

TEKNISK RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1996

REGISTERBLAD

UDGIVER: Århus Amt, Natur- & Miljøkontoret, Lyseng Alle 1, 8270 Højbjerg

TITEL: Bryrup Langsø 1996.

FORFATTERE: Henrik Skovgaard og Karen Schacht.

LAYOUT: Bente Rasmussen.

EMNEORD: Søer, eutrofiering, vandmiljøplan, fytoplankton, zooplankton, sediment, fisk.

FORMAT: A 4

SIDETAL: 38 + bilag.

OPLAG: 30

ISBN: 87-7295-541-4

ISBN NR. 87-7295-541-4

TEKNISK RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1996

Indholdsfortegnelse

Sammenfatning	side 5
Indledning	7
Beskrivelse af søen	9
Vand- og stofbalance	11
Vandkemiske og vandfysiske forhold i Bryrup Langsø	15
Sediment	21
Fytoplankton	25
Zooplankton	29
Opfyldelse af målsætning og fremtidig tilstand	35
Referencer	37
Bilag	39

Sammenfatning

Denne rapport indeholder en beskrivelse af miljøtilstanden i Bryrup Langsø.

Som led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram er Bryrup Langsø udvalgt som en af de på landsplan 37 søer som overvåges hvert år. Århus Amt har derfor siden 1989 foretaget intensive undersøgelser i søen efter overvågningsprogrammets retningslinier.

Bryrup Langsø er 38 ha stor og har et volumen på 1,72 mio. m³. Gennemsnitsdybden er 4,6 meter og den største dybde 9 meter.

Hovedparten af vandtilførslen sker via Nimdrup Bæk og Kringelbæk. Ialt er der et opland på 48 km², hvoraf størstedelen er opdyrket.

Bryrup Langsø blev ialt tilført 5,8 mio m³ vand i 1996, og det er det laveste siden 1989. Vandets opholdstid i søen blev dermed øget til ca. 110 dage mod normalt 80.

Vandtilførslen var størst i vinterhalvåret, særligt i februar/marts og november/december. På grund af en tør sommer var vandtilførslen meget lille i sommerhalvåret.

Kvælstoftilførslen reguleres i vid udstrækning af vandtilførslen. På grund af den lille vandtilførsel i 1996 blev der transporteret ca. 49 tons kvælstof til Bryrup Langsø hvilket er knap 30% mindre end i gennemsnittet af de øvrige overvågningsår. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration var derimod ikke lavere end normalt. Kvælstoftilførslen som er uændret i perioden 1989-1996, er høj i forhold til søens areal.

Omkring 52% af den tilførte kvælstof i 1994 blev fjernet ved vandets passage gennem søen.

Den totale fosfortilførsel til Bryrup Langsø var 0,55 tons i 1996 hvilket er ca. 40% mindre end gennemsnittet af de øvrige overvågningsår. Den væsentlige reduktion af fosfortilførslen til Bryrup Langsø skete i perioden 1972 til 1991 hvor spildevandspåvirkningen fra kloakerede områder helt ophørte. Siden 1989 har der været år til år variation i fosfortilførslen forårsaget af hovedsagelig nedbørsforholdene i de enkelte år, mens den vandføringsvægtede indløbskoncentration af totalfosfor har været svagt aftagende.

Også fosfortilførslerne varierer med vandtilførslen, og der blev derfor tilført væsentlig mere fosfor til Bryrup Langsø i vinterhalvåret end i sommerhalvåret.

I 1996 blev der tilbageholdt omkring 30% af den tilførte fosfor på årsbasis. Det er mere end i starten af 1990'erne hvor der stort set ikke var nogen nettotilbageholdelse. Den tiltagende fosfortilbageholdelse i de senere år skyldes at søen nærmer sig en ny ligevægt med den eksterne fosforbelastning efter en længere periode med aflastning af overskydende fosfor fra sedimentet.

Den tilførte kvælstof stammer næsten udelukkende fra dyrkede arealer i oplandet. Fosfortilførslen har derimod flere betydende kilder. I 1996 er det beregnet, at den ene halvdel af fosfortilførslen kom fra dyrkede arealer og som naturlig udvaskning, mens den anden halvdel kom fra spildevandsrelaterede udledninger (dambrug, regnvandsoverløb og især spredt bebyggelse).

På grund af lille afstrømning i foråret 1996 var koncentrationen af fosfor og kvælstof i søen lavere end normalt i foråret. Om sommeren lå fosfor- og kvælstofkoncentrationerne på et normalt niveau. Det samme gjorde sig gældende om sommeren for klorofylkoncentrationen og sigtddybden der var 2,0 meter i 1996. Derimod var mængden af suspenderet stof noget mindre end normalt.

Statistisk analyse af gennemsnitsværdier fra 1989 til 1996 viser at der er sket et fald i pH, fosforkoncentration og suspenderet stof i Bryrup Langsø i overvågningsperioden. Der ses år til år variation i de øvrige parametre, men der har ikke kunne påvises nogen signifikant udvikling.

Fosforindholdet i de øverste 10 cm af søbunden er faldet i de senere år. Det skyldes en kombination af mindsket tilførsel af fosfor fra oplandet kombineret med aflastning af overskydende jernbundet fosfor fra søbunden i forbindelse med iltfrie perioder i bundvandet. Søbundens evne til at binde fosfor er blevet større, men der vil endnu i en årrække kunne registreres forøget fosforindhold i overfladevandet midt på sommeren som følge af denne aflastning. Dette problem vil aftage yderligere i takt med at søen kommer i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel fra oplandet, og algeproduktionen i søen mindskes.

	1996
Indløbskoncentration - total-N- årsgennemsnit	8,35 mg N/l
Indløbskoncentration - total-P - årsgennemsnit	94 µg P/l
Klorofyl - sommer	35 µg/l
Sigtdybde - sommer	2 meter
Total-N - sommer	2,78 mg N/l
Total-P - sommer	72 µg P/l
Planteplanktonbiomasse, sommer	6,13 mg vv/l
Dyreplanktonbiomasse, sommer	0,9 mg tv/l
Græsningstryk sommer, % af total planteplanktonbiomasse	68
Fisk, rovfiskeindex	0,21
Fisk, skidtfiskeindex	0,44
Målsætning i regionplan	C + badevand
Forventet fosforkoncentration i ligevægt	40-50 µg P/l
Forventet sigtdybde i ligevægt	2,3 meter

Tabel a:
Udvalgte data fra Bryrup
Langsø i 1996.

Algesamfundet var i foråret 1996 domineret af kiselalger. Efter en klarvandsperiode i juni var der lidt atypisk dominans af grønalger. Senere på sommeren var blågrønalgerne den helt dominerende algegruppe. Som normalt udgjorde blågrønalgerne ca. 40% af den totale algemængde. Algemængden er som helhed noget lavere end i gennemsnittet af danske søer. Med et sommergennemsnit på 6,2 mg vådvægt/liter var algemængden lidt større i 1996 end i de seneste år, men betydelig lavere end i starten af 1990'erne. Der kan påvises et signifikant fald i algemængden (årsgennemsnit men ikke sommergennemsnit) i perioden 1989 til 1996.

Det generelle billede af dyreplanktons sammensætning med vandlopper i årets kolde måneder og dominans af dafnier om sommeren sås også i 1996. Artssammensætningen af især dafnier har i de senere år ændret sig i retning af flere rentvandsarter. Desuden er dafniernes andel og middelvægt øget, dog med en lille tilbagegang i 1996 i forhold til 1994 og 1995. Græsningstrykket på algerne var 68% (sommergennemsnit) i 1996 hvilket er lidt lavere end i de øvrige overvågningsår.

Fiskebestanden i søen har ændret sig fra 1991 til 1996. Der var flere rovlende aborrer i 1996 men til gengæld flere småaborrer. Skidtfiskeindexet er faldet fra 0,76 til 0,44 på grund af stigningen i antallet af rovlende aborrer, mens rovfiskeindexet er uændret. Den positive ændring i skidtfiskeindexet har klart fordele for dyreplankton idet det viser at fiskene som helhed nu spiser færre dafnier og mere skalleyngel der betragtes som skidtfisk. Endnu er fiskene dog istand til at holde dyreplankton nede en stor del af sommeren, så klarvandsperioderne bliver korte.

Bryrup Langsø er A2/C målsat i recipientkvalitetspla-

nen. Der stilles krav om badevandskvalitet (A2), mens selve søen har en lempet målsætning (C). Badevandsmålsætningen var opfyldt i 1996 med hensyn til indhold af colibakterier og fosforudledning fra spildevandskilder og sommersigtdybde. I den kommende regionplan, gældende fra 1. januar 1998, forventes målsætningen for Bryrup Langsø hævet til B2 (generel målsætning og badevandsmålsætning). Heraf følger at fosfortilførslen fra spredt bebyggelse skal mindskes, så den fremtidige fosforkoncentration i søen bliver 40-50 µg P/l (når søen er i ligevægt). Det vil give en sigtdybde på knap 2,5 meter med mulighed for større udbredelse af undervandsvegetation. Søens tilstand vil sandsynligvis fluktuere de kommende år mellem en klarvandet og mindre klarvandet tilstand. Her spiller fiskebestanden en vigtig rolle. Det vil være af afgørende betydning hvordan den store bestand af småaborrer udvikler sig. En større bestand af rovaaborrer vil således skubbe søen i retning af en mere klarvandet tilstand, mens en større bestand af småskaller og andre skidtfisk kan forsinke udviklingen henimod en mere klarvandet tilstand.

Indledning

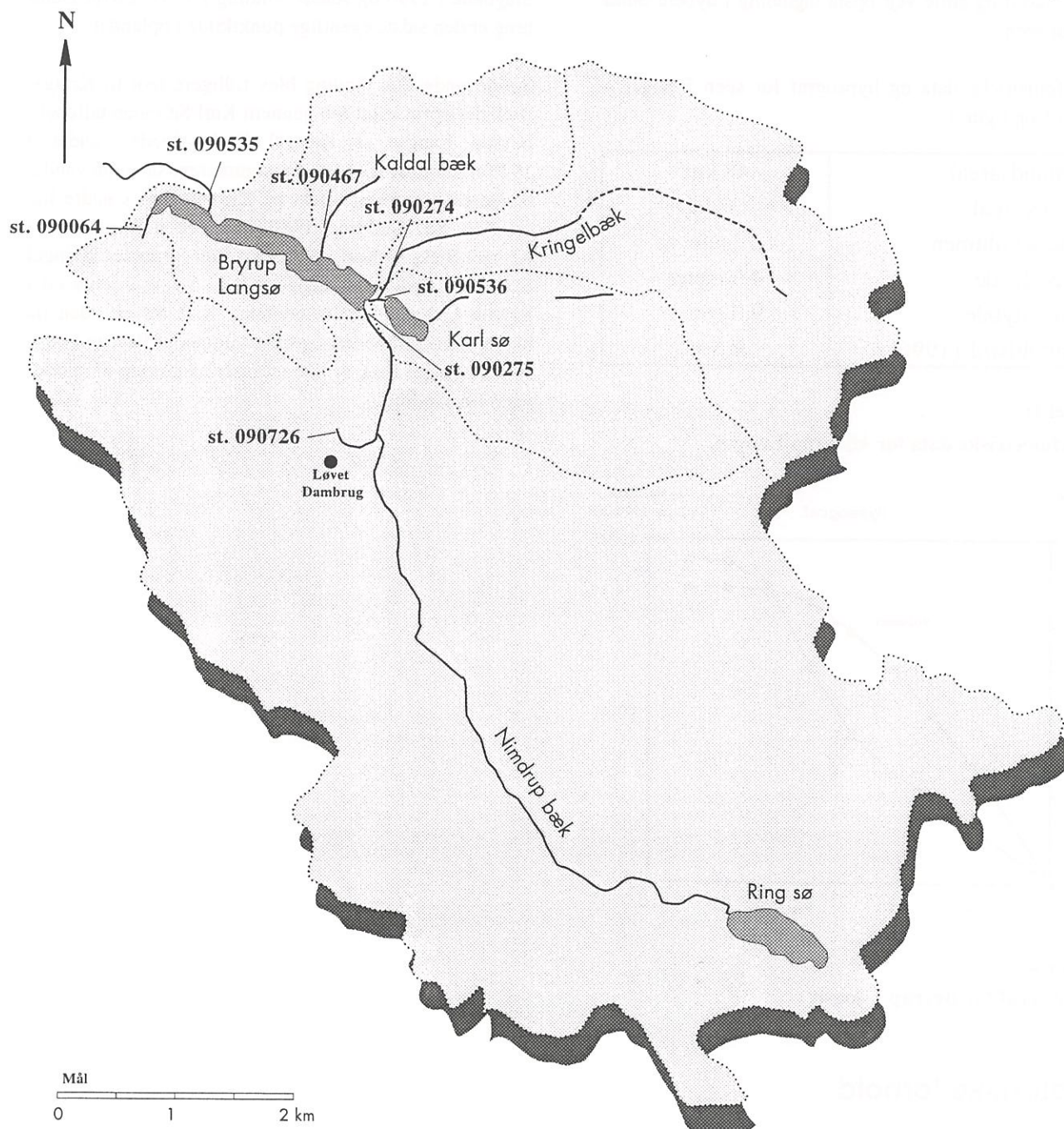
Bryrup Langsø indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Århus Amt udfører derfor hvert år detaljerede undersøgelser i søen for at følge dens forureningstilstand og en eventuel ændring i denne.

Med henvisning til den detaljerede afrapportering der blev foretaget i 1995 af de foregående års undersøgelser i Bryrup Langsø præsenteres resultaterne fra 1996 i nærværende rapport på en mere summarisk form. Der fokuseres mere på udviklingen gennem de 8 år hvor søen er blevet undersøgt i henhold til vandmiljøplanens overvågningsprogram end på årstidsvariationen i 1996. Danmarks Miljøundersøgelses paradigme for amternes rapportering for søer søges dog i høj grad fulgt. Der er i 1996 gennemført en fiskeundersøgelse som er udført og afrapporteret af Bio/consult as. Rapporten vedlægges om bilag til denne rapport.

Beskrivelse af søen

Bryrup Langsø ligger i Them Kommune i det midtjyske søhøjland umiddelbart sydøst for Bryrup. Søen der er beliggende i en øst-vest vendt tunneldal, dannet under sidste istid, indgår i Salten Å's og dermed Gudenåens vandsystem.

Søens hovedtilløb er Nimdrup Bæk der løber til søen fra sydvest. Vandføringen i den øvre del af Nimdrup Bæk der udspringer i Ring Sø ved Brædstrup, er forholdsvis lille om sommeren, og først i den nedre del sker der en større vandtilførsel. Søens andet større tilløb er Kringel



Figur 1:
Oplandet til Bryrup Langsø med angivelse af tidligere og nuværende prøvetagningsstationer.

Bæk der løber til søen fra nordøst. Afløbet fra søen er Bryrup Å der løber ud i Kvind Sø (se figur 1).

Jordbunden i søens opland er hovedsageligt lerede og sandede moræneaflejringer, og størstedelen af oplandet (ca. 80%) er opdyrket. Corinedata findes i bilag. Umiddelbart nær søen findes dog en del uopdyrkede arealer som består af plantage og hede.

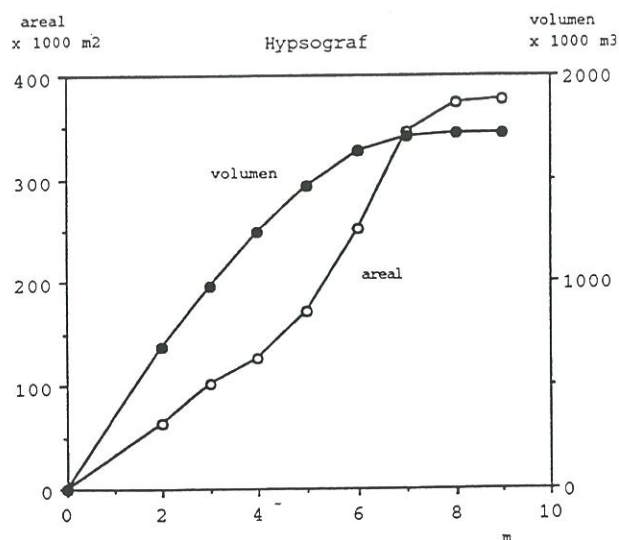
På trods af at søen med en øst-vest vendt beliggenhed er temmelig vindeksponeret, og at hovedparten af søen tillige har en forholdsvis ringe dybde, kan der i perioder med varmt og stille vejr opstå lagdeling i dybere områder af søen.

Morfometriske data og hypsograf for søen fremgår af tabel 1 og figur 2.

Oplandsareal	48 km ²
Søens areal	38 ha
Søens volumen	1,72 mio. m ³
Gns. dybde	4,6 meter
Max. dybde	9,0 meter
Opholdstid (1996)	0,3 år

Tabel 1:

Morfometriske data for <bryrup Langsø.



Figur 2:

Hypsograf for Bryrup Langsø.

Historiske forhold

Bryrup Langsø er en naturlig eutrof sø som uden påvirk-

ning ville have en sigtddybde på skønsmæssigt 3 meter om sommeren og udbredt undervandsvegetation. I begyndelsen af dette århundrede var søbunden på lavere vand tæt dækket af undervandsplanter. De er dog siden gået stærkt tilbage i takt med en tiltagende forurening af søen med spildevand fra de omkringliggende bysamfund.

Gennem de sidste 20 år er spildevandet fra bysamfundene i oplandet blevet afskåret. Først blev Brødstrup afskåret i 1972. Sidenhen Davding og Grædstrup i 1988, Slagballe i 1990 og senest Vinding i 1991. Løvet Dambrug er den sidste egentlige punktkilde i oplandet.

Spildevandet fra Vinding blev tidligere ledt til Kringel Bæk der oprindeligt løb gennem Karl Sø inden udløbet i Bryrup Langsø. I Kringel Bæk sivede vandet i 1970'erne oftest i jorden om sommeren, så spildevandet havde en begrænset effekt på Kringel Bæk's nedre løb og Karl Sø. Omkring 1980 stoppede nedsivningen i Kringel Bæk, og Karl Sø blev kraftigt forurenet. Kringel Bæk blev derfor ledt udenom Karl Sø og direkte ud i Bryrup Langsø. Vandkvaliteten i Karl Sø er siden da blevet stærkt forbedret og belastningen af Bryrup Langsø fra Kringel Bæk er aftaget efter afskæring af spildevand fra Vinding.

Vand- og stofbalance

I 1996 blev der udtaget vandprøver til kemisk analyse i Nimdrup Bæk (st. 090275), Kringel Bæk (st. 090274), i afløbet fra Karl Sø og i afløbet fra Bryrup Langsø, Bryrup Å (st. 090535), se figur 1. Vandføringen i Nimdrup Bæk og Bryrup Å blev målt ved hjælp af en fast vandførringsstation, mens vandføringen i Kringelbæk og afløb fra Karl Sø er målt som enkeltmålinger med vingemåler og herefter korreleret ved qQ-metoden til vandføringen i Nimdrup Bæk. Der blev ikke målt i de små tilløb fra nord og syd. I afløbet Bryrup Å blev der udtaget vandprøver 6 gange i 1996. Hertil lægges 19 søprøver, så det samlede antal prøver i afløbet er 25. En analyse af vandbalancen i Bryrup Langsø viser at vandføringen i Nimdrup Bæk for perioden 1989-1995 bedst kan beskrives som funktion af vandføringen i afløbet (Bryrup Å), selvom der er en fast vandførringsstation i Nimdrup Bæk. Også for 1996 data opnås den mest korrekte vandføring med Bryrup Å som reference ud fra nedenstående ligning:

$$Q_{\text{Nimdrup Bæk}} = 0,756 \cdot Q_{\text{Bryrup Å}} - 17 \text{ l/s.}$$

For yderligere information om modellen henvises til bilag 1 i rapporten "Bryrup Langsø 1995" (Århus Amt 1996).

Ved beregning af vandbalancen i Bryrup Langsø er der indregnet 18 afløste vandstandshøjder i søen der antages at repræsentere vandstandsændringer i søen.

Vandtilførslen fra det umålte opland er beregnet på månedsbasis ved arealkorrektion med Nimdrup Bæk som reference. Ved beregningen er det antaget at vand- og stofafstrømningen pr. arealenhed har samme størrelse i det målte opland som i det umålte opland.

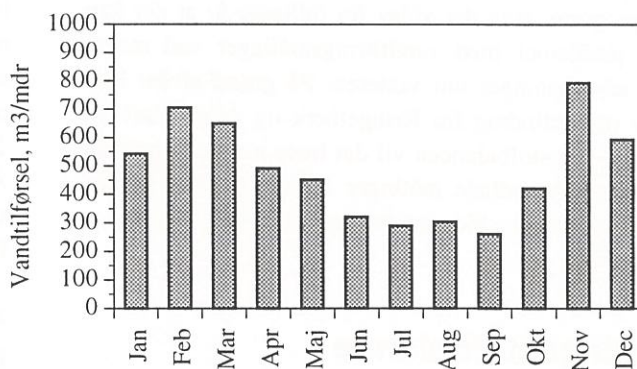
Grundvandstilførslen er beregnet som differencen mellem alle tilløb og afløb under hensyntagen til magasinændringer i søen. Eventuel usikkerhed på målinger og beregninger vil også være indeholdt i dette grundvandsbidrag.

Endvidere er der i beregningen for vandbalancen Bryrup Langsø antaget at nedbøren på søens overflade er lig med fordampningen herfra. På grund af vandets relativt korte opholdstid i søen er det en rimelig antagelse. Nedbørsoverskud og -underskud vil have en meget begrænset effekt på vandbalancen, selv på månedsbasis.

Vandbalance

I 1996 er der beregnet en vandtilførsel til Bryrup Langsø på 5,82 mio. m³, hvilket er det laveste i samtlige måleår. Tilførslen er typisk 7-8 mio. m³, men i 1994 og 1995 var den henholdsvis 15,2 og 11,3 mio m³. Den lave vandtilførsel i 1994 resulterede i en opholdstid på 109 dage mod normalt 80 dage.

Figur 3 viser variationen i vandtilførslen på månedsbasis i 1996. Det ses, at den største tilstrømning i 1996 skete i februar/marts og november/december. Vinterafstrømningen var dog usædvanlig lav hvilket medførte en mindre årstidsvariation end normalt.



Figur 3:
Den månedlige vandtilførsel til Bryrup Langsø i 1996.

Det fremgår af tabel 2, at ca. 65% af vandet blev tilført fra Nimdrup Bæk. De målte tilløb udgjorde ialt 72% af den totale vandtilførsel. De resterende 28% er grundvandsindsivning (18%) og vandtilførsel fra umålt opland (10%). Vandtilførslen fra umålt opland er muligvis overvurderet idet tidligere målinger i Kaldal Bæk og "tilløb fra sydvest" viser en mindre arealafstrømning end i referencestationen Nimdrup Bæk. Grundvandsbidraget dækker over en reel indsivning af grundvand og usikkerhed på især den eksterne vandtilførsel. Vandtilførslen fra det målte opland kan være undervurderet, men da der i alle måleår har været et "grundvandsbidrag" på 10-15% i vandmassebalancen for Bryrup Langsø, kan det ikke alene skyldes usikkerhed på vandførringsmålingerne. Der er heller ingen tvivl om at der reelt foregår indsivning af grundvand til Bryrup Langsø.

	Opland, km ²	Vandtilførsel, 1000 m ³	Total kvælstof, tons N/år	Total fosfor, tons P/år	Total jern, tons Fe/år
Kringelbæk (090274)	7,2	98	0,69	0,025	0,13
Nimdrup Bæk (090243)	31,3	3814	36,77	0,392	1,37
Afløb Karl Sø (090536)	3,9	259	0,59	0,008	
Umålt opland	5,9	616	5,72	0,064	0,23
Atmosfærisk deposition			0,76	0,008	
Grundvand		1023	4,09	0,051	1,29
Samlet tilførsel	48,3	5819	48,62	0,549	3,02
Fraførsel (Bryrup Å, 090535)		5803	22,57	0,325	1,27
Magsinændring		15	0,89	0,073	0,04
Tilbageholdelse (incl. magasinændring)			25,16	0,151	1,71
Tilbageholdelse, %			52	27	57

Tabel 2:

Vand- og stofbalance for Bryrup Langsø 1996.

Langs søbredden og på lavt vand er der ved besigtigelse iagttaget vældvand, særligt på søens sydside hvor terrænet skræner stejlt ned mod søen.

Konklusionen på dette afsnit er, at vandbalancen for Bryrup Langsø er godt beskrevet med det nuværende måleprogram, men det vides fra tidligere år at der kan være problemer med vandføringsmålinger ved meget store afstrømninger om vinteren. På grund af det lille vand- og stofbidrag fra Kringelbæk og Afløb Karl Sø vil vand- og stofbalancen vil det have meget begrænset betydning at undlade målinger i disse to vandløb for istedet at indregne bidraget herfra i det umålte opland.

Næringsstofbalance

Næringsstofbalancen for Bryrup Langsø er opgjort ud fra de beregnede vandføringer og de vandkemiske målinger i søens tilløb og afløb.

I beregningerne er det forudsat, at den atmosfæriske deposition af fosfor er 0,2 kg P/ha/år, mens den for kvælstof er 20 kg P/ha/år. Stofkoncentrationen i det tilførte grundvand antages at være 50 µg total-P/l, 20 µg ortho-P/l, 1 mg Fe/l og 4 mg N/l.

Næringsstofførslen er beregnet ved at antage en arealbetinget fosfor-, kvælstof- og jerntilførsel som fra Nimdrup Bæk. Det svarer til en fosforkoncentration (vandføringsvægtet årsgennemsnit) på ca. 100 µg P/l, 9,3 mg N/l og 0,4 mg Fe/l.

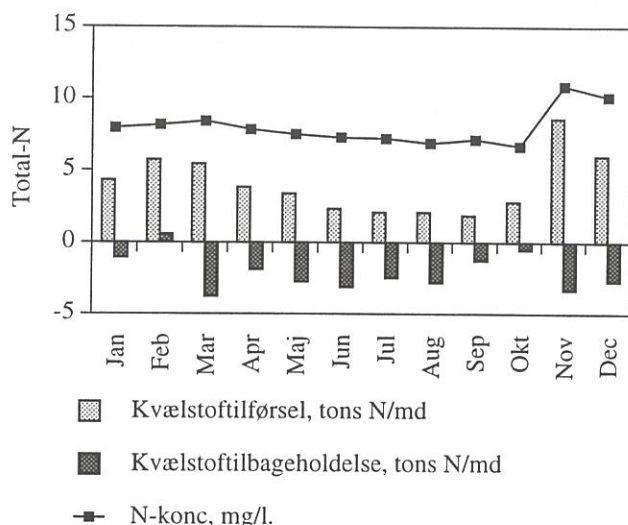
En udførlig beskrivelse af beregningsmetoderne for henholdsvis vand- og næringsstofbalance kan findes i bilag.

Kvælstoftilførsel

Den totale kvælstoftilførsel til Bryrup Langsø var 48,6 tons N i 1996. Det svarer til en vandføringsvægtet gennemsnitskoncentration på 8,4 mg N/l, hvilket er den næsthøjeste værdi, der er målt siden 1972, se bilag. Kun i 1992 var der en højere indløbskoncentration (9,6 mg N/l). Generelt har indløbskoncentrationen ligget på et niveau omkring 7-8 mg N/l. Der kan således ikke spores nogen nedgang i indløbskoncentrationen af kvælstof i oplandet til Bryrup Langsø i overvågningsårene 1989-1996 hvilket er i overensstemmelse med situationen i Århus Amt som helhed (Århus Amt 1997). Samlet set var kvælstofbelastningen dog lavere end normalt i 1996. Det skyldes den lille vandafstrømning i 1996.

48,6 tons N svarer til en arealrelateret kvælstoftilførsel på 128 g N/m² søoverflade/år. Det er mere end den sammenlignelige kvælstoftilførsel til overvågningssøerne i 1993 (Jensen m. fl., 1994). Af den tilførte kvælstof blev der tilbageholdt/fjernet 25,2 tons N (incl. magasinering) svarende til 52% af tilførslen ved vandets passage gennem søen. Den arealrelaterede kvælstoftilbageholdelse var ca. 66 g N/m² søoverflade/døgn, hvilket er på niveau med den gennemsnitlige kvælstoftilbageholdelse i de øvrige overvågningssøer i 1993. Den procentuelle kvælstoftilbageholdelse var særligt stor i Bryrup Langsø i 1996 på grund af vandets lange opholdstid i søen.

Figur 4 viser kvælstofbelastningen og kvælstoftilbageholdelsen (sedimentation og denitrifikation) på månedsbasis i 1996. Det ses at størstedelen af kvælstoftilførslen som normalt skete i vinterhalvåret. I hele sommerperioden blev der kun tilført 11,8 tons N svarende til 24% af den totale kvælstoftilførsel i 1996. Kvælstoftilbageholdelsen som er baseret på til- og fraførsler samt magasinændringer i søen, er negativ i 11 måned er af året. Det viser at der året rundt sker en nettofjernelse af kvælstof.

**Figur 4:**

Den månedlige kvælstoftilførsel, kvælstoftilbageholdelse og den vandføringsvægtede indløbskoncentration af total-N i 1996.

Kvælstoffjernelsen i søen var størst i sommerhalvåret hvor den i visse måneder var større end den eksterne tilførsel. Den høje kvælstoffjernelse i sommerhalvåret er et resultat af høj vandtemperatur og lave iltkoncentrationer ved sedimentoverfladen i de dybere dele af søen, forhold som forøger denitrifikationen.

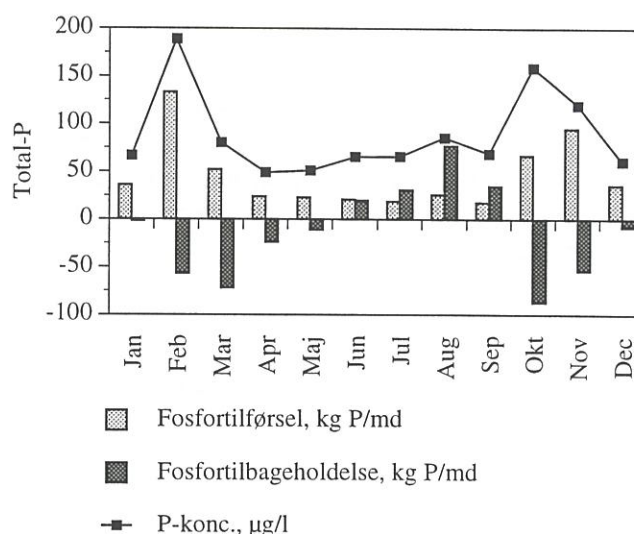
Fosfortilførsel

Den totale fortilførsel til Bryrup Langsø var 0,55 tons i 1996. Det svarer til en vandføringsvægtet gennemsnitskoncentration på 94 µgP/l hvilket er det næstlaveste i overvågningsperioden. Kun i 1995 var koncentrationen lavere (78 µg P/l). Der er dog ikke sket noget signifikant fald i indløbskoncentrationen i perioden 1989-1996. Betragtes situationen over en længere måleperiode (1972-1996) kan der derimod påvises et signifikant fald. Det fremgår af figur 21 der kommenteres yderligere i afsnittet om vandkemi. En tilførsel på 0,55 tons P er det lavest registrerede i samtlige måleår. Det skyldes først og fremmest den lave vandafstrømning i 1996, i hvert fald når der sammenlignes med de seneste års opgørelser af fosforbelastning.

0,55 tons fosfor svarer til en arealrelateret fosforbelastning på 1,44 g P/m² søoverflade/år hvilket er mere end gennemsnittet for overvågningssøerne i 1993 (Jensen et al. 1994). Af de 0,55 tons fosfor blev der tilbageholdt 0,15 tons eller ca. 27% af den eksterne tilførsel. En fosfortilbageholdelse på 27% er lidt lavere end i 1995 men betydeligt højere end i de øvrige overvågningsår. I perioden 1989 til 1994 har tilbageholdelsen således varieret

mellem 0 og 14%, mens den var omkring 30% i 1970'erne og 1980'erne. Den arealrelaterede fosfortilbageholdelse på 0,40 g P/m² søverflade/år er højere end gennemsnittet for overvågningssøerne. Årsagen til den øgede procentuelle fosfortilbageholdelse i de senere år er at søen bevæger sig mod en ny ligevægt mellem fosforindholdet i sedimentet og indløbsvandet efter afskæring af spildevand i 1980'erne.

Figur 5 viser fosfortilførslen og fosfortilbageholdelsen på månedsbasis i 1996. Det ses at størstedelen af fosfortilførslen skete i perioden februar/marts og oktober/november. I hele sommerperioden blev der kun tilført 105 kg P svarende til 19% af den totale fosfortilførsel i 1996. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration følger forløbet af den eksterne fosfortilførsel. Den er således højst i vintermånederne med stor afstrømning. Der var en relativt stor fosfortilbageholdelse i februar/marts og oktober/november. I disse perioder sedimenterede en stor del af den tilførte fosfor som detritus og henfaldende kiselalger. Midt på sommeren blev der frigjort fosfor fra søbunden hvilket var særlig tydeligt i august.

**Figur 5:**

Den månedlige fosfortilførsel, fosfortilbageholdelse og den vandføringsvægtede indløbskoncentration af total-P i 1996.

Jerntilførsel

Den totale jerntilførsel var 3,0 tons Fe i 1996 hvilket er højere end i starten af 1990'erne og på niveau med jerntilførslen i 1995. Den vandføringsvægtede jerntilførsel er steget fra 0,18 mg Fe/l i 1991 til 0,35 mg Fe/l i 1994 og 1995 og 0,51 mg Fe/l i 1996. Det er tidligere konkluderet at jerntilførslen er steget som følge af store

afstrømninger (Århus Amt 1995, 1996). I årene 1994 og 1995 var vandafstrømningen også stor, men selv i et tørt år som 1996 er jerntilførslen større end tidligere, og derfor er denne forklaring ikke længere plausibel. Muligvis er der sket ændringer i afvandingsforholdene i dele af afstrømningsoplandet som Århus Amt ikke har kendskab til.

Af de 3,0 tons Fe som blev transporteret til Bryrup Langsø, sedimenterede 1,7 tons Fe svarende til en tilbageholdelse på 57%. Det er på niveau med de øvrige overvågningsår.

Fe/P i indløbsvandet var 6 i 1996, mens Fe/P i den tilbageholdte jern- og fosforpulje var 11. I overfladesedimentet er Fe/P 10, og der er dermed balance mellem Fe/P i det sedimenterede materiale og Fe/P i det øverste sedimentlag.

Kildeopsplitning

Kildeopsplitningen for Bryrup Langsø i 1996 er angivet i tabel 3.

Som i tidligere år stammer kvælstoftilførslen hovedsagelig fra de dyrkede arealer i oplandet. I 1996 udgjorde dyrkningsbidraget ca. 35 tons kvælstof svarende til 72% af den totale tilførsel. Dyrkningsbidraget er beregnet som differencen mellem den totale tilførsel og summen af de øvrige kilder.

Naturbidraget på 7,2 tons N er beregnet under den antagelse, at der ville være omkring 1,5 mg N/l i det tilførte vand, hvis hele oplandet henlå som upåvirket naturområde.

Bidraget fra regnvandsoverløb er beregnet ud fra henholdsvis arealenhedstal, mens dambrugsbidraget er beregnet ud fra kendskab til foderforbrug og fiskeproduktion samt egenkontrolmålinger. Kvælstofbidraget fra den spredte bebyggelse er fundet ud fra en konkret viden om antal ejendomme samt det opnåede rensniveau i de enkelte oplande.

Kvælstoftilførslen fra dambrug og spildevand er minimale i forhold til den diffuse kvælstoftilførsel.

Den tilførte fosfor stammer fra flere betydende kilder hvoraf bidraget fra spredt bebyggelse på 190 kg P (35%) er størst. Fosforbidraget fra den spredte bebyggelse er også fremkommet ud fra et kendskab til antallet af ejendomme i oplandet hvor rensniveauet er skønnet ud fra typen af spildevandsanlæg på de enkelte ejendomme. Dernæst er anvendt de fra Miljøstyrelsens nyudmeldte belastningsforudsætninger der for fosfors vedkommende er 1 kg P/PE/år og 2,8 personer pr. ejendom.

Naturbidraget er i 1996 opgjort til 144 kg P (26%). Denne værdi er fremkommet ud fra den antagelse at der vil være omkring 30 µg P/l i det tilstrømmende vand, hvis hele oplandet henlå som naturområde. Dyrkningsbidraget udgjorde i 1996 kun 20% af den totale tilførsel. I tidligere år har dyrkningsbidraget udgjort en større andel af den totale fosfortilførsel. Det lille bidrag i 1996 skyldes formentlig en lav vinterafstrømning hvor transporten af partikulært fosfor fra landbrugsarealer har været begrænset.

Kildeopsplitning	Fosfor, kg P/år	Kvælstof, kg N/år
Naturbidrag	136	6434
Atmosfærisk deposition	8	760
Dyrkningsbidrag	112	35835
Spredt bebyggelse	190	820
Dambrug	48	662
Regnvandsbetingede udledninger	4	17
Grundvand	51	4092
Ialt	549	48620

Tabel 3:

Kildefordelingen af kvælstof- og fosfortilførselen i 1996.

Vandkemiske og vandfysiske forhold i Bryrup Langsø

I det følgende afsnit er der vist resultater fra kemiske analyser af overflade- og bundvandsprøver. Resultaterne fra 1996 er sammenlignet med månedsgennemsnit i perioden 1989 til 1996 (se figur 6). I forhold til tidligere år, gennemgås de enkelte parametre i 1996 meget summarisk idet der istedet lægges vægt på en beskrivelse af udviklingstendenser i perioden 1989 til 1996. Vandkemigræfer for hele perioden 1989 til 1996. Års- og sommergennemsnit af vandkemiske parametre fremgår af bilag.

Årstidsvariation

Temperatur

1996 adskilte sig kun fra de øvrige overvågningsår ved en lidt lavere vandtemperatur i månederne januar (søen isdækket). Den højeste temperatur blev målt i august (ca. 19° C).

pH.

pH værdierne svingede omkring et niveau på ca. 8 i året som helhed med lidt højere værdier i sensommeren hvor fytoplanktonvæksten var størst. pH var generelt lidt lavere gennem hele 1996 end i de øvrige overvågningsår.

Sigt dybde, klorofyl og suspenderet stof

På grund af usikker is blev der ikke målt sigt dybde i januar og februar. Fra marts til september var sigt dybden nogenlunde som i de øvrige år men betydelig højere end normalt i årets sidste tre måneder. I forsommeren 1996 var der en klarvandsfase med en maksimal sigt dybde på 3-3,5 meter, mens sigt dybden var relativt dårlig i august og september (knap 1,5 meter). Hermed må sommeren 1996 betragtes som et år der ligner de fleste af overvågningsårene. Der er således sket en forringelse af sommersigt dybden i forhold til 1995, som havde en lang klarvandsperiode.

Årstidsvariationen i klorofylkoncentrationen adskilte sig ikke fra de øvrige overvågningsår. Dog var koncentrationen højere end normalt i juni og generelt lidt lavere end månedsgennemsnittet for perioden 1989-1995. Sommer- og årsgennemsnit var henholdsvis 35 og 21 µg/l. Kurven over suspenderet stof fulgte årstidsvariationen

for perioden 1989-1995 men generelt på et noget lavere niveau. Særligt i efteråret var der mindre suspenderet stof end normalt, og som tidligere nævnt var også sigt dybden større end normalt i denne periode. Glødetabstallene viser at over 90% af det suspenderede stof var organisk materiale, også i vintermånederne. I forbindelse med store afstrømninger er der tidligere registreret ganske store mængder uorganisk materiale i søen, men på grund af den lille vinterafstrømning i 1996 var mængden af suspenderet stof næsten udelukkende reguleret af fytoplanktonvæksten i søen i dette år.

Kvælstof

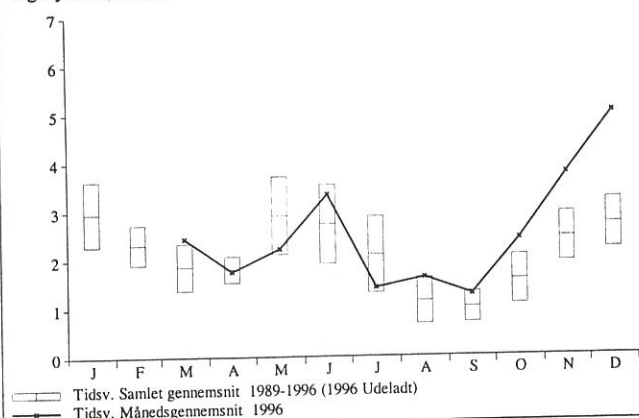
På grund af den lave kvælstoftilførsel i 1996 var total-N koncentrationen generelt lavere end normalt. Sommer- og årsgennemsnittet var henholdsvis 2,8 og 3,7 mg N/l. Det meste af året bestod ca. 80% af kvælstofpuljen af uorganisk kvælstof (hovedsagelig nitrat), men i august/september hvor kvælstofkoncentrationen var lav, bestod mindre end halvdelen af uorganisk kvælstof. Det er sammenfaldende med en periode med stor algebio-masse (blågrønalger) hvor en betydelig del af den totale kvælstofpulje er indbygget i cellemateriale. Koncentrationen af uorganisk kvælstof er normalt så høj i Bryrup Langsø at der på intet tidspunkt er kvælstofbegrænsning af fytoplankton. Dette var også tilfældet i 1996. Faldet i nitratmængden i løbet af foråret/sommeren skyldes større sedimentation af organisk stof og øget denitrifikation (i særdeleshed i den iltfrie del af bundvandet og sedimentet) kombineret med en lavere ekstern tilførsel af kvælstof.

Koncentrationen af uorganisk kvælstof var på intet tidspunkt under 0,3 mg N/l og fytoplankton har derfor ikke været vækstbegrænset af kvælstofmangel.

