


Windolf

TEKNISK RAPPORT



STILLING-SOLBJERG SØ 1991
FORURENINGSTILSTAND

UDGIVER	Århus Amt, Miljøkontoret, Lyseng Alle 1, 8270 Højbjerg.
TITEL	Stilling-Solbjerg sø 1991 - Forureningstilstand
FORFATTER	Torben Bramming Jørgensen, Miljøkontoret, Århus Amt.
RESUME	<p>Stilling-Solbjerg Sø ligger øverst i Århus Å's vandsystem. Søen er 7 km lang, kun nogle få hundrede meter bred og efter danske forhold en dyb sø. Den har en største dybde på 19 m og en gennemsnitsdybde på 8,7 m.</p> <p>Spildevandet fra Stilling og Solbjerg, som ligger i hver ende af søen, samt fra en række mindre byer i søens opland, blev tidligere ledt til søen. Stilling-Solbjerg Sø har derfor igennem en lang årrække været stærkt eutrofieret (næringssaltforurenet) med mange alger i vandet, meget uklart vand, få undervandsplanter og en lille bestand af rovfisk.</p> <p>I takt med at spildevandstilførslen fra kloakerede områder er blevet reduceret, er tilførslerne af spildevand fra den spredte bebyggelse i oplandet blevet stadigt mere tydelige og er i dag den største eksterne kilde til eutrofieringen af søen. Det er opgjort, at der i 1991 blev tilført 880 kg fosfor fra den spredte bebyggelse til Stilling-Solbjerg Sø og at der i alt blev tilført 1,9 t fosfor til søen fra eksterne kilder.</p> <p>Selvom der er sket en betragtelig reduktion i fosfortilførslen i forhold til 1984 (9,8 t), er søens tilstand ikke ændret væsentligt i de sidste 10-15 år. Årsagen hertil er, at der på bunden af søen ligger store mængder af den fosfor, som er tilført gennem årene. Denne fosfor bliver frigivet nu fra sedimentet i sommer- og efterårsmånederne og medførte i 1991, at fosforkoncentrationen i søen som et årgennemsnit var 299 µg P/l, hvilket er den højeste koncentration, som er registreret i Stilling-Solbjerg Sø.</p> <p>Pga. de høje fosforkoncentrationer har algerne i søvandet det godt. Derfor er søvandet uklart og sigtddybden var i sommermånederne i 1991 i gennemsnit 1,7 m, hvilket er under målsætningen i Recipientkvalitetsplanen på 2 m. I forhold til den høje fosforkoncentration var sigtddybden dog stor og større end den, som blev målt i 1984 (1,1 m). Årsagen til denne relativt store sigtddybde var sandsynligvis, at dyreplanktonet i søen i 1991 har været i stand til at holde algemængden nede.</p> <p>I rapporten er det anslået, at det er nødvendigt, at fosforkoncentrationen i indløbsvandet bliver reduceret til under 150 µg P/l (i 1991 var den gennemsnitlige indløbskoncentration 220 µg P/l), hvis søen skal blive renere. Herved er det muligt, at fosforkoncentrationen i søvandet kommer under 80 µg P/l, hvilket er en forudsætning for, at sigtddybden kan blive mere end 2 m.</p> <p>Før fosforkoncentrationen i søen kommer ned på 80 µg P/l, er det imidlertid nødvendigt, at en stor del af den fosfor, som ligger på søbunden, bliver udvasket. Med den udvaskningshastighed, som var i 1991 og under en række antagelser om fosforpuljens størrelse, er det beregnet, at det sandsynligvis vil tage 10-15 år, før søen kommer i ligevægt med tilførslen af fosfor.</p> <p>Reduceres indløbskoncentrationen vil søen dog gradvist ændre sin tilstand således, at der vil komme flere undervandsplanter og en større bestand af rovfisk som aborrer og gedder, også før de 10-15 år er gået og søen vil dermed komme ind i en selvforstærkende proces, der ikke mindst vil øge søens rekreative værdi væsentligt.</p>
EMNEORD	Søer, eutrofiering, alger, dyreplankton
FORMAT	A4
SIDETAL	55 + Bilag
OPLAG	300
FOTO	Søren Peter Suk
ISBN	87-7295-371-3
TRYK	Århus Amts trykkeri, december 1992.

TEKNISK RAPPORT

STILLING-SOLBJERG SØ 1991

FORURENINGSTILSTAND

Indholdsfortegnelse

Sammenfatning	Side	3
Indledning		7
Beskrivelse af Stilling-Solbjerg sø		9
Tilløb til Stilling-Solbjerg sø		11
- kemiske forhold		11
- forureningstilstand.....		16
Vand- og næringsstofbalance		19
- vandbalance		19
- næringsstofbalance.....		20
- kilder til næringsstofftilførslen		22
Kemiske målinger fra Stilling-Solbjerg sø		25
- årstidsvariationen i overfladevandet i 1991.....		25
- generel beskrivelse af udviklingen i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø.....		32
- forholdene i bundvandet		33
- søens tilstand i forhold til den interne og eksterne stoftilførsel.....		34
Alger		37
- sæsonvariation.....		37
- algesammensætningen i relation til forholdene i søen i øvrigt.....		39
Dyreplankton		43
- dyreplanktons fordeling og biomasse.....		43
- sæsonvariation		44
- regulerende faktorer for dyreplanktons forekomst.....		45
Nuværende og fremtidig tilstand		49
- fremtidig tilstand.....		49
- tilstanden efter en ligevægt.....		50
Referencer		53
Bilagsoversigt		55

Sammenfatning

Denne rapport indeholder en beskrivelse af forureningstilstanden i Stilling-Solbjerg Sø i 1991 samt i de vandløb, som løber til søen.

Århus Amts Miljøkontor har også tidligere foretaget undersøgelser i søen og dens tilløb. Rapporten vil derfor søge at belyse den udvikling, som er sket i søen og tilløbene i perioden fra midt i halvfjerdserne til i dag.

Stilling-Solbjerg Sø

Søens areal er 366 ha, gennemsnitsdybden er 8,7 m og maksimumsdybden næsten 19 m.

Der løber tre små vandløb til søen alle fra sydøst, hvor de afvander et 50 km² opdyrket opland.

Vandtilførslen er lille i forhold til søens størrelse og derfor er vandets opholdstid i søen lang - i 1991 var den i gennemsnit 2,7 år.

Tilløbene til søen

Møddebro Bæk, Løjenkær Bæk og Vitved Bæk er de tre betydende vandløb, som løber til søen. Et mindre vandløb i Pilbrodalen samt nogle små bække på søens nord- og vestsider fører desuden vand til søen.

Der blev 19 gange målt stofkoncentration og vandføring i de tre nævnte vandløb samt 4 gange i Pilbro Bæk i 1991. Desuden er forureningsgraden i vandløbene bedømt ved undersøgelse af vandløbsfaunaen i 1992.

Undersøgelserne viser, at alle tre tilløb stadigt er stærkt påvirket af aktiviteten i oplandet, skønt der i de sidste tyve år generelt er sket en betragtelig reduktion i tilførslen af forurenende stoffer til vandløbene.

Forureningsgradsbedømmelsen, som er det bedste mål for tilstanden i vandløbene, viser således, at der ikke er sket nogen væsentlige ændringer i forureningstilstanden siden 1984. Møddebro Bæk og Løjenkær Bæk samt den nederste strækning af Vitved Bæk har stadigt en forureningsgrad III eller IV og dermed ikke en tilfredsstillende forureningstilstand. Bækken i Pilbrodalen blev bedømt til en forureningsgrad II og er således det reneste vandløb i oplandet til Stilling-Solbjerg Sø.

Forureningen af vandløbene skyldes i første række udledning af organisk stof i spildevandet fra den spredte bebyggelse.

Selvom tilstanden stadigt er utilfredsstillende, er der dog

sket en reduktion i indholdet af organisk stof i vandløbene siden 1984, men altså ikke nok til at forureningsgraden er blevet bedre.

Parallelt med nedgangen i indholdet af organisk materiale er også koncentrationen af total fosfor blevet reduceret de seneste 10-15 år. Tidligere blev der målt fosforkoncentrationer mellem 5000 og 10000 µg P/l forårsaget af diverse spildevandsudledninger og ulovlige landbrugsudledninger. Disse ekstremt høje koncentrationer findes ikke mere, og i 1991 var den gennemsnitlige årskoncentration reduceret til 2-300 µg P/l.

Næringssaltreduktionen påvirker ikke tilstanden i vandløbene væsentligt. Til gengæld er det af stor vigtighed for søens tilstand, at tilførslen af fosfor er så lille som muligt.

Vand- og næringsstofftilførsel

Vandtilførslen til Stilling-Solbjerg Sø er relativt lille i forhold til søens store volumen. Derfor opholder vandet sig efter danske forhold lang tid i søen.

En lang opholdstid har stor betydning for søen, fordi specielt den fosfor, som tidligere er tilført søen i store mængder, dermed kun langsomt transporteres ud af søen igen og således påvirker søen i meget lang tid.

Et yderligere problem for søen er, at vandfråførslen i sensommer- og efterårsmånederne er meget lav. På dette tidspunkt er koncentrationen af fosfor i søvandet ellers høj, men p.g.a. den lille vandfråførsel transporteres der ikke meget fosfor ud af søen. I stedet vil den fosfor, som bliver opblandet i søvandet, bundfældes igen og være en potentiel kilde til en intern forurening igen næste år.

Fosfortilførslen til søen er reduceret meget de sidste 15 år.

I 1975 blev spildevandet fra Stilling afskåret til Skanderborg Centralrensningsanlæg. I perioden fra 1980 til 1985 blev der gjort en stor indsats for at stoppe de ulovlige landbrugsudledninger, og spildevandet fra Solbjerg blev afskåret i 1986.

I 1991 blev der således tilført knapt 2 ton fosfor til søen, hvilket er en reduktion på omkring 80% i forhold til 1984.

Den store reduktion er dog først og fremmest et billede på, at næringssaltniveauet var ekstremt højt i tidligere

måleår, idet den gennemsnitlige fosforkoncentration i indløbsvandet i 1991 som nævnt var 2-300 µg P/l og derfor fortsat en belastning for søens tilstand.

Pga. de tidligere meget store fosfortilførsler ligger der på bunden af søen en stor fosforpulje.

Tilbage i 1984 blev der på årsbasis endnu tilbageholdt fosfor i søen, hvorimod der i 1991 blev ført mere fosfor ud af søen, end der kom ind. Dette skyldes, at den eksterne tilførsel er mindsket stærkt, samt sandsynligvis en kombination af, at nitratindholdet i bundvandet i 1991 var meget lille i perioden fra juli til september, hvorved fosforfrigivelsen fra sedimentet blev ekstra stor, at der ikke var så mange alger i søen som tidligere, og der dermed heller ikke var så stor en sedimentation af algebundet fosfor, og at mængden af fosfor på bunden er blevet så stor, at kapaciteten til at fastholde dette fosfor ikke længere står mål med fosforpuljen.

Resultatet var, at der var en nettofratførsel af fosfor fra søen i '91 på 945 kg, hvoraf de 470 kg skyldtes, at der var mindre vand i søen ved årets afslutning end ved dets start.

En netto-eksport af fosfor på omkring 500 kg er ikke meget i betragtning af, at den interne fosforfrigivelse var ca. 7 ton i '91.

Kvælstoftilførslen er også blevet mindre de senere år. I forhold til 1984 er der tale om en halvering således, at der i 1991 blev tilført ialt 105 ton kvælstof. Årsagen til den mindre kvælstoftilførsel er, at vandtilførslen var mindre i 1991. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof har således ikke ændret sig væsentligt siden 1984.

Trods de høje koncentrationer (8-13 mg N/l) blev der tilført en relativt lille mængde kvælstof i forhold til søens overflade. Da vandet opholder sig lang tid i søen, hvilket fremmer en stor kvælstoffjernelse fra søens overflade, var den gennemsnitlige søkoncentration i 1991 på 2,35 mg N/l.

Pga. den store kvælstoffjernelse i søen er kvælstofkoncentrationen væsentligt mindre i afløbet end i tilløbene. Derimod er den gennemsnitlige fosforkoncentration højere i afløbet end i tilløbene, fordi noget af den frigivne fosfor fra sedimentpuljen som nævnt føres ud af søen.

Da søen ikke længere modtager spildevand fra kloakerede områder, er de største kilder til næringssaltforureningen af Stilling-Solbjerg Sø spildevand fra den spredte bebyggelse, udvaskning af fosfor fra de dyrkede arealer i oplandet samt tilførsler fra regnvandsoverløb i Stilling og Solbjerg.

Ifølge Recipientkvalitetsplanen er den øvre grænse for

udledningen af fosfor fra den spredte bebyggelse 300 kg om året. I 1991 er det opgjort, at der blev tilført 880 kg fosfor til søen fra den spredte bebyggelse og målsætningen i Recipientkvalitetsplanen og dermed forudsætningerne for, at en tilfredsstillende vandkvalitet kan opnås, var derfor ikke opfyldt i 1991.

Det er desuden angivet i Recipientkvalitetsplanen, at der må tilføres 150 kg fosfor fra kloakerede områder, men søen fik ikke tilført spildevand fra kloakerede områder i '91.

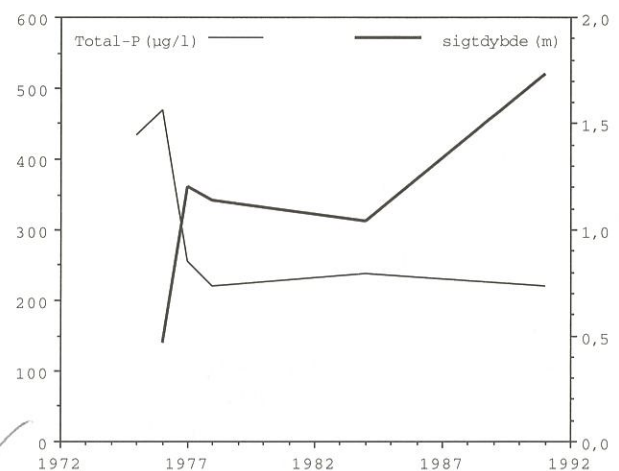
Tilstand og udvikling i Stilling-Solbjerg Sø

Der blev foretaget enkelte målinger i søen i 1975, 76 og 77 fortrinsvis i sommermånederne. Disse målinger viste et væsentligt højere indhold af fosfor i søvandet og en mindre sigtddybde end målingerne i 1984 og 1991 (figur 1).

De foranstaltninger, som blev gjort for at reducere spildevandstilførslen til søen i løbet af halvfjerdserne, havde altså en effekt på søen.

Figuren viser imidlertid også, at situationen ikke har ændret sig væsentligt siden 1978. Fosforkoncentrationen i sommermånederne er den samme, og den gennemsnitlige årskoncentration er ikke målt højere end i 1991 (det kan man ikke se på figuren).

Sigtddybden ser umiddelbart ud til at være forbedret siden 1984, men årsagen er sandsynligvis, at der har været unormalt få alger i søen i 1991



Figur 1

Koncentrationen af total fosfor sammenholdt med sigtddybden i Stilling-Solbjerg Sø i perioden fra 1974 til 1991 (værdierne er præsenteret som sommergennemsnit).

Sø måske ud, når der
Så man lignes med Jørgen P. C.
p. 27

Stilling-Solbjerg Sø er i dag således stadig en meget næringsstofforurenet (eutrofieret) sø.

En betragtelig del af den store mængde fosfor, som er tilført igennem de sidste 30-40 år, ligger som nævnt stadig på bunden af søen. Når ilten forsvinder fra bundvandet i de dybere dele af søen i sensommeren og efteråret, vil noget af denne fosfor frigives til søvandet. I 1991 er det beregnet, at der ialt blev frigivet omkring 7 ton fosfor fra puljen i sedimentet.

Selvom den eksterne tilførsel er reduceret betragteligt igennem de sidste 15 år, og der kun blev tilført 2 ton i 1991 udefra, optræder søen pga. den store interne belastning derfor stadig stærkt eutrofieret.

De kemiske målinger fra søens overfladevand viser da også, at der var en stor koncentration af fosfor i søvandet. Da fosfor normalt er det stof, som de mikroskopiske alger i søvandet mangler, har algerne det godt og kan formere sig hyppigt. Der er derfor mange alger i søen og derfor er søens vand meget uklart.

Sigtedybden, som er et mål for vandets klarhed, var i sommermånederne i gennemsnit 1,7 m. I forhold til mængden af fosfor i søen var denne sigtddybde relativ høj - men ikke så høj, at Recipientkvalitetsplanens målsætning på 2 m var opfyldt.

Fosforniveauet var højt igennem hele året og selvom også kvælstofniveauet generelt var relativt højt, blev der målt forholdsvis lave koncentrationer af uorganisk kvælstof på enkelte måledage. Det er derfor muligt, at kvælstof har været begrænsende for algernes vækst i korte perioder i sommeren '91.

Kvælstofkoncentrationen i søen var endvidere langt mindre end i tilløbene. Grunden hertil er primært, at vandet opholder sig i lang tid i søen, og der derfor er en stor kvælstoffjernelse (denitrifikation).

Der har igennem adskillige år været sammenskyt ("vandblomst") af blågrønalger i søen i sensommeren. Også i 1991 blev der observeret vandblomst på bredder og i vige med pålandsvind. Dette problem ses ofte i søer, som indeholder meget fosfor men relativt lidt kvælstof. Blågrønalgerne, som i modsætning til andre algearter er i stand til at fikserer kvælstof fra luften, kan i sådanne søer opformeres kraftigt, idet de altså kan tage fosfor fra vandet og kvælstof fra luften.

Blågrønalgerne var dermed stadig et problem i 1991 og i øvrigt har algesammensætningen ikke ændret sig væsentligt siden 1984. Det er stadig kiselalger, som dominerede i forårs månederne, i juli var der en opblomstring af grønalger, som blev erstattet af en dominans af

blågrønalger i sensommer- og efterårsmånederne. I takt med at vinteren nærmede sig, og vandet blev koldere, blev der generelt færre alger og algesammensætningen ændredes som i 1984 til en ligelig fordeling af kiselalger og blågrønalger.

Målt ud fra mængden af klorofyl i søvandet ser det ud til, at algemængden i '91 var mindre end i de foregående år.

Årsagen til den forholdsvis lille mængde alger skal sandsynligvis findes i en ekstra stor græsning på algerne fra dyreplanktonets side.

Dyreplanktonet i søen bestod af lige store mængder vandlopper og cladoceer (bl.a. dafnier). Da cladoceerne i forhold til deres vægt spiser mest, og da de var flest i den periode, hvor der var flest alger, antages det, at denne gruppe har haft den største græsningsmæssige effekt på algerne.

Ud fra forskellige indirekte mål kan det beregnes, at græsningen var relativt stor i '91. Dermed kan den forholdsvis store sigtddybde forklares ved, at der ikke var så mange alger i søen, fordi de blev spist af dyreplanktonet. Jo færre alger desto større sigtddybde.

Det skal nævnes, at de mange blågrønalger ikke blot repræsenterer et problem for søen men også for dens afløb - Århus Å.

Det er tidligere rapporteret, at blågrønalger skylles sammen og bliver ført med det udstrømmende vand i Århus Å, når vinden har været i syd i en periode, hvor der samtidigt har været mange alger i søen.

I juli og august '92 skete der et massivt iltsvind i Århus Å som et resultat af, at en stor mængde alger var ført ud i åen. Her blev de nedbrudt med et stort iltforbrug til følge.

Konsekvensen var, at ilten forsvandt fra åvandet og dermed ikke blot medførte, at såvel alle vildfisk som den største del af den øvrige fauna i åen døde, men også at en stor del fiskene i de dambrug, som ligger ned ad Århus Å, blev kvalt.

Fremtidig tilstand

Pga. vandets lange opholdstid ændres tilstanden i Stilling-Solbjerg Sø kun meget langsomt.

Den store mængde fosfor, som ligger på bunden af søen, virker som en vedvarende eutrofieringskilde, der vil holde søen i en tilstand med høje fosforkoncentrationer, mange alger og en lav sigtddybde, selvom den eksterne fosfortilførsel er blevet meget mindre de senere år, og selvom der sker en yderligere reduktion i de kommende

år.

Ud fra en række antagelser om bl.a. fosforbindingen i sedimentet og eksporten af fosfor ud af søen kan det anslås, at det vil tage mellem ti og femten år, inden søen kommer i ligevægt med fosfortilførslen, og der ikke længere vil være nogen intern fosforbelastning i søen.

Skal Stilling-Solbjerg Sø være i ligevægt med fosfortilførslen (i en sådan situation vil omkring 60% af den tilførte fosfor bindes i søens sediment og forblive der) kræver det, at den gennemsnitlige årskoncentration af fosfor i søvandet kommer ned omkring 80 µg P/l. For at en sådan fosforkoncentration kan opnås, må indløbskoncentrationen ikke overstige 150 µg P/l som et årsgennemsnit.

Det er som nævnt den spredte bebyggelse, som i dag er den største kilde til forureningen af Stilling-Solbjerg Sø. Det er derfor af afgørende betydning for søen, at tilførslen herfra bliver reduceret så meget som muligt. Regnvandsoverløb bidrog i '91 med omkring 300 kg fosfor, og det vil derfor også være vigtigt, om dette bidrag blev elimineret. Endeligt vil enhver reduktion i tilførslerne fra de dyrkede arealer være til gavn for søen.

Selvom de påkrævede formindskelser ikke umiddelbart vil kunne registreres i søen, vil det være af stor vigtighed på langt sigt, at reduktionerne sker så hurtigt som muligt.

Når indløbskoncentrationen af fosfor er reduceret til under 150 µg P/l og den interne fosforbelastning begynder at blive mindre, vil søens tilstand ændre sig. Gradvist vil der komme færre alger i vandet, sigtddybden vil blive større, og undervandsplanter vil få mulighed for igen at gro på bunden ud til et par meters dybde.

Herved vil nogle af de næringssalte, som tidligere var tilgængelige for algerne, blive bundet i undervandsplanterne, hvilket yderligere vil bidrage til en reduktion i mængden af mikroskopiske alger.

Bliver vandet mere klart, vil forholdene for rovfisk (aborre og gedde), som jager vha. synet, endvidere blive bedre, og bestanden vil sandsynligvis øges. Alt i alt vil søen komme ind i en positiv og selvforstærkende cirkel, hvor søen gradvist vil komme nærmere en naturtilstand.

Så længe der bor mennesker i oplandet og så længe oplandet dyrkes, vil der ske en påvirkning af søen, og det er dermed ikke realistisk at forvente en forbedring af sigtddybden til meget mere end 2 meter. I en sådan situation vil der sandsynligvis fortsat ske opblomstringer af blågrønner i søen i sensommermånederne. Hyppighe-

den og størrelsen af de enkelte sammenskyl vil blot blive mindre.

Uanset der stadig vil være blågrønner, vil søen med et fosforniveau på 80 µg P/l og en sigtddybde i sommermånederne på over 2 meter have en helt anden rekreativ værdi end i dag. Det vil dermed være muligt at bade i søen i hele badesæsonen uden at være plaget af store algemængder, og søen vil få en væsentligt større værdi som mål for en lystfiskertur.

I den forbindelse skal det understreges, at der godt nok vil gå lang tid, inden der ikke længere kommer større mængder fosfor fra søens bund, men der vil dog ske gradvise ændringer, og søen vil få det bedre også på denne side de ti til femten år, hvis indløbskoncentrationen af fosfor bringes længere ned, end den er i dag.

Afslutningsvis skønnes det, at en reduktion i tilførslen af fosfor, er den eneste reelle måde at få søen bragt tilbage til en mindre eutrofieret tilstand på, idet det ikke vil være praktisk muligt indenfor rimelige økonomiske rammer at foretage en effektiv sørestauration pga. søens store areal og relativ store vanddybde.

Det vil dog være til gavn for søen, om afstrømningsmønstret blev ændret.

Blev der foretaget en opstemning i afløbet således, at der strømmede mindre vand ud af søen i vintermånederne og i stedet mere i sommerhalvåret, ville konsekvensen være, at der blev ført mere fosfor ud af søen end tilfældet er i dag, da de store fosforkoncentrationer i søvandet som nævnt er i sommer- og efterårsmånederne.

Dermed vil søen hurtigere vende tilbage til en renere tilstand.

Indledning

Miljøkontoret i Århus Amt fører tilsyn med forureningstilstanden i amtets vandområder.

Som et led i dette tilsyn blev der i 1991 foretaget en undersøgelse af forureningstilstanden i Stilling-Solbjerg sø. Ligeledes blev vand- og stoftransporten målt i de vandløb, som leder vand til søen, samt i afløbet - Århus å. Resultaterne af disse undersøgelser er præsenteret i denne tekniske rapport.

I 1992 blev forureningsgraden i tilløbene til søen endvidere bedømt. Denne bedømmelse vil også kortfattet blive omtalt her.

Undersøgelsen i søen er i vidt omfang foretaget efter retningslinierne anvist i Vandmiljøplanens landsdækkende overvågningsprogram.

Miljøkontoret har også tidligere foretaget undersøgelser i Stilling-Solbjerg sø. Første gang i 1973, dernæst i 1975-76, i 1978 og endelig i 1984.

Disse undersøgelser har været af forskellig omfang og med forskellig prøvetagningshyppighed. Uanset der tidligere ikke blev taget vandprøver med samme hyppighed som i 1991, vil 1991-undersøgelsen her i første omgang blive sammenlignet med data fra 1978 og 1984.

Formålet med undersøgelsen har således været at undersøge, om tilstanden i Stilling-Solbjerg sø har ændret sig igennem de sidste tyve år og specielt siden 1984.

Resultaterne fra de foregående års undersøgelser kan findes i de tidligere publicerede rapporter fra søen (jvf. referenceliste).

Beskrivelse af Stilling-Solbjerg sø

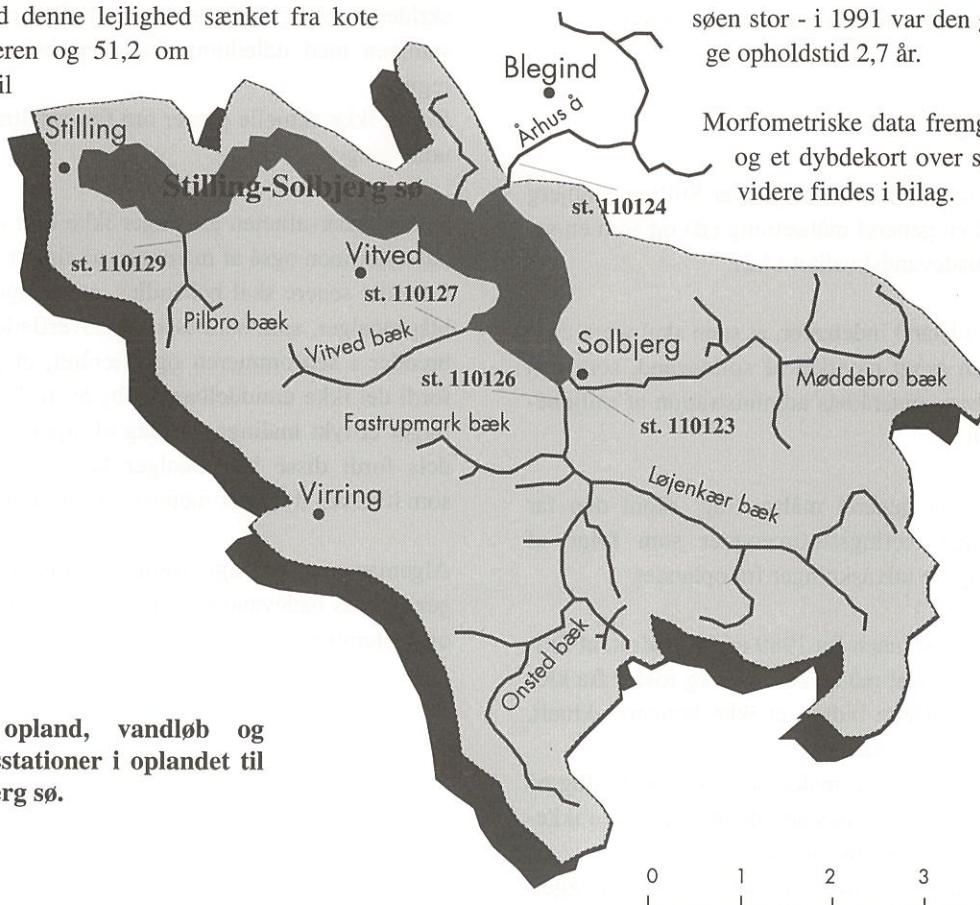
Stilling-Solbjerg sø ligger i Århus, Skanderborg og Hørning kommuner i den øverste del af Århus å's vandsystem. Søen ligger i en øst-vest vendt tunneldal med Stilling by i den vestlige og Solbjerg by i den østlige ende af søen.

Det er en meget langstrakt sø, som er ca. 7 km lang men de fleste steder kun nogle få hundrede meter bred. Omkring en stor del af søen er der forholdsvis høje skrænter. De midterste afsnit er fredede og bevokset med skov, medens skrænterne i specielt den østlige ende af søen er opdyrkede. Søen ligger i øvrigt højt efter danske forhold - ca 50 m over havet.

Søens topografiske opland er på ca. 50 km² og ligger primært sydøst for søen. Jordbunden i oplandet er hovedsagligt lermoræne aflejret under den seneste istid og den største del af oplandet er opdyrket.

For at forbedre dyrkningsforholdene på lavtliggende arealer især omkring Løjenkær bæk, blev vandstanden i søen sænket i 1936 efter en afvandingskommissionskendelse af 19 dec. 1935 (Århus Amt 1982).

Vandstandsspejlet ved Aldrup Mølle (Århus å nedstrøms søen) blev ved denne lejlighed sænket fra kote 51,6 om vinteren og 51,2 om sommeren til ca. 50,1 over hele året.



Figur 2.

Topografisk opland, vandløb og prøvetagningsstationer i oplandet til Stilling-Solbjerg sø.

Oplandsareal	50	km ²
Søareal	366	ha
Søvolumen	29,4 x 10 ⁶	m ³
Gns. dybde	8,1	m
Max. dybde	18,7	m
Opholdstid (1991)	2,7	år

Tabel 1.

Morfometriske data for Stilling-Solbjerg sø.

De to største tilløb til Stilling-Solbjerg sø er Løjenkær bæk og Møddebro bæk. Begge løber til søen fra sydøst og afvander den største del af oplandet til søen. Derudover løber Vitved bæk og Pilbro bæk til søen fra syd og nogle mindre bække løber til i den vestlige ende samt fra nord.

