992.

Bemærk de forskellige Y-akser.

Station	år	Total-P µg P/l	PO4-P µg P/l	Total N mg N/l	NH4-N mg N/l	NO3-N mg N/l	Bl5 mg/l	Total COD mg/l	Total jern mg Fe/l
Kringelbæk (090274)	1975	32	13	3,47	0,102	5,84			
	1978	165	31	6,95	0,032	5,04	3,1	36	
	1983	162	40	7,36	0,037	5,59	3,2	24	
	1987	199	111	5,78	0,035	4,72	1,7	21	
	1989	199	32	5,21	0,047	4,86	2,0	24	
	1990	76	34	4,79	0,028	4,14	1,6	15	
	1991	146	70	5,68	0,016	4,77	1,2	17	0,23
	1992	61	24	5,64	0,020	5,23	0,9		0,12
Nimdrup bæk (090275)	1972	258	191	5,04	0,205	4,36			
	1973	264	209	5,06	0,226	4,33			
	1974	206	133	4,25	0,187	3,78			
	1975	196	122	5,38	0,044	5,07			
	1978	191	124	6,53	0,062	5,41	2,4	31	
	1983	163	112	7,23	0,123	5,92	2,4	13	
	1987	206	147	7,30	0,164	6,30	1,8	14	
	1989	90	52	7,36	0,066	7,06			
	1990	123	74	8,02	0,092	7,92			
	1991	123	67	7,67	0,058	7,18	1,5	14	0,11
	1992	89	36	8,46	0,022	7,60	1,6		0,12
Afløb Karl sø (090536)	1989	139	35	1,68	0,181	0,19	5,3	22	
	1990	54	17	0,70					
	1991	63	11	1,02					0,08
	1992	92	34	1,20					0,15
Afløb Bryrup Langsø (090535)	1989	73	11	2,54	0,021	1,78	3,3	19	
	1990	103	10	1,98					
	1991	64	8	2,98					0,09
	1992	67	8	2,99					0,13

Tabel 2.

De beregnede sommermedianer i tilløbene til Bryrup Langsø i måleårene fra 1972 til 1992.

Vandløbenes kemiske forhold generelt

Generelt har kvælstofindholdet i Nimdrup bæk og Kringelbæk været stigende igennem de sidste tyve år og niveauet er nu så højt som knapt 10 mg N/l som en årsmedian, hvilket er typisk for landbrugsopdyrkede oplande. En sammenligning med kvælstofindholdet i det lille tilløb fra sydvest, som må anses som det landbrugsmæssigt mindst påvirkede vandløb i søens opland, viser, at kvælstofindholdet i de landbrugspåvirkede vandløb er mere end dobbelt så stort som i det mindre påvirkede vandløb.

At selv dette lille vandløb er belastet af ikke-naturlige kvælstoftilførsler kan ses ved en sammenligning med gennemsnitskoncentrationen i udvalgte naturoplande i Danmark i 1992. Her var koncentrationen 1,61 mg N/l.

Indholdet af organisk stof er i de seneste 5-10 år reduceret til et relativt lavt niveau i begge vandløb. Årsmedianen i Nimdrup bæk var således i 1992 omkring 1,5 mg/l og i Kringelbækken 1,0 mg/l.

I Nimdrup bæk er fosforkoncentrationen løbende blevet reduceret og årsmedianen var i 1992 106 µg P/l eller ca. 1/3 af 1972-niveauet. I Kringelbækken er reduktionen i fosforindholdet sket indenfor de sidste 5 år. Også her er koncentrationen nu omkring 1/3 af den koncentration, som blev målt, da fosforindholdet var højest - en årsmedian på 116 µg P/l i 1992 imod 321 µg P/l i 1987.

Koncentrationen af fosfor i indløbsvandet til Bryrup Langsø er altså generelt blevet reduceret meget de senere år og en gennemsnitlig indløbskoncentration over året på under 100 µg P/l synes nu ikke som et fjernt mål. Skal forudsætningerne for en forbedret tilstand i Bryrup Langsø være tilstede, er det imidlertid nødvendigt, at indløbskoncentrationen bliver yderligere reduceret. Derfor er det afgørende, at fosforkoncentrationen i såvel Nimdrup bæk som i Kringelbækken i de kommende år fortsætter den nedadgående tendens.

Da de to vandløb ikke længere modtager spildevand fra

Station	år	Total-P µgP/l	PO4-P µgP/l	Total N mg N/l	NH4-N mg N/l	NO3-N mg N/l	BI5 mg/l	Total COD mg/l	Total Jern mg Fe/l
Tilløb fra syd (090064)	1989	62	36	5,39	0,036	4,98	1,1	9,5	0,13
	1990	94	55	4,33					
	1991	84	36	4,51					
	1992	84	31	4,40					
Kringelbæk (090274)	1974	93	18	4,22	0,181	3,48	2,0	32	0,18
	1975	52	16	4,78	0,103	4,49			
	1978	190	63	7,03	0,040	5,45			
	1983	170	55	8,88	0,173	7,00			
	1987	321	224	7,26	0,208	5,79			
	1989	271	78	5,81	0,051	5,36			
	1990	282	156	7,39	0,123	5,80			
	1991	158	90	6,32	0,036	5,35			
	1992	116	47	9,74	0,021	7,77			
Nimdrup bæk (090275)	1972	309	202	6,34	0,241	5,36	2,5	17	0,14
	1973	278	213	5,44	0,343	4,36			
	1974	210	128	5,47	0,280	4,73			
	1975	187	116	5,45	0,205	5,10			
	1978	203	139	6,67	0,128	5,92			
	1983	176	110	8,90	0,145	7,24			
	1987	207	127	7,77	0,172	6,49			
	1989	107	60	7,71	0,082	7,32			
	1990	129	80	8,40	0,108	7,65			
	1991	109	62	8,20	0,073	7,50			
	1992	106	44	9,10	0,038	8,36			
Kaldal bæk (090467)	1989	36	9	5,40	0,037	4,80	1,1	13	0,20
	1990	49	14	5,57					
	1991	35	9	5,14					
	1992	30	4	5,61					
Afløb Karl sø (090536)	1989	66	24	1,91	0,072	0,81	2,3	15	0,09
	1990	48	14	1,22					
	1991	54	10	1,74					
	1992	67	20	1,58					
Kilde v. Nimdrup bæk (090726)	1988	27	18	9,30	0,015	8,80	1,6		0,02
	1989	13	7	9,35		8,37			
	1990	16	9	9,67		9,20			
	1991	11	9	9,76		9,10			
	1992	14	10	9,80		9,50			
Afløb Bryrup Langsø (090535)	1989	93	22	3,20	0,026	2,34	2,8	17	0,14
	1990	103	58	3,62					
	1991	89	16	3,75					
	1992	70	20	4,60	0,024	4,85			

Tabel 3.

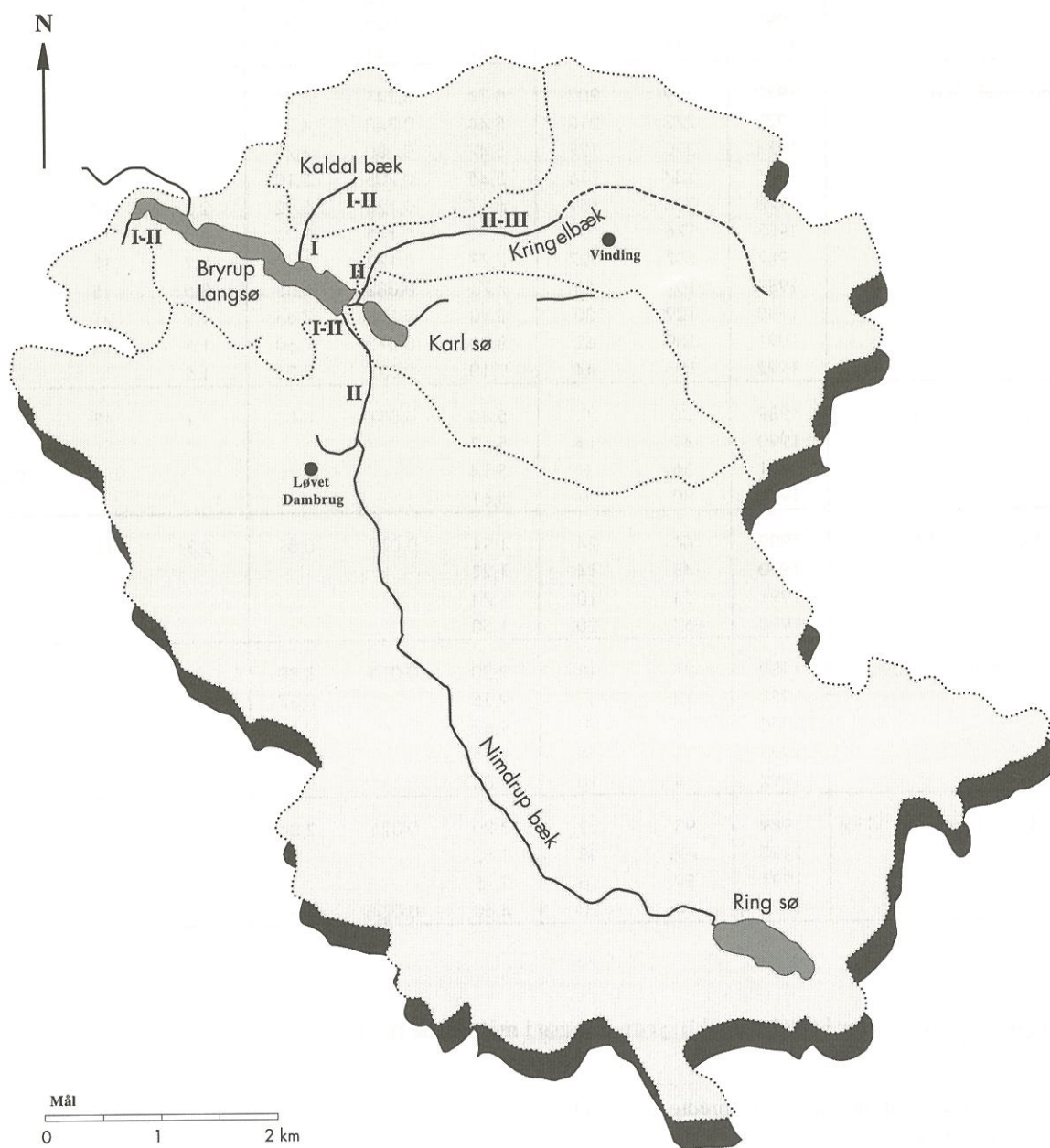
De beregnede årsmedianer i tilløbene til Bryrup Langsø i måleårene fra 1972 til 1992.

kloakerede områder, vil det være den spredte bebyggelse samt de dyrkede jorde, som skal reducere fosfortilførslen, hvis fosforkoncentrationen skal bringes ned under 100 µg P/l.

SIGNATURFORKLARING

Forureningsgrader :

I	Praktisk taget uforurenet
I-II	Overgangsform
II	Svagt forurenet
II-III	Overgangsform
III	Stærkt forurenet
III-IV	Overgangsform
IV	Overordentligt stærkt forurenet



Figur 8.

Forureningsgraderne på faunastationer i tilløbene til Bryrup Langsø bedømt i det tidlige forår 1993.

Forureningstilstanden i tilløbene

Forureningstilstanden i vandløbene, som løber til Bryrup Langsø, er bedømt ud fra en undersøgelse af smådyrsfaunaen i vandløbene i det tidlige forår i 1993. De fundne forureningsgrader er vist på kortet i figur 8.

Nimdrup bæk

Nimdrup bæk har sit udspring i Ring sø i Vejle Amt. På den øverste strækning til Kæmpes Mølle løber bækken over græsmarker og er her reguleret med deraf følgende sandvandring. Den ensartede vandløbsbund bevirker, at smådyrsfaunaen og fiskebestanden har dårlige muligheder for at finde skjul og levesteder. Enkelte steder er der lagt grus og sten i bækken og der findes her en alsidig smådysfauna.

I det nedre løb har bækken et godt fald og er ikke reguleret. Nimdrup bæk løber her igennem skovarealer og enge og der findes en smådyrsfauna, som er udpræget rentvandskrævende.

Der er registreret følgende rentvandsarter i Nimdrup bæk : Døgnfluen *Heptagenia fuscorisea*, vårfluerne *Rhyacophila* sp., *Sericostoma personatum* og *Goeridae indet* samt sneglen *Ancylus fluviatilis*.

Nimdrup bæk er A målsat på den nederste del fra Bryrup Langsø længst nedstrøms til tilløbet af Sprækkebjerg bæk. Forureningsgraden er I-II før udløbet i Bryrup Langsø men i øvrigt II på det nedre løb. Målsætningen er således kun opfyldt på de sidste 500 m inden udløbet i søen.

Sprækkebjerg bæk

Bækken er reguleret i hele sit forløb og er recipient for Løvet dambrug. Der er ikke fundet rentvandsarter i bækken og forureningsgraden er II-III. Da vandløbet er B1 målsat er målsætningen ikke opfyldt.

Kaldal bæk

Bækken er reguleret over et engareal, der løber parallelt med naturstien på den nedlagte jernbane mellem Bryrup og Brædstrup. Bækken har et godt fald og er hjemsted for en række rentvandskrævende smådyr som slørvingerne *Nemurella pieteti*, *Leuctra* sp., billen *Helodes* sp., vårfluerne *Rhyacophila* sp., *Sericostoma personatum* og *Goeridae* sp.

Bækken er B1 og B4 målsat og forureningsgraden er I og I-II. Målsætningen er således opfyldt.

Kringelbæk

Kringelbæk har sit udspring ved Vinding Mark, men er her rørlagt på en længere strækning. Fra Vinding til Bryrup Langsø er bækken åben men reguleret. Kringelbæk modtog tidligere spildevand fra Vinding,

men fra oktober 1991 er spildevandet fra byen ført til Bryrup Rensningsanlæg.

Forureningstilstanden er imidlertid stadig ikke tilfredsstillende i Kringelbæk nedenfor Vinding. Dette kan skyldes såvel spildevand fra den spredte bebyggelse i oplandet som måske ulovlige landbrugsudledninger.

Slørvingen *Leuctra* sp. er fundet i den nedre del af bækken. Forureningsgraden er II og II-III og B1 målsætningen er kun opfyldt på de nederste ca. 800 m inden udløbet i Bryrup Langsø.

Kilde ved Tavlhøj

Bækken løber til søen i det sydvestlige hjørne og er stedvis reguleret og gennemløber græsmarker og bebyggelser. Vandkvaliteten er god og der er fundet enkelte smådyr, der kræver rent vand som slørvingen *Leuctra* sp., billen *Helodes* sp., vårfluerne *Sericostoma personatum* og *Goeridae indet*. Forureningsgraden er I-II og B4 målsætningen er dermed opfyldt.

Sammenfattende kan det konkluderes, at det kun er på en mindre del af vandløbsstrækningerne, som fører til Bryrup Langsø, at målsætningen er opfyldt.

Kringelbækken er det vandløb i søens opland, som er mest forurenet, men også Nimdrup bæk er belastet af sit opland. Belastningen af Nimdrup bæk og Kringelbækken sker fra den spredte bebyggelse og de dyrkede jorde i oplandet og det vil være overfor disse to kilder, der skal gribes ind, hvis målsætningen for de to vandløb skal opfyldes.

Kaldal bæk har det laveste fosforniveau i søens opland og må anses for ikke at være påvirket af spildevand fra spredt bebyggelse, medens det lille tilløb fra sydvest kun i mindre grad er påvirket af spildevand og opdyrkning. Her var fosforniveauet i 1992 ca. 85 µg P/l.

Kommer fosforkoncentrationen og belastningen med organisk stof i Nimdrup bæk og Kringelbæk ned på et niveau som i det lille tilløb fra sydvest, vil tilstanden i de to vandløb og specielt i Kringelbækken blive væsentligt forbedret. Ligeledes vil Bryrup Langsø naturligvis også have stor gavn af en reduktion i belastningen af såvel organisk stof som næringssalte i de to vandløb.

Vand- og næringsstofbalance

Som nævnt blev der i 1992 ligesom i tidligere måleår udtaget vandprøver til kemisk analyse i hovedtilløbet Nimdrup bæk, i Kringelbækken, i afløbet fra Karl sø, i Kaldal bæk og i det mindre tilløb, som løber til søen fra sydvest, samt i afløbet fra søen.

Vandføringen blev registreret vha. en fast vandførringsstation i Nimdrup bæk, medens vandføringen i de øvrige tilløb samt i afløbet blev beregnet ud fra enkeltmålinger, som blev korreleret ved qQ-metoden til vandføringen i Nimdrup bæk.

De beregnede og målte vandføringer samt de tilhørende qQ-relationer kan findes i bilag.

Vandbalance

I 1992 var den gennemsnitlige vandføring i Nimdrup bæk 167 l/s og dermed kommer omkring 75 % af det vand, som strømmer til søen, fra dette vandløb.

I alt blev der tilført 6,9 mio. m³ vand til Bryrup Langsø i 1992, hvilket stort set er den samme vandmængde, som blev tilført i 1990 og 1991 men omkring 15 % mere end vandtilførslen i 1989.

Vandets opholdstid i søen er i 1992 beregnet til 0,24 år eller knapt 3 måneder.

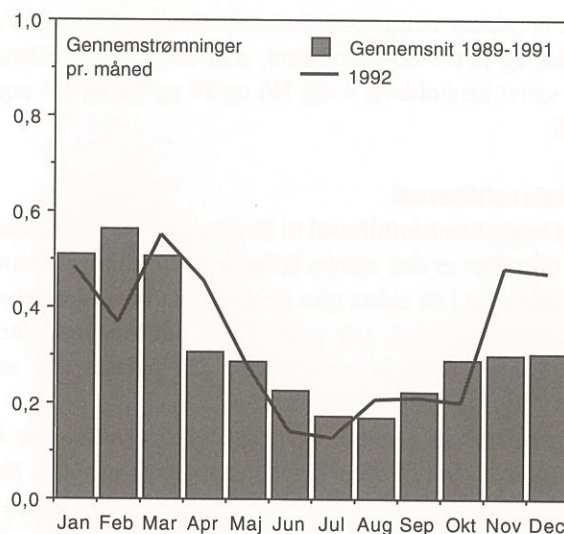
Grundvandsbidraget direkte til søen har været nogenlunde konstant igennem de sidste fire år og er beregnet til 10 - 15 % af den samlede vandtilførsel til søen. Bidraget fremkommer som differensen mellem fraløbet og de samlede overfladiske tilløb og skal derfor betragtes med nogen forsigtighed.

Ved beregningen af vandbalancen for Bryrup Langsø er det endvidere antaget, at nedbøren var lig med fordampningen og således ophæver denne.

En nærmere beskrivelse af metoden til vandbalancens udregning kan i øvrigt findes i bilag.

Uanset den årlige vandtilførsel har været temmelig konstant igennem de sidste fire år, varierer vandtilførslen meget over året.

Ud fra målingerne i 1989-1991 tegner et billede sig, som viser, at den største vandtilførsel sker i årets første tre måneder (figur 9), hvor søen gennemstrømmes ca. hveranden måned. Vandgennemstrømningen reduceres i løbet af sommeren og i perioden fra juni til september er vandgennemstrømningen kun omkring 1/3 af vinterni-



Figur 9.

Vandtilførslen til Bryrup Langsø præsenteret som antal gennemstrømninger pr. måned for henholdsvis perioden 1989-1991 (gennemsnit) og 1992.

veauet. I årets sidste måneder stiger vandtilførslen igen, men nåede i 1989-1991 ikke op på januar-marts niveauet.

I 1992 afveg vandføringen noget fra dette billede. Afstrømningen i februar var relativt lille, april havde en større vandtilførsel end "normalt", juni og juli var relativt tørre og i slutningen af året (november og december) var der en meget stor vandtilførsel og altså en hurtig gennemstrømning af søen.

Vandtilførselens størrelse påvirker naturligvis søen og som det skal gennemgås senere, var specielt den tørre forsommer og den meget store vandtilførsel i november og december af betydning for forholdene i søen.

Næringsstofbalance

Næringsstofbalancen for Bryrup Langsø er præsenteret i tabel 4. Den er fremkommet ved at sammenholde de beregnede vandføringer med de vandkemiske resultater i søens tilløb og afløb.

Til sammenligning kan massebalancen for søen i 1991 findes i bilag.

En lille del (5 %) af det samlede opland er såkaldt umålt opland. Vand- og næringsstoftransporten herfra er fun-

det ved at arealkorrigere til tilløbet fra sydvest. Det er dermed antaget, at næringsstofkoncentrationen har været den samme i det afstrømmende vand fra oplandet til det lille vandløb som i det umålte opland.

Det er videre antaget, at koncentrationen af kvælstof, fosfor og jern i det grundvand, som strømmer til søen, har været henholdsvis 4 mg N/l og 30 µg P/l og 0,4 mg Fe/l.

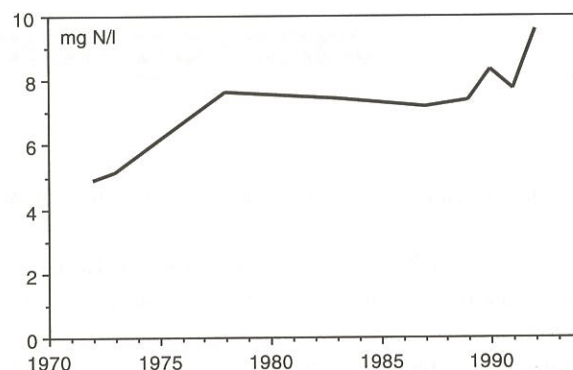
Kvælstoftilførsel

Den totale kvælstoftilførsel til Bryrup Langsø i 1992 var ca. 66 t. Det er den største årlige kvælstoftilførsel, som er registreret i de sidste tyve år og da vandtilførslen ikke var tilsvarende høj, var også den vandføringsvægtede indløbskoncentration for kvælstof den højeste, der er målt i Bryrup Langsø (figur 10).

Som det ses på figuren, har kvælstofkoncentrationen i det tilførte vand til søen været støt stigende igennem de sidste tyve år og den gennemsnitlige indløbskoncentration var i 1992 på 9,5 mg N/l.

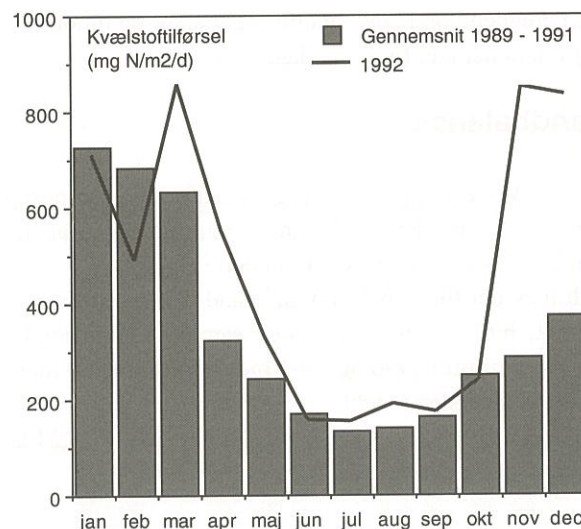
Ligesom vandtilførslen varierer også kvælstoftilførslen meget over året (figur 11). I de våde måneder først på året sker den største kvælstoftilførsel, medens der i sommermånederne kun er en lille tilførsel af vand og kvælstof til søen.

Den store vandtilførsel til søen i november og december medførte, at også kvælstoftilførslen steg kraftigt. Årsagen til at den totale kvælstoftilførsel til søen i 1992 var den største, som er målt, skal for en stor del findes i disse to måneders afstrømningsforhold. I årets sidste to måneder skete således 30 % af den samlede kvælstoftilførsel til søen i 1992.



Figur 10.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af total kvælstof (årgennemsnit) til Bryrup Langsø fra 1972 til 1992.



Figur 11.

Kvælstoftilførslen på månedsbasis til Bryrup Langsø angivet som henholdsvis et gennemsnit for perioden 1989-1991 og for 1992.

Tabel 4.
Vand- og næringsstof-balance for Bryrup Langsø i 1992.

Station	Oplandsareal km²	Vand mio. m³/år	Total kvælstof ton N/år	Total fosfor ton P/år	Orthofosfat ton P/år	Total jern ton/år
Kringelbæk	6,60	0,23	3,02	0,043	0,021	0,07
Nimdrup bæk	29,00	5,26	56,82	0,644	0,297	0,84
Afløb Karl sø	3,94	0,21	0,45	0,013	0,003	0,02
Kaldal bæk	2,63	0,15	0,90	0,005	0,001	
Tilløb fra SV	0,67	0,07	0,30	0,006	0,002	
Umålt opland	2,00	0,20	0,89	0,018	0,006	0,03
Grundvand		0,80	3,19	0,024	0,016	0,32
Nedbør			0,76	0,008		
Total tilførsel	45	6,92	66,34	0,761	0,346	1,27
Magasinændring		0,18				
Afløb Bryrup Langsø		7,10	33,31	0,664	0,219	1,10
Reduktion - % af tilførsel			50%	13%	37%	15%
Reduktion - g/m² søoverflade/år			86,9	0,25	0,33	0,44

På figur 11 kan det ses, at i juni og juli hvor vandtilførslen var væsentligt mindre end gennemsnittet for de tre foregående år, var kvælstoftilførslen også større end gennemsnittet for 1989-91.

I 1992 var der en kvælstoffjernelse fra søen på 50 % af den tilførte mængde eller i absolutte tal på 33 t. I de tre foregående år har tilbageholdelsen været 40-45 % af tilførslen.

Den forøgede tilbageholdelse skal primært henføres til den meget store tilførsel og tilbageholdelse, som skete i november og december '92. Ser man på de foranliggende ti måneder observeres således en mindre tilbageholdelse i '92 sammenlignet med perioden 89-91.

Den største del af kvælstoftilbageholdelsen skyldes denitrifikation i søen og kun en mindre del sedimentation. I november og december var situationen dog atypisk og sedimentationen spillede her en relativt stor rolle, idet denitrifikationen på denne tid af året mere eller mindre er gået i stå pga. de lave temperaturer i søvandet.

Den store afstrømning i november og december medførte høje kvælstofkoncentrationer i tilløb og sø. Da vandets opholdstid også i disse to måneder var længere end 1 måned, nåede de høje kvælstofkoncentrationer ikke at slå fuldt igennem i afløbet i 1992. Koncentrationen af kvælstof i afløbet var således stigende fra december til januar, selvom kvælstoftilførslen faldt i samme periode.

Resultatet er, at den beregnede kvælstoftilbageholdelse i de to sidste måneder af 1992 er overestimeret, idet en del af den i '92 tilførte kvælstof først blev ført ud af søen i '93.

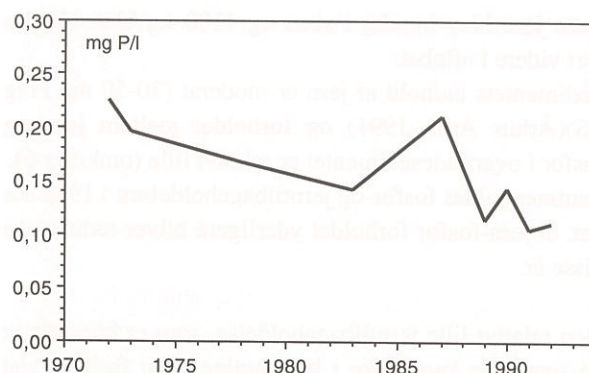
Fosfortilførsel

I 1992 blev der tilført omkring 760 kg fosfor til Bryrup Langsø. Indenfor de sidste fire år er det dermed kun 1990, som har adskildt sig væsentligt fra de øvrige år angående fosfortilførslen - 1056 kg i 1990 imod 700-760 de øvrige tre år. Den større fosfortilførsel i 1990 skyldtes for en stor del en større vandtilførsel.

Indløbskoncentrationen svinger i nogen grad i takt med vand- og stoftilførslen. Således var indløbskoncentrationen i 1990 144 µg P/l imod et niveau på 105-115 µg P/l i de øvrige tre år (1992 - 110 µg P/l).

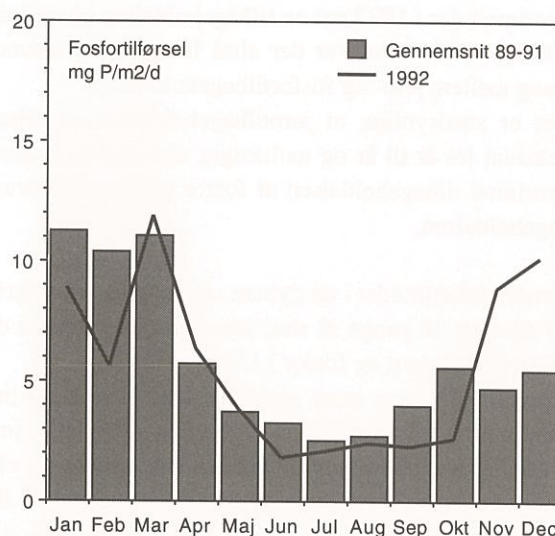
Som det kan ses på figur 12, er koncentrationen af fosfor i indløbsvandet generelt blevet mindre i de sidste tyve år.

Årstidsvariationen i fosfortilførslen følger som tilførslen af kvælstof nøje vandtilførslen til søen og er højest i vinter- og forårsmånederne og mindst sidst på sommeren.



Figur 12.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af total fosfor (årsgennemsnit) til Bryrup Langsø fra 1972 til 1992.



Figur 13.

Fosfortilførslen på månedsbasis til Bryrup Langsø angivet henholdsvis som et gennemsnit for perioden 1989-1991 og for 1992.

I tabel 4 ses det endvidere, at der i 1992 var en fosfortilbageholdelse i søen på 13 %. Dermed var fosforretentionen i 1992 på linie med niveauet i 1989 og 1990. I 1991 blev det beregnet, at der ikke var nogen fosfortilbageholdelse i søen.

Ud fra vandets opholdstid i søen kan det beregnes, at fosforretentionen i søen bør være 30 - 35 % under forudsætning af, at søen er i ligevægt med de eksterne fosfortilførsler. Den mindre fosfortilbageholdelse i Bryrup Langsø viser dermed, at der sker en nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet og at der altså er en intern belastning i søen i en periode i løbet af året (juli - september).

Jerntilførslen beløb sig i 1992 til 1270 kg. Kun 15 % af

dette jern blev bundet i søen og 1100 kg blev således ført videre i afløbet.

Sedimentets indhold af jern er moderat (30-50 mg Fe/g TS)(Århus Amt, 1991) og forholdet mellem jern og fosfor i overfladesedimentet er relativt lille (omkring 6). Sammenholdes fosfor- og jerntilbageholdelsen i 1992 ses det, at jern-fosfor forholdet yderligere bliver reduceret i disse år.

Den relativt lille jerntilbageholdelse, som er konstateret de senere år kan undre i betragtning af et forholdsvist højt jern/fosfor-forhold i de dybere sedimentlag.

De sidste to år har der været en jerntilbageholdelse på ca. 200 kg.

I 1991 var der ingen tilbageholdelse af fosfor i søen, hvorimod der i 1992 var en tilbageholdelse på omkring 100 kg. Umiddelbart er der altså ikke nogen sammenhæng mellem jern- og fosfortilbageholdelsen.

Det er sandsynligt, at jerntilbageholdelsen er relativt konstant fra år til år og uafhængig af fosforretentionen, hvorimod tilbageholdelsen af fosfor påvirkes af jerntilbageholdelsen.

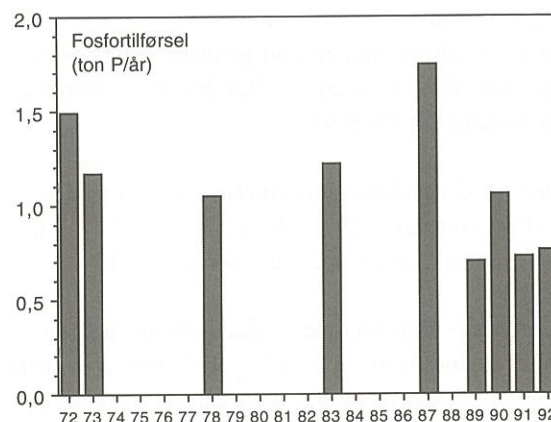
Jern/fosforindholdet i de dybere sedimentlag er omkring 20 eller ca. 10 gange så stort som forholdet mellem den tilbageholdte jern og fosfor i 1992.

Årsagen til denne store afvigelse kan være flere ting. Den umiddelbare forklaring ville være, at enten er jerntilførslen blevet væsentligt mindre i de senere år, eller også har fosfortilførslen været omkring 10 gange så lille før i tiden.

Det forekommer usandsynligt, at fosforkoncentrationen har været så lav som 1/10 af den nuværende tilførsel, før kulturpåvirkningen i oplandet tog fart, selvom fosfortilførslen har været mindre end 1992-niveauet og som nævnt har jerntilførslen sandsynligvis ikke varieret voldsomt over årene. Dræninger i oplandet kan dog igennem tiden have medført en forøget jerntilførsel i en periode.

En mulig forklaring på den relativt store jernmængde i de dybere sedimentlag kan måske være, at opgørelsen af jernbalancen ikke afspejler virkeligheden. I den forbindelse er det kendt, at dybereliggende grundvand kan have et meget stort jernindhold. En større jernkoncentration i det tilførte grundvand end den i beregningerne anvendte, kan således forklare noget af den "manglende" jern.

I søer med et jern-fosforindhold på mindre end 15 er fosforbindingsevnen begrænset og sandsynligheden for



Figur 14.

Udviklingen i fosfortilførslen til Bryrup Langsø i perioden 1972 -1992.

	Kvælstof (kg N/år)	Fosfor (kg P/år)
Naturlig tilførsel	6920	208
Dyrkningsbidrag	57787	186
Spredt bebyggelse	1035	353
Regnvandsoverløb	28	7
Nedbør	570	7
Total	66340	761

Tabel 5.

Kilder til kvælstof- og fosfortilførslen til Bryrup Langsø i 1992.

en intern fosforbelastning betydelig (Jensen & Andersen 1990). Det kan derfor ikke undre, at der sker en intern fosforbelastning til Bryrup Langsø.

Kilder til stoftilførslen

I de sidste fire år har fosfortilførslen til Bryrup Langsø været nogenlunde konstant (figur 14). Kun i 1990 adskilte tilførslen sig, som omtalt, en smule, idet der pga. en større afstrømning og vandtilførsel til søen også var en større tilførsel af fosfor dette år.

I 1992 blev der tilført ca 760 kg fosfor og sammenlignet med niveauet indtil 1987, hvor fosfortilførslerne oversteg 1 ton pr. år, er der altså sket en reduktion i den eksterne tilførsel. Hovedårsagen hertil er, at der ikke længere tilledes spildevand fra kloakerede områder til søen, idet hverken bidraget fra de dyrkede jorde eller fra den spredte bebyggelse er blevet markant mindre de senere år.

I tabel 5 er såvel kvælstof- som fosforbidraget opgjort på enkeltkilder. Den naturlige tilførsel af kvælstof og fosfor til søen er opgjort på baggrund af den antagelse, at koncentrationen af henholdsvis kvælstof og fosfor er 1 mg N/l og 30 µg P/l i det tilførte vand.

Bidraget fra den spredte bebyggelse i oplandet til Nimdrup bæk, som udgør 2/3 af oplandet til søen, er fundet udfra en registrering af typen af spildevandsanlæg på alle enkeltliggende ejendomme. Dette muliggør en relativ nøjagtig opgørelse af spildevandsbidraget fra den spredte bebyggelse i dette opland.

For det øvrige opland er fosforbidraget opgjort udfra en optælling af de enkeltliggende ejendomme og en efterfølgende anvendelse af standardtal til beregning af spildevandsbidraget.

Ialt er det beregnet, at fosforbidraget fra den spredte bebyggelse i oplandet til Bryrup Langsø beløb sig til ca. 350 kg i 1992.

Dyrkningsbidraget er dernæst opgjort som differencen mellem den totale fosfortilførsel og tilførslen fra de øvrige kilder.

Herved er bidraget fra de dyrkede jorde opgjort til ca. 185 kg fosfor i 1992. Sammenligner man dette dyrkningsbidrag omregnet til en tilførsel pr. ha i oplandet til Bryrup Langsø med arealbidraget i andre landbrugsområder i Århus Amt, er bidraget fra de dyrkede jorde i oplandet til Bryrup Langsø mindre end i tilsvarende områder andre steder i amtet.

Noget taler således for, at dyrkningsbidraget er en smule underestimeret og i så fald er fosforbidraget fra den spredte bebyggelse sat for højt.

I takt med at fosfortilførslen er blevet reduceret, er fosforbidraget fra den spredte bebyggelse blevet en sta-

dig mere betydende kilde og uanset mindre usikkerheder i beregningen af størrelsen af bidraget, er der ingen tvivl om, at den spredte bebyggelse i oplandet til Bryrup Langsø i dag er den væsentligste kilde til belastningen af søen.

Som det kan ses af tabellen kom næsten halvdelen af den fosfor, som blev tilført søen i 1992 fra den spredte bebyggelse. Det vil derfor være til stor gavn for Bryrup Langsø, om fosforbidraget fra den spredte bebyggelse blev reduceret.

Det kan beregnes, at blev fosfortilførslen fra den spredte bebyggelse reduceret med 50 %, ville den gennemsnitlige indløbskoncentration til søen falde fra i øjeblikket 110 µg P/l til ca. 85 µg P/l. Blev tilførslen fuldstændigt elimineret ville den fremtidige indløbskoncentration blive omkring 65-70 µg P/l.

Her skal det bemærkes, at dambruget ved Løvet mere eller mindre har været ude af drift i 1992. Der er nu igen en produktion på dambruget og det må derfor forventes, at der vil komme et fosforbidrag herfra i de kommende år. I følge Recipientkvalitetsplanen er den maksimale fosforudledning fastsat til 90 kg pr. år.

Hvad angår kvælstoftilførslen, er bidraget fra de dyrkede jorde den altoverskyggende kilde og ca. 85 % af den i 1992 tilførte kvælstof stammede således fra de dyrkede jorde.

I 1992 blev der i alt tilført ca. 66 ton kvælstof til søen, hvilket er en stigning på ca. 20 % i forhold til 1991. Som nævnt har koncentrationen i det tilførte vand været stigende igennem de sidste tyve år. Variationen fra år til år afspejler også, hvorvidt det pågældende år har været nedbørsrigt eller ej.

Fysiske og kemiske resultater fra Bryrup Langsø

Årstidsvariationen i overfladevandet i 1992

På de følgende sider er resultaterne af de fysiske og kemiske målinger i Bryrup Langsø i 1992 præsenteret. Nogleparametrene er behandlet hver for sig og sammenlignet med tidligere års data, medens de øvrige parametre gennemgås mere summarisk.

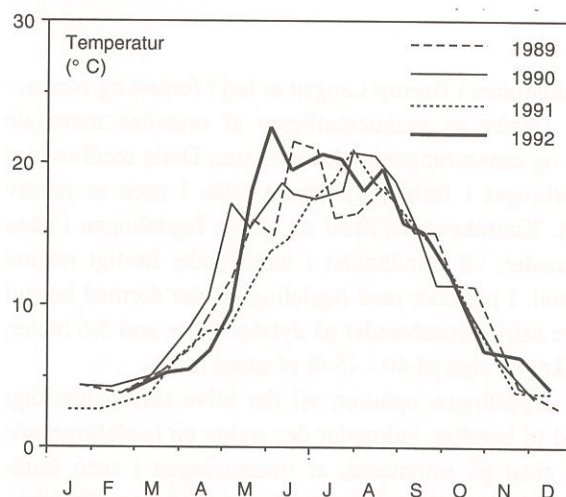
Ilt og temperatur.

1992 var karakteriseret af koldt vejr i april afløst af en meget varm forsommer i maj og juni.

Vandtemperaturen afspejlede naturligvis vejrforholdene (figur 15). I april var temperaturen i søen således mindre end på samme tid i de tre foregående år. I maj steg temperaturen i søvandet voldsomt - fra omkring 8 °C 1. maj til over 20 °C 1. juni - og temperaturen i sidste halvdel af maj såvel som i juni lå derfor over gennemsnittet for 1989-91.

Temperaturen i søen i årets sidste halvdel afveg ikke fra det mønster, som var i søen de tre foregående år.

Den varme forsommer medførte, at temperaturlagdelingen i søen i 1992 startede tidligt - allerede i slutningen af maj måned (figur 16). Lagdelingen ophørte igen i

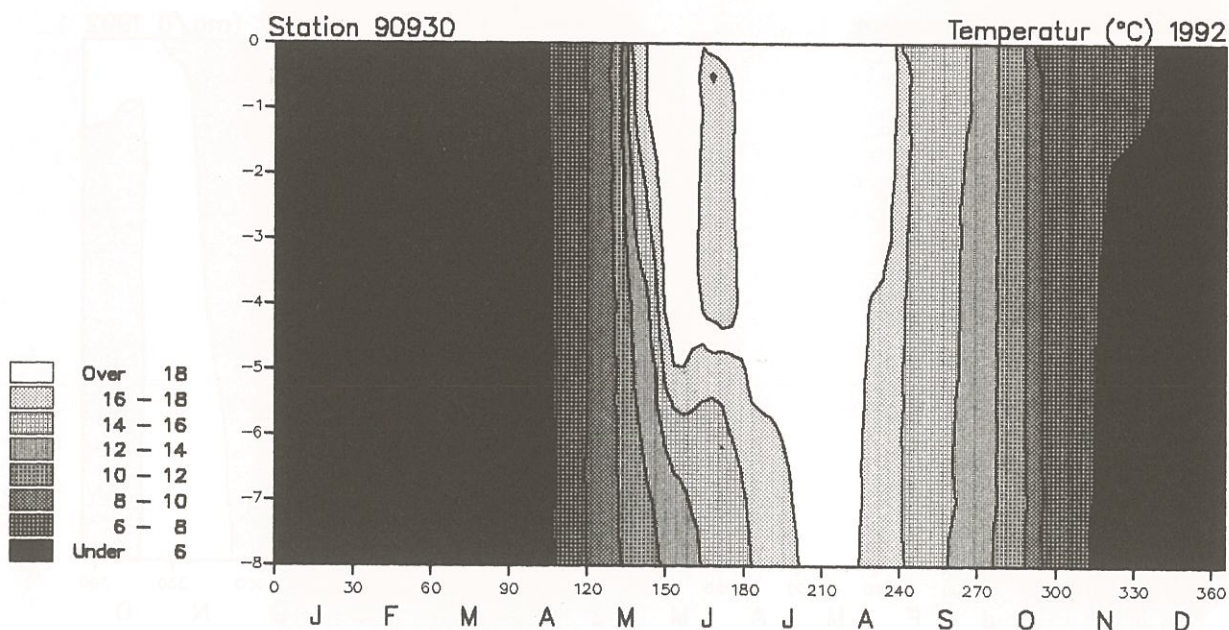


Figur 15.