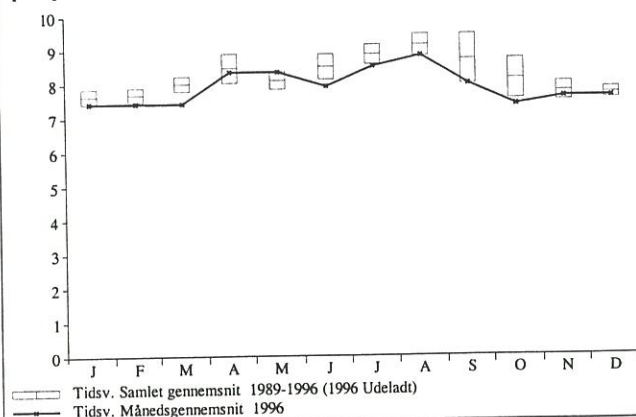
Fosfor

Total-P koncentrationen var betydelig lavere i årets første halvdel i 1996 end i de øvrige overvågningsår. Det skyldes som tidligere nævnt en lille vinterafstrømning og dermed mindsket tilførsel af fosfor fra oplandet. Indløbskoncentrationen (se figur 5) var også generelt lav i første halvdel af 1996 (50-75 µg P/l) med undtagelse af februar måned hvor den var næsten 200 µg P/l. Selv i februar måned var fosforkoncentrationen i søen dog kun omkring 60 µg P/l hvilket skyldes en stor sedi-

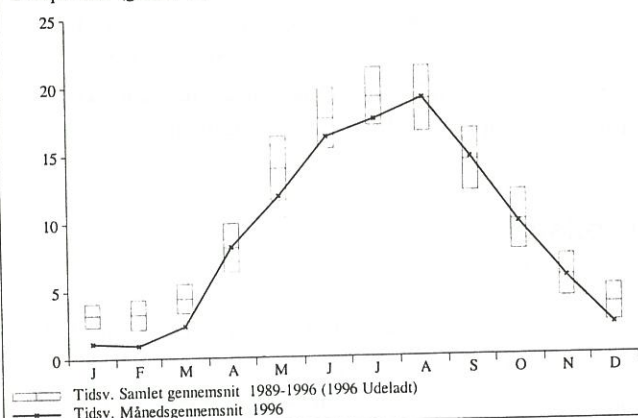
Sigtdybde (meter)



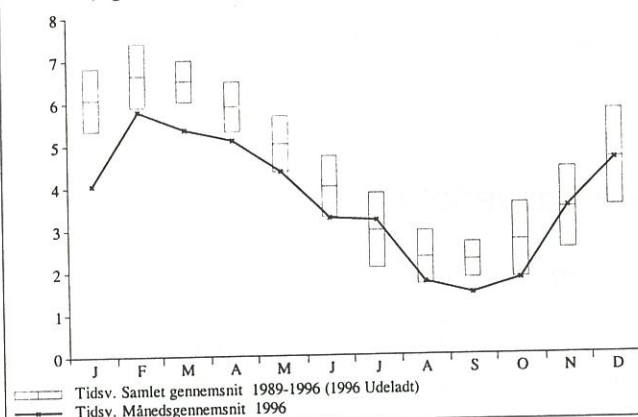
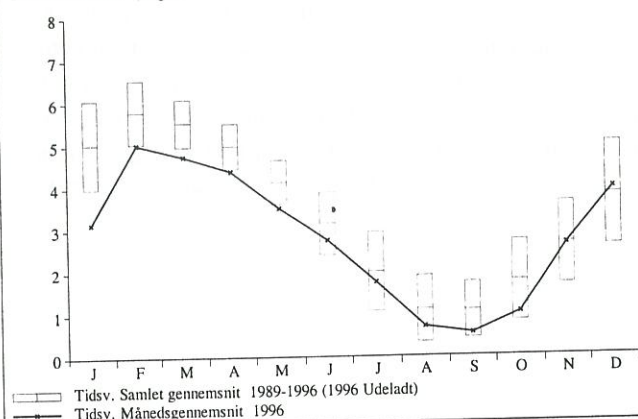
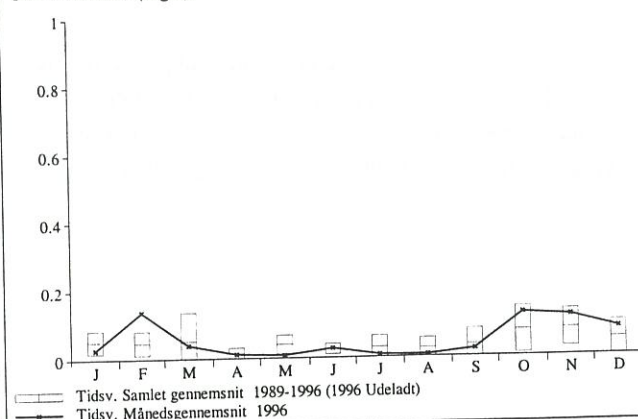
pH (pH)



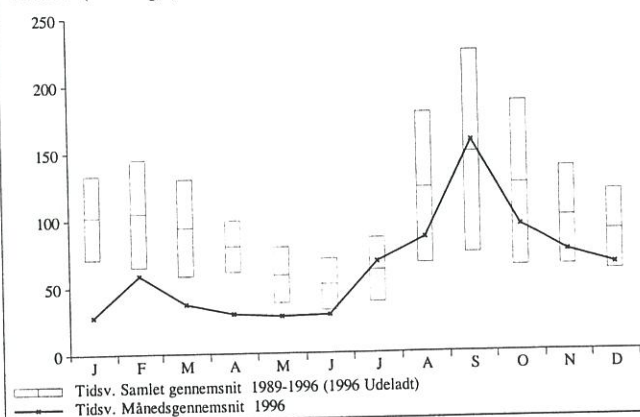
Temperatur (grader C)



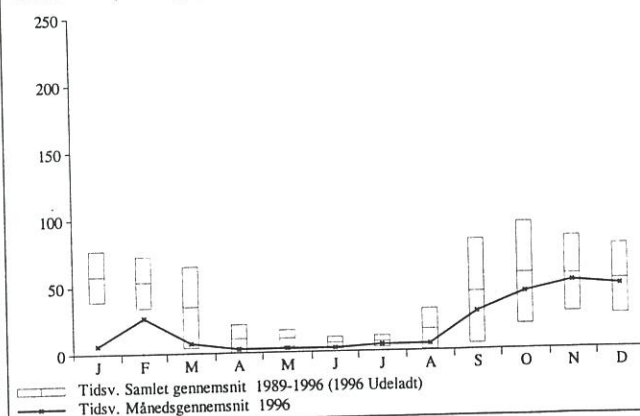
Total-N (mg/l)

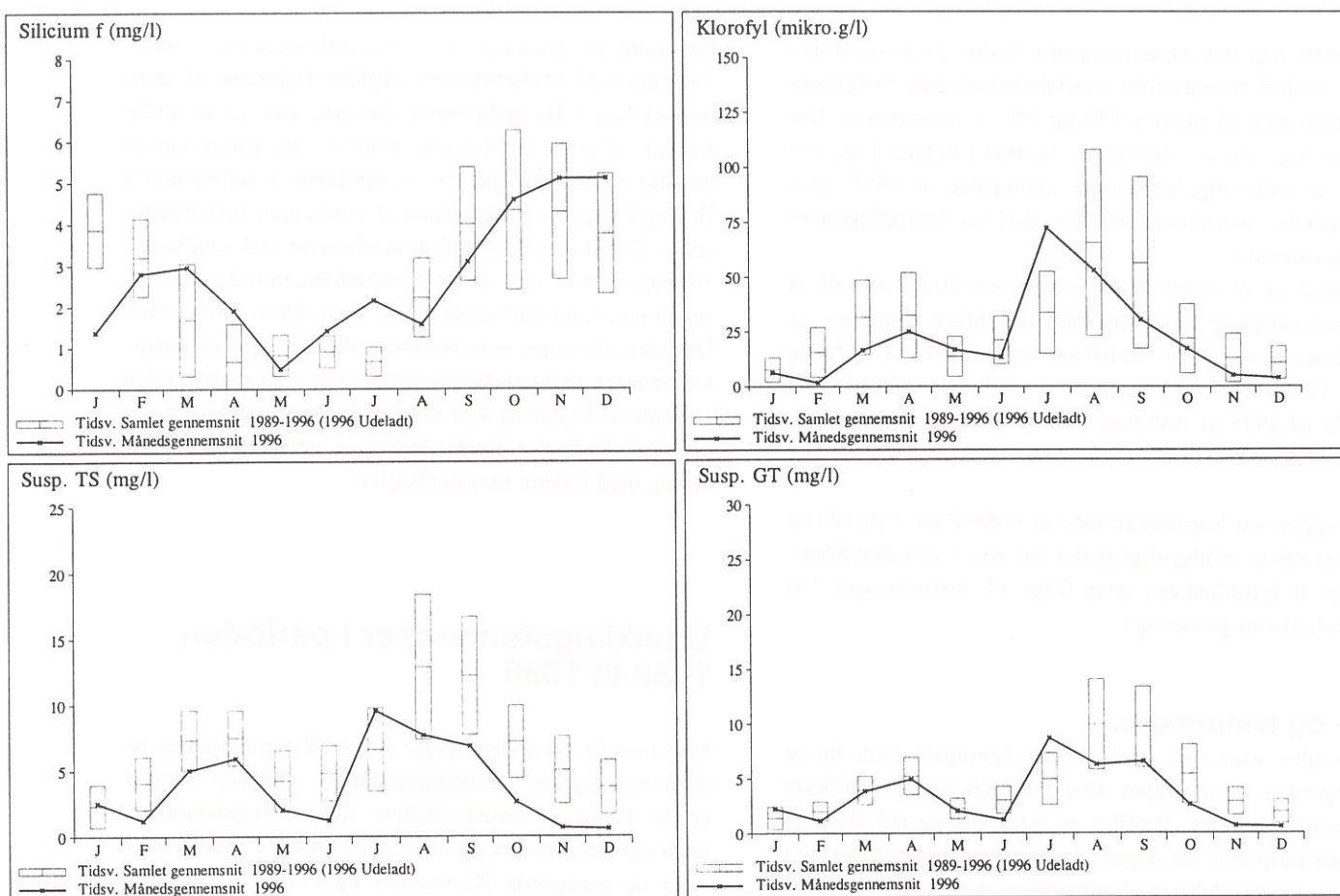
NO₂+3-N f. (mg/l)NH₃+4-N f. (mg/l)

Total-P (mikro.g/l)



Ortho-P f. (mikro.g/l)





Figur 6:

Tidsvægtede månedsgennemsnit for perioden 1989-1995 af vandkemiske parametre med angivelse af standardafvigelser samt månedsgennemsnit for 1996.

mentation af den eksternt tilførte fosfor. På trods af den lave fosforkoncentration i indløbsvandet steg fosforkoncentrationen til næsten 150 µg P/l i sensommeren. Det er en situation som har været normal i Bryrup Langsø i alle overvågningsårene med undtagelse af 1995. Den forhøjede fosforkoncentration skyldes fosforfrigivelse fra sedimentet.

I løbet af efteråret faldt fosforkoncentrationen til et niveau omkring 60-70 µg P/l i december. Sommer- og årsgennemsnittet for total-P var henholdsvis 72 og 62 µg P/l. På trods af en stigning i fosforkoncentrationen fra 1995 til 1996 er niveauet i 1996 generelt lavere end i perioden 1989-1994.

I maj/juni var koncentrationen af ortho-P ca. 1 µg P/l, og det er derfor sandsynligt at der har været vækstbegrænsning af fytoplankton som følge af fosformangel (og zooplanktons græsning).

Ilt- og temperatur.

Der blev som i de øvrige overvågningsår målt ilt og temperatur i vandsøjlen med 1 meters interval på hver prøvetagningsdag. Profiler er ikke vist da der ikke på noget tidspunkt var noget egenligt temperaturspringlag i 1996. I forbindelse med islægning og en varmeperiode i det sene forår blev der dog målt temperaturforskelle på op til 6° C mellem overflade og bund. Temperatur- og iltindhold i overflade- og bundvand er vist i figur 6 og 7. Temperaturen var lavere end i de øvrige overvågningsår i årets første måneder hvilket skyldes den kolde vinter med is på søen. Resten af året var temperaturen normal.

Der var velilteede forhold i det øverste vandvolumen hele året. I forbindelse med islægningen i årets første måneder opstod der imidlertid iltfrie forhold i bundvandet (figur 7). Senere i juli/august var der en periode med iltfrie forhold på dybder over 5-6 meter svarende til ca. 30% af søens bundareal. Fra september og året ud var der fuld opblanding af vandmasserne og næsten 100% iltmætning ved bunden.

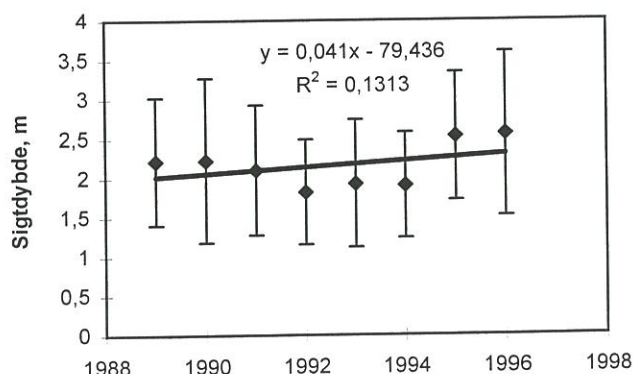
Vandkemiforhold ved bunden.

Figur 7 viser årstidsvariationen af udvalgte vandkemiparametre ved bunden (6-7 meters dybde) i overvågningsperioden. Særligt bemærkelsesværdigt er det høje fosfor- og ammoniumniveau i bundvandet i perioder med lave iltkoncentrationer. Ammoniumforøgelsen skyldes

hæmning af nitrifikation i overfladesedimentet mens forøgelsen af fosforniveauet skyldes frigivelse af jernbundet fosfor fra sedimentet. Det ses som en samtidig stigning af jern i bundvandet. Muligvis har nitrat haft en gunstig indflydelse på redoxforholdene i sedimentet i Bryrup Langsø, så frigivelsen af jernbundet fosfor reduceres. Det er dog ikke muligt at eftervise ved vandkemimålinger alene idet de lave nitratkoncentrationer stort set altid er sammenfaldende med lave iltkoncentrationer. Desuden afhænger nitratkoncentrationen også af nitrifikation og dermed iltkoncentrationen. I et system uden permanent lagdeling kan sammenhængen mellem nitrat og fosforfrigivelse bedst beskrives ud fra kontrollerede forsøg med intakte sedimentsøjler.

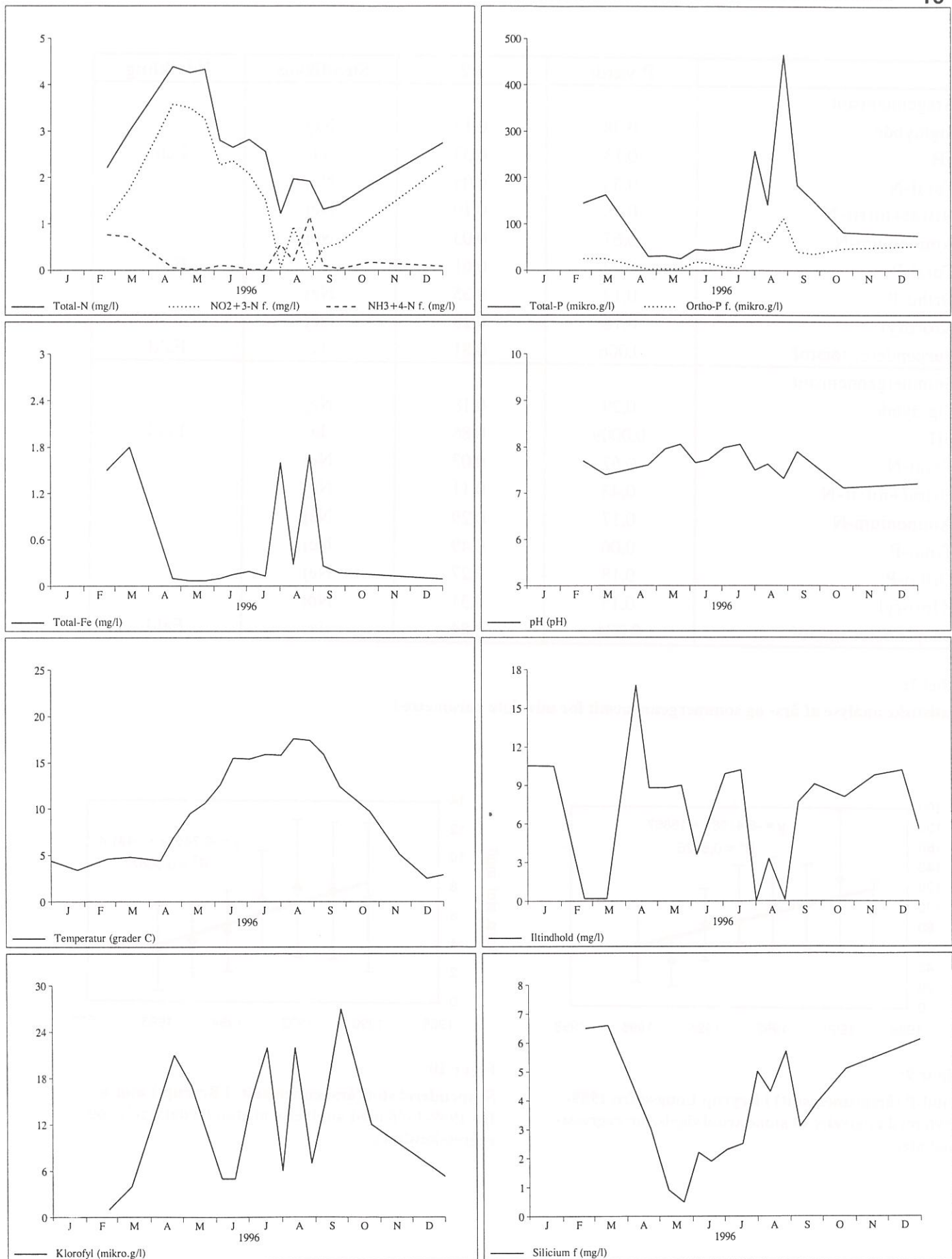
Udviklingstendenser i perioden 1989 til 1996

Med henblik på undersøgelse af udviklingstendenser for en række vigtige vandkemiparametre i Bryrup Langsø, er der foretaget statistisk analyse (lineær regression) af tidsvægtede sommer og årsgennemsnit. Af tabel 7 som viser de beregnede R²-værdier og P-værdier, fremgår det at der er sket et fald i årsgennemsnittet af pH, total-P og suspenderet stof og et fald i sommergennemsnittet af pH og suspenderet stof. Grunden til at der endnu ikke ses nogen signifikant stigning i sigtddyben er at fosforniveauet endnu er for højt i sommerhalvåret som følge af intern fosforbelastning. Regressionslinier og sommergennemsnit for udviklinger i vigtige parametre fremgår af figur 8, 9 og 10.



Figur 8:

Sigtddyben (årsgennemsnit) i Bryrup Langsø fra 1989-1996 med angivelse af standardafvigelse og regressionslinie



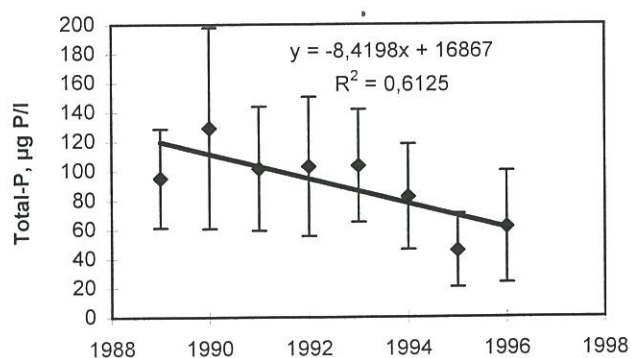
Figur 7:

Årstidsvariationen af vandkemiske parametre i bundvandet i 1996.

	P-værdi	R2	Signifikans	Udvikling
Årsgennemsnit				
Sigtdybde	0,38	0,13	Nej	Fald
pH	0,13	0,33	Ja	
Total-N	0,58	0,05	Nej	
Nitrat+nitrit-N	0,28	0,19	Nej	
Ammonium-N	0,67	0,03	Nej	
Total-P	0,02	0,61	Ja	Fald
Ortho-P	0,12	0,35	Nej	
Klorofyl	0,18	0,28	Nej	
Suspenderet tørstof	0,006	0,81	Ja	Fald
Sommergennemsnit				
Sigtdybde	0,29	0,18	Nej	Fald
pH	0,0009	0,86	Ja	
Total-N	0,67	0,03	Nej	
Nitrat+nitrit-N	0,43	0,11	Nej	
Ammonium-N	0,17	0,29	Nej	
Total-P	0,06	0,49	Nej	Fald
Ortho-P	0,18	0,27	Nej	
Klorofyl	0,15	0,31	Nej	
Suspenderet tørstof	0,004	0,84	Ja	Fald

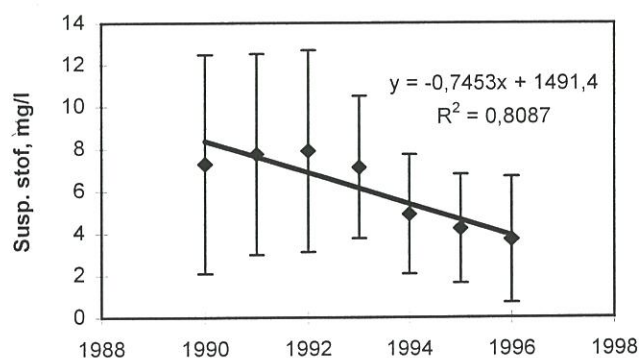
Tabel 7:

Statistiske analyse af års- og sommergennemsnit for udvalgte parametre i



Figur 9:

Total-P (årsgennemsnit) i Bryrup Langsø fra 1989-1996 med angivelse af standardafvigelse og regressionslinje.



Figur 10:

Suspenderet stof (årsgennemsnit) i Bryrup Langsø fra 1989-1996 med angivelse af standardafvigelse og regressionslinje.

Sediment

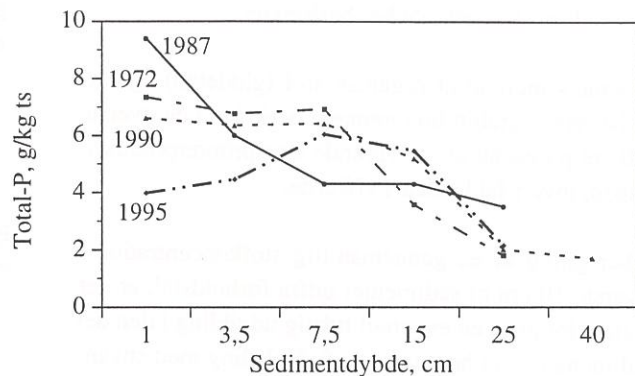
Prøvetagning og karakteristik

Sedimentet i Bryrup Langsø blev undersøgt i 1995. Der blev som i 1990 udtaget sedimentsøjler på de tre zooplanktonstationer på ca. 6,5 meters dybde. Sedimentsøjlerne blev opskåret i dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 20-30 cm og på den østlige station også i 30-40 cm (samtlige data fra denne undersøgelse er præsenteret i bilag). Der blev målt totalfosfor og fosforfraktioner på sedimentet som er nærmere beskrevet i sidste års rapport om Bryrup Langsø (Århus Amt, 1996).

Udviklingen i vandkemiforhold fra 1972 til 1995.

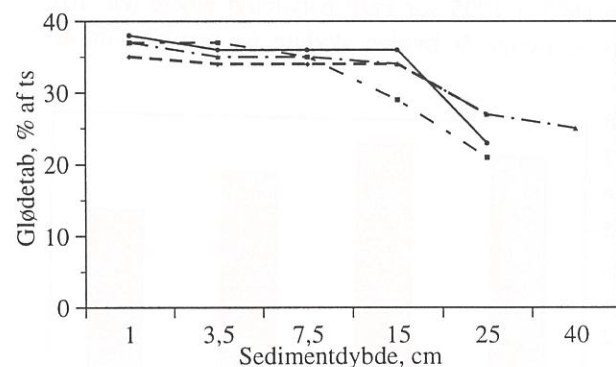
I denne gennemgang vil der blive fokuseret på den tidlige udvikling i sedimentets indhold af fosfor, kvælstof, jern og organisk indhold (udtrykt som glødetab). Figur 11, 12 og 13 viser de grafiske fremstillinger af totalfosfor, glødetab og Fe/P i forskellige sedimentdybder i 4 måleår. I perioden 1972 til 1990 har fosforindholdet i overfladesedimentet ligget på relativt stabilt niveau omkring 6,5 g P/kg ts, hvilket er i den øverste ende af skalaen sammenlignet med øvrige danske overvågningssøer (Kristensen m. fl., 1992). I 1987 var der dog et noget højere indhold i de øverste 2 cm og i dybtliggende sediment end i de 3 andre måleår. Det skyldes formentlig at der kun er udtaget én sedimentprøve i 1987 på det dybeste sted i søen hvor fosforindholdet formentlig er højest på grund af stor sedimentation. 1995 adskiller sig fra de øvrige år ved et markant lavere fosforindhold i de øverste 5 cm (hovedsagelig på grund af mindre jernbundet fosfor). Det skyldes antagelig en kombination af lavere ekstern fosfortilførsel i 1990'erne end i de to tidligere årtier kombineret med flere års nettoafkastning af fosfor fra sedimentet i sommerhalvåret. Søndergaard m.fl. (1996) har vist at der generelt er en god sammenhæng mellem den eksterne fosforbelastning og fosforindholdet i det nydannede sediment i de danske overvågningssøer.

Selvom de enkelte sedimentintervaller har forskellig alder på grund af vedvarende sedimentopbygning er fosforindholdet betydelig lavere i de dybereliggende sedi-



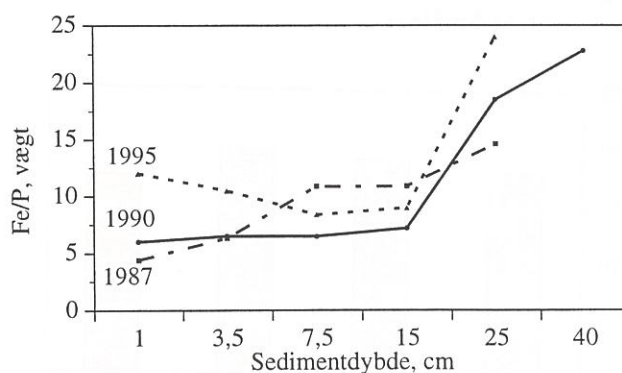
Figur 11:

Total-P profil i sediment i Bryrup Langsø i 4 måleår.



Figur 12:

Glødetab profil i sedimentet i Bryrup Langsø i 4 måleår.



Figur 13:

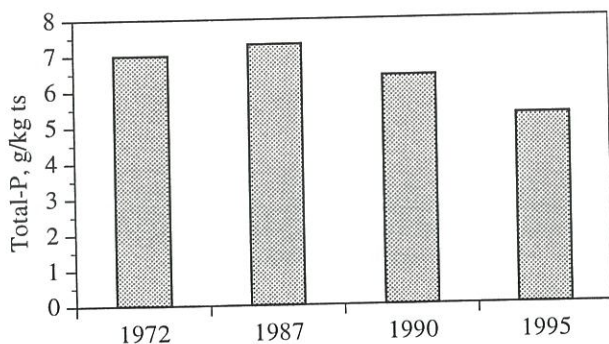
Fe/P profil i sedimentet i Bryrup Langsø i 4 måleår.

mentlag, hvilket er typisk for danske søer. Et fosforind-

hold på 1,5 -2,0 g P/kg ts i dybdesediment (>25 cm) indikerer en lavere fosfortilførsel tilbage i tiden. Sedimentlag med et endnu lavere fosforindhold svarende til en situation med ubetydelig tilførsel af fosfor fra spildevand og landbrugsaktivitet, skal dog formentlig søges i dybere sedimentlag end de her beskrevne.

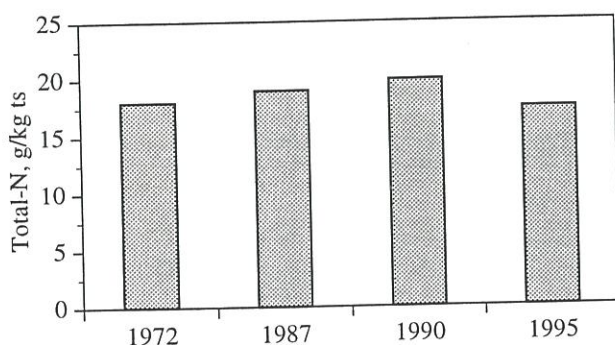
Sedimentets indhold af organisk stof (glødetab) og calcium har været stabilt højt gennem perioden i de øverste ca. 20 cm på grund af vedvarende stor primærproduktion i søen, ihvert fald siden 1970'erne.

Ved beregning af en gennemsnitlig stofkoncentration i de øverste 10 cm af sedimentet udfra forholdstal, er der mulighed for at se en eventuel tidlig udvikling i den del af sedimentet, som har størst stofudveksling med søvandet. Figur 14, 15 og 16 viser således indholdet af total-P, total-N og Fe/P i årene 1972, 1987, 1990 og 1995. Det ses at der ikke er sket nogen ændring i kvælstofindholdet, medens fosforindholdet har vist tendens til et fald siden 1987. I 1995 var Fe/P betydeligt højere (ca. 10) end i de øvrige år hvilket skyldes en kombination af



Figur 14:

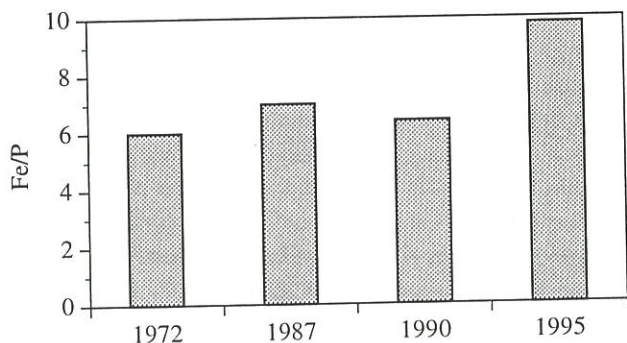
Det gennemsnitlige total-P indhold i de øverste 10 cm af sedimentet i 4 måleår.



Figur 15:

Det gennemsnitlige total-N indhold i de øverste 10 cm af sedimentet i 4 måleår.

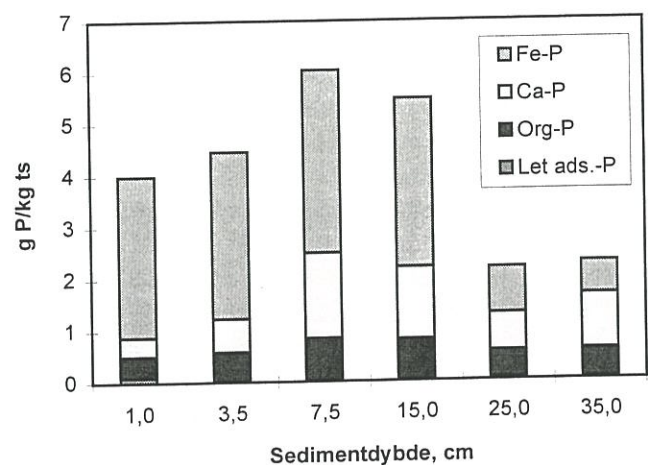
særlig stor ekstern jerntilførsel i 1994 kombineret med en lavere fosfortilførsel i 1990'erne i forhold til foregående årtier. Disse resultater er i overensstemmelse med den generelle udvikling i sedimentforhold i 8 søer i Århus Amt (Århus Amt, 1997). Der forventes et yderligere fald i fosforindholdet i de øverste 10 cm af sedimentet til et niveau på 2-3 g P/kg ts.



Figur 16:

Det gennemsnitlige Fe/P forhold i øverste 10 cm af sedimentet i 4 måleår.

Fosforfraktioneringen, figur 17, viser at fosfor i overfladesedimentet hovedsagelig er jernbundet (til ferrijernforbindelser). Det skyldes at fosfor nemmest bindes til jern under oxiderede forhold. Jernbundet fosfor i de dybe sedimentlag hvor der et stærkt reduceret miljø, kan forekomme i form af f.eks. vivianit (Golterman, 1984), men bindingen til calcium er meget større i disse sedimentlag, både relativt og i absolut mængde. Den beskrevne dybdefordeling og størrelsen af calciumbundet fosfor er atypisk for danske søer som helhed (Søndergaard et al., 1996) men ses også i Ørn Sø.



Figur 17:

Fosforfraktionering af sedimentet i 1995.

Størrelsen af den frigivelige fosforpulje i sedimentet vil derfor ikke blot afhænge af hvor meget der kan frigives af den jernbundne fosfor i det nutidige overfladesediment, når det overlejres med nyt sediment (og redoxpotentialen mindskes), men også af størrelsen af den fremtidige binding til calcium. På grund af den meget store jernbundne fosforpulje i Bryrup Langsø må man dog forvente at calciumbinding ikke alene kan kompensere for en dårligere bindingskapacitet mellem jern og fosfor. Den interne fosforbelastning har været stærkt aftagende i de seneste år, men der vil stadig i nogle år være intern fosforbelastning i forbindelse med perioder med iltfrie forhold i bundvandet om sommeren.

Fytoplankton

Fytoplanktonet i Bryrup Langsø blev i 1996 undersøgt 18 gange. Prøvefrekvensen efter Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er 19 gange årligt, men på grund af is var det ikke muligt at indhente planktonprøver i februar. Prøvetagnings- og bearbejdningsmetode er beskrevet i bilag.

Fytoplankton i 1996

Fytoplanktonet var i 1996 hovedsagelig domineret af blågrønalger, kiselalger og grønalger. Blågrønalgerne som gruppe udgjorde 39% af den totale sommerbiomasse og var dermed den mest dominerende algegruppe. Der blev registreret biomasser (vådvægt) på 0,03 mg vv/l - 15,1 mg vv/l. Års- og sommergennemsnit var henholdsvis 4,0 og 6,1 mg vv/l

Årstidsvariation

I dette afsnit gives der en oversigt over planktonets årstidsvariation i 1996.

Vinter-forår

I januar/februar var fytoplanktonbiomassen meget lav (< 0,04 mg/l i januar), og domineredes af små rekylalger og kiselalgen *Aulacoseira italica*. I marts var der stadig en lav biomasse, men en begyndende opblomstring af *Aulacoseira italica* og små centriske kiselalger. Som følge af stigende lysintensitet og temperatur udvikledes der i løbet af april et stort forårsmaksimum bestående af centriske kiselalger (7,9 mg vv/l) og *Aulacoseira italica*.

Muligvis som følge af fosformangel, idet der var rigeligt med silicium i april, og begyndende græsning, aftog biomassen af centriske kiselalger drastisk i slutningen af april. Der opstod en mindre opblomstring af *Fragilaria Berolinensis* og senere gulalgen *Dinobryon divergens* som var dominerende indtil slutningen af maj. I maj/juni var biomassen lav (ca. 1,5 mg vv/l) på grund af et betydeligt græsningstryk fra zooplankton.

Sommer-efterår

I løbet af juli skete der en markant opblomstring af grønalgen *Volvox aureus* og igen var der en del centriske kiselalger. Den stigende biomassetilvækst fra juli skyldes en kombination af aftagende græsning fra zooplankton og stigende fosforkoncentration i søvandet på grund

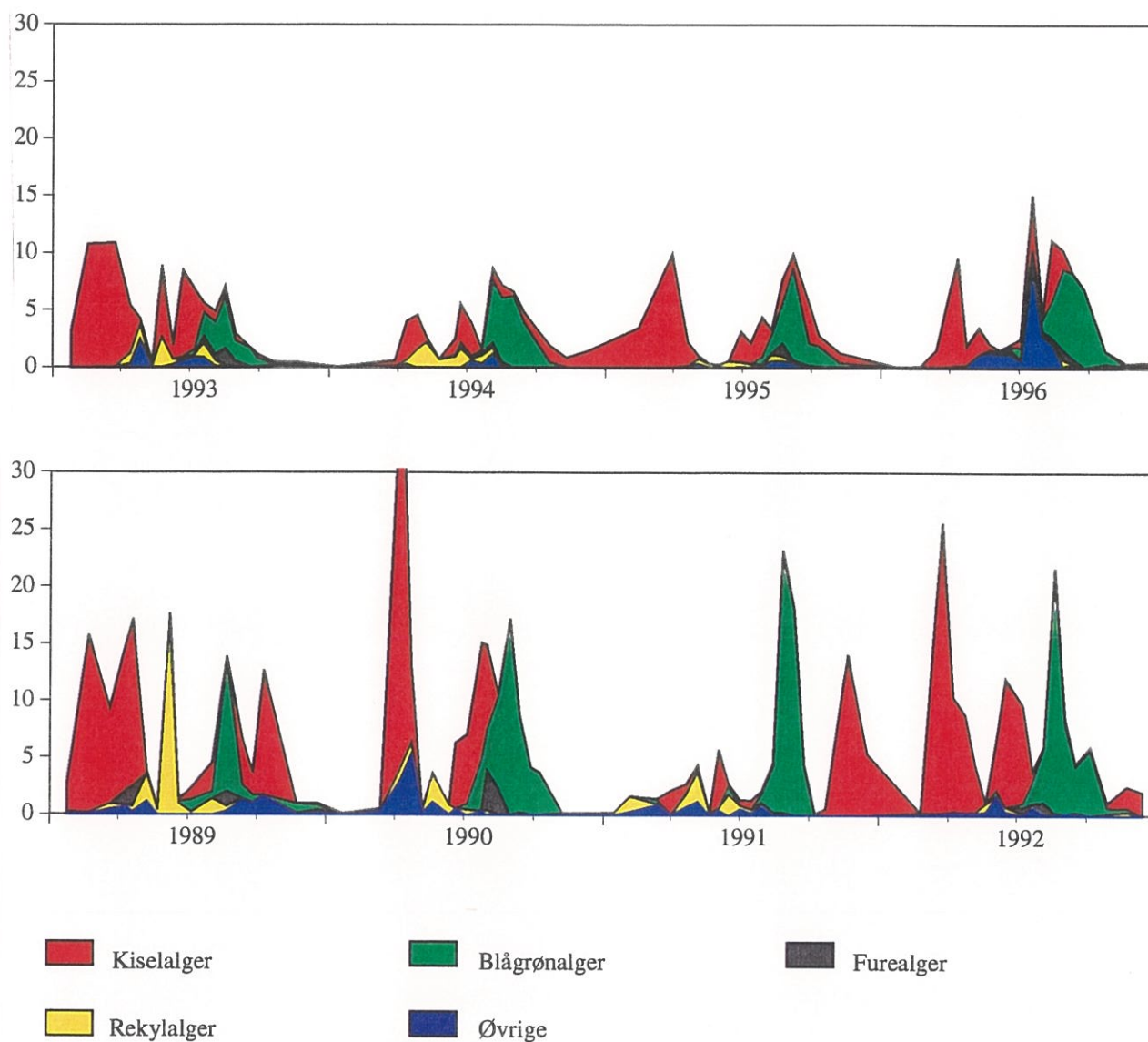
af fosforfrigivelse fra sedimentet. Årets største biomasse blev på 15,1 mg vv/l registrerede midt i juli. Grønalgernes dominans blev i løbet af august gradvist overtaget af blågrønalger, især *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena solitaria*. Først hen i oktober var blågrønalgedominansen brudt. Sidst på året var biomassen igen lav (<0,5 mg vv/l), og her var der igen dominans af typisk vinterplankton, kiselalger og rekylalger.

Sammenligning med resultater fra 1989-95

Biomassen fordelt på grupper i perioden 1989 til 1996 er vist i figur 18. Data over sommer- og årsgennemsnit samt de enkelte algegruppers procentuelle andel af totalbiomassen i perioden er vist i bilag.

I lighed med tidligere år (undtagen 1990) var der i 1996 et forårskiselalgemaksimum domineret af *Aulacoseira italica* og centriske kiselalger med islet af rekylalger der aftog i forbindelse med klarvandsfasen i forsommeren. Forårskiselalgemaksimet var i 1996, bortset fra 1994, det laveste i perioden. I 1989-1992 blev der registreret biomasser fra 15-35 mg vv/l. I de senere år har der højst været 10 mg vv/l. Det skyldes et betydeligt fald i fosforkoncentrationen i årets første måneder som har begrænset kiselalgernes vækst. I 1996 var fosforkoncentrationen særlig lav, og fra april til juni var koncentrationen af ortho-P 1-2 µg P/l. I forbindelse med de lave fosforkoncentrationer var der som noget nyt dominans af *Dinobryon divergens* i foråret. En art der typisk dominerer i renere søer.

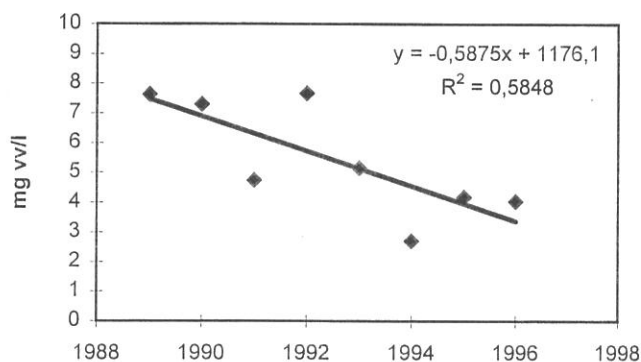
Klarvandsperioden var derimod knap så markant i 1996 som i de senere år og varede ikke så længe. Den ret markante opblomstring af grønalger midt på sommeren er atypisk i Bryrup Langsø hvorimod kombinationen af blågrønalger og kiselalger i sensommeren er en tilbagevendende situation. Blågrønalgernes vækst stimuleres af fosfor der frigives fra sedimentet. Generelt er blågrønalgebiomassen aftaget betydeligt i de senere år. Det skyldes en kombination af lavere indløbskoncentration og aftagende fosforfrigivelse fra sedimentet. Vejrfor-



Figur 18:
Fordelingen af fytoplanktongrupper i årene 1989 til 1996.

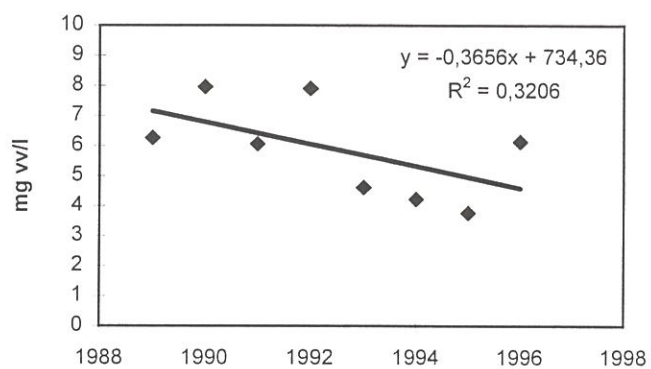
holdene kan ikke forklare tendensen til lavere blågrønalgebiomasse idet vejrforholdene har været idelle for blågrønalger i perioden 1994-1996 med stille og solrige somre.

Lineær regression på de vigtigste algegrupper i Bryrup Langsø (kiselalger, rekylalger og blågrønalger) viser at der en tendens til fald i mængden af kiselalger og blågrønalger, men det er ikke signifikant. Som det ses af figur 19 og 20 er der også sket et fald i års- og sommergennemsnittene, men det er kun signifikant for årsgennemsnittet ($p=0,027$). Udviklingen er knap så tydelig for sommergennemsnittet, især fordi sommergennemsnittet for 1996 er højere end i de sidste 3 år. Den reducerede fosfortilførsel fra oplandet giver sig i højere grad i



Figur 19:
Årsgennemsnitlige fytoplanktonbiomasser i perioden 1989-1996 med indlagt regressionslinje.

vækstbegrænsning af fytoplankton i vinterhalvåret end i sommerhalvåret på grund af fortsat fosforfrigivelse fra sedimentet om sommeren.



Figur 20:

Sommergennemsnitlige fytoplanktonbiomasser i perioden 1989-1996 med indlagt regressionslinje.

Zooplankton

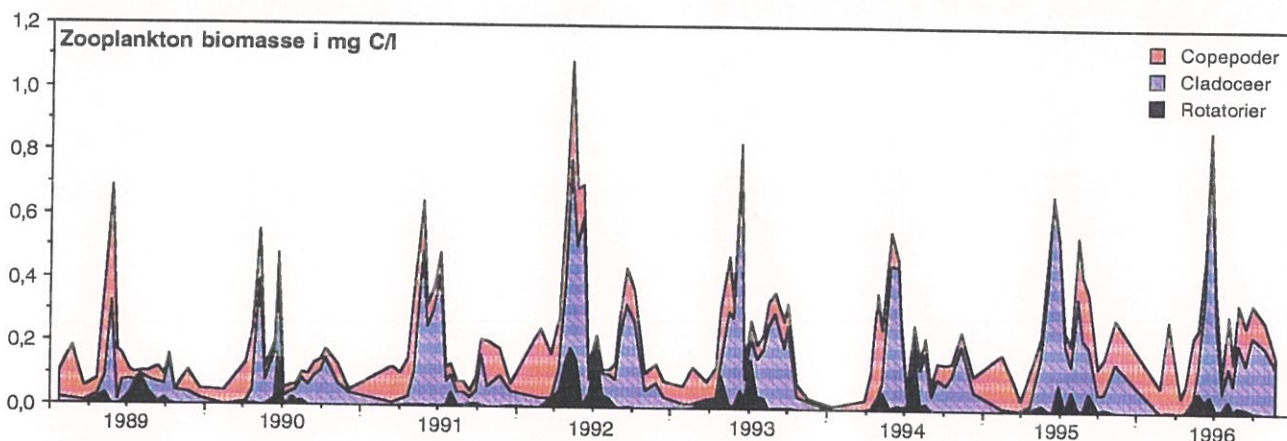
Zooplanktonundersøgelserne i Bryrup Langsø er foretaget efter DMU's vejledning (Hansen et al., 1992).

Zooplanktonet blev indsamlet på 3 stationer der ligger indenfor 70-90 % grænserne på hypsografen. På de enkelte stationer er der udtaget prøver fra 0,5+2+4+6 meter. Prøverne er siden puljet og oparbejdet som vejledningen foreskriver. En nærmere beskrivelse kan findes i bilag.

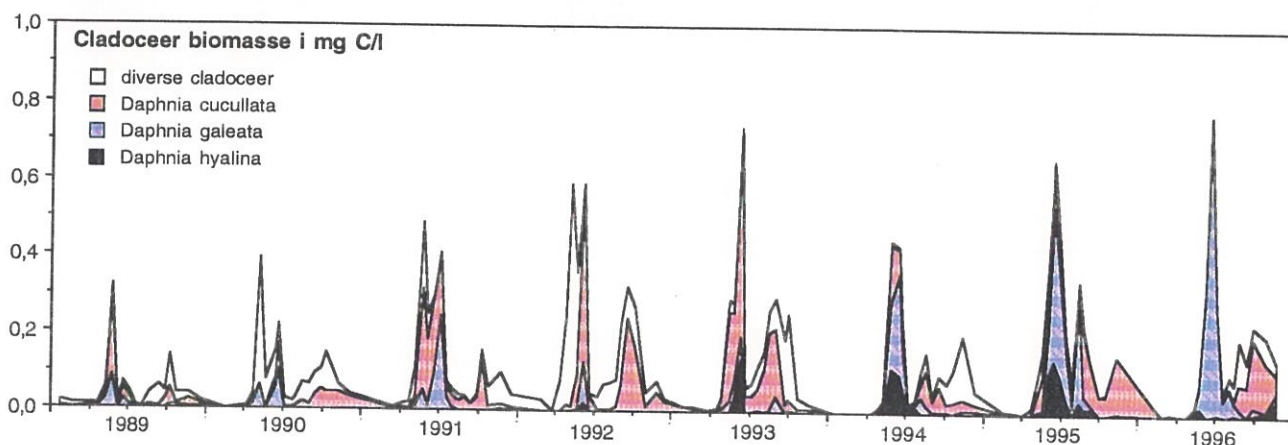
Zooplanktonet i 1996

Det generelle billede af zooplankton sammensætningen i Bryrup Langsø; copepod dominans i årets kolde måneder og cladoceer dominans fra sommer og gennem hele efteråret, tegner sig også i 1996 figur 21. Det er bemærkelsesværdigt, at cladoceer maximummet opstår sent - midt i juni - til trods for en udmærket fødetilgængelighed i foråret. Forårsmaximummet er i overvejende grad bestemt af *Daphnia galeata* og udgør 87% af zoo-planktonet. De mindre cladoceer arter, *Bosmina*-arterne, er ganske fåtallige i foråret og sommeren mens de, med *Bosmina coregoni* som den dominerende art, er med til at danne cladoceer maximum i sensommeren og efteråret. Den fremherskende dafnie er på det tidspunkt *D. cucullata* figur 22. Copepoderne er i 1996 som i de foregående år til stede i planktonet gennem hele året men med relativ størst betydning i vinteren - de cyclepoide

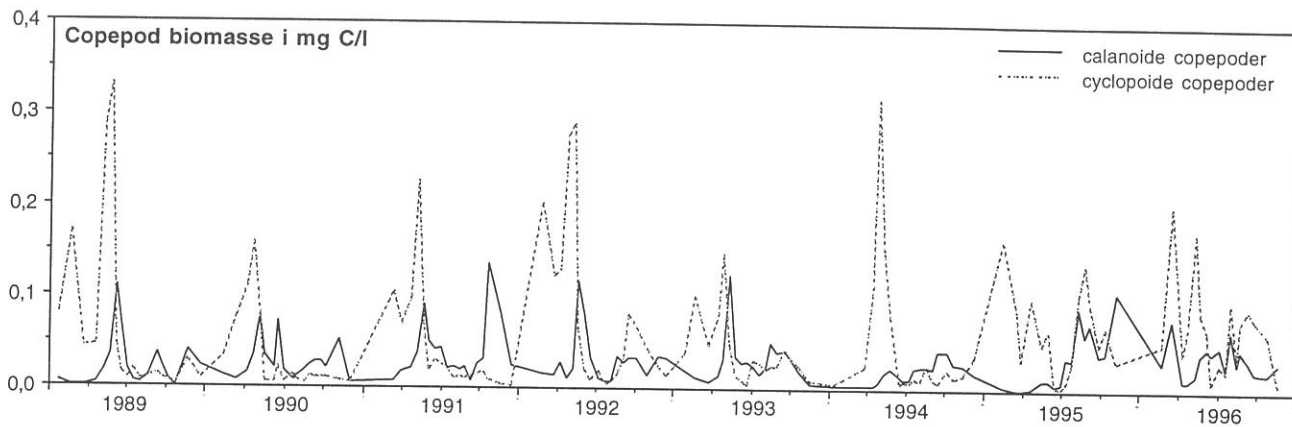
der og cladoceer dominans fra sommer og gennem hele efteråret, tegner sig også i 1996 figur 21. Det er bemærkelsesværdigt, at cladoceer maximummet opstår sent - midt i juni - til trods for en udmærket fødetilgængelighed i foråret. Forårsmaximummet er i overvejende grad bestemt af *Daphnia galeata* og udgør 87% af zoo-planktonet. De mindre cladoceer arter, *Bosmina*-arterne, er ganske fåtallige i foråret og sommeren mens de, med *Bosmina coregoni* som den dominerende art, er med til at danne cladoceer maximum i sensommeren og efteråret. Den fremherskende dafnie er på det tidspunkt *D. cucullata* figur 22. Copepoderne er i 1996 som i de foregående år til stede i planktonet gennem hele året men med relativ størst betydning i vinteren - de cyclepoide



Figur 21:
Fordelingen af zooplanktongrupper i årene 1989 til 1996.