Stilling-Solbjerg sø er efter danske forhold en dyb sø. Den største dybde er næsten 19 m og gennemsnitsdybden er 8,7 m. I forhold til søens volumen er vandtilførslen lille. Derfor er vandets opholdstid i søen stor - i 1991 var den gennemsnitlige opholdstid 2,7 år.

Morfometriske data fremgår af tabel 1 og et dybdekort over søen kan endvidere findes i bilag.



Historiske data

Tidligere blev søen forurenet af store tilførsler af spildevand fra byerne i søens opland, af ulovlige landbrugsudledninger og af tilførslen af spildevand fra den spredte bebyggelse i oplandet.

Igennem de sidste tyve år er der imidlertid gjort en stor indsats for at begrænse spildevandstilførslen til søen. I 1975 blev spildevandet fra Stilling afskåret og ledes nu til Centralrensningsanlægget i Skanderborg. Dette rensningsanlæg modtager i dag også spildevand fra Gram, Vitved og Virring. Alle tre byer ledte tidligere deres spildevand til Stilling-Solbjerg sø. I 1986 blev spildevandet fra Solbjerg afskåret. Det ledes nu uden om søen til Århus å.

De ulovlige landbrugsudledninger er også stort set bragt til ophør og de større spildevandskilder til Stilling-Solbjerg sø er derfor i dag tilførslerne fra henholdsvis den spredte bebyggelse og fra landbrugsjordene i oplandet.

Der er med jævne mellemrum og i forskellige forbindelser ført tilsyn med søen.

Århus Amt undersøgte søen i 1973 i samarbejde med Århus kommune (Århus Amt 1974). I 1975, 76, 78 samt i 1984 har amtet ligeledes ført tilsyn med søen (Århus Amt 1979 og Århus Amt 1986). Desuden har Skanderborg kommune i 1983 foretaget undersøgelser af fiskebestanden i søen (Skanderborg kommune 1984)

Målsætning

I Århus Amts Recipientkvalitetsplan er Stilling-Solbjerg sø målsat med en generel målsætning (B) og som en sø, der skal have badevandskvalitet (A2).

Den generelle tilstand indebærer, at søen skal være upåvirket eller kun svagt påvirket af spildevand, som kan reguleres gennem amtsrådets administration af miljøbeskyttelsesloven.

Søen har altså en generel målsætning, skønt den får tilført betydelige næringsstofmængder som følge af dyrkningsbetingede udvaskninger fra oplandet.

I Recipientkvalitetsplanen fra 1989 er det målsat, at Stilling-Solbjerg sø højst må tilføres 150 kg fosfor fra kloakerede områder. Dette bidrag er ikke længere aktuelt, idet spildevandet er afskåret.

Der er desuden angivet en maksimal fosforudledning på 300 kg fosfor om året fra den spredte bebyggelse i ikke-kloakerede områder i søens opland.

I 1991 blev tilførslen af fosfor fra den spredte bebyggelse

se opgjort til 880 kg fosfor og målsætningen i Recipientkvalitetsplanen er dermed ikke opfyldt.

Det er endvidere målsat, at sigtddybden i søen i sommermånederne mindst skal være 2 meter. I 1991 var den gennemsnitlige sommersigtdybde 1,7 m og søens målsætning mht. vandets klarhed var følgelig heller ikke opfyldt i 1991.

Badevandskvalitet

Søen anvendes til badning, specielt ved Stilling (hvor der er en badebro) og ved Solbjerg. Foruden den generelle målsætning (B) er søen derfor også målsat som en badevandssø (A2).

Der er faste stationer for badevandskontrol ved badebroen i Stilling og i søens sydøstligste hjørne ved Solbjerg (Århus Amt 1991).

Der udtages i almindelighed 10 eller 20 prøver i løbet af badesæsonen.

Badevandskvaliteten er generelt i orden, men kravværdien har dog i 10 års perioden 1983-92 været overskredet i 2 sæsoner (1982 og 1991) ved Solbjerg-stationen.

Der er i Solbjerg et mindre område, der er kloakeret med ledninger fælles for spildevand og regnvand. Overskridelserne af badevandskravet formodes at hænge sammen med udledning fra overløbsbygværket under regn.

Der er ikke aktuelle planer om foranstaltninger fra disse udledninger.

Badevandskvaliteten afhænger ikke blot af indholdet af bakterier men også af mængden af alger i vandet.

Som det senere skal behandles, er mængden af specielt blågrønalg, som samles i vandoverfladen langs søens bredder i sensommeren og efteråret, et problem. Dels fordi det ikke umiddelbart indbyder til badning, når der ligger et tykt malingagtigt lag af alger i vandkanten og dels fordi disse blågrønalg kan udskille giftstoffer, som hverken dyr eller mennesker bør indtage.

Algemængden og algesammensætningen i søen forringer således badevandskvaliteten væsentligt i juli, august og september.

Tilløb til Stilling-Solbjerg sø

Kemiske forhold

For at beskrive udviklingen i søen er det ikke nok blot at tage vandprøver i selve søen. Derfor er der i 1991 og tidligere taget vandprøver og målt vandføring i tilløbene til Stilling-Solbjerg sø.

I 1991 blev der udtaget vandprøver til kemisk analyse i Møddebros bæk, i Løjenkær bæk og i Vitved Bæk. Desuden blev der 4 gange i løbet af året udtaget vandprøver i den lille bæk i Pilbrodalen (se figur 2).

Stofkoncentrationerne i de forskellige vandløb, som løber til Stilling-Solbjerg sø, præsenteret som henholdsvis års- og sommermedianer kan findes i tabel 2 og 3.

I de tre største tilløb blev der udtaget vandprøver og målt vandføring 18 gange i løbet af 1991. Dette skete for dels at få et indblik i vandløbets tilstand men også for at kunne beregne den samlede tilførsel af stof til søen.

Ved den kemiske analyse blev der bl.a. analyseret for BI_5 og NH_3 - stoffer som umiddelbart har betydning for vandløbet samt for fosfor og kvælstof, som er stoffer, der i højere grad påvirker forholdene i selve søen.

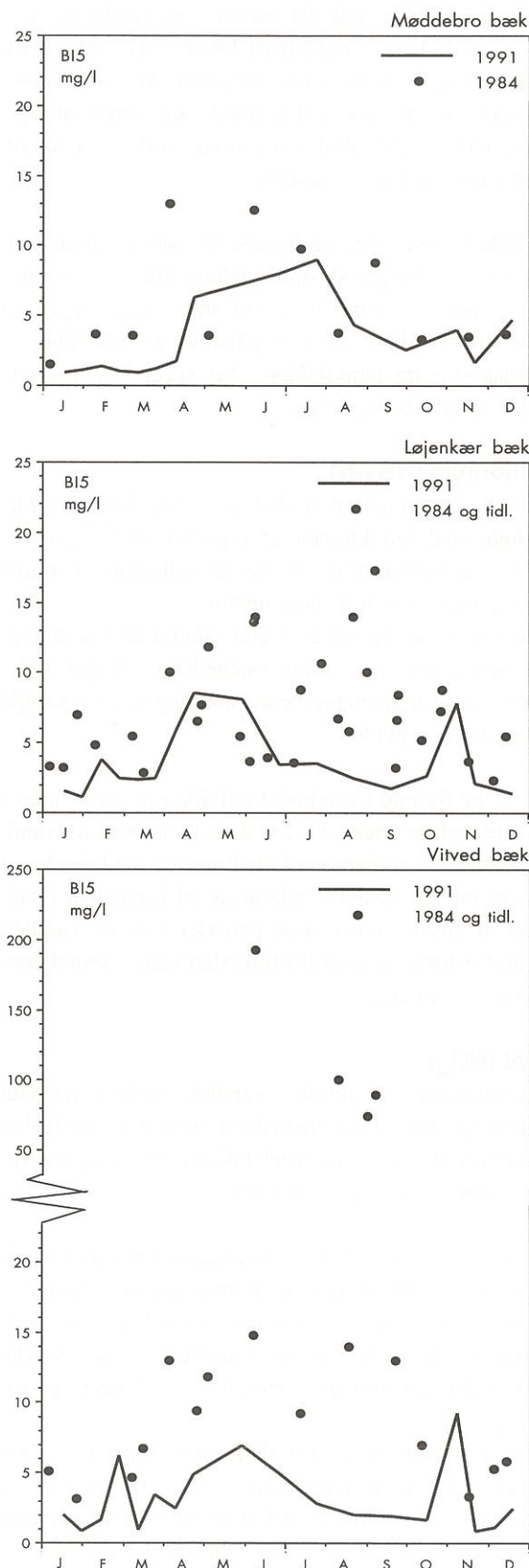
Letnedbrydeligt organisk stof (BI_5)

BI_5 er et mål for det letnedbrydelige organiske stof i vandløbet, som ved nedbrydning forbruger ilt.

Som figur 3 viser, er der sket en stor reduktion i indholdet af letnedbrydeligt organisk stof i vandløbene, som løber til søen igennem de sidste 10-15 år.

BI_5 -indholdet var i 1991 nogenlunde det samme i alle tre tilløb. I vintermånederne hvor afstrømningen og dermed vandføringen i vandløbene er stor, var BI_5 -indholdet omkring 2-3 mg/l dog afbrudt af enkelte toppe ved ekstra store regnskyl. I løbet af sommeren, hvor vandføringen falder, steg koncentrationen af organisk stof og BI_5 var i alle tre vandløb mellem 5 og 10 mg/l i sommerperioden.

Figur 3.
Indholdet af letnedbrydeligt organisk stof (BI_5) i Møddebros bæk (øverst), i Løjenkær bæk (i midten) og i Vitved bæk (nederst) i 1984 og i 1991.



Reduktionen i indholdet af organisk stof i vandløbene skyldes dels det stop for udledning af spildevand fra kloakerede områder, som er sket, dels den indsats, der er gjort, for at formindske de ulovlige udledninger fra landbruget (møddingsvand, ajle mv.).

I den forbindelse skal det nævnes, at vandkemien er målt i vandløbene umiddelbart før de løber ud i søen. De udledninger af organisk stof, som sker højt oppe i vandløbssystemet, kan det dermed være svære at registrere, idet en del af det organiske stof er nedbrudt, inden vandet når målestationen.

Det billede, som viser sig for alle tre vandløb, hvor koncentrationen af organisk stof er relativ lille i vinterperioden og høj om sommeren ved små vandføringer, er typisk for vandløb, som er påvirket af udledning af organisk stof fra punktkilder - her specielt spildevand fra den spredte bebyggelse.

Ammonium (NH₄-N)

Generelt er ammoniumindholdet i vandløbene faldet parallelt med reduktionen af organisk stof (figur 4). Forklaringen er også her, at specielt udledningen af ajle og møddingsvand stort set er ophørt.

Møddebros bæk viser dog stadig relativt høje ammoniumkoncentrationer i sommermånederne. Noget tyder således på, at udledningerne af møddingsvand eller ajle ikke helt er stoppet her.

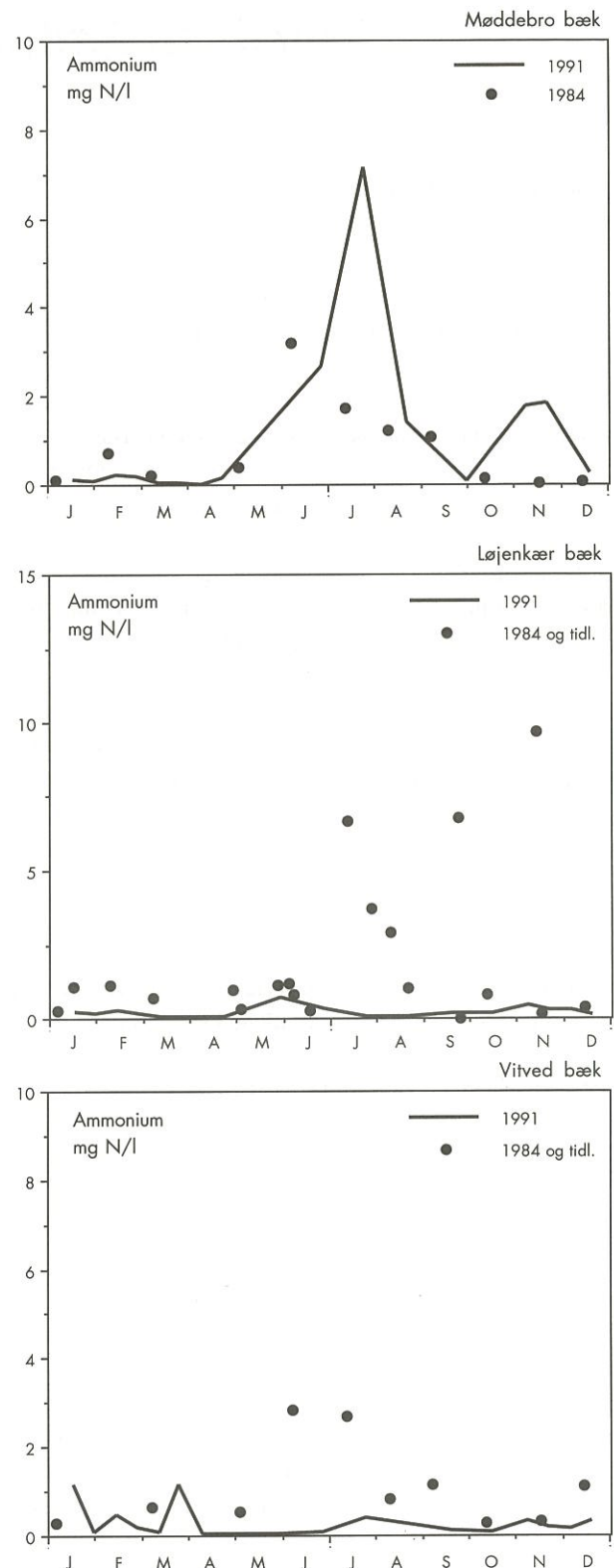
De fysiske forhold i vandløbet indvirker på ammoniums omsættelseshastighed, således at en mere ensartet vandløbsstrækning i mindre grad medfører en omdannelse af ammonium. En medvirkende årsag til forskellen i indholdet af ammonium i visse perioder i de tre vandløb kan derfor foruden forskel i tilførslen være vandløbenes fysiske udformning.

Nitrat (NO₃)

Koncentrationen af nitrat i vandløb varierer normalt meget over året. I vintermånederne med stor vandføring er koncentrationen som regel høj, medens den i sommerperioden reduceres væsentligt.

Da koncentrationen af nitrat er meget afhængig af vandføringen i vandløbet, er det svært at afgøre, om der er sket nogen ændring i afstrømningen fra de dyrkede jorde gennem de sidste tyve år. Umiddelbart ser det ikke ud til, at der er sket nogen væsentlige ændringer i perioden (figur 5).

Det kan bemærkes, at nitratkoncentrationen i alle tre vandløb i efterårsmånederne var mindre end tidligere år. Dette kan sandsynligvis tilskrives en forholdsvis lille afstrømning i sommer- og efterårsperioden i 1991.



Figur 4.

Indholdet af ammonium (NH₄) i Møddebros bæk (øverst), i Løjenkær bæk (i midten) og i Vitved bæk (nederst) i 1991 samt i tidligere måleår.

Bemærk de forskellige enheder på Y-akserne.

Generelt er kvælstofudvaskningen i vandløb i Århus Amt ikke mindsket, hvilket formentligt også gælder tilløbene til Stilling-Solbjerg sø.

Total fosfor

Når spildevandsudledninger og de ulovlige udledninger bliver reduceret eller helt fjernet, vil foruden BI_5 og ammonium-koncentrationerne også indholdet af total fosfor i vandløbet blive reduceret. Som figur 6 viser, er der sket et markant fald i indholdet af fosfor i vandløbene, som løber til Stilling-Solbjerg sø. Dette påvirker som nævnt ikke vandløbet i væsentligt omfang, men er af stor vigtighed for den nedstrøms liggende sø.

Som det ses, er der tidligere registreret overordentligt høje fosforkoncentrationer i alle tre tilløb til Stilling-Solbjerg sø.

Tabel 3 viser, at det gennemsnitlige fosforniveau i de tre vandløb tilbage i halvfjerdserne som et årsmedian var 700 - 1300 $\mu\text{g P/l}$. Figur 6 viser ligeledes, at der i sommermåneder med lav vandføring i tidligere måleår, hvor vandløbene stadig var påvirkede af spildevand fra kloakerede områder, blev registreret fosforkoncentrationer på mellem 5000 og 10000 $\mu\text{g P/l}$.

I 1991 var fosforkoncentrationen i Møddebro bæk stadig meget høj i sommermånederne, hvor vandføringen var lav og selvom der er sket en markant reduktion i fosforniveauet i Løjenkær bæk og i Vitved bæk, blev der endnu målt fosforkoncentrationer omkring 1000 $\mu\text{g P/l}$ ved lave vandføringer i de to vandløb.

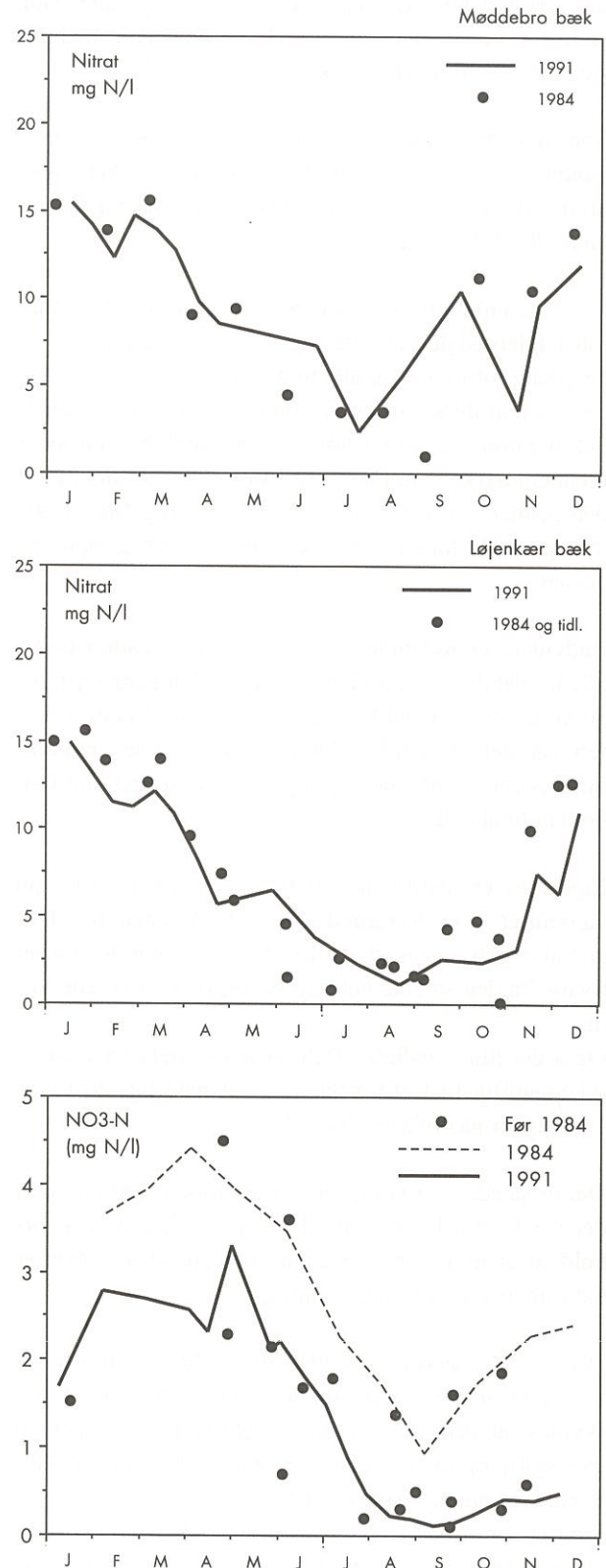
Der var således stadig et højt fosforindhold i alle tre vandløb i sommerperioden, hvilket bidrager til den formodning at vandløbene påvirkes af spildevand fra den spredte bebyggelse.

Ialt er tilførslen af fosfor til Stilling-Solbjerg sø dog reduceret. I 1991 lå fosforniveauet i indløbsvandet omkring 2-300 $\mu\text{g P/l}$, hvilket er en klar forbedring i forhold til tidligere år, men stadig for højt til ikke at være en belastning for søen.

Vandløbenes kemiske forhold generelt

Det ses af tabel 2 og 3, at der er sket store forbedringer i vandkvaliteten i Løjenkær - og Vitved bæk. Her var BI_5 -indholdet i 1991 3,4 mg/l som en sommermedian. I Møddebro bæk er vandkvaliteten derimod ikke forbedret tilsvarende. I sommerperioden var BI_5 -indholdet så højt som 8 mg/l (median).

Tilsvarende var indholdet af total kvælstof og total fosfor i Løjenkær - og Vitved bæk henholdsvis 50 % og 33 % af 1978-niveauet, medens Møddebro bæk stadig



Figur 5.

Indholdet af nitrat (NO_3) i Møddebro bæk (øverst), i Løjenkær bæk (i midten) og i Vitved bæk (nederst) i 1991 samt i tidligere måleår.

har uændret høje koncentrationer af næringssalte. Dog er fosforkoncentrationen på årsbasis reduceret med 2/3 siden 1978 i Møddebro bæk.

Som det senere skal behandles, viser bedømmelsen af vandløbenes forureningsgrader, at der ikke er sket nogen afgørende ændringer siden 1984. Heller ikke i Løjenkær- eller Vitved bæk.

En sammenligning med vandkvaliteten i det lille vandløb i Pilebrodalen afslører også, at der stadig sker en betydelig forurening af alle tre vandløb.

På grund af dyrkningsbetingede udvaskninger er indholdet af nitrat væsentligt højere i de vandløb, som løber igennem dyrkede områder, end i det lille vandløb, hvor den gennemsnitlige koncentration var 2 mg N/l i 1991, hvilket sandsynligvis kun er en smule over baggrunds-niveaut.

Endvidere er indholdet af total kvælstof stadig højt i alle tre vandløb. I Møddebro bæk var den gennemsnitlige koncentration endda steget siden 1984. I dette vandløb var der altså ikke blot periodevist høje ammoniumkoncentrationer men også generelt et meget højt indhold af total kvælstof.

Ligeledes er fosforkoncentrationerne i de tre vandløb væsentligt over baggrunds-niveaut. Årsagen hertil er endnu engang primært, at der stadig tilføres for meget fosfor fra den spredte bebyggelse og fra de dyrkede jorde.

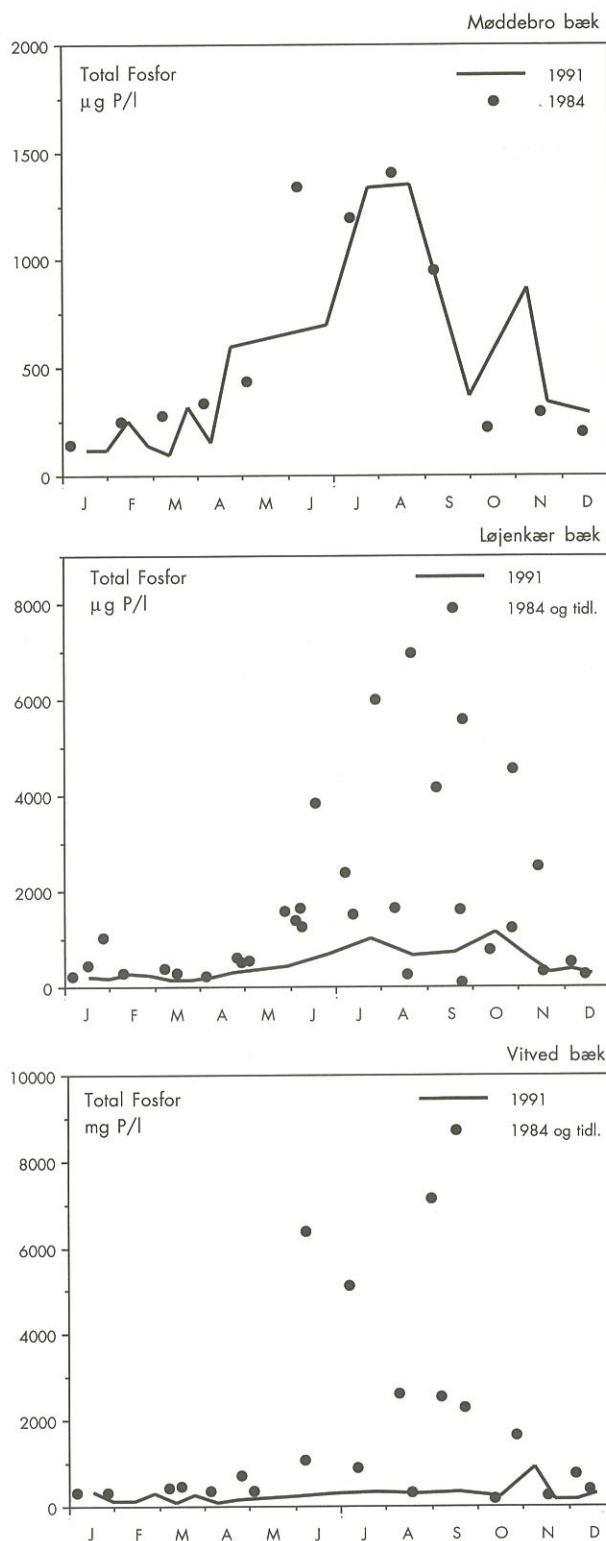
Også det lille vandløb i Pilbrodalen er belastet med en ikke-naturlig fosfortilførsel, idet det naturlige fosforniveau ligger på omkring 50 µg P/l.

Der er således væsentligt højere fosforkoncentrationer i det vand, som bliver ført til Stilling-Solbjerg sø i forhold til et uforstyrret baggrunds-niveau. Dette påvirker naturligvis søen i negativ retning.

Det kan bemærkes, at kvælstofindholdet i afløbet fra Stilling-Solbjerg sø er mindre end i tilløbene. Dette skyldes, at der under vandets ophold i søen, sker en kvælstoffjernelse ved denitrifikation - dvs. omdannelse af nitrat til atmosfærisk kvælstof.

Modsat er fosforkoncentrationen forholdsvis stor i afløbet. Årsagen hertil er, at der i søen sker en fosforfrigivelse fra sedimentet i sommer- og efterårsmånederne. Den frigjorte fosfor bliver blandet op i søens vandmasser og en del bliver dermed ført ud af søen.

Begge processer vil iøvrigt blive mere indgående kommenteret i afsnittet om massebalancen for søen.



Figur 6.

Indholdet af total fosfor i Møddebro bæk (øverst), i Løjenkær bæk (i midten) og i Vitved bæk (nederst) i 1991 samt i tidligere måleår.

Bemærk også her de forskellige enheder på Y-akserne.

Station	År	pH	BI 5 mg/l	Total COD mg/l	Part. COD mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Total N mg/l	Ortho P µg/l	Total P µg/l
Møddebro Bæk	1984	7,8	8,8	46,2	4,5	1,230	3,45	6,90	924	1200
	1991	7,5	8,0	40,2	4,5	2,035	6,38	11,25	834	1012
Løjenkær Bæk	1978	8,0	9,5	49,0			1,85	10,60	804	1036
	1984	7,8	11,8	50,8	10,1	2,880	2,60	9,10	1130	1645
	1991	7,6	3,4	31,8	3,7	0,137	2,52	4,38	600	690
Vitved Bæk	1978	7,7		173,0			1,97	21,60	1747	3062
	1984	7,9	14,8	64,7	20,2	1,130	2,90	8,50	675	1080
	1991	7,9	3,4	27,1	4,7	0,121	4,00	5,30	169	289
Århus å (afløb sø)	1978	8,4	5,1	32,7			1,49	5,20	215	375
	1991	8,4						1,74	126	207

Tabel 2.

Sommermedianer af de målte stofkoncentrationer i tilløbene til Stilling-Solbjerg sø i 1978, 1984 og 1991.

Station	År	pH	BI 5 mg/l	Total COD mg/l	Part. COD mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Total N mg/l	Ortho P µg/l	Total P µg/l
Møddebro Bæk	1978		4,5	24,5				12,90		1310
	1984	7,8	4,9	26,9	4	0,390	9,92	10,80	246	319
	1991	7,8	3,5	18,4	2,2	0,167	10,40	13,00	217	316
Løjenkær Bæk	1978	7,9	5,9	31,4			5,86	13,00	600	828
	1984	7,7	7,6	40,0	6,3	0,810	7,75	11,90	250	470
	1991	7,6	2,9	26,3	3,3	0,173	6,95	8,97	191	283
Vitved Bæk	1978	7,9	9,4	41,4			5,50	16,00	320	728
	1984	7,6	11,0	38,7	8,8	0,720	8,26	11,40	210	396
	1991	7,8	2,6	20,6	3,9	0,158	6,55	8,19	98	238
Pilbro Bæk	1991	7,6		26,2	7,3	0,098	1,20	2,21	42	93
Århus å (afløb sø)	1978	8,3	4,1	25,9			2,38	5,15	225	343
	1991	8,1						2,60	271	304

Tabel 3.