Temperaturen i overfladevandet i Bryrup Langsø i 1992 sammenlignet med årene fra 1989 til 1991.

slutningen af juli, hvilket ligeledes er forholdsvist tidligt sammenlignet med de tidligere overvågningsår.

Lagdelingsperioden var i 1992 derfor ikke specielt lang men lå forholdsvist tidligt og den lagdeling, som var i søen i august 1989 og 1990, forekom altså ikke i 1992.



Figur 16.

Temperaturfordelingen i Bryrup Langsø i 1992 på det dybeste sted i søen (kemistationen).

Det er nævnt, at pga. Bryrup Langsø's øst-vest vendte placering er søen forholdsvis vindeksponeret. Den temperaturlagdeling, som er beskrevet, er derfor relativ ustabil og selv kortere perioder med blæsende vejr i sommermånederne kan medføre, at lagdelingen forsvinder.

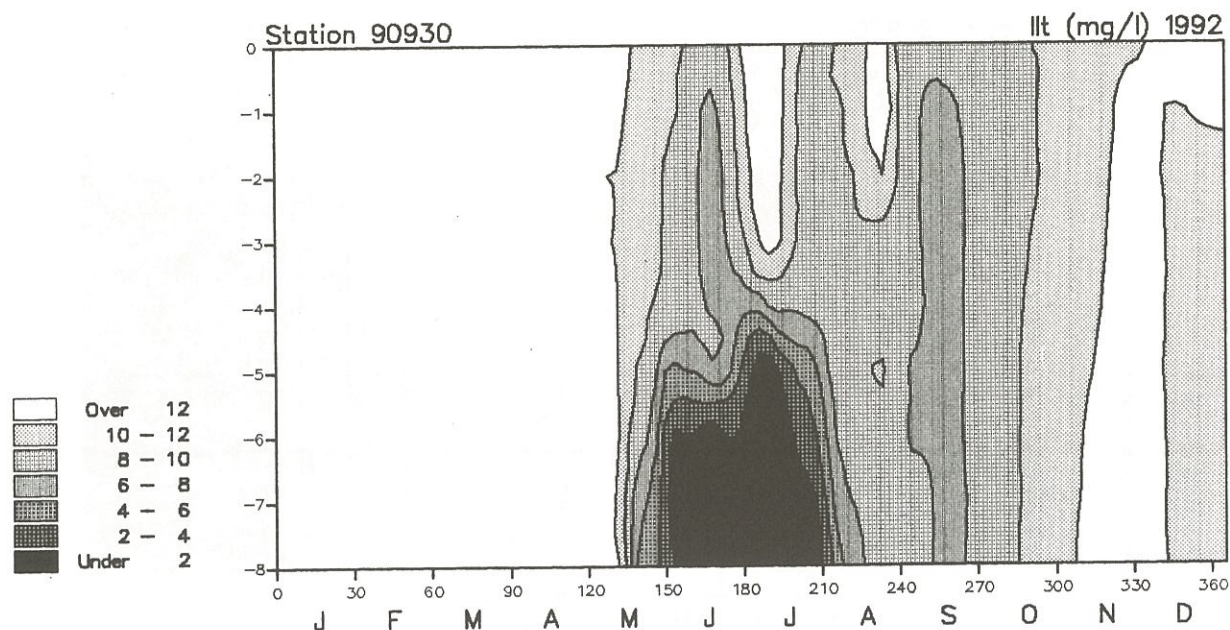
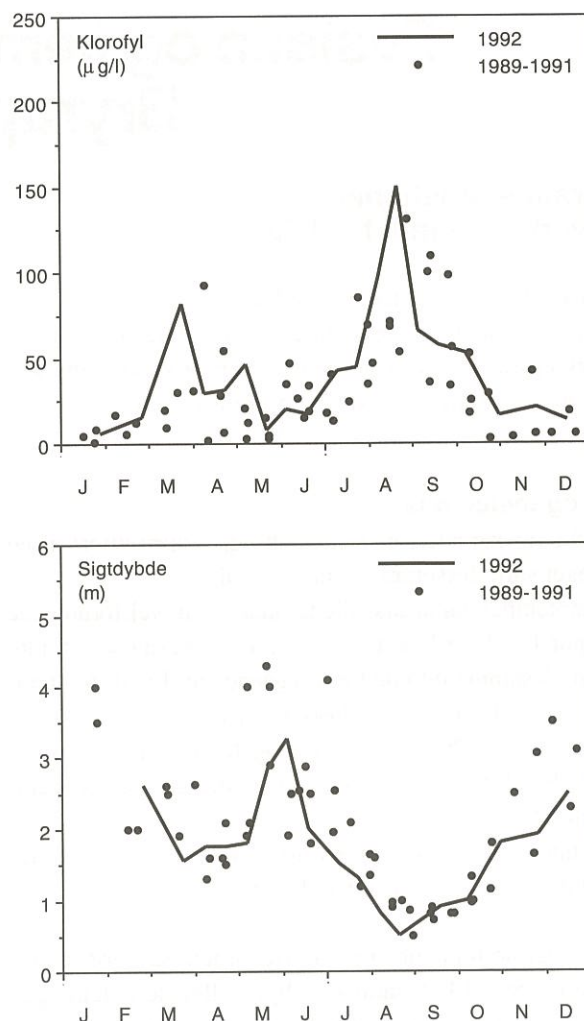
Produktionen i Bryrup Langsø er høj i foråret og sommeren. Derfor er sedimentationen af organisk materiale stor og omsætningen på bunden stor. Dette medfører, at iltforbruget i forhold til iltmængden i søen er relativt stort. Konsekvensen heraf er, at når lagdelingen i søen indtræder, vil iltindholdet i bundvandet hurtigt nærme sig nul. I perioder med lagdeling vil der dermed hurtigt blive iltfrit i bundvandet på dybder større end 5-6 meter, hvilket vil sige på 40 - 45 % af søens areal.

Når lagdelingen ophører, vil der blive tilført iltholdigt vand til bunden. Indtræder der endnu en lagdelingsperiode sidst på sommeren, er omsætningen i søen imidlertid så stor, at ilten igen kan forsvinde fra bundvandet.

I 1992 kom iltkoncentrationen i bundvandet under 2 mg/l i starten af juni og altså kort tid efter etableringen

Figur 17.

Årstidsvariationen af klorofyl (øverst) og sigtdybde (nederst) i Bryrup Langsø i 1992 sammenlignet med perioden fra 1989 til 1991.



Figur 18.

Iltfordelingen i Bryrup Langsø i 1992 på det dybeste sted i søen (kemistationen).

af et springlag i søen (figur 18). I hele juni og juli var bundvandet stort set uden ilt fra en dybde på 5-6 m og nedefter. I starten af august indtrådte en mindre blæsende periode med det resultat, at søen blev totalopblandet og bundvandet igen fik tilført ilt.

Klorofyl og sigtdybde

Algemængden udtrykt som klorofyl var i 1992 karakteriseret af to maxima (figur 17). Det første maksimum lå i marts, hvor klorofylindholdet var omkring 80 µg/l. Dette maksimum var forholdsvist stort og sammenlignet med tidligere år, har der kun været et tilsvarende alge-maksimum på dette tidspunkt af året i 1990.

Efter en klarvandsperiode og et lille klorofylindhold sidst i maj steg klorofylmængden voldsomt og nåede et maksimum for året i midten af august på 150 µg/l. En algeopblomstring bestående af blågrønalger i sensommeren er normal for Bryrup Langsø. Ikke tidligere i de fire overvågningsår er der registreret et så højt klorofylindhold, selvom algebiomassen målt i vådvægt/l er målt større end i 1992.

Generelt var der en tendens til, at klorofylmængden var større end i tidligere måleår. Det ekstraordinært høje maksimum i august '92 var dog hovedårsagen til, at sommergennemsnittet var relativt højt.

Den store algebiomasse i foråret afspejlede sig naturligvis i en dårlig sigtdybde i perioden. I marts og april var sigtdybden under 2 meter og klarvandsperioden i maj resulterede ikke i større sigtdybder end godt 3 meter, hvor sigtdybden under klarvandsperioderne i de tidligere overvågningsår har været 4 meter eller derover. Muligheden for, at sigtdybden i klarvandsperioden faktisk har været større men blot ikke er blevet målt, foreligger selvfølgelig.

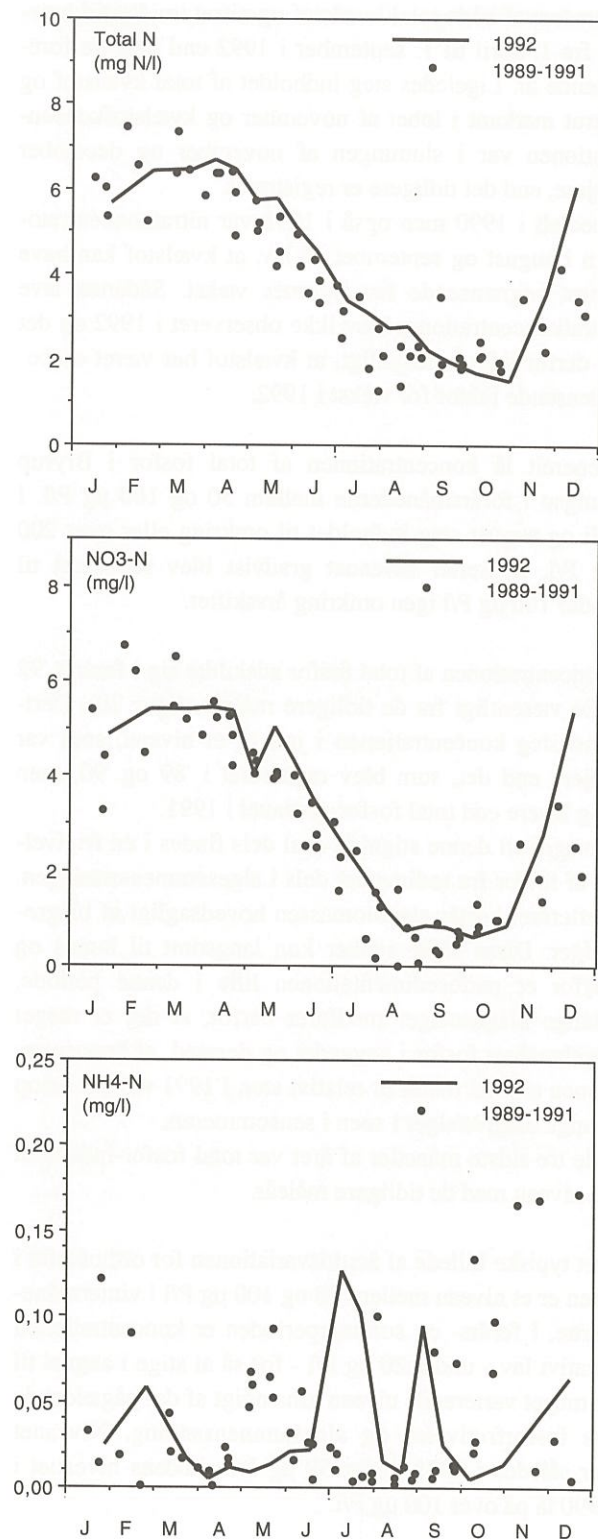
Tidspunktet for algemaksimumets indtræden var i 1992 stort set sammenfaldende med 1989 og 1990, hvorimod 1991 adskilte sig ved at algeopblomstringen indtrådte en måned senere.

Sigtdybden var i størstedelen af juni, i juli og i august mindre end i de tre foregående år, hvilket nøje følger den relativt store algemængde i disse tre måneder. I efteråret var såvel algebiomassen målt som klorofyl som sigtdybden på samme niveau som i de foregående år.

Kvælstof og fosfor

Årstidsvariationen af såvel total kvælstof som nitrat var i 1992 lig de foregående år.

Generelt er indholdet af kvælstof i søen højest i vinter- og forårsmånederne, hvor total kvælstof-niveauet ligger på omkring 6 mg N/l og hvor hovedparten af denne kvælstof består af nitrat. Som figurene viser, var



Figur 19.

Årstidsvariationen af total kvælstof (A), nitrat (B) og ammonium (C) i overfladevandet i Bryrup Langsø i 1992 sammenlignet med perioden fra 1989 til 1991.

niveauet af både total kvælstof og nitrat imidlertid højere fra 1. april til 1. september i 1992 end i de tre foregående år. Ligeledes steg indholdet af total kvælstof og nitrat markant i løbet af november og kvælstofkoncentrationen var i slutningen af november og december højere, end det tidligere er registreret.

Specielt i 1990 men også i 1991 var nitratkoncentrationen i august og september så lav, at kvælstof kan have været begrænsende for algernes vækst. Sådanne lave nitratkoncentrationer blev ikke observeret i 1992 og det er derfor ikke sandsynligt, at kvælstof har været en begrænsende faktor for vækst i 1992.

Generelt lå koncentrationen af total fosfor i Bryrup Langsø i forårmånederne mellem 50 og 100 $\mu\text{g P/l}$. I juli og august steg indholdet til omkring eller over 200 $\mu\text{g P/l}$, hvorefter niveauet gradvist blev reduceret til under 100 $\mu\text{g P/l}$ igen omkring årsskiftet.

Koncentrationen af total fosfor adskilte sig i foråret '92 ikke væsentligt fra de tidligere måleår (figur 20). Derimod steg koncentrationen i juli til et niveau, som var højere end det, som blev registreret i '89 og '90, men dog lavere end total fosfor-niveauet i 1991.

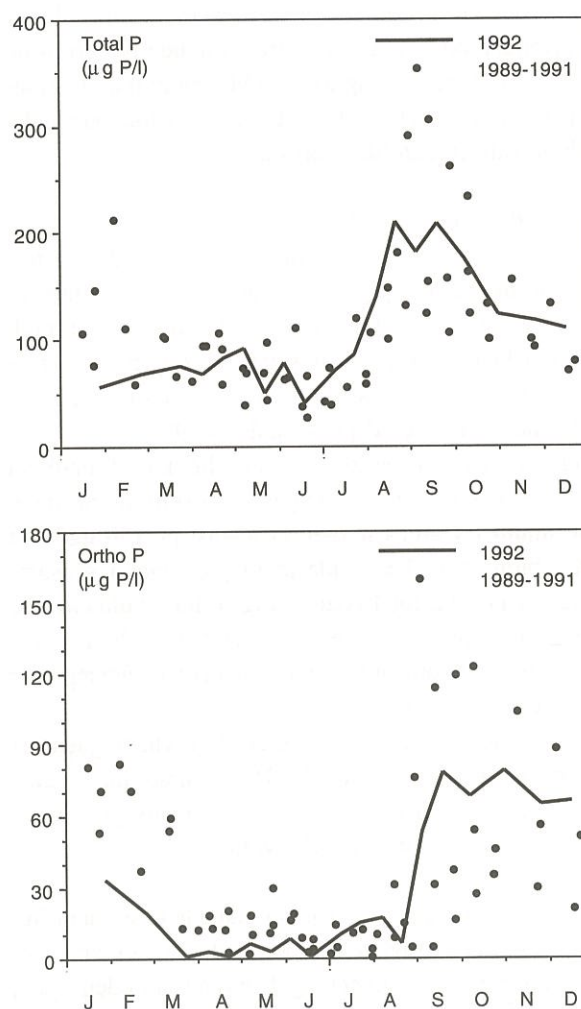
Årsagen til denne stigning skal dels findes i en frigivelse af fosfor fra sedimentet dels i algesammensætningen. I efteråret består algebiomassen hovedsagligt af blågrønalger. Disse alger synker kun langsomt til bunds og derfor er nettosedimentationen lille i denne periode. Mange blågrønalger medfører derfor, at der er meget algebundent fosfor i søvandet og dermed, at koncentrationen af total fosfor er relativt stor. I 1991 var der netop mange blågrønalger i søen i sensommeren.

I de tre sidste måneder af året var total fosfor-indholdet på niveau med de tidligere måleår.

Det typiske billede af årstidsvariationen for orthofosfat i søen er et niveau mellem 50 og 100 $\mu\text{g P/l}$ i vintermånederne. I forårs- og sommerperioden er koncentrationen relativt lav - under 20 $\mu\text{g P/l}$ - for så at stige i august til et meget varierende niveau afhængigt af det pågældende års fosforfrigivelse og algesammensætning. Niveauet var således i 1991 under 50 $\mu\text{g P/l}$, medens niveauet i 1990 lå på over 100 $\mu\text{g P/l}$.

Koncentrationen af orthofosfat i foråret afspejlede de relativt store algemængder, idet stort set hele puljen af opløst orthofosfat var indbygget i algerne. Flere gange i perioden fra marts til juli blev der således registreret orthofosfat-koncentrationer på 5 $\mu\text{g P/l}$ eller derunder.

Det er derfor sandsynligt, at orthofosfat har været begrænsende for algernes vækst i Bryrup Langsø i flere perioder i foråret '92.



Figur 20.

Årstidsvariationen af total fosfor (øverst) og orthofosfat (nederst) i Bryrup Langsø i 1992 sammenlignet med perioden fra 1989 til 1991.

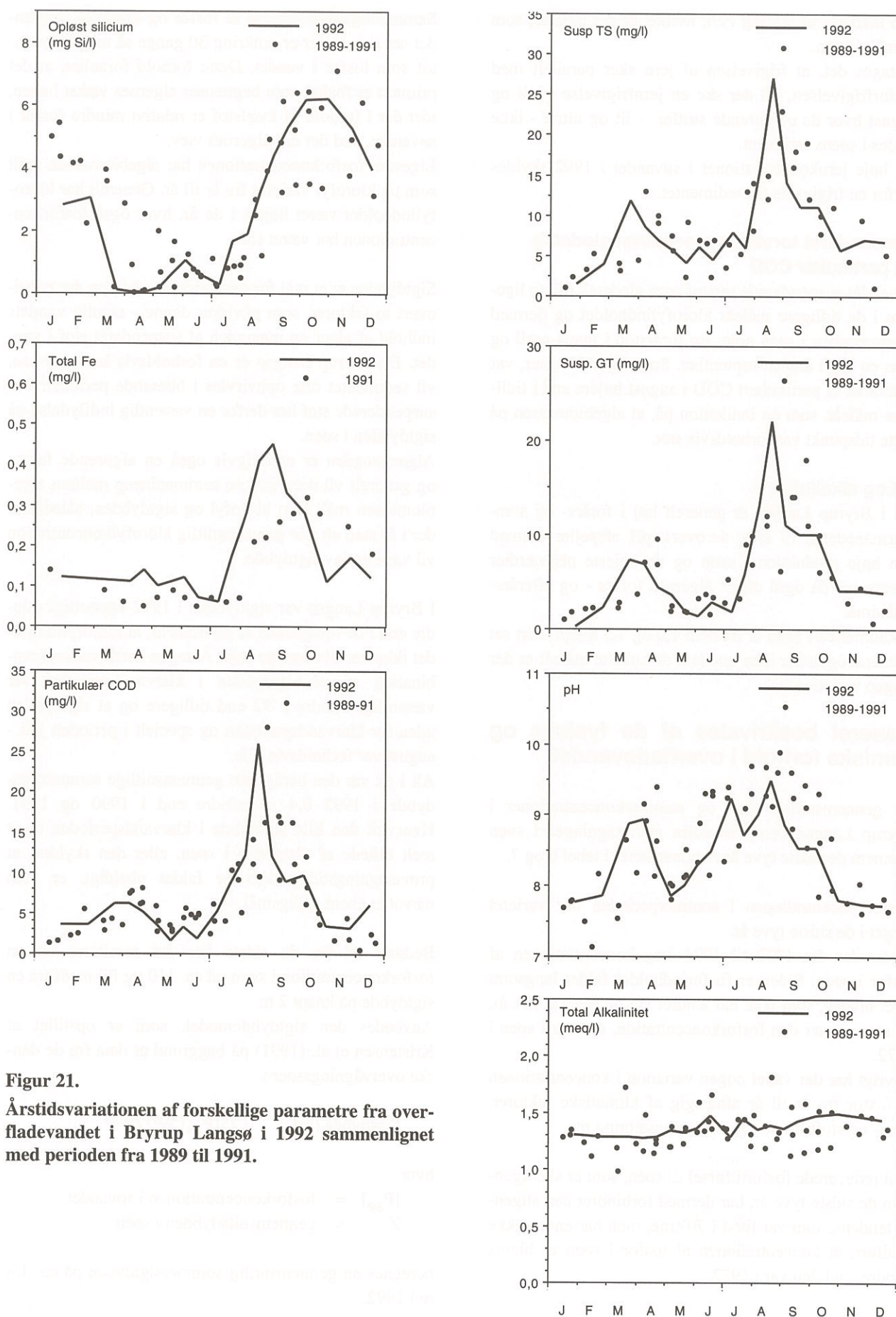
I løbet af august steg koncentrationen til omkring 75 $\mu\text{g P/l}$ og indholdet af orthofosfat holdt sig på et niveau over 50 $\mu\text{g P/l}$ året ud.

Opløst silicium og jern

Indholdet af opløst silicium var i foråret 1992 meget lavt (figur 21). I april og maj var indholdet så lavt som 0,01-0,05 mg Si/l og opløst silicium har følgelig været begrænsende for kiselalgerne vækst i forårsperioden (Reynolds, 1984).

Ligesom tidligere år steg koncentrationen i juli og august til omkring 6 mg Si/l.

Koncentrationen af total jern var i foråret omkring 0,1 mg Fe/l og meget lig de tidligere års koncentrationer i perioden (figur 21). I juli og august steg koncentrationen



Figur 21.

Årstidsvariationen af forskellige parametre fra overfladevandet i Bryrup Langsø i 1992 sammenlignet med perioden fra 1989 til 1991.

nen markant til 0,4 mg Fe/l, hvilket er det højeste, som er målt i søen.

Antages det, at frigivelsen af jern sker parallelt med fosforfrigivelsen, vil der ske en jernfrigivelse i juli og august hvor de oxiderende stoffer - ilt og nitrat - ikke findes i søens sediment.

De høje jernkoncentrationer i søvandet i 1992 skyldes derfor en frigivelse fra sedimentet.

Suspenderet tørstof, suspenderet glødetab og partikulær COD

Såvel det suspenderede tørstof som glødetab fulgte ligesom i de tidligere måleår klorofylindholdet og dermed algemængden i søen nøje. En forårstop i marts-april og igen en top i august-september. Som figur 21 viser, var indholdet af partikulært COD i august højere end i tidligere måleår, som en indikation på, at algebiomassen på dette tidspunkt var forholdsvis stor.

pH og alkalinitet

pH i Bryrup Langsø er generelt høj i forårs- og sommermånederne (9 eller derover). pH afspejler dermed den høje produktion i søen og de højeste pH-værdier observeres da også under algernes forårs- og efterårsmaksima.

Alkaliniteten i søen er mellem 1,0 og 1,5 meq/l stort set hele året og heller ikke imellem de enkelte måleår er der megen variation.

Generel beskrivelse af de fysiske og kemiske forhold i overfladevandet.

De gennemsnitlige års- og sommerkoncentrationer i Bryrup Langsø beregnet udfra prøvetagninger i søen igennem de sidste tyve år er præsenteret i tabel 6 og 7.

Fosforkoncentrationen i sommerperioden har varieret meget i de sidste tyve år.

I perioden fra 1972 til 1974 steg koncentrationen af fosfor i søen. Siden er fosforindholdet faldet langsomt til et niveau, som ikke har ændret sig de seneste fire år, og som er nær den fosforkoncentration, der var i søen i 1972.

I øvrigt har der været nogen variation i koncentrationen af fosfor fra år til år afhængig af klimatiske faktorer, vand- og stoftilførsel, algesammensætning mv.

Den reducerede fosfortilførsel til søen, som er sket igennem de sidste tyve år, har dermed forhindret den stigende tendens, som var først i 70'erne, men har endnu ikke medført, at koncentrationen af fosfor i søen er blevet mindre, end den var i 1972.

Sammenlignes mængden af fosfor og kvælstof i søvandet ses det, at der er omkring 30 gange så meget kvælstof som fosfor i vandet. Dette forhold fortæller, at det primært er fosfor, som begrænser algernes vækst i søen, idet der i forhold til kvælstof er relativt mindre fosfor i søvandet, end der er i algernes væv.

Ligesom fosforkoncentrationen har algebiomassen målt som µg klorofyl varieret fra år til år. Generelt har klorofylindholdet været højest i de år, hvor også fosforkoncentrationen har været stor.

Sigt dybden er et mål for søvandets klarhed og der er primært to faktorer, som påvirker denne - nemlig vandets indhold af alger og mængden af suspenderet stof i vandet. Da Bryrup Langsø er en forholdsvis lavvandet sø, vil sedimentet ofte ophvirvles i blæsende perioder. Det suspenderede stof har derfor en væsentlig indflydelse på sigt dybden i søen.

Algemængden er naturligvis også en afgørende faktor og generelt vil der være en sammenhæng mellem algebiomassen målt som klorofyl og sigt dybden, således at der i år med en stor gennemsnitlig klorofylkoncentration vil være en lav sigt dybde.

I Bryrup Langsø var sigt dybden i 1992 væsentligt mindre end i de foregående år på trods af, at klorofylindholdet ikke var tilsvarende højt. Årsagen hertil var en kombination af, at sigt dybden i klarvandsperioden var væsentligt mindre i '92 end tidligere og at sigt dybden uden for klarvandsperioden og specielt i perioden juli - august var forholdsvis lille.

Alt i alt var den beregnede gennemsnitlige sommersigt dybde i 1992 0,4 m mindre end i 1990 og 1991. Hvorvidt den lille sigt dybde i klarvandsperioden er et reelt billede af tilstanden i søen, eller den skyldes, at prøvetagningstidspunktet er faldet uheldigt, er som nævnt et åbent spørgsmål.

Bedømt ud fra de sidste fire års resultater vil en fosforkoncentration i søen på ca. 110 µg P/l medføre en sigt dybde på knapt 2 m.

Anvendes den sigt dybdemodel, som er opstillet af Kristensen et al. (1991) på baggrund af data fra de danske overvågningssøer :

$$\text{Sigt dybde (m)} = 0,25[P_{\text{sø}}]^{-0,61}Z^{0,25}$$

hvor

$[P_{\text{sø}}]$ = fosforkoncentrationen i søvandet

Z = gennemsnitsdybden i søen

beregnes en gennemsnitlig sommersigt dybde på ca. 1,4 m i 1992.

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992
Temperatur					14,8	16,3	13,2	16,6	17,4	15,5	17,8
Suspenderet tørstof (mg/l)									10,6	9,9	10,1
Suspenderet glødetab (mg/l)									6,9	7,1	7,3
Total COD (mg/l)					22	20	22	19	24	22	
Partikulær COD (mg/l)					11,6	10,0	7,8	6,0	10,0	8,4	8,2
Klorofyl (μ g/l)					23	51	54	31	65	49	54
Sigtdybde (m)					1,3	2,2	1,5	2,0	1,9	1,9	1,5
pH				9,0	8,7	8,5	8,8	8,9	9,1	8,8	8,7
Alkalinitet (mekv/l)				1,36		1,32	1,30	1,53	1,30	1,30	1,38
Total N (mg/l)	1,81	2,17	2,06	1,47	2,85	3,70	2,91	3,10	2,70	3,52	3,64
NH ₄ -N (mg/l)	0,125	0,135	0,036	0,07	0,014	0,07	0,039	0,037	0,029	0,024	0,043
NO ₃ -N (mg/l)	0,81	0,95	1,09	0,57	1,86	1,90	1,84	2,14	1,56	2,37	2,41
Total P (μ g P/l)	91	156	193	90	84	109	139	93	136	85	116
Ortho P (μ g P/l)	10	50	76	20	16	34	57	12	36	11	22
Opløst silicium (mg Si/l)	1,1	1,97				2,7	2,2	1,2	2,1	2,2	2,1
Total jern (mg Fe/l)										0,13	0,21

Tabel 6.

De beregnede sommergennemsnit af målingerne i Bryrup Langsø's overfladevand i måleårene fra 1972 til 1992.

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992
Temperatur					9,9	9,9	8,1	10,6	10,8	9,6	10,7
Suspenderet tørstof (mg/l)									7,3	7,8	7,8
Suspenderet glødetab (mg/l)									4,8	5,3	5,4
Total COD (mg/l)					18	18	19	17	21	20	
Partikulær COD (mg/l)					11,0	6,5	5,3	4,8	6,3	6,0	6,3
Klorofyl (μ g/l)					21	39	38	20	38	35	37
Sigtdybde (m)					1,6	2,1	1,6	2,2	2,3	2,0	1,8
pH			8,4	8,6	8,6	8,2	8,1	8,5	8,4	8,4	8,3
Alkalinitet (mekv/l)			1,25	1,15		1,29	1,28	1,47	1,28	1,27	1,37
Total -N (mg/l)	2,34	2,58	2,82	2,41	3,86	4,41	4,08	3,80	4,14	4,22	4,42
NH ₄ -N (mg/l)	0,112	0,11	0,079	0,095	0,011	0,049	0,090	0,061	0,046	0,024	0,035
NO ₃ -N (mg/l)	1,58	1,59	2,02	1,50	2,67	2,97	2,96	2,82	3,01	3,21	3,39
Total P (μ g P/l)	101	156	164	106	90	110	146	95	130	102	103
Ortho-P (μ g P/l)	34	54	74	40	26	42	81	29	57	29	32
Opløst silicium (mg Si/l)	1,8	2,6				4,2	3,2	2,2	3,6	3,3	2,7
Total jern (mg Fe/l)										0,15	0,17

Tabel 7.

De beregnede årsgennemsnit af målingerne i Bryrup Langsø's overfladevand i måleårene fra 1972 til 1992.

Generelt underestimerer modellen således de faktiske forhold. I 1992 hvor sigtddyben i forhold til fosforkoncentrationen var atypisk lav stemmer modellen i højere grad overens med virkeligheden i Bryrup Langsø.

I Århus Amts Recipientkvalitetsplan er det målsat, at Bryrup Langsø skal have en gennemsnitlig sommersigt-dybde på 2 meter. I perioden 1989-91 var denne målsætning knapt opfyldt, idet den gennemsnitlige sommersigt-dybde i perioden var 1,9 m. I 1992 var sigtddyben reduceret til 1,5 m og det kan derfor konstateres, at forholdene i Bryrup Langsø ikke er blevet forbedrede fra 1991 til 1992.

Søvandskoncentrationens sammenhæng med stoftilførsel, klimatiske faktorer mv.

Års- og sommerværdier

Som det er vist i Kristensen et al. (1992), er kvælstofkoncentrationen i søvandet bl.a. relateret til indløbskoncentrationen af kvælstof.

I figur 22 er de vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i indløbsvandet (årgennemsnit) afbilledet imod kvælstofkoncentrationen i søvandet (årgennemsnit). Som det kan ses, er der en åbenlys sammenhæng mellem kvælstofkoncentration i indløbsvandet og koncentrationen i søen.

I samme figur er to modeller til forudsigelse af den gennemsnitlige årskoncentration af total kvælstof i søvandet (Jensen et al. 1990) testet vha. data fra Bryrup Langsø. Som det er anført i Kristensen et al. (1992), er model 1 direkte proportional med den vandføringsvægtede indløbskoncentration og model 3 en funktion af indløbskoncentration, vandopholdstid og middeldybde.

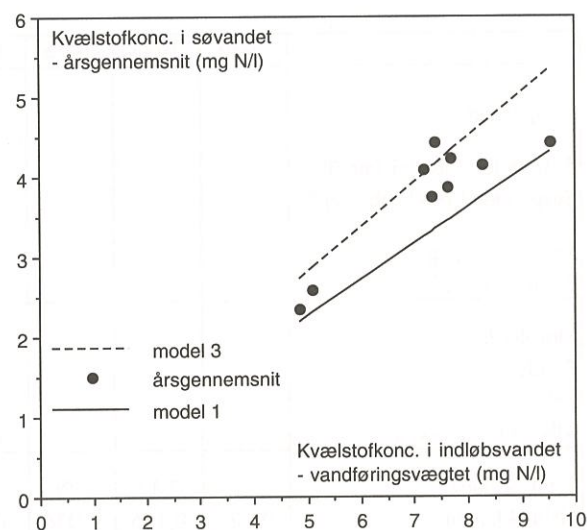
$$\begin{aligned} \text{model 1} \quad [N_{sø}] &= 0,45[N_i] \\ \text{model 3} \quad [N_{sø}] &= 0,34[N_i]tw^{-0,16}Z^{0,17} \end{aligned}$$

hvor $[N_i]$ er den vandføringsvægtede årlige indløbskoncentration, tw er vandets opholdstid i år og Z er søens middeldybde.

Model 1 vil i Bryrup Langsø underestimere søkoncentrationen, hvorimod model 3 synes at overestimere en smule.

Ud fra de to modeller kan det tolkes, at indløbskoncentrationen er den væsentligste faktor til regulering af søvandskoncentrationen men dog ikke den eneste regulerende mekanisme.

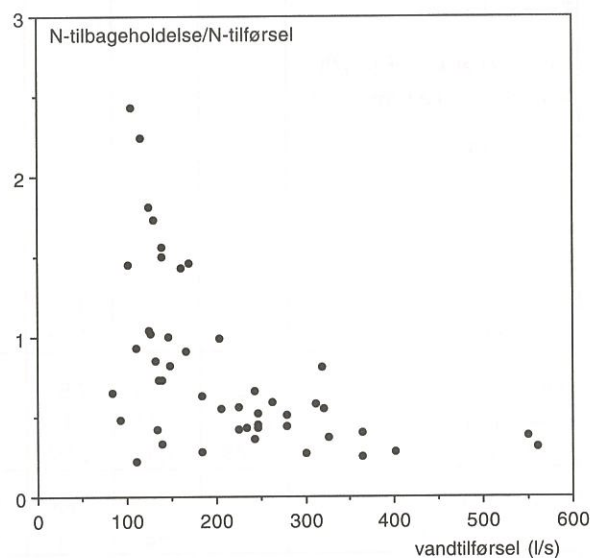
At der er en tydelig sammenhæng mellem vandtilførslen og dermed vandopholdstiden og den relative kvælstoftilbageholdelse i Bryrup Langsø, ses af figur 23.



Figur 22.

Sammenhængen mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof og kvælstofkoncentrationen i Bryrup Langsø (årgennemsnit).

Linierne repræsenterer de i teksten nævnte modeller, hvor de beregnede indløbskoncentrationer til Bryrup Langsø er anvendt til at beregne teoretiske søkoncentrationer.



Figur 23.

Sammenhængen mellem den månedlige vandtilførsel i perioden 1989 - 1992 og den månedlige kvælstoftilbageholdelse/den månedlige kvælstoftilførsel.

Fosforkoncentrationen i søen (årgennemsnit) er ligeledes relateret til den vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor. I figur 24 er årgennemsnittet af fosfor i overfladevandet afbilledet i forhold til indløbskoncentrationen.

Pga. en hyppigere prøvetagningsfrekvens er datasættene fra 1987 og frem de mest pålidelige og af disse ses to ting. Dels den omtalte sammenhæng mellem indløbskoncentration og søkoncentration, dels at indløbskoncentrationen af fosfor er reduceret kraftigt de senere år. Bemærkelsesværdigt er det dog, at i det forholdsvist våde 1990 var såvel indløbs- som søkoncentration større end i de øvrige tre overvågningsår.

Det ses, at indløbskoncentrationen af fosfor bevæger sig imod det niveau på 0,08 - 0,1 mg P/l, som skal være gældende i fremtiden, hvis søens tilstand skal forbedres. På trods af reduktionen i indløbskoncentrationen er søkoncentrationen endnu ikke reduceret tilsvarende. I tre af de fire overvågningsår har fosforkoncentrationen i søen været meget konstant omkring 100 - 110 µg P/l og altså noget over det målsatte fremtidige niveau på 50 - 80 µg P/l.

I figuren er indlagt en linie med den forventede søkoncentration ved en given indløbskoncentration. Sammenhængen forudsætter, at søen er i ligevægt med fosfortilførslen og i en sådan situation vil fosfortilbageholdelsen være 30 - 35 % (Vollenweider 1976).

De senere års søkoncentrationer ligger over denne linie, hvilket angiver, at der sker en intern belastning af Bryrup Langsø.

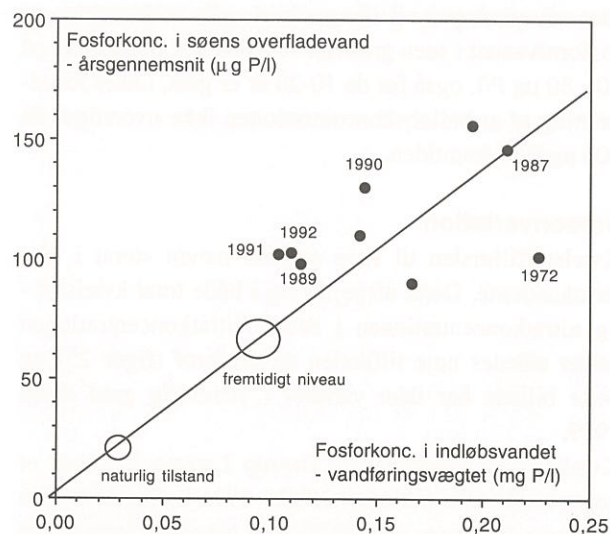
Man kan få et billede af omfanget af denne fosforfrigivelse fra sedimentet ved at se på de år, hvor indløbs- og søkoncentration er mest sikkert bestemt, som er årene fra 1987 og fremefter.

Hvis det antages, at der er en lineær sammenhæng mellem indløbs- og søkoncentration, går relationen ikke gennem 0;0. Skæringen med Y-aksen indikerer størrelsen af fosforfrigivelsen fra sedimentet og den interne belastning af Bryrup Langsø svarer dermed til en forøgelse af søvandskoncentrationen på 30-50 µg P/l.

I Århus Amt (1992) er det beregnet, at det vil tage 10 - 20 år inden den interne fosforpulje i søen er udvasket og søen har indstillet sig i den angivne ligevægt i figur 24.

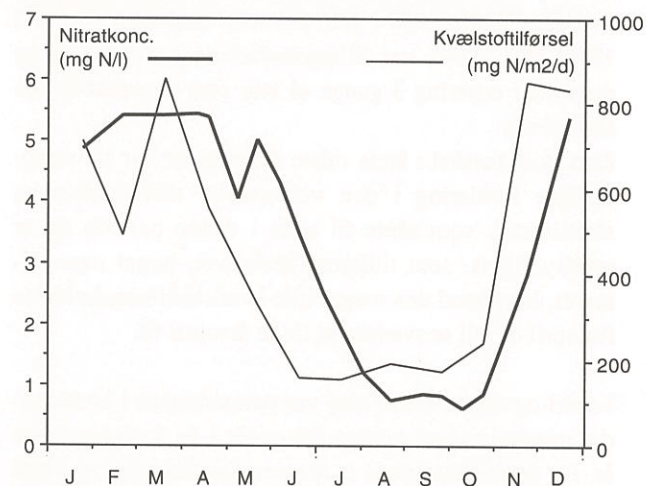
Figur 26.

Kvælstoftilbageholdelsen i Bryrup Langsø præsenteret som et gennemsnit for årene 1989 - 1991 samt for 1992.



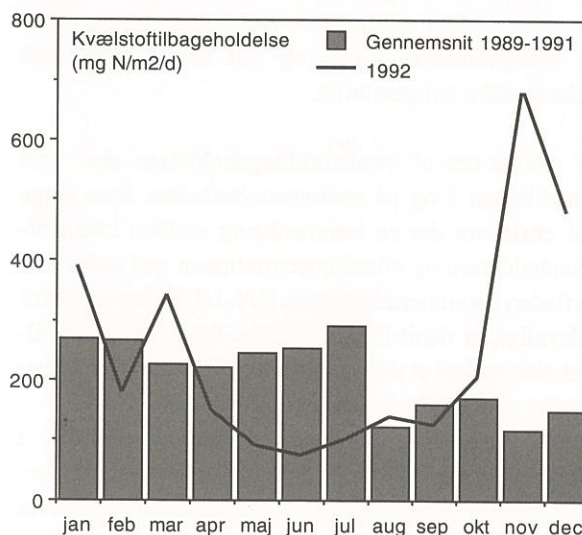
Figur 24.

Sammenhængen mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration (årgennemsnit) og fosforkoncentrationen i søvandet (årgennemsnit).



Figur 25.

Nitratkoncentrationen i - og kvælstoftilførslen til Bryrup Langsø i 1992.



Idet udvaskningen vil ske gradvist, må det forventes, at fosforniveauet i søen gradvist vil nærme sig et niveau på 50 - 80 $\mu\text{g P/l}$, også før de 10-20 år er gået, under forudsætning af at indløbskoncentrationen ikke overstiger de 100 $\mu\text{g P/l}$ i fremtiden.