Figur 22:
Fordelingen af cladoceerarter i årene 1989 til 1996.



Figur 23:
Fordeling af copepoder i årene 1989 til 1996.

copepoder synes generelt at være den dominerende gruppe figur 23.

fødekoncentrationer mindre end 0,2 mg C/l nedsættes dyrenes fødeoptagelse, og da vil en korrektion af fødeoptagelsen være nødvendig (jvf. Hansen et al., 1992).

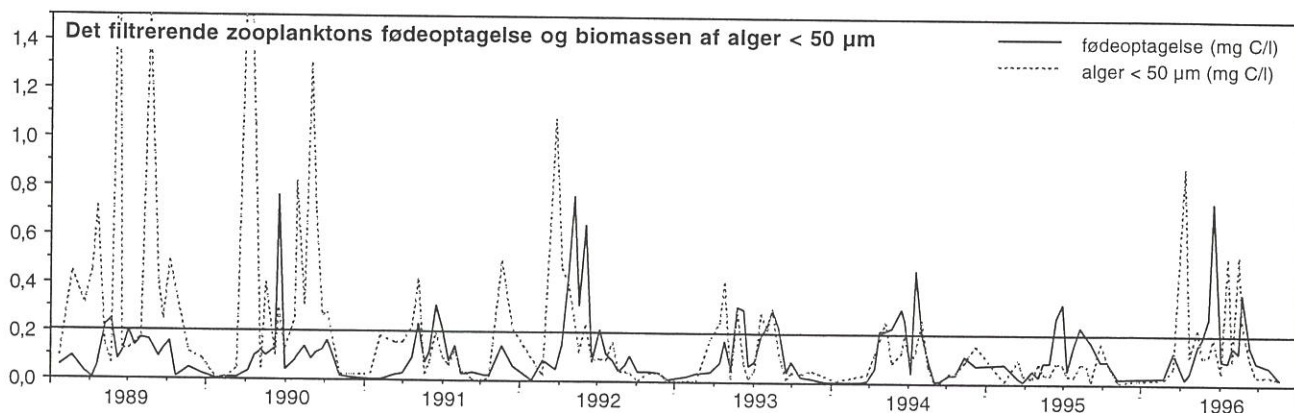
Zooplanktons effekt på fytoplankton

Størstedelen af zooplanktonet er filtratorer som lever af alger og bakterier, og derfor kan en teoretisk beregnet fødeoptagelse for zooplanktonet belyse gruppens indvirkning på fytoplanktonet.

Generelt optager det filtrerende zooplankton (hjuldyr men ikke rovhjuldyr, cladoceer men ikke rovdafnier, calanoide copepoder, cyclopoide copepoditter og naupli-er) bedst fødeemner $< 50 \mu\text{m}$. Fødeoptagelsen beregnes ud fra de enkelte gruppers energibehov pr. dag under optimale forhold og antages at være 200% for hjuldyr, 100% for cladoceer og 50% for copepoder. Ved lave

Zooplankton bevæger sig i vandet dels for at søge føde dels for at søge skjulesteder. Det betyder, at zooplanktonet ikke er jævnt fordelt i vandmasserne. I dybere søer, hvor der periodisk opstår springlag med deraf følgende iltfrie forhold ved bunden, vil zooplanktonet ikke opholde sig, hvor iltkoncentrationerne er lave. Derfor er alle angivne zooplanktonbiomasser, som er relateret til algerne, korigeret for denne skæve fordeling, idet det antages, at zooplanktonet kun findes ned til vanddybder, hvor iltkoncentrationen er $> 1 \text{ mg O}_2/\text{l}$.

Zooplanktonet i Bryrup Langsø har generelt en betydelig effekt på begrænsningen af fytoplankton. Det er fortrinsvis den store mængde cladoceer, der er effektive græssere og de er som følge af deres livscyclus mest effektfulde i sommerperioden. Kiselalgemaximummet i



Figur 24:
Zooplanktons fødeoptagelse og biomassen af fytoplankton $< 50 \mu\text{m}$ i perioden 1989 til 1996. Den vandrette linie er den algebiasse, der som minimum skal være tilstede for at cladoceerne fødeoptager optimalt.

foråret falder ofte tidligere end cladocær-æggenes klækkes og bliver bl.a. derfor ikke påvirket nævneværdig af græsning fra zooplanktonet, jvf. figur 24. Modsat er zooplanktonet regulerende på fytoplanktonet stort set hele sommeren, og der ses klarvandsfaser, hvor sigtdybden stiger markant. Enkelte år kan man iagttage perioder, hvor fytoplanktonbiomassen af spiselige alger er forholdsvis stor, men hvor zooplanktons fødeoptagelse er meget ringe. Årsagen er, at zooplanktonet er stærkt begrænset af den nyklækkede fiskeyngel og resultatet bliver en forringet sigtdybde. Sigtdybden er ligeledes lille i efteråret, hvor kolonier af blågrønalgen *Microcystis* sp. (som er utilgængelig føde for zooplanktonet) dominerer, og hvor zooplanktonet derfor ikke har mulighed for at begrænse algeopblomstringen.

Figur 25 viser, hvordan fytoplanktonbiomassen er fordelt på størrelsesgrupper, men det skal understreges, at en del af de alger, der er kategoriseret i gruppen $> 50 \mu\text{m}$, i nogen udstækning er spiselige for zooplanktonet. Det gælder fx. arterne *Aulacoseira italica* som optræder i forårsmaximaet i 1993-95 og *Velvet anrus* som bl.a. forekommer i sommeren 1996.

Udviklingstendenser

Det er tidligere i rapporten vist, at der i de seneste år er sket en væsentlig ændring i Bryrup Langsø. Parallelt med at der har kunnet spores en reduktion i fosfor og fytoplanktonbiomasse har zooplanktonets sammensætning også antydning af ændringer der peger på, at søen er blevet renere.

Rotatorierne i Bryrup Langsø består af en bred vifte af

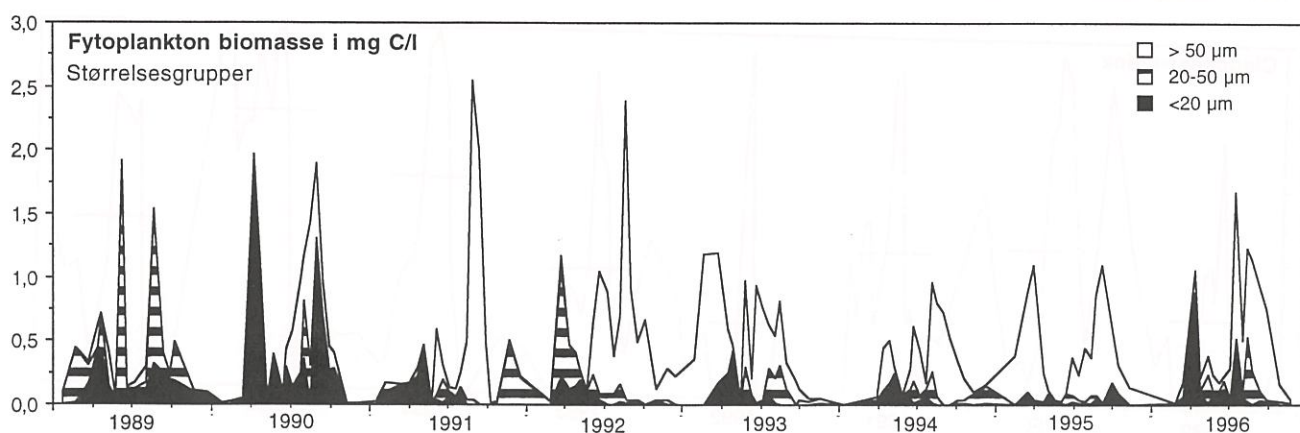
arter, der hyppigt forekommer i middelnæringsrige til næringsrige søer. Der er iagttaget 2 arter af slægten *Ascomorpha* i planktonet siden 1994. Denne slægt ses hyppigst i næringsfattige søer og er derfor med til at indikere de ændrede forhold i søen (Faglig rap. nr. 90, DMU).

Andre bemærkelsesværdige forhold er, at sammensætningen af cladocær har ændret sig i den forløbne periode 23 *Daphnia cucullata* var den mest betydende dafnie i årene indtil 1994, men derefter blev de to store dafnieformer *D. galeata* og *D. hyalina* dominerende.

D. hyalina og *D. galeata* er i kraft af deres størrelse generelt arter der er følsomme overfor fiskeprædation, og det er derfor sandsynligt, at også prædationstrykket har ændret sig i Bryrup Langsø. Det skal tilføjes, at *D. hyalina* 1. gang blev registreret i planktonet i 1992 og er gradvist blevet mere betydende, dog er 1996 atypisk for denne udvikling, idet dafnien kun fandtes fåtallig i forår og efterår.

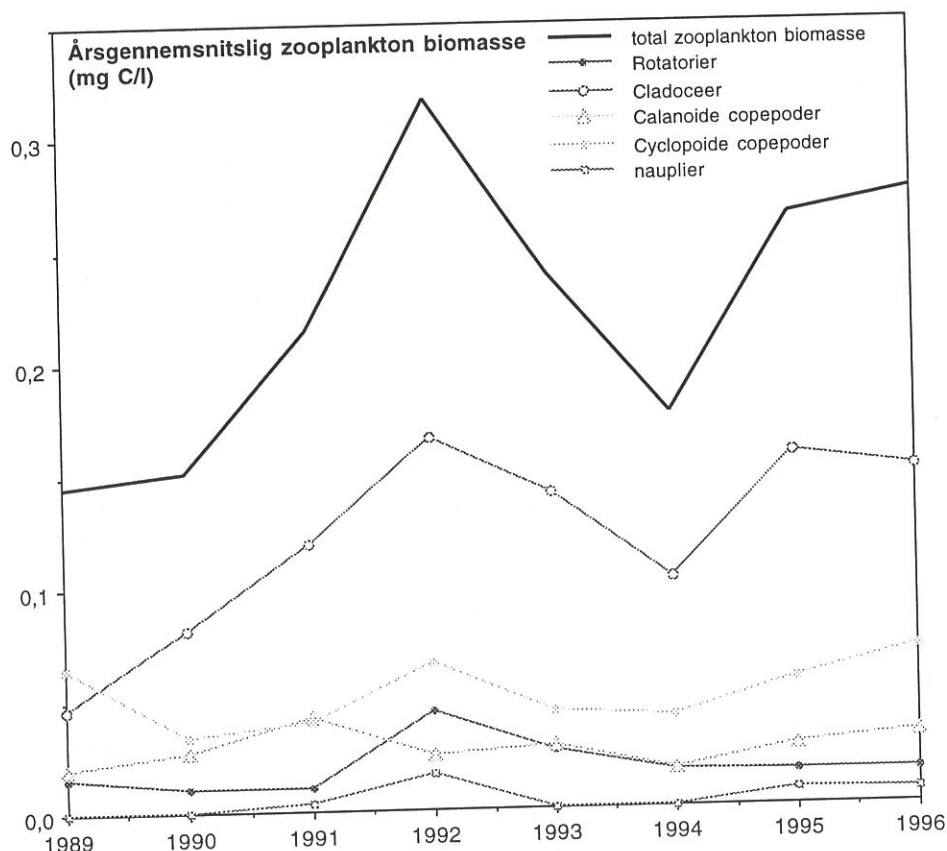
Når man begynder at se på ændringer i zooplankton biomassen spiller påvirkningen fra de zooplanktonædende fisk en afgørende rolle. Derfor vil de efterfølgende tolkninger henvise til fiskeundersøgelserne i henholdsvis 1992 og 1996 (rapport over fiskebestanden i 1996 i Bryrup Langsø er vedlagt i bilagsdelen).

Figur 26 viser de tidsvægtede årsgennemsnit for zooplankton. Den totale zooplanktonbiomasse har svinget meget fra 1989 til 1996. I 1989-90 var niveauet på ca. 0,15 mg C/l og i 1995-96 på ca. 0,26 mg C/l. Det er sandsynligt, at der trods store udsving i den mellemliggende periode alligevel er tale om en egentlig niveaueændring. Der har nemlig for cladocæernes vedkommende været et mere tydeligt udviklingsmønster mod en øget biomasse.



Figur 25:

Fytoplankton fordelt på størrelsesgrupper i årene 1989 til 1996.



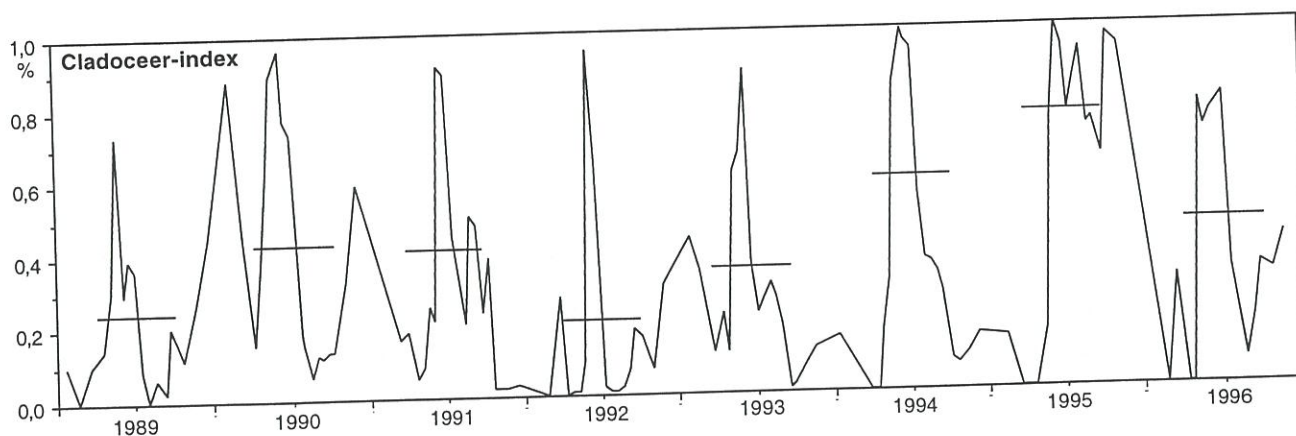
Figur 26:
Den årgennemsnitlige
zooplanktonmasse fordelt
på hovedgrupper i årene
1989 til 1996.

Cladoceer biomassen blev ca. 3-doblet fra 1989 til 1992. I 1993 og 1994 faldt biomassen formodentlig som følge af skiftet mellem dafniearterne.

Som tidligere nævnt er *Daphnia hyalina* og *Daphnia galeata* generelt mere følsomme overfor fiskeprædation end *D. cucullata*, og dafnierne har uden tvivl været påvirket af et prædationstryk fra fiskene. Ved fiskeundersøgelsen i 1992 blev det konstateret, at artsdiversiteten var ringe (artsdiversitetsindex = 0,72) hvilket betyder, at søens ressourcer fortrinsvis blev udnyttet af én fiskeart, nemlig skaller. Skidtfiskeindexet (forholdet

mellem antal skidtfisk > 10 cm og skidtfisk og aborre > 10 cm) var højt, nemlig 0,76, altså var det potentielle prædationstryk på zooplanktonet stort.

Fiskebestandens sammensætning og vækstbetingelser er afhængig af søens næringsstof-belastning. Når fosforkoncentrationen nedbringes til under 80-100 µg P/l vil det som oftets resultere i bedre vilkår for rovfiskene og dermed en naturlig regulering af tilvæksten af skidtfisk. Siden 1993 har faldet i total-P være markant, og som det fremgår af figur 27, vil det være sandsynligt, at fiskebestanden ændrer sig som følge af en tydelig



Figur 27:
Cladoceerindex i årene 1989 til 1996.

næringsstofbegrænsning. Fiskeundersøgelsen i 1996 fastslår imidlertid, at en sådan ændring ikke er aktuell. Rovfiskebestanden har ganske vist ændret sig således, at der er flere rovlevende aborre (> 10 cm), men samtidig er antallet af zooplanktivere aborre (< 10 cm) også steget markant. Skidtfiskeindexet er derimod faldet markant (index = 0,44), hvilket skyldes det meget større antal store aborre. Den positive ændring i skidtfiskeindexet har klart fordele for zooplanktonet idet prædationstrykket fra fisk mindskes på zooplanktonet men øges på skalleynghen.

Cladoceerbiomassen og dermed de store dafnier har, haft gode betingelser i 1995 og 1996, hvor biomassen er blevet øget, men denne tendens stemmer ikke så godt overens med at antallet af småfisk (aborre < 10 cm) også er blevet tydeligt større. Man kunne foranlediges til at tro, at zooplanktonets forekomst har været så stor, at ynglen ikke har kunnet kontrollere det - men da fødegrundlaget for zooplankton i forvejen er relativt lille, vil det ikke kunne være muligt.

En anden og mere sandsynlig forklaring er, at aborrerne tidligere end forventet (< 10 cm) begynder at få rovfiskenatur og ernærer sig af andre småfisk således at prædationstrykket på zooplanktonet i virkeligheden falder.

De øvrige zooplanktongrupper, rotatorier og copepoder har, ikke afspejlet nogen udviklingstendenser.

Det beregnede Cladoceer-index, afspejler, hvorledes antallet af dafnier har været i forhold til det samlede antal af cladoceer. Højt cladoceer-index betyder stort antal dafnier og dermed et lille prædationstryk fra fisk på zooplanktonet. Sommergennemsnittene for cladoceerindex er afbilledet som vandrette streger de enkelte år og viser en stigning fra 1992 til 1995 på 55%, hvilket yderligere underbygger, at græsningstrykket på zooplanktonet er faldet i denne periode. I 1996 er både cladoceer-index-gennemsnittet, cladoceerbiomassen og næringsstofniveauet lidt forskellig fra det man kunne forvente jvf. udviklingen de foregående år, men det er velkendt, at søer i overgangsfasen mellem den sommeruklare sø, hvor skidtfiskebestanden er styrende, og den rene og klare sø, hvor rovfiskene kan regulere bestanden, er meget følsom overfor små ændringer både i næringsstofniveau og fiskebestand.

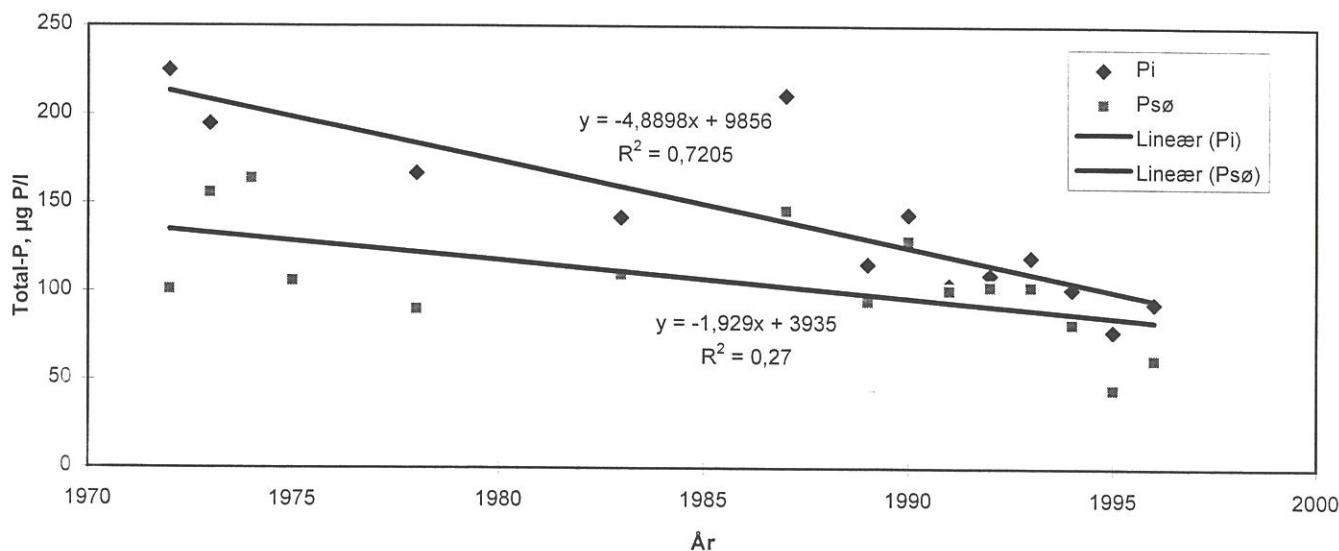
Opfyldelse af målsætning og fremtidig tilstand

Bryrup Langsø er i recipientkvalitetsplanen (Århus Amt, 1993) C, A2 målsat. Der stilles krav om badevandskvalitet (A2), mens selve søen har en lempet målsætning (C; væsentlig påvirkning af spildevandsudledning eller andre aktiviteter, der kan reguleres gennem recipientkvalitetsplanen). Der må maksimalt udledes 90 kg P/år fra dambrug og ingen fosfor fra kloakerede områder. Sommersigtdybden skal være mindst 2 meter. Målsætningen for Bryrup Langsø er opfyldt med hensyn til badevandskvalitet (colital), fosforbelastning og sigtdybde i 1996. I den kommende regionplan gældende fra 1. januar 1998 hæves målsætningen for Bryrup Langsø fra lempet til generel målsætning og badevandsmålsætning (B2).

For at søen kan leve op til en generel målsætning skal der ske en reduktion af fosforbelastningen fra spredt bebyggelse, så den samlede fosfortilførsel ved en midelvandføring bliver maksimalt 700-750 kg P/år svarende til en vandføringsvægtet indløbskoncentration på 90-100 µg P/l. Med udgangspunkt i en gennemsnitlig opholdstid (1989-1996) på 0,22 år og en vandføringsvægtet indløbskoncentration på 95 µg P/l kan der modelberegnes (Vollenweider, 1976) en søkoncentration på 65 µg P/l når søen er i ligevægt. Det svarer til en retention på ca. 30%. Imidlertid forventes der en retenti-

on på 50%, fordi jerntilførslen til Bryrup Langsø er større end i flertallet af danske søer. Herved opnås en fremtidig søkoncentration på 45-50 µg P/l og en sommersigtdybde på 2,3 meter baseret på en sigtdybdemodell (Jensen, upubl.). Såfremt der også sker en halvering af dyrkningsbidraget vil fosforkoncentrationen falde til ca. 35 µg P/l og sigtdybden stige til 2,7 meter.

I figur 28 er udviklingen i indløbs- og søkoncentrationen af total-P vist for hele måleperioden 1972-1996. Der er sket et signifikant fald i indløbskoncentrationen af total-P ($p=0,027$), men som det også ses er dette fald ikke modsvaret af et tilsvarende fald i søkoncentrationen. Som tidligere nævnt er der et signifikant fald i søkoncentrationen i perioden 1989-1996 men ikke i perioden 1972-1996, omend tendensen er tydelig ($p=0,07$). I de senere år er den interne fosforbelastning aftaget betydeligt, så søen nu på årsplan tilbageholder 25-30% af den tilførte fosfor. Det forventes at den interne fosforbelastning om sommeren vil aftage betydeligt indenfor en kort årrække hvorved en forbedring af sigtdybden med op til 0,5 meter kan påregnes, såfremt der ikke sker u hensigtsmæssige ændringer af fiskebestanden.



Figur 28:

Indløbskoncentration og søkoncentration af fosfor målt som årsgennemsnit i perioden 1972-1996 med indlagt regressionslinje.

Referencer

- Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen (1990): Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990).
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Bøgestrand, J., Roer Pedersen, A., Søndergaard, M., Windolf J. & Sortkjær L. (1994): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. Faglig rapport fra DMU nr. 121.
- Kiefer, F. og G. Freyer (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.
- Olrik, K. (1990): Planteplanktonsamfund i danske søer.
- Olrik, K. (1991): Vejledning i phytoplanktonbedømmelser, del I. Metoder. Rapport til Miljøstyrelsen.
- Pontin, R.M. (1978): A key to British Freshwater Planktonic Rotifera: Freshwater Biological Association.
- Reynolds, C.S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton.
- Ruttner-Kalisko, A. (1974): Planktonic Rotifers biology and taxonomy. Die Binnengewässer vol. XXVI/1 supplement.
- Søndergaard M., J. Windolf, E. Jeppesen (1996). Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. Water research. Vol. 30. No. 4 pp. 992-1002.
- Voigt, M & W. Koste (1978): Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- Århus Amt (1993): Recipientkvalitetsplan 1993.
- Århus Amt (1995): Bryrup Langsø 1994. Teknisk rapport, Natur- og Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1996): Bryrup Langsø 1995. Teknisk rapport, Natur- og Miljøkontoret, Århus Amt.

Bilag

Bilag 1: Vand- stofbalance. QQ-plot for afløb Karlsø og Kringelbæk.

Bilag 2: Grafer over vandkemiske data 1989-1996.

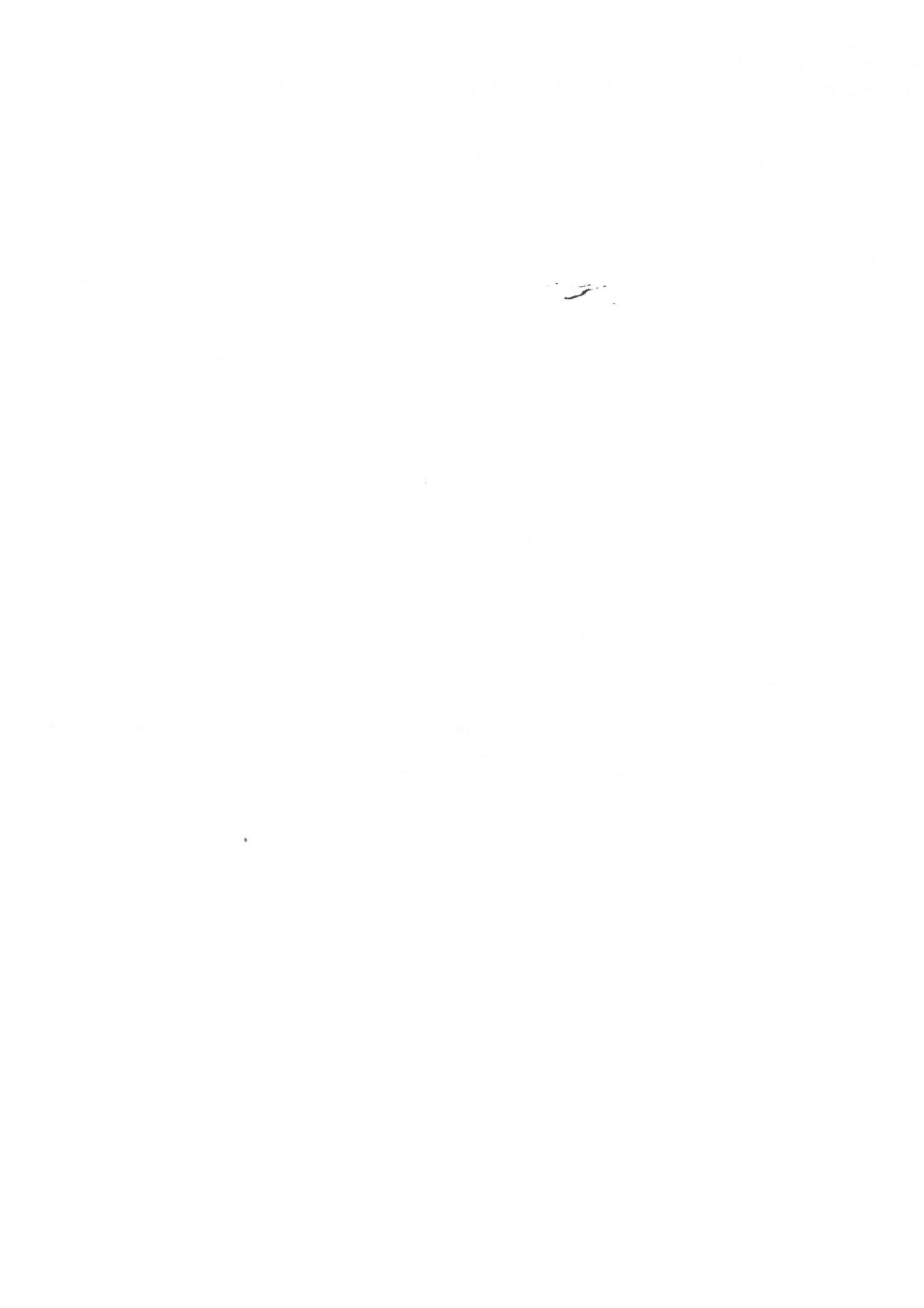
Bilag 3: Fytoplankton, metodik.

Bilag 4: Zooplankton, metodik.

Bilag 5: Sedimentdata.

Bilag 6: Samletabel over beregnede data. Massebalance, vandkemi og biologiske data.

Bilag 7: Rapport Fiskebestanden i Bryrup Langsø 1996.

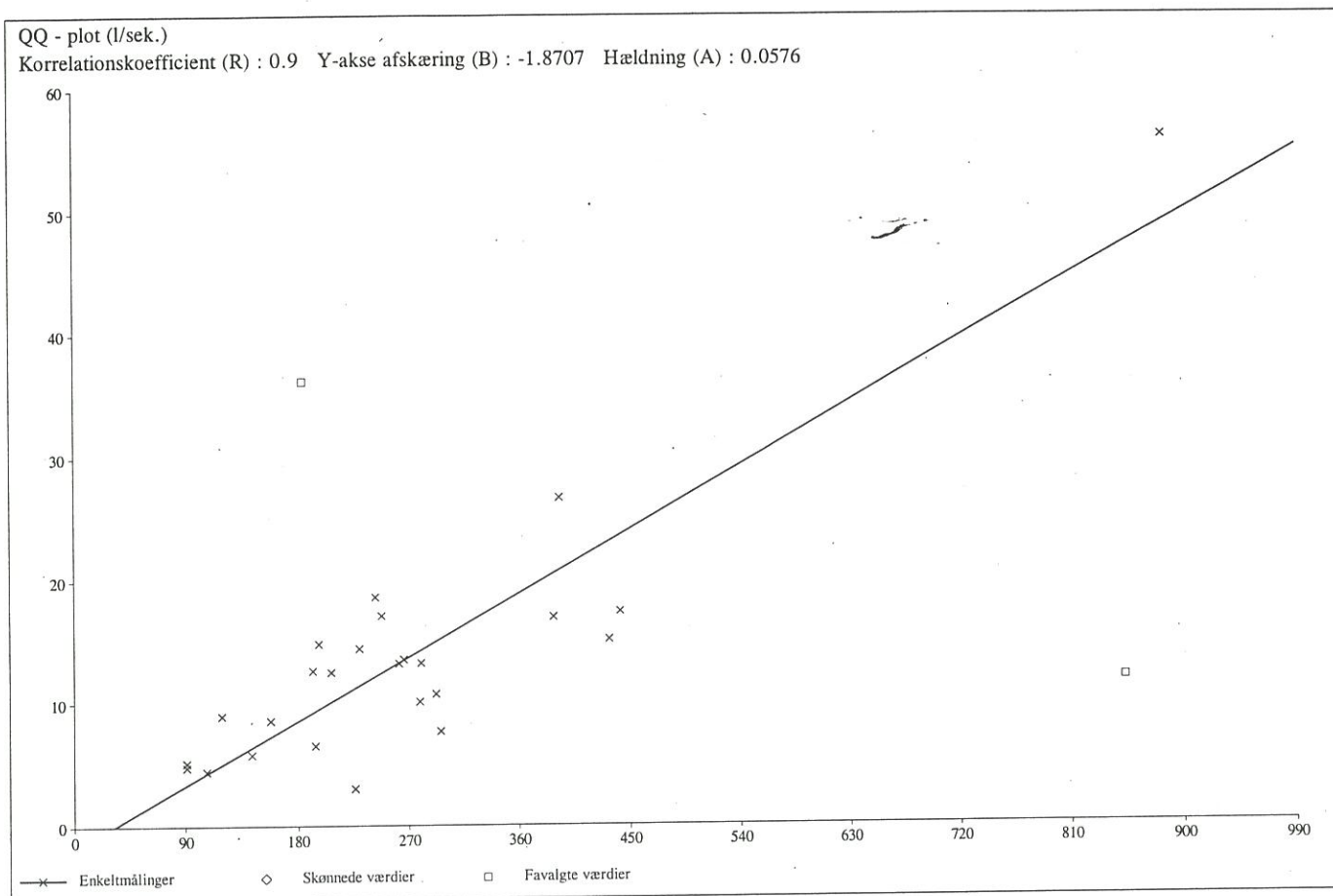


90536 Afløb Karlsø

d. 5/3-1997 kl. 13:58

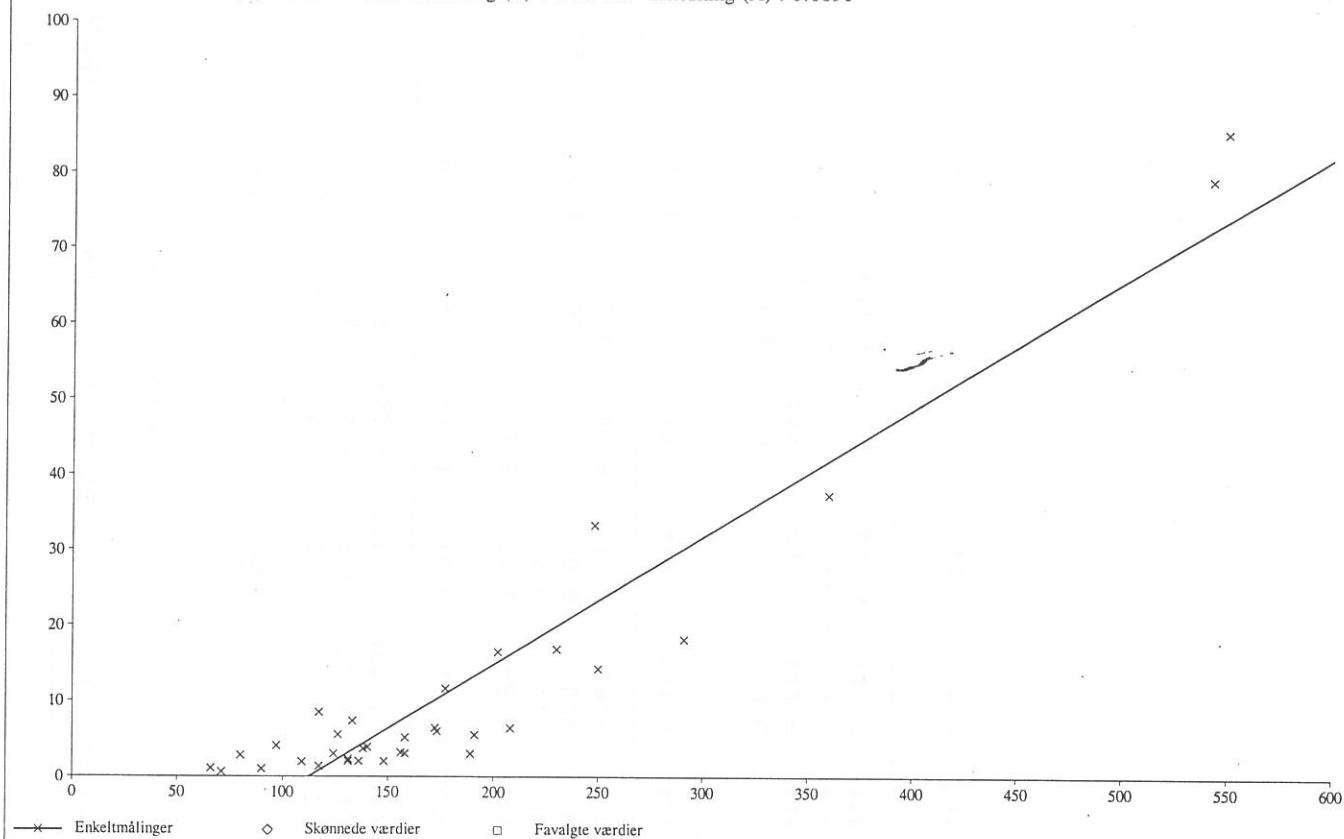
Referencestationer : 90535

Beregningsperiode : 01/01-1995 - 31/12-1996 Lagringsperiode : 1995 - 1996

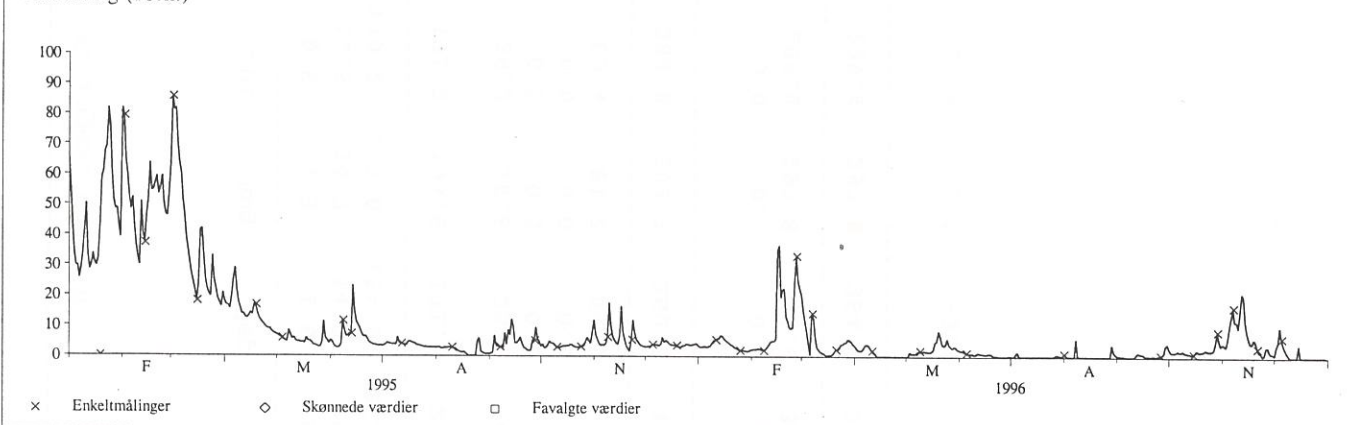


QQ - plot (l/sek.)

Korrelationskoefficient (R) : 0.95 Y-akse afskæring (B) : -18.9928 Hældning (A) : 0.1691



Vandføring (l/sek.)