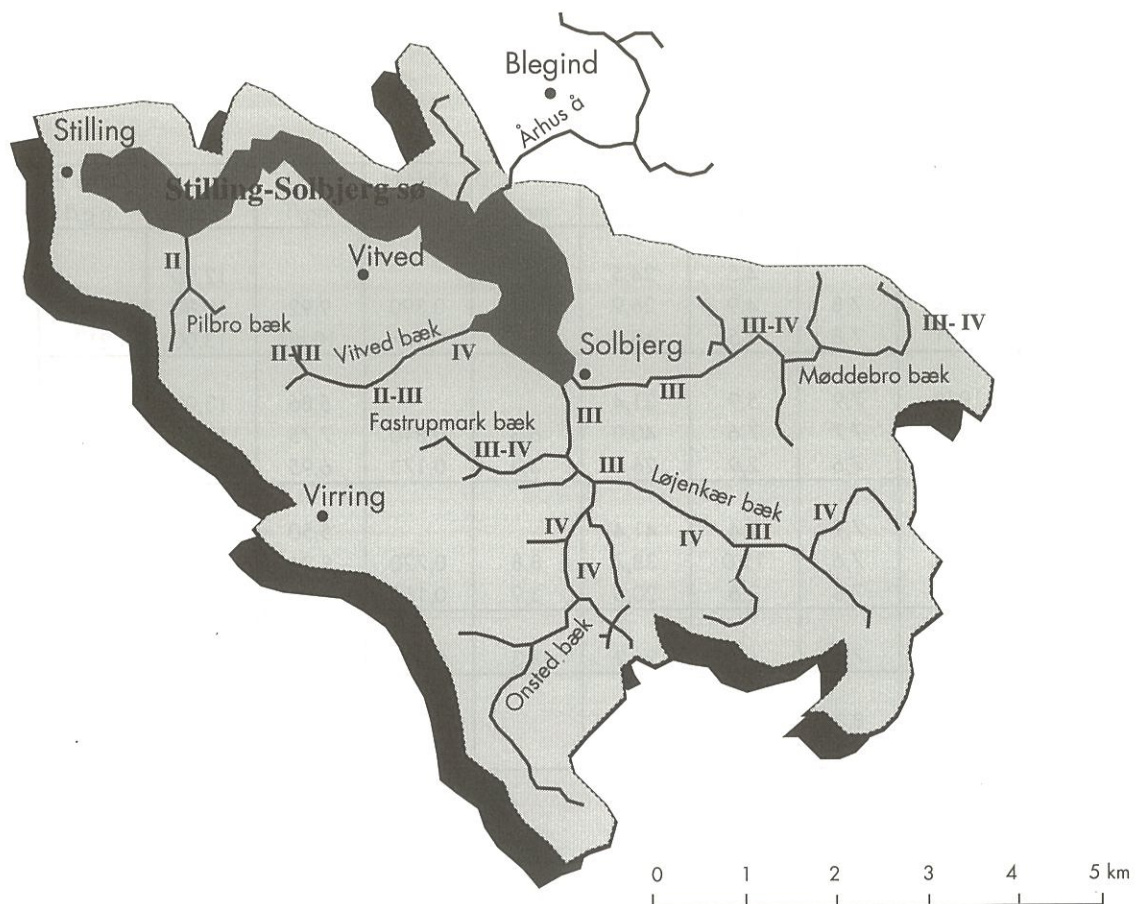
Årsmedianer af de målte stofkoncentrationer i tilløbene til Stilling-Solbjerg sø i 1978, 1984 og 1991.

SIGNATURFORKLARING

Forureningsgrader :

I	Praktisk taget uforurenat
I - II	Overgangsform
II	Svagt forurenat
II - III	Overgangsform
III	Stærkt forurenat
III - IV	Overgangsform
IV	Overordentligt stærkt forurenat

- det skal bemærkes, at store dele af de mindre tilløb til Møddebro- og Løjenkær bæk er rørlagte ligesom størstedelen af Onsted bæk og de øverste dele af Fastrupmark bæk.



Figur 7.

Forureningsgraderne på faunastationer i tilløbene til Stilling-Solbjerg sø bedømt i 1992.

Forureningstilstanden i tilløbene.

Forureningstilstanden i vandløbene, som løber til Stilling-Solbjerg sø, er bedømt ud fra en undersøgelse af smådyrsfaunaen i 1992 på en skala fra forureningsgrad I (uforurenet) til IV (overordentligt stærkt forurenet). De fundne forureningsgrader er vist på kortet på figur 7.

Møddebro bæk

Der er kun foretaget forureningsbedømmelser i Møddebro bæk's hovedløb. Bækken er stærkt belastet af udledninger fra oplandet og forureningsgraden er III-IV i hele bækkenes udstrækning. Kilden til forureningen er primært den spredte bebyggelse. Høje ammoniakkoncentrationer i sommermånederne indikerer endvidere en udledning af møddingsvand til bækken.

Løjenkær bæk

Stort set alle de mindre tilløb til Løjenkær bæk er stærkt forurenede og er bedømt til en forureningsgrad III-IV eller IV. Onsted bæk løber igennem Trolddalen og på grund af bækkenes gode fysiske tilstand her og det store fald er forureningsgraden dog III på denne strækning ligesom i Løjenkær bæk's hovedløb.

Omkring Astrup er Løjenkær bæk stadigt stærkt forurenet og har en forureningsgrad IV.

Det kan derfor konkluderes, at Løjenkær bæk er meget stærkt belastet af hovedsagligt spildevand fra spredt bebyggelse.

Bækken løber endvidere igennem Solbjerg by og modtager her regnvand fra befæstede arealer og spildevands-overløb - også dette bidrag påvirker bækken i negativ retning.

Vitved bæk

I den øvre del af Vitved bæk er forureningsgraden II-III og bækken er dermed noget forurenet. Det er sandsynligvis dels den spredte bebyggelse i oplandet, som bidrager til en vis forurening, dels den lille Iglsø, som i perioder tilfører organisk materiale til bækken.

Vitved bæk bliver imidlertid stærkt påvirket af udledninger ved Folmerbro og forureningsgraden er IV i den nederste del af bækken.

Pilbro bæk

Pilbro bæk er det tilløb til søen, som er mindst påvirket. Forureningsgraden er II og grunden til, at bækken trods alt er svagt forurenet, er sandsynligvis, at der også her sker en mindre tilførsel af spildevand fra spredt bebyggelse. Endvidere var det lille tilløb til bækken fra Egely ved undersøgelsen sommetørt men er tidligere bedømt til en forureningsgrad I-II.

Bækkenes fysiske rammer er i modsætning til de øvrige

tilløb gode, hvilket er af stor betydning for den vandløbsfauna, som holder til her.

Sammenfattende påvirker udledning af organisk stof fra primært den spredte bebyggelse generelt Løjenkær bæk, Møddebro bæk og Vitved bæk, således at de tre bække på langt de fleste strækninger har en forureningsgrad III eller IV. En medvirkende årsag til de dårlige forhold er, at vandløbene i vid udstrækning er regulerede og har et lille fald og strømmen derfor er langsom.

Foruden den spredte bebyggelse bidrager dyrkningen af jorden i oplandet til forureningen af vandløbene. Denne forurening består dog hovedsagligt af kvælstof og fosfor og påvirker derfor i højere grad Stilling-Solbjerg sø end selve vandløbene.

Alle tre vandløb har været stærkt påvirket af aktiviteten i oplandet siden de første vandløbsbedømmelser i starten af halvfjerdserne.

I 1978 blev forureningsgraden i Møddebro bæk lige opstrøms søen bestemt til III-IV, de øverste strækninger af Løjenkær bæk også til III-IV, de nedre til III og endeligt var forureningsgraden i den nederste del af Vitved bæk IV.

I 1984 var forholdene tilsyneladende blevet værre, idet forureningsgraden på de fleste stationer i Møddebro bæk og Løjenkær bæk var forringet. Specielt var forureningsgraden umiddelbart før de to bækkes udløb i søen nu IV i stedet for III-IV. Endvidere var forholdene i Vitved bæk uændrede på de nedre strækninger.

Sammenlignes forureningsbedømmelsen i tilløbene i 1992 med den, som blev foretaget i 1984, ser man, at der stort set ikke er sket nogen ændringer af vandløbernes forureningsgrad nogen steder (Århus Amt 1986).

Den reduktion, som er sket i koncentrationen af organisk stof, er dermed ikke tilstrækkelig til at have en effekt på vandløbsfaunaen.

I øvrigt repræsenterer det målte indhold af organisk stof sandsynligvis ikke den fulde sandhed, idet vandkemien er målt i vandløbene, umiddelbart før de løber ud i søen. Her er det organiske materiale, som i første række påvirker vandløbene, til en vis grad nedbrudt og de større koncentrationer, som sandsynligvis findes højere oppe i vandløbssystemerne, og som der gør, at forureningsgraden ikke er ændret siden 1984, registreres ikke. Reduktionen, som de kemiske målinger viser, er sket i tilførslen af næringssalte til søen, kan ikke ses i vandløbene, idet kvælstof og fosfor ikke umiddelbart påvirker vandløbene.

Kilderne til næringssaltforureningen af Stilling-Solbjerg sø er behandlet i afsnittet om massebalancen for søen.

Vand- og næringsstofbalance

I 1991 blev der taget vandprøver 18 gange i Møddebro-, Løjenkær- og Vitved bæk samt 4 gange i det lille vandløb i Pilbrodalen.

Vandføringen i de fire vandløb blev målt manuelt med vingemåler det samme antal gange, som der blev udtaget vandprøver. For at få en kontinuert vandføring, blev disse målinger relateret vha. qQ-metoden til vandføringen i Horndrup bæk, hvor der er placeret en fast vandføringsmåler. Horndrup bæk er et lille vandløb, som afstrømnings- og vandføringsmæssigt ligner tilløbene til Stilling-Solbjerg sø. Desuden ligger denne bæk kun omkring 30 km fra oplandet til Stilling-Solbjerg sø.

Vandføringen i afløbet er målt vha. en fast vandføringsmåler ved Aldrup Mølle.

De beregnede vandføringer i tilløbene og den målte vandføring i afløbet samt de beregnede qQ-relationer kan findes i bilag.

Vandbalance

Den største vandtilførsel sker igennem Løjenkær bæk. Her var den gennemsnitlige vandføring i 1991 107 l/s. I Møddebro bæk løb der gennemsnitligt 34 l/s i 1991, medens vandføringen i Vitved bæk gennemsnitligt i 1991 var 18 l/s.

Ialt blev der tilført knapt 8 mio. m³ overfladevand til Stilling-Solbjerg sø i 1991. Som figur 8 viser, var den største vandtilførsel ikke uventet i januar måned. Derefter faldt tilførslen stort set jævnt igennem foråret, dog var tilførslen i februar mindre, medens vandtilførslen i maj var større end normalt. Som det kan ses af figuren, var vandtilførslen i sommer- og efterårsmånederne meget lille og først i december kom der igen større mængder vand til søen.

I forhold til søens størrelse og volumen er det kun en lille vandmængde, som tilledes hvert år. Vandets opholdstid i søen er derfor efter danske forhold lang - ud fra vandbalancen i 1991 er opholdstiden beregnet til 2,7 år, hvilket vil sige, at der i 1991 kun blev tilført en vandmængde svarende til 37 % af søens volumen.

En så lang opholdstid gør bl.a., at de store stofmængder, som én gang er tilført søen, kun meget langsomt bliver fjernet igen.

Vandtransporten fra det umålte opland, som fortrinsvis ligger på søens nord og vestside, er beregnet ved at are-

alkorrigerer det umålte opland til Vitved bæk's opland.

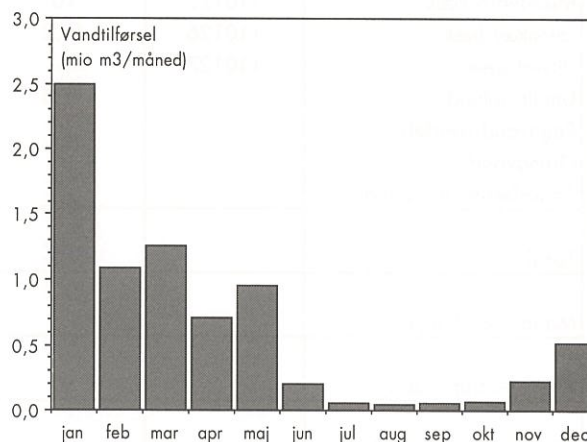
Ved opgørelsen af vandbalancen er det antaget, at nedbøren på søens overflade er af samme størrelsesorden som fordampningen.

Endvidere er vandstanden i søen registreret dagligt og anvendt til at beregne volumenændringer i søen.

Efteråret 1990 var meget nedbørsrigt. Derfor var der en forholdsvis stor vandtilførsel til søen i denne periode og derfor steg vandstanden i søen. I løbet af 1991, hvor nedbørsmængden var nærmere det normale, faldt vandstanden i søen gradvist til sit normale niveau. Dette medførte, at afstrømningen fra søen specielt i forårsmånederne var større end tilstrømningen egentligt berettigede til og at der dermed også var en forholdsvis stor transport af stof ud af søen.

Ved beregningen af vandbalancen er det opgjort, at der i 1991 var en grundvandstilførsel på ialt 1,17 mio. m³, eller ca. 1/8 af den totale vandtilførsel. Dette er sandsynligvis i overkanten og skal snarere ses som et udtryk for, at den faktiske tilførsel af overfladevand var større end beregnet, idet grundvandsbidraget er fremkommet som differencen mellem den totale vandtilførsel og vandfraførslen.

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



Figur 8.

Den månedlige vandtilførsel til Stilling-Solbjerg sø i 1991.

Næringsstofbalance

Næringsstofbalancen for Stilling-Solbjerg sø (tabel 4) er beregnet ud fra de målte stoftransporter i vandløbene. Den tilsvarende stofbalance for søen i 1984 er vist i bilag.

Stoftransporten er beregnet for de tre vandløb samt for det umålte opland. Transporten fra det umålte opland er som ved beregningen af vandbalancen fundet ved at arealkorrigeres til Vitved bæk og det er derfor antaget, at koncentrationen af de enkelte stoffer er den samme i vandet, som strømmer fra det umålte opland, som i Vitved bæk. Herved er den beregnede fosfortilførsel fra det umålte opland sandsynligvist overestimeret en smule.

Som det kan ses i tabellen, tilføres søen en mindre mængde kvælstof og fosfor fra regnvandsoverløb i både Stilling og Solbjerg by.

Det er anslået, at den atmosfæriske kvælstofdeposition var 20 kg N/ha/år og at fosfordepositionen var 0,2 kg P/ha/år.

Endvidere er det anslået, at koncentrationen af fosfor og kvælstof i det grundvand, som løber til søen var henholdsvis 30 µg P/l og 0,5 mg N/l.

Fosfortilførslen til Stilling-Solbjerg sø var i 1991 på ialt 1,97 tons. Sammenlignet med 1978, hvor der blev tilført 7,35 ton fosfor (Århus Amt 1979) og 1984 hvor tilførslen af fosfor var 9,82 ton (Århus Amt 1986), er den eksterne fosfortilførsel altså blevet reduceret kraftigt. Fra 1984 til 1991 er der tale om en reduktion på ca. 80 %.

Forklaringen på den større tilførsel i '84 sammenlignet med '78 er sandsynligvis, at 1984 var et relativt vådt år med deraf følgende større afstrømning

Selvom der således er sket et markant fald i tilførslen de sidste ti år, gemmer der sig bagved de to tons fosfor tilført i 1991 stadig forholdsvist høje fosforkoncentrationer i indløbsvandet (figur 6).

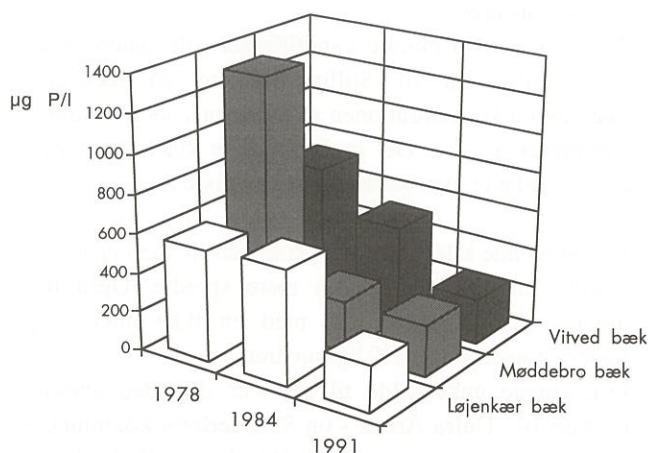
Den gennemsnitlige indløbskoncentration af fosfor i 1991 (1984-konc. i parentes) var i Møddebro bæk 316 (319 opstrøms Solbjerg rensningsanlæg) µg P/l, i Løjenkær bæk 283 (470) µg P/l og i Vitved bæk 238 (396) µg P/l. Der var således stadig i 1991 en meget høj fosforkoncentration i tilløbene til søen, selvom der i specielt Løjenkær - og Vitved bæk er sket et betragteligt fald fra 1984 til '91.

I nedenstående tabel fremgår det, at der var et nettoflow af fosfor ud af søen i 1991. Faktisk blev der transporteret 48 % eller 945 kg mere fosfor ud af søen, end der blev tilført.

Som nævnt under vandbalanceafsnittet, skal denne større transport ud af søen ses i lyset af magasinændrin-

Vandløb	Stationsnr.	Opland km ²	Årsvandføring 10 ⁶ m ³ /år	Total fosfor t P/år	Orthofosfat t P/år	Total kvælstof t N/år
Møddebro bæk	110123	10	1,063	0,274	0,194	15,0
Løjenkær bæk	110126	16,2	3,365	0,779	0,438	42,0
Vitved bæk	110127	4	0,558	0,129	0,069	8,0
Umålt opland		19,8	2,533	0,514	0,274	32,1
Regnvandsoverløb			0,220	0,170	0,060	0,7
Grundvand			1,172	0,035	0,018	0,6
Atmosfærisk deposition				0,073	0,037	7,3
Total		50	8,911	1,974	1,09	105,7
Magasinændringer			1,573			
Afløb (Aldrup Mølle)		50	10,484	2,919	2,478	32,4
Tilbageholdelse/reduktion				-48%	-127%	69%

Tabel 4.
Vand- og næringsstofbalance for Stilling-Solbjerg sø i 1991.



Figur 9.

Den vandføringsvægtede gennemsnitskoncentration af total fosfor i de tre vandløb, som løber til Stilling-Solbjerg sø i 1978, 1984 og 1991.

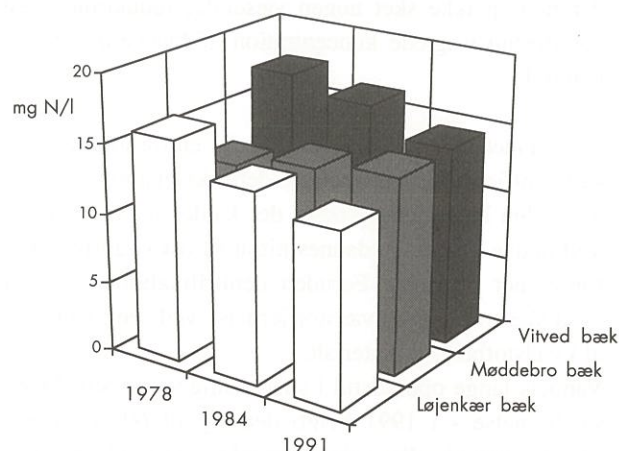
Det skal bemærkes, at vandprøverne i Møddebro bæk i 1984 blev taget opstrøms Solbjerg rensningsanlæg i modsætning til 1978, hvor prøverne blev taget nedenfor anlægget.

gen i søen. Tages der højde for, at vandspejlet i søen var højere end normalt ved årets start og skulle indstille sig på det normale niveau i løbet af 1991, svarer magasinændringen på 1,6 mio. m³ til omkring 470 kg fosfor (beregnet ud fra søens årgennemsnit). Den reelle netto-transport af fosfor ud af Stilling-Solbjerg sø i 1991 var altså ca. 400 kg. Dvs. at fosforretentionen i 1991 var på omkring minus 20% - der kom altså, når der er korrigeret for vandstandsændringerne, 20 % mere fosfor ud af søen, end der blev tilført i 1991.

I gennem de sidste 40-50 år er der tilført betragtelige fosformængder til Stilling-Solbjerg sø. Hovedparten af den tilførte fosfor er i tidens løb bundet i søens sediment - i 1984 var der stadig en netto-fosfortilbageholdelse i søen (se bilag).

Derfor ligger der en meget stor fosforpulje på bunden af søen. En del af denne fosfor bliver frigivet til vandmasserne i søen hver sensommer og efterår, når bundvandet bliver iltfrit.

En frigivelse af fosfor fra et iltfrit sediment er et naturligt fænomen og en ting, som altid er sket i Stilling-Solbjerg sø. Pga. de store tilførsler igennem den sidste halvtredsårs periode er fosformængden på bunden af søen imidlertid blevet meget stor og sedimentets evne til at binde den tilførte fosfor er i takt med, at der er blevet mere og mere fosfor, blevet mindre. Frigivelsen fra sedimentet er derfor sandsynligvis blevet større og sedi-



Figur 10.

Den vandføringsvægtede gennemsnitskoncentration af total kvælstof i de tre vandløb, som løber til Stilling-Solbjerg sø, i 1978, 1984 og 1991.

Det skal bemærkes, at vandprøverne i Møddebro bæk i 1984 blev taget opstrøms Solbjerg rensningsanlæg i modsætning til 1978, hvor prøverne blev taget nedenfor anlægget.

mentets evne til at binde den frigivne fosfor igen er blevet mindre.

Den interne fosforbelastning er således meget stor i disse år i Stilling-Solbjerg sø og der kunne som nævnt observeres en nettotransport af fosfor ud af søen i 1991.

Da afstrømningen fra søen er lille i sommer- og efterårsmånederne, er det kun en meget lille del af den frigivne fosfor, som bliver ført ud af søen. Den største del vil i løbet af det følgende halve år sedimentere igen og således være klar til at blive frigjort, når bundvandet igen bliver iltfrit.

I øvrigt vil fosforfrigivelsen fra sedimentet blive behandlet mere indgående i afsnittet om bundprocesserne i søen.

Kvælstoftilførslen til Stilling-Solbjerg sø var i 1991 på 105 ton, hvilket er næsten en halvering i forhold til 1984, hvor tilførslen var på 206 ton. I forhold til 1978, hvor tilførslen var 170 ton, er der sket en reduktion på omkring 40 %.

Forskelle i kvælstoftransporten kan primært tilskrives de naturbetingede forskelle i nedbøren fra år til år.

Koncentrationen af total kvælstof i de tilløbene ligger således stadig væsentligt over den naturlige tilførsel og den nedgang i mængden af kvælstof, som er tilført søen, skyldes først og fremmest en mindre vandtilførsel i 1991 sammenlignet med 1984. Som figur 10 viser, er

der nemlig ikke sket nogen væsentlig reduktion i den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof i de tre vandløb.

Ved vandets passage af søen sker der en forholdsvis stor kvælstoffjernelse. Årsagen til dette kvælstoftab er primært den bakterielle proces, der kaldes denitrifikation. Ved denne proces omdannes nitrat til frit kvælstof, som fordamper fra søen. Foruden denitrifikationen vil der også ske en mindre kvælstoffjernelse ved sedimentation af kvælstofholdigt materiale.

Vandets lange opholdstid i søen muliggør en stor kvælstoffjernelse - i 1991 beløb den sig til 69 % af den tilførte mængde eller i absolutte tal ca. 73 ton kvælstof. Da det primært er opholdstidens længde, som er afgørende for kvælstoffjernelsens størrelse, har den relative kvælstoffjernelse ikke ændret sig væsentligt, selv om mængden af kvælstof, der er tilført søen, er blevet reduceret igennem de sidste ti år.

Kilder til næringsstofftilførslen

i Tabel 5 er der foretaget en kildeopsplitning af næringsstoffkilderne til Stilling-Solbjerg sø i 1991.

For kvælstofs vedkommende kan det ses, at langt det største bidrag kommer fra de dyrkningsbetingede udledninger og at kvælstofmængden, som kommer fra de øvrige regulerbare kilder, er forsvindende i sammenligning hermed.

Ud fra erfaringer andre steder i landet vil kvælstofkoncentrationen i et upåvirket vandløb ligge på 1 - 2 mg N/l i gennemsnit. Som det er vist i figur 10, er indholdet af kvælstof i de større tilløb til søen over 10 mg N/l. Et så højt kvælstofniveau fortæller, at en stor del af denne kvælstof skyldes afstrømning fra de dyrkede jorde.

Skal tilførslen af kvælstof til vandløb og sø blive mindre i de kommende år er det derfor afgørende, at bidraget

herfra reduceres.

På grund af den mindre vandtilførsel i de senere år er kvælstoftilførslen til Stilling-Solbjerg sø reduceret markant og koncentrationen af kvælstof i søen er følgelig blevet mindre. Det er derfor ikke kvælstof, som i første række er et problem for søen i disse år.

De betydende kilder til fosfortilførslen til søen er imodsetning til kvælstofkilderne mere spredte. Også her bidrager de dyrkede jorde med en ikke ubetydelig fosfortilførsel på ca. 430 kg om året.

Den største enkeltkilde til søen er dog den spredte bebyggelse. Udfra Århus - og Skanderborg kommuners opgørelser samt en optælling i Hørning og Odder kommuner foretaget af Århus Amts Miljøkontor, er det beregnet, at bidraget fra denne kilde var 880 kg i 1991.

Kildeopsplitning	Kvælstof t/år	Fosfor t/år
Baggrundstilførsel	11,60	0,23
Grundvand	0,59	0,04
Regnvandsoverløb fra byer.	1,22	0,32
Spildevand fra spredt bebyggelse.	2,94	0,88
Dyrkningsbetinget udvaskning	81,45	0,43
Nedbør	7,30	0,07
Total	105,1	1,97

Tabel 5.
Kilder til kvælstof- og fosfortilførslen til Stilling-Solbjerg sø i 1991

Tabel 6.
**Spildevandsudledninger
fra den spredte bebyggelse
i oplandet til Stilling-
Solbjerg sø i 1991.**

Spildevand fra spredt bebyggelse				
Vandløb	Antal huse	Kvælstof kg N/år	Fosfor kg P/år	B15 kg/år
Møddebro bæk	73	500	140	1710
Løjenkær bæk	197	2060	610	6930
Vitved bæk	8	50	20	150
Øvrige opland	60	330	110	1120
Total	338	2940	880	9910

Der er ialt 374 ejendomme uden for kloakerede områder i oplandet til Stilling-Solbjerg sø. Heraf udleder 336 spildevandet direkte til vandløb eller sø.

Ved beregningen af bidraget fra den spredte bebyggelse er det antaget, at hver ejendom i gennemsnit er beboet af 2,5 personer og at der udledes 1,5 kg fosfor pr. person pr. år. Endvidere er det forudsat, at der sker en 30 % reduktion af den producerede fosformængde, inden spildevandet når vandløb eller sø.

Alt i alt giver denne beregning en tilførsel af 880 kg fosfor fra den spredte bebyggelse i 1991.

De regnvandsbetingede udledninger er beregnet vha. arealenhedstal og i følge disse beregninger tilføres søen over 300 kg fosfor årligt fra regnvandsoverløb.

Baggrundstilførslen er udregnet ved at sammenholde de tilførte vandmængder med en antagelse om, at koncentrationen af fosfor i et upåvirket vandløb vil være max. 50 µg P/l.

De dyrkningsbetingede udledninger er til sidst fremkommet som differencen mellem den totale fosfortilførsel og tilførslen fra de øvrige kilder.

Af de næsten 2 tons fosfor, som blev tilført søen i 1991, udgjorde de regulerbare kilder 1634 kg. Over halvdelen af dette bidrag kom fra den spredte bebyggelse, hvilket altså gør denne kilde til den største leverandør af fosfor til søen i '91.

I et forsøg på at opstille nogle retningslinier for administrationen af udledningerne fra den spredte bebyggelse og efterfølgende at reducere udledningerne herfra, er der udarbejdet et notat i et samarbejde mellem Århus kommune og Århus Amt (Århus Amt 1992) vedrørende afledning af spildevand fra ejendomme udenfor kloakerede områder i oplandet til Stilling-Solbjerg sø.

Konklusionen på dette arbejde blev, at det er muligt at etablere nedsivningsanlæg for spildevandet fra spredt bebyggelse i størstedelen af oplandet til Stilling-Solbjerg sø, uden at der dermed er en risiko for en forurening af grundvandet.

I de områder, hvor jorden er for lerholdig til en effektiv nedsivning, anbefales biologisk rensning mindst i form af sandfilteranlæg.

Ved gennemførelse af ovenstående er det skønnet, at fosforbidraget fra den spredte bebyggelse fremover vil være omkring 220 kg om året. Dermed vil fosfortilførslen til søen blive reduceret med ca. 30 % og Recipientkvalitetsplanen, som angiver en maksimal udledning på 300 kg fosfor fra den spredte bebyggelse om året, være opfyldt.

Da udledninger til Stilling-Solbjerg sø som nævnt har meget langvarige effekter, er det dog ønskeligt, at der ikke kun sker en reduktion af bidraget fra den spredte bebyggelse.

Regnvandsoverløbene bidrog i 1991 med over 300 kg fosfor. Det vil derfor ikke være uden effekt, om der blev iværksat foranstaltninger til at reducere bidraget fra disse overløb til Stilling-Solbjerg sø.

Den sidste betydende regulerbare fosforkilde er de dyrkningsbetingede udvaskninger. I 1991 er bidraget opgjort til omkring 430 kg fosfor, men det skal understreges, at denne opgørelse er forbundet med store usikkerheder, da mængden som tidligere nævnt, er fremkommet som differencen mellem summen af de øvrige kilder og den totale tilførsel. Den beregnede tilførsel fra de dyrkede jorde skal derfor betragtes som en minimumsværdi.

Fosforafstrømningen var i 1991 0,14 kg fosfor/ha/år fra oplandet til Stilling-Solbjerg sø.

I anden sammenhæng er afstrømningen fra landbrugsjorde andre steder i Århus Amt i 1991 bestemt. Her blev afstrømningen eller arealbidraget, som det også kaldes, bestemt til 0,11 kg fosfor/ha/år og altså ikke væsentligt forskelligt fra værdien for Stilling-Solbjerg sø's opland.

Uanset usikkerheder i beregningen var det dyrkningsbetingede bidrag i '91 af en sådan størrelse, at det vil være til gavn for søen, om der i fremtiden var en mindre afstrømning af fosfor fra de dyrkede jorde.

Kemiske resultater fra Stilling-Solbjerg sø

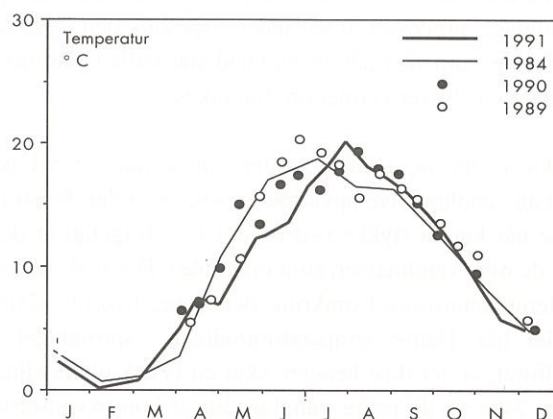
Årstidsvariationen i overfladevandet i 1991

I det følgende er resultatet af målingerne i søens overfladevand præsenteret.

I 1991 blev der ialt udtaget vandprøver 19 gange i søen - en gang om måneden i vinterperioden og to gange om måneden fra 1/4 til 1/11. Til sammenligning blev vandprøverne i 1984 taget en gang om måneden altså 12 gange ialt.