Sæsonvariation

Kvælstoftilførslen til søen er som nævnt størst i vintermånederne. Dette afspejler sig i både total kvælstof- og nitratkoncentrationen i søen. Nitratkoncentrationen følger således nøje tilførslen af kvælstof (figur 25) og dette billede har ikke varieret i væsentlig grad siden 1989.

Kvælstoftilbageholdelsen i Bryrup Langsø har som et gennemsnit over perioden 1989 - 1991 betragtet haft to niveauer. Et niveau på 200-300 $\text{mg N/m}^2/\text{d}$ i årets første 7 måneder og et mindre på 100-150 $\text{mg N/m}^2/\text{d}$ fra august og året ud.

I 1992 var dette billede ændret radikalt, idet den reduktion i kvælstoftilbageholdelsen, som i de tidligere overvågningsår faldt i juli, allerede indtrådte i april i 1992. Yderligere var tilbageholdelsen i november og december omkring 3 gange så stor som niveauet for de tidligere år.

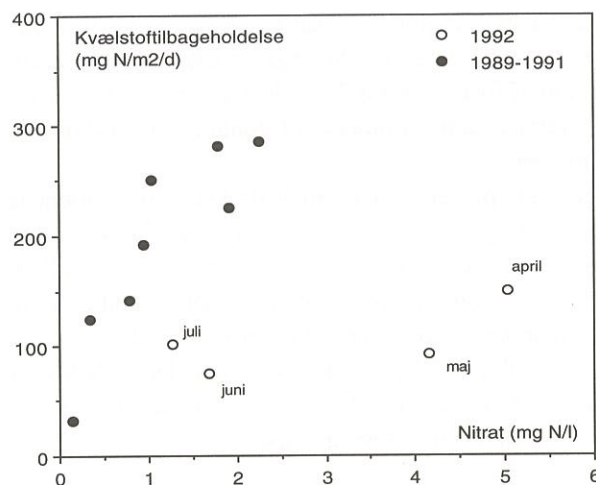
Den store forskel i årets sidste to måneder har sin umiddelbare forklaring i den voldsomme afstrømning og stoftilførsel, som skete til søen i denne periode og er sandsynligvis, som tidligere beskrevet, noget overestimeret, hvorimod den meget lille kvælstoftilbageholdelse fra april til juli er sværere at finde årsagen til.

I april og første del af maj var temperaturen i bundvandet mindre end på samme tidspunkt i de foregående tre år. Da denitrifikation er temperaturafhængig og stiger med stigende temperatur, kan årsagen til den mindre tilbageholdelse i disse to måneder derfor være temperaturrelateret.

I juni og juli var temperaturen imidlertid kommet op på eller over gennemsnittet for overvågningsårene. Den lave tilbageholdelse i juni og juli kan således ikke forklares ud fra temperaturen.

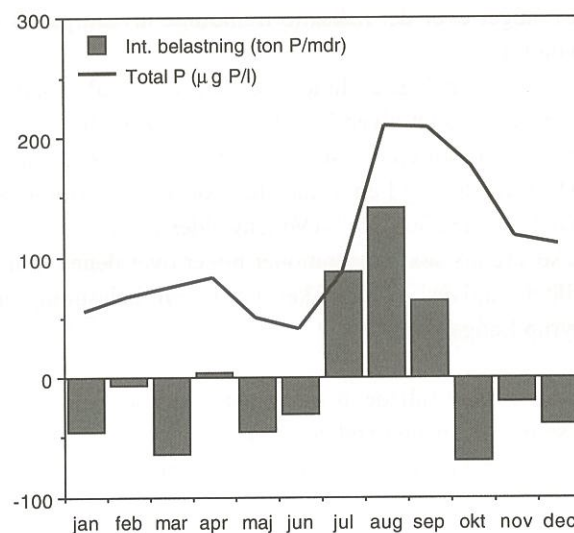
Den største del af kvælstoftilbageholdelsen sker som denitrifikation i og på sedimentoverfladen. Som følge heraf eksisterer der en sammenhæng mellem kvælstoftilbageholdelsen og nitratkoncentrationen ved sedimentoverfladen i sommermånederne (1/4-1/10). Det er derfor sandsynligt, at denitrifikation og dermed kvælstoftilbageholdelsen på et tidspunkt i løbet af sommeren bliver hæmmet af mangel på nitrat.

I årene 1989-1991 er denne hæmning indtrådt i juli/august og figur 26 viser da også, at kvælstoftilbageholdelsen som et gennemsnit over disse tre år er blevet



Figur 27.

Sammenhængen mellem kvælstoftilbageholdelsen og koncentrationen af nitrat i bundvandet i Bryrup Langsø i perioden 1. april - 1. oktober i henholdsvis 1989-1991 og i 1992.



Figur 28.

Den interne belastning og den gennemsnitlige fosforkoncentration i søvandet i 1992 i Bryrup Langsø angivet måned for måned.

reduceret markant fra juli til august.

Som nævnt skete dette fald ikke i samme periode i 1992 men væsentligt tidligere på året.

Nitratkoncentrationen i perioden fra april til juli var ikke lavere end tidligere hverken i bund- eller overfladevandet og mangel på nitrat i søvandet synes således ikke umiddelbart at være forklaringen på den lille denitrifikation.

Den rolige periode med en stabil lagdeling, som forekom i søen allerede fra maj måned i '92, kan imidlertid have forårsaget, at denitrifikationen alligevel har været hæmmet af nitratmangel.

Selvom der umiddelbart er målt tilstrækkeligt høje nitratkoncentrationer til en "normal" denitrifikation i bundvandet i denne periode, er det muligt, at det grænselag, som dannes umiddelbart over sedimentet og som nitraten fra bundvandet skal diffundere igennem for at få kontakt med sedimentet, pga. den tidlige lagdelingsperiode var blevet så stort allerede i juni, at nitrattransporten til sedimentet blev reduceret. Var dette tilfældet, kan den lille denitrifikation derfor alligevel skyldes mangel på nitrat i juni og juli - selvom målingerne i søvandet viste høje nitratkoncentrationer.

Beregnes kvælstoftilbageholdelsen vha. en empirisk model for den månedlige kvælstoftilbageholdelse (J. Windolf, ikke publ.) bliver resultatet, at den modelberegne kvælstoftilbageholdelse i 2. kvartal er større end den tilbageholdelse, som beregnes ud fra de faktisk målte data. Det forekommer derfor sandsynligt, at det er andre faktorer end de igennem overvågningsprogrammet målte parametre, der har været afgørende for den lille kvælstoftilbageholdelse i søen fra april til august.

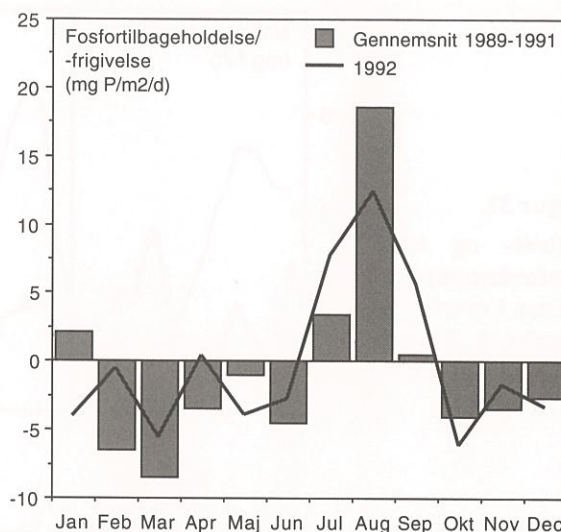
Denitrifikationen er naturligvis afhængig af en kulstofkilde. I 1992 var der en relativ stor opvækst af kiselalger i marts og april og sedimentationen af disse alger i de følgende måneder har medført, at det ikke er sandsynligt, at den lave kvælstoftilbageholdelse skyldtes mangel på kulstof.

Endvidere skønnes en varierende sedimentation pga. forskellige kiselalgeomængder fra år til år ikke at have væsentlig betydning for kvælstofbalancen i søen i perioden april til juli.

Fosforkoncentrationen i søen varierer meget over året (figur 28). I perioden fra november til juni er fosforkoncentrationen mellem 50 og 120 µg P/l. I juli stiger koncentrationen normalt og maksimum på 200 µg P/l eller derover nåes i august og september. Årsagen er en intern fosforfrigivelse fra sedimentet, hvilket tydeligt ses på figur 29.

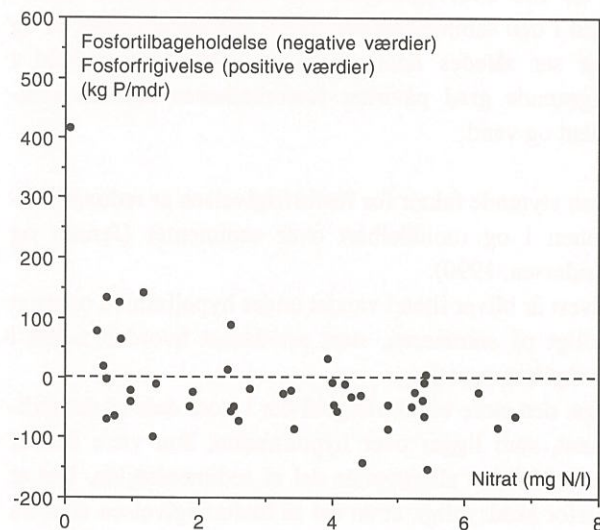
I juli, august og september frigives der knapt 300 kg fosfor netto fra sedimentet, hvoraf langt den største del bidrager til en forøgelse af søvandets indhold af fosfor, idet der ikke er noget stort afløb fra søen i denne periode.

Ser man på fosforbalancen for søen på månedsbasis, har der kun været en mindre variation fra år til år og 1992



Figur 29.

Den månedlige fosfortilbageholdelse eller fosforfrigivelse i Bryrup Langsø præsenteret som et gennemsnit for årene 1989-1991 og for 1992.



Figur 30.

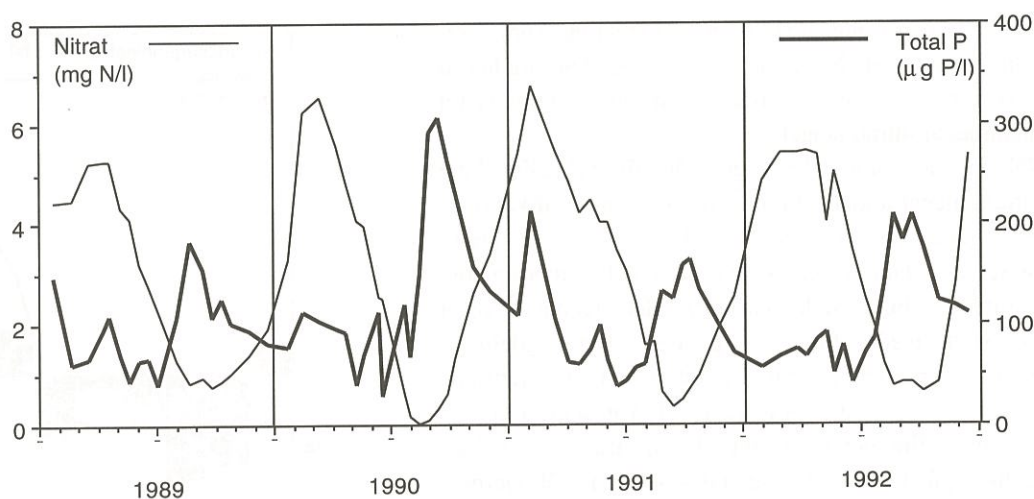
Sammenhængen mellem nitratkoncentrationen i søvandet i Bryrup Langsø og den månedlige fosfortilbageholdelse/-frigivelse.

adskilte sig ikke væsentligt fra de tre foregående år.

I vinter og forårmånederne bindes der fosfor i sedimentet, medens der sker en nettotransport af fosfor fra sedimentet til søvandet i juli, august og september.

(Figur 29 antyder, at der sker en fosforfrigivelse i januar. Dette er ikke sandsynligt og skal ses i lyset af, at månedsbalancerne i vintermånederne er baseret på en enkelt prøvetagning pr. måned.)

Figur 31.
Nitrat- og total
fosforkoncentra-
tionen i overflade-
vandet i Bryrup
Langsø i perioden
1989 - 1992.



Som nævnt beløb netto-fosforfrigivelsen sig til knapt 300 kg i løbet af sensommeren. Også i 1989 og 1991 var fosforfrigivelsen i størrelsesordenen 2-300 kg. I 1990 var frigivelsen specielt i august stor og ialt blev der frigivet 430 kg fosfor i de tre måneder dette år.

I de fire overvågningsår har fosforfrigivelsen fundet sted i den samme periode (juli - september) hvert år og det ser således ikke ud til, at klimatiske forhold i afgørende grad påvirker fosforbalancen mellem sediment og vand.

Den styrende faktor for fosforfrigivelsen er redoxforholdene i og umiddelbart over sedimentet (Jensen og Andersen, 1990).

Hvert år bliver ilten i vandet under hypolimnion opbrugt tidligt på sommeren, stort set uanset hvordan vejret i øvrigt har været.

Pga. den store omsætning vil der i store dele af det sediment, som ligger over hypolimnion, kun være aerobe forhold i den allerøverste del af sedimentsøjlen. Det er derfor sandsynligt, at en del af fosforfrigivelsen sker fra sediment på forholdsvist lavt vand.

Uanset der ikke er ilt tilstede, vil redoxforholdene forblive positive, så længe der er nitrat i vandet umiddelbart over sedimentet. Dermed sker den massive fosforfrigivelse først senere på sæsonen - normalt i løbet af juli - når nitraten i bundvandet nærmer sig nul.

Der eksisterer således en nydelig sammenhæng mellem nitratkoncentrationen og den interne fosforfrigivelse fra sedimentet (figur 30). På figuren kan det ses, at den store fosforfrigivelse sker, når koncentrationen af nitrat kommer ned omkring 1,0 mg N/l og for alvor tager fart ved nitratkoncentrationer under 0,5 mg N/l.

At dette er tilfældet viser figur 31 også. Her ses det, at nitratkoncentrationen i sommeren 1990 nærmede sig nul

og dette år var der en voldsom stigning i fosforkoncentrationen i søvandet. Da den eksterne tilførsel var lille på det pågældende tidspunkt, var årsagen til koncentrationsstigningen følgelig en stor fosforfrigivelse fra sedimentet - nemlig de omtalte 430 kg i løbet af juli, august og september.

Figur 31 viser ganske vist overfladekoncentrationer, men for fosfors vedkommende er koncentrationen den samme i overflade- og bundvand og for nitrat er variationen heller ikke voldsom. Dog vil bundvandets nitratindhold normalt være en smule mindre end indholdet i overfladevandet.

En medvirkende årsag til de højere fosforkoncentrationer i 1990 var også, at der dette år var relativt mange blågrønalger i søen. Derved har sedimentationen af algebundet fosfor været mindre end i de øvrige overvågningsår og koncentrationen af total fosfor i overfladevandet er dermed blevet yderligere forøget.

Generelt vil en forekomst af blågrønalger medføre, at fosforkoncentrationen i søvandet forhøjes, idet blågrønalgerne sedimenterer langsomt. Der vil derfor ophobes en relativt stor fosformængde i vandfasen.

Når ilt og siden nitrat forsvinder fra bundvandet, vil der som nævnt ofte ske en frigivelse af fosfor. Denne frigivelse sker primært fra den jern- og organisk bundne fosforpulje i sedimentet.

I Bryrup Langsø er den jernbundne fosforpulje relativt stor (Århus Amt, 1991).

I 1992 blev der frigivet jern fra sedimentet i august, september og oktober. Ialt blev der i de tre måneder transporteret ca. 160 kg jern netto fra sedimentet til søvandet, hvilket er væsentligt mindre end i den samme periode i 1991, hvor der blev frigivet knapt 450 kg.

I 1991 var fosforfrigivelsen i de tre måneder mindre end i samme periode i 1992 og der synes derfor ikke at være en sammenhæng i 1991 og 1992 mellem jern- og fosfor-

frigivelsen, idet man da skulle forvente, at der med en stigende fosforfrigørelse også ville ske en forøget jernfrigivelse.

Antages det, at den organisk bundne fosfor i sedimentet er 0,5 mg P/g TS (Århus Amt, 1991) og at puljen primært ligger i de øverste 5 cm af sedimentet, kan det beregnes, at den organisk bundne fosforpulje i sedimentet er på omkring 500 kg. Det er derfor ikke umuligt, at en stor del af den i 1992 frigjorte fosfor stammede fra organisk bundet fosfor, hvilket kan forklare, at der ikke er en umiddelbar sammenhæng mellem jern- og fosforfrigivelsen i Bryrup Langsø.

Det kan konkluderes, at den interne fosforfrigivelse således har stor betydning for forholdene i Bryrup Langsø og det er den interne frigivelse, som er bestemmende for fosforkoncentrationen i søen i sensommeren og efteråret, medens fosforniveauet i højere grad lægges af den eksternt tilførte fosfor i vinter- og forårsmånederne.

Sammenfattende kan det konkluderes om de fysiske og kemiske forhold i Bryrup Langsø, at :

- *der har været et stigende indhold af kvælstof i søvandet.*
- *fosforkoncentrationen er blevet reduceret siden midten af 70'erne til et niveau omkring 100 µg P/l som et årsgennemsnit både i tilløb og sø.*
- *klorofylindholdet nok varierer med indholdet af fosfor, men variationen fra år til år skyldes også forskelle i algesammensætning, klimatiske faktorer, vandtilførsel mv.*
- *sigtedybden i perioden fra 1989 til 1992 ikke har opfyldt målsætningen for søen, som lyder på 2 m som en gennemsnitlig sommersigtedybde.*
- *tilstanden ikke er blevet bedre fra 1991 til 1992, idet fosforkoncentrationen i søvandet er steget og den gennemsnitlige sigtddybde er blevet væsentligt forringet.*
- *kvælstofkoncentrationen i søen styres dels af indløbskoncentrationen dels af vandets opholdstid.*
- *fosforkoncentrationen også er relateret til indløbskoncentrationen, men pga. en intern fosforfrigivelse er søen ikke i ligevægt med de eksterne tilførsler.*
- *kvælstoftilbageholdelsen i 1992 var omkring 50 % af tilførslen, hvilket ikke er væsentligt forskelligt fra de tidligere år.*
- *årstidsvariationen var atypisk i 1992 med en meget lille kvælstoftilbageholdelse i sommermånederne men til gengæld en meget stor i november og december pga. den store vandafstrømning.*
- *den interne fosforfrigivelse sker i juli, august og september hvert år og har de seneste fire år været relativt konstant omkring 3-400 kg.*
- *fosforfrigivelsen styres af nitratkoncentrationen, således at frigivelsen af fosfor finder sted, når koncentrationen af nitrat kommer under 1,0 mg N/l.*
- *fosforkoncentrationen i søen dermed bestemmes af den interne belastning i sommer- og efterårsperioden men af den eksterne tilførsel i årets første halvdel.*

Fytoplankton

Fytoplanktonet i Bryrup Langsø er undersøgt 19 gange i løbet af 1992. Prøvetagnings- og bearbejdningsmetode er beskrevet i bilag.

Fytoplanktonets årstidsvariation

I 1992 var kiselalgerne den dominerende algegruppe. Der var således et stort forårsmaksimum af kiselalger i marts og april og efter forårets klarvandsperiode var der endnu en opblomstring af kiselalger i juni og juli. I sensommeren var der en opblomstring af blågrønalger, som nogenlunde svarede til de tre foregående år (figur 32). Da året gik på hæld, kom der slutteligt endnu en lille "top" af kiselalger i november og december.

I det følgende uddybes årstidsvariationen nærmere.

Vinter

I januar og februar var der kun en begrænset mængde alger i søen. I slutningen af februar var den samlede algebiomasse så lav som 0,2 mg vv/l.

Forår

I løbet af marts havde kiselalgerne deres forårsoptimisme og det registrerede maksimum blev målt i slutningen af måneden, hvor algebiomassen var steget til 25,6

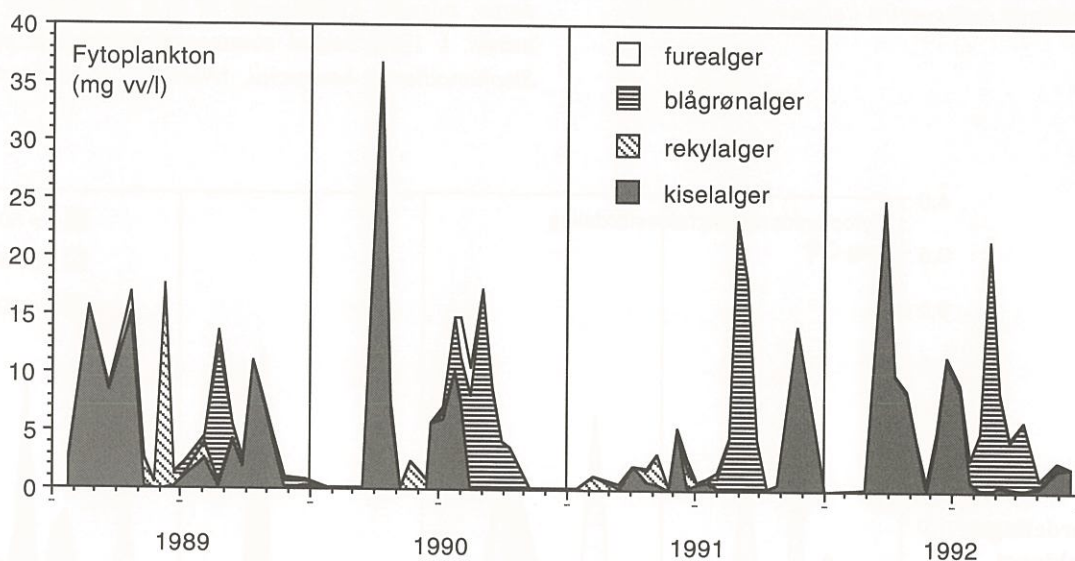
mg vv/l. Langt den største del af disse kiselalger var *Stephanodiscus astrea* (21,4 mg vv/l), men også *Stephanodiscus hantzschii* var til stede i søen (3,1 mg vv/l). Sidst i maj var algebiomassen igen reduceret til et lavt niveau (1 mg vv/l) og på dette tidspunkt var det hovedsagligt rekylalger, som var til stede. Rekylalger optræder typisk, når bl.a. kiselalger henfalder, idet de kan ernære sig heterotroft.

Forårets klarvandsperiode indtrådte altså i slutningen af maj.

Sommer

Efter klarvandsperioden skete der endnu en opblomstring af kiselalger i juni måned. Denne opblomstring var karakteriseret af at bestå af tre kiselalgearter, som efterfulgte hinanden. I starten af juni udgjorde *Asterionella formosa* hovedparten af algebiomassen, men da sommeropblomstring toppede midt i juni, var det overvejende *Fragilaria crotonensis*, der var i søen. Ved næste prøvetagning, som fandt sted d. 9/7, var der ikke flere *F. crotonensis*, men nu bestod algebiomassen primært af *Synedra acus*.

Som det senere skal bemærkes, er årsagen til denne sommeropblomstring af kiselalger, at der skete en cirkulation af søens vandmasser i starten af juli måned.



Figur 32.

Fytoplanktons årstidsvariation i Bryrup Langsø fordelt på algegrupper fra 1989 til 1992.

Artssammensætningen afspejler fint dette forhold, idet det netop var en kiselalgeart - *Asterionella formosa* - som typisk findes i næringsrige søer som Bryrup Langsø ved en høj grad af vandcirkulation og som har en hurtig væksthastighed, der var den i første omgang dominerende art under sommeropblomstringen. Dernæst optrådte *Fragillaria crotonensis*, som er en stor alge $> 50 \mu\text{m}$, der ofte ses i sommerplanktonet i næringsrige søer, men som pga. artens størrelse har en lavere væksthastighed. I sommermaksimumets sidste del dominerede *Synedra acus*, der ligesom *A. formosa*, er en mindre ubevægelig kiselalge, der optræder når der er cirkulation i vandmasserne.

S. acus foretrækker typisk et højere indhold af opløst silicium i vandet end *F. crotonensis* og *A. formosa*, hvorimod de sidstnævnte arter er hyppigere ved høje nitratkoncentrationer (Kristensen et al., 1991).

I Bryrup Langsø steg indholdet af opløst silicium og nitratkoncentrationen faldt i løbet af juli og næringssaltkoncentrationerne har således været medvirkende årsag til arternes skiftende dominans.

Efterår

Mængden af blågrønalger i 1992 var ikke væsentligt forskellig fra de tidligere overvågningsår. Den største biomasse, som blev målt i 1992, var i sidste halvdel af august på 21,3 mg vv/l og den dominerende art var i 1992 *Microcystis aeruginosa*.

Blågrønalgerne biomasse aftog gradvist i løbet af september og oktober.

Som allerede nævnt var der en lille algeopblomstring i årets sidste to måneder (2,3 mg vv/l), som hovedsagligt bestod af kiselalgen *Aulacoseira italica* var. *tenuissima*.

1992 sammenlignet med de tre foregående år.

Sammenlignes algemængden i 1992 med de tre foregående år (figur 32), bemærker man en stor biomasse af kiselalger i forårmånederne. Bedømt ud fra de sidste fire år er en sådan opblomstring typisk for Bryrup Langsø, selvom der stort set ikke var nogen kiselalger i søen i foråret '91.

I '92 skete der en ny kiselalgeopblomstring efter klarvandsperioden. En lignende opblomstring fandt sted i 1990, hvorimod der i 1989 og 1991 ikke var et kiselalgemaksimum på dette tidspunkt.

Disse år blev der derimod registreret en relativ stor kiselalgeopblomstring i løbet af efteråret.

Der var som omtalt ikke nogen væsentlig forskel på mængden af blågrønalger i 1992 sammenlignet med de tidligere år.

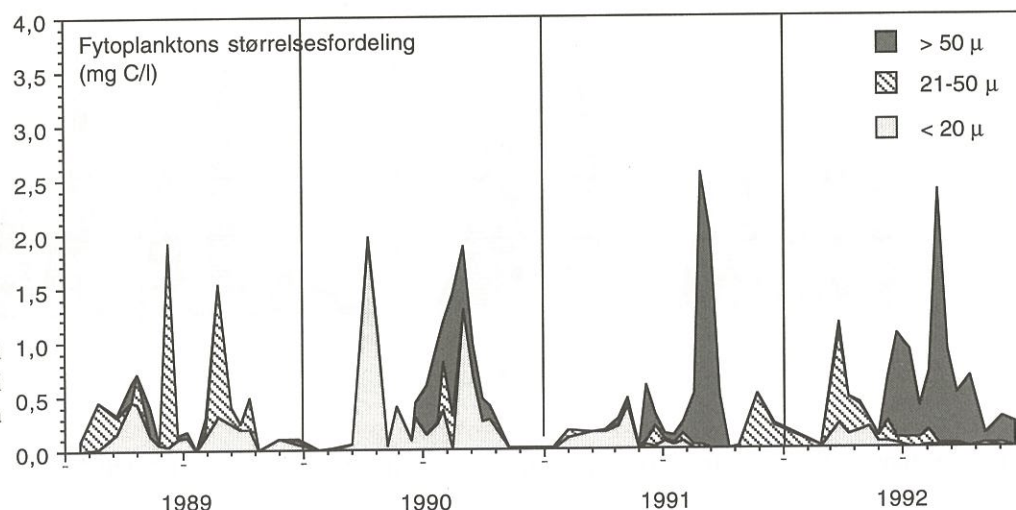
Betragtes året som helhed, er algemængden dermed ikke ændret væsentligt i forhold til de foregående tre overvågningsår.

Algesammensætningen i 1992 ligner i nogen grad de foregående år.

Stephanodiscus hantzschii har i større eller mindre mængde været til stede i forårmånederne i alle fire overvågningsår. Derimod er det ikke hvert år, at *Stephanodiscus astrea* er blevet registreret i Bryrup Langsø. I 1989 forekom denne art talrigt, på samme vis som det skete i 1992.

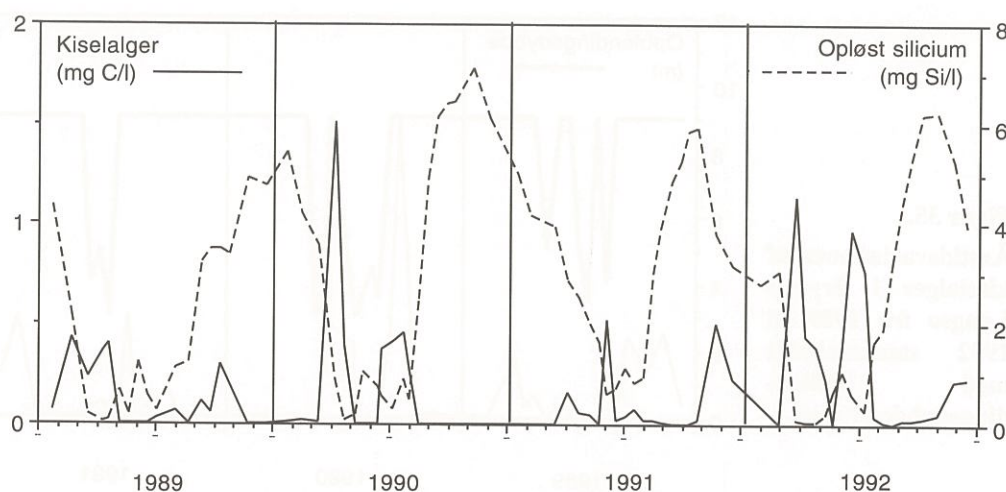
Når der sker en kiselalgeopblomstring i sommermånederne, udgøres kiselalgerne af bl.a. *Fragillaria crotonensis*. I 1990 bestod sommermaksimumet også af *Stephanodiscus hantzschii*, hvorimod maksimumet i

Figur 33.
Størrelsesfordelingen af fytoplanktonet i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992.



Figur 34.

Årstidsvariationen af kiselalger sammenholdt med koncentrationen af opløst silicium i Bryrup Langsø's overfladevand fra 1989 til 1992.



1992 foruden *F. crotonensis* som nævnt bestod af *Asterionella formosa* og *Synedra acus*. Hvor *A. formosa* er registreret tidligere i større mængder både forår og efterår, var det første gang at *S. acus* har været tilstede i søen i større mængder.

Blågrønalgerne bestod ligesom tidligere overvejende af *Microcystis*-arter.

De to år, hvor der har været et større kiselalgemaksimum i efteråret, har dette bestået af *Stephanodiscus astrea*. I 1992, hvor opblomstringen var forholdsvis beskeden, var det primært *Aulacosira italica*, som var til stede. Denne art er også tidligere registreret i større mængder (> 1 mg vv/l), men ikke på dette tidspunkt.

Der synes at være en tendens til konkurrence mellem de forskellige størrelsesgrupper af alger, idet de stort set afløser hinanden i søen (figur 33). Årsagen til den skiftende dominans af de forskellige størrelsesgrupper er dog sandsynligvis også et varierende græsningstryk fra zooplanktonets side (se afsnittet om zooplankton).

I 1989 var der stort set ikke alger > 50 µm i søen, hvorefter planktonet i 1991 og 1992 i forårsmånederne har bestået af små alger og i sommer- og efteråret af store algearter. Kun i efteråret 1990 var der både store og små alger i søen på samme tidspunkt.

Det er tidligere nævnt, at der såvel i sommeren 1990 som 1992 var et sommermaksimum af kiselalger. Det kan ud fra figur 33 ses, at der altså også var en forskel de to år imellem, idet sommermaksimummet i 1990 bestod af både store og små kiselalger, medens maksimummet i 1992 primært blev udgjort af store arter.

Fytoplankton og vandkemi

Der er naturligvis en vis sammenhæng mellem fytoplanktonmængde/-sammensætning og de fysiske og kemiske forhold i søen. I det følgende er det forsøgt at uddrage sådanne sammenhænge.

Kiselalgerne optrådte som nævnt i relativt store mængder i foråret 1992. Derved var optagelsen af opløst silicium stor og indholdet af silicium i søvandet blev derfor reduceret kraftigt i løbet af marts og april til en koncentration på omkring 0,02 mg Si/l. På dette tidspunkt har kiselalgerne været begrænset af mængden af opløst silicium (Reynolds, 1984) og kiselalgebiomassen var da også aftagende i denne periode.

Også under sommeropblomstringen blev indholdet af opløst silicium i søen reduceret. Koncentrationen af opløst silicium blev målt til 0,3 mg Si/l i begyndelsen af juli og altså ikke så lav som i april måned, men det er dog muligt, at silicium har været begrænsende for kiselalgerne vækst også i denne periode.

Som det allerede er bemærket adskiller 1990 og 1992 sig fra 1989 og 1991 ved, at der var sommeropblomstring af kiselalger i de førstnævnte to år.

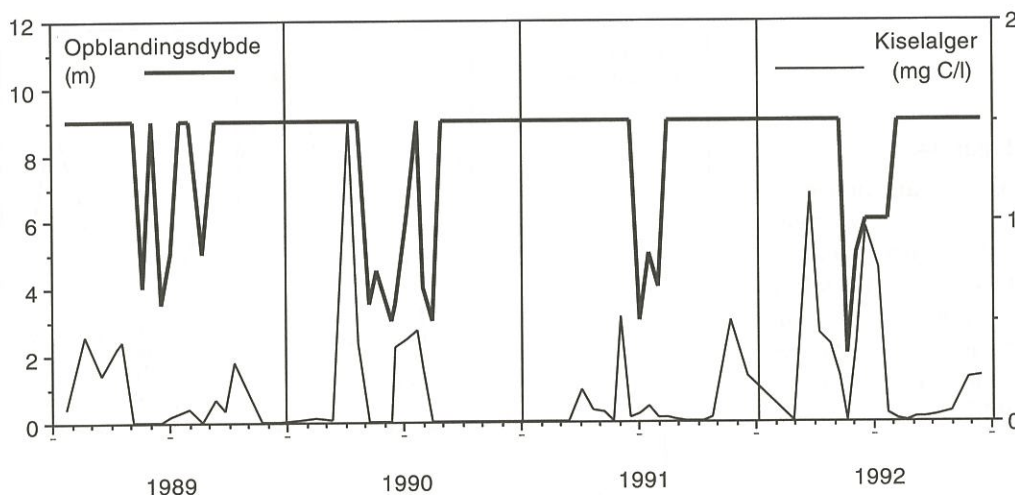
Årsagen til sommeropblomstringerne skal sandsynligvis findes i de fysiske forhold i søen. Det ses således ofte, at der forekommer en kiselalgeopblomstring i en ellers varm og rolig sommerperiode, hvis der i denne periode kommer et vejromskift med omrøring af en ellers lagdelt sø. Herved gøres næringssalte - i første række silicium - fra de dybere vandlag tilgængelige for kiselalgerne i overfladen og der vil dermed være ideelle forhold for varmtvandstolerante kiselalgearter.

Som figur 35 viser, har sommeropblomstringerne i Bryrup Langsø netop fundet sted, når lagdelingen er blevet brudt i løbet af sommeren.

I 1989 og 1991, hvor der altså ikke var noget som-

Figur 35.

Årstidsvariationen af kiselalger i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992 sammenholdt med opblandingsdybden i søen.



mermaksimum, forekom der istedet en kiselalgeopblomstring i efteråret. Bedømt ud fra de sidste fire års data ser det dermed ud til, at der foruden forårsmaksimaet normalt sker endnu en opblomstring af kiselalger i løbet af året - kommer opblomstringen ikke i sommerperioden, sker den senere i løbet af efteråret.

Normalt anses lysindstrålingen for at være af større betydning for, hvornår fytoplanktonets forårsoptblomstring begynder, end temperaturen.

Det er fortrinsvis små arter, som dominerer først på året, idet de er hurtigtvoksende og derfor kan udnytte de favorable vilkår, som et højt næringsstofniveau og en stigende lysindstråling giver.

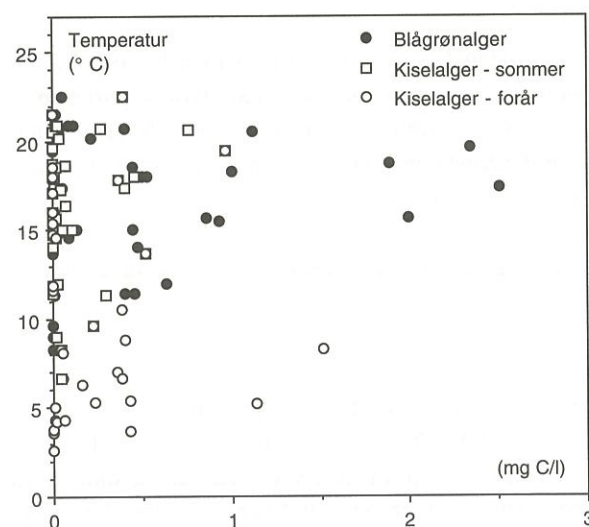
Det ser imidlertid ud til, at også temperaturen i søvandet regulerer tidspunktet for algerne opvækst i Bryrup Langsø.

Kiselalgerne i Bryrup Langsø optræder således i det tidlige forår, når temperaturen er kommet op over 4-5 °C (figur 36) og forårsmaksimummet topper omkring 8-9 °C. På dette tidspunkt er det som omtalt hovedsagligt små centriske kiselalger, der dominerer.

Næste gang kiselalgerne optræder i større mængde igen er i sommerperioden, når der sker en total opblanding af søens vandmasser og da ved temperaturer omkring eller lidt under 20 °C. Her er det større pennate arter, der typisk er til stede.

Årsagen til, at kiselalgerne dermed optræder under et relativt stort temperaturspekter, er altså, at det er to typer af kiselalger, der dominerer, når vandet er henholdsvis koldt og varmt.

Som det kan ses på figur 32, var kiselalgerne stort set fraværende i 1991. Årsagen hertil kunne være, at temperaturen i søen i størstedelen af marts stadig var under 4



Figur 36.

Kiselalger (opdelt i forårs- og sommerbiomasser) og blågrønalger afbilledet imod temperaturen i Bryrup Langsø.

°C (figur 15) dette år. Det kolde vand i det tidlige forår har medført, at kiselalgerne ikke har nået at etablere det forårsmaksimum, som normalt ses i søen.

I Ørn sø som også er en relativt lavvandet sø, men hvor vandet har en betydeligt mindre opholdstid, er der også mange kiselalger. Pga. den store tilførsel af varmt åvand var temperaturen ikke lavere end normalt i Ørn sø i marts 1991 og kiselalgerne udviklede da også et normalt forårsmaksimum i Ørn sø dette år.

Lysindstrålingen påvirker naturligvis vandtemperaturen. En øget daglængde giver en større lysindstråling og dermed stiger vandtemperaturen i løbet af foråret.

Der eksisterer imidlertid et mere eller mindre lineært forhold mellem temperaturen i søvandet i Bryrup Langsø og antallet af solskinstimer (relationen er ikke vist).

I marts 1991, som var koldere end normalt, var antallet af solskinstimer også under normalen (DMI, 1992). Det betød, at vandtemperaturen i Bryrup Langsø, som jo kun i mindre grad påvirkes af temperaturen i det tilførte åvand, var forholdsvis lille. I Ørn sø, hvor temperaturen i højere grad reguleres af åvandstemperaturen, var indstrålingen sandsynligvis den samme, men her var temperaturen i søvandet ikke lavere end sædvanligt.

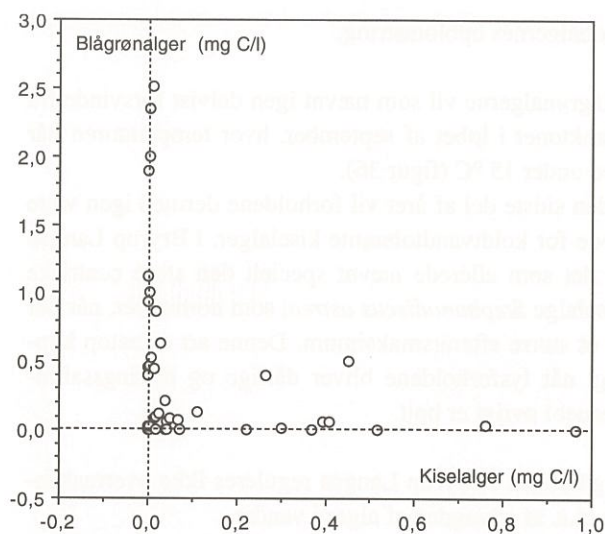
Det er derfor nærliggende at foreslå en sammenhæng mellem vandtemperaturen i Bryrup Langsø i det tidlige forår og tidspunktet for opblomstringen af kiselalgerne.

Årsagen til, at kiselalgerne forsvinder fra planktonet i løbet af juli, er sandsynligvis ikke mangel på silicium. Derimod vil såvel orthofosfat som nitrat findes i forholdsvis små koncentrationer i juli måned og specielt for nitrats vedkommende vil blågrønalgerne i søen have en konkurrencemæssig fordel, idet de sandsynligvis kan optage kvælstof fra atmosfæren.

Blågrønalgerne udkonkurrerer altså kiselalgerne og bliver dominerende i planktonet i slutningen af juli. Figur 37 viser en sammenstilling af biomassen af blågrønalger og kiselalger i sommerperioden, hvor det ses, at når blågrønalgerne er mange, er der ingen kiselalger - og omvendt.

Normalt optræder blågrønalgerne i større mængder fra slutningen af juli til sidst i september i Bryrup Langsø. Som figur 36 viser, har blågrønalgerne dermed et temperaturmaksimum i søen på omkring 17-18 °C og forsvinder stort set fra planktonet, når temperaturen kommer ned omkring 10 °C. Dette billede er i øvrigt generelt for lavvandede danske søer.