Afstrømningsområde: 09_04 Sø: BRYRUP LANGSØ År: 1996 Parameter: Nitrogen: total-N

VANDBALANCE

Enhed: 1000 m3

Station nr.	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Sommer	År
090274	9.9	29.6	13.1	2.9	7.2	2.6	0.5	1.3	1.8	6.2	18.4	3.5	13.2	98.0
090536	35.9	31.3	19.8	9.1	22.0	14.8	11.5	14.7	14.8	29.2	46.1	18.7	78.0	268.8
092043	350.1	465.8	459.3	334.9	286.3	209.7	179.2	177.8	154.5	252.8	540.7	404.2	1006.0	3813.7
Målt tilløb	395.9	526.7	492.3	346.8	315.5	227.1	191.2	193.9	171.1	288.2	605.2	426.4	1098.8	4180.3
Umålt tilløb	58.3	77.6	72.5	51.1	46.5	33.4	28.2	28.6	25.2	42.4	89.1	62.8	161.8	615.7
Nedbør	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Direkte tilførsel	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Grundvand	87.9	101.0	83.9	91.8	89.4	60.8	69.4	81.2	64.6	90.6	98.3	103.6	365.4	1022.7
Samlet tilløb	542.1	705.3	648.7	489.7	451.4	321.3	288.8	303.7	260.8	421.2	792.6	592.8	1626.1	5818.6
Fordampning	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fraløb	527.4	677.8	673.3	505.4	442.5	338.5	299.4	297.8	264.6	397.7	779.4	599.4	1642.9	5803.4
Samlet afløb	527.4	677.8	673.3	505.4	442.5	338.5	299.4	297.8	264.6	397.7	779.4	599.4	1642.9	5803.4
Magasinerings	14.7	27.5	-24.6	-15.7	9.0	-17.2	-10.6	5.8	-3.8	23.5	13.2	-6.6	-16.8	15.2

Afstrømningsområde: 09_04 SØ: BRYRUP LANGSØ År: 1996 Parameter: Nitrogen: total-N

STOFBALANCE

Enhed: kg

[illegible]

090274	63.6	278.6	118.2	17.8	40.4	10.4	1.9	6.0	9.1	25.0	77.1	43.7	67.8	689.8
090536	111.0	125.0	81.9	27.8	53.1	26.7	13.9	11.9	12.5	27.3	60.8	38.3	118.0	591.5
092043	3210.4	4186.6	4200.8	2921.6	2487.7	1733.7	1506.4	1472.4	1323.5	2030.2	6967.0	4728.0	8523.8	36769.2

Målt lilløb	3385.0	4590.2	4400.9	2967.2	2581.2	1770.8	1522.2	1490.3	1345.1	2082.5	7104.9	4810.0	8709.6	38050.3
-------------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	---------

Umløp tilløb	509.1	690.4	661.9	446.3	388.2	266.3	228.9	224.2	202.3	313.2	1068.6	723.5	1310.0	5723.0
Atm. deposition	64.4	60.2	64.4	62.3	64.4	62.3	64.4	64.4	62.3	64.4	62.3	64.4	317.7	760.0
Punktkilder	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Andre kilder	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Grundvand	351.7	404.2	335.8	367.2	357.8	243.3	277.7	324.8	258.2	362.3	393.1	414.6	1461.8	4090.7

Samlet tilførsel	5745.0	5463.0	3843.0	3391.6	2342.7	2093.2	2103.7	1867.9	2822.4	8628.9	6012.4	11799.1	48624.0
------------------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	---------	---------

Fraløb	2130.5	3774.7	3625.9	2586.3	1933.5	1115.1	923.3	514.1	385.2	678.8	2281.9	2618.5	4871.2	22567.8
Samlet fraførsel	2130.5	3774.7	3625.9	2586.3	1933.5	1115.1	923.3	514.1	385.2	678.8	2281.9	2618.5	4871.2	22567.8

Magasinerling	1096.7	2535.9	-1925.0	-641.1	-1287.6	-1901.9	-1300.8	-1230.7	209.8	1631.5	3025.2	683.1	-5511.1	895.1
Intern belastung	-1083.0	565.6	-3762.1	-1897.8	-2745.7	-3129.5	-2470.7	-2820.2	-1272.9	-512.1	-3321.8	-2710.8	-12439.0	-25161.0

Retention

Opholdstider	Tilført	Fraført	Konc. (mg/l)	Tilført	Fraført
Året	0.3597	0.2973	Året	8.3566	3.8887
1/5 - 30/9	0.5669	0.4350	1/5 - 30/9	7.2561	2.9650
1/12 - 31/3	0.2744	0.2340			
Max. måned	0.7254	0.5380			
Min. måned	0.2074	0.1848			

53.59	%
68.57	g/m2 søverfl./år
26.06	ton/år

Afstrømningsområde: 09_04 Sø: BRYRUP LANGSØ År: 1996 Parameter: Nitrogen: total-N

INDDATA

Søareal 380000 m2 Atmosfærisk deposition 20.00 kg/ha/år Vandtilf. fra umålt opl. 3.30 l/s/km2
 Søvolumen 1720000 m3 Stofkonc. i tilførsel fra grv. 4000.00 µg/l Stoftilf. fra umålt opl. 9.70 kg/ha/år
 Volumen målt d. 95.01.01 Areal af umålt opl. 5.90 km2
 Forslag: Q-vægt 1.1473 T-vægt 1.1504

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Nedbør												
Fordampning												
Direkte vandtilførsel												
Vandtilf. fra grundvand												
Stoftilf. fra punktkilder (kg)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Stoftilf. fra andre kilder (kg)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dato	Vandst. (m)	Dato	Konc. (µg/l)	Dato	Konc. (µg/l)	Station nr.	Navn	Opland (km2)	Q-vægt	T-vægt		
96.01.25	0.29	96.01.25	4110			090274	Kringelbæk	0.00	1.1473	1.1504		
96.02.22	0.45	96.02.22	6500			090535	Bryrup Å	0.00	-1.0000	-1.0000		
96.03.14	0.33	96.03.14	5380			090536	Afløb Karlsø	0.00	1.1473	1.1504		
96.04.11	0.34	96.03.26	4920			092043	Nimdrup Bæk	0.00	1.1473	1.1504		
96.04.23	0.29	96.04.11	5270									
96.05.09	0.30	96.04.23	5100									
96.05.23	0.37	96.05.09	4350									
96.06.06	0.29	96.05.23	4400									
96.06.18	0.36	96.06.06	3710									
96.07.03	0.26	96.06.18	2990									
96.07.18	0.24	96.07.03	2870									
96.08.13	0.25	96.07.18	3650									
96.08.28	0.27	96.08.01	2140									
96.09.10	0.24	96.08.13	1820									
96.09.25	0.24	96.08.28	1400									
96.10.23	0.29	96.09.10	1440									
96.11.20	0.36	96.09.25	1470									
96.12.16	0.33	96.10.23	1790									
		96.11.20	3880									
		96.12.16	4590									

Afstrømningsområde: 09_04 Sø: BRYRUP LANGSØ År: 1996 Parameter: Phosphor: total-P

STOFBALANCE

Enhed: kg

Station nr.	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Sommer	År
090274	0.2	17.7	2.5	0.1	0.6	0.3	0.1	0.1	0.1	0.6	2.2	0.3	1.1	24.6
090536	0.9	0.9	0.4	0.2	0.6	0.5	0.4	0.6	1.1	1.4	1.4	0.5	2.5	7.7
092043	26.1	92.5	38.0	16.2	14.3	13.9	12.1	17.8	10.7	51.9	73.8	25.1	68.7	392.3
Målt tilløb	27.2	111.1	40.9	16.5	15.5	14.7	12.6	18.5	11.9	53.9	77.4	25.9	73.2	426.1
Umålt tilløb	4.1	16.6	6.1	2.5	2.3	2.2	1.9	2.8	1.8	8.1	11.6	3.9	10.9	63.7
Atm. deposition	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	3.2	7.6
Punktkilder	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Andre kilder	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Grundvand	4.4	5.1	4.2	4.6	4.5	3.0	3.5	4.1	3.2	4.5	4.9	5.2	18.3	51.1
Samlet tilførsel	36.3	133.4	51.9	24.2	22.9	20.6	18.6	26.0	17.5	67.1	94.5	35.6	105.6	548.5
Fraløb	11.2	36.1	24.3	15.2	12.2	9.4	17.7	25.1	40.7	37.8	57.6	37.3	105.1	324.6
Samlet fraførsel	11.2	36.1	24.3	15.2	12.2	9.4	17.7	25.1	40.7	37.8	57.6	37.3	105.1	324.6
Magasinerings Intern belastning	23.3 -1.8	40.8 -56.5	-44.4 -71.9	-14.5 -23.5	-0.0 -10.8	31.2 20.1	31.3 30.5	77.8 76.9	11.7 34.9	-57.2 -86.5	-17.4 -54.3	-9.5 -7.8	152.0 151.6	73.2 -150.7
Retention	Opholdstider Tilført Fraført konc. (mg/l) Tilført Fraført													
40.82 % Året 0.3597 0.2973 Året 0.0943 0.0559														
0.59 g/m2 søoverfl./år 1/5 - 30/9 0.5669 0.4350 1/5 - 30/9 0.0649 0.0640														
0.22 ton/år 1/12 - 31/3 0.2744 0.2340														
Max. måned 0.7254 0.5380														
Min. måned 0.2074 0.1848														

40.82 %
0.59 g/m2 søoverfl./år
0.22 ton/år

Afstrømningsområde: 09_04 SØ: BRYRUP LANGSØ År: 1996 Parameter: Phosphor: total-P

INDDATA

Søareal 380000 m² Atmosferisk deposition 0.20 kg/ha/år
 Søvolumen 1720000 m³ Stofkonc. i tilførsel fra grv. 50.00 µg/l
 Volumen målt d. 95.01.01

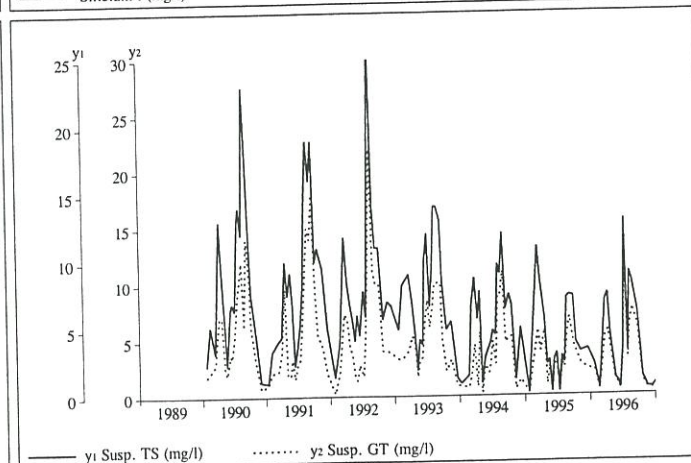
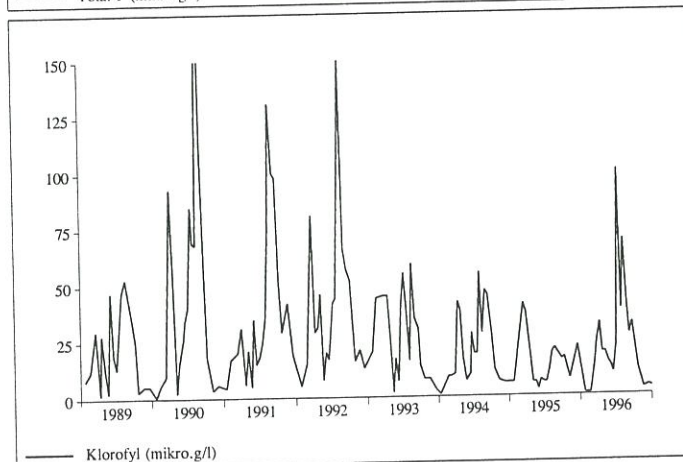
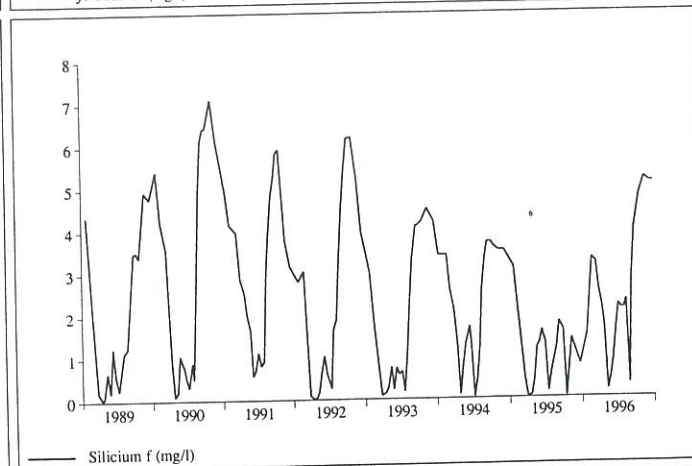
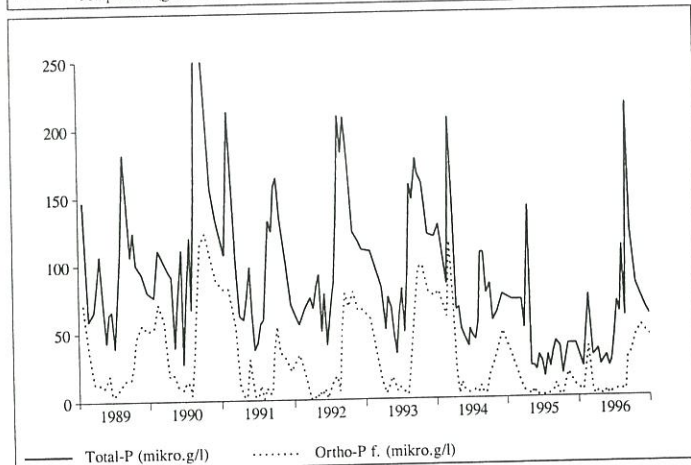
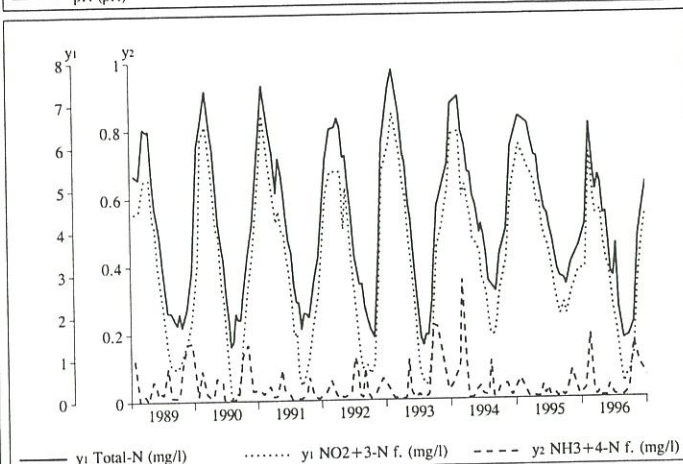
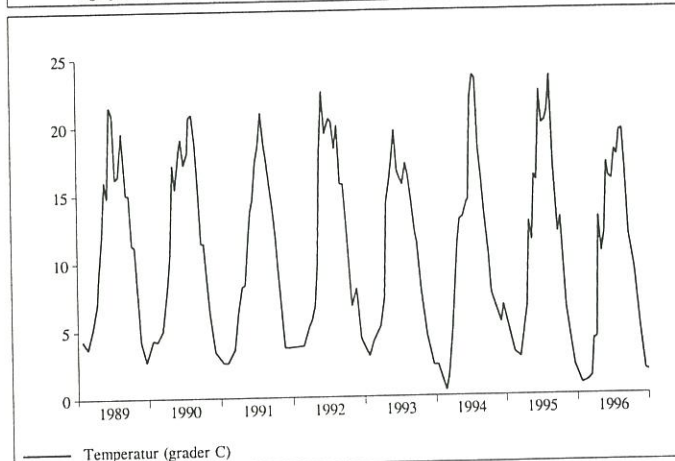
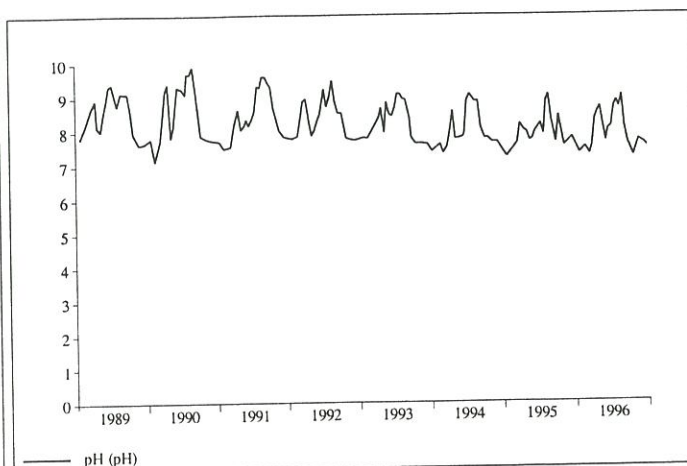
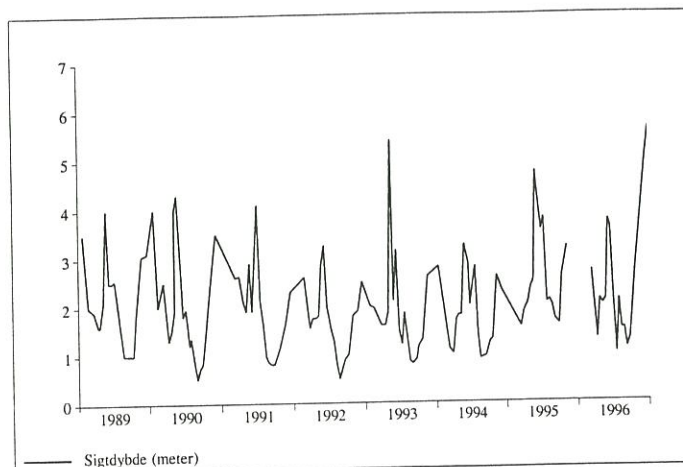
		Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Nedbør	(mm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fordampning	(mm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Direkte vandtilførsel	(l/s)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vandtilf. fra grundvand	(l/s)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Stoftilf. fra punktkilder (kg)		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Stoftilf. fra andre kilder (kg)		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dato	Vandst. (m)	Dato	Konc. (µg/l)	Dato	Konc. (µg/l)	Station nr.	Navn	Opland (km ²)	Q-vægt	T-vægt			
96.01.25	0.29	96.01.25	22			090274	Kringelbæk	0.00	1.1473	1.1496			
96.02.22	0.45	96.02.22	75			090535	Bryrup Å	0.00	-1.0000	-1.0000			
96.03.14	0.33	96.03.14	30			090536	Afløb Karisø	0.00	1.1473	1.1496			
96.04.11	0.34	96.03.26	32			092043	Nimdrup Bæk	0.00	1.1473	1.1496			
96.04.23	0.29	96.04.11	35										
96.05.09	0.30	96.04.23	23										
96.05.23	0.37	96.05.09	27										
96.06.06	0.29	96.05.23	30										
96.06.18	0.36	96.06.06	22										
96.07.03	0.26	96.06.18	26										
96.07.18	0.24	96.07.03	46										
96.08.13	0.25	96.07.18	70										
96.08.28	0.27	96.08.01	62										
96.09.10	0.24	96.08.13	111										
96.09.25	0.24	96.08.28	59										
96.10.23	0.29	96.09.10	216										
96.11.20	0.36	96.09.25	123										
96.12.16	0.33	96.10.23	83										
		96.11.20	73										
		96.12.16	64										

Afstrømningsområde: 09_04 Sø: BRYRUP LANGSØ År: 1996 Parameter: Jern Ferri

INDDATA

Søareal 380000 m2 Atmosfærisk deposition 0.00 kg/ha/år Vandtilf. fra umålt opl. 3.30 l/s/km2
 Søvolumen 1720000 m3 Stofkonc. i tilførsel fra grv. 1000.00 µg/l Stoftilf. fra umålt opl. 0.39 kg/ha/år
 Volumen målt d. 95.01.01 Forslag: Q-vægt 1.1574 T-vægt 1.1533

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Nedbør	(mm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fordampning	(mm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Direkte vandtilførsel	(l/s)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vandtilf. fra grundvand	(l/s)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Stoftilf. fra punktkilder (kg)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Stoftilf. fra andre kilder (kg)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dato	Vandst. (m)	Dato	Konc. (µg/l)	Dato	Konc. (µg/l)	Station nr.	Navn	Opland (km2)	Q-vægt	T-vægt		
96.01.25	0.29	96.01.25	60			090274	Kringelbæk	0.00	1.1574	1.1533		
96.02.22	0.45	96.02.22	150			090535	Bryrup Å	0.00	-1.0000	-1.0000		
96.03.14	0.33	96.03.14	80			092043	Nimdrup Bæk	0.00	1.1574	1.1533		
96.04.11	0.34	96.03.26	110									
96.04.23	0.29	96.04.11	120									
96.05.09	0.30	96.04.23	50									
96.05.23	0.37	96.05.09	40									
96.06.06	0.29	96.05.23	70									
96.06.18	0.36	96.06.06	60									
96.07.03	0.26	96.06.18	100									
96.07.18	0.24	96.07.03	130									
96.08.13	0.25	96.07.18	100									
96.08.28	0.27	96.08.01	80									
96.09.10	0.24	96.08.13	200									
96.09.25	0.24	96.08.28	80									
96.10.23	0.29	96.09.10	200									
96.11.20	0.36	96.09.25	180									
96.12.16	0.33	96.10.23	140									
		96.11.20	100									
		96.12.16	80									



Phytoplankton - metodik

Prøvetagning

De kvantitative fytoplanktonprøver er udtaget på en station, som er placeret på det dybeste sted i søen. Prøven er udtaget med vandhenter og af blandingsprøven fra 0,2 + 2 + 4 + 6 m er der udtaget 250 ml, som er fikseret i sur lugol opløsning.

Derudover er der udtaget netprøver til kvalitativ bestemmelse af ikke så hyppigt forekommende slægter/arter. Prøven er udtaget med planktonnet med maskevidde på 20 µm, hvorefter den er fikseret i sur lugol opløsning. I øvrigt henvises til overvågningsprogrammets tekniske anvisning : Miljøprojekt nr. 187. Planteplanktonmetoder, 1991.

Bearbejdning af prøver

Den kvalitative oparbejdning af fytoplanktonprøverne er foretaget ved hjælp af omvendt mikroskopi ved anvendelse af Uthermöhl's sedimentationsteknik (Uthermöhl, 1958). Der er anvendt sedimentationskamre med et volumen på 10 ml.

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

Der 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 10 - 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 vakuolestørrelse i cellen på 75 %. Med data for 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 er det modificerede plasmavolumen, CV det totale cellevolumen og VV vakuolens volumen.

Med data fra 1992 er beregningsmetoden for kulstofindhold i kiselalger ændret til ikke længere at tage hensyn til en vakuole med et lavere kulstofindhold.

I følge overnævnte retningslinier er det endvidere antaget, at kulstof udgør følgende procentdele af orga-

nismernes 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, der ikke kunne identificeres, er samlet i passende størrelsesgrupper. Volumen af disse grupper er således påført en større usikkerhed end de øvrige volumenberegninger.

Prøverne er oparbejdet af cand. scient. Helle Jensen.

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

Anvendt bestemmelseslitteratur er angivet i referencelisten.

Fytoplanktonrådata kan findes i den til den tekniske rapport hørende datarapport, der indeholder såvel zooplankton- som fytoplankton rådata.

Zooplankton - metodik

Prøvetagning

Prøverne er indsamlet med 5 liter hjerteklap vandhenter med KC-maskiners ekstra sikring af klapperne.

Prøvetagningsmetode 1989.

Zooplanktonprøverne blev indsamlet på vandkemistationen (dybde 8,5 m) og fra dybderne 0,2+4+8 m. Der blev dels udtaget en filteret prøve ($> 90 \mu\text{m}$) og en ufiltreret prøve. Prøverne blev konserveret med sur lugol opløsning og blev opbevaret mørkt.

Prøvetagningsmetode 1990.

På hver af de tre stationer (dybde 6,5 m) er der udtaget prøver i 0,5+2+4+6 m. Fra hver blandingsprøve er der udtaget hhv. 2 liter til filtrering gennem $90 \mu\text{m}$ net og 0,5 liter til sedimentation. Alle tre stationer er endeligt puljet således, at den filtrerede prøve indeholder 6 liter fra 0,5+2+4+6 m og den sedimenterede prøve 1,5 liter fra de samme dybder. 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 mikroskob. I de fleste tilfælde er identifikation af dyrene også foretaget i dette.

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

Zooplanktonets biomasse er beregnet efter længde/vægt relationer (McCauley, 1984). Biomassen er opgivet i mm^3/l . Beregningerne er for alle grupper foretaget som et gennemsnit af de individuelle biomasseværdier. Gennemsnit og standardafvigelser af de målte længder og tilhørende biomasser er angivet i datarapporten.

Bestemmelse og optælling er foretaget af Bioconsult/cand. scient Viggo Mahler.

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

Anvendt bestemmelseslitteratur er angivet i referencelisten.

Zooplanktonrådata kan findes i den til den tekniske rapport hørende datarapport, der indeholder såvel zooplankton- som fytoplankton rådata.

Græsningsberegninger

Ved beregning af fødeoptagelsen er der jvf. Danmarks Miljøundersøgelses vejledning (Hansen et al., 1992) korrigeret for en ikke optimal fødeoptagelse for hhv. cladoceer og calanoide copepoder, når algebiomassen var mindre end 0,2 mg C/l (cladoceer) og 0,1 mg C/l (copepoder). Der er dels beregnet fødeoptagelse for de primære græssere, som er cladoceer og calanoide copepoder og dels total fødeoptagelse, som rummer rotatorierne, cladoceerne og copepodernes fødeoptagelse. Den potentielle græsningsprocent er herefter beregnet som den totale fødeoptagelse i forhold til den totale algebiomasse $\times 100\%$.

Sedimentdybde, cm	1972			1987			1990			1995		
	Total-P, g/kg ts	Fe/P	GT, % af	Total-P, g/Fe/P	GT, % af	Total-P, g/Fe/P	GT, % af	Total-P, g/Fe/P	GT, % af	Total-P, g/Fe/P	GT, % af	GT, % af TS
1,0	7,34		37	9,4	4,4	6,6	38	6,6	6	3,98	12	35
3,5	6,76		37	6	6,3	6,35	36	6,35	6,5	4,46	10,5	34
7,5	6,92		35	4,3	10,9	6,42	36	6,42	6,48	6,04	8,4	34
15,0	3,57		29	4,3	10,9	5,19	36	5,19	7,2	5,47	9	34
25,0	1,8		21	3,5	14,6	2,01	23	2,01	18,5	2,16	24	27
40,0						1,69		1,69	22,8			
Øverste 10 cm												
	Total-P, g/kg ts	Total-N, g/	Total-Fe, Fe/P									
1972	7	18	40	6								
1987	7,3	19	40	7								
1990	6,4	19,9	41	6,4								
1995	5,3	17,4	49	9,8								

Sedimentdybde, cm	1995			
	Let ads.-P	Org-P	Ca-P	Fe-P
1,0	0,1	0,41	0,37	3,11
3,5	0,02	0,56	0,65	3,23
7,5	0,02	0,82	1,66	3,54
15,0	0,01	0,8	1,4	3,27
25,0	0,03	0,54	0,73	0,89
35,0	0,03	0,56	1,07	0,63

Specifikation / år	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
VANDBALANCE FOR BRYRUP LANGSØ															
Samlet fratrørelse (*10 m ³ /år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	5,99	7,35	7,01	7,1	7,3	15,2	11,3	5,8
Heraf Indsivning (m ³ /år)								1	0,84	1,02	0,8		1,44	0,7	1,02
Opholdstid:															
- år (dage)	95	101			100	73	76	103	85	90	88	83	40	55	109
- sommer (1/5-30/9 (dage))								148	141	123	147	124	65	80	158
- max. måned (dage)								172	183	183	230	216	90	99	196
min. måned (dage)								55	36	36	54	42	19	29	68
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	0,881	1,55	0,872	0,549
- spildevand (t P/år)							0,8	0,2	0,4	0,02	0	0	0	0	0
- dambrug												0,06	0,05	0,06	0,05
- spredt bebyggelse (t P/år)							0,3	0,2	0,3	0,33	0,353	0,28	0,19	0,19	0,19
- dyrkningsbidrag (t P/år)							0,4	0,1	0,1	0,105	0,186	0,32	0,79	0,207	0,136
- basis (t P/år)	0,2	0,2			0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,21	0,208	0,22	0,46	0,335	0,112
- nedbør (t P/år)					0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Samlet fratrørelse (t P/år)	0,72	0,67			0,66	0,84	1,27	0,59	0,95	0,7	0,664	0,822	1,51	0,553	0,325
Tilbageholdt P (t P/år), excl. magasinering	0,77	0,5			0,39	0,38	0,48	0,106	0,106	-0,009	0,097	0,059	0,09	0,319	0,151
Tilbageholdt P i %	52	43			37	31	27	14	10	0	13	7	2	36	41
Samlet tilførsel (g P/m ² år)	3,95	3,1			2,79	0,324	4,64	1,8	2,78	1,91	2	2,32	4,08	2,29	1,44
Pi (indløbskonc. i µg P/l)	225	195			167	142	211	116	144	104	110	120	102	78	94

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Total-fosfor - sommer(1/5-30/9):															
Samlet tilførsel (kg P/dag)								1,02	1,46	1,2	0,81	1,4	2,3	1,22	0,69
Samlet fraførsel (kg P/dag)								1,18	1,99	1,24	1,48	1,58	1,7	0,73	0,69
Tilbageholdt P (kg P/dag), excl. magasinering								-0,16	-0,53	-0,04	-0,67	-0,18	0,56	0,69	0
Tilbageholdt P i %								-16	-36	-3	-83	-13	24	57	0
Samlet tilførsel (mg P/m2 dag)								2,7	3,84	3,24	3,2	3,68	4,08	3,2	2,78
Pi (indløbskonc. i µg P/l)								88	121			103	90	60	65
Opløst fosfat - år:															
Samlet tilførsel (t P/år)								0,33	0,462	0,402	0,346	0,533	0,89	0,496	
Samlet fraførsel (t P/år)								0,19	0,456	0,248	0,219	0,399	0,72	0,195	
Pi (indløbskonc. i µg P/l)								54				73	59	44	
Total-kvælstof - år:															
Samlet tilførsel (t N/år)	32,1	30,6			48,1	63,7	59,6	45,2	60,9	54,03	66,34	60,71	108,8	83,23	48,62
- spildevand (t N/år)								1,18	1,25	0,08	0	0	0	0	0
- spredt bebyggelse (t N/år)								0,6	0,6	0,6	1,035	0,8	0,82	0,82	0,82
- dyrkningsbidrag (t N/år)								36,9	51,2	745,4	57,787	50,9	86,5	59,4	35,84
- basis (t N/år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	6	7,35	7,01	6,92	7,3	15,2	21,4	6,43
- nedbør t N/år								0,57	0,57	0,57	0,57	0,8	0,8	0,8	0,76
- dambrug														0,79	0,66
Samlet fraførsel (t N/år)	14,3	13,7			30,8	40,9	35,7	24,9	31,8	32,7	33,31	35,08	81,2	59,1	22,57
Sedimentation (t N/år)	2,5	1,6			1,4	1,5	1,5	1,5							
Sedimentation i %	8	5			3	2	3	3							
Tilbageholdelse (t N/år), excl. magasinering	15,3	15,3			15,9	21,1	22,4	18,3		21,3	33,03	25,63	28	30	26,05
Tilbageholdelse i %	48				33	33	38	41		39	50	42	26	29	54
Samlet tilførsel (g N/m2/år)	85	81			120	170	160	120	160	146	175	160	286	219	128
Ni (indløbskonc. i mg N/l)	4,9	5,1			7,6	7,4	7,2	7,3	8,29	8,3	9,6	8,3	7,2	7,4	8,4
Total-kvælstof sommer(1/5-30/9):															
Samlet tilførsel (kg N/dag)								73	79	72	72	92		150	77
Samlet fraførsel (kg N/dag)								38	33	50	45	33		94	32
Tilbageholdt N (kg N/dag)								35	46	22	27	59		89	45
Tilbageholdt N i %								48	58	31	38	64		60	58
Samlet tilførsel (mg N/m2 dag)								192	208	195	189	242		395	203
Ni (indløbskonc. i mg N/l)								6,3	6,5			6,7		7,3	7,3

VANDKEMI & FYSISKE MÅLINGER	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
ISOVANDET															
Sigdybde (1/5-30/9) (m)															
Sigdybde 50%-fraktionen (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	96	63	28	72
Total fosfor 50%-fraktionen	90	139		69	80	96	107	75	98	78	89	71	51	26	62
Total fosfor max. (µg P/l)	128	242		176	125	215	241	182	158	158	209	177	107	75	216
Total fosfor min. (µg P/l)	47	72		66	65	60	83	39	27	37	40	33	38	15	22
Opøst fosfat gns. (µg P/l)	10	50		20	16	34	57	14	36	11	22	25	6	3	8
Opøst fosfat 50%-fraktionen	7	47		4	10	33	51	12	14	7	10	12	5	2	4
Opøst fosfat max. (µg P/l)	19	100		54	60	65	144	31	119	37	78	96	12	40	32
Opøst fosfat min. (µg P/l)	5	3		0	5	4	17	4	4	1	1	3	3	1	1
Kvælstof (1/5-30/9):															
Total kvælstof gns. (mg N/l)	1,81	2,17	2,06	1,47	2,86	3,7	2,91	3,3	2,7	3,5	3,64	2,59	3,58	3,97	2,78
Total kvælstof 50%-fraktionen	1,73	2,1		0,86	2,3	3,7	4	3,1	2,1	3,5	3,2	2,22	3,67	4,03	2,93
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	4,63	4,82	6,8	4,4
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	1,29	2,55	2,8	1,4
Opøst 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	1,59	2,39	3,24	1,86
Klorofyl (1/5-30/9):															
Klorofyl gns. (µg/l)						51	54	30	66	50	54	29	27	11	35
Klorofyl 50%-fraktionen (µg/l)						61	41	34	57	29	44	31	24	7	29
Klorofyl max. (µg/l)						87	130	53	220	131	150	59	55	45	100
Klorofyl min. (µg/l)						9	23	2,4	2,4	5	8	2	7	5	10
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	8,6	8,4	8,1	8,3
Susp. løstetab mg/l									10,6	10	10,1	8,8	5,8	3,6	5,15
Susp. glødetab mg/l									6,9	7,1	3,9	6,6	4,9	3,1	4,7
Total alkalinitet (meq/l)															
Opøst silicium gns. (mg Si/l)	1,1	2				1,32	1,3	1,51	1,3	1,3	1,4	1,4	1,17	1,28	1,28
Part. COD gns. (mg O2/l)						2,7	2,17	1,26	2,13	2,24	2,05	1,55	1,73	1,13	1,73
Nitrat+nitrit-kvælstof gns. (mg N/l)	0,81	0,85	1,09	0,57	1,86	1,9	1,84	6,1	10,2	8,4	8,2	7,1	6,25	3,52	7,64
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	0,047	0,026	0,014	0,014
Alle variable - års gennemsnit:															
Total fosfor (µg P/l)	101	156	164	106	90	110	146	98	130	98	103	103	82	18	62
Opøst fosfat (µg P/l)	34	54	74	40	26	42	81	28	57	25	32	42	33	11	19
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	4,62	4,79	4,56	3,66
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	3,66	3,87	3,83	2,83

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	0,056	0,053	0,023	0,05
pH			8,4	8,6	8,6	8,2	8,1	8,5	8,4	8,5	8,3	8,2	8	7,9	7,9
Total alkalinitet (meq/l)			1,25	1,15		1,29	1,28	1,48	1,28	1,28	1,37	1,38	1,18	1,24	1,27
Opløst silicium (mg Si/l)	1,8	2,6				4,2	3,2	2	3,62	3,1	2,7	2,2	2,46	1,25	2,71
Part. COD (mg O2/l)						6,5	5,3	5,1	6,25	6,77	6,25	6,5	4,41	3,45	5,16
Susp. tørstof mg/l									7,3	8,5	7,8	7,1	4,98	4,28	3,7
Susp. glødetab mg/l									4,8	6	5,4	4,7	3,28	3,02	3,3

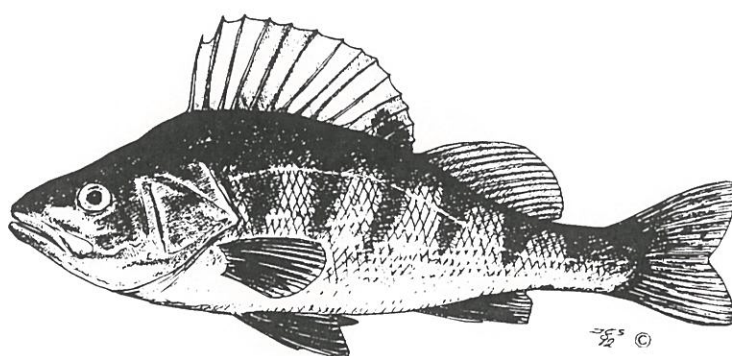
Biologiske parametre	Enheder	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Planteplanktonbiomasse, sommergns	mm3/l	6,26	7,96	6,07	7,91	4,61	4,22	3,77	6,13
Planteplanktonbiomasse, årsgns.	mm3/l	7,64	7,3	4,74	7,67	5,15	2,71	4,18	4,04
% blågrønalger af sommergns.		32	52	75	51	28	52	44	39
% kiselalger af sommergns.		23	32	11	41	47	26	38	24
% rekylalger af sommergns.		36	6	8	2	11	15	8	3
Dyreplanktonbiomasse, sommer gns.	mg tv/l	0,53	0,47	0,7	1,02	0,93	0,68	0,97	0,9
Dyreplanktonbiomasse, årsgns.	mg tv/l	0,4	0,41	0,58	0,86	0,64	0,48	0,71	0,74
% hjuldyr af sommergns.		15,3	10,8	6	16	10	12,3	6,8	7,6
% vandlopper af sommergns.		51,5	26,4	29,5	23,4	19,9	23,8	23,7	31,1
% cladoceer af sommergns.		33,2	62,7	64,5	60,5	70	63,8	69,4	61,3
Dyreplankton sommer									
% Daphnia af cladoceer		24	43	41	20	34	59	75	46
Middelvægt af Daphnia	µg tv/l								
Middelvægt af Cladoceer	µg tv/l	0,18	0,29	0,44	0,62	0,65	0,44	0,67	0,55
Græsningstryk									
Pot. græsning	µg C/l/dag	0,15	0,16	0,12	0,24	0,17	0,18	0,15	0,22
% af hele planteplanktonbiomasse		99	69	87	78	59	83	106	68
% af planteplanktonbiomasse <50 µm		121	86	168	195	301	228	443	170
Fisk	CPUE, garn								
Total antal					109				245
Total biomasse	(g)				6174				7836
Fisk	CPUE, el								
Total antal					168				135
Total biomasse	(g)				2268				2679
Rovfiske-index					0,27				0,21
Skidtfiske-index					0,76				0,44

Fiskebestanden

i

Bryrup Langsø

1996



Udført for:

Århus Amt , Lyseng Allé 1, 8270 Højbjerg

Udført af:

Bio/consult, Johs. Ewalds Vej 42-44, 8230 Åbyhøj

Tekst:

Christian B. Hvidt

Rentegning:

Kirsten Nygaard

Redigering:

Gitte Spanggaard

Stregtegning:

Jens Chr. Schou

28.02.1997

Indholdsfortegnelse

1 INDLEDNING	1
1.1 FORMÅL OG BAGGRUND	1
1.2 LOKALITETSBEKRIVELSE	1
2 OMFANG OG METODER	3
2.1 FELTUNDERSØGELSER	3
2.1.1 Fiskeundersøgelsen	3
2.1.2 Redskaber	4
2.2 ANALYSE OG BEREKNINGER	4
2.2.1 Skælanalyse	4
2.2.2 Beregninger	5
2.3 METODEBETINGET USIKKERHED	8
2.4 SAMMENLIGNINGSMATERIALE	9
2.4.1 Tidligere undersøgelser	9
2.4.2 Andre søer	9
3 RESULTATER OG VURDERING	11
3.1 DEN SAMLEDE FANGST	11
3.2 FISKEBESTANDENS STØRRELSE	13
3.2.1 Fangst pr. indsats (CPUE)	13
3.2.2 Fiskebestandens biomasse	15
3.3 FISKEBESTANDENS SAMMENSÆTNING	15
3.3.1 Artssammensætningen	15
3.3.2 Indeks for artsdiversitet, rovfisk og skidtfisk	16
3.4 DE ENKELTE ARTER	18
3.4.1 Regnbueørred (<i>Salmo mykiss</i>)	18
3.4.2 Gedde (<i>Esox lucius</i>)	19
3.4.3 Skalle (<i>Rutilus rutilus</i>)	22
3.4.4 Rudskalle (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	26
3.4.5 Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	28
3.4.6 Knude (<i>Lota lota</i>)	30
3.4.7 Aborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	31
3.4.8 Hork (<i>Acarina cernua</i>)	35
4 SAMLET VURDERING	37
4.1 FISKEBESTANDENS KARAKTER	37
4.2 FISKEBESTANDENS MILJØMÆSSIGE BETYDNING	37
4.2.1 Zooplankton-fisk	37
4.2.2 Bundfauna-fisk	38
4.2.3 Byttefisk-rovfisk	39
4.3 FREMTIDIGE PERSPEKTIVER	39
5 KONKLUSION	41
6 REFERENCER	43
7 BILAG	45

Sammenfatning

Denne rapport indeholder en beskrivelse af fiskebestanden i Bryrup Langsø og en vurdering af dens aktuelle tilstand i relation til søens miljøtilstand og naturgivne forudsætninger foruden en vurdering af fiskebestandens indflydelse på søens fremtidige udvikling. Grundlaget for rapporten er en fiskeundersøgelse foretaget i Bryrup Langsø i 1996. Herudover er der til sammenligning og vurdering anvendt resultater fra en tilsvarende undersøgelse foretaget i 1992 af Århus Amt samt i nogen grad også en fiskeundersøgelse fra 1988. Rapporten er udarbejdet som led i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i Århus Amt.

Fiskeundersøgelserne er udført efter forskrifterne i vejledningen for fiskeundersøgelser i Overvågningsprogrammet fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Bryrup Langsø er en langstrakt sø beliggende i det midtjyske højland. Den er en del af Gudenå-systemet og har afløb til Kvind Sø og Kulsø og senere til Salten Å. Søen modtager vand fra Ring Sø via Nimdrup Bæk samt et par mindre vandløb. Størstedelen af oplandet er opdyrket på nær arealer umiddelbart rundt om søen. Søen er meget langstrakt i sin udformning, og med en maksimumsdybde på 9 m bevirker det, at bredzonen generelt er meget stejl. Søen er vindeksposteret, og der opstår kun periodevist lagdeling af vandmasserne. Søen er en naturlig næringsrig sø, men er i det sidste halve århundrede forurenet med forringelse af miljøet til følge. Søen er derfor om sommeren periodevist noget uklar, og de fleste undervandsplanter er i dag forsvundet.

Der er ved undersøgelsen fanget i alt 8.169 fisk fordelt på 251 kg. Størstedelen af fangsten var småfisk under 10 cm, som i antal udgør 85%, men kun 11% vægtmæssigt. I fangsten er der registreret i alt otte arter: regnbueørred, gedde, skalle, rudskalle, ål, knude, aborre og hork. Derudover er der en mulighed for, at også sandart findes i søen, idet den er registreret ved undersøgelserne i 1988 og 1992. Fiskebestanden i Bryrup Langsø består derfor af et antal arter, som er gennemsnitlig for danske søer.

Fiskefaunaen i Bryrup Langsø er domineret af to arter; aborre og skalle. Således dominerer aborre antalsmæssigt, mens skalle dominerer vægtmæssigt. De resterende seks arter tilsammen udgør antalsmæssigt ikke mere end 1,2% og vægtmæssigt 7,9%. I forhold til tidligere undersøgelser er det især tæthed og biomasse af små aborre og ål, som er øget markant samt biomassen af små skaller. Derimod er bestandene af rudskalle og hork tydeligt mindre. Fordelingen af skalle- og aborre yngel i søen synes at være betinget af vandets klarhed, således at i perioder med uklart vand søger fiskeynglen ud i åbent vand for at foragere.

Den vægtmæssige andel af rovfiskene (gedde, knude og aborre) er faldet lidt siden foregående undersøgelser, hvorimod forholdet mellem bestandene af skidtfisk (skalle og rudskalle) og rovlevende aborre er markant mindre. Der bliver i dag derfor ædt flere små skidtfisk end før hen. Fiskebestanden i Bryrup Langsø er tilsyneladende i en udviklingsperiode, hvor forholdet mellem rovfisk og skidtfisk bliver mere hensigtsmæssig.

Den beregnede vægt af fisk i søen er opgjort til ca. 15 tons, svarende til 395 kg/ha, heraf er 33% af fiskene under 10 cm. I forhold til søens næringsstofniveau er tæthed og biomasse af småfisk ret høj; mens tæthed og biomasse for større fisk er normal.

Regnbueørred er kun fanget i et enkelt eksemplar og må formodes at være en strejfer fra dambrug tilknyttet vandsystemet. Som følge af den lejlighedsvise forekomst og ringe bestandsstørrelse spiller denne art ikke nogen miljømæssig rolle.

Tæthed og biomasse af *gedde* har ikke ændret sig væsentligt siden 1992, hvorimod både tæthed og biomasse er øget lidt siden undersøgelsen i 1988. Længdefordelingerne fra undersøgelserne tyder på, at vækstraten hos yngre gedder i dag er mindre, antageligt som følge af ændret fødegrundlag. Den forholdsvis ringe kondition er i overensstemmelse hermed, men kan også skyldes ringe sigt i vandet i en periode op til undersøgelsen. Den beregnede vækst antyder derimod en reduktion af vækstraten de senere år. Geddebestanden er almindelig for søtypen, hvor gedde kun sjældent er den dominerende rovfisk. Geddens rolle som rovfisk i det økologiske system i Bryrup Langsø er derfor sekundær til aborren. Den er dog vigtig i forbindelse med overgangen til en renere sø, da den er den eneste rovfisk, der kan tage de større skidtfisk.

Skalle er antals- og vægtmæssigt den dominerende af fredfiskene i Bryrup Langsø. I forhold til hele fiskebestanden er den også vægtmæssigt dominerende, mens den i antal overgås af aborre. Småskaller under 10 cm forekommer med samme hyppighed som tidligere, mens biomassen er øget til det firedobbelte, idet en stor del af bestanden nu består af etårige fisk. Hos de større skaller er gennemsnitsstørrelsen øget lidt, og tætheden er en anelse mindre. Tilsyneladende er skallens vækstbetingelserne forbedret, men på trods heraf kan der stadig spores en udpræget fødekongurrence mellem store skaller. Henfaldet blandt yngel og etårige skaller er stor som følge af den veludviklede bestand af rovlevende aborre. Søtypen og næringsstofniveauet taget i betragtning er forekomsten af små skaller relativt ringe, mens den er almindelig for store skaller. Biomassen er derimod stor for begge størrelsesgrupper. Det synes dog at være et typisk billede for overgangssøer. Skalle har stadig en afgørende indflydelse på søens miljøtilstand og er i dag den primære årsag til den forringede miljøtilstand.

Rudskalle synes generelt at være i tilbagegang i Bryrup Langsø og er i dag forholdsvis lille søtypen taget i betragtning og spiller derfor ingen betydning for søens miljøtilstand. Den begrænsede forekomst kan måske relateres til manglende levesteder med rodfæstet flydebladsvegetation.

Ål derimod synes umiddelbart at være i fremgang. De større fangster i forhold til tidligere kan skyldes udsætninger i Kulsø i 1992 eller/og metodiske usikkerhed for fangst af ål. Forekomst og biomasse af ål er i dag ret stor i forhold til flertallet af denne søtype. Hovedparten af de fangede ål var spidsnudet ål, hvorfor ålen ikke har stor betydning i forbindelse med reguleringen af skidtfisk. Derimod har den sikkert betydning for forekomsten af hork, som også lever af bunddyr.

Knude blev fanget i syv eksemplarer, hvilket svarer til fangsterne ved de foregående undersøgelser. Bestanden er sandsynligvis større end fangsterne antyder. *Knude* er en typisk fisk i de dybere søer, og bestanden i Bryrup Langsø er efter omstændighederne stor. Der blev ikke registreret yngel, hvilket dog ikke antages at skyldes manglende rekruttering. *Knuder* må formodes at spille en ikke uvæsentlig rolle dels som rovfisk med påvirkning af især hork på barbund og af fredfiskenes yngel i bredzonen.

Aborre er den dominerende fiskeart i Bryrup Langsø specielt på grund af meget store forekomster af yngel og etårige fisk. Dødeligheden blandt yngel er stor, hvorimod der tilsyneladende ikke er markant henfald blandt ældre aborre. Strukturen i aborrebestanden er i forhold til tidligere markant ændret ved, at etårige fisk fra årgang 1995 er meget talrige. Disse aborre er antageligt årsag til, at mængden af skalle-yngel er holdt nede. Såfremt fødegrundlaget er tilstrækkeligt, kan det forventes, at aborrens rolle som rovfisk øges i de kommende år. I forhold til typiske aborre-kontrollerede søer er forekomsten og biomasse af aborre i Bryrup Langsø almindelig. Miljøtilstandens udvikling i Bryrup Langsø afhænger i vid udtrækning af udviklingen i aborrebestandens størrelse og struktur.

Bestanden af *hork* er siden den første fiskeundersøgelse i 1988 blevet markant mindre og er i dag, sammenlignet med andre søer, meget lille. En ringe forekomst af hork er normalt for denne søtype, hvor næringsstofniveauet er lavt. Den reducerede forekomst kan derfor være en positiv indikation. Den øgede forekomst af spidssnudet ål kan antageligt også have været medvirkende til at udkonkurrere horken. I Bryrup Langsø er horkens rolle således i dag lille.

Med den aktuelle artsammensætning og struktur ligner fiskebestanden i Bryrup Langsø tilnærmelsesvis de fiskebestande som er karakteristisk for renere dybe søer. De dyreplanktonædende fisk forekommer dog endnu i et antal og med en bestandsstruktur, der mere er typisk for næringsberigede søer.

Fiskebestanden i Bryrup Langsø indvirker således på flere af fødekædens niveauer. Bestanden af dyreplanktonædende fisk medvirker til at forringe græsningstrykket på planteplanktonet. På trods af en større forekomst af dyreplanktonædende fisk i 1996 er sigtddybden i Bryrup Langsø bedre i 1996 end i 1992, hvilket formodes primært at kunne tilskrives et lavere næringsstofniveau i 1996.

Mængden af bunddyr er formodentligt den begrænsende faktor for rekrutteringen af store aborrrer. Den store forekomst af mindre aborre og ål, som lever af bunddyr, kan være den direkte årsag til, at hork og sandart bliver udkonkurreret på fødegrundlaget.