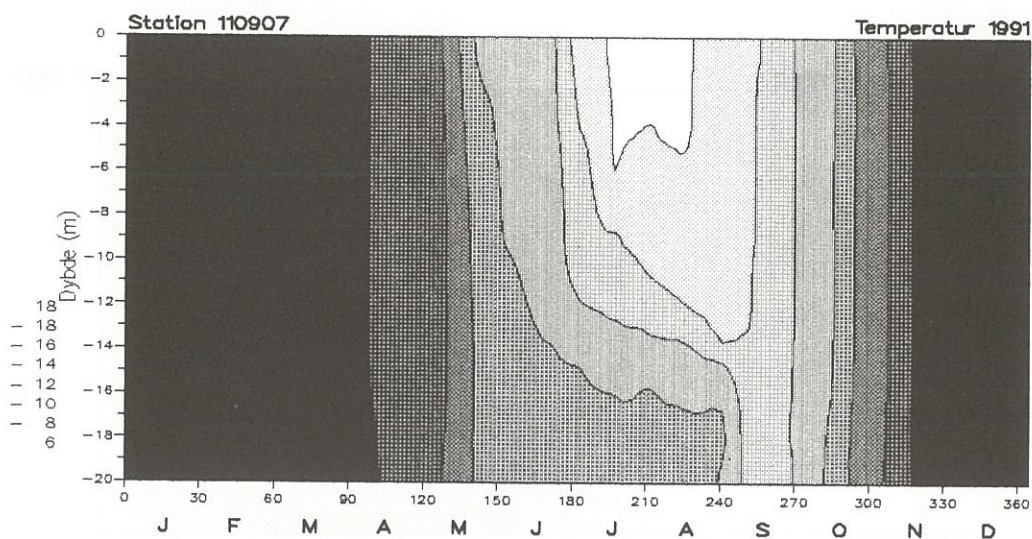
De viste figurer repræsenterer situationen på det dybeste sted i søen. I 1991 blev der endvidere taget vandprøver i såvel den østlige som den vestlige ende af søen. Da det har vist sig, at vandkemien ikke varierer væsentligt på de tre prøvetagningssteder, er data for den østlige og den vestlige station præsenteret i bilag.

1991-resultatet vil i første række blive sammenlignet med data fra 1984, men for nogle parametre findes der også data fra perioden før 1984. I det omfang det er muligt, vil resultater fra før 1984 derfor også blive inddraget i diskussionen.



Figur 11.

Temperaturen i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø i 1984 og 1991. Til sammenligning er 1989 og '90 data hentet fra Ravn sø, der i sommer- og efterårsperioden har samme vandtemperatur som Stilling-Solbjerg sø.



Figur 12.

Temperaturfordelingen i Stilling-Solbjerg sø i 1991 på det dybeste sted (vandkemistationen).

Ilt og temperatur

I 1991 var foråret relativt koldt i modsætning til 1984, som i højere grad lignede et normalår.

Lav lufttemperatur medfører en forholdsvis lav vandtemperatur (figur 11). Dermed påvirkes de kemiske og biologiske processer i søvandet, ligesom den fysiske lagdeling, som sker når søens vand står stille i sommerperioden og bliver varmet op, forsinkes.

Under varme og stille perioder om sommeren vil de øverste vandlag blive opvarmet af solens stråler. Solstrålerne når kun et stykke ned i vandet og følgelig er det kun de øvre vandmasser, som opvarmes. Dermed skabes en temperaturforskel omkring den zone, hvortil solens stråler når. Denne temperaturgradient - springlaget - medfører, at der ikke længere sker en fysisk opblanding af de øvre og de nedre vandlag. En af konsekvenserne er, at bundvandet ikke tilføres ilt fra atmosfæren og dermed er der stor sandsynlighed for, at den ilt, som er i bundvandet, vil blive opbrugt.

Som figur 12 viser, blev springlaget etableres i ca. 10 m's dybde. Dermed har temperaturlagdelingen altså kun betydning for de dybere dele af søen og de lavvandede områder får således tilført ilt til bunden hele året.

Figur 12 viser ligeledes, at lagdelingen er forholdsvis ustabil og kun varer en kort periode set i forhold til, at Stilling-Solbjerg sø er omkring 19 meter dyb på det

dybeste sted. Den manglende stabilitet skyldes, at søen er øst-vest vendt og således eksponeret for vestenvinden.

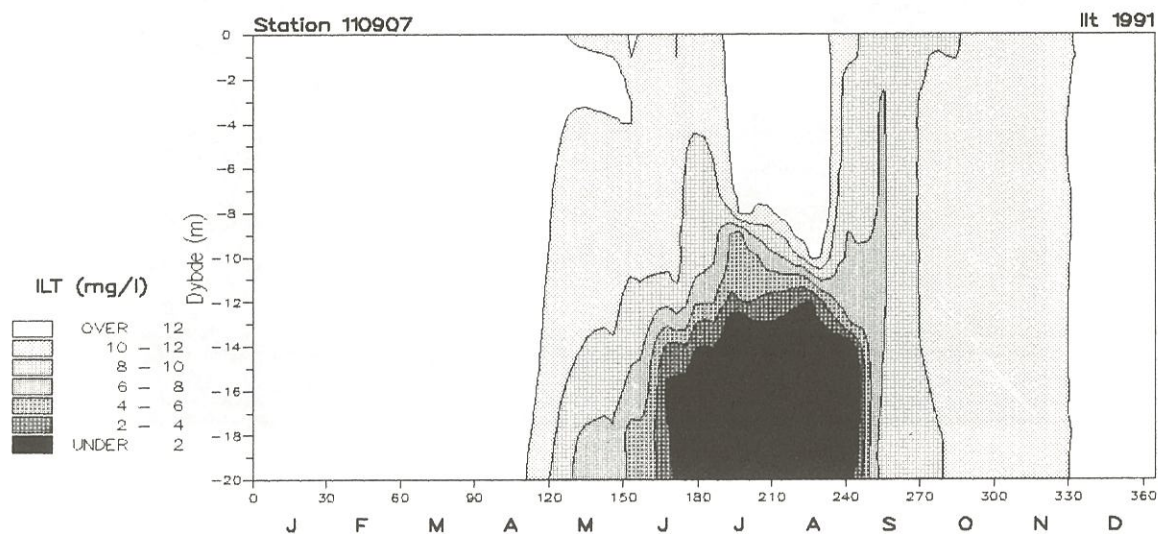
Det var altså kun i perioden fra 1. juli til omkring 1. september, at der var et nogenlunde stabilt springlag i søen. I den øvrige del af året var hele vandmassen opblandet.

Iltfordelingen i søen (figur 13) viser, at der var et stort iltforbrug i bundvandet også umiddelbart før springlagets dannelse. Dette forbrug af ilt blev sandsynligvis forårsaget af den store sedimentation af organisk materiale, som skete i de tidlige sommermåneder efter kiselalgerens forårsmaksimum (se senere). Da springlaget blev dannet og bundvandet dermed ikke fik tilført "ny" ilt, forblev iltkoncentrationen under 0,5 mg/l indtil 1. september, hvor som nævnt søen blev total opblandet igen og bundvandet påny fik tilført ilt.

Klorofyl og sigtddybde

Generelt er sigtddyben i Stilling-Solbjerg sø blevet forbedret de senere år. Som figur 14A viser, var sigtddyben i 1991 på alle tidspunkter af året større end såvel i 1984 som i tidligere målear.

I det tidlige forår blev den største sigtddybde på ca. 3,3 m registreret. Under kiselalgerens forårsmaksimum blev der målt klorofylkoncentrationer på omkring 25 µg/l (figur 14B) og sigtddyben faldt til under 2 m sidst i maj.



Figur 13.

Iltfordelingen i Stilling-Solbjerg sø i 1991 på det dybeste sted (vandkemistationen).

Kiselalgerne forsvandt igen i løbet af juni og forårets klarvandsperiode indtrådte således sidst i juni, hvilket er forholdsvist sent på året og skyldes den kolde forsommer i 1991. Som det kan bemærkes, er der ikke registreret nogen klarvandsperiode i 1984. Dette skyldes sandsynligvis, at prøvetagningen det pågældende år er faldet uden for klarvandsperioden.

Algebiomassen steg voldsomt i løbet af juli måned og et klorofyl-maksimum blev nået i august på ca. 75 $\mu\text{g/l}$. Dette maksimum var kun omkring halvt så stort som i 1984 og sigtddyden i perioden var da også større i 1991 end i tidligere måleår.

I takt med at klorofylkoncentrationen steg, faldt sigtddyden til et minimum på under 1 m i september måned i 1991.

Sammenholdes figurene over sigtddybe og klorofyl, ses det, at sigtddyden havde et minimum i september. Dette minimum blev ikke modsvaret af et klorofylmaksimum. Årsagen hertil var sandsynligvis, at algerne i søen på dette tidspunkt hovedsagligt var blågrønalger, som har et forholdsvist lille indhold af klorofyl i cellerne.

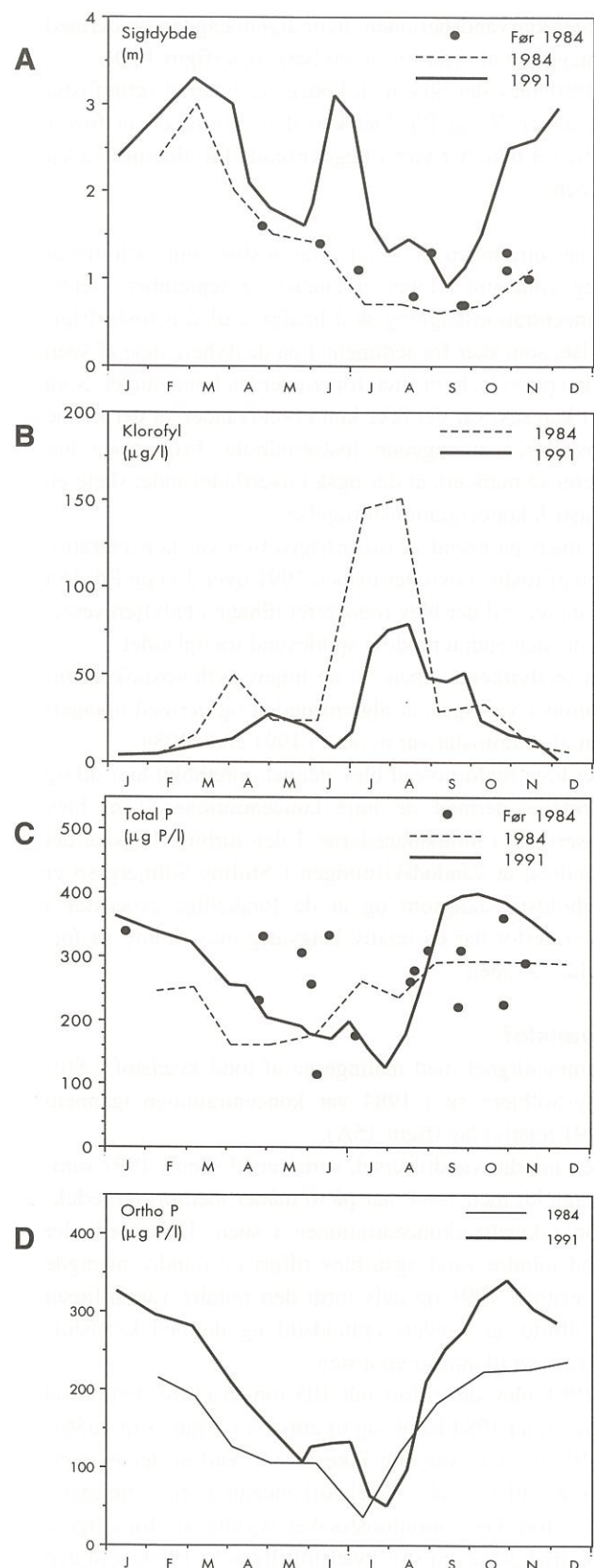
I efteråret hvor vandtemperaturen falder, aftog algemængden i søen igen, hvilket kan ses på klorofylindholdet, som faldt jævnt året ud. Modsvarende steg sigtddyden i søen til omkring 3 meter i november og december i 1991. I modsætning til tidligere måleår blev der således ikke registreret forholdsvist lave sigtddybder sidst på året.

Fosfor

Som beskrevet i afsnittet om massebalancen for søen er den eksterne tilførsel af fosfor blevet mindre igennem de sidste 15 - 20 år. Denne reduktion afspejler sig imidlertid ikke i søvandets fosforkoncentration, hvor man faktisk har kunnet observere en stigende fosforkoncentration både som et årsgennemsnit betragtet (tabel 8), men også når man kigger på variationen over året (figur 14C+D).

Figur 14C viser en forholdsvist høj koncentration af total fosfor i vintermånederne - højere end i 1984. Den høje koncentration kan skyldes, at afstrømningen fra oplandet var relativt stor i efteråret 1990. Transporten af fosfor til søen var derfor også relativt stor i den periode. Det høje indhold kan dog også være en konsekvens af en stor frigivelse af fosfor fra søbunden i efteråret 1990, som stadig kan spores i foråret '91.

Indholdet af total fosfor faldt i løbet af foråret '91. Ligeledes skete der en reduktion af orthofosfatkoncentrationen kun afbrudt af en mindre stigning i juni måned



Figur 14.

Årstidsvariationen for sigtddybe (A), klorofyl (B), total fosfor (C) og orthofosfat (D) i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø i 1991 sammenlignet med tidligere år.

under klarvandsperioden, hvor algemængden og dermed optagelsen af orthofosfat var beskedet (figur 14D).

I 1991 blev der ikke målt koncentrationer af orthofosfat på under 50 $\mu\text{g P/l}$. Det kan derfor antages, at fosfor stort set ikke har været begrænsende for algernes vækst i søen.

Koncentrationen af såvel total fosfor som orthofosfat steg voldsomt i løbet af august og september. Denne koncentrationsstigning skal henføres til den fosforfrigivelse, som sker fra sedimentet på de dybere dele af søen i den periode, hvor ilten forsvinder fra bundvandet. Som det kan ses, var det ikke kun i bundvandet, at der kunne observeres et stigende fosforindhold. Frigivelsen har været så markant, at der også i overfladevandet skete en drastisk koncentrationsforøgelse.

Primært på grund af fosforfrigivelsen var koncentrationen af fosfor i oktober måned 1991 over 300 $\mu\text{g P/l}$. Det er mere, end der blev registreret tilbage i halvfjerdsene, hvor søen endnu modtog spildevand fra oplandet.

En medvirkende årsag til de højere orthofosfatkoncentrationer var også, at algemængden og dermed optagelsen af orthofosfat var mindre i 1991 end i 1984.

Det høje fosforniveau blev delvist opretholdt året ud og forklarer dermed de høje koncentrationer, som blev observeret i forårmånederne. I den forbindelse skal det erindres, at vandudskiftningen i Stilling-Solbjerg sø er forholdsvis langsom og at de forskellige processer i søen derfor har en relativ langvarig indvirkning på forholdene i søen.

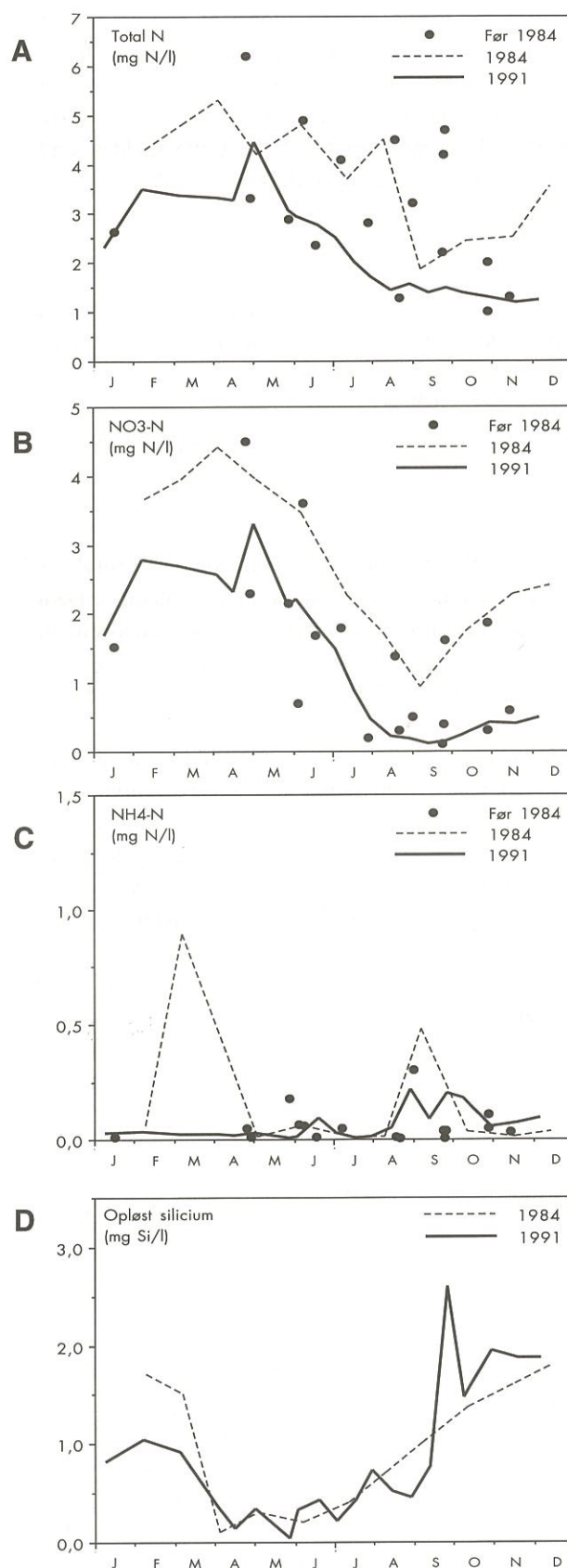
Kvælstof

Sammenlignet med målingerne af total kvælstof i Stilling-Solbjerg sø i 1984 var koncentrationen igennem 1991 relativt lav (figur 15A).

Den mindre vandtilførsel, som var til søen i 1991 sammenholdt med 1984, har på to måder medført en reduktion i kvælstofkoncentrationen i søen. Dels fordi der med mindre vand også blev tilført en mindre mængde kvælstof i 1991 og dels fordi den mindre vandtilførsel medførte, at vandets opholdstid og dermed kvælstoffjernelsen til atmosfæren steg.

I 1991 blev der tilført ialt 105 ton kvælstof, hvorimod tilførslen i 1984 beløb sig til 206 ton (Århus Amt 1986). 1991-niveauet var dog ikke lavere, end at der er registreret tilsvarende kvælstofkoncentrationer tidligere. Den store koncentrationsforskel skyldtes derfor i ligeså høj grad en ekstra stor kvælstoftilførsel i 1984, som den skyldtes en lille tilførsel i 1991.

Generelt følger kvælstofkoncentrationen i søen tilførslen fra oplandet, således at jo større eksterne tilførsler desto højere søkoncentration. Dette ses tydeligst i maj,



Figur 15.

Årstidsvariationen for total kvælstof (A), nitrat (B), ammonium (C) og opløst silicium (D) i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø sammenlignet med tidligere år.

hvor der blev tilført en ekstra stor mængde kvælstof pga. en stor afstrømning og hvor koncentrationen følgerigt steg i en periode. Ellers faldt indholdet af kvælstof i løbet af året dels som følge af aftagende tilførsler men i første række pga. den stigende denitrifikation i de varme måneder.

Som for total kvælstof var nitrat-niveauet i 1991 mindre end i 1984 (figur 15B).

Nitratindholdet blev reduceret kraftigt i løbet af foråret. Dels fordi kvælstof blev indbygget i algerne og dels pga. denitrifikation, men selvfølgelig også fordi der kun blev tilført små mængder nitrat til søen fra oplandet i sommerhalvåret.

I løbet af august og september var nitratkoncentrationen reduceret voldsomt. På dette tidspunkt blev der målt nitratkoncentrationer på lidt over 0,1 mg N/l i overfladevandet.

Springlaget i søen blev opløst og der blev tilført ilt til bundvandet allerede i slutningen af august. Herved startede nitrifikationen og dermed produktionen af nitrat påny og derfor kunne der ses en stigende nitratkoncentration i søvandet året ud.

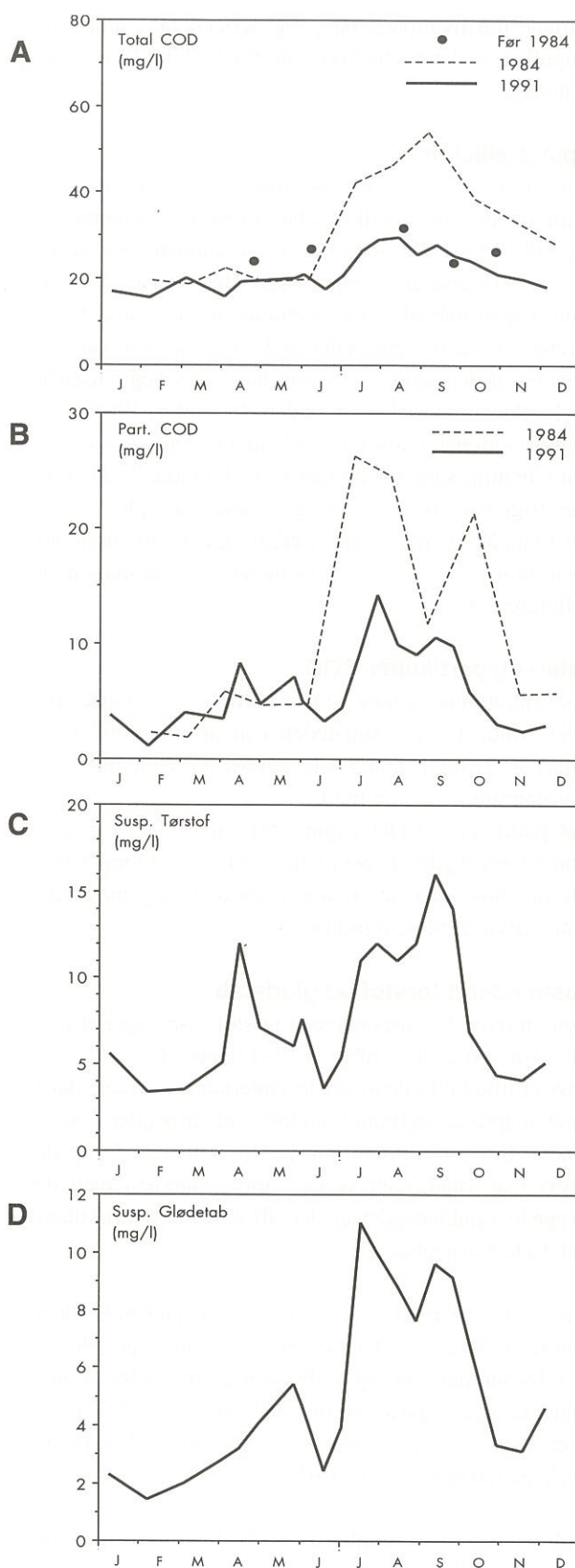
De voldsomme periodiske stigninger i koncentrationen af ammonium, som blev observeret i 1984, formentligt pga. enkeltstående udledninger, blev ikke målt i 1991 og niveauet var således lavt i første halvdel af '91 (figur 15C). I juli måned blev der målt ammoniumkoncentrationer på under 5 $\mu\text{g N/l}$. Det kan derfor ikke udelukkes, at kvælstof har været begrænsende for specielt grønalgernes vækst i denne periode.

Dermed er blågrønalgerne, som kan hente kvælstof fra atmosfæren (se senere), blevet favoriseret og der ses da også en opblomstring af denne type alger i løbet af juli og august.

Der var en forøgelse af ammoniumindholdet i august, september og oktober '91. Specielt i bundvandet hvor der blev målt koncentrationer på næsten 3 mg N/l i august og september, men også i overfladevandet.

Det stigende indhold af ammonium skyldtes, at ilten i bundvandet blev opbrugt. Herved ophørte den iltkrævende nitrifikation, som omdanner ammonium til nitrat. Omdannelsen af de døde alger, som hele tiden faldt ned på bunden, fortsatte imidlertid blot anaerobt fordi ilten var opbrugt. Der var altså en kontinuert produktion af ammonium men intet forbrug og følgen var en stigende koncentration i primært bundvandet. Omsætningen på bunden var imidlertid så stor, at ammoniumproduktionen også kunne spores i overfladevandet.

Da ilten igen kom tilbage til bundvandet i oktober,



Figur 16.

Årstidsvariationen for total COD (A), partikulært COD (B), suspenderet tørstof (C) og suspenderet glødetab (D) i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø i 1991 sammenlignet med tidligere år.

startede nitrifikationen påny og dermed blev ammoniumpuljen omdannet og koncentrationen faldt til et lavere niveau.

Opløst Silicium

Koncentrationen af opløst silicium i søen faldt i løbet af marts og april måned til et relativt lavt niveau under 0,5 mg Si/l (figur 15D). Årsagen til reduktionen var kiselalgernes optagelse af silicium. Disse alger havde et maksimum i april måned. Da koncentrationen i en stor del af foråret '91 var omkring eller under 0,3 mg Si/l, kan det antages, at den opløste silicium har været begrænsende for kiselalgernes vækst i perioden (Reynolds, 1984).

Hen på sommeren aftog kiselalgeomængden og en del af den silicium, som var bundet i bundfældede kiselalger, blev frigjort igen. Herved steg indholdet af opløst silicium i vandet jævnt året ud. Bedømt ud fra siliciumkoncentrationen var der altså ikke noget kiselalgemaximum i efteråret '91.

Total- og partikulær COD

Koncentrationen af total COD var forholdsvis konstant i 1991 (figur 16A). I størstedelen af året var indholdet omkring 20 mg/l, kun i juli, august og september var koncentrationen ca. 25 mg/l.

Det partikulære COD (figur 16B) afspejlede i højere grad algeomængden i søen, ved at have et to-toppet forløb med høje koncentrationer under de to algemaxima i henholdsvis april og juli-august.

Suspenderet tørstof og glødetab

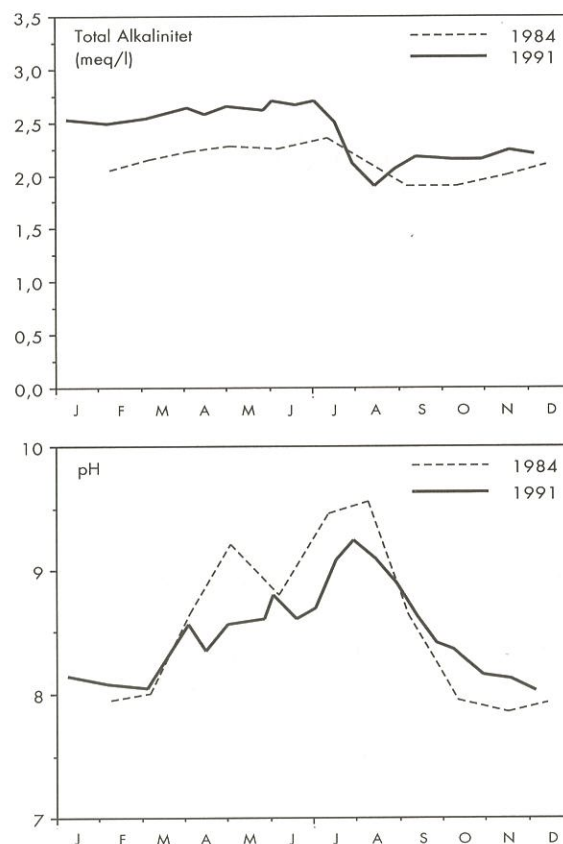
Figuren over det suspenderede tørstof viser også et forløb med to maxima i løbet af 1991 (figur 16C).

Efter et lille fald i de to første vintermåneder skete der i løbet af april en stigning i indholdet af suspenderet stof i vandet. Dette maximum kan henføres til den forøgede tilførsel af vand, som skete i april. Sammen med de forøgede vandmængder er der tilført en del partikulært materiale fra oplandet.

Sammenlignes figurene over tørstof og glødetabet kan man se, at det tilførte partikulære materiale bundfældes i de følgende måneder og at der sker en forøgelse af indholdet af alger og dermed organisk stof (som glødetabet er et mål for) i april og maj - det allerede beskrevne kiselalgemaximum (figur 16D).

I juli, august og september steg såvel det suspenderede tørstof som glødetab til årets højeste værdier og figurene er dermed billeder på den algeopblomstring, som skete i perioden.

Af specielt figuren over glødetabet, som følger klorofylkurven nøje, kan det endvidere ses, at algeomængden aft-



Figur 17.
Årstidsvariationen for total alkaliniteten (øverst) og pH (nederst) i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø i 1991 sammenlignet med 1984.

og i løbet af efteråret til et lavt vinterniveau uden noget efterårsmaksimum af kiselalger.

Alkalinitet og pH

Alkaliniteten i Stilling-Solbjerg sø var specielt i forårmånederne relativt høj, hvilket indikerer, at vandet i søen er kalkholdigt (figur 17 øverst). Det er bemærkelsesværdigt, at alkaliniteten i første halvdel af 1991 var noget højere end i samme periode i 1984, hvilket indikerer, at algeomængden i foråret 1984 var højere end i 1991. I sidste halvdel af '91 aftog alkaliniteten pga. algernes fotosyntese og indstillede sig på et niveau, som i højere grad lignede '84-niveaue.

pH var i 1991 generelt lavere end i 1984, hvilket også tyder på en mindre primærproduktion og dermed algeomængde (figur 17 nederst).

Iøvrigt fulgte pH udviklingen i temperaturen og algernes primærproduktion hen igennem året. De højeste værdier blev nået i august på over 9 og de laveste omkring 8 i vintermånederne.

			1978	1984	1991
Suspenderet tørstof mg/l					9,45
Suspenderet glødetab mg/l					6,9
Total COD mg/l			28,2	37,1	23,8
Partikulær COD mg/l				15,2	7,9
Klorofyl (ukorr) µg/l				73	41
Sigt dybde m			1,1	1,0	1,7
pH				9,0	8,8
Opløst Silicium mg Si/l				0,578	0,583
Alkalinitet mekv/l			1,86	2,16	2,38
Total -N mg/l			4,71	3,71	2,30
NH ₄ -N mg/l			0,039	0,116	0,065
NO ₃ -N mg/l			2,49	2,34	1,18
Total P µg P/l			198	232	220
Ortho-P µg P/l			57	116	144

Tabel 7.

Sommergennemsnit af de kemiske målinger fra Stilling-Solbjerg sø's overfladevand i 1991.

*St. område ??
3 stationer i 91*

	1975	1976	1978	1984	1991
Suspenderet tørstof mg/l					7,04
Suspenderet glødetab mg/l					4,78
Total COD mg/l			26,1	30,3	20,8
Partikulær COD mg/l				10	5,41
Klorofyl (ukorr) µg/l				41	23,4
Sigt dybde m			1,25	1,4	2,3
pH	8,6	8,2	8,5	8,5	8,4
Opløst Silicium mg Si/l				1,02	0,94
Alkalinitet mekv/l			1,95	2,11	2,39
Total -N mg/l	2,99	2,35	4,66	3,81	2,35
NH ₄ -N mg/l	0,02	0,26	0,045	0,169	0,06
NO ₃ -N mg/l	1,48	0,704	3,03	2,82	1,42
Total P µg P/l	389	421	223	241	299
Ortho-P µg P/l	271	350	126	164	223

Tabel 8.