De dominerende blågrønalger i søen er *Microcystis*-arter, som er karakteriseret ved at være følsomme overfor omrøring. Man skulle derfor måske forvente, at



Figur 37.

Sammenstilling af biomassen af kiselalger og blågrønalger i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992.

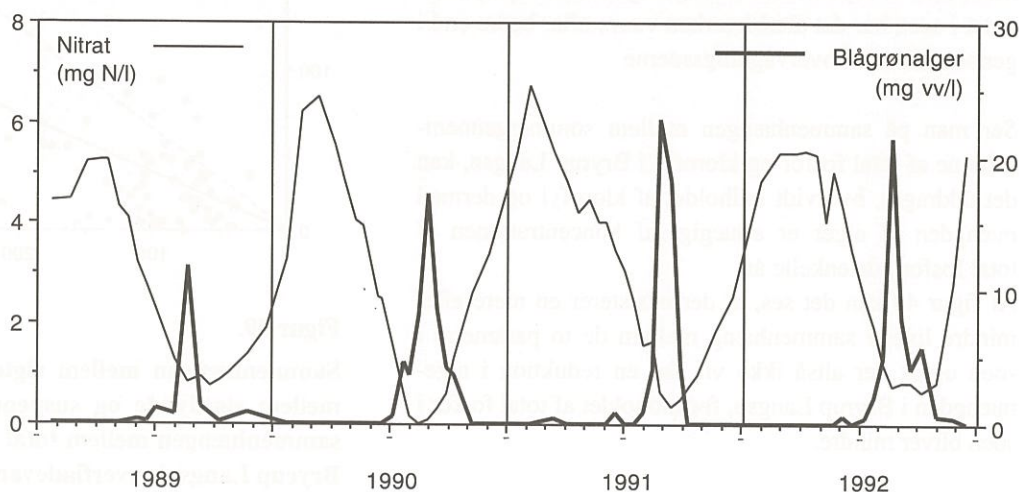
blågrønalgerne typisk optrådte i søen, inden totalomrøringen fandt sted i løbet af august. Dette er ikke tilfældet i Bryrup Langsø, men derimod er der en tendens til at blågrønalgerne blomstrer op omkring det tidspunkt, hvor totalopblandingen sker.

Bedømt ud fra de fire overvågningsår er relationen dog ikke krystallklar.

Når N/P-forholdet falder, vil blågrønalgerne i søen favoriseres i forhold til kiselalgerne. Der eksisterer således en fin sammenhæng mellem koncentrationen af nitrat i søvandet og blågrønalgeopblomstringerne. Når indholdet af nitrat kommer ned under 1 mg N/l i løbet af juli, favoriseres blågrønalgerne og de vil formere sig voldsomt. Det er således i første række nitratinholdet i søvandet og dermed N/P-forholdet, som regulerer blå-

Figur 38.

Blågrønalgerne i Bryrup Langsø sammenholdt med koncentrationen af nitrat i søens overfladevand fra 1989 til 1992.



grønalgenes opblomstring.

Blågrønalgerne vil som nævnt igen delvist forsvinde fra planktonet i løbet af september, hvor temperaturen når ned under 15 °C (figur 36).

I den sidste del af året vil forholdene dermed igen være gode for koldtvandtolerante kiselalger. I Bryrup Langsø er det som allerede nævnt specielt den store centriske kiselalge *Stephanodiscus astrea*, som dominerer, når der er et større efterårsmaksimum. Denne art er netop hyppig, når lysforholdene bliver dårlige og næringssaltniveauet i øvrigt er højt.

Sigtdybden i Bryrup Langsø reguleres ikke overraskende bl.a. af mængden af alger i vandet.

På figur 39 A er det vist, at sigtdybden aftager i takt med, at algebiomassen (her udtrykt ved klorofylindholdet i søvandet) øges.

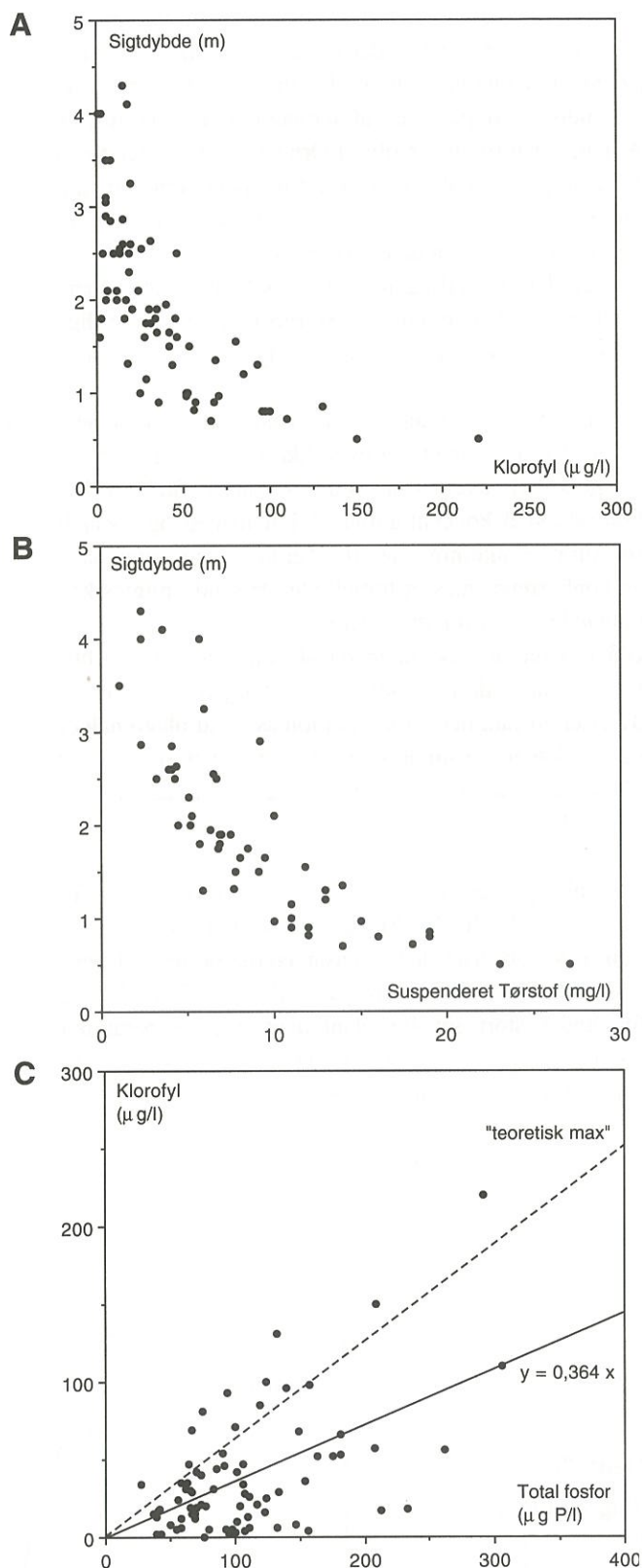
Det er dog ikke kun algerne, som influerer på sigtdybden. Bryrup Langsø er en forholdsvis lavvandet sø, som ligger øst/vest vendt og derfor er rimeligt eksponeret for vestenvinden. Der vil derfor være en vis resuspension af sediment, når det blæser. Dette har en vis betydning for lysforholdene og dermed sigtdybden i søen, hvilket kan ses af figur 39 B.

Det er interessant at vide i hvor høj grad fyttoplanktonet i Bryrup Langsø har ideelle forhold. Et mål herfor er en sammenstilling af total fosfor og klorofyl, hvor der vil være et maksimalt teoretisk klorofylindhold (som et mål for algemængden) til en given total fosforkoncentration. Den afstand, det faktiske forhold i søen ligger under dette maksimumsforhold, er en indikation på hvor meget andre faktorer end fosforkoncentrationen har indflydelse på algemængden - lysforhold, zooplankton mv.

Sammenhængen mellem klorofyl og total fosfor i Bryrup Langsø svarer overens med det generelle forhold, som er fundet for overvågningssøerne. Fyttoplanktonet i søen har det altså hverken værre eller bedre end i gennemsnittet af overvågningssøerne

Ser man på sammenhængen mellem sommergennemsnittene af total fosfor og klorofyl i Bryrup Langsø, kan det uddrages, hvorvidt indholdet af klorofyl og dermed mængden af alger er afhængigt af koncentrationen af total fosfor i de enkelte år.

Af figur 40 kan det ses, at der eksisterer en mere eller mindre lineær sammenhæng mellem de to parametre i søen og at der altså ikke vil ske en reduktion i algemængden i Bryrup Langsø, før indholdet af total fosfor i søen bliver mindre.



Figur 39.

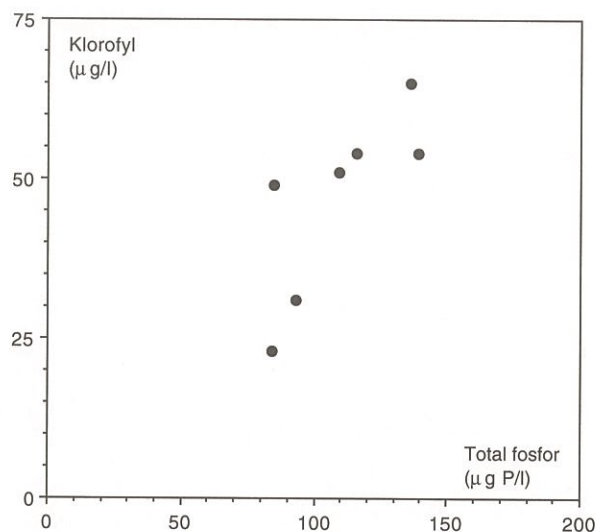
Sammenhængen mellem sigtdybde og klorofyl (A), mellem sigtdybde og suspenderet tørstof (B) samt sammenhængen mellem total fosfor og klorofyl (C) i Bryrup Langsø's overfladevand.

Andetsteds i rapporten er det påpeget, at koncentrationen af total fosfor skal ned på 50 - 80 $\mu\text{g P/l}$, før det kan forventes, at sigtddyden i søen bliver større end 2 m som et sommergennemsnit.

Dette kan også udledes her, idet figur 40 viser, at en total fosforkoncentration på 50 - 80 $\mu\text{g P/l}$ vil resultere i et klorofylindhold på ca. 25 $\mu\text{g/l}$. På figur 39 A ses det, at det netop er nødvendigt, at koncentrationen af klorofyl bliver 25 $\mu\text{g/l}$ eller mindre i sommerperioden, hvis en sigtddybe på 2 m skal opnåes.

Sammenfattende var fytoplanktonet i Bryrup Langsø i 1992 altså karakteriseret ved :

- en dominans af kiselalger i årets første 7 måneder med såvel et forårsmaksimum som et mindre sommermax.
- at årsagen til, at der kommer en sommeropblomstring af kiselalger, er, at der sker en kortvarende opblanding af den ellers lagdelte sø i løbet af sommerperioden.
- en blågrøinalgemængde der udgjorde den overvejende del af fytoplanktonet i sensommeren og som var lige så stor som i tidligere år.
- at blågrønalgerne afløser kiselalgerne i søen, som regel når nitratkoncentrationen kommer ned under 1 mg N/l.
- at sigtddyden i nogen grad et styret af algemængden, men at resuspensionen og dermed indholdet af suspenderet tørstof i søen dog også i nogen grad regulerer lysforholdene i søen.



Figur 40.

Sammenhængen mellem koncentrationerne af total fosfor og klorofyl i Bryrup Langsø angivet som sommergennemsnit.

Zooplankton

Metodik

Indsamlingen af zooplankton er siden 1990 foretaget efter Danmark Miljøundersøgelses vejledning for oparbejdning af zooplankton.

Zooplanktonet er således indsamlet fra tre stationer, der ligger indenfor 70-90 % grænserne på hypsografen for søen (dog ikke i 1989 hvor indsamlingen skete på kemistationen). På de enkelte stationer er der udtaget blandingsprøver fra 0,5+2+4+6 m. Prøverne er herefter puljet og oparbejdet efter nævnte vejledning.

Zooplanktonets årstidsvariation

Sammensætningen af zooplanktonet i Bryrup Langsø har ikke ændret sig væsentligt i de fire overvågningsår. Ligesom de foregående år var der i 1992 en mindre bio-

masse af hovedsagligt cyclopoide copepoder i årets første måneder. Omkring 1. april skete der en opblomstring af cladocerer og et zooplanktonbiomassemaksimum for året blev nået i starten af maj. Den største zooplanktonbiomasse i 1992 blev således registreret d. 7/5 (6,9 g C/m²).

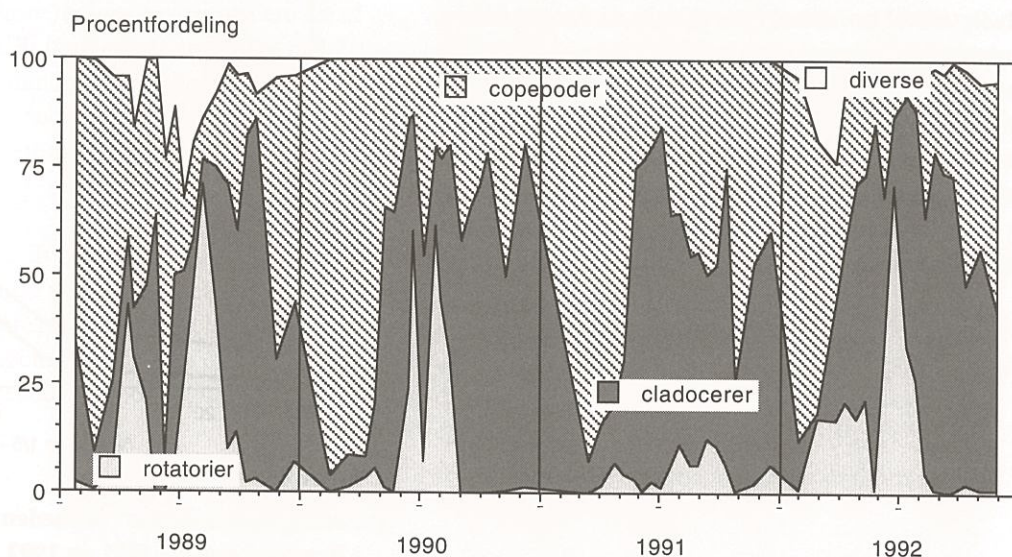
Normalt domineres forårsbiomassen af cladocerer. Dette var også tilfældet i 1992, hvor mere end 50 % af biomassen blev udgjort af cladocerer. I modsætning til tidligere var der dog også en relativ stor opvækst af rotatorie-arten *Asplanchna priodonta*.

I løbet af juni blev mængden af zooplankton reduceret i takt med, at fødegrundlaget svandt ind.

I juni og juli var biomassen derfor kun omkring 1 gC/m² og her var det rotatorierne, som var den dominerende gruppe og igen specielt *Asplanchna priodonta*.

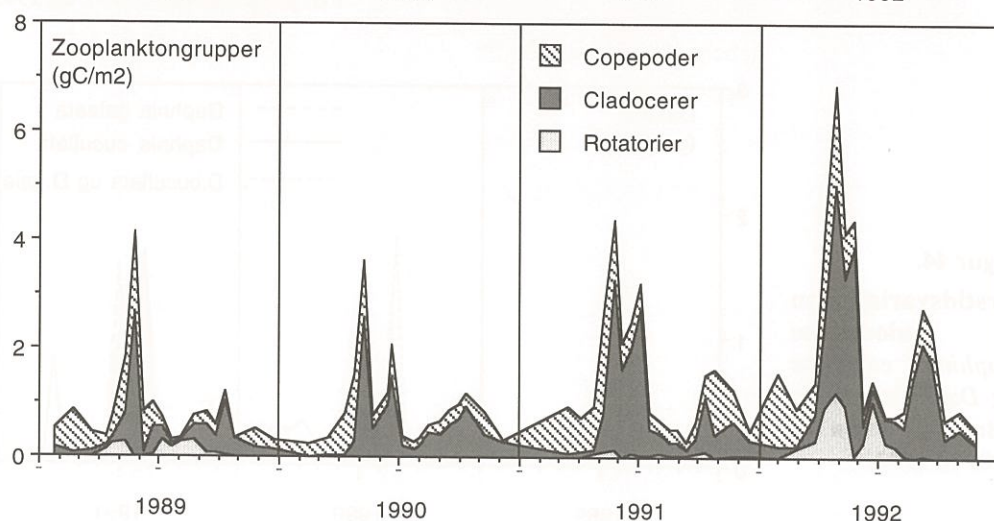
Figur 41.

Den procentvise fordeling af zooplanktonet i Bryrup Langsø fordelt på grupper fra 1989 til 1992.



Figur 42.

Zooplanktons årstidsvariation i Bryrup Langsø fordelt på grupper fra 1989 til 1992.



Omkring 1. september steg biomassen til et efterårsmaksimum på $2,8 \text{ gC/m}^2$ og på dette tidspunkt var det igen cladocerne, som dominerede zooplanktonet.

I løbet af oktober faldt biomassen til et niveau omkring 1 gC/m^2 , som holdt sig året ud. I denne sidste del af året var der en ligelig fordeling mellem cladocerer og copepoder. Det var primært cyclopoide copepoditer, som var i søen i september og oktober, medens det var den calanoide art *Eudiaptomus graciloides*, som repræsenterede copepoderne i november og december.

Et biomasseniveau på omkring 2 gC/m^2 som et årsgennemsnit er typisk for lavvandede og eutrofierede søer. Heller ikke artssammensætningen afviger fra det forventede, idet de dominerende arter i Bryrup Langsø er copepoderne *Eudiaptomus graciloides* og *Cyclops vicinus*, cladocererne *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris* samt rotatorien *Asplanchna priodonta*. Alle er det arter, som er tilknyttet lavvandede og eutrofierede søer.

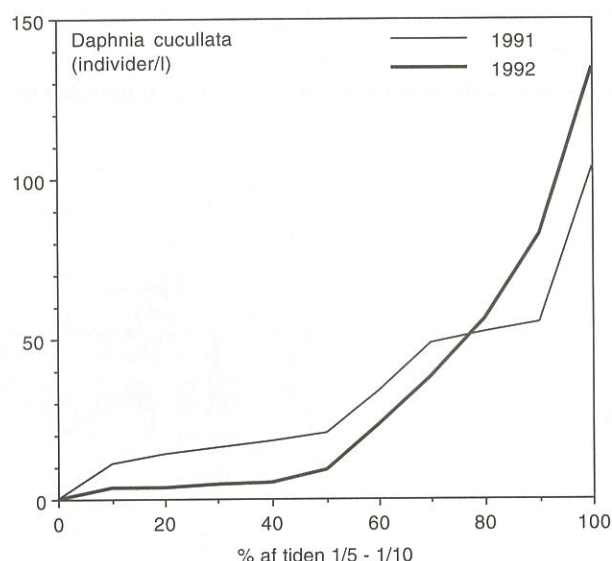
Selvom 1992 i hovedtrækkene lignede de foregående tre år rent zooplanktonmæssigt, afveg året dog fra de tidligere overvågningsår ved, at forårsmaksimummet var det største, som er registreret i søen, at der var en relativ stor biomasse af rotatorier i foråret, at der var en markant efterårsopblomstring af i første række cladocerer samt, at zooplanktonbiomassen generelt var større end tidligere målt.

Årstidsvariationen af de enkelte grupper/arter

Cladocerer

Blandt cladocererne var det i 1992 som nævnt *Daphnia cucullata*, som var den dominerende art i søen, medens *D. galeata* kun var tilstede i et begrænset omfang i maj og juni. Tidligere har der, som det ses på figur 44, været et mere eller mindre ligeligt forhold mellem *Daphnia cucullata* og *Daphnia galeata*.

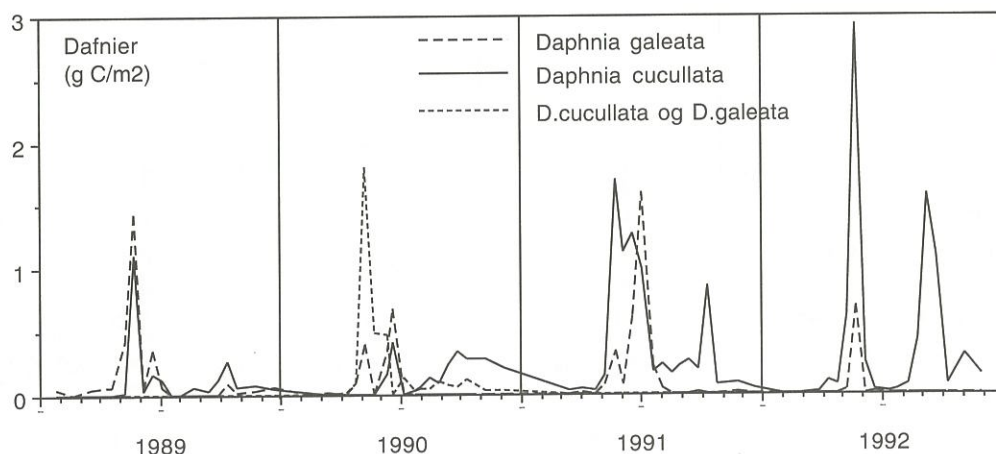
D. cucullata forekom i maj og september med større biomasser, end det tidligere er registreret. Ud fra frekvensfordelingen (figur 43) fremgår det imidlertid, at selvom toppene var større end tidligere, var tætheden i 1992 generelt mindre end året før. I 1991 var der således omkring 20 individer/l i 50 % af tiden mellem 1. maj og



Figur 43.

Frekvensfordelingen i tætheden af *Daphnia cucullata* i Bryrup Langsø i 1991 og 1992.

Figur 44.
Årstidsvariationen af cladocererne *Daphnia cucullata* og *Daphnia galeata* i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992.



1. oktober, medens der i 1992 var omkring 10 individer/l i 50 % af tiden i det samme tidsrum.

Snabedafnierne eller *Bosmina*-arterne er i Bryrup Langsø primært repræsenteret ved arten *Bosmina longirostris*. Sådan var det i 1992 og sådan har det også været i de foregående overvågningsår.

I de tidligere måleår har der været væsentligt færre snabedafnier end egentlige dafnier. I 1992 var biomassen af *B. longirostris* imidlertid væsentligt større, end det tidligere er registreret. Som et gennemsnit i 1992 var biomassen af *B. longirostris* således stort set den samme som biomassen af *D. cucullata* og i april '92 blev der målt en biomasse af *B. longirostris* på omkring 3,5 g C/m², hvilket er omkring 3 gange så stort som det hidtidigt største maksimum for arten i Bryrup Langsø.

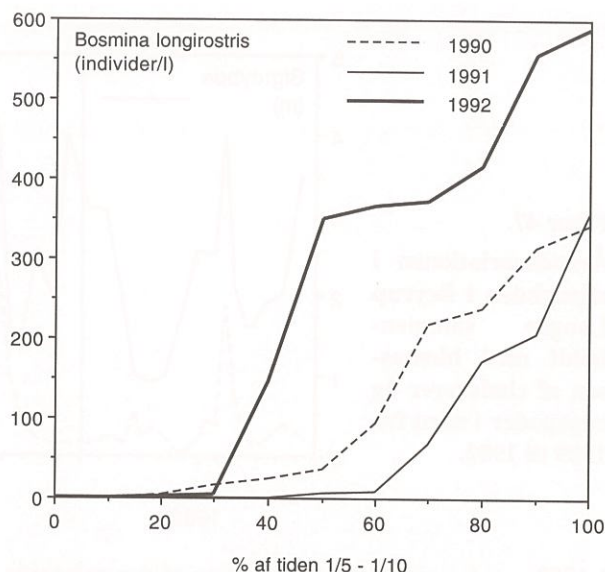
Ud fra frekvensfordelingen ses det tydeligt, at tætheden af *B. longirostris* i 1992 var væsentligt større end i 1990 og 1991 (figur 45).

Generelt bestod de to maksima af cladocerer i søen i 1992 dermed først af *Bosmina longirostris* og dernæst af *Daphnia cucullata*. Da *B. longirostris* er mindre end *D. cucullata*, som igen er mindre end *D. galeata*, der tidligere har domineret zooplanktonet, var gennemsnitsstørrelsen af cladocernerne forholdsvis lille i 1992.

Copepoder

Copepoderne forekommer normalt kun i betydende mængder i Bryrup Langsø i den kolde del af året. Figur 46 viser den samlede forekomst af de cyclopoide- og de calanoide copepoder i søen.

Grafer for de dominerende copepod-arter kan findes i bilag.



Figur 45.

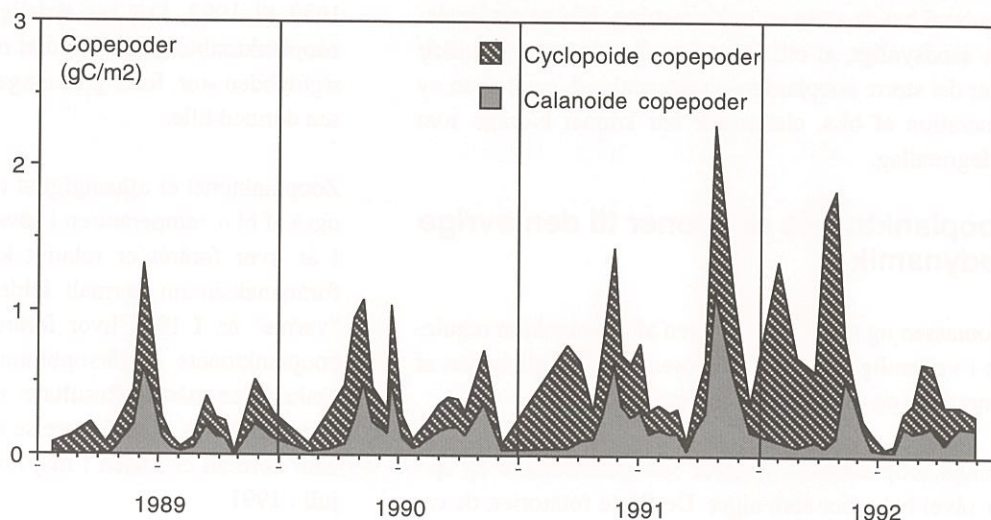
Frekvensfordelingen i tætheden af *Bosmina longirostris* i Bryrup Langsø i 1990, 1991 og 1992.

I 1992 bestod zooplanktonet i januar og februar af den cyclopoide vandloppe *Cyclops vicinus*, der forekom i væsentligt større mængder end tidligere registreret (max. 1,24 g C/m²).

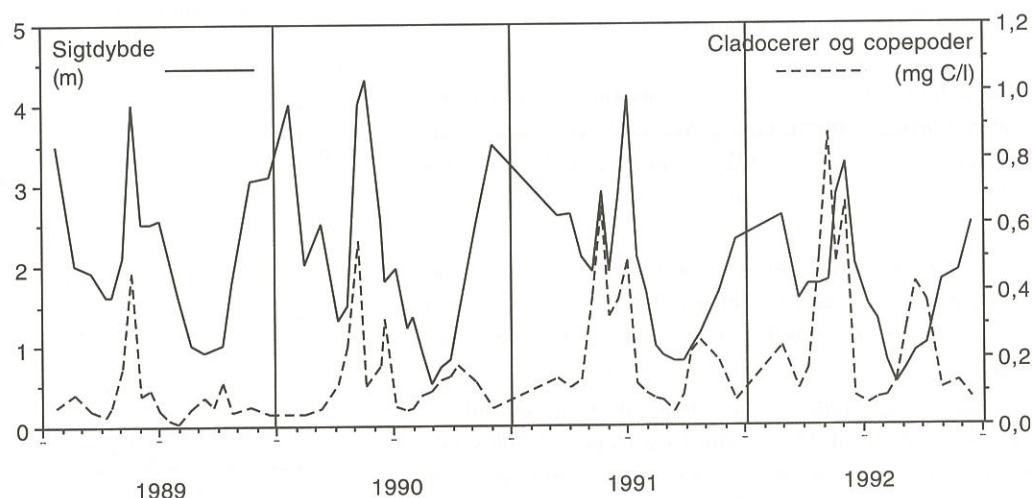
I de tre foregående år har der kun været en meget begrænset biomasse af denne art, hvorimod *Cyclops strenuus* tidligere har været mere dominerende. I 1992 var *C. strenuus* stort set fraværende.

I maj dominerer cladocernerne, men inden denne gruppes opblomstring var der en opvækst af cyclopoide copepoditer. I de foregående sæsoner har det ikke været de cyclopoide men derimod de calanoide copepoditer, som har repræsenteret copepoderne i zooplanktonet i april og maj.

Figur 46.
Årstidsvariationen af de cyclopoide- og de calanoide copepoder (adulte såvel som copepoditer) i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992.



Figur 47.
Årstidsvariationen i sigtddybden i Bryrup Langsø sammenholdt med biomassen af cladocerer og copepoder i søen fra 1989 til 1992.



I 1992 var der endvidere en biomasse af den calanoide vandloppe *Eudiaptomus graciloides* på 0,33 g C/m² i maj måned, hvilket er et maksimum for arten, som ikke afviger fra de tidligere måleår.

I årets tre sidste måneder, hvor der igen var en større biomasse af copepoder i søen, var det først cyclopoide copepoditer og sidenhen en mindre biomasse af *E. graciloides*, som udgjorde zooplanktonet.

Rotatorier

Der var i 1992 en større biomasse af rotatorier, end der tidligere er blevet registreret i søen. Den relativt store biomasse blev som nævnt primært udgjort af rov-rotatorien *Asplanchna priodonta*. Årsagen til, at denne art var så talrig, er naturligvis gode opvækstvilkår og først og fremmest et stort fødegrundlag. Sandsynligvis er det en større mængde ciliater, som primært har fungeret som fødekilde, men det er muligt, at de nyklækkede individer blandt cladocererne også i et vist omfang er blevet spist af *A. priodonta*.

A. priodonta var tilstede i større mængder i april og maj, men også i juli efter zooplanktonmaksimumets sammenbrud havde arten en opblomstring. Her er det ligeledes sandsynligt, at ciliaterne har fået forbedrede vilkår efter det større zooplanktons sammenbrud, samt at en ny generation af bl.a. cladocerer har kunnet bidrage som fødegrundlag.

Zooplanktonets relationer til den øvrige sødynamik

Biomassen og sammensætningen af zooplankton reguleres i væsentlig grad af to faktorer: tilgængeligheden af egnet føde og mængden af predatorer.

Mange zooplanktonarter lever som planteædere og spiser såvel bakterier som alger. De fleste rotatorier, de ca-

lanoide copepoder, copepoditerne samt mange af de store cladocerer er således planteædere.

Når zooplanktontætheden er stor og udgøres af disse arter, vil græsningen på fytoplanktonet være stor. Der kan derfor ofte ses en sammenhæng mellem mængden af zooplankton og fytoplanktonbiomassen.

Generelt optager de filtrerende zooplanktonarter mest effektivt fødepartikler mindre end 50 µm og partikler mindre end 20 µm må anses for det optimale.

Det er derfor i første række de mindre alger, som påvirkes af zooplanktongræsning.

I Bryrup Langsø er der normalt en opvækst af mindre alger i foråret (figur 33). Disse alger danner fødegrundlaget for den opvækst af primært cladocerer, som ses i søen. Årsagen til, at fytoplanktonbiomassen aftager i løbet af maj måned, er dermed dels mangel på orthofosfat og opløst silicium, men også at zooplanktonet græsser algerne ned.

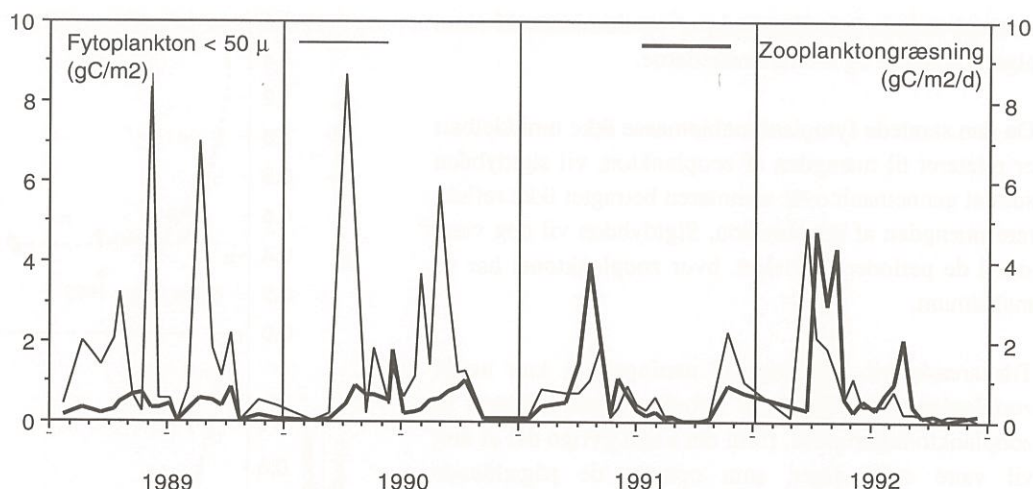
På figur 47 er cladocerernes og copepodernes biomasse afbilledet sammen med sigtddybden i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992. Det ses tydeligt, at når der er en stor zooplanktonbiomasse i foråret og den tidlige sommer, er sigtddybden stor, fordi græsningen er stor og algebiomassen dermed lille.

Zooplanktonet er afhængigt af dels et fødegrundlag men også af bl.a. temperaturen i søvandet.

I år hvor foråret er relativt koldt, vil zooplanktonets forårsmaksimum normalt falde en smule senere end i "varme" år. I 1991 hvor foråret var relativt koldt, var zooplanktonets forårsoptimisme netop forsinket omkring en måned. Resultatet var, at kiselalgerne kunne forlænge deres tilstedeværelse og den klarvandsperiode, som normalt er i søen i maj/juni, først faldt omkring 1. juli i 1991.

Figur 48.

Biomassen af fytoplankton mindre end $50\ \mu$ sammenholdt med zoo-planktonets græsningstryk i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992.



I 1992 var temperaturen høj i forsommeren, men marts og april havde ikke specielt høje temperaturer. Opvæksten af zooplanktonet skete derfor ikke tidligere og klarvandsperioden indtrådte i begyndelsen af juni, hvilket er normalt for Bryrup Langsø.

Generelt dominerer copepoderne zooplanktonet i den kolde del af året. I Bryrup Langsø viser data fra de fire overvågningsår, at copepoderne har deres maksimale biomasse i søen, når temperaturen er under $10\ ^\circ\text{C}$.

Dette er normalt i lavvandede søer og cladocererne der som regel er varmtvandsarter optræder først talrigt ved højere temperaturer (Hansen et al., 1990).

I Bryrup Langsø sker der imidlertid ikke nogen væsentlig forøgelse af cladocerernes biomasse, når vandet bliver varmere. Cladocerernes maksima er således hovedsageligt registreret omkring 1. maj, hvor temperaturen normalt ikke er så høj som i sommerperioden.

Årsagen er sandsynligvis primært, at fødegrundlaget - de små alger under $50\ \mu$ - stort set forsvinder fra søen efter klarvandsperioden. En medvirkende faktor kan endvidere være en stor predation fra de zooplanktonædende fisk's side.

Konsekvensen er, at biomassen af cladocererne og dermed den samlede zooplankton-biomasse generelt aldrig bliver særligt stor i Bryrup Langsø.

For at få et indtryk af zooplanktonets græsningstryk på algerne, er zooplanktonets teoretiske fødeoptagelse (græsning) beregnet.

Fødeoptagelsen er beregnet ud fra et skønnet forhold mellem den daglige fødeoptagelse og biomassen af de enkelte grupper af zooplankton. Det er her antaget, at rotatorier, cladocerer og copepoder spiser henholdsvis 2, 1 og 0,5 gange deres egen vægt pr. dag.

Af figur 48 fremgår det, at zooplanktonets græsning i

1989 og 1990 ikke har haft en voldsom effekt på fytoplanktonpopulationen. Imidlertid ser det ud til, at fytoplanktonet de to seneste år har været udsat for en relativ stor græsning. Denne forskel i græsningstryk har ikke medført en væsentlig ændring i algemængden, men har påvirket algesammensætningen, således at der er sket et skifte i sommer- og efterårsperioden fra en dominans af små alger til en dominans af alger større end $50\ \mu$ i såvel 1991 som 1992.

Det er bemærkelsesværdigt, at sigtddyben i foråret 1992 var mindre end i 1991, selvom zooplanktonbiomassen var større.

På grund af den varme forsommer har algerne også haft gode opvækstvilkår og zooplanktonet har derfor øjensynligt ikke evnet at begrænse fytoplanktonbiomassen i denne periode.

I løbet af juni reduceredes mængden af små alger, men i stedet begyndte en opblomstring af alger større end $50\ \mu$. Resultatet var, at sigtddyben i klarvandsperioden ikke blev så stor som tidligere og bl.a. derfor var den gennemsnitlige sigtddybe i sommerperioden i 1992 mindre end i 1991.

Det er altså store kiselalger, som dominerer i sommerperioden, medens blågrønalgerne er flest i efteråret. Blågrønalgerne er også store alger, men kan endvidere sætte sig i zooplanktonets filtreringsorganer.

Såvel de store kiselalger som blågrønalgerne er derfor ikke umiddelbart tilgængelige som føde for zooplanktonet og kan derfor være tilstede i søen, selvom der er meget zooplankton.

Sammenfattende har zooplanktonet en vigtig rolle for bl.a. fytoplanktonet også i Bryrup Langsø. Den største betydning ses i forhold til algesammensætningen, således at der i år med store zooplanktonbiomasser og

dermed et højt græsningstryk, er en dominans af store alger i sommer og efterårsmånederne.

Da den samlede fytoplanktonbiomasse ikke umiddelbart er relateret til mængden af zooplankton, vil sigtddybden som et gennemsnit over sommeren betragtet ikke reflektere mængden af zooplankton. Sigtddybden vil dog være stor i de perioder af foråret, hvor zooplanktonet har sit maksimum.

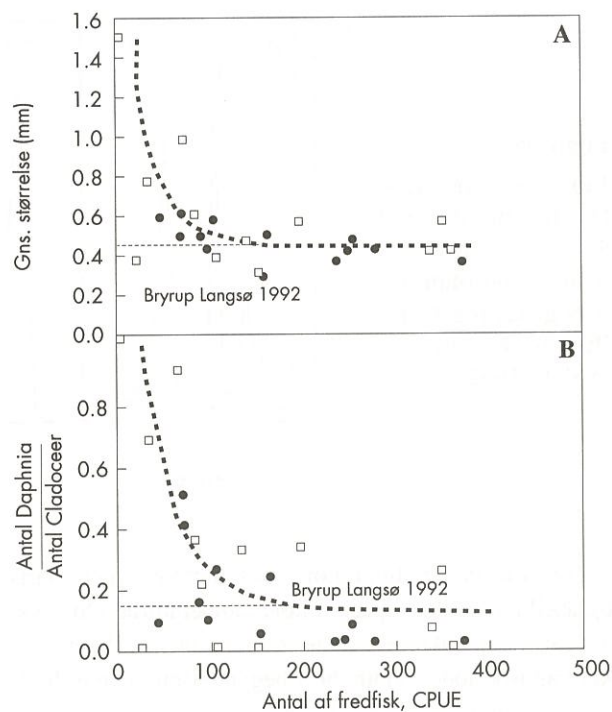
Tilsvarende vil indholdet af næringssalte kun under zooplanktonets maksimum i foråret være relateret til zooplanktonbiomassen, fordi der i den øvrige del af året vil være store alger, som optager de pågældende næringssalte uanset zooplanktonmængden.

Koncentrationen af ammonium har således været relativt høj under zooplanktonets forårsmaksimum i 1989-1991, fordi zooplanktonet har været i stand til at begrænse fytoplanktonbiomassen. Optagelsen af ammonium har følgelig været begrænset og koncentrationen er steget i søvandet.

Under zooplanktonmaksimummet i 1992 var algerne vækst så voldsom, at zooplanktonet i første omgang ikke kunne begrænse algemængden. Resultatet var, modsat de tidligere måleår, at ammoniumkoncentrationen ikke steg i perioden.

Figur over zooplanktonbiomasse og koncentration af ammonium i søvandet kan findes i bilag.

Generelt vil koncentrationen af uorganiske næringssalte i søvandet have en stigende tendens i de tilfælde, hvor zooplanktonet er i stand til at begrænse den samlede fytoplanktonmængde.

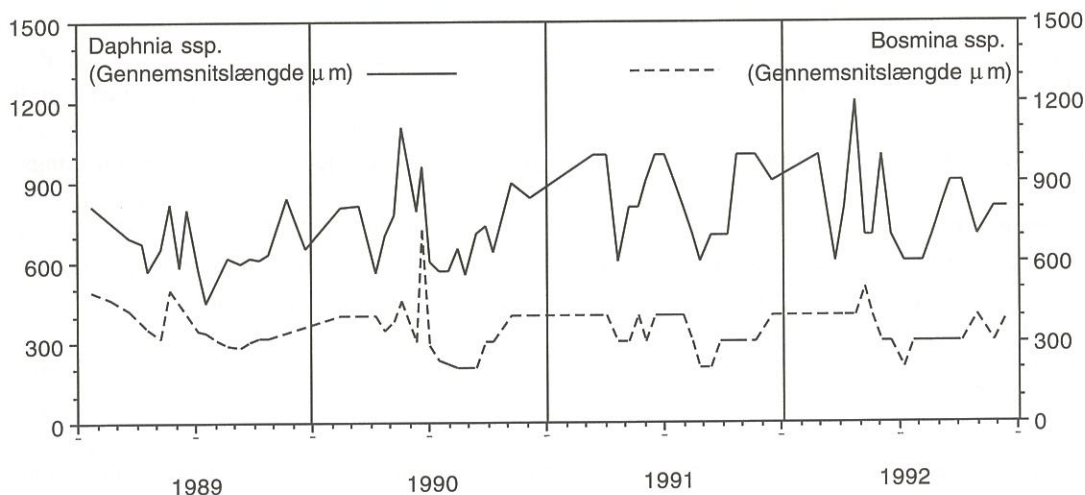


Figur 49.