Sammensætningen og udbredelsen af rovfiskebestanden bevirker, at fredfisk på alle deres foretrukne levesteder er udsat for angreb af rovfisk. Rovfiskebestandens struktur betyder, at yngel og småfisk er mest udsatte.

I dag afhænger den fremtidige miljøtilstanden i Bryrup Langsø primært af udviklingen i fredfiske- og især i rovfiskebestanden. På kort sigt formodes det, at fredfiskene vil være under kontrol af rovfiskene.

Således kan der i løbet af en kort årrække forventes en forbedring af miljøtilstanden i Bryrup Langsø uden, at det er nødvendigt med indgreb i fiskebestanden. Det sker dog kun under forudsætning af, der ikke sker forøgelse af næringsstofniveauet.

1 Indledning

1.1 Formål og baggrund

Som et led i Miljøbeskyttelseslovens §55 fører Århus Amt tilsyn med miljøtilstanden i søerne i Århus Amt. I Bryrup Langsø, der er udvalgt som en af Vandmiljøplanens overvågningssøer, har Natur- og Miljøkontoret foretaget intensive undersøgelser siden 1988, og der er i den forbindelse bl.a. foretaget en fiskeundersøgelse i søen i august/september 1996.

Formålet med denne undersøgelse er at vurdere:

- fiskefaunaens sammensætning og tilstand i relation til søens nuværende tilstand og dens naturgivne forudsætninger
- fiskenes rolle i søens økologiske system
- udviklingen i fiskebestanden i forhold til tidligere og tilsvarende undersøgelser
- om fiskebestanden er en hindring for søens udvikling i en miljømæssig positiv retning

Fiskeundersøgelsen er udført på grundlag af et standardiseret program under Overvågningsprogrammet, der er beskrevet i vejledningen om fiskeundersøgelser i søer fra Danmarks Miljøundersøgelser (Miljøstyrelsen, 1990).

1.2 Lokalitetsbeskrivelse

Bryrup Langsø er beliggende i Them kommune i det midtjyske højland umiddelbart øst for Bryrup. Bryrup Langsø er en langstrakt sø, som ligger i en øst/vest-vendt tunneldal og udgør en del af Gudenåens vandsystem. Oplandet er på 45 km² og størstedelen heraf er opdyrket på nær arealerne umiddelbart rundt om søen.

Det største tilløb til søen er Nimdrup Bæk, som udspringer i Ring Sø og løber til Bryrup Langsø i den østlige ende. Her er der endvidere tilløb fra Kringelbækken. Derudover er der tilløb fra et par mindre små vandløb. Afløbet, der via Kvind Sø og Kulsø fører til Salten Å, findes i søens nordvestlige ende.

Søen, der har en langstrakt form, har et areal på ca. 38 ha og en relativt stor maksimaldybde på 9 m. Bredzonen er relativt stejl på nær i den vestlige bugt, der er forholdsvis lavvandet. I tabel 1 er der angivet nogle morfometriske, fysiske og vandkemiske data til beskrivelse af søen.

Størstedelen af søen har ret ringe dybde og er ret vindeksposteret. Som følge heraf opstår der kun periodevis lagdeling i de dybere partier af søens vandmasser.

Bryrup Langsø er en naturlig eutrof sø, som uden påvirkning ville have stor sigtddybde året rundt foruden en udbredt bundvegetation. Det sidste halve århundrede er søen eutrofieret som følge af spildevandsudledninger mm. Foranstaltningerne de senere år har medført en forbedring i vandkvaliteten. I dag er det først og fremmest den interne belastning, som påvirker miljøforholdene i søen.

		1992	1996	
Areal		38		ha
Omkreds		5,3		km
Volumen		1,72		mill. m ³
Gennemsnitsdybde		4,6		m
Største dybde		9,0		m
Opholdstid		89		dage
Oplandsareal		4.500		ha
Sigtddybde	Sommergennemsnit	1,5	2,0	m
Total-N	Sommergennemsnit	364	2,77	mg/l
Total-P	Sommergennemsnit	116	72	µg/l
Klorofyl-a	Sommergennemsnit	54	35	µg/l

Tabel 1. Morfometriske, fysiske og vandkemiske data for Bryrup Langsø 1996 (efter Århus Amt, 1993; 1996).

Hvert år er der som følge af det forhøjede fosforniveau betydelige mængder alger i søen. I forårs- og sommerperioden dominerer kiselalger, og blågrønalgerne dominerer i sensommeren. Algemængderne gør, at lysforholdene i perioder i sommerhalvåret er relativt dårlige. Undervandsplanterne er tydeligt berørt heraf, og deres udbredelse er i dag stærkt reduceret. Den gennemsnitlige sommersigtddybde har i de foregående ca. ti år varieret imellem 1,5 og ca. 2 m. De større sigtddybder er målt de seneste år, hvilket tyder på en udvikling mod en bedre miljøtilstand.

I følge Recipientkvalitetsplanen er Bryrup Langsø B-målsat, hvilket betyder, at sommersigtddybden skal være mere end 2 m som gennemsnit.

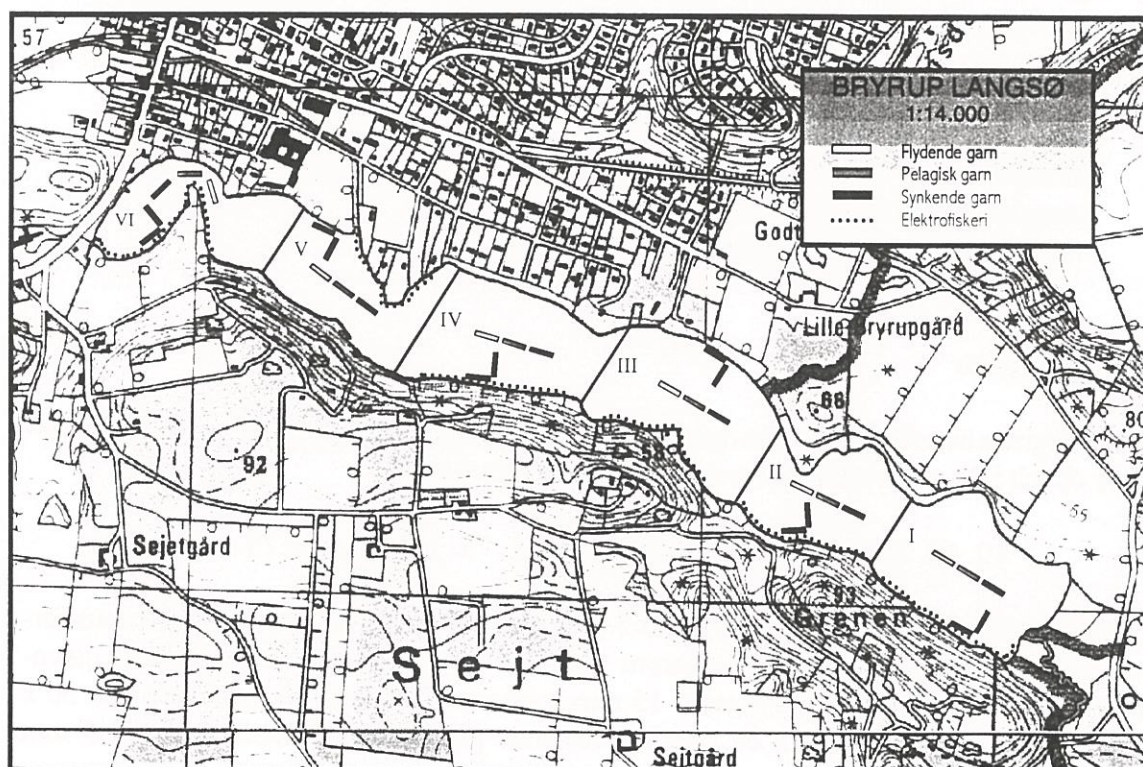
2 Omfang og metoder

2.1 Feltundersøgelser

2.1.1 Fiskeundersøgelsen

Fiskeundersøgelsen i Bryrup Langsø er gennemført i perioden 19.-23. august 1996. Undersøgelsen er gennemført efter vejledningen til fiskeundersøgelser i søer (Miljøstyrelsen, 1990).

På grundlag af dybde- og arealindeks er Bryrup Langsø klassificeret som en type "D" sø. Søen inddeles som følge heraf i 6 sektioner, og der fiskes med i alt 30 garnsætninger samt elektrofiskeri, figur 1. Hver sektion er befisket med et flydende, et pelagisk og tre synkende biologiske oversigtsgarn, og der er endvidere foretaget elektrofiskeri i bredzonen, figur 1.



Figur 1. Kort over Bryrup Langsø med angivelse af sektioner, placering af redskaber samt elektrobefiskede strækninger.

De biologiske oversigtsgarn er sat sidst på eftermiddagen og røgtet den følgende morgen således, at de har fisket i ca. 14 timer. Elektrofiskeri i hver sektion er foretaget langs 300 meter af søbredden fordelt på to strækninger. Elektrofiskeriet er primært foretaget i rørskovs- og flydebladszoner. Varigheden af elektrofiskeriet er ca. 45 minutter i hver sektion.

Fra fiskeriet er følgende registreret:

- sø
- dato
- sektion
- redskabstype
- placering af redskab
- fiskeart
- fiskenes længde (forklængde) nedrundet til nærmeste halve cm
- samlet vægt af fisk < 10 cm med 0,1 grams nøjagtighed
- samlet vægt af fisk ≥ 10 cm med 2 grams nøjagtighed.

For de dominerende fiskearter er der af den samlede fangst, så vidt muligt, udtaget fem fisk pr. halve centimeterklasse til fastlæggelse af alder og vækst samt forholdet mellem længde og vægt. For hvert enkelt individ, der er udtaget til analysen, er der taget skælprøve og følgende registreret:

- sø
- dato
- fiskeart
- længder (forklængde) til nærmeste millimeter
- vægt med 0,1 grams nøjagtighed.

2.1.2 Redskaber

Det biologiske oversigtsgarn (Lundgren gællenet) er 42 meter langt og 1,5 meter højt. Garnet er opdelt i 14 sektioner med forskellige maskestørrelser:

10, 60, 30, 43, 22, 50, 33, 12,5, 25, 38, 75, 16,5, 8 og 6,25 mm.

Elektrofiskeriet er udført ved hjælp af en 3.000 watt vekselstrømsgenerator med transformator, der leverer en pulserende jævnstrøm (220 V) eller en kondensator-udglattet jævnstrøm (308 V). Katoden er opbygget af 15 mm kobberrør i en firkantet rist, der måler 50 x 52 cm. Som anode er anvendt en standardelektrode på 25 cm i diameter udført i 5 mm kobbertråd.

2.2 Analyse og beregninger

2.2.1 Skælanalyse

Fra de udvalgte fisk er der med pincet udtaget skælprøver til beskrivelse af alder og vækst. Den enkelte skælprøve består af seks nøgleskæl fra et veldefineret område af skælklædningen på fiskens venstre side. Nøgleskællenes placering på fisken er angivet i tabel 2.

Art	Skæl række Horisontal placering	Skæl position Vertikal placering	Skælanalyse
Laksefisk	1. og 2. skæl række over sidelinien	Foran rygfinnens bagerste kant	Fra focus til forreste margin
Gedde	1. og 2. skæl række under sidelinien	Foran rygfinnens bagerste kant	Fra focus til forreste margin
Karpefisk	1. og 2. skæl række over sidelinien	Bag rygfinnens forreste kant	Fra focus til forreste margin
Aborrefisk	1. og 2. skæl række under sidelinien	Bag bagerste rygfinnes forreste kant	Fra focus til margin af dorsale skulder

Tabel 2. Nøgleskællenes position på fiskens skælkledning samt anvendte retningslinier for opmåling af skællene.

Aflæsning og opmåling af skæl til brug ved alders- og vækstbestemmelser foretages efter retningslinierne angivet i tabel 2. Analysen foretages ved hjælp af stereomikroskop (6-50 X forstørrelse) og måleokkular. Antallet af årringe (annuli) bestemmes, og radius fra focus til margin samt radier fra focus til de enkelte årringe aflæses. Der analyseres tre skæl fra hver skælprøve.

2.2.2 Beregninger

For hver art i hver sektion beregnes den gennemsnitlige fangst i antal og vægt for fisk <10 cm og fisk ≥10 cm.

Fangst pr. indsats (CPUE = Catch Per Unit Effort), svarende til den gennemsnitlige fangst pr. redskab i hver sektion, beregnes i antal ($CPUE_{\text{antal}}$) og vægt ($CPUE_{\text{vægt}}$) ud fra fangsterne for hvert fiskeredskab. Beregningerne foretages som beskrevet i vejledningen til fiskeundersøgelser i søer (Miljøstyrelsen, 1990).

Beregninger af 95% konfidensintervaller for $CPUE_{\text{antal}}$ og $CPUE_{\text{vægt}}$ foretages på grundlag af en logaritmisk transformation af gennemsnittet for hver sektion. Logaritmisk transformation anvendes, fordi datamaterialet sjældent er normalfordelt, og som følge af muligheden for nul-værdier anvendes en $\log(x+1)$ transformation.

Beregnet biomasse er beregnet ud fra $CPUE_{\text{vægt}}$ -vFrudier og erfaringstal:

$$\text{Biomasse} = ((1 - B_{\text{areal}}) \cdot CPUE_{\text{garn-pel}} + B_{\text{areal}} \cdot (0,8 \cdot CPUE_{\text{garn-lit}} + 0,2 \cdot CPUE_{\text{el}})) / :$$

hvor: B_{areal} er srens bredzone defineret som et 50 meter bredt bFlte langs srbredde og er beregnet som frlger:

$$B_{\text{areal}} = (5 \cdot \text{omkredsen} - B/4) / \text{arealet}$$

omkredsen bruges med enheden kilometer og arealet med enheden hektar.

$CPUE_{\text{garn-pel}}$ og $CPUE_{\text{garn-lit}}$ er $CPUE$ -vFrudier for garnfangster i henholdsvis det Dbne vand (zone 2,3 og 4) og bredzonen (zone 1)

" er artsspecifikke erfaringstal anvendt til omregning fra $CPUE_{el-vFrdier}$ til $CPUE_{gam-vFrdier}$

: er en artsspecifik omregningsfaktor til omsætning af $CPUE_{gam}$ i gram til biomassen i $gram/m^2$.

Artsdiversitetsindeks I_a beregnes ud fra arternes vægtmæssige andel (P_n) af den samlede fangst:

$$I_a = (\sum P_n^2)^{0.5}$$

Indekset antager værdier mellem 0 og 1.

Rovfiskeindeks I_R beregnes som forholdet mellem den samlede vægt af alle rovfisk (gedde, sandart og aborre) ≥ 10 cm og den samlede vægt af alle fisk:

$$I_R = \frac{\text{Vægt af rovfisk} \geq 10 \text{ cm}}{\text{Vægt af alle fisk}}$$

Skidtfisk-indeks I_S beregnes ud fra forholdet mellem skidtfisk (skalle, rudskalle, brasen og flire) ≥ 10 cm og summen af skidtfisk og rovaaborre ≥ 10 cm:

$$I_S = \frac{\text{Antal skidtfisk} \geq 10 \text{ cm}}{\text{Antal (skidtfisk + aborre)} \geq 10 \text{ cm}}$$

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:

$$\log W = \log a + b \cdot \log L$$

Konditionsfaktoren K er beregnet for hver enkelt fisk som:

$$K = 100 \cdot W / L^3$$

hvor W = fiskens vægt (g)

L = fiskens længde (cm).

Alderen svarer til antallet af årringe (annuli) i fiskens skæl.

Væksten er udtrykt ved den tilbageberegnete længde til en given alder. Den er baseret på forholdet mellem målte kropslængder, totale skælradier og radius til den enkelte årring. Traditionelt anvendes der en lineær regression til at beskrive forholdet mellem kropslængder og totale skælradier på trods af, at forholdet oftest er non-lineært. Hvor dette er tilfældet, kan den beregnede vækst være behæftet med betydelige fejl.

Væksten beregnet efter den *lineære metode* (Fraser, 1916; Lee, 1920) er udtrykt ved den tilbageberegnete længde (L_n) til en given alder ved udtrykket:

$$L_n = S_n \cdot (L - c) / S + c \quad n = 1, 2, 3, \dots$$

hvor S_n = afstanden fra focus til den n'te årring (alder)

L = fiskens længde ved fangst

S = totale skælradius

c = konstant fra relationen mellem kropslængde og skælradius.

Sammenhængen mellem fiskens kropslængde (L) og skælradius (S) er fastlagt gennem regressionsanalyse efter udtrykket:

$$L = c + d \cdot S$$

hvor c og d er regressionsparametre.

Den non-lineære *eksponentielle metode* til beregning af væksten giver som regel en mere korrekt beregning, fordi længde-skæl forholdet kun sjældent er lineært, men tilnærmelsesvis beskrevet ved en eksponentiel funktion (Hvidt et al., 1990)

Tilbageberegning af fiskens længden til en given alder (L_n) er baseret på sammenhængen mellem den totale skælradius (S) og kropslængde (L) samt afstanden til den "n'te" årring (S_n):

$$L_n = (1/e \cdot S_n)^{1/f} \cdot G \quad n = 1, 2, 3, \dots$$

hvor e og f er regressionsparametre bestemt ved lineær regressionsanalyse af logaritmetransformerede data ($\log S$, $\log L$):

$$\log(S) = \log(e) + f \cdot \log(L)$$

G er en korrektionsfaktor, der kompensere for afvigelser fra den gennemsnitlige skællængde relation hos det enkelte individ eller hos en gruppe af fisk, som eksempelvis en årgang (Whitney & Carlander, 1956). F er udtrykt ved:

$$F = L/L_s$$

hvor L er det enkelte individ målte kropslængde, og L_s er den beregnede kropslængde. L_s beregnes ved hjælp af udtrykket:

$$L_s = (1/e \cdot S)^{1/f}$$

2.3 Metodebetinget usikkerhed

Garnenes fysiske udformning kan i sig selv medvirke til en størrelsesselektiv fordeling af fangsten (Skanderborg kommune, 1983). En given maskestørrelse er mest effektiv over for fisk af en bestemt størrelse og udformning. Derudover kan de biologiske garn til en vis grad "mættes" i de enkelte sektioner, hvorefter garnene ikke længere fisker effektivt over for fisk af en given størrelse.

Garnenes effektivitet kan derudover også afhænge af fiskearten og af vandets beskaffenhed. Nogle fiskearter (eksempelvis aborre, hork, sandart og gedde) har en ydre morfologi, der medvirker til, at de lettere fastholdes af garn. Andre arter som ørred, laks, skalle, smelt, helt, rudskalle, brasen, flire og knude skal nødvendigvis have et gællelåg ind bag netmasken for at fastholdes. En art som ål lader sig kun yderst sjældent fange i garn.

Elektrofiskeriets effektivitet kan variere meget, da den afhænger af faktorer som type og udformning af elektrofiskegrej, vandets kemiske og fysiske karakterer, habitatudformning og størrelse (Bohlin et al., 1989).

På grundlag af de ovennævnte usikkerheder ved de anvendte fangstmetoder skal det understreges, at fangsten ikke nødvendigvis afspejler den reelle fiskebestand med hensyn til artssammensætning og struktur. Det betyder, at beregninger baseret på arternes antal og vægt, som beregnet biomasse, artsdiversitetsindekset mv. er reproducerbare, men skal vurderes med forbehold.

Længde-vægt og konditionsberegninger er størrelser, der i en betydelig grad er afhængige af flere faktorer. De afhænger således af årstid, maveindhold, køn, reproduktionsstatus mv. (Ricker, 1985; Bagenal & Tesch, 1978). Sammenligninger og vurderinger, hvori vægt indgår, må derfor tolkes med varsomhed.

Vækstbestemmelser ud fra skælanalyser anses for at være forbundet med en stor usikkerhed, der opstår ved aflæsning af skæl, herunder definition og fastlæggelse af årringe i skællet. Denne usikkerhed kan reduceres ved analyse af flere skæl fra samme fisk. Endvidere vil anvendelse af specifikke nøgleskæl yderligere reducere spredningen i målinger og dermed øge sikkerheden ved beregning af væksten.

Anvendelse af den traditionelle lineære beregningsmetode af væksten bygger på antagelse om en lineær sammenhæng mellem skælmål og kropslængde. Hvor forholdet mellem skælradius og kropslængde ikke er lineært, hvilket sjældent er tilfældet, vil anvendelse af den traditionelle lineære metode medføre væsentlige beregningsfejl. Dette ses ofte ved, at tilbageberegninger af længden til det første år er uforholdsmæssig stor. Denne fejl kan reduceres ved at bruge en eksponentiel model, der ofte bedre beskriver forholdet mellem skælmål og kropslængde. Vækstberegningerne er foretaget ved hjælp af begge metoder, men kun den statistisk mest velegnet er anvendt ved sammenligninger.

2.4 Sammenligningsmateriale

2.4.1 Tidligere undersøgelser

Der er tidligere foretaget undersøgelse af fiskebestanden i Bryrup Langsø i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Således fandt en undersøgelse sted i 1988. Denne undersøgelse er dog ikke tilsvarende de to efterfølgende undersøgelser i henholdsvis 1992 og 1996 ved, at alle fisk er målt i udstrakt totallængde mod forklængde, som i dag er standard. Resultater fra undersøgelsen i 1988 kan derfor ikke umiddelbart sammenlignes med de senere undersøgelser. Men i tilfælde, hvor resultater er sammenlignelige, vil de blive brugt i denne rapport.

2.4.2 Andre søer

Vurderingen af fiskeundersøgelsens resultater er, hvor det er hensigtsmæssigt, relateret til resultater fra ni andre danske søer med tilsvarende morfometriske forhold som Bryrup Langsø, tabel 3.

			Areal ha	Gns. dybde m	Max.dybde m	Tot-N mg/l	Tot-P µg/l	Sigt dybde m
1	Madum Sø	1996	212,0	2,9	8,1	,0	20	4,80
2	Ravn Sø	1992	182,0	15,0	33,0	4,0	27	3,10
3	Nors Sø	1995	346,0	3,6	19,5	1,0	28	2,80
4	Nors Sø	1996	346,0	3,6	19,5	1,0	32	2,30
5	Sunds Sø	1993	126,8	1,8	3,5	,7	32	3,00
6	Bryrup Langsø	1996	38,0	4,6	9,0	2,8	72	2,00
7	Ørn Sø	1993	42,5	4,0	10,0	1,3	101	1,16
8	Bryrup Langsø	1992	38,0	4,6	9,0	3,6	116	1,54
9	Skanderborg Sø	1995	732,0	8,0	18,8	2,3	136	1,50
10	Mossø	1993	1690,0	9,0	22,0	1,4	168	1,10
11	Nordborg Sø	1989	56,0	5,0	8,5	,0	300	1,50

Tabel 3. Morfometriske, fysiske og vandkemiske data for Bryrup Langsø samt ni andre søer af nogenlunde tilsvarende morfometri. Søerne er arrangeret efter stigende niveau af sommergennemsnit af total-fosfor. 1 (Nordjyllands Amt, 1996); 2 (Århus Amt, 1993); 3 (Viborg Amt, 1995); 4 (Viborg Amt, 1996); 5 (Ringkjøbing Amtskommune, 1994); 7 (Århus Amt, 1993); 8 (Århus Amt, 1993); 9 (Århus Amt, 1996); 10 (Århus Amt, 1994) og 11 (Sønderjyllands Amt, 1989).

3 Resultater og vurdering

3.1 Den samlede fangst

Ved denne fiskeundersøgelse er der registreret i alt 8.169 fisk med en samlet vægt på godt 251 kg, som er fordelt på otte arter. I tabel 4 er angivet antal og vægt for de enkelte arter.

Art	Biologisk oversigtsgarn				Elektrofiskeri				I alt	
	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)	antal	vægt (g)
	<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm	<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm		
Regnbueørred	0	0	1	218	0	0	0	0	1	218
Gedde	0	0	6	4643	0	0	25	4271	31	8914
Skalle	1389	13205	508	163223	175	655	10	379	2082	177462
Rudskalle	4	18	1	476	4	26	0	0	9	520
Ål	0	0	0	0	0	0	45	6894	45	6894
Knude	0	0	0	0	0	0	7	969	7	969
Aborre	4847	12581	597	40658	487	1594	59	1289	5990	56122
Hork	1	3	3	49	0	0	0	0	4	52
Total	6241	25807	1116	209267	666	2275	146	13802	8169	251150

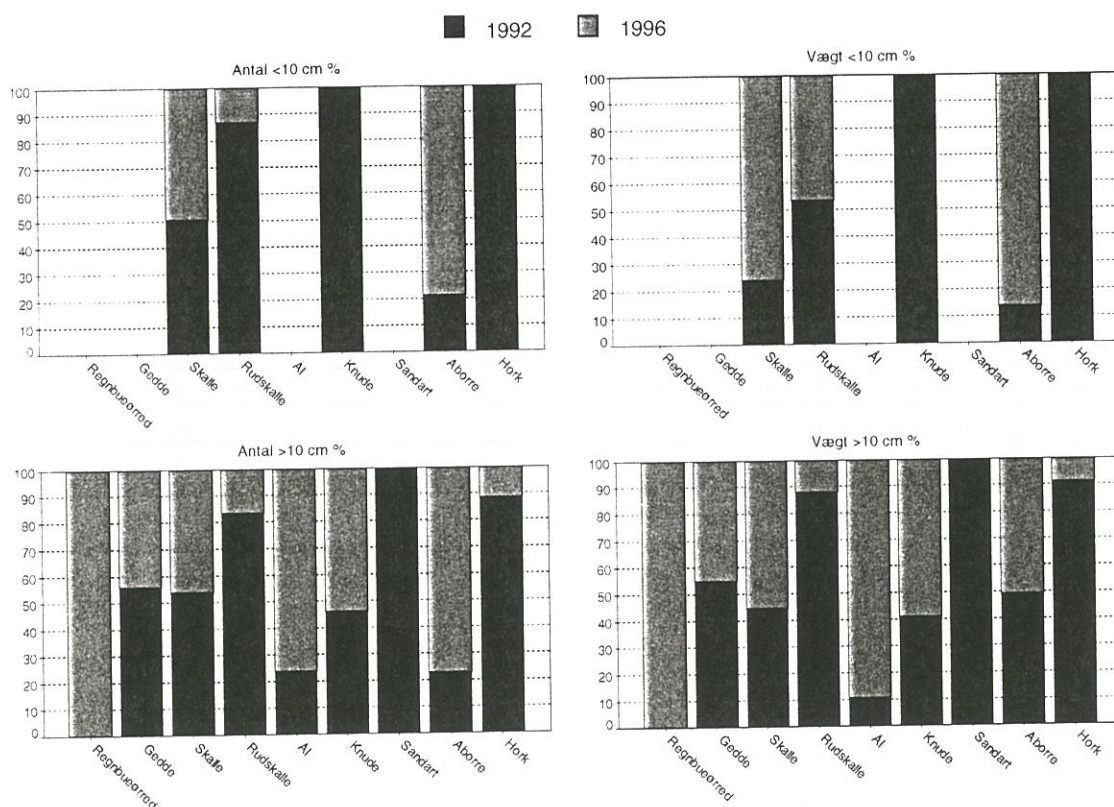
Tabel 4. Oversigt over antal og vægt af fisk <10 cm og fisk ≥10 cm fanget med garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø, 1996.

Den procentuelle fordeling af antal og vægt for de forskellige arter repræsenteret i fangsten er angivet i tabel 5. Fisk under 10 cm udgør i antal ca. 85% af fangsten og er dermed den dominerende størrelsesgruppe. Vægtmæssigt udgør denne gruppe imidlertid kun godt 11%. Fangsten i de biologiske oversigtsgarn udgør antalsmæssigt ca. 90% og vægtmæssigt næsten 95% af den totale fangst. Udpræget bundlevende, stationære arter, som ål og knude, er kun fanget ved elektrofiskeri.

Art	antal %	vægt %	antal %	vægt %	antal %	vægt %
	<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm		
Regnbueørred	,00	,00	,08	,10	,01	,09
Gedde	,00	,00	2,46	4,00	,38	3,55
Skalle	22,64	49,36	41,05	73,34	25,49	70,66
Rudskalle	,12	,16	,08	,21	,11	,21
Ål	,00	,00	3,57	3,09	,55	2,74
Knude	,00	,00	,55	,43	,09	,39
Aborre	77,23	50,48	51,98	18,80	73,33	22,35
Hork	,01	,01	,24	,02	,05	,02
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Tabel 5. Oversigt over den procentuelle fordeling på antal og vægt af fangsten fordelt på fisk <10 cm og fisk ≥10 cm. Bryrup Langsø, 1996.

Aborre er antalsmæssigt langt den dominerende fiskeart og udgør mere end trefjerdedele af den samlede fangst, mens den vægtmæssigt kun udgør ca. en fjerdedel. Derimod er skalle vægtmæssigt den dominerende art med næsten tre fjerdedele af fangsten; men i modsætning til aborren udgør den antalsmæssigt kun en fjerdedel. Ingen af de resterende registrerede arter udgør over 1% antalsmæssigt og 4% vægtmæssigt.



Figur 2. Det procentuelle forhold mellem de registrerede arter ved undersøgelsen i Bryrup Langsø i henholdsvis 1992 og 1996.

Der er ved denne undersøgelse registreret en ny art i forhold til undersøgelsen i 1992, nemlig regnbueørred. Derimod er sandart, som blev fanget i 1992, ikke registreret i 1996.

De procentuelle forskelle mellem fangsten af de forskellige arter fremgår af figur 2. For de dominerende arter af småfisk, mindre end 10 cm, er det især aborre, der er mere talrig i 1996. Forekomsten af småskaller er uændret, vægtmæssigt er den dog øget betragteligt i forhold til 1992. Endvidere skal det bemærkes, at knude og hork i denne størrelsesgruppe ikke forekommer af betydning i 1996 i sammenlignet med 1992, ligesom fangsten af rudskalle er mindre.

For de større fisks vedkommende er der specielt en ændring at notere hos rudskalle, ål, aborre og hork. Rudskalle og hork forekommer mindre talrigt, mens ål og aborre forekommer hyppigere. Vægtmæssigt er det kun ål, som er øget markant.

3.2 Fiskebestandens størrelse

3.2.1 Fangst pr. indsats (CPUE)

Fangsten pr. indsats som CPUE-værdier (*Catch Per Unit Effort*) i antal og vægt med 95% konfidensgrænser er angivet i tabel 6 og 7.

Art	N	Oversigtsgam CPUE-værdier med 95% konfidensgrænser											
		Antal<10 cm			Antal>10 cm			Vægt<10 cm			Vægt>10 cm		
		CPUE	cl. min	cl. max	CPUE	cl. min	cl. max	CPUE	cl. min	cl. max	CPUE	cl. min	cl. max
Regnbueørred	30	,0	,0	,0	,0	,0	,1	0	0	0	7	0	1
Gedde	30	,0	,0	,0	,2	,0	,3	0	0	0	155	0	8
Skalle	30	46,3	11,6	40,1	16,9	9,4	17,5	440	65	361	5441	2668	5552
Rudskalle	30	,1	,0	,2	,0	,0	,1	1	0	0	16	0	1
Al	30	,0	,0	,0	,0	,0	,0	0	0	0	0	0	0
Knude	30	,0	,0	,0	,0	,0	,0	0	0	0	0	0	0
Aborre	30	161,6	24,0	122,0	19,9	10,2	19,3	419	49	323	1355	446	1184
Hork	30	,0	,0	,1	,1	,0	,2	0	0	0	2	0	1
CPUE-sum	30	208,0			37,2			860			6976		

Tabel 6. Oversigt over $CPUE_{Antal}$ og $CPUE_{Vægt}$ med 95% konfidensgrænser for fisk <10 cm og fisk ≥10 cm fanget i biologiske oversigtsgam i Bryrup Langsø, 1996.

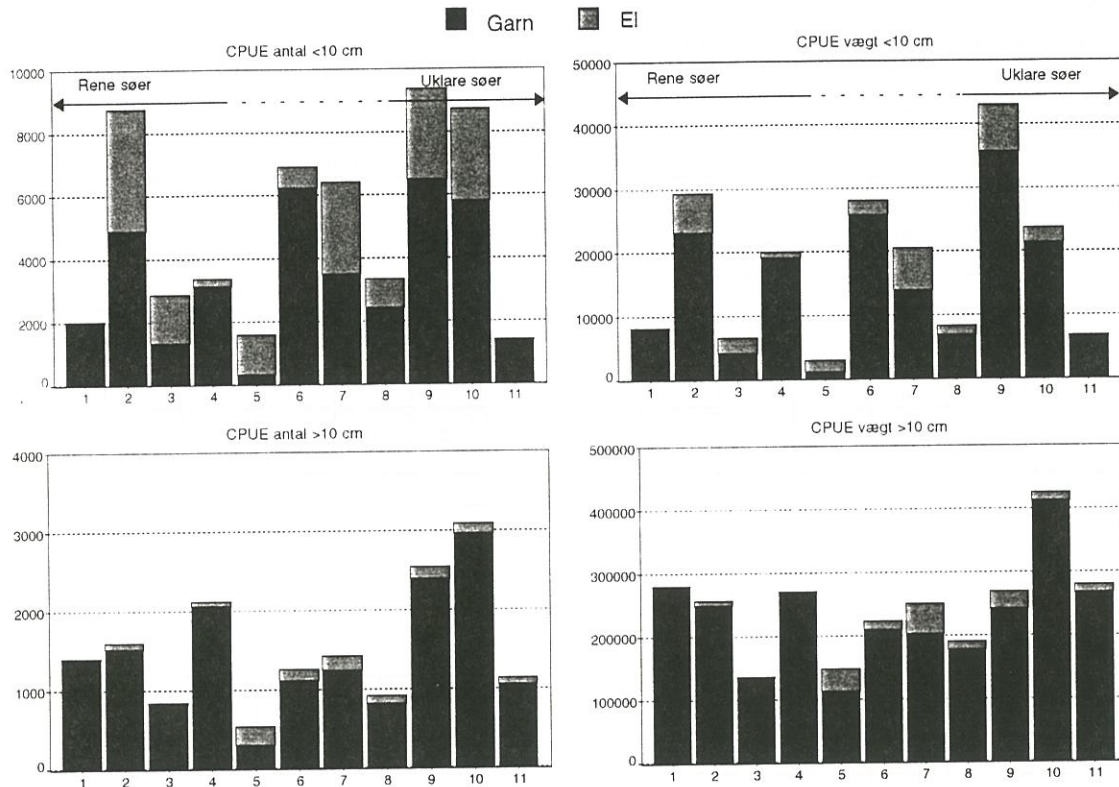
Art	N	Elektrofiskeri CPUE-værdier med 95% konfidensgrænser											
		Antal<10 cm			Antal>10 cm			Vægt<10 cm			Vægt>10 cm		
		CPUE	cl. min	cl. max	CPUE	cl. min	cl. max	CPUE	cl. min	cl. max	CPUE	cl. min	cl. max
Regnbueørred	6	,0	,0	,0	,0	,0	,0	0	0	0	0	0	0
Gedde	6	,0	,0	,0	4,2	,8	8,6	0	0	0	712	9	3409
Skalle	6	29,2	6,7	55,3	1,7	,1	3,6	109	41	181	63	1	181
Rudskalle	6	,7	-,3	1,6	,0	,0	,0	4	-1	6	0	0	0
Al	6	,0	,0	,0	7,5	,7	16,7	0	0	0	1149	12	6254
Knude	6	,0	,0	,0	1,2	,1	2,4	0	0	0	162	1	578
Aborre	6	81,2	48,7	116,6	9,8	5,8	14,4	266	132	420	215	102	351
Hork	6	,0	,0	,0	,0	,0	,0	0	0	0	0	0	0
CPUE-sum	6	111,0			24,3			379			2300		

Tabel 7. Oversigt over $CPUE_{Antal}$ og $CPUE_{Vægt}$ med 95% konfidensgrænser for fisk <10 cm og fisk ≥10 cm fanget ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø, 1996.

$CPUE_{Antal}$ giver et reproducerbart udtryk for fiskebestandens tæthed, og tilsvarende er $CPUE_{Vægt}$ et udtryk for fiskebestandens biomasse. $CPUE_{Vægt}$ må ikke forveksles med den beregnede biomasse, der er et estimat over den aktuelle biomasse i søen. CPUE-værdier er derfor sammenlignelige, standardiserede fiskeundersøgelser imellem.

I figur 3 er vist summen af CPUE-værdier for totalfangsten fra fiskeundersøgelser i de i tabel 3 nævnte søer. Figuren giver et sammenligneligt billede af fisketæthed og fiskebiomasse mellem søerne. Tilsyneladende er der ikke en entydig sammenhæng mellem tætheder og biomasser og næringsstofniveau, hverken for mindre eller større fisk. Både fiske-tæthed og fiskebiomasse i Bryrup Langsø afviger ikke markant fra de gennemsnitlige værdier for tæthed og biomasse i de udvalgte søer.

Søens næringsstofniveau taget i betragtning er både tæthed og biomasse af småfisk relativt højt. Det er dog svært at vurdere, om det har nogen større betydning, idet rekrutteringen af yngel kan variere meget fra år til år. Netop 1996 har tilsyneladende været et godt år for især aborre på trods af en lang og hård vinter.



Figur 3. Sum af CPUE-værdier for den samlede fangst i garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø 1996 (6) og 1992 (8) samt 10 fiskeundersøgelser i 8 andre søer, jf. tabel 3.

Bestanden af småfisk er mere end dobbelt så stor i 1996 i forhold til 1992 både, hvad angår tæthed og biomasse. Det skal bemærkes, at forskellen især skyldes ændrede garnfangster. Det vil sige, at tætheden især er øget i de åbne vandmasser, mens der i bredzonen ikke er sket større ændringer. Den forholdsvis lille udbredelse af egentlig bredzone, p.g.a. den ret stejle littoralzone, kan betyde, at tætheden af småfisk ikke kan øges yderligere, hvorfor småfiskene er nødsaget til at indtage de åbne vandmasser. Almindeligvis vil en forbedring af vandets klarhed, som det er sket siden undersøgelsen i 1992, ellers betyde, at småfisk i stigende grad søger skjul for rovfisk i bredzonens vegetationsområder. Det skal dog her bemærkes, at vandets klarhed var ringe netop i undersøgelsesperioden, og småfiskene i denne periode kan have været mere spredt end i perioder med mere klart vand.

Der er ikke samme markante forskel i tæthed og biomasse hos de større fisk, om end tæthed og biomasse er lidt større end ved undersøgelsen i 1992. Som det fremgår af figur 2 skyldes den mindre forøgelse i tæthed og biomasse den dominerende aborre. Det er i overensstemmelse med, at søen periodevis nu er mere klarvandet og dermed giver bedre levevilkår for denne rovfisk.

3.2.2 Fiskebestandens biomasse

Biomassen er beregnet på grundlag af CPUE-værdier og nogle erfaringsværdier. En sammenligning af biomasse søer imellem er derfor mere hensigtsmæssig at foretage på grundlag af CPUE-værdier, som det er gjort i det foregående afsnit. Den beregnede biomasse kan under hensyntagen til de usikkerheder, beregningsmetoden indebærer, være et redskab til at estimere biomassen for hele søen, hvilket kan have berettigelse eksempelvis i forbindelse med biomanipulation.

	Biomasse						
	<10 cm	>10 cm	<10 cm	>10 cm	<10 cm	>10 cm	Total
	g/m ²	g/m ²	kg/ha	kg/ha	ton	ton	ton
Regnbueørred	.0	.1	.0	1.1	.00	.04	.04
Gedde	.0	3.2	.0	31.6	.00	1.20	1.20
Skalle	3.7	16.6	37.4	166.3	1.42	6.32	7.74
Rudskalle	.0	.7	.4	6.5	.01	.25	.26
Ål	.0	.3	.0	3.3	.00	.13	.13
Knude	.0	.2	.0	2.3	.00	.09	.09
Aborre	9.3	5.2	93.2	52.1	3.54	1.98	5.52
Hork	.0	.0	.0	.3	.00	.01	.01
Total	13.1	26.4	131.0	263.6	4.98	10.02	14.99

Tabel 8. Beregnet biomasse af de forskellige fiskearter i Bryrup Langsø, 1996. Beregningerne er foretaget ved hjælp af CPUE_{vægt}-værdier og erfaringstal, jf. bilag E.

Den beregnede biomasse af fisk i Bryrup Langsø er fundet til ca. 15 ton, tabel 8, svarende til 395 kg/ha, hvilket er almindeligt for denne søtype. Af de 395 kg/ha er 33% af fiskene under 10 cm, og rovfisk over 10 cm udgør næsten 25%, hvoraf aborre udgør størstedelen. Med en biomasse på 51% af den samlede biomasse er skalle vægtemæssigt den dominerende art i søen.

3.3 Fiskebestandens sammensætning

3.3.1 Artssammensætningen

Ved undersøgelsen i 1996 er der registreret otte arter, hvilket er det samme antal som i 1992, om end artssammensætningen er forskellig. Således er laksefisken, regnbueørred, ikke registreret i 1992, men i 1988 og 1996, Sandart er derimod fanget i 1988 og 1992.

Med et artsantal på 8-10 arter er artsantallet som i flertallet af danske søer, der i gennemsnit ligger på ca. 9 arter. Af de registrerede arter er gedde, ål og karpefiskene, skalle og rudskalle almindeligt forekommende i danske søer. Knude er typisk for de lidt dybere og kølige søer, mens sandart, der er en indført art, har størst forekomst i uklare søer. Aborrefiskene, aborre og hork, er ligeledes almindeligt forekommende i de fleste danske søtyper.

Regnbueørreden må antages at være en jævnlig strejfer fra det opstrøms liggende dambrug og må formodes ikke at være fast tilknyttet fiskefaunaen i Bryrup Langsø. Sandarten blev ved undersøgelsen i 1992 registreret med 39 individer, som alle var af samme længde og

tilsyneladende også af samme aldersgruppe. I 1988 var sandart repræsenteret med 12 individer, hvoraf ét eksemplar ikke var yngel. Med de udeblevne fangster af denne rovfisk ved denne undersøgelse er der grund til at formode, at denne art i dag kun forekommer sporadisk eller helt er forsvundet fra søen.

Blandt de almindeligt forekommende ferskvandfiskearter i danske søer savnes brasen og suder blandt karpefiskene. Brasen har tilsyneladende aldrig forekommet i søen, mens der fra lystfiskere er rapporteret om forekomster af suder. Sidstnævnte er dog ikke fanget ved nogen af fiskeundersøgelserne.

Den manglende forekomst af den ellers almindelige fiskeart, brasen, kan sandsynligvis tilskrives søens relativt isolerede beliggenhed og vanskelige passageforhold fra den øvrige del af Gudenå-systemet. Endvidere er Bryrup Langsø ikke en typisk sø for brasen, der gerne foretrækker store lavvande områder med blød bund. Den relativt veludviklede rovfiskebestand vil ligeledes medvirke til, at brasen antageligt ikke vil etablere en bestand i søen. Med den positive miljømæssige udvikling, der pågår i Bryrup Langsø, vil det under ingen omstændigheder være ønskeligt med brasen i søen. Brasen har en betydelig negativ effekt på næringsstofindholdet i søer, hvor den interne belastning er stor.

3.3.2 Indeks for artsdiversitet, rovfisk og skidtfisk

Det vægtbaserede *artsdiversitetsindeks* I_a er et mål for antallet af fiskearter, der vægtmæssigt har betydning. Indekset ligger mellem nul og ét. Et højt artsdiversitetsindeks viser, at fiskefaunaen vægtmæssigt er domineret af en enkelt art, mens et lavt indeks betyder, at fiskefaunaen vægtmæssigt er relativt ligeligt fordelt på flere arter. Et lavt indeks ses oftest i rene næringsfattige søer, hvor der kun forekommer få fiskearter, og hvor bestanden er domineret af rovfisk.

Artsdiversitetsindekset for Bryrup Langsø 1996 er beregnet til 0,74 på grundlag af fangstvægten af de otte registrerede arter, jf. tabel 4. Indekset er uændret siden undersøgelsen i 1992. De betydende arter for indekset i Bryrup Langsø er især skalle og i mindre grad aborre, og da skalle udgør ca. 70% af vægten, er indekset relativt højt.

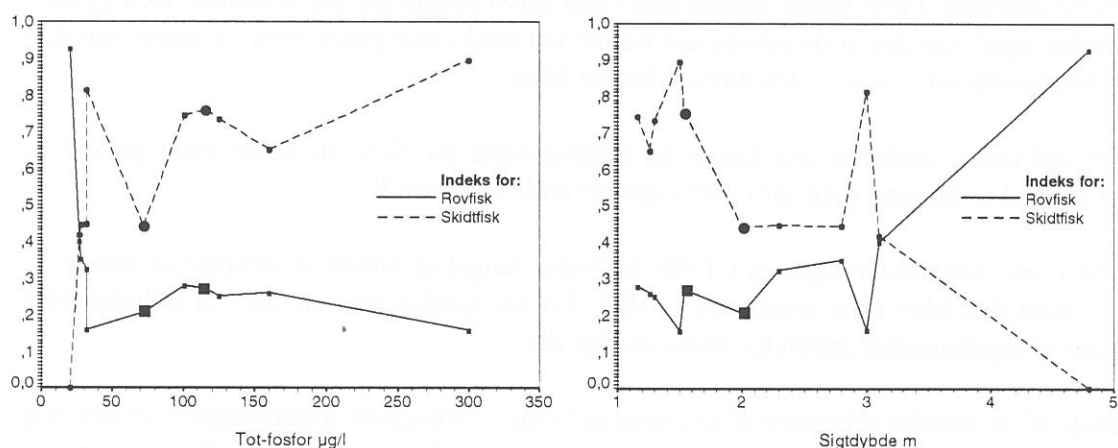
Rovfiskeindekset I_r giver et mål for rovfiskens vægtmæssige andel af den samlede fiskebestand og er beregnet til 0,21, hvor gedde, knude og aborre større end 10 cm regnes som rovfisk. Aborre over 10 cm vægter indekset mest. I 1992 blev der fundet et rovfiskeindeks på 0,27, hvilket er en anelse større. Årsagen til den lille ændring skyldes dels en lidt større vægtmæssig fangst af gedde i 1992 og en noget større samlet fangst i 1996. Den mindre forskel mellem de to undersøgelser betyder, at prædationstrykket nu mere er rettet mod småfiskene end, at prædationstrykket er reduceret. Det er en følge af, at der er sket en forskydning i rovfiskebestanden, hvor mindre rovlevende aborre er blevet mere talrige, mens geddebestanden ikke er ændret.