Årsgennemsnit af de kemiske målinger fra Stilling-Solbjerg sø's overfladevand i 1991.

Generel beskrivelse af udviklingen i overfladevandet i Stilling-Solbjerg sø.

I tabel 7 og 8 er præsenteret sommer- og årsgennemsnit af stofkoncentrationerne i Stilling-Solbjerg sø's overfladevand.

Essensen af disse data er, at Stilling-Solbjerg sø optræder i en stærkt eutrofieret tilstand med høje fosforkoncentrationer i vandet, forholdsvis mange alger og deraf følgende lille sigtddybde.

Den mindre vandtilførsel medførte som nævnt et lavere indhold af kvælstof i søen dels pga. en mindre kvælstoftilførsel dels fordi kvælstoffjernelsen var større. I 1991 blev der målt et årsgennemsnit på 2,4 mg N/l sammenlignet med et årsgennemsnit på 4,7 mg N/l i 1978.

Selvom også fosfortilførslen er reduceret kraftigt, kan reduktionen ikke spores i søen. I 1991 var koncentrationen af total fosfor som et årsgennemsnit 300 µg P/l - i 1978 var det tilsvarende årsgennemsnit 223 µg P/l. I perioden er de eksterne tilførsler reduceret med 75 % og det høje fosforindhold skyldes derfor en meget stor frigivelse fra sedimentet af fosfor tilført søen gennem mange år.

Pga. den reducerede fosfortilførsel var fosforkoncentrationen i de tidlige sommermåneder dog mindre i '91 end i '84.

Sammenligner man årskoncentrationerne slår den voldsomme fosforfrigivelse fra sedimentet imidlertid igen og resultatet er altså, at det gennemsnitlige årsgennemsnit af fosfor er steget i perioden. En medvirkende årsag er dog sandsynligvis, at fordi algemængden var mindre i 1991, var også sedimentationen af algebundet fosfor mindre, hvilket betød, at en større del af fosforen forblev i vandfasen.

Da fosforkoncentrationerne i søen gennemsnitligt er blevet højere, skulle man måske umiddelbart tro, at algemængden var blevet tilsvarende større og dermed at sigtddybden var reduceret. Dette er ikke tilfældet, idet algemængden bedømt ud fra klorofyl- og part. COD-koncentrationerne er reduceret. Årsagen til denne reduktion kan være flere ting.

Total kvælstof er allerede nævnt men også nitrat- og ammoniumkoncentrationerne er blevet mindre siden 1978. Den gennemsnitlige sommerkoncentration var i 1991 1,18 mg N/l for nitrat og 0,07 mg N/l for ammonium. Ved enkelte målinger i 1991 var ammoniumkoncentrationen under 5 µg N/l og det er muligt, at kvælstof i perioder specielt i juli har været begrænsende for algernes vækst

Det kan derfor ikke afvises, at de mindre kvælstofmængder kan have bidraget til det mindre indhold af

alger målt som klorofyl og partikulært COD.

Det forekommer dog sandsynligt, at der er yderligere faktorer end næringssaltkoncentrationerne, som har været årsag til den reducerede algemængde.

Beregnes sigtddybden vha. den sammenhæng, som er fundet af Kristensen et al. (1991) ud fra den gennemsnitlige sommerkoncentration af fosfor og gennemsnitsdybden, fås en sigtddybde i sommermånederne på omkring 1,1 m.

Ud fra målingerne i søen var den gennemsnitlige sigtddybde i 1991 1,7 m. Også på denne baggrund ser det altså ud til, at sigtddybden ikke kan forklares ud fra de kemiske parametre alene.

Relationen er ganske vist fundet ud fra data i mere lavvandede søer, men beregnes sigtddybden i 1978 og 1984 ud fra fosforkoncentrationerne de pågældende år fås værdier, som ligger meget tæt på de målte og sammenhængen kan derfor med rimelighed anvendes her.

De biologiske parametre behandles senere, men her skal det kort nævnes, at der sandsynligvis har været en forholdsvis stor græsning fra dyreplanktonets side på algerne i søen. Algemængden er derved reduceret til et niveau, som var mindre, end næringssaltkoncentrationerne umiddelbart berettigede til, hvilket har bevirket, at sigtddybden i forhold til fosforkoncentrationen i søen var stor.

Sammenfattende kan Stilling-Solbjerg sø beskrives som en sø :

- *der har en kvælstofkoncentration på godt 2 mg N/l. Dette niveau fandtes også i søen for 20 år siden, men har i 1978 og 1984 været væsentligt højere pga. en større nedbør i disse år.*
- *der har et uforandret højt indhold af fosfor selvom den eksterne tilførsel er blevet reduceret med 75 %.*
- *der i forhold til den høje fosforkoncentration havde en stor sigtddybde på omkring 1,7 m i sommeren '91.*
- *hvori der som tidligere år blev registreret udbredte tilfælde af "vandblomst" bestående af blågrøn alger i sensom-meren, selvom algemængden målt som klorofyl ikke var så stor i '91. Søen var dermed stadig belastet af store mængder blågrøn alger.*
- *hvor algebiomassen i 1991 sandsynligvis i højere grad end tidligere år var reguleret ad biologisk vej (dyreplankton), da algemængden var mindre men fosforkoncentrationen større end tidligere år.*

Forholdene i bundvandet

Stilling-Solbjerg sø er en øst-vest vendt sø og er som sådan eksponeret for vestenvinden. Selvom søen er forholdsvis dyb, dannes der som tidligere nævnt kun et springlag i den midterste og dybeste del af søen i varme og forholdsvis vindstille perioder i sommermånederne. Springlaget dannes i den øverste del af vandsøjlen, men ligger i øvrigt forholdsvis dybt i Stilling-Solbjerg sø. I løbet af sommeren vil laget "afgnaves" og i august lå springlaget i ca. 14 meters dybde (figur 12).

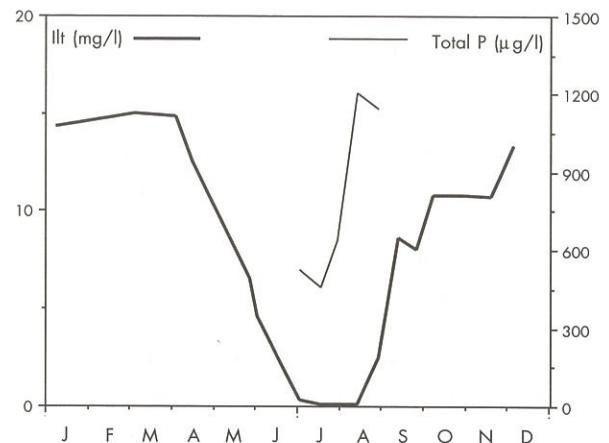
Pga. den store algemængde i overfladevandet, som før eller siden synker til bunds, er omsætningen på bunden forholdsvis stor. Når springlaget dannes og dermed vanskeliggør udveksling af stof mellem overflade- og bundvand, opbruges ilten i bundvandet derfor hurtigt. På figur 18 er det vist, at koncentrationen af ilt i bundvandet i '91 blev reduceret kort tid efter springlagets dannelse og at iltkoncentrationen nærmede sig nul omkring 1. juli. Da havde der været en mere eller mindre stabil lagdeling i ca. 2 måneder i søen.

Allerede i løbet af august blev springlaget delvist opløst og der blev transporteret iltholdigt vand til bunden. Herved steg koncentrationen af ilt i bundvandet igen, således at der omkring 1. september ikke længere var iltfrie forhold ved bunden.

At bundvandet er iltfrit, medfører store ændringer i søen. På det tidspunkt, hvor ilten forsvinder, brydes de kemiske bindinger, som hidtil har været mellem jern og fosfor og som har gjort, at der har været en stor jernbunden fosforpulje i sedimentet. Når jern ikke længere er i stand til at fastholde fosfor, er konsekvensen, at der sker en frigivelse af fosfor til bundvandet.

Denne frigivelse kan spores som en voldsom koncentrationsforøgelse i bundvandet. Som figur 18 viser, steg koncentrationen af fosfor fra ca. 500 µg P/l (hvilket i sig selv er højt) til omkring 1200 µg P/l i løbet af en måned. I slutningen af august ophørte lagdelingen i søen stort set og bundvandet fik tilført ilt. Dermed blev frigivelsen af fosfor mindre og ophørte fuldstændigt omkring 1. oktober, hvorefter bundvandets fosforkoncentration ikke var væsentlig forskellig fra overfladevandets.

I tabel 9 er andre kemiske data fra bundvandet præsenteret (indsamlet d. 14 august). Som man kan se, var nitraten ligesom ilten opbrugt og den omsætning, som skete på bunden, var anaerob (foregik uden ilt). Dermed kunne nitrifikationen ikke forløbe og den ammonium, som blev dannet ved omsætningen af organisk stof, kunne ikke iltes til nitrat - ammoniumkoncentrationen var næsten 3 mg N/l.



Figur 18.

Koncentrationen af ilt og total fosfor i bundvandet i Stilling-Solbjerg sø i 1991.

Ilt	0,1	mg/l
pH	7,9	
Total alkalinitet	3,9	meq/l
Ammonium	2,95	mg N/l
Nitrat	0,004	mg N/l
Orthofosfat	1160	µg P/l
Total fosfor	1200	µg P/l
Opløst silicium	5,3	mg Si/l

Tabel 9.

Kemiske parametre fra bundvandet i Stilling-Solbjerg sø d. 14 august 1991.

En stor del af omsætningen skyldtes i øvrigt sedimenterede kiselalger, hvilket ses af den høje koncentration af opløst silicium.

Det kan endvidere bemærkes, at alkaliniteten var højere i bundvandet end i overfladevandet, hvilket skyldtes en frigivelse af bikarbonat (HCO_3^-).

Søens tilstand i forhold til den interne og eksterne stofftilførsel.

Selvom koncentrationen af kvælstof i vandet, som ledes til søen, er meget høj, er den totale mængde kvælstof, der tilføres søen årligt, lille i sammenligning med andre danske søer. Det hænger naturligvis sammen med, at vandtilførslen til søen er lille i forhold til søens areal og volumen.

I en sø, hvor vandet opholder sig længe, vil der være gode muligheder for denitrifikation. Derfor er den procentvise kvælstoffjernelse også større (69 % i Stilling-Solbjerg sø i 1991) end gennemsnittet i danske søer (45-50 %, Kristensen et al. 1991)

Den relativt store denitrifikation er den primære forklaring på, at kvælstofkoncentrationen som et gennemsnit over året var 2,35 mg N/l i søen, mens den gennemsnitlige indløbskoncentration var 12 mg N/l.

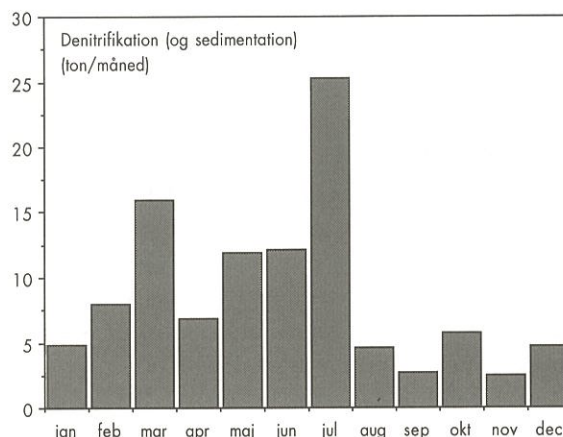
Denitrifikationens hastighed er primært afhængig af to ting - nemlig temperaturen og koncentrationen af nitrat i vandet. Jo højere temperaturen er, desto hurtigere kan denitrifikationen forløbe. Ved processen omdannes nitrat til frit kvælstof og derfor vil denitrifikationen gå mere eller mindre i stå, hvis nitratkoncentrationen bliver tilstrækkeligt lav.

Som figur 19 viser, steg kvælstoffjernelsen, som primært foregik ved denitrifikation, i løbet af foråret. Denne stigning hænger i første række sammen med den temperaturstigning, som sker i løbet af foråret. Denitrifikationen nåede et maksimum i juli, hvorefter der skete en dramatisk reduktion i august og september. Temperaturen var selvfølgelig ikke væsentlig anderledes i disse to måneder end i de foregående, så forklaringen på det store fald er, at nitratkoncentrationen dels som følge af kvælstoffjernelse til atmosfæren og dels pga. kvælstofoptagelse i algerne i august var blevet så lav, at processen blev hæmmet. I august blev der således målt nitratkoncentrationer på helt ned til 4 µg N/l i bundvandet i søen.

Der eksisterer således en fin negativ sammenhæng mellem nitratkoncentration og temperatur, som fortæller, at denitrifikationen såvel som algerne kvælstofoptagelse, i hvertfald i første halvdel af året, stiger lineært med stigende temperatur.

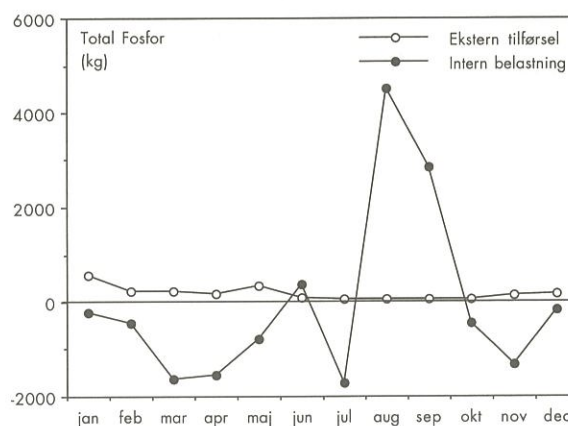
Da det primært er i umiddelbar nærhed af sedimentoverfladen, at denitrifikationen foregår vil lave nitratkoncentrationer i bundvandet stoppe processen.

I oktober hvor nitratkoncentrationen igen steg i søvandet, var temperaturen faldet så meget, at denitrifikationen blev hæmmet af det kolde vand. Denitrifikationen i



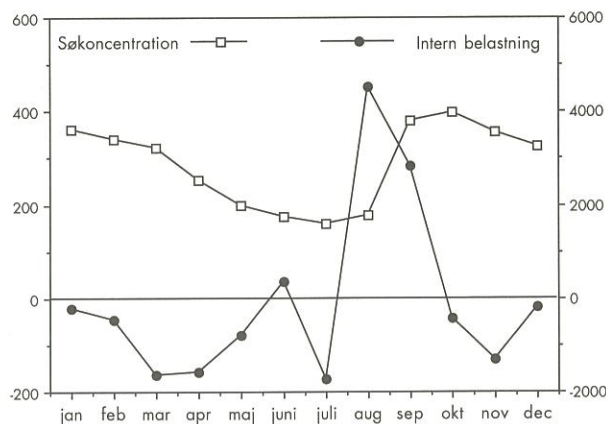
Figur 19.

Den månedlige denitrifikation (og sedimentation) i Stilling-Solbjerg sø i 1991.



Figur 20.

Den eksterne fosfortilførsel og den interne fosforbelastning i Stilling-Solbjerg sø i 1991 angivet måned for måned.



Figur 21.

Koncentrationen af fosfor i søvandet sammenholdt med den interne fosforbelastning i Stilling-Solbjerg sø i 1991.

de sidste fem måneder af '91 var derfor beskeden på trods af nøje nitratkoncentrationer.

Det er tidligere vist, at koncentrationen af total fosfor i søen faldt i den første halvdel af '91. Reduktionen i søkoncentrationen er parallel med det fald, som skete i den eksterne tilførsel af fosfor (figur 20). I løbet af august var der imidlertid en markant stigning i fosforkoncentrationen, selvom den eksterne tilførsel forblev lille. Denne stigning skyldtes en voldsom frigivelse af fosfor fra sedimentet i perioden juli til oktober (figur 21).

Som figur 21 viser, var der også en mindre fosforfrigivelse i juni måned. Denne nettofrigivelse skete sandsynligvis som følge af en stor sedimentation af kiselalger efter forårsmaksimummet. En stor sedimentation medfører en stor omsætning og dermed også en relativ stor frigivelse af algebundet fosfor.

Ialt blev der frigivet over 7 ton fosfor fra sedimentet i Stilling-Solbjerg sø til de ovenliggende vandmasser i 1991. Denne meget voldsomme frigivelse resulterede i, at koncentrationen af total fosfor i søvandet steg fra 159 µg P/l i juli til 400 µg P/l midt i oktober.

Det siger sig selv, at søen dermed blev meget stærkt påvirket af den interne fosforfrigivelse specielt i sensommeren og efteråret og fosforniveauet blev dermed også generelt meget højere end indløbskoncentrationen egentligt berettigede til.

Ud fra den sammenhæng mellem sø- og indløbskoncentration for fosfor, som er fundet af Vollenweider (1976),

$$[P]_{sø} = [P]_{ind} / (1 + Tw^{0,5})$$

hvor,

$[P]_{sø}$	= fosforkoncentrationen i søvandet
$[P]_{ind}$	= fosforkoncentrationen i indløbsvandet
Tw	= vandets opholdstid

kan det beregnes, at var søen ikke belastet med en intern fosforpulje, ville søkoncentrationen med den nuværende høje indløbskoncentration på 220 µg P/l være omkring 100 µg P/l. Årsgennemsnittet var i 1991 300 µg P/l og differencen kan altså hovedsagligt henføres til den interne fosforfrigivelse.

Sammenlignes den gennemsnitlige årskoncentration af fosfor i 1984 og 1991 ser man en stigning i perioden. I 1984 var der stadigt en nettosedimentation af fosfor på omkring 60 % (Århus Amt 1986). Det ser således ud til, at søen endnu var i ligevægt med fosfortilførslen på daværende tidspunkt (Vollenweider 1976). Frigivelsen

af fosfor fra sedimentet var dermed ikke så stor i '84 som i '91.

En årsag til den større fosforfrigivelse kan være, at algemængden i søen i 1991 var mindre end i 1984 (målt som klorofyl). En mindre algemængde vil medføre en mindre sedimentation af algebundet fosfor. Derved vil der være en mindre tilbagesedimentation til sedimentet, hvilket vil give en større nettotransport af fosfor til søvandet og således en koncentrationsforøgelse.

Meget lave nitratkoncentrationer ved sedimentoverfladen kan medføre en frigivelse af fosfor fra sedimentet (Andersen 1977).

I Stilling-Solbjerg sø var nitratindholdet i søvandet i '91 lavere end i tidligere måleår. Det er derfor nærliggende at søge at forklare en del af den forhøjede fosforfrigivelse med lave nitratkoncentrationer. Der eksisterer desværre ikke data fra bundvandet i tidligere måleår og det er derfor svært at bedømme, om tilstanden her har ændret sig. Afspejler forholdene i overfladen tilstanden ved bunden, hvilket er sandsynligt, da det meste af sedimentet er i kontakt med overfladevand og ikke bundvand, kan reduktionen i indholdet af nitrat være en medvirkende forklaring på den større fosforfrigivelse i 1991.

Som det bliver behandlet i sidste afsnit, kan grunden til den store frigivelse af fosfor også være, at fosforpuljen i sedimentet efterhånden er blevet så stor, at mængden overskrider fosforbindingskapaciteten, således at store dele af fosforpuljen ved lave ilt- og nitratkoncentrationer ikke længere kan fastholdes i sedimentet.

Resultatet var uanset årsag, at indholdet af fosfor i søvandet steg fra 241 µg P/l i 1984 til 299 µg P/l i 1991 som gennemsnitlige årskoncentrationer.

Den store frigivelse er ekstra alvorlig for søens tilstand, fordi vandets opholdstid er så stor, som den er. Da der ikke løber særligt meget vand ud af søen i den periode, hvor frigivelsen finder sted og fosforkoncentrationen er høj, vil den største del af den frigivne fosfor bundfældes på søbunden igen. Denne fosfor vil dermed være parat til endnu engang at blive frigivet, når ilten til næste år igen bliver opbrugt i bundvandet.

Problemet for Stilling-Solbjerg sø er altså dels, at der ligger en stor pulje fosfor på bunden, men også at eksporten af fosfor ud af søen er lille.

Alger

Ligesom for vandkemiens vedkommende blev der udtaget algeprøver 19 gange i løbet af året. Prøverne blev taget midt i søen på kemistationen. Prøvetagnings- og bearbejdningsmetoden er beskrevet i bilag.

Ved bearbejdningen af algeprøverne er algebiomassen ikke bestemt. I stedet er hyppigheden af den enkelte algeart/slægt søgt anslået. Dette medfører, at der ikke foreligger et egentligt mål for algernes biomasse i søen. I stedet er følgende hyppighedsangivelser anvendt :

Til stede, almindelig, hyppig og dominerende.

Sæsonvariation

Der blev registreret mindst 50 arter/slægter i søen i '91. Søen har dermed et artsantal, som er karakteristisk for relativt eutrofierede søer. Det er nemlig normalt sådan, at i meget rene søer vil artsantallet være ringe, antallet vil stige med øget eutrofiering og de største artsantal ses normalt i mildt eutrofierede søer. Med stigende eutrofiering falder artsantallet igen - hvilket er tilfældet for Stilling-Solbjerg sø - og antallet af algearter kan blive meget lille i stærkt forurenede søer.

Med stigende eutrofieringsgrad ændrer også algesammensætningen sig fra såkaldt rentvandsarter til mere eutrofieringstolerante arter.

I Stilling-Solbjerg sø var den artsrigeste gruppe grønalgene med 23 arter. De fleste af disse grønalgene tilhører de chlorococcale grønalgene, som har deres hovedforekomst i eutrofierede (næringssaltforurenede) søer. Der fandtes dog også grønalgene tilhørende desmidiaceerne, der ofte betragtes som rentvandsarter. De chlorococcale grønalgene havde deres hovedforekomst midt på sommeren, mens desmidiaceerne primært fandtes sidst på året.

Generelt var rentvandsarter blandt eksempelvis gulalger og furealger meget sparsomt repræsenteret i søen.

Stilling-Solbjerg sø er traditionelt kendt for en stor opblomstring af blågrønalgene i sensommeren og efteråret. Også i 1991 blev der registreret store mængder blågrønalgene i specielt august og september måned.

Blågrønalgene forekommer ofte i søer, hvor der i forhold til algerne behov er et overskud af fosfor i forhold til kvælstofmængden. I en sådan situation vil blågrønalgene nemlig kunne drage fordel af deres evne til at fiksere kvælstof fra luften. Stilling-Solbjerg sø er derfor en oplagt lokalitet, idet P/N-forholdet i sommeren og efte-

råret er relativt højt.

Som tidligere år udgjorde den kolonidannende *Microcystis* den største del af blågrønalfeforekomsten specielt i juli og august. Senere blev de trådformede blågrønalgene mere hyppige og dominerede i vandprøverne året ud.

Den tredje større og kvantitativt vigtige gruppe i søen er kiselalgerne.

De større kiselalger dominerede i de tidlige forårsmåneder, medens de mindre kiselalger først blev hyppige i april. Tilsammen dannede kiselalgerne som samlet gruppe et forårsmaksimum i april måned.

Igennem den øvrige del af året optrådte kiselalgerne i søen med en forholdsvis lille hyppighed. Dog var den store kiselalge *Asterionella formosa* dominerende i algeprøverne i første halvdel af juli umiddelbart efter klarvandsperioden.

Rekylalger, som er i stand til at leve delvist heterotroft, optræder ofte efter kiselalgeopblomstringer. Også i Stilling-Solbjerg sø kom der flere rekylalger umiddelbart efter opvæksten af kiselalger. Første gang var rekylalgerne hyppige i maj efter kiselalgerne forårsmaksimum anden gang efter opblomstringen af kiselalgen *Asterionella formosa* i juli måned.

Det generelle successionsmønster i Stilling-Solbjerg sø i 1991 var som følger :

Januar og februar :

Et meget lille indhold af alger i søvandet. De få alger, som var tilstede, var hovedsagligt større kiselalger, men nogle få furealger fandtes også.

Marts :

De større kiselalger var stadig dominerende, dog begyndte mindre centriske kiselalger at optræde i søen. I takt med at kiselalgerne begyndte at henfalde, kom der en mindre mængde små rekylalger i søen.

April :

Kiselalgemaksimum domineret af *Asterionella formosa* og *Stephanodiscus/Cyclotella*. Sidst på måneden da kiselalgemaksimummet var aftagende blev rekylalgerne dominerende. I algeprøverne sås endvidere enkelte furealger (*Gymnodium*) og grønalgene (*Scenedesmus* og *Monoraphidium*.)

Maj :

Kun få kiselalger og rekylalger. I stedet nu en dominans af grønalger primært *Scenedesmus* og *Oocystis*.

Juni :

Fortsat dominans af grønalgerne *Scenedesmus* og *Oocystis*. Algerne optræder med stor hyppighed, hvilket også kan ses på den forringede sigtddybde.

Sidst i juni aftog grønalgedominansen og forårets klarvandsperiode indtrådte. Der var dog stadig alger i søen - hovedsagligt grønalger og kiselalger i små mængder.

Juli :

I denne måned blev det største antal forskellige algearter fundet.

I første halvdel af måneden var der endnu nogen dominans af kiselalgen *Asterionella formosa*, ligesom rekylalger (*Cryptophyceae*) og furealger (*Ceratium hirundinella*) havde en relativ stor hyppighed. Midt på måneden dominerede grønalgerne (*Coelastrum*, *Oocystis*, *Pedia-*

strum, *Closterium* m.fl.).

I slutningen af måneden begyndte de små, kolonidannende blågrønalger (*Merismopedia tenuissima* og *Microcystis*) at findes i søen i større mængder.

August :

Dominans af blågrønalger først og fremmest *Microcystis*, som dannede "vandblomst", men også nogle få trådformede arter af blågrønalger var tilstede. Derudover blev der fundet relativt mange arter af grønalger samt nogle furealger, kiselalger og rekylalger.

September :

Stadigt nogen "vandblomst" og dominans af små blågrønalger, men der var hyppigere forekomst af trådformede blågrønalger. Grønalger, kiselalger og furealger (*Ceratium hirundinella*) kun fåtalligt forekommende.

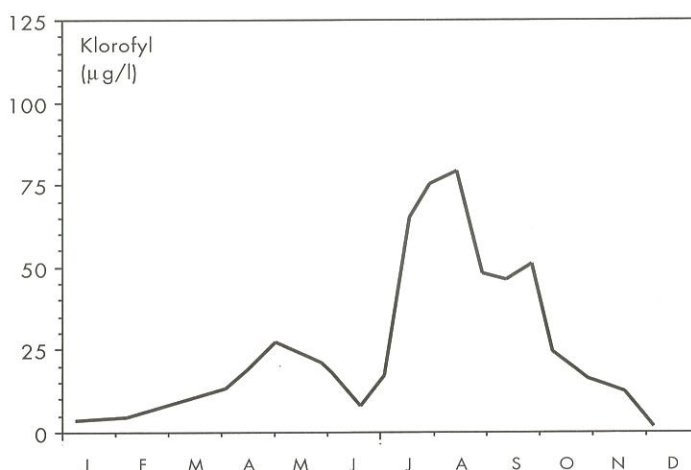
Oktober :

Algemængden begyndte at blive mindre men fortsat var der dominans af blågrønalger. Nu var der stort set lige

Figur 22.

Årstidsvariationen af klorofyl i Stilling-Solbjerg sø i 1991.

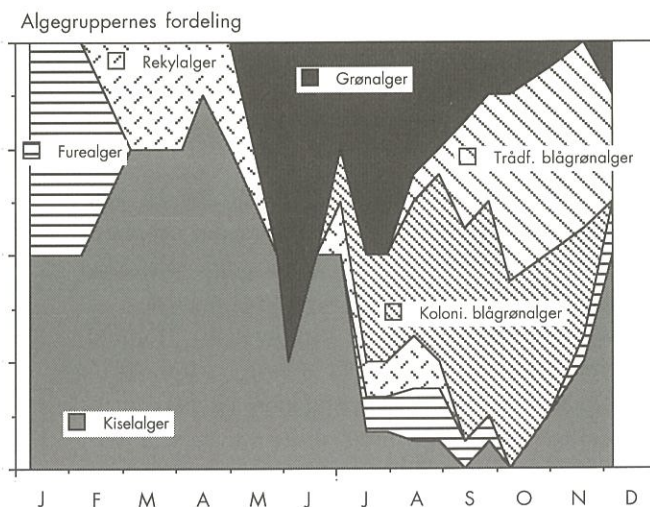
Klorofylmængden er et indirekte mål for algemængden i søen.

**Figur 23.**

Figuren illustrerer den relative fordeling af de forskellige algegrupper i Stilling-Solbjerg sø i 1991. Det er derfor ikke muligt ud fra figuren at aflæse mængden af alger. Figuren fortæller kun noget om den indbyrdes fordeling.

Det skal endvidere bemærkes, at figuren er forbundet med visse usikkerheder og repræsenterer derfor kun i grove træk virkeligheden.

Baggrundsdata og beregningsmetode er præsenteret i bilag.



mange trådformede og kolonidannende arter. De større kiselalger begyndte igen at blive mere hyppige.

I øvrigt var der nogle få furealger og grønalger.

November :

Stadigt lige mange trådformede og kolonidannende blågrønner, som den dominerende gruppe. Kiselalgerne var en anelse mere hyppige end måneden før. Stadigt var der nogle få furealger men næsten ingen grønner.

Generelt var algemængden beskednen.

December :

Dominansen stadigt hos blågrønnerne men også en del kiselalger og nogle få furealger i blandt. I øvrigt var den samlede algemængde meget lille.

Algesammensætningen i relation til forholdene i søen i øvrigt.

Algesammensætningen i forårsperioden var i '91 generelt præget af en kiselalgeopblomstring med maksimum i april måned.

I takt med at kiselalgerne blev mere hyppige, begyndte også rekylalgerne (*Cryptophyceae*) at blive almindelige. Rekylalger kan leve heterotroft og optræder traditionelt efter kiselalgeopblomstringer.

Sammenlignet med 1984 ser det ikke ud til, at der var sket nogen væsentlige ændringer i algesammensætningen i foråret i søen. Det er allerede nævnt, at sigtddybden var mindre i 1984 end i '91. Årsagen kunne være en større koncentration af kiselalger i forårsperioden i '84, idet algeundersøgelsen fra '84 angiver en stor kiselalgehyppighed, ligesom de kemiske målinger indikerer en større algemængde i forårsperioden i 1984 end i 1991.

Kiselalgerne opvækst medførte et fald i koncentrationen af opløst silicium i søen. Midt i april blev koncentrationen af opløst silicium målt til 0,14 mg Si/l og d. 28/5 så lavt som 0,04 mg Si/l. Det kan derfor antages, at silicium har været begrænsende for kiselalgerne vækst i visse perioder af foråret.