Forholdet mellem store dafnier og det samlede antal cladocerer afbilledet imod antallet af fredfisk i en række søer.

Data er baseret på fangst med biologiske oversigts-garn (14 maskevidder).

Figur 50.
Gennemsnitslængden hos *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris* i Bryrup Langsø fra 1989 til 1992.



Predation

Zooplanktonet reguleres dels "nede fra" af mængden af tilgængelig føde dels "fra oven" af de zooplanktonædende fisk.

Således var det sandsynligvis det reducerede fødegrundlag, som var hovedårsagen til, at zooplanktonbiomassen faldt markant i juni.

I juni og juli var det stort set kun rotatorier, som udgjorde zooplanktonet, og årsagen til, at såvel cladocerer som copepoder var fraværende, var sandsynligvis en predation fra den nyligt klækkede fiskeyngel, som netop i denne periode ernærer sig af zooplankton.

En eventuel predation af fisk på zooplanktonet vil afspejle sig i sammensætningen og størrelsesfordelingen af zooplanktonet, idet fiskene fortrinsvis æder de større zooplanktonindivider- og arter.

Store dafnier er velegnede som føde, fordi de har et relativt langsomt bevægelsesmønster og er nemme at se. Da zooplanktonet i 1992 var domineret dels af *D. cucullata* fremfor den større art *D. galeata* samt af *Bosmina longirostris* tyder det på, at græsningstrykket fra fiskene i søen har været relativt stort i 1992.

Forholdet mellem antallet af dafnier og antallet af cladocerer totalt kan give en information om, hvor stor predationen er, idet dafnierne generelt tilhører de større cladocerer.

I 1992 var der som nævnt et stort antal snabeldafnier i sommerperioden og derfor var det nævnte forhold meget lille - omkring 0,15.

Jeppesen et al. (1991) har sammenholdt forholdet mellem antallet af store dafnier og det samlede antal af cladocerer i en række lavvandede søer (figur 49). Heraf fremgår det, at få store dafnier i forhold til det samlede antal cladocerer indikerer en stor population af zooplanktonspisende fisk og dermed en stor predation på zooplanktonet.

Ligeledes kan størrelsen af dafnierne i en sø angive hvor stor en predation, der er på den pågældende zooplanktongruppe.

I figur 50 fremgår det, at der sker et fald i gennemsnitslængden hos både *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris* fra starten af juni og et par måneder frem. Årsagen hertil er fiskenes årsyngel, der som nævnt i overvejende grad ernærer sig af zooplankton på dette tidspunkt.

Figuren viser tillige et generelt fald i gennemsnitslængden i marts og april måned hos begge arter. Dette skyldes sandsynligvis ikke en predation men i stedet et stort

antal nyklækkede individer.

I den forbindelse kan det bemærkes, at gennemsnitslængden af *D. cucullata* i april 1992 var ekstra stor. Dette kunne skyldes, at der var en predation på de mindste individer fra rovrotatorien *Asplanchna priodonta*, som jo forekom i relativt store mængder på dette tidspunkt.

Cladocerernes gennemsnitslængde i Bryrup Langsø var i sommerperioden i 1992 0,45 mm.

Jeppesen et al. (1991) har også sammenholdt dafniernes gennemsnitslængde med antallet af fredfisk i søen og igen er antallet af fredfisk bedømt ud fra cladocerernes gennemsnitslængde relativt stort.

I august 1992 blev der foretaget en fiskeundersøgelse i Bryrup Langsø. Ved undersøgelsen blev der fundet en CPUE-enhed for småfisk (alle fisk mindre end 10 cm) fanget med garn på 82. Bryrup Langsø har dermed en bestand af småfisk, som ligger omkring medianen for danske søer (Københavns Amt, 1992).

I søen er der en forholdsvis stor population af zooplanktonædende skaller og det skønnes derfor, at antallet af zooplanktonædende fisk i Bryrup Langsø dermed ligger over medianen for danske søer og at antallet er repræsentativt for eutrofierede lavvandede søer med en forholdsvis stor population af zooplanktonædende fisk.

Anvendes den ud fra figur 49 beregnede CPUE-enhed, som vil være mellem 150 - 200, får man et endnu større græsningstryk på zooplanktonet fra fiskene end fundet ud fra fiskeundersøgelsen.

Konklusionen må derfor blive, at der er et væsentligt predationstryk på de zooplanktonædende fisk i Bryrup Langsø med deraf følgende konsekvenser, uanset om CPUE-enheden er bestemt ud fra figur 49 eller ud fra fiskeundersøgelsen.

Sammenfattende kan zooplanktonet i Bryrup Langsø beskrives ved :

- at copepoderne dominerer i vinteren og det tidlige forår, hvorefter cladocererne har deres maksimum i april og maj under kiselalgernes forårsmaksimum.
- I sommerperioden er zooplanktonbiomassen lav men i løbet af efteråret stiger biomassen og består på dette tidspunkt normalt af en ligelig fordeling af copepoder og cladocerer.

- *i 1992 var såvel cladocerernes forårs- som efterårsmaksimum større end i de foregående tre år.*
- *at den gennemsnitlige sigtddybde i sommerperioden på trods heraf var mindre end i 1991 og at zooplanktonet således ikke har været i stand til at begrænse fytoplanktonet i samme grad som i tidligere år.*
- *at der er sket en ændring i algernes sammensætning således, at algerne i søen i sommer- og efterårsperioden primært er større arter over 50 μm som følge af zooplanktongræsning.*
- *at forholdet mellem antallet af store dafnier og det samlede antal cladocerer samt cladocerernes gennemsnitslængde indikerer at der har været en relativt stor bestand af zooplanktonædende fisk i søen i 1992.*
- *at den varme forsommer således har medført en stor yngelsucces blandt fiskene hvilket har resulteret i en stor predation på zooplanktonet.*
- *at mængden af zooplankton altså ikke er blevet mindre som følge af predationen, men at det istedet har været mindre arter af zooplankton, som har været til stede i større mængder.*

Fisk i Bryrup Langsø

Undersøgelsens omfang og metode

Undersøgelsen af fiskebestanden i Bryrup Langsø blev udført i perioden fra den 14.-23. september 1992.

Forsøgsfiskeriet er udført efter de retningslinier, der er beskrevet i (Mortensen et al., 1990) hvor normalprogrammet er blevet fulgt. Ved fiskeundersøgelsen i 1988 blev samtlige fisk målt med udstrakt totallængde. Ved nærværende undersøgelse er fiskene målt med forklængde, som normalprogrammet foreskriver. Det er derfor ikke muligt umiddelbart at sammenligne de beregnede CPUE-værdier. Da der skelnes mellem fisk større eller mindre end 10 cm, har CPUE-beregningerne forskellig værdi. Det tilsvarende gør sig gældende i længdefrekvenserne samt længde-vægt relationerne. I bilag 9.0 er angivet de sammenhørende værdier af fork- og totallængde for 8 fiskearter i Bryrup Langsø og Ravn Sø.

Hvor der i teksten er foretaget sammenligninger af fangstresultaterne fra 1988 i Bryrup Langsø er disse derfor omregnet til forklængde, så resultaterne er sammenligneligt med 1992-tallene.

Efter areal og maksimumdybde er Bryrup Langsø en såkaldt D sø, der inddeles i 6 sektioner med 5 garnsætninger pr. sektion. Endvidere er der elfisket på en ca. 300 m strækning i hver sektion.

I hver sektion blev følgende redskaber anvendt:

1. 5 biologiske oversigtsgarn, som er 1,5 m dybe, 42 m lange og har 14 enheder á 3 m med forskellige maskevidder.

De 14 maskevidder, målt fra knude til knude, har følgende rækkefølge: 6,25 - 8,0 - 16,5 - 75,0 - 38,0 - 25,0 - 12,5 - 33,0 - 50,0 - 22,0 - 43,0 - 30,0 - 60,0 - 10,0 mm.

Disse garn var placeret på 3 måder. Flydende (i overfladen), pelagisk (da der ikke var springlag på undersøgelsestidspunktet, var disse placeret midt i vandfasen) og synkende (ved bunden).

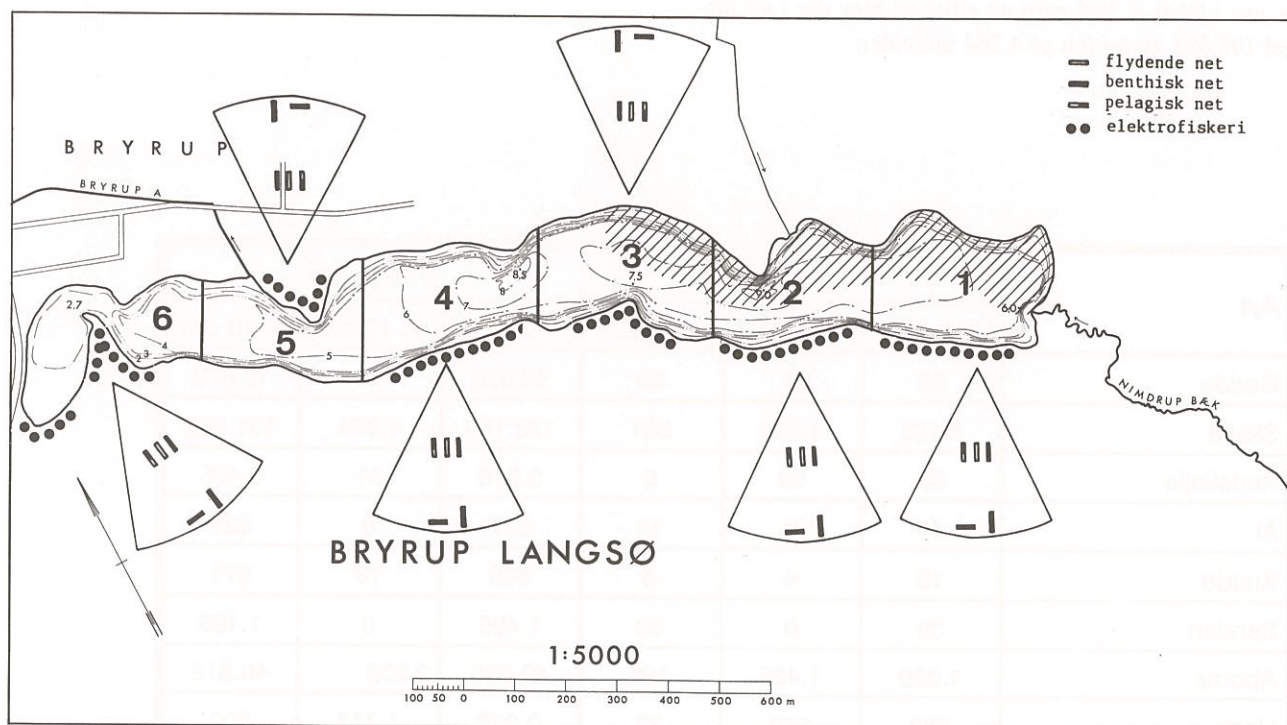
2. 1 stk. 500 W generator med pulserende jævnstrøm (elektrofiskeri).

Fra hver sektion er følgende registreret:

- Søsektion
- Redskab, garn (flydende, pelagisk, synkende), elbefiskning.
- Fiskeart.
- Længde (forklængde) nedrundet til nærmeste halve cm.
- Samlet vægt af fisk < 10 cm med 0,5 g nøjagtighed.
- Samlet vægt af fisk $\geq$ end 10 cm med 2 g nøjagtighed.
- Længde (fork og total) af op til 5 fisk pr. centimeterklasse.

Fra alle fiskearter er der, hvis det har været muligt, udtaget 5 fisk pr. halve centimeterklasse for herved at fastlægge forholdet mellem længde, vægt og kondition samt forholdet mellem totallængde og forklængde.

Den sektionsvise inddeling af søen, placering af garn samt de elektrobefiskede strækninger er vist i figur 51. Det var desværre nødvendigt at korrigere fra normalprogrammet m.h.t. placering af garn og elektrofiskeri, idet en enkelt lodsejer ikke ville tillade befiskninger på hans del af søen. Det drejer sig om hele den nordøstlige del af Bryrup Langsø. Forsøgsgarnene og elektrofiskeriet som skulle have været sat her, blev derfor placeret i den sydøstlige del af søen.



Figur 51.

Kort over Bryrup Langsø der viser, hvorledes søen sektionvis er opdelt. Endvidere er vist garnenes placering i den enkelte sektion samt, hvor der er elbefisket i bredzonen. Det skraverede område markerer det område, hvor der ikke er lavet forsøgsfiskeri af hensyn til en lodsejer.

Resultater

Artssammensætning

Ved forsøgsfiskeriet med biologiske oversigtsgarn og elbefiskning blev der registreret 8 fiskearter. Skalle, rudskalle, aborre, hork, sandart, gedde, knude og ål.

Bemærkelsesværdigt er det, at der ikke findes brasen i Bryrup Langsø, og at arten aldrig er registreret i søen.

Medens fiskeundersøgelsen stod på, blev der af to drenge fanget 2 regnbueørreder på prop og orm. Det lykkedes imidlertid ikke at fange regnbueørred ved forsøgsfiskeriet, hverken i garn eller ved elfiskeri. Ved fiskeundersøgelsen i 1988 blev der fanget enkelte regnbueørred. Bestanden af regnbueørred i Bryrup Langsø må betegnes som meget beskeden. De bliver brugt som agn af lystfiskere og sættes herefter ud i søen, hvis de ikke bliver brugt i fiskeriet.

Den samlede fangst

Forsøgsfiskeriets samlede fangst i Bryrup Langsø i 1992 er vist i tabel 8. Ved garn og elfiskeri blev der i alt fanget 198,828 kg fordelt på 4.264 individer.

Art	Antal			Vægt (g)		
	I alt	< 10 cm	≥ 10cm	i alt	< 10 cm	≥ 10 cm
Gedde	39	0	39	10.879	0	10.879
Skalle	2.193	1.592	601	136.150	4.344	131.806
Rudskalle	58	53	5	3.516	51	3.465
Ål	14	0	14	827	0	827
Knude	10	4	6	689	18	671
Sandart	39	0	39	1.495	0	1.495
Aborre	1.629	1.435	194	43.050	2.238	40.812
Hork	282	259	23	2.222	1.713	509
Fangst i alt	4.264	3.343	921	198.828	8.364	190.464

Tabel 8.

Den samlede fangst fordelt i antal og vægt, Bryrup Langsø 1992.

Fordelingen af den samlede fangst, på antal og vægt i de anvendte redskaber er vist i tabel 9.

Ved fiskeundersøgelsen i 1988 var fordelingen af den samlede fangst, antal og vægt i de anvendte redskaber som vist i tabel 10.

Som det fremgår, er der stor forskel på de to fangstresultater. En markant forskel er, at der i 1992 har været en overordentlig stor rekruttering af skalle og aborrengel. Den samlede fangst i garn og elbefiskningen viser, at der er i 1992 er fanget 4 gange så mange skaller under

10 cm som i 1988. For aborre er der i 1992 fanget 4,3 gange så mange under 10 cm som i 1988.

De meteorologiske forhold med det varme forår og sommeren har uden tvivl spillet en væsentlig rolle for den store gydesucces for de to arter. Til gengæld ser det ud til, at der var betydeligt flere store skaller i Bryrup Langsø i 1988. For hork er fangsten i 1992 næsten halveret i forhold til 1988-undersøgelsen. Som beskrevet under artsbeskrivelsen for hork kan der være flere forklaringer på det lavere fangstresultat i 1992.

Art	Garn				Elfiskeri			
	Antal		Vægt (g)		Antal		Vægt (g)	
	< 10 cm	≥ 10 cm	< 10 cm	≥ 10 cm	< 10 cm	≥ 10 cm	< 10 cm	≥ 10 cm
Gedde	0	12	0	6.084	0	27	0	4.795
Skalle	1.187	566	3.747	128.622	405	35	597	3.184
Rudskalle	8	4	9	2.904	45	1	42	562
Ål	0	0	0	0	0	14	0	827
Knude	0	0	0	0	4	6	18	671
Sandart	0	39	0	1.495	0	0	0	0
Aborre	989	170	1.422	38.722	446	24	817	2.090
Hork	259	23	1.713	509	0	0	0	0
Pr. redskab	2.443	814	6.891	178.336	900	107	1.474	12.129

Tabel 9.

Oversigt over den samlede fangst i gennemsnitligt antal og vægt fordelt efter redskabstyper, Bryrup Langsø 1992.

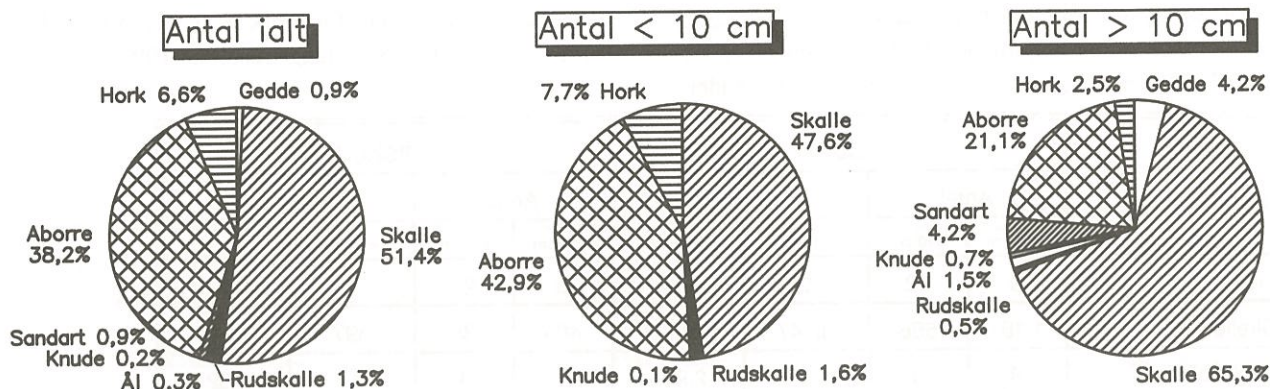
Art	Garn				Elfiskeri			
	Antal		Vægt ialt		Antal		Vægt ialt	
	< 10 cm	≥ 10 cm	< 10 cm	≥ 10 cm	< 10 cm	≥ 10 cm	< 10 cm	≥ 10 cm
Gedde	0	6	5.019		0	20	13.600	
Skalle	360	1.266	150.129		38	30	1.240	
Rudskalle	0	9	4.374		0	0	0	
Ål	0	0	0		0	9	5.495	
Knude	0	0	0		2	4	800	
Sandart	6	6	99		0	0	0	
Aborre	51	186	36.033		283	0	341	
Hork	501	87	3.336		0	0	0	
Pr. redskab	918	1.560	199.521		323	63	21.476	

Tabel 10.

Oversigt over den samlede fangst i gennemsnitligt antal og vægt fordelt efter redskabstyper, Bryrup Langsø 1988.

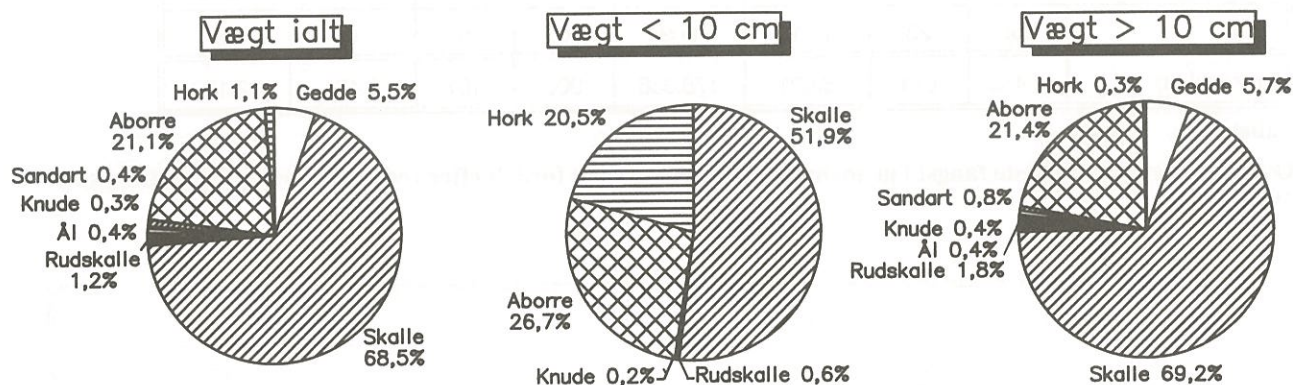
Den procentuelle antals- og vægtmæssige fordeling af de enkelte fiskearter er vist i figur 52 og 53.

Forsøgsfiskeriet viser, at fiskebestanden i Bryrup Langsø helt er domineret af skalle og aborre der tilsammen udgør 90% af den samlede fangst både antals- og vægtmæssigt.



Figur 52.

Oversigt over de enkelte fiskearters antal regnet i procent af det samlede antal fisk. Endvidere er vist den procentvise fordeling af antal af fisk henholdsvis mindre end 10 cm og større end 10 cm, Bryrup Langsø 1992.



Figur 53.

Oversigt over de enkelte fiskearters vægt i procent af det samlede antal fisk. Endvidere er vist den procentvise fordeling af vægt af fisk henholdsvis mindre end 10 cm og større end 10 cm, Bryrup Langsø 1992.

Fangst pr. indsats (CPUE)

De enkelte arters antal- og vægtmæssige fangst pr. indsats for henholdsvis garn- og elfiskeri (Catch Per Unit Effort = CPUE) er vist i tabel 11 og 12.

I bilag 9.1 er forklaret nærmere om beregningerne af CPUE.

Art	Garn-CPUE _{Antal}				Garn-CPUE _{Vægt}			
	< 10 cm		≥ 10 cm		< 10 cm		≥ 10 cm	
	CPUE	95% C.L.	CPUE	95% C.L.	CPUE	95% C.L.	CPUE	95% C.L.
Gedde	0	-	0,4	+0,7-+0,5	0	-	203	18-2.137
Skalle	39,6	23,3-63,5	18,9	10,7-29,4	125	81-189	4.287	2.719-6.758
Rudskalle	0,3	+0,8-+0,6	0,1	+0,9-+0,8	0	-	97	4-1.973
Ål	0	-	0	-	0	-	0	-
Knude	0	-	0	-	0	-	0	-
Sandart	0	-	1,3	+0,2-1,0	0	-	50	8-292
Aborre	33,0	23,2-44,0	5,7	2,8-7-4	47	35-62	1.291	725-2.193
Hork	8,6	2,1-22,9	0,8	+0,5-0,1	57	13-232	17	3-65
Σ CPUE	81,5		27,2		229		5.945	

Tabel 11.

Oversigt over CPUE_{Antal} og CPUE_{Vægt} med 95% confidensgrænser for fisk < 10 cm og fisk ≥ 10 cm fanget i garn, Bryrup Langsø 1992.

Art	El.-CPUE _{Antal}				El.-CPUE _{Vægt}			
	< 10 cm		≥ 10 cm		< 10 cm		≥ 10 cm	
	CPUE	95% C.L.	CPUE	95% C.L.	CPUE	95% C.L.	CPUE	95% C.L.
Gedde	0	-	4,5	2,5-4,8	0	-	799	339-1.880
Skalle	67,5	40,5-108,9	5,8	1,9-10,7	100	54-181	531	116-2.400
Rudskalle	7,5	0,9-28,8	0,2	+0,9-+0,8	7	1-25	94	5-1.410
Ål	0	-	2,3	0-4,7	0	-	138	7-2.404
Knude	0,7	+0,6-0,2	1,0	+0,5-1,1	3	0-9	112	4-2.316
Sandart	0	-	0	-	0	-	0	-
Aborre	74,3	50,0-107,4	4,0	1,3-6,0	136	84-216	348	94-1.283
Hork	0	-	0	-	0	-	0	-
Σ CPUE	150,0		17,8		246		2.022	

Tabel 12.

Oversigt over CPUE_{Antal} og CPUE_{Vægt} med 95% confidensgrænser for fisk < 10 cm og fisk ≥ 10 cm fanget ved elektrofiskeri, Bryrup Langsø 1992.

Beskrivelse af de enkelte arter

Skalle (*Rutilus rutilus*)

Skallen er den absolut mest dominerende fiskeart i Bryrup Langsø. Der blev i alt fanget 2.193 skaller med en samlet vægt på 136.15 kg. Dette svarer til 51,4% af det samlede antal fangede fisk, og vægtmæssigt udgør skallerne 68,5% af den samlede vægt.

Figur 54 viser længdefordelingen af skaller fanget ved elfiskeri og biologiske oversigtsgarn i 1992.

Sammenlignes resultaterne af forsøgsfiskeriet i 1988 og 1992 ses det, at der er sket en markant ændring i skallebestandens størrelsesfordeling. Der er således i 1992 fanget 4 gange så mange skaller under 10 cm som i 1988. Til gengæld er der i 1992 fanget under halvt så mange store skaller over 10 cm som i 1988. Denne ændring skyldes sandsynligvis ikke, at der er større prædation af rovfisk på skallebestanden idet antallet af gedder og store aborre stort set er uændret siden 1988. Undersøgelsen i 1988 viste, at rekrutteringen af yngel i 1987 og 1988 var meget ringe. Af det samlede antal fangede fisk under 10 cm udgjorde skalle kun 32% i 1988, hvorimod den i 1992 udgjorde 47,6%.

Denne ringe gydesucces i 1987-88 kan i 1992-undersøgelsen registreres ved, at skaller på ca. 15-20 cm er dårligt repræsenteret ved forsøgsfiskeriet. Dette cm-interval svarer rimeligt til den længde, som yngelårgan-

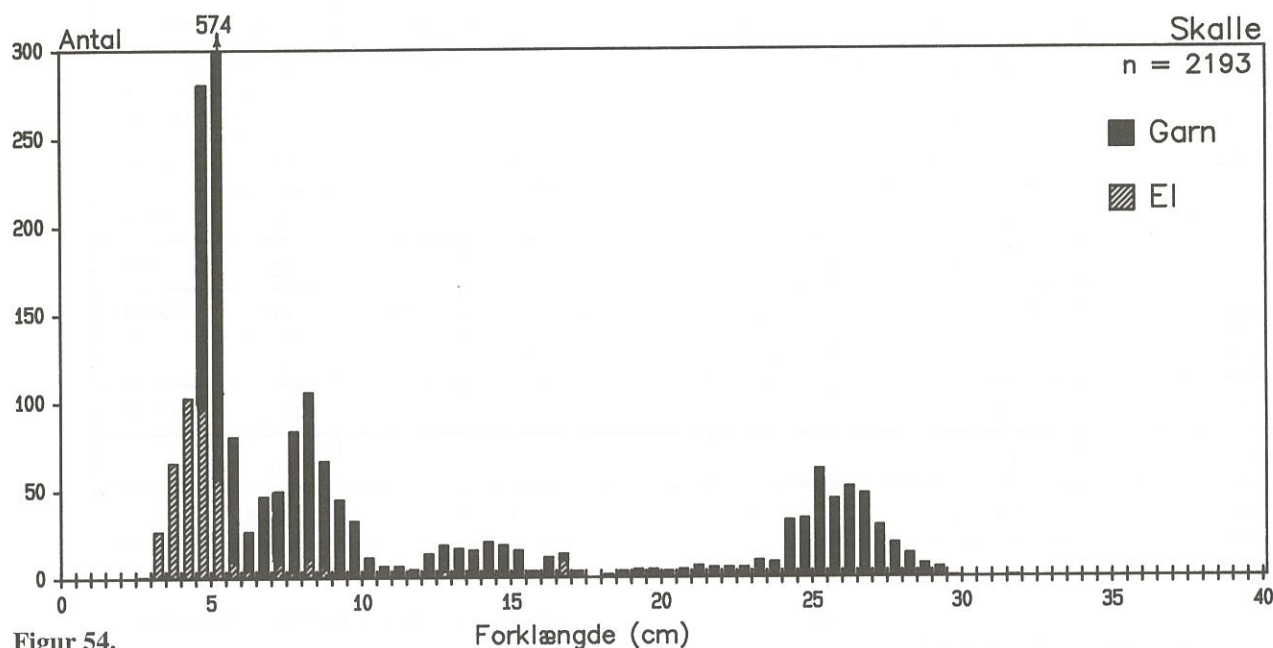
ge fra 1987-88 ville have i dag. Generelt viser længdefordelingen, at skallen har haft ringe gydesucces i 4+, 5+ og 6+ år svarende til cm-intervaller fra 17-23 cm.

Det er i øvrigt tydeligt, at for årsyngel af skalle, fisker de anvendte redskaber meget selektivt. Alle småskaller under 4,5 cm er taget ved elfiskeri i bredzonen. De fanges ikke i forsøgsgarnene fordi garnmaskerne er for store. Endvidere opholder hovedparten af skalle yngelen sig hovedsagelig i den beskyttende vegetation i bredzonen, hvor de ikke kan fanges i garn. Skaller over 5,5 cm er derimod overvejende fanget i garn. Skaller over denne størrelse bevæger sig betydeligt mere rundt i søen og fanges derfor lettere i forsøgsgarnene.

Der er beregnet længde- og vægtrelationer for 135 skaller, figur 55. Beregningsmetoden er beskrevet i bilag.

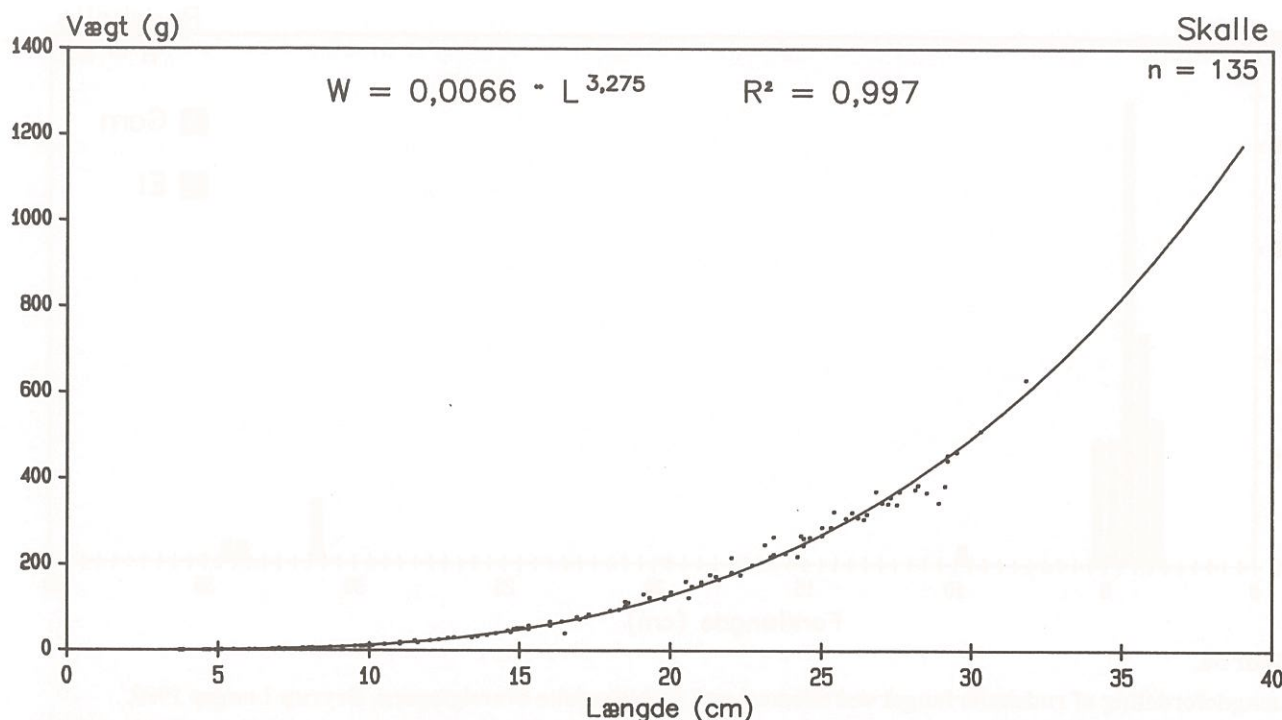
Sammenlignes længde- og vægtforholdet for skaller i Bryrup Langsø, Ørn Sø og Ravn Sø viser det sig, at skallerne vokser lige godt i Bryrup Langsø og Ørn Sø og bedst i Ravn Sø. Dette forhold bliver endnu mere udpræget for store skaller.

En skalle på 25 cm i Bryrup Langsø og Ørn Sø (Århus Amt, 1988) vejer i gennemsnit 280 g.



Figur 54.

Længdefordeling af skaller fanget ved elfiskeri og i biologiske oversigtsgarn, Bryrup Langsø 1992.



Figur 55.

Længde- og vægtforholdet for 135 skaller i Bryrup Langsø 1992.

I Ravn Sø har en skalle på 25 cm en gennemsnitlig vægt på godt 300 g (Århus Amt, 1992).

Det ser således ud til, at skallen har en smule bedre vækstbetingelser i Ravn Sø end i de to andre overvågningssøer.

Det skal i denne forbindelse bemærkes, at Ravn Sø er en helt anden søtype, der ifølge normalprogrammet klassificeres som en "G" sø.

For de skaller, hvor der er registreret sammenhørende værdier for længde og vægt, er der udregnet en konditionsfaktor, tabel 13. Konditionsfaktoren er et mål for, hvor godt fisk trives i en sø og er baseret på teorien, at jo mere en fisk vejer ved en given længde, jo bedre er dens kondition. Beregningsmetoden er beskrevet i bilag 9.0.

I 1988 blev skallerne totale konditionsfaktor beregnet til 1,11. Det ser således ud til, at vækstbetingelserne generelt er blevet bedre for skallen siden undersøgelsen i 1988.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	1,14	1,62	1,49

Tabel 13

Konditionsfaktor for 135 skaller i Bryrup Langsø 1992.

Dette kan hænge sammen med, at antallet af store skaller er blevet mindre således at konkurrencen mellem de store skaller om den tilrådighedværende føderessource er blevet mindre.

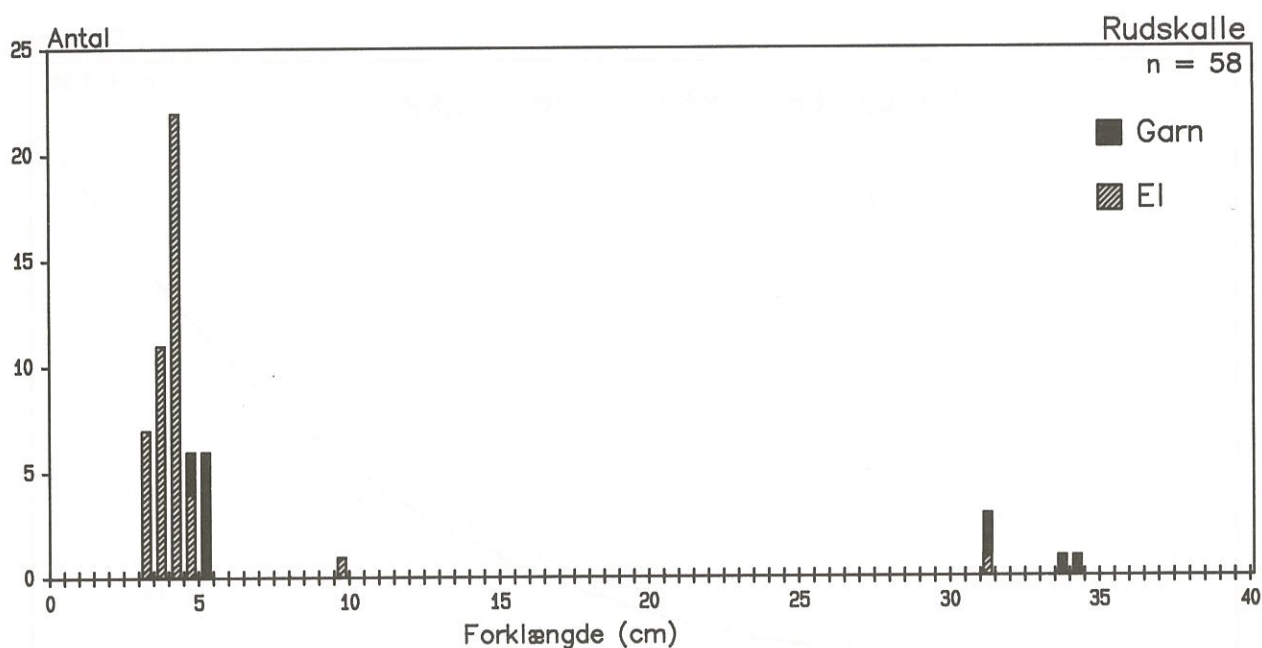
Rudskallen (*Scardinius erythrophthalmus*)

Bestanden af rudskaller i Bryrup Langsø er ikke ret stor. Der blev i alt fanget 58 rudskaller svarende til 1,3% af det totale antal fangne fisk. Vægtmæssigt udgør rudskallen 1,2% af den samlede fangstvægt. Af de 58 rudskaller var 53 under 10 cm, og de blev næsten alle fanget ved elfiskeri i bredzonen, hvor de opholdt sig sammen med skalleynghen. Ved undersøgelsen i 1988 blev der kun fanget 9 rudskaller. Alle var over 10 cm, og alle blev fanget i garn.

Der er et væsentligt spring i længdehyppigheden for rudskalle, figur 56, idet der ikke ved forsøgsfiskeriet blev fanget fisk mellem 10 og 32 cm.

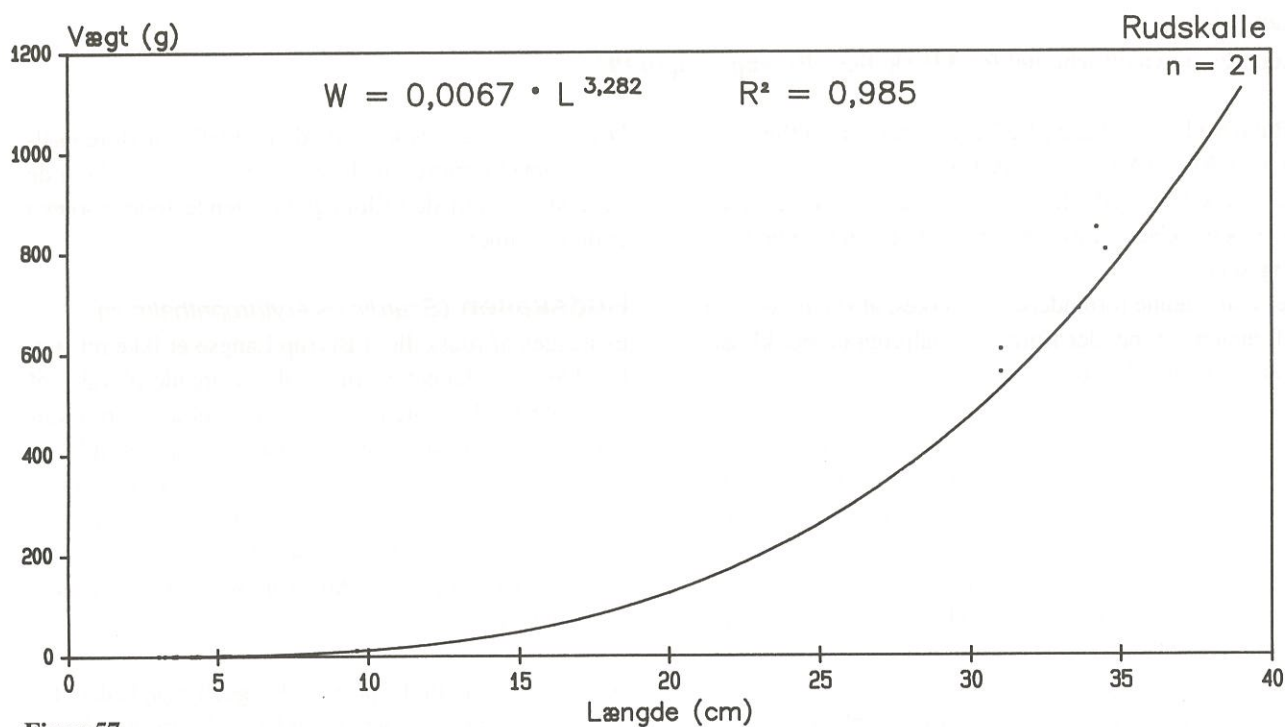
Der er dog ingen tvivl om, at der i Bryrup Langsø findes rudskaller i nævnte interval, men da denne fiskeart ikke er særlig talrig, er den ikke blevet fanget tilstrækkeligt repræsentativt.

Der er beregnet længde- og vægtrelationer for 21 rudskaller. Da antallet af store rudskaller kun er 5 må sammenhængen dog tages med et vis forbehold (figur 57).



Figur 56.

Længdefordeling af rudskalle fanget ved elfiskeri og i de biologiske oversigtsgarn, Bryrup Langsø 1992.



Figur 57.

Længde- og vægtforhold for rudskalle i Bryrup Langsø.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	1,09		1,30

Tabel 14

Konditionsfaktor for 21 rudskaller i Bryrup Langsø 1992.

Den beregnede konditionsfaktor for 21 rudskaller er vist i tabel 14.