Skidtfiskeindekset I_s udtrykker forholdet mellem antallet af skidtfisk og aborre, alle over 10 cm. Indekset er beregnet til 0,44, hvor skidtfisk i Bryrup Langsø inkluderer skalle og rudskalle, der er større end 10 cm. Skidtfiskeindekset er modsat rovfiskeindekset faldet markant siden 1992, hvor det havde en værdi på 0,76 og er reduceret til mere end det halve i forhold til 1988.

Denne markante reduktion skyldes det meget større antal store aborre, der i dag findes i søen. Det er en klar fordel for søens miljømæssige udvikling, at rovfiskebestanden er øget. Det øgede antal af større aborre betyder, at prædationstrykket på små skidtfisk som eksempelvis skalleyngel er øget markant.

			Artsdiversitets-indeks	Rovfisk-indeks	Skidtfisk-indeks
1	Madum Sø	1996	,92	,93	,00
2	Ravn Sø	1992	,57	,40	,42
3	Nors Sø	1995	,58	,35	,45
4	Nors Sø	1996	,61	,32	,45
5	Sunds Sø	1993	,55	,16	,81
6	Bryrup Langsø	1996	,74	,21	,44
7	Ørn Sø	1993	,45	,28	,75
8	Bryrup Langsø	1992	,72	,27	,76
9	Skanderborg Sø	1995	,55	,25	,73
10	Mossø	1993	,64	,26	,65
11	Nordborg Sø	1989	,56	,16	,90

Tabel 9. Indeks for artsdiversitet, rovfisk og skidtfisk i en række søer, jf. tabel 3. Søerne er arrangeret efter stigende næringsstofniveau udtrykt ved sommergennemsnit af total-fosfor.



Figur 4. Indeks for rovfisk og skidtfisk for en række søer, jf. tabel 3 og 9, afbilledet som funktion af sommergennemsnit af henholdsvis total-fosfor og sigtdybde.

I tabel 9 og figur 4 er indeks for rovfisk og skidtfisk gengivet for en række søer af samme type som Bryrup Langsø, jf. tabel 3. Indeksene er afbilledet som funktion af sommergennemsnittene for henholdsvis total-fosfor og sigtdybde. I forhold til de andre søer, deres næringsstofniveau og sigtdybde taget i betragtning, er rovfiske- og skidtfiskeindekset i Bryrup Langsø lidt mindre end forventet. Årsagen hertil er dels, at store skidtfisk (skaller) er vægtmæssigt dominerende, mens mindre rovfisk (aborre) antalmæssigt er dominerende.

Noget tyder på, at fiskefaunaen i Bryrup Langsø er i en udviklingsperiode, hvor afstanden mellem rovfiske- og skidtfiskeindekset reduceres, hvilket ud fra et miljømæssigt synspunkt er positivt. Såfremt aborren i fremtiden kan kontrollere yngelrekrutteringen af skidtfisk, vil store skaller, efterhånden som de naturligt forsvinder, vægtmæssigt blive mindre domine-

rende og rovfiskeindekset dermed øges. Som en følge heraf reduceres skallens gydepotentiale

3.4 De enkelte arter

En nærmere beskrivelse af de enkelte arters biologi kan blandt andet findes i "Europas ferskvandsfisk" (Muus et al., 1990) og "Danmarks Natur" (Larsen, 1969).

I det følgende er resultater og beregninger angivet for de repræsenterede arter i denne undersøgelse. Endvidere er der foretaget en sammenligning med resultater fra tidligere undersøgelser og sammenlignelige undersøgelser fra andre søer samt en vurdering af de repræsenterede arters forekomst i relation til søens miljøtilstand og den økologiske betydning for søen.

3.4.1 Regnbueørred (*Salmo mykiss*)

Regnbueørreden er en nordamerikansk ørredart indført til Europa i slutningen af forrige århundrede med henblik på opdræt i dambrug. Siden hen har den ved udslip og udsætninger forvildet sig til vore hjemlige vande og findes i dag både i de ferske vande og de kystnære områder. Flere steder danner den i dag selvreproducerende bestande. Den gyder i november-april, således at de stationære bestande i ferskvand gyder først og siden hen den såkaldte "steelhead", som er den havvandrende form.



Der er ved denne undersøgelse fanget én regnbueørred på 26,5 cm og en vægt på 218 g. Dette individ er fanget i garn sat i søens østlige ende i sektion II.

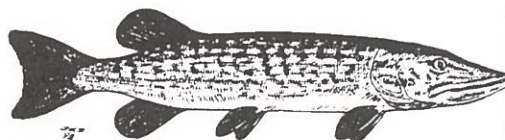
Der blev ved fiskeundersøgelsen i 1988 ligeledes fanget et enkelt eksemplar af denne fiskeart, men den blev ikke registreret i 1992. Lokale lystfiskere beretter om lejlighedsvis fangster af regnbueørred specielt i søens østlige del.

På trods af, at ørreder erfaringsvis er svære at fange i biologiske oversigtsgarn, er der dog ikke grund til at formode, at der er nogen større bestand af regnbueørred i Bryrup Langsø. De eksemplarer, der findes i søen, må antages at stamme fra det opstrømsliggende dambrug.

Hvorvidt der med tiden kan opstå en selvreproducerende bestand med tilknytning til Bryrup Langsø er uvist; men det vides i dag med sikkerhed, at regnbueørreden har etableret selvreproducerende bestande i vore vande. Det er dog en forudsætning, at kravene til gydepladser med egnet gydegrys er opfyldt. Der kendes i dag eksempler på, at gydegrys i renvandede søers brændingzone kan være tilstrækkeligt til, at regnbueørreden kan reproducere sig.

Som følge af bestandens ringe størrelse spiller regnbueørreden ikke nogen større rolle i Bryrup Langsø.

3.4.2 Gedde (*Esox lucius*)



Gedde er vor største rovfisk, og den er almindeligt udbredt i de fleste søer, moser og større vandløb. Gedden er i mange søer i tilbagegang i takt med en øget eutrofiering og vandstandsreguleringer. En øget eutrofiering giver umiddelbart gedden et bedre fødegrundlag ved en øget tæthed af fredfisk, men som oftest kan gedden ikke udnytte denne mulighed. Gedden jager hovedsageligt ved hjælp af synet fra skjul i undervandsvegetationen, og eutrofieringen medfører en dårligere sigt og forringer således geddens jagteffektivitet. Tillige har vandstandsreguleringer medført, at geddens gydeområder, som er lavvandede vegetationsrige områder, som oversvømmede engarealer, i dag er kraftigt reducerede.

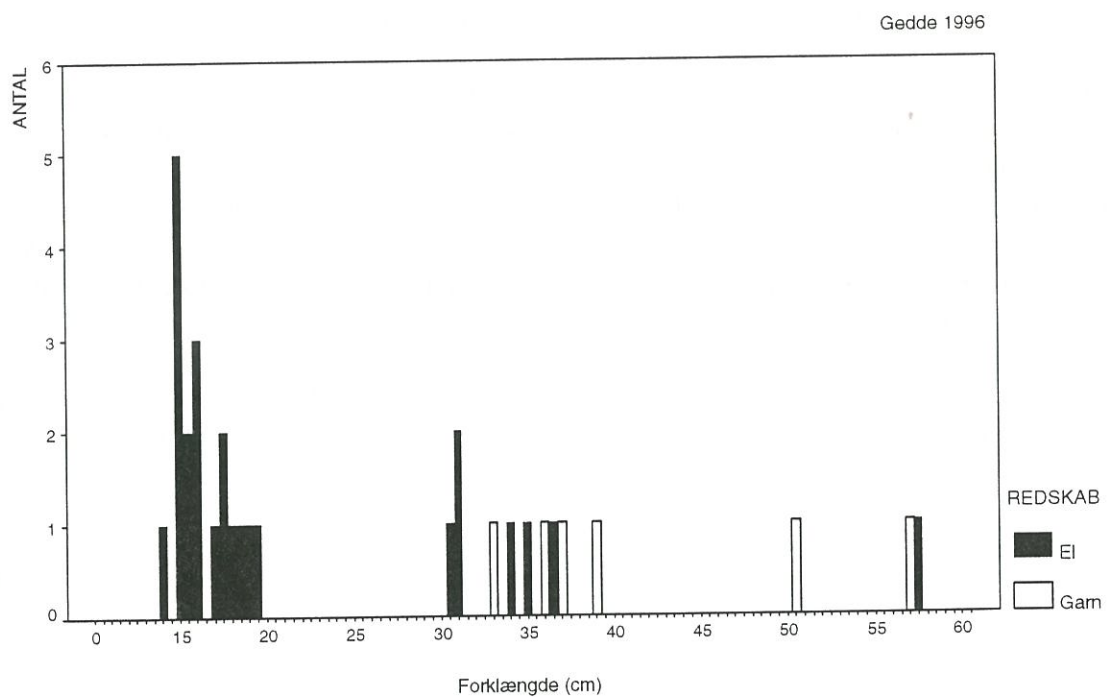
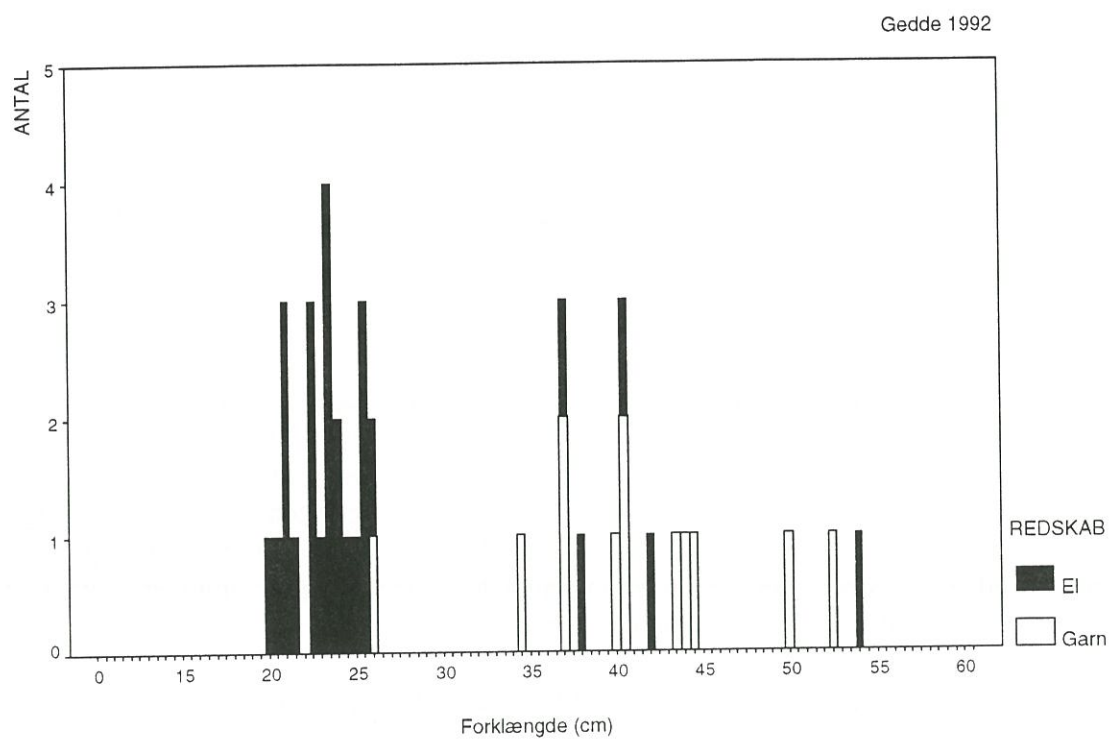
Geddens fødevalg ændres fra zooplankton til smådyr og småfisk, når geddeynglen når en længde på 3-4 cm i maj-juni. Gedden vælger byttefisk afhængig af sin egen størrelse. Således foretrækker gedder bytte med en størrelse på en tredjedel af sin egen kropslængde.

Geddens adfærdsmønster udviser en markant årstidsafhængig variation (Guy et al., 1991). Uden for gydeperioden er gedden en ret stationær fisk, der venter på byttefisk frem for aktivt at jage dem, og derfor er gedden meget lidt aktiv i sensommeren og efteråret. I gydeperioden i det tidlige forår er geddens adfærdsmønster derimod præget af vandring til og fra gydepladserne samt forsvar af territorier. En vurdering af geddebestanden på grundlag af fiskeri med passive redskabstyper i sensommeren vil derfor ofte føre til en underestimering af bestandens størrelse.

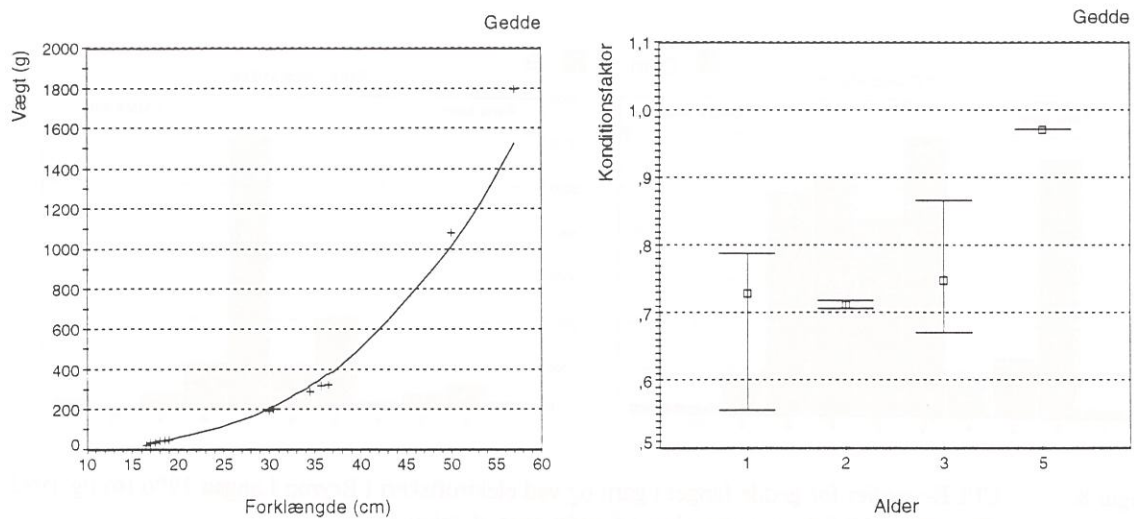
Fiskeundersøgelsen i Bryrup Langsø gav en fangst på 31 gedder, som især blev fanget i den brednære zone ved elektrofiskeri. Fangsterne er foretaget jævnt fordelt over hele søen. Fangsten består især af mindre gedder i intervallet 10-20 cm foruden enkelte større individer, figur 5.

Tæthed og biomasse af gedde har ikke ændret sig væsentligt siden undersøgelsen i 1992, men er derimod øget lidt siden 1988. Der er dog en forskel mellem resultaterne fra undersøgelsen i 1996 og 1992. I 1996 er der fanget forholdsvis flere små gedder i intervallet 13-20 cm, mens der i 1992 ikke er fanget gedder under 20 cm. Dette kan have to forklaringer - enten er væksten væsentligt langsommere i 1996, eller også har der ikke været yngelrekruttering i 1992. Med udgangspunkt i de to længdefordelinger er det mest sandsynligt, at det er en langsommere vækstrate, der er årsag til forskel i undersøgelserne.

Årsagen til denne ændring i væksten kan sandsynligvis have sammenhæng med vinteren 1995/96, der var meget kold og tør, foruden at foråret kom meget sent. Det kan have forårsaget dels en sen udvikling af geddeynglen dels en mindre produktion af geddeynglens fødeemner. Således synes specielt rekrutteringen af skalleyngel at være meget ringe sammenlignet med 1992, jf. figur 9.

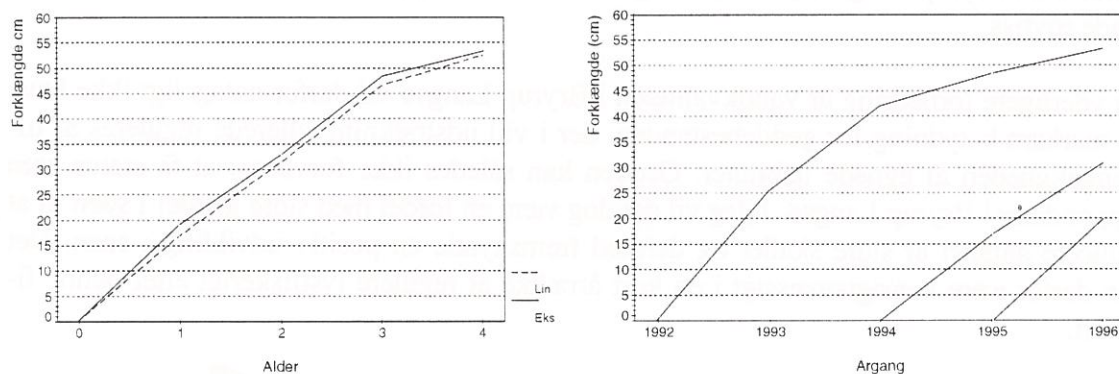


Figur 5. Længdefordeling af gedde fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996.



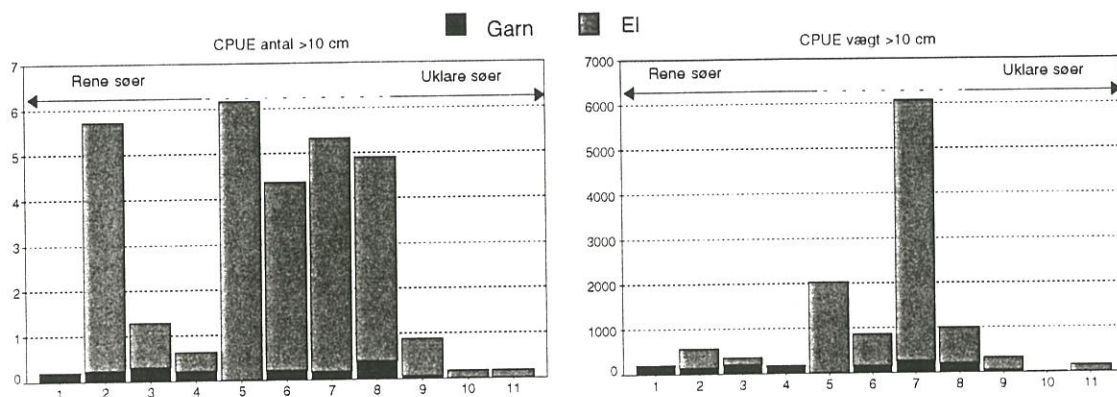
Figur 6. Længde-vægt forhold og aldersafhængig konditionsfaktor med maksimums- og minimumsværdier for gedde i Bryrup Langsø, 1996. Regressionsparametre til længde-vægt forholdet findes i bilag F.

Længde-vægt forholdet og konditionsfaktoren for de repræsenterede aldersgrupper er illustreret i figur 6. Konditionen øges med alderen, hvilket er almindeligt for de fleste fiskearter. Gennemsnitligt er konditionen dog ret ringe, hvilket er i overensstemmelse med den reducerede vækstrate. Den ringe kondition kan sandsynligvis også tilskrives, at vandets klarhed i søen var dårlig op til fiskeundersøgelsen, hvorved geddens jagtvilkår har været forringet i en kort periode.



Figur 7. Gennemsnitlig tilbageberegnet længde til en given alder og årgang af gedde i Bryrup Langsø 1996. Den tilbageberegnete længde til en given alder er vist ved dels beregning efter den lineære metode (Lin) dels efter den eksponentielle metode (Eks).

Væksten for gedde i Bryrup Langsø er gengivet i figur 7. Den gennemsnitlige vækstrate er tilnærmelsesvis lineær frem til det fjerde leveår, hvorefter den aftager. En vækstrate på ca. 20 cm om året for gedde er almindeligt. I stærkt eutrofe søer kan væksten være væsentligt langsommere. I typiske geddeseer med ringe dybde, og hvor vandet er klart og rankegrødt udbredt, kan vækstraten de første år være over 30 cm. Såfremt der ses bort fra, at det er ret få individer, der ligger til grund for vækstberegningerne for de enkelte årgange, ses en tydeligt mindre vækstrate i det første leveår for årgang 1994 og 1995 i forhold til årgang 1992. Det er helt i overensstemmelse med den tidligere antagelse draget på grundlag af længdefordelingerne.



Figur 8. CPUE-værdier for gedde fanget i garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø 1996 (6) og 1992 (8) samt ved 9 fiskeundersøgelser i 8 andre søer, jf. tabel 3.

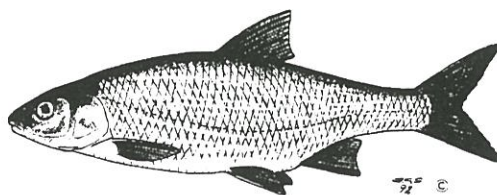
Sammenlignet med fangsten af gedde i 1992 og 1988 er bestandens tæthed tilnærmelsesvis uændret. Biomassen derimod er lidt mindre end fundet i 1988, og dermed var gennemsnitstørrelsen noget større for gedde i 1988.

Geddebestanden er både i tæthed og biomasse relativt almindelig for dybe søer, figur 8. I denne søtype er geddebestanden ofte afhængig af, at typiske geddehabitater, som lavvandede områder med udbredt rankegrøde, ofte er begrænset på grund af en stejl bredzone. Det underbygges af, at bestandsstørrelser af gedde i mange søer kan relateres til rankegrødens dækningsgrad (Grimm, 1989). Generelt er geddebestande i dybe søer med stejle bredzoner, som Bryrup Langsø, ikke store, og i de søer er det typisk aborre, der er den dominerende rovfisk.

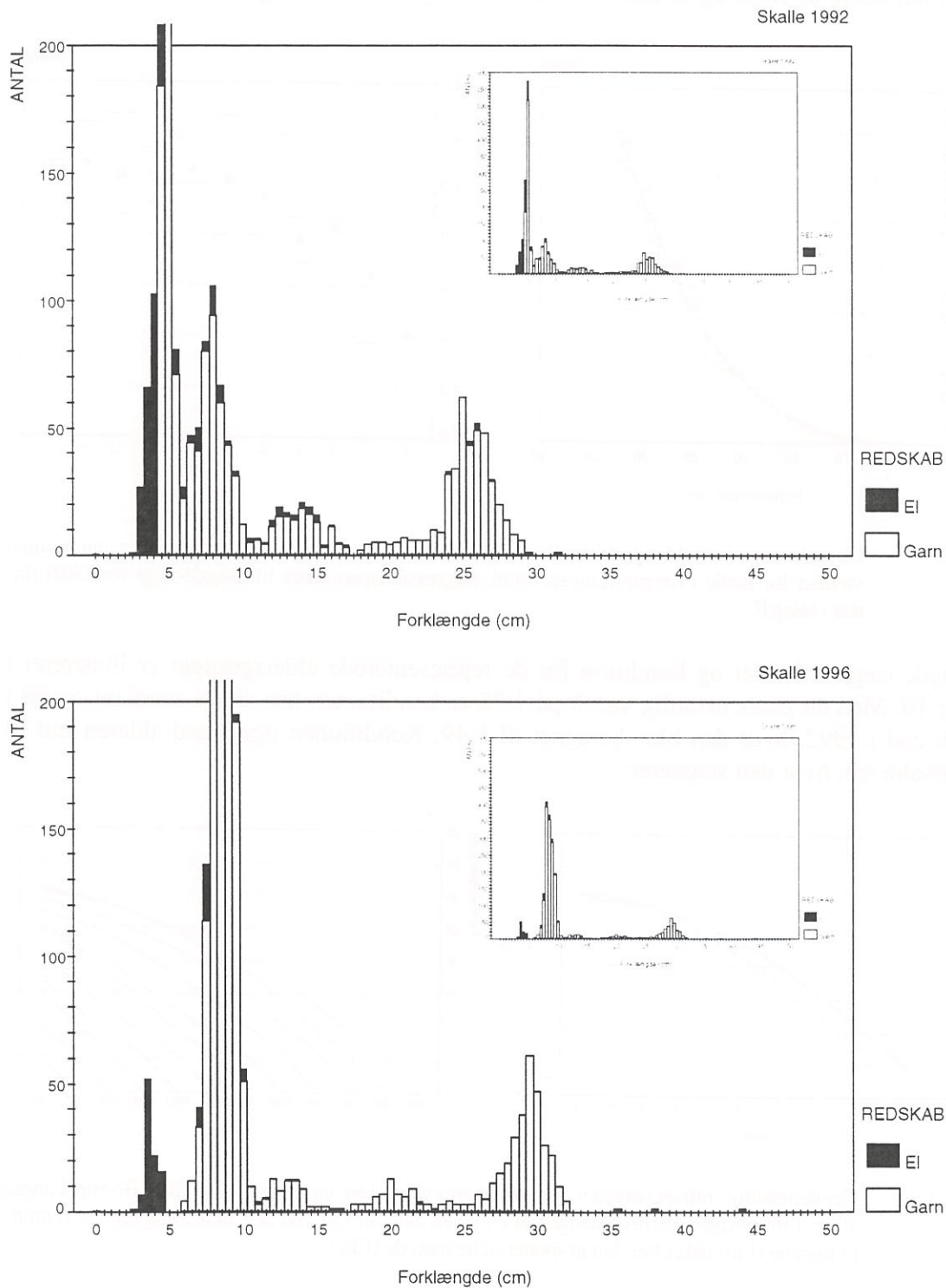
En yderligere forbedring af vandkvaliteten i Bryrup Langsø vil derfor antageligt ikke have en markant betydning for geddebestanden, der i vid udstrækning allerede reguleres af tilgængeligheden af egnede habitater. Gedden kan således ikke forventes at få status som topprædator i Bryrup Langsø. I dag vil det dog være en fordel med store gedder i søen til at reducere antallet af store skaller og dermed fremskynde en positiv udvikling i søen. Det kan derfor være hensigtsmæssigt i en kort årrække at regulere lystfiskeriet efter denne fiskeart.

3.4.3 Skalle (*Rutilus rutilus*)

Skalle er en stimefisk, der i stor udstrækning er knyttet til vegetationsbæltet. De mindre skaller og yngel færdes længst inde ved bredden og de større skaller i vegetationens yderkant, over barbund og i pelagiet. Med stigende grad af eutrofiering bliver dette forhold udjævnet, og skaller i alle størrelser spredes gradvist til hele søen. Med en øget eutrofiering forringes vandets klarhed og rovfiskenes aktionsradius, hvorfor skallen ikke i samme grad behøver vegetationens skjul, som i øvrigt også reduceres.



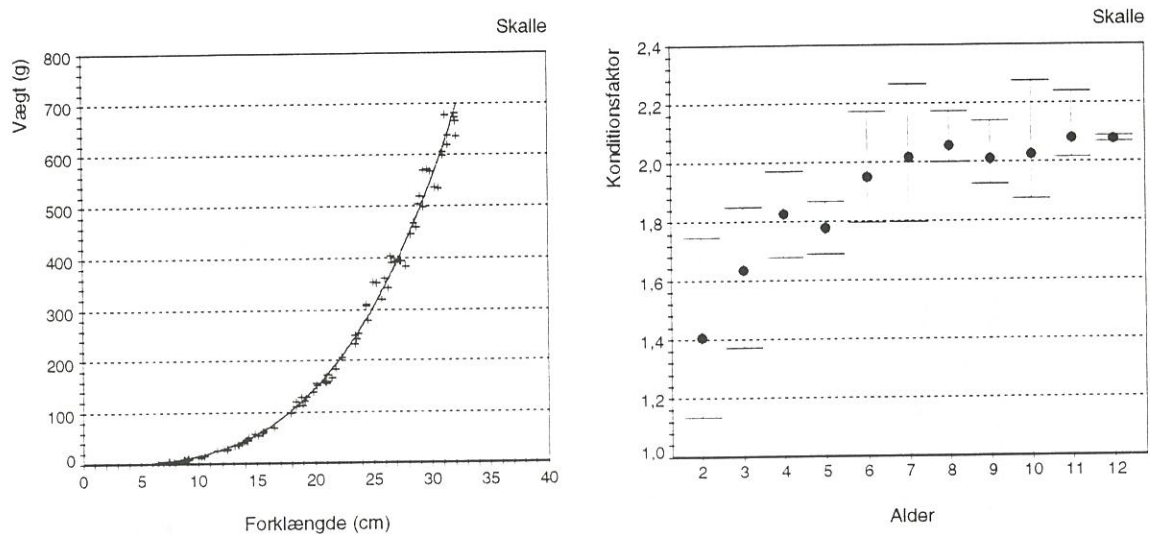
Skalle er som regel den fredfisk, der klarer sig bedst i de dybe søer. Den stiller ikke samme krav til høje gydetemperaturer som andre fredfiskearter, og derfor gyder den tidligere og ved lavere temperaturer. Disse forhold favoriserer skallen fremfor eksempelvis brasen og flire. Endvidere er den voksne skalle ikke så kritisk med hensyn til fødevalg som eksempelvis brasen.



Figur 9. Længdefordeling af skalle fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996.

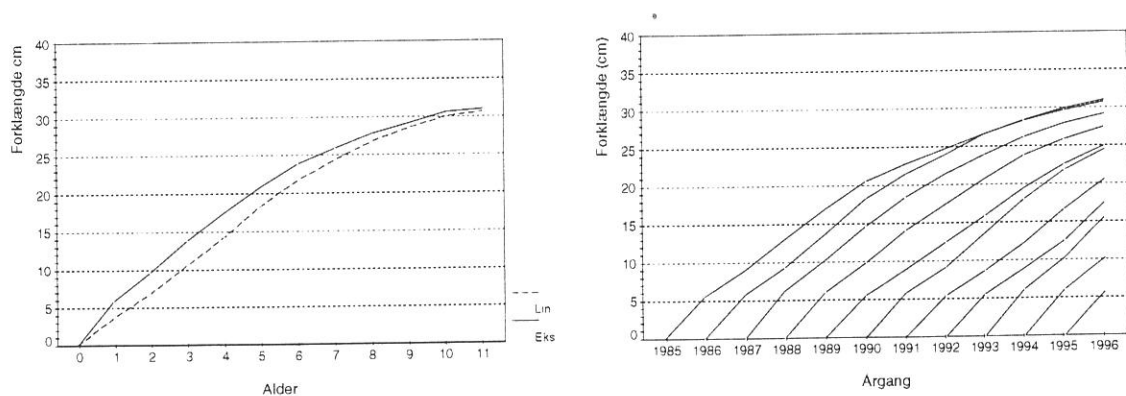
I Bryrup Langsø er skalle også både antals- og vægtmæssigt den dominerende art af fredfiskene foruden at være den vægtmæssige dominerende af alle fiskearter. Derimod fore-

kommer den mindre hyppigt end aborre. Forekomsten af småskaller under 10 cm har ikke ændret sig væsentligt siden undersøgelsen i 1992, men er vægtmæssigt øget til det firedobbelte, jf. figur 2. Det skyldes, at der i 1992 blev registreret en forholdsvis tæt forekomst af yngel i modsætning til 1996, hvor der derimod er mange étårige skaller, figur 9. For de større skallers vedkommende er der ikke sket større ændringer ud over, at de største individer er lidt større og færre og de mindste individer noget mindre talrige i 1996 end i 1992.



Figur 10. Længde-vægt forhold og aldersafhængig konditionsfaktor med maksimums- og minimumsværdier for skalle i Bryrup Langsø, 1996. Regressionsparametre til længde-vægt forholdet findes i bilag F.

Længde-vægt forholdet og kondition for de repræsenterede aldersgrupper er illustreret i figur 10. Med en gennemsnitlig værdi på 1,75 er konditionen hos skalle markant større i 1996 end i 1992, hvor den blev beregnet til 1,49. Konditionen øges med alderen ind til syvårsalderen, hvor den stagnerer.



Figur 11. Gennemsnitlig tilbageberegnet længde til en given alder og årgang af skalle i Bryrup Langsø 1996. Den tilbageberegnete længde til en given alder er vist ved dels beregning efter den lineære metode (Lin) dels efter den eksponentielle metode (Eks).

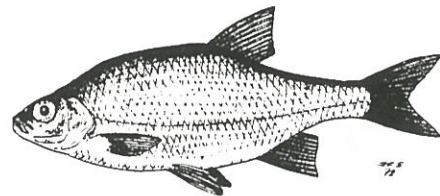
Den stagnerende kondition sammenholdt med den aftagende vækst ved denne alder, figur 11, tyder på en betydelig intraspecifik fødekonekurrence blandt større skaller i Bryrup Langsø. Dette forhold er antageligt årsagen til, at der er forholdsvis mange store skaller over 25 cm. Rekrutteringen til denne størrelsesgruppe må antages at være ret konstant, men når

Bestanden af skalle i Bryrup Langsø afspejler, at søen er eutrofieret om end i mindre grad, og periodevist er med dårlig sigtddybde. Biomassen er dog fortsat betænkelig stor set i forhold til den ønskede miljøtilstand.

Den mest betydende årsag til den periodevise dårlige sigt i søen skyldes utvivlsomt skalle-ynglens fremkomst og den relativt tætte forekomst af etårige skaller. Disse to aldersgrupper har således i dag en altafgørende indflydelse på søens lavere trofiske niveauer. Rekrutteringen af årsyngel i 1996 synes umiddelbart ringe i forhold til tidligere, hvilket er positivt, men kan dog også skyldes en mindre gennemsnitstørrelse af ynglen og dermed en meto-

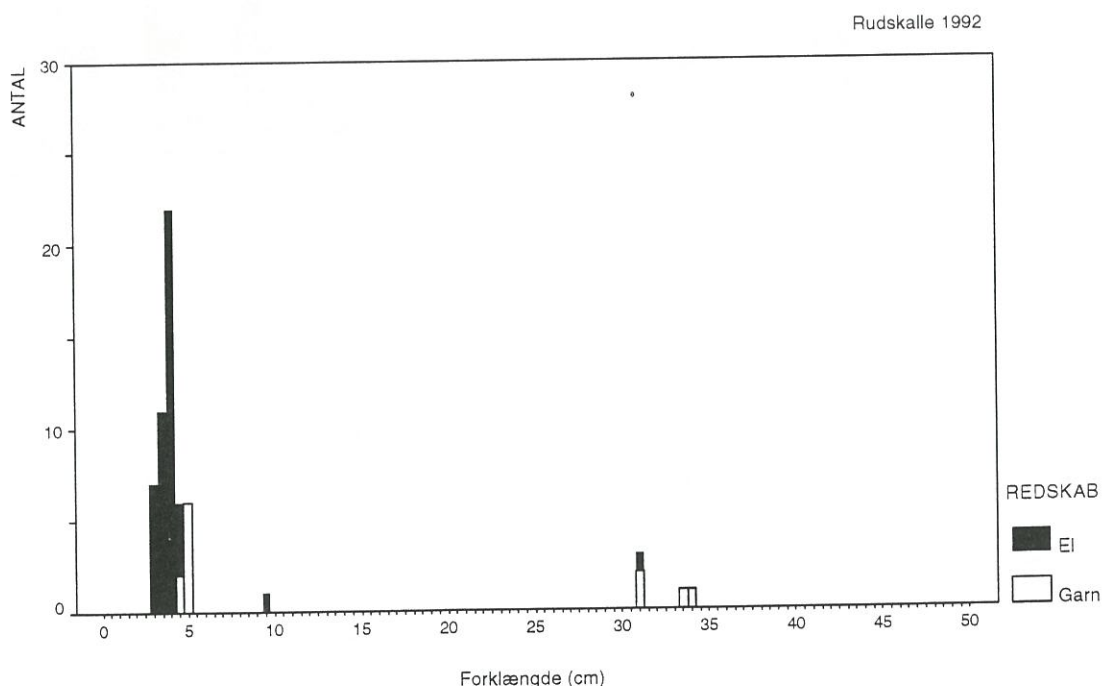
Såfremt rovfiskene ikke fremover formår at regulere disse to aldersgrupper kan det betyde en forringelse af søens nuværende tilstand. Hvis der derimod sker en kraftig udtynding blandt disse skaller, vil skallens reproduktionspotentiale kraftigt reduceres i takt med, at de store skaller forsvinder.

3.4.4 Rudskalle (*Scardinius erythrophthalmus*)

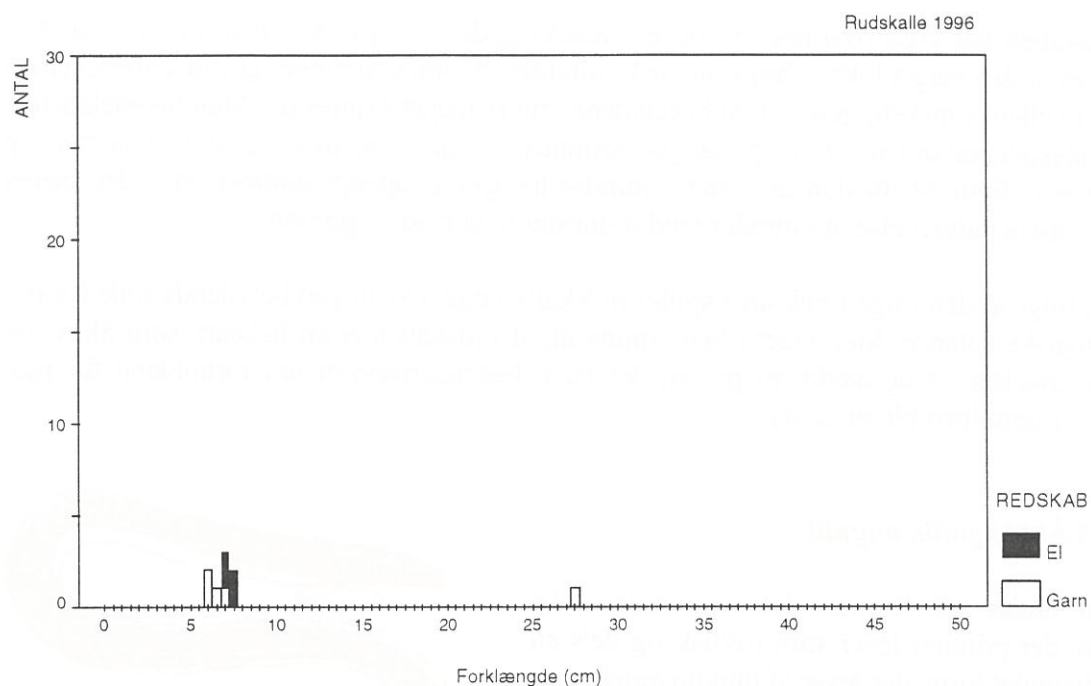


Rudskalle er almindeligt forekommende i Danmark, først og fremmest knyttet til vegetationsbæltet i lavvandede, varme søer, hvor ynglen lever af zooplankton, mens de ældre fisk i stor udstrækning lever som omnivorer.

Mindre rudskaller under 10 cm er alle fanget i søens østlige del i bredzonen, mens et enkelt større individ er fanget i det åbne vand i søens vestlige del.

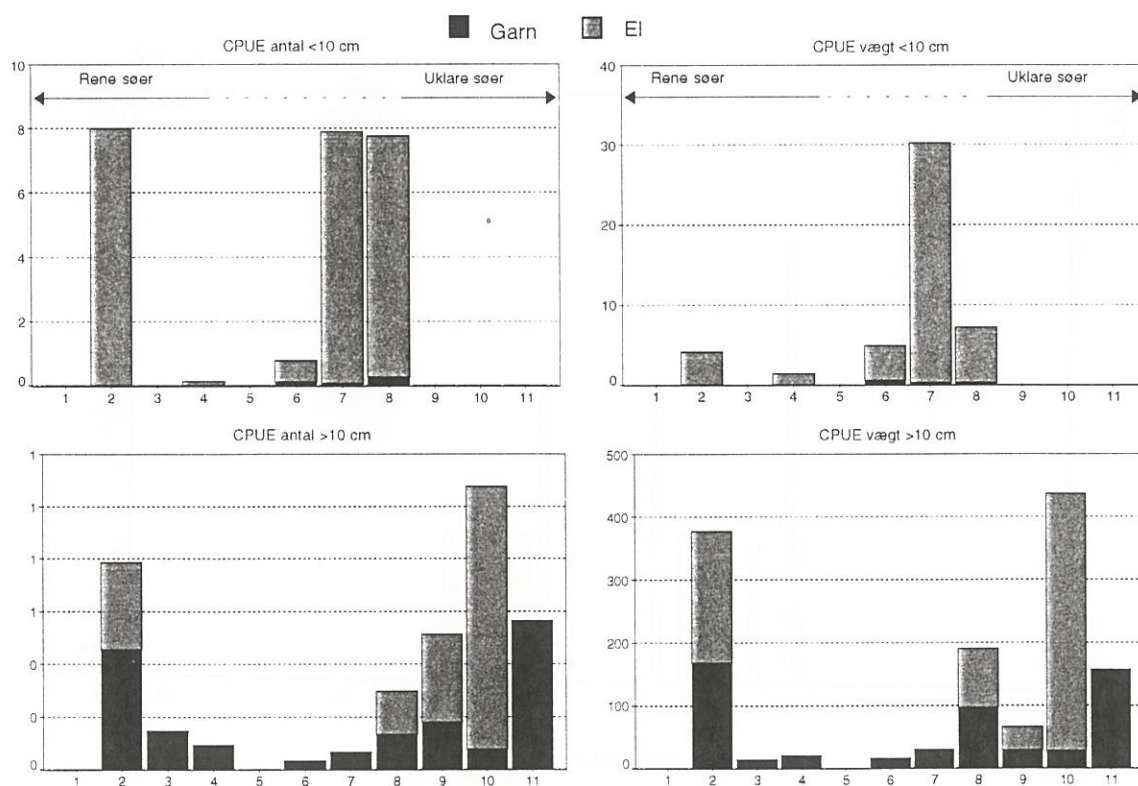


Figur 13. Længdefordeling af rudskalle fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996. (fortsættes)



Figur 13 . Længdefordeling af rudskalle fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996.

I forhold til undersøgelsen i 1992 er fangsten af rudskalle væsentligt mindre både med hensyn til små og større fisk, figur 13. Fangsten er i 1992 antageligt kun repræsenteret ved to årgange, hvoraf den yngste årgang formodes at være etårige fisk.



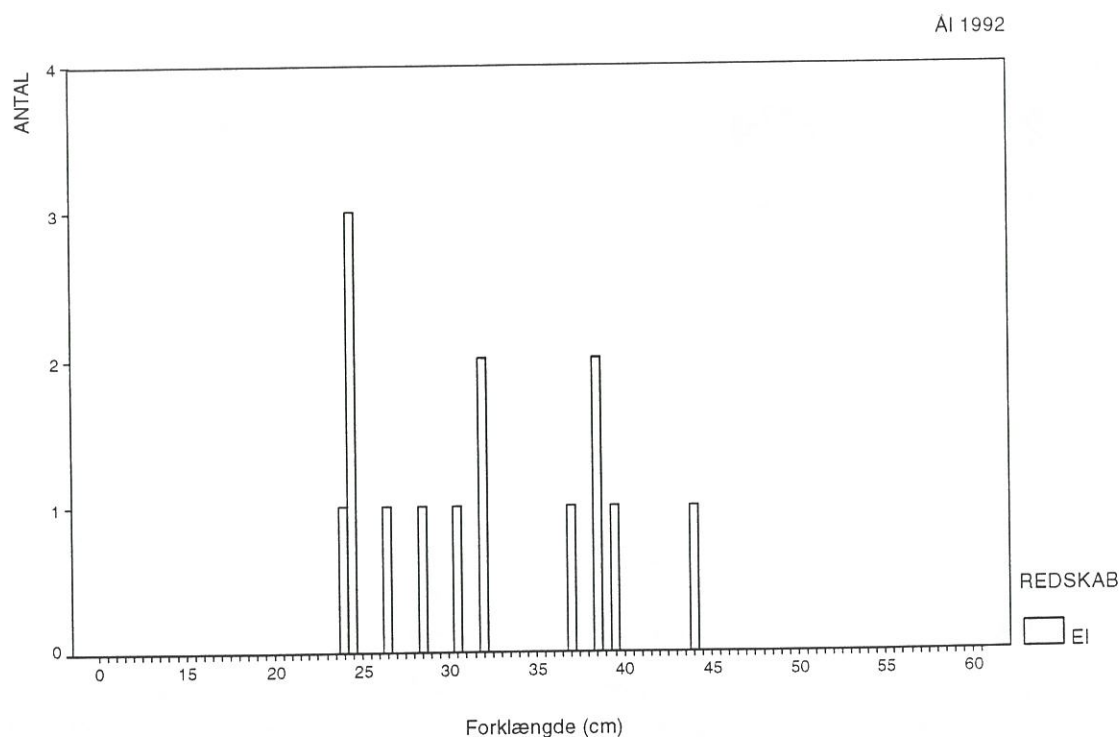
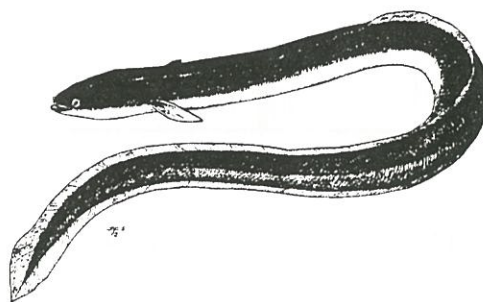
Figur 14. CPUE-værdier for rudskalle fanget i garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø 1996 (6) og 1992 (8) samt ved 9 fiskeundersøgelser i 8 andre søer, jf. tabel 3.