De lave koncentrationer af opløst silicium har sandsynligvis været hovedårsagen til kiselalgerne sammenbrud. Sammenbruddet kunne dog også skyldes en opblomstring af dyreplankton (se afsnittet om dyreplankton).

Sigtddybden var som figur 14A viser stigende i de to første måneder, hvilket sandsynligvis skyldtes, at sedimentationen og nedbrydningen var større end algerne produktion. Under kiselalgerne forårsmaksimum blev sigtddybden naturligvis reduceret. Imidlertid blev sig-

tdybden mindre også efter at mængden af kiselalger aftog. Dette kan tildels tilskrives en forøget mængde grønner i søen, men skyldtes primært en kortvarig forøgelse af indholdet af suspenderet stof i vandet (jvf. figur 16C).

Klarvandsperioden med en meget lille algetæthed lå i '91 i sidste halvdel af juni. Umiddelbart ser det ikke ud til, at der var en tilsvarende klarvandsperiode i 1984, men det skyldes sandsynligvis, at denne faldt mellem to prøvetagningsdage.

Der fandtes dog alger også i klarvandsperioden, primært grønnerne *Scenedesmus* og *Oocystis* samt kiselalgerne *Asterionella formosa* og større eksemplarer af *Stephanodiscus/Cyclotella*.

I løbet af juli blev søvandet igen fyldt med alger. I første omgang skete der en opvækst af kiselalger (*Asterionella formosa*) og grønner (*Ankyra judayi* og *Coelastrum*).

Juli måned var den for grønnerne vedkommende artsrigeste måned med en hyppig forekomst af som nævnt *Coelastrum* men også *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Pediastrum* og *Closterium*.

Der var i øvrigt registreret grønner i alle algeprøver i foråret. Da siliciumkoncentrationen faldt i løbet af foråret og næringssaltkoncentrationerne generelt var høje, blev grønnerne favoriseret i sommerperioden fremfor kiselalgerne.

Grønner har en relativ høj vækstrate og forekommer ofte i søer med høje næringssaltkoncentrationer. De har forholdsvis store lyskrav og specielt de større arter foretrækker roligt vand og en begyndende lagdeling. Det er derfor ikke uventet, at der skete en opblomstring af denne type alger i løbet af sommeren.

Grønnerne har endvidere et forholdsvist stort indhold af klorofyl i sine celler og klorofylmaksimummet var da også i juli og august i '91. Samtidigt er grønner et godt fødeemne for dyreplankton. Årsagen til at der ikke var en større opblomstring af specielt grønner i sommermånederne, selvom næringssaltkoncentrationerne var til det, kan derfor være et højt græsningstryk fra dyreplanktonet (derom senere).

Det skal bemærkes at klorofylindholdet i 1984 var væsentligt større i denne periode end i 1991 på trods af uændrede fosforkoncentrationer. Algeprøverne fra 1984 viser en dominans af mange forskellige grønner og den større algemængde målt som klorofyl kunne derfor skyldes en mindre græsning i 1984 end i '91.

I løbet af juli og specielt i august blev blågrønneslægten *Microcystis* dominerende. Disse blågrønner optræ-

der typisk i søer med høje næringssaltkoncentrationer og under stille og varmt vejr, idet de er følsomme overfor omrøring.

Ud fra klorofylmålingerne ser det ikke umiddelbart ud til, at algemængden steg fra juli til august - snarere tværtimod. Faldet i klorofylindholdet i søen hænger sandsynligvis sammen med, at klorofyl/kulstof-indholdet i grønalger er ca. 3 gange så højt som i blågrønalger (Reynolds, 1984). Dermed kan klorofylkoncentrationen falde, selvom algemængden faktisk stiger.

De dominerende blågrønalger i august var stadig kolonidannende *Microcystis* arter, men i september var tillige trådformede blågrønalger (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aqua* og *Lyngbya limnetica*) almindelige.

Selvom der i perioder i 1991 blev målt ammoniumkoncentrationer under 5 µg N/l, er det ikke sandsynligt, at kvælstof har været begrænsende for algernes vækst i længere perioder, idet nitratkoncentrationen i det samme tidsrum var mellem 0,5 og 1,5 mg N/l.

Det kan dog ikke udelukkes, at en vis kvælstofmangel har været medvirkende til at udløse skiftet i algesammensætningen fra grønalger til blågrønalger.

Det er således sandsynligvis en kombination af dyreplanktonets græsning på grønalgerne (blågrønalgerne såvel de kolonidannende som de trådformede er nemlig så store, at de ikke umiddelbart er tilgængelige for dyreplanktongræsning) og de relativt lave koncentrationer af uorganiske kvælstofforbindelser, som var i søvandet i august, som har udløst de ændrede dominansforhold.

I august og september var blågrønalgforekomsten, som primært bestod af *Microcystis* arter, meget stor og der dannedes, som i tidligere år, "vandblomst" langs bredder med pålandsvind.

At der hen på efteråret blev flere trådformede blågrønalger, skyldtes sandsynligvis mindre lys og større omrøring i vandmasserne, idet disse typer blågrønalger er mere tolerante overfor reduceret lysindstråling og uroligt vand end f.eks. *Microcystis*.

Selvom blågrønalgerne var dominerende i efteråret, var der dog også andre algearter i søen. Således blev furealgen *Ceratium hirundinella*, grønalgen *Coelastrum microporum* samt rekylalgeslægten *Cryptomonas* registreret som hyppige i august. I september var der en "almindelig" forekomst af furealger, grønalger og store kiselalger.

I de sene efterårsmåneder blev algetætheden generelt

mindre. De kolonidannende blågrønalger blev som nævnt færre og hyppigheden af trådformede blågrønalger steg. De trådformede blev dog ikke på noget tidspunkt registreret som værende mere end "almindelige". "Almindelige" sidst på året var også furealger af slægten *Gymnodium*, grønalgen *Closterium aciculare* samt 3-4 kiselalgearter.

Selvom der blev flere kiselalger i søen sidst på året, var der altså ikke noget egentligt efterårsmaksimum af kiselalger i '91. Årsagen hertil kunne måske også være en effektiv græsning af dyreplanktonet.



Stephanodiscus hantzschii
- en lille centrisk kiselalge

Alger og vandkemi

Selvom der ikke foreligger et egentligt mål for algebiomassen, er den dog indirekte målt - bl.a. i form af de klorofylmålinger, som er foretaget.

Det er imidlertid svært nøjagtigt at opgøre algerne biomasse udfra klorofylmålingerne, idet forholdet mellem klorofyl og algebiomasse målt som kulstof kan variere meget (1 : 20-50) afhængigt af specielt algesammensætningen i søen.

Antages det, at forholdet mellem klorofyl og algebundet kulstof var 1:30, var algerne biomasse mindre end 0,5 mg C/l indtil grønalgerne og senere blågrønalgerne opblomstring midt i juli - dog undtaget kiselalgerne forårsmaksimum på 0,8 mg C/l i april. Under blågrønalgemaksimummet var algebiomassen mellem 1,5 og 2,5 mg C/l. Fra midten af oktober var algebiomassen igen under 0,5 mg C/l.

Da der er en forholdsvis god sammenhæng mellem klorofyl og sigtddybde og dermed mellem algemængde og sigtddybde, kan sigtddybden sammenlignes med mængden af total fosfor i søvandet og fortælle noget om, hvor stor algemængden har været i forhold til koncentrationen af total fosfor.

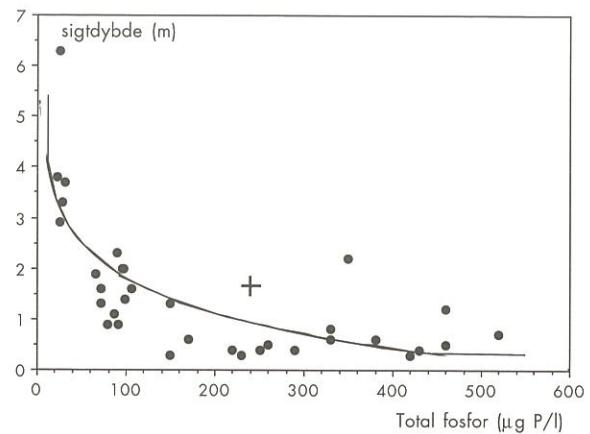
Kristensen et al. (1991) har uddraget en sammenhæng mellem total fosforkoncentrationer og sigtddybde i de nævnte overvågningssøer (figur 24). Anvendes denne sammenhæng som en "facitliste", skulle man forvente, at sigtddybden i Stilling-Solbjerg sø ved en gennemsnitlig total fosforkoncentration i sommerperioden på 220 µg P/l ville være omkring 1 meter. Som det tidligere er vist, var den gennemsnitlige sigtddybde i søen i '91 1,7 m.

Bedømt ud fra fosforkoncentrationen var sigtddybden i Stilling-Solbjerg sø altså noget højere end forventet. Antages det, at kvælstof kun i mindre perioder har været begrænsende for algerne vækst, kan den store sigtddybde altså ikke forklares udfra de vandkemiske forhold alene.

Temperaturen i søen var som beskrevet lavere i foråret '91 end normalt. Det kan ikke afvises, at det har haft en indvirkning på algemængden, men mere sandsynligt er det, at den store sigtddybde også skal forklares ad biologisk vej.

Forklaringen vil dermed være, at dyreplanktonet i søen i 1991 har været i stand til at holde mængden af alger nede på et relativt lavt niveau.

Dyreplanktonets regulering eller græsning på algerne er yderligere beskrevet i næste afsnit.



Figur 24.

Sammenhængen mellem total fosfor og sigtddybde fundet ud fra gennemsnitsdata hentet fra Vandmiljøplanens "overvågningssøer" i 1989 (efter Kristensen et al. (1990)).

De samhörørende værdier for total fosfor og sigtddybde for Stilling-Solbjerg sø i 1991 er angivet med et kryds.

Det skal dog understreges, at sigtddybden i 1991 ikke var større, end hvad der kan betragtes som en naturlig variation omkring et givent gennemsnit forårsaget af normale processer i søen.

Det kan om algerne i Stilling-Solbjerg sø i 1991 konkluderes, at :

- der var tre kvantitativt vigtige grupper nemlig kiselalgerne, grønalgerne og blågrønalgerne.
- at kiselalger dominerede i foråret, grønalger i juli og blågrønalger i sensommeren og efteråret.
- algesammensætningen ikke har ændret sig væsentligt siden 1984.
- der stadig observeres "vandblomst" forårsaget af sammenskyld af blågrønalger i august og september måned.
- at der i forhold til fosformængden i søen ikke var så mange alger målt som klorofyl som forventet i 1991. Årsagen var dels lave koncentrationer af uorganisk kvælstof men nok specielt dyreplanktonets græsning

Dyreplankton

Metodik

Dyreplankton blev indsamlet på vandkemistationen i forbindelse med den øvrige prøvetagning.

Der blev altså taget 19 prøver i 1991 til bestemmelse af dyreplanktonet samt til optælling og opmåling af de vigtigste arter.

Hver prøve bestod af 5 liter vand filtreret igennem et 90 µm net udtaget fra en blandingsprøve, som var hentet fra 0,5-4-8-12 og 16 m's dybde.

Bestemmelsen af dyreplanktonet blev ved oparbejdningen begrænset til slægtsniveau (uddybende kommentarer se bilag).

Dyreplanktons fordeling og biomasse

Generelt bestod dyreplanktonet i Stilling-Solbjerg sø i 1991 hovedsagligt af vandlopper (copepoder) og cladoceer.

Som man kan se af figur 25, som viser dyreplanktonets biomasse i søen, dominerede vandlopperne i første halvdel af '91. I sommeren og det tidlige efterår var der dominans af cladoceer, hvorefter der igen i de sidste måneder af året var flest vandlopper.

Biomassen var relativ beskednen indtil april måned. Den lille biomasse skyldtes sandsynligvis en kombination af lave temperaturer og små mængder tilgængeligt føde.

Som det er nævnt i algeafsnittet, steg algebiomassen under kiselalgerens forårsmaksimum midt i april og gav

det fødegrundlag, der resulterede i stigningen i først og fremmest vandlopperne biomasse i april og maj måned. Dyreplanktonets biomasse nåede et maksimum i foråret på ca. 400 µg C/l omkring 1. juni. På dette tidspunkt var der lige store mængder cyclopoide copepoder, calanoide copepoder og cladoceer. Den store mængde af dyreplankton medførte, at græsningstrykket på algerne var stort og græsningen fra dyreplanktonet var derfor en medvirkende årsag til den kraftige reduktion i algemængden og den deraf følgende stigning i sigtddybden, som skete i søen i juni måned.

Under klarvandsperioden faldt også dyreplanktonets biomasse. Specielt forsvandt de cyclopoide copepoder stort set fra søen.

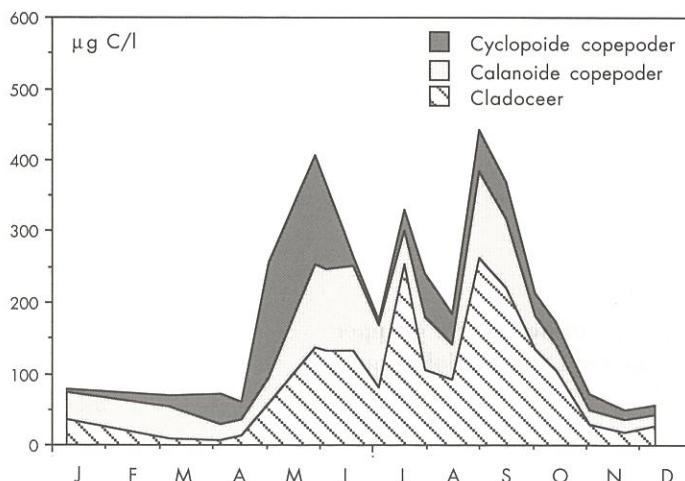
Dyreplanktonets biomasse steg hurtigt igen i juli i takt med algernes forøgede biomasse til over 300 µg C/l for midlertidigt at blive reduceret til ca. 200 µg C/l i august måned. Årsagen til denne reduktion var sandsynligvis, at grønalgerne gradvist forsvandt fra søen og at planktonet i stedet blev domineret af blågrønalger.

Dyreplanktonet kunne altså ikke forhindre en opblomstring af grønalger men måske nok udsætte algerne for en efterfølgende regulering.

Generelt er grønalger en bedre fødekilde end blågrønalger. Dels pga. de to algegrupperes forskellige celleindhold, men først og fremmest fordi de fleste blågrønalger er trådformede eller findes som kolonier og derfor normalt er for store til umiddelbart at kunne blive spist. Skiftet i algesammensætningen skyldtes dermed bl.a. dyreplanktonets selektive græsning på grønalgerne.

Figur 25.

Biomassen af de enkelte dyreplanktongrupper i Stilling-Solbjerg sø i 1991.



I slutningen af august kunne der igen observeres en stigning i dyreplankton-biomassen denne gang til det højeste niveau i 1991 på knapt 450 $\mu\text{g C/l}$ i starten af september måned. Som nævnt udgjorde cladocerne omkring 60 % af den samlede biomasse i sommerperioden og variationen i biomassen i disse sommermåneder skyldtes primært variation i cladocernes biomasse.

Så selvom den procentvise fordeling af planktongrupperne viser en dominans i hovedparten af året af vandlopper, var biomassen af cladocer og vandlopper totalt over året stort set den samme.

Da hverken grønalger eller kiselalger blev flere i løbet af august er forklaringen på den stigende mængde dyreplankton måske, at en del af blågrønalgekolonierne (*Microcystis*) var begyndt at gå i opløsning på dette tidspunkt. Herved blev de enkelte og små blågrønalger tilgængelige som føde for dyreplanktonet.

Fra septembermaksimummet faldt biomassen gradvist året ud til et lavt vinterniveau på under 100 $\mu\text{g C/l}$ nogenlunde svarende til niveauet fra de første måneder af 1991.

I de kolde måneder var der igen en nogenlunde ligelig fordeling mellem cladocer, cyclopoide copepoder og calanoide copepoder.

Sæsonvariation

Cladocer

Blandt cladocerne var det dafnierne, som havde langt den største biomasse i '91. I maj og september var der dog også en ikke ubetydelig mængde af *Chydorus*, hvorimod bl.a. *Bosmina*-arterne ikke spillede nogen væsentlig rolle i søen i 1991 (figur 26).

Indtil midt i april var der stort set ingen cladocer i Stilling-Solbjerg sø. På dette tidspunkt var der en mindre opvækst af *Chydorus*. 14 dage senere - i løbet af maj - steg biomassen af dafnierne og dermed cladocerne generelt til ca. 100 $\mu\text{g C/l}$ i juni måned.

Efter en kort reduktion i biomassen i klarvandsperioden steg dafniernes biomasse igen i juli til en biomasse på næsten 250 $\mu\text{g C/l}$, hvilket var årets højeste.

Det er allerede forsøgt at forklare den reduktion i biomassen, som skete i august måned, med en ændring i algesammensætningen. Under alle omstændigheder steg først dafniernes og siden *Chydorus'* biomasse igen i august og september for derefter at blive reduceret i takt med, at den tilgængelige føde forsvandt.

(*Chydorus* lever af de bakterier, som findes på bl.a. blågrønalgekolonier, og har derfor gode vilkår for en opformering, når der er mange blågrønalger til stede).

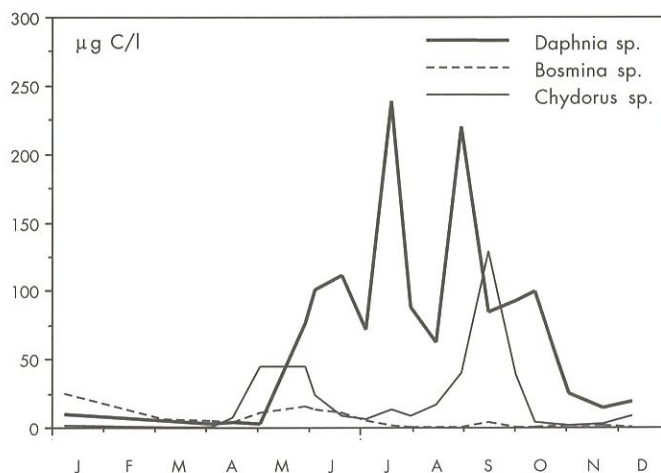
Vandlopper

Den lille mængde dyreplankton, som var i januar, februar og marts, bestod hovedsagligt af calanoide copepoder, som hovedsagligt er planteædende vandlopper. I april og maj steg mængden af såvel calanoide som cyclopoide copepoder. Blandt de cyclopoide copepoder er mange, som lever som rovdyr. For begge grupper vedkommende faldt biomassen med den reducerede algemængde i juni måned og kun de calanoide copepoder oplevede siden en forøgelse af biomassen til ca. 100 $\mu\text{g C/l}$ sidst i august. I den øvrige del af efteråret oversteg ingen af vandloppe-grupperne 50 $\mu\text{g C/l}$.

Som allerede nævnt, var det således i den første del af 1991, at vandlopperne havde deres dominans i Stilling-Solbjerg sø.

Figur 26.

Biomassen af de enkelte grupper af cladocer i Stilling-Solbjerg sø i 1991.



Regulerende faktorer for dyreplanktonets forekomst

Mange arter af dyreplankton lever som planteædere og ernærer sig af de alger og bakterier, som dels findes frit i søens vand og dels lever på overfladen af eventuelle vandplanter og på sedimentet.

Dyreplanktonet kan derfor have en stor betydning for både artssammensætningen og mængden af alger i en sø og dermed for bl.a. sigtddybden i søen.

For at få et indtryk af dyreplanktonets græsningstryk på algerne er dyreplanktonets teoretiske fødeoptagelse beregnet.

Fødeoptagelsen er beregnet ud fra et skønnet forhold mellem den daglige fødeoptagelse og biomassen af de enkelte grupper af dyreplankton. I Stilling-Solbjerg sø var de betydende planktongrupper cladoceer og vandlopper og det er her antaget, at de spiser henholdsvis 1 og 0,5 gange deres egen vægt pr. dag.

Med de usikkerheder, som er forbundet med beregningen, var græsningstrykket gennemsnitligt 200 - 250 $\mu\text{g C/l/d}$ fra 1. maj til 1. oktober og omkring 50 $\mu\text{g C/l/d}$ i den øvrige del af året.

Da det var cladoceerne, som havde den største biomasse i sommermånederne og da denne gruppe har den største omsætning pr. vægtenhed, må det forventes, at cladoceerne har haft den største græsningsmæssige betydning i søen i 1991.

Sammenlignes dyreplanktonets fødeoptagelse med den beregnede algebiomasse er det muligt at få et indtryk af dyreplanktonets græsningseffekt på algerne.

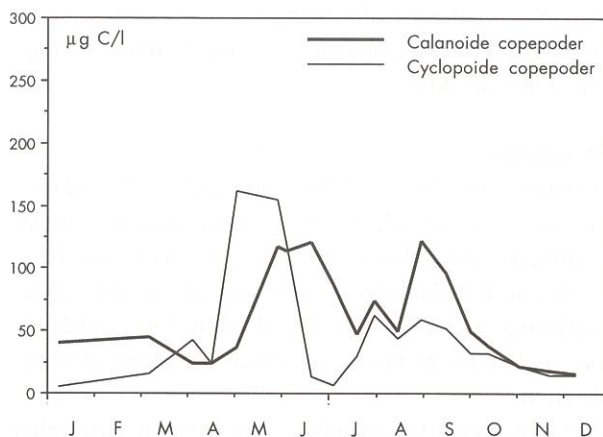
På figur 28 er angivet dyreplanktonets græsningsrate, som udtrykker det antal dage dyreplanktonet skal bruge til at spise hele algemængden. Dvs. at en græsningsrate på 4 dage repræsenterer et dobbelt så stort græsningstryk som en græsningsrate på 8 dage.

Variation over året

Sammenholdes den beregnede algebiomasse med fødeoptagelsen hos dyreplanktonet, tyder det på, at dyreplanktonet var i stand til at regulere algemængden i søen i første halvdel af '91.

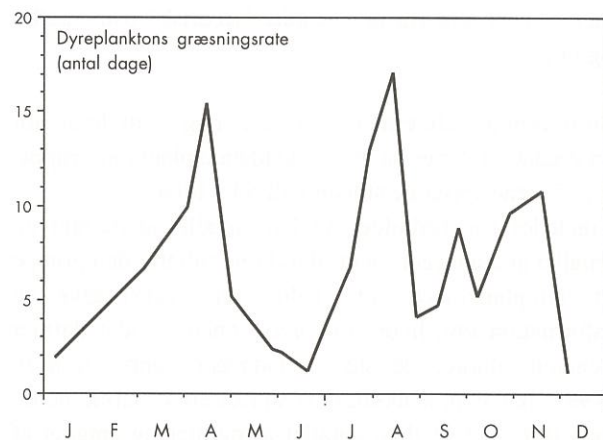
Dyreplanktons fødeoptagelse steg i takt med den øgede algebiomasse (figur 29). Algemængden aftog igen i juni måned som følge af græsning og mangel på opløst silicium, hvorefter også mængden af dyreplankton og dermed deres fødeoptagelse blev mindre.

I juli måned steg algerne biomasse kraftigt og med algerne således også dyreplanktonets biomasse. Umiddelbart



Figur 27.

Vandloppers (calanoide- og cyclopoide copepoder) biomasse i Stilling-Solbjerg sø i 1991.



Figur 28.

Dyreplanktonets græsningsrate i Stilling-Solbjerg sø i 1991. Græsningsraten udtrykker det antal dage dyreplanktonet skal bruge for at spise hele den tilstedeværende algemængde.

delbart ser det ikke ud til, at dyreplanktonet kunne regulere den stigende mængde alger, idet algebiomassen fortsatte med at stige, da mængden af dyreplankton blev mindre. Årsagen hertil kan være, at den øgede mængde alger dels bestod af grønalger men også af blågrønalger, der som nævnt ikke kan græsses umiddelbart.

Da grønalgerne i august blev færre blev mængden af dyreplankton reduceret. Men efterhånden som blågrønalgerne (*Microcystis*) begyndte at henfalde, blev der igen mulighed for en øget fødeoptagelse i august/sep-tember.

Selvom mængden af alger og dyreplankton faldt parallelt i efteråret, var det sandsynligvis ikke dyreplankto-

net, som regulerede algemængden, men snarere fødegrundlaget - dvs algemængden - som bestemte mængden af dyreplankton.

Predation

Dyreplanktonet kan altså have en regulerende virkning på mængden af alger. Men dyreplanktonet udgør naturligvis også føden for andre organismer i søen. Nogle arter af dyreplankton er rovdyr og spiser andre dyreplanktonarter, men det er dog de dyreplanktonædende fisk, som i første række regulerer mængden af dyreplankton.

Denne regulerende mekanisme kan have en større eller mindre effekt. Er der mange skjul for dyreplanktonet f.eks. i form af undervandsplanter og er der mange rovfisk, som ikke spiser dyreplankton i en sø, kan predationen på dyreplanktonet være beskednen. Er der derimod få rovfisk og ingen skjul i vandet, kan predationen være meget stor fra de såkaldte "fredfisk" som skaller og brasen.

Størrelsen af dafnierne i en sø siger noget om, hvor stor en predation der er på den pågældende plankton-gruppe, idet fiskene spiser de største individer først.

Ligeledes kan forholdet mellem antallet af dafnier og antallet af cladoceer totalt (dafnierne tilhører den gruppe af dyreplanktonet, som kaldes cladoceer) give en information om, hvor stor predationen er, idet dafnier generelt tilhører de større cladoceer. Jeppesen m.fl. (1991) har sammenholdt dels størrelsen af dafnierne og dels forholdet mellem antallet af dafnier og antallet af cladoceer totalt med antallet af dyreplanktonædende fisk fanget vha. standardiserede net i en række danske søer (figur 30).

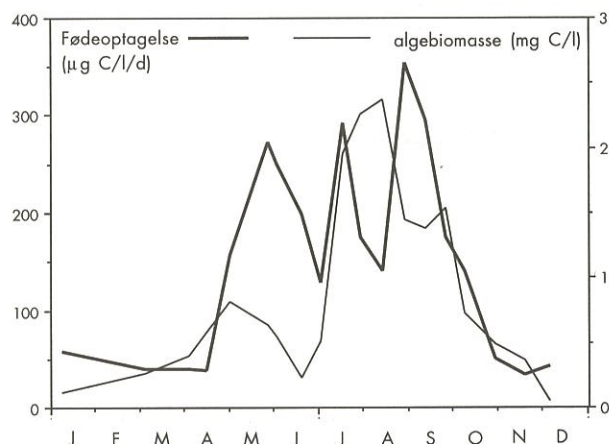
I Stilling-Solbjerg sø var dafniernes gennemsnitslængde i 1991 på omkring 1,1 mm, medens forholdet mellem dafnier og det totale antal cladoceer var ca. 0,5.

Ud fra figuren ses det, at en gennemsnitslængde på 1,1 mm med den angivne sammenhæng giver en såkaldt CPUE-enhed på omkring 50 (figur 30A), medens et forhold på omkring 0,5 giver en CPUE-enhed på ca. 80 (figur 30B).

Da der således ikke er fuld overensstemmelse mellem de to tal og da beregningen er forbundet med nogen usikkerhed, skal konklusioner naturligvis kun forsigtigt drages ud fra ovenstående.

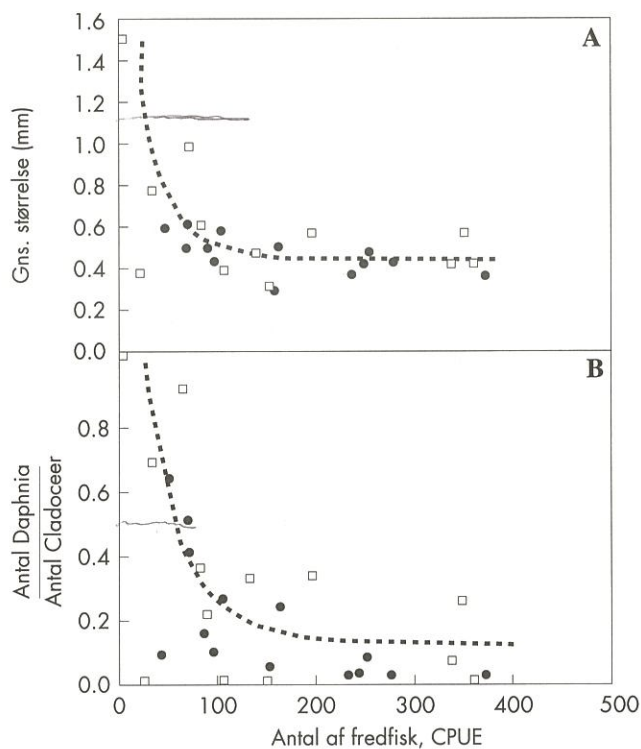
Uanset diverse usikkerheder indikerer de to tal dog en forholdsvis lille bestand af dyreplanktonædende fisk og dermed en beskednen predation på dyreplanktonet.

Er dette tilfældet, har dyreplanktonet dermed også haft en mulighed for at regulere algemængden i søen og den



Figur 29.

Dyreplanktonets fødeoptagelse sammenholdt med den beregnede algebiomasse i Stilling-Solbjerg sø i 1991.



Figur 30.

Cladocernes middelstørrelse (A) og andelen af store cladoceer (*Daphnia*) (B) i relation til andelen af "fredfisk" i en række danske søer.

Udfyldt cirkel - Vandmiljøplanens overvågningssøer.

Firkant - andre danske søer.

Data er baseret på fangst med biologiske oversigtsnåle (14 maskevidder) (Jeppesen m.fl. 1991).

relativt store sigtddybde, som blev registreret i søen i 1991 på trods af høje næringssaltkoncentrationer, kan delvis forklares ad biologisk vej.

Sammenfattende kan det konkluderes, at :

- *der var en lille mængde dyreplankton i vintermånederne men en relativt stor biomasse i sommeren og efteråret.*
- *målt i biomasse var der en nogenlunde ligelig fordeling mellem vandlopper og cladoceer.*
- *da cladoceerne spiser mere i forhold til deres vægt, har de sandsynligvis haft den største græsningsmæssige effekt.*
- *predationen på dyreplanktonet har været beskedent i 1991 skønnet ud fra bl.a. dafniernes gennemsnitslængde.*
- *predationen på dyreplanktonet fra fiskene var lille og gruppen derfor har haft gode muligheder for at regulere algebiomassen.*
- *den relativt store sigtddybde, som blev observeret i '91, derfor sandsynligvis kan forklares ved et stort græsningstryk fra dyreplanktonet på algerne i søen.*

Hvorfor dyreplanktonet så har været i stand til i 1991 at regulere algerne i højere grad end i bl.a. 1984, kan der på baggrund af de forhåndværende data kun gisnes om.