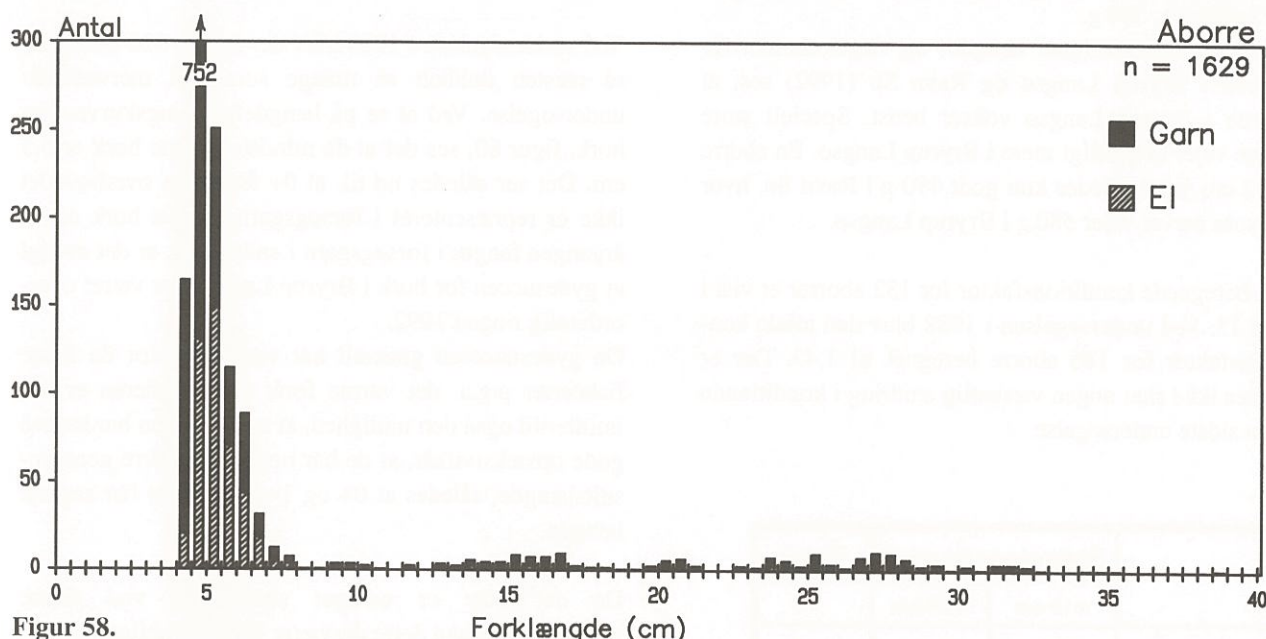
Det ser således ud til, at de rudskaller, der er i Bryrup Langsø har en god vækst, der stort set er identisk med skallernes vækst.

Aborre (*Perca fluviatilis*)

Aborren er den næsthyppigst forekomne fiskeart i Bryrup Langsø. Der blev i alt fanget 1.629 aborre med en samlet vægt på 43,05 kg. Antalmæssigt udgør aborre 38,2% af den samlede fangst. Vægtmæssigt svarer det til 21,1% af den samlede fangst.

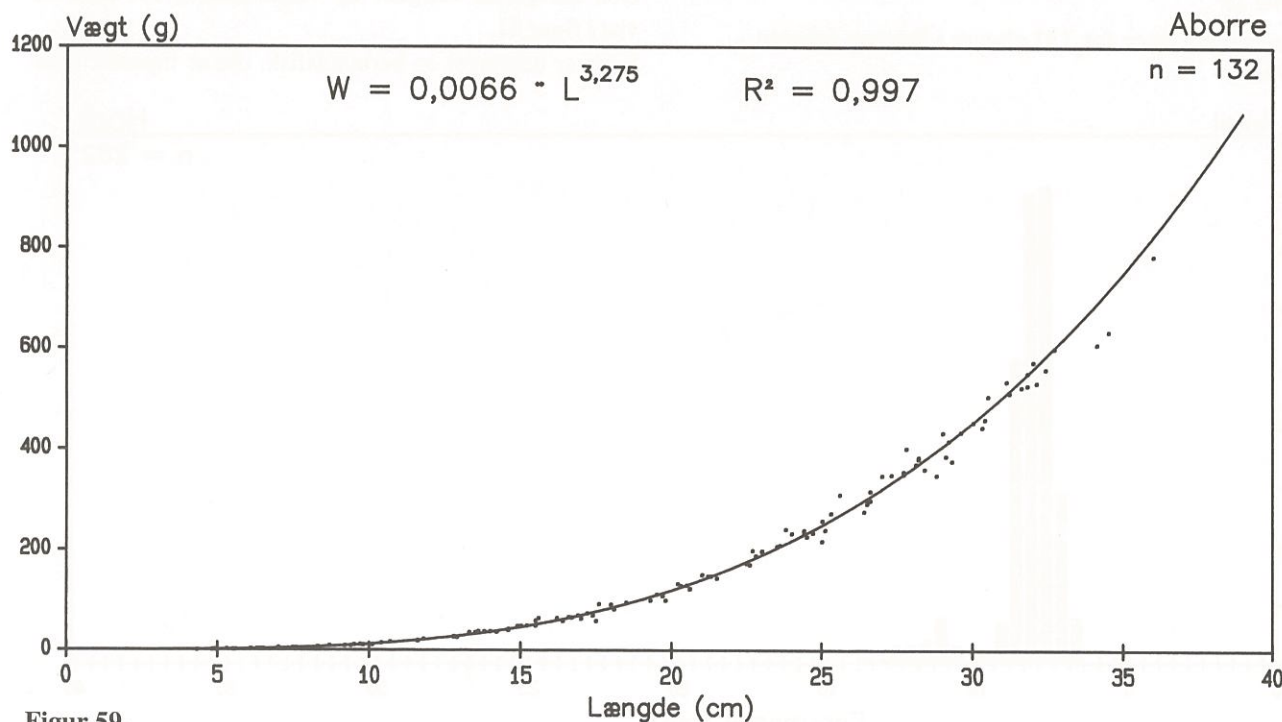
Ved undersøgelsen i 1988 udgjorde antallet af aborre kun 18% af den samlede fangst. Denne store forskel i fangstresultatet på de to undersøgelser skyldes udeluk-

kende den store gydesucces, som aborre har haft i 1992, idet antallet af aborre over 10 cm næsten er det samme i begge undersøgelser. At aborren har haft ideelle gydebetingelser i 1992 ses ved, at aborre udgør 42,9% af det samlede antal fisk under 10 cm. Der er, som det er tilfældet med skalle, fanget ca. 4 gange så mange aborre under 10 cm, som i 1988. Dette genspejler sig også i længdefordelingskurven, som viser en god rekruttering af yngel (figur 58). Til gengæld ser det ikke ud til, at de to foregående år 1991 og 1990 har været gunstige for



Figur 58.

Længdefordeling af aborre fanget ved elfiskeri og i de biologiske oversigtsgarn, Bryrup Langsø 1992.



Figur 59.

Længde-vægt for 132 aborre i Bryrup Langsø 1992.

aborreyngelen, idet disse årgange er meget svagt repræsenteret.

Det beregnede længde- og vægtforhold viser, at aborrens vækstbetingelser ikke har ændret sig siden undersøgelsen i 1988. Sammenligner man længde- og vægtkurven (figur 59) med den tilsvarende kurve fra 1988 ses, at aborrens vægt i 1992 stort set er den samme.

En aborre på 32 cm vejede i 1988 ca. 590 g, hvor den i 1992 vejer ca. 580 g.

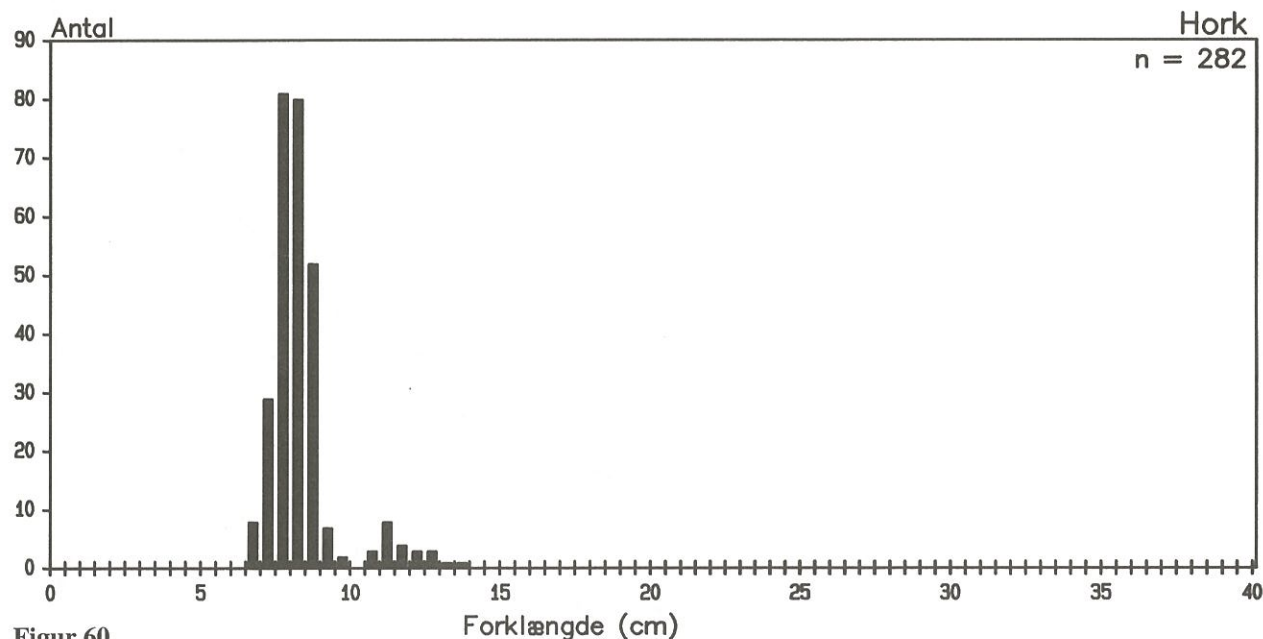
Hvis man sammenligner længde- og vægtforholdet for aborren i Bryrup Langsø og Ravn Sø (1992) ses, at fiskene i Bryrup Langsø vokser bedst. Specielt store aborre vejer betydeligt mere i Bryrup Langsø. En aborre på 32 cm vejer således kun godt 490 g i Ravn Sø, hvor den som nævnt vejer 580 g i Bryrup Langsø.

Den beregnede konditionsfaktor for 132 aborrer er vist i tabel 15. Ved undersøgelsen i 1988 blev den totale konditionsfaktor for 186 aborre beregnet til 1,43. Der er således ikke sket nogen væsentlig ændring i konditionen siden sidste undersøgelse.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	1,13	1,53	1,45

Tabel 15

Konditionsfaktor for 132 aborre i Bryrup Langsø 1992.



Figur 60.

Længdefordeling af hork fanget i garn, Bryrup Langsø 1992.

Den samlede bestand af aborre i Bryrup Langsø er stor og fiskene har gode vækstbetingelser. Det var tydeligt at specielt store aborre over 30 cm var i god kondition og overordentlig velnærede.

Hork (*Acerina cernua*)

Hork blev udelukkende fanget i de biologiske oversigtsgarn, hvor der i alt blev fanget 282 fisk. Antalmæssigt udgør hork 6,6% af den samlede fangst, medens den vægtmæssigt kun udgør 1,1%.

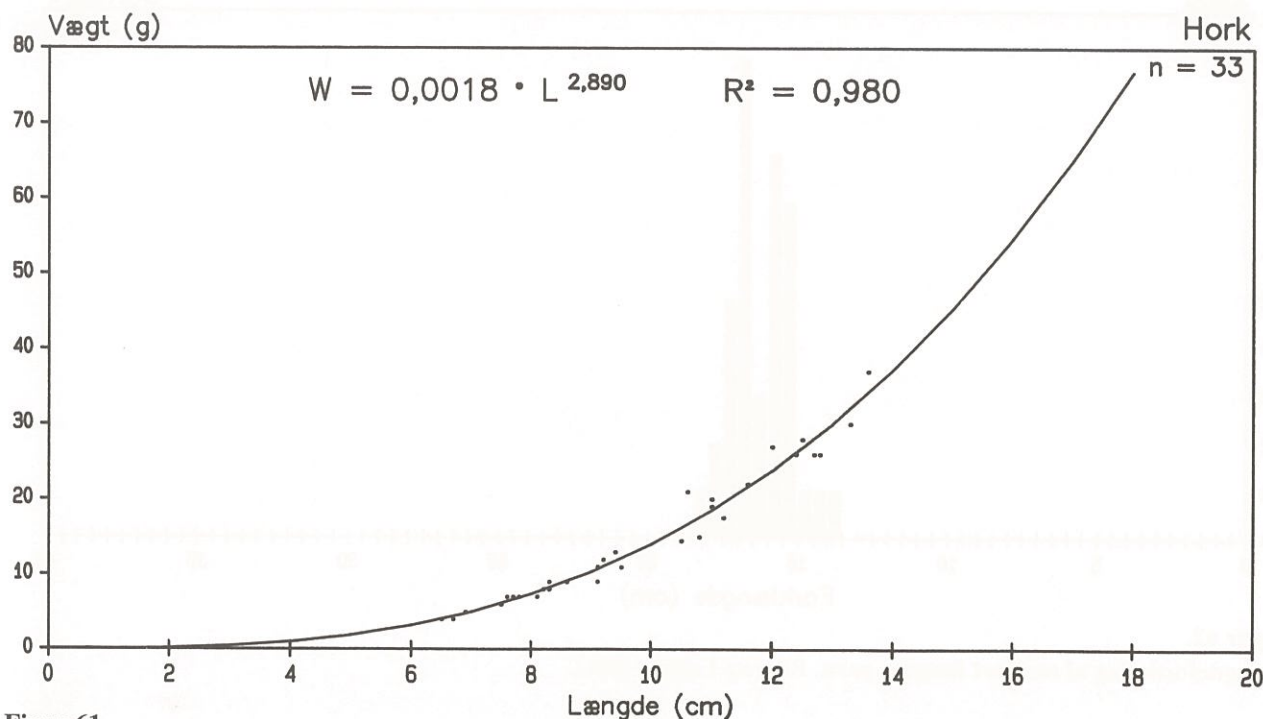
Ved undersøgelsen i 1988 blev der fanget 520 hork, altså næsten dobbelt så mange som ved nærværende undersøgelse. Ved at se på længdefordelingskurven for hork, figur 60, ses det at de mindste fangne hork er 6,5 cm. Det ser således ud til, at 0+ årgangen overhovedet ikke er repræsenteret i forsøgsgarnene. Da hork af 0+ årgangen fanges i forsøgsgarn i andre søer, er det muligt at gydesuccen for hork i Bryrup Langsø har været overordentlig ringe i 1992.

Da gydesuccesen generelt har været god for de fleste fiskearter p.g.a. det varme forår og sommeren er der imidlertid også den mulighed, at horkyngelen har haft så gode opvækstvilkår, at de har opnået en større gennemsnitslængde, således at 0+ og 1+ årgangene har samme længde.

Da der ikke er udtaget skælprøver ved denne undersøgelse, kan dette desværre ikke bekræftes.

Den beregnede længde- og vægtfordeling for hork er vist i figur 61.

Hork er udpræget en barbundsfisk, der er tilpasset livet



Figur 61.

Længde- og vægtforholdet for 33 hork. Alle er fanget i forsøgsgarn, Bryrup Langsø.

på den vegetationsløse barbund. Man kunne derfor forvente med fraværet af brasen, der også er en barbundsfisk, at hork vil have ekstra gode vækstbetingelser. Hork klarer sig imidlertid ikke bedre i Bryrup Langsø end i andre søer.

Sammenlignes længde- og vægtforholdet for hork i Bryrup Langsø og Ravn Sø (1992) viser det sig, at det stort set er sammenfaldende.

Den beregnede konditionsfaktor for 33 hork er vist i tabel 16.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	1,44	1,39	1,42

Figur 16.

Konditionsfaktor for 33 hork i Bryrup Langsø 1992.

Sandart (*Stizostedion lucioperca*)

Sandart er blevet udsat i Bryrup Langsø i 1941 og har således været i stand til at opretholde en naturlig bestand siden. Der blev ved denne undersøgelse fanget 39 sandart, hvor alle blev fanget i garn. Som det fremgår af længdefordelingskurven (figur 62), var alle fisk under

20 cm. Af det samlede antal fangede fisk udgør sandart kun 0,9% og vægtmæssigt 0,4%.

Som ved undersøgelsen i 1988, hvor der kun blev fanget 12 sandart, heraf én på 50 cm, er det bemærkelsesværdigt, at der kun fanges små sandarter i forsøgsgarnene. Der er sandsynligvis enkelte store sandart i Bryrup Langsø, der imidlertid ikke er fanget i forsøgsgarnene.

Ved undersøgelsen i 1988 blev det omtalt, at sandartbestanden sandsynligvis ville vokse i årene fremover. Der er ved nærværende undersøgelse fanget 3 gange så mange sandart som i 1988. Hvorvidt bestanden virkelig er blevet større er stadig svært at udtale sig om på baggrund af det spinkle materiale.

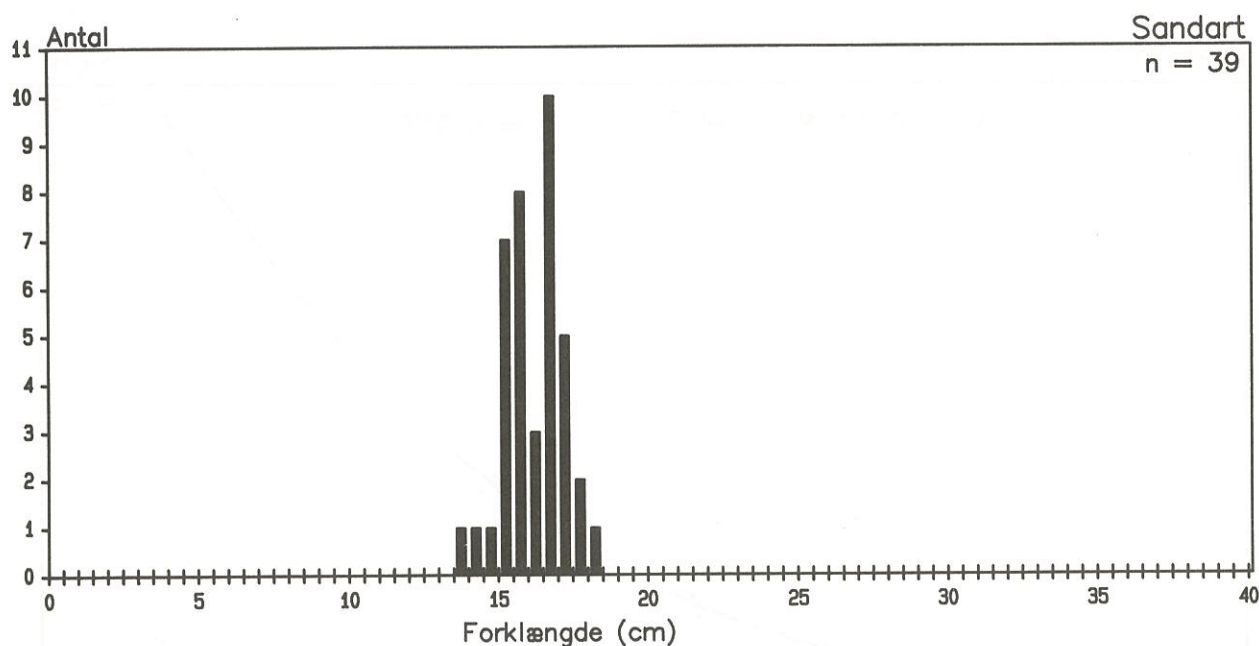
Da de fangede sandart alle er koncentreret indenfor en længdefordeling på 5 cm, er der ikke beregnet en længde- og vægtrelation.

Konditionsfaktoren for 20 sandart er vist i tabel 17.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	0	0,88	0,88

Tabel 17.

Konditionsfaktor for 20 sandart i Bryrup Langsø 1992.



Figur 62.
Længdefordeling af sandart fanget i garn, Bryrup Langsø 1992.

Bestanden af sandart i Bryrup Langsø er beskeden, hvilket fangsten også viser. Den forholdsvise lave konditionsfaktor indikerer i øvrigt, at sandarterne i søen ikke har de bedste vækstbetingelser. Dette skyldes sandsynligvis, at sandarten må konkurrere med de mange store aborre om føderessourcerne.

Gedde (*Esox lucius*)

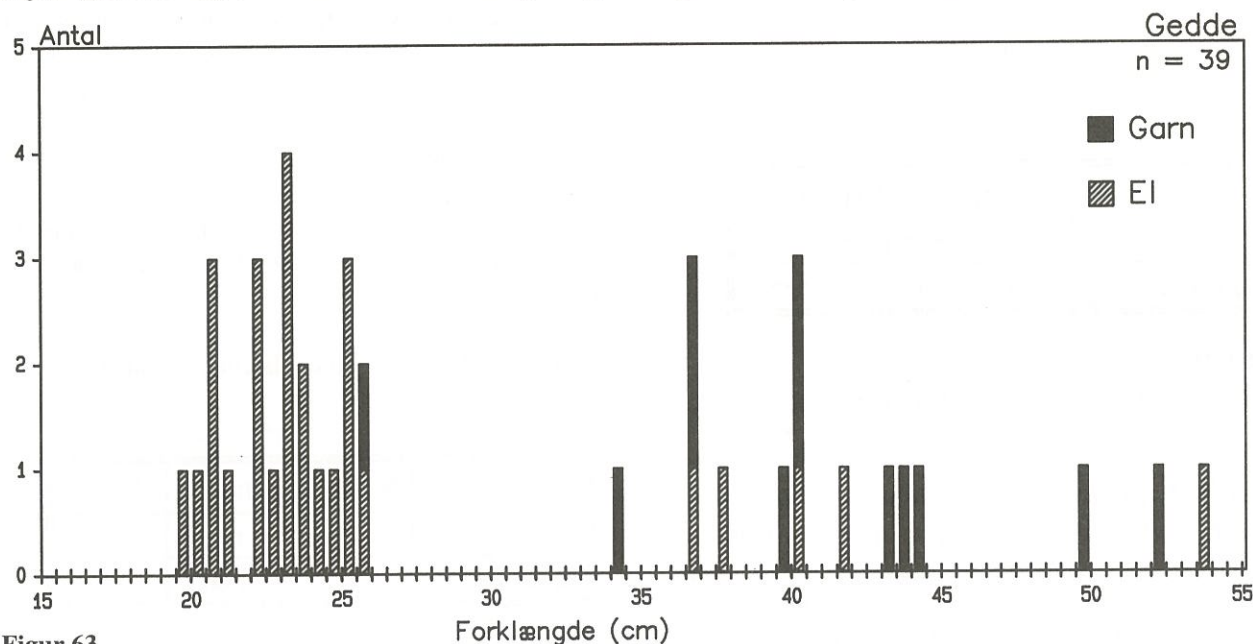
Der blev i alt fanget 39 gedder med en samlet vægt på 10,879 kg. Den langt overvejende del af disse blev fanget ved elfiskeri i bredzonen (figur 63). Antalmæssigt udgør gedderne 0,9% af den samlede fangst og

vægtmæssigt 5,5%.

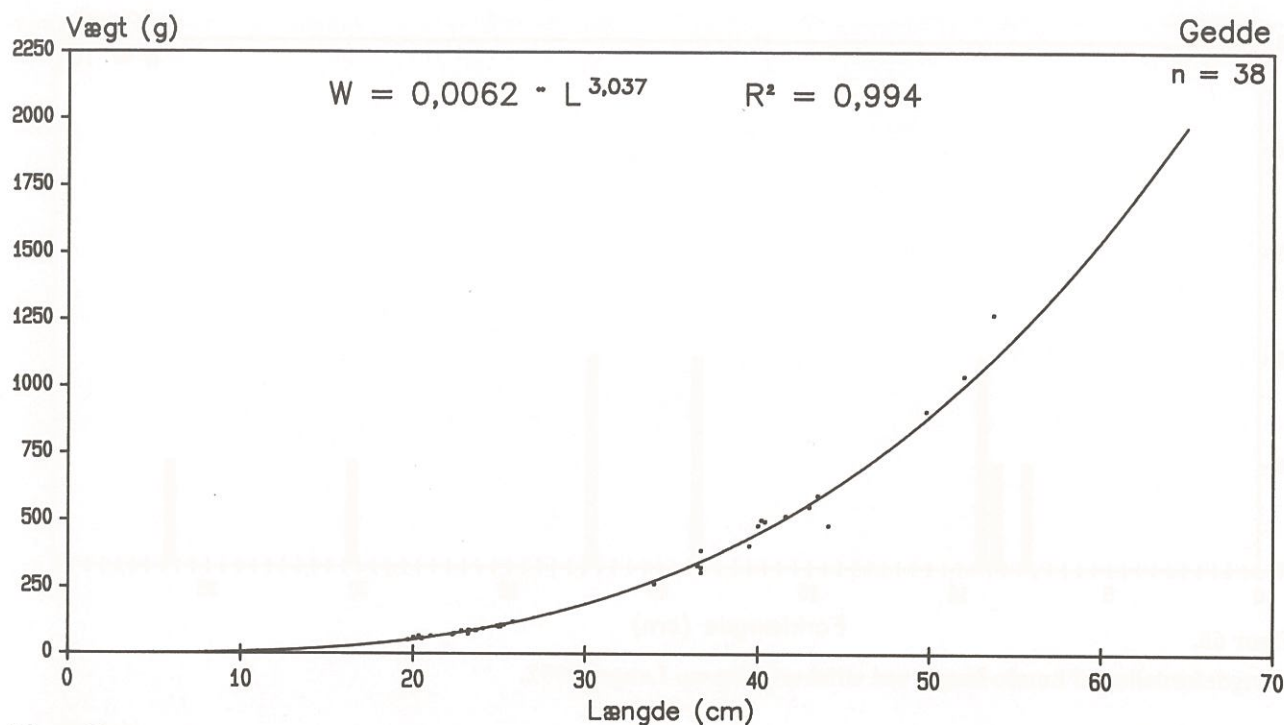
Gedder fanges ikke repræsentativt i hverken garn eller ved elfiskeri. Mens garnfangsten undervurderer geddebestanden, bevirker elfangsterne en tilsvarende overvurdering.

Tages dette i betragtning kan det konkluderes, at antallet af gedder i Bryrup Langsø er rimelig god.

Da indholdet af planteplankton periodisk er meget højt i søen, er sigtbarheden til tider begrænset. Da gedden jager ved synets hjælp, er der begrænset mulighed for, at gedden kan udnytte de rige føderessourcer, som især de



Figur 63.
Længdefordeling af gedde fanget ved elfiskeri og i de biologiske oversigtsgarn, Bryrup Langsø 1992.



Figur 64.

Længde- og vægtrelation for 38 gedder fanget ved el- og garnfiskeri, Bryrup Langsø 1992.

mange skaller udgør. Det er derfor en mulighed, at der med øget sigt dybde i Bryrup Langsø også vil ske en ændring af bestanden af gedder.

Sammenlignes længde- og vægtrelationen for gedder i Bryrup Langsø (figur 64) og Ravn Sø (1992), ses det, at gedderne i Ravn Sø generelt vejer mere ved en given vægt. F.eks. vejer en gedde på 40 cm ca. 470 g i Bryrup Langsø medens den i Ravn Sø vejer ca. 520 g.

De fangede gedder var ikke særligt velnærede og var generelt tynde.

At væksten af gedder i Bryrup Langsø ikke er overvældende god fremgår også af konditionsfaktoren, tabel 18.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	0	0,70	0,70

Tabel 18.

Beregnet konditionsfaktor for 38 gedder, Bryrup Langsø 1992.

Knude (*Lota lota*)

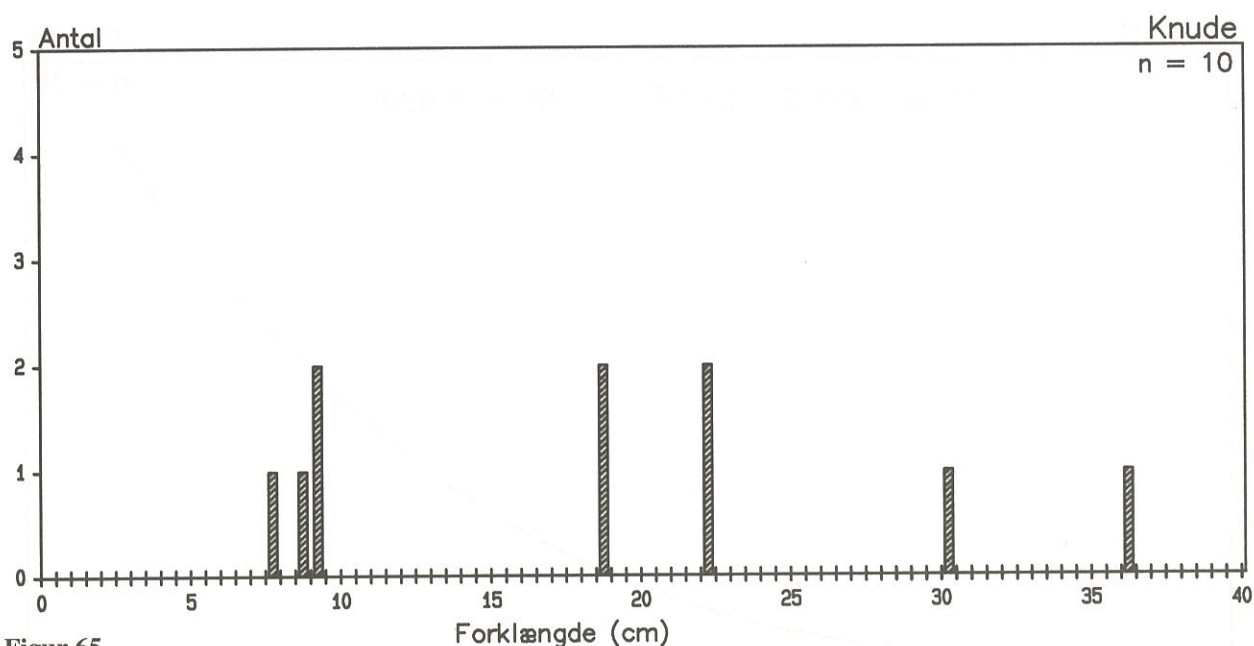
Der blev i alt fanget 10 knuder ved fiskeundersøgelsen. Alle blev fanget ved elfiskeri i bredzonen på søns sydlige bred. Længdebredden vokser rød, hvis rødder når ud i vandet. Knuden holder til mellem disse rødder, hvor den som rovfisk har gode skjulmuligheder.

Antalmæssigt svarer fangsten af knude til 0,2% af den samlede fangst, og vægtmæssigt 0,3%.

I 1988 blev der fanget 6 knuder, hvor de af det samlede antal fisk under og over 10 cm udgjorde henholdsvis 0,4% og 1,3 %. I 1992 udgjorde knuder under- og over 10 cm henholdsvis 0,1% og 0,7%. Der er ingen belæg for at antage, at antallet af knuder er blevet mindre i Bryrup Langsø. P.g.a. sin levevis kan knuden være svær at fange ved elfiskeri, og der kan derfor være en vis usikkerhed i fangstresultatet. Som det fremgår af længdefordelingskurven (figur 65), er der god spredning i størrelsesfordelingen, selvom det er et lille fangstmateriale.

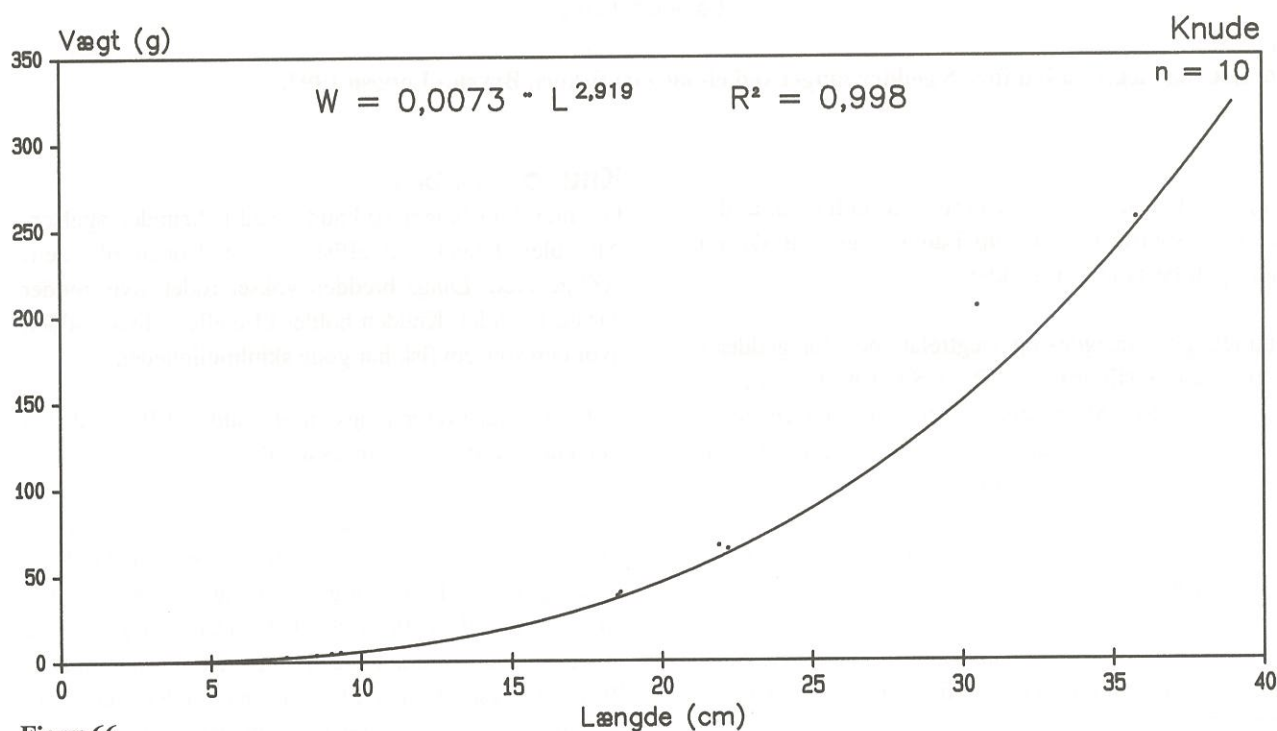
Den beregnede længde- og vægtrelation for knude er vist i figur 66.

Selvom det er et lille talmateriale, antyder konditionsfaktoren, tabel 19, at knudens vækst i Bryrup Langsø ikke er ret god.



Figur 65.

Længdefordeling af knude fanget ved elfiskeri, Bryrup Langsø 1992.



Figur 66.

Længde- og vægtrelation for 10 knuder fanget ved elfiskeri, Bryrup Langsø 1992.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	0,68	0,62	65

Tabel 19.

Beregnet konditionsfaktor for 10 knuder, Bryrup Langsø 1992.

Ål (*Anguilla anguilla*)

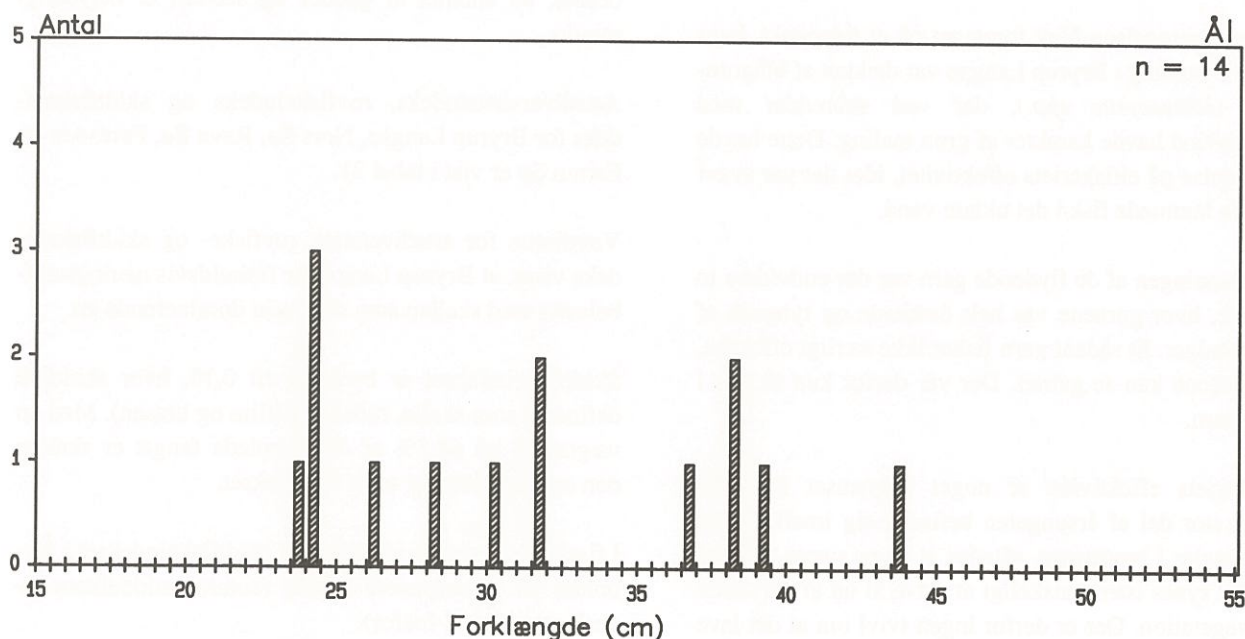
Der blev i alt fanget 14 ål, alle ved elfiskeri i bredzonen. Dette tal er givetvis ikke repræsentativt for ålebestanden i Bryrup Langsø, idet ål erfaringsmæssigt kan være overordentlig svære at fange med elfiskeri, da de ofte ligger nedgravet i muddret i bredzonen eller forsvinder i vegetationen.

De 14 ål svarer kun til 0,3% af det samlede antal fangede fisk og vægtmæssigt udgør ålene kun 0,4% af den samlede vægt. Ved undersøgelsen i 1988 blev der i alt fanget 9 ål, hvoraf kun en var under 45 cm. Der er ingen tvivl om, at ålebestanden i Bryrup Langsø er gået stærkt tilbage de senere år. Lokale fiskere fortalte ved undersøgelsen, at der for år tilbage var et godt ålefiskeri i søen, og at disse havde en "anseelig størrelse". En begrænsende faktor for ålebestanden er, at Bryrup Langsø ligger langt oppe i Gudenåsystemet, og det har i perioder været næsten umuligt for ål at nå frem til søen p.g.a. spærringer. De senere års etableringer af ålepas og udsætninger vil forhåbentlig genskabe en større bestand af ål i søerne i Gudenåsystemet, herunder Bryrup Langsø. Som det fremgår af figur 67, blev der ved nærværende undersøgelse kun fanget ål under 45 cm. At der nu findes mindre ål i Bryrup Langsø skyldes overvejende bedre opvandingsmuligheder, samt udsætning af glasål. Der er udsat 2.000 stk. 3-5 g ål i Kulsø i 1992, og en del af dem vil sandsynligvis vandre til Bryrup Langsø.

Konditionsfaktoren for de 14 fangede ål viser, at ål tilsyneladende ikke trives ret godt i Bryrup Langsø, tabel 20.

Hvorvidt ålenes vækstbetingelser virkelig er så dårlige, som konditionsfaktoren antyder, er meget usikkert. For det første er antallet af fisk begrænset, og for det andet er det overvejende mindre ål, der repræsenterer bestanden.

Det er derfor svært, at sige noget konkret om ålenes vækstbetingelser i Bryrup Langsø, men det er dog sikkert, at bestanden af ål i søen er gået kraftigt tilbage de senere år.



Figur 67.

Længdefordeling af ål fanget ved elfiskeri, Bryrup Langsø 1992.

	Størrelsesgruppe		Total
	<10 cm	≥ 10 cm	
Konditionsfaktor	0	0,17	0,17

Tabel 20.

Konditionsfaktor beregnet fra 14 ål, Bryrup Langsø 1992.

		Bryrup Langsø 1992	Ravn Sø 1992	Nors Sø 1991	Hald Sø 1991	Furesøen 1991	Esrum Sø 1990
Artsdiversitetsindeks	la	0,72	0,57	0,59	0,57	0,49	0,63
Rovfiskeindeks	la	0,27	0,39	0,36	0,39	0,10	0,60
Skidtfiskeindeks	la	0,76	0,42	0,48	0,37	0,74	0,43

Tabel 21.

Indeks for artsdiversitet, rovfisk og skidtfisk i Nors Sø (Viborg Amt, 1992b), Hald Sø (Viborg Amt, 1992a), Ravn Sø (Århus Amt, 1992), Furesøen (Københavns Amt, 1992), Esrum Sø (Frederiksborg Amt, 1991) og Bryrup Langsø (Århus Amt, 1992). Hvor indeks ikke er oplyst i referencen, er den beregnet ud fra rådata. (Figur delvist fra "Fisk i Ravn Sø", Århus Amt, Teknisk rapport, Bio/consult).

suder i Bryrup Langsø. Til trods for ihærdige forsøg med elfiskeri lykkedes det dog ikke at fange denne fisk.

Den skønnede hyppighed af de 8 fiskearter i Bryrup Langsø er vist i tabel 22.

Det meget store antal af årsyngel af skalle og aborre vil betyde et øget græsningstryk på dyreplankton. Undersøgelsen af dyreplanktonets biomasse viser, at der på intet tidspunkt har fundet en fuldstændig nedgræsning sted. Der er ikke foretaget maveundersøgelser af fiskene i Bryrup Langsø, der kan dokumentere udnyttelsen af de enkelte grupper af dyreplankton. Ved at sammenligne den gennemsnitlige sommersigtedybde i Bryrup Langsø i 1991 og 1992 viser det sig imidlertid, at den gennemsnitlige sigtedybde i 1992 var 1,5 m og i 1991 1,9 m. Sigtedybden er således faldet med 40 cm.

Art	Skønnet hyppighed
Skalle (<i>Rutilus rutilus</i>)	*****
Rudskalle (<i>Scardeinius erythrophthalmus</i>)	*
Aborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	*****
Hork (<i>Acerina cernua</i>)	****
Sandart (<i>Lucioperca lucioperca</i>)	**
Gedde (<i>Esox lucius</i>)	****
Knude (<i>Lota lota</i>)	***
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	**

Tabel 22.