Rudskallen har erfaringsmæssigt meget varieret gyde- og opvækstsucces, hvilket understreges af den meget lokale fangst af små individer. Sammenligninger af rudskallebestande søer imellem vanskeliggøres af, at bestandene ofte er meget svingende. Men tilsyneladende er rudskallebestanden i Bryrup Langsø forholdsvis lille både med hensyn til tæthed og biomasse, figur 14. Bestandens ringe størrelse hænger antageligt sammen med den meget begrænsede udbredelse af områder med rodfæstet flydebladsvegetation.

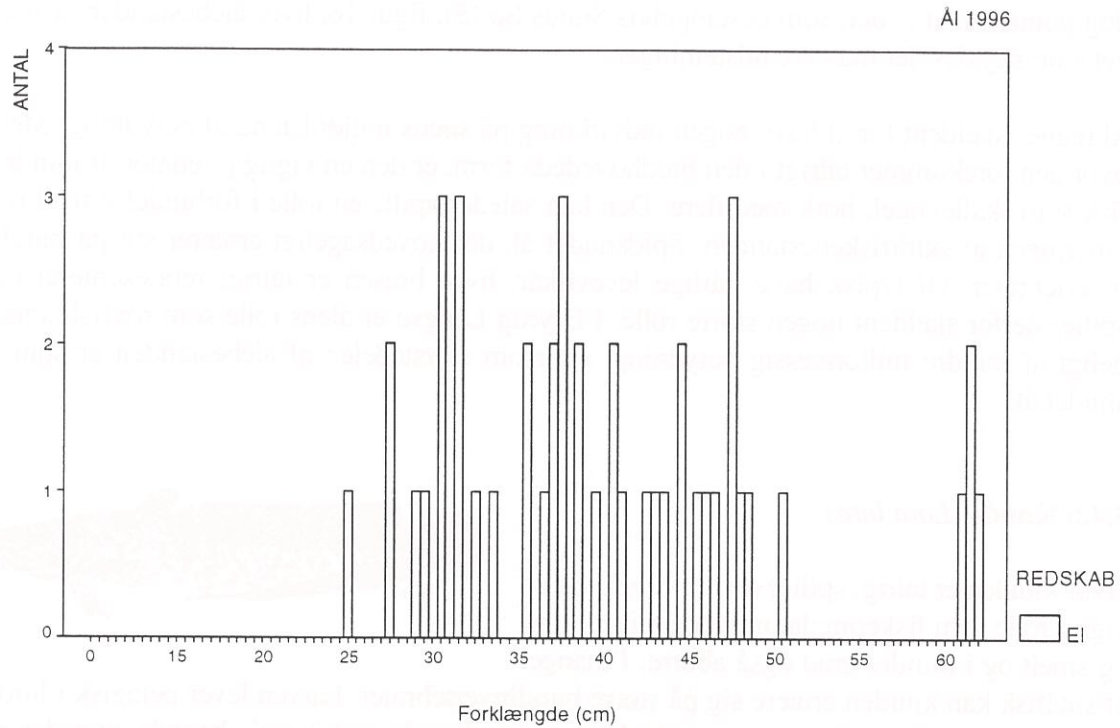
Som følge af den ringe forekomst spiller rudskalle i dag ikke nogen betydende rolle i søens økologiske balance. Men taget i betragtning af, at rudskallen er en fiskeart, som Skov- og Naturstyrelsen er opmærksom på, vil det være hensigtsmæssigt om forholdene for rudskalle i fremtiden bliver bedre.

3.4.5 Ål (*Anguilla anguilla*)

Ålen findes i to former dels en bredhovedet form, der primært lever som rovfisk og dels en spidssnudet form, der lever af bundinvertebrater. Ålebestanden i danske søer er afhængig af tilgangen af glasål og deres passagemuligheder til søerne. En stor del af den danske ålebestand stammer i dag fra udsætninger af glasål og sætteål. Hvor spidssnudet ål er talrig, kan den have væsentlig indflydelse på udbredelse og sammensætning af søens bundinvertebratfauna.



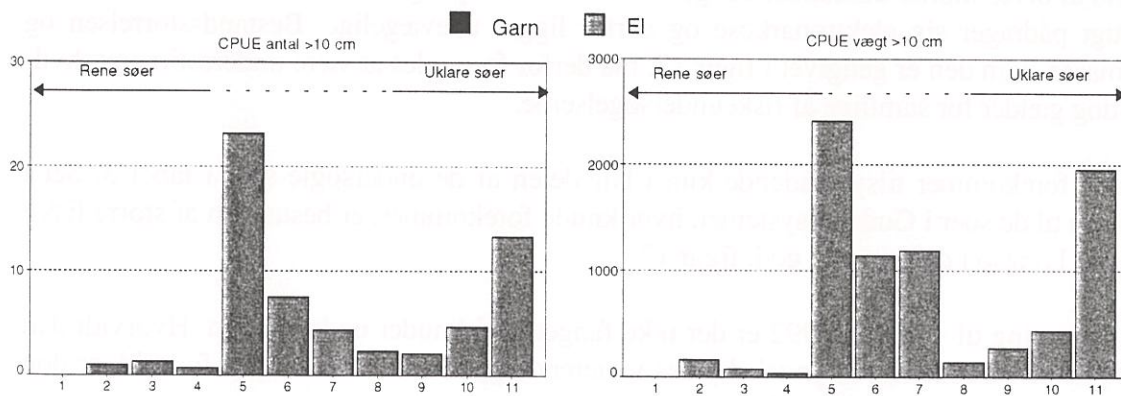
Figur 15. Længdefordeling af ål fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996. (fortsættes)



Figur 15. Længdefordeling af ål fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996.

Der blev fanget 45 ål ved elektrofiskeri, hvoraf hovedparten var af den spidsnudedede form. De største fangster blev gjort i søens østlige ende, men også den vestligste ende gav rimelige fangster, hvorimod der i søens tre midterste sektioner (III, IV og V) ikke blev fanget ål. Ålene varierede i størrelse fra 25 til 65 cm, figur 15.

I forhold til undersøgelsen i 1992 er både tæthed og biomasse tredobbelt, figur 16. Det formodes primært at skyldes udsætninger af åleyngel i Kulsø, hvoraf en del sandsynligvis er trukket op i Bryrup Langsø.



Figur 16. CPUE-værdier for ål fanget i garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø 1996 (6) og 1992 (8) samt ved 9 fiskeundersøgelser i 8 andre søer, jf. tabel 3.

Generelt er ålebestanden forholdsvis god set i forhold til de andre søer i tabel 3. Det skal dog pointeres, at i søer, som eksempelvis Sunds Sø (5), figur 16, hvor ålebestanden er meget stor, skyldes det massive udsætninger.

Ål regnes sjældent for at have nogen indvirkning på søens miljøtilstand af betydning. Men hvor den forekommer talrigt i den bredhovedede form, er den en vigtig prædator af mindre fisk som skalleynge, hork med flere. Den kan således spille en rolle i forbindelse med reguleringen af skidtfiskebestanden. Spidsnudet ål, der hovedsageligt ernærer sig på bundinvertebrater, vil typisk have dårlige levevilkår, hvor brasen er talrigt repræsenteret og spiller derfor sjældent nogen større rolle. I Bryrup Langsø er ålens rolle som rovfisk antageligt af mindre miljømæssig betydning, eftersom størstedelen af ålebestanden er spidsnudet ål.

3.4.6 Knude (*Lota lota*)



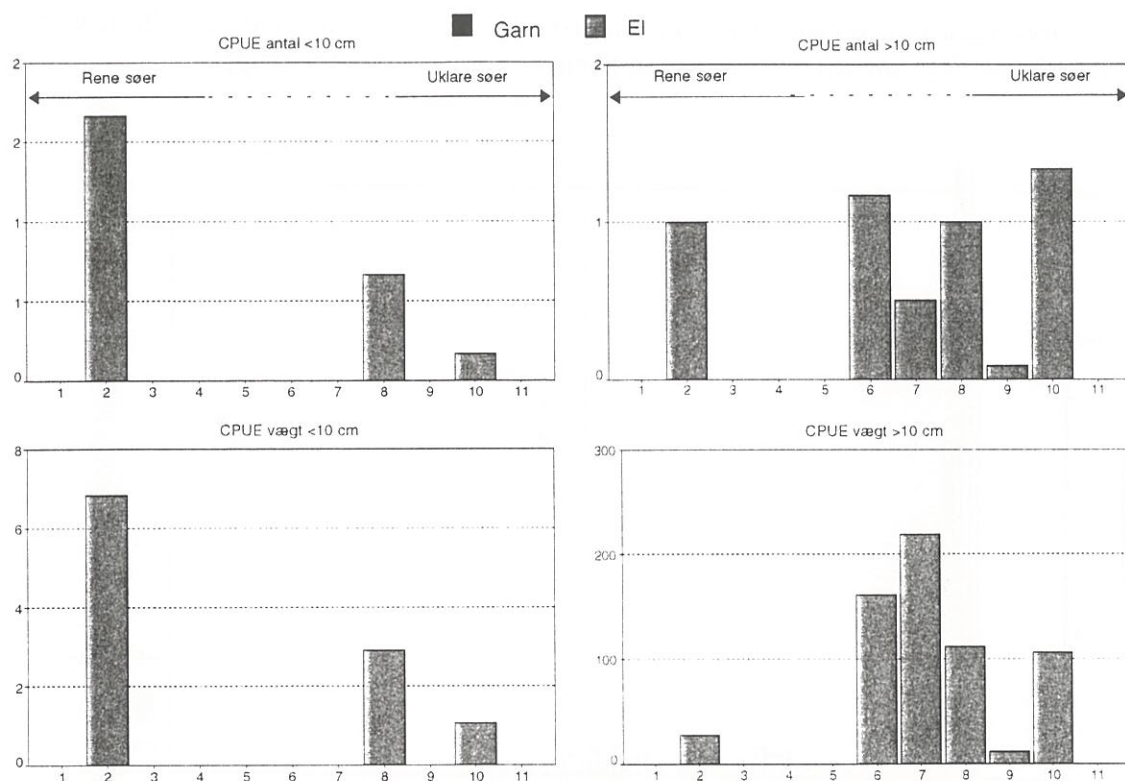
Hvor knuden er talrig, spiller den som voksen en vigtig rolle som fiskeprædator over for især hork og smelt og i mindre grad også aborre. I mangel af småfisk kan knuden ernære sig på større bundinvertebrater. Larven lever pelagisk i littoralzonen, hvor den æder større zooplankton, men allerede ved 3 cm's længde sker der et fødeskift til bundinvertebrater. De yngre aldersgrupper af knude holder til i bredzonen, mens de større individer, der er udprægede rovfisk, holder til på dybere vand.

Elektrofiskeri i bredzonen gav en fangst på i alt 7 knuder i størrelsen 17-38 cm. De fleste blev fanget i søens østlige ende, ligesom der blev fanget enkelte i den vestlige del af søen. I 1992 og 1988 blev der fanget henholdsvis 10 og 6 knuder.

Den lille fangst af knude afspejler antageligt ikke den egentlige bestandsstørrelse, idet knuden er en mindre aktiv fisk og kun i ringe omfang fanges i passive redskaber som garn. Desuden er det oftest kun mindre individer, der opholder sig i bredzonen, hvor de kan fanges ved elektrofiskeri. Men også de mindre individer overses let ved elektrofiskeri dels på grund af deres mørke udseende, der gør dem svære at opdage mod søbunden, dels fordi de hurtigt pådrager sig elektronarkose og derfor ligger ubevægelige. Bestandsstørrelsen og biomasse, som den er gengivet i figur 17, må derfor formodes at være underestimeret, hvilket dog gælder for samtlige af fiskeundersøgelserne.

Knude forekommer tilsyneladende kun i halvdelen af de undersøgte søer i tabel 3. Set i relation til de søer i Gudenå-systemet, hvor knude forekommer, er bestanden af større fisk i Bryrup Langsø i dag rimelig god, figur 17.

I modsætning til 1988 og 1992 er der ikke fanget små knuder under 10 cm. Hvorvidt den manglende rekruttering af yngel skyldes varierende gydesucces eller andre forhold, er dog svært at vurdere på grundlag af nærværende undersøgelse.

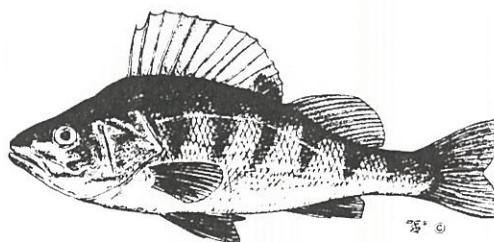


Figur 17. CPUE-værdier for knude fanget i garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø 1996 (6) og 1992 (8) samt ved 9 fiskeundersøgelser i 8 andre søer, jf. tabel 3.

Den store knude, der opholder sig på barbund, må formodes at spille en ikke ubetydelig rolle som prædator af især hork. I bredzonens lavvandede områder, hvor den sammen med mindre gedder står for det primære prædationstryk på yngel af fredfisk, spiller den også en vigtig rolle om end antageligt ikke i samme grad som gedde.

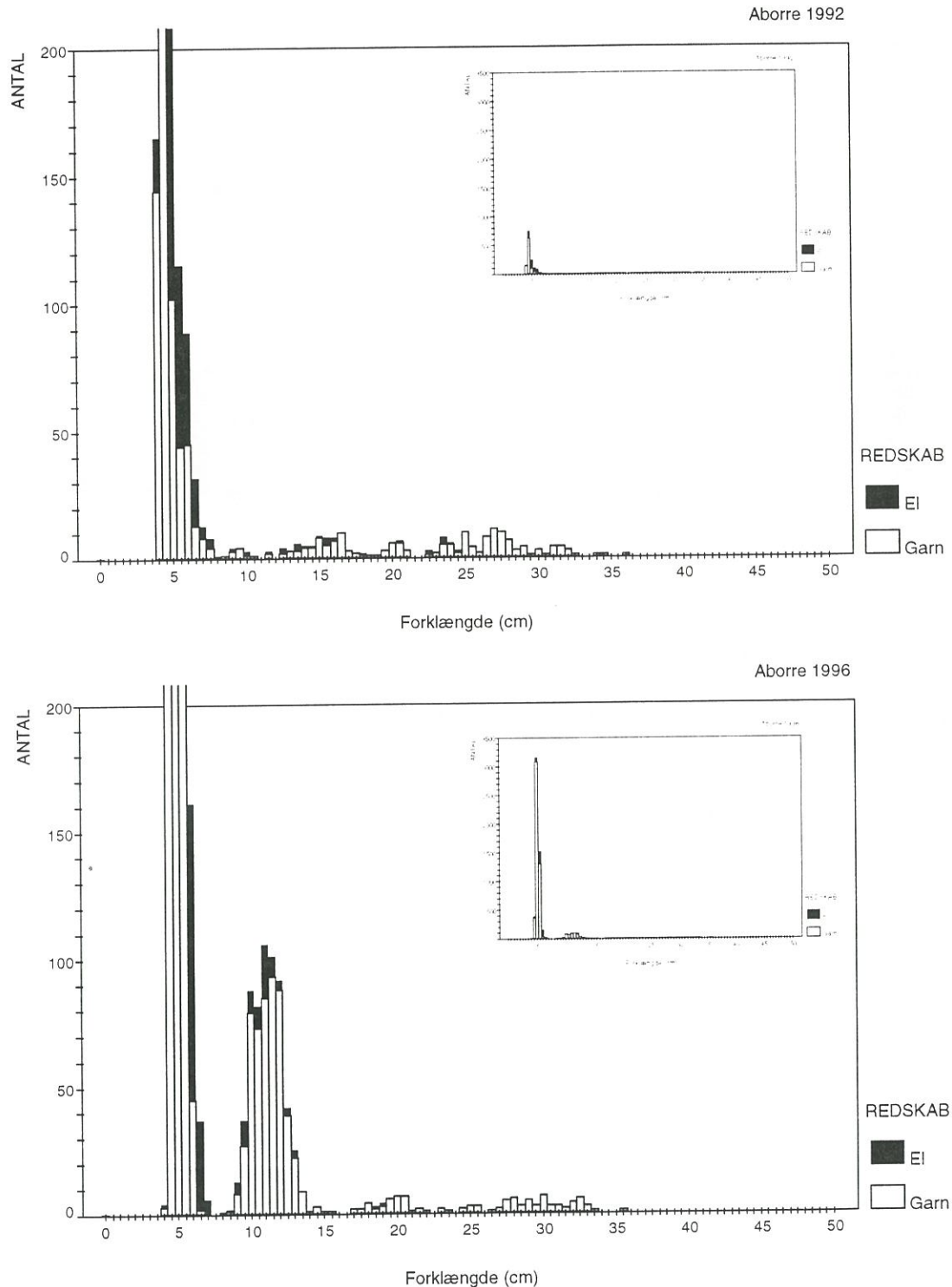
3.4.7 Aborre (*Perca fluviatilis*)

Aborre er almindelig i alle danske søtyper med gode iltforhold, og den er ofte den dominerende rovfisk især i dybe søer. I de første måneder af aborrens liv, hvor den primært holder til i bredzonen, består føden først af mindre zooplankton, senere af større; men hurtigt ændres fødevalget til større dyr som eksempelvis insektlarver, tanglopper og fiskeyngel. De store aborre, der holder til uden for vegetationsgrænsen, er udprægede rovfisk, der udover at æde små skaller, brasen, hork og smelt også æder sine egne artsfæller.



Aborre er den hyppigst forekommende fiskeart i Bryrup Langsø. Der er fanget næsten 6.000 stk. aborre, hvoraf 89% er under 10 cm. Fangsterne er jævnt fordelt over hele søen dog således, at småaborre først og fremmest er fanget tæt ved kysten og store aborre på dybere vand.

Størrelsesfordelingen af aborre, figur 18, er karakteristisk ved, at yngel helt dominerer fordelingen, men også ved, at etårsaborre er forholdsvis talrige. Fordelingen af de ældre fisk er derimod uden særlige variationer, der kan indikere de forskellige aldersgrupper.

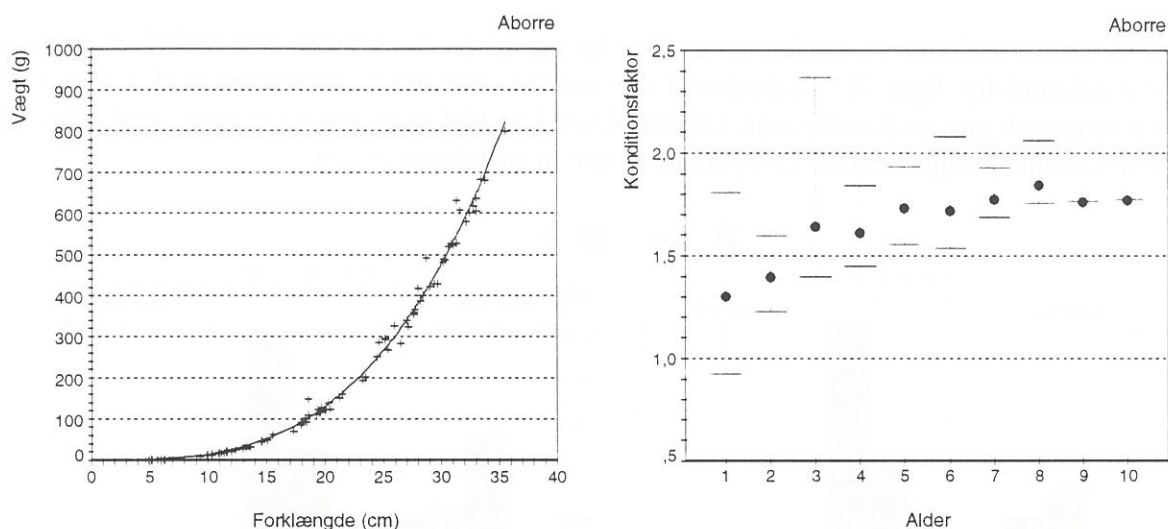


Figur 18 . Længdefordeling af aborre fanget i Bryrup Langsø i 1992 og 1996.

Det er specielt den store tæthed af etårige aborre, der er markant i forhold til fordelingen fra 1992, tillige med den overordentlige talrige mængde yngel. Derimod er der ikke større

forskelle med hensyn til de ældre aborre. Antalsmæssigt er antallet af aborre øget betragteligt siden 1988, hvor de kun udgjorde 18% af den samlede fangst, mens de i 1992 udgjorde 38%, udgør de i dag hele 73%, og det vel at mærke uden, at der er sket større ændringer hos de andre fiskearter.

Der er tilsyneladende et stærkt henfald i aborrers første leveår, bl.a. kan den talrige årgang fra 1992 ikke spores i undersøgelsen i 1996. Det er almindeligt, at der er et stort henfald hos aborre i det første leveår. Såfremt henfaldet er så markant, må årgangen fra 1995 have været ekstrem stor, eller også har der været optimale fødeforhold for aborrengæl, eller prædationstrykket var ualmindeligt lavt. Da der ikke er forhold, der tyder på større forskelle i rovfiskebestanden siden 1992 og de mellemliggende år, må 1995 antages at have været et ualmindeligt godt år for opvækst af aborrengæl i Bryrup Langsø.



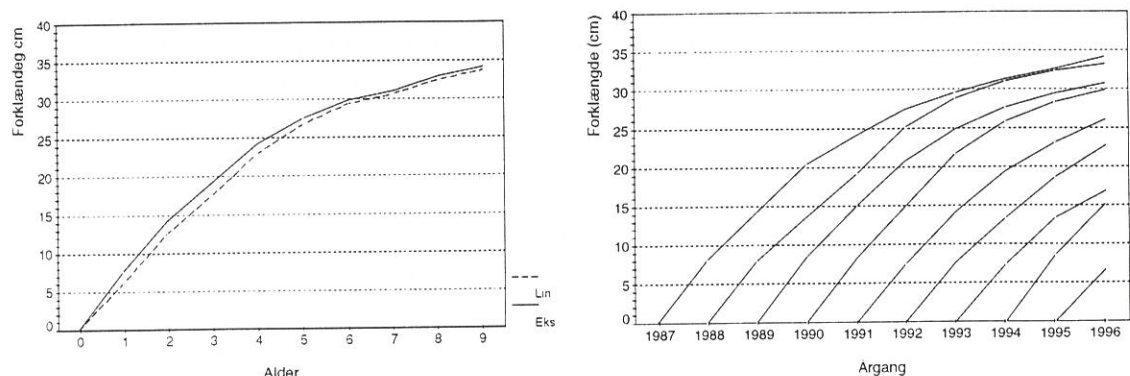
Figur 19. Længde-vægt forhold og aldersafhængig konditionsfaktor med maksimums- og minimumsværdier for aborre i Bryrup Langsø, 1996. Regressionsparametre til længde-vægt forholdet findes i bilag F.

Konditionen øges med alderen frem til det femte leveår, figur 19, hvor aborren har nået en længde på ca. 27 cm. Herefter er konditionen stabil. Den gennemsnitlige kondition for aborre er beregnet til 1,6, hvilket er ca. 10% bedre end i 1992, hvor den var 1,5.

Konditionen er, sammenlignet med aborrebestande generelt, god, og specielt de store aborre var da også overordentligt velnærede. Det skal her understreges, at konditionsfaktoren kun er vejledende om fiskens trivsel, idet fiskens vægt kan variere flere procent inden for kort tid afhængig af bl.a. fiskens fødeoptagelse.

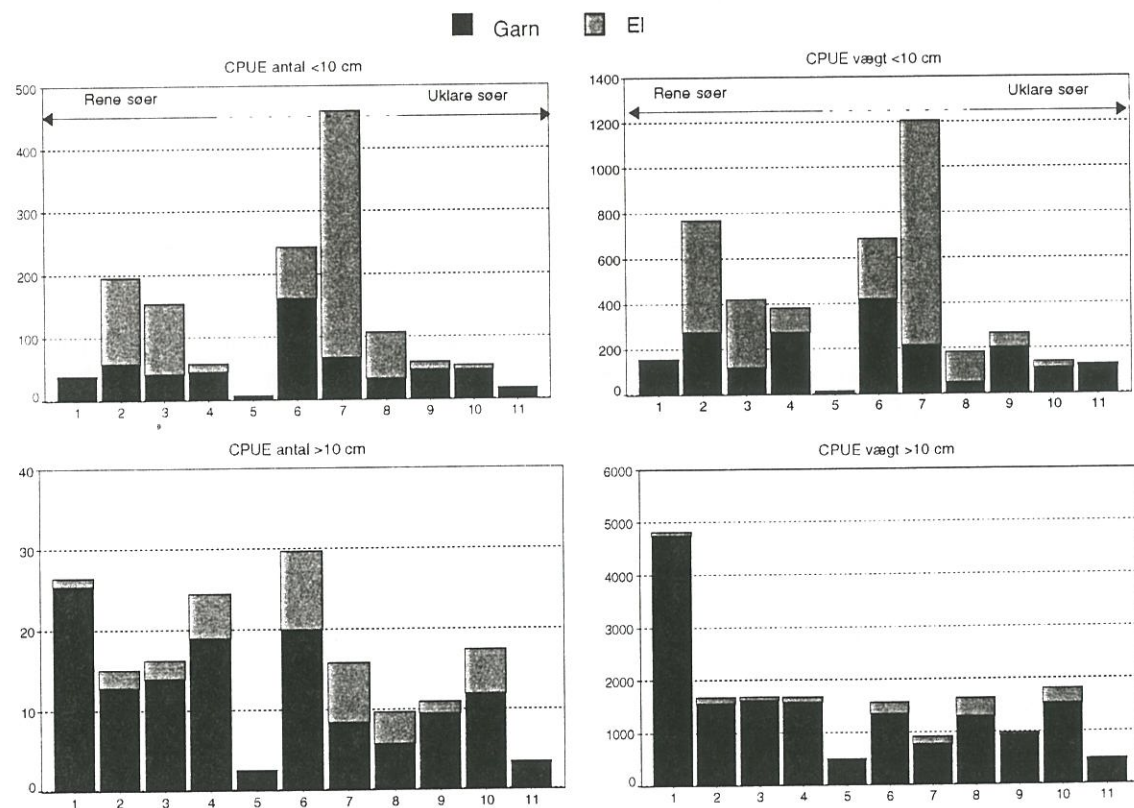
Den gennemsnitlige vækstkurve samt væksten beregnet for de repræsenterede årgange er illustreret i figur 20. Efter de to første vækstår begynder vækstraten at aftage lidt, antageligt i takt med at fiskene bliver kønsmodne.

Der er mindre forskelle i væksten for de repræsenterede årgange. Specielt er der tendens til, at væksten det første år er blevet mindre med årene, jf. bilag I og J. Det kan have sammenhæng med, at yngelrekrutteringen tilsvarende er øget, hvorved fødekongurrencen mellem aborrengæl er øget.



Figur 20. Gennemsnitlig tilbageberegnet længde til en given alder og årgang af aborre i Bryrup Langsø 1996. Den tilbageberegnete længde til en given alder er vist ved dels beregning efter den lineære metode (Lin) dels efter den eksponentielle metode (Eks).

Tætheden af småaborre i bredzonen er som før nævnt markant større end i 1992, men er ikke ualmindelig, figur 21. Tætheden af den samlede bestand af småaborre er dog relativ stor sammenlignet med andre søer, hvilket sikkert kan tilskrives den ret store pulje af etårige fisk, hvilket tillige betyder, at også biomassen af småaborre er stor.



Figur 21. CPUE-værdier for aborre fanget i garn og ved elektrofiskeri i Bryrup Langsø 1996 (6) og 1992 (8) samt ved 9 fiskeundersøgelser i 8 andre søer, jf. tabel 3.

For de større aborres vedkommende er tætheden ret stor set i forhold til andre søer og næringsstofniveauet. Biomassen af aborre er derimod af en størrelsesorden, der svarer meget godt til søens næringsstofniveau.

Aborre har flere betydende roller i Bryrup Langsø. Den talrige forekomst af yngel er utvivlsomt en grund til en intensiv, men kortvarig regulering af zooplanktonet, hvilket medvirker til, at søen i perioder om sommeren har en dårlig sigtgybde.

Herefter overgår aborrens fødevalg til smådyr og påvirker derfor ikke sigtgybden i samme betydning. Tværtimod er det store antal af étårige aborre sikkert den egentlige årsag til, at rekrutteringen af årets skalle yngel er stærkt reduceret. Den store mængde af aborre påvirker angiveligt også smådyrsfaunaen i betydelig grad. Det kan betyde, at der opstår fødekongurrence aborre imellem, hvorved det markante henvælt efter de første leveår opstår.

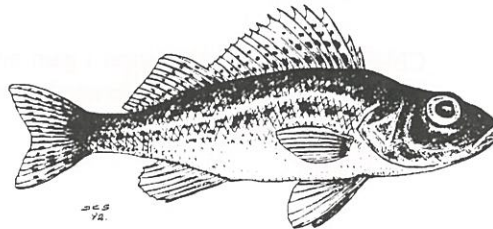
Når aborren senere bliver udpræget rovfisk er den den vigtigste regulator af skidtfiskene i søen. Såfremt fødegrundlaget er tilstrækkeligt til at dække behovet for den store mængde aborre yngel samt de mange étårige aborre, kan det i de kommende år forventes, at aborrens rolle som rovfisk øges betragteligt, hvilket vil gavne søen miljøtilstand.

Den fremtidige miljøtilstanden i Bryrup Langsø er således yderst afhængig af aborrebestandens størrelse og struktur. Det er også i overensstemmelse med, at det er typisk for dybe renvandede søer, at det er aborre, der er den regulerende faktor af skidtfiskebestanden.

3.4.8 Hork (*Acarina cernua*)

Hork er en udpræget bundfisk, der i vore søer lever både i bredzonen og på barbund. Her ernærer den sig af dansemyggelarver og andre bundinvertebrater, mens ynglens diæt fortrinsvis er zooplankton.

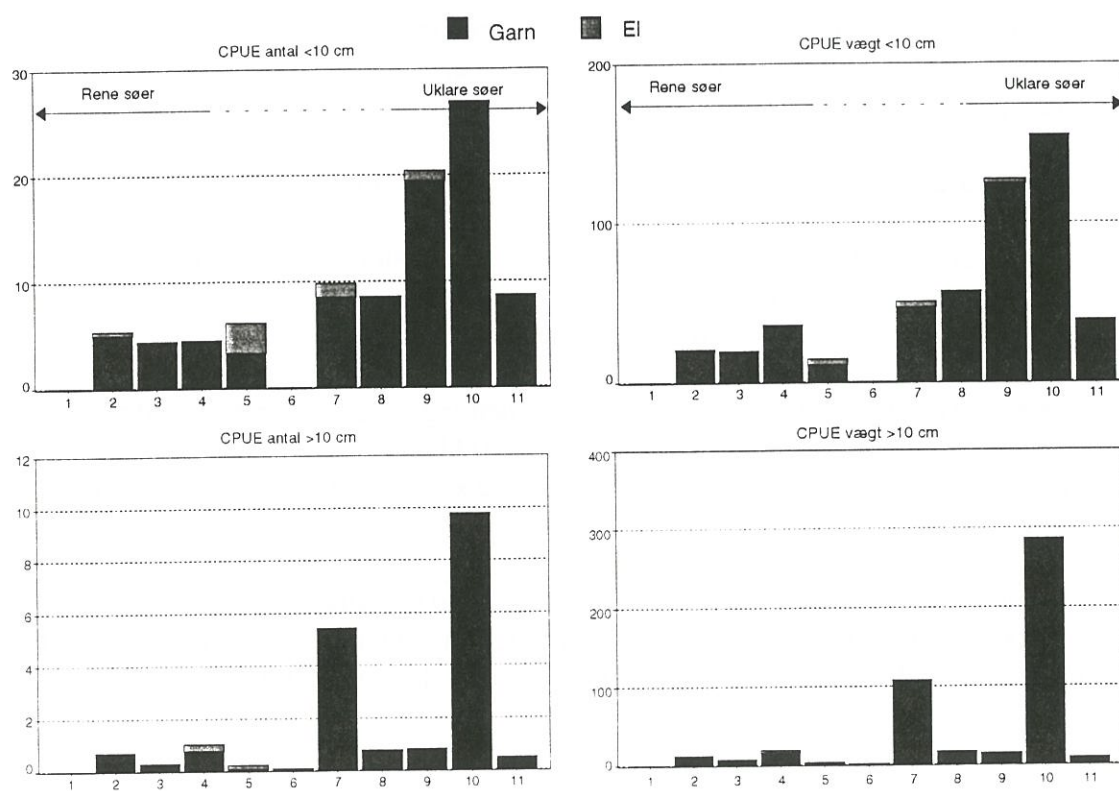
Selv kan hork spille en væsentlig rolle som byttefisk for især knude, aborre, sandart og bredhovedet ål samtidig med, at den er næringskonkurrent til spidssnudet ål.



Fangsten af hork er begrænset til fire individer alle under 10 cm, og alle er de fanget i garn sat i søens vestlige hjørne. I forhold til de foregående undersøgelser er fangsten af hork faldet drastisk. Således blev der i 1988 og 1992 fanget henholdsvis 520 og 282 hork.

Sammenlignet med bestande i andre tilsvarende søer hører bestanden i Bryrup Langsø i dag da også til blandt de mindste, figur 22. Det positive aspekt heri er, at denne type søer med lavt næringsstofindhold generelt har meget små horkbestande. Endvidere er det sandsynligt, at den større forekomst af spidssnudet ål, der er en næringskonkurrent til hork, kan have været en medvirkende årsag til tilbagegangen i horkbestanden.

Allerede i 1992 blev det observeret, at rekrutteringen af yngel var ekstrem dårlig, hvilket tilsyneladende har været tilfældet frem til i dag. Udviklingen i horkbestanden er således i overensstemmelse med, at miljøtilstanden er under forbedring, og hork spiller i dag ikke nogen rolle af betydning for denne.



Figur 22. CPUE-værdier for hork fanget i garn og ved elektrofiskeri for 11 fiskeundersøgelser i 8 forskellige søer, jf. tabel 3. Undersøgelserne i Bryrup Langsø 1996 og 1992 er repræsenteret henholdsvis ved nummer 6 og nummer 8.

4 Samlet vurdering

4.1 Fiskebestandens karakter

Det er sandsynligvis primært søernes morfometri og næringsstofniveau, der er bestemmende for fiskebestandens karakter. De dybe søer er oftest domineret af aborre i de reneste og af sandart i de mere næringsrige søer. Dominans af gedde er kun fundet i lavvandede søer, både i moderat næringsrige og meget næringsrige søer.

Med de udeblevne registreringer af sandart samt den voksende aborrebestand er fiskebestanden i Bryrup Langsø således karakteristisk for de dybe renere søer, hvor aborre er den dominerende rovfisk. Kendetegnet for en eutrof sø er dog fortsat både tæthed og biomasse af den dominerende karpefisk, skalle, om end skallebestandens struktur og størrelse tilsyneladende er under forandring.

4.2 Fiskebestandens miljømæssige betydning

Fiskeundersøgelser i søer giver ikke alene information om fiskebestandens sammensætning og struktur, men kan også relateres til fiskenes interaktioner med andre trofiske niveauer. På den måde kan fiskeundersøgelser medvirke til at give et indblik i fiskenes effekt på det øvrige økologiske system.

Hvor rovfiskenes størrelselektive prædation er afgørende for fredfiskenes sammensætning og struktur, er fredfiskebestandens tæthed, artssammensætning og struktur ofte af afgørende betydning for søens øvrige dyre- og planteliv.

4.2.1 Zooplankton-fisk

Der er ofte en klar sammenhæng mellem næringsstofniveau, primærproduktion, zooplankton, sigtddybde, zooplanktivore fisk og rovfisk. Zooplankton er reguleret "fra neden" og "fra oven". "Fra neden" er det mængden og tilgængeligheden af primærproduktionen, især fytoplankton, der igen er styret af mængden af næringsstoffer. I de fleste søer kan primærproduktionen relateres til mængden af tilgængeligt fosfor. "Fra oven" er zooplankton styret dels af prædation fra zooplanktivore fisk, de såkaldte fredfisk, dels fra rovzooplankton.

Med stigende næringsstofbelastning øges primærproduktionen og dermed fytoplanktonbiomassen og som følge heraf også zooplanktonbiomassen og dermed også antallet af zooplanktivore fisk. Det større antal zooplanktivore fisk kan have stor indvirkning på zooplanktonets sammensætning og biomasse og dermed på zooplanktonets kapacitet til at græsse på fytoplanktonet. Fiskene æder først og fremmest de større former af calanoide vandlopper og dafnier, som er de effektive græssere af fytoplankton. Et fald i biomassen af disse zooplanktongrupper først på sommeren er typisk sammenfaldende med fremkomsten

af fiskeyngel, og det reducerede græsningstryk medfører en forøgelse af fytoplanktonbiomassen og dermed en forringelse af sigtddybden.

Såfremt rovfiskebestandens størrelse og struktur ikke er af en sådan karakter, at den ret hurtigt formår at reducere mængden af den zooplanktivore fiskeyngel efter dennes fremkomst, vil sigtddybden forsat være dårlig. Det betyder, at rovfiskenes levevilkår forringes, og at undervandsvegetationen med tiden skygges bort. Dermed er der opstået en uheldig cyclus, hvor de zooplanktivore fisk vil være den styrende faktor af søen miljøtilstand.

Miljøtilstanden i Bryrup Langsø har været præget af en eutrofiering op gennem årene, og tydeligvis har rovfiskene på et tidspunkt mistet kontrollen over de zooplanktivore fisk med en forringelse af miljøtilstanden til følge. I de senere år, hvor fosforkoncentrationen i søen er reduceret, er der sket en mindre ændring af sigtddybden. Således er sigtddybden øget med næsten 0,5 m i forhold til undersøgelsen i 1992, hvilket dog ikke er en markant forbedring i forhold til nogle af de mellemliggende år siden undersøgelsen i 1988.

Mængden af fytoplankton varierer således en del antageligt dels som følge af tilgængeligheden af næringsstoffer og dels af græsningstrykket. Græsningstrykket følger primært skallebestandens størrelse og struktur, periodevist også forekomsten af aborrengel. Det kan derfor undre, at sigtddybden er større i 1996 end i 1992, hvor tætheden af skalle og små zooplanktivore aborrengel var markant mindre. Den større sigtddybde må derfor antages at skyldes det lavere næringsstofniveau i 1996, hvilket også understøttes af en lavere klorofylla koncentration i 1996. Havde det derfor ikke været for den store biomasse af skalle, havde sigtddybden været markant større.

4.2.2 Bundfauna-fisk

Fiskearter som brasen, hork og spidssnudet ål, små aborre og sandart, der primært ernærer sig af bundfaunaen, er i vid udstrækning afhængig af dette fødegrundlag. Det er klart, at både intraspecifik konkurrence (konkurrence mellem individer af samme art) og interspecifik konkurrence (konkurrence mellem individer af forskellige arter) om dette fødegrundlag hører til de mest bestemmende faktorer for disse arters forekomst, sammensætning og bestandsstruktur.

I Bryrup Langsø er konkurrencen om smådyrsfaunaen formentligt mest af intraspecifik karakter, hvor mindre bentivore aborre konkurrerer om dette fødeemne. Den ualmindelige tætte bestand af bentivore aborre kan selvklart også foranlede ernæringsproblemer for sandart, større skaller, mindre knuder, ål og hork. Det er derfor sandsynligt, at den store forekomst af bentivore aborre og ål er den direkte årsag til, at forekomsten af hork og sandart i dag er mindre, idet de er udkonkurreret på fødegrundlaget.

Det store henfald af aborre i de første leveår kan sandsynligvis også tilskrives en udpræget fødekonkurrence om bundfaunaen og prædation fra større aborre. Udbredelse og størrelse af bundfauna er således en regulerende faktor for rekrutteringen af rovlevende aborre i Bryrup Langsø.

Store skaller ernærer sig, når muligheden foreligger, af bundfaunaen; men hvor den er i konkurrence med andre bentivore fiskearter betyder det ofte en akkumulering i størrelses-

fordelingen af store skaller, som det ses i Bryrup Langsø. Store skaller vil i sådanne tilfælde i større udstrækning supplere kosten med zooplankton.

4.2.3 Byttefisk-rovfisk

Uanset rovfiskenes fødevalg som voksne begynder de som zooplanktivore fisk. Efter de nyklækkede larver har opbrugt blommesækken, ernærer de sig af de mindste grupper af zooplankton som eksempelvis hjuldyr. Men hos både gedde, knude, sandart og aborre ændres fødevalget hurtigt. Allerede ved en længde af ca. 3 cm er gedden en udpræget rovfisk, mens aborre og sandart skal være noget større for at få rovfiskenatur.

Hos rovfiskene er der lige som hos skallen en størrelsesfordeling i søen. De mindste individer jager tæt ved bredden i den inderste del af vegetationen, mens større individer opholder sig længere ude. Det hænger sammen med, at præferencen på størrelsen af byttefisk stiger med rovfiskenes størrelse.

Gedde, knude, aborre og i mindre grad ål udgør gruppen af rovfisk i Bryrup Langsø. Aborre tager først og fremmest mindre fisk i det åbne vand og umiddelbart uden for bredzonen. I bredzonen er det mindre knuder og geddeyngel, som står for størstedelen af konsumtionen af fredfisk. Store knuder og ål jager primært på barbund og store gedder på skrænter umiddelbart uden for bredzonen. Der er således et prædationstryk i samtlige fredfiskenes habiteter i Bryrup Langsø.

Aborren er den vigtigste af rovfiskene og må i kraft af bestandens størrelse stå for størstedelen af konsumtionen af småfisk. Især må det store antal af etårige aborre have stor betydning for rekrutteringen af skalleynge, der tilsyneladende ikke er stor i 1996. Men såvel knude som geddeyngel har også en vigtig funktion, idet de lever i bredzonen, hvor de consumerer en stor del af årets yngel.

4.3 Fremtidige perspektiver

Fredfiskebestandens størrelse og sammensætning er i alle søer afgørende for vandkvaliteten. Dette er i overensstemmelse med konklusionerne i Danmarks Miljøundersøgelsers rapport angående Vandmiljøplanens Overvågningsprogram af danske søer i 1992 (Windolf et al., 1993). Heri konkluderes, at fiskebestandens mængde og sammensætning i vid udstrækning afgør zooplanktonets muligheder for at kontrollere fytoplanktonet og dermed dens evne til at forbedre vandets klarhed. Endvidere konkluderes, at zooplanktonet kun kan påføre et højt græsningstryk på planteplanktonet, såfremt antallet af zooplanktivore fisk er mindre end 40-50 pr. garn, hvilket er en typisk situation i søer med lavt næringsstofniveau.

I Bryrup Langsø er antallet af zooplanktivore fisk pr. net 63 ($CPUE_{\text{antal}}$), herunder medtaget store skaller, men ikke aborreyngel. Denne tæthed af zooplanktivore fisk medfører ifølge ovennævnte konklusion, at zooplanktonet ikke kan påføre et tilstrækkeligt græsningstryk på fytoplanktonet, og dermed er det fiskene, der styrer græsningstrykket i Bryrup Langsø.

Men antages det, at store skaller kun lejlighedsvis er zooplanktivore, eller at de på sigt forsvinder, falder $CPUE_{\text{antal}}$ til godt 40, hvorved billedet vender. Fortsætter endvidere den

tendens i udviklingen af aborrebestandens struktur, som fremgår af denne undersøgelse, kan der i de kommende år forventes større tæthed af store rovlevende aborre. Puljen af etårige fisk vil allerede i 1997, for størstedelens vedkommende, være udprægede rovfisk og bevirke et markant større prædationstryk på skalleynglen. Hermed vil $CPUE_{antal}$ yderligere blive mindre, og det vil i så fald være zooplanktonet, der regulerer fytoplanktonet frem for fiskene, der regulerer zooplanktonet.

Efter alt at dømme, er der således gode chancer for, at vandkvaliteten i Bryrup Langsø på kort sigt vil kunne forbedres og blive mere stabil. Det er dog en forudsætning, at søen ikke tilføres næringsstoffer, specielt fosfor, idet økosystemet i søen er meget påvirkelig over for selv små ændringer med hensyn til interaktioner mellem de forskellige trofiske niveauer.

På grundlag af denne undersøgelse skønnes der ikke at være grund til kunstigt at foretage indgreb i fiskebestanden for at forcere den udvikling, som allerede foregår i fiskebestanden i Bryrup Langsø. Men såfremt vandkvaliteten inden for en kort årrække ikke forbedres i takt med, at de etårige aborre bliver udprægede rovfisk, og de store skaller naturligt forsvinder, må et indgreb i fiskebestanden tages op til ny vurdering. Ikke mindst fordi Bryrup Langsø har et potentiale til en væsentligt bedre vandkvalitet.

5 Konklusion

Bryrup Langsø er en relativ dyb sø med periodevis lagdeling af vandmasserne og med en begrænset bredzone uden nævneværdig bundvegetation. Søen er næringsrig og om sommeren med periodevis uklart vand. I de senere år er fosforkoncentrationen i søen faldet, og tilførelsen af næringsstoffer til søen reduceret; men den interne belastning er fortsat relativt stor. Fiskebestandens størrelse, sammensætning og struktur er i vid udstrækning i overensstemmelse hermed og er karakteristisk for eutrofe dybe søer ved, at

- artsdiversiteten er gennemsnitlig
- bestanden af fredfisk er domineret af skalle
- tæthed og biomasse af skalle er uhensigtsmæssig stor
- brasen forekommer kun fåtalligt eller er helt fraværende
- fredfiskebestanden er i udvikling mod en mere hensigtsmæssig struktur
- i perioder forekommer en stor tæthed af zooplanktivore fisk
- de zooplanktivore fisk har i perioder en negativ effekt på vandkvaliteten
- bestanden af rovfisk består primært af aborre
- étårige aborre har en markant regulerende effekt af skalleyngel
- forekomsten af bunddyr er regulerende for rekrutteringen af rovaborre
- sammensætning og struktur af rovfiskebestanden er typisk for dybe næringsrige søer
- rovfiskebestanden kan ikke fuldt ud regulere bestanden af zooplanktivore fisk.