Måske har det haft en effekt, at forsommeren '91 var så kold, som tilfældet var. Dermed kan fiskenes gydesucces være blevet begrænset, hvorved antallet af 1. års fisk er blevet mindre end normalt. Disse fisk har dyreplankton som hovedfødekilde og konklusionen vil derfor være, at der har været en mindre predation på dyreplanktonet i 1991, fordi fiskene har haft en relativt dårlig gydesucces, hvilket har medført, at der er blevet spist relativt flere alger end tidligere.

Nuværende og fremtidig tilstand

Nuværende tilstand

Stilling-Solbjerg sø optræder i dag i en stærkt eutrofieret (næringssaltforurenede) tilstand. Pga. de voldsomme fosfortilførsler, som er sket til søen igennem en årrække, har søen ændret fuldstændig karakter og er i dag meget langt fra en naturtilstand.

Det høje fosforniveau har gjort, at algemængden i søen er meget stor. Herved bliver vandet i søen grumset og lyset trænger i perioder meget kort ned i vandet.

Undervandsplanter, som er afhængige af, at lyset når ned til dem, kan dermed kun leve på meget lavt vand i søen og rovfisk, som jager vha. synet, har meget dårlige levevilkår. Resultatet er en sø med få undervandsplanter og med en lille bestand af rovfisk men i stedet med overordentligt mange alger i vandet og en stor bestand af såkaldte "skidtfisk" som skalle og brasen (Skanderborg kommune, 1984).

Et yderligere problem for søen er algesammensætningen. Der ses således hvert år i sensommeren sammenskyt ("vandblomst") af blågrønalger på bredder og i vige med pålandsvind. Problemet omkring blågrønalgerne er dels rent æstetisk men også, at disse alger kan udskille giftstoffer, som er giftige ved indtagelse.

Sammenlignes Stilling-Solbjerg sø med andre danske søer er situationen alvorlig her, selvfølgeligt først og fremmest fordi der er tilført for meget fosfor i for lang en periode. Det der imidlertid gør situationen ekstra alvorlig er, at vandtilførslen og vandfraførslen specielt i den periode, hvor der frigives meget fosfor fra sedimentet, er meget lille. Herved vil den største del af den frigivne fosfor ikke blive transporteret ud af søen men i stedet bundfældes igen i løbet af det sene efterår og være parat til igen at blive frigjort det følgende år.

Fremtidig tilstand

Pga. vandets store opholdstid påvirker de tilførte stoffer altså søen i meget lang tid. Derfor er det vigtigt, at fosfortilførslen reduceres så meget som muligt så hurtigt som muligt.

Desværre har tilførslen været så stor i en årrække, at den yderligere reduktion i tilførslerne, som er påkrævet, hvis søen på lang sigt skal komme i ligevægt, ikke umiddelbart vil kunne registreres i søen. Søen vil i mange år

fremover fortsat være stærkt eutrofieret, med alt hvad det indebærer, selvom fosfortilførslen minimeres.

Den fremtidige fosforkoncentration i søvandet skal være væsentlig mindre, end den er i dag, hvis en sigt dybde på 2 meter, som målsætningen i Recipientkvalitetsplanen lyder, skal opnåes.

Kristensen et al. 1990 har uddraget en sammenhæng mellem sigt dybde og fosforkoncentration i lavvandede søer. Beregnet på baggrund af denne sammenhæng, skal fosforkoncentrationen være omkring 80 µg P/l.

Det lyder umiddelbart som en voldsom reduktion i betragtning af, at sigt dybden i sommermånederne i 1991 i gennemsnit var 1,7 m ved en gennemsnitlig fosforkoncentration på 299 µg P/l. Som det er beskrevet, var sigt dybden dog atypisk høj i forhold til fosforniveauet i søen og det kan ikke forventes, at dyreplanktonet permanent er i stand til at holde algerne nede, som tilfældet var i 1991.

Den gennemsnitlige indløbskoncentration var i 1991 stadig høj - ca. 220 µg P/l. Skal fosfortilførslen reduceres yderligere de kommende år til et niveau, hvor søkoncentrationen kan indstille sig omkring 80 µg P/l, må koncentration i indløbsvandet ikke overstige 150 µg P/l som et årgennemsnit (Dillon & Riegler 1974, Vollenweider 1976).

Selvom der allerede er sket forbedringer i tilløbene, skal fosforniveauet altså reduceres betydeligt mere, før belastningen af søen ophører.

De ovennævnte betragtninger vil først være gældende på det tidspunkt, hvor søen ikke er belastet med en intern fosforfrigivelse. I en sådan situation kan det beregnes, at fosfortilbageholdelsen vil være ca. 60 % af den tilførte fosfor, når vandets opholdstid er 2,7 år som i 1991 (Vollenweider 1976).

Fosforpuljen i Stilling-Solbjerg sø

Det er tidligere nævnt i afsnittet om massebalancen, at der i 1991 blev transporteret ca. 1 ton fosfor mere ud af søen, end der kom ind. Af dette ene ton fosfor udgjorde magasinændringer omkring halvdelen. Den nettotransport, som skete ud af søen i '91, begrænsede sig dermed til ca. 500 kg, hvilket ikke er meget i sammenligning med en årlig fosforfrigivelse fra sedimentet på omkring 7 ton.

Ved sedimentanalyser foretaget i 1984 fandt man et indhold af calcium i sedimentet på omkring 200 mg/g TS (tørstof) og et fosforindhold på ca. 2 mg/g TS. Det er derfor rimeligt at antage, at hovedparten af fosforpuljen i sedimentet er bundet til calcium som hydroxyapatit.

Det må endvidere antages, at fosforkoncentration ikke er blevet mindre siden 1984 og i de følgende udregninger er 1984-niveauet derfor anvendt.

Jernindholdet var også beskedent og jern/fosforforholdet lå på omkring 7.

Den fosforfrigivelse, som sker hvert efterår, sker primært fra den jernbundne samt fra det organisk bundne fosfor og altså ikke fra den calciumbundne pulje. Skal fosforfrigivelsen fra den jernbundne pulje ophøre i perioder, hvor der er iltfrie forhold ved sedimentet, skal forholdet mellem jern og fosfor være 10 - 15 (Jensen og Andersen 1990).

For at Fe/P-forholdet skal blive over 10, kan det beregnes, at der skal frigives ca. 0,5 mg P/g TS fra de øverste 10 cm af sedimentet.

Antages det endvidere, at det fosforberigede sediment primært ligger i den dybeste halvdel af søen, dvs. på dybder over 9 m, vil den omtalte frigivelse skulle ske fra omkring 180 ha.

For at kunne beregne fosforpuljen, skal man desuden vide, at tørstofindholdet i sedimentet i sedimentationsområdet er omkring 5 %.

Ud fra de nævnte antagelser kan det beregnes, at der skal fjernes omkring 5 - 6 ton fosfor fra søens sediment, før jern/fosfor-forholdet overstiger 10 og frigivelsen fra den jernbundne fosforpulje dermed bliver væsentligt mindre.

Pga. den store algemængde og den lille stoffraførsel er den organiske pulje relativt stor. Den frigivelse, som sker hvert efterår, stammer derfor også fra fosfor, som er bundet til organiske partikler. Fra sedimentundersøgelsen i 1984 blev den organiske del af tørstoffet (målt som glødetab) bestemt til ca. 15 %. Dette forhold har sandsynligvis ikke ændret sig væsentligt og anvendes her til at bestemme puljen af fosfor, som er organisk bundet.

Antages det, at forholdet mellem fosfor og organisk stof i sedimenteret materiale er 1:60, er der bundet mellem 0,5 og 1 ton fosfor til det organiske materiale i sedimentet.

Den totale fosforpulje, som bidrager til eutrofieringen af søen, er altså i størrelsesordenen 6 - 7 ton.

Med en udtømningsrate på omkring 500 kg fosfor om året som i 1991, vil det dermed i grove træk tage 10 - 15 år, før søen kommer i ligevægt med fosfortilførslen.

1991 var et relativt tørt år og kommer der senere mere

våde år med en større vandføring også i sensommeren og efteråret, vil der fjernes mere end de 500 kg årligt fra søen. Våde år er derfor til gavn for søen, fordi fosforpuljen dermed hurtigere bliver vasket ud.

Det skal understreges, at disse beregninger er forbundet med mange usikkerhedsmomenter og at den opstillede tidshorisont derfor kun skal betragtes som et groft overslag.

I den rapport, som blev udarbejdet på baggrund af Miljøkontorets undersøgelser i 1984 (Århus Amt 1986), anføres det, at en delvis opstemning af Århus å ved eller i umiddelbar nærhed af afløbet, vil være til gavn for åen, idet der derved vil komme en større vandføring i sommerperioden. En begrænsning af vandfraførslen i foråret vil tillige have den gavnlige effekt for søen, at transporten af vand ud af søen bliver større i sensommeren og efteråret, hvor de store fosforkoncentrationer i søen findes. Herved vil eksporten af fosfor ud af søen stige og den lange tidshorisont, som ellers er for søen før en renere tilstand bliver opnået, vil blive forkortet.

Tilstanden efter en ligevægt

På det tidspunkt hvor søen ikke længere er belastet af en intern fosforpulje og fosforkoncentrationen i indløbsvandet er blevet reduceret, vil forholdene i søen ændre sig væsentligt fra de, som eksisterer i dag.

En fosforkoncentration på 80 µg P/l vil medføre en gennemsnitlig sigt dybde om sommeren på omkring 2 meter. Herved vil der være skabt mulighed for, at der kan vokse undervandsplanter ud til 2 meter eller mere.

En sådan tilstand er et realistisk mål men dog stadig væsentligt forskelligt fra en naturtilstand, hvor søen slet ikke er påvirket af aktiviteten i oplandet. En sø uden kulturpåvirkning ville have en fosforkoncentration i sommermånederne på 20 - 25 µg P/l og en sigt dybde i perioden på 3 - 5 meter.

I en sø, hvor der er mange undervandsplanter, vil konkurrencen om næringsstofferne i vandet medføre, at algemængden yderligere vil blive begrænset. I Stilling-Solbjerg sø's tilfælde vil der dog stadig kunne observeres blågrønner i sensommeren blot ikke i så store mængder som i dag.

Undervandsplanter giver endvidere skjul for både dyreplankton og eventuelle rovfisk og gradvist vil søen derfor ændre sig. Fra at være domineret af blågrønner vil søen skifte til i mindre grad at have alger i vandet men i stedet undervandsplanter og flere rovfisk.

Søens rekreative værdi ved en mindre eutrofiering vil altså stige væsentligt. Der vil som nævnt ske en ændring i fiskebestanden, således at der til gengæld for en nedgang i bestanden af skaller og brasen kommer flere aborrer, gedder og måske søørreder. Fisk som for en lystfisker er mere attraktive.

Søen vil endvidere med det klarere vand og de færre alger få større værdi som badesø.

Forudsætningen for disse ændringer er mindre fosfor i søvandet. Det skal i den forbindelse understreges, at ændringer i søens tilstand vil indtræffe også før fosforkoncentrationen er nået ned omkring 80 µg P/l.

Reduktionen i fosforkoncentrationen skal opnåes, som det er beskrevet, ved at gribe ind imod de tre større kilder til fosfortilførslen til søen.

Den spredte bebyggelse er den største bidragsyder og det vil derfor være af afgørende værdi, at bidraget herfra reduceres. Regnvandsoverløb i såvel Stilling som Solbjerg er også en væsentlig kilde og sidst kommer der en betragtelig mængde fosfor fra de dyrkede jorde.

Gennemføres de tiltag, som er anbefalet overfor den spredte bebyggelse i oplandet til søen, vil fosformængden som nævnt blive reduceret til omkring 220 kg om året. Med den vandtilførsel, som var i 1991, vil en sådan reduktion medføre, at den gennemsnitlige indløbskoncentration vil være 150 - 160 µg P/l.

Begrænses også tilførslen af fosfor fra overløbsbygværkerne i Solbjerg og Stilling, vil den gennemsnitlige indløbskoncentration af fosfor blive mindre end 150 µg P/l, som er den øvre grænse, hvis søen skal opnå en sommersigt dybde på gennemsnitligt 2 m.

Det vil altså være muligt, at nå en indløbskoncentration af fosfor, der ikke belaster søen, ved at reducere bidragene fra den spredte bebyggelse og fra regnvandsoverløbene.

Sammenfattende kan det konkluderes, at :

- *Stilling-Solbjerg sø i dag optræder i en stærkt eutrofieret tilstand med høje fosforkoncentrationer og store algemængder, en lav sigt dybde, næsten ingen undervandsplanter og en lille bestand af rovfisk.*
- *årsagen til den store forurening først og fremmest er tidligere tiders spildevandsudledninger fra primært Solbjerg og Stilling samt ulovlige landbrugsudledninger.*
- *der ligger store mængder fosfor på søens bund, som om sommeren og efteråret bliver frigjort til søvandet til skade for søen.*
- *vandet opholder sig i søen i 2,5 til 3 år i gennemsnit, før det løber videre i Århus å og at de næringsstoffer, som er blevet ført til søen, derfor påvirker søen i meget lang tid.*
- *fosforkoncentrationen i sommerperioden skal ned på ca. 80 µg P/l for at søen kan opfylde Recipientkvalitetsplanens målsætning om en gennemsnitlig sommersigt dybde på 2 m.*
- *koncentrationen af fosfor i indløbsvandet på årsbasis ikke må overstige 150 µg P/l, hvis søkoncentrationen skal være omkring 80 µg P/l.*
- *selvom indløbskoncentrationen bliver reduceret tilstrækkeligt, vil der sandsynligvis gå mellem 10 og 15 år, inden søen kommer i ligevægt med tilførslen af fosfor og den interne fosforpulje dermed er udvasket.*
- *den forbedrede vandkvalitet vil medføre flere undervandsplanter og en større bestand af rovfisk.*
- *det skal understreges, at ændringer i søens tilstand vil ske gradvist og også inden de 10-15 år er gået.*

Referencer

- Andersen J.M. (1977a) : Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. Arch. Hydrobiol. 80, 147-59.
- Andersen J.M. (1977b) : Importance of the denitrification process for the rate of degradation of organic matter in lake sediments. Proc. Internat. symp. Amsterdam, 1976 : Interactions between sediments and fresh water. The Hague 1977, 357-62.
- DMU (1990a) : Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 130 pp. - Faglig rapport fra DMU nr. 5.
- DMU (1990b) : Eutrofieringsmodeller for søer, nr. C9 1990. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- DMU (1990c) : Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning. Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 27 pp.
- DMU (1991) : Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 pp. Faglig rapport nr. 38.
- Edler L., 1979 : Recommendations for Marine Biological Studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and Chlorophyll. Baltic Marine Biologists. No. 5.
- Hansen A.M., Jeppesen E., Bosselman S. og Andersen P. (1990) : Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990.
- Jensen H.S. & Andersen F.Ø. (1990) : Fosforbelastning i lavvandede, eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 96 pp.
- Jeppesen E., Mortensen E., Søndergård M., Hansen A.M. og Jensen, J.P. (1991) : Dyreplanktonet som miljøindikator. Vand og Miljø 8: 394-398.
- Kamp- Nielsen L. (1975) : Seasonal variation in sediment-water exchange of nutrients in lake Esrom. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19.
- Kristensen P., Jensen J.P. og Jeppesen E. (1990) : Slutrapport for NPo-forskningsprojekt C9 : Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-projekt 4,5. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. 120 pp.
- Nygård G. (1976) : Tavlerne fra Dansk Planteplankton. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag A/S, København.
- Olrik K. (1990) : Planteplanktonsamfund i danske søer.
- Olrik K. (1991) : Planteplanktonmetoder. Miljøprojekt nr. 187. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Reynolds C.S. (1984) : The ecology of freshwater phytoplankton.
- Riemann B. & Søndergaard M. (1986) : Carbon Dynamics in Eutrophic Temperate Lakes. Elsevier Science Publishers B.V.
- Ringkøbing Amtskommune (1991) : Mes Sø og Elværk Sø 1988-90. Teknisk rapport, Teknik- og Miljøforvaltningen, Ringkøbing Amtskommune.
- Skanderborg kommune (1984) : Fiskene i Stilling-Solbjerg sø og tilløb. Teknisk rapport, Skanderborg kommune.
- Vollenweider R.A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.
- Århus Amt og Århus kommune (1974) : Stilling-Solbjerg sø - orienterende undersøgelser i 1973. Teknisk rapport, Stadsingeniøren, Hygiejnisk afdeling, Århus kommune og Vandvæsenet, Århus Amt.
- Århus Amt (1986) : Stilling-Solbjerg sø 1984. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus kommune og Århus Amt (1992) : Notat vedrørende afledning af spildevand fra ejendomme udenfor kloakerede områder i oplandet til Stilling-Solbjerg sø. Århus kommune og Miljøkontoret, Århus Amt.

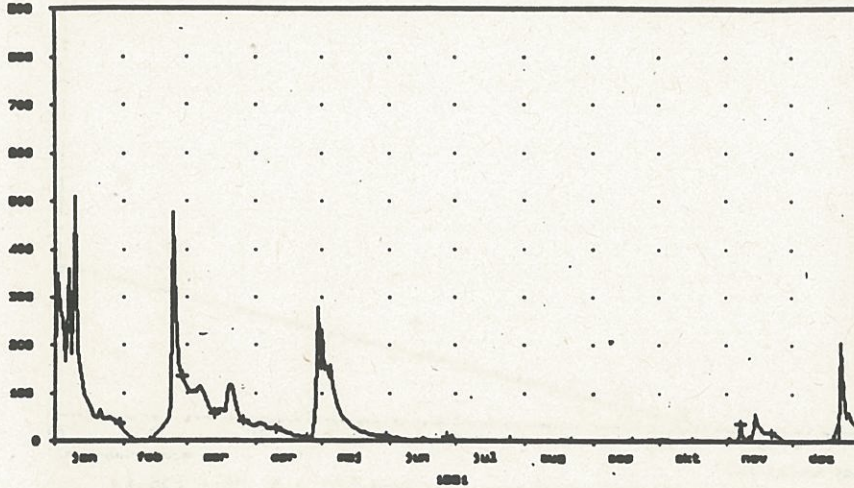
Bilagsoversigt

Daglige vandføringer og qQ-relationerne for tilløbene til Stilling-Solbjerg sø.	Bilag 1
Vandkemi på st. 110906 og st. 110909 i perioden 1978 - 1991.	Bilag 2
Metode for beregning af 1991-vand- og massebalance.	Bilag 3
Massebalance for 1984.	Bilag 4
Alger - metodik og rådata.	Bilag 5
Dyreplankton - metodik og rådata.	Bilag 6
Dybdekort over Stilling-Solbjerg sø.	Bilag 7

DAGLIG VANDFØRING 110123 Stilling - Solbjerg Høddabrovl. o.s. Solbjerg R
Referencestationer: 21.02
Signaturer: PLUS = prøve, ned i bølge

Vandføring (l/s)

Date: 20.11.1992



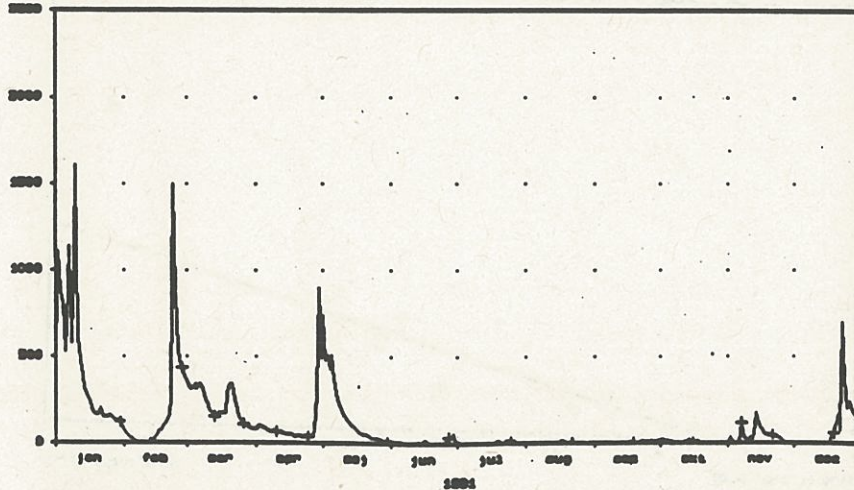
STDS version 3.40

Tid

DAGLIG VANDFØRING 110126 Stilling - Solbjerg Løjenker Bak o.s. St.-Solb.02
Referencestationer: 21.02
Signaturer: PLUS = prøve, ned i bølge

Vandføring (l/s)

Date: 20.11.1992



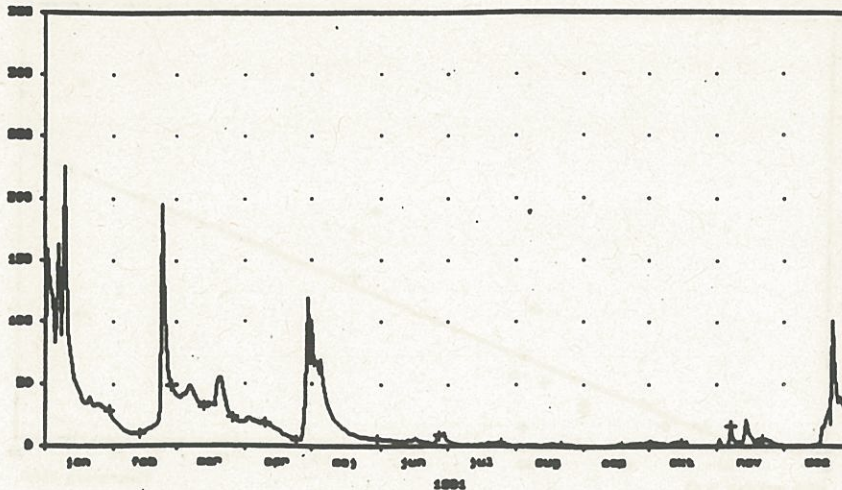
STDS version 3.40

Tid

DAGLIG VANDFØRING 110127 Stilling - Solbjerg Vitved Bak Folmerbro
Referencestationer: 21.02
Signaturer: PLUS = prøve, ned i bølge

Vandføring (l/s)

Date: 20.11.1992

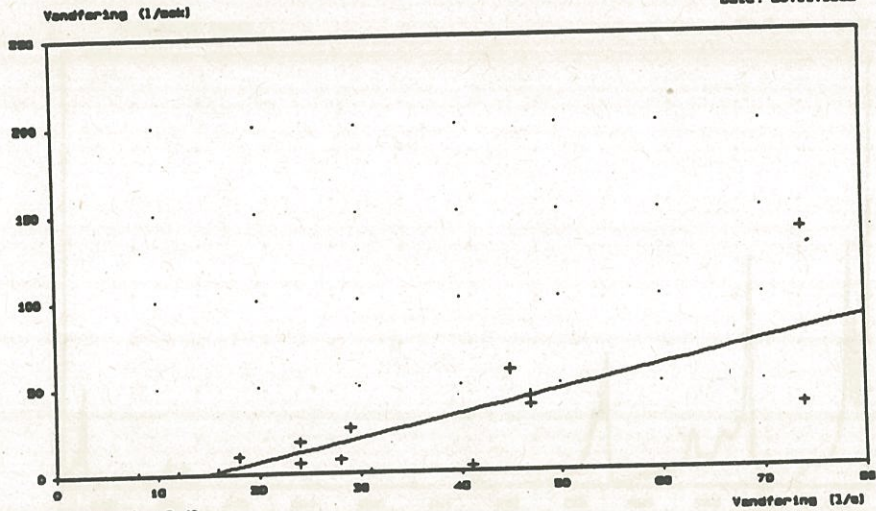


STDS version 3.40

Tid

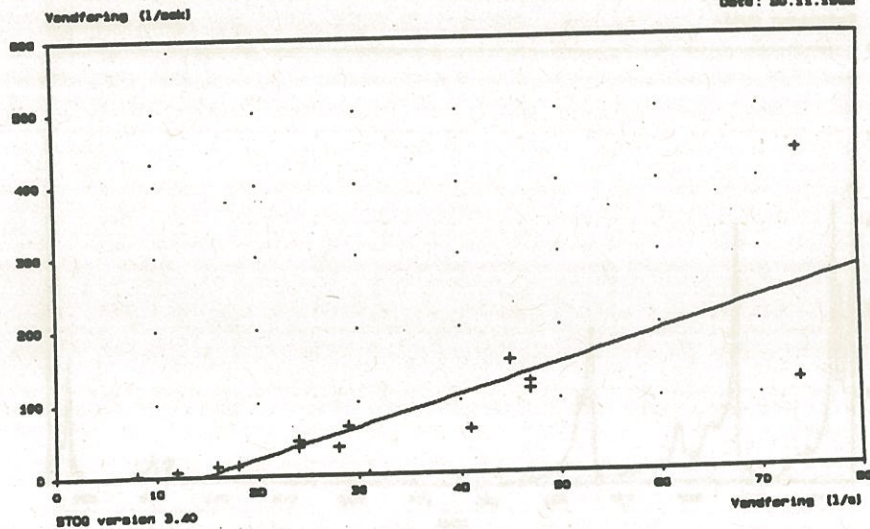
Q/Q 110123 Stilling - Solbjerg Mødebrov1. o.s. Solbjerg R
 SS-korrektionssteden $S = A \cdot B + C \cdot A = 1.2885e+00 \cdot S - 1.0577e+01$
 Korrelat. koef. R = 0.775
 Signatur: PLUS = måling, ved 1 beregn
 Referansetællinger: 21.00

Date: 20.11.1982



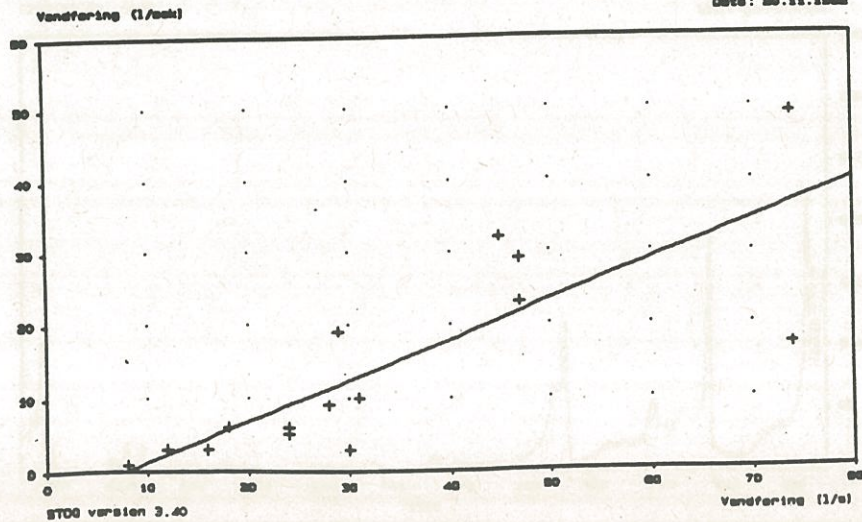
Q/Q 110126 Stilling - Solbjerg Løjenker Bak o.s. St.-Solb.80
 SS-korrektionssteden $S = A \cdot B + C \cdot A = 4.1750e+00 \cdot S - 0.0000e+01$
 Korrelat. koef. R = 0.790
 Signatur: PLUS = måling, ved 1 beregn
 Referansetællinger: 21.00

Date: 20.11.1982



Q/Q 110127 Stilling - Solbjerg Vitved Bak Folmerbro
 SS-korrektionssteden $S = A \cdot B + C \cdot A = 0.8531e-01 \cdot S - 4.3000e+00$
 Korrelat. koef. R = 0.825
 Signatur: PLUS = måling, ved 1 beregn
 Referansetællinger: 21.00

Date: 20.11.1982



Kemiske målinger på st. 110906 og st. 110909 i 1978, 1984 og 1991.

	1975	1978	1984	1991
Total COD mg/l		24,2	49,9	
Partikulær COD mg/l			13	
Klorofyl (ukorr) µg/l			69,5	
Sigt dybde m		1,7	0,9	1,7
pH	8,3	8,3	9	8,6
Opløst Silicium mg Si/l			0,593	
Alkalinitet mekv/l		1,89	2,19	
Total -N mg/l	9,66	4,55	3,9	2,1
NH ₄ -N mg/l	0,054	0,104	0,102	
NO ₃ -N mg/l	1,17	3,34	2,2	
Total P µg P/l	266	223	227	226
Ortho-P µg P/l	380	116	110	156

Sommergennemsnit af de kemiske målinger på st. 110906.

	1975	1976	1978	1984	1991
Total COD mg/l			22,5	39,3	
Partikulær COD mg/l				8,2	
Klorofyl (ukorr) µg/l				41,7	
Sigt dybde m			1,55	1,4	2,4
pH	8,4	8,4	8,1	8,5	8,35
Opløst silicium mg Si/l				0,928	
Alkalinitet mekv/l				2,12	
Total -N mg/l	10,6	4,54	4,35	3,76	2,04
NH ₄ -N mg/l	0,026	0,041	0,265	0,059	
NO ₃ -N mg/l	1,46	0,734	2,72	2,5	
Total P µg P/l	420	280	263	242	277
Ortho-P µg P/l	297	230	161	161	221

Årgennemsnit af de kemiske målinger på st. 110906.

	1978	1984	1991
Total COD mg/l	31,8	39,2	
Partikulær COD mg/l		13,5	
Klorofyl (ukorr) µg/l		79	
Sigtdybde m	1,1	1,0	1,6
pH	8,9	9,0	8,7
Opløst Silicium mg Si/l		0,577	
Alkalinitet mekv/l	1,76	2,16	
Total -N mg/l	4,62	4,00	2,20
NH4-N mg/l	0,051	0,104	
NO3-N mg/l	2,59	2,37	
Total P µg P/l	228	252	232
Ortho-P µg P/l	66	124	139

Sommergennemsnit af de kemiske målinger på st. 110909.

	1975	1976	1978	1984	1991
Total COD mg/l			27,3	33	
Partikulær COD mg/l				8,7	
Klorofyl (ukorr) µg/l				44	
Sigtdybde m			1,25	1,15	2,2
pH	8,6	8,5	8,3	8,5	8,3
Silikat mg Si/l				1,18	
Alkalinitet mekv/l			1,76	2,17	
Total -N mg/l	8,15	2,61	5,06	4,59	2,4
NH4-N mg/l	0,038	0,054	0,127	0,112	
NO3-N mg/l	1,58	0,898	3,43	3,37	
Total P µg P/l	436	311	284	265	281
Ortho-P µg P/l	320	240	155	179	214

Årgennemsnit af de kemiske målinger på st. 110909.