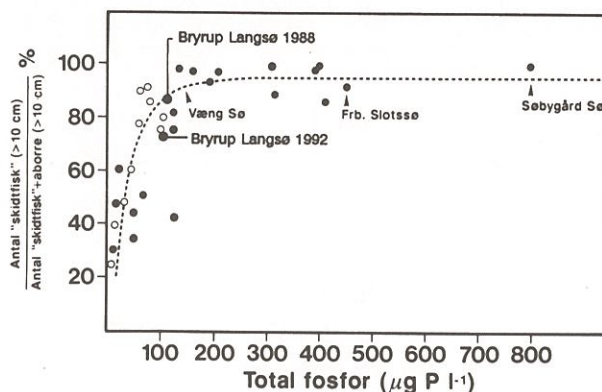
Oversigt over artssammensætningen i Bryrup Langsø 1992. Endvidere er angivet den skønnede hyppighed af de enkelte arter. * meget fåtallig; ** fåtallig; *** temmelig talrig; **** talrig; ***** meget talrig; ***** særdeles talrig.

Om dette entydigt kan tilskrives det store antal skalle- og aborre yngel er usikkert, men er ihvertfald en medvirkende faktor.

Fremtidig udvikling

Sammenfattende kan siges, at en eventuel ændring af fiskebestandens sammensætning og vækstbetingelser i Bryrup Langsø er afhængig af, den hastighed hvormed næringsstofbelastningen i søen mindskes, samt at det rent fysisk bliver muligt for fisk i den nedstrøms liggende del af Gudenåsystemets søer og åer at vandre til Bryrup Langsø.

Alene i Lystrup Å er der stadig to væsentlige spærringer, dels ved Lystrup Å Dambrug og dels Lystrup Savværk. Da der skal være opsat ålepas, bør ål kunne finde til Bryrup Langsø. De øvrige fiskearter er derimod afskåret fra at vandre til søen. Det er derfor ønskeligt, at der skabes passagemulighed for fisk og smådyrsfauna i Lystrup Å.



Figur 68.

Skidtfiskeindekset afbildet som funktion af søens næringsstofniveau målt som sommerkoncentrationen af total-fosfor (efter DMU, 1989).

Status og udsigter

Nuværende tilstand

Forholdene i Bryrup Langsø har ikke ændret sig væsentligt i de senere år og søen var i 1992 stadig relativt eutrofieret. I forhold til søens tilstand i starten af dette århundrede var fosforindholdet stadig for stort, sigtddybden for lille, der var for mange blågrønalger i sensommeren, søen havde ingen undervandsvegetation og rovfiskene havde dårligere vækstbetingelser, end det må antages, de havde, dengang søen endnu var upåvirket.

Alt dette på trods af at der er udført store anstrengelser for at formindske påvirkningen fra oplandet igennem de senere år.

Der ledes således ikke længere spildevand fra kloakerede områder til søen. Som følge heraf er tilførslen af fosfor, som er det næringsstof, som i første række er ansvarlig for de dårlige forhold i søen, blevet reduceret. Søen belastes dog stadig af spildevand fra den spredte bebyggelse i oplandet samt af fosforafstrømning fra de dyrkede jorde og derfor er fosforkoncentrationen i søvandet i sommerperioden i gennemsnit stadig over 100 µg P/l.

Dette medfører, at der hvert år er en betydelig algemængde i søen. I Bryrup Langsø dominerer kiselalgerne i forårs- og sommerperioden og blågrønalgerne i sensommeren.

Den store algemængde gør, at lysforholdene i søen er forholdsvis dårlige og at undervandsplanter og rovfisk dermed får dårlige levevilkår.

I 1992 var den gennemsnitlige sigtddybde i søen i sommerperioden 1,5 m. Det er omkring 0,5 m mindre end den gennemsnitlige sommersigtddybde i de to foregående år og en relativ lille sigtddybde i betragtning af fosforindholdet i søen.

Sigtddybden var endvidere ca. 0,5 m mindre end den sigtddybde, som er fastsat som søens målsætning.

Selvom sigtddybden nok var lav i 1992 og det sandsynligvis kan forventes, at den vil blive en smule større de kommende år, vil sigtddybden ikke forøges så meget, at målsætningen for søen opfyldes uden yderligere tiltag til begrænsning af belastningen af søen.

Da der er en klar sammenhæng mellem sigtddybden og indholdet af fosfor i søen, vil det være nødvendigt, at fosforindholdet i søen bliver reduceret, hvis Recipient-

kvalitetsplanens målsætning skal opfyldes.

For at indholdet af fosfor i søvandet skal blive mindre, er det naturligvis en forudsætning, at tilførslen af fosfor til søen er tilstrækkeligt lille.

Som det allerede er nævnt, er der sket en reduktion i de eksterne tilførsler af fosfor til Bryrup Langsø de senere år. Det er imidlertid nødvendigt, at der sker en yderligere reduktion i de kommende år og det kan i den forbindelse beregnes, at den gennemsnitlige indløbskoncentration af fosfor til søen skal være 80 - 100 µg P/l (i 1992 var den gennemsnitlige indløbskoncentration ca. 110 µg P/l).

Desværre vil en sådan reduceret fosfortilførsel ikke umiddelbart resultere i en ændring i søens tilstand, fordi der i søens sediment ligger en pulje af tidligere tilført fosfor, som bliver frigjort til søvandet hvert efterår, når ilt og nitrat forsvinder fra bundvandet.

Fosforfrigivelsen sker hovedsagligt i 3. kvartal hvert år og i 1992 er det beregnet, at der i løbet af juli, august og september blev frigivet omkring 200 kg fosfor fra sedimentet.

I nærværende rapport er det antaget, at fosfortilbageholdelsen i søen ved ligevægt med tilførslerne er 30 - 35 % af det tilførte fosfor (Vollenweider 1976). I 1992 blev der tilført omkring 760 kg fosfor og den teoretiske tilbageholdelse, i det tilfælde hvor søen var i ligevægt, ville derfor have været ca. 250 kg.

Der blev imidlertid kun tilbageholdt omkring 100 kg fosfor i 1992. Da frigivelsen af fosfor stort set kun finder sted i 3. kvartal, er konklusionen, at omkring 150 kg af den fosfor, som blev frigjort i disse tre måneder, blev ført ud af søen.

I Århus Amt (1992) er det anført, at den jernbundne fosforpulje i sedimentet er på 2-5 ton og den organisk bundne pulje ca. 0,5 t.

Skal hovedparten af den ophobede fosfor i søbunden udvaskes, før der sker væsentlige ændringer i søens tilstand, er det derfor en betragtelig tidshorisont, søen opererer med, før en ligevægt er opnået.

Afgørende for søens evne til at binde fosfor i sedimentet er jenmængden i sedimentet og dermed jerntilførslen til søen.

Ud fra Miljøkontorets målinger forekommer det, at der

tilføres relativt små mængder jern til søen. I 1992 var forholdet mellem den tilførte jern og fosfor ca. 2:1.

I de øverste sedimentlag på bunden af søen er forholdet mellem jern og fosfor 6-7 (Århus Amt, 1991) og længere nede i sedimentet er forholdet 15-20. Set i lyset heraf er der de sidste år tilført meget små jernmængder i forhold til den tilførte fosformængde.

Problemet er, at jern/fosfor-forholdet i sedimentet ofte skal være 10 - 15 før en effektiv fosforbindingsevne opnåes og det er derfor betragtelige fosformængder, der skal skylles ud af søen, før fosforfrigivelsen fra sedimentet aftager væsentligt, specielt fordi der øjensynligt tilføres begrænsede jernmængder til søen.

Der forekommer altså et misforhold mellem den jernmængde og det jern/fosfor-forhold, som er henholdsvis i sedimentet og i den øjeblikkelige tilførsel.

En forklaring på det større jern/fosfor-forhold i sedimentet kan være, at der tidligere har været en større jerntilførsel til søen.

Det er dog snarere sandsynligt, at den målte jerntilførsel ikke viser det rette billede af virkeligheden.

En forklaring herpå kunne være, at der tilføres grundvand fra dybereliggende magasiner med et højt indhold af jern til søen - vi ved, der siver grundvand til søen igennem søbunden - derved er den målte jernbalance forkert og den samlede jerntilførsel underestimeret.

Uanset usikkerheder i fastsættelsen af den korrekte jernbalance vil der gå adskillige år, før Bryrup Langsø igen kommer i ligevægt med fosfortilførslerne.

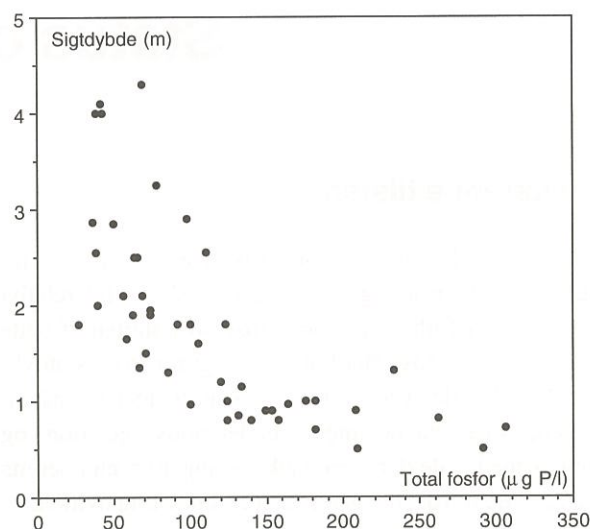
I Århus Amt (1992) er der opstillet en tidshorisont på 10 - 20 år, før jern/fosfor-forholdet i sedimentet igen overstiger 10.

Selvom tidshorisonten er lang, er det dog ikke mindre vigtigt, at de eksterne fosfortilførsler bliver reduceret så hurtigt som muligt til et niveau, hvor de ikke længere belaster søens tilstand yderligere. Det vil som nævnt betyde, at den gennemsnitlige indløbskoncentration skal ned under 100 µg P/l.

I 1992 er det beregnet, at næsten halvdelen af den tilførte fosfor stammede fra spildevand fra den spredte bebyggelse. Selvom beregningerne indeholder visse usikkerhedsmomenter, er det åbenbart, at det først og fremmest er overfor denne kilde, der skal gribes ind, hvis tilstanden i Bryrup Langsø skal forbedres.

Det er anført, at indløbskoncentrationen af fosfor vil falde til ca. 85 µg P/l, hvis bidraget fra den spredte bebyggelse blev reduceret med 50 %.

Enhver reduktion af fosfortilførslerne vil naturligvis være til gavn for søen og da fosforbidraget fra de dyrke-



Figur 69.

Sammenhængen mellem total fosfor i søvandet og sigtdybden i Bryrup Langsø.

Sommerværdier (1/5 - 1/10) fra 1989 til 1992.

de jorde også er en betydelig kilde til eutrofieringen af søen vil det derfor også være vigtigt, at bidraget herfra er så lille som muligt.

Den fremtidige tilstand

Fosforniveauet i søen er afgørende for søens tilstand. Der eksisterer således en sammenhæng mellem koncentrationen af total fosfor i søvandet og sigtdybden, som jo er et mål for algermængden i søen (figur 69).

Ud fra den sammenhæng mellem sø- og indløbskoncentration for fosfor, som er beskrevet af Vollenweider (1976) og som passer rimeligt på danske forhold (Jensen og Andersen, 1990) :

$$[P_{sø}] = [P_{ind}] / (1 + Tw^{0.5})$$

hvor $[P_{sø}]$ = fosforkoncentrationen i søvandet
 $[P_{ind}]$ = fosforkoncentrationen i indløbsvandet
 Tw = vandets opholdstid

kan den fremtidige gennemsnitlige sommer-søkoncentration med en indløbskoncentration på 80 - 100 µg P/l beregnes til at ville blive omkring 50 - 70 µg P/l.

En sådan søkoncentration som en gennemsnitlig sommerværdi vil ud fra såvel figur 69, som er fremkommet ud fra data fra Bryrup Langsø, som den sigtdybdemodel, som er opstillet på baggrund af data fra de danske overvågningssøer (Kristensen et al., 1991) :

$$\text{Sigtdybde (m)} = 0,25 [P_{\text{sø}}]^{-0,61} Z^{0,25}$$

hvor $[P_{\text{sø}}]$ = fosforkoncentrationen i søvandet
 Z = gennemsnitsdybden i søen

resultere i en gennemsnitlige sommersigtdybde på 2 m eller derover. Her skal det erindres, at den anvendte model til beregning af sigtdybden har en tendens til at underestimere sigtdybden (se s. 30).

Recipientkvalitetsplanen, hvori målsætningen netop lyder på mindst 2 m som en gennemsnitlig sommersigtdybde, vil dermed være opfyldt.

En sigtdybde på over 2 m som et sommergennemsnit vil ændre forholdene i søen og som nævnt opfylde søens målsætning.

Skal forholdene i Bryrup Langsø nærme sig de, som var i søen før eutrofieringen for alvor tog fart, er det imidlertid nødvendigt, at den gennemsnitlige sigtdybde i sommermånederne ikke er under 2,5 - 3,0 m. En sådan sigtdybde vil kræve en fosforkoncentration i søvandet på omkring 50 µg P/l, hvilket vil være muligt i det øjeblik, søen er i ligevægt med fosfortilførslerne og indløbskoncentrationen i øvrigt ikke overstiger 75 µg P/l i gennemsnit.

Mængden af alger vil med en reduceret fosforkoncentration i søvandet under alle omstændigheder blive mindre og dermed vil bl.a. størrelsen og hyppigheden af de tilbagevendende tilfælde af "blågrønne vandblomst" aftage væsentligt. Det kan sandsynligvis ikke forventes, at blågrønne alger helt vil forsvinde, men generelt vil der optræde flere algearter, som er karakteristiske for renere søer, end tilfældet er i dag.

En større sigtdybde vil desuden medføre, at undervandsplanterne vil få væsentligt bedre levevilkår. Der vil således være mulighed for, at undervandsvegetationen igen vil brede sig til dybder på 2 til 3 m, hvilket yderligere vil have en gavnlig effekt på fosforkoncentration og sigtdybde i søen, idet en del af søvandets fosfor da vil blive bundet i plantevæv.

Rovfiskene vil med en større gennemsigtelighed i vandet også få forbedrede vilkår og den bestand af specielt gedder, som i dag er i søen, vil sandsynligvis blive større i en renere sø.

Søens rekreative værdi vil i en mindre eutrofieret sø blive markant større.

Med en mindre algemængde vil værdien som badevandssø stige betragteligt, idet der da vil være mulighed for at bade i søen også i den sidste del af sommeren

uden at være plaget af de mange alger.

Et lavere næringsstofniveau vil som nævnt influere på fiskebestanden. Resultatet vil sandsynligvis blive, at der totalt set bliver en mindre fiskemængde i søen. Årsagen hertil er, at den store skalleskallepopulation, som i øjeblikket findes i søen, vil blive mindre. I stedet vil der komme flere rovfisk og det må forventes, at geddebestanden og måske også bestanden af sandart vil blive større, end den er i dag.

Det skal understreges, at med den anviste reduktion af de eksterne fosfortilførsler vil søens tilstand blive forbedret også før en ligevægt med fosfortilførslen er opnået.

Forbedringerne vil sandsynligvis ske løbende, men det er svært nøjagtigt at beskrive vejen til en renere sø.

Det er f.eks. afgørende, hvorvidt fiskebestanden i søen gradvist vil afspejle ændringerne i søens indhold af fosfor. Forbliver fiskebestandens størrelse og sammensætning uændret på trods af en faldende fosforkoncentration, er det muligt, at der ikke umiddelbart vil ske en ændring i bl.a. lysforholdene i søen, idet en fortsat stor bestand af zooplanktonædende fisk vedblivende vil holde zooplanktonmængden nede og dermed forhindre, at sigtdybden bliver større.

Omvendt vil sigtdybden måske blive forbedret hurtigere end forventet, hvis det lykkes en undervandsvegetation at få fæste, da der da vil blive en større konkurrence om næringsstofferne i søen.

Det vil derfor i de kommende år blive interessant at følge udviklingen i Bryrup Langsø for at se, hvor stor en effekt den reduktion i fosfortilførslen, som allerede er foretaget og de yderligere tiltag, som er nødvendige, vil have på søens tilstand.

Sammenfattende kan det konkluderes, at Bryrup Langsø er karakteriseret af :

- at være i en eutrofieret tilstand med en for høj fosforkoncentration i søvandet, for mange alger, en lille sigtdybde, manglende undervandsvegetation og en relativt lille population af gedder
- at årsagen til forureningen primært er tidligere tiders spildevandsudledninger fra kloakerede områder.
- at resultatet af de store tilledninger af fosfor via spildevandet er, at der ligger en pulje af fosfor i søbunden, som bliver frigjort hver sensommer/efterår.

- *at der er sket en betragtelig reduktion i de eksterne fosfortilførsler til søen, men at det er nødvendigt med yderligere reduktioner, hvis søens tilstand skal forbedres og målsætningen i Recipientkvalitetsplanen opfyldes.*
- *at sigtdybden i sommermånederne i gennemsnit skal være over 2 m i følge søens målsætning.*
- *at det er nødvendigt, at fosforkoncentrationen i indløbsvandet kommer under 100 µg P/l som et gennemsnit. Søvandets gennemsnitlige koncentration af fosfor vil da komme til at ligge på et niveau på omkring 50-80 µg P/l i en ligevægtssituation.*
- *Da det er den spredte bebyggelse, som bidrager med den største del af den til søen tilførte fosfor, vil det i første række være overfor denne kilde, der skal gribes ind.*
- *at der vil gå adskillige år (10 - 20 år) inden søens tilstand i væsentlig grad vil ændres, fordi den største del af fosforpuljen i sedimentet først skal skylles ud.*
- *at det skal understreges, at der vil ske forbedringer i søens tilstand også før de 10 - 20 år er gået og søen er kommet i ligevægt med fosfortilførslerne.*

Referencer

- Andersen, J.M. (1974) : Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. - Arch Hydrobiol. 74, 528-50.
- Andersen, J.M. (1975) : Influence of pH on the release of phosphorus from lake sediments. Arch. Hydrobiol. 76, 411-19.
- Andersen, J.M. (1977a) : Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. - Arch. Hydrobiol. 80, 147-59.
- Andersen, J.M. (1977b) : Importance of the denitrification process for the rate of degradation of organic matter in lake sediments. Proc. Internat. symp. Amsterdam, 1976: Interactions between sediments and fresh water. The Hauge 1977, 357-62.
- Færgemann, H & Petersen, A (1992) : Dynamisk stofbalancemodell for kvælstofkredsløbet i søer. DTH. Laboratoriet for Økologi og Miljølære.
- Gudenåundersøgelsen (1973-75) : Rapporter udgivet af Gudenåudvalget. Udarbejdet af VKI (1975a, b, c).
- Gudenåundersøgelsen, (1975) : Kartering af rørsump- og flydebladsvegetation i udvalgte søer i Gudenåsystemet. Gudenåundersøgelsen 1974-75. Rapport nr. 26.
- Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen (1990) : Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990.
- Jacobsen, O.S. (1977) : Sorption of phosphate by Danish lake sediments. - Vatten 33, 290-98.
- Jensen, H.S. & Andersen F.Ø. (1990) : Fosforbelastning i lavvandede, eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 96 pp.
- Jeppesen, E., E. Mortensen, M. Søndergaard. A.M. Hansen og J.P. Jensen (1991) : Dyreplanktonet som miljøindikator. Vand og Miljø 8: 394-398.
- Kristensen et al. (1990a) : Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 130 pp. - Faglig rapport fra Kristensen et al. nr 5.
- Kristensen et al. (1990b) : Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990: 27 sider.
- Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen (1990c) : Slutrapport for NPo-forskningsprojekt C9: Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-projekt 4.5. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen: 120 sider.
- Kristensen et al. (1991): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 sider + bilag. Faglig rapport nr. 38.
- Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelsesprogram fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram,. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 57 s. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.
- Olrik, K. (1990) : Planteplanktonsamfund i danske søer.
- Olrik, K. (1991) : Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del I, Metoder. Rapport til Miljøstyrelsen.
- Rebsdorf, Aa., M. Søndergaard og N. Thyssen (1988) : Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988: 59 sider. Teknisk rapport nr. 21. Publ. nr. 98.
- Reynolds, C.S. (1984) : The ecology of freshwater phytoplankton.
- Rosen, Göran (1981) : Tusen sjöar, Växtplanktons miljökrav.
- Vollenweider, R.A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33 :53 - 83.
- Århus Amt (1979) : Bryrup Søerne 1978. Teknisk rapport., Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1989a) : Bryrup Søerne 1987. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1989b) : Fisk i Bryrup Langsø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1989c) : Fisk i Ravn sø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1989d) : Fisk i Ørn sø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt, (1990a) : Smådyr i Bryrup Langsø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1990b) : Recipientkvalitetsplan, 1990. Bind I - Vandløb, søer og kystvande. Krav til spildevandsrensning, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1990c) : Bryrup Langsø 1989. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1991) : Bryrup Langsø 1990. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1992) : Bryrup Langsø 1991. Data rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

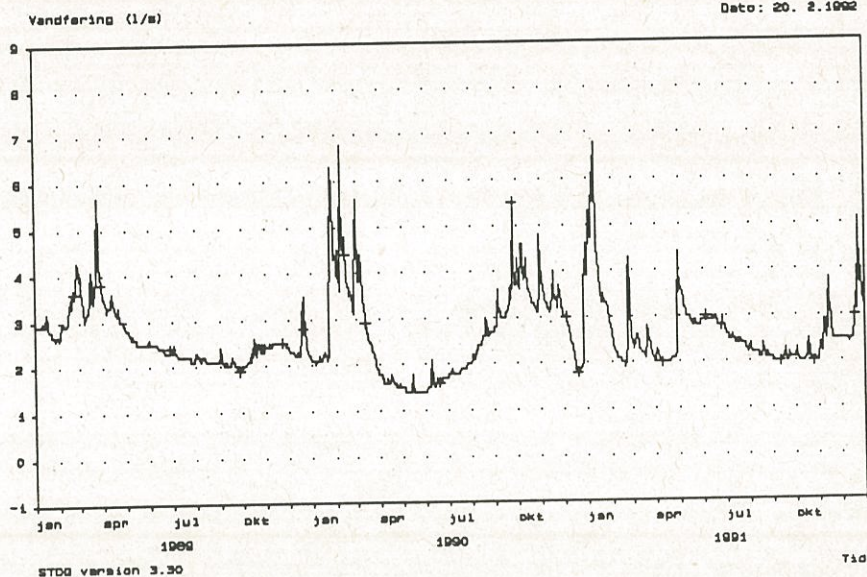
Bilagsoversigt

Daglige vandføringer i tilløb og afløb	Bilag 1
qQ-relationer for tilløb og afløb	Bilag 2
Månedsmiddelvandføringer i Nimdrup bæk og i afløbet fra Bryrup Langsø	Bilag 3
Årstidsvariation af kvælstof og fosfor i Nimdrup bæk og Kringelbæk for perioden 1989 til 1992.	Bilag 4
Metode for beregning af massebalance	Bilag 5
Massebalance for 1991.	Bilag 6
Fytoplankton - metodik	Bilag 7
Zooplankton - metodik og grafer	Bilag 8
Fisk - metodik	Bilag 9
Samletabel og beregnede data	Bilag 10
Dybdekort over Bryrup Langsø	Bilag 11

BILAG

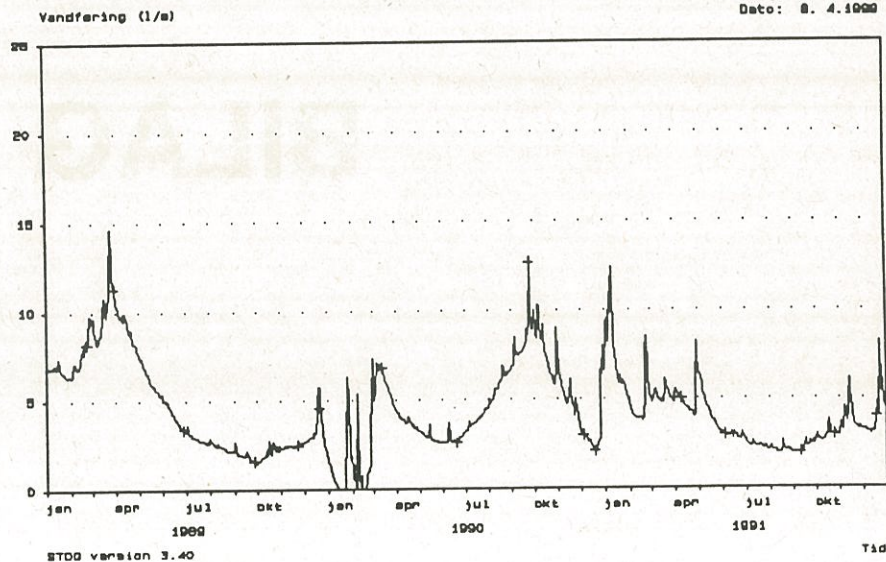
DAGLIG VANDFØRING 090064 Lystrup & Tilløb Bryrup Langesø f.sydvest
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS - prøve, med i beregning

Dato: 20. 2.1992



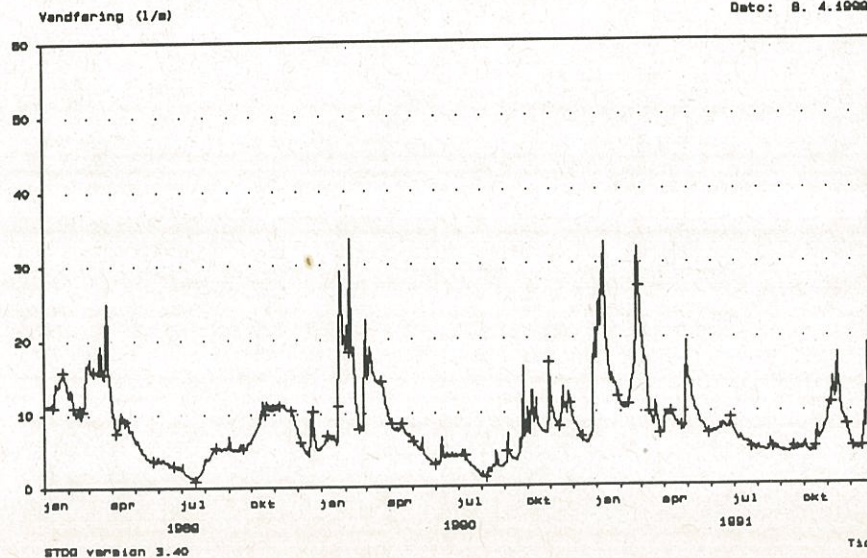
DAGLIG VANDFØRING 090467 Lystrup & Tilløb Bryrup Langesø fra nord
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS - prøve, med i beregning

Dato: 8. 4.1992



DAGLIG VANDFØRING 090536 Lystrup & Afløb Karlø, o.s. Kringelbæk
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS - prøve, med i beregning

Dato: 8. 4.1992

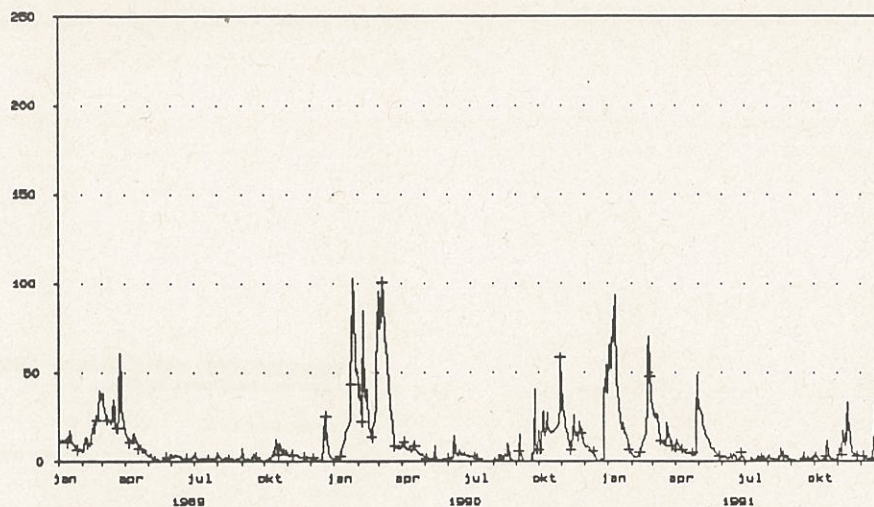


Daglige vandføringer i
 tilløbet fra sydvest,
 Kaldal bæk og afløbet
 fra Karl sø fra 1989 til
 1992

DAGLIG VANDFØRING 090274 Lystrup & Kringelbæk, afløb Karles
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS = prøve, med 1 barregn

Vandføring (l/s)

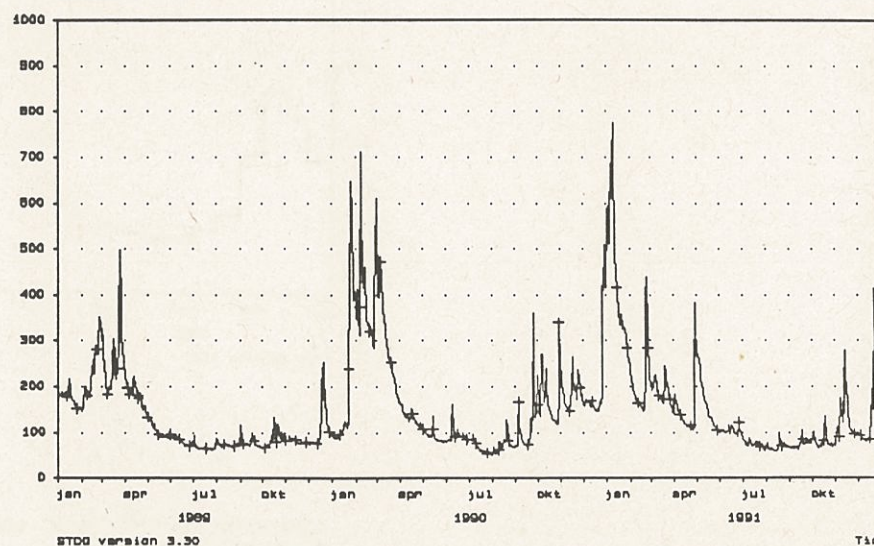
Dato: 9. 4. 1992



DAGLIG VANDFØRING 090275 Lystrup & Nimdrup Bæk, o.s. Bryrup L.
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS = prøve, med 1 barregn

Vandføring (l/s)

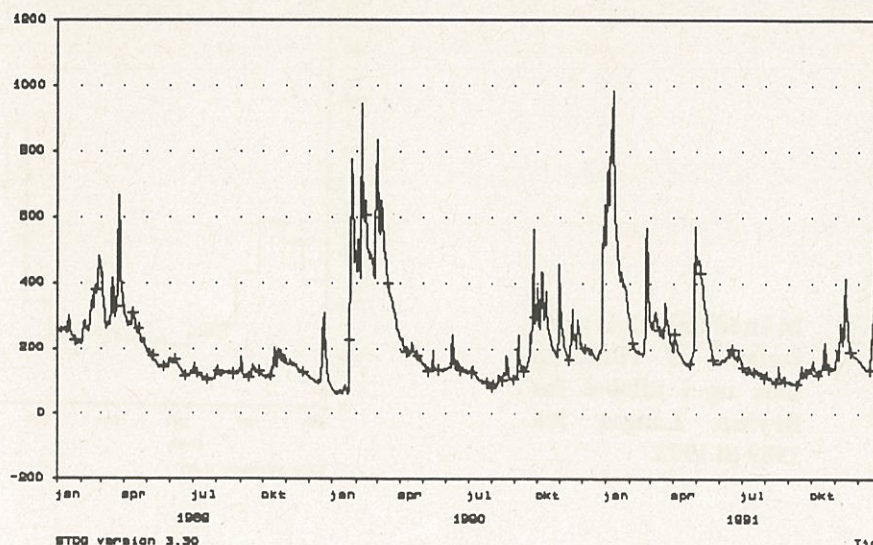
Dato: 21. 2. 1992



DAGLIG VANDFØRING 090535 Lystrup & Bryrup Langsø, afløb
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS = prøve, med 1 barregn

Vandføring (l/s)

Dato: 20. 2. 1992

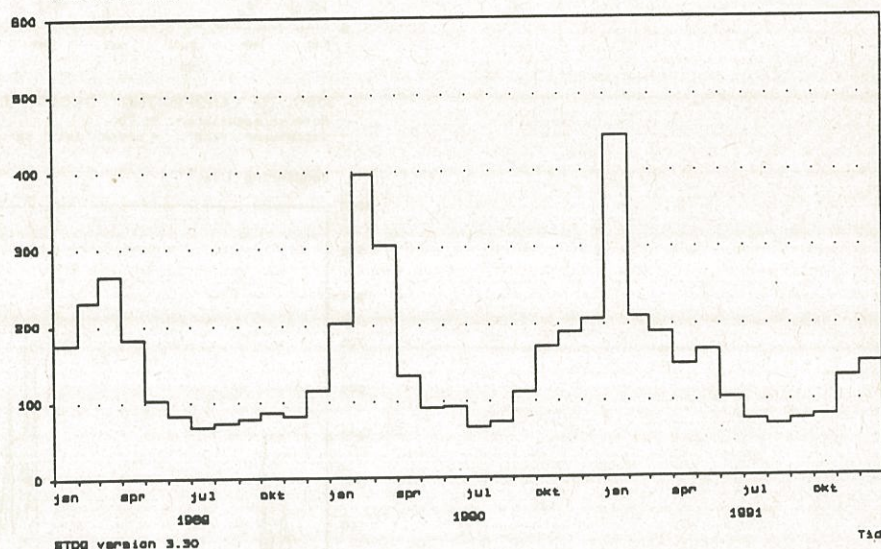


Daglige vandføringer i
 Kringelbæk, Nimdrup
 bæk og i afløbet fra
 Bryrup Langsø fra 1989
 til 1992.

MÅNEDSMIDDELVANDFØRING 090275 Lystrup å Nimdrup Bæk, o.s. Bryrup L.
Referencestationer: 21.73

Vandføring (l/s)

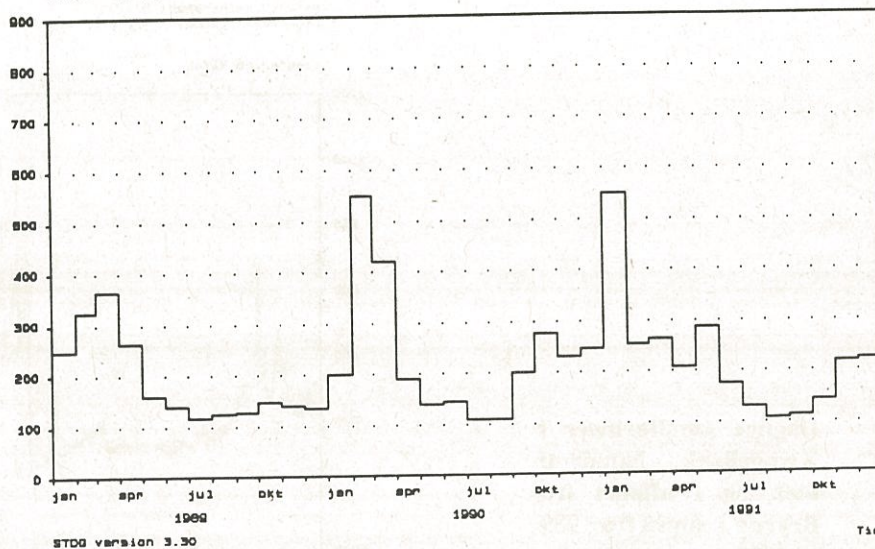
Dato: 21. 2.1992



MÅNEDSMIDDELVANDFØRING 090535 Lystrup å Bryrup Langsø, afløb
Referencestationer: 21.73

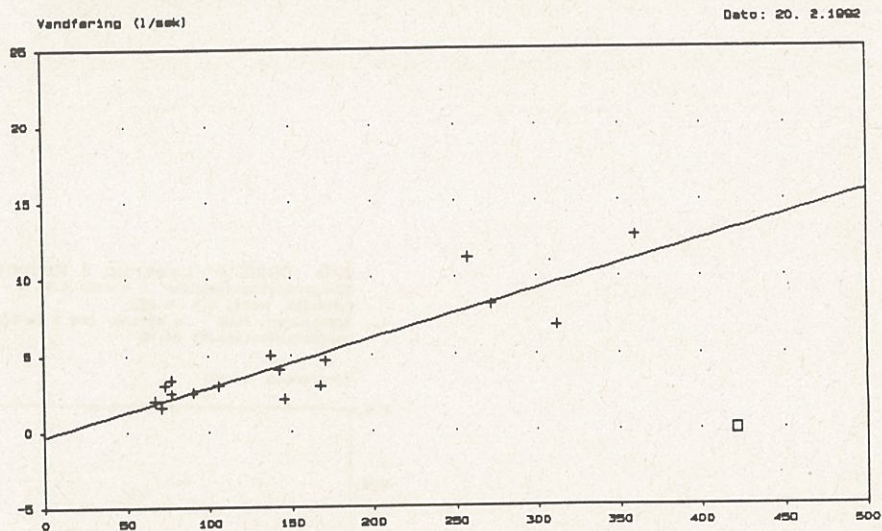
Vandføring (l/s)

Dato: 20. 2.1992

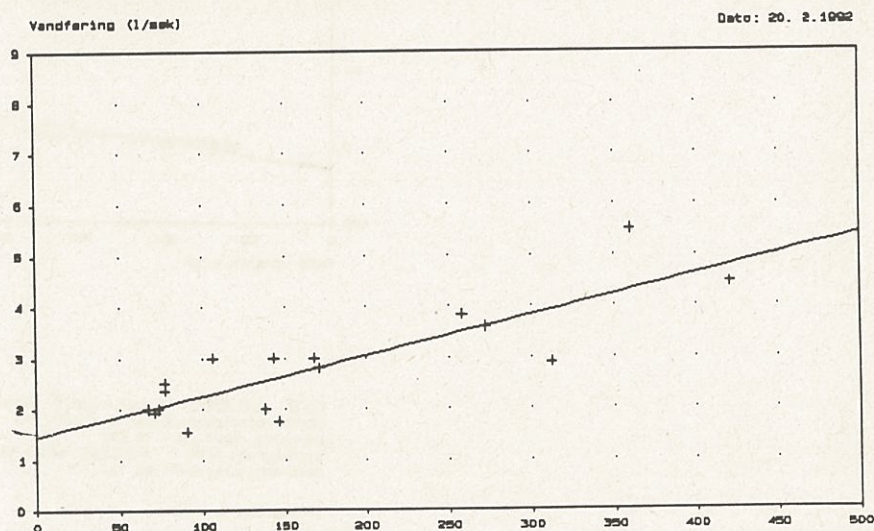


Månedsmiddelvand-
føringer i Nimdrup
bæk og i afløbet fra
Bryrup Langsø fra
1989 til 1992.