Fiskefaunaen i Bryrup Langsø er i bredzonen hovedsageligt sammensat af mindre zooplanktivore fisk, især småskaller. Geddeyngel og knude er her den dominerende rovfisk. På barbunden findes ål og hork og store skaller samt store knuder og aborre, der begge er rovfisk. I de frie vandmasser domineres fiskefaunaen af skaller og aborre i alle størrelser, når vandet er uklart, ellers formodes småfiskene primært at opholde sig i skjul nærmest søbredden.

Søtypen taget i betragtning, er forekomsten af zooplanktivore fisk lidt for stor til, at vandkvaliteten kan kontrolleres gennem rovfiskene. Det betyder, at fytoplanktonbiomassen, specielt i perioden med klækningen og opvækst af fiskeyngel, bliver forholdsvis stor som følge af et reduceret græsningstryk. Herved forringes sigtddybden i en periode frem til aborrenglen skifter til en kost hovedsageligt bestående af bunddyr.

Forholdet mellem skalle- og aborrebestanden samt næringsstofniveauet synes at være afgørende for søens miljøtilstand. Næringsstofniveauet er i nogen grad afhængig af den eksterne belastning og især af den interne belastning. I fravær af brasen er den interne belastning mindre betydningsfuld, end det er tilfældet i søer, hvor denne fisk forekommer talrigt.

Med den nuværende næringsstofbelastning afhænger miljøtilstanden i søen primært af udviklingen i fredfiske- og rovfiskebestanden, som til dels også er indbyrdes afhængige. Størrelse og struktur hos skalle og aborre, der er den dominerende art inden for hver af ovennævnte fiskegrupper, tyder på, at der pågår en positiv udvikling, hvilket afspejles i, at afstanden mellem indeks for henholdsvis skidt fisk og rovfisk bliver mindre. Hertil kommer, at étårige aborre i 1996 har en kraftig regulerende effekt af årets skalleyngel. Det betyder, at der på kort sigt kan forventes en fiskebestand i Bryrup Langsø, der vil være kon-

trolleret af rovfisk, som det er kendetegnende for rene søer. Med den udvikling i fiskebestanden, som kan spores i de sidste tre fiskeundersøgelser, kan der i løbet af en kort årrække forventes en forbedring af miljøtilstanden i Bryrup Langsø uden, at det er nødvendigt med indgreb i fiskebestanden. Det gælder dog kun under forudsætning af, at der ikke sker forøgelse af næringsstofniveauet. Endnu har søen karakter af at være en overgangssø, der ligger mellem den rene klarvandede sø og den meget sommeruklare sø. Den er derfor endnu meget følsom over for selv små ændringer i næringsstofniveau og udsving i fiskebestanden.

6 Referencer

- Bagenal, T.B & F.W. Tesch 1978. Age and growth. 101-136 in Methods for assesment of fish production in fresh waters. Ed. Bagenal, T. 2nd. Ed., Balckwell Scientific Pupli-cations, Oxford.
- Berg, Søren. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Silkeborg.
- Berg, S., E. Jeppesen, M. Søndergaard & E. Mortensen 1994. Environmental effects of introducing whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.) in Lake Ring. *Hydrobiologia* 275/276: 71-79.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T. Heggberget, G. Rasmussen, G. & S.J Saltveit 1989. Elec-trofishing-theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Frazer, C. Mcl. 1916. Growth of the spring salmon. *Trans. Pacif. Fish. Soc. Seattle* 1915: 29-39
- Grimm, M.P 1989. Northen Pike *Esox lucius* L. and aquatic vegetation, tools in the ma-nagement of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiol. Bull.* 23, 59-65.
- Grimm, M.P. & J.J.G.M. Back 1990. The restoration of shallow eutrophic lakes and the role of northern Pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia* 200/201: 557-566.
- Guy, C.S & D.W. Willis 1991. Seasonal Variation in Catch Rate and Body Condition for Four Fish Species in a South Dakota Natural Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, Vol. 6 No. 3.
- Hvidt, C.B. & I.G. Christensen 1990. Træk af nordsøsnæblens (*Coregonus oxyrhynchus* L.) biologi i Vidå-systemet. Specialrapport ved Aarhus Universitet, Zoologisk labo-ratorium.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, H. Rossen 1989. Restaurering af søer ved indgreb i fiskebe-standen. Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser.
- Larsen, K. 1969. Fiskene i søerne. Danmarks Natur, bind 5.
- Lee, R.M 1920. The methods of age and growth determination. *Fishery Investigations*, series II, IV (2).
- Miljøstyrelsen 1990. Fiskeundersøgelser i søer. Miljøministeriet Danmarks Miljøunder-søgelser 1990. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.
- Muus, B.J. & P. Dahlstrøm 1990. Fersvandsfisk. Gads Forlag, 2. udgave.

- Nordjyllands Amt 1996. Rådata fra fiskeundersøgelse i Madum Sø 1996, Nordjyllands Amt.
- Ricker, W.E 1975 Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada.
- Ringkjøbing Amtskommune 1994. Fiskebestanden i Sunds Sø 1993. Rapport udarbejdet af Bio/consult as.
- Sønderjyllands Amt 1989. Fiskebestanden i Nordborg Sø 1989. Rapport udarbejdet af Bio/consult as.
- Viborg Amt 1995. Fiskefaunaen i Nors Sø. Status 1995 og udvikling 1991-1995. Viborg Amt. Notat udarbejdet af Bio/consult as.
- Viborg Amt 1996. Rådata fra fiskeundersøgelse i Nors Sø 1996. Viborg Amt. Preliminær rapport udarbejdet af Bio/consult as.
- Weatherley, A.H. & S.C. Rogers 1978. Some aspect of age and growth. - I Ecology of freshwater fish production. Ed. Gerking, S.D. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 52-74.
- Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergård, M., Jensen, J.P., Sortkjær, L. 1993. Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 90.
- Århus Amt 1989. Fisk i Bryrup Langsø 1988. Teknisk rapport, miljøkontoret.
- Århus Amt 1993. Bryrup Langsø 1992. Teknisk rapport, miljøkontoret.
- Århus Amt 1993. Ørn Sø 1994. Teknisk rapport, miljøkontoret.
- Århus Amt 1992. Ravn Sø 1991. Teknisk rapport, miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt 1993. Fisk i Ravn Sø 1992. Århus Amt, Natur og Miljø. Rapport udarbejdet af Bio/consult as
- Århus Amt 1994. Fiskeundersøgelse i Mossø 1993. Århus Amt, Natur og Miljø. Rapport udarbejdet af Bio/consult as
- Århus Amt 1996. Fisk i Skanderborg Sø 1995. Århus Amt, Natur og Miljø. Rapport udarbejdet af Bio/consult as
- Århus Amt 1996. Rådata fra vandkemi i Bryrup Langsø 1996. Århus Amt, Natur og Miljø.

7 Bilag

Bilag A

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypernes betegnelse.

Bilag B

Antal og vægt pr. sektion.

Bilag C

Procentuelle fordeling i antal og vægt pr. sektion.

Bilag D

CPUE-værdier pr. sektion.

Bilag E

Gennemsnitlig beregnet biomasse pr. sektion.

Omregningsfaktorer til beregning af biomasse.

Bilag F

Gennemsnitlig længde, vægt og kondition.

Regressionsparametre for længde-vægt forhold.

Bilag G

Regressionsparametre for det lineære skæl-længde forhold.

Bilag H

Regressionsparametre for det eksponentielle længde-skæl forhold.

Bilag I

Længde, vægt og kondition i hver aldersgruppe samt tilbageberegnet vækst efter den lineære metode.

Bilag J

Længde, vægt og kondition i hver aldersgruppe samt tilbageberegnet vækst efter den eksponentielle metode.

Bilag A

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypernes betegnelse.

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypernes betegnelse

								Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)
								<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm	Total	Total
1	960819	1	El	0	zone-1	parallel	Gedde	0	0	3	78	3	78
							Skalle	13	76	0	0	13	76
							Al	0	0	21	3370	21	3370
							Knude	0	0	3	308	3	308
							Aborre	97	394	9	130	106	524
Total								110	470	36	3886	146	4356
2	960819	1	Gam	bentisk	zone-1	vinkelret	Skalle	100	816	17	2746	117	3562
							Rudskalle	3	12	0	0	3	12
							Aborre	164	561	31	858	195	1419
							Total						
3	960819	1	Gam	bentisk	zone-1	parallel	Skalle	50	424	12	2236	62	2660
							Aborre	166	550	14	300	180	850
							Total						
4	960819	1	Gam	bentisk	zone-3	vinkelret	Gedde	0	0	1	324	1	324
							Skalle	7	96	5	1692	12	1788
							Aborre	0	0	16	2832	16	2832
							Total						
5	960819	1	Gam	pelagisk	zone-3	vinkelret	Gedde	0	0	1	375	1	375
							Skalle	31	268	8	3862	39	4130
							Aborre	85	312	22	1964	107	2276
							Total						
6	960819	1	Gam	flydende	zone-3	vinkelret	Skalle	48	446	5	1540	53	1986
							Aborre	91	346	12	1008	103	1354
							Total						
7	960819	2	El	0	zone-1	parallel	Gedde	0	0	10	896	10	896
							Skalle	81	132	1	44	82	176
							Rudskalle	4	26	0	0	4	26
							Al	0	0	10	1320	10	1320
							Knude	0	0	1	100	1	100
							Aborre	141	458	11	180	152	638
							Total						
8	960819	2	Gam	bentisk	zone-1	vinkelret	Gedde	0	0	1	350	1	350
							Skalle	10	172	22	4963	32	5135
							Aborre	347	1056	85	6326	432	7382
							Hork	0	0	1	22	1	22
Total								357	1228	109	11661	466	12889
9	960819	2	Gam	bentisk	zone-1	parallel	Gedde	0	0	1	1322	1	1322
							Skalle	160	1506	35	4640	195	6146
							Aborre	488	1218	38	794	526	2012
							Total						
10	960819	2	Gam	bentisk	zone-3	vinkelret	Skalle	0	0	8	4254	8	4254
							Aborre	0	0	5	2142	5	2142
							Total						
11	960819	2	Gam	pelagisk	zone-3	vinkelret	Skalle	0	0	1	404	1	404
							Aborre	5	8	3	342	8	350
							Total						
12	960819	2	Gam	flydende	zone-3	vinkelret	Regnbueørred	0	0	1	218	1	218
							Skalle	42	362	5	2016	47	2378
							Aborre	2	5	19	496	21	501
							Total						

Bilag A

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypenes betegnelse.

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypenes betegnelse

								Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)
								<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm	Total	Total
13	960820	3	El	0	zone-1	0	Skalle	8	66	3	60	11	126
							Knude	0	0	1	61	1	61
							Aborre	59	227	9	266	68	493
							Total	67	293	13	387	80	680
14	960820	3	Gam	bentisk	zone-1	vinkelret	Skalle	99	822	7	3350	106	4172
							Aborre	70	316	26	1390	96	1706
							Total	169	1138	33	4740	202	5878
15	960820	3	Gam	bentisk	zone-1	parallel	Skalle	123	1050	25	9166	148	10216
							Aborre	250	758	58	2604	308	3362
							Total	373	1808	83	11770	456	13578
16	960820	3	Gam	bentisk	zone-3	vinkelret	Skalle	0	0	4	1772	4	1772
							Aborre	0	0	8	3274	8	3274
							Total	0	0	12	5046	12	5046
17	960820	3	Gam	pelagisk	zone-3	vinkelret	Skalle	6	64	6	310	12	374
							Aborre	527	1176	13	14	540	1190
							Total	533	1240	19	324	552	1564
18	960820	3	Gam	flydende	zone-3	vinkelret	Skalle	24	230	4	638	28	868
							Aborre	191	475	7	168	198	643
							Total	215	705	11	806	226	1511
19	960820	4	El	0	zone-1	0	Gedde	0	0	6	2331	6	2331
							Skalle	41	286	4	246	45	532
							Al	0	0	2	219	2	219
							Aborre	89	259	11	283	100	542
							Total	130	545	23	3079	153	3624
20	960820	4	Gam	bentisk	zone-1	vinkelret	Skalle	35	316	17	5296	52	5612
							Aborre	0	0	11	1866	11	1866
							Total	35	316	28	7162	63	7478
21	960820	4	Gam	bentisk	zone-1	parallel	Skalle	72	654	26	5258	98	5912
							Aborre	116	475	43	1422	159	1897
							Total	188	1129	69	6680	257	7809
22	960820	4	Gam	bentisk	zone-3	vinkelret	Skalle	0	0	12	6150	12	6150
							Aborre	0	0	5	520	5	520
							Total	0	0	17	6670	17	6670
23	960820	4	Gam	pelagisk	zone-3	vinkelret	Skalle	1	7	12	5556	13	5563
							Aborre	118	318	4	1048	122	1366
							Total	119	325	16	6604	135	6929
24	960820	4	Gam	flydende	zone-3	vinkelret	Skalle	21	176	6	2348	27	2524
							Aborre	68	248	8	170	76	418
							Total	89	424	14	2518	103	2942

Bilag A

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypernes betegnelse.

Antal og vægt pr. redskab samt redskabstypernes betegnelse

								Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	
								<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm	Total	Total	
25	960821	5	El	0	zone-1	0	Gedde	0	0	3	533	3	533	
							Skalle	6	42	2	29	8	71	
							Al	0	0	3	301	3	301	
							Aborre	50	145	4	73	54	218	
							Total	56	187	12	936	68	1123	
26	960821	5	Gam	bentisk	zone-1	vinkelret	Skalle	36	326	10	2982	46	3308	
							Aborre	233	544	8	226	241	770	
							Total	269	870	18	3208	287	4078	
27	960821	5	Gam	bentisk	zone-1	parallel	Skalle	80	736	51	10230	131	10966	
							Rudskalle	1	6	1	476	2	482	
							Aborre	62	178	18	542	80	720	
							Total	143	920	70	11248	213	12168	
28	960821	5	Gam	bentisk	zone-3	vinkelret	Skalle	13	118	21	11334	34	11452	
							Aborre	77	200	17	1182	94	1382	
							Total	90	318	38	12516	128	12834	
29	960821	5	Gam	pelagisk	zone-3	vinkelret	Skalle	17	174	26	12098	43	12272	
							Aborre	82	238	22	2140	104	2378	
							Total	99	412	48	14238	147	14650	
30	960821	5	Gam	flydende	zone-3	vinkelret	Skalle	100	946	25	11436	125	12382	
							Aborre	98	286	10	730	108	1016	
							Hork	0	0	1	13	1	13	
							Total	198	1232	36	12179	234	13411	
31	960822	6	El	0	zone-1	0	Gedde	0	0	3	433	3	433	
							Skalle	26	53	0	0	26	53	
							Al	0	0	9	1684	9	1684	
							Knude	0	0	2	500	2	500	
							Aborre	51	111	15	357	66	468	
32	960822	6	Gam	bentisk	zone-1	vinkelret	Total	77	164	29	2974	106	3138	
							Gedde	0	0	1	1980	1	1980	
							Skalle	95	932	34	8826	129	9758	
							Aborre	191	530	13	406	204	936	
							Hork	1	3	0	0	1	3	
33	960822	6	Gam	bentisk	zone-1	parallel	Total	287	1465	48	11212	335	12677	
							Skalle	51	1000	17	6900	68	7900	
							Aborre	683	1156	6	552	689	1708	
34	960822	6	Gam	bentisk	zone-3	vinkelret	Total	734	2156	23	7452	757	9608	
							Gedde	0	0	1	292	1	292	
							Skalle	85	826	36	13540	121	14366	
							Aborre	190	475	8	160	198	635	
35	960822	6	Gam	pelagisk	zone-3	vinkelret	Total	275	1301	45	13992	320	15293	
							Skalle	19	180	34	9904	53	10084	
							Aborre	302	660	62	5094	364	5754	
							Hork	0	0	1	14	1	14	
36	960822	6	Gam	flydende	zone-3	vinkelret	Total	321	840	97	15012	418	15852	
							Skalle	64	558	17	7776	81	8334	
							Aborre	241	492	5	88	246	580	
								Total	305	1050	22	7864	327	8914

Bilag B

Antal og vægt pr. sektion.

Antal og vægt pr. sektion

		Gam				Ei				I alt	
		Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	Antal	Vægt (g)	antal	vægt (g)
		<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm	<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm		
1	Gedde	0	0	2	699	0	0	3	78	5	777
	Skalle	236	2050	47	12076	13	76	0	0	296	14202
	Rudskalle	3	12	0	0	0	0	0	0	3	12
	Al	0	0	0	0	0	0	21	3370	21	3370
	Knude	0	0	0	0	0	0	3	308	3	308
	Aborre	506	1769	95	6962	97	394	9	130	707	9255
	Total	745	3831	144	19737	110	470	36	3886	1035	27924
2	Regnbueørred	0	0	1	218	0	0	0	0	1	218
	Gedde	0	0	2	1672	0	0	10	896	12	2568
	Skalle	212	2040	71	16277	81	132	1	44	365	18493
	Rudskalle	0	0	0	0	4	26	0	0	4	26
	Al	0	0	0	0	0	0	10	1320	10	1320
	Knude	0	0	0	0	0	0	1	100	1	100
	Aborre	842	2287	150	10100	141	458	11	180	1144	13025
	Hork	0	0	1	22	0	0	0	0	1	22
	Total	1054	4327	225	28289	226	616	33	2540	1538	35772
3	Skalle	252	2166	46	15236	8	66	3	60	309	17528
	Knude	0	0	0	0	0	0	1	61	1	61
	Aborre	1038	2725	112	7450	59	227	9	266	1218	10668
	Total	1290	4891	158	22686	67	293	13	387	1528	28257
4	Gedde	0	0	0	0	0	0	6	2331	6	2331
	Skalle	129	1153	73	24608	41	286	4	246	247	26293
	Al	0	0	0	0	0	0	2	219	2	219
	Aborre	302	1041	71	5026	89	259	11	283	473	6609
	Total	431	2194	144	29634	130	545	23	3079	728	35452
5	Gedde	0	0	0	0	0	0	3	533	3	533
	Skalle	246	2300	133	48080	6	42	2	29	387	50451
	Rudskalle	1	6	1	476	0	0	0	0	2	482
	Al	0	0	0	0	0	0	3	301	3	301
	Aborre	552	1446	75	4820	50	145	4	73	681	6484
	Hork	0	0	1	13	0	0	0	0	1	13
	Total	799	3752	210	53389	56	187	12	936	1077	58264
6	Gedde	0	0	2	2272	0	0	3	433	5	2705
	Skalle	314	3496	138	46946	26	53	0	0	478	50495
	Al	0	0	0	0	0	0	9	1684	9	1684
	Knude	0	0	0	0	0	0	2	500	2	500
	Aborre	1607	3313	94	6300	51	111	15	357	1767	10081
	Hork	1	3	1	14	0	0	0	0	2	17
	Total	1922	6812	235	55532	77	164	29	2974	2263	65482

Bilag C

Procentuelle fordeling i antal og vægt pr. sektion.

Procentuelle fordeling i antal og vægt pr. sektion

		antal %	vægt %	antal %	vægt %		
		<10 cm	<10 cm	>10 cm	>10 cm		
1	Gedde	,00	,00	,40	,35	,06	,31
	Skalle	3,61	7,57	3,72	5,41	3,62	5,65
	Rudskalle	,04	,04	,00	,00	,04	,00
	Ål	,00	,00	1,66	1,51	,26	1,34
	Knude	,00	,00	,24	,14	,04	,12
	Aborre	8,73	7,70	8,24	3,18	8,65	3,69
2	Regnbueørred	,00	,00	,08	,10	,01	,09
	Gedde	,00	,00	,95	1,15	,15	1,02
	Skalle	4,24	7,73	5,71	7,32	4,47	7,36
	Rudskalle	,06	,09	,00	,00	,05	,01
	Ål	,00	,00	,79	,59	,12	,53
	Knude	,00	,00	,08	,04	,01	,04
	Aborre	14,23	9,78	12,76	4,61	14,00	5,19
	Hork	,00	,00	,08	,01	,01	,01
3	Skalle	3,76	7,95	3,88	6,86	3,78	6,98
	Knude	,00	,00	,08	,03	,01	,02
	Aborre	15,88	10,51	9,59	3,46	14,91	4,25
4	Gedde	,00	,00	,48	1,04	,07	,93
	Skalle	2,46	5,12	6,10	11,14	3,02	10,47
	Ål	,00	,00	,16	,10	,02	,09
	Aborre	5,66	4,63	6,50	2,38	5,79	2,63
5	Gedde	,00	,00	,24	,24	,04	,21
	Skalle	3,65	8,34	10,70	21,57	4,74	20,09
	Rudskalle	,01	,02	,08	,21	,02	,19
	Ål	,00	,00	,24	,13	,04	,12
	Aborre	8,72	5,67	6,26	2,19	8,34	2,58
	Hork	,00	,00	,08	,01	,01	,01
6	Gedde	,00	,00	,40	1,21	,06	1,08
	Skalle	4,92	12,64	10,94	21,05	5,85	20,11
	Ål	,00	,00	,71	,75	,11	,67
	Knude	,00	,00	,16	,22	,02	,20
	Aborre	24,00	12,19	8,64	2,98	21,63	4,01
	Hork	,01	,01	,08	,01	,02	,01
Total		100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Bilag D

CPUE-værdier pr. sektion.

CPUE-værdier pr. sektion

		Garn CPUE-værdier			
		N	Antal <10 cm	Antal >10 cm	Vægt <10 cm Vægt >10 cm
1	Gedde	5	,0	,1	0 23
	Skalle	5	7,9	1,6	68 403
	Rudskalle	5	,1	,0	0 0
	Aborre	5	16,9	3,2	59 232
	CPUE-sum	5	24,8	4,8	128 658
2	Regnbueørred	5	,0	,0	0 7
	Gedde	5	,0	,1	0 56
	Skalle	5	7,1	2,4	68 543
	Aborre	5	28,1	5,0	76 337
	Hork	5	,0	,0	0 1
	CPUE-sum	5	35,1	7,5	144 943
3	Skalle	5	8,4	1,5	72 508
	Aborre	5	34,6	3,7	91 248
	CPUE-sum	5	43,0	5,3	163 756
4	Skalle	5	4,3	2,4	38 820
	Aborre	5	10,1	2,4	35 168
	CPUE-sum	5	14,4	4,8	73 988
5	Skalle	5	8,2	4,4	77 1603
	Rudskalle	5	,0	,0	0 16
	Aborre	5	18,4	2,5	48 161
	Hork	5	,0	,0	0 0
	CPUE-sum	5	26,6	7,0	125 1780
6	Gedde	5	,0	,1	0 76
	Skalle	5	10,5	4,6	117 1565
	Aborre	5	53,6	3,1	110 210
	Hork	5	,0	,0	0 0
	CPUE-sum	5	64,1	7,8	227 1851

Bilag D

CPUE-værdier pr. sektion.

CPUE-værdier pr. sektion

		Elektrofiskeri CPUE-værdier				
		N	Antal <10 cm	Antal >10 cm	Vægt <10 cm	Vægt >10 cm
1	Gedde	1	,0	,5	0	13
	Skalle	1	2,2	,0	13	0
	Ål	1	,0	3,5	0	562
	Knude	1	,0	,5	0	51
	Aborre	1	16,2	1,5	66	22
	CPUE-sum	1	18,3	6,0	78	648
2	Gedde	1	,0	1,7	0	149
	Skalle	1	13,5	,2	22	7
	Rudskalle	1	,7	,0	4	0
	Ål	1	,0	1,7	0	220
	Knude	1	,0	,2	0	17
	Aborre	1	23,5	1,8	76	30
	CPUE-sum	1	37,7	5,5	103	423
3	Skalle	1	1,3	,5	11	10
	Knude	1	,0	,2	0	10
	Aborre	1	9,8	1,5	38	44
	CPUE-sum	1	11,2	2,2	49	65
4	Gedde	1	,0	1,0	0	389
	Skalle	1	6,8	,7	48	41
	Ål	1	,0	,3	0	37
	Aborre	1	14,8	1,8	43	47
	CPUE-sum	1	21,7	3,8	91	513
5	Gedde	1	,0	,5	0	89
	Skalle	1	1,0	,3	7	5
	Ål	1	,0	,5	0	50
	Aborre	1	8,3	,7	24	12
	CPUE-sum	1	9,3	2,0	31	156
6	Gedde	1	,0	,5	0	72
	Skalle	1	4,3	,0	9	0
	Ål	1	,0	1,5	0	281
	Knude	1	,0	,3	0	83
	Aborre	1	8,5	2,5	19	60
	CPUE-sum	1	12,8	4,8	27	496

Bilag E

Gennemsnitlig beregnet biomasse pr. sektion.
Omregningsfaktorer til beregning af biomasse.

Gennemsnitlig beregnet biomasse pr sektion

		Biomasse					
		<10 cm	>10 cm	>0 cm	<10 cm	>10cm	>0 cm
		g/m ²	g/m ²	g/m ²	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1	Gedde	,0	2,7	2,7	,0	26,9	26,9
	Skalle	2,2	8,1	10,3	22,1	80,7	102,8
	Rudskalle	,0	,0	,0	,1	,0	,1
	Ål	,0	,1	,1	,0	1,4	1,4
	Knude	,0	,0	,0	,0	,5	,5
	Aborre	5,2	7,4	12,6	52,1	73,6	125,7
	Total	7,4	18,3	25,7	74,4	183,0	257,4
2	Regnbueørred	,0	,3	,3	,0	2,9	2,9
	Gedde	,0	1,0	1,0	,0	10,3	10,3
	Skalle	1,4	8,4	9,8	14,0	83,8	97,8
	Rudskalle	,0	,0	,0	,0	,0	,0
	Ål	,0	,1	,1	,0	,5	,5
	Knude	,0	,0	,0	,0	,2	,2
	Aborre	2,3	5,0	7,4	23,5	50,2	73,7
	Hork	,0	,0	,0	,0	,1	,1
	Total	3,7	14,8	18,6	37,5	148,1	185,5
3	Skalle	1,3	4,8	6,1	12,9	47,8	60,7
	Knude	,0	,0	,0	,0	,1	,1
	Aborre	11,2	5,0	16,3	112,5	50,4	162,8
	Total	12,5	9,8	22,4	125,4	98,3	223,7
4	Gedde	,0	,1	,1	,0	1,4	1,4
	Skalle	,8	16,2	17,0	8,2	162,0	170,2
	Ål	,0	,0	,0	,0	,1	,1
	Aborre	4,0	2,8	6,8	40,1	28,0	68,1
	Total	4,8	19,1	24,0	48,3	191,5	239,8
5	Gedde	,0	,0	,0	,0	,3	,3
	Skalle	3,1	37,9	41,0	30,8	378,9	409,7
	Rudskalle	,0	,3	,3	,1	3,3	3,3
	Ål	,0	,0	,0	,0	,1	,1
	Aborre	5,2	5,1	10,3	51,8	51,3	103,1
	Hork	,0	,0	,0	,0	,4	,4
	Total	8,3	43,4	51,7	82,7	434,2	516,9
6	Gedde	,0	2,3	2,3	,0	23,1	23,1
	Skalle	4,1	34,5	38,6	40,9	345,2	386,1
	Ål	,0	,1	,1	,0	,7	,7
	Knude	,0	,1	,1	,0	,8	,8
	Aborre	11,6	6,8	18,4	116,4	68,0	184,4
	Hork	,0	,0	,0	,0	,4	,4
	Total	15,7	43,8	59,5	157,3	438,2	595,5

Bilag E

Gennemsnitlig beregnet biomasse pr. sektion.
Omregningsfaktorer til beregning af biomasse.

Artsno	Artsnavn	m<10	m>10	a<10	a>10
48010101	Flodlampret (<i>Lampetra fluviatilis</i>)	88	117		
48010102	Bæklampret (<i>Lampetra planeri</i>)	88	117		
48010204	Havlampret (<i>Petromyzon marinus</i>)	88	117		
51020102	Regnbueørred (<i>Salmo gairdneri</i>)	88	220	1.22	1.56
51020104	Laks (<i>Salmo salar</i>)				
51020106	Ørred, Hav (<i>Salmo trutta</i>)	88	220	1.22	2.01
51020107	Ørred, Bæk (<i>Salmo trutta</i>)	88	220	1.22	2.01
51020108	Ørred, Sø (<i>Salmo trutta</i>)	88	220	1.22	2.01
51020201	Helt (<i>Coregonus lavaretus</i>)	88	220	1.22	1.56
51020202	Smelt (<i>Osmerus eperlanus</i>)	88	220	1.22	1.56
51020203	Snæbel (<i>Coregonus oxyrhynchus</i>)	88	220	1.22	1.56
51020207	Heltling (<i>Coregonus albula</i>)	88	220	1.22	1.56
52100104	Gedde (<i>Esox lucius</i>)	88	77	1.22	1.21
53010208	Skalle (<i>Rutilus rutilus</i>)	135	288	2.04	5.87
53010301	Strømskalle (<i>Leuciscus leuciscus</i>)				
53011602	Rudskalle (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	47	66	02	29
53012005	Suder (<i>Tinca tinca</i>)	88	184	2.48	62
53012406	Grundling (<i>Gobio gobio</i>)	88	220	08	1.56
53013001	Løje (<i>Alburnus alburnus</i>)	47	84	1.22	1.
53013602	Flire (<i>Blicca bjoerkna</i>)	47	198	86	9.79
53013803	Brasen (<i>Abramis brama</i>)	94	216	2.12	5.96
53014602	Karuds (<i>Carrassius carrassius</i>)	88	152	49	1.26
53014701	Pigsmerling (<i>Cobitis taenia</i>)	88	220	13	1.56
53014802	Karpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	88	184	2.48	62
53019901	Brasenskalle (<i>A. brama</i> x <i>R. rutilus</i>)	125	270	2.1	5.9
53019902	Løjskalle				
54010101	Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	88	117	1.22	21
58020404	Knude (<i>Lota lota</i>)	88	220	1.22	1.56
59020101	3-p. hundestejle (<i>Gasterosteus gasterosteus</i>)	88	220	1.22	1.56
59020104	9-p. hundestejle (<i>Pungitius pungitius</i>)	88	220	1.22	1.56
60010101	Sandart (<i>Lucioperca lucioperca</i>)	4	505	38	1.56
60010202	Aborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	48	41	61	1.93
60010802	Hork (<i>Acerina cernua</i>)	105	06	2.61	2.37

Bilag F

Gennemsnitlig længde, vægt og kondition.
Regressionsparametre for længde-vægt forhold.

Gennemsnitlig længde, vægt og kondition^a

Gennemsnitlig længde, vægt og kondition												
		Forklængde (cm)					vægt (g)				Kondi (K)	
		Antal	gnst.	stdv	min.	max.	gnst.	stdv	min.	max.	gnst.	stdv
Art	Gedde	19	28,7	11,8	16,5	57,0	303,5	494,4	25,0	1800,0	,75	,09
	Skalle	95	20,0	8,0	6,5	32,2	231,6	218,9	4,8	684,0	1,79	,26
	Aborre	96	19,6	9,0	4,7	35,6	212,2	220,0	1,1	800,0	1,59	,23

Model Summary^{a,b}

Art	Model	Variables		R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate
		Entered	Removed				
Gedde	1	eksp. (b) ^{c,d}	.	,997	,994	,993	,1116
Skalle	1	eksp. (b) ^{c,d}	.	,999	,998	,998	7,156E-02
Aborre	1	eksp. (b) ^{c,d}	.	,999	,997	,997	9,771E-02

ANOVA^a

Art	Model		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Gedde	1	Regression	25,114	1	25,114	2016,410	,000 ^b
		Residual	,162	13	1,245E-02		
		Total	25,276	14			
Skalle	1	Regression	222,236	1	222,236	43396,074	,000 ^b
		Residual	,476	93	5,121E-03		
		Total	222,713	94			
Aborre	1	Regression	313,027	1	313,027	32786,004	,000 ^b
		Residual	,897	94	9,548E-03		
		Total	313,924	95			

Coefficients^a

Coefficients ^a			Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients			95% Confidence Interval for B	
			B	Std. Error	Beta			t	Sig.
Art	Model								
Gedde	1	(Constant)	-5.320	.227		-23.430	.000	-5.811	-4.830
		eksp. (b)	3.129	.070	.997	44.904	.000	2.978	3.279
Skalle	1	(Constant)	-4.879	.046		-105.282	.000	-4.972	-4.787
		eksp. (b)	3.291	.016	.999	208.317	.000	3.260	3.323
Aborre	1	(Constant)	-4.731	.051		-92.398	.000	-4.833	-4.629
		eksp. (b)	3.203	.018	.999	181.069	.000	3.168	3.238

Bilag G

Regressionsparametre for det lineære skæl-længde forhold.

Coefficients^a

Art	Model		Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.	95% Confidence Interval for B	
			B	Std. Error	Beta			Lower Bound	Upper Bound
Gedde	1	(Constant)	-5,320	,227		-23,430	,000	-5,811	-4,830
		eksp. (d)	3,129	,070	,997	44,904	,000	2,978	3,279
Skalle	1	(Constant)	-4,879	,046		-105,282	,000	-4,972	-4,787
		eksp. (d)	3,291	,016	,999	208,317	,000	3,260	3,323
Aborre	1	(Constant)	-4,731	,051		-92,398	,000	-4,833	-4,629
		eksp. (d)	3,203	,018	,999	181,069	,000	3,168	3,238

ANOVA^a

ARTSNO	Model		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Gedde	1	Regression	2115,376	1	2115,376	88,859	,000 ^b
		Residual	404,700	17	23,806		
		Total	2520,077	18			
Skalle	1	Regression	5937,249	1	5937,249	3904,395	,000 ^b
		Residual	141,421	93	1,521		
		Total	6078,670	94			
Aborre	1	Regression	7468,454	1	7468,454	2994,105	,000 ^b
		Residual	234,472	94	2,494		
		Total	7702,926	95			

Coefficients^a

ARTSNO	Model		Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.	95% Confidence Interval for B	
			B	Std. Error	Beta			Lower Bound	Upper Bound
Gedde	1	(Constant)	6,271	2,632		2,383	,029	,718	11,824
		faktor (d)	7,820	,830	,916	9,427	,000	6,070	9,570
Skalle	1	(Constant)	5,598	,262		21,337	,000	5,077	6,119
		faktor (d)	3,555	,057	,988	62,485	,000	3,442	3,668
Aborre	1	(Constant)	3,278	,339		9,678	,000	2,606	3,951
		faktor (d)	4,466	,082	,985	54,718	,000	4,304	4,628

Bilag I

Regressionsparametre for det lineære skæl-længde forhold.

Model Summary^{a,b}

ARTSNO	Model	Variables		R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate
		Entered	Removed				
Gedde	1	eksp. (f) ^{c,d}	.	.944	.891	.885	.1769
Skalle	1	eksp. (f) ^{c,d}	.	.994	.988	.988	7,854E-02
Aborre	1	eksp. (f) ^{c,d}	.	.987	.974	.974	.1215

ANOVA^a

ARTSNO	Model		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Gedde	1	Regression	4.357	1	4.357	139.260	.000 ^b
		Residual	.532	17	3.129E-02		
		Total	4.889	18			
Skalle	1	Regression	46.887	1	46.887	7600.280	.000 ^b
		Residual	.574	93	6.169E-03		
		Total	47.461	94			
Aborre	1	Regression	52.157	1	52.157	3531.678	.000 ^b
		Residual	1.388	94	1.477E-02		
		Total	53.545	95			

Coefficients^a

ARTSNO	Model		Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.	95% Confidence Interval for B	
			B	Std. Error	Beta			Lower Bound	Upper Bound
Gedde	1	(Constant)	-3.138	.347		-9.034	.000	-3.871	-2.405
		eksp. (f)	1.241	.105	.944	11.801	.000	1.019	1.462
Skalle	1	(Constant)	-3.191	.051		-62.736	.000	-3.292	-3.090
		eksp. (f)	1.512	.017	.994	87.180	.000	1.477	1.546
Aborre	1	(Constant)	-2.636	.064		-41.390	.000	-2.762	-2.509
		eksp. (f)	1.308	.022	.987	59.428	.000	1.264	1.351

Bilag I

Regressionsparametre for det lineære skæl-længde forhold.

Beregninger efter lineær længde-skæl regression

Beregninger efter lineær længde-skæler regression										Beregnet længde (cm) ± stdv ved en given alder																				
		Længde ved fangst (cm)				Kondition		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		
Alder	Årgang	N	mean	stdv	min.	max.	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv	mean	stdv		
Gedde	0+	1996	8	17,8	,9	16,5	19,0	,73	,07																					
	1+	1995	5	30,9	3,3	26,0	34,5	,43	,39	17,8	1,97																			
	2+	1994	5	38,5	7,2	30,5	50,0	,45	,42	15,1	3,88	30,2	6,39																	
	4+	1992	1	57,0		57,0	57,0	,97		21,5		39,3		46,6		52,6														
	Gnst.	1994	19	28,7	11,8	16,5	57,0	,59	,32	16,9	3,43	31,7	6,81	46,6		52,6														
	Skalle	1+	1995	18	8,5	1,0	6,5	10,2	1,41	,14	4,8	,59																		
	2+	1994	20	14,0	1,7	10,5	17,9	1,64	,11	4,1	,44	8,7	1,56																	
	3+	1993	11	19,5	,8	18,4	21,0	1,83	,10	3,6	,50	7,6	1,05	14,0	,98															
	4+	1992	5	21,3	,6	20,9	22,3	1,78	,08	3,0	,73	5,7	1,65	9,4	1,99	15,6	1,12													
	5+	1991	10	24,0	1,1	21,8	25,8	1,95	,14	2,8	,28	5,4	,50	8,9	,56	14,0	,83	19,1	1,56											
6+	1990	5	26,3	1,0	25,0	27,8	2,02	,18	3,0	,25	5,6	,46	9,8	,71	14,9	1,00	19,8	1,12	23,6	1,39										
7+	1989	3	26,9	,3	26,5	27,1	2,06	,10	2,8	,59	5,4	1,40	8,7	2,28	12,3	1,86	16,6	1,22	20,7	,89	24,0	,24								
8+	1988	6	28,4	1,0	27,3	29,9	2,01	,10	3,0	,27	6,0	,60	10,0	1,46	13,8	1,40	17,8	1,45	21,9	1,37	24,7	,95	27,0	,88						
9+	1987	11	30,0	1,2	28,5	32,2	2,03	,12	3,1	,41	6,1	,79	10,3	1,25	14,4	1,43	18,0	1,62	21,4	1,69	24,6	1,52	27,0	1,65	28,7	1,46				
10+	1986	4	31,6	,6	31,0	32,1	2,08	,11	2,8	,32	5,3	,81	9,2	,62	13,9	,48	17,6	,61	20,9	,51	24,5	,80	26,9	,67	28,8	,38	30,5	,49		
11+	1985	2	31,7	,4	31,4	32,0	2,08	,01	2,6	,08	5,0	,40	8,5	,97	12,5	1,35	16,6	1,05	19,3	,92	21,9	1,01	24,4	,66	26,9	,30	29,0	,30	30,6	,24
Gnst.	1990	95	20,0	8,0	6,5	32,2	1,79	,26	3,6	,89	6,7	1,72	10,4	2,18	14,2	1,39	18,2	1,62	21,6	1,67	24,4	1,34	26,7	1,43	28,5	1,31	30,0	,85	30,6	,24
Aborre	0+	1996	12	5,5	,6	4,7	6,3	1,30	,24																					
	1+	1995	22	11,8	1,4	9,3	14,6	1,40	,09	6,0	,62																			
	2+	1994	12	17,2	1,8	14,5	19,5	1,64	,25	7,7	7,00	15,8	14,47																	
	3+	1993	13	20,6	1,9	17,9	25,2	1,61	,10	5,7	,83	11,8	2,25	16,0	2,50	22,0	2,33													
	4+	1992	10	25,6	1,8	23,2	28,4	1,73	,13	5,6	,75	11,2	1,67	17,1	2,23	22,0	2,63	25,5	1,70											
	5+	1991	8	28,1	1,2	26,5	29,7	1,72	,16	5,4	1,13	11,7	1,70	17,5	2,81	22,0	2,63	25,5	1,70											
	6+	1990	12	31,0	1,5	28,0	33,0	1,78	,07	5,9	,69	12,2	1,50	19,5	1,63	24,4	1,51	27,6	1,75	29,6	1,79									
	7+	1989	5	31,8	1,4	30,3	33,4	1,85	,12	6,0	,28	12,3	,68	18,5	,90	23,0	,86	26,3	1,25	28,7	1,40	30,4	1,52							
	8+	1988	1	33,8		33,8	33,8	1,77		5,4		10,6		16,3		23,1		27,5		30,1		32,0		33,1						
	9+	1987	1	35,6		35,6	35,6	1,77		5,5		11,0		17,4		21,6		25,4		28,0		30,1		31,8						
	Gnst.	1992	96	19,6	9,0	4,7	35,6	1,59	,23	6,1	2,73	12,6	6,54	17,6	2,46	22,9	2,17	26,6	1,78	29,3	1,64	30,6	1,38	32,4	,90	33,7				

Bilag J

Længde, vægt og kondition i hver aldersgruppe samt tilbageberegnet længde efter den eksponentielle metode

Beregninger efter eksponentiel skæl-længde regression

Alder	Argang	N	Længde ved fangst (cm)			Kondition			Beregnet længde (cm) ± stdv ved en given alder										
			mean	stdv	min.	max.	mean	stdv	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
			mean	stdv	min.	max.	mean	stdv											
Gedde	0+	1996	8	17,8	9	16,5	19,0	,73	,07										
	1+	1995	5	30,9	3,3	26,0	34,5	,43	,39	19,5	2,01								
	2+	1994	5	38,5	7,2	30,5	50,0	,45	,42	17,5	4,11	31,4	6,47						
	4+	1992	1	57,0		57,0	57,0	,97		25,4		53,3							
	Gnst.	1994	19	28,7	11,8	16,5	57,0	,59	,32	19,2	3,70	33,2	7,20	48,4					
Skalle	1+	1995	18	8,5	1,0	6,5	10,2	1,41	,14	5,7	,62								
	2+	1994	20	14,0	1,7	10,5	17,9	1,64	,11	6,0	,62	10,1	1,59						
	3+	1993	11	19,5	,8	18,4	21,0	1,83	,10	6,1	,66	10,2	1,12	15,6	,89				
	4+	1992	5	21,3	,6	20,9	22,3	1,78	,08	5,4	,97	8,6	1,70	12,2	1,75	17,3	,95		
	5+	1991	10	24,0	1,1	21,8	25,8	1,95	,14	5,4	,44	8,7	,62	12,3	,53	16,7	,86		
	6+	1990	5	26,3	1,0	25,0	27,8	2,02	,18	5,8	,33	9,1	,51	13,5	,61	18,0	,92	21,7	,92
	7+	1989	3	26,9	,3	26,5	27,1	2,06	,10	5,6	,84	8,9	1,58	12,4	2,16	15,8	1,55	19,4	,89
	8+	1988	6	28,4	1,0	27,3	29,9	2,01	,10	6,0	,40	9,8	,66	14,0	1,29	17,5	1,16	20,7	1,12
	9+	1987	11	30,0	1,2	28,5	32,2	2,03	,12	6,2	,61	10,2	,95	14,6	1,28	18,3	1,35	21,3	1,45
	10+	1986	4	31,6	,6	31,0	32,1	2,08	,11	5,8	,52	9,4	1,02	13,8	,67	18,2	,42	21,3	,43
	11+	1985	2	31,7	,4	31,4	32,0	2,08	,01	5,6	,11	9,0	,47	13,0	,97	16,9	1,16	20,6	,78
	Gnst.	1990	95	20,0	8,0	6,5	32,2	1,79	,26	5,8	,63	9,7	1,29	13,8	1,62	17,5	1,25	20,9	1,28
Aborre	0+	1996	12	5,5	,6	4,7	6,3	1,30	,24										
	1+	1995	22	11,8	1,4	9,3	14,6	1,40	,09	6,8	,72								
	2+	1994	12	17,2	1,8	14,5	19,5	1,64	,25	8,5	5,16	15,2	8,94						
	3+	1993	13	20,6	1,9	17,9	25,2	1,61	,10	7,3	1,01	13,3	2,24	16,9	2,37				
	4+	1992	10	25,6	1,8	23,2	28,4	1,73	,13	7,6	,86	13,3	1,60	18,6	2,13	22,7	2,21		
	5+	1991	8	28,1	1,2	26,5	29,7	1,72	,16	7,5	1,53	14,1	1,75	19,4	2,62	23,2	2,36	26,1	1,58
	6+	1990	12	31,0	1,5	28,0	33,0	1,78	,07	8,3	,83	14,9	1,47	21,6	1,56	25,8	1,49	28,3	1,69
	7+	1989	5	31,8	1,4	30,3	33,4	1,85	,12	8,5	,39	15,1	,70	20,9	,92	24,7	,83	27,5	1,21
	8+	1988	1	33,8		33,8	33,8	1,77		7,9		13,6		19,1		33,2		32,4	
	9+	1987	1	35,6		35,6	35,6	1,77		8,1		14,2		20,4		32,6		31,3	
	Gnst.	1992	96	19,6	9,0	4,7	35,6	1,59	,23	7,6	2,15	14,2	4,15	19,3	2,66	24,2	2,18	27,5	1,76