Beregning af vand- og massebalance

Vandbalancen opstilles ud fra følgende størrelser :

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

GRUNDDATA

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

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

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

Stofbalance opstilles ud fra :

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

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

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

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

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

(søvolumener er beregnet ud fra diskrete vandstande og søareal)

Massebalance for 1984

1984	Årsvandføring 10*6 m ³ /år	BIS ton/år	Total fosfor ton P/år	Total kvælstof ton N/år
Møddebro bæk	3,44	14	0,92	46
Løjenkær bæk	8,42	51	4,95	115
Vitved bæk	1,36	14	0,68	22
Spildevand Solbjerg	0,51	7	3,03	8
Øvrige direkte spildevandstilførsel	0,01	2	0,13	0,4
Diffus tilførsel	1	2	0,1	10
Atmosfærisk deposition			0,01	5
Tilførsel ialt	14,7	90	9,82	206
Afløb Stilling-Solbjerg sø	14,7	69	3,96	60
Tilbageholdelse/reduktion			60%	71%

Alger - metodik og rådata

Prøvetagning

Algeprøverne er udtaget på vandkemistationen på det dybeste sted i søen (st. 110907). Prøverne er udtaget med vandhenter fra blandingsprøven (0,2+2+4 m). Hver prøvetagningsdag er der udtaget 200 ml, som er fikseret i sur Lugol opløsning.

Derudover er der udtaget netprøver til kvalitativ bestemmelse af ikke så hyppigt forekommende slægter/arter. Netprøverne er taget med planktonnet med en maskevidde på 20 µm, hvorefter de er fikseret med sur Lugol opløsning.

I øvrigt henvises til Overvågningsprogrammets tekniske anvisning : Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del I; Metoder.

Bearbejdning

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

Algerne er slægts/artsbestemt og deres relative hyppighed er opgjort vha. omvendt mikroskopi (der blev anvendt sedimentationskamre med et volumen på 10 ml.).

Følgende hyppighedsangivelser er anvendt :

x	tilstede
xx	almindelig
xxx	hyppig
xxxx	dominerende

Baggrund for figur.

De præsenterede fordelinger af de forskellige algegrupper i Stilling-Solbjerg sø i 1991 er fremkommet ved at beregne forholdet mellem de enkelte algegrupperes hyppighed på den pågældende prøvetagningsdag således at de summerede hyppigheder giver 4.

Hvis eksempelvis to algegrupper alene er præsenteret på en given prøvetagningsdag begge med en hyppighed "almindelig" i søen, vægtes grupperne med 2 og figuren vil vise, at der var lige mange alger af de to grupper i søen på det pågældende tidspunkt.

Stilling Solbjerg Sø, 1991

Fytoplankton individer/ml	DATO																				
	910108	910206	910306	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
Taxonomisk gruppe																					
Cyanophyta																					
Woronichinia naegeliana																					
Snowella sp.																					
Woronichinia sp.																					
Woronichinia spp.																					
Merismopedia tenuissima																					
Microcystis aeruginosa																					
Microcystis wesenbergii																					
Anabaena sp.																					
Aphanizomenon flos-aquae																					
Lyngbya limnetica																					
Cryptophyceae																					
Cryptomonas spp. (20-30µm)																					
Cryptomonas spp. (>30µm)																					
Cryptophyceae spp. (6-14µm)																					
Cryptophyceae spp. (14-20µm)																					
Cryptophyceae spp. (16-20µm)																					
Dinophyceae																					
Ceratium hirundinella																					
Diplopsalis acuta																					
Gymnodinium sp.																					
Thekate furealger (15-20µm)																					
Chrysophyceae																					
Dinobryon divergens																					
Diatomophyceae																					
Melosira varians																					
Aulacoseira granulata var. angustissima																					
Aulacoseira italica																					
Stephanodiscus rotula																					
Stephanodiscus/Cyclotella (<10µm)																					
Stephanodiscus/Cyclotella (10-20µm)																					
Stephanodiscus/Cyclotella (>20µm)																					
Asterionella formosa																					
Fragilaria sp.																					
Fragilaria crotonensis																					
Nitzschia sp.																					
Synedra acus																					

+: til stede
 ++: almindelig
 +++: hyppig
 ++++: dominerende

Fytoplankton Individer/ml	DATO																				
	910108	910206	910306	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
Pernate kiselalger (>20µm)																					
Chlorophyceae																					
Pandorina morum																					
Eudorina elegans																					
Coelastrum microporum										+++	+++	+++	+++	+++	++	+					
Coelastrum astroideum										+++	+++	+++	+++	+++	++	+					
Coelastrum indicum										+++	+++	+++	+++	+++	++	+					
Dictyosphaerium pulchellum										+++	+++	+++	+++	+++	++	+					
Oocystis sp.										+	+	+	+	+	+						
Pediastrum boryanum										+	+	+	+	+	+						
Pediastrum duplex										+	+	+	+	+	+						
Scenedesmus sp.										++	++	++	++	++	+						
Scenedesmus spp.										++	++	++	++	++	+						
Sphaerocystis schroeteri/Eutetramorus fottii																					
Monoraphidium sp.																					
Monoraphidium circinale																					
Ankya judayi										++	++	++	++	++	+						
Microactinium pusillum										++	++	++	++	++	+						
Elakatothrix genevensis										+	+	+	+	+	+						
Closterium sp.										+	+	+	+	+	+						
Closterium acutum										++	++	++	++	++	+						
Closterium aciculare										+	+	+	+	+	+						
Staurastrum sp.										+	+	+	+	+	+						
Cosmarium sp.										+	+	+	+	+	+						
Ubestemte eller fåtallige celler ubestemte celler (<5µm)										++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++

+: til stede
 ++: almindelig
 +++: hyppig
 ++++: dominerende

Dyreplankton - metodik og rådata

Prøvetagning 1991

Prøverne er indsamlet med 5 l hjerteklapvandhenter med KC-maskinernes ekstra sikring af klapperne. På kemistationen er der taget vandprøver fra 0,5+4+8+12+16 m. Herfra er 5 l vand filtreret gennem et 90 µm net.

Prøverne er konserveret med Lugol og opbevaret i mørke flasker.

Bearbejdning

Bestemmelse og tælling er foretaget af Århus Amt, Miljøkontoret v. biologistuderende Tina Læbel.

Der er ikke talt ciliater og rotatorier.

Dyreplanktonnet er talt i lup (med op til 50 x forstørrelse) og med nedenstående detaljeringsgrad :

Cladocerer

Cladocernerne er optalt til slægtsniveau.

Copepoder

Der er ikke skelnet mellem calanoide og cyclopoide nauplier men for copepodterne er de opdelt på nævnte grupper.

De voksne copepoder er bestemt til slægtsniveau.

Biomasseberegning

Biomassen af de enkelte arter af crustaceer er beregnet efter længde/vægt-relationer efter Botrell et al. 1976.

Individlængden er bestemt i følge anvisning fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Længde/vægt-relationerne for copepoder og cladocerer i Botrell et al. 1976 angiver biomassen i tørvægt. Ved omregning fra tørvægt til vådvægt antages en tørvægt på 13 % af vådvægten. Det antages videre, at 82 % af tørvægten kan omregnes til kulstof. Kulstof-indholdet er da 45 % af denne del af tørvægten.

Fra hver prøvetagningsdato måles længden på 25 individer for cladocernerens vedkommende og for copepoderens måles 25 copepoditer, 10 hanner og 10 hunner. Således opnåes der i de fleste tilfælde en sikkerhed på +/- 10 % af middellængden.

Biomassen beregnes ud fra de individuelle biomasseværdier og populationens størrelse.

Stilling Solbjerg Sø, 1991

Zooplankton #g C/l	DATO																		
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205
9.3	4.1	2.5	3.3	2.7	76.1	1.1E+06	111.2	70.8	1.2	9.9	1.4	4.0	4.5	3.1	2.9	1.6			
24.6	5.7	4.2	3.0	11.0	15.7	12.4	10.4	5.0	238.7	87.8	61.4	219.1	84.6	92.0	98.8	24.5	14.2	18.8	
1.7			7.3	44.2	44.9	22.8	8.2	5.8	.8	8.5	16.0	39.8	128.2	38.8	3.3	1.2	2.4	8.2	
											14.2								
37.1	39.5	21.8	20.8	21.5	25.8	23.3	44.1	39.3	33.7	25.4	27.6	35.8	41.5	15.5	14.7	16.5	15.7	12.0	
2.1	4.4	1.5	2.3	14.5	91.1	90.1	75.5	47.4	12.7	48.3	21.7	85.9	54.6	33.5	22.5	4.5	1.7	2.8	
3.7	15.7	40.3	17.0	85.3	72.2	83.2	10.1	5.8	17.1	58.7	33.2	34.5	33.6	17.7	14.6	9.6	4.1	4.8	
.8		2.2	6.8	76.2	81.7	36.2	2.6	.6	12.4	3.0	9.7	24.4	18.2	13.7	16.6	11.3	9.6	9.1	
1.2	.1	4.1	13.6	17.4	4.3	3.7	5.7	4.2	2.8	3.1	3.0	3.5	4.0	1.8	1.7	.6	.6	1.3	

Stilling Solbjerg Sø, 1991

Zooplankton SUM #g C/l	DATO																		
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205
80.5	69.3	76.6	74.0	272.7	411.8	1.1E+06	269.9	178.9	332.3	244.6	188.2	447.0	372.1	216.3	175.1	71.5	49.4	57.5	
35.6	9.7	6.6	13.6	57.9	136.7	1.1E+06	131.9	81.6	253.6	106.1	93.0	262.8	220.3	134.1	105.1	29.0	17.8	27.5	
39.2	43.9	23.3	23.0	36.0	116.9	113.4	119.7	86.7	46.5	73.7	49.3	121.7	96.0	49.0	37.1	21.0	17.3	14.9	
4.5	15.7	42.6	23.8	161.4	153.9	119.4	12.7	6.4	29.5	61.6	42.9	58.9	51.8	31.4	31.2	20.9	13.7	13.9	
1.2	.1	4.1	13.6	17.4	4.3	3.7	5.7	4.2	2.8	3.1	3.0	3.5	4.0	1.8	1.7	.6	.6	1.3	

Stilling Solbjerg SÅ, 1991

Zooplankton volumenbiomasse mm ³ /l = mg vådvægt/l	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera								.0452		.0255	.2140	.0304	.0863	.0983	.0683	.0627	.0344			
Diaphanosoma spp.																				
Ceriodaphnia quadrangula	.2015	.0882	.0531	.0706	.0587	1.6499	26331	2.4106	1.5349	5.1757	1.9025	1.3312	4.7491	1.8350	1.9952	2.1416	.5319	.3073	.4083	
Daphnia sp.	.5339	.1225	.0909	.0656	.2374	.3411	.2686	.2257	.1077	.0172				.0649	.0029	.0363	.0265	.0265	.0095	
Bosmina sp.				.1584	.9584	.9735	.4935	.1783	.1265	.2787	.1846	.3478	.8624	2.7787	.8416	.0712	.0260	.0515	.1782	
Chydorus sp.												.3076								
Leptodora kindtii																				
Calanoida	.8046	.8563	.4717	.4499	.4653	.5583	.5045	.9565	.8528	.7311	.5511	.5985	.7763	.8992	.3352	.3177	.3583	.3393	.2612	
Eudiaptomus spp.	.0448	.0946	.0334	.0489	.3149	1.9752	1.9533	1.6379	1.0276	.2762	1.0465	.4699	1.8628	1.1829	.7269	.4870	.0976	.0358	.0613	
Calanoida copepoditter																				
Cyclopoidea	.0803	.3398	.8745	.3680	1.8485	1.5657	1.8036	.2191	.1261	.3706	1.2716	.7197	.7478	.7276	.3842	.3158	.2080	.0879	.1030	
Cyclopoide copepoditter	.0167		.0483	.1483	1.6510	1.7703	.7857	.0559	.0130	.2684	.0644	.2103	.5299	.3945	.2960	.3602	.2447	.2086	.1978	
Naupliier																				
Copepod naupliier spp.	.0220	.0016	.0752	.2464	.3164	.0780	.0668	.1028	.0760	.0512	.0572	.0544	.0644	.0728	.0332	.0312	.0104	.0112	.0228	

Stilling Solbjerg SÅ, 1991

Zooplankton volumenbiomasse mm ³ /l = mg vådvægt/l	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
GRAND TOTAL	1.740	1.503	1.647	1.556	5.851	8.912	26337	5.832	3.864	7.195	5.292	4.070	9.679	8.054	4.684	3.791	1.548	1.068	1.242	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera	.772	.211	.144	.295	1.254	2.965	26332	2.860	1.769	5.497	2.301	2.017	5.698	4.777	2.908	2.279	.629	.385	.596	
Calanoida	.849	.951	.505	.499	.780	2.534	2.458	2.594	1.880	1.007	1.598	1.068	2.639	2.082	1.062	.805	.456	.375	.322	
Cyclopoidea	.097	.340	.923	.516	3.499	3.336	2.589	.275	.139	.639	1.336	.930	1.278	1.122	.680	.676	.453	.296	.301	
Naupliier	.022	.002	.075	.246	.316	.078	.067	.103	.076	.051	.057	.054	.064	.073	.033	.031	.010	.011	.023	

Zooplankton tærvgt µg/l	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera								5.6		3.2	26.7	3.8	10.8	12.3	8.5	7.8	4.3			
Diaphanosoma spp.																				
Ceriodaphnia quadrangula																				
Daphnia sp.	25.2	11.0	6.6	8.8	7.3	206.2	3.E+06	301.3	191.9	647.0	237.8	166.4	593.6	229.4	249.4	267.7	66.5	38.4	51.0	
Bosmina sp.	66.7	15.3	11.4	8.2	29.7	42.6	33.6	28.2	13.5	2.2				8.1	4.4		4.5	3.3	1.2	
Chydorus sp.				19.8	119.8	121.7	61.7	22.3	15.8	34.8	23.1	43.5	107.8	347.3	105.2	8.9	3.3	6.4	22.3	
Leptodora kindtii												38.4								
Calanoida																				
Eudiaptomus spp.	100.6	107.0	59.0	56.2	58.2	69.8	63.1	119.6	106.6	91.4	68.9	74.8	97.0	112.4	41.9	39.7	44.8	42.4	32.6	
Calanoide copepoditer	5.6	11.8	4.2	6.1	39.4	246.9	244.2	204.7	128.5	34.5	130.8	58.7	232.9	147.9	90.9	60.9	12.2	4.5	7.7	
Cyclopoida																				
Cyclops spp.	10.0	42.5	109.3	46.0	231.1	195.7	225.5	27.4	15.8	46.3	159.0	90.0	93.5	91.0	48.0	39.5	26.0	11.0	12.9	
Cyclopoide copepoditter	2.1		6.0	18.5	206.4	221.3	98.2	7.0	1.6	33.5	8.1	26.3	66.2	49.3	37.0	45.0	30.6	26.1	24.7	
Naupliier																				
Copepod naupliier spp.	2.7	.2	9.4	30.8	39.5	9.8	8.3	12.8	9.5	6.4	7.1	6.8	8.1	9.1	4.1	3.9	1.3	1.4	2.9	

Zooplankton tærvgt µg/l	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	
GRAND TOTAL	217.5	187.9	205.9	194.5	751.3	1114.0	3.E+06	729.0	483.1	899.3	661.5	508.7	1209.9	1006.8	585.4	473.9	193.5	133.5	155.3	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera	96.5	26.3	18.0	36.8	156.8	370.6	3.E+06	357.5	221.1	687.1	287.6	252.1	712.2	597.1	363.5	284.9	78.6	48.2	74.5	
Calanoida	106.2	118.9	63.1	62.4	97.5	316.7	307.2	324.3	235.1	125.9	199.7	133.6	329.9	260.3	132.8	100.6	57.0	46.9	40.3	
Cyclopoida	12.1	42.5	115.3	64.5	437.4	417.0	323.7	34.4	17.4	79.9	167.0	116.3	159.7	140.3	85.0	84.5	56.6	37.1	37.6	
Naupliier	2.7	.2	9.4	30.8	39.5	9.8	8.3	12.8	9.5	6.4	7.1	6.8	8.1	9.1	4.1	3.9	1.3	1.4	2.9	

stilling Solbjerg Sø, 1991

Zooplancton individer/l	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera																				
Diaphanosoma spp.																				
Ceriodaphnia quadrangula	6.0	2.6	1.4	1.4	3.6	47.0	56.6	62.6	14.4	74.4	9.2	13.2	36.2	32.8	28.2	40.4	11.2	5.0	8.4	
Daphnia sp.	19.6	4.8	2.2	2.6	10.4	11.0	8.0	8.6	3.2	1.2	+	+	+	9.6	+.8	+	1.0	1.2	+.4	
Bosmina sp.	1.6			3.2	27.4	40.0	21.4	7.4	6.0	12.2	8.6	16.8	42.2	126.8	45.2	1.8	1.4	2.4	1.6	
Chydorus sp.																				
Bythotrephes longimanus																				
Leptodora kindtii																				
Calanoida																				
Eudiaptomus spp.	17.4	18.8	10.4	11.0	12.2	12.0	10.0	19.4	19.0	15.2	12.4	13.4	15.4	17.8	7.0	6.4	9.4	8.2	6.6	
Calanoida copepoditer	1.0	2.2	.8	1.2	21.2	78.0	62.0	49.2	27.6	10.6	33.0	15.0	51.0	34.4	18.4	11.6	2.8	.8	1.4	
Cyclopoida																				
Cyclops spp.	.8	3.2	6.6	5.0	20.0	20.0	21.2	2.6	1.6	3.6	17.2	10.2	11.8	10.0	6.2	4.6	1.8	.8	.8	
Cyclopoida copepoditter	.8	+	1.0	3.8	56.4	49.0	21.4	1.4	1.4	12.0	2.6	8.8	31.8	14.6	15.4	20.8	12.4	9.4	5.6	
Nauplier																				
Copepod nauplier spp.	11.0	.8	37.6	123.2	158.2	39.0	33.4	51.4	38.0	25.6	28.6	27.2	32.2	36.4	16.6	15.6	5.2	5.6	11.4	

stilling Solbjerg Sø, 1991

Zooplancton SUM individer/l	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
GRAND TOTAL	58.2	32.4	60.0	151.4	309.4	296.0	234.0	206.0	111.2	157.8	127.2	109.4	227.4	285.8	140.0	103.4	46.0	33.4	36.2	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera	27.2	7.4	3.6	7.2	41.4	98.0	86.0	82.0	23.6	90.8	33.4	34.8	84.2	172.6	76.4	44.4	14.4	8.6	10.4	
Calanoida	18.4	21.0	11.2	12.2	33.4	90.0	72.0	68.6	46.6	25.8	45.4	28.4	66.4	52.2	25.4	18.0	12.2	9.0	8.0	
Cyclopoida	1.6	3.2	7.6	8.8	76.4	69.0	42.6	4.0	3.0	15.6	19.8	19.0	44.6	24.6	21.6	25.4	14.2	10.2	6.4	
Nauplier	11.0	.8	37.6	123.2	158.2	39.0	33.4	51.4	38.0	25.6	28.6	27.2	32.2	36.4	16.6	15.6	5.2	5.6	11.4	

Stilling Solbjerg Sø, 1991

Zooplankton Volumenbionasse procentvis sammensætning	DATO																		
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205
Taxonomisk gruppe																			
Cladocera										.4	4.0	.7	.9	1.2	1.5	1.7	2.2		
Diaphanosoma spp.								.8											
Ceriodaphnia quadrangula																			
Daphnia sp.	11.6	5.9	3.2	4.5	1.0	18.5	100.0	41.3	39.7	71.9	36.0	32.7	49.1	22.8	42.6	56.5	34.4	28.8	32.9
Bosmina sp.	30.7	8.2	5.5	4.2	4.1	3.8	.0	3.9	2.8	.2	.8			.8	.1		2.3	2.5	.8
Chydorus sp.	2.1			10.2	16.4	10.9	.0	3.1	3.3	3.9	3.5	8.5	8.9	34.5	18.0	1.9	1.7	4.8	14.3
Leptodora kindtii																			
Calanoida																			
Eudiaptomus spp.	46.2	57.0	28.6	28.9	8.0	6.3	.0	16.4	22.1	10.2	10.4	14.7	8.0	11.2	7.2	8.4	23.2	31.8	21.0
Calanoid copepoditer	2.6	6.3	2.0	3.1	5.4	22.2	.0	28.1	26.6	3.8	19.8	11.5	19.2	14.7	15.5	12.8	6.3	3.4	4.9
Cyclopoids																			
Cyclops spp.	4.6	22.6	53.1	23.6	31.6	17.6	.0	3.8	3.3	5.2	24.0	17.7	7.7	9.0	8.2	8.3	13.4	8.2	8.3
Cyclopoide copepoditter	1.0		2.9	9.5	28.2	19.9	.0	1.0	.3	3.7	1.2	5.2	5.5	4.9	6.3	9.5	15.8	19.5	15.9
Nauplier																			
Copepod nauplier spp.	1.3	.1	4.6	15.8	5.4	.9	.0	1.8	2.0	.7	1.1	1.3	.7	.9	.7	.8	.7	1.0	1.8

Stilling Solbjerg Sø, 1991

Zooplankton Volumenbionasse procentvis sammensætning	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera																				
Calanoida																				
Cyclopoids																				
Nauplier																				
GRAND TOTAL	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera	44.3	14.0	8.7	18.9	21.4	33.3	100.0	49.0	45.8	76.4	43.5	49.6	58.9	59.3	62.1	60.1	40.6	36.1	48.0	
Calanoida	48.8	63.3	30.7	32.1	13.3	28.4	.0	44.5	48.7	14.0	30.2	26.3	27.3	25.9	22.7	21.2	29.5	35.1	26.0	
Cyclopoids	5.6	22.6	56.0	33.2	59.8	37.4	.0	4.7	3.6	8.9	25.2	22.9	13.2	13.9	14.5	17.8	29.3	27.8	24.2	
Nauplier	1.3	.1	4.6	15.8	5.4	.9	.0	1.8	2.0	.7	1.1	1.3	.7	.9	.7	.8	.7	1.0	1.8	

Zooplankton - tørvægt SUM µg/l	Snit	M	DATO																
			910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029
GRAND TOTAL	43444	76	217.5	187.9	205.9	194.5	731.3	1116.0	3.E+06	729.0	483.1	899.3	661.5	508.7	1209.9	585.4	473.9	193.5	133.5
Taxonomisk gruppe	173480	19	96.5	26.3	18.0	36.8	156.8	370.6	3.E+06	357.5	221.1	687.1	287.6	252.1	712.2	363.5	284.9	78.6	48.2
Cladocera	161.0	19	106.2	118.9	63.1	62.4	97.5	316.7	307.2	324.3	235.1	125.9	199.7	133.6	329.9	132.8	100.6	57.0	46.9
Calanoida	127.8	19	12.1	42.5	115.3	64.5	437.4	417.0	323.7	34.4	17.4	79.9	167.0	116.3	159.7	85.0	84.5	56.6	37.1
Cyclopoida	9.2	.19	2.7	.2	9.4	30.8	39.5	9.8	8.3	12.8	9.5	6.4	7.1	6.8	8.1	4.1	3.9	1.3	1.4
Nauplier																			

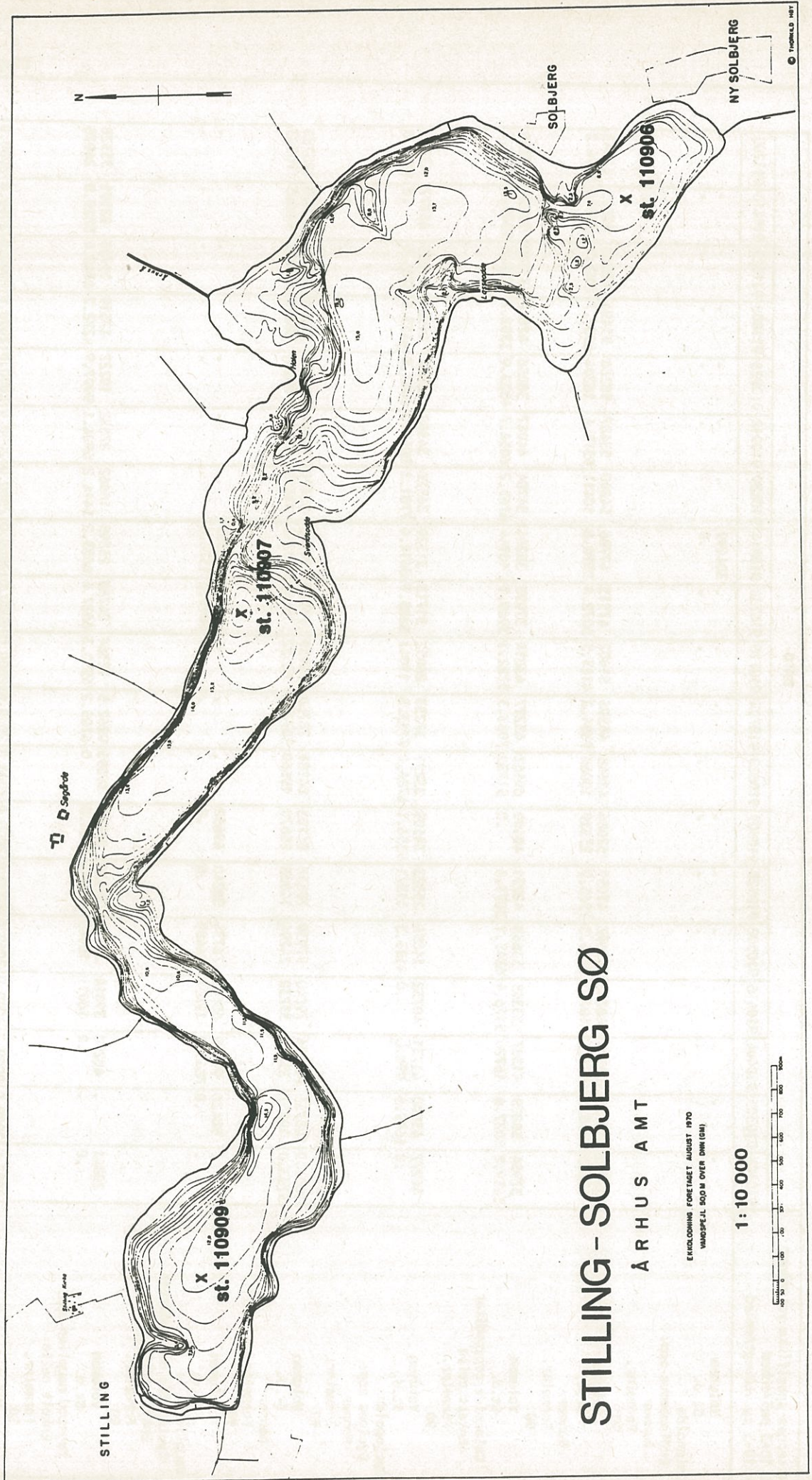
Zooplankton - tørvægt SUM µg/l	DATO
GRAND TOTAL	155.3
Taxonomisk gruppe	
Cladocera	74.5
Calanoida	40.3
Cyclopoida	37.6
Nauplier	2.9

Zooplankton SUM celler/l	Snit	M	DATO																	
			910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118
GRAND TOTAL	.036	76.000	.058	.032	.060	.151	.309	.296	.234	.206	.111	.158	.127	.109	.227	.286	.140	.103	.046	.033
Taxonomisk gruppe	.050	19.000	.027	.007	.004	.007	.041	.098	.086	.082	.024	.091	.033	.035	.084	.173	.076	.044	.014	.009
Cladocera	.035	19.000	.018	.021	.011	.012	.033	.090	.072	.069	.047	.026	.045	.028	.066	.052	.025	.018	.012	.009
Calanoida	.022	19.000	.002	.003	.008	.009	.076	.069	.043	.004	.003	.016	.020	.019	.045	.025	.022	.025	.014	.010
Cyclopoida	.037	19.000	.011	.001	.038	.123	.158	.039	.033	.051	.038	.026	.029	.027	.032	.036	.017	.016	.005	.006
Nauplier																				

Zooplankton SUM celler/l	DATO
GRAND TOTAL	.036
Taxonomisk gruppe	
Cladocera	.010
Calanoida	.008
Cyclopoida	.006
Nauplier	.011

Stilling Solbjerg Sø, 1991 - Zooplankton

Arternes dimensioner i mm:	DATO																			
	910108	910305	910404	910416	910502	910528	910603	910620	910703	910718	910730	910814	910829	910912	910926	911008	911029	911118	911205	
Taxonomisk gruppe																				
Cladocera																				
Diaphanosoma spp.																				
Enkelt celle																				
Linear dimension:																				
1																				
Gennemsnit								.7		.6	.6	.6	.7	.8	.9	1.0	1.0			
St.d.							.1		.1	.2	.2	.2	.1	.3	.1	.0	.0			
Ceriodaphnia quadrangula																				
Enkelt celle																				
Linear dimension:																				
1																				
Gennemsnit																.6				
St.d.																.0				
Daphnia sp.																				
Copepodit I-III																				
Linear dimension:																				
1																				
Gennemsnit																				
St.d.																				
Enkelt celle																				
Linear dimension:																				
1	1.0	1.0	1.0	1.0	.8	1.0	4.6	1.0	1.5	1.1	1.7	1.2	1.5	1.1	1.2	1.1	1.0	1.2	1.0	1.0
St.d.	.2	.1	.1	.4	.1	.2	17.6	.2	.2	.4	.4	.5	.5	.4	.4	.2	.3	.3	.3	.3
Bosmina sp.																				
Copepodit I-III																				
Linear dimension:																				
1																				
Gennemsnit																				
St.d.																				
Enkelt celle																				
Linear dimension:																				
1	.5	.5	.6	.5	.5	.5	.6	.5	.6	.4				.3	.3		.6	.5	.5	.5
St.d.	.1	.1	.0	.1	.1	.1	.1	.2	.1	.0				.0	.0		.1	.1	.0	.0
Chydorus sp.																				
Enkelt celle																				
Linear dimension:																				
1																				
Gennemsnit																				
St.d.																				
Leptodora kindtii																				
Enkelt celle																				
Linear dimension:																				
1	.3			.4	.4	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.3	.5
St.d.	.1			.0	.1	.0	.0	.1	.0	.1	.0	.0	.0	.0	.0	.1	.1	.0	.0	.2



STILLING - SOLBJERG SØ

ÅRHUS AMT

EKSISTENDE FORETÆT AUGUST 1970
VANDSPJÆL 500 M OVER DNH (DM)

1:10 000