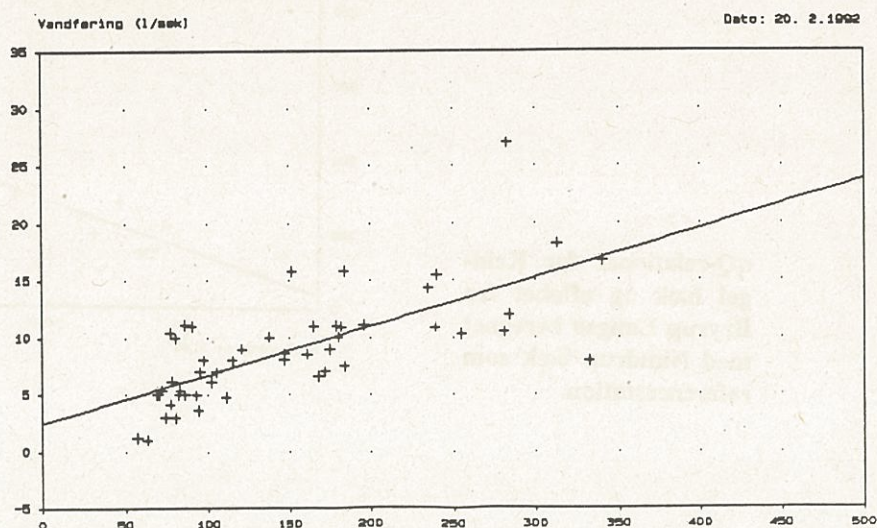
Q/Q 090457 Lystrup & Tilløb Bryrup Langsø fra nord
 Q-Q-korrelationsmetoden $Q = Ax + B$ A = $3.1834E-02$ B = $-2.9259E-01$
 Korrelat. koef. R = 0.891
 Signaturer: PLUS - måling, med 1 beregn FIRKANT - måling, IKKE med 1 beregn
 Referencestationer: 21.73



Q/Q 090054 Lystrup & T.løb Bryrup Langsø f. sydvest
 Q-Q-korrelationsmetoden $Q = Ax + B$ A = $7.0763E-03$ B = $1.4891E+00$
 Korrelat. koef. R = 0.840
 Signaturer: PLUS - måling, med 1 beregn
 Referencestationer: 21.73

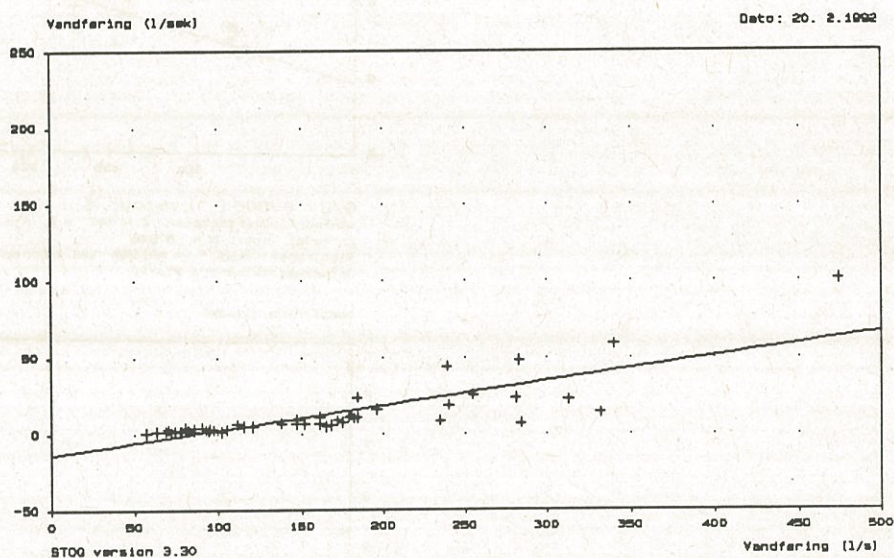


Q/Q 090535 Lystrup & Afløb Karl sø o.s. Kringelbæk
 Q-Q-korrelationsmetoden $Q = Ax + B$ A = $4.2833E-02$ B = $2.4840E+00$
 Korrelat. koef. R = 0.708
 Signaturer: PLUS - måling, med 1 beregn
 Referencestationer: 21.73

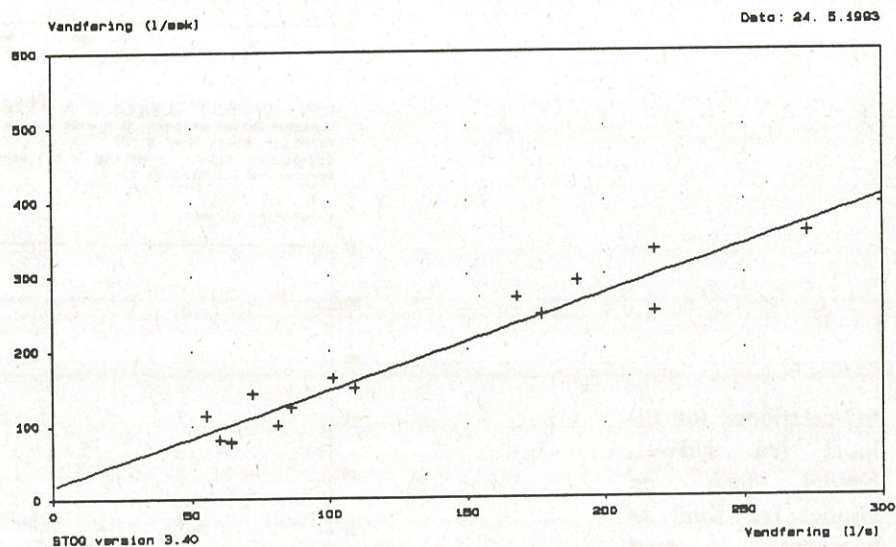


qQ-relationer for til-
 løbet fra sydvest,
 Kaldal bæk og
 afløbet fra Karl sø
 beregnet med
 Nimdrup bæk som
 referencestation.

Q/Q 090274 Lystrup å Kringelbæk, afløb Karlise
 QQ-korrelationsmetoden $Q = A \cdot Q_r + B$ A = 1.6164E-01 B = -1.3688E+01
 Korrelet. koef. R = 0.628
 Signaturer: PLUS = måling, med i beregn
 Referencestationer: 21.73

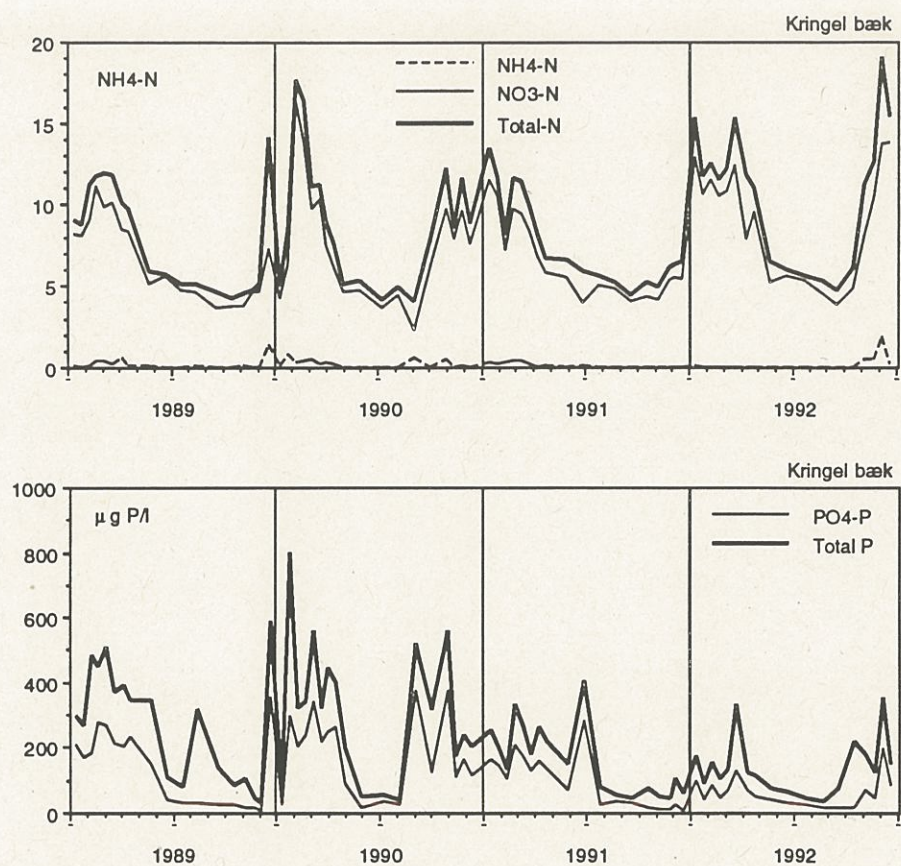


Q/Q 090535 Lystrup å Bryrup Langsø, afløb
 QQ-korrelationsmetoden $Q = A \cdot Q_r + B$ A = 1.2663E+00 B = 1.6248E+01
 Korrelet. koef. R = 0.972
 Signaturer: PLUS = måling, med i beregn
 Referencestationer: 21.73

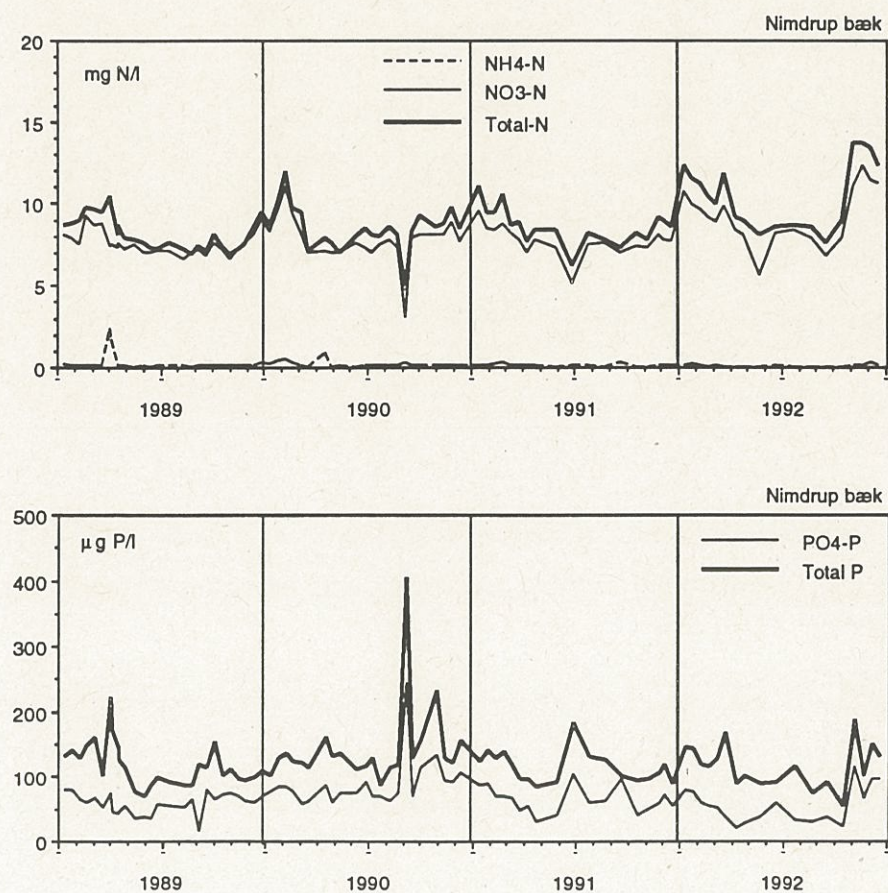


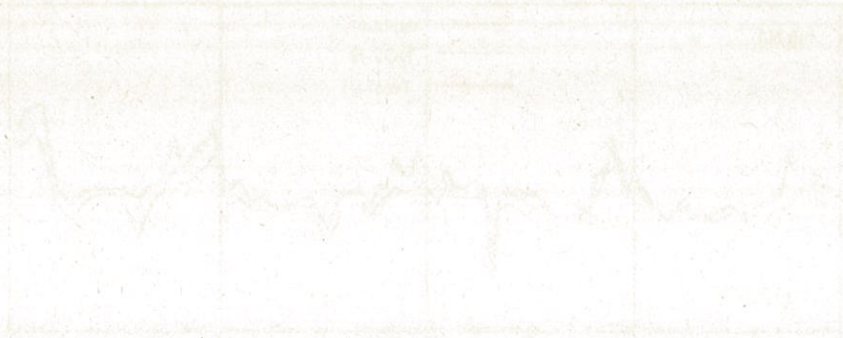
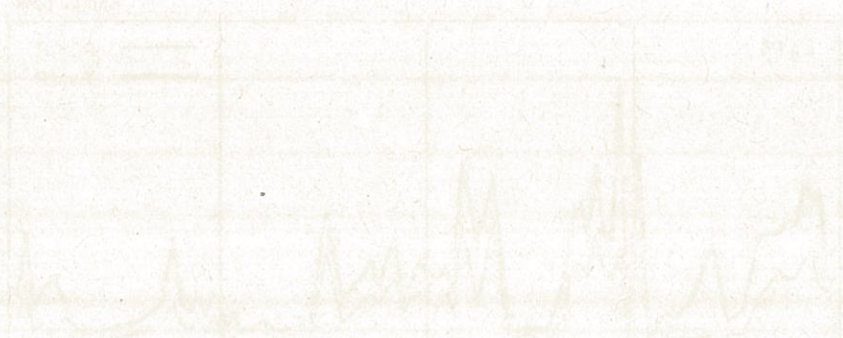
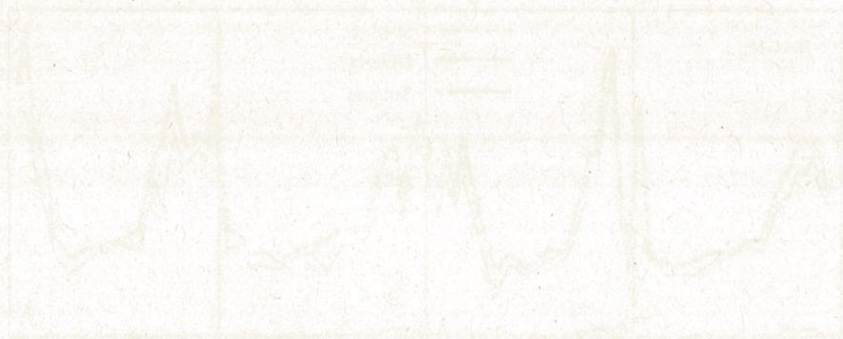
qQ-relationer for Kringelbæk og afløbet fra Bryrup Langsø beregnet med Nimdrup bæk som referencestation.

Årstidsvariationen af kvælstof og fosfor i Kringel bæk fra 1989 til 1992



Årstidsvariationen af kvælstof og fosfor i Nimdrup bæk fra 1989 til 1992.





Metode for beregning af massebalance

Vandbalancen opstilles ud fra følgende størrelser :

GRUNDDATA

N : nedbør	(månedsværdier, mm)
E _a : fordampning	(månedsværdier, mm)
Q _p : direkte tilførsel	(månedsværdier, l/s)
Q _t : sum af målte tilløb	(månedsværdier, l/s)
Q _a : afløb	(månedsværdier, l/s)
Q _u : umålt opland (beregnes ud fra vægtning af tilløb)	(månedsværdier, l/s)
Q _s : vandstandsvariationer (magasinerings)	(diskrete værdier, m)
Q _g : udveksling med grundvand	(månedsværdier, mm)
A : søareal	(konstant, m ²)

$$\text{Ligning : } Q_g = -A(N - E_a) - Q_p - Q_t + Q_a - Q_u + Q_s$$

hvor $Q_u = \text{sum af } (Q_i(v_i - 1))$, for $i = 1$ til antal tilløb (v_i er vægte $< > 1,0$)

$Q_s = \text{produktet af lineært interpoleret ændring i vandstand mellem månedsslut/-månedssstart og søareal.}$

Stofbalance opstilles ud fra :

P _a : atmosfærisk deposition	(konstant, kg/ha/år)
T _t : sum af målte transporter i tilløb	(månedsværdier, kg)
T _a : transport i afløb	(månedsværdier, kg)
T _p : direkte stofudledning fra punktkilder	(månedsværdier, kg)
T _ø : direkte udledning fra øvrige kilder	(månedsværdier, kg)
T _u : stoftilførsel fra umålt opland (vægtede)	(månedsværdier, kg)
T _g : stofudveksling med grundvand (+/-)	(månedsværdier, kg)
S : ændret stofindhold i søen (søkonc., volumen)	(diskrete værdier, µg/l·m ³)
T _i : intern belastning	(månedsværdier, kg)
C : søkoncentration	(diskrete værdier, µg/l)
V : søvolumen	(diskrete værdier, m ³)
g ₊ : koncentration af tilført grundvand	(konstant, µg/l)
g ₋ : koncentration af udsivet grundvand	(konstant, µg/l)

$$\text{Ligning : } T_i = -P_a A - T_t + T_a - T_p - T_{\emptyset} - T_u - T_g + S$$

hvor $T_u = \text{sum af } (T_t(v_i - 1))$, for $i = 1$ til antal tilløb (med vægte $< > 1,0$)

$T_g = g_+ Q_g$ for $q_g > 0$ (måneder med tilstrømning) og

$T_g = g_- Q_g$ for $Q_g < 0$ (måneder med udsivning).

$$S = C_{n+1} V_{n+1} - C_n V_n \text{ (interpolerede værdier ved månedsskifter)}$$

(søvolumener er beregnet ud fra diskrete vandstande og søareal)

Massebalance for 1991

Station	oplandsareal km**2	vand mio. m**3/år	specifik afstrøm- ning pr. år (cm)	Total-N t N/år	Total P t P/år	PO4-P t P/år	Total COD t/år	Total jern t/år
Nimdrup bæk (090275)	29,00	4,82	17	43,30	0,562	0,321	67,7	0,878
Afløb Karl sø (090536)	3,94	0,30	8	0,54	0,016	0,004	5,1	0,029
Kringelbæk (090274)	6,60	0,33	5	3,17	0,066	0,040	8,7	0,071
Tilløb fra nord (090467)	2,63	0,15	6	0,75	0,005	0,001		0,033
Tilløb fra SV (090064)	0,67	0,08	12	0,38	0,007	0,003		0,013
Umålt opland	2,00	0,26	13	1,04	0,013	0,006		0,052
Rest (indsivning)		1,07		4,28	0,032	0,027	18,0	0,210
Nedbør				0,57	0,007			
Total tilførsel	45,00	7,01		54,03	0,708	0,402	99,4	1,286
Afløb Bryrup langsø(090535)	45,00	7,01	16	32,7	0,717	0,248	116	1,064
Reduktion %				39%	-1%		-16%	17%

Tabel 3. Vand- og næringsstofbalance for Bryrup Langsø 1991. (for bemærkninger - se tekst)

Fytoplankton - metodik

Prøvetagning

De kvantitative fytoplanktonprøver er udtaget på en station, som er placeret på det dybeste sted i søen. Prøverne er udtaget med vandhenter, og af blandingsprøven fra 0.2, 1 og 2 m er der udtaget 250 ml, som er fikseret i sur lugol's opløsning.

Derudover er udtaget netprøver til kvalitativ bestemmelse af ikke så hyppigt forekommende slægter/arter. Prøven er udtaget med planktonnet med en maskevidde på 20 µm, hvorefter den er fikseret med sur lugol's opløsning.

I øvrigt henvises til overvågningsprogrammets tekniske anvisning: "Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del 1; Metoder".

Bearbejdning af prøver

Den kvantitative oparbejdning af fytoplanktonprøverne blev foretaget ved hjælp af omvendt mikroskopi ved anvendelse af Uthermöhl's sedimentationsteknik (Uthermöhl, 1958). Der blev anvendt sedimentationsskamre med en volumen på 5 og 10 ml.

For hver prøvetagningsdag er der ud fra net- og vandprøverne udarbejdet en artsliste med samtlige fundne slægter og arter.

Det er tilstræbt at tælle mindst 100 individer/kolonier af de hyppigst forekommende arter i hver prøve. Et tælle-tal på ca. 100 medfører en usikkerhed på ca. 20%.

Volumen af de kvantitativt dominerende arter er bestemt ved opmåling af de lineære dimensioner af 8-15 celler og en efterfølgende tilnærmelse af cellens form til simple geometriske figurer (Edler, 1979).

For kiselalger er der for data fra 1989 ved omregning fra vådvægt til kulstof, altid kalkuleret med en vakuole størrelse i cellen på 75%. Med data fra 1990 og 1991 er der ved denne omregning kalkuleret med en plasmatykkelse i cellen på 1 µm. Efterfølgende omregning til kulstof er foretaget ved hjælp af formlen:

$$PV = CV - (0.9 \cdot VV)$$

hvor PV = det modificerede plasmavolumen, CV = det totale cellevolumen og VV = vakuolens volumen.

Med data fra 1992 er kulstofberegningerne for kiselalger ændret (jvf. vejledningen) til ikke længere at tage hensyn til en vakuole i kiselalgerne med et lavere kul-

stofindhold. Det antages derfor, at kulstofindholdet i kiselalger udgør 11 % af plasmavolumen.

Ifølge ovennævnt retningslinier er det endvidere antaget, at kulstof udgør følgende procentdele af organismernes plasmavolumen: Thekate furealger: 13%, øvrige algegrupper: 11%.

De vigtigste slægter og arter er optalt særskilt. Flagellater tilhørende slægten *Cryptomonas*, flagellater der ikke kunne artsbestemmes i de lugolfikserede prøver, celler der var for fåtallige til at blive optalt særskilt samt celler, som ikke kunne identificeres, er samlet i passende størrelsesgrupperinger. Volumen af disse grupper er således påført en større usikkerhed end de øvrige volumenberegninger.

Den kolonidannende blågrønalgeslægt *Micocystis* og andre blågrønalger er ofte vanskelige at kvantificere i fytoplanktonprøver, på grund af cellernes mere eller mindre spredte placering i koloniernes uregelmæssigt formede gelé. Volumen af *Micocystis* er derfor opgjort ved at optælle antal delkolonier af en passende størrelse. Der er beregnet et gennemsnitligt antal celler pr. delkoloni, således at delkoloniens volumen kan beregnes ud fra volumen pr. celle. På denne måde undgås det at skulle skønne den faktor, hvormed det beregnede volumen af hele kolonier ellers kan reduceres for at fratrække geléens volumen.

Prøverne er oparbejdet af cand.scient. Helle Jensen.

Registreringer, beregninger og rapportering er foretaget ved hjælp af planktondatabasebehandlingsprogrammet ALGESYS.

Anvendt bestemmelseslitteratur er angivet i referencelisten.

Edler L. (1979) : Recommendations for Marine Biological Studies in the Baltic sea. Phytoplankton and Chlorophyll. Baltic Marine Biologists. No. 5.

Huber-Pestalozzi & G. Stuttgart (1938-1983) : Das Phytoplankton des Süßwassers. - I : Thienemanns Binnengewässer.

Lind E.M. & A.J. Brook (1980) : Desmids of the English Lake District. Freshwater Biological Association, No. 42.

Nygård G. (1976) : Dansk Planteplankton. København.

Olrik K. (1991) : Vejledning i fytoplanktonbedømmelse, del I, Metoder. Rapport til Miljøstyrelsen.

Prescott G.W. (1976) : Algae. Michigan.

Skuja H. (1956) : Taxonomische und biologische Studien über das Phytoplankton Schwedische Binnengewässer. Uppsala.

Tikkanen, Toini (1986) : Kasviplanktonopas. Helsinki.

Uthermöhl H. (1958) : Zur Vervollkommen der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt. Int. Ver. Limnol., 9 :pp. 1-38.

Zooplankton - metodik og grafer

Prøvetagning

Prøverne er indsamlet med 5 liter hjerteklap vandhenter med KC-maskiners ekstra sikring af klapperne. På hver af de tre stationer er der taget prøver i 0,5+2+4+6 m. Fra hver blandingsprøve er der udtaget hhv. 2 liter til filtrering gennem 90 µm net og 0,5 liter til sedimentation. Alle tre stationer er endeligt puljet således, at den filtrerede prøve indeholder 6 liter og den sedimenterede prøve 1,5 liter. Begge prøver er konserveret med sur Lugol's opløsning og opbevaret i mørke flasker. Det bør bemærkes, at de sedimenterede prøver fra første halvdel af 1990 mangler.

Bearbejdning

Den kvantitative oparbejdning af prøverne er foretaget i omvendt mikroskop. I de fleste tilfælde er identifikation af dyrene også foretaget i dette.

Oparbejdningen af den sedimenterede og den filtrerede prøve er så vidt muligt sket i overensstemmelse med overvågningsprogrammets vejledning "Zooplanktonundersøgelser i søer; Metoder", som der derfor henvises til for detaljeret beskrivelse af metodik.

Zooplanktonets biomasse er beregnet efter længde/vægt-relationer og længde/volumen-relationer (McCauley, 1984). Biomassen er opgivet i mm³/l. Beregningerne er for alle grupper foretaget som et gennemsnit af de individuelle biomasseværdier.

Bestemmelse og optælling er foretaget af Bio/consult/cand.scient Poul Zebach.

Registreringer, bearbejdning og rapportering er foretaget ved hjælp af planktonbehandlingsprogrammet ALGESYS.

Referencer :

Flössner D. (1972) : Krebstiere, Crustacea, Kiemen - und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura, Die Tierwelt Deutschlands. 60. Teil.

Kiefer F. & G. Fryer (1978) : Das Zooplankton der Binnengewässer. Die Binnengewässer Band XXVI, 2. Teil.

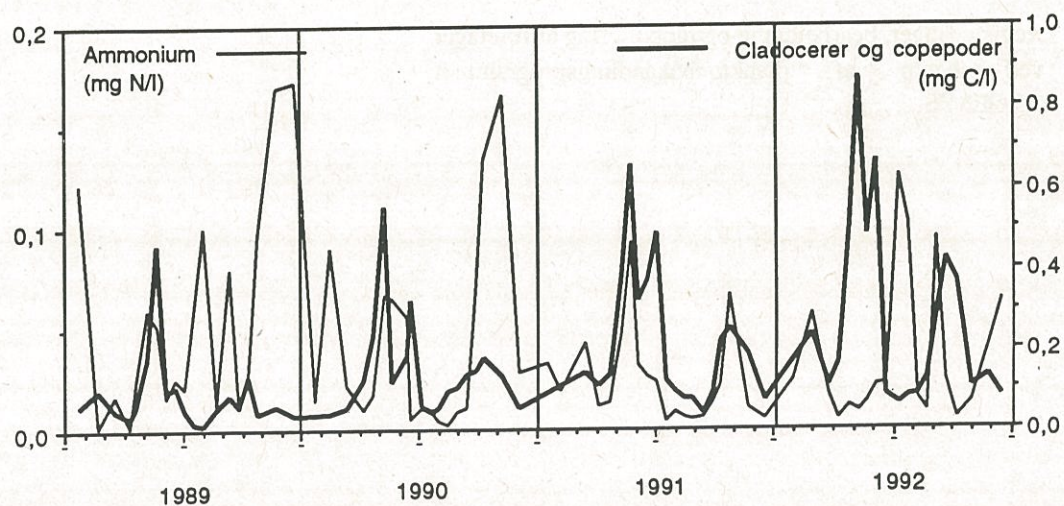
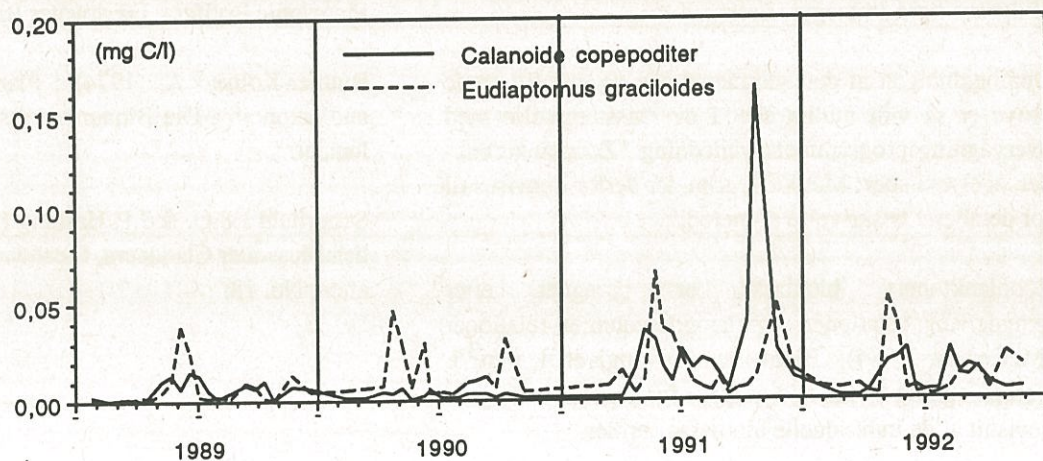
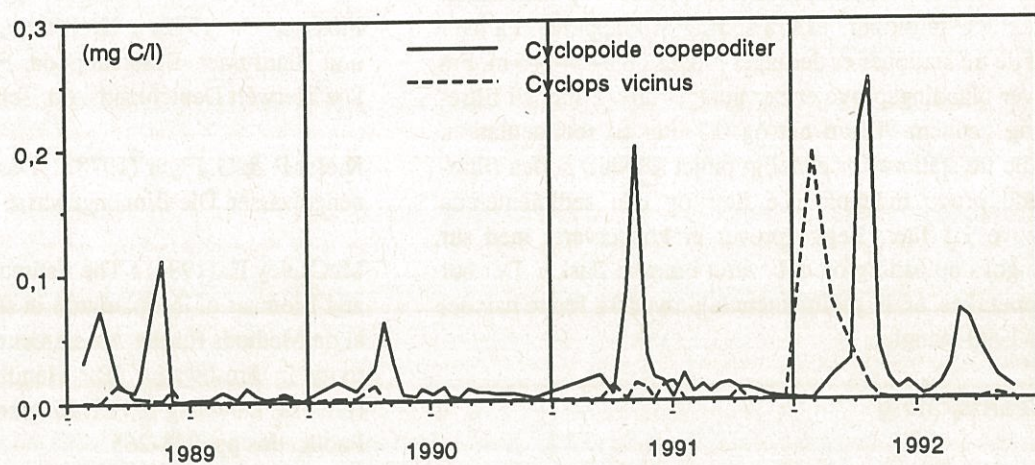
McCauley E. (1984) : The Estimation of the Abundance and Biomass of Zooplankton in samples. Fra : A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwater; IBP Handbook 17; 2nd edition. (Ed. J.A. Downing & F.H. Riegler). Blackwell Scientific Publications pp. 228-265.

Pontin R. M. (1978) : A Key to British Freshwater Planctonic Rotifera. Freshwater Biological Association.

Ruttner-Kolisko A. (1974) : Plankton rotifers biology and taxonomy. Die Binnengewässer vol. XXVI/1 supplement.

Scourfield J.S.O. & J.P. Harding (1966) : A Key to British Freshwater Cladocera. Freshwater Biological Association. No. 18.

Cyclopoide og calanoide vandlopper i Bryrup
Langsø samt en sammenligning mellem biomassen af
copepoder og cladocerer og ammoniumkoncentratio-
nen i overfladevandet fra 1989 til 1992.



Fisk - metodik

Sammenhæng mellem totallængde og forklængde efter ligningen:

$L_{\text{total}} = a + b \cdot L_{\text{fork}}$, hvor a og b med tilhørende standardafvigelser er fundet ved lineær regression. Data er indsamlet fra nærværende undersøgelse samt en fiskeundersøgelse i Ravn Sø i Århus Amt.

Art	Antal	a	b	R ²
Smelt	13	0,236 ± 0,637	1,062 ± 0,701	0,954
Gedde	76	0,083 ± 0,138	1,061 ± 0,043	0,999
Skalle	269	0,049 ± 0,060	1,116 ± 0,003	0,999
Rudskalle	43	0,015 ± 0,109	1,097 ± 0,005	1,000
Flire	14	0,151 ± 0,111	1,151 ± 0,009	1,000
Brasen	28	0,653 ± 0,849	1,143 ± 0,024	0,994
Aborre	277	-0,011 ± 0,037	1,058 ± 0,018	1,000
Hork	82	0,168 ± 0,047	1,045 ± 0,005	0,999

Konditionsfaktoren K er beregnet for hver enkelt fisk som:

$$K = 100 \cdot W/L^3$$

hvor

W = fiskens vægt (g)

L = fiskens længde (cm)

Artsdiversitetsindekset I_a beregnes ud fra den enkeltes arts vægtmæssige andel (P_n) af den samlede fangst.

$$I_a = (\sum P_n^2)^{0,5}$$

Indekset antager værdier mellem 0 og 1.

Rovfiskeindekset I_R er beregnet som forholdet mellem den samlede vægt af alle rovfisk (gedde, aborre og sandart) ≥ 10 cm og den samlede vægt af alle fisk:

$$I_R = \frac{\text{vægt af rovfisk} > 10 \text{ cm}}{\text{vægt af alle fisk}}$$

Skidtfiskeindekset I_S beregnes ud fra forholdet mellem skidtfisk, skalle, rudskalle (brasen og flire) ≥ 10 cm og summen af skidtfisk og rovorborre ≥ 10 cm.

$$I_S = \frac{\text{antal skidtfisk} > 10 \text{ cm}}{\text{antal (skidtfisk + aborre)} > 10 \text{ cm}}$$

Længde-vægt-forholdet for hver fiskeart er fastlagt efter udtrykket

$$W = a \cdot L^b$$

hvor

W = fiskens vægt (g)

L = fiskens længde (cm)

a og b er regressionsparametre, der findes ved lineær regression af de logaritmetransformerede datasæt efter :

$$\text{Log } a = \text{Log } a + b \cdot \text{Log } L$$

Fangsten pr. indsats som CPUE (Catch Per Unit Effort) i antal og vægt beregnes for fisk mindre og større end 10 cm, for fiskeri med forsøgsgarn og elektrofiskeri.

CPUE-værdierne er gennemsnitsværdier af fangede fisk i det enkelte redskab, medens 95% af konfidensintervallerne er beregnet på grundlag af logaritmetransformerede data fra hver enkelt sektion.

Det er antallet af redskaber i befiskningerne, der ligger til grund for den gennemsnitlige CPUE-værdier.

Vandbalance, massebalance samt fysiske og kemiske målinger i Bryrup Langsø fra 1972 til 1992

Specifikation / år	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992
VANDBALANCE FOR BRYRUP LANGSØ											
Samlet fraførsel (*10 m ³ /år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	5,99 1	7,35 0,84	7,01 1,02	7,1 0,8
Heraf Indsivning (m ³ /år)											
Opholdstid:											
- år (dage)	95	101			100	73	76	103 148 172 55	85 141 183 36	90 123 183 36	88 147 230 54
- sommer(1/5-30/9 (dage)											
- max. måned (dage)											
- min. måned (dage)											
BELASTNING - MASSEBALANCER											
Total-fosfor - år:											
Samlet tilførsel (t P/år)	1,49	1,17			1,05	1,22	1,75	0,696	1,056	0,708	0,761
- spildevand (t P/år)							0,8	0,2	0,4	0,02	0
- spredt bebyggelse (t P/år)							0,3	0,2	0,3	0,33	0,353
- åbent landbidrag (t P/år)							0,4	0,1	0,1	0,105	0,186
- basis (t P/år)	0,2	0,2			0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,21	0,208
Samlet fraførsel (t P/år)	0,72	0,67			0,66	0,84	1,27	0,59	0,95	0,7	0,664
Tilbageholdt P (t P/år)	0,77	0,5			0,39	0,38	0,48	0,106	0,106	-0,009	0,097
Tilbageholdt P i %	52	43			37	31	27	14	10	0	13
Samlet tilførsel (g P/m ² år)	3,95	3,1			2,79	0,324	4,64	1,8	2,78	1,91	2
PI (indløbskonc. i µg P/l)	225	195			167	142	211	116	144	104	110

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992
Total-fosfor - sommer(1/5-30/9):											
Samlet tilførsel (kg P/dag)								1,02	1,46	1,2	0,81
Samlet fraførsel (kg P/dag)								1,18	1,99	1,24	1,48
Tilbageholdt P (kg P/dag)								-0,16	-0,53	-0,04	-0,67
Tilbageholdt P i %								216	-36	-3	-83
Samlet tilførsel (mg P/m2 dag)								2,7	3,84	3,24	3,2
PI (indløbskonc. i µg P/l)								88	121		
Opløst fosfat - år:											
Samlet tilførsel (t P/år)								0,33	0,462	0,402	0,346
Samlet fraførsel (t P/år)								0,19	0,456	0,248	0,219
PI (indløbskonc. i µg P/l)								54			
Total-kvælstof - årt											
Samlet tilførsel (t N/år)	32,1	30,6			48,1	63,7	59,6	45,2	60,9	54,03	66,34
- spildevand (t N/år)								1,18	1,25	0,08	0
- spredt bebyggelse (t N/år)								0,6	0,6	0,6	1,035
- åbent landbidrag (t N/år)								36,9	51,2	745,4	57,787
- basis (t N/år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	6	7,35	7,01	6,92
- nedbør t N/år								0,57	0,57	0,57	0,57
Samlet fraførsel (t N/år)	14,3	13,7			30,8	40,9	35,7	24,9	31,8	32,7	33,31
Sedimentation (t N/år)	2,5	1,6			1,4	1,5	1,5	1,5			
Sedimentation i %	8	5			3	2	3	3			
Denitrifikation (t N/år)	15,3	15,3			15,9	21,1	22,4	18,3		21,3	33,03
Denitrifikation i %	48				33	33	38	41		39	50
Samlet tilførsel (g N/m2/år)	85	81			120	170	160	120	160	146	175
NI (indløbskonc. i mg N/l)	4,9	5,1			7,6	7,4	7,2	7,3	8,29	8,3	9,6
Total-kvælstof sommer(1/5-30/9):											
Samlet tilførsel (kg N/dag)								73	79	72	72
Samlet fraførsel (kg N/dag)								38	33	50	45

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992
Tilbageholdt N (kg N/dag)											
Tilbageholdt N i %											
Samlet tilførsel (mg N/m ² dag)											
Ni (indløbskonc. i mg N/l)											
VANDKEMI & FYSISKE MÅLINGER I SØVANDET											
Sigdybde (1/5-30/9) (m)											
Sigdybde 50%-fraktilen (m)											
Max. sigdybde (m)											
Min. sigdybde (m)											
Fosfor (1/5-30/9):											
Total fosfor gns. (µg P/l)	91	156	193	90	84	109	139	95	136	86	116
Total fosfor 50%-fraktilen	90	139		69	80	96	107	75	98	78	89
Total fosfor max. (µg P/l)	128	242		176	125	215	241	182		158	209
Total fosfor min. (µg P/l)	47	72		66	65	60	83	39	27	37	40
Opløst fosfat gns. (µg P/l)	10	50		20	16	34	57	14	36	11	22
Opløst fosfat 50%-fraktilen	7	47		4	10	33	51	12	14	7	10
Opløst fosfat max. (µg P/l)	19	100		54	60	65	144	31	119	37	78
Opløst fosfat min. (µg P/l)	5	3		0	5	4	17	4	4	1	1
Kvælstof (1/5-30/9):											
Total kvælstof gns. (mg N/l)	1,81	2,17	2,06	1,47	2,85	3,7	2,91	3,3	2,7	3,5	3,64
Total kvælstof 50%-fraktilen	1,73	2,1		0,86	2,3	3,7	4	3,1	2,1	3,5	3,2
Total kvælstof max. (mg N/l)	2,63	2,72		3,53	4,6	5,9	4,05	5,2	5,03	5,7	5,78
Total kvælstof min. (mg N/l)	1,24	1,68		0,74	1,5	1,4	2,15	1,8	1,29	1,7	1,96
Opløst uorg. N gns. (mg N/l)	0,9	1,1	1,1	0,6	1,9	2	1,9	2,2	1,59	2,4	2,45

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992
Klorofyl gns. (1/5-30/9) (µg/l):											
Klorofyl gns. (µg/l)						51	54	30	65	50	54
Klorofyl 50%-fraktilen (µg/l)						61	41	34	57	29	44
Klorofyl max. (µg/l)						87	130	53	220	131	150
Klorofyl min. (µg/l)						9	23	2,4	2,4	5	8
Susp. tørstof mg/l									10,6	10	10,1
Susp. glødetab mg/l									6,9	7,1	3,9
Øvrige variable (1/5-30/9):											
pH gns.			8,8	9	8,7	8,5	8,8	8,9	9,07	8,8	8,7
Total alkalinitet (meq/l)						1,32	1,3	1,51	1,3	1,3	1,4
Opløst silicium gns. (mg Si/l)	1,1	2				2,7	2,17	1,26	2,13	2,24	2,05
Part. COD gns. (mg O2/l)						9,8	7,8	6,1	10,2	8,4	8,2
Nitrat+nitrit-kvælstof gns. (mg N/l)	0,81	0,85	1,09	0,57	1,86	1,9	1,84	2,17	1,56	2,37	2,41
Ammonium-kvælstof gns. (mg N/l)	0,13	0,14	0,04	0,07	0,01	0,07	0,04	0,04	0,029	0,024	0,043
Alle variable - årsgennemsnit:											
Total fosfor (µg P/l)	101	156	164	106	90	110	146	98	130	98	103
Opløst fosfat (µg P/l)	34	54	74	40	26	42	81	28	57	25	32
Total kvælstof (mg N/l)	2,34	2,58	2,82	2,41	3,86	4,41	4,08	3,74	4,14	3,99	4,42
Nitrat+nitrit-kvælstof (mg N/l)	1,58	1,59	2,02	1,5	2,67	2,97	2,96	2,73	3,01	2,94	3,39
Ammonium-kvælstof (mg N/l)	0,11	0,11	0,08	0,1	0,01	0,05	0,09	0,05	0,046	0,024	0,035
pH			8,4	8,6	8,6	8,2	8,1	8,5	8,4	8,5	8,3
Total alkalinitet (meq/l)			1,25	1,15		1,29	1,28	1,48	1,28	1,28	1,37
Opløst silicium (mg Si/l)	1,8	2,6				4,2	3,2	2	3,62	3,1	2,7
Part. COD (mg O2/l)						6,5	5,3	5,1	6,25	6,77	6,25
Susp. tørstof mg/l									7,3	8,5	7,8
Susp. glødetab mg/l									4,8	6	5,4

Biologiske gennemsnitsdata

BRYRUP LANGSØ		1988	1989	1990	1991	1992
FYTOPLANKTON - sommer (1/5-30/9)			N=9	N=11	N=11	N=10
Biomasse, total	mgC/l		0,58	0,77	0,67	0,77
Biomasse, <20 µm	mgC/l		0,15	0,34	0,06	0,041
Biomasse, <20 µm	%		26	44	20	14
Biomasse, 21-50 µm	mgC/l		0,38	0,07	0,04	0,07
Biomasse, 21-50 µm	%		66	9	20	17
Biomasse, >50 µm	mgC/l		0,04	0,35	0,58	0,67
Biomasse, >50 µm	%		7	45	60	69
Max. Biomasse	mgC/l		1,94	1,89	2,55	2,38
Min. Biomasse	mgC/l		0,05	0,04	0,02	0,02
Blågrønalger, gns.	%		31	43	41	43
Blågrønalger, max.	%		83	100	100	99
ZOOPLANKTON - sommer (1/5-30/9)			N=10	N=11	N=11	N=10
ANTAL, gns. antal						
Daphnia spp. gns.	antal/l		32,2	57,6	454,7	37
Små cladocerer* gns.	antal/l		80,8	175,9	96	280
Små cladocerer*/alle cladocerer	%		65,4	57,4	67,7	73
BIOMASSE, gns. mg kulstof/l						
Hjuldyr (uden Asplanchna)	mgC/l		0,016	uopgjort	0,008	0,023
Daphnia spp.	mgC/l		0,060	0,093	0,134	0,105
Bosmina spp.	mgC/l		0,015	0,029	0,034	0,011
Andre cladocerer	mgC/l		0,006	0,002	0,002	0,002
Calanoide copepoder	mgC/l		0,032	0,038	0,04	0,030
Cyclopoide copepoder	mgC/l		0,038	0,016	0,041	0,045
Rov-zoop. (uden copep. og Aspl.)	mgC/l					
Små cladocerer*	mgC/l		0,021	0,031	0,036	0,110
Små cladocerer*/alle cladocerer	%		48,1	32,6	23,8	49,0
STØRRELSE gns.						
Middellængde Daphnia spp.	mm		0,76	0,725	0,809	0,73
Middellængde Bosmina spp.	mm		0,328	0,317	0,327	0,032
Middellængde Cladocera (uden rovzooplankton)	mm		0,499	0,495	0,509	0,525

